

**Institut für Wasser und Gewässerentwicklung
Universität Karlsruhe (TH)**

**Langzeitsimulation täglicher Fluss- und Grundwasser-
stände zur quantitativen Bewertung von Flussaue**

Bruno Büchele

Heft 236

Mitteilungen des Instituts für Wasser und Gewässerentwicklung
-Bereich Wasserwirtschaft und Kulturtechnik-
mit "Theodor-Rehbock-Wasserbaulaboratorium"
der Universität Karlsruhe (TH)
Herausgeber: Prof. Dr.-Ing. Dr. h. c. mult. Franz Nestmann, Ordinarius

2007

**Langzeitsimulation täglicher Fluss- und Grundwasserstände
zur quantitativen Bewertung von Flussauen**

Zur Erlangung des akademischen Grades eines

DOKTOR-INGENIEURS

von der Fakultät für
Bauingenieur-, Geo- und Umweltwissenschaften
der Universität Fridericiana zu Karlsruhe (TH)

genehmigte

DISSERTATION

von

Dipl.-Ing. Bruno Büchele

aus Biberach/Riß

Tag der mündlichen Prüfung: 27.10.2006

Hauptreferent: Univ.-Prof. Dr.-Ing. Dr. h.c. mult. Franz Nestmann

Korreferent: Univ.-Prof. Dr. rer. nat. Manfred Meurer

Karlsruhe 2007

Kurzfassung

Auen sind von Wasserstands- und Grundwasserstandsschwankungen abhängig. Ihre Qualität als Lebensraum spezifischer Tier- und Pflanzenarten „lebt“ von der Vielfalt morphologischer Strukturen und der Dynamik hydrologischer Prozesse, speziell Hochwasserereignissen.

Mit Inkrafttreten der EG-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) im Jahr 2000 ist der Schutz und die Verbesserung des ökologischen Zustandes der Gewässer und der von ihnen abhängigen Landökosysteme nicht mehr allein auf naturschutzfachliche Instrumente beschränkt, sondern auch Zielvorgabe der Wasserwirtschaft. Eine schwierige Aufgabe ist dabei die quantitative Bewertung des Gewässerzustandes in komplexen Auenökosystemen. Während einerseits nur relativ wenige quantitativ belastbare Informationen z.B. zur Grundwasserabhängigkeit von Organismen vorliegen, müssen andererseits Bewirtschaftungspläne für die Gewässer erstellt und auf spezifische Ansprüche von biotischen Komponenten abgestimmt werden.

Ziel der Arbeit ist daher, ein Instrumentarium bereitzustellen, das die Bewertung des Gewässerzustands in Auen auf quantitativer Basis unterstützt. Schwerpunkt ist die Quantifizierung der grundwasserbedingten Gefährdung der Flächennutzung. Beispielhaft sollen Möglichkeiten der Quantifizierung untersucht werden, die der Bedeutung natürlicher Unsicherheiten, speziell der Dynamik in Auen, gerecht werden. Grundgedanke ist hier die stochastische Simulation hydrologischer Zeitreihen (Stichprobenerweiterung) als Bewertungsgrundlage.

Die Arbeit gliedert sich inhaltlich in zwei Hauptteile.

Im ersten Teil wird ein methodischer Rahmen für die genannten Bewertungs- und Managementaufgaben in Auen formuliert und für den Grundwasserstand als Bewertungskriterium gem. WRRL spezifiziert. Das Verfahren gliedert sich nach einem risikoorientierten Ansatz in drei Stufen. Stufe I sieht die Erstbewertung der Gefährdung nach einfach handhabbaren Kriterien vor. Im Einzelfall folgt in Stufe II eine erweiterte Analyse der Gefährdung und möglicher Auswirkungen (Risikoanalyse). In dieser Phase kann auf mathematische Modelle heutzutage kaum mehr verzichtet werden. Bei komplexen Systemen muss ggf. eine Vielzahl von Größen und Abhängigkeiten als raumzeitliches Kontinuum in einem gekoppelten Modellsystem abgebildet werden, um kritische Zustände, auch längerfristige Entwicklungen, zu erfassen. Das Verfahren mündet in Stufe III in die vergleichende Bewertung von Managementoptionen.

Der zweite Teil befasst sich mit der Anwendung der in Stufe II enthaltenen Methoden. Es werden Möglichkeiten der Quantifizierung komplexer Zusammenhänge unter dynamischen Bedingungen untersucht. Hierzu wird auf Daten- und Modellgrundlagen zurückgegriffen, die zwischen 1996 und 2002 im Kontext des BMBF-Forschungsverbundes „Elbe-Ökologie“ unter Mitwirkung des Verfassers erarbeitet wurden. Die Grundlagen werden zu einem gekoppelten Modellsystem zusammengeführt, mit dem die Dynamik der Fluss- und Grundwasserstände in einem Auengebiet über geeignete, längere Zeiträume simuliert werden kann. Das System bildet die gesamte Prozesskette von den Abfluss- und Wasserspiegelverhältnissen im Fluss bis zur Grundwasserdynamik in der Aue ab. Als Modellgebiet dient exemplarisch ein Auengebiet

an der Mittleren Elbe bei Sandau, dessen Grundwasserstände hauptsächlich von der Elbe, aufgrund der Nähe zur Havelmündung aber auch von der Havel beeinflusst werden. Im Zuge der Kopplung wurden die einzelnen Modellkomponenten hinsichtlich ihrer Eignung für die Simulation langer hydrologischer Zeitreihen im Modellgebiet überprüft und abgesichert.

Begleitende Modellanalysen unterstreichen den Bedarf langfristiger Analysen zur Beurteilung der Wirkung mehr oder weniger seltener Hochwasserereignisse auf die Grundwasserdynamik. Um Schnittstellen zur Biotik auszuloten, wurden die Grundwassermodellergebnisse in einem Geoinformationssystem testweise mit einem Habitatmodell für grundwasserabhängige Vegetation (Beispiel Vegetationstyp Flutrasen) verknüpft. Das Resultat, eine Karte der potenziellen Habitateignung, zeigt eine gute flächenhafte Übereinstimmung mit einer Vegetations- und Biotoptypenkartierung. Mit dieser Modellkopplung (Abiotik-Biotik) ergibt sich ein plausibles Gesamtbild im Sinne einer durchgängigen Quantifizierbarkeit und eine Basis, auf die aufgebaut werden kann. Zur weiteren Absicherung und Verbesserung der Modellergebnisse werden spezifische Vegetationserhebungen und interdisziplinäre Abstimmungen mit Konkretisierung der biotischen Anforderungen an die gesamte Quantifizierung empfohlen.

Auf Grundlage der gesammelten Erkenntnisse wird das Modellsystem in der weiteren Arbeit um erforderliche Komponenten zur stochastischen Simulation der hydrologischen und hydraulischen Prozesse im Modellgebiet ergänzt (z. B. Kopplung der Abflussprozesse von Elbe und Havel). Mit dem entwickelten Simulationsmodell können lange synthetische Zeitreihen der Fluss- und Grundwasserstände generiert werden, die bzgl. Gefährdung der Flächennutzung statistisch und räumlich weiter ausgewertet werden können (z. B. Wahrscheinlichkeit nutzungsspezifisch kritischer Flurabstände). Die Arbeit schließt diesbezüglich mit einigen Fallbeispielen. Sie reichen von der Abschätzung hydrologisch bedingter Unsicherheiten ökologischer Prognosen bis zur probabilistischen Bewertung von Szenarien der Entwicklung (z. B. Auswirkungen langfristiger Abfluss- bzw. Wasserspiegeländerungen im Fluss auf die Habitatqualität in der Aue).

Aus der Modellierung ergibt sich insgesamt ein Erkenntnisgewinn, der unter zwei Aspekten über die Arbeit hinaus wichtig ist. Einerseits wird die grundlegende Bedeutung der Dynamik in Fluss und Grundwasser für die Bewertung und das Verständnis des Wirkungsgefüges in Auen anhand konkreter Daten unterstrichen. Andererseits kann die Arbeit eine Orientierung für weiterführende interdisziplinäre Abstimmungen und Modellanalysen sein, und so zum verbesserten Management in Flussgebieten beitragen. Schließlich liegt in der systematischen Zusammenführung unterschiedlicher Daten und Modelle der Abiotik und Biotik nicht nur eine anspruchsvolle wissenschaftliche Herausforderung, sondern auch eine praktische Notwendigkeit und Grundlage für die Entwicklung von Bewirtschaftungskonzepten für Auenökosysteme (Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie).

Danksagung

Die vorliegende Dissertation entstand während meiner Tätigkeit als wissenschaftlicher Mitarbeiter am Institut für Wasser und Gewässerentwicklung, Bereich Wasserwirtschaft und Kulturtechnik der Universität Karlsruhe (TH).

Mein besonderer Dank gilt Herrn Prof. Dr.-Ing. Dr. h.c. mult. Franz Nestmann für die Übernahme des Hauptreferates und die stets vertrauensvolle Unterstützung meiner Forschungstätigkeit am Institut. Das von ihm mit großer Fachkompetenz und persönlichem Engagement initiierte und geleitete BMBF-Verbundprojekt „Morphodynamik der Elbe“ (1996-2002) bildet die wesentliche Grundlage meiner Arbeit. Die interdisziplinäre Koordination der Forschungsaktivitäten in den 12 Teilprojekten dieses Verbundprojektes war eine große Herausforderung für mich, aus der nicht nur wertvolle Grundlagen und Ansätze für die vorliegende Arbeit hervorgingen, sondern auch zahlreiche Impulse für die projektübergreifende Zusammenarbeit im BMBF-Forschungsverbund „Elbe-Ökologie“ sowie weiterführende Untersuchungen, speziell in der Hochwasserforschung an der Elbe nach dem Extremhochwasser vom August 2002.

Herrn Prof. Dr. rer. nat. Manfred Meurer, Universität Karlsruhe, möchte ich herzlich für die Übernahme des Korreferates und seine fachliche Unterstützung aus Sicht der Geoökologie danken. Ein Dank geht auch an seine wissenschaftlichen Mitarbeiter, die Herren Dr. Tillmann Buttschardt und Dr. Christophe Neff, für die konstruktiven Hinweise und Fachgespräche.

Besonderer Dank gebührt Herrn Dr.-Ing. Jürgen Ihringer, der mir als Leiter der Abteilung Hydrologie während meiner Tätigkeit am Institut kontinuierlich zur Seite stand und durch seine fachlichen Anregungen einen großen Beitrag zur vorliegenden Arbeit geleistet hat.

Allen Institutsangehörigen möchte ich für das inspirierende Arbeitsumfeld und die freundschaftliche Atmosphäre danken. Meinen Kolleginnen und Kollegen der Abteilung Hydrologie danke ich für zahlreiche Anregungen, Diskussionen und ihre Unterstützung auch über den Tellerrand hinaus. Den Herren Dipl.-Hyd. Martin Helms und Dr.-Ing. Peter Burek gebührt mein besonderer Dank für den intensiven Austausch und die langjährige fruchtbare Zusammenarbeit in der Elbeforschung sowie die Bereitstellung ihrer Untersuchungsergebnisse.

Auch viele Kolleginnen und Kollegen im BMBF-Forschungsverbund Elbe-Ökologie haben auf unterschiedliche Weise zu dieser Arbeit beigetragen. Stellvertretend richtet sich mein Dank an den Koordinator bei der Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG), Herrn Dr. Sebastian Kofalk, sowie den zuständigen Projektträger des BMBF, Forschungszentrum Jülich GmbH, Herrn Dr. Ingo Fitting, für die Unterstützung der Forschungsarbeiten.

Schließlich danke ich meiner Familie, besonders meiner Frau Simone, für die große Geduld und Unterstützung in dieser Zeit.

Inhaltsverzeichnis

Inhaltsverzeichnis	I - IV
1 Einleitung	1
1.1 Problemstellung und Ausgangssituation.....	1
1.2 Zielsetzung und Inhalt der Arbeit	3
1.3 Gesamtkonzept und Gliederung der Arbeit	5
2 Stand des Wissens	7
2.1 Anforderungen an die Bewertung des Zustandes von Gewässern und der von ihnen abhängigen Landökosysteme	7
2.1.1 Umweltrechtliche Grundlagen	7
2.1.2 Zielsysteme und Ansätze zur Bewertung von Umweltrisiken in Auen	12
2.2 Stand der Forschung zum Wirkungsgefüge in Flussauen.....	16
2.2.1 Ökologische Konzepte zu Auenlebensräumen.....	17
2.2.2 Quantifizierung von Umwelt-Organismen-Beziehungen in Flussauen	18
2.2.2.1 Abiotische Umweltfaktoren (Schlüsselfaktoren)	19
2.2.2.2 Grundwasserabhängige Ökosysteme	20
2.2.2.3 Habitatmodelle	22
2.2.2.4 Quantifizierung hydromorphologischer Parameter und Prozesse (Beispiele aus dem BMBF-Forschungsverbund „Elbe-Ökologie“).....	26
2.3 Folgerungen und Ansatzpunkte für die weitere Arbeit.....	27
3 Konzept zur quantitativen Bewertung des Grundwasserzustands nach einem risikoorientierten Ansatz	29
3.1 Wesentliche Anforderungen und Verfahrensschritte.....	29
3.2 Grundlagen einer risikoorientierten Betrachtungsweise	32
3.2.1 Grundgedanken und Begriffe der Zuverlässigkeitstheorie.....	32
3.2.2 Ansatz zur Ermittlung der Zuverlässigkeit eines Systems	33
3.2.3 Die vier Stufen der stochastischen Bemessung.....	34
3.3 Konzept zur quantitativen Bewertung des Grundwasserzustands	39
3.3.1 Stufe I: (einfache) Identifikation und Erstbeurteilung des Risikos anhand von Richt- und Grenzwerten für den Grundwasserstand	39
3.3.2 Stufe II: Gefährdungs- und Risikoabschätzung (im Einzelfall).....	43
3.3.2.1 Bewertungsansatz nach probabilistischem Prinzip	43
3.3.2.2 Stufe IIa: Gefährdungsabschätzung bei normalverteilten Variablen	45
3.3.2.3 Stufe IIb: Gefährdungsabschätzung bei beliebig verteilten Variablen	46
3.3.2.4 Stufe IIc: Gefährdungsabschätzung mittels dynamischer Simulation.....	48

3.3.3	Stufe III: Maßnahmenplanung und Bewirtschaftung mit dem Risiko als Entscheidungsvariable (Risikomanagement).....	50
3.3.3.1	Schritte von der Risikoanalyse zum Risikomanagement	50
3.3.3.2	Möglichkeiten der quantitativen (formalisierten) Bewertung	50
3.3.3.3	Ansatz zur kosteneffizienten Maßnahmenplanung (Beispiel).....	56
3.3.3.4	Ansatz zur multikriteriellen Entscheidungsfindung (Beispiel)	57
4	Daten- und Modellgrundlagen zur Simulation der Fluss-Grundwasser-Dynamik an der Elbe (Beispielanwendung).....	61
4.1	Modellkonzept und Untersuchungsgebiet	61
4.1.1	Modellkonzept (Wirkungskette hydromorphologischer Prozesse)	61
4.1.2	Beschreibung des Modellgebietes (hydromorphologischer Istzustand)	62
4.1.3	Auswahl des Referenzzeitraums (hydrologischer Istzustand).....	65
4.1.4	Verfügbare Datensätze.....	68
4.1.4.1	Zeitreihen.....	68
4.1.4.2	Raumbezogene Datensätze	69
4.2	Abflussrouting im Elbelängsschnitt („ELBA-Modell“).....	70
4.2.1	Modellbeschreibung	70
4.2.2	Modellanpassung im Bereich Barby – Havelmündung – Wittenberge	71
4.3	Modellierung der Elbewasserstände im Raum Sandau	74
4.4	Modellierung der Grundwasserdynamik	77
4.4.1	Vorbemerkungen (Wahl des Grundwassermodells).....	77
4.4.2	Grundwasserhydraulik (Modell der Fluss-Aquifer-Interaktion)	77
4.4.3	Grundwasserneubildung (Bodenwassermodell)	80
4.4.4	Modellanpassung im Untersuchungsgebiet Sandau	81
4.4.4.1	Räumliche Diskretisierung	81
4.4.4.2	Modellanpassung und -güte.....	82
4.4.5	Erweiterte Modellbeurteilung für die weitere Arbeit	86
5	Modellanwendungen für den Zeitraum 1964-1995 im Hinblick auf die Bedeutung der Dynamik für die weitere Untersuchung	89
5.1	Hydrologische Prozesse im Referenzzeitraum 1964-1995.....	89
5.1.1	Einfluss der Dauer und Abfolge von Hochwasserereignissen.....	89
5.1.2	Einfluss der Grundwasserneubildung aus der ungesättigten Zone	95
5.2	GIS-basierte Kopplung mit einem Habitatmodell (Beispiel Auengrünland)	97
5.2.1	Methodik.....	97
5.2.2	Ergebnisse und Diskussion der Modellkopplung	98
5.2.3	Sensivität der prognostizierten Habitateignung hinsichtlich der hydrologischen Variabilität	100
5.3	Zwischenfazit und Überleitung zur stochastischen Simulation.....	102

6	Modellkonzept zur stochastischen Simulation der Fluss- und Grundwasserstände im Elbe-Havel-Winkel	105
6.1	Ausgangssituation und konzeptionelle Überlegungen.....	105
6.2	Modellkonzept für die Simulation der Elbewasserstände (linker Rand)	107
6.2.1	Stochastische Generierung täglicher Abflüsse („Treiber-Modell“).....	108
6.2.1.1	Grundkonzept des Treiber-Modells	108
6.2.1.2	Spezifische Voraussetzungen zur Modellanwendung an der Elbe	109
6.2.1.3	Vorgehen bei der Modellanpassung.....	109
6.2.1.4	Modellanpassung für die Abflusszeitreihe 1964-1995 am Pegel Barby	113
6.2.1.5	Beispielergebnisse der Datengenerierung	113
6.2.1.6	Beurteilung der Modellgüte (Validierung) im Hinblick auf Abflüsse	115
6.2.1.7	Beurteilung der Modellgüte (Validierung) im Hinblick auf Wasserstände	118
6.3	Modellkonzept für die Havel- und Grundwasserstände (rechter Rand)	120
6.3.1	Wichtigste mathematische Grundlagen.....	120
6.3.2	Hydrologische Modellformulierung.....	122
6.3.3	Modellumsetzung am Beispiel der Havelabflüsse und -wasserstände.....	123
6.3.4	Resultierende Modellanpassung am rechten Rand.....	131
6.4	Ansätze zur Einbeziehung der Grundwasserneubildung	135
6.4.1	Konzeptionelle Überlegungen.....	135
6.4.2	Möglichkeiten der Simulation der Grundwasserneubildung auf der Grundlage synthetischer Klimadaten	136
6.4.2.1	Parameteranforderungen des Bodenwasserhaushaltsmodells	136
6.4.2.2	Mögliche statistische Generierung von Klimadaten	137
6.4.2.3	Mögliche Nutzung der Ausgänge von Klimamodellen (Downscaling)	137
6.4.2.4	Möglicher stochastischer Modellansatz	138
6.5	Validierung der Modellkette an ausgewählten Grundwassermessstellen	139
7	Anwendungsbeispiele zur Langzeitsimulation als Grundlage der Bewertung des Grundwasserzustands in Auen	147
7.1	Vorbemerkungen.....	147
7.1.1	Vorgehensweise bei der Modellierung und Auswertung	147
7.2	Fallbeispiele der erweiterten Bewertung im Istzustand	148
7.2.1	Abschätzung der Eintrittswahrscheinlichkeit extremer Flurabstände.....	148
7.2.2	Abschätzung der Variabilität langjähriger Grundwasserkennwerte.....	150
7.2.3	Abschätzung hydrologisch bedingter Unsicherheiten ökologischer Prognosen (Beispiel Auengrünland)	152
7.3	Fallbeispiele der Bewertung von Szenarien der langfristigen Entwicklung	156
7.3.1	Veränderung des Vernässungsrisikos im Binnenland einer potentiellen Deichrückverlegung	156

7.3.2	Auswirkungen hydrologisch-hydraulischer Veränderungen im Fluss auf die Habitat-eignung in der Aue (Beispiel Flutrasen)	157
8	Zusammenfassung.....	159
	Literaturverzeichnis	163
	Abbildungs- und Tabellenverzeichnis	172
Anhang A:	Treiber-Modell zur Abflusssimulation	181
	Anhang A1: Formelzusammenstellung zum Treiber-Modell.....	181
	Anhang A2: Modellanpassung im Zeitraum 1964-1995 am Pegel Barby (Elbe).....	184
	Anhang A3: Modellanpassung im Zeitraum 1925-1956 am Pegel Barby (Elbe).....	190
Anhang B:	Stochastische Simulation der Modellrandbedingungen.....	191

1 Einleitung

1.1 Problemstellung und Ausgangssituation

Flussauen, auch nur Auen genannt, gehören zu den komplexesten Ökosystemen in Mitteleuropa. Charakteristisch für diese parallel zum Fluss verlaufenden Niederungen ist der Wechsel von Überflutung und Trockenfallen (GEPP 1986, GERKEN 1988). Gleichzeitig stellen sie Lebensräume dar, die durch vielfältige Eingriffe in die Gewässersysteme besonders bedroht sind (GERKEN 1988). Der wichtigste Faktor im ökologischen Wirkungsgefüge einer Aue in einer natürlichen Flusslandschaft ist die Dynamik der Abflüsse mit den daraus resultierenden, stark schwankenden Wasserständen (SCHOLZ ET AL. 2005). Zur aktiven Aue, die bei Hochwasser vom Flusswasser direkt überflutet wird, zählt der Flusslauf, seine Seiten- und Nebengewässer (Zuflüsse) sowie der bei Mittel- und Niedrigwasser „trockene“, terrestrische Anteil der Überflutungsflächen. Durch den engen Austausch mit dem Fluss und seinem Einzugsgebiet sind aktive Auen sehr dynamische Lebensräume, mit äußerst variablen Standortbedingungen und einer großen Tier- und Pflanzenvielfalt auf engstem Raum. Doch auch weite Niederungsbereiche der Flusstäler, die zum Schutz der Flächennutzung (Landwirtschaft, Siedlungen etc.) durch Deiche vor Hochwasser geschützt sind, stehen über den Grundwasserleiter bzw. das oberflächennahe Grundwasser (Qualmwasser) sowie über Wechselwirkungen mit Nebengewässern, Kanalisationen etc. mit der Abflussdynamik des Flusses in Verbindung, was gerade in Siedlungen zu großen Vernässungsschäden führen kann (LfUG 2003, BWK 2003).

Mit Inkrafttreten der *EG-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL)* im Jahr 2000 hat ein neuer Abschnitt in der Bewertung des Zustands der Gewässer und der von ihnen direkt abhängigen Landökosysteme und Feuchtgebiete begonnen. Gemäß dem Hauptziel, bis 2015 einen „guten ökologischen Zustand“ der Oberflächengewässer und des Grundwassers zu erreichen, gilt es, den Gewässerzustand zu bewerten und Maßnahmenprogramme und Bewirtschaftungspläne innerhalb des jeweiligen Flussgebiets abzustimmen. Während die Bewertung der Gewässer früher vorwiegend an abiotischen Parametern orientiert war, so ist nun eine *Bewertung des ökologischen Gesamtzustands* anhand spezifischer biotischer Komponenten erforderlich. Physikalisch-chemische und hydromorphologische Eigenschaften des Gewässers werden (nur) unterstützend einbezogen. Ziel ist u. a. der Schutz grundwasserabhängiger Ökosysteme vor einer signifikanten Schädigung durch anthropogen veränderte Grundwasserstände. Dies setzt insbesondere in Auen eine ganzheitliche Betrachtung von Grund- und Oberflächengewässer voraus. Zur Umsetzung der Ziele der WRRL besteht teilweise noch Forschungsbedarf, vor allem was die Zusammenhänge von Gewässermorphologie und biotischen Komponenten sowie das Zusammenspiel von Grund- und Oberflächenwasser betrifft (BMU 2005).

Der Bedarf an wissenschaftlichen Grundlagen und anwendungsorientierten *Konzepten für die nachhaltige Entwicklung von Flusslandschaften* wurde vom Bundesministerium für Bildung

und Forschung in den 1990er Jahren erkannt und zum Inhalt des Forschungsverbundes „*Elbe-Ökologie*“ gemacht (BMBF 1995). Hauptziele sind die Quantifizierung biotisch relevanter Zusammenhänge und – vor dem Hintergrund vielfältiger Nutzungsinteressen (z. B. Schifffahrt, Hochwasserschutz, Naturschutz) – die Entwicklung von Werkzeugen für ein modernes Flussgebietsmanagement. Informationen zu den ca. 30 im Zeitraum 1996-2005 geförderten Forschungsprojekten in den Themenbereichen „Ökologie der Fließgewässer“, „Ökologie der Auen“ und „Landnutzung im Einzugsgebiet“ sind im Internet zu finden: <http://elise.bafg.de>.

Eine wichtige Grundlage bildet in diesem Kontext die Quantifizierung hydromorphologischer Parameter und Prozesse. Für den Längsverlauf der deutschen Binneneibe wurden im Rahmen des *BMBF-Verbundprojektes „Morphodynamik der Elbe“* (1996-2002) umfangreiche Daten und Modellgrundlagen der Hydromorphologie zusammengestellt, ergänzt und analysiert (vgl. Schlussbericht: NESTMANN & BÜCHELE 2002). Gemäß dem integrierten Forschungsansatz des Verbundprojektes wurden die Wechselwirkungen von Hydrologie, Morphologie, Hydraulik und Grundwasser im Längs- und Querschnitt des Gewässers untersucht (Abbildung 1/1).

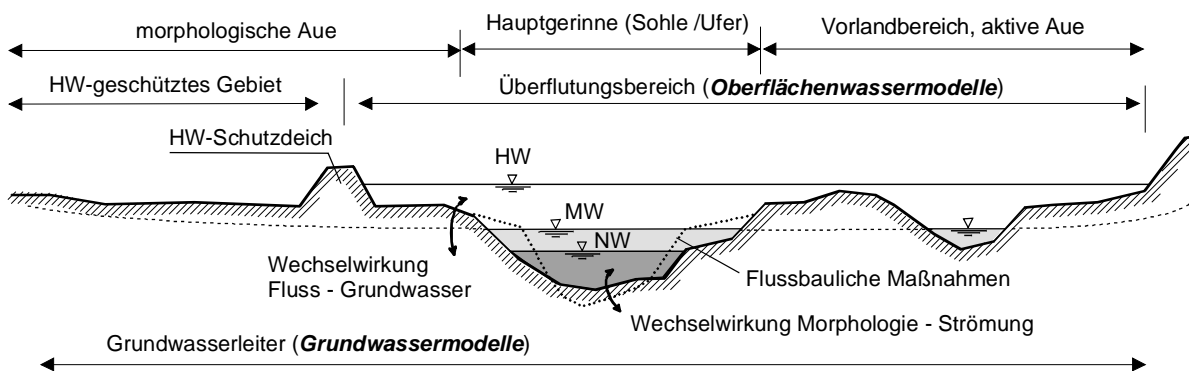


Abbildung 1/1: *Forschungsansatz im BMBF-Verbundprojekt „Morphodynamik der Elbe“: Schematischer Querschnitt Fluss-Aue mit Wechselwirkungen Morphologie – Oberflächenwasser – Grundwasser (NESTMANN & BÜCHELE 2002).*

Die Ergebnisse vorgenannter Forschungsarbeiten (Daten, Modelle, Erkenntnisse) liefern eine wertvolle Ausgangsbasis und Ansatzpunkte für die vorliegende Arbeit, mit der ein weiterer Schritt zur Entwicklung quantitativ begründeter Bewertungsmethoden geleistet werden soll. In der hierbei angestrebten Integration von Daten und Modellen unterschiedlicher Herkunft liegt nicht nur eine anspruchsvolle wissenschaftliche Herausforderung, sondern auch eine zwingende Voraussetzung für ein fundiertes Verständnis wesentlicher Zusammenhänge und ein ökonomisch wie ökologisch effizientes Management von Flussgebieten.

1.2 Zielsetzung und Inhalt der Arbeit

Gesamtziel der Arbeit ist die Bereitstellung eines Instrumentariums, welches die Bewertung des Gewässerzustands in Auen auf quantitativer Basis unterstützt. Die Aufgabenstellung orientiert sich an den Anforderungen der Wasserrahmenrichtlinie bezüglich des ökologischen Zustandes der Gewässer und der von ihnen abhängigen Landökosysteme. Flussauen werden hierbei als grundwasserabhängige Ökosysteme angesprochen, für die anhand der langfristigen Entwicklung des Grundwasserstands zu beurteilen ist, ob die Gefahr einer signifikanten Schädigung besteht. Ziel ist daher die Quantifizierung der grundwasserbedingten Gefährdung der Flächennutzung. Das heißt z. B., dass Aussagen zur Gefährdung eines Ökosystems mit Angaben zu deren Ausmaß (Eintrittswahrscheinlichkeit signifikanter Schädigungen) belegt werden, um ggf. erforderliche Maßnahmen auf objektivierter Basis planen und bemessen zu können.

Die Quantifizierung kann als systemanalytische Aufgabe aufgefasst werden, bei der es darum geht, das System in Einzelkomponenten und Wirkungszusammenhänge zu zerlegen, die in ihrem Zusammenwirken beschrieben werden können. Dies ermöglicht, auch bei komplexen Systemen, die sich angesichts vielfältiger Wechselwirkungen einer trivialen Beurteilung entziehen, zu einer quantitativen Aussage über den Gesamtzustand des Systems zu gelangen. Das Wirkungsgefüge in einer Aue ist als ein solches komplexes, raumzeitlich kontinuierliches System zu betrachten. Um den Zustand dieses Systems zu einem bestimmten Zeitpunkt zu bewerten, muss es in abiotische und biotische Komponenten aufgespalten werden, deren Verhalten und Abhängigkeiten geeignet zu beschreiben sind. Abbildung 1/2 stellt eine vereinfachte Grundvorstellung des Wirkungsgefüges in einer Flussaue dar. Demnach hängt der Zustand des Ökosystems maßgeblich von der Dynamik der Abflüsse ab, die insbesondere über schwankende Wasserstände und Grundwasserstände die biotische Entwicklung bestimmen.

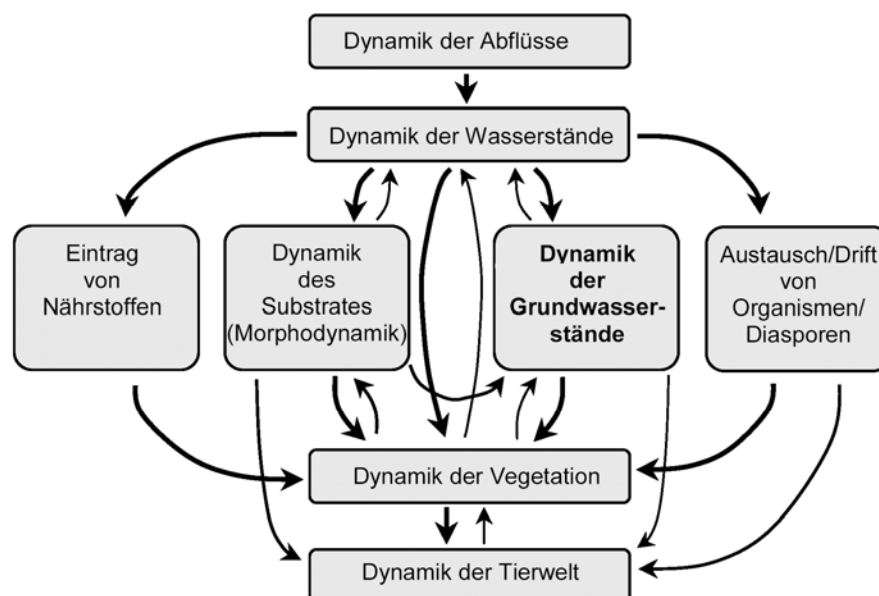


Abbildung 1/2: Wirkungsgefüge in der Aue (DISTER 1991): Grundwasserstände als Bewertungskriterium gemäß WRRL in Fettdruck.

Die quantitative Beschreibung der ökosystemaren Zusammenhänge setzt messbare Größen und dem Stand der Technik entsprechende mathematische Modelle voraus. Ein Grundproblem liegt, trotz anzuerkennender Fortschritte in der ökologischen Modellierung, nach wie vor in der Quantifizierung der Beziehungen zwischen biotischen und abiotischen Komponenten. Grundsätzlich muss man sich bewusst sein, dass die Parametrisierung natürlicher Systeme stets mit Unsicherheiten behaftet ist, die ggf. zu berücksichtigen sind. Beispielsweise genügt es in Auen nicht, bestimmte Einflussgrößen oder Zustände als konstant anzunehmen, sondern es werden Angaben zur natürlichen Variabilität benötigt. Oft ist es sogar entscheidend, den Zustand des Systems als Teil einer dynamischen Entwicklung zu verstehen.

Vor diesem Hintergrund sollen in der Arbeit anhand einer exemplarischen Modellanwendung Möglichkeiten der Quantifizierung untersucht werden. Hauptziel ist, ausgehend von der Abflussdynamik als maßgebender „Antriebsgröße“ der Entwicklung in Auen die Dynamik der Wasserstände und Grundwasserstände abzubilden (vgl. Abbildung 1/2). Hierbei soll aufgrund der langfristigen hydrologischen Prozessdynamik über die gängige Praxis der Betrachtung relativ kurzer Beobachtungszeiträume (wenige Jahre bis Jahrzehnte) gezielt hinausgegangen werden und mittels stochastischer Simulationsmodelle eine Stichprobenerweiterung, d.h. eine sogenannte Langzeitsimulation durchgeführt werden. Für diese Zielstellung sind geeignete Modellkomponenten einzusetzen bzw. nach Bedarf weiter zu entwickeln. Im Hinblick auf die Simulation langer Zeitreihen ist darauf zu achten, dass der Daten- und Rechenaufwand in einem bezüglich der Abbildung der hydrologischen Prozessdynamik einerseits und der angestrebten (statistischen) Aussagen andererseits vertretbaren Rahmen gehalten wird.

Als Modellgebiet bietet sich ein Auengebiet an der Mittleren Elbe (Raum Sandau) an, in dem zwischen 1996 und 2002 im Rahmen der BMBF-Elbe-Ökologie-Forschung umfangreiche Untersuchungen durchgeführt wurden. Für die vorliegende Aufgabe kann folglich auf einen wertvollen Grundstock von Daten und Modellkomponenten aufgebaut werden. Gelingt es, darauf aufbauend ein gekoppeltes Modellsystem zu erstellen, mit dem die relevanten Prozesse in ihrem Gesamtzusammenhang näherungsweise reproduziert werden können, so lassen sich quasi beliebige Situationen analysieren, die für das Verständnis und Management des Systems relevant sein können. Beispielsweise kann die Eintrittswahrscheinlichkeit von potenziellen Schädigungen abgeschätzt werden, die erst durch eine seltene Konstellation verschiedener Einflussfaktoren oder eine zufällige Ereignisabfolge (z. B. Häufung von Trockenperioden) entstehen kann. Solche „Gefährdungssituationen“ müssen in Wirklichkeit nicht notwendigerweise aufgetreten sein oder künftig auftreten. Entscheidend ist, ob sie statistisch gesehen im Spektrum möglicher Realisierungen liegen, d. h. eine von Null verschiedene Wahrscheinlichkeit besitzen, und daher prinzipiell für eine erweiterte Analyse in Betracht kommen. Es geht folglich um die quantitative Abschätzung und Beurteilung nutzungsspezifischer Risiken.

1.3 Gesamtkonzept und Gliederung der Arbeit

Der Arbeit liegt das in Abbildung 1/3 skizzierte Gesamtkonzept zugrunde, das sich in der Gliederung wie folgt abbildet:

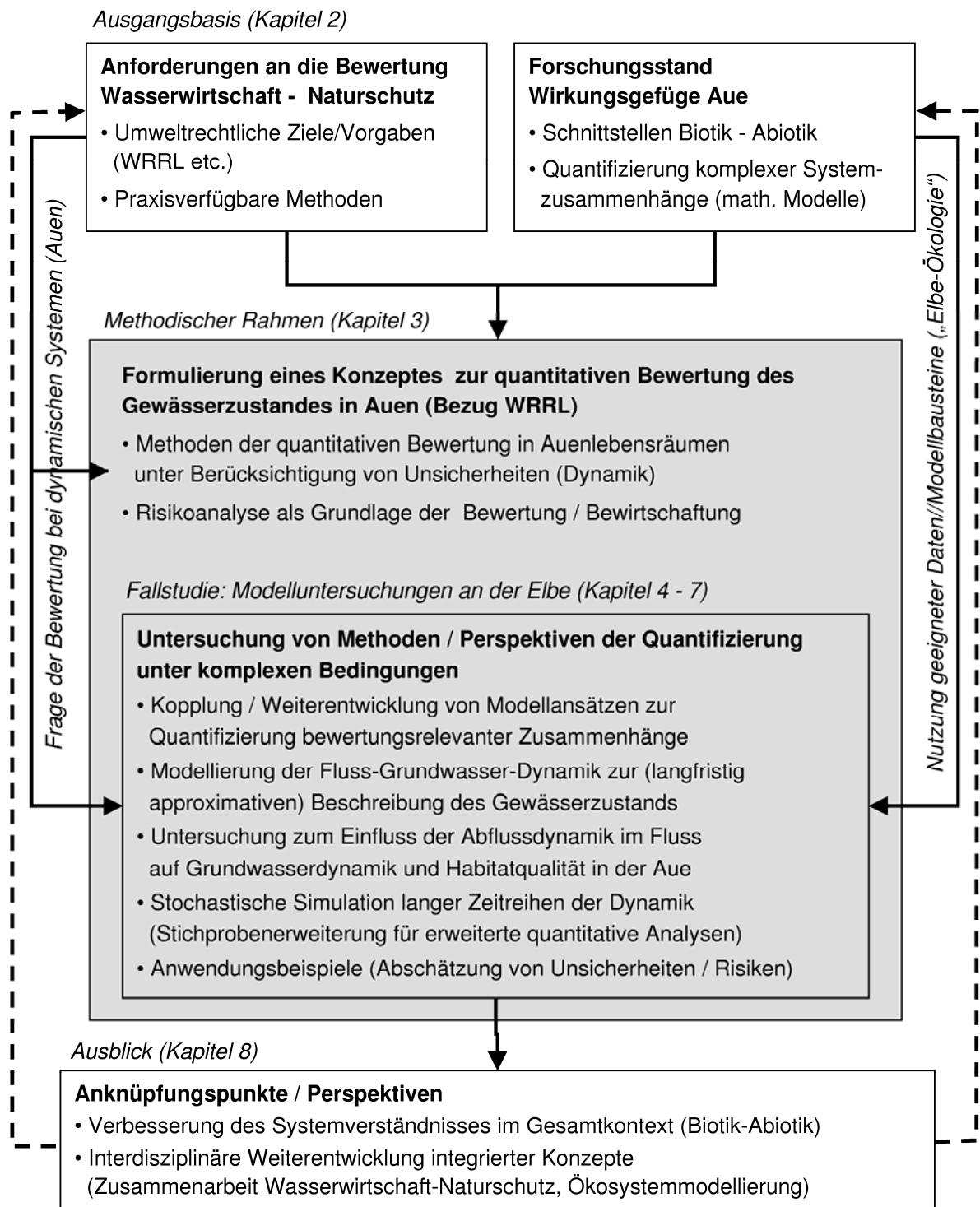


Abbildung 1/3: Gesamtkonzept der Arbeit (inhaltliche Schwerpunkte sind grau unterlegt).

Kapitel 2 beschreibt den Stand des Wissens unter zwei Aspekten. Zum Einen werden umweltrechtliche Anforderungen an den Zustand der Gewässer und der von feuchten Standortverhältnissen abhängigen Ökosysteme behandelt. Sie bestimmen wesentliche Umweltziele sowie Kriterien und Verfahren der Bewertung in der Praxis (z. B. bezogen auf den Grundwasserstand). Zum Anderen wird der Stand der ökologischen Forschung zum Wirkungsgefüge in Flussauen erörtert, unter besonderer Berücksichtigung der Forschungsergebnisse im Elberaum. Das Interesse gilt hierbei speziell der Quantifizierung von Beziehungen zwischen biotischen und abiotischen Komponenten (ökologische Modellierung).

Auf dieser Basis gliedert sich der Schwerpunkt der Arbeit inhaltlich in zwei Hauptteile.

Im ersten Teil (Kapitel 3) wird ein methodischer Rahmen für die Bewertungs- und Managementaufgaben formuliert in Auen. Das Verfahren gegliedert sich nach einem risikoorientierten Ansatz in drei Stufen. Kernziel ist die Bewertung der vom Grundwasserstand ausgehenden Gefährdung der Flächennutzung auf quantitativer Basis. Das Methodenspektrum reicht im Einzelfall bis zur Simulation komplexer Systeme unter Berücksichtigung von Unsicherheiten, insbesondere der Dynamik hydrologischer Prozesse.

Die zweite Teil der Arbeit (Kapitel 4-7) befasst sich mit der Untersuchung der zuletzt angesprochenen Methoden der Bewertung unter komplexen Bedingungen. Anhand vorliegender Ergebnisse der BMBF-Elbe-Forschung werden erweiterte Möglichkeiten und Perspektiven der Quantifizierung exemplarisch ausgelotet. Grundlage ist die Erstellung eines gekoppelten Modellsystems, mit dem die langfristige Fluss-Grundwasser-Dynamik abgebildet werden kann. Zu diesem Zweck werden verschiedene Daten- und Modellgrundlagen systematisch zusammengeführt und im Hinblick auf die beabsichtigte stochastische Simulation der Dynamik überprüft und ergänzt. Kapitel 4 beschreibt das Modellkonzept, Untersuchungsgebiet sowie vorhandene Daten- und Modellgrundlagen. Auf der Basis der Kopplung dieser Modellgrundlagen wird in Kapitel 5 der Einfluss der Hochwasserdynamik auf das Grundwasser und (durch Verknüpfung mit ökologischen Modellen) die Habitatqualität in der Aue untersucht. Kapitel 6 behandelt die darauf aufbauende Erweiterung des Modellsystems um stochastische Komponenten zur Generierung langer Zeitreihen (Stichprobenerweiterung). Auf Basis der stochastischen Simulation werden anhand von Fallbeispielen in Kapitel 7 Möglichkeiten der Analyse und Bewertung von Risiken und Unsicherheiten untersucht.

Im Rahmen der Zusammenfassung (Kapitel 8) werden Anknüpfungspunkte und Perspektiven zur Verbesserung des Systemverständnisses und Weiterentwicklung integrierter Konzepte im Gesamtzusammenhang (Quantifizierung Abiotik-Biotik) angesprochen.

2 Stand des Wissens

Eine Bewertung ist ein normativer, handlungsorientierter Vorgang, bei dem Daten in ein Wertesystem eingeordnet werden. Auch die Bewertung eines Ökosystems ist ein Vorgang, bei dem qualitative Aussagen wie „guter Zustand“ oder quantitative Angaben wie „Kosten in €“ oder „Risiko in %“ angestrebt werden, um damit Managemententscheidungen unterstützen zu können. Hierzu gehören zwei prinzipiell möglichst scharf voneinander zu trennende Schritte: einerseits die Beschreibung des Systemzustands auf der Sachebene (z. B. naturwissenschaftliche Analyse) und andererseits die Bewertung anhand spezifischer Ziele und Wertmaßstäbe.

Im Folgenden werden zunächst umweltrechtliche Grundlagen und Anforderungen an die Bewertung des Zustandes von Gewässern und direkt von ihnen abhängigen Landökosystemen erörtert. Von diesen Anforderungen ausgehend wird anschließend der Stand der ökologischen Forschung in Flussauen diskutiert. Das Augenmerk liegt hier vor allem auf der geforderten Quantifizierung von Zusammenhängen zwischen abiotischen und biotischen Komponenten.

2.1 Anforderungen an die Bewertung des Zustandes von Gewässern und der von ihnen abhängigen Landökosysteme

2.1.1 Umweltrechtliche Grundlagen

Das Umweltrecht mit seinen Teilbereichen wie Wasserrecht und Naturschutzrecht enthält eine Fülle von Regelungen, die gewährleisten sollen, dass dem Menschen die natürlichen Lebensgrundlagen gesichert werden, wie er sie für seine Gesundheit und ein menschenwürdiges Dasein braucht, dass Boden, Luft und Wasser, Pflanzenwelt und Tierwelt vor nachteiligen Wirkungen menschlicher Eingriffe geschützt werden sowie dass Schäden und Nachteile schon erfolgter Eingriffe beseitigt werden. Als wesentliche Grundsätze im Umweltrecht gelten:

- Das *Vorsorgeprinzip*, nach dem durch präventive Maßnahmen sicherzustellen ist, dass Umweltschäden erst gar nicht entstehen. Hierzu zählt auch das Verschlechterungsverbot.
- Das *Verursacherprinzip*, das den Verursacher eines Eingriffs darauf verpflichtet, vermeidbare Beeinträchtigungen der Umwelt zu unterlassen sowie bei unvermeidbaren Beeinträchtigungen für Ausgleich oder Ersatz zu sorgen. Die Kosten von Umweltbelastungen sollen demjenigen auferlegt werden, der sie veranlasst hat.
- Das *Nachhaltigkeitsprinzip*, das übertragen auf den Schutz des Wassers, der Luft und des Bodens bedeutet, dass diese Umweltmedien nicht über ihre natürliche Regenerationsfähigkeit hinaus belastet werden und so auch künftigen Generationen zur Verfügung stehen.
- Das *Kooperationsprinzip*, das sich in Verfahrensbeteiligungsvorschriften niederschlägt.

Diese Grundsätze kennzeichnen auch die Rechtsnormen, die für die Bewirtschaftung von Gewässern und Feuchtgebieten und die Bewertung der Auswirkungen von Eingriffen in diese Lebensräume relevant sind. In Deutschland sind hierzu vor allem anzusprechen:

- *EU-Richtlinien*: insbesondere die Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie (FFH-RL), die Vogelenschutz-Richtlinie (VS-RL) und die Wasserrahmenrichtlinie (WRRL),
- *Bundesgesetze*: insbesondere das Wasserhaushaltsgesetz (WHG), das Bundesnaturschutzgesetz (BNatSchG) und das Umweltverträglichkeitsprüfungsgesetz (UVPG),
- *Wasser- und Naturschutzgesetze der Länder*,
- *Gebietsbezogene Schutzgebietsverordnungen* (z. B. „Natura 2000“ Gebiete).

Betrachtet man die gemeinsame „Philosophie“ und Systematik dieser Rechtsnormen, so ergibt sich, dass die Entwicklung der Gewässer in Richtung eines „guten ökologischen Zustands“ und die Stärkung der an feuchte Standortverhältnisse gebundenen Ökosysteme heute nicht mehr allein auf die naturschutzrechtlichen Instrumente beschränkt bleibt. Nicht zuletzt mit der Einführung des Umweltverträglichkeitsprüfungsgesetzes und der Novellierung des Wasserhaushaltsgesetzes gemäß Wasserrahmenrichtlinie ergeben sich auch für die Wasserwirtschaft neue Anforderungen, die einen Prozess der Umorientierung auf komplexe, multi-sektorale Bewertungs- und Managementaufgaben ausgelöst haben, die zugleich mit anspruchsvollen Umweltzielen und konkreten Fristen für deren Erreichung verbunden sind.

Mit den folgenden Ausführungen werden die Anforderungen zum Schutz von Feuchtgebieten und zur integrierten Bewirtschaftung von Grund- und Oberflächenwasser weiter vertieft, da diese die für die Bewertung in Auen erforderlichen Methoden bestimmen.

Anforderungen an die Bewertung in Fluss-Auengebieten laut Wasserrecht

Die EG-Wasserrahmenrichtlinie (**WRRL**) trat am 22.12.2000 in Kraft. In Deutschland wurde daraufhin mit Bekanntgabe am 19.08.2002 das Wasserhaushaltsgesetz (**WHG**) novelliert, das die notwendigen Anpassungen und Rahmenregelungen des Bundes zur Umsetzung der WRRL in Landesrecht formuliert. Eines der wesentlichen Ziele ist laut Art. 1a WRRL die

„Vermeidung einer weiteren Verschlechterung sowie Schutz und Verbesserung des Zustands der aquatischen Ökosysteme und der direkt von ihnen abhängenden Landökosysteme und Feuchtgebiete im Hinblick auf deren Wasserhaushalt“.

Die in Art. 4 WRRL festgelegten Umweltziele werden als Bewirtschaftungsziele im WHG gesondert für oberirdische Gewässer (§ 25a und § 25b), für Küstengewässer (§ 32c) und für Grundwasser (§ 33a) umgesetzt. Der „gute ökologische Zustand“ der Oberflächengewässer ist vorrangig über die vorhandenen Pflanzen- und Tierarten definiert; vorausgesetzt wird dabei eine naturnahe Gewässerstruktur und die Einhaltung chemischer Emissions- und Immissionsgrenzwerte. Der Parameter für die Einstufung des mengenmäßigen Zustands des Grundwassers ist der Grundwasserspiegel. Ein „guter mengenmäßiger Zustand“ des Grundwassers er-

fordert, dass der Grundwasserspiegel keinen anthropogenen Veränderungen unterliegt, die zu einer signifikanten Schädigung von grundwasserabhängigen Landökosystemen führen würden. Der „gute chemische Zustand“ des Grundwassers ist gegeben, wenn die Schadstoffkonzentrationen die geltenden Qualitätsnormen nicht überschreiten und die anthropogene stoffliche Belastung nicht zur signifikanten Schädigung von Oberflächengewässern oder Feuchtgebieten führt. Die WRRL verlangt ferner für Schutzgebiete, die nach EU-Recht ausgewiesen wurden, dass bis 2015 die dort geltenden wasserbezogenen Ziele und Normen erfüllt werden.

§ 33a Abs. 2 WHG erteilt dem Landesgesetzgeber den Auftrag, die Anforderungen an die Beschreibung, Festlegung und Einstufung, Darstellung in Karten und die Überwachung des Zustands des Grundwassers zu bestimmen. So ist in Anhang II Nr. 2 WRRL respektive § 33a Abs. 2 WHG die Beschreibung des Zustand des Grundwassers geregelt. Diese umfasst eine erstmalige Beschreibung und unter bestimmten Voraussetzungen die Prüfung der Auswirkungen menschlicher Tätigkeiten auf das Grundwasser, die Prüfung der *Auswirkungen von Veränderungen des Grundwasserspiegels* sowie die Überprüfung der Auswirkungen der Verschmutzung auf die Qualität des Grundwassers. Im Anschluss an die erstmalige Beschreibung ist nach im Einzelnen geregelter Maßgaben für gefährdete Grundwasserkörper eine weitergehende Beschreibung vorzunehmen, um das *Ausmaß des Risikos*, dass sie die Bewirtschaftungsziele nicht erreichen, genauer zu beurteilen und um zu ermitteln, welche Maßnahmen in das Maßnahmenprogramm nach § 36 WHG aufzunehmen sind. Auch sind die Grundwasserkörper zu ermitteln, für die aufgrund einer Prüfung der Auswirkungen des mengenmäßigen Zustands auf Oberflächengewässer und mit ihnen in Verbindung stehende Landökosysteme, die Wasserregulierung, den Hochwasserschutz und die Trockenlegung von Land sowie die menschliche Entwicklung weniger strenge Ziele festzulegen sind.

Die spezielle Rolle, die Feuchtgebieten (engl. *wetlands*) in ihrer Funktion als Lebensraum für viele schutzwürdige Arten für die Erreichung der Ziele der WRRL zukommt, ist unbestritten. Allerdings sind in der WRRL für Feuchtgebiete keine eigenständigen Umweltziele festgelegt, sofern sie nicht bereits als Schutzgebiete nach EU-Recht ausgewiesen wurden. Daher wurde in einer spezifischen Leitlinie der europäischen Wasserdirektoren¹ geklärt, wie die Ziele in der Umsetzung zu interpretieren sind. Der Schutz der Feuchtgebiete ergibt sich demzufolge indirekt über die Bewahrung und Herstellung des guten ökologischen Zustands der Oberflächengewässer. Feuchtgebiete können mit dem Oberflächengewässer zusammengefasst werden, falls sie dessen biologischen Zustand maßgeblich beeinflussen. Dies ist dann gegeben, wenn die Artengemeinschaft des Gewässers vom Zustand des Gewässerumfeldes abhängig ist. Beispielsweise erfordert ein guter fischökologischer Zustand in einem Fluss Laichhabitate in angrenzenden Feuchtgebieten. Ist der Fluss in einem fischökologisch guten Zustand, so dürfen also auch diese Habitatstrukturen keinen Verschlechterungen unterliegen. Die Rege-

¹ Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC) – CIS Document „Horizontal Guidance on Wetlands“, Final Version, 17.12.2003, siehe <http://www.wrrl-info.de>

lungen für *grundwasserabhängige Landökosysteme* gehen noch darüber hinaus. So schließt der „gute Zustand des Grundwassers“ laut Anhang V Nr. 2 WRRL eine signifikante Schädigung grundwasserabhängiger Ökosysteme aus. Für die Ausweisung grundwasserabhängiger Landökosysteme liegt es der genannten Leitlinie zufolge im Ermessen des einzelnen Mitgliedstaates, neben den nach EU-Recht ausgewiesenen Schutzgebieten weitere, bereits anerkannte Schutzgebiete (z. B. Naturschutzgebiete) mit einzubeziehen.

Im Hinblick auf ein einheitliches Herangehen an die Umsetzung der WRRL in Deutschland wurde von der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) eine Arbeitshilfe herausgegeben (LAWA 2003). Darauf aufbauend wurde im Auftrag der LAWA ein Verfahren entwickelt, mit dessen Hilfe grundwasserabhängige Ökosysteme erfasst sowie deren Gefährdung durch anthropogen bedingte Veränderungen des Grundwassers über quantitative Methoden beurteilt werden kann (ERFTVERBAND 2002, 2003). Für wechselfeuchte/wechsellasse Biotop ist demgemäß vorgesehen, den Status der „Gefahr der signifikanten Schädigung“ auszuweisen und solange beizubehalten, bis eine signifikante Schädigung ausgeschlossen werden kann. Die Bewertung ist allerdings mit großen Unsicherheiten verbunden, wenn der Grundwasserspiegel große Schwankungsamplituden aufweist, oder wenn statt Grundwasserentnahmen andere Ursachen für Grundwasserstandsänderungen vorliegen. Diese Problematik betrifft vor allem die ökologisch besonders relevanten *Gewässerauen* (ERFTVERBAND 2003, S. 23):

„Sie (Gewässerauen) unterliegen einem wechselnden Einfluss von Grund- und Oberflächenwasser, der durch das jeweilige Abflussregime bestimmt wird. Die zeitliche Abfolge der Hoch- und Niedrigwasserereignisse, die Menge des Wassers, die aus dem Grundwasser in die Gewässer strömt bzw. aus den Gewässern in den Grundwasserleiter infiltriert, sowie die Dauer der Überflutung und des Trockenfallens hängen von den spezifischen Bedingungen im jeweiligen Einzugsgebiet ab. Daher stellt das Einhalten der vegetationsspezifischen Grundwasserstände für die Auenbiotop lediglich die ‚notwendige‘ Bedingung dar, die zu ihrem Erhalt alleine aber nicht ausreicht. Solange keine Grundwasserentnahmen stattfinden, kann die Ursache einer Schädigung allerdings nur im Oberflächenwasserregime liegen, das durch Gewässerausbau oder andere regulierende Maßnahmen im Einzugsgebiet verändert wurde. Finden keine Grundwasserentnahmen statt, ist einer im Rahmen der weitergehenden Beschreibung oder im späteren Monitoring festgestellten Gefahr der signifikanten Schädigung daher im Oberflächengewässermanagement zu begegnen. Gleiches gilt für Gefährdungen, die mit einer Nivellierung der auentypischen Wasserstandsschwankungen einhergehen.“

Das heißt, dass die Umsetzung der WRRL gerade in Auengebieten ein wasserwirtschaftliches Handeln erfordert, welches das Grund- und Oberflächenwasser – bzw. die Teilräume Fluss und Aue – als Bewirtschaftungseinheit begreift, in der Maßnahmen aufeinander abzustimmen sind. Liegt die Gefahr einer signifikanten Schädigung eines grundwasserabhängigen Biotops im Sinne der WRRL vor, was bei empfindlichen Feuchtbiotop kaum auszuschließen ist, so ist eine eindeutig ökologisch ausgerichtete Bewirtschaftung des Systems angezeigt.

Mit der Durchführung einer Bestandsaufnahme (Frist: Dez. 2004) wurde inzwischen auch der erste fachliche Schritt zur Umsetzung der WRRL vollzogen. In BMU (2005) wird zusammenfassend auf die *bisherigen Ergebnisse, anstehende Aufgaben und offene Fragen* verwiesen:

„In der Bestandsaufnahme haben die Bundesländer mit den ihnen zur Verfügung stehenden Daten und Erkenntnissen abgeschätzt, inwieweit Gewässer derzeit wahrscheinlich einen guten Zustand erreichen können. Dass nach dieser Analyse 60 % der Oberflächengewässer und 53 % der Grundwasserkörper die Ziele der Richtlinie verfehlen, bedeutet nicht, dass 2015 ein ähnlich hoher Anteil der Gewässer in keinem guten Zustand sein wird. [...] Im Zentrum der kommenden Arbeiten stehen folglich eine an den konkreten Belastungen orientierte Gewässerüberwachung und Maßnahmen für diejenigen Gewässer, die den guten Zustand ansonsten verfehlen würden. Die Entwicklung von Maßnahmen und eventuell unterstützender ökonomischer Instrumente sollte insbesondere eine Verbesserung der Gewässermorphologie und die Herstellung der Durchgängigkeit sowie die Verminderung von diffusen Stoffeinträgen aus der Landwirtschaft zum Ziel haben. [...] Nicht zuletzt besteht zu Einzelfragen noch Forschungsbedarf, dazu gehören die Zusammenhänge zwischen Gewässermorphologie und der biologischen Qualität eines Gewässers und das Zusammenspiel von Oberflächen- und Grundwasser.“

Anknüpfungspunkte zu weiteren Bereichen des Umweltrechts

Ergänzend zum Wasserrecht gibt es in Deutschland ein breit gefächertes Instrumentarium weiterer Rechtsnormen, denen bei der Bewirtschaftung der Gewässer und der von feuchten Standortverhältnissen abhängenden Ökosysteme sowie bei der Bewertung der Umweltauswirkungen von Maßnahmen (Genehmigungspraxis) Rechnung zu tragen ist. Auf Bundesebene gehören hierzu vor allem das Bundesnaturschutzgesetz (**BNatSchG**) und das Umweltverträglichkeitsprüfungsgesetz (**UVPG**). Folgende Passagen unterstreichen dies.

So zählt zu den Zielen des Naturschutzes und der Landschaftspflege nach § 2 BNatSchG:

„natürliche oder naturnahe Gewässer sowie deren Uferzonen und natürliche Rückhalteflächen zu erhalten, zu entwickeln oder wiederherzustellen. Änderungen des Grundwasserspiegels, die zu einer Zerstörung oder nachhaltigen Beeinträchtigung schutzwürdiger Biotope führen können, sind zu vermeiden; unvermeidbare Beeinträchtigungen sind auszugleichen. Ein Ausbau von Gewässern soll so naturnah wie möglich erfolgen. Schädliche Umwelteinwirkungen sind auch durch Maßnahmen des Naturschutzes und der Landschaftspflege gering zu halten; empfindliche Bestandteile des Naturhaushalts dürfen nicht nachhaltig geschädigt werden.“

Gemäß § 19 (1) BNatSchG ist der Verursacher eines Eingriffs zu verpflichten, vermeidbare Beeinträchtigungen zu unterlassen und unvermeidbare Beeinträchtigungen auszugleichen oder zu kompensieren. § 19 (3) BNatSchG spricht die Unzulässigkeit von Eingriffen an:

„Der Eingriff darf nicht zugelassen oder durchgeführt werden, wenn die Beeinträchtigungen nicht zu vermeiden oder nicht in angemessener Frist auszugleichen oder in sonstiger Weise zu kompensieren sind und die Belange des Naturschutzes und der Landschaftspflege bei der Abwägung aller Anforderungen an Natur und Landschaft anderen Belangen im Range vorgehen. Werden als Folge des Eingriffs Biotope zerstört, die für dort wild lebende Tiere und wild wachsende Pflanzen der streng geschützten Arten nicht ersetzbar sind, ist der Eingriff nur zulässig, wenn er aus zwingenden Gründen des überwiegenden öffentlichen Interesses gerechtfertigt ist.“

Als Eingriffe in Natur und Landschaft gelten hierbei nach § 18 (1) BNatSchG:

„Veränderungen der Gestalt oder Nutzung von Grundflächen oder Veränderungen des mit der belebten Bodenschicht in Verbindung stehenden Grundwasserspiegels, die die Leistungs- und Funktionsfähigkeit des Naturhaushalts oder das Landschaftsbild erheblich beeinträchtigen können“.

Bei Eingriffen in ausgewiesene Schutzgebiete muss daher zuvor eine Verträglichkeitsprüfung durchgeführt werden (§ 34 BNatSchG), unabhängig von einer ggf. zusätzlich erforderlichen Umweltverträglichkeitsprüfung (UVP). Welche öffentlichen und privaten Vorhaben eine UVP erfordern, regelt das UVPG. Hierbei geht es darum, zur wirksamen Umweltvorsorge nach einheitlichen Grundsätzen die Auswirkungen eines Vorhabens auf die Umwelt frühzeitig und umfassend zu ermitteln, zu beschreiben und zu bewerten und das Ergebnis dieser Prüfung so früh wie möglich bei allen behördlichen Entscheidungen über die Zulässigkeit zu berücksichtigen. Der Begriff der Umwelt ist in § 2 UVPG definiert: Menschen, Tiere und Pflanzen, Boden, Wasser, Luft, Klima und Landschaft, Kulturgüter und sonstige Sachgüter sowie die Wechselwirkung zwischen den vorgenannten Schutzgütern. Als UVP-pflichtige wasserwirtschaftliche Vorhaben, die in Planfeststellungsverfahren hinsichtlich ihrer Umweltauswirkungen zu bewerten sind, gelten z. B. Maßnahmen der Gewässer- und Ufergestaltung, Deich- und Dammbauten, Bau von Stauwerken oder sonstigen Anlagen zur Zurückhaltung oder dauerhaften Speicherung von Wasser oder der Aus-/Neubau einer Bundeswasserstraße.

2.1.2 Zielsysteme und Ansätze zur Bewertung von Umweltrisiken in Auen

Wie die Ausführungen oben zeigen, werden Umweltziele im internationalen und nationalen Recht vorrangig als Schutz der Schutzgüter Menschen, Fauna und Flora, Boden, Wasser, etc. vor erheblichen nachteiligen Wirkungen menschlicher Tätigkeiten (= *Umweltrisiken*)² formuliert. Mit der Einteilung von Umweltrisiken sind zugleich „Vorschriften“ zum Umgang mit diesen Risiken verbunden, die sich am Verursacher- und Vorsorgeprinzip orientieren (z. B. Notwendigkeit erweiterter Analysen bei möglichen Umweltgefährdungen, Vermeidungs- und Kompensationsaufwand bei hohen Umweltauswirkungen, Überwachungs- und Maßnahmenprogramme sowie Bewirtschaftungspläne zur Erreichung eines die natürlichen Ressourcen nachhaltig sichernden Zustands, Kosteneffizienz bei der Umsetzung der Umweltziele etc.).

Bei den umweltrechtlichen Zielen handelt es sich zunächst um Globalziele, die die Gesamtheit der Umweltqualität beschreiben, mit diesem Totalitätsanspruch aber nur bedingt operational abbildbar sind. Sie müssen daher mit Hilfe von *Zielsystemen*, die sich aus planungsmethodischen Instrumenten wie Indikatoren, Grenzwerten, Bewertungsmaßstäben etc. zusammensetzen, schrittweise handlungsbezogen konkretisiert werden. Solche Zielsysteme der Umweltqualität sind wie die in der Planung üblichen Zielbäume hierarchisch strukturiert

² Der allgemeine Sprachgebrauch ist bei der Definition, was unter einem Umweltrisiko zu verstehen ist, ungenau und kennt verschiedene Begriffe, die synonyme Bedeutungen haben können. Die WRRL verwendet z. B. die Begriffe „Belastungen“ (*pressures*) und „Auswirkungen“ (*impacts*), die den Zustand „Gefährdung“ (*at risk*) bestimmen. Unter einem *ökologischen Risiko* wird im Allgemeinen eine irreversible oder nur langfristig wieder rückgängig zu machende Beeinträchtigung des Naturhaushaltes bzw. Störung des ökologischen Gleichgewichtes verstanden (vgl. z. B. BRECKLING & MÜLLER 2000). Voraussetzung für ein ökologisches Risiko ist somit eine nachteilige Einwirkung auf alle oder eine der natürlichen Ressourcen Wasser, Luft, Boden, Flora und Fauna.

(VOGT & MEURER 2001). Auf der obersten Ebene der hierarchischen Struktur steht ein konsensfähiges Leitbild, das visionär-utopisch sein kann (z. B. ein vom Menschen unbeeinflusster Zustand eines Ökosystems). Daraus sind über Zwischenschritte – z. B. Leitlinien der Fachbehörden – fachlich, räumlich und ggf. zeitlich konkretisierte Qualitäten für einzelne Umweltmedien abzuleiten. Auf der untersten Ebene muss für die praktische Umsetzung ein konkreter Handlungsbezug mit eindeutigem Zielhorizont stehen, also ausdifferenziert werden, welche Ziele in welchen Zeitabschnitten für welche Teilräume erreicht werden sollen.

Auch das Vorgehen zur Umsetzung der WRRL ist als *iterativer Prozess der Abschätzung und Bewertung von Umweltrisiken* angelegt: die nach Art. 5 WRRL geforderte „Überprüfung der Auswirkungen menschlicher Tätigkeiten auf den Zustand der Oberflächengewässer und des Grundwassers“ ist, soweit angezeigt, später alle sechs Jahre zu aktualisieren, um die Ausgestaltung der Überwachungs- und Maßnahmenprogramme zur Erreichung der Umweltziele zu optimieren. Der Prozess der Risikobewertung ist dabei mit einer schrittweisen Konkretisierung der Umweltqualitätsziele zu verknüpfen, wobei die Bewertung bei noch ausstehender Festlegung der „genauen“ Umweltqualitätsziele nur auf vorläufiger Basis erfolgen kann.

Die Kriterien für die Definition der Umweltziele der WRRL besitzen einen unterschiedlichen Detaillierungsgrad. So ist der gute mengenmäßige Zustand des Grundwassers anhand des Grundwasserstands unmittelbar nachvollziehbar, während ein guter ökologischer Zustand der Oberflächengewässer eher abstrakt ist. Gleichwohl stellt sich eine weitere Konkretisierung für Auenökosysteme als drängend dar. Denn auf der einen Seite kumulieren sich hier auf lange Sicht hydromorphologische und stoffliche „Belastungen“ sowohl des Grundwassers als auch der Oberflächengewässer für die Tier- und Pflanzenwelt. Auf der anderen Seite gelten sie als seltene und stark gefährdete Lebensräume, die als ausgewiesene Schutzgebiete häufig nicht nur eine örtliche, sondern auch eine überregionale Bedeutung haben. Ihre zeitliche Wiederherstellbarkeit liegt normalerweise bei weit über 30 Jahren (je nach Autor bis 200 Jahre), was besonders bezogen auf die Bewertung wasserwirtschaftlicher Maßnahmen bei vielen Autoren als „nicht ausgleichbar“ ausgelegt wird (BFG 1996a).

Die Frage der Auswirkungen der anthropogener Belastungen auf Auenbiotope stellt sich nicht nur bei teilräumlich begrenzt wirksamen Maßnahmen, wie z. B. Grundwasserentnahmen, Bau von Deichen oder Gewässerregulierungen. Auch bei großräumig wirkenden Maßnahmen wie z. B. der Wasserbewirtschaftung oder der Abwasserbehandlung im Flusseinzugsgebiet ist über die Transportprozesse im Gewässernetz ein Einfluss auf ein Auenökosystem zu erwarten. *Die Bewertung steht hier vor Fragen wie: Wie groß sind die Belastungen konkret bezogen auf bestimmte Teilräume und Maßnahmen? Welche Auswirkungen haben sie in ihrer Summe auf bestimmte Teilkomplexe der Umwelt (z. B. Auenbiotop)? Wie können derart komplexe Wirkungszusammenhänge in einem integrierten Bewertungsansatz zusammengeführt werden, um daraus – angesichts begrenzter Ressourcen sowie zeitlicher Vorgaben – praxistaugliche Konzepte für eine nachhaltige Bewirtschaftung abzuleiten?*

Hier liegt gleichzeitig auch die besondere Schwierigkeit der Bewertung ökologischer Risiken: die Kumulierung von Ursachen und Wirkungen, die nicht scharf voneinander getrennt werden können. Problematisch ist z. B., wenn Belastungen quasi „schleichend“ über lange Zeiträume wirken und daher nur über Langzeitbeobachtungen erkennbar sind, wenn zwischen Ursache und Wirkung große räumliche Distanzen liegen und die Verursacher schwer verantwortlich gemacht werden können, oder auch wenn Belastungen als solche erst so spät erkannt werden, d. h. das Konstatieren eines ökologischen Schadens der Ursache zeitlich soweit nachhinkt, dass der Sinn der Bewertung im aktuellen Zustand in Frage steht, weil Gegenmaßnahmen nicht mehr möglich sind. Hinzu kommt, dass es eine Grauzone zwischen primären und sekundären Umweltauswirkungen gibt. Besonders schwierig ist die Frage, wie angesichts vieler Unsicherheiten ein ökologisches Risiko objektiv nachgewiesen und quantitativ bewertet werden kann. *Wie soll beispielsweise das langfristige Risiko des Verlustes eines Auenökosystems infolge sinkender Flusswasserspiegel in einem Geldbetrag ausgedrückt werden, wenn dieser Verlust nicht reversibel ist? Und an wen sollte der Verursacher, so er denn überhaupt eindeutig verantwortlich gemacht werden kann, diesen Geldbetrag bei Eintritt des ökologischen Schadens bezahlen, wo es sich doch bei einem freien Umweltgut um kein individuelles Eigentum von privaten oder juristischen Personen handelt?*

In diesen Ausführungen deutet sich an, dass die Bewertung von Umweltrisiken – vor allem bezogen auf natürliche Ressourcen – nicht nur rechtlich, sondern auch fachlich stets ein Problem des *Umgangs mit Unsicherheiten bezüglich der Ursachen und Wirkungen bzw. Wirkungszusammenhänge* ist. Unsicherheiten, die der völligen Unkenntnis eines Phänomens entsprechen, sind nicht bewertungsrelevant. Die Unsicherheiten, die zum Tragen kommen und die Bewertungsmethodik mit prägen, können im Wesentlichen aus drei Quellen stammen:

- Natürliche Varianz (z. B. Wasserstandsschwankungen)
- Parameterunsicherheiten (z. B. Messungenauigkeiten, Schätzung von Modellparametern)
- Modellstrukturunsicherheiten (z. B. mangelnde Kenntnis der realen Zusammenhänge)

Vor diesem Hintergrund stehen für die Bewertung von Umweltrisiken eine Vielzahl von Methoden und Verfahren zur Verfügung, aus denen die Planungsträger und -büros die auswählen müssen, die dem Planungs- und Wissensstand entsprechend für den einzelnen Anwendungsfall geeignet ist. Das Spektrum reicht von verbal-argumentativen Ansätzen (z. B. Expertenmeinung) bis zu streng formalisierten, quantitativ-wertenden Berechnungsmethoden. Eine weitere Erörterung dieses Themas würde – da sehr abstrakt – an dieser Stelle zu weit führen (Anm.: auf Möglichkeiten der formalisierten Bewertung wird in Kapitel 3.3.3.2 weiter eingegangen). *Grundsätzlich ist für die Wahl der Bewertungsmethode in jedem Fall entscheidend, wie verbindlich und „genau“ bestimmte Umweltqualitätsziele festgelegt sind, welche „genauen“ Daten dafür relevant sind und nach welchem „genauen“ Maßstab zu bewerten ist.*

Da hiermit Unsicherheiten (s. o.) umgangen werden können, erfolgt die Bewertung ökologischer Risiken häufig auf der Grundlage verbal-argumentativer Ansätze oder in formalisierter

Form über qualitative Wertstufen auf ordinalen Rangskalen (z. B. "geringe, mittlere, hohe" Beeinträchtigung bzw. Empfindlichkeit eines Schutzgutes). Ein Beispiel ist das Verfahren der *Ökologischen Risikoanalyse*, das u. a. für Umweltverträglichkeitsuntersuchungen bei wasserwirtschaftlichen Vorhaben empfohlen wird (z. B. BFG 2004, HdUVP 2004). Ein Beispiel für die Bewertung grundwasserabhängiger Biotope ist die von PETERSON & SÜTERING (2003) vorgeschlagene Methodik auf der Grundlage eines Feuchteklassen-Systems, welches auf den bekannten Feuchtezahlen nach ELLENBERG ET AL. (1992) basiert³. Die Feuchtezahlen werden auch nach DIN 19686 (2003) für die vegetationsökologische Beweissicherung z. B. vor und nach dem Bau eines Brunnens zur Grundwasserentnahme in Talauen verwendet⁴.

Mit dem bereits erwähnten Verfahren des ERFTVERBAND (2002, 2003) liegt der erste Schritt in Richtung einer Methodik zur quantitativen Bewertung grundwasserabhängiger Landökosysteme und Feuchtbiopte vor, die sich gemäß den Anforderungen der WRRL *direkt* auf den Grundwasserstand als Bewertungskriterium bezieht und durch dessen kausale Zuordnung zu Standortansprüchen objektiviert wird. Hierbei wurden konkrete Umweltqualitätsziele in Form von Literaturangaben zu vegetationspezifischen Grundwasserständen zusammengestellt und daraus Ansätze für die Risikobewertung abgeleitet. Dem muss im Sinne einer integrierten Betrachtung in Flussauen der zweite Schritt folgen, in dem spezifische Umweltqualitätsziele für Grund- und Oberflächenwasser gebietsspezifisch zu Zielsystemen (Bewirtschaftungsplänen) zusammengefügt werden, die einerseits kumulierende Belastungen für grundwasserabhängige Biotope (Abflussregulierung, morphologische Veränderungen, Wasserentnahmen) berücksichtigen und andererseits eine Gliederung und Gewichtung der Ziele beinhalten. Hierfür sind von Seiten der Wissenschaft Grundlagen für ein verbessertes Verständnis des Wirkungsgefüges bereitzustellen und bezogen auf relevante Parameter, hier speziell den Grundwasserflurabstand, die Zusammenhänge zwischen Abiotik und Biotik zu quantifizieren. Diese notwendige *Quantifizierung der Zusammenhänge zwischen abiotischen und biotischen Parametern im Gewässersystem*, war ein zentrales Anliegen zahlreicher Untersuchungen im BMBF-Forschungsverbund „Elbe-Ökologie“ (s. u.).

Von einem systemtheoretischen Standpunkt aus gesehen ergibt sich hiermit das Ziel, wie bei Risiken mathematisch üblich auch ökologische Risiken anhand einer kontinuierlichen Skala mit einem Nullpunkt (z. B. von 0 bis 100%) zu messen, um auch graduelle Änderungen von Systemzuständen (z. B. Verschiebungen in der Lebensraumeignung bzw. im Arteninventar vor/nach Eingriffen) bewerten zu können. Dies eröffnet die Möglichkeit, Eintrittswahrschein-

³ Bei dieser Methodik werden kartierte Vegetationseinheiten hinsichtlich ihrer Grundwasserabhängigkeit, die über mittlere Feuchtezahlen nach einer 12-stufigen qualitativen (nicht äquidistanten) Skala differenziert wird, in Feuchtegrade (1 = niedrig, 12 = sehr hoch) eingeteilt und mit Gefährdungskategorien (z. B. Vorkommen von Rote-Liste-Arten) und Grundwasserflurabstandsklassen verknüpft. Die Bewertung ist daher abhängig von der Methodik der Biotopkartierung bzw. den bei der Vegetationsaufnahme erfassten Zeigerarten.

⁴ Dabei werden anhand mehrmaliger Vegetationsaufnahmen Vorkommen, Verschwinden, Zunahme, Abnahme und Nicht-Vorkommen von Vegetation analysiert und bewertet, um auf Standortveränderungen zu schließen.

lichkeiten von Zuständen und deren positive/negative Beeinflussung durch Maßnahmen abzuschätzen, um daraus ausreichend begründete Forderungen und eindeutige (reproduzierbare) Angaben für die künftige Bewirtschaftung ableiten zu können. Eine Voraussetzung hierfür ist, dass die Unsicherheiten, die in Beobachtungsdaten oder Berechnungsergebnissen aufgrund der Variabilität natürlicher Phänomene immer enthalten sind, z. B. über statistische Maße berücksichtigt werden können. Unsicherheiten aufgrund unzulänglicher Daten sind kein Grund, um nicht beginnend bei den raumzeitlich variablen Habitatbedingungen (Lebensraum) und darauf aufbauend auch für spezifische Arten und Lebensgemeinschaften (Biozöosen) eine entsprechende Quantifizierung zu verfolgen. Im Zweifelsfall ist die Gewinnung weiterer Daten (Monitoring) einer Durchführung von Maßnahmen, die nicht hinreichend anhand messbarer Größen bezüglich Wirksamkeit und Effizienz begründbar sind, vorzuziehen.

2.2 Stand der Forschung zum Wirkungsgefüge in Flussauen

Der Wechsel von Trockenfallen und Überflutung in Flussauen bedeutet für Pflanzen- und Tierarten, extreme Umweltbedingungen tolerieren zu müssen, um sich in diesem Lebensraum etablieren zu können. Grundlage einer nachhaltigen Bewirtschaftung von Fluss- und Auen-ökosystemen ist ein ausreichendes Verständnis dieser komplexen, artenreichen und vom Menschen vielfältig beeinflussten Lebensräume. Dabei stellt gerade die Dynamik in Flussauen die Ökologen vor besondere Herausforderungen (DISTER 1991). Schwierigkeiten bei der qualitativen und quantitativen Beschreibung des Wirkungsgefüges bereitet nicht nur die Tatsache, dass viele abiotische Faktoren großen Schwankungen unterliegen. Auch die Heterogenität und Dynamik in den biotischen Mustern selbst kann häufig nicht hinreichend erfasst werden, da notwendige Datenerhebungen in der Natur auf relativ kurze Zeiträume und ausgewählte Einzelstandorte bzw. Teilgebiete begrenzt werden müssen (HENLE ET AL. 2005).

Seit den 1920er Jahren wurden zahlreiche Theorien entwickelt, um das ökologische Wirkungsgefüge in Flussauen zu erklären. Nachfolgend werden einige wesentliche Ansätze kurz vorgestellt. Der Fokus liegt vor dem Hintergrund der diskutierten Anforderungen der EG-Wasserrahmenrichtlinie auf der *Quantifizierung der Abhängigkeit von Organismen von der Fluss-Grundwasser-Dynamik*. Ergebnisse der Elbe-Forschung werden hierbei herausgestellt, einerseits weil die Flusslandschaft Elbe mit großflächigen und vielfältigen Biotopstrukturen den Naturraum der charakteristischen mitteleuropäischen Flussaue repräsentiert⁵. Andererseits wird in der Anknüpfung an die Wissensbasis der seit den 1990er Jahren dort konzentrierten gewässerökologischen Forschungsarbeiten hier eine besondere Chance gesehen.

⁵ Das von der UNESCO anerkannte „Biosphärenreservat Flusslandschaft Elbe“ umfasst eine Gesamtfläche von 3428 km² in fünf Bundesländern und erstreckt sich über eine Flussstrecke von etwa 400 km Länge.

2.2.1 Ökologische Konzepte zu Auenlebensräumen

Ökologische Untersuchungen verwenden verschiedene Konzepte zu Umwelt-Organismen-Beziehungen und konzentrieren sich dabei abhängig von der Fragestellung auf bestimmte Teilaspekte der Ökologie. Eine Einführung in die Grundlagen der Ökosystemforschung und Methoden der Ökosystemmodellierung wird von FRÄNZLE (2002) gegeben. GOLLEY (1993) beschreibt die wissenschaftliche Entstehungsgeschichte des Ökosystem-Konzeptes.

Für eine ausführliche Diskussion der Theorien zu Fließgewässer- und Auenökosystemen wird auf HILDEBRANDT ET AL. (2005a) verwiesen. Danach liegen für Fließgewässer und Auen eine ganze Reihe ökologischer Konzepte vor, die sich in ihrer jeweiligen Fokussierung auf bestimmte Prozesse oder räumliche Muster (Längsstruktur des Fließgewässers, Dynamik, Konnektivität verschiedener Gewässerkompartimente etc.) unterscheiden bzw. ergänzen.

Für den Auenbereich können zwei Konzepte als bedeutend hervorgehoben werden. Dies ist zum Einen das „Flood Pulse Concept“ von JUNK ET AL. (1989), in dem die Dynamik in Überflutungsgebieten besonders berücksichtigt wird. Da dieses Konzept an großen tropischen Flüssen mit ausgeprägter Saisonalität im Abflussverhalten entwickelt wurde, ist es nicht ohne weiteres auf Fließgewässer mit einer anderen Abflusscharakteristik (Hoch- und Niedrigwasserdynamik) übertragbar. Zum Anderen ist das „Hyporheic Corridor Concept“ (STANFORD & WARD 1993) anzusprechen, das die Bedeutung der Wechselwirkungen zwischen Fließgewässer (longitudinal), Auen (lateral) und Grundwasser (vertikal) zu einem ökologischen Gesamtkonzept integriert. Bei diesem Ansatz wird morphologisch von sehr durchlässigen fluvio-glazilen Sedimenten, d. h. von einem kiesartigem Untergrund mit enger hydraulischen Verbindung von Oberflächengewässern und Grundwasserleiter ausgegangen, so dass seine Anwendbarkeit in Auengebieten mit geringen Durchlässigkeiten in Frage gestellt ist.

Eine wichtige Rolle in diesen Konzepten, die die lateralen und vertikalen Prozesse betonen, spielen die Übergangszonen (sog. Ökotone) zwischen zwei angrenzenden Systemen und die zugehörige Konnektivität bzw. der Grad des Austausches durch die Ökotone. Bedeutende Ökotone sind zum Beispiel Uferzonen und Nebengewässer in der Flussaue: sie sind nicht nur spezifische Lebensräume, sondern auch für die Diversität und Funktionalität der aquatischen und terrestrischen Lebensgemeinschaften von großer Bedeutung.

Zum Stand des Wissen im Zusammenhang mit der Dynamik in Flussauen gehören ferner Theorien über die Wirkung von „Störungen“ auf Ökosysteme und Artenvielfalt sowie die evolutive Anpassung von Arten an bestimmte Habitatbedingungen. Als „Störungen“ gelten besonders Überflutungen, die abhängig von ihrer Intensität, Häufigkeit und Dauer die Produktivität und die Herausbildung von speziellen Lebensstrategien und Schlüsselfaktoren für das Überleben einzelner Arten in Auen prägen. Die zeitliche Dynamik der Konnektivität im Gesamtsystem „Flusslandschaft“ bzw. die Störungen, die mit wechselnden Wasserständen verbunden sind, sind zugleich ein wesentlicher Ansatzpunkt zur Integration verschiedener raumzeitlicher Skalen und Weiterentwicklung der o.g. ökologischen Konzepte.

HILDEBRANDT ET AL. (2005a) kommen zu dem Schluss, dass keines der vorliegenden ökologischen Konzepte so umfassend ist, dass es für alle Fragestellungen in diesen Lebensräumen herangezogen werden kann. Vielmehr stellen die einzelnen Konzepte jeweils vereinfachende Vorstellungen des komplexen ökologischen Gesamtgefüges dar und berücksichtigen die Rolle einzelner Komponenten und ihre Wechselwirkungen unterschiedlich. Ihre Anwendbarkeit ist letztlich abhängig von der Fragestellung und den konkreten Bedingungen im Einzelfall, auch weil viele Konzepte die spezifischen Erfahrungen einzelner Autoren in bestimmten Gebieten (Fließgewässersystemen) und Zeiträumen widerspiegeln und daher nur bedingt übertragbar sind (HILDEBRANDT ET AL. 2005a).

2.2.2 Quantifizierung von Umwelt-Organismen-Beziehungen in Flussauen

Die besondere Dynamik der Umweltbedingungen in Flussauen, wie vor allem der Wechsel von Überflutungs- und Trockenphasen durch schwankende Grund- und Oberflächenwasserstände oder starke Strömungsgeschwindigkeiten und Sedimentverlagerungen bei Hochwasser, stellt hohe Anforderungen an die Tier- und Pflanzenwelt. Lebensräume mit so dynamischen, zeitweise extrem lebensfeindlichen Bedingungen können nur von Arten dauerhaft besiedelt werden, die bestimmte Lebensstrategien und Fähigkeiten wie z. B. hohe Mobilität, schnelle Reproduktionsfähigkeit oder große Toleranz gegenüber diesen Bedingungen aufweisen.

Für viele Autoren stellt die *Dynamik des Fluss- und Grundwasserregimes* den grundlegenden Erklärungsansatz zur Beschreibung der spezifischen Umweltfaktoren in Flussauen bzw. der Anpassungen von Organismen an solche Bedingungen dar (z. B. GERKEN 1988, DISTER 1991, HÜGIN & HENRICHFREISE 1992, NIERING 1994, REIF ET AL. 2000, BONN & ROLOFF 2002, LEYER 2002, RICKFELDER 2004, SCHOLZ ET AL. 2005). Als entscheidender Prozess gilt vor allem die Überflutungsdynamik: sie trennt überflutungstolerante von -intoleranten Arten (LEYER 2005) und bestimmt unmittelbar oder mittelbar maßgebende Parameter und Prozesse, wie Ausbildung des Oberflächenreliefs durch Erosion und Ablagerung von Sedimenten, Nährstoffhaushalt, Grundwasserdynamik, Bodenbildung etc. (DVWK 1993). Aufgrund ihrer stark prägenden Wirkung auf Biozönosen ist hierbei auf die besondere Bedeutung seltener extremer Hochwasserereignisse hinzuweisen (HILDEBRANDT ET AL. 2005b).

Die Bedeutung des Faktors Wasser mit seiner Dynamik ist, speziell in Auen, nicht allein darin zu sehen, dass er als entscheidender Faktor zur Erklärung der raumzeitlichen Verteilungsmuster von Arten gilt. Die Wasserhaushaltsdynamik ist naturgemäß auch eine wesentliche Quelle von Unsicherheiten in der Erfassung und Prognose biotischer Zustände und Entwicklungen. Dies liegt u. a. daran, dass zeitlich aufgelöste Verbreitungs- und Vorkommensdaten nur für wenige Arten vorhanden sind, bzw. abiotische Veränderungen nicht in artrelevanten Parametern erfasst werden (DORMANN, LAUSCH & KÜSTER in DORMANN ET AL. 2004). Für ein genaueres Verständnis der evolutiven Entwicklung von Ökosystemen und Artenvielfalt fehlen au-

ßerdem meist Beobachtungsdaten über geeignete (ausreichend lange) Zeiträume und seltene Extremereignisse mit besonders prägender Wirkung für die Tier- und Pflanzenwelt.

Dennoch ist es erstaunlich, dass die Abhängigkeit der Biotik in Auen von der Dynamik des Wasserhaushalts bis dato nur ansatzweise (auf unsicherer Basis) quantifiziert werden kann. Gleichzeitig ist festzustellen, dass seit den 1990er Jahren in der Wissenschaft, unterstützt durch die Rechnerentwicklung, verstärkt daran gearbeitet wird, Art-Umwelt-Beziehungen zu formalisieren und mit messbaren Größen zu belegen, um Prognosen und Entscheidungsgrundlagen zu objektivieren (vgl. z. B. Forschungskonzeption „Elbe-Ökologie“, BMBF 1995).

Im Folgenden wird ein kurzer Einblick in diesen Themenkomplex gegeben. Der Fokus liegt hier bewusst, den Anforderungen der EG-Wasserrahmenrichtlinie für grundwasserabhängige Landökosysteme folgend (vgl. Kapitel 2.1.1), auf Ansätzen zur Quantifizierung der *Grundwasserabhängigkeit* von Arten oder Artengemeinschaften.

2.2.2.1 Abiotische Umweltfaktoren (Schlüselfaktoren)

Auf Tiere und Pflanzen an Wasser wie an Land wirken unzählige Umweltfaktoren ein. Für die ökologische Forschung und ein darauf aufbauendes, verbessertes Management in Flussauen sind insbesondere diejenigen abiotischen Faktoren von Interesse, die das Artenvorkommen und die Zusammensetzung von Lebensgemeinschaften in ihrer dynamischen Entwicklung entscheidend beeinflussen. In der Aue sind hier besonders die Faktoren Hydrodynamik, Morphologie, Boden und Nährstoffverfügbarkeit hervorzuheben. Sie werden als Schlüsselfaktoren bezeichnet, die gemäß ihrer Wirkung auf die Organismen zu parametrisieren und auf der räumlichen und zeitlichen Skala der Lebensprozesse zu erfassen sind (FOLLNER ET AL. 2005).

Die Hydrodynamik wirkt als Hauptfaktor für die Organismenwelt in Auen (HILDEBRANDT ET AL. 2005b). Sie lässt sich in verschiedene hydrologische und hydraulische Kenngrößen unterteilen, mit denen Überflutung oder die Wasserverfügbarkeit beschrieben werden kann, wie Schwankungsamplitude, Häufigkeit, Dauer und Zeiten von Hoch- und Niedrigwasserständen, Strömungsgeschwindigkeit etc. Differenzierend auf Auenvegetation wirkende Parameter sind vor allem die Überflutungsdauer und Grundwasser-Flurabstand (FOLLNER ET AL. 2005). Sie sind im Vergleich zu anderen hydrologischen Parametern, wie z. B. Bodenfeuchte, relativ einfach über messbare Größen (Wasserstände, Geländehöhen) erfassbar und regionalisierbar. Bekannten Literaturquellen (z. B. HÜGIN & HENRICHFREISE 1992, ELLENBERG 1996) folgend wird die vorgefundene Vegetationszonierung oft auch vereinfachend in Bezug zur mittleren jährlichen Überflutungsdauer oder zum mittleren Flusswasserstand gesetzt. Einige Autoren differenzieren nach der Jahreszeit oder Vegetationsperiode (z. B. HETTRICH & ROSENZWEIG 2002), um das saisonal variierende Reaktionsverhalten der Biotik gegenüber hydrologischen Belastungssituationen wie Überflutung oder Austrocknung zu berücksichtigen. Aufgrund der typischerweise langen Entwicklungszeiträume und der von Jahr zu Jahr stark schwankenden Zustände in der Auenökologie müssen die hydrologischen Parameter grundsätzlich über lange

Zeiträume lokal gemessen oder durch geeignete Berechnungen von anderen Messstellen auf den betrachteten Raum übertragen werden (FOLLNER ET AL. 2005).

Zu den wesentlichen Umweltfaktoren neben dem Wasser gehören bodenkundliche Parameter wie z.B. Korngrößenverteilung und effektive Kationenaustauschkapazität, die aus pH-Wert, Humusgehalt und Bodenart ableitbar ist (HÜGIN & HENRICHFREISE 1992). Sie unterliegen zwar nicht solchen Veränderungen wie hydrologische Parameter, stehen langfristig aber ebenso wie die Morphologie (z. B. Geländehöhe, Mächtigkeit der Feinsubstratauflage) in engem Zusammenhang mit den Prozesskomplexen Überflutung, Feststofftransport und Grundwasser.

Auch das Vorkommen mobiler Organismengruppen und ihre spezifische Anpassung an den Lebensraum Aue ist eng mit oben skizzierten abiotischen Schlüsselfaktoren sowie weiteren Habitateigenschaften wie Vegetationsstruktur oder Mikroklima verknüpft. Ein Beispiel für die Anpassung an Überflutungen ist die hohe Mobilität am Boden lebender Spinnen und Insekten, die es ihnen ermöglicht, bei steigenden Wasserständen aus dem Teillebensraum abzuwandern und später schnell wieder zuzuwandern. Ein anderes Beispiel sind Schnecken, die ihre Gehäuseöffnung durch Schleimbildung verschließen können, um längere Überflutungs- oder Trockenphasen zu überstehen (HILDEBRANDT ET AL. 2005b).

Für weitere Ausführungen zu den für einzelne Arten oder Organismengruppen wesentlichen Umweltfaktoren wird auf den von SCHOLZ ET AL. (2005) herausgegebenen Band "Lebensräume der Elbe und ihre Auen" verwiesen. In diesem Band wird auch ausführlich auf den Stand der Forschung im Bereich der Bioindikation eingegangen, deren Ziel im Wesentlichen darin besteht, Arten oder Artengruppen zu bestimmen, die als Indikatoren für die Qualität der abiotischen oder biotischen Umwelt(-veränderungen) genutzt werden können. Grundlage hierfür ist das Verständnis der Beziehungen von Organismen zu hydrologischen, edaphischen (d. h. die Wasser- und Nährstoffverfügbarkeit beschreibenden) und nutzungsbedingten Standortfaktoren, wobei häufig zwischen der aktiven Aue und der inaktiven Aue unterschieden wird (HILDEBRANDT ET AL. 2005a). Als Indikatoren für die Überflutungsdynamik eignen sich immobile Artengruppen (vor allem Vegetation) grundsätzlich besser als mobile Artengruppen, die durch Flucht bzw. Wanderung der Überflutung ausweichen können (HILDEBRANDT ET AL. 2005b). Ein Beispiel ist die Artenzusammensetzung bei Auengrünland, für die LEYER (2002) statistisch signifikante Unterschiede zwischen häufig und selten überfluteten Flächen bzw. hochwassergeschützten Gebieten hinter Deichen nachweisen konnte.

2.2.2.2 Grundwasserabhängige Ökosysteme

Geht man in der Frage der Parametrisierung der relevanten Umweltfaktoren von der wissenschaftlichen auf die umweltrechtliche und planerische (bewertende) Ebene über, so gewinnt der Grundwasserstand entscheidende Bedeutung: gemäß der Wasserrahmenrichtlinie ist eine erhebliche Schädigung grundwasserabhängiger Ökosysteme mit einem „guten“ Zustand des Grundwassers unvereinbar (vgl. Kapitel 2.1.1). Anhand des Grundwasserstandes als Bezugsgröße ist zu bewerten, ob eine signifikante Schädigung eines Ökosystems durch anthropogen

bedingte Grundwasserabsenkungen vorliegt oder in Zukunft ggf. zu erwarten ist. In der Praxis sind hierzu Daten zur Grundwasserabhängigkeit der standortspezifisch relevanten Arten oder Artengemeinschaften erforderlich. Eine Vielzahl von vegetations- bzw. biotopspezifischen Grundwasserflurabständen kann den Zusammenstellungen von Literaturwerten in DVWK (1996) und ERFTVERBAND (2003) entnommen werden. Diese Zusammenstellungen lassen zugleich erkennen, dass die Datenlage zu gemessenen Grundwasserflurabständen in grundwasserabhängigen Ökosystemen sehr heterogen und mit großen Unsicherheiten behaftet ist, insbesondere hinsichtlich der Toleranzgrenzen gegenüber Grundwasserstandsänderungen. Die Literaturwerte beziehen sich meist auf pflanzensoziologische Gesellschaften, die i.d.R. nicht bekannt und nur mit hohem Aufwand zu erheben sind (ERFTVERBAND 2003).

KORN ET AL. (2005) empfehlen aus naturschutzfachlicher Sicht, die Identifikation und Gefährdungsabschätzung von grundwasserabhängigen Ökosystemen gem. WRRL nicht nur an Vegetationszusammensetzungen bzw. dadurch definierten Biotoptypen auszurichten, sondern auch Elemente der Fauna einzubeziehen. Zur Begründung nennen sie Beispiele von Vogel- und Amphibienarten, deren Lebensraumsprüche von Merkmalen des Grundwasserregimes abhängig sind und nicht durch Vegetation und Biotoptyp wiedergespiegelt werden.

HÜGIN & HENRICHFREISE (1992) verweisen darauf, dass Auenbiotop nur unzureichend durch mittlere jährliche Grundwasserstände charakterisiert werden können, sondern häufige Messungen bzw. Zeitreihen erforderlich sind, aus denen sich Dynamik und Schwankungsbereiche der Grundwasserstände ablesen lassen. Nach DVWK (1996) liegen allerdings für Biotoptypen mit stark variierenden Grundwasserständen keine verallgemeinerbaren Erfahrungswerte, sondern allenfalls Vermutungen über tolerierbare extreme Grundwasserstände vor. Denn Gefährdungen eines Biotoptyps können schon auftreten, wenn bestimmte Grundwasserstände längere Zeit im Sommer oder in mehreren aufeinander folgenden Jahren unterschritten werden.

Der für grundwasserabhängige Ökosysteme geforderte Schutz vor Grundwasserabsenkungen führt in der Praxis vielerorts zu Zielkonflikten mit anderen Nutzungen (Wassergewinnung, Siedlungen, Landwirtschaft, etc.). Folgerichtig wird heutzutage zunehmend an integrierten Lösungskonzepten für die Grundwasserbewirtschaftung gearbeitet (z. B. BINDER ET AL. 1999, BWK 2003, SCHNECK ET AL. 2004). Flussauen stellen mit ihrer Charakteristik in diesem Zusammenhang einen Sonderfall dar: einerseits aufgrund der natürlichen Grundwasserdynamik in Wechselwirkung mit Oberflächengewässern, andererseits, weil die Ursachen einer Schädigung der Flächennutzung durch steigende oder sinkende Grundwasserstände – solange keine Grundwasserentnahmen stattfinden – nur in Veränderungen im Oberflächengewässer liegen können und ihnen auch dort in der Bewirtschaftung begegnet werden muss (ERFTVERBAND 2003). Ein prägendes Beispiel für Veränderungen der Grundwasserstände und der Grundwasserdynamik in Auen ist der Oberrhein, dessen Wasserspiegeländerungen durch Flussregulierung im 19. Jahrhundert und weiteren Ausbau mit Staustufen, Deichen etc. im 20. Jahrhundert sowie korrespondierende Sohlenerosion zur großräumigen Austrocknung von Auenbiotopen geführt haben (z. B. HÜGIN & HENRICHFREISE 1992).

2.2.2.3 Habitatmodelle

Ein erster Schritt zum Verständnis quantitativer Zusammenhänge zwischen Organismen und ihrem Lebensraum sind *Habitatmodelle* (exakter: Habitateignungsmodelle), mit deren Hilfe die Beziehung zwischen einzelnen Arten und ihrem Lebensraum formalisiert und die Qualität des Habitats aus der Sicht dieser Arten quantifiziert wird (MORRISON ET AL. 1998).

In der Habitatmodellierung werden grundsätzlich zwei verschiedene, miteinander verknüpfte Fragestellungen verfolgt: es ist zu unterscheiden zwischen einerseits dem Verständnis von Art-Habitat-Beziehungen bzw. der Analyse und Quantifizierung von Habitatansprüchen, und andererseits der Prognose der räumlichen Verteilung von Arten (MORRISON ET AL. 1998). Habitatmodelle erlauben es, die Wichtigkeit einzelner Habitatparameter für die Prognose zu analysieren, auf dieser Basis Habitatpräferenzen abzuleiten sowie Managementmaßnahmen zum Schutz der entsprechenden Arten zu entwickeln (SCHRÖDER 2000). Entscheidend aus Sicht der Planungspraxis ist meist der letztgenannte Punkt, d. h. ein validiertes Habitatmodell auch unter veränderten Bedingungen anwenden zu können, beispielsweise um die Auswirkungen einer geplanten Baumaßnahme auf die Wasserstandsdynamik in einer Flussaue in Bezug auf die Veränderung der Lebensbedingungen und das Vorkommen oder Verschwinden von Arten zu prognostizieren (FOLLNER ET AL. 2005). Habitatmodelle erfüllen den zentralen Anspruch, ökologische Sachverhalte objektivierbar darzustellen (FOLLNER ET AL. 2005) und sind in den letzten Jahren zu einem unverzichtbaren Element ökologischer, naturschutzbiologischer und biogeographischer Forschung geworden (SCHRÖDER 2004).

Grundlagen der Habitatmodellierung

Habitatmodelle verknüpfen biologische Informationen, wie z. B. das Vorkommen (Präsenz) oder Fehlen (Absenz) einer Art, mit abiotischen Umweltbedingungen zu qualitativ und quantitativ abgesicherten Aussagen über die Eignung von Habitaten und die habitatgebundene Entwicklung von Populationen (FOLLNER ET AL. 2005). Die verwendeten Methoden entstammen der Statistik, vor allem der Regressionsanalyse, und sind stets korrelativ; das bedeutet, dass sich aus ihnen prinzipiell keine Kausalitäten ableiten lassen (AUSTIN 2002). Sie können als Hypothesen für kausale Zusammenhänge aufgefasst werden, die durch deduktive, experimentelle Untersuchungen geprüft werden müssen (MORRISON ET AL. 1998).

Grundlage für Habitatmodelle können Messungen und Beobachtungen aus Labor- und Freilandexperimenten sein, die unter mehr oder weniger kontrollierten Bedingungen durchgeführt werden, oder aus Freilandexperimenten mit natürlichen (quasi ungeplanten) Bedingungen, die in zwei Kategorien zu unterscheiden sind: Zustandsexperimente, bei denen der Zustand verschiedener Systeme (z. B. mehrere Probenflächen) zu einem festen Zeitpunkt miteinander verglichen wird, und dynamische Experimente, bei denen die Veränderung des Zustandes (z. B. vor und nach Überflutung) beobachtet wird (HENLE & STREIT 1990). Ferner können räumliche Daten, die aus Karten oder GIS-Analysen abgeleitet werden, in Habitatmodelle

einbezogen werden (z. B. Topographie). Da eine Vielzahl von Variablen potenziell geeignet ist, die räumlichen Verteilungsmuster von Arten zu erklären, ist für eine Erfolg versprechende Habitatmodellierung eine sorgfältige Planung erforderlich, welche Daten zu welchen Zeitpunkten und an welchen Orten erhoben werden sollen; es geht darum, den Aufwand möglichst auf die Erfassung der steuernden Parameter und deren Variabilität zu konzentrieren. SCHRÖDER & REINEKING (2004) und FOLLNER ET AL. (2005) geben weiterführende Hinweise und Empfehlungen zu Strategien der Probenahme (wie z. B. Stratifizierung mit Annahmen zu vermutlich relevanten Parametern und raumzeitlichen Verteilungen der Stichproben).

Das wesentliche Ziel besteht im Weiteren darin, statistische Modelle abzuleiten, die die funktionelle Abhängigkeit einer Responsevariable (z. B. Vorkommen oder Abundanz einer Art) von einer oder mehreren erklärenden Variablen (Prädiktorvariablen) abbilden. Am häufigsten verwendet werden logistische Regression und verwandte Verfahren, aber auch regelbasierte Modelle (HILDEBRANDT ET AL. 2005b). SCHRÖDER & REINEKING (2004) geben einen detaillierten Überblick über das weite Methodenspektrum in der Habitatmodellierung und geben Empfehlungen zu Minimalanforderungen und Modellierungsstrategien.

Ein Habitatmodell, mit dem z. B. die Auswirkungen von Grundwasserstandsänderungen auf ausgewählte Pflanzen- und Tierarten prognostiziert werden sollen, kann unmittelbar auf einer uni- oder multivariaten Analyse der Zusammenhänge zwischen dem Vorkommen bzw. der Abundanz von Arten und abiotischen Umweltfaktoren beruhen. Eine multivariate Analyse ist erforderlich, wenn Arten grundsätzlich mit mehr als einem Umweltparameter in Beziehung zu setzen sind. Aus der Vielzahl möglicher Einflussgrößen ist dann in der Regel über Ordinationsverfahren eine möglichst geringe Anzahl von modellrelevanten Parametern, d. h. Arten und die deren Verteilung am stärksten erklärenden Umwelteigenschaften, zu selektieren (vgl. z. B. HETTRICH & ROSENZWEIG 2002). Für grundwasserabhängige Ökosysteme bedeutet das, dass für jede Art oder Artengemeinschaft eine geeignete Parametrisierung für den Faktor Grundwasser(-dynamik) und ggf. weitere abiotische Faktoren zu ermitteln ist.

Die Anwendung der Modelle erlaubt es dann, für jeweils abgegrenzte, ökologisch annähernd gleichförmige Untersuchungseinheiten die Vorkommenswahrscheinlichkeit der untersuchten Art oder Gesellschaft zu schätzen, d. h. ihr Vorkommen oder Fehlen zu prognostizieren. Geht es bei der Modellanwendung um konkrete Raumeinheiten in der Natur, deren Habitateigenschaften auf der Ebene von Kartierungseinheiten oder Rasterquadraten vorliegen, wird von „räumlich expliziten“ Modellen gesprochen (HILDEBRANDT ET AL. 2005b).

Die Anwendbarkeit und Aussagekraft von Habitatmodellen ist besonders unter dynamischen Bedingungen wie in Flussauen kritisch zu prüfen. Dies betrifft u. a. Qualität und Umfang der verfügbaren Messdaten zur Ableitung und Validierung der Modelle bzw. zur Bewertung der Modellgüte und Übertragbarkeit. Denn oft kann die raumzeitliche Variabilität der relevanten Parameter nur in relativ kleinen Stichproben erfasst werden, weil z. B. Messkampagnen in Forschungsprojekten auf kurze Zeiträume und ausgewählte Testgebiete beschränkt werden müssen (vgl. HILDEBRANDT ET AL. 2005b). Auch sind Habitatmodelle in der Regel statische

Modelle, d. h. sie ignorieren zeitliche Veränderungen von Umwelteigenschaften, da sie aus „schlaglichtartig“ erhobenen Daten abgeleitet werden, für die implizit eine Quasi-Gleichgewichtssituation angenommen wird (AUSTIN 2002). D.h. es wird angenommen, dass sich die Umweltbedingungen im Vergleich zum Vorkommen der Organismen nur langsam verändern. Dynamische Habitateigenschaften können wie konstante Eigenschaften über Kenngrößen wie z. B. Überflutungshäufigkeit in die Analyse eingehen (SCHRÖDER & REINEKING 2004). Doch die Modelle können keine zeitlichen Entwicklungen abbilden und lassen daher keine Aussage darüber zu, wie bzw. wie wahrscheinlich die prognostizierten Zustände (potentiell) erreicht werden. Solche Aussagen können erst durch Simulation mit dynamischen Modellen erzielt werden, die eine Verknüpfung von Habitatmodellen mit Modellen zur räumlichen Populationsdynamik erfordern (SCHRÖDER & REINEKING 2004) und Zeitschritte beinhalten müssen, die die relevanten Zeitskalen der populationsbiologischen Prozesse, also von Geburten- und Sterberaten oder Zu- und Abwanderungsraten, abbilden (HILDEBRANDT ET AL. 2005b).

Beispiele von Habitatmodellen für grundwasserabhängige Arten / Artengemeinschaften

Anhand konkreter Beispiele von Habitatmodellen aus der Literatur lässt sich verdeutlichen, wie die Quantifizierung der Grundwasserabhängigkeit von Tier- und Pflanzenarten auch unter dynamischen Bedingungen erreicht werden kann. Hierbei ist grundsätzlich zu unterscheiden zwischen „statischen“ Habitatmodellen, die die Dynamik des Grundwassers z. B. über statistische Kenngrößen wie Schwankungsamplitude berücksichtigen, und dynamischen Modellen, die die Veränderungen abiotischer und biotischer Parameter als Zeitfunktion abbilden.

Ein Beispiel für Habitatmodelle für dynamische Bedingungen sind die in Abbildung 2/1 dargestellten Responsekurven. Sie stellen den Zusammenhang zwischen dem Vorkommen von potenziellen Indikatorarten dreier ökologischer Artengruppen (Vegetation, Mollusken, Carabiden) vom *maximalen Flurabstand im Frühjahr* dar (nach BFG 2001). Die zugrunde liegenden Datenerhebungen und multivariaten statistischen Analysen im BMBF-Projekt „Übertragung und Weiterentwicklung eines robusten Indikationssystems für ökologische Veränderungen in Auen“ (RIVA) zeigten, dass die wichtigsten Erklärungsvariablen für das Vorkommen vieler Arten in Elbauen die Überflutungsdauer, der Flurabstand und die Distanz zu permanenten Wasserflächen sind (vgl. HETTRICH & ROSENZWEIG 2002, BFG 2003).

Ein Beispiel für ein Habitatmodell, das die Abhängigkeit einer auetypischen Vegetation von der Überflutungs- und Grundwasserdynamik beschreibt, ist in Abbildung 2/2 wiedergegeben. LEYER (2002) entwickelte dieses Modell mittels logistischer Regression auf Basis von Datenerhebungen zu 30 häufigen Grünlandarten an ca. 180 Auenstandorten der Mittleren Elbe. Das Modell beschreibt den statistischen Zusammenhang zwischen dem Vorkommen des Vegetationstyps „Flutrasen“ und dem Mittelwert und der Standardabweichung der täglichen Flurabstände am Standort (Anm: negative Flurabstände bedeuten Überflutung des Standorts). Dem Verlauf der Responsekurven zufolge ist ein potentiell geeigneter Standort für Flutrasen durch geringe mittlere Flurabstände und hohe Dynamik (Standardabweichung) charakterisiert.

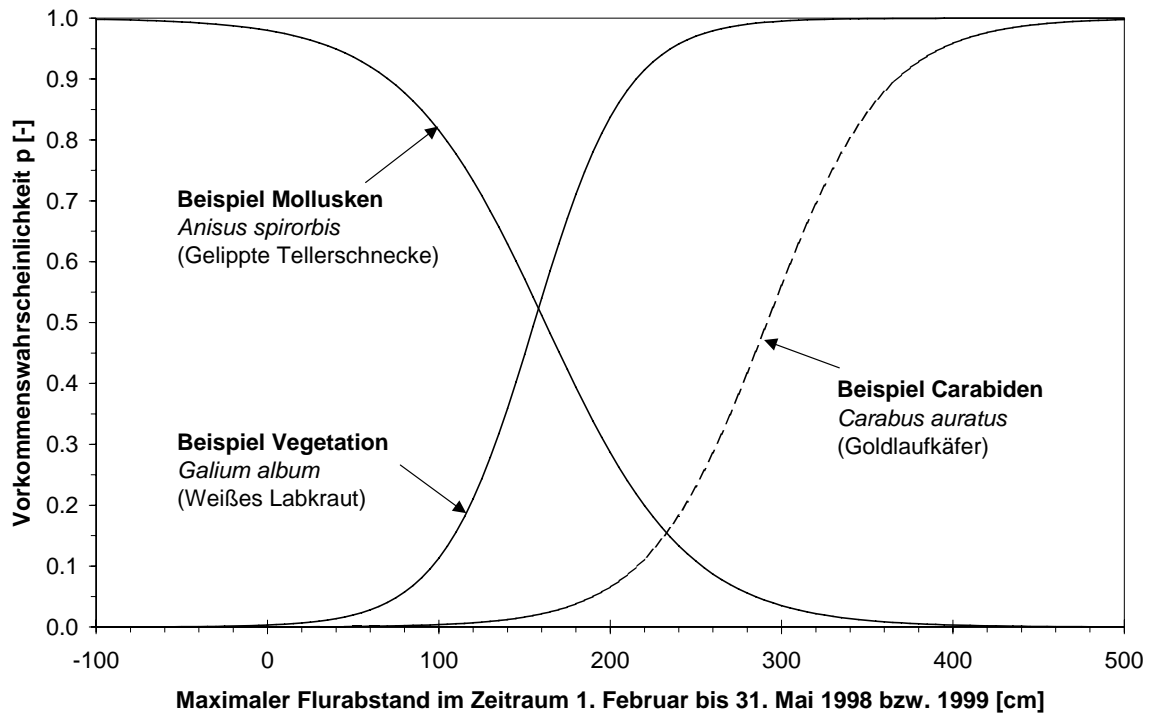


Abbildung 2/1: Vorkommenswahrscheinlichkeit von potenziellen Indikatorarten dreier ökologischer Artengruppen in Elbauen als Funktion des maximalen Flurabstands im Frühjahr 1998/1999 (nach BFG 2001).

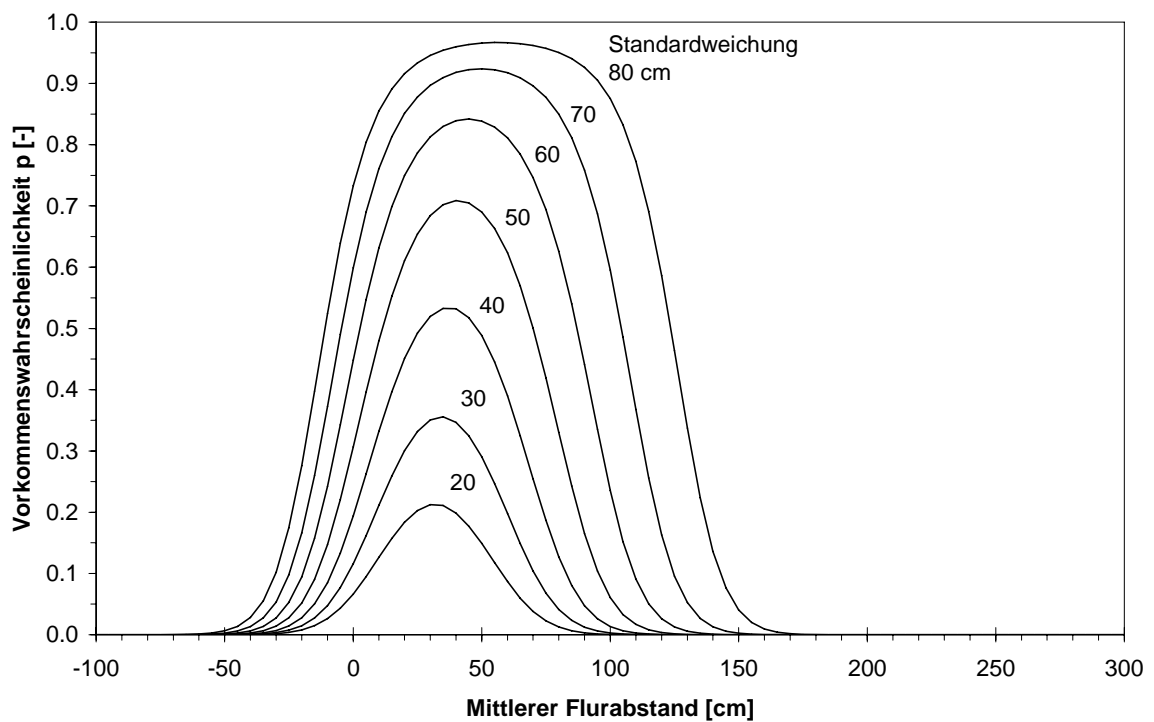


Abbildung 2/2: Vorkommenswahrscheinlichkeit von Flutrasen als Funktion des Mittelwerts und der Standardabweichung der Flurabstände im Zeitraum 1997-1998 (eigene Darstellung nach LEYER 2002, Modellparameter: pers. Mitt.).

Populationsdynamische Modelle, die den Lebenszyklus einer Spezies abbilden, sind sowohl in Ökologie (Beschreibung der Entwicklung von Pflanzen- und Tierpopulationen) und Naturschutz (Schutz bedrohter Arten) als auch in Bereichen wie Medizin und Gesundheit (Vermehrung und Ausbreitung von Krankheitserregern) und Landwirtschaft (Schädlingsbekämpfung) zu finden. Populationsdynamische Modelle für auentypische Arten, die Abhängigkeiten von der Wasserstandsdynamik berücksichtigen, sind z. B. für Laufkäfer bei RICKFELDER (2004) und SÖNDGERATH (2004) sowie für Stechmücken bei SHAMAN ET AL. (2002) beschrieben.

2.2.2.4 Quantifizierung hydromorphologischer Parameter und Prozesse (Beispiele aus dem BMBF-Forschungsverbund „Elbe-Ökologie“)

In der Quantifizierung hydromorphologischer Parameter und Prozesse liegt folglich eine essentielle Grundlage zur Beschreibung bewertungsrelevanter Zusammenhänge in Auen. Hierzu steht auf Seiten der Abiotik auf ein breites Spektrum von Instrumentarien bereit. Beispielhaft wird auf die Untersuchungen im BMBF-Forschungsverbund „Elbe-Ökologie“ verwiesen (vgl. <http://elise.bafg.de>), mit Arbeiten im Bereich der Hydromorphologie wie z. B.:

- die statistische Analyse und Simulation des *Abflussprozesses der Elbe* von HELMS ET AL. (2002) und darauf aufbauende Modellrechnungen zur Wirksamkeit von Deichrückverlegungen auf die Hochwasserabflussverhältnisse der Elbe von MERKEL ET AL. (2002),
- die Modellierung von Strömungs- und Feststofftransportprozessen in der Elbe und ihren Überflutungsbereichen, mit Untersuchung potentieller Wasserstandsänderungen (z. B. infolge von Deichrückverlegungsmaßnahmen), von FAULHABER (2000a), SCHWANENBERG ET AL. (2001) und OTTE-WITTE ET AL. (2002),
- die Modellierung der Austauschprozesse zwischen Oberflächen- und Grundwasser in Flussaunen, mit Untersuchung der Auswirkungen von Deichrückverlegungsmaßnahmen auf das Grundwasser von MONTENEGRO ET AL. (2000), BUREK & NESTMANN (2002) und MOHRLOK & JIRKA (2002).

Die wichtigsten Methoden und Ergebnisse dieser Untersuchungen sind in der Buchreihe „Konzepte für die nachhaltige Entwicklung einer Flusslandschaft“, Band 2 „Struktur und Dynamik der Elbe“ (KÜHLBORN ET AL., in Vorb.) beschrieben. Es wird an dieser Stelle auch auf die darin enthaltenen Literaturhinweise und Handlungsempfehlungen verwiesen. Erhebliche Teile (Daten und Modelle) aus vorgenannten Arbeiten wurden ferner in ein strategisch orientiertes Modellsystem, das „Pilot-DSS“ (Decision Support System) für die Elbe integriert (KOFALK ET AL. 2004). Hiermit sollen Möglichkeiten aufgezeigt werden, wie interdisziplinäres Wissen über komplexe Zusammenhänge, welches sektoral in Modellen vorliegt, unter einer gemeinsamen Systemoberfläche strukturiert und verknüpft sowie für administrative Aufgaben und strategisch-politische Entscheidungsprozesse bereitgestellt werden kann (vgl. <http://elise.bafg.de/?3283>). Ähnliche Ansätze werden auch zunehmend spezifisch für Flussaunen entwickelt (z. B. Modellsystem INFORM der BFG 2003).

2.3 Folgerungen und Ansatzpunkte für die weitere Arbeit

Zusammenfassend ergeben sich folgende Ansatzpunkte für die weitere Arbeit.

Gemäß WRRL ist die signifikante Schädigung grundwasserabhängiger Ökosysteme durch anthropogene Grundwasserabsenkungen zu vermeiden. Ob eine (potentielle) Schädigung vorliegt, ist anhand des Grundwasserstands quantitativ zu bewerten. Zur Umsetzung dieser Ziele besteht allerdings weiterhin Forschungsbedarf, speziell hinsichtlich der Zusammenhänge zwischen abiotischen und biotischen Komponenten sowie dem Zusammenspiel von Oberflächen- und Grundwasser (BMU 2005).

Flussauen stellen hierbei einen Sonderfall dar. Die Überflutungs- und Grundwasserdynamik gilt als Schlüsselfaktor der Auenentwicklung. Zugleich ist mit dieser Dynamik ein hohes Maß an Komplexität und Unsicherheiten verbunden, z. B. in der notwendigen Quantifizierung der Grundwasserabhängigkeit biotischer Komponenten. Besondere Relevanz ist auch der Fluss-Grundwasser-Interaktion beizumessen: denn sofern keine Grundwasserentnahmen stattfinden, ist der Gefährdung von Auenbiotopen in der Bewirtschaftung der Oberflächengewässer zu begegnen. Eine integrierte Betrachtung im Sinne einer systematischen Quantifizierung der Prozesse von der Dynamik im Fluss und Grundwasser bis hin zur Gefährdungsanalyse aus Sicht der Biotik ist bisher nicht ausreichend durchgeführt worden.

Aus diesem Defizit ergibt sich das Ziel der vorliegenden Arbeit, die Möglichkeiten der Quantifizierung wesentlicher Parameter und Prozesse in Flussauen exemplarisch auszuloten. Auf der hydrologischen Seite ist hierzu ein breites Instrumentarium zur Ableitung von abiotischen Standortfaktoren im Bereich Fluss und Grundwasser vorhanden, das aber auf seine Relevanz in Bezug auf biotische Anforderungen untersucht und angepasst werden muss. Ziel muss sein, die Gefährdung von Auenlebensräumen unter Berücksichtigung von Unsicherheiten quantifizieren und bewerten zu können. Zur Beschreibung wesentlicher Parameter (z. B. Grundwasserflurabstand) in ihrer raumzeitlichen Variabilität kann gem. heutigem Stand der Technik auf mathematische Modelle und geographische Informationssysteme (GIS) praktisch kaum mehr verzichtet werden. Im Einzelfall sind dynamische Simulationen über geeignete Zeiträume erforderlich, um biotische Zustände und Entwicklungen in ihrer Variabilität hinreichend nachvollziehen zu können. Ggf. sind gemessene Zeitreihen durch stochastisch generierte Zeitreihen zu ergänzen, um seltene und bisher nicht beobachtete (potentielle) Extremsituationen betrachten und statistisch fundierte Aussagen zur Gefährdung treffen zu können.

Die im Rahmen des BMBF-Verbundprojektes „Morphodynamik der Elbe“ (NESTMANN & BÜCHELE 2002) durchgeführten Untersuchungen bieten hierfür gute Voraussetzungen. Auf Seiten der Biotik orientiert sich die Quantifizierung in dieser Arbeit an den Anforderungen der im Rahmen der BMBF „Elbe-Ökologie“-Forschung erarbeiteten Habitatmodelle.

3 Konzept zur quantitativen Bewertung des Grundwasserzustands nach einem risikoorientierten Ansatz

Im Folgenden wird ein Konzept zur Bewertung des Grundwassers und der davon abhängigen Landökosysteme formuliert. Das Konzept basiert auf einem risikoorientierten Ansatz und bildet einen methodischen Rahmen zur Quantifizierung der Gefährdung grundwasserabhängiger Ökosysteme unter Berücksichtigung von Unsicherheiten.

3.1 Wesentliche Anforderungen und Verfahrensschritte

Das Verfahren sollte folgenden Anforderungen genügen:

- Für die Erstbewertung des Grundwasserzustands ist in der Praxis ein möglichst einfach anwendbares Verfahren gefordert, das auf gängigen Datengrundlagen (z. B. Grundwasserstandsmessungen an Referenzmessstellen) und allgemein anerkannten Bewertungskriterien und -methoden aufbaut. Damit ist zu beurteilen, ob im betrachteten Teilraum eine grundwasserbedingte Gefährdung der Flächennutzung vorliegt bzw. nicht auszuschließen ist. Auf dieser Basis ist zu entscheiden, ob weiterer Untersuchungsbedarf besteht.
- Wird dies im Einzelfall festgestellt, müssen das Ausmaß der Gefährdung sowie mögliche Risiken für Natur und Umwelt spezifisch untersucht werden. Das bedeutet im Regelfall, dass zusätzliche Daten erhoben und analysiert werden müssen, wobei zur Quantifizierung komplexer Zusammenhänge auf mathematische Modelle heutzutage kaum mehr verzichtet werden kann. Zu einer umfassenden Gefährdungsbeurteilung gehört auch die Betrachtung von Daten- und Modellunsicherheiten, um Fehlinterpretationen zu vermeiden.
- Auf dieser Grundlage müssen schließlich Handlungsalternativen untersucht und einer vergleichenden Bewertung unterzogen werden. Ziel muss sein, unter Berücksichtigung der festgestellten Gefährdung eine zielgerechte Lösung für die Zukunft zu ermitteln.

Für die Umsetzung dieser Anforderungen bietet sich klassischerweise eine Gliederung in folgende drei Stufen (Verfahrensschritte) an⁶. Abbildung 3/1 zeigt die drei Stufen in einer schematisierten Übersicht des Verfahrens.

⁶ Ein erstes formales Modell der Risikobewertung mit den drei Grundelementen: 1. Identifikation des Risikos bzw. der Gefährdung, 2. Risikoeinschätzung und 3. Risikobewertung (und –management) wurde vom Scientific Committee on Problem of the Environment (SCOPE) vorgestellt (WHYTE & BURTON 1980). Die meisten heute diskutierten und angewandten risikobasierten Verfahren reflektieren diese Grundelemente.

Stufe I: Gefährdungsidentifikation und einfache Risikobeurteilung

Erstbewertung unter Nutzung verfügbarer Grundlagendaten und allgemein anerkannter Ziel- und Akzeptanzkriterien (z. B. Richt- und Grenzgrundwasserstände). Ziel ist es, eine vom Grundwasserstand ausgehende Gefährdung für die Flächennutzung zu identifizieren und einer einfachen Risikobeurteilung zu unterziehen.

Stufe II: Gefährdungs- / Risikoabschätzung (Einzelfall)

Weiterführende Quantifizierung und Analyse der Gefährdung sowie möglicher Auswirkungen (Risiken) unter Berücksichtigung der Unsicherheiten wesentlicher Parameter, vor allem der Variabilität der Grundwasserstände. Ziel ist die erweiterte Beurteilung vorhandener Risiken mit Aussagen zu deren Ausmaß bzw. Eintrittswahrscheinlichkeiten. Die Methoden und damit der Aufwand der Quantifizierung (z. B. Einsatz von Simulationsmodellen) sind abhängig von den Anforderungen im Einzelfall zu definieren.

Stufe III: Risikobewertung und Risikomanagement (Maßnahmen/Bewirtschaftung)

Bewertung, Vergleich und Planung von Handlungsalternativen unter Berücksichtigung des Risikos als Entscheidungsgröße (Risikomanagement). Hier geht es also um die erforderlichen Maßnahmen im Umgang mit den identifizierten Risiken und die Entwicklung von Konzepten zur nachhaltigen Bewirtschaftung des Systems.

Für die Formulierung dieses Konzeptes kann auf die Methoden der Zuverlässigkeitsanalyse (*reliability analysis*) zurückgegriffen werden, die vor allem in technischen und wirtschaftlichen Bereichen breite Anwendung gefunden haben. Die wesentlichen Grundlagen werden im nächsten Abschnitt einführend behandelt.

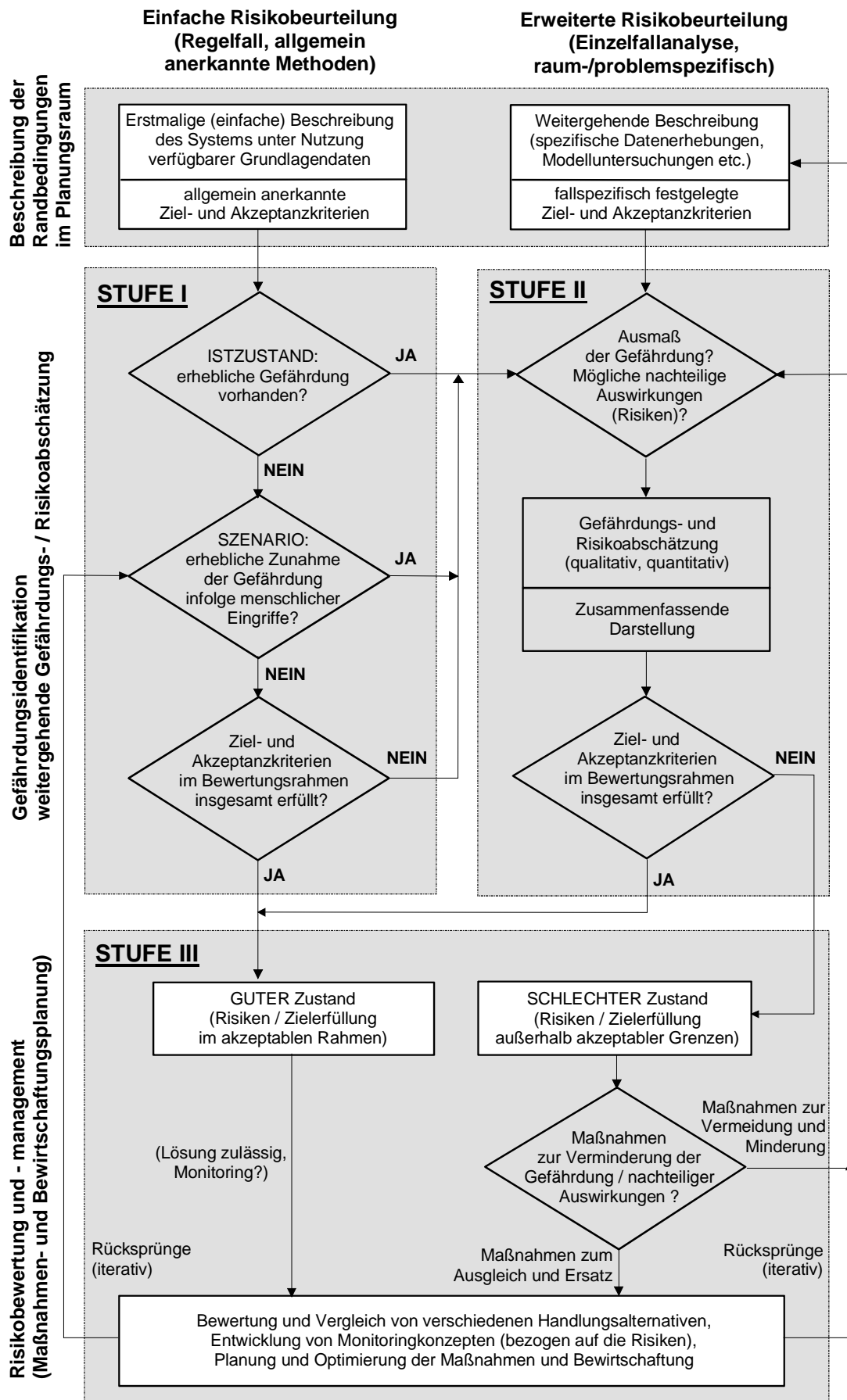


Abbildung 3/1: Konzept eines risikoorientierten Bewertungsverfahrens.

3.2 Grundlagen einer risikoorientierten Betrachtungsweise

3.2.1 Grundgedanken und Begriffe der Zuverlässigkeitstheorie

Trotz aller Bemühungen einer inzwischen über 30 Jahre alten Risikoforschung hat sich kein einheitlicher Risikobegriff und schon gar keine zusammenhängende Risikotheorie herausgebildet (GREIVING 2002, BRECKLING & MÜLLER 2000). In der vorliegenden Arbeit wird der in Naturwissenschaft, Technik und Finanzbranche etablierte Risikobegriff übernommen:

$$\text{Risiko} = \text{Eintrittswahrscheinlichkeit} \times \text{Schadensausmaß}$$

Mathematisch bedeutet dies die Möglichkeit, die Größe des Risikos auf einer kontinuierlichen Skala (Verhältnisskala) zu messen, auch wenn teilweise kritisiert wird, dass nicht jedes Risiko für die Gesellschaft oder Umwelt in einer einzigen Zahl ausgedrückt werden kann.

Grundsätzlich sollte man sich klar machen, dass die auf *Sicherheit* bzw. Risiko ausgerichtete Untersuchung eines Systems bei all ihrer Eigenständigkeit und Bedeutung im Einzelfall ein Teilgebiet der *Zuverlässigkeitstheorie* ist. Es ist das Teilgebiet, in dem das *Versagen* (engl. *failure*) von Komponenten eines Systems oder des Gesamtsystems, also die Schädigung oder sogar vollständige Zerstörung von Leben und Sachwerten im weitesten Sinne, betrachtet wird. Auch die Bedrohung der Umwelt gehört zu dieser Sicherheitsproblematik.

Aufgabe der Zuverlässigkeitsanalyse ist es, die *Zuverlässigkeit* (*reliability*) eines Systems zu bestimmen. Laut DIN 40041 (1990) ist die Zuverlässigkeit definiert als „die Fähigkeit einer Betrachtungseinheit, innerhalb der vorgegebenen Grenzen denjenigen durch den Verwendungszweck bedingten Anforderungen zu genügen, die an das Verhalten ihrer Eigenschaften während einer gegebenen Zeitdauer gestellt sind“. Kürzer könnte man sagen: Zuverlässigkeit ist die Fähigkeit eines Systems, den vereinbarten Anforderungen zu genügen. Bezogen auf die Lebensdauer eines Systems versteht man darunter die Wahrscheinlichkeit, dass das System einen bestimmten Zeitpunkt intakt überlebt. Die quantitative Zuverlässigkeitsanalyse verwendet probabilistische Methoden, d. h. sie geht explizit mit Wahrscheinlichkeiten und folglich mit Gesetzmäßigkeiten von Zufallsereignissen um. Dabei wird von Kenntnissen über die Funktion und das Zusammenwirken von Komponenten des Systems ausgegangen. Auch für komplexe Systeme mit vielen Komponenten und komplizierten Wirkungsgeflechten kann die Zuverlässigkeit beziehungsweise die *Versagenswahrscheinlichkeit* ermittelt werden.

Der Grundgedanke ist, dass alle Einflussfaktoren, die den Zustand eines Systems bestimmen, stochastische Größen sein können. Wären alle Größen genau bekannt, ließe sich eine Systembemessung völlig deterministisch vornehmen und das Systemversagen eindeutig beschreiben. In der Realität sind aber viele Größen und Wirkungszusammenhänge nur unscharf bekannt und können sich mit der Zeit ändern, so dass sich auch das Verhalten und die Sicherheit des Systems einer exakten Kenntnis entzieht. Der Grad der Stochastizität variiert natürlich stark von System zu System und Parameter zu Parameter. In der Zuverlässigkeitsanalyse besteht letztlich kein Zwang, irgendeine Größe als konstant annehmen zu müssen. Auf diese Weise können *Unsicherheiten* systematisch analysiert und in die Beurteilung einbezogen werden.

3.2.2 Ansatz zur Ermittlung der Zuverlässigkeit eines Systems

Allgemein lässt sich ein Zuverlässigkeits- bzw. Sicherheitsproblem wie folgt formulieren:

Es sei $z = g(X)$ eine Wirkungsfunktion, die den Zustand eines Systems beschreibt. Hierbei bezeichnet $X = (X_1, X_2, \dots, X_n)^T$ einen Vektor, der alle n stochastischen Größen des Systems (Basisvariablen X_i , $i = 1, \dots, n$) enthält. Im n -dimensionalen Raum wird die Grenze zwischen einem sicheren und einem unsicheren Systemzustand durch die Gleichung $g(X) = 0$ definiert. Teilt man alle Basisvariablen in zwei Klassen, in die Belastungsgrößen s (*load variables*) und die Widerstandsgrößen r (*resistance variables*), so tritt ein Versagen des Systems ein, wenn

$$z = g(X) = f(s, r) < 0 \quad (3.1)$$

Die Belastbarkeit r und die Belastung s können als Zufallsgrößen mit allen der Stochastik unterworfenen Gesetzmäßigkeiten behandelt werden. Das bedeutet, dass anhand einer Stichprobe von Zufallszahlen, die z. B. durch Messung erhoben wird, die empirischen Verteilungsfunktionen der Variablen ermittelt werden können. Es ist im Prinzip nicht entscheidend, ob eine bestimmte Variable der Belastung s oder der Belastbarkeit r zugeordnet wird. Oft ist eine klare Entscheidung, in welche Gruppe eine Größe gehört, gar nicht möglich, z. B. weil unterschiedliche Dimensionen vorliegen, die einen direkten Vergleich oder eine bloße Aufsummierung von Belastungs- und Belastbarkeitsgrößen verbieten. Vielmehr kommt es darauf an, das Gesamtverhalten des Systems im Hinblick auf den Grenzzustand $g(X) = 0$ zu beschreiben. Daher sind s und r als die Resultierenden aus mehreren Variablen zu verstehen.

Wenn sowohl die Belastung als auch die Belastbarkeit zeitlich veränderliche Größen sind, stellt auch der Grenzzustand des Systems eine Funktion der Zeit dar. Beispielsweise hängt das Versagen einer Brücke nicht nur von der aktuellen Belastung ab, sondern auch vom baulichen Zustand. Das Versagen der Brücke muss deshalb keineswegs zum Zeitpunkt ihrer Maximalbelastung eintreten, sondern kann vielmehr die Folge einer Schwächung der Konstruktion durch Materialermüdung oder Beschädigungen sein. Der Grenzzustand des Gesamtsystems ist also häufig nicht explizit bekannt, sondern aus der Wirkungsfunktion abzuleiten.

Die Versagenswahrscheinlichkeit des Systems P_V (*probability of failure*) ist durch Integration der Wirkungsfunktion unter der Bedingung $g(X) < 0$ definiert. P_V und die Zuverlässigkeit RE als Erwartungswert (Wahrscheinlichkeit des Nicht-Versagens) ergeben die Summe 1:

$$P_V = P [g(X) < 0] = 1 - RE \quad (3.2)$$

mit: P_V Versagenswahrscheinlichkeit

RE Zuverlässigkeit als Erwartungswert

Eine analytische Lösung für P_V ist nur in speziellen (einfachen) Fällen möglich. Für komplexe Systeme werden in der Regel numerische Lösungen gesucht (näheres im folgenden).

Für die Formulierung des Konzepts wird auf die auf der Zuverlässigkeitsanalyse basierenden vier Stufen der stochastischen Bemessung zurückgegriffen.

3.2.3 Die vier Stufen der stochastischen Bemessung

Die Anwendung der Zuverlässigkeitstheorie zur stochastischen Bemessung von Systemen kann abhängig vom Datenaufwand, den Methoden und der Aussagekraft der Ergebnisse in vier Stufen eingeteilt werden (PLATE & DUCKSTEIN 1988, PLATE 1993):

Stufe 1: Bemessung mit Sicherheitsfaktor

Die erste Stufe entspricht dem traditionellen Bemessungskonzept, das sich im Normalfall aus Werten zusammensetzt, die als konstant angenommen werden. Die Ermittlung der Einwirkungs- und Widerstandsgrößen erfolgt z. B. unter Berücksichtigung der Überschreitungswahrscheinlichkeit einzelner Größen, empirischer Erfahrungswerte oder nach bestimmten Anforderungen im Kontext. Der Bemessung wird der Grenzfall für Versagen ($s = r$) zugrunde gelegt und durch Sicherheitszuschläge für Einzelgrößen oder das Gesamtsystem abgesichert. Über die Sicherheitsfaktoren (z. B. 1.5-fache Erhöhung der Lastannahmen der tatsächlichen Dimensionierung) soll ein Versagen hinsichtlich der Unsicherheiten einzelner Systemgrößen oder der Unwägbarkeiten im Systemverhalten ausgeschlossen werden. Der Vorteil dieses Konzepts ist die einfache Nachvollziehbarkeit und unkomplizierte Anwendung. Der Nachteil ist neben der häufig pauschalen bis willkürlichen Festlegung der Sicherheitsspielräume die fehlende Aussagekraft über die Versagensneigung des Systems.

Stufe 2: Bemessung mit Sicherheitsindex

Die zweite Stufe ist die stochastische Bemessung auf der Grundlage der Berechnung der Versagenswahrscheinlichkeit des Systems. Der Kerngedanke hierbei ist, anstelle des relativ starren Konzepts der Sicherheitsfaktoren aus Stufe 1 die *normalverteilten* Wahrscheinlichkeitsverteilungen der Einwirkungs- und Widerstandsgrößen für die Sicherheitsbetrachtung des Systems zu verwenden. Die Bemessung erfolgt mit Hilfe des Sicherheitsindex β_{zul} :

$$\beta_{zul} \leq \frac{\mu_r - \mu_s}{\sqrt{\sigma_r^2 + \sigma_s^2}} \quad (3.3)$$

mit: μ_s, σ_s Mittelwert und Standardabweichung der Belastung
 μ_r, σ_r Mittelwert und Standardabweichung der Belastbarkeit

Methode der zweiten Momente (First Order Second Moment – FOSM Analyse)

Eine häufig angewandte Möglichkeit der Lösung ist die „Methode der zweiten Momente“ (vgl. ANG & TANG 1984, PLATE 1993). Hierbei wird die Systemsicherheit anhand der statistischen Kenngrößen Mittelwert μ und Standardabweichung σ von r und s untersucht.

Ein System versagt, wenn der Sicherheitsabstand SM (*safety margin*) als Variable z

$$SM = z = r - s < 0 \tag{3.4}$$

Sind r und s normalverteilt, mit dem Mittelwert μ_s, μ_r und der Standardabweichung σ_r, σ_s , dann ist auch die Variable z eine normalverteilte Zufallsvariable mit dem Mittelwert μ_z und der Standardabweichung σ_z . Für μ_z und die Varianz σ_z^2 gilt damit:

$$\mu_z = \mu_r - \mu_s \tag{3.5}$$

$$\sigma_z^2 = \sigma_r^2 + \sigma_s^2 - 2COV_{rs} \tag{3.6}$$

Sind r und s stochastisch unabhängig, wird die Kovarianz COV_{rs} zu null.

Die Wahrscheinlichkeitsdichtefunktionen für r, s und z sind in Abbildung 3/2 dargestellt.

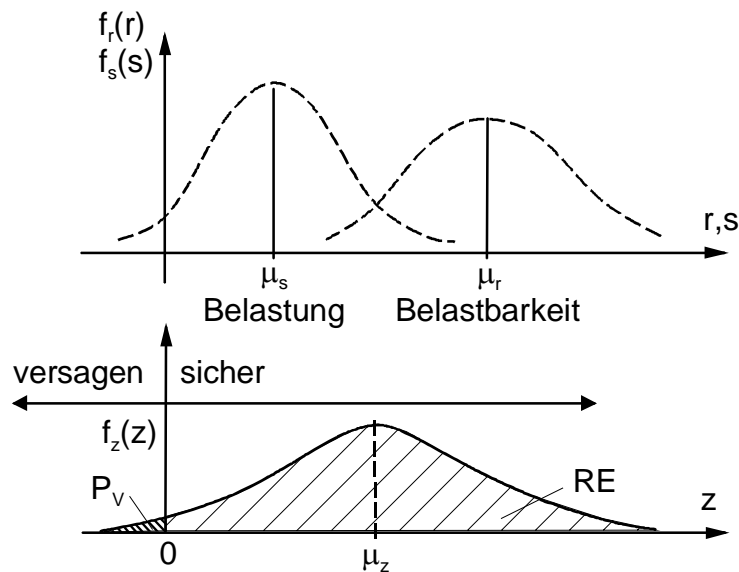


Abbildung 3/2: Dichtefunktionen der Belastung s , der Belastbarkeit r und des Sicherheitsabstandes z sowie resultierender Flächeninhalt für P_V und RE .

Die Versagenswahrscheinlichkeit der Dichtefunktion $f_z(z)$, d. h. der Flächeninhalt für $z < 0$ in Abbildung 3/2, ist:

$$P_V(z) = \int_{-\infty}^0 f_z(z) \cdot dz \tag{3.7}$$

Durch die Transformation $f(\eta) = f(z)dz/d\eta$ kann P_V auch geschrieben werden als:

$$P_V(\eta) = \int_{-\infty}^{\eta_0} f_\eta(\eta) \cdot d\eta \tag{3.8}$$

mit: η standardisierte transformierte Variable: $\eta = (z - \mu_z) / \sigma_z$
 η_0 Integrationsgrenze: $\eta = -\mu_z / z = -\beta$

Das Ergebnis der FOSM-Methode ist der Sicherheitsindex $\beta = -\eta_0$. Er ist durch Integration in die Versagenswahrscheinlichkeit P_V überführbar und ein Maß für die Systemsicherheit:

$$P_V = \Phi(-\beta) = 1 - \phi(\beta) \quad (3.9)$$

mit: $\phi(\beta)$ Flächeninhalt unter der Standardnormalverteilung für den Wert β

Somit vereinfacht sich die Berechnung der Versagenswahrscheinlichkeit wesentlich, da auf die Standardnormalverteilung zurückgegriffen werden kann, z. B. anhand tabellierter Werte, und β sich direkt aus den ersten beiden Momenten der Zufallsvariablen r und s ermitteln lässt:

$$\beta = \frac{\mu_r - \mu_s}{\sqrt{\sigma_r^2 + \sigma_s^2 - 2COV_{rs}}} = \frac{\mu_z}{\sigma_z} \quad (3.10)$$

Im Vergleich zum Sicherheitsfaktor (Stufe 1) ist die Versagenswahrscheinlichkeit ein wesentlich aussagekräftigeres Maß für die Gesamtsicherheit des Systems, da die individuellen Einflüsse der Variablen mathematisch Berücksichtigung finden. Das Problem ist jedoch, dass die statistischen Verteilungen der Größen oftmals nicht genau bekannt sind und auch Modelle nur näherungsweise die realen Verhältnisse wiedergeben können. Für eine Sicherheitsabschätzung gibt es hierzu in vielen Fällen jedoch keine Alternative.

Stufe 3: Bemessung nach Versagenswahrscheinlichkeit

Im Unterschied zur zweiten Stufe können die Belastungs- und Belastbarkeitsgrößen in der dritten Stufe aus Zufallsgrößen mit *beliebiger* Wahrscheinlichkeitsverteilung bestehen. Die Bemessung erfolgt wiederum nach dem Kriterium der Versagenswahrscheinlichkeit

$$P_V \leq P_{V,zul} \quad (3.11)$$

wobei die zulässige Versagenswahrscheinlichkeit $P_{V,zul}$ definiert ist als

$$P_{V,zul} = \int_0^{\infty} \int_0^r f_{rs}(r, s) \cdot ds \cdot dr \quad (3.12)$$

Die Lösung für P_V kann auf der Stufe 3 über die Methode der direkten Integration, der Monte-Carlo Simulation oder der Langzeitsimulation erhalten werden.

Bei Problemen mit wenigen Variablen ist es sinnvoll, eine direkte (analytische) Lösung für das Integral in Gl. (3.12) anzustreben. In manchen Fällen mag dies möglich sein, oft aber zu schwierig, da die Verteilungsfunktionen einzelner Größen zwar aus Stichproben ermittelbar sein mögen, die Anzahl der Variablen aber groß oder die Wirkungsfunktion des Systems so komplex ist, dass eine mathematische Beschreibung nicht möglich oder sehr aufwändig ist.

Daher muss die Lösung oft auf numerischem Wege gefunden werden. Im Normalfall wird dazu auf die Methoden der Monte Carlo Simulation zurückgegriffen (vgl. ANG & TANG 1984,

PLATE 1993). Es ist zwar nicht notwendig, dass r und s stochastisch unabhängig sein müssen, doch die Einhaltung dieser Bedingung vereinfacht die Lösung. In diesem Fall gilt

$$f_{rs}(r,s) = f_r(r) \cdot f_s(s) \quad (3.13)$$

und die zulässige Versagenswahrscheinlichkeit kann über das sogenannte Freudenthalsche Integral ausgedrückt werden:

$$P_{V,zul} = \int_{-\infty}^{\infty} F_r(s) \cdot f_s(s) \cdot ds \quad (3.14)$$

mit: $F_r(r)$ Verteilungsfunktion von r bei Belastung s

Das heißt, P_V entspricht dem Teilbereich der *zweidimensionalen* Dichteverteilung $f_{rs}(r,s)$, für den die Bedingung $s > r$ zutrifft (Abbildung 3/3). Der Versagensbereich ist in Abbildung 3/3 grau hinterlegt (oberhalb der Linie $s = r$).

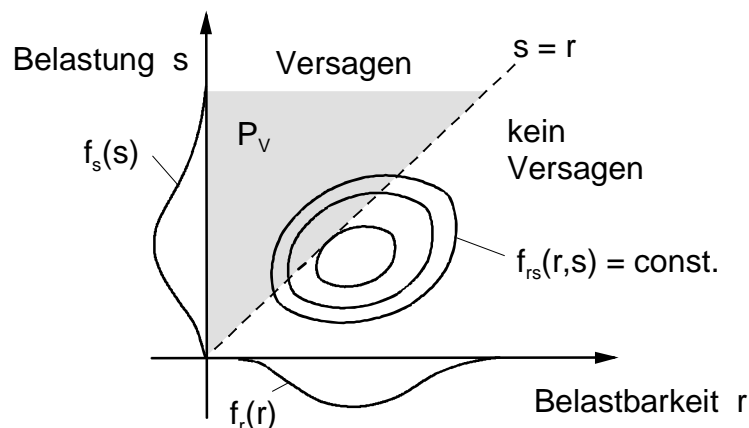


Abbildung 3/3: Zweidimensionale Wahrscheinlichkeitsdichte $f_{rs}(r,s)$ mit den beiden Randverteilungen $f_r(r)$ und $f_s(s)$.

In manchen (einfachen) Anwendungsfällen ist das Freudenthalsche Integral analytisch lösbar. Bei komplexen Systemen, beispielsweise in der Hydrologie, muss mit Hilfe der Monte Carlo Simulation eine Näherungslösung für P_V gefunden werden. Dazu wird eine große Anzahl von Realisationen möglicher Systemzustände generiert, indem für alle wahrscheinlichkeitsverteilten Variablen ihrer Verteilung entsprechend Zufallswerte gezogen werden. Die Versagenswahrscheinlichkeit ergibt sich dann empirisch aus dem Verhältnis der Anzahl der Versagensfälle zur Gesamtanzahl der Realisationen.

Wird in diesem Zusammenhang der Begriff *Langzeitsimulation* verwendet, so hat dies den Grund, dass mit der *zeitlichen Abfolge von Ereignissen* eine weitere Komponente ins Spiel kommt, die bei der reinen Monte-Carlo Simulation nicht berücksichtigt wird, da dort die auftretenden Systemzustände zeitlich gesehen als stochastisch unabhängig betrachtet werden.

Stufe 4: Vollständige Bemessung über das Risiko

Die vierte Stufe hat zum Ziel, die Bemessung nicht nur auf die Versagenswahrscheinlichkeit, sondern auf die Folgen des Versagens auszurichten. Dabei sind vor allem zwei Faktoren zu berücksichtigen: a) die Lebensdauer des Systems (Betrachtungszeitraum) und b) die mit dem Versagensfall zusammenhängenden Konsequenzen K (z. B. Kosten). Letztere werden über die Konsequenzfunktion $K(s,r)$ quantifiziert, die die gesamten Auswirkungen einer bestimmten Kombination von s und r beschreibt. Als Bewertungskriterium dient das Risiko RI , das als der Erwartungswert von K definiert ist:

$$RI = E\{K\} = \int_{-\infty}^{\infty} \int_{-\infty}^{\infty} K(s,r) \cdot f_{rs}(s,r) \cdot dr \cdot ds \quad (3.15)$$

mit: $K(s,r)$ Konsequenzfunktion für das Versagen (bei Kombination von s und r)

Die Grundidee der Stufe 4 ist also, die maßgebenden Systemgrößen in ihrer Kombination so zu wählen, dass RI minimal wird. Abbildung 3/4 stellt das Prinzip der Bemessung nach Risiko am klassischen Beispiel einer Kostenminimierung dar. Die Gesamtrisikokosten $K(s,r)$ ergeben sich hier aus der Addition der Kosten der Maßnahmen $K(r)$, die für die Sicherheit des Systems aufzuwenden sind (d. h. Investitions- und Betriebskosten) und der Kosten der Schäden $K(s)$, die bei Versagen des Systems zu erwarten sind. Um das kostenoptimale Sicherheitsniveau des Systems zu finden, ist der Schnittpunkt der beiden Kostenkurven für $K(r)$ und $K(s)$ zu suchen, sprich das Minimum der Kurve der Gesamtrisikokosten. Alle risikomindernden Maßnahmen, die links vom Minimum der Gesamtrisikokostenkurve liegen, senken die Gesamtrisikokosten und tragen zur Verbesserung des Kostenverhältnisses bei. Mit höher werdendem Sicherheitsgrad sinken die Schadenskosten, während die Kosten für Sicherheitsmaßnahmen immer mehr ansteigen. Alle Maßnahmen, die rechts vom Minimum der Gesamtrisikokostenkurve erfolgen, erhöhen die Risikokosten und führen in puncto Wirtschaftlichkeit zu einem Zielkonflikt (d. h. die Wahl eines höheren Sicherheitsgrades ist hier nicht mehr rein ökonomisch begründbar).

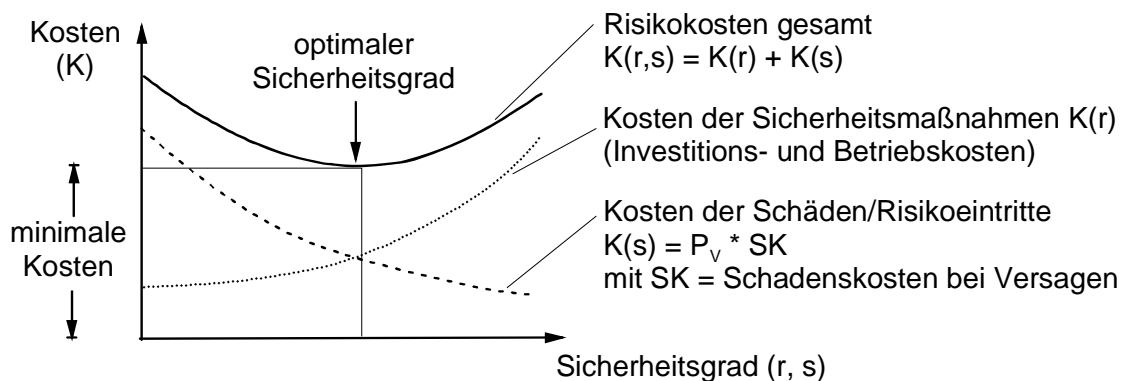


Abbildung 3/4: Prinzip der Bemessung nach Risiko (Beispiel Kostenminimierung).

3.3 Konzept zur quantitativen Bewertung des Grundwasserzustands

Die drei im vorigen Abschnitt beschriebenen Stufen der stochastischen Bemessung lassen sich wie folgt in ein Konzept zur quantitativen Bewertung des Grundwasserzustands umsetzen. Anhand einiger Beispiele soll die praktische Bedeutung verdeutlicht werden.

3.3.1 Stufe I: (einfache) Identifikation und Erstbeurteilung des Risikos anhand von Richt- und Grenzwerten für den Grundwasserstand

Die Identifikation und erste (einfache) Bewertung von Risiken bezogen auf den Grundwasserstand kann auf Basis von Ziel- und Akzeptanzkriterien (Schwellenwerten) erfolgen, die nutzungs- und teilraumspezifisch zu definieren sind. Abbildung 3/5 zeigt das Prinzip: Weicht ein Kennwert (z. B. mittlerer Grundwasserstand) um ein bestimmtes Maß von einem festgelegten Richt- oder Grenzwert ab, ist von einer Gefährdung zu sprechen. Nach dieser ersten Einschätzung ist zu entscheiden, ob eine weiterführende Risikobetrachtung erforderlich ist.

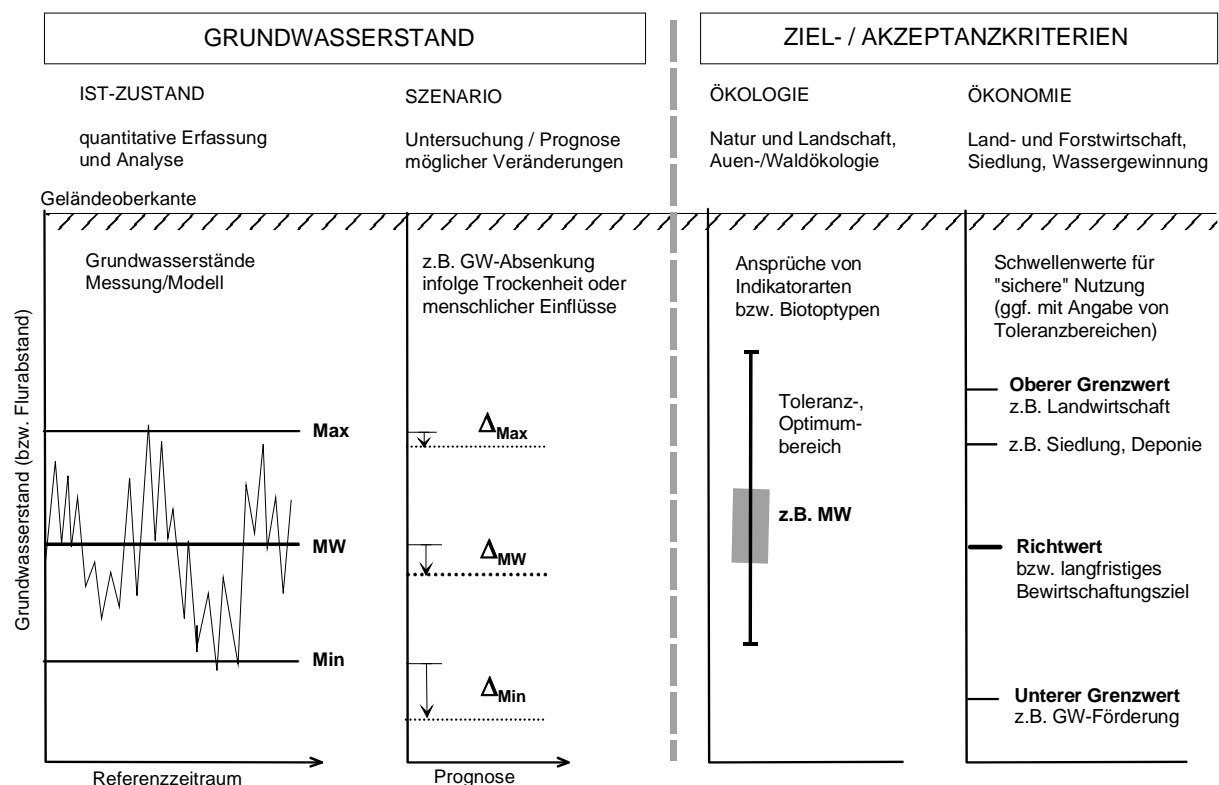


Abbildung 3/5: Bewertungsprinzip über festgelegte Ziel- und Akzeptanzkriterien.

Das beschriebene Prinzip eignet sich gut für die Praxis, da das gesamte Bewertungsverfahren so konzipiert werden kann, dass mit eindeutigen Zahlenwerten und überschaubaren Rechenregeln (ohne numerische Modelle) operiert werden kann. Bei Bedarf können zur Absicherung und Differenzierung der Aussagen auch spezielle Nebenbedingungen für die Schwellenwerte eingeführt werden (z. B. Toleranzbereiche, Sicherheitszuschläge).

Die Anforderungen an die Festlegung der Schwellenwerte sind allerdings hoch: Die Grenze zwischen einem akzeptablen und einem inakzeptablen Zustand (z. B. signifikante Schädigung eines Ökosystems) muss so angepasst sein, dass anthropogene Veränderungen eindeutig von natürlichen Veränderungen unterschieden werden können. Je größer aber die natürlichen Schwankungen der Grundwasserstände sind, oder je sensibler ein Ökosystem auf geringfügige Änderungen reagiert, desto schwieriger ist eine „exakte“ Definition und Auslegung solcher Schwellenwerte. Daher werden sie häufig mangels Kenntnis der „wahren Grenzen“, die ggf. selbst variabel sind, einfach pauschal (normativ) anhand von Referenzwerten festgelegt. Vor allem Grenzwerte für schwerwiegende Gefährdungen werden gerne konservativ definiert, um „auf der sicheren Seite“ zu liegen, mit der Folge, dass Schutzmaßnahmen leicht überdimensioniert, d.h. unwirtschaftlich geplant werden.

Zwei Beispiele aus der Praxis sollen das Grundprinzip der Stufe I verdeutlichen:

1. Ein Beispiel für die Festlegung von teilträumlichen und nutzungsspezifischen Ziel- und Grenzflurabstände ist der Grundwasserbewirtschaftungsplan Hessisches Ried (REGIERUNGSPRÄSIDIUM DARMSTADT 1999). Tabelle 3/1 listet exemplarisch einige der dort nach langen fachübergreifenden Abwägungen festgelegten Werte für verschiedene Flächennutzungen auf.

Tabelle 3/1: Ausgewählte Ziel- und Grenzflurabstände im Hessischen Ried (aus: REGIERUNGSPRÄSIDIUM DARMSTADT 1999).

Nutzungsart, Bedingung	Ziel-/Grenzflurabstände [m]
Natur und Landschaft	
Niedermoore; Auengleyböden; Vernetzungsbereiche zu Bruch- und Sumpfwaldgesellschaften	0.0 – 0.5
Auen-, Nass- und Anmoorgley, Entwicklungsflächen zu Naturschutzgebieten	0.0 – 1.0
Auengebiete mit semiterrestrischen Böden Entwicklungsflächen zu Feuchtwiesen bzw. Stieleichen-Hainbuchenwäldern	0.5 – 1.5
Hartholzaestandorte mit Übergängen	1.5 – 3.0
GW-abhängige Waldgebiete	
Erlenbruch-, Traubenkirschen-Eschen-Erlenwald (nass, sehr hoch empfindlich)	0.0 – 1.0
Stieleichen-Hainbuchenwälder (feucht, hoch empfindlich)	0.5 – 2.5
Stieleichen-Hainbuchenwälder (frisch-feucht, empfindlich)	1.5 – 3.5
Andere Wälder (frisch-feucht, abnehmend empfindlich)	2.5 – 5.0
Landwirtschaft	
Referenz-Flurabstand 10/1990: > 2.0 m; Flachbrunnen	2.0 – 5.0
Referenz-Flurabstand 10/1990: < 2.0 m; Grünland	< 2.0
Siedlungsflächen	
Referenz-Flurabstand 04/1988: < 4.0 m	≥ 04/1988
Referenz-Flurabstand 04/1988: > 4.0 m	≥ 4.0
Gründungstiefe Gebäude (T): > 3.0 m	T + 1.0
Mindestgrundwasserstände unter setzungsempfindlichen Siedlungsflächen sowie Höchstgrundwasserstände unter Abfallanlagen und Altlasten	Einzelnachweis

2. Ein zweites Beispiel ist das vom ERFTVERBAND (2003) entwickelte Verfahren zur Erfassung, Beschreibung und Bewertung grundwasserabhängiger Ökosysteme hinsichtlich vom Grundwasser ausgehender Schädigungen. Abbildung 3/6 zeigt das empfohlene Verfahren im Überblick: anhand von Schwellenwerten (z. B. vegetationsspezifische Flurabstände aus der Literatur) wird schrittweise erfasst und bewertet, ob eine signifikante Schädigung vorliegt.

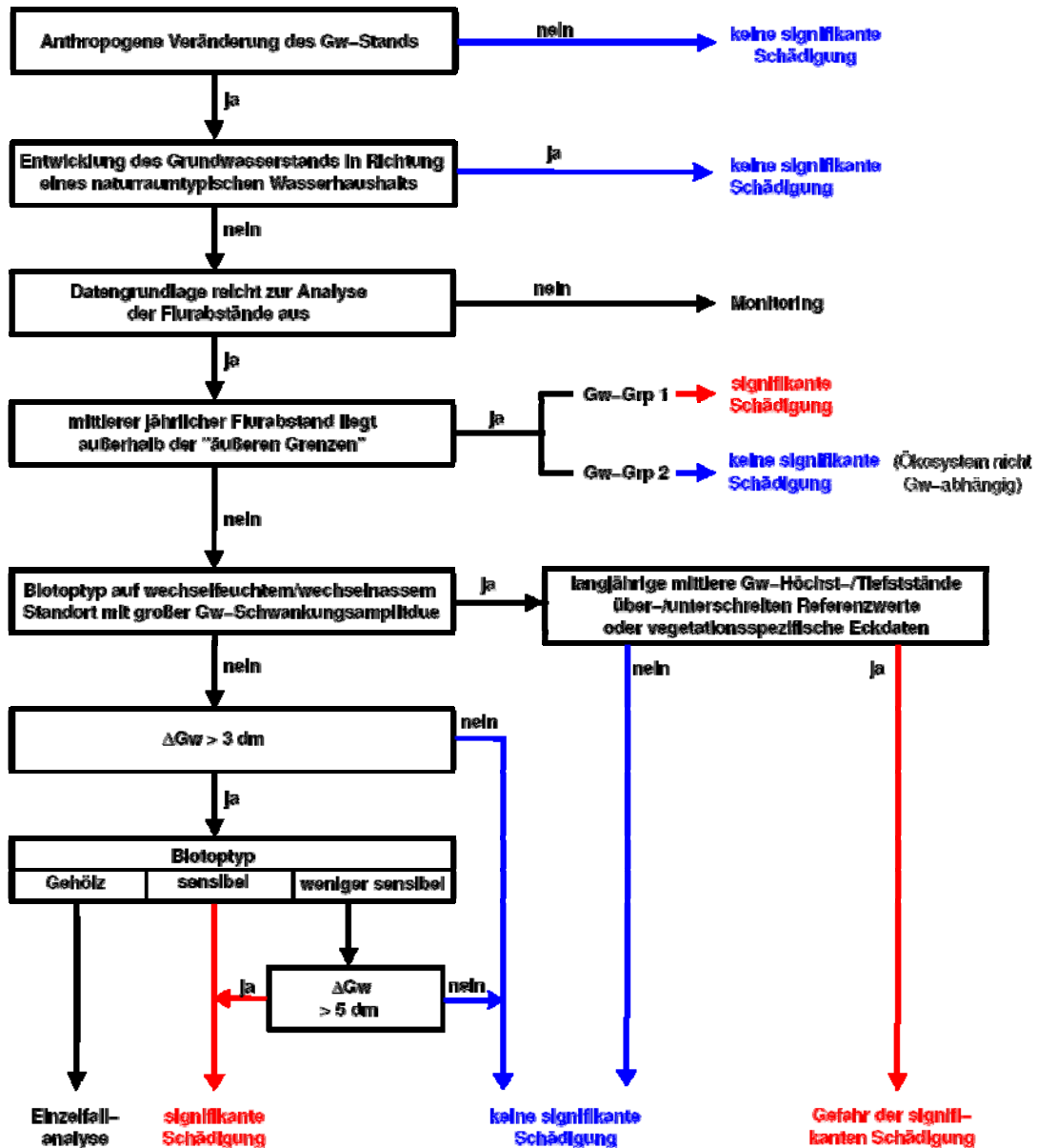


Abbildung 3/6: Empfohlene Vorgehensweise nach ERFTVERBAND (2003) zur Ermittlung der signifikanten Schädigung grundwasserabhängiger Ökosysteme im Sinne der WRRL (mengenmäßiger Zustand); Erklärungen: ΔGw = Veränderung des mittleren jährlichen Grundwasserflurabstands gegenüber dem langjährigen Mittel (innerhalb der äußeren Grenzen); „äußere Grenzen“ = Spannweite der Grundwasserflurabstände einzelner Biotoptypen gem. Literatur.

Besonderes Augenmerk gilt der Definition und Interpretation des Signifikanzbegriffs: „Die Schädigung eines grundwasserabhängigen Ökosystems ist als signifikant zu bewerten, wenn die Gefahr besteht, dass aufgrund einer anthropogenen Veränderung des Grundwasserzustands der zuvor erfasste Biotoptyp als solcher nicht erhalten bleibt.“ (ERFTVERBAND 2003)

Für Standorte mit großer Schwankungsamplitude wird vom ERFTVERBAND (2003) vorgeschlagen, die Extremwerte der Grundwasserstände in die Bewertung einzubeziehen. Der Ansatz ist in Abbildung 3/7 schematisch dargestellt: anhand der Veränderung des langjährigen mittleren Tiefstandes wird die Gefahr der signifikanten Schädigung eines von dynamischen Bedingungen abhängigen Ökosystems ermittelt. Diese „Gefahr der signifikanten Schädigung“ wird solange ausgewiesen, bis eine signifikante Schädigung ausgeschlossen werden kann. Daher ist im Einzelfall eine weiterführende Gefährdungsanalyse erforderlich.

Gewässerauen mit ihrer ausgeprägten Dynamik und dem Zusammenspiel von Grund- und Oberflächenwasser werden vom ERFTVERBAND (2003) in diesem Zusammenhang als Sonderfall angesprochen. Weiterführende Hinweise zur Methodik der Bewertung unter dynamischen Bedingungen werden allerdings nicht gegeben.

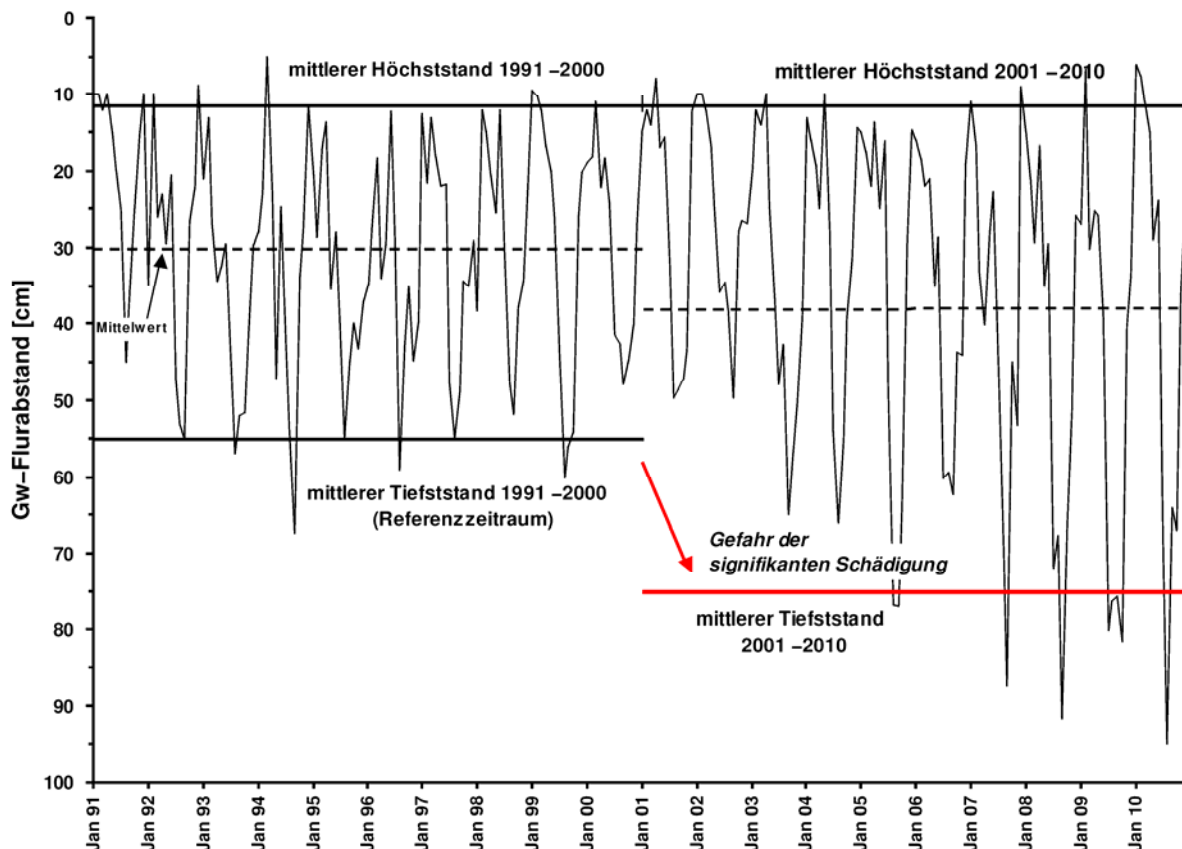


Abbildung 3/7: Bewertungskriterium nach ERFTVERBAND (2003) für Standorte mit großer Schwankungsamplitude (Beispiel): Veränderung des langjährigen mittleren Grundwassertiefstandes und daraus entstehende Gefahr der signifikanten Schädigung eines wechselfeuchten Bedingungen abhängigen Ökosystems.

3.3.2 Stufe II: Gefährdungs- und Risikoabschätzung (im Einzelfall)

3.3.2.1 Bewertungsansatz nach probabilistischem Prinzip

Auf Basis der Gefährdungsidentifikation und Erstbeurteilung des Risikos in Stufe I ist im Einzelfall eine weiterführende Gefährdungs- und Risikoabschätzung erforderlich. Ziel der Stufe II ist somit die systematische Quantifizierung und Bewertung der grundwasserbedingten Gefährdung der Flächennutzung und ihrer möglichen ökologischen und ökonomischen Folgen (Risiken) unter Angabe von Eintrittswahrscheinlichkeiten. Eine wesentliche Grundlage hierfür ist die hydrologische Analyse der Zeitreihen gemessener Grundwasserstände. Für weiterführende Aussagen muss das System mit seinen wesentlichen Wirkungszusammenhängen und Unsicherheiten ganzheitlich untersucht werden (i.d.R. über mathematische Modelle).

Um Wahrscheinlichkeiten berechnen zu können, ist es notwendig, von der deterministischen Betrachtungsweise mit konstanten Zahlenwerten (Stufe I) zu einem probabilistischen Ansatz überzugehen, bei dem die Parameter entsprechend der Bedeutung mit ihrer Variabilität in die Bewertung eingehen. Dabei können einzelne Größen nach wie vor als konstant betrachtet werden oder „exakt“ definiert sein (z. B. Grenzwerte). Andere Größen sind dagegen als Variablen zu betrachten, die stochastische Eigenschaften (z. B. Zeitvarianz) aufweisen.

Methodisch kann in „Stufe II“ auf die in Kapitel 3.2.3 beschriebenen *Stufen 2 und 3 der stochastischen Bemessung* zurückgegriffen werden. Grundidee ist hier die Quantifizierung der Gefährdung über die *Versagenswahrscheinlichkeit* P_V , welche durch das Überschreiten des Grenzzustands ($s > r$) definiert ist. Da Stufe 2 der stochastischen Bemessung für unabhängige normalverteilte Variablen vorgesehen ist, wird man in der Praxis eher Stufe 3 anwenden, in der beliebige Verteilungen für die Belastungs- und Belastbarkeitsgrößen untersucht werden können. Bei einem dynamischen System kann dies bedeuten, dass sämtliche Systemgrößen zu jedem Zeitpunkt bekannt sein müssen, um das zeitliche Zusammenwirken dieser Größen bzw. die Dynamik und daraus resultierende Versagensneigung des Systems erfassen zu können.

Abbildung 3/8 zeigt schematisch, wie dieser Ansatz zur Bewertung in Flussauen zu verstehen ist: Zur Quantifizierung der grundwasserbedingten Gefährdung an einem Auenstandort sind einerseits Informationen über die Variabilität der Grundwasserstände sowie andererseits über die Belastbarkeit der Flächennutzung in Bezug auf den Grundwasserstand erforderlich. Als Parameter bietet sich besonders der *Grundwasserflurabstand* an. Seitens der Flächennutzung können dies z. B. nutzungsspezifische Grenzflurabstände sein, oder auch zeitlich veränderliche Vernässungs-/Trocknistoleranzen der Vegetation, sofern solche Werte für die Bewertung erforderlich und vorhanden sind. Entscheidend ist in jedem Fall die Seite der hydrologischen Belastung, d. h. die Analyse und Bewertung der Grundwasserstände in ihrer zeitlichen Variabilität in Bezug auf das Auftreten möglicher Gefährdungssituationen. In Flussauen sind aufgrund der angesprochenen Wechselwirkungen und dominierenden Bedeutung ggf. die Dynamik der Abflüsse und Wasserstände in Oberflächengewässern einzubeziehen.

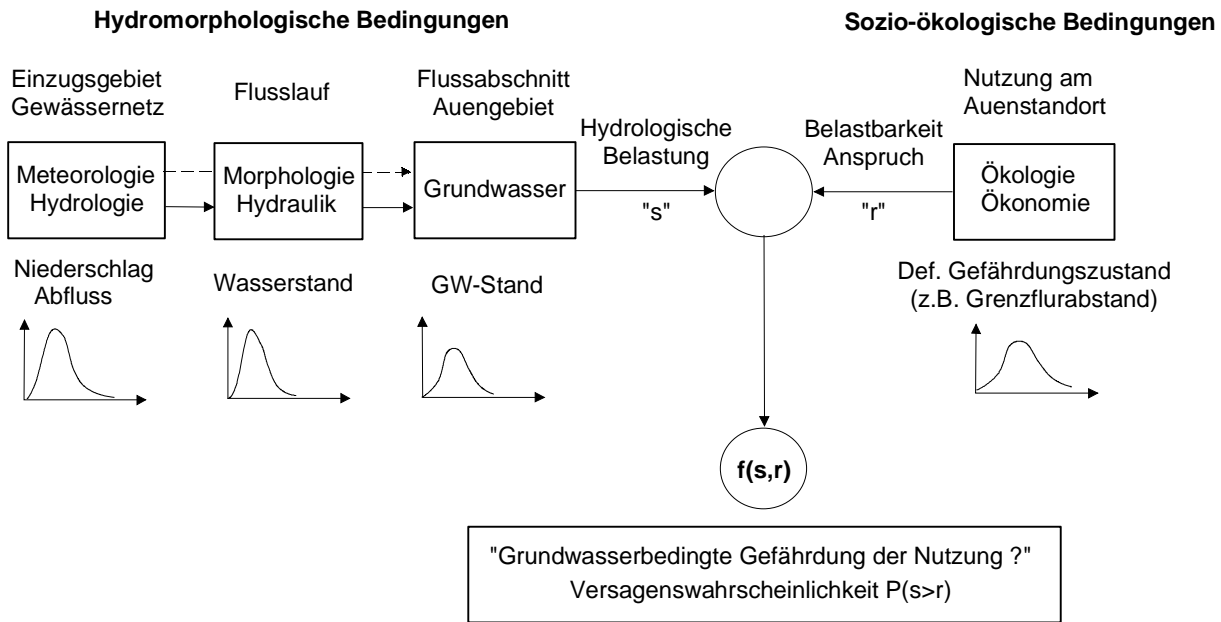


Abbildung 3/8: Ansatz zur quantitativen Bewertung des Grundwasserzustands in Flussauen nach dem Prinzip der stochastischen Bemessung (nach PLATE 1993).

Im Weiteren sollen konkrete Hinweise und Beispiele gegeben werden, wie die Gefährdung im vorliegenden Kontext quantifiziert werden kann.

Die gesuchte Versagenswahrscheinlichkeit kann im Wesentlichen auf zwei Wegen ermittelt werden, die sich im Zeitaspekt voneinander unterscheiden.

- Beschreibung von s und r anhand *statistischer Verteilungen* und deren Überlagerung zur numerischen Lösung des Integrals für P_v . Die Systemgrößen können hierbei entweder
 - mit Hilfe der Normalverteilung (nachfolgend als **Stufe IIa** gekennzeichnet) oder
 - mittels beliebiger geeigneter Verteilungsfunktionen (**Stufe IIb**) beschrieben werden.
- Näherungslösung für P_v über die Methode der Langzeitsimulation (**Stufe IIc**). Hierbei wird mittels *dynamischer Simulation* über hinreichend lange Zeiträume (bezogen auf die Dynamik des Systems) eine Stichprobe von zufälligen Versagensereignissen erzeugt.

Die genannten Stufen IIa-c werden in den nachfolgenden Abschnitten erläutert.

3.3.2.2 Stufe IIa: Gefährdungsabschätzung bei normalverteilten Variablen

Wie in Kapitel 3.2.3 dargestellt, geht die „Stufe 2 der stochastischen Bemessung“ von der Annahme aus, dass das System aus *unabhängigen, normalverteilten Größen* besteht. Das folgende Rechenbeispiel zeigt, wie dieser Ansatz relativ einfach angewendet werden kann. Die Zahlen des Beispiels sind frei gewählt und dienen allein der Erläuterung der Methodik.

Beispiel (fiktiv): Gefährdungsabschätzung für einen grundwasserabhängigen Biotoptyp

Der Lebensraumsanspruch eines Biotoptyps sei definiert durch den Flurabstand, der durch die Normalverteilung mit Mittelwert $\mu_r = 1.0$ m und Standardabweichung $\sigma_r = 0.3$ m beschrieben werden kann. P_V beschreibe die Wahrscheinlichkeit des Nicht-Vorkommens des Biotoptyps an einem Standort. Eine signifikante Gefährdung für eine bestehende Einheit des Biotoptyps liege vor, falls die Vorkommenswahrscheinlichkeit am betreffenden Standort infolge einer anthropogen bedingten Grundwasserabsenkung langfristig unter 30 % beträgt ($RE < 0.3$).

Für ein reales Vorkommen dieses Biotoptyps wird aus Grundwasserstandsmessungen für den aktuellen Zustand abgeleitet: $\mu_s = 1.2$ m und $\sigma_s = 0.5$ m. Für die Zukunft wird erwartet, dass μ_s anthropogen bedingt steigt (langfristige Grundwasserabsenkung). Die Frage der Gefährdung des Biotoptyps lässt sich hier also wie folgt beantworten:

→ nach Gl.(3.3) ist: $\beta = (\mu_r - \mu_s)/(\sigma_r^2 + \sigma_s^2)^{0.5} = (1.0 - 1.2)/(0.3^2 + 0.5^2)^{0.5} = -0.343$

→ aus Tabellenwerken (Standardnormalverteilung) folgt: $P_V = \phi(-\beta) = 0.63$

Ergebnis: Im aktuellen Zustand (ohne Grundwasserabsenkung) beträgt $RE = 1 - P_V = 0.37$, so dass laut Definition oben nicht von einer signifikanten Gefährdung gesprochen werden kann. Abbildung 3/9 zeigt links die Dichtefunktionen von r und s für diesen Fall. Im rechten Bild ist der Verlauf von RE für die „Abweichungen vom optimalen mittleren Flurabstand“ $\mu_r - \mu_s$ von 0 bis -1.0 m aufgetragen. Hieraus lässt sich direkt auf den Spielraum für zulässige Lösungen im Rahmen der künftigen Bewirtschaftung schließen: aus der Bedingung $RE < 0.3$ ergibt sich, dass die Absenkung des mittleren Grundwasserstands maximal $\mu_r - \mu_s = -0.3$ m betragen darf.

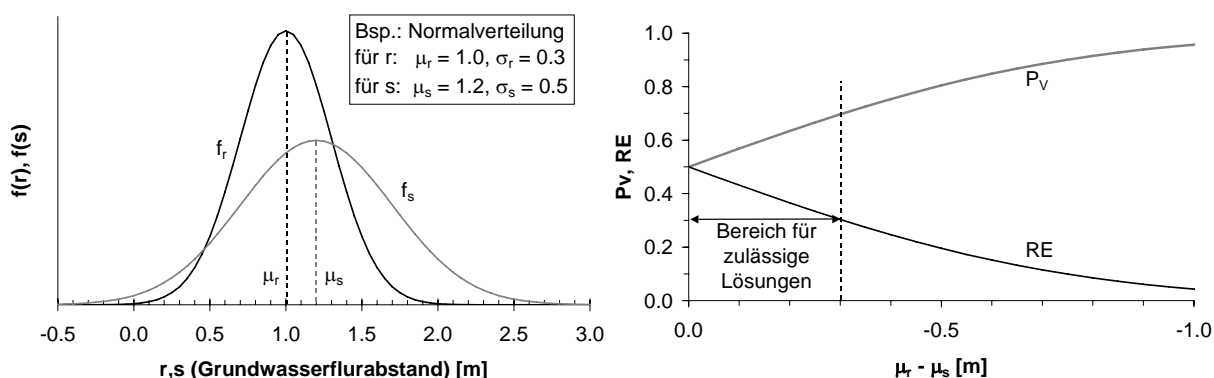


Abbildung 3/9: Gefährdungsabschätzung am Beispiel normalverteilter Flurabstände (r, s); Erläuterungen siehe Text.

3.3.2.3 Stufe IIb: Gefährdungsabschätzung bei beliebig verteilten Variablen

Viele Umweltparameter, speziell hydrologische Variablen, können mit Hilfe der Normalverteilung gem. Stufe IIa (s. o.) nicht zufriedenstellend beschrieben werden. Stufe IIb sieht dafür die Einbeziehung beliebiger Verteilungsfunktionen vor. Welche Parameter(-verteilungen) für die Gefährdungsbeurteilung relevant sind, ist abhängig von der Problemstellung im Einzelfall festzulegen. Nachfolgende Beispiele sollen Möglichkeiten zur Beschreibung der Variabilität der Grundwasserstände aufzeigen.

Beispiele zur Beschreibung der Variabilität der Grundwasserstände

1. **Dauerlinie:** als empirische Darstellung der Summenhäufigkeit beschreibt die Dauerlinie die Variable in ihrer gesamten beobachteten Spannweite. Sie zeigt an, wie häufig ein Wert im Beobachtungszeitraum erreicht bzw. über- oder unterschritten wurde. Abbildung 3/10 zeigt exemplarisch eine Grundwasserstandsdauerlinie, ergänzt um die Einhüllenden der Dauerlinien aller Einzeljahre der zugrunde liegenden Messreihe.

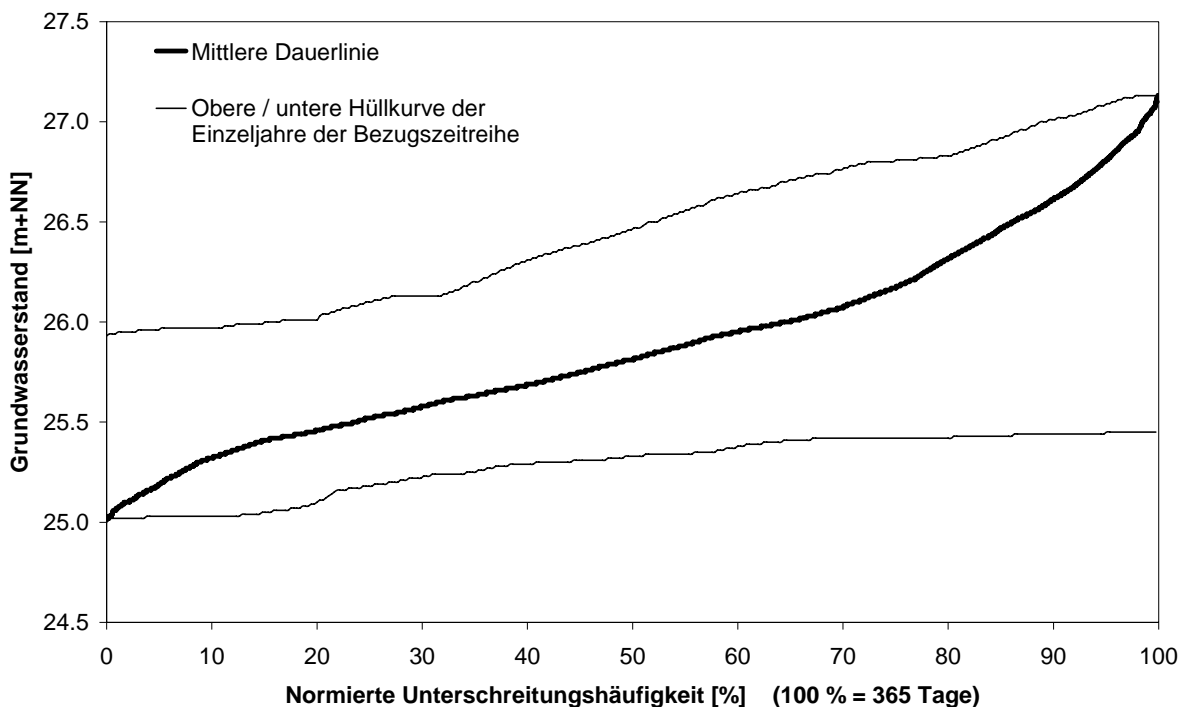


Abbildung 3/10: Beispiel einer Grundwasserstandsdauerlinie (jährl. Unterschr.häufigkeit).

2. **Extremwertverteilungen:** von entscheidender Bedeutung für Gefährdungsaussagen sind im Normalfall die Extremwerte einer Zeitreihe (z. B. Grundwasserhoch- und -tiefstände). Ihre statistische Analyse und Beschreibung anhand von Wahrscheinlichkeitsverteilungen ist in der hydrologischen Literatur ausführlich behandelt (z. B. SALAS 1993). Bei Extremwertanalysen für Grundwasserstände ist zu beachten, dass diese sofern sie als Absoluthöhen [m+NN] vorliegen ggf. auf ein verändertes Höhenniveau zu beziehen sind.

Die Beschreibung der Grundwasserstände kann systematisch auf relevante Merkmale der zeitlichen Variabilität ausgerichtet werden. Vor allem Dauer und Zeitpunkt sowie die zeitliche Abfolge von Ereignissen kann von entscheidender Bedeutung sein. Beispiele hierzu sind:

3. **Bedingte Parameter(-verteilungen):** eine saisonal differenzierte Beschreibung der Grundwasserstände kann z. B. erreicht werden, indem der Zeitpunkt im Jahresverlauf als Bedingung in der Analyse berücksichtigt wird. Abbildung 3/11 zeigt exemplarisch das Ergebnis einer solchen Analyse: aufgetragen sind jährliche Überschreitungswahrscheinlichkeiten (0, 10, ..., 100%) der monatlichen Flurabstände an einer Messstelle. Zur Illustration ist auch ein fiktiver variabler Grenzflurabstand der Flächennutzung eingetragen.

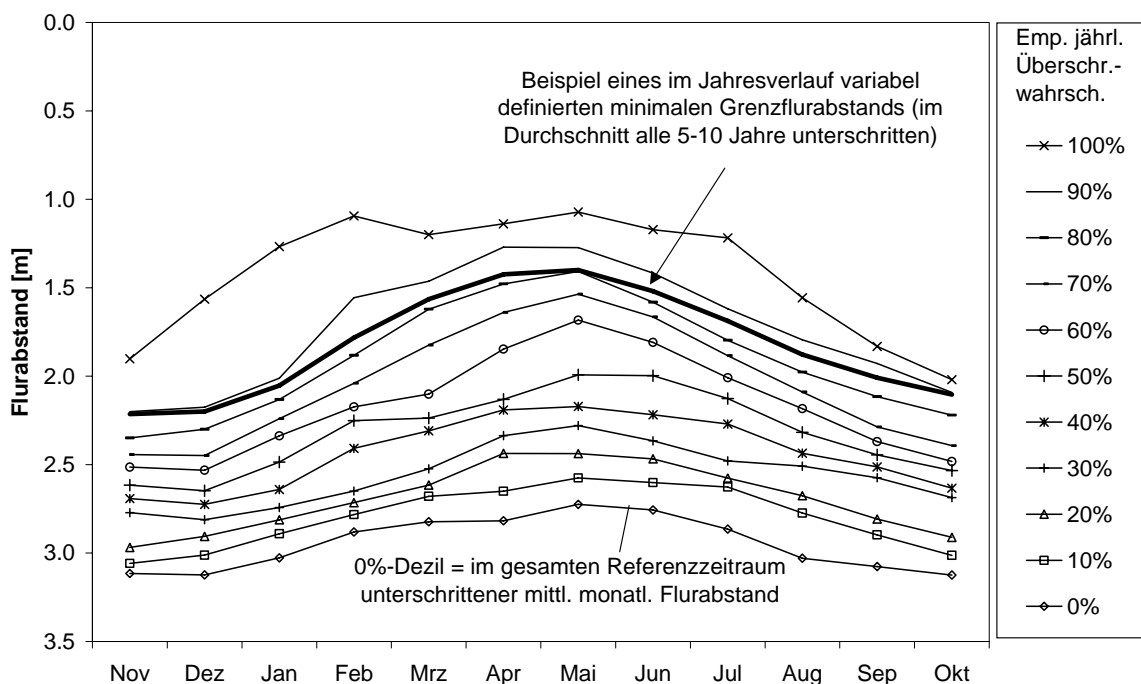


Abbildung 3/11: Beispiel für bedingte Parameter(verteilungen); hier: empirische jährliche Überschreitungswahrscheinlichkeit monatlicher Flurabstände.

4. **Über-/Unterschreitungsdauer von Schwellenwerten:** die Bedeutung der Ereignisdauer wird häufig betont (z. B. Überflutungsdauer, Dauer von Trockenperioden) und kann über Schwellenwertbetrachtungen systematisch analysiert werden.
5. **Extremwertanalysen für partielle Serien:** für die Gefährdungsbeurteilung ist die Extremwertanalyse ggf. nach Teilzeiträumen (z. B. Vegetationszeit) zu differenzieren.
6. **Analysen aggregierter Zeitreihen:** um längerfristige Effekte wie Periodizitäten (z. B. Häufung von Nass- und Trockenphasen) in die Bewertung einbeziehen zu können, ist in der Analyse ggf. gezielt auf aggregierte Zeitreihen (z. B. Jahresreihen) überzugehen.

Die hiermit angedeuteten Möglichkeiten lassen sich kombinieren und in folgendem Ansatz für mehrdimensionale Zeitreihenanalysen zusammenfassen:

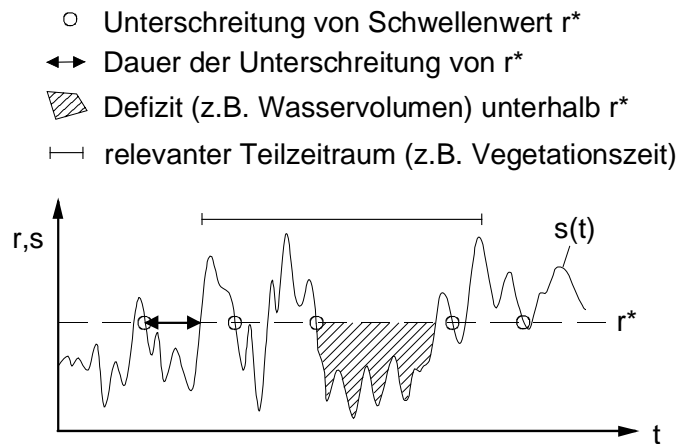


Abbildung 3/12: Ansatz für mehrdimensionale Zeitreihenanalysen: Häufigkeit, Zeitpunkt und Dauer der Unterschreitung eines spezifischen Schwellenwertes r^* .

Abbildung 3/12 zeigt schematisch die Auswertung einer Zeitreihe $s(t)$ bezogen auf einen definierten Schwellenwert r^* , der die Grenzbedingung für den Zustand der Gefährdung repräsentiert: die Unterschreitung dieses Schwellenwertes führt je nach Häufigkeit, Dauer, Zeitpunkt und Vorgeschichte zu einem kritischen Ereignis (Schaden) für die Flächennutzung.

In Abhängigkeit der Fragestellung und der Vorkenntnisse über den Schwellenwert r^* ist die Analyse der Grundwasserstände (s) gezielt auf diese Grenzzustandsbedingung auszurichten. Es ergeben sich folgende Möglichkeiten:

- Ist r^* **a priori definiert** (z. B. nutzungsspezifischer Grenzflurabstand), ist die Analyse der Grundwasserstände systematisch auf dieses Kriterium auszurichten. Die Gefährdung ist dann ggf. direkt aus dem Quantil der Verteilung der Grundwasserstände ableitbar.
- Die schwellenwertorientierte Analyse bietet sich auch dann an, wenn r^* **vollständig unbekannt** ist oder s **unabhängig von r^*** analysiert werden soll. Das heißt, es können quasi beliebige Schwellenwerte ausgewertet werden, um ein Bild der Variabilität zu erhalten (z. B. Flurabstände in 0.5 m-Stufen, feinere Abstufung in kritischen Bereichen, Überschreitungsdauern von Extremereignissen).
- Ist r^* **eine mit Unsicherheiten behaftete Größe**, sollten diese Unsicherheiten ebenfalls quantitativ abgeschätzt und in die Analyse integriert werden. Ggf. ist die Unsicherheit der Gefährdungsabschätzung insgesamt bezogen auf r^* zu untersuchen.

3.3.2.4 Stufe IIc: Gefährdungsabschätzung mittels dynamischer Simulation

Bei komplexen Systemen reichen die Methoden der Stufe IIb zur Gefährdungsabschätzung nicht mehr aus. Denn der Kombination beliebiger Wahrscheinlichkeitsverteilungen sind enge Grenzen gesetzt, da die Dimensionalität des Problems mit der Zahl der Variablen schnell anwächst und durch die Wechselwirkungen der Größen untereinander unüberschaubar wird. Aus diesem Grund werden heutzutage zunehmend rechnergestützte *Simulationsmodelle* entwickelt

und eingesetzt, die es ermöglichen, komplexe Systeme mit vielen Parametern in ihrem Verhalten ganzheitlich zu analysieren. Hier setzt Stufe IIc an.

Der wesentliche Schritt zur Stufe IIc ist die dynamische Betrachtung. Das bedeutet, dass der Einfluss der *Dynamik einzelner Größen bzw. ihr kontinuierliches Zusammenspiel als Gesamtsystem* explizit in die Gefährdungsabschätzung einbezogen wird. Die Bedeutung der Dynamik in Auen wurde in Kapitel 2 ausführlich diskutiert und rückt hiermit in den Vordergrund.

Die Methode der *Langzeitsimulation* geht gedanklich noch einen Schritt weiter: ihr Ziel ist es, die Dynamik des Systems über hinreichend lange Zeiträume nachzubilden, um besonders seltene, extreme Situationen analysieren zu können. Das folgende Beispiel soll dies erläutern.

Abbildung 3/13 zeigt schematisch die Zeitfunktionen und Wahrscheinlichkeitsverteilungen einer Langzeitsimulation: $s(t)$ stellt die Resultierende aus allen Belastungsgrößen dar, $r(t)$ die vergleichbare Variable der Belastbarkeit. Zum Beispiel kann s die Belastung einer Vegetationseinheit durch extreme Nässe oder Trockenheit im Wurzelraum sein, repräsentiert durch den Flurabstand oder die davon abhängige Bodenfeuchte, und r die dazu gehörige vegetationspezifische Empfindlichkeit, die jahreszeitlich und altersbedingt nicht konstant ist. Als Grenzzustandsbedingung für das Auftreten einer ökologischen Schädigung kann z. B. eine nachhaltige Reduzierung der Zuwachsrates oder Abundanz einer Art oder der Fläche eines Habitats definiert werden. Legt man der Grenzzustandsbedingung konstante (zeitinvariante) Werte s^* und r^* zugrunde, so werden infolge der Dynamik bestimmte Kombinationen von s und r nicht erfasst: Im Fall A tritt Versagen auf, obwohl die angenommene Belastbarkeit durch die reale Belastung nicht erreicht wird ($r < s < r^*$). Fall B stellt den Grenzfall dar, in dem auch unter Annahme konstanter Werte Versagen auftritt: Belastung und Belastbarkeit erreichen gleichzeitig den angenommenen Schwellenwert ($s = s^* = r = r^*$). Fall C symbolisiert schließlich die Situation, in der s außerordentlich groß wird, das System aber nicht versagt, weil auch die momentane Belastbarkeit höher als erwartet ist ($r^* < s < r$). Die Ermittlung der Versagenswahrscheinlichkeit ist in diesem Beispiel entweder analytisch über die Randverteilungen $f_r(r)$ und $f_s(s)$ möglich, oder in diskreter Form über die Anzahl der im Simulationszeitraum aufgetretenen Versagensereignisse.

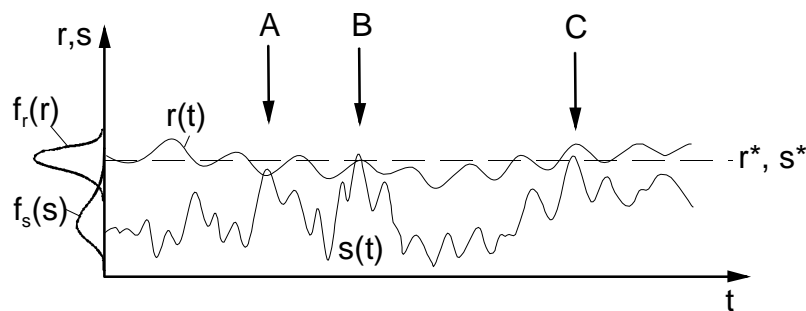


Abbildung 3/13: Zeitfunktionen und Wahrscheinlichkeitsverteilungen der Belastbarkeit r und der Belastung s .

3.3.3 Stufe III: Maßnahmenplanung und Bewirtschaftung mit dem Risiko als Entscheidungsvariable (Risikomanagement)

3.3.3.1 Schritte von der Risikoanalyse zum Risikomanagement

Die Stufe III ist die Bearbeitungsstufe, in der eine Lösung für den Umgang mit den identifizierten Risiken zu finden und umzusetzen ist. Dabei ist auf Basis der Risikoanalyse (Stufe II) die Bewertung und der Vergleich von Handlungsalternativen vorzunehmen und über die Maßnahmenplanung und Bewirtschaftung zu entscheiden (Abbildung 3/14). Bei diesem Übergang von der Sach- auf die Wertebene ist darauf zu achten, die Schritte „Risikoanalyse“ und „Risikobewertung“ möglichst scharf voneinander zu trennen. Der wesentliche Schritt ist die Bilanzierung und Bewertung aller entscheidungsrelevanten Wirkungen sowie deren Aggregation zu einem Gesamtwert. D. h., dass alle Wirkungen für den Vergleich von Handlungsalternativen eine Bewertung erhalten, die mit den gleichen Einheiten belegt werden kann (z. B. Euro). Die Bewertung soll die Entscheidungsträger in die Lage versetzen, die technische oder nicht-technische Maßnahme auszuwählen und planerisch umzusetzen, die den oft divergenten Interessen und Zielvorstellungen nach bestem Wissen gerecht wird.

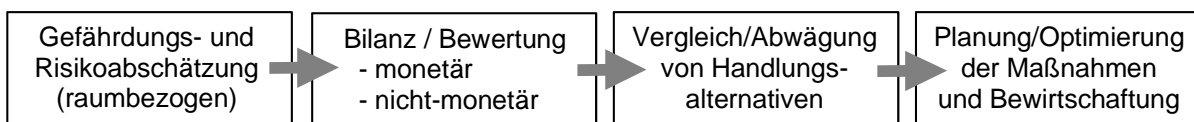


Abbildung 3/14: Schritte von der Risikoanalyse (Stufe II) zur Planung und Optimierung der Maßnahmen und Bewirtschaftung (Risikomanagement, Stufe III).

3.3.3.2 Möglichkeiten der quantitativen (formalisierten) Bewertung

Die Quantifizierung erfordert in Stufe III *formalisierte Bewertungsverfahren*, mit denen alle entscheidungsrelevanten Wirkungen sachlich-objektiv bilanziert werden können. Sie zeichnen sich gegenüber nicht-formalisierten (verbal-argumentativen) Bewertungsverfahren dadurch aus, dass sie auf mathematischen Operationen bzw. auf formal strukturierten Arbeitsschritten sowie vorgegebenen Wertbildungs- und Aggregationsvorschriften beruhen. Formalisierte Bewertungsverfahren lassen sich grob in monetäre und nicht-monetäre Verfahren sowie Mischformen einteilen. In Tabelle 3/2 sind grundlegende, in der Wasserwirtschaft verbreitete Bewertungsverfahren zusammengestellt.

Monetäre Bewertung

Die monetäre Bewertung bietet zwei wesentliche Vorteile: zum Einen nutzt sie für den Vergleich von Handlungsalternativen eine auch für Nicht-Experten leicht verständliche Einheit (Geldwert). Zum Anderen zeigt sie zur Priorisierung die Wirtschaftlichkeit an.

Tabelle 3/2: Gegenüberstellung in der Wasserwirtschaft verbreiteter Bewertungsverfahren anhand eines allgemeinen Verfahrensmusters (LAWA 2005).

Bewertungsverfahren	Kostenvergleichsrechnung	Erweiterte Kostenvergleichsrechnung	Kosten-Nutzen-Analyse	Nutzwertanalyse	Kostenwirksamkeitsanalyse (Kosten-Nutzwert-Analyse)	Kombinationen und offene Bewertungsverfahren
Arbeitsschritt	KVR	EKVR	KNA	NWA	KWA	OBV
1. Problemdefinition	Arbeiten zur Vorklärung der Aufgabe richten sich nach Zweck der Untersuchung (vgl. Abschnitt 2.1), Umfang und Komplexität der Maßnahmen sowie der Bestimmtheit der vorgegebenen Ziele					
2. Konkretisieren des Zielsystems, analytische Bewertung erfolgt in Hinblick auf	gesamt-/ einzelwirtschaftliche Kostenwirkungen (Voraussetzung: Nutzengleichheit)	+ ökonomische Differenznutzen zwischen den Alternativen	ökonomische Effizienz (gesamtwirtschaftlich, regional, u.a.)	problemspezifisch zu entwickelndes Zielsystem	einzubeziehende Kostenwirkungen und problemspezifisch zu entwickelndes Zielsystem	im umfassendsten Fall: gesamtwirtschaftliche Effizienz, Umweltqualität, Regionalentwicklung, soziales Wohlbefinden
Zielgewichtung	entfällt					
3. Bestimmung des Entscheidungsfeldes	keine verfahrensspezifischen Unterschiede					
4. Vorauswahl der im weiteren Ablauf zu analysierenden Maßnahmen	keine verfahrensspezifischen Unterschiede					
5. Ermitteln der entscheidungsrelevanten Maßnahmenwirkungen (Wirkungsanalyse)	kostenverursachende Einsatzmengen + Differenzenträge zwischen den Alternativen	Einsatzmengen, mengenmäßige Erträge und Einsparungen	Zielerträge	kostenverursachende Einsatzmengen + Zielerträge	im umfassendsten Fall: sämtliche positive und negative (Mengen)-Effekte	verschiedene Skalen, monetäre und nicht-monetäre Einheiten
6. Festlegen der Messkala und der Messgrößen	Verhältnisskala monetäre Einheiten	Kosten und Nutzenreihen	Zielwerte	anzustreben: Kardinalskalen nichtmonetäre Einheiten	kostenwirksame Nachteile wie KVA, KNA Vorteile und sonstige Nachteile wie NWA	Kosten und Nutzenreihen, Zielwerte, Indikatoren
7. Bewerten der Maßnahmenwirkungen	Kostenreihen	Kostenreihen und Reihen der Differenznutzen	Kosten und Nutzenreihen	Zielwerte	Kostenreihen und Zielwerte	Teilbilanzierungen, Gegenüberstellung von Zielgewinnen und Zielverzicht (trade-offs)
8. Nutzen-Kosten-Vergleich	entfällt, lediglich Vergleich der Kostenbarwerte bzw. der Jahreskosten	teilweise: Vergleich der Kostenbarwerte unter Aufrechnung der Differenznutzenbarwerte	Vergleich der Kapitalwerte oder Nutzen-Kosten-Verhältnisse (problemunabhängig)	Vergleich der Nutzwerte	Anwendung des Effizienz- bzw. Sparsamkeitsprinzips oder Vergleich der Nutzwert-Kosten-Verhältnisse (problemabhängig)	relative Aussage wie nebenstehend bzw. offen
9. Empfindlichkeitsprüfung	relative Aussage über die Vorteilhaftigkeit bei sich gegenseitig ausschließenden Alternativen	absolute Aussage bei sich gegenseitig ausschließenden und nicht ausschließenden Alternativen	relative Aussage			
10. Darlegen der nicht-rechenbaren Maßnahmenwirkungen	intangible Kosten, monetäre Nutzendifferenzen	intangible Kosten und Nutzendifferenzen	intangible und außerökonomische Effekte	entfällt	modelltheoretisch	entfällt
11. Gesamtbeurteilung der Maßnahmen	Zusammenführen der Teilergebnisse aus den Stufen 8 und 9 mit denen der Stufe 10 zu einer Gesamtausgabe					
Untersuchung im engeren Sinne						

Die Anwendbarkeit und Aussagekraft monetärer Bewertungsansätze ist allerdings stark durch die Güte des Monetarisierungsansatzes bestimmt, da zahlreiche Größen nicht direkt in Geldeinheiten messbar sind. Einzelne Autoren (z. B. SCHNECK ET AL. 2004) kommen daher zu dem Schluss, dass sich monetäre Verfahren für ökologische Fragestellungen wenig eignen. Andere Untersuchungen zeigen dagegen, dass auch ökologische Leistungen monetarisierbar sind, beispielsweise nach dem Ansatz der Zahlungsbereitschaft. DEHNHARDT & MEYERHOFF (2002) geben ein Überblick über verschiedene Verfahren zur Monetarisierung ökologischer Leistungen und führen eine Bewertung für die Wiedergewinnung und Renaturierung von Überschwemmungsauen durch. Die monetären Auswirkungen der damit einhergehenden Grundwasserstandsänderungen in Auen wurden hierbei jedoch nicht quantifiziert.

Nicht-monetäre Bewertung (Mehrkriterienverfahren)

Wenn umweltrelevante bzw. gesellschaftliche Belange berührt werden, die nicht sinnvoll in monetären Werten ausgedrückt werden können, sind *nicht-monetäre Bewertungsverfahren* anzuwenden. Dabei können Bewertungskriterien unterschiedlichster Dimensionen in einem System verknüpft und nach vorgegebenen Regeln zu *dimensionslosen Indikatoren* aggregiert werden. Stellvertretend für die Vielzahl der in der Literatur auffindbaren Verfahren sollen hier zwei bekannte Grundformen angesprochen werden, die seit ihrem Aufkommen in den 1970er Jahren vielfach angewandt und weiterentwickelt wurden. Dies ist zum Einen die *Nutzwertanalyse (NWA)*, die von ZANGEMEISTER (1971) zur Bewertung von mehrdimensionalen Entscheidungsalternativen entwickelt wurde und die im Ergebnis Nutzwerte ausweist (vgl. auch Kap. 3.3.3.4: dort wird ein auf der NWA basierendes Verfahren exemplarisch vorgestellt). Zum Anderen ist dies die *Ökologische Risikoanalyse*, die als Bewertungsinstrument in der Landschaftsplanung entwickelt wurde (BACHFISCHER 1978) und heutzutage verbreitet zum Variantenvergleich z. B. im Rahmen von Umweltverträglichkeitsstudien eingesetzt wird (z. B. BRECKLING & MÜLLER 2000, BFG 1996a, BFG 2004, HdUVP 2004). Bei der Ökologischen Risikoanalyse werden die Auswirkungen von Maßnahmen auf die Schutzgüter und Nutzungen im Naturraum bewertet. Analysiert wird, welche Veränderungen die Schutzgüter bei der Durchführung der Maßnahmen erfahren würden, welche davon positiv und welche negativ wirken. Entscheidend für die Beurteilung ist die Erheblichkeit und Nachhaltigkeit der Beeinträchtigung. Charakteristisch für die ökologische Risikoanalyse ist eine ordinale Rangfolgeskalierung (z. B. "geringes, mittleres, hohes Risiko"), mit der die Gesamtskalierung von Wirkungen umgangen wird⁷.

⁷ Im Gegensatz zur Verhältnis-Skala für monetäre oder nicht-monetäre Werte (z.B. Nutzwerte in der NWA) stellt die Ordinal-Skala einen Vergleichsmaßstab dar, der qualitative Unterschiede von einer Rang- bzw. Wertstufe zur nächsten anzeigt. Das Ausmaß des Unterschiedes zwischen einzelnen Stufen ist allerdings unbekannt, d.h. die absolute Größe bleibt im Unklaren (Beispiel: "wie groß ist ein hohes Risiko?").

Das Vier-Konten-System als Bewertungsrahmen und Kombinationsmöglichkeit

Einen Zielrahmen für die mehrdimensionale Bewertung liefert das in der Wasserwirtschaft seit den 1980er Jahren bekannte „4-Konten-System“ (vgl. LAWA 1981). Ziel dieses Ansatzes ist es, ökologische, wirtschafts-, regional- und sozialwissenschaftliche Erkenntnisse und Zielvorstellungen rational zu strukturieren und in analytischer Form zu einem gesamtheitlichen Planungs- und Entscheidungsmodell zu verknüpfen. Das heißt, den Entscheidungen ist immer eine mehrdimensionale Zielfunktion zugrunde zu legen, die sich in vier gesellschaftliche Zielaspekte untergliedern lässt (Konten 1-4 in Abbildung 3/15): 1. Gesamtwirtschaftliche Effizienz, 2. Umweltqualität, 3. Regionale Entwicklung und 4. Soziales Wohlbefinden.

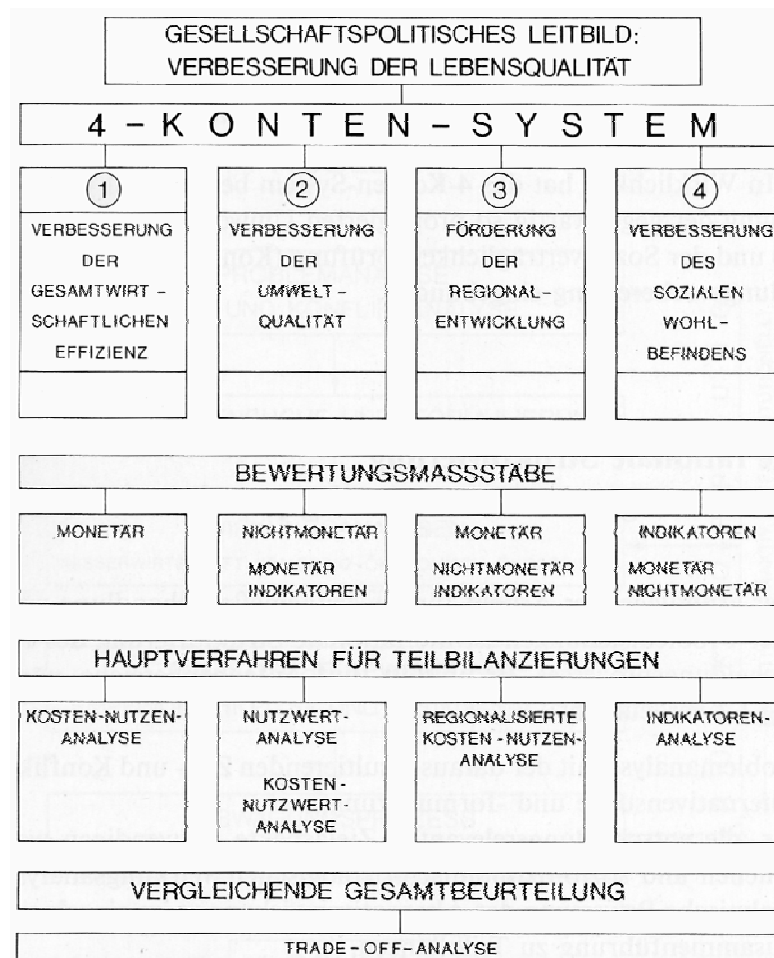


Abbildung 3/15: Bewertungsstruktur im 4-Konten-System (SCHMIDTKE 1992).

Das 4-Konten-System berücksichtigt folglich sowohl die quantitativen und qualitativen Wohlfahrtsaspekte (Konten 1 und 2) als auch regional- und zielgruppenspezifische Veränderungen (Konten 3 und 4) in einem offenen Entscheidungsmodell, das für jede Planungs- bzw. Bewertungsproblematik spezifisch zuzuschneiden ist. Hierbei können nicht-monetäre und monetäre Bewertungsverfahren ggf. auch kombiniert zum Einsatz kommen, indem der multi-kriteriellen Bewertung der Wirkungen eine Monetarisierung nachgeschaltet wird.

Ein Beispiel mehrdimensionaler Bewertung nach diesem Muster ist der bereits erwähnte Grundwasserbewirtschaftungsplan Hessisches Ried (BINDER ET AL. 1999). Dort wurden für alle Teilflächen und Hauptnutzungen des Gebietes die Veränderungen der Flächenqualität ermittelt, die sich aus verschiedenen Bewirtschaftungsoptionen ergeben. Für die flächenhafte Bilanzierung und Bewertung der Veränderungen wurden spezifische Ertrags- und Vermögenswerte verwendet, die zur Illustration auszugsweise in Tabelle 3/3 wiedergegeben sind. Die vergleichende Gesamtbewertung erfolgte anhand des berechneten "Vermögenswerts" der Konten (Summe der Ertragsänderungen, Schadenvermeidungskosten, Erholungsnutzen, etc.), wobei zwischen den vier Konten allerdings teilweise keine Verrechenbarkeit besteht.

Tabelle 3/3: Beispiele spezifischer Ertrags- und Vermögenswerte zur Bewertung der Grundwasserbewirtschaftung im Hessischen Ried (aus BINDER ET AL. 1999).

Nutzung [-]	Zul. Abweichung		Spezifisches Standort- potential [DM/ha; DM/ha/Jahr]	Spezifische Schadenver- meidungskosten		
	Oberer Grenzflurabstand [m unter GOK]	Unterer Grenzflurabstand [m]				
Landwirtschaft			[DM/ha/Jahr]			
* Acker (leicht)	2.0	5.0	1.5	5.5	4000	
* Acker (schwer)	2.0	5.0	1.5	5.5	1800	
* Grünland	1.25	1.5	1.0	1.75	500	
Natur- und Landschaftsschutz					[DM/ha]	
* Niedermoore	0.0	0.0	0.0	0.25	40 * 6200	
* Anmoorgley	0.5	0.5	0.0	1.0	30 * 6200	
* Auengley	1.0	1.0	0.5	1.5	25 * 6200	
* Br. Auenboden	2.0	2.0	1.5	2.5	20 * 6200	
* Sonderstandorte	5.0	5.0	4.5	5.5	10 * 6200	
Entwicklungsflächen aus landwirtschaftlichen Flächen					aus Acker	
* zu Feuchtwiesen	1.0	1.0	0.5	1.5	25 * 6200	
					aus Grünland	
					20 * 6200	
* zwischen NSG	0.5	0.5	0.0	1.0	10 * 6200	
Entwicklungsflächen aus Waldflächen						
* Feuchter Wald	1.0	1.0	0.5	1.5	25 * 6200	
* Bruchwald	0.5	0.5	0.0	1.0	30 * 6200	
Wald – Tabuflächen (Standortpotential vorrangig ökologisch bestimmt)						
* Nass	0.0	1.0	0.0	1.0	30 * 6200	
* Feucht	0.5	2.0	1.0	2.5	20 * 6200	
Wald – Tabuflächen (Standortpotential ökologisch und ökonomisch bestimmt)						
* Frisch-feucht	1.5	3.5	1.0	4.0	15 * 6200 DM/ha	600 DM/ha/Jahr
* andere	2.5	5.0	2.0	5.5	5 * 6200 DM/ha	600 DM/ha/Jahr
Wald – Sanierungsflächen						
(mittelfristig)	2.5	2.5	2.0	3.0	20 * 6200 DM/ha	600 DM/ha/Jahr
Grundwasserunabhängige Waldstandorte (Standortpotential vorrangig ökonomisch bestimmt)						
* alle	3.5	–	3.0	–	15 * 6200 DM/ha	600 DM/ha/Jahr
Siedlungsgebiete					[DM/ha]	
Vernässung, Setzung					500 000	
Punktuelle Werte	bleiben erhalten und sind örtlich zu prüfen				Einzelnachweise erforderlich	
Schadstoffquellen						
Punktuelle Werte	bleiben erhalten und sind örtlich zu prüfen				Einzelnachweise erforderlich	

(Multikriterielle) Optimierung

In Stufe III ist von einer Optimierungsaufgabe zu sprechen, wenn aus einer Anzahl möglicher Alternativen die beste gefunden werden soll. Dies ist z. B. der Fall, wenn die künftige Bewirtschaftung möglichst wirtschaftlich gestaltet werden soll. Für Optimierungsaufgaben liegen heutzutage zahlreiche Lösungsverfahren vor, die auch in den Bibliotheken gängiger Software (z. B. MS Excel, MATLAB) verfügbar sind.

Die Lösung eines konkreten Entscheidungsproblems bei Systemen, die mehrere Ziele erfüllen sollen, umfasst im Wesentlichen zwei Aspekte: einerseits die mathematische Formulierung der Aufgabe als multikriterielle Zielfunktion $Z(X)$, in der alle entscheidungsrelevanten Wirkungen zusammengefasst werden, und andererseits die Einhaltung von Nebenbedingungen für den optimalen bzw. Restriktionen für den zulässigen Lösungsraum X . Diese Zielfunktion gilt es dann im Hinblick auf die beste Lösung entweder zu maximieren oder zu minimieren:

$$\text{Gewinn/Chance } Z(X) \Rightarrow \max \quad \text{oder} \quad \text{Verlust/Risiko } Z(X) \Rightarrow \min$$

Die multikriterielle Zielfunktion kann als p -dimensionaler Vektor geschrieben werden:

$$Z(x) = [z_1(x), z_2(x), \dots, z_p(x)] \quad (3.16)$$

wobei $z_i(x)$ Zielfunktion für das Teilziel i mit $i = 1, \dots, p$

$x \in X$ Lösungspunkt x im möglichen Lösungsraum X

Es wird vorausgesetzt, dass für alle Teilzielfunktionen $z_i(x)$ individuelle optimale Lösungen existieren; diese fallen aber nicht zusammen, da es sonst kein Entscheidungsproblem bzw. keinen Zielkonflikt gäbe. D. h. es gibt oftmals keine einzig optimale Lösung für $Z(x)$, sondern idealerweise einen Lösungsraum X , in dem die Restriktionen aller $z_i(x)$ eingehalten werden. Eine Alternative x , die im Lösungsraum X liegt, wird als *effiziente* Lösung bezeichnet. Schließen sich Restriktionen gegenseitig aus, ist eine Kompromisslösung zu finden.

In Abhängigkeit des mathematischen Ausdrucks der Zielfunktion und der Randbedingungen kommen unterschiedliche Optimierungsansätze in Frage (analytische Lösungsverfahren oder Simulationsverfahren, statische oder dynamische Verfahren, etc.). Eine Beispielanwendung eines analytischen spieltheoretischen Ansatzes ist bei LOÁICIGA (2004) zu finden, der diesen einsetzt, um bei einer Mehrzahl konkurrierender Grundwasserentnahmen und dadurch drohender Übernutzung eines Aquifers das "kooperative Gleichgewicht" zwischen den konkurrierenden Akteuren für die nachhaltige Bewirtschaftung des Systems zu finden. Die analytische Lösbarkeit ist jedoch auf relativ kleine, mathematisch überschaubare Systeme begrenzt; für große oder sehr komplexe Systeme empfiehlt sich die Näherungslösung über die Simulation der verschiedenen System- und Prozesskomponenten in Kombination mit Optimierungs- und Suchalgorithmen. MANIAK (2001) liefert eine Einführung in die Grundlagen der Optimierungsverfahren und ihrer Anwendungsmöglichkeiten in der Wasserwirtschaft.

Anhand zweier Beispiele werden nachfolgend mögliche Optimierungsverfahren in Stufe III konkretisiert, wobei die Lösungsfindung im ersten Beispiel auf die Kosteneffizienz und im zweiten Beispiel auf eine multikriterielle Optimierung abzielt. Über die Notwendigkeit und Methodik einer streng *mathematischen Optimierung* der Lösung muss im Einzelfall befunden werden, wobei dies in der Praxis sicher häufig nicht möglich oder zu aufwändig ist (z. B. weil Kompromisse eingegangen werden müssen oder weil der Aufwand zur weiteren Optimierung einer bereits gefundenen Lösung nach dem “Pareto-Prinzip”⁸ nicht lohnenswert erscheint).

3.3.3.3 Ansatz zur kosteneffizienten Maßnahmenplanung (Beispiel)

Über den spezifischen Zielen einer Maßnahmenplanung steht häufig das grundsätzliche Ziel der (*volks-*)*wirtschaftlichen Nutzenmaximierung*. Ökonomische Kriterien spielen sogar oft die dominierende Rolle im Entscheidungsprozess. Im vorliegenden Kontext bedeutet das, dass neben sonstigen Zielaspekten das Risiko auch in monetären Einheiten zu bewerten ist, um die möglichen Handlungsalternativen in wirtschaftlicher Hinsicht vergleichen und priorisieren bzw. die Lösung optimieren zu können. Die Grundlagen der Nutzen-Kosten Rechnung sind allgemein bekannt, so dass sie hier nicht weiter vertieft werden müssen.

Die Wirtschaftlichkeit einer Alternative kann über die folgende Zielfunktion bewertet werden (nach CROUCH & WILSON 1982):

$$Z_j = \sum_{t=0}^T \frac{1}{(1+i)^t} [N_j(t) - K_j(t) - RI_j(t)] \quad (3.17)$$

mit:	Z_j	Zielfunktion (Gesamtkosten) der Alternative j mit $j = 1, \dots, n$ in [€]
	t	fortlaufende Zeit in [a]
	T	Zeithorizont der Entscheidung bzw. der Planung in [a]
	i	Diskontsatz
	$N_j(t), K_j(t)$	Nutzen bzw. Kosten der Alternative j im Jahr t in [€]
	$RI_j(t)$	Risiko der Alternative j im Jahr t in [€]

In Gl. (3.17) können alle monetären Nutzen, Kosten und Risiken einkalkuliert werden, die im Zeithorizont der Entscheidung (z. B. geplante Lebensdauer der Maßnahme) wirksam werden

⁸ Das Pareto-Prinzip in der Ökonomie, auch bekannt als 80/20-Regel, weist auf eine Disproportionalität hin und besagt, dass 20% aller Ursachen zu 80% der gesamten Wirkung beitragen. Die konkreten Zahlen müssen dabei nicht 80 und 20 sein. Vielmehr hilft es, sich daran zu erinnern, dass oft nur wenige Faktoren wirklich wichtig sind, obwohl viele andere Faktoren mitspielen, so dass mit relativ geringem Aufwand bereits ein großer Nutzen erzielbar ist, während für die hundertprozentige Zielerfüllung ein ungleich größerer Aufwand erforderlich ist.

können. Man beachte, dass N , K und RI Zeitfunktionen sind, die durch den Diskontsatz auf den heutigen Zustand bezogen werden. Das Risiko ist hier als die bei Versagen anfallenden Kosten (monetärer Schaden) definiert und prinzipiell auch zeitlich veränderlich:

$$RI(t) = P_V(t) \cdot SK(t) \cdot \gamma(SK) \quad (3.18)$$

mit: $P_V(t)$ Eintrittswahrscheinlichkeit für das Versagen im Jahr t [-]
 $SK(t)$ Schadenskosten bei Versagen im Jahr t in [€]
 $\gamma(SK)$ sog. Utilitätsfunktion [-], mit der das geschätzte Schadensausmaß bzgl. Güte der Schätzung und Bedeutung aus Sicht des Entscheidungsträgers gewichtet werden kann (von „kein Schaden: $\gamma = 0$ “ über „vollständige Zerstörung: $\gamma = 1$ “ bis zu „schwerwiegende weitere Folgen: $\gamma > 1$ “)

Um die wirtschaftlichste Lösung zu finden, ist Gl. (3.17) zu maximieren. In der Regel gibt es eine Reihe von Nebenbedingungen, die die Menge der möglichen Alternativen begrenzen. So kann beispielsweise eine kostengünstige Alternative nicht favorisiert werden, bei der sich das Risiko nicht innerhalb der vertretbaren Grenzen bewegt. In einem einfachen Fall kann eine Alternative gewählt werden, bei der Z positiv ausfällt (volkswirtschaftlicher Gewinn, z. B. in bezug auf den Erhalt und Schutz eines Ökosystems). Auf fortgeschrittenem Niveau kann auf iterativem Wege eine Optimierung der Lösung verfolgt werden. In der hydraulischen Literatur sind allerdings nur wenige Beispiele zu finden, die eine systematische Anwendung dieses risikobasierten Ansatzes zur Optimierung der Maßnahmenplanung erkennen lassen. Ein gutes Anwendungsbeispiel aus dem Bereich der Grundwasserbewirtschaftung sind die Arbeiten von FREEZE ET AL. (1990) und MASSMANN ET AL. (1990).

3.3.3.4 Ansatz zur multikriteriellen Entscheidungsfindung (Beispiel)

Es gibt viele EDV-gestützte Techniken zur multikriteriellen Bewertung und Optimierung von Systemen, die unter dem Begriff des MCDM (*Multiple Criteria Decision Making*) einzuordnen sind. Viele sind auch in Verbindung mit einer Risikoanalyse (Stufe II) denkbar, können hier aber nicht näher behandelt werden. Als Beispiel wird hier das Composite Programming (CP) Verfahren nach BÁRDOSSY ET AL. (1985) herausgegriffen und kurz beschrieben, um aufzuzeigen, wie eine multikriterielle Bewertung und Optimierung in Stufe III formal aussehen könnte. Ausführliche Erläuterungen und Beispiele zum CP Verfahren liefern auch MANIAK (2001) und SCHNECK ET AL. (2004).

Beispiel Composite Programming (CP)

Das CP Verfahren gehört zu den nutzwertanalytischen Ansätzen mit a-priori Präferenzangabe, bei denen der Entscheidungsträger unabhängig vom Ergebnis der nachfolgenden Analyse im Vorfeld Zielwerte bzw. Eckwerte für die mögliche Zielausprägung und Gewichte für jedes Bewertungskriterium festlegt. Sachlich zusammen gehörende Kriterien werden in Gruppen gegliedert und in einem hierarchisch strukturierten Zielsystem angeordnet. Die Summe der Gewichte innerhalb einer Gruppe ist jeweils 1. Darüber hinaus wird die Kompensierbarkeit von Gruppenelementen innerhalb des Zielsystems über sogenannte Kompensationsfaktoren (p -Werte) festgelegt. Hierbei entspricht $p = 1$ der Nutzwertanalyse mit einer vollständigen Kompensierbarkeit, während für höhere p -Werte die Kompensierbarkeit abnimmt. Die Werte, die die Kriterien konkret für eine Alternative annehmen, werden gemäß der Berechnungsvorschrift (s.u.) schrittweise zu Indikatoren aggregiert, die die Zielerfüllung auf jeder Stufe im System anzeigen. Abbildung 3/16 veranschaulicht die Struktur des Zielsystems anhand eines fiktiven Beispiels: dargestellt ist das Zielsystem zur Bewirtschaftung der Fluss- und Grundwasserstände bei Mehrfachzielsetzung in einem Gebiet. Die Zielfunktionen für den Flurabstand als nutzungsspezifischem Bewertungskriterium können nach dem in Abbildung 3/17 gezeigten Schema definiert werden, das auf vorgegebenen Ziel- und Grenzwerte aufbaut.

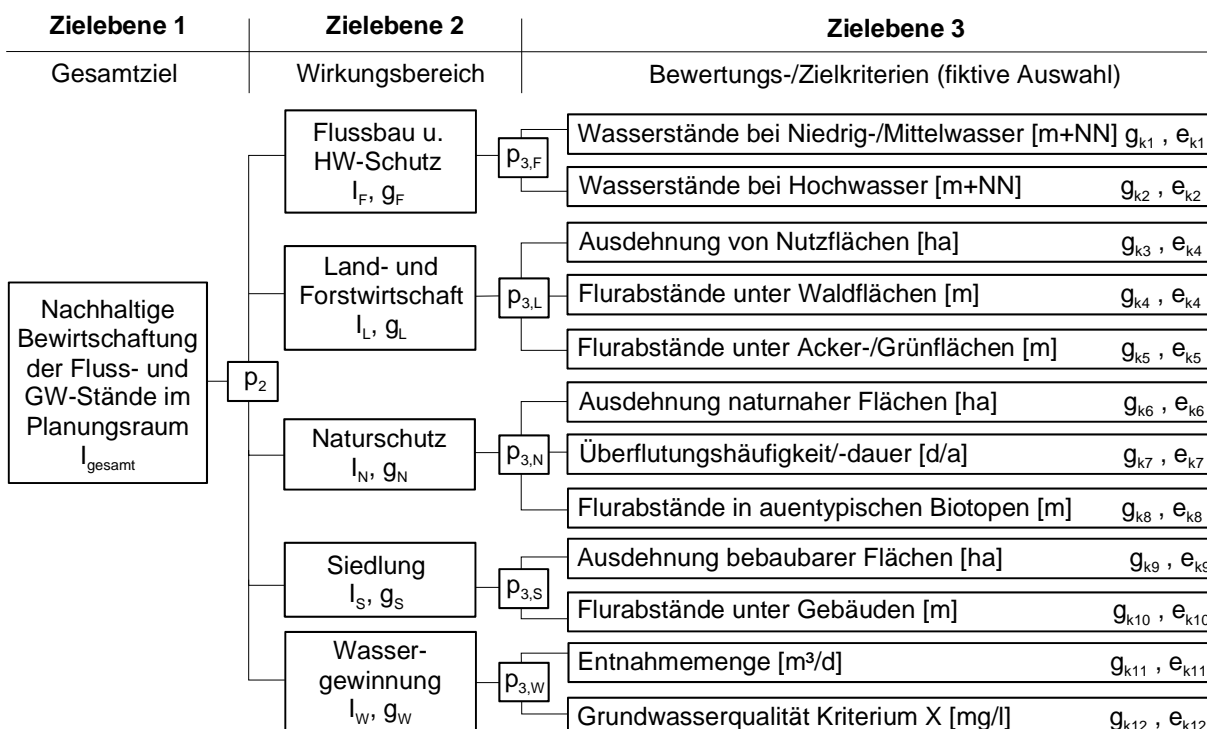


Abbildung 3/16: Fiktives Beispiel eines Zielsystems zur multikriteriellen Optimierung der Fluss- und Grundwasserstände nach dem CP Verfahren: Hierarchische Struktur mit Zielebenen und Gruppierung von Kriterien, Gewichten (g), Nutzwerten (I), Zielerfüllungsgraden (e) und Kompensationsfaktoren (p).

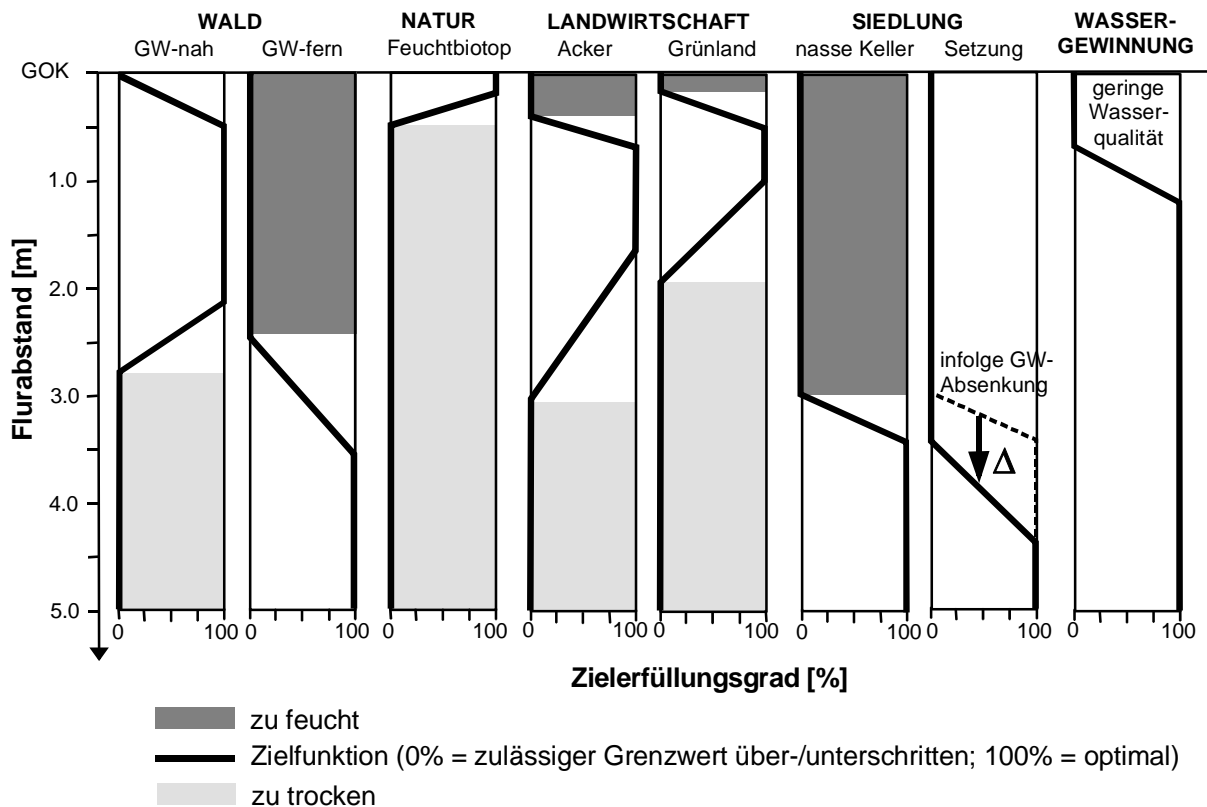


Abbildung 3/17: Fiktive Beispiele nutzungsspezifischer Zielfunktionen für den Flurabstand als Bewertungskriterium innerhalb eines multikriteriellen Zielsystems. Die hell- und dunkelgrauen Balken stellen risikobehaftete Flurabstände dar.

Optimierungsansatz

Für jede Alternative j wird der normierte Abstand D (Distanz) des Bewertungskriteriums k zum Idealwert k_{max} berechnet. Hierbei ist D auf die gesamte Spannweite der möglichen Werte von k normiert und komplementär zum Zielerfüllungsgrad e :

$$D_{jk} = 1 - e_{jk} = \frac{k_{max} - k_j}{k_{max} - k_{min}} \Rightarrow \min \quad (3.19)$$

mit: D_{jk} normierter Abstand des Bewertungskriteriums k zum Idealwert k_{max} bei Alternative j [-], so dass gilt: $D \in [0, 1]$

e_{jk} Zielerfüllungsgrad des Bewertungskriteriums k bei Alternative j [-]

k_j Wert des Bewertungskriteriums k bei Alternative j

k_{max} bestmögliche (optimale) Zielausprägung des Bewertungskriteriums k

k_{min} schlechteste mögliche Zielausprägung des Bewertungskriteriums k

Das Ziel der Optimierung ist es, die Alternative zu finden, bei der D minimal wird. Für die multikriterielle Optimierung bedeutet das, dass man im Allgemeinen anstrebt, die Summe der Abweichungen aller Einzelkriterien vom jeweiligen Idealwert zu minimieren bzw. umgekehrt den Zielerfüllungsgrad für das Gesamtsystem zu maximieren. In der NWA entspricht dies der Maximierung der Teilnutzwerte und des Gesamtnutzwerts. Die Berechnungsformel für die Aggregation einer Gruppe von Einzelkriterien zum entsprechenden Indikatorwert für die Zielerfüllung auf der nächsten Hierarchiestufe (Nutzwert auf Zielebene $i-1$) lautet:

$$I_{i-1,j} = 1 - \left[\sum_{k=1}^n g_{ik} \cdot (D_{jk})^{p_i} \right]^{\frac{1}{p_i}} \quad (3.20)$$

- mit: $I_{i-1,j}$ Indikatorwert für die Zielerfüllung (Nutzwert der betrachteten Gruppe von Kriterien) bei Alternative j auf der nächsthöheren Zielebene $i-1$ [-]
- g_{ik} Gewichtungsfaktor des Bewertungskriteriums k innerhalb der betrachteten Gruppe von Kriterien auf der Zielebene i [-]
- p_i Kompensationsfaktor für die betrachtete Gruppe auf der Zielebene i [-] (Beachte: $p = 1$ entspricht der Nutzwertanalyse mit vollständiger Kompensierbarkeit, für zunehmende $p > 1$ nimmt die Kompensierbarkeit ab)
- i betrachtete Zielebene
- k betrachtetes Bewertungskriterium
- n Gesamtzahl der Bewertungskriterien innerhalb der betrachteten Gruppe von Kriterien

4 Daten- und Modellgrundlagen zur Simulation der Fluss-Grundwasser-Dynamik an der Elbe (Beispielanwendung)

Das Ziel der weiteren Arbeit ist es, die in Kapitel 3 beschriebenen Methoden der Risikoquantifizierung in einer Anwendung exemplarisch zu untersuchen. Zu diesem Zweck wird auf Daten- und Modellgrundlagen zurückgegriffen, die im BMBF-Verbundprojekt „Morphodynamik der Elbe“ (NESTMANN & BÜCHELE 2002) erarbeitet wurden.

Im Speziellen wird eine Langzeitsimulation der Grundwasserdynamik in einem Auengebiet im Sinne der Stufe IIc des vorbeschriebenen Konzeptes (vgl. Kapitel 3.3.2.4) angestrebt. Aus Sicht der Risikoquantifizierung geht es darum, ausgehend von einer hydromorphologisch begründeten Istzustandsbeschreibung (Referenz) über hinreichend große Stichproben, d. h. eine Vielzahl realisierter oder potentieller Zustände, statistisch fundierte Aussagen zur Gefährdung der Flächennutzung in der Aue zu erhalten.

Dem Anspruch einer integrierten Betrachtung folgend ist der Einfluss der Flussdynamik als „Schlüsselfaktor“ in Auen in der Simulation besonders zu berücksichtigen. Modelltechnisch bedeutet das, dass verschiedene Daten- und Modellgrundlagen, die Teilprozesse im Fluss und Grundwasser abbilden, zu einem Gesamtsystem gekoppelt und ggf. ergänzt werden müssen.

4.1 Modellkonzept und Untersuchungsgebiet

4.1.1 Modellkonzept (Wirkungskette hydromorphologischer Prozesse)

Das Modellkonzept der weiteren Untersuchung ist in Abbildung 4/1 dargestellt. Kerngedanke ist, dass die grundwasserbedingte Gefährdung der Flächennutzung in der Aue maßgeblich von den hydromorphologischen Bedingungen im Fluss bzw. deren natürlichen und anthropogenen Veränderungen abhängt. Um die Zusammenhänge zu quantifizieren, müssen die Prozesse im Fluss und Grundwasser in einem integrierten Ansatz (gekoppelt) betrachtet werden.

Den Ausgangspunkt der Betrachtung bildet hier die Abflussdynamik im Flussgebiet der Elbe, die anhand von Zeitreihen täglicher Abflüsse der Elbe und ihrer Hauptnebenflüsse analysiert und simuliert werden kann. Die Grundlage der Definition des *hydrologischen Istzustands* bilden gemessene Abflusszeitreihen geeigneter Pegel/Zeiträume, die raumzeitlich jedoch nur begrenzt vorliegen. Daher sind ggf. hydrologische Modelle erforderlich, um die Messdaten auf unbeobachtete Standorte übertragen zu können. Die Idee der stochastischen Simulation geht noch einen Schritt weiter: mit Hilfe von Generierungsmodellen können die gemessenen Zeitreihen, die meist nur relativ kleine Stichproben der langfristigen Variabilität darstellen, erweitert werden, um statistisch fundierte Aussagen z. B. über Extremereignisse zu erhalten.

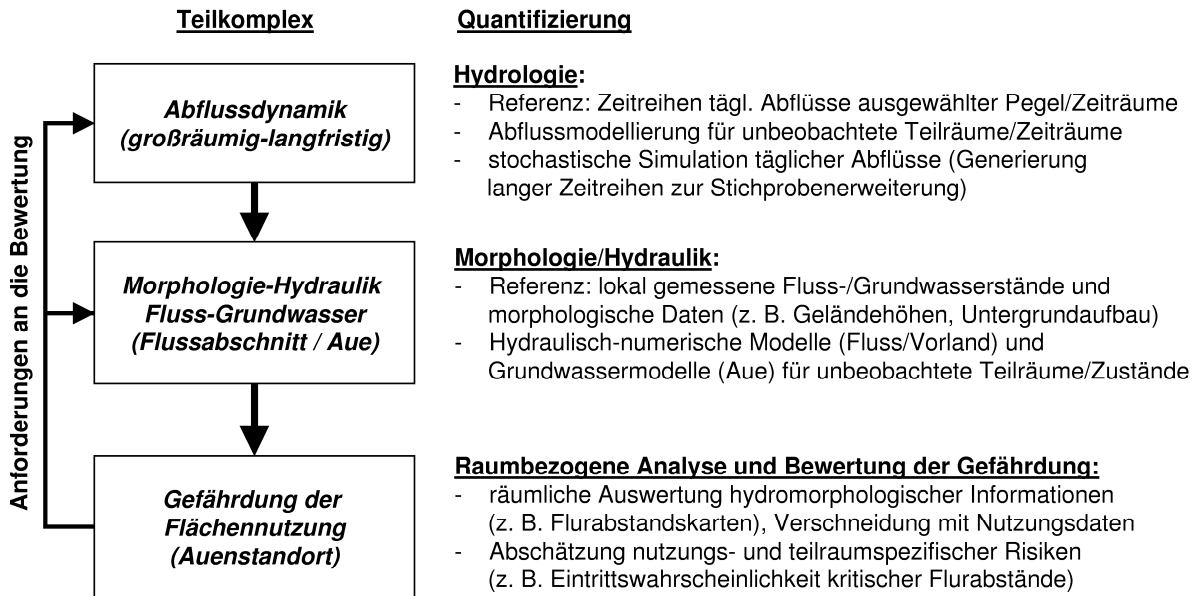


Abbildung 4/1: Schematische Darstellung des Modellkonzepts (integrierter Ansatz).

Dem Modellkonzept (Abbildung 4/1) weiter folgend, wirkt die Abflussdynamik als äußere Antriebsgröße der Dynamik der Wasserstände im Fluss und Grundwasser in der Aue, die die Gefährdung der Flächennutzung bestimmen. Wesentliche Grundlage der Quantifizierung sind lokale Wasserstandsmessungen (Pegelzeitreihen). Ggf. sind diese lokal gemessenen oder aus Abflussdaten erst noch abzuleitenden Wasserstände mit Hilfe mathematischer Modelle und raumbezogener Daten in bewertungsrelevante Parameter zu überführen (z. B. Flurabstände am interessierenden Standort). Gesamtziel ist schließlich die Quantifizierung und Bewertung nutzungs- und teilraumspezifischer Risiken in der Aue.

4.1.2 Beschreibung des Modellgebietes (hydromorphologischer Istzustand)

Als Modellgebiet wird der Raum Sandau an der Mittleren Elbe gewählt, zu dem verschiedene Daten aus der BMBF-Elbe-Forschung vorliegen (näheres s.u.). Das Untersuchungsgebiet liegt hydrologisch im Elbeabschnitt zwischen der Saalemündung und der Havelmündung.

Wie aus der Karte des Modellgebietes in Abbildung 4/2 hervorgeht, ist das Überflutungsgebiet der Elbe in diesem Bereich durchgängig von Hochwasserschutzdeichen begrenzt (lokale Unterbrechung der Deichlinien bei Hochufern ausgenommen). In der Karte ist auch eine Variante einer geplanten Deichrückverlegungsmaßnahme dargestellt, mit der eine ehemalige Retentionsfläche wieder an die Überflutungsdynamik der Elbe angeschlossen werden soll. Die Maßnahme ist eine von mehreren geplanten Deichrückverlegungen an der Elbe und Teil des Hochwasserschutzkonzeptes des Landes Sachsen-Anhalt (MLU 2003, vgl. auch IKSE 2003).

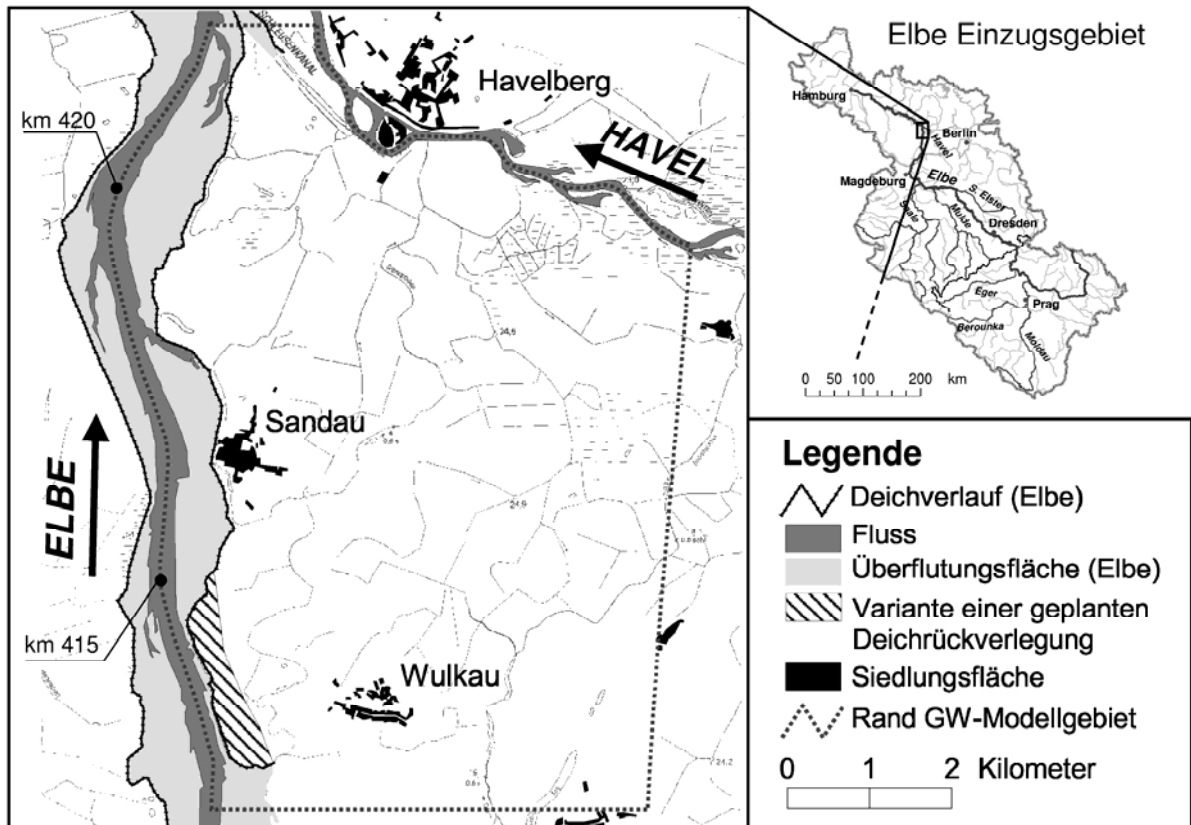


Abbildung 4/2: Modellgebiet an der Mittleren Elbe im Bereich der Havelmündung.

Geomorphologisch tritt die Elbe nördlich Sandau in das Urstromtal der Elbe-Havel-Niederung ein. Das Relief weist einen flachen Charakter auf und fällt nordöstlich zur Havelniederung hin ab. Die Geländehöhen betragen zwischen 23 und 37 m ü.NN. Die Orte Sandau und Wulkau liegen auf lokalen Erhebungen. Bezüglich der morphologischen Entwicklung der Elbe ist festzustellen, dass sich die Flusssohle hier offenbar in einem langfristig weitgehend stabilen dynamischen Gleichgewicht befindet: den Auswertungen von FAULHABER (2000b) zufolge sind in diesem Flussabschnitt im Unterschied zu anderen Elbestrecken seit den 1960er Jahren keine großräumigen Wasserspiegeländerungen (wie Absenkungen der Niedrigwasserspiegel durch langfristige Erosionstendenzen) erkennbar. Entsprechendes kann somit auch für die Grundwasserstände in der flussnahen Aue angenommen werden.

Hydrogeologisch ist das Gebiet im Elb-Havel-Winkel geprägt von einem stark heterogenen und anisotropen Untergrundaufbau. Dieser resultiert aus flussgeologischen Prozessen im Holozän mit häufigen Laufverlegungen und weist eine komplexe Struktur von Auensedimenten unterschiedlicher Mächtigkeit und Durchlässigkeit auf (SAUCKE & BRAUNS 2002). Aufgrund des sandigen Charakters der Flusssohlen von Elbe und Havel besteht ein guter hydraulischer Kontakt zwischen den Oberflächengewässern und dem Grundwasserleiter.

Der dominierende Vorfluter ist die Elbe, deren Lauf von Elbe-km 411.4 bis 422.4 den westlichen Rand des Modellgebiets bildet. Nördlich wird das Modellgebiet durch die Untere Havel

(Havel-km 140.7 bis 147.3) begrenzt, die aufgrund ihrer tieferen Lage das eigentliche Zuflussgebiet des Grundwassers darstellt. Die gute hydraulische Anbindung führt abhängig von der hydrologischen Situation zu einem Wechsel von influenten und effluenten Zuständen zwischen Fluss und Aquifer. In der Aue kommt es je nach Untergrundaufbau mit Deckschichtauflage lokal zu ungespannten, teilgespannten oder gespannten Verhältnissen (BUREK 2003). Die im Niederungsbereich der Havel gelegenen Flächen werden großteils durch Grabensysteme entwässert (vgl. Abbildung 4/2).

Ausschlaggebend für die Dynamik der Grundwasserstände im Modellgebiet ist das komplexe Zusammenspiel der Elbe- und Havelwasserstände. Abbildung 4/3 zeigt, dass die mittleren Wasserstände (MW) der Havel deutlich tiefer liegen und flacher verlaufen als die der Elbe, und bis zur Mündung in die Elbe durch Wehre und Schleusen reguliert werden. Die Wehre sind besonders auch bei Elbehochwasser von großer Bedeutung für die Havelwasserstände, da abhängig vom Einzelereignis und der Wehrsteuerung eine starke Rückstaubeinflussung in der Unteren Havel vorherrscht (IKSE 2000, LUA 2003).

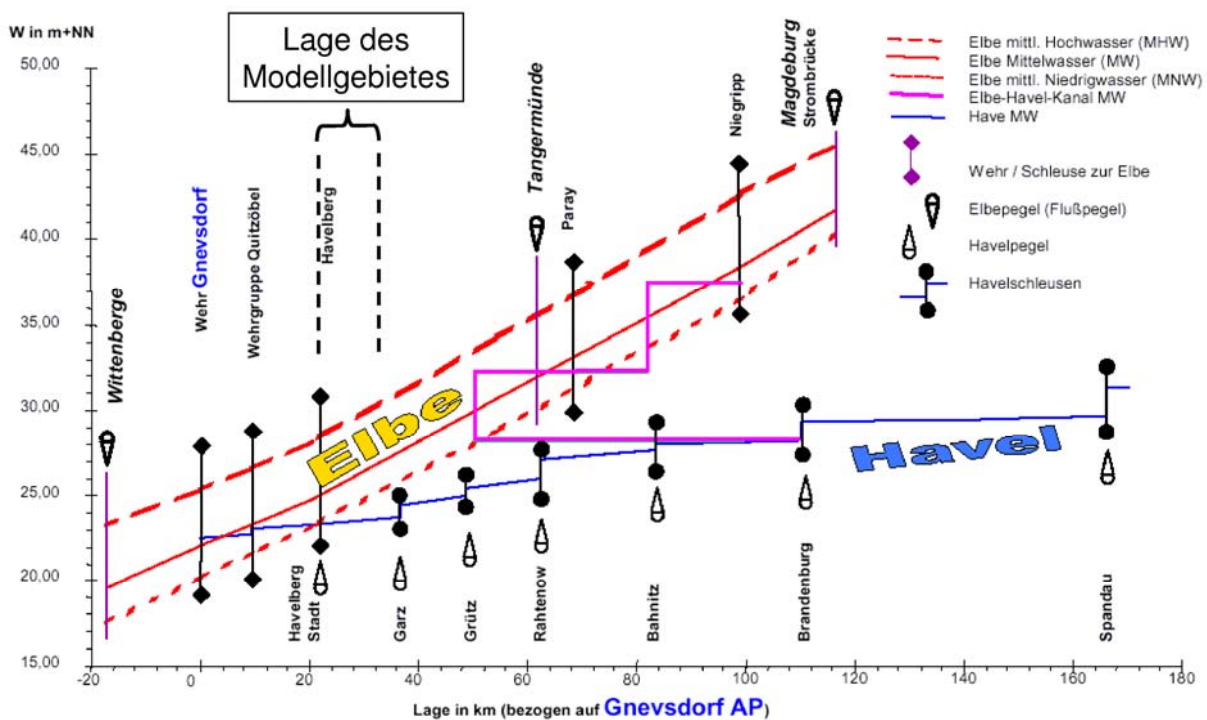


Abbildung 4/3: Lage des Modellgebietes im Längsschnitt charakteristischer Wasserspiegel der Elbe und Havel (IKSE 2000, verändert).

Die heutige Situation lässt sich anhand der täglichen Wasserstände im Zeitraum 1811 bis 2000 in Havelberg-Stadt veranschaulichen (Abbildung 4/4). In der Grafik ist zu erkennen, dass mit dem Bau der Wehrgruppe Quitzöbel, die die Havel von der Elbe trennt, beginnend ab 1936 eine deutliche Abnahme der Wasserstandsdynamik einherging, die sich anfangs vor allem im Niedrigwasserbereich auswirkte und später (Abschluss der Baumaßnahmen: 1956) auch einen verbesserten Hochwasserschutz für die Havelniederung bei Elbehochwasser erbrachte. In der Abbildung ist ergänzend der Referenzzeitraum 1964-1995 der vorliegenden Untersuchung eingetragen, dessen Auswahl im folgenden Abschnitt beschrieben wird.

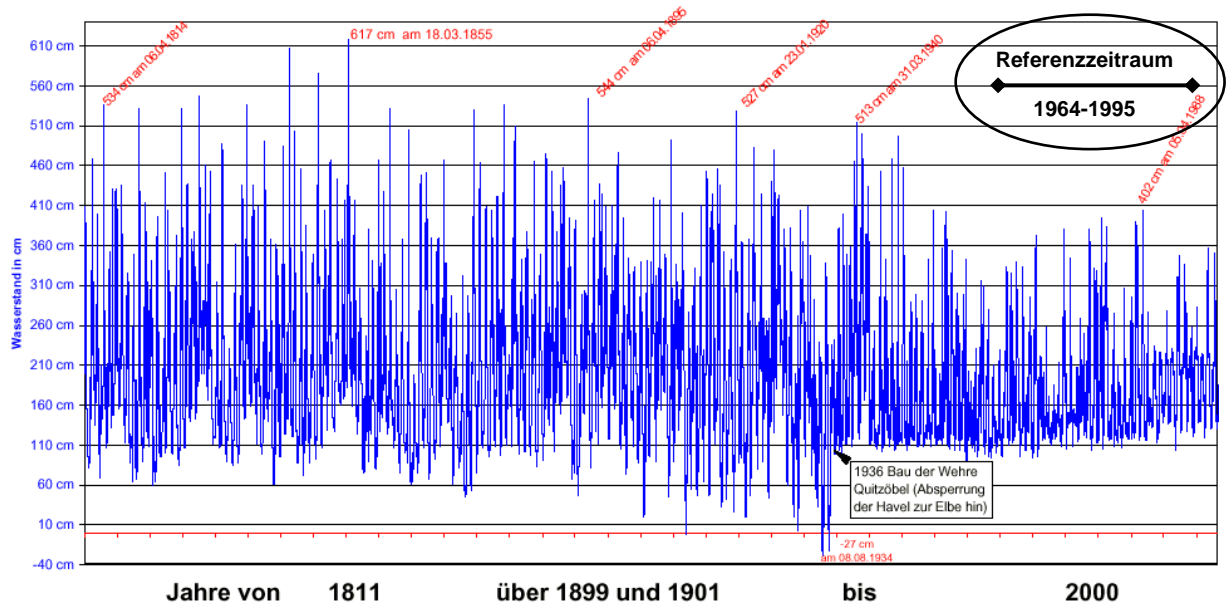


Abbildung 4/4: Tägliche Wasserstände der Havel am Pegel Havelberg-Stadt im Zeitraum 1811 bis 2000 mit Kennzeichnung des Referenzzeitraums 1964-1995 der vorliegenden Untersuchung (WSA BRANDENBURG 2001, verändert).

4.1.3 Auswahl des Referenzzeitraums (hydrologischer Istzustand)

Der ERFTVERBAND (2003) empfiehlt als Referenzwert für die Bewertung des Grundwasserzustands gem. Wasserrahmenrichtlinie den Mittelwert der letzten zehn Jahre vor Inkrafttreten der Richtlinie. Diese Zeitspanne (1991 bis 2000) wird einerseits als das Minimum angesehen, das angesichts auch längerfristiger und größerer Grundwasserschwankungsamplituden gerade noch vertretbar ist, andererseits als das sinnvolle Maximum, um kurzfristig zurückliegende Veränderungen im Sinne der Richtlinie noch in die Bewertung einzubeziehen. Zugleich wird empfohlen, bei klimatischen oder regionalen Besonderheiten diesen Referenzwert anzupassen (z. B. bei Auftreten extrem nasser oder trockener Jahre während dieses Zeitraums).

In der vorliegenden Arbeit wird das Ziel verfolgt, als Referenzzustand eine Zeitreihe zu wählen, mit der der relevante hydrologische Prozess der Grundwasserstandsschwankungen langfristig möglichst zuverlässig beschrieben werden kann. Wie das folgende Beispiel zeigt, sind

hier angesichts der Prozessdynamik im Untersuchungsraum (Elbaue) Zeiträume von deutlich mehr als 10 Jahren zu untersuchen: Abbildung 4/5 zeigt Jahresmittelwerte (MW) und Jahresmaxima (HW) einer 32-jährigen Zeitreihe eines Grundwasserpegels in der Ortslage Sandau (ca. 1 km entfernt von der Elbe, vgl. Abbildung 4/2) sowie gleitende Durchschnitte dieser Kennwerte über jeweils 5 bzw. 10 Jahre. Die Grafik zeigt, dass die Kennwerte abhängig vom Bezugszeitraum stark variieren (z. B. Bandbreite der 10-jährigen gleitenden Durchschnitte der MW: ca. 0,4 m), die Unsicherheit jedoch mit der Länge des Bezugszeitraums abnimmt. Auch sind Häufungen von Nass- und Trockenjahren in aufeinander folgenden Jahren zu erkennen, die mit dem i.d.R. sehr langen Systemgedächtnis im Grundwasser zusammenhängen können.

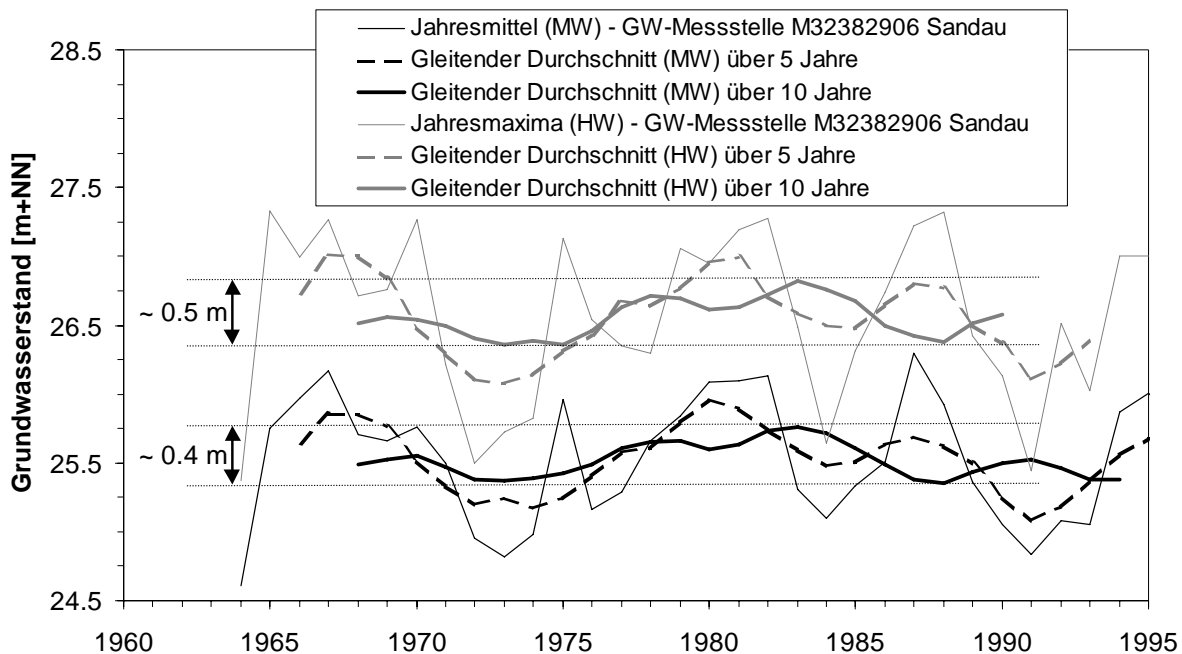


Abbildung 4/5: Jahresmittel (MW) und Jahresmaxima (HW) einer Grundwassermessreihe (Sandau) mit zugehörigen gleitenden Durchschnitten über 5 und 10 Jahre.

Es liegt daher auf der Hand, die Auswahl des Referenzzeitraums hydrologisch zu begründen, d. h. konkret die Abhängigkeit des Grundwassers von der Flusssdynamik zu berücksichtigen. Eine wichtige Grundlage liefern dazu die hydrologischen Analysen von HELMS ET AL. (2002), die sich auf die gesamten verfügbaren Abflusszeitreihen der wichtigsten Pegelstellen der deutschen Binneneibe und ihrer Hauptzuflüsse beginnend ab 1853 erstrecken. Die Autoren identifizierten die Zeitreihe 1964-1995 als am ehesten repräsentativ für die Abflussverhältnisse der Elbe am Ende des 20. Jahrhunderts („hydrologischer Istzustand“). Gemäß der zugrunde liegenden Stationaritätsanalyse ist diese Zeitreihe als stationär und trendfrei sowie ausreichend lang für statistisch verlässliche Aussagen einzustufen. Dies gilt vor dem Hintergrund langfristiger Instationaritäten (Klimaentwicklung seit dem 19. Jahrhundert, anthropogene Veränderungen im Elbeeinzugsgebiet, vor allem Talsperrenbau in den 1930er und 1950er Jahren) in einem zeitlich enger definierten Sinne. Auszunehmen sind seltene Extremereignisse wie

z. B. das Elbehochwasser im August 2002, bei denen auch große Talsperren ihre dämpfende Wirkung auf die Elbeabflüsse verlieren und im Zeitraum 1964-1995 so nicht aufgetreten sind.

In Anlehnung an die Ergebnisse von HELMS ET AL. (2002) wird die Zeitreihe 1964-1995 hier als Referenz für die Istzustandsbeschreibung der langfristigen Grundwasserdynamik übernommen. Abbildung 4/6 unterstreicht diese Wahl in einem längerfristigen und großräumigen Kontext: dargestellt ist der Vergleich der Grundwasserkennwerte gem. Abbildung 4/5 mit den mittleren jährlichen Abflüssen (MQ) an den Elbepegeln Dresden und Barby im Zeitraum 1900-1995 sowie deren 5-jährige Gleitmittelwerten. Der enge Zusammenhang zwischen der langfristigen Dynamik der Abflüsse und Grundwasserstände ist unverkennbar und schließt die oben angedeuteten Gruppierungseffekte von Nass- und Trockenjahren mit ein.

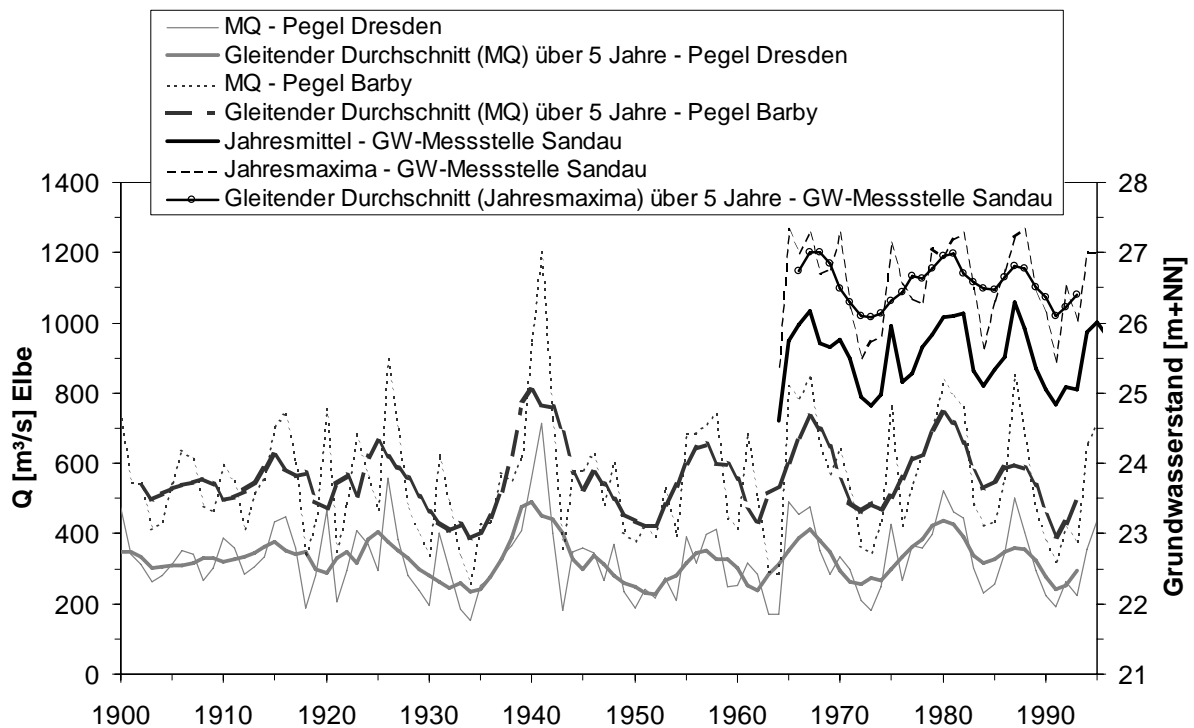


Abbildung 4/6: Jährliche MQ im Zeitraum 1900-1995 an den Elbepegeln Dresden und Barby mit zugehörigen 5-jährigen Gleitmitteln sowie Jahresmittel und Jahresmaxima der Grundwasserstände im Zeitraum 1964-1995 an der Messstelle Sandau mit zugehörigen 5-jährigen Gleitmitteln der Jahresmaxima.

4.1.4 Verfügbare Datensätze

4.1.4.1 Zeitreihen

Für die Elbe stehen langjährige Zeitreihen täglicher Wasserstände Abflüsse und an verschiedenen Pegelstellen zur Verfügung, die in Tabelle 3/1 aufgelistet sind (Quelle: Bundesanstalt für Gewässerkunde). Ergänzend sind für die dargestellten Pegelstellen die von HELMS ET AL. (2002) ermittelten Abflusskennwerte MQ (mittlerer Abfluss) und MHQ (mittlerer jährlicher Hochwasserabfluss) im Referenzzeitraum 1964-1995 aufgeführt. Die für die Untere Havel verfügbaren Zeitreihen täglicher Wasserstände und Abflüsse sind in Tabelle 4/2 aufgeführt (Quelle: Wasser- und Schifffahrtsamt Brandenburg).

Tabelle 4/1: *Verfügbare Zeitreihen täglicher Wasserstände (W) und Abflüsse (Q) ausgewählter Elbepegel sowie mittlerer Abfluss (MQ) und mittlerer jährlicher Hochwasserabfluss (MHQ) der Reihe 1964-1995 nach HELMS ET AL. (2002).*

Pegel	A _E [km ²]	Lage [Elbe-km]	W Reihe	Q Reihe	MQ ₁₉₆₄₋₉₅ [m ³ /s]	MHQ ₁₉₆₄₋₉₅ [m ³ /s]
Barby	94060	295.5	1900-1995	1900-1997	576	1845
Tangermünde	97780	388.2	1964-1995	1961-1997	587	1770
Sandau		416.6	1984-1999	–	583 ¹⁾	1722 ¹⁾
Havelberg-EP ¹⁾	98322	422.5	1964-1999	–	583 ¹⁾	1722 ¹⁾

1) Die Kennwerte wurden den hydrologischen Längsschnitten von HELMS ET AL. (2002) entnommen.

Tabelle 4/2: *Verfügbare Zeitreihen täglicher Wasserstände (W) und Abflüsse (Q) ausgewählter Pegel der Unteren Havel und Abflusskennwerte nach BfG (1999).*

Pegel	A _E [km ²]	Lage [km oh Mdg.]	W Reihe	Q Reihe	MQ _{Reihe} [m ³ /s]	MHQ _{Reihe} [m ³ /s]
Ketzin ¹⁾	16173	122.0	1950-2001	1950-2001	79.9 ₁₉₆₆₋₉₀	155 ₁₉₆₆₋₉₀
Rathenow, HS UP ²⁾	19288	52.5	1950-2001	1951-2001	93.1 ₁₉₅₇₋₉₀	167 ₁₉₅₇₋₉₀
Grütz, Schleuse UP	20256	40.9	1960-2001	–	–	–
Garz, Schleuse UP	20391	29.1	1960-2001	–	–	–
Havelberg-Stadt ²⁾	24037	12.8	1950-2001	1950-2001	114 ₁₉₈₁₋₉₀	236 ₁₉₈₁₋₉₀

1) nach BfG (1999): charakteristischer Pegel für die Untere Havel I (Spreemündung bis Plauer See).

2) nach BfG (1999): charakteristischer Pegel für die Untere Havel II (Untere Havelniederung: Plauer See bis Mündung).

Im Modellgebiet liegen ferner 22 Grundwasserpegel des Staatlichen Amtes für Umwelt Magdeburg (s. Abbildung 4/7). Sie decken unterschiedliche Zeitspannen von 7 Jahren (GW2849) bis 36 Jahren (GW2906) im Zeitraum 1.11.1963-31.12.1999 ab.

Die klimatischen Verhältnisse sind den Daten des Deutschen Wetterdienstes entnommen. Im Umland stehen Tageswerte der Niederschläge an 13 Stationen sowie der Temperatur und Luftfeuchte an 3 Stationen im Zeitraum 1961-1999 zur Verfügung (Details s. BUREK 2003).

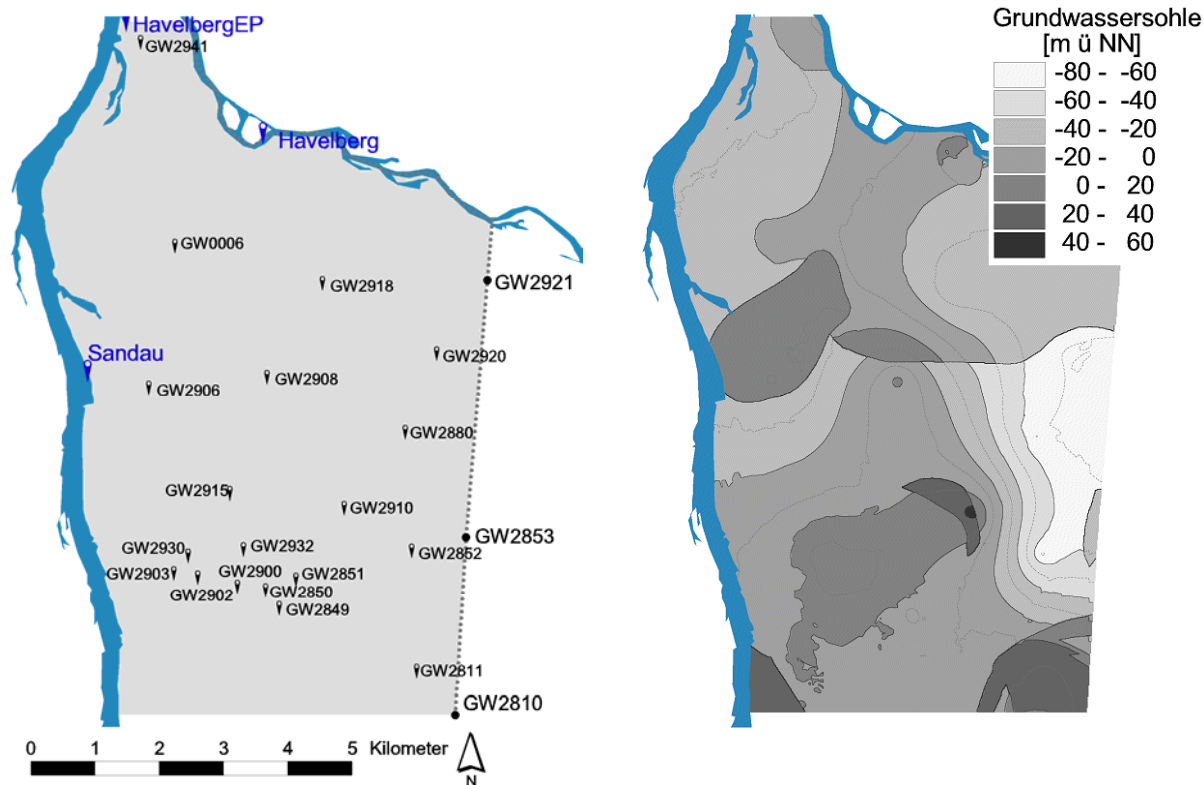


Abbildung 4/7: Lage verfügbarer Pegel der Elbe und Havel sowie Grundwasserpegel im Modellgebiet (links) sowie Relief der von BUREK & NESTMANN (2002) aus der Hydrogeologischen Karte HK50 abgeleiteten Aquiferbasis (rechts).

4.1.4.2 Raumbezogene Datensätze

Für das Modellgebiet liegen verschiedene Geodatensätze vor, die für räumliche Analysen im GIS genutzt werden. Dies sind im Einzelnen:

- ein flächendeckendes Digitales Geländemodell (DGM) im 10x10 m²-Raster, das auf verschiedenen Datengrundlagen, vorwiegend topographischen Karten im Maßstab 1:10000, beruht (Quelle: OTTE-WITTE ET AL. 2002 und SCHWANENBERG ET AL. 2001)
- ein DGM im 2x2 m²-Raster für die Überflutungsbereiche der Elbe im Streckenabschnitt Elbe-km 411-425, das auf einer Laserscanner-Befliegung aus dem Jahr 2003 basiert („DGM-W Elbe-Mitte“, Quelle: Bundesanstalt für Gewässerkunde, Datennutzung mit freundlicher Genehmigung: Schreiben BfG/M5/960/1073 vom 08.03.2005)
- Aquiferparameter nach BUREK & NESTMANN (2002) auf Basis der Hydrogeologischen Karte (HK50, Blatt Sandau); vgl. Abbildung 4/7 (rechts).
- eine Biotoptypenkartierung von TRIOPS (2001), die eine gebietsbezogene Überarbeitung und Verfeinerung einer CIR-luftbildgestützten Biotoptypen- und Nutzungstypenkartierung des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt Halle (vgl. PETERSON & LANGNER 1992) darstellt und im Rahmen der BMBF-Elbe-Forschung erstellt wurde

4.2 Abflussrouting im Elbelängsschnitt („ELBA-Modell“)

Da im Modellgebiet (Raum Sandau) kein Pegel mit Abflusszeitreihen der Elbe vorhanden ist, müssen die benötigten Daten aus flussaufwärts liegenden Pegelzeitreihen abgeleitet werden.

Für die Simulation von Abflussganglinien entlang der Elbe wird hier ein Wellenablaufmodell verwendet, dessen Parametrisierung dem Programmsystem ELBA (BFG 1996b) entspricht. Dieses als ELBA-Modell bezeichnete Modell wurde ursprünglich vom Institut für Wasserwirtschaft Magdeburg und Partnern für die Zwecke der Hochwasservorhersage an der Elbe entwickelt (GÜTHLEIN ET AL. 1980). Ausgehend von ausgewählten Pegelstellen der Elbe und ihrer Nebenflüsse können Abflussdaten an interessierende Gewässerstellen im Unterlauf geroutet (übertragen) werden, um dort Aussagen über die Abflusssituation zu treffen.

4.2.1 Modellbeschreibung

Der allgemein gültige Berechnungsansatz für die eindimensionale instationäre Wasserbewegung in offenen Gerinnen entspricht den bekannten Saint-Venant-Gleichungen zur Erhaltung der Masse (Kontinuitätsgleichung) und der Energie (Bewegungsgleichung, abgeleitet aus der dreidimensionalen Navier-Stokes-Bewegungsgleichung). Die Saint-Venant-Gleichungen stellen ein System partieller, quasilinearer Differentialgleichungen dar, das geschlossen nicht lösbar ist, sondern numerische Verfahren zur Lösung erfordert. Da die Anfangs- und Randbedingungen der Strömung (speziell Geometrie und Rauheit der Begrenzungsflächen) zu jedem Zeitpunkt der Berechnung bekannt sein müssen, erfordern hydrodynamisch-numerische (HN) Modell einen erheblichen Aufwand bei der Erstellung. Die Grenzen der Modellierung liegen i.d.R. in der Verfügbarkeit aktueller Geometriedaten und Wasserspiegelfixierungen für relevante Abflusssituationen (v.a. Hochwasser) für die notwendige Kalibrierung der Rauheitsparameter. Mit zunehmender Größe und räumlicher Auflösung des Gebietes spielt auch die Handhabbarkeit der anfallenden Datenmengen bzw. der numerischen Lösung eine Rolle, so dass HN-Modelle für große Flusssysteme häufig in Teilstrecken unterteilt werden (z. B. Elbe: OTTE-WITTE ET AL. 2002, Neckar: OBERLE ET AL. 2000). Die instationäre 2D-HN-Simulation ist heute prinzipiell auch in größeren Flussabschnitten möglich, scheitert aber oft noch an Rechnerkapazitäten und erfordert einen weiteren Entwicklungsaufwand (BfG 2002).

In der Fachliteratur wurden seit den 1960er Jahren zahlreiche Lösungsansätze für die komplexen Saint-Venant-Gleichungen beschrieben, die von der ‚vollständigen‘ numerischen Lösung bis zu unterschiedlichen Vereinfachungen der Strömungsgleichungen reichen. Eine solche Vereinfachung ist die Vernachlässigung der Trägheitsterme in der Bewegungsgleichung. Sie führt zum Diffusionswellenansatz (vgl. u. a. DYCK & PESCHKE 1983), der dem hier gewählten ELBA-Modell zugrunde liegt und bei dem der Aufwand der numerischen Lösung entfällt.

Der Diffusionswellenansatz kann bei großräumigen Fragestellungen an Flachlandflüssen angewendet werden, wenn die zeitliche Änderung des Durchflusses in einem Gewässerquerschnitt nur langsam vonstatten geht (z. B. Wellenanstieg über mehrere Tage). Man erhält das

sogenannte *Translations-Diffusions-Modell* mit dem Translationskoeffizient als Wellenfortpflanzungsgeschwindigkeit und dem Diffusionskoeffizient als Wellenabflachungskoeffizient. Mit Hilfe der Systemfunktion Gl. (4.1) (Impulsantwort $h(t)$) können durch Faltungsoperation aus bekannten Zuflussganglinien resultierende Abflussganglinien vorhergesagt werden:

$$h(t) = \frac{x}{2 \cdot t \cdot \sqrt{\pi \cdot D \cdot t}} \cdot e^{-\frac{(u \cdot t - x)^2}{4 \cdot D \cdot t}} \quad (4.1)$$

mit: x [km] modellierte Flussabschnittslänge
 u [km/h] Translationskoeffizient
 D [km²/h] Diffusionskoeffizient
 t [h] Zeitschritt

Die Koeffizienten u und D sind durch Kalibrierung in den einzelnen Teilstrecken des Flusses zu ermitteln. Dieses Modellkonzept ist in ELBA als nichtlineares bzw. abschnittsweise lineares Stufenmodell realisiert, bei dem sich die charakteristischen Eigenschaften mit zunehmendem Abfluss verändern können. Das Ergebnis der Abflussberechnung wird nach dem Prinzip der Faltung der Systemausgänge der Teilmodelle, d. h. ohne numerische Iteration, erhalten.

Ein wesentlicher Vorteil des ELBA-Modells für die vorliegende Arbeit liegt darin, dass das Modell durch das abgestufte Konzept über das gesamte Abflussspektrum von Niedrig- bis Hochwasser einsetzbar ist. Somit können die erforderlichen Abflussdaten als ganze Zeitreihen modelliert und an beliebigen Gewässerstellen ausgegeben werden.

4.2.2 Modellanpassung im Bereich Barby – Havelmündung – Wittenberge

Die Parameter des ELBA-Modells wurden im Rahmen des BMBF-Verbundprojekts „Morphodynamik der Elbe“ von der BfG bereitgestellt (BfG 1996b). HELMS ET AL. (2002) und MERKEL ET AL. (2002) banden die Modellstruktur und Parameter in eigene Modellsysteme ein

Tabelle 4/3: Parameter u und D der Systemfunktionen des ELBA-Modells in den Elbe-Abschnitten Barby – Tangermünde – Wittenberge (nach BfG 1996b).

Elbe-Abschnitt (Pegelstellen)	Länge x [km]	Abflussstufe	Q [m ³ /s]	D [km ² /h]	u [km/h]
Barby – Tangermünde *	94.8	1	1340	27.90	3.15
		2	2400	33.40	2.22
		3	-	33.10	3.22
Tangermünde – Wittenberge **	66.7	1	1290	132.80	2.67
		2	2400	33.20	2.28
		3	-	33.20	2.28

* Einzugsgebietsfläche A_E von Barby (94060 km²) beträgt 96.2 % von Tangermünde (97780 km²)

** Summe A_E von Tangermünde und Havelberg-Stadt (24037 km²) beträgt 98.6 % von Wittenberge (123532 km²)

und bestätigten die Güte der Modellanpassung für verschiedene Zeiträume und Hochwasserereignisse des 20. Jahrhunderts. Im Rahmen einer weiteren Untersuchung konnte die Anwendbarkeit des Modells auch für das extreme Elbehochwasser vom August 2002 erfolgreich bestätigt werden (IHRINGER ET AL. 2003). Die Modellparameter der hier relevanten Elbeabschnitte zwischen den Pegelstellen Barby, Tangermünde und Wittenberge sind in Tabelle 4/3 zusammengestellt. Abbildung 4/8 zeigt eine Übersicht dieser Teilstrecken und der zugehörigen Systemfunktionen des Modells.

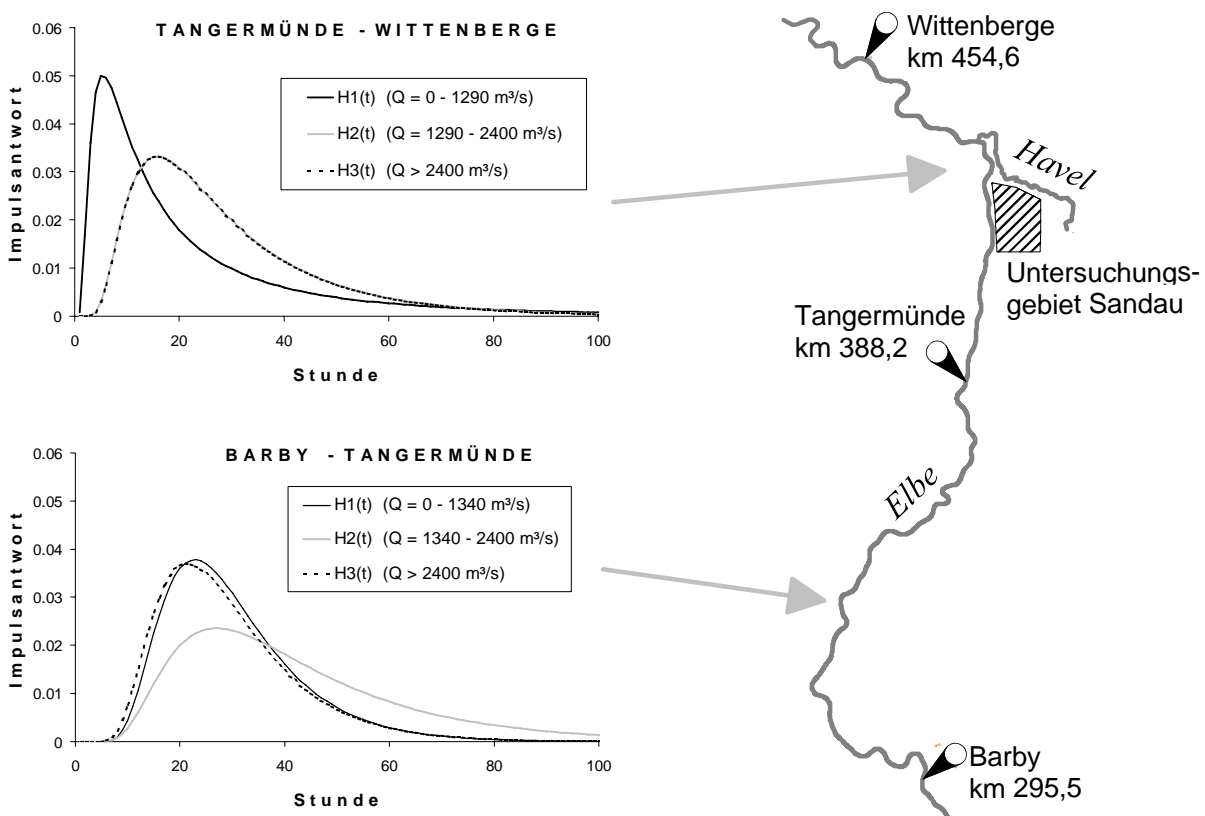


Abbildung 4/8: Systemfunktionen des ELBA-Modells (Parameter nach BfG 1996b) mit Differenzierung nach drei Abflussstufen.

Abbildung 4/9 zeigt einen Vergleich gemessener und berechneter Abflüsse im Zeitraum 1984-1988 (Bild oben: Pegel Tangermünde berechnet aus der gemessenen Zuflussganglinie Barby; Bild unten: Pegel Wittenberge berechnet aus gemessenen Zuflussganglinien Tangermünde und Havelberg-Stadt/Havel). Die Abweichungen zwischen gemessenen und modellierten Abflüssen sind in der Regel gering und nur kurzfristig im ansteigenden bzw. abfallenden Ast von Hochwasserereignissen größer als 10% (Unschärfen der Abflussmessungen im Hochwasserbereich hier nicht berücksichtigt). Die Abweichungen für die Jahresscheitelabflüsse (HQ) betragen im Zeitraum 1964-1995 *maximal* bis ca. 7% am Pegel Tangermünde und bis ca. 1% am Pegel Wittenberge (HELMS ET AL. 2002). Für die vorliegende Untersuchung kann festgehalten werden, dass die Abflussdynamik der Elbe im Modellgebiet gut abgebildet wird.

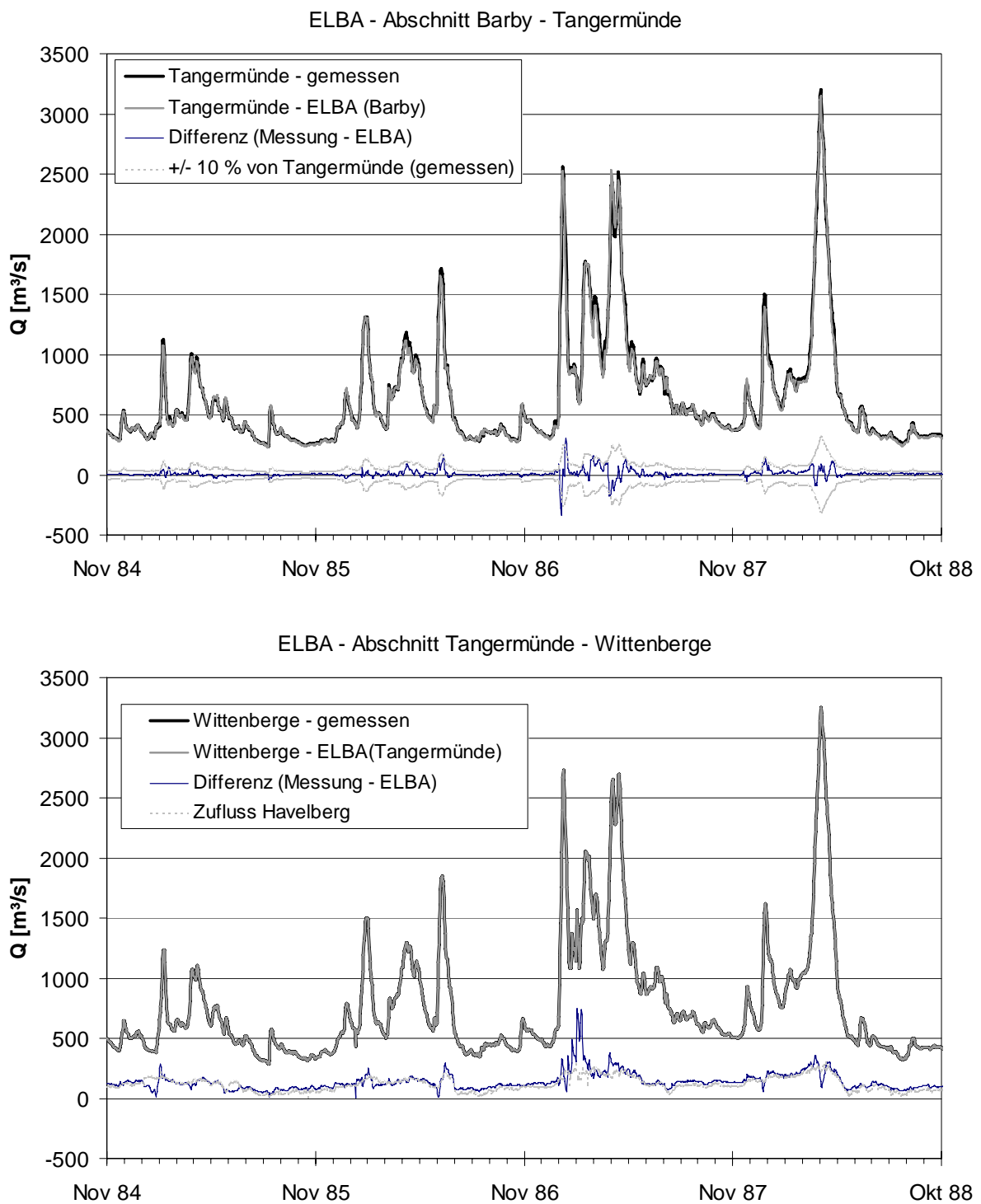


Abbildung 4/9: Vergleich gemessener und nach ELBA modellierter Abflussganglinien im Zeitraum 1984-1989 in den Elbe-Abschnitten Barby – Tangermünde und Tangermünde – Wittenberge.

4.3 Modellierung der Elbewasserstände im Raum Sandau

Für die Transformation von täglichen Abflüssen in Wasserstände im Modellgebiet können die langjährigen Zeitreihen täglicher Wasserstände am Elbepegel (EP) Havelberg genutzt werden. Für raumbezogene Aussagen sind zugleich hydraulisch-numerische Modelle zur Berechnung der Wasserspiegellagen der Elbe erforderlich.

Rekonstruktion einer Wasserstand-Abfluss-Beziehung am Pegel Havelberg-EP

Da allgemein im Modellgebiet und speziell für den Pegel Havelberg-EP keine gemessenen Abflussdaten vorliegen, wird dort eine Wasserstands-Abfluss-Beziehung (Abflusskurve) verwendet, die aus Tageswerten gemessener Wasserstände und den mit dem ELBA-Modell aus Tangermünde berechneten Abflüssen (s. o.) rekonstruiert wurde. Es handelt sich wie in der gewässerkundlichen Praxis üblich um eine stationäre Abflusskurve, bei der Hysterese-Effekte speziell bei Hochwasser nicht berücksichtigt werden. Den Angaben von FAULHABER (2000b) und OTTE-WITTE ET AL. (2002) zufolge wird gleichzeitig davon ausgegangen, dass sich die Gewässersohle am Pegel seit den 1960-er Jahren nicht maßgeblich verändert hat, so dass die beobachteten Wasserstände direkt in die Ermittlung der Abflusskurve eingeflossen sind.

Die rekonstruierte Abflusskurve, die sich abschnittsweise aus linearen Regressionsbeziehungen zusammensetzt, die aus täglichen W/Q-Wertepaaren im Zeitraum 1964-1995 abgeleitet wurden, sowie die zugehörigen Parameter sind in Tabelle 4/4 aufgeführt ($R^2 = 0.96$). Der Verlauf der Abflusskurve ist in Abbildung 4/10 im Vergleich zu den genannten Wertepaaren der Messreihe dargestellt.

Tabelle 4/4: *Rekonstruierte Wasserstand-Abfluss-Beziehung am Pegel Havelberg-EP.*

Q [m³/s]	W [m+NN] = a * ln(Q) + b	
	a	b
< 580	1.50	15.45
580 ≤ Q < 2300	1.90	12.89
≥ 2300	1.98	12.25

Abbildung 4/11 zeigt einen Vergleich der gemessenen täglichen Wasserstände am Pegel Havelberg-EP im Zeitraum 1964-1995 und der nach dem ELBA-Modell und der rekonstruierten Abflusskurve berechneten Wasserstandsreihe. Es wird deutlich, dass mit diesem vereinfachten Modellansatz die langfristige Wasserspiegeldynamik im Untersuchungsgebiet im Hinblick auf die gegebene Zielstellung (stochastische Simulation) plausibel abgebildet werden kann.

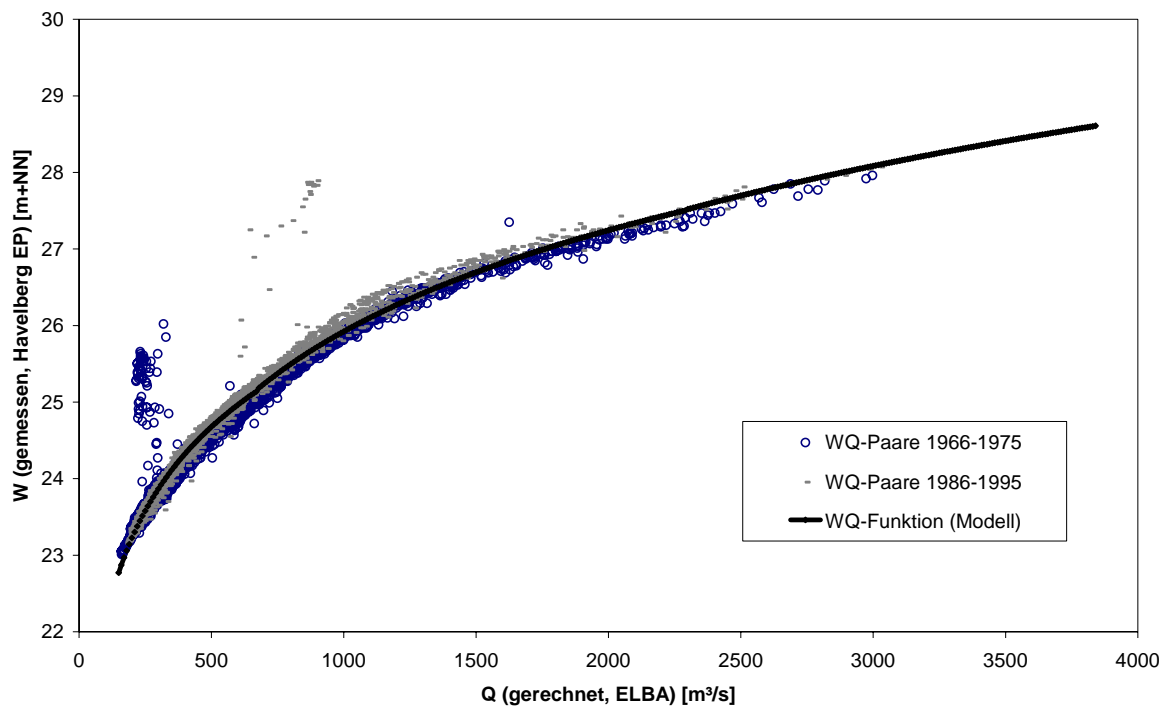


Abbildung 4/10: Wertepaare täglicher Wasserstände (gemessen) und Abflüsse (berechnet) am Pegel Havelberg-EP und rekonstruierte Abflusskurve ($R^2 = 0.96$).

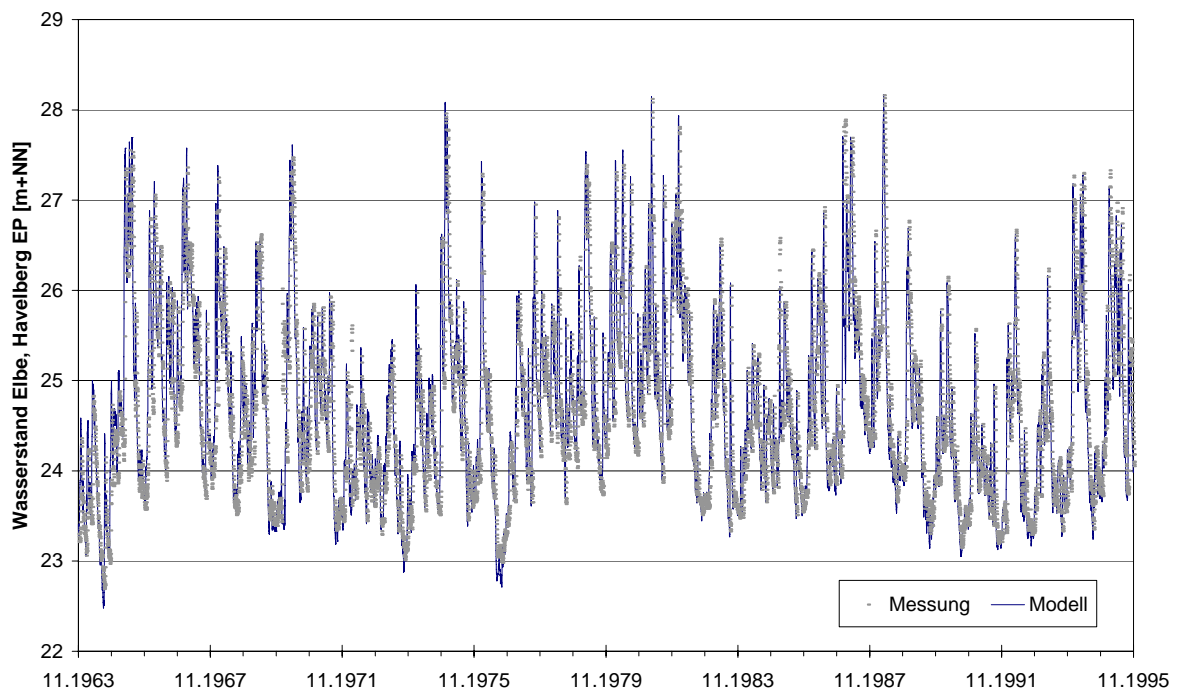


Abbildung 4/11: Vergleich gemessener Wasserstände am Pegel Havelberg-EP im Zeitraum 1964-1995 mit modellierten Wasserständen (Kombinierter Modellansatz: ELBA-Modell und rekonstruierte Abflusskurve).

Modellierung der Flusswasserstände im Untersuchungsgebiet

Die räumliche Übertragung der täglichen Wasserstände am Pegel Havelberg-EP erfolgt unter Nutzung der Ergebnisse der 2D hydraulisch-numerischen Strömungsberechnungen von SCHWANENBERG ET AL. (2001), die im Rahmen des BMBF-Verbundprojektes „Rückgewinnung von Retentionsflächen und Altauenreaktivierung an der Mittleren Elbe in Sachsen-Anhalt“ durchgeführt wurden. Ziel dieses Projektes war u.a. die Erfassung der hydraulischen Auswirkungen von potentiellen Deichrückverlegungsmaßnahmen im Raum Sandau. Die Strömungsberechnungen wurden mit dem 2D-tiefengemittelten HN-Modell DGFlow durchgeführt und erstreckten sich auf den Flussabschnitt Elbe-km 412.0 bis 424.4 (SCHWANENBERG ET AL. 2001). Im Ergebnis liegen für den Istzustand und mehrere Deichrückverlegungsvarianten stationär berechnete Wasserspiegellagen und Überflutungsgrenzen der Elbe für insgesamt 18 Abflusssituationen zwischen Niedrigwasser ($Q = 298 \text{ m}^3/\text{s}$) und Extremhochwasser ($Q = 3895 \text{ m}^3/\text{s}$) vor. Aus den Daten wurde z. B. für die in Abbildung 4/2 dargestellte Deichrückverlegungsvariante eine lokale Wasserspiegelabsenkung von ca. 10-20 cm ermittelt.

Die berechneten Wasserspiegellagen und Überflutungsgrenzen dienen als Randbedingung der im nächsten Abschnitt beschriebene Modellierung der täglichen Grundwasserstände in der angrenzenden Aue. Zwischenzustände der 18 Abflusssituationen werden nach dem Prinzip der rekonstruierten Abflusskurve durch Interpolation an jedem interessierenden Punkt im Modellgebiet ermittelt.

Für die Untere Havel liegen keine hydraulisch-numerischen Modellberechnungen vor. Aufgrund der Staubebedingungen mit einem geringen mittleren Wasserspiegelgefälle von 0.06 ‰ im betreffenden Havelabschnitt kann linear zwischen den Wasserständen an den Pegelstellen Garz und Havelberg-Stadt (s. Abbildung 4/3 und Tabelle 4/2) interpoliert werden.

4.4 Modellierung der Grundwasserdynamik

4.4.1 Vorbemerkungen (Wahl des Grundwassermodells)

Zur Berechnung der Grundwasserströmung werden heute i.d.R. mehrdimensionale numerische Grundwassermodelle eingesetzt, deren Erstellung und Anwendung einen erheblichen Datenbedarf und Rechenaufwand mit sich bringt. Eine übliche Schwierigkeit sind unsichere Daten für die Modellparametrisierung, speziell bezüglich der komplexen hydrogeologischen Verhältnisse in Flusstälern. Und der Modellierungsaufwand steigt erheblich für instationäre Berechnungen, wenn die Grundwasserströmung dynamischen Veränderungen unterliegt. Für Simulationsrechnungen über lange Zeiträume muss daher kritisch abgewägt werden, welches Modellkonzept der Problemstellung am ehesten gerecht wird und welcher Aufwand insgesamt zur Lösung notwendig und angemessen erscheint (zum Vgl. siehe FH-DGG 2002).

Die physikalisch fundierte Modellierung der Grundwasserdynamik in Flussauen über lange Zeiträume (> 30 a) ist in der Literatur wenig beschrieben. Ein limitierender Faktor ist ohne Zweifel der mit instationären Berechnungen einhergehende Datenbedarf und Rechenaufwand. Die hier beabsichtigten Langzeitsimulationen sind nach Einschätzung des Verfassers mit den gängigen numerischen Grundwassermodellen (z. B. MODFLOW, MCDONALD & HARBOUGH 1984) mit einem unverhältnismäßigen Rechenaufwand verbunden oder nur über empirische Modellvereinfachungen (z. B. VERMEULEN ET AL. 2004) zu bewerkstelligen. Vielmehr muss in diesem Fall, wie für jede andere Modellierungsaufgabe auch, ein praktikabler Kompromiss zwischen Modellkonzept und -diskretisierung, Datenverfügbarkeit und geschätztem Aufwand für die Bearbeitung bzw. Berechnung gefunden werden. Die Wahl fiel daher auf das folgende Grundwassermodell von BUREK & NESTMANN (2002), das aufgrund seines Lösungskonzepts (analytische Lösung, flexible raumzeitliche Diskretisierung) große Vorteile bietet.

4.4.2 Grundwasserhydraulik (Modell der Fluss-Aquifer-Interaktion)

Physikalisch lässt sich die Grundwasserströmung auf Basis der Kontinuitätsbedingung und der dynamischen Grundgleichung zur Durchströmung eines Raumelements (DARCY-Gesetz) formulieren. Es ergibt sich die Potentialgleichung (LAPLACE-Gleichung) wie folgt:

$$\frac{\partial}{\partial x} \left(K_x \frac{\partial h}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(K_y \frac{\partial h}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(K_z \frac{\partial h}{\partial z} \right) = S \frac{\partial h}{\partial t} - R \quad (4.2)$$

mit:	$K_{x,y,z}$	Durchlässigkeitsbeiwert in x,y,z-Richtung
	h	Piezometerhöhe über der Aquiferbasis als Bezugsniveau
	S	Speicherkoeffizient (im ungespannten Aquifer = effektive Porosität n_e)
	R	resultierender Zufluss zum Grundwasser aus dem Niederschlag

Der wichtigste Parameter bei instationären Modellrechnungen für ungespannte Grundwasserleiter ist der Speicherkoeffizient S (= auffüllbarer Porenraum). Er ist vertikal abhängig von der Durchlässigkeit im Schichtaufbau. Bei stark instationären Belastungen des Grundwassers (z. B. Stauregelung von Poldern, lang anhaltende ergiebige Niederschläge, Hochwasser) in Gebieten mit geringen Flurabständen kann es vorkommen, dass der anfänglich im kiesigen Material liegende Grundwasserspiegel belastungsbedingt zeitweise in die geringdurchlässige Deckschicht hinein ansteigt. Grundwassermodelle sind normal nicht in der Lage, die mikroskaligen und zeitabhängigen Nichtlinearitäten des Speicherkoeffizienten zu berücksichtigen.

Unter den Annahmen (für Flussauen), dass

- die Durchlässigkeit am betrachteten Punkt im Grundwasserleiter in alle Richtungen (x, y, z) gleich ist (isotroper Aquifer; DUPUIT-Bedingungen), so dass gilt: $K_{x,y,z} = k_f = \text{const.}$,
- die Änderung der Grundwasserspiegel klein ist im Verhältnis zur Aquifermächtigkeit und
- die Dynamik des Grundwassers stark von der Entfernung zum Fließgewässer abhängt und ein großer Anteil der Dynamik räumlich hierüber erklärbar ist,

kann die LAPLACE-Gleichung vereinfacht werden, indem am betrachteten Ort von einer konstanten Transmissivität T ausgegangen wird:

$$T = k_f \cdot H \quad (4.3)$$

mit: k_f integraler Durchlässigkeitsbeiwert im ungeschichteten Aquifer

H Aquifermächtigkeit der gesättigten Zone (Ann.: konstant für große h)

Man erhält damit die linearisierte BOUSSINESQ-Gleichung (WORKMAN ET AL. 1997)

$$T \frac{\partial^2 h}{\partial x^2} = S \frac{\partial h}{\partial t} - R \quad (4.4)$$

die entlang von Transekten mit zeitlich variabler Piezometerhöhe h analytisch lösbar ist (Anm.: eine analytische Lösung für den horizontal-zweidimensionalen Fall ist bei MANGLIK ET AL. 2004 zu finden). Hierbei kommen folgende weitere Bedingungen zum Tragen:

- a) ungespannte Verhältnisse (freie Grundwasseroberfläche),
- b) hydraulischer Kontakt zwischen Fluss und Aquifer, wobei der Flusswasserstand die erste Randbedingung im Transekt bildet,
- c) am zweiten Rand ist entweder eine Piezometerhöhe oder ein seitlicher Zufluss bekannt.

Die Lösung der Gleichung (4.4) setzt sich nach POWERS (1979) aus zwei Komponenten zusammen, einem stationärem Anteil $V(x)$ und einem instationärem Anteil $u(x,t)$:

$$h(x,t) = V(x) + u(x,t) \quad (4.5)$$

Der stationäre Anteil $V(x)$ kann auf einfache Weise berechnet werden (vgl. POWERS 1979, WORKMAN ET AL. 1997) und ist bei Vorgabe zeitschrittweise veränderlichen Modellrandbedingungen ebenfalls eine zeitabhängige (quasi-instationäre) Funktion. Die partielle Differentialgleichung für den instationären Anteil $u(x,t)$ ist nach dem Prinzip der Separation der Variablen und anschließender Superposition lösbar (näheres s. WORKMAN ET AL. 1997, S. 151f.).

Als analytische Lösung der linearisierten BOUSSINESQ-Gleichung ergibt sich im Ergebnis:

$$h(x,t) = -\frac{R}{2T}x^2 + \frac{RL_x}{2T}x + \frac{(h_2 - h_1)}{L_x}x + h_1 + \frac{2}{L_x} \sum_{n=1}^{\infty} \left[\int_0^{L_x} (h_0(x) - V(x)) \sin(\lambda_n x) dx \cdot \sin(\lambda_n x) \exp\left(-\frac{\lambda_n^2 T t}{S}\right) \right] \quad (4.6)$$

- mit: $h(x,t)$ Piezometerhöhe am Punkt x zur Zeit t ($0 < x < L_x$; $t > 0$)
- $h_1(t)$ = $h(0,t)$ zeitabhängige Randbedingung am 1. Rand
- $h_2(t)$ = $h(L_x,t)$ zeitabhängige Randbedingung am 2. Rand
- $h_0(x)$ = $h(x,0)$ Piezometerhöhe über x zum Zeitpunkt t_0 (Anfangsbedingung)
- L_x Länge der Transekte
- λ_n = $n\pi/L_x$ mit $n = 1, 2, 3...$

Abbildung 4/12 verdeutlicht das Prinzip der Berechnung der Piezometerhöhe $h(x,t)$ anhand eines schematisierten Fluss-Aue-Querschnitts.

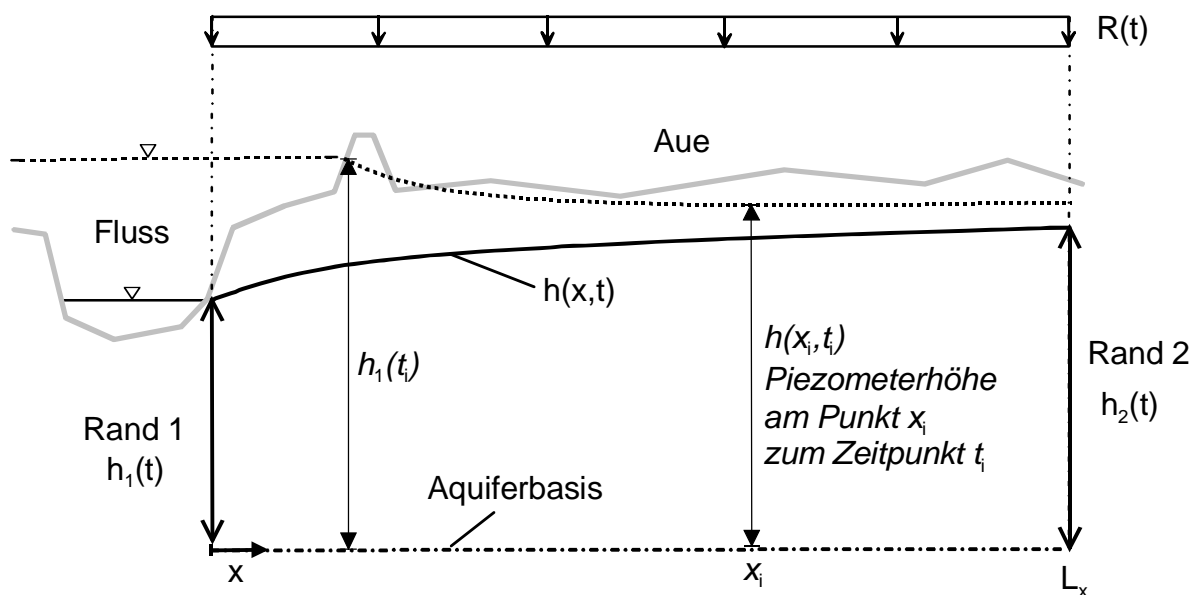


Abbildung 4/12: Prinzipskizze zur Berechnung der Piezometerhöhe $h(x,t)$.

4.4.3 Grundwasserneubildung (Bodenwassermodell)

Der Einfluss der Grundwasserneubildung auf die Grundwasserdynamik im Modellgebiet ist, wie bereits von BUREK & NESTMANN (2002) und BUREK (2003) gezeigt sowie durch eigene Untersuchungen bestätigt wurde (vgl. Kapitel 5.1.2), im Vergleich zur Fluss-Aquifer-Interaktion sehr gering und wird im Rahmen der weiteren Arbeit (Langzeitsimulation) ausgeklammert. Dies vorausgeschickt wird hier nur überblicksartig erläutert, wie die Grundwasserneubildung auf Tagesbasis gekoppelt in der Grundwassermodellierung berücksichtigt werden kann. In Kapitel 6.4 folgen hierzu weitere Überlegungen zur stochastischen Simulation.

Zur Berechnung der täglichen Grundwasserneubildungsrate wählten BUREK & NESTMANN (2002) ein Bodenwasserhaushaltsmodell für vegetationsbedeckte Standorte, für die aufgrund der Ebenheit des Reliefs der Oberflächen- und der oberflächennahe Abfluss vernachlässigt werden kann. Der Ansatz wird durch die folgende Gleichung beschrieben:

$$N = I + E + kA + \Delta S + GN \quad (4.7)$$

mit:	N	Niederschlag
	I	Interzeptionsverlust
	E	aktuelle Evapotranspiration
	kA	kapillarer Aufstieg
	ΔS	Änderung des gespeicherten Bodenwasservorrates
	GN	vertikale Versickerung (Grundwasserneubildung)

Es handelt sich um einen Speicheransatz nach dem Vorbild von HENNING & ZEPP (1992), DISSE (1995) und SCHULLA (1997), der eine Auffüllung des Bodens bis zur Feldkapazität zulässt und darüber hinaus infiltrierenden Niederschlag als Perkulationswasser in das Grundwasser abgibt. Hierfür werden lediglich einfache Kennwerte des Standorts benötigt.

Die einzelnen Glieder der Gleichung werden jeweils als geschlossene Teilprozesse modelliert. Die Interzeption wird über ein statistisches Modell nach HOYNINGEN-HUENE (1982) berechnet. Zur Ermittlung der potenziellen Evapotranspiration wird das Verfahren nach HAUDE verwendet und mit dem Modell von RENGER ET AL. (1974) zur aktuellen Verdunstung weiterverarbeitet. Der kapillare Aufstieg wird mittels Tabellenwerk (nach RENGER ET AL. 1974) modelliert, gegebenenfalls jedoch vernachlässigt, weil der Einfluss auf den Grundwasserspiegel relativ gering ist, während zugleich mögliche Fehler bezogen auf Unsicherheiten im digitalen Geländemodell sehr groß werden können. (weitere Einzelheiten s. BUREK 2003, S. 64ff.)

Da für die analytische Lösung der linearisierten BOUSSINESQ-Gleichung (4.4) nur eine einheitliche Grundwasserneubildungsrate R angenommen werden kann, wird R in jedem Zeitschritt aus mehreren Bodenwasserknotenpunkten entlang der für den aktuellen Knoten geltenden Transekte ermittelt. Je nach Länge der Transekte und Variabilität der örtlichen Randbedingungen (wie Landnutzung) sind dies im Sandauer Gebiet bis zu neun Punkte.

4.4.4 Modellanpassung im Untersuchungsgebiet Sandau

Die Modellparametrisierung wird hier von BUREK & NESTMANN (2002) übernommen. BUREK (2003) beschreibt ausführlich die Prozedur und Güte der Modellanpassung. Die nachfolgende Darstellung beschränkt sich daher auf die für die Nachvollziehbarkeit der Modellanwendung (Langzeitsimulation) wesentlichen Aspekte. Die maßgebenden Modellrandbedingungen sind die täglichen Wasserstände an den Pegelstellen Havelberg-EP/Elbe, Havelberg-Stadt/Havel sowie den Grundwassermessstellen GW2810, GW2853 und GW2910.

4.4.4.1 Räumliche Diskretisierung

Die räumliche Struktur des Grundwassermodells folgt dem Prinzip des maximalen Einflusses der Randbedingungen auf den Grundwasserspiegel am betrachteten Ort bzw. der minimalen Distanz zu den Modellrändern. Abbildung 4/13 zeigt die nach diesem Prinzip gewählte räumliche Diskretisierung mit 409 Knoten. Die Knotenabstände variieren je nach Entfernung zur Elbe und damit erwarteter Dynamik im Grundwasser von 200 m bis 500 m. Die Grafik zeigt auch die Lage der Bezugspunkte der Knoten entlang der Modellränder, wobei diese Bezugspunkte 100m-Abstände besitzen und je nach aktueller Abflusssituation (Überflutungsgrenze) wechseln können. Jeder Knoten wird in der Modellanwendung individuell modelliert, d. h. im jeweils aktuellen Zeitschritt findet keine numerische Iteration über alle Knoten statt. Dadurch ist die Auswahl und Menge (Dichte) der Knoten von Rechenlauf zu Rechenlauf von der Kalibrierung bis zur Anwendung beliebig variierbar. Im einfachsten Fall können Testläufe und Sonderbetrachtungen gezielt an einem Einzelknoten (z. B. Messstelle) durchgeführt werden, so dass der Untersuchungsaufwand gut gesteuert werden kann.

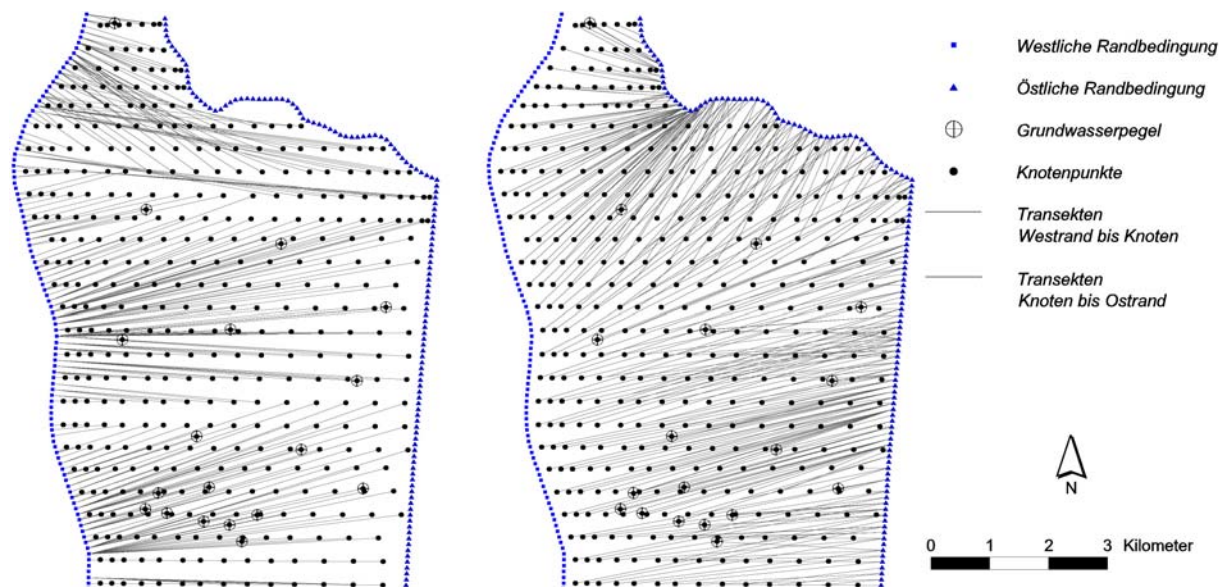


Abbildung 4/13: Räumliche Struktur des Grundwassermodells mit 409 Knoten und zugehörigen Transekten sowie Bezugspunkten am 1. Rand (Elbe, links) und 2. Rand (havelseitig, rechts) nach BUREK & NESTMANN (2002).

4.4.4.2 Modellanpassung und -güte

Das Modell im Untersuchungsgebiet wurde anhand der genannten 19 Grundwasserpegel im Zeitraum 1970-1999 kalibriert, wobei 10 dieser Pegel nur Teile dieses Zeitraums abdecken. Da das Hauptinteresse auf der Beschreibung der langfristigen Dynamik liegt, sollte die Modellgüte vor allem anhand der Wahrung der wichtigsten statistischen Eigenschaften der Zeitreihen beurteilt werden, weniger anhand der getreuen Nachbildung von Einzelzuständen (z. B. Stichtagsmessung einer Grundwasserhöhe). Als Gütemaße zur Beurteilung der Übereinstimmung von Messung und Modell dienen hier: der quadratische Fehler, das Bestimmtheitsmaß und der quadratische Fehler der Dezentile der Dauerlinie, jeweils für alle 19 Grundwassermessstellen und verschiedene Teilzeiträume.

Bei der Kalibrierung des Grundwassermoduls sind für jeden Berechnungsknoten bezogen auf den Untergrund die Durchlässigkeit k_f und der Speicherkoeffizient n_e festzulegen. Ebenso sind die wirksamen Bezugspunkte an der Modellrändern bzw. die Anordnung der Transekten und die wirksame Aquifermächtigkeit entlang dieser Transekten zu ermitteln. Hinzu kommt beim Bodenwassermodul die Mächtigkeit des durchwurzelt Bodenspeichers.

BUREK (2003) zufolge wurden für eine erste Abschätzung der Modellparameter zunächst nur die wichtigsten Eigenschaften (Durchlässigkeits- und Speicherkoeffizient) iterativ in einem physikalisch sinnvollen Rahmen variiert. Hierbei zeigte sich, dass keine Parameterkonstellation existiert, bei der mehrere der genannten Gütemaße gleichzeitig nahe ihres Optimums (der geringsten Modellabweichung) liegen, so dass es keine eindeutig beste und alleinige Lösung gibt. Daher wurde im nächsten Schritt nach einem multiobjektiven generativen Kalibrierungsverfahren (GUPTA ET AL. 1998) – wie der Name besagt – eine möglichst objektive und für mehrere Gütekriterien günstige Lösung gesucht. Folgende 39 Parameter wurden zufällig (5000 mal) variiert: Durchlässigkeits- und Speicherkoeffizient, Höhe der Aquiferbasis und Bezugspunkt am rechten Rand für jeweils 18 Grundwasserpegel sowie die Mächtigkeit des durchwurzelt Bodenspeichers. Es resultierten 183 „quasi gleichwertige“ Parametersätze für die vermeintlich beste Modellanpassung. Unterstützt durch eine Sensitivitätsanalyse und die visuelle Prüfung und Plausibilisierung der Modellergebnisse, auch unter Berücksichtigung der Konsistenz der Messdaten, wählten BUREK & NESTMANN schließlich den Durchlässigkeitsbeiwert ($k_f = 3.5 \cdot 10^{-3}$ m/s) und den Speicherkoeffizient ($n_e = 0.25$) im gesamten Gebiet so, dass das Modellergebnis über alle Grundwasserpegel gesehen optimal ausfällt. Die Transmissivität bzw. Aquifermächtigkeit (vgl. Abbildung 4/7) und die Lage der Transekten wurden für jeden Pegel einzeln ermittelt, so dass die Abweichung von gemessenen und modellierten Ganglinien insgesamt minimal ist.

Die Güte der Modellanpassung lässt sich am Beispiel dreier ausgewählter Grundwasserpegel beurteilen. In Tabelle 4/5 sind für die Messstellen GW2906 (in ca. 1,0 km Entfernung von der Elbe), GW2850 (ca. 2,3 km) und GW2853 (ca. 4,7 km) die Modellparameter und Kennwerte der gemessenen Zeitreihen 1970-1999 sowie des kalibrierten Modells zusammengestellt. Ergänzend hierzu sind Abbildung 4/14 der gemessenen und modellierten Grundwassergangli-

nien geplottet. Man sieht, dass die Dynamik mit zunehmender Entfernung von der Elbe abnimmt. Die zugehörigen Dauerlinien und der Jahresgang sind in Abbildung 4/15 abgebildet. Die Abweichungen der Mess- und Modellwerte auf Tagesbasis lassen sich anhand der Daten des Zeitraums 1988-1995 in Abbildung 4/16 einschätzen.

Tabelle 4/5: Modellparameter dreier Grundwasserpegel und Vergleich Messung-Modell im Zeitraum 1970-1999 (zusammengestellt aus BUREK & NESTMANN 2002).

Parameter		GW2906	GW2850	GW2852
Messstellennummer (STAU Magdeburg)		M32382906	M32382850	M32382852
Entfernung Elbe (abh. v. Wasserstand) [km]		ca. 1.0	ca. 2.3	ca. 4.7
Modellparameter vor/nach Kalibrierung				
Durchlässigkeitskoeffizient [m/s]		0.0030 / 0.0035		
Speicherkoefizient [-]		0.14 / 0.25		
Bezugspunkt am 2. Rand [km]		12.0 / 7.1	1.6 / 2.0	2.4 / 2.6
Aquifersohle [m+NN]		-22.7 / -4.1	-21.7 / -6.3	-21.1 / -14.9
Gütekriterien (in [m+NN] bzw. [m])				
MHW (Mittl. Hochwasser)	Messung	26.50	26.31	25.30
	Modell	26.56	26.33	25.23
Mittelwert	Messung	25.50	25.80	24.94
	Modell	25.51	25.85	24.97
MNW (Mittl. Niedrigwasser)	Messung	24.73	25.32	24.64
	Modell	24.81	25.37	24.68
Standardabweichung	Messung	0.63	0.38	0.26
	Modell	0.66	0.46	0.27
Spannweite Max – Min	Messung	2.98	2.08	1.46
	Modell	3.49	2.11	1.44
Maximaler Fehler $GW_{\text{Mess}} - GW_{\text{Sim}}$ (Datum des Auftretens)		1.41 (22.12.93)	-1.18 (22.04.81)	0.72 (01.04.84)
Mittlerer absoluter Fehler		0.178	0.240	0.125
Mittlerer quadratischer Fehler		0.238	0.323	0.161
Mittl. quadr. Fehler Dauerlinie Summe Dezentile 0, 10, ..., 100 %		0.157	0.092	0.047
Max. abs. Fehler Dauerlinie Summe Dezentile 0, 10, ..., 100 %		0.54	0.35	0.13

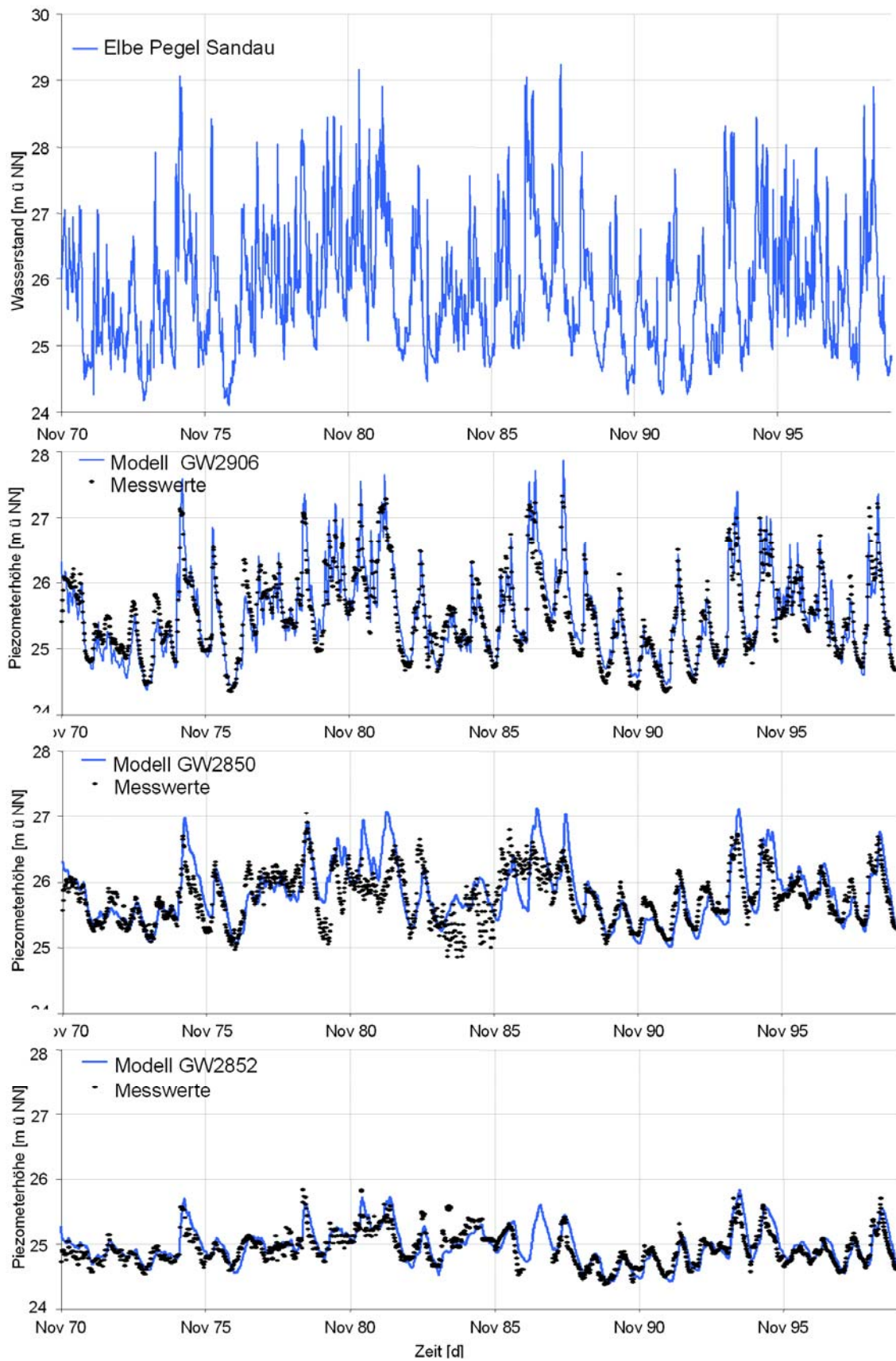


Abbildung 4/14: Ganglinien der Elbe und dreier Grundwasserpegel im Zeitraum 1970-1999: Vergleich von Messung und Modell (BUREK & NESTMANN 2002).

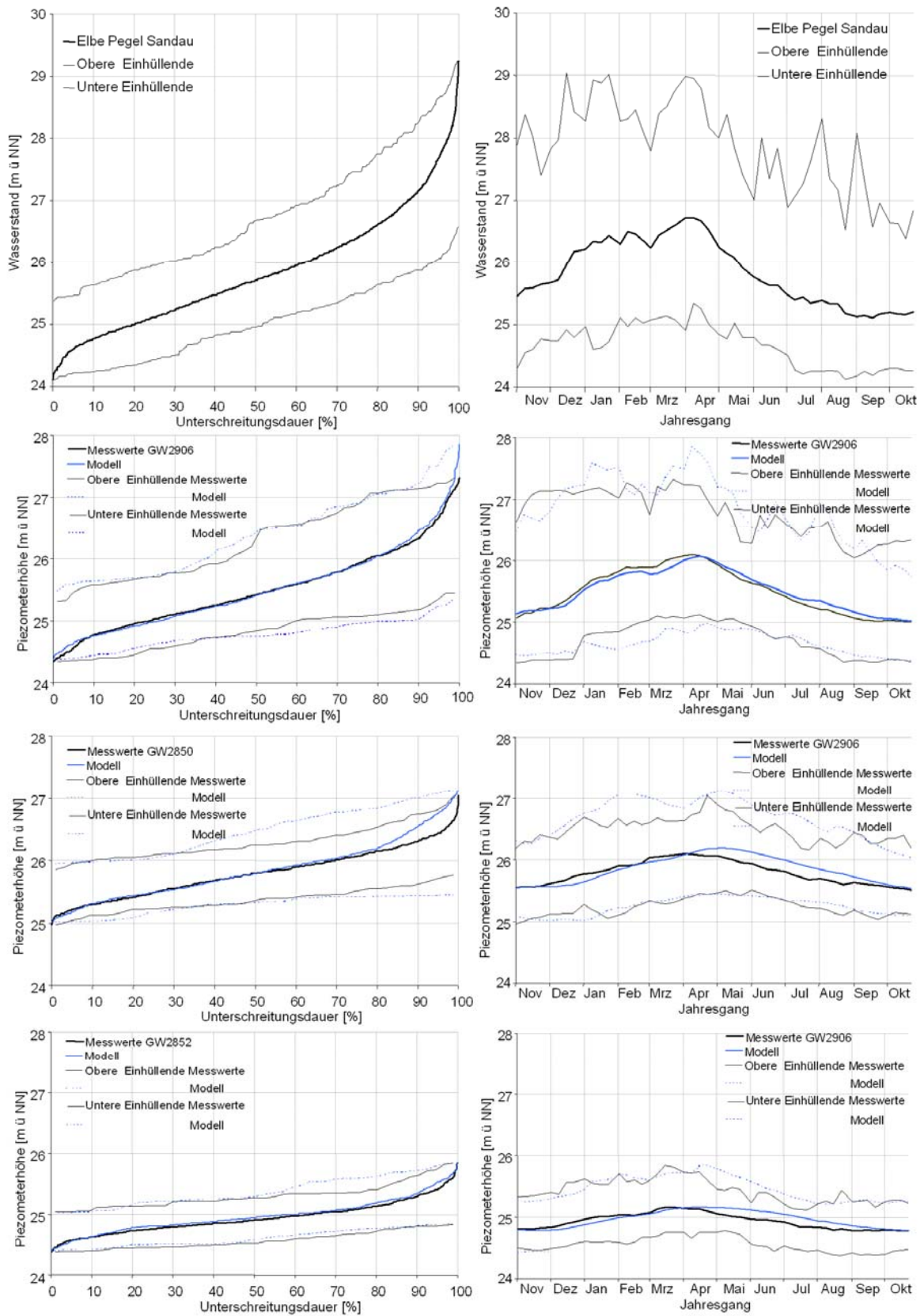


Abbildung 4/15: Dauerlinie und Jahresgang der Elbe und der Grundwasserpegel; Vergleich von Messung und Modell (BUREK & NESTMANN 2002).

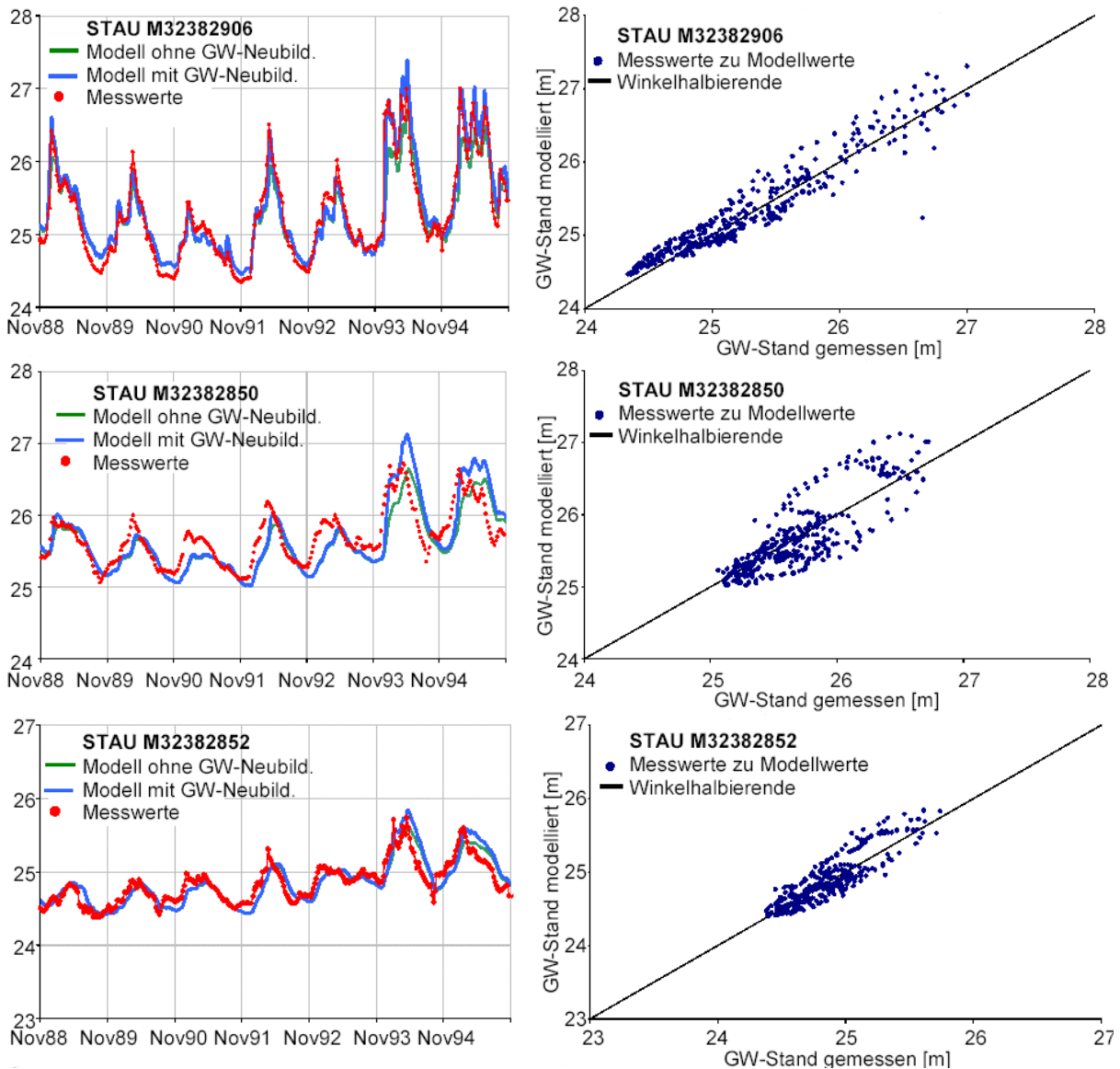


Abbildung 4/16: Vergleich der Mess- und Modellwerte dreier Grundwasserpegel im Zeitraum 1988-1995 (BUREK 2003).

4.4.5 Erweiterte Modellbeurteilung für die weitere Arbeit

Da extreme (hohe/tiefe) Grundwasserstände von besonderer Relevanz für die interessierende Gefährdung der Flächennutzung sind, wird die Modellbeurteilung an dieser Stelle mit einer erweiterten Diagnose zur Abbildung der Dynamik im Extrembereich ergänzt.

Für die Grundwassermessstelle GW2906, für die eine Beobachtungsreihe über den gesamten Zeitraum 1964-1995 vorliegt, wurden beispielhaft die Abweichungen zwischen gemessenen und berechneten jährlichen maximalen Piezometerhöhen analysiert. Um die Ereignisdynamik zu erfassen, wurden Schwellenwerte für verschiedene Überschreitungsdauern („1-7 Tage“, „8-14 Tage“ etc. bis „62-92 Tage“) ausgewertet.

Die analysierten Differenzen zwischen Messung und Modell sind in Abbildung 4/17 als Häufigkeitsverteilungen aufgetragen: es ist ablesbar, dass die Abweichungen der Modell- von den Messwerten unabhängig von der betrachteten Überschreitungsdauer etwa normalverteilt um Null schwanken. Für ca. 60% aller Werte betragen die Abweichungen weniger als ± 20 cm, für ca. 80% weniger als ± 30 cm. Betrachtet man die Schwankungsamplitude der Messreihe von ca. 3,0 m (vgl. Tabelle 4/5) und ergänzend die Tatsache, dass eventuelle lokale Einflüsse auf die Grundwassermaxima (z. B. örtliche Drainagen, Deckschichten) in der Modellierung nicht berücksichtigt wurden, so sind die Abweichungen als gering (gängig) zu bewerten.

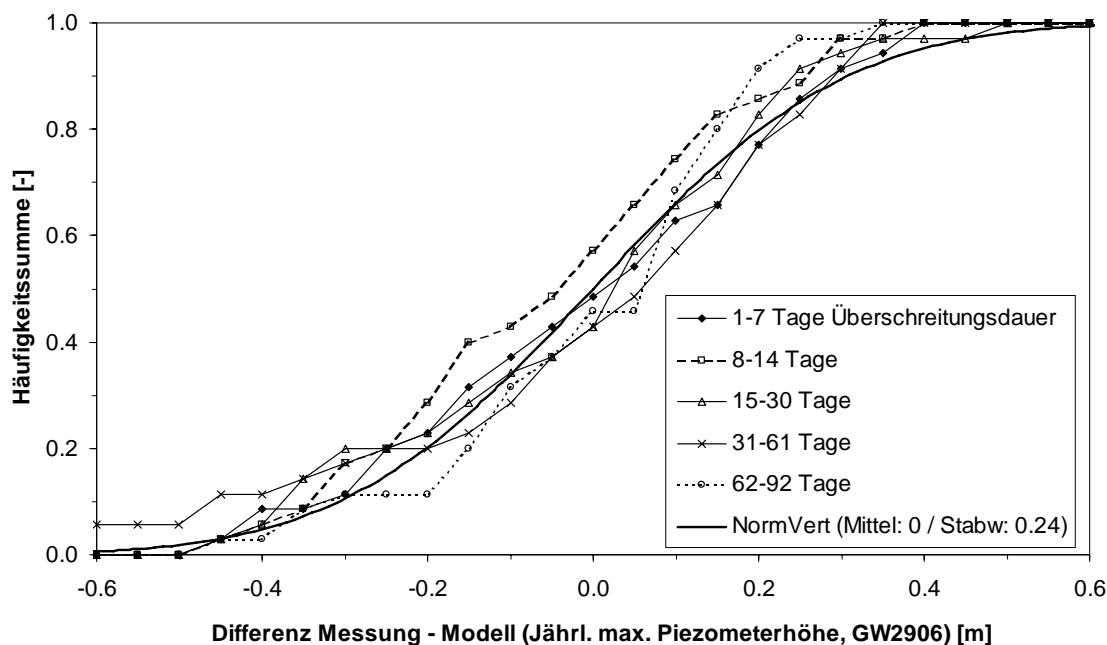


Abbildung 4/17: Abweichungen zwischen gemessenen und berechneten jährlichen maximalen Piezometerhöhen verschiedener Überschreitungsdauern an der Messstelle GW2906 im Zeitraum 1964-1995.

Wie die vorstehenden Ausführungen zeigen, kann mit dem gewählten Modellkonzept nach BUREK & NESTMANN (2002) die Zielgröße der Bewertung – der Grundwasserstand – als dynamischer Prozess in Kopplung mit den Flusswasserständen in guter Näherung nachgebildet werden. Der Untersuchung von BUREK (2003, S. 99 ff) zufolge ist die erzielte Modellgüte zur Reproduktion der statistischen Eigenschaften der langfristigen Grundwasserdynamik an der Elbe vergleichbar der eines numerischen Grundwassermodells. Auf dieser Basis liegt die entscheidende Stärke des Modells im Hinblick auf die Langzeitsimulation vor allem in der analytischen Lösung, die sehr kurze Rechenzeiten ermöglicht (z. B. Berechnung einer 32-jährigen Zeitreihe für das gesamte Modellgebiet in wenigen Minuten auf einem Standard-PC).

5 Modellanwendungen für den Zeitraum 1964-1995 im Hinblick auf die Bedeutung der Dynamik für die weitere Untersuchung

Die Beschreibung der Grundwasserstände in ihrem Schwankungsverhalten in Auen ist eine Grundvoraussetzung, um die mögliche Gefährdung grundwasserabhängiger Komponenten der Biotik überhaupt belastbar bewerten zu können. Die Anforderungen an die Beschreibung der Grundwasserstände (Quantifizierung) sind letztlich aus Sicht der Biotik zu definieren.

In diesem Kapitel wird auf Basis der Grundwassermodellierung im Zeitraum 1964-1995 die Bedeutung der Dynamik unter zwei Aspekten untersucht: zum Einen werden hydrologische Prozesse untersucht, die das dynamische Verhalten im Grundwasser maßgeblich prägen und in der weiteren Untersuchung (Langzeitsimulation) vorrangig abzubilden sind. Zum Anderen werden die Ergebnisse der Grundwassermodellierung in einem GIS (Geoinformationssystem) mit einem Habitatmodell für Auenvegetation gekoppelt, um auszutesten, wie der Einfluss der Dynamik konkret in ökologischen Prognosen berücksichtigt werden kann und gleichzeitig auszuloten, welche Unsicherheiten in der Quantifizierung hiermit verbunden sind.

5.1 Hydrologische Prozesse im Referenzzeitraum 1964-1995

5.1.1 Einfluss der Dauer und Abfolge von Hochwasserereignissen

Die instationäre Reaktion der Grundwasserstände auf die Hochwasserdynamik im Fluss ist in Abbildung 5/1 gut zu erkennen. In der Grafik sind tägliche Elbewasserstände am Pegel Sandau während zwei Hochwasserereignissen (1988, 1994) und die gleichzeitigen Piezometerhöhen in Sandau (Messstelle GW2906, Tageswerte aus Modellrechnung) gegeneinander aufgetragen. Die Instationarität zeigt sich in Form von Hysterese-Schleifen, die darlegen, dass der höchste Grundwasserstand zeitlich erst nach dem Maximalwasserstand im Fluss erreicht wird und das Abklingen nach dem Hochwasser nur sehr langsam vonstatten geht. Im Fall des Ereignisses 1994, das drei aufeinander folgende Teilereignisse (Januar, März, April) mit jeweils etwa zweijährlichen Scheitelabflüssen hatte, erhöhen sich die Grundwasserdruckhöhen mit jedem Teilereignis weiter. Durch die zweite und dritte Welle wird ein Höchststand erreicht, der nur wenige Dezimeter unter dem Höchststand von 1988 liegt, bei welchem jedoch der maximale (rund 20-jährliche) Elbewasserstand um ca. einen Meter höher gelegen hatte.

Das instationäre Verhalten und das Systemgedächtnis des Grundwassers ist entscheidend für das Auftreten extremer Zustände. Dies deckt sich auch mit den Erfahrungen beispielweise in Dresden nach dem Hochwasser vom August 2002: das darauf folgende Hochwasser im Dezember 2002 war deutlich kleiner, führte aber aufgrund der Vorgeschichte örtlich zu ähnlich extremen Grundwasserständen wie zuvor im August 2002 (LFUG 2003).

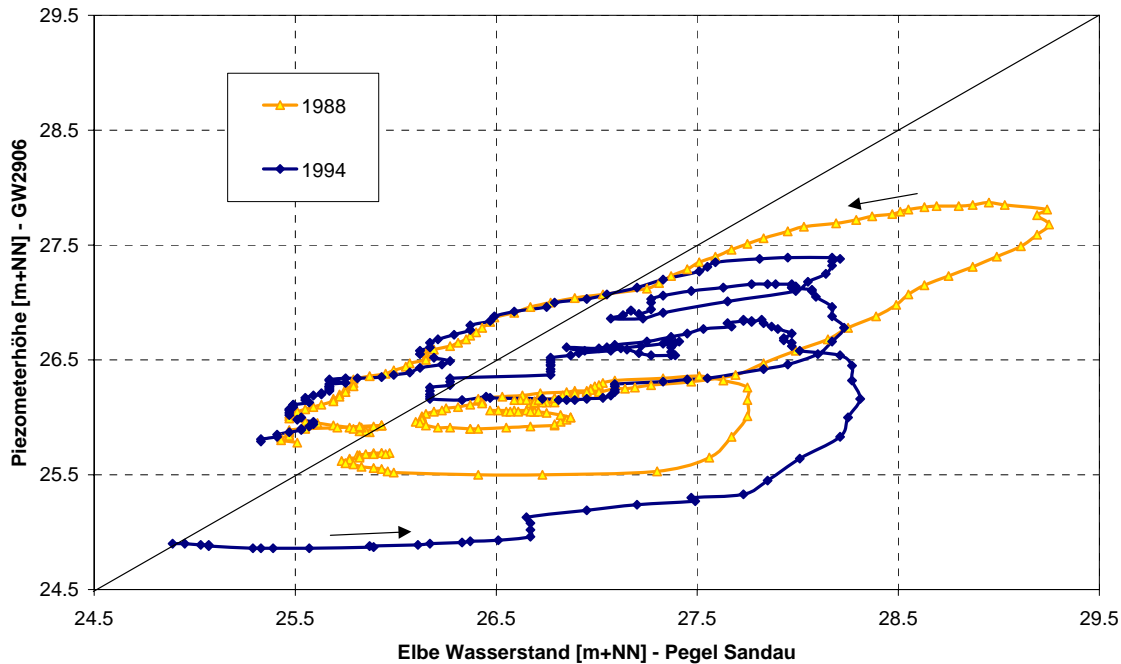


Abbildung 5/1: Verlauf der berechneten täglichen Piezometerhöhen (Messstelle GW2906, Sandau) gegenüber den Elbewasserständen a.P. Sandau während der Hochwasser 1988 (eingipfliges Ereignis) und 1994 (dreigipfliges Ereignis).

Abbildung 5/2 veranschaulicht diese Ereignisabhängigkeit anhand der Gegenüberstellung der jährlichen Scheitelabflüsse der Elbe und der jährlichen maximalen Piezometerhöhen an der Grundwassermessstelle GW2906 im Zeitraum 1964-1995: während die Schwankungsbreite der Piezometerhöhen insgesamt etwa drei Meter umfasst, liegt die ereignisabhängige Variabilität bei etwa einem Meter (ca. 1 km von der Elbe entfernt). Für elbferne Standorte, wie z. B. die Messstelle GW2852 in ca. 4.7 km Entfernung von der Elbe, nimmt diese ereignisabhängige Variabilität relativ betrachtet zu (Abbildung 5/3).

Dies hängt mit der Dauer der Zustände im Oberflächengewässer zusammen. Diese Abhängigkeit von der Ereignisdauer nimmt mit der Entfernung von der Elbe teilweise sogar zu, wie Abbildung 5/4 anhand der maximalen Piezometerhöhen entlang eines ca. 5 km langen Beispielquerschnittes durch das Modellgebiet in vier Jahren mit unterschiedlichen Ereignisdauern verdeutlicht (räumliche Lage dieses Querschnittes: ab Deich bei Elbe-km 413.3 in westöstlicher Richtung). Es fällt auf, dass der maximale Elbewasserstand am linken Rand in drei der vier Jahre (1968, 1994, 1995) nahezu gleich hoch lag, während die zugehörigen maximalen Piezometerhöhen bereits in etwa 1 km Entfernung vom Deich um mehr als einen halben Meter differieren. Umgekehrt lagen die maximalen Piezometerhöhen beim größeren Hochwasser 1988 in größerer Entfernung vom Fluss unter denen der anderen Jahre. Vergleicht man dieses Bild (Abbildung 5/4) mit den Abflussdauerlinien der Elbe dieser Jahre in Abbildung 5/5, so zeigt sich eine interessante Parallelität der Verhältnisse.

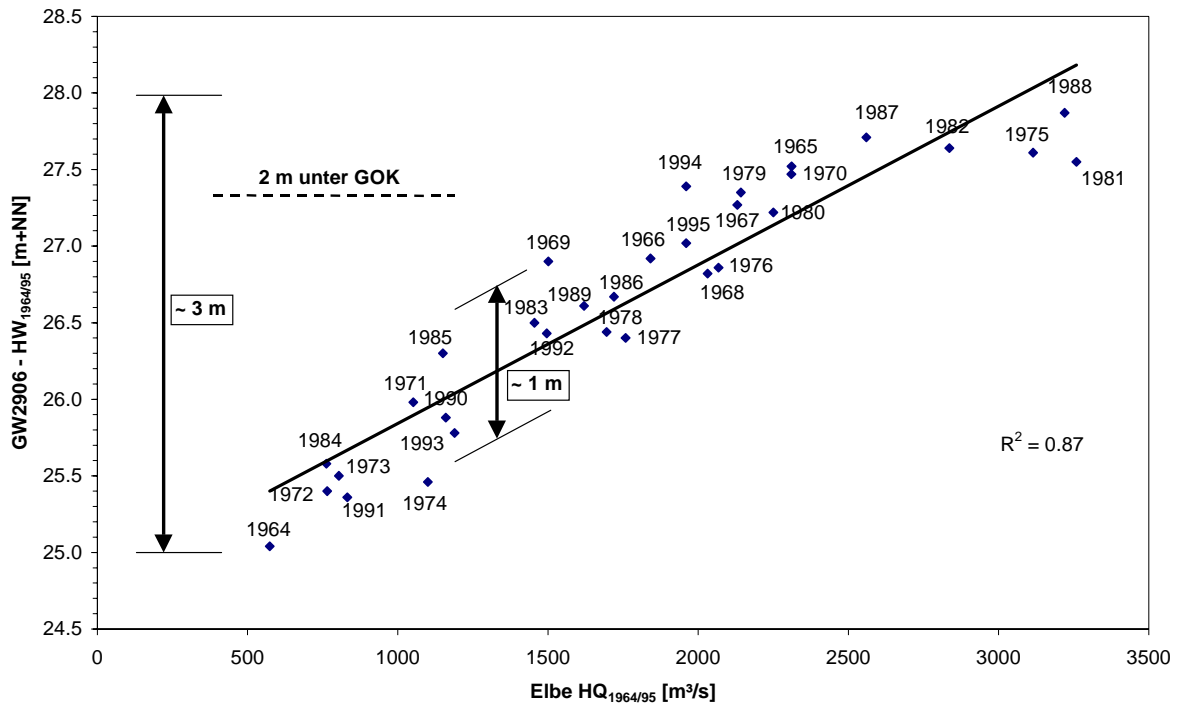


Abbildung 5/2: Vergleich der berechneten maximalen jährlichen Piezometerhöhen an der Messstelle GW2906 (Sandau, ca. 1 km von der Elbe entfernt) gegenüber den jährlichen Scheitelabflüssen der Elbe 1964-1995.

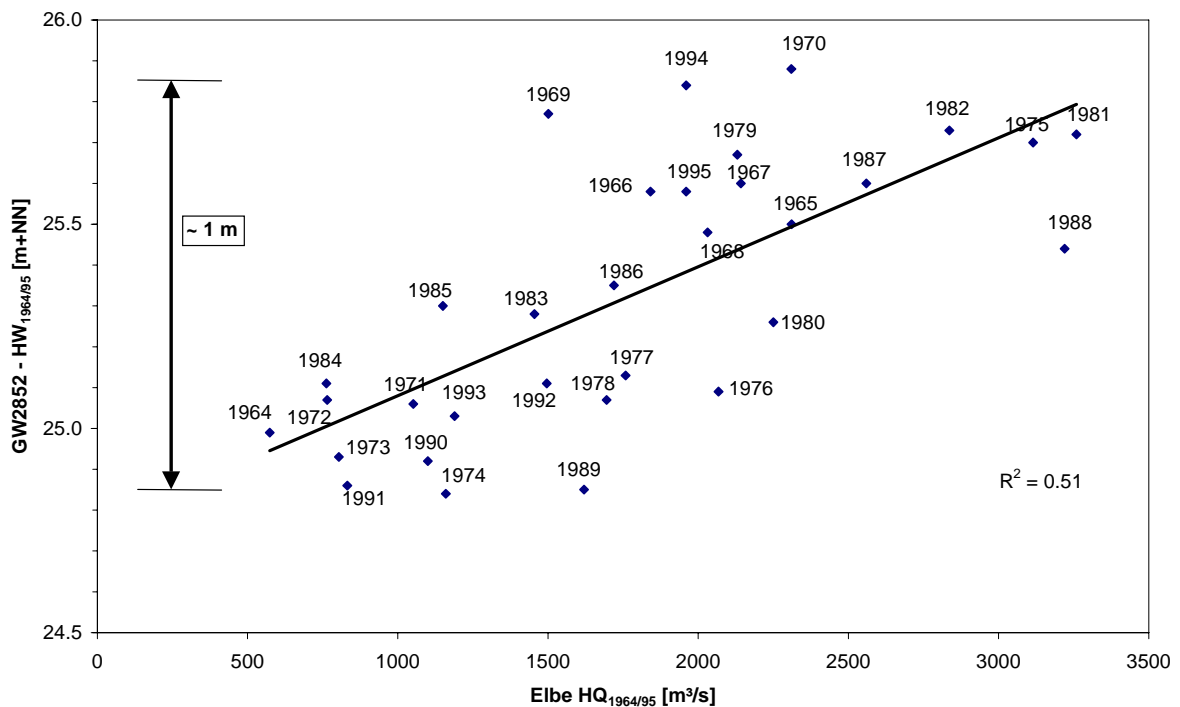


Abbildung 5/3: Vergleich der berechneten maximalen jährlichen Piezometerhöhen an der Messstelle GW2852 (ca. 4.7 km von der Elbe entfernt) gegenüber den jährlichen Scheitelabflüssen der Elbe 1964-1995.

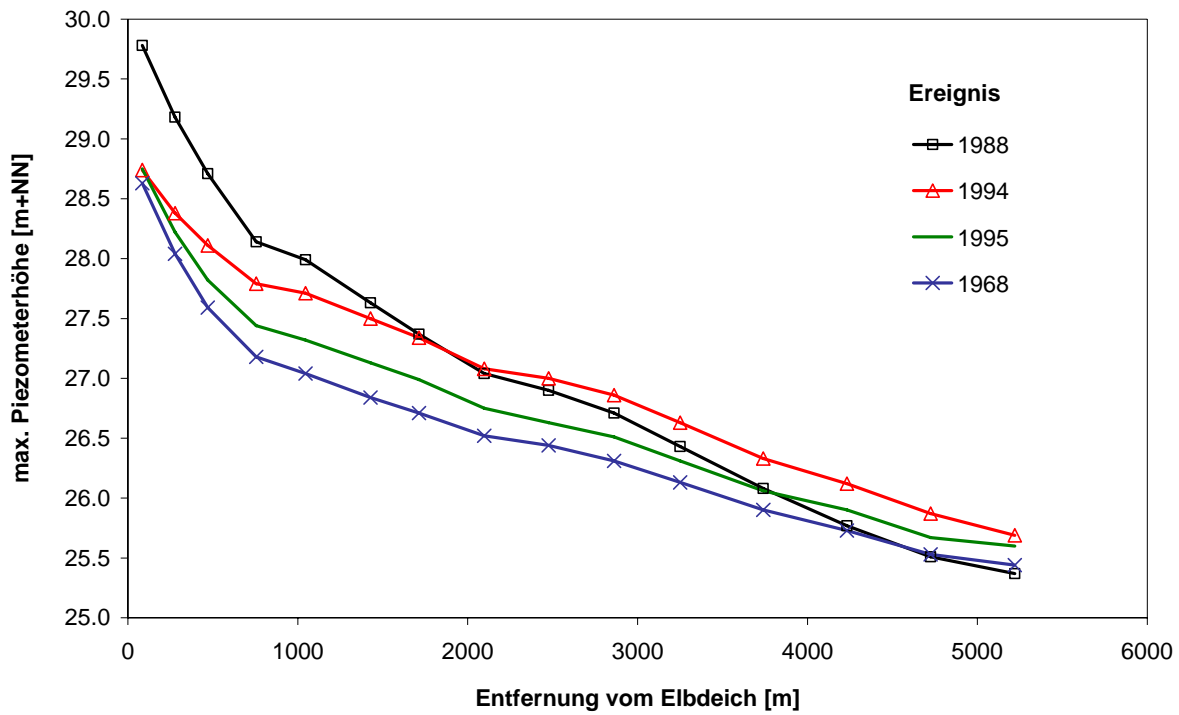


Abbildung 5/4: Vergleich der berechneten maximalen Piezometerhöhen in vier Einzeljahren entlang eines Geländequerschnittes (Lage der Querschnittes: ab Deich bei Elbe-km 413.3 in westöstlicher Richtung).

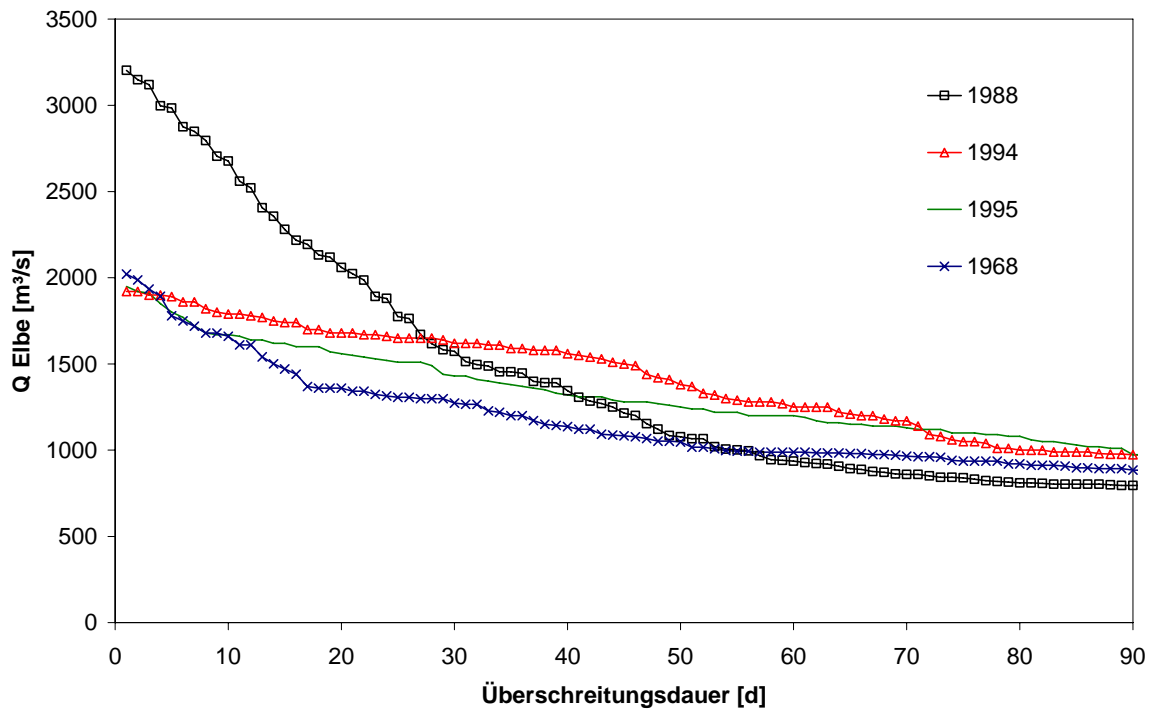


Abbildung 5/5: Abflussdauerlinie am Pegel Tangermünde der vier Jahre in Abbildung 5/4.

Der Einfluss der Dauer wird in Abbildung 5/6 und Abbildung 5/7 noch deutlicher, in denen die jährlichen Grundwasserhöchststände an den beiden Messstellen GW2906 und GW2852 gegenüber den 5- bzw. 10%-Quantilen der Jahresabflussdauerlinien 1964-1995 der Elbe (d. h. den an 18 bzw. an 36 Tagen pro Jahr überschrittenen Abflüssen) aufgetragen sind. Es ergeben sich hier um 5 bis 25 % höhere Bestimmtheitsmaße als bei Verwendung der Scheitelabflüsse der Elbe (zum Vergleich siehe Abbildung 5/2 und Abbildung 5/3: mit der Entfernung zur Elbe zunehmende Verbesserung von R^2 von 0,87 auf 0,93 bzw. von 0,51 auf 0,76 respektive). Es ist anzunehmen, dass durch ein systematisches Ausloten des Einflusses der Entfernung zum Vorfluter und der Dauer, vor allem bei Verwendung ereignisspezifischer Größen, eine weitere Verbesserung des statistischen Zusammenhangs zwischen Elbeabflüssen und lokalen Grundwasserhöchstständen möglich ist.

Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass die Ereignisdauer ursächlich das Auftreten extremer Grundwasserstände mit bestimmt. Dies gilt nicht nur für Hochwasserstände, sondern in einem verstärktem Maß auch die Niedrigwasserstände infolge langer Trockenperioden.

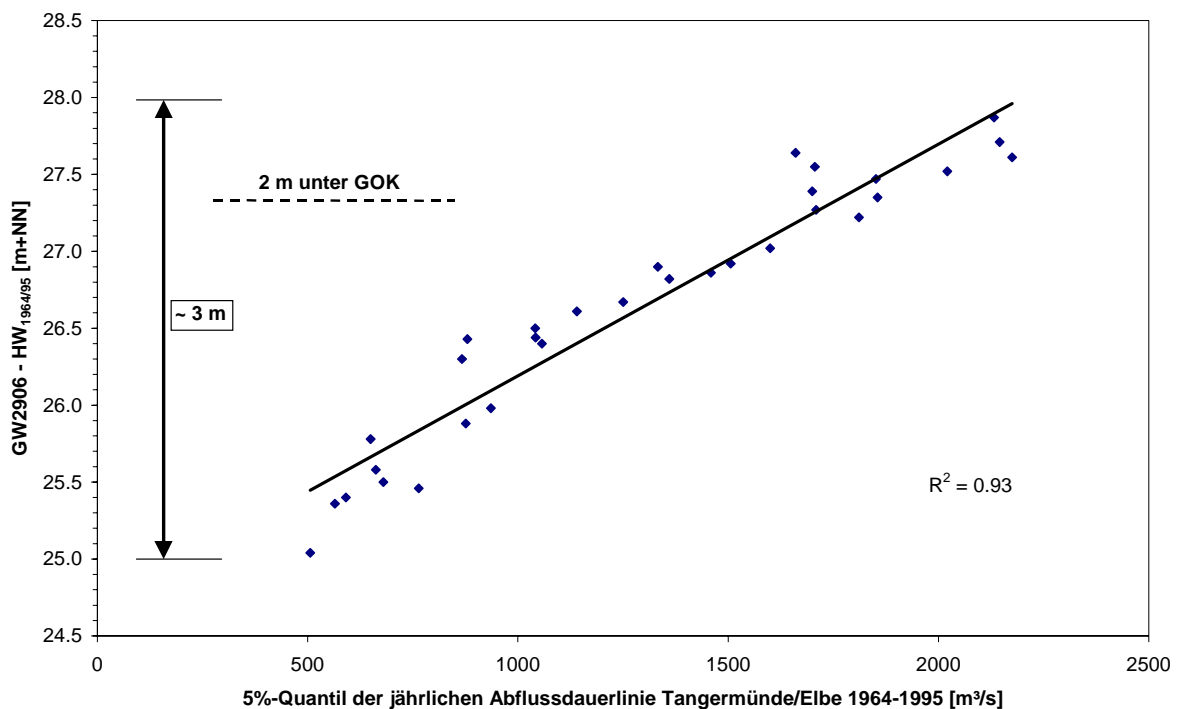


Abbildung 5/6: Vergleich der berechneten maximalen jährlichen Piezometerhöhen an der Messstelle GW2906 (Sandau, ca. 1 km von der Elbe entfernt) gegenüber dem 5%-Quantil der jährlichen Abflussdauerlinie 1964-1995.

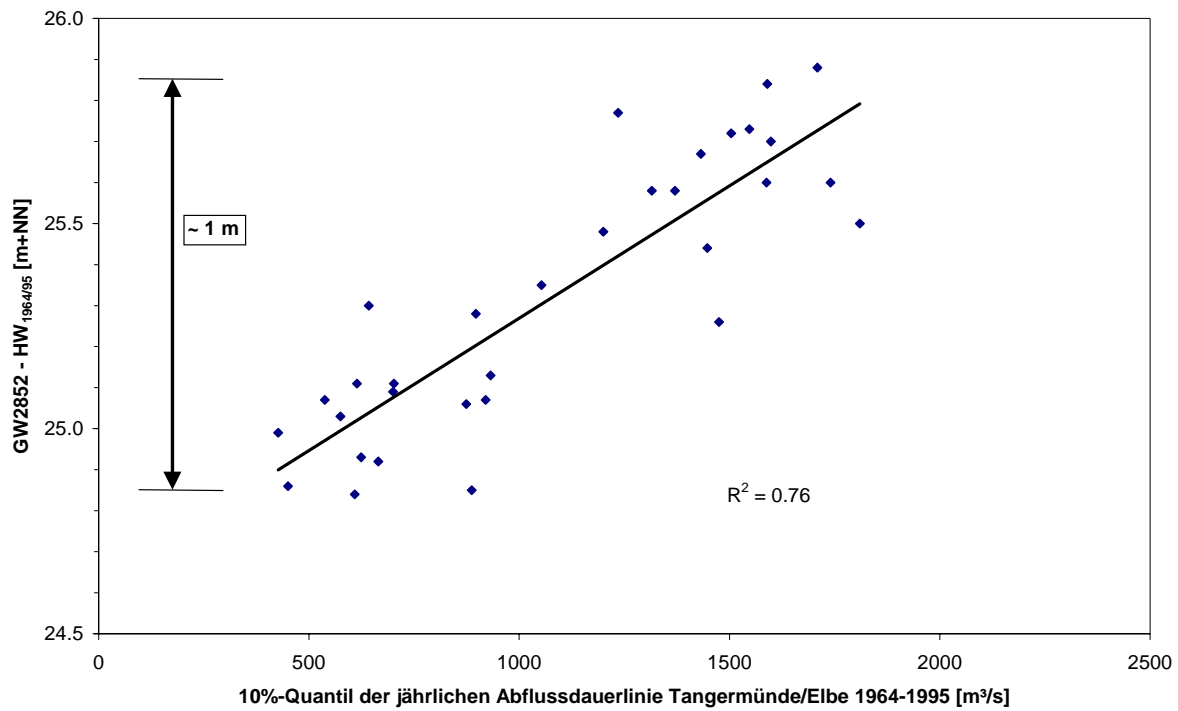


Abbildung 5/7: Vergleich der berechneten maximalen jährlichen Piezometerhöhen an der Messstelle GW2852 (ca. 4.7 km von der Elbe entfernt) gegenüber dem 10%-Quantil der jährlichen Abflussdauerlinie 1964-1995.

5.1.2 Einfluss der Grundwasserneubildung aus der ungesättigten Zone

Der Einfluss der Grundwasserneubildung aus Niederschlägen auf die Grundwasserdynamik im Modellgebiet kann identifiziert werden, indem das Bodenwassermodell (Kapitel 4.4.3) in der gekoppelten Grundwassermodellierung wahlweise an- oder abgeschaltet wird.

Jährliche Grundwasserneubildung

Der Einfluss der Grundwasserneubildung wird anhand der Unterschiede zwischen den Berechnungsergebnissen mit und ohne Bodenwasserhaushaltsmodell in Abbildung 5/8 ersichtlich. Es bestätigt sich, hier am Beispiel der mittleren jährlichen Grundwasserstände und der zugehörigen Standardabweichungen an der Messstelle GW2850, dass die Grundwasserdynamik im Wesentlichen von der Interaktion mit den Oberflächengewässern dominiert wird.

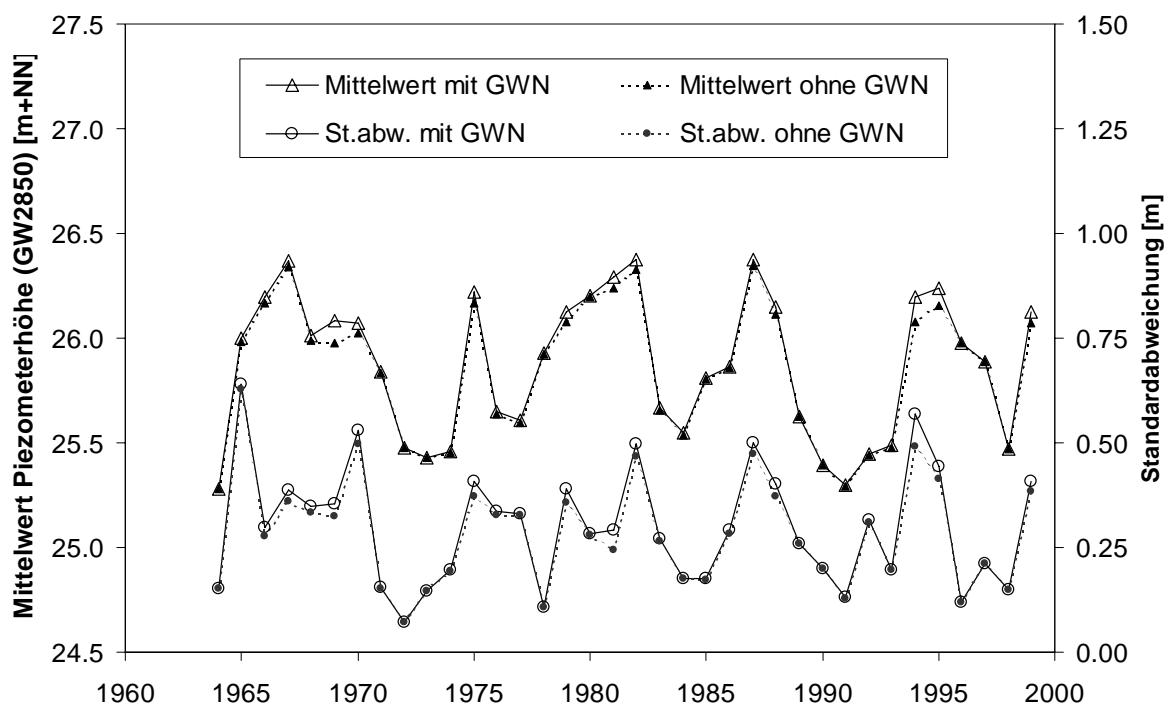


Abbildung 5/8: Mittlere jährliche Piezometerhöhen und zugehörige Standardabweichungen im Zeitraum 1964-1999 an der Messstelle GW2850 aus Modellrechnung mit und ohne Grundwasserneubildungsanteil (GWN).

Langjährig betrachtet beträgt die jährliche Grundwasserneubildungsrate im Modellgebiet im Mittel etwa 50 mm (mittlerer Jahresniederschlag 1964-1995: 532 mm, Station Havelberg). Sie kann in niederschlagsreichen Jahren (z. B. 1994) Werte von bis zu über 200 mm erreichen, die jedoch insbesondere für die Grundwasserhochstände nur von geringer Bedeutung sind, da sie hydrologisch nicht konzentriert mit Hochwasserständen zusammenfallen (s.u.).

Einfluss auf die Extremwerte (hohe Grundwasserstände)

Abbildung 5/9 zeigt am Beispiel der Messstelle GW2852 den Grundwasserneubildungseinfluss auf die jährlichen maximalen Piezometerhöhen auf. In der Grafik ist anhand der statistischen Verteilung der ereignisbezogenen Versickerungsmengen zu erkennen, dass ihr Einfluss auf die Grundwasserhochstände in etwa 9 von 10 Jahren unter 10 cm liegt. Dies liegt in der Größenordnung noch unter den typischen Unsicherheiten in diesem Extrembereich.

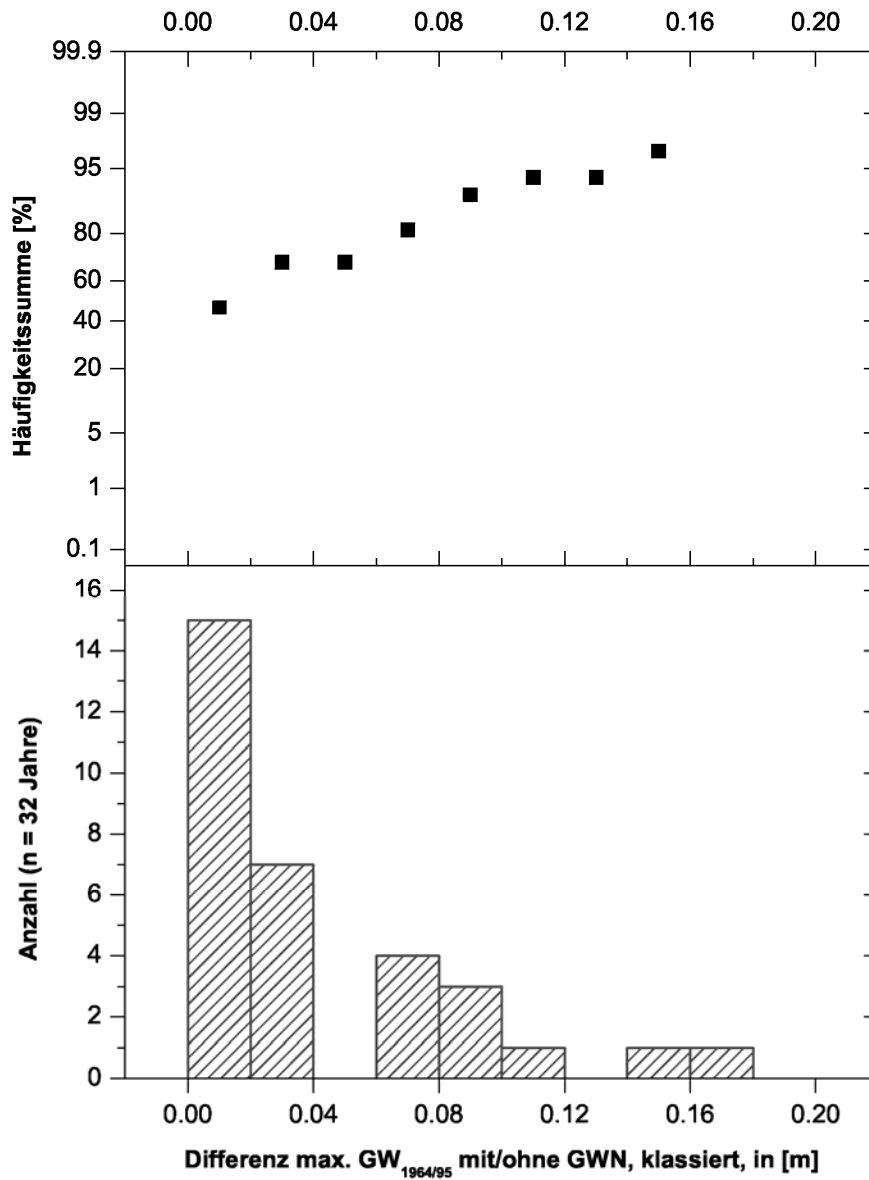


Abbildung 5/9: *Statistische Verteilung des Grundwasserneubildungseinflusses bezogen auf die jährlichen maximalen Piezometerhöhen im Zeitraum 1964-1995 an der Messstelle GW2852 (aus Modellrechnung).*

5.2 GIS-basierte Kopplung mit einem Habitatmodell (Beispiel Auengrünland)

Wie in Kapitel 2 diskutiert, gewinnen Habitatmodelle im Bereich der ökologischen Forschung und des Naturschutzes zunehmend an Bedeutung (hiermit sind in erweitertem Sinne auch populationsdynamische Modelle angesprochen). Sie sind hier unter folgendem Aspekt von speziellem Interesse: mit ihrem Ziel, Beziehungen zwischen Organismen und Umweltparametern zu quantifizieren, eröffnen sie die Chance einer integrierten Betrachtung des Systems „Fluss-*au*“ im Sinne einer schlüssigen Quantifizierung von der Flussdynamik als standortprägendem Element bis zu damit verbundenen biotischen Zuständen und Entwicklungen.

Mit dem Einsatz von Habitatmodellen können im vorliegenden Kontext zwei Ziele verfolgt werden: einerseits deren praktische Anwendung z. B. für die Prognose und Bewertung der ökologischen Auswirkungen von Grundwasserstandsänderungen durch wasserwirtschaftliche Maßnahmen. Andererseits setzen solche Anwendungen die Integration unterschiedlichster Informationen voraus, d. h. die Kopplung von Daten und Modellkomponenten der Abiotik und Biotik, die häufig unabhängig voneinander erarbeitet wurden und ggf. gezielt aufeinander abzustimmen sind. Hier besteht ein wichtiges Ziel und erheblicher Bedarf interdisziplinärer Forschung und Zusammenarbeit.

Geht man also beispielsweise von der Annahme aus, dass die Habitatqualität in der *Aue* von der Dynamik der Grundwasserstände bestimmt wird, stellt sich auf beiden Seiten (Abiotik und Biotik) konkret die Frage, wie diese Dynamik geeignet zu parametrisieren ist, um zu einer quantitativ abgesicherten Bewertung zu gelangen. Dieser Frage wird in der nachstehenden Beispieluntersuchung nachgegangen, indem das in Kapitel 2 erwähnte Habitatmodell nach LEYER (2002) für den Vegetationstyp „*Flutrasen*“ (Abbildung 2/2) testweise mit den Modellergebnissen zur Fluss- und Grundwasserdynamik gem. Kapitel 4 gekoppelt wird. Ziel ist hier ausdrücklich nicht die Prognose der Habitateignung für den konkreten Untersuchungsraum bzw. für ein bestimmtes Szenario. Im Vordergrund des Interesses steht, die Möglichkeiten der Modellkopplung an der Schnittstelle zur Biotik technisch auszuloten und die mit der Dynamik der hydrologischen Parameter verbundenen Unsicherheiten der Prognose zu beleuchten.

5.2.1 Methodik

Das verwendete Habitatmodell von LEYER (2002) basiert auf Analysen zum Vorkommen von *Auengrünland*-Arten an 206 Standorten entlang eines ca. 80 km langen Streckenabschnitts der Mittleren Elbe. Das Modell beschreibt den statistischen Zusammenhang zwischen dem Vorkommen des Vegetationstyps „*Flutrasen*“ und dem Mittelwert sowie der Standardabweichung der täglichen Grundwasserflurabstände (bzw. bei Überflutung der Überflutungshöhen) im zugrunde liegenden Beobachtungszeitraum. Liegen diese hydrologischen Parameter für einen interessierenden Raum vor, kann mit dem Modell die örtliche Vorkommenswahrscheinlichkeit (potenzielle Habitateignung) für den genannten Vegetationstyp prognostiziert werden.

In der vorliegenden Untersuchung wurde das Habitatmodell im GIS auf der Grundlage eines hochauflösten digitalen Geländemodells (Laserscannerbefliegung, vgl. Kapitel 4.1.4) mit den Ergebnissen der Fluss- und Grundwasserstandsmodellierung (Kapitel 4) gekoppelt, um flächenhafte Analysen zu ermöglichen (z. B. Karte der potenziellen Habitateignung).

Als Testgebiet wurde ein Vorlandgebiet nördlich von Sandau (Möwenwerder, rechtselbisch bei Elbe-km 420-421) gewählt, welches von LEYER (2002) nicht beprobt wurde. Es wurde in erster Näherung angenommen, dass die Übertragbarkeit des Habitatmodells auf das Testgebiet und die zugrunde liegenden hydrologischen Zeitreihen gegeben ist⁹. Für eine vorläufige Beurteilung der Modellergebnisse, d. h. der prognostizierten Habitateignung in ihrer räumlichen Verteilung, steht eine Vegetations- und Biototypenkartierung (TRIOPS 2001) zur Verfügung. Nach dieser Kartierung und den ergänzenden Beschreibungen von BAUFELD (2005) kommen im betrachteten Vorlandbereich Flutrasen-Gesellschaften vor allem in Senken und Flutmulden vor. Spezifische Beobachtungsdaten aus dem Testgebiet (Vegetationsaufnahmen, Fluss- und Grundwasserstandsmessungen) liegen nicht vor.

5.2.2 Ergebnisse und Diskussion der Modellkopplung

Die im Ergebnis dieser Modellkopplung prognostizierte Habitateignung für Flutrasen in ihrer räumlichen Verteilung ist in Abbildung 5/10 dargestellt. Das Modellergebnis zeigt eine plausible räumliche Übereinstimmung mit dem ebenfalls dargestellten realen Flutrasenvorkommen (gem. Kartierung von TRIOPS 2001, schraffierte Flächen in Abbildung 5/10): das kartierte Vorkommen liegt praktisch vollständig in Bereichen hoher Vorkommenswahrscheinlichkeiten (Flächen mit dunkler Einfärbung). Wie im GIS ausgewertet wurde, wird für ca. 75 % des kartierten Flutrasenflächen eine Vorkommenswahrscheinlichkeit von 0.8 bis 1.0 prognostiziert.

Für die Plausibilität der in Abbildung 5/10 gezeigten Modellergebnisse sprechen weiterhin folgende Aspekte. So folgt aus der Prognose einer bestimmten Habitateignung nicht zwangsläufig, dass ein Standort auch aus Sicht der Biotik ein geeigneter Standort ist, auch wenn laut Modell die abiotischen Anforderungen optimal erfüllt sein mögen (z. B. weil dort bereits ein anderer Vegetationstyp vorherrscht). Folgerichtig muss die Flächenausdehnung der Prognose größer sein als das kartierte Vorkommen. Auch ist zu beachten, dass das in Abbildung 5/10 dargestellte Flutrasen-Vorkommen prinzipiell nicht flächenscharf interpretiert werden kann, da Flächengrenzen zwischen verschiedenen Vegetationstypen gemäß der Kartierungsmethoden (Luftbildauswertung, Begehungen) nur näherungsweise erfasst sind und zudem Flutrasenverwandte Artengesellschaften hier nicht dargestellt sind.

⁹ Zur Beurteilung der Übertragbarkeit des Habitatmodells wird auf die Originalarbeit von LEYER (2002) verwiesen. SCHOLZ ET AL. (2005) stellen zur raumzeitlichen Übertragbarkeit der Habitatmodelle aus der BMBF Elbe-Ökologie Forschung fest, dass deren Validierung als nicht abgeschlossen angesehen werden kann.

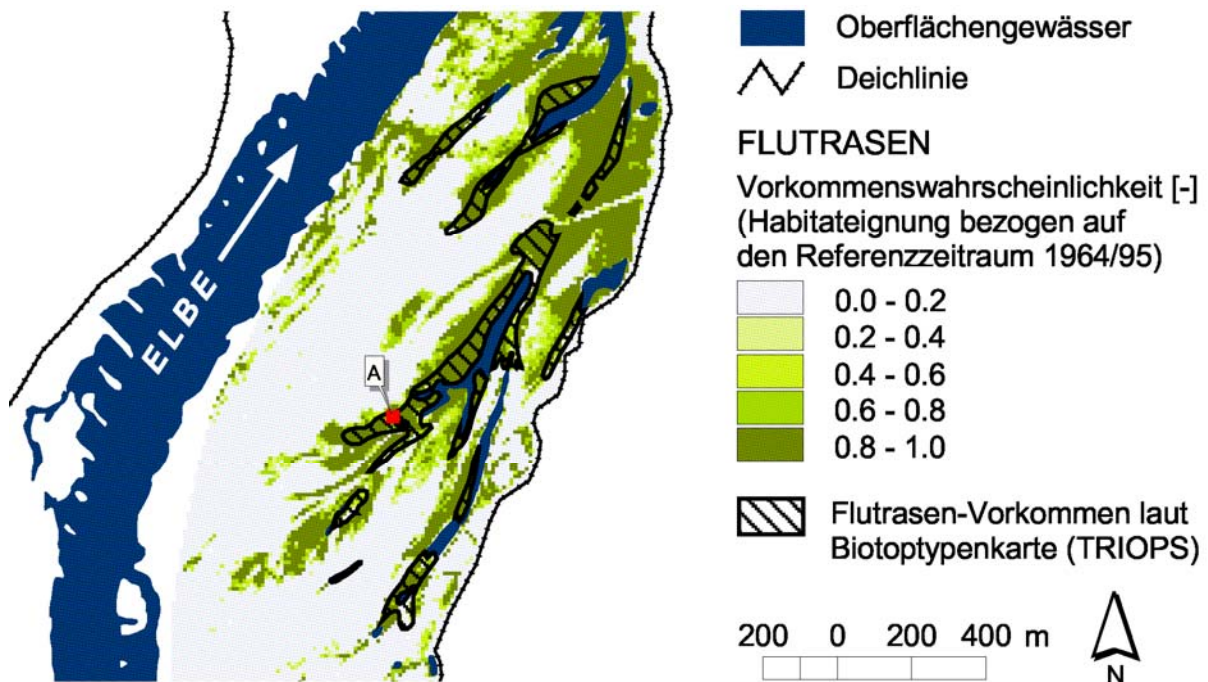


Abbildung 5/10: Karte der Vorkommenswahrscheinlichkeit für Flutrasen im Elbevorland (Modellrechnung basierend auf Referenzzeitraum 1964-1995) im Vergleich zum realen Flutrasen-Vorkommen gem. Biotoptypenkarte (TRIOPS 2001).

Für die Interpretation ist ferner von Bedeutung, dass die Parameters des Habitatmodells von LEYER (2002) auf den hydrologischen Bedingungen des Zeitraum 1997-1998 basieren, der sich vom Zeitraum der Modellanwendung (1964-1995) hier unterscheidet. Der Unterschied zwischen den genannten Zeiträumen beträgt bezogen auf die für das Habitatmodell relevanten Kennwerte (Mittelwert und Standardabweichung der Flurabstände) jeweils ca. 5-10 cm: der Zeitraum 1964-1995 war vergleichsweise nasser und über die Länge des Zeitraums auch variabler als 1997-1998 (geringere mittlere Flurabstände, größere Standardabweichungen, näheres s. u.), so dass die Schätzung der Habitateignung diesbezüglich beeinflusst ist. Hieraus folgt, dass für die weitere Interpretation und ggf. erforderliche Verbesserung des Modellergebnisses zunächst interdisziplinär zu klären ist, welche hydrologische Zeitreihe das kartierte Vegetationsvorkommen am ehesten erklärt bzw. der Prognose zugrunde zu legen ist.

Aus vorstehenden Ausführungen kann gefolgert werden, dass die Modellkopplung in erster Näherung zu plausiblen Ergebnissen führt und damit das Konzept der Modellierung der gesamten Wirkungskette von der Abfluss- bis zur Grundwasserdynamik in seiner Relevanz für die Biotik insgesamt bestätigt. Zur weiteren Validierung der Modellergebnisse bezogen auf diesen konkreten Raum und entsprechenden Verbesserung des gesamten Modellkonzepts sind interdisziplinäre Abstimmungen und zusätzliche Datenerhebungen insbesondere zur Biotik erforderlich. Für die weitere Untersuchung wird auf dem vorläufig erzielten Stand aufgebaut.

5.2.3 Sensivität der prognostizierten Habitatevergnung hinsichtlich der hydrologischen Variabilität

Wie im vorangegangenen Abschnitt diskutiert, hängt die Prognose der Habitatevergnung stark von der Wahl des Bezugszeitraums ab: andere Zeiträume als der hier gewählte Referenzzeitraum 1964-1995 führen entsprechend der Variabilität der hydrologischen Eigenschaften ggf. zu anderen Prognoseergebnissen.

Um die Sensivität (Unsicherheit) der Prognose hinsichtlich der Variabilität der hydrologischen Eingangsgrößen quantitativ einschätzen zu können, wurde die vorliegende Beispielrechnung für verschiedene Bezugszeiträume wiederholt. Zum Einen wurde das Zeitfenster variiert, indem innerhalb des Zeitraums 1964-1995 jeweils 1-, 5- und 10-jährige Teilreihen gebildet und ausgewertet wurden. Zum Anderen wurde der Zeitraum 1997-1998, welcher der Entwicklung des Habitatmodells zugrunde liegt, vergleichend untersucht.

Die Auswertung ergab eine beachtliche Streuung der hydrologischen Kennwerte in den angesprochenen Bezugszeiträumen: Abbildung 5/11 zeigt exemplarisch die Wertepaare „Mittelwert und Standardabweichung der Flurabstände“ an einem beliebig ausgewählten Flutrasenstandort im Elbevorland (Lage siehe Abbildung 5/10). Die Bandbreite der mittleren Flurabstände an diesem Standort beträgt bei den Jahreswerten im Zeitraum 1964-1995 knapp zwei Meter, bei den 5-jährigen Teilreihen ca. 90 cm und bei den 10-jährigen Teilreihen ca. 40 cm. Auch die Standardabweichung schwankt deutlich erkennbar, z. B. bei den 5-jährigen Teilreihen um ca. 40 cm, bei den 10-jährigen Teilreihen noch um mehr als 10 cm. Dagegen weichen die Kennwerte der Zeiträume 1964-1995 (Referenzzeitraum) und 1997-1998 (Datenbasis des Habitatmodells) nur in relativ geringem Maß voneinander ab. Daher ist zu hinterfragen, ob die in Abbildung 5/10 dargestellte Prognose nur ein quasi zufälliges Produkt relativ ähnlicher hydrologischer Randbedingungen in den verschiedenen Modellierungsgrundlagen ist.

Die Kennwerte der 1-, 5- und 10-jährigen Teilreihen am Standort „A“ führen bei Anwendung des Habitatmodells zu einer Variation der Vorkommenswahrscheinlichkeit für Flutrasen (p) im gesamten Wertebereich von 0 bis 1 (Abbildung 5/12). Ergänzend sind die Einzelwerte für die Zeitreihen 1964-1995 und 1997-1998 ($p = 0.97$ resp. 0.76) als gestrichelte Linien mit eingetragen. Wie aus Abbildung 5/12 abgelesen werden kann, nimmt die hydrologisch bedingte Unsicherheit der Prognose mit zunehmender Reihenzahl ab. Beispielsweise liegen die prognostizierten Vorkommenswahrscheinlichkeiten p für 53% der Jahreswerte im Zeitraum 1964-1995 im Bereich $p < 0.6$, während dies nur bei 29 % der 5-jährigen Teilreihen bzw. 22 % der 10-jährigen Teilreihen der Fall ist. Es ist daher im Einzelfall gezielt zu hinterfragen, welche Zeitreihe der Modellentwicklung und der Modellanwendung zugrunde gelegt wird. Zugleich liegt hier ein Ansatzpunkt der weiterführenden Beurteilung und systematischen Verbesserung der Modelle.

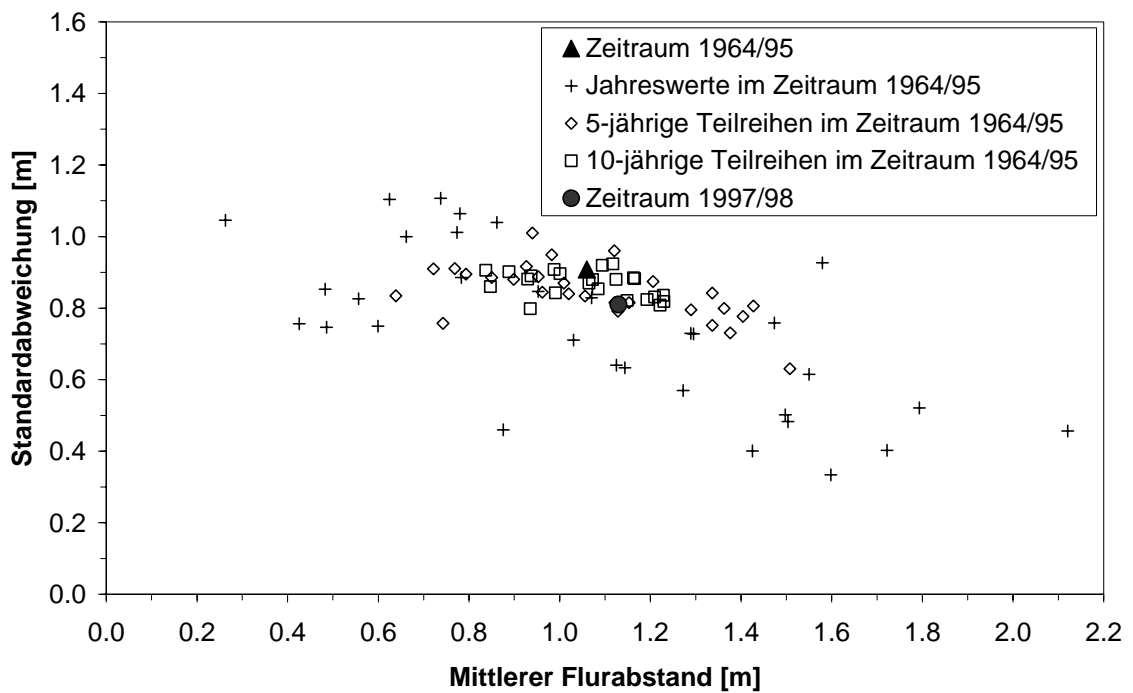


Abbildung 5/11: Variabilität des Mittelwerts und der Standardabweichung der Flurabstände am Standort „A“ im Elbevorland in verschiedenen Beobachtungszeiträumen (zur Lage des Standortes vgl. Abbildung 5/10).

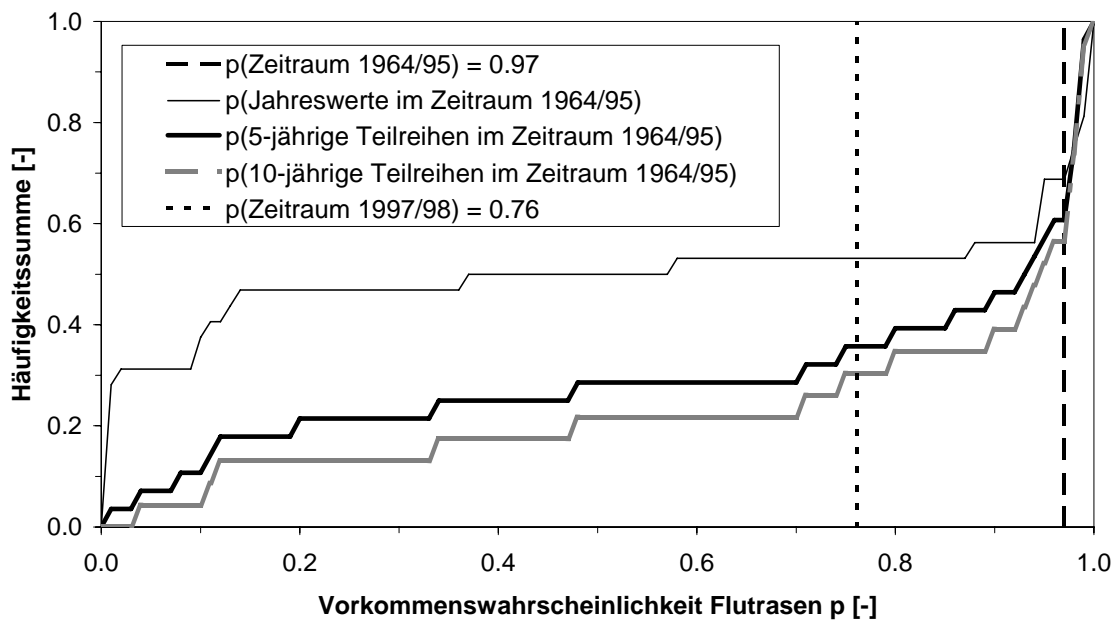


Abbildung 5/12: Empirische Häufigkeitsverteilungen der Vorkommenswahrscheinlichkeit für Flutrasen am Standort „A“ für verschiedene Beobachtungszeiträume (zum Vgl. siehe Abbildung 5/11).

Um die Sensitivität der Prognose auch hinsichtlich der räumlichen Verteilung zu untersuchen, wurde ergänzend ein Szenario berechnet, bei dem die Flusswasserspiegel bezogen auf den MW um 30 cm gegenüber dem Referenzzustand (Abbildung 5/10) abgesenkt wurden. Dieses Szenario liegt einerseits im Bereich der oben besprochenen überjährigen Variabilität und kann andererseits auch als Szenario einer langfristigen Grundwasserabsenkung interpretiert werden. Die daraus resultierenden höheren mittleren Flurabstände im Vorland führen, wie Abbildung 5/13 zeigt, im Vergleich zum Referenzzustand zu deutlich reduzierten Flächen mit potenziell hoher Habitateignung. Dabei fällt auf, dass für das kartierte Flutrasenvorkommen (schraffierte Flächen) auch unter den veränderten hydrologischen Bedingungen überwiegend hohe Vorkommenswahrscheinlichkeiten prognostiziert werden. Die konkreten Unterschiede zwischen Referenzzustand und diesem Szenario sind in Abbildung 5/14 dargestellt: es wird deutlich, dass vor allem Flächen, die aufgrund ihrer Geländehöhe im Übergangsbereich von „Nicht-Vorkommen“ zu „Vorkommen“ liegen, in der Prognose besonders sensitiv auf hydrologische Veränderungen reagieren. Diese Beobachtung kann aus biotischer Sicht weiterführend genutzt und interpretiert werden, sei es zugunsten einer weiteren Modellverbesserung, auch durch Festlegung von Grenzen der Modellanwendung, oder sei es zur Bewertung konkreter Szenarien der künftigen Entwicklung (hier fiktiv: Wasserspiegelabsenkung 30 cm).

5.3 Zwischenfazit und Überleitung zur stochastischen Simulation

Die Untersuchungen in Kapitel 5 konkretisieren beispielhaft bestehende Möglichkeiten und relevante Unsicherheiten der Quantifizierung in Auenlebensräumen und bestätigen damit die besondere Bedeutung des „Faktor Dynamik“. Die eingesetzten Modellkomponenten werden zusammenfassend als geeignetes Instrumentarium beurteilt, um in der weiteren Untersuchung (Langzeitsimulation) als relevant erachtete Zusammenhänge zwischen Fluss und Grundwasser sowie Abiotik und Biotik abzubilden.

Wie die Sensitivitätsuntersuchungen mit dem Habitatmodell in Kapitel 5.2.3 indessen zeigen, liegt eine große Abhängigkeit (Unsicherheit) der Quantifizierung vom betrachteten Zeitraum vor. Es ist daher klar herauszustellen, dass sich die bisherigen Untersuchungen entsprechend der gängigen Praxis im Wesentlichen auf historische Zustände, z. B. gemessene bzw. berechnete Grundwasserstände im Zeitraum 1964-1995, beziehen und als solche (einmal aufgetretene) Zustände nur bedingt Aussagen über potenzielle künftige Zustände zulassen. Für die eigentlich angestrebte Prognose künftiger Entwicklungen und Bewertung von Unsicherheiten und Risiken ist das Spektrum der möglichen Ausprägungen, sprich die langfristige Dynamik der Prozesse über die Historie hinaus zu untersuchen.

Vor diesem Hintergrund gilt das Interesse der weiteren Arbeit dem Ziel, die Stichprobe realisierter Zustände mittels stochastischer Simulation gezielt zu erweitern. Ziel ist die Schaffung von Grundlagen der Bewertung, um z. B. Aussagen über die Gefahr ökologischer Schäden quantitativ mit Eintrittswahrscheinlichkeiten zu belegen.

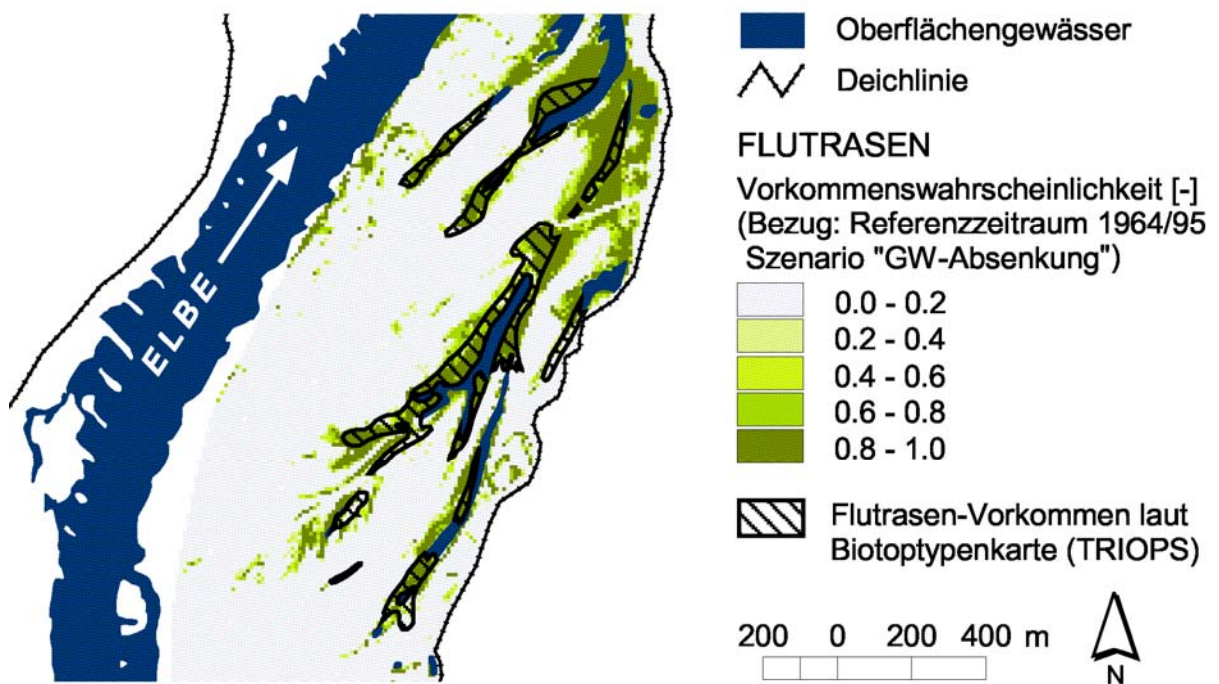


Abbildung 5/13: Karte der Vorkommenswahrscheinlichkeit für Flutrasen bezogen auf den Referenzzeitraum 1964-1995 und das Szenario „GW-Absenkung“ (zum Vgl. siehe Abbildung 5/10 und Abbildung 5/14).

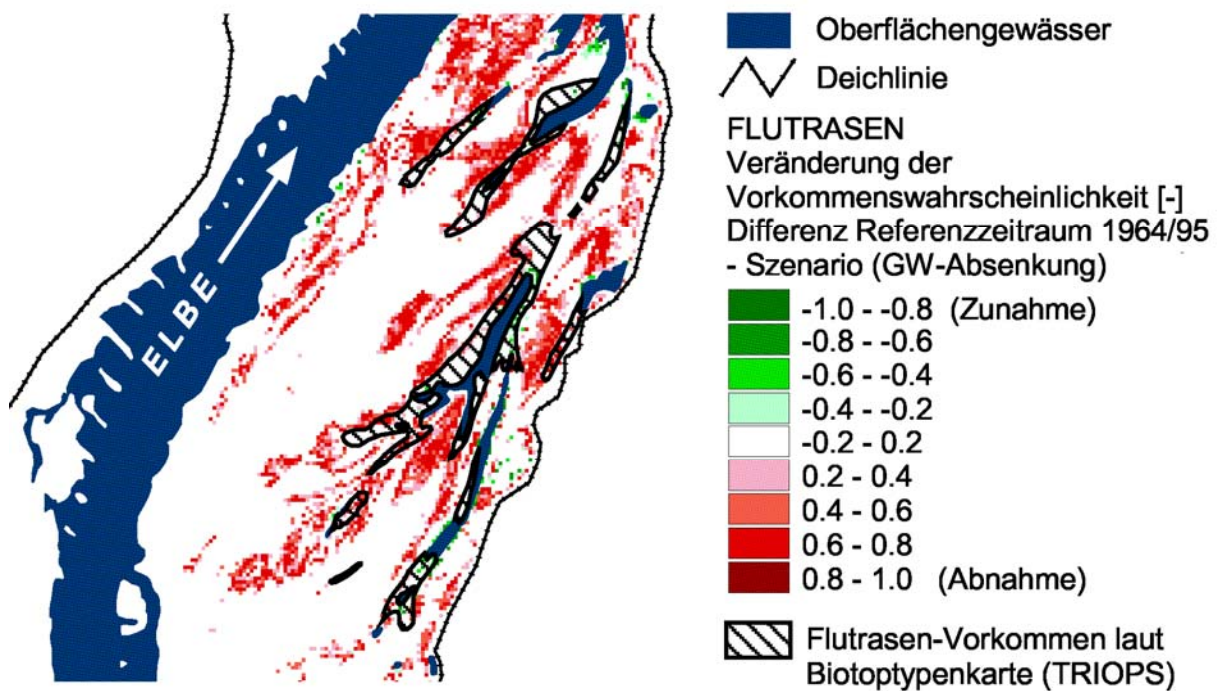


Abbildung 5/14: Karte der Veränderungen der Vorkommenswahrscheinlichkeit für Flutrasen für das Szenario „GW-Absenkung“ (= Differenz der in Abbildung 5/10 und Abbildung 5/13 dargestellten Zustände).

6 Modellkonzept zur stochastischen Simulation der Fluss- und Grundwasserstände im Elbe-Havel-Winkel

6.1 Ausgangssituation und konzeptionelle Überlegungen

Die Langzeitsimulation der hydrologischen Dynamik im Modellgebiet erfordert eine simultane Beschreibung der verschiedenen beteiligten Prozesse. Abbildung 6/1 veranschaulicht die Prozesscharakteristik anhand ausgewählter Messreihen der hydrologischen Jahre 1980-1989: dargestellt sind tägliche Niederschläge, Abflüsse der Havel und Elbe sowie der Gang der Grundwasserstände in ca. 5 km Entfernung zu beiden Flüssen.

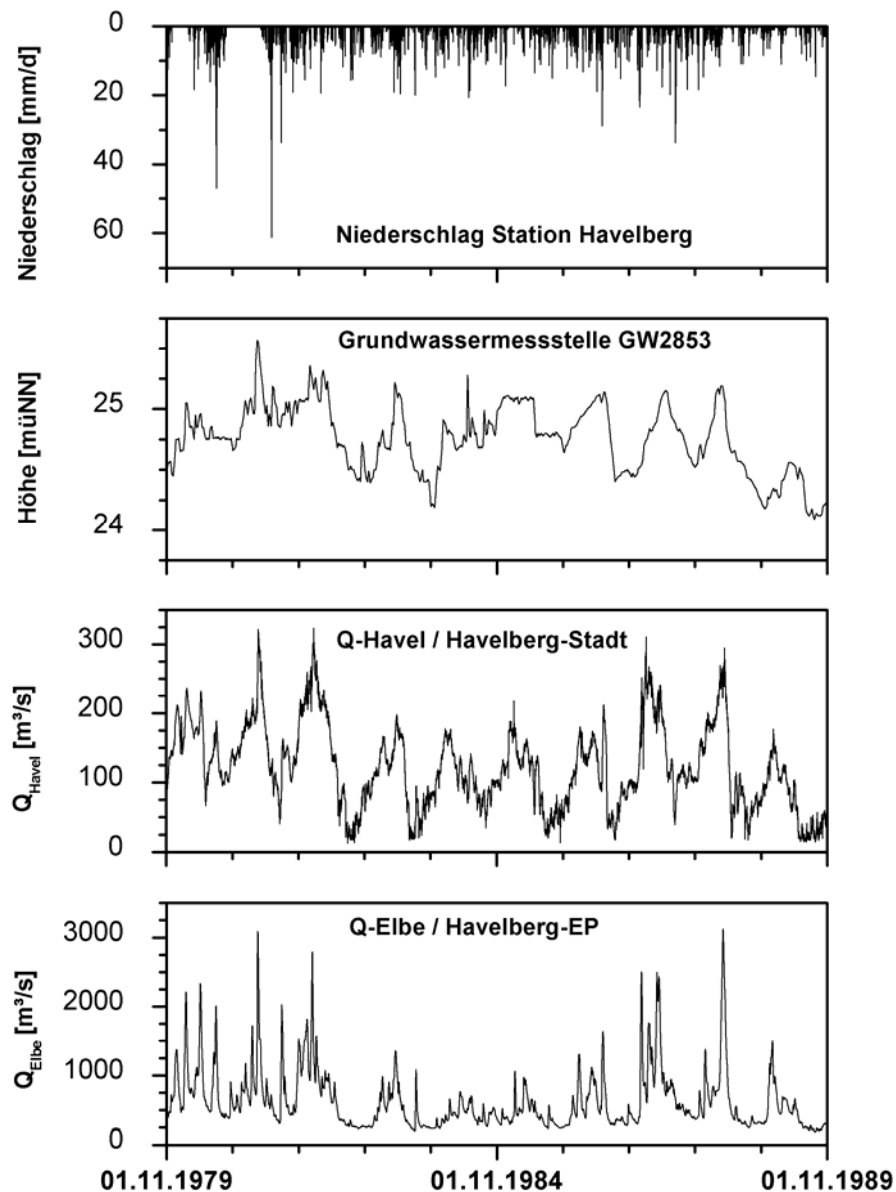


Abbildung 6/1: Tägliche Niederschläge, Abflüsse der Elbe und Havel sowie Grundwasserstände in ca. 5 km Entfernung zu beiden Flüssen im Zeitraum 1980-1989.

Insbesondere stellt sich die Aufgabe, die Korrelationsmuster der verschiedenen Prozesse an den Rändern des Grundwassermodells zu erfassen, wobei hier vor allem das Zusammenspiel von Elbe- und Havelwasserständen zu nennen ist. Die Problematik lässt sich grob aufteilen in eine großräumige hydrologische und eine lokale hydraulische Abhängigkeit (d.h. Zuflüsse aus dem Einzugsgebiet und Wasserstände im Modellgebiet, letztere vor allem bei Rückstau durch Elbehochwasser). Um diese zu berücksichtigen, sind **zwei** alternative **Ansätze** denkbar:

- I. Simultane Generierung von Abflüssen der Elbe und der Havel nach einem stochastischen Verfahren, z. B. ausgehend von generierten Klimagrößen auf der Einzugsgebietsskala, und anschließende Ableitung der lokalen Fluss- und Grundwasserstände.
- II. Unabhängige Generierung von Abflüssen der Elbe und davon abhängige Generierung von Abflüssen der Havel unter Berücksichtigung korrelativer Zusammenhänge sowie anschließende Ableitung der lokalen lokalen Fluss- und Grundwasserstände.

zu I) Es ist denkbar, eine simultane Generierung von Elbe- und Havelabflüssen vorzunehmen, entweder über einen mehrdimensionalen stochastischen Modellansatz oder eine überregional beim Klimageschehen ansetzende Datengenerierung. Ersteres ist mit dem von KRON (1996) auf den zweidimensionalen Fall (Zusammenfluss zweier Gewässer) erweiterte Treiber-Modell möglich und z. B. an der Donau erfolgreich angewendet worden. Für die Elbe stellten HELMS ET AL. (2002, S. 156 ff.) jedoch fest, dass bei der Abflusssimulation auf Tagesbasis mit zunehmender Größe und Heterogenität der Teileinzugsgebiete erhebliche Probleme der Korrelation der Teilprozesse auftreten. Für die Teileinzugsgebiete der Elbe zwischen den Pegeln Dresden und Barby (Obere Elbe, Schwarze Elster, Mulde, Saale) fanden HELMS ET AL. nur unscharfe Zusammenhänge der generierten Impulsreihen jeweils benachbarter Teilgebiete, mit maximalen Kreuzkorrelationskoeffizienten zwischen 0,26 und 0,39 über eine Dauer von 6-7 Tagen. Damit zeigten die Autoren, dass die Voraussetzungen für die begründete Anwendung des Ansatzes von Kron im Elbe-Einzugsgebiet nicht gegeben sind, was folglich auch hier für den Zusammenfluss Elbe/Havel gilt. Die beiden Teileinzugsgebiete sind als zu groß und unterschiedlich (komplex) einzustufen, um die Korrelationsstrukturen am Zusammenfluss so abbilden zu können, dass der Zufallsanteil unter Kontrolle bleibt. Um diesem Problem entgegenzuwirken ist es erforderlich, die Prozesse gebietlich und zeitlich aufzugliedern und die Datengenerierung an das meteorologische Geschehen im Gesamteinzugsgebiet zu koppeln. Dies ist bis dato jedoch erst in Teilen bzw. Teilgebieten möglich, denn sowohl die Modellierung der Niederschlag-Abfluss-Prozesse im *Gesamteinzugsgebiet* als auch deren Kopplung an regionale Klimaszenarien sind noch Gegenstand der Forschung¹⁰. Im Rahmen dieser Arbeit ist eine Datengenerierung, die die gesamten Prozesskette von der Einzugsgebietsskala bis zu den örtlichen Wasserständen in einem System abbildet, auch nicht erforderlich, sofern die gesuchten Zuflüsse zum Modellgebiet mit Ansatz II simuliert werden können.

¹⁰ In Kapitel 6.4.2.3 wird auf dieses Thema, das sogenannte *Downscaling* von Klimaszenarien, und die damit verbundenen Modellunsicherheiten nochmals eingegangen.

zu II) Daher wird die simultane Generierung der hydrologischen Randbedingungen des Modellgebiets nach statistischen Verfahren konzipiert, d. h. es werden stochastische Modellkomponenten entwickelt und mit deterministischen Komponenten gekoppelt, um gegenseitige Abhängigkeiten berücksichtigen können. Als unabhängige Antriebsgröße dient hier der Elbeabfluss, an den die weiteren Prozesse gekoppelt werden. Abbildung 6/2 zeigt die räumliche Ausgangssituation mit den Stützstellen verfügbarer Messdaten für diese Aufgabe.

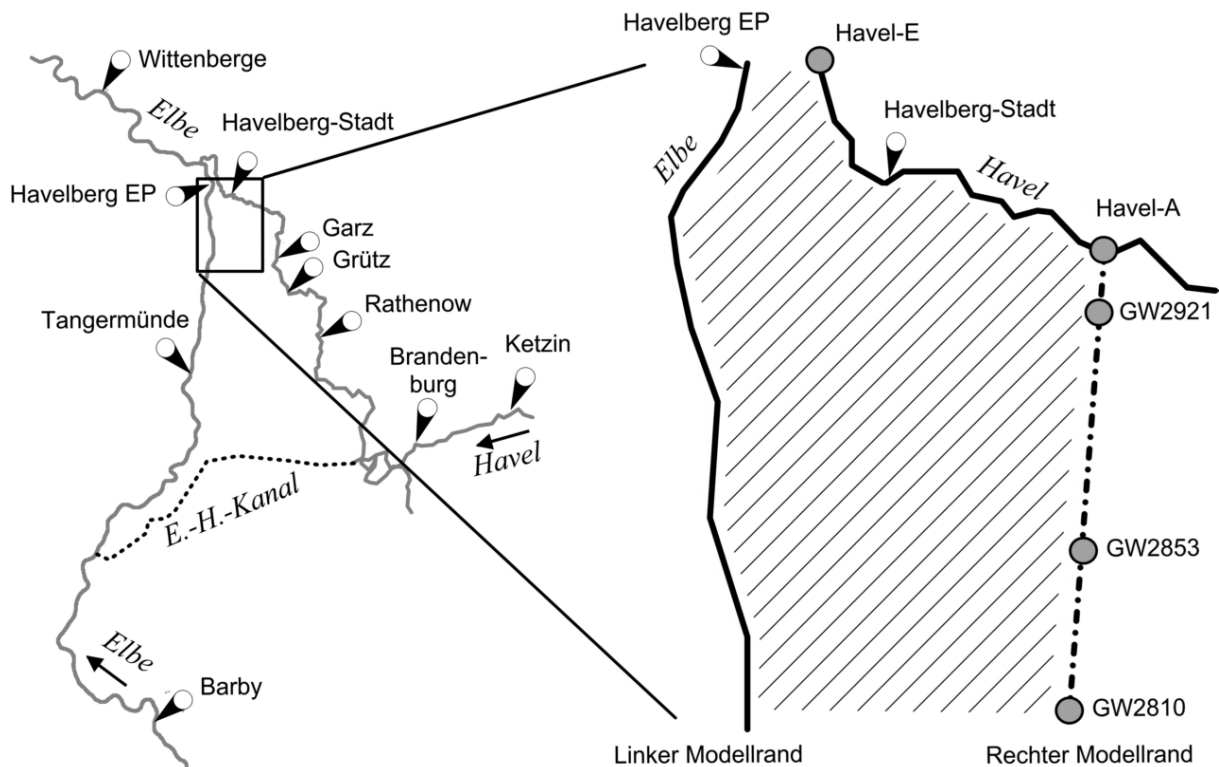


Abbildung 6/2: Systemskizze zur stochastischen Simulation der Fluss- und Grundwasserstände; links: großräumige Situation (Elbe- und Havelpegel), rechts: lokale Situation (Bezugspunkte am linken/rechten Rand des GW-Modellgebiets: Fluss-/Grundwasserpegel, Anfangs-/Endpunkt der Havelstrecke).

6.2 Modellkonzept für die Simulation der Elbewasserstände (linker Rand)

Die stochastische Simulation der Elbewasserstände im Modellgebiet (linker Rand des Grundwassermodells) setzt beim großräumigen Abflussgeschehen an. Zur Generierung täglicher Abflüsse am Pegel Barby wird auf das sogenannte „Treiber-Modell“ zurückgegriffen (vgl. nächster Abschnitt). Die generierten Abflüsse können dann mit Hilfe des „ELBA-Modells“ entlang der Elbe bis zum Pegel Havelberg-EP geroutet und dort über die rekonstruierte Abflusskurve in tägliche Wasserstände transformiert werden (vgl. Kapitel 4.3). Mit Hilfe der Ergebnisse der 2D hydraulisch-numerischen Berechnungen von SCHWANENBERG ET AL. (2001) können diese täglichen Pegelwasserstände dann in die Fläche übertragen und in Potentialrandbedingungen des Grundwassermodells umgesetzt werden.

6.2.1 Stochastische Generierung täglicher Abflüsse („Treiber-Modell“)

Ein bewährter Ansatz für die stochastische Generierung langer Zeitreihen mittlerer täglicher Abflüsse ist das Modell von TREIBER (1975). Es benötigt als Datengrundlage lediglich eine gemessene Abflusszeitreihe eines Pegels von nach Möglichkeit mindestens ca. 20 Jahren. TREIBER entwickelte und testete dieses Modell für Einzugsgebiete einer Größe von bis zu 1000 km². KRON (1996) führte für die Untersuchung von Einzugsgebieten bis zu 35000 km² geringfügige Modifikationen durch und erweiterte das Modell für den zweidimensionalen Fall des Zusammenflusses zweier Flüsse. Ferner integrierte KRON die verschiedenen Modellkomponenten in das Programmpaket GENESIS (Generation of Simultaneous Streamflows), das in der vorliegenden Arbeit eingesetzt wird.

6.2.1.1 Grundkonzept des Treiber-Modells

Das Grundkonzept des Treiber-Modells ist in Abbildung 6/3 dargestellt. Das Modellkonzept gliedert sich in einen deterministischen und einen stochastischen Teil. Im stochastischen Teil werden Impulse $y(i)$ als Zufallsgrößen erzeugt, deren charakteristische Eigenschaften sich aus der gemessenen Abflusszeitreihe ableiten lassen. Diese Impulse werden im deterministischen Teil mittels einer variablen Systemfunktion $h(x, \tau)$ zur Abflussganglinie $x(i)$ gefaltet (Superpositionsprinzip). Ein Impuls repräsentiert also Prozesse, die zum Abfluss beitragen, wie Niederschlag oder Schneeschmelze, ist aber imaginär. Die ebenfalls aus der Messreihe abgeleitete Systemfunktion ist zeitvariant und zustandsabhängig, so dass das System insgesamt ein nicht lineares Verhalten besitzt. Das bedeutet, dass das System wie ein natürliches Einzugsgebiet in Abhängigkeit der vorangegangenen Impulse (Niederschläge) und des aktuellen Zustands (Abfluss) unterschiedlich reagiert, woraus sich unterschiedlich hohe Systemausgänge ergeben.

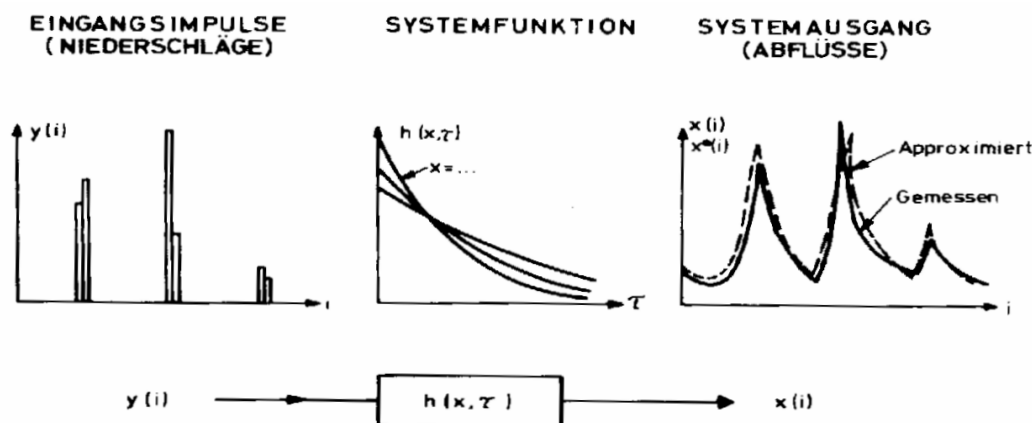


Abbildung 6/3: Grundstruktur des Treiber-Modells (TREIBER 1975).

Hinter dem Modellkonzept steht das Ziel, das Prozessverhalten soweit wie möglich deterministisch zu beschreiben, um nur einen möglichst geringen, unabhängigen Zufallsanteil den Eingangsimpulsen zuzuordnen. Dies hat den Vorteil, dass die Korrelationsstrukturen im Prozess leichter nachgebildet werden können. TREIBER zeigte diesbezüglich in seiner Arbeit einerseits, dass ein Impuls an einem bestimmten Tag mit den Impulsen der Vortage zusam-

menhängt, was in Natur dem Phänomen der Gruppierung jeweils mehrerer Regentage oder Trockentage (erklärbar aus der Großwetterlage) entspricht. Andererseits wies er aber nach, dass diese Korrelation im Tagesbereich bei Niederschlägen deutlich geringer ausgeprägt ist als bei Abflüssen, so dass der Zufallsprozess hiermit insgesamt einfacher zu beschreiben ist.

Auf eine ausführliche Beschreibung der Grundlagen des Modells wird an dieser Stelle verzichtet; sie können der Arbeit von TREIBER (1975) entnommen werden (vgl. auch KRON 1996). Im Anhang A1 ist eine kommentierte Formelzusammenstellung des Treiber-Modells zu finden. Zum weiteren Verständnis wird im nächsten Abschnitt ein Überblick über wichtige Bedingungen zur Anwendung des Modells und die Anpassung im Elbegebiet gegeben.

6.2.1.2 Spezifische Voraussetzungen zur Modellanwendung an der Elbe

Die Anwendbarkeit des Treiber-Modells zur Simulation der Abflussprozesse im Elbegebiet wurde bereits von HELMS ET AL. (2002) grundsätzlich untersucht und anhand verschiedener Pegel (Dresden, Aken, Barby) erfolgreich aufgezeigt.

Eine Grundvoraussetzung der Modellanwendung ist die Stationarität der zugrunde liegenden Ausgangsdatenreihe. Beim gewählten Referenzzeitraum 1964-1995 liegt nach HELMS ET AL. (2002) keine signifikante Veränderung von Mittelwert und Varianz vor. Es wird daher davon ausgegangen, dass dieser Zeitraum auch als Grundlage für die Ermittlung der Parameter des Simulationsmodells geeignet ist.

Ein besonderes Interesse von HELMS ET AL. galt der wissenschaftlichen Fundierung und Weiterentwicklung des Treiber-Modells. Dies betrifft einerseits die Frage der hydrologischen Erklärung der Modellimpulse aus gemessenen Niederschlägen. Andererseits stellt sich in diesem Kontext die Frage der raumzeitlichen Differenzierung der Niederschlags- und Abflussprozesse und somit der Korrelation dieser Prozesse in den verschiedenen Teileinzugsgebieten. HELMS ET AL. stellten fest, dass mit zunehmender Größe und Heterogenität des betrachteten Gesamtgebiets auch zunehmend komplexe Überlagerungseffekte im Abflussprozess (Elbe) auftreten, deren Erklärung im großräumigen Wettergeschehen gesucht werden muss. Für die simultane stochastische Simulation der Abflüsse mehrerer Teileinzugsgebiete folgt daraus, dass darauf geachtet werden muss, dass der zu simulierende Zufallsanteil im Hinblick auf die Korrelation der Abflussprozesse unter Kontrolle bleibt.

6.2.1.3 Vorgehen bei der Modellanpassung

Für den *deterministischen Teil* wird aus der gemessenen Abflussganglinie eine Impulsganglinie und eine variable Systemfunktion abgeleitet. Mit dieser Systemfunktion sollte sich die Impulsganglinie möglichst gut zur Abflussganglinie falten lassen. Im ersten Schritt werden zunächst die Parameter einer konstanten Systemfunktion, später iterativ der gesuchten variablen Systemfunktion bestimmt. Dies geschieht auf der Grundlage der *Autokovarianzfunktion*, die anhand der gemessenen Zeitreihe ermittelt wird und durch eine analytisch lösbare Funktion (= konstante Systemfunktion) bzw. durch eine zeitvariante Kurvenschar (= variable Sys-

temfunktion) angenähert wird. Die Autokovarianzfunktion beschreibt den Zusammenhang zwischen dem aktuellen Wert einer Zeitreihe und seinen Vorgängerwerten. Sie wird ermittelt, indem ein Duplikat der Zeitreihe schrittweise gegen die Originalreihe verschoben wird und für jeden Schritt die Korrelation der Reihen bestimmt wird. Die Zeitverschiebung, nach der statistisch gesehen keine Korrelation mehr auftritt, wird als *Systemgedächtnis* bezeichnet. Dieses Systemgedächtnis definiert im Treiber-Modell die Zeitspanne der Anwendung der variablen Systemfunktion bezogen auf die Wirkung eines Eingangsimpulses auf den Abfluss.

Abbildung 6/4 illustriert die Autokovarianzfunktion $c(k)$ und das Systemgedächtnis m für die Messreihe 1964-1995 am Pegel Barby. Nach einer Verschiebung von $k = m = 112$ Tage ist $c(k)$ nicht mehr signifikant von null verschieden. Für k größer ca. 185 nimmt $c(k)$ zunächst wieder zu, um dann im weiteren Verlauf in eine periodische Schwingung überzugehen (hier nicht dargestellt), die das saisonale Abflussverhalten widerspiegelt.

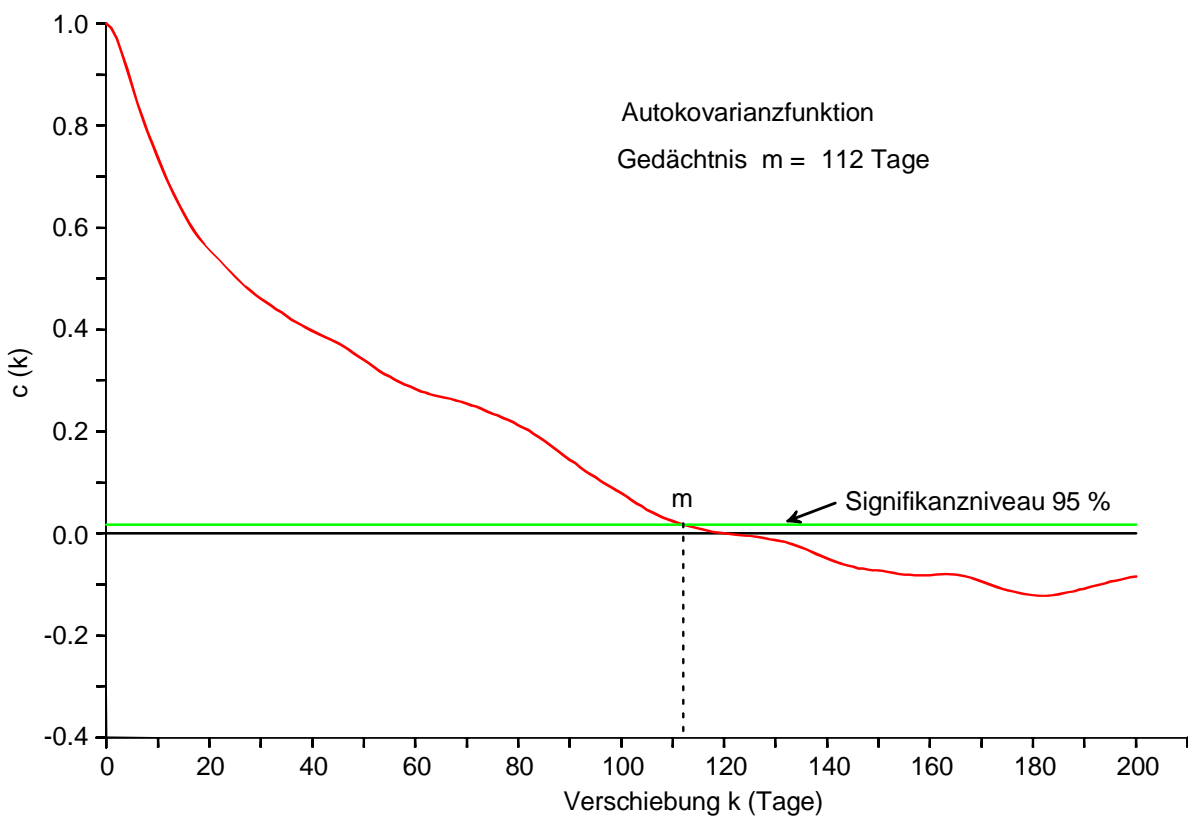


Abbildung 6/4: Autokovarianzfunktion für die Abflussreihe 1964-1995 am Pegel Barby.

Die Bestimmung einer variablen Systemfunktion ist erforderlich, da die Systemantwort nicht in jeder Situation die gleiche ist. So reagiert ein Einzugsgebiet nach einer längeren Regenphase aufgrund der Sättigung des Bodens stärker auf weitere Regenereignisse, als wenn ein Regenereignis auf ungesättigten Boden trifft. Welche Systemfunktion zur Anwendung kommt hängt vom Abfluss an dem Tag ab, an dem der Impuls auftritt. Die Bestimmung der variablen Systemfunktion erfolgt wie angedeutet iterativ. In Zwischenschritten wird aus der gemessenen Zeitreihe mit Hilfe der vorläufigen Systemfunktion eine Impulsanglinie abgeleitet. Hierbei wird zunächst an allen Tagen, an denen ein bestimmter Abflussanstieg vorliegt, ein Impuls

vermutet. Wäre an einem Tag ein negativer Impuls nötig, wird der Impuls für diesen Tag gestrichen. Diese Impulsganglinie wird umgekehrt dazu verwendet, die Parameter der Systemfunktion zu verbessern. Die Güte der Anpassung der Systemfunktion wird anhand der Summe der quadratischen Abweichungen der approximierten Abflussganglinie gegenüber der Messreihe überprüft. Die verbesserte Systemfunktion wird wiederum genutzt, um eine verbesserte Impulsfolge als Grundlage für den stochastischen Modellteil (s.u.) zu erhalten. In der Regel wird nach zwei Durchgängen der Iteration keine nennenswerte Verbesserung mehr erzielt.

Für die Anpassung des *stochastischen Teils* des Generierungsmodells wird die so ermittelte Ausgangsimpulsreihe statistisch analysiert. Hierbei wird monatsweise die Anzahl und Höhe der aufgetretenen Impulse ausgewertet, um daraus die Parameter des Generierungsmodells zu ermitteln. Im Modell wird das Auftreten der Impulse durch Übergangswahrscheinlichkeiten beschrieben. Durch diese Übergangswahrscheinlichkeiten kann das Phänomen nachgebildet werden, dass nasse oder trockene Tage typischerweise gruppiert in Schlecht- und Schönwetterphasen auftreten. Das heißt, bei der Generierung eines Impulses am aktuellen Tag wird berücksichtigt, ob der Vortag bereits einen Impuls aufwies.

Wenn die Tage, an denen Impulse auftreten, bekannt sind, muss jedem dieser Impulse eine Höhe zugeordnet werden. Daher werden im Vorfeld der Modellanpassung auch die Höhen der für jeden Monat erhaltenen Impulse statistisch analysiert. Hierbei ist zu beachten, dass aufeinander folgende Impulse nicht stochastisch unabhängig voneinander sind, d. h. es besteht eine Neigung, dass auf einen hohen Vorgängerwert ein weiterer hoher Wert folgt und auf einen niedrigen ein niedriger Wert. Wenn zwischen zwei Impulstagen Trockentage liegen, ist die Korrelation allerdings schwächer. Nach TREIBER wird dieser Zusammenhang im Rahmen der statistischen Analyse der Impulshöhen anhand des ersten Autokorrelationskoeffizienten hinreichend erfasst. Im Modell setzen sich die zu generierenden Impulshöhen dementsprechend aus einem autokorrelativen Anteil sowie dem unabhängigen Zufallsanteil zusammen (Markov-Prozess 1. Ordnung). Für die Erzeugung der Zufallszahlen des letztgenannten Anteils wird nach TREIBER als geeignete Verteilungsfunktion die zweiparametrische Weibullverteilung verwendet. Die beiden Parameter der Weibullverteilungen (Mittelwert und Varianz) werden für jeden der zwölf Monate aus den eingangs ermittelten Impulshöhen errechnet.

Da auf dem abfallendem Ast von – vor allem großen – Hochwasserwellen wegen des großen negativen Gradienten der Ganglinie kleine Impulse zu keiner Abflusserhöhung führen, werden für diesen Fall weniger Impulse identifiziert. Um diesen Effekt zu berücksichtigen, wird für diesen Fall nochmals die Übergangswahrscheinlichkeit in Abhängigkeit vom Volumen der Hochwasserwelle unter dem abfallenden Ast korrigiert.

Bei der Modellanwendung wird später für jeden Tag mit dem Generierungsmodell ermittelt, ob ein Impuls auftritt und wenn ja, welche Größe dieser hat. Anschließend wird dieser Impuls mit der zugehörigen Systemfunktion des aktuellen Tages transformiert und über Faltung zum Abfluss gebracht. (näheres siehe: TREIBER 1975, auch KRON 1996).

Abbildung 6/5 zeigt das Ergebnis dieses Vorgehens am Beispiel der Abflüsse im Zeitraum 1985–1988 am Pegel Barby. Dargestellt ist ein Vergleich der Messreihe mit der nach der Modellanpassung reproduzierten Zeitreihe (unten) sowie der zugehörigen Impulsfolge (oben). Der visuelle Eindruck bestätigt die Eignung des Modells zur Simulation der Dynamik.

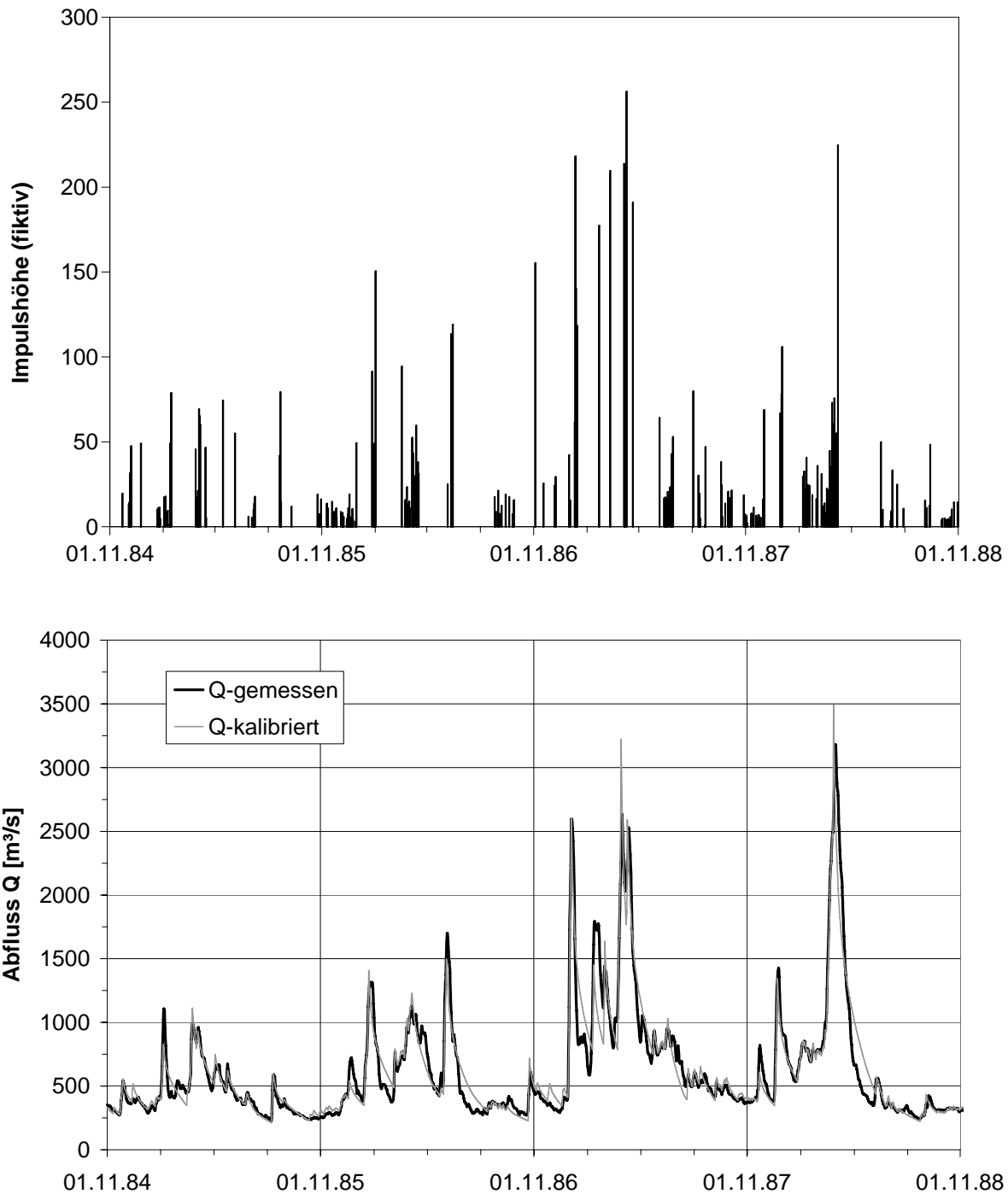


Abbildung 6/5: Vergleich der Messreihe am Pegel Barby mit der nach Kalibrierung des Treiber-Modells reproduzierten Zeitreihe am Beispiel der Jahre 1985-1988.

6.2.1.4 Modellanpassung für die Abflusszeitreihe 1964-1995 am Pegel Barby

In Tabelle 6/1 sind die Parameter aufgelistet, die zur Datengenerierung am Pegel Barby verwendet wurden. Sie haben folgende Bedeutung (vgl. Formelzusammenstellung im Anhang): Die Übergangswahrscheinlichkeiten für das Auftreten eines Impulses sind monatsweise durch p_0 (Vortag war Trockentag) und p_1 (Vortag war Regentag) gegeben. Der Parameter m gibt an, über welche Zeitspanne die Systemfunktion angewendet wird („Gedächtnis“). Die Parameter a_1 , a_2 , b_1 und b_2 dienen zur Beschreibung der variablen Systemfunktion, die Parameter S_1 und S_2 zur Korrektur der Übergangswahrscheinlichkeit p_0 auf dem abfallenden Ast der Hochwasserwelle. Die Parameter λ und α gehören zur zweiparametrischen Weibullverteilung und dienen der Transformation gleichverteilter Zufallszahlen zur Ermittlung der Impulshöhen. Zur Ermittlung der generierten Impulshöhen wird zudem der Korrelationskoeffizient ρ_1 direkt aufeinander folgender Impulse (erster Autokorrelationskoeffizient) benötigt.

Tabelle 6/1: Parameter der Datengenerierung gemäß Zeitreihe 1964-1995 am Pegel Barby (Erläuterung der Parameter im Text).

	$a_1 = 1.1464E-04$			$a_2 = -3.1595E-06$			$b_1 = 3.1858E-04$			$b_2 = 6.6707E-05$		
	$S_1 = 0.7480$			$S_2 = 0.597E-05$			$m = 109$					
	Nov	Dez	Jan	Feb	Mär	Apr	Mai	Jun	Jul	Aug	Sept	Okt
p_0	0.129	0.074	0.072	0.065	0.116	0.042	0.024	0.074	0.043	0.052	0.052	0.097
p_1	0.629	0.706	0.574	0.66	0.701	0.722	0.726	0.515	0.542	0.574	0.675	0.586
$\alpha=1/s$	1.259	1.636	1.314	1.213	1.337	1.113	1.586	1.429	1.571	1.397	1.344	1.486
$1/\lambda$	7.051	4.547	11.953	15.258	10.61	25.151	6.162	7.153	5.656	7.356	6.475	5.201
ρ_1	0.199	0.633	0.495	0.201	0.339	0.000	0.334	0.416	0.466	0.233	0.153	0.265

6.2.1.5 Beispielergebnisse der Datengenerierung

Die folgenden Grafiken zeigen jeweils den Vergleich der Messreihe Barby mit 30 generierten zweijährigen (Abbildung 6/6) bzw. mit einer 32-jährigen Abflussreihe (Abbildung 6/7).

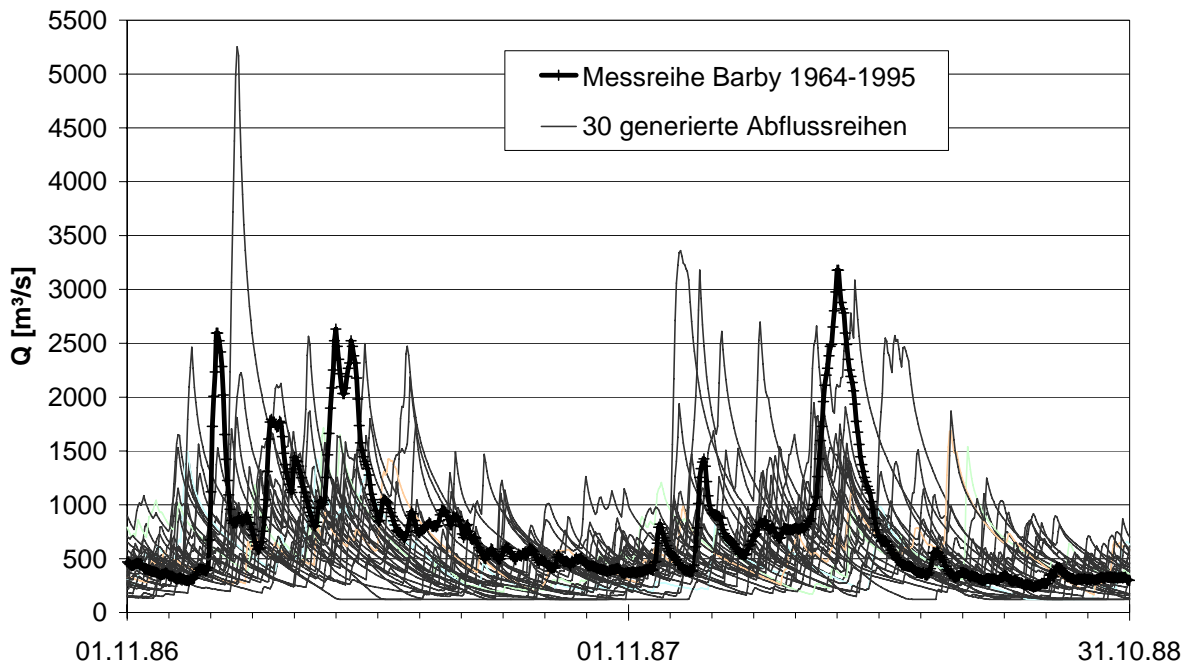


Abbildung 6/6: Vergleich eines 2-Jahres-Zeitraums der gemessenen Abflussreihe 1964-1995 am Pegel Barby mit 30 generierten Abflussreihen.

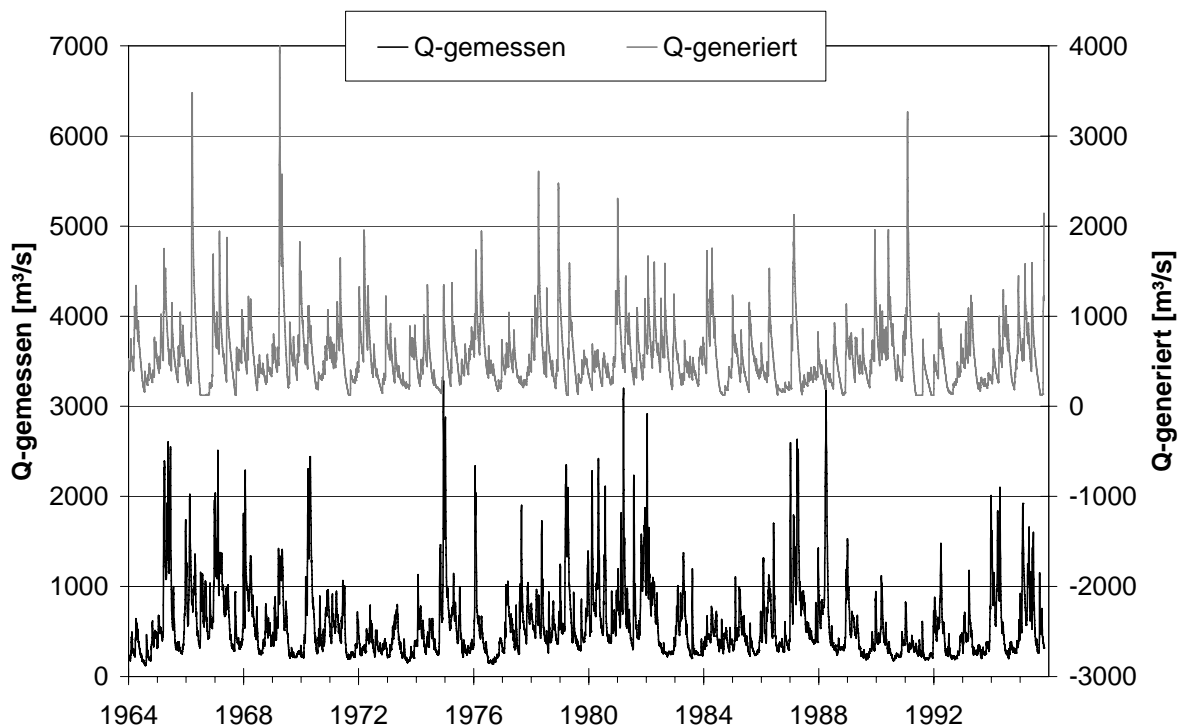


Abbildung 6/7: Vergleich der gemessenen Abflussreihe 1964-1995 am Pegel Barby mit einer 32-jährigen generierten Abflussreihe (GEN07).

6.2.1.6 Beurteilung der Modellgüte (Validierung) im Hinblick auf Abflüsse

Als Kriterium zur Beurteilung der Übereinstimmung von Messung und Modell wird zunächst die Modelleffizienz E nach NASH & SUTCLIFFE (1970) verwendet:

$$E = 1 - \frac{\sum_i (Q_{gem,i} - Q_{ber,i})^2}{\sum_i (Q_{gem,i} - MQ_{gem})^2} \quad (6.1)$$

mit $Q_{ber,i}$ berechneter Abfluss [m³/s]
 $Q_{gem,i}$ gemessener Abfluss [m³/s]
 MQ_{gem} mittlerer gemessener Abfluss [m³/s]

Der Wertebereich der Modelleffizienz umfasst alle Zahlen kleiner 1. Bei vollständiger Übereinstimmung der berechneten mit der gemessenen Ganglinie nimmt E den Wert 1 an. Durch die Modelleffizienz werden auch systematische Niveauverschiebungen zwischen den Ganglinien berücksichtigt. Die Anpassung des Treiber-Modells für das Teileinzugsgebiet der Elbe oberhalb des Pegels Barby im Zeitraum 1964-1995 ergibt sehr hohe Effizienzkriterien von $E = 0.92$ beziehungsweise von $E = 0.93$ bei der Betrachtung logarithmierter Werte zur stärkeren Gewichtung der Niedrigwasserbereiche.

Für die weiterführende Beurteilung der Modellgüte sei daran erinnert, dass in die Ermittlung der Modellparameter der Systemfunktion und Impulsgenerierung nur die gemessene Zeitreihe eingeflossen ist, nicht die statistischen Merkmale der Messreihe (wie Mittelwerte, Varianzen und Extrema). Daher stellt die folgende Prüfung der Modellgüte bezogen auf die Wahrung der statistischen Eigenschaften de facto eine umfassende Validierung des Modells dar.

Mit den o.g. Parametern (Tabelle 6/1) wurden für die spätere Anwendung 30 Zeitreihen à 33 Jahre generiert (Summe: 990 Jahre täglicher Abflüsse). Die Länge der Datenreihen entspricht den 32 Jahren der Messreihe plus einem Jahr Vorlauf für die weiteren Simulationsmodelle. Zur Beurteilung der Modellgüte können die statistischen Kenngrößen bzw. Verteilungsfunktionen dieser 30 Generierungsläufe mit denen der Beobachtungsreihe verglichen werden. In Tabelle 6/2 sind verschiedene statistische Kenngrößen der Messreihe 1964–1995, der zur Anpassung des Treiber-Modells aus Impulsen reproduzierten Abflussreihe 1964-1995 („Kalibrierte Reihe“, vgl. Kapitel 6.2.1.4) sowie der 30 simulierten Reihen zusammengestellt.

Tabelle 6/2: Vergleich statistischer Kenngrößen der Abflusszeitreihe 1964-1995 am Pegel Barby mit den gemittelten Kenngrößen aus 30 simulierten Zeitreihen (alle Angaben in m³/s, vgl. auch Tabelle A.1 im Anhang).

Bezeichnung	Tageswerte (Q-Reihe)			Jahresmaxima (HQ-Reihe)			
	minNQ	MQ	St.abw.	maxHQ	minHQ	MHQ	St.abw.
Messreihe 1964-1995	122	575	407	3282	643	1849	781
Kalibrierte Reihe 1964-1995	122	575	387	4007	662	1929	944
Mittel aus 30 Simulationen	122	545	349	3877	770	1751	686

Aus Tabelle 6/2 geht hervor, dass die Kenngrößen der Simulationen, speziell der mittlere Abfluss MQ und der mittlere jährliche Hochwasserabfluss MHQ, plausibel um die der Messreihe schwanken (vgl. auch Tabelle A.1 im Anhang A2). Insgesamt zeigen die Mittelwerte und Standardabweichungen der Tageswerte und jährlichen Hochwasserkennwerte eine gute Übereinstimmung. Die leichte Unterschätzung der Kennwerte (MQ, MHQ: ca. 5 %) ist auf die modellinterne Korrektur der Impulszahl im abfallenden Ast großer Hochwasserereignisse zurückzuführen, die sich iterativ korrigieren lässt, wie BÜCHELE ET AL. (2003) für die Elbe-Pegel Torgau und Neu Darchau zeigten. Die angegebenen Extremwerte sind als Einzelereignisse nur bedingt vergleichbar: während der kleinste jährliche Niedrigwasserabfluss (minNQ) modellbedingt vorgegeben ist, zeigen die größten/kleinsten jährlichen Hochwasserabflüsse (maxHQ, minHQ) eine plausible Größe (Variabilität).

In Abbildung 6/8 sind die Dauerlinien der gemessenen und der 30 generierten Reihen mit den zugehörigen Einhüllenden der Abflussjahre dargestellt. Sie zeigen, dass die Verteilungen der Messreihe trotz gewisser Defizite über das gesamte Abflusspektrum gut abgebildet werden.

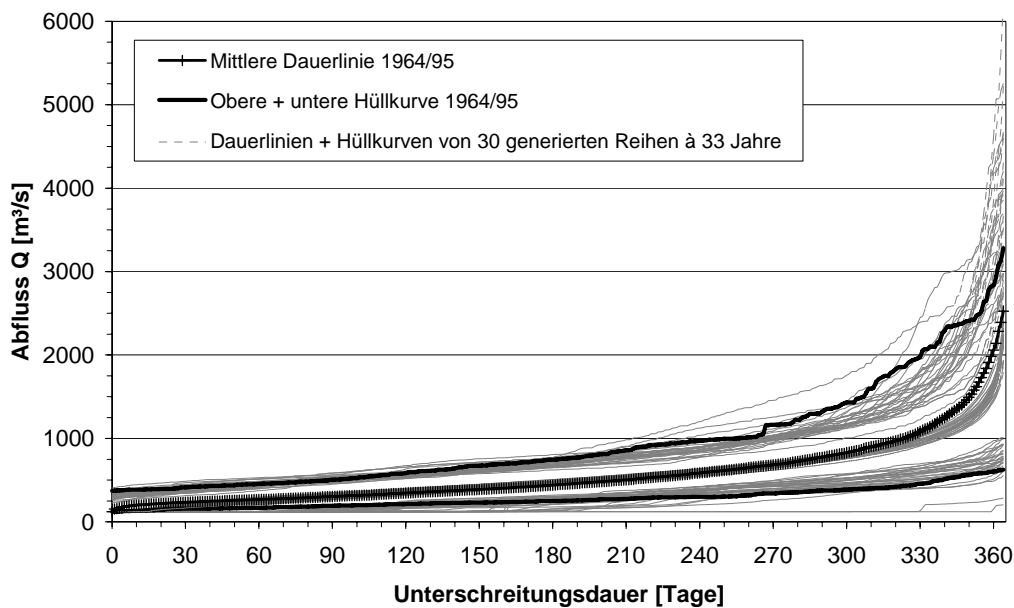


Abbildung 6/8: Mittlere Dauerlinie und obere/untere Hüllkurven der Abflussjahre 1964-1995 am Pegel Barby sowie der 30 generierten Reihen à 33 Jahre.

Abbildung 6/9 zeigt schließlich den Vergleich der Messreihe mit den 30 Simulationen bezogen auf die Verteilungen der jährlichen Scheitelabflüsse der Abflussjahre und ausgewählter Monate sowie des Jahresgangs der Monatsmittel. Die Verteilungen der Messreihe liegen sowohl bei den Mittelwerten als auch bei den Extremwerten größtenteils innerhalb der Wertebereiche der 30 Simulationen. Geringfügige Abstriche müssen für die frühjährlichen Abflüsse gemacht werden (vor allem Hochwasser im März, s.o.). Angesichts dessen, dass die Verteilungen der Extremwerte zuvor nicht in die Modellanpassung eingeflossen sind, werden sie im Ergebnis sehr gut getroffen. Im Anhang A2 sind alle monatlichen Verteilungsfunktionen der Tages- und Monatsmittel mit Standardabweichungen sowie der Monatsmaxima zu finden.

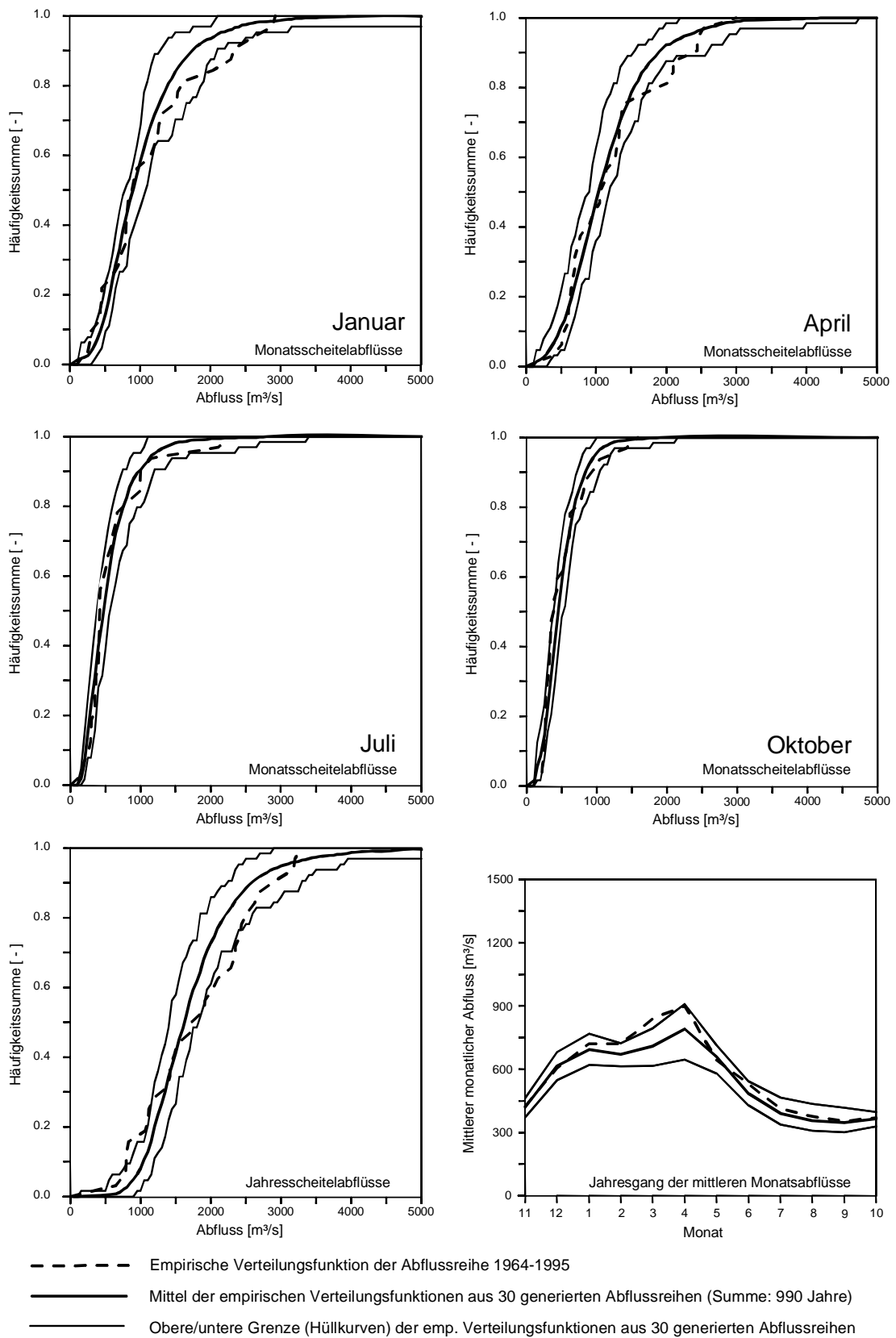


Abbildung 6/9: Vergleich der empirischen Verteilungsfunktionen der Abflussreihe 1964-1995 mit den Verteilungen aus 30 generierten Abflussreihen (Mittel und Hüllkurven des gesamten Kollektivs). Oben und Mitte: Scheitelabflüsse einzelner Monate; unten: Jahresscheitelabflüsse und mittlere Monatsabflüsse.

6.2.1.7 Beurteilung der Modellgüte (Validierung) im Hinblick auf Wasserstände

Zur Überprüfung der Modellgüte für die täglichen Elbewasserstände am Pegel Havelberg-EP wird die synthetische Abflussreihe 1964-1995 herangezogen, die im Rahmen der Anpassung des Treiber-Modells (vgl. Kapitel 6.2.1.3) abgeleitet wurde. Im direkten Vergleich der Messreihe (tägliche Wasserstände) mit der Modellreihe (Abflüsse in Barby gemäß Treiber-Modell und deren Transformation über ELBA-Modell und Abflusskurve in Havelberg) ergibt sich ein Bestimmtheitsmaß von $R^2 = 0.91$ und ein Effizienzkriterium nach Nash-Sutcliffe von $E = 0.89$ bzw. $E = 0.87$ für logarithmierte Reihen. Das heißt über alle Modellschritte gesehen liegt ein hoher Übereinstimmungsgrad vor, wobei auch an die erzielte Anpassung des Treiber-Modells ($E = 0.92$, s. o.) erinnert werden muss.

Wesentlich für die Modellbeurteilung sind die statistischen Eigenschaften der modellierten Zeitreihe im Hinblick auf die Nachbildung der Wasserstandsdynamik. In Tabelle 6/3 sind die wichtigsten Kennwerte der Messreihe und der beschriebenen Modellreihe gegenübergestellt. Die Mittelwerte und Standardabweichungen der Tageswerte und der jährlichen Maxima (Hochwasserstände) zeigen insgesamt eine gute Übereinstimmung, genauso die Amplitude. Die Abweichungen beim MW (Modell 14 cm höher als Messung) sind zum größten Teil den Unschärfen der in Kapitel 4.3 beschriebenen Abflusskurve zuzuschreiben. Hinzu kommt, dass diese Abflusskurve auch für die Modellreihe der 1960/70er Jahre angewendet wurde, die nach Abbildung 4/10 niedrigere Wasserstände als in den 1980/90er Jahren vermuten lässt, was theoretisch aber auch an der Abflussreihe in Barby liegen kann.

Tabelle 6/3: *Vergleich Messung-Modell der statistischen Kennwerte der Wasserstände am Pegel Havelberg-EP im Zeitraum 1964-1995.*

Gütekriterien (in [m+NN] bzw. [m])	Messung	Modell	Δ Messung-Modell
Jährliche Maxima (Reihe HW₁₉₆₄₋₁₉₉₅)			
MHW (Mittl. Hochwasser)	26.84	26.88	-0.04
Standardabweichung der HW	0.86	0.93	-0.07
Tageswerte			
MW (Mittelwert)	24.66	24.80	-0.14
Standardabweichung	1.00	0.93	-0.07
Spannweite Max – Min	5.47	5.57	0.10

Abbildung 6/10 zeigt, dass in der Anwendung die Dynamik der Elbewasserstände gut simuliert wird: als Balken dargestellt sind hier der Mittelwert der Zeitreihe (MW) und der mittlere jährliche Maximalwasserstand (MHW) am Pegel Havelberg-EP als Vergleich der Messreihe (1964-1995) und der 30 simulierten Reihen (vgl. Kapitel 6.2.1.6). Die Kennwerte MW und MHW der Messreihe (Balken links) sind zugleich als gestrichelte Linien eingetragen, ebenso wie das 95%- und das 99%-Konfidenzintervall des MHW der Messreihe, um diese besser mit den Kennwerten der Simulationen vergleichen zu können. Man erkennt, dass die Kennwerte

der 30 Simulationen sowohl beim MW als auch beim MHW zufallsbedingt in einer plausiblen Größenordnung (bis \pm ca. 20 cm) um die Kennwerte der Messreihe schwanken. Statistisch bewertet liegen die MHW der 30 Simulationen vollständig innerhalb des 95%-Konfidenzintervalls des MHW der Messreihe $HW_{1964-1995}$ (Abbildung 6/10).

Diese Diagnose für den Pegel Havelberg-EP lässt sich auf den gesamten linken Rand des Modellgebiets (Potentialrandbedingungen der Grundwassermodellierung auf Basis stationärer 2D-HN-Berechnungen) übertragen.

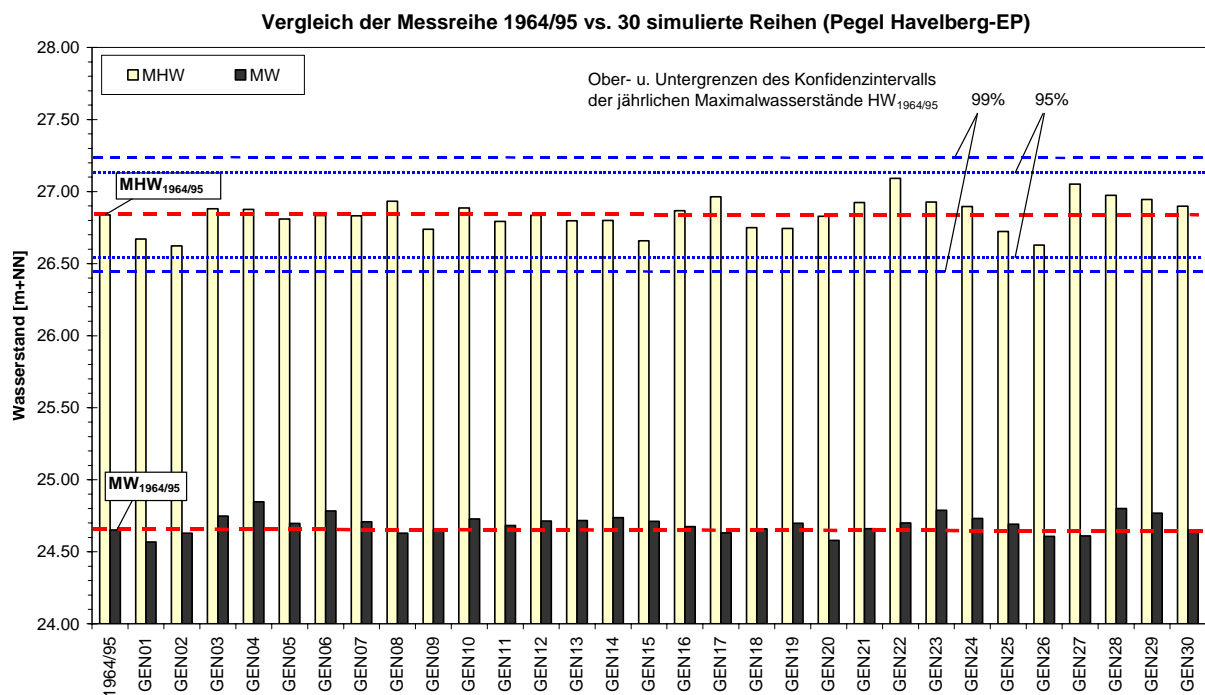


Abbildung 6/10: Vergleich der Kennwerte MHW und MW des Referenzzeitraums 1964-1995 am Elbe-Pegel Havelberg-EP (Balken links) mit den gleichen Kennwerten aus 30 synthetisch generierten Zeitreihen (Balken GEN01 bis GEN30).

6.3 Modellkonzept für die Havel- und Grundwasserstände (rechter Rand)

Für die simultan-synthetische Modellierung des rechten Modellrands sind die Korrelationsstrukturen der verschiedenen hydrologischen Prozesse untereinander zu erfassen, sowohl bezogen auf die Elbe (linker Rand) und als auch bezogen auf die raumzeitlichen Unterschiede entlang des rechten Rands (Havel- und Grundwasserstände). Allgemein ist bekannt, dass die Abfluss- und Wasserstandsdynamik der Havel deutlich geringer ist als die der Elbe, mit komplexen Verhältnissen im Mündungsbereich (vgl. Kapitel 4.1.2), und dass die Dynamik der Oberflächen- und Grundwasserstände entlang des rechten Rand nach Süden hin abnimmt. Daher wurden spezifische stochastische Modelle für die Havelabflüsse und die Potentialrandbedingungen des Grundwassermodells entwickelt. Es handelt sich um typische Zeitreihenmodelle, zu denen im folgenden Abschnitt eine kurze Einführung gegeben wird.

6.3.1 Wichtigste mathematische Grundlagen

Die Grundlagen der Analyse und Simulation von Zeitreihen sind in der Literatur ausführlich beschrieben (z. B. YEVEVICH 1987, SALAS 1993, MANIAK 1997, SCHLITGEN 2001). Hier sind die Modellansätze für diskrete Daten relevant, die in regelmäßigen Zeitabständen (z. B. Tage, Monate) gewonnen wurden. Sie werden in diesem Abschnitt kurz zusammengefasst.

Allgemein kann die Untersuchung einer Zeitreihe auf zwei Arten angegangen werden: als univariate Analyse, in der nur die Eigenschaften der Zeitreihe alleine betrachtet werden, oder als multivariate Analyse, in der auch andere (äußere) Variablen berücksichtigt werden. So ist im Rahmen der Modellidentifikation herauszufinden, welches mathematische Modell eines dynamischen Systems am ehesten geeignet ist, die Charakteristik der Zeitreihe abzubilden. Dies erfolgt in der Regel iterativ, indem die Korrelationsstrukturen in den Daten bzw. die Modelleigenschaften ausgewertet werden, oder mit Hilfe von Kenntnissen über das physikalische Verhalten des Systems (z. B. Reaktion auf äußere Einflüsse).

AR- und ARMA- Modelle (univariate Analyse):

Die im Zeitschritt t vorhergesagte Zufallsvariable y_t eines autoregressiven (AR) Modells der Ordnung p besitzt eine lineare Abhängigkeit von den y_t von p vorangegangenen Zeitschritten. Ein $AR(p)$ -Modell kann ausgedrückt werden in der Form:

$$y_t = \mu + \sum_{j=1}^p \phi_j (y_{t-j} - \mu) + \varepsilon_t \quad (6.2)$$

mit:	p	Modellordnung (Anzahl der betrachteten Vorgängerzeitschritte j)
	ϕ_j	AR-Modellparameter
	ε_t	stochastische Komponente („weißes Rauschen“)

Hierbei gelten die Annahmen, dass der Erwartungswert $E(y) = \mu$ und $E(\varepsilon) = 0$ sowie die Kovarianz $\text{COV}(\mu, \varepsilon) = 0$ beträgt. Das heißt, μ ist der durchschnittlich erwartete Wert der Zeitreihe, der alle deterministisch erfassbaren Einflüsse auf den Prozess beinhaltet, während ε_t die rein zufälligen (von y unabhängigen) Schwankungen um Null repräsentiert.

AR-Modelle mit niedriger Ordnung (z. B. AR(1)-Modelle) sind vielfach eingesetzt worden, um jährliche, saisonale oder tägliche hydrologische Zeitreihen zu modellieren (SALAS 1993).

In Erweiterung des AR-Modells liegt einem ARMA (*autoregressive moving average*) Modell die Annahme zugrunde, dass das Verhalten von y_t zusätzlich eine lineare Abhängigkeit von den ε_t von q vorangegangenen Zeitschritten besitzt, die durch Gleitmittelbildung berücksichtigt wird. Ein ARMA(p,q)-Modell kann demnach aufgeschrieben werden als:

$$y_t = \mu + \sum_{j=1}^p \phi_j (y_{t-j} - \mu) + \varepsilon_t - \sum_{j=1}^q \theta_j \varepsilon_{t-j} \quad (6.3)$$

mit: q Modellordnung (Anzahl der betrachteten Vorgängerzeitschritte j)
 θ_j MA- Modellparameter, $\theta_1, \dots, \theta_q$

ARX- und ARMAX-Modelle (*multivariate Analyse*):

Wenn das Verhalten der Zeitreihe nicht hinreichend aus sich selbst erklärt werden kann, d. h. durch univariate Analyse, so können Regressorvariablen oder Zeitreihen berücksichtigt werden, die äußere Einflüsse auf den Prozess beschreiben. Soll eine Variable y_t mit Hilfe einer Variable x_t beschrieben werden, so kann die ARX Modellstruktur verwendet werden:

$$y_t = \mu + \sum_{j=1}^p \phi_j (y_{t-j} - \mu) + \sum_{j=1}^r \beta_j x_{t-j} + \varepsilon_t \quad (6.4)$$

mit: x_t exogene Variable im Zeitschritt t
 r Modellordnung bezogen auf die zeitliche Abhängigkeit von x
 β_j zugehörige Modellparameter (Regressionskoeffizienten)

Aus der Kombination der genannten Typen ergibt sich die ARMAX Modellstruktur:

$$y_t = \mu + \sum_{j=1}^p \phi_j (y_{t-j} - \mu) + \sum_{j=1}^r \beta_j x_{t-j} + \varepsilon_t + \sum_{j=1}^q \theta_j \varepsilon_{t-j} \quad (6.5)$$

Im Allgemeinen führen höhere Modellordnungen (d. h. ein längeres Systemgedächtnis) und eine größere Anzahl von Variablen in multivariaten Modellen zu einer komplexen Parameterschätzung, bei der die verschiedenen Prozesskomponenten entkoppelt und getrennt analysiert bzw. simuliert werden müssen. Daher ist eine möglichst einfache (noch hinlänglich statistisch bzw. physikalisch begründbare) Modellstruktur zu suchen.

6.3.2 Hydrologische Modellformulierung

Die für die Bezugspunkte am rechten Rand entwickelten stochastischen Modelle besitzen eine multivariate Grundstruktur, d. h. die hydrologischen Eingangsgrößen des Grundwassermodells sind über multiple lineare Regressionsmodelle an die Abflüsse und Wasserstände der Elbe und Havel gekoppelt. Sie setzen sich aus folgenden Modellkomponenten zusammen:

$$Z_t = Z_{D,t} + Z_{U,t} + X_{E,t} + X_{M,t} + R_t + R_{U,t} \quad (6.6)$$

mit:	Z_t	Zufallsvariable im Zeitschritt t (Havelabfluss oder Potentialrandbedingung am rechten Rand des Grundwassermodells)
	$Z_{D,t}$	langfristige deterministische Komponenten (Trend, Saisonkomponente)
	$Z_{U,t}$	univariate Autoregressionsanteile, die die zeitliche Trägheit des Prozesses nachbilden (Korrelationen zu vorangegangenen Zeitschritten)
	$X_{E,t}$	externe Einflüsse im Zeitschritt t, die mittels linearer Regression berechnet werden (z. B. Korrelation Elbe / Havel oder Fluss- / Grundwasserpegel)
	$X_{M,t}$	multivariate Autoregressionsanteile (aus vorherigen Komponenten)
	R_t	Rest- bzw. Zufallsanteile, die die mit diesem Modell nicht beschriebenen Abweichungen von Messwerten repräsentieren
	$R_{U,t}$	univariate Autoregressionsanteile im Restanteil

Die Modellidentifikation beruht auf gemessenen Zeitreihen der in Abbildung 6/2 dargestellten Fluss- und Grundwasserpegel. Trend- und Saisonkomponenten in den Zeitreihen werden jeweils vor der Modellrechnung abgespalten und im Ergebnis später wieder überlagert. Folglich gelten Korrelationsbeziehungen zwischen zwei Punkten allgemein für die Abweichungen vom längerfristigen Mittel. Die Ermittlung der Modellparameter erfolgte nach der Methode der kleinsten Fehlerquadrate anhand der hydrologischen Jahre 1964-1980 (Kalibrierungsperiode), die Überprüfung der Modellgüte anhand des Zeitraums 1981-1995 (Validierungsperiode).

Die Grundidee für das Gesamtgebiet besteht darin, zunächst ein Referenzmodell für das Abflussverhalten der Havel aufzustellen, das die Ähnlichkeiten zur Abflussdynamik der Elbe nachbildet und im Simulationsmodus von den synthetischen Elbeabflüssen angetrieben wird. Der Korrelationsanalyse werden Havelabflüsse weiter aus dem Oberlauf zugrunde gelegt, um hydraulische Wechselwirkungen mit der Elbe anfangs auszuschließen. Ausgehend von diesem Modell kann dann in weiteren Schritten, so der Ansatz, die Dynamik der Unteren Havel bzw. am rechten Rand des Grundwassermodells simuliert werden, die teilweise direkt (hydraulisch) von der Elbe beeinflusst ist. Im ersten Schritt ist der stärkste Zusammenhang zwischen Havel und Elbe allerdings nicht auf Tagesbasis, sondern im Wochen- bis Monatsbereich zu suchen. Daher gliedert sich die Modellierung in zwei wesentliche Schritte, wobei nach dem *Prinzip der Aggregation und Disaggregation* vorgegangen wird.

Schritt 1: Simulation der Dynamik auf Monatsbasis, ausgehend von den Havelabflüssen in Abhängigkeit der Elbeabflüsse.

Im ersten Schritt werden die Havelabflüsse in Ketzin in Abhängigkeit der Elbeabflüsse modelliert (als trend- und saisonbereinigte Differenzenreihen). Hierfür wurden als Zeitschritt Monatswerte gewählt, da vorherige Analysen für kürzere Zeitintervalle (10, 20 Tage) keine geeigneten Verbesserungen anzeigten. Die weiteren Modelle für die Havel- und Grundwasserstände setzen ebenfalls auf Monatsbasis an und sind an die Abflüsse in Ketzin gekoppelt.

Schritt 2: Simulation der täglichen Fluss- und Grundwasserstände am rechten Rand.

Der zweite wesentliche Schritt besteht in der Disaggregation der Monats- zu Tageswerten und deren Transformation in gleichzeitige Potentialrandbedingungen an mehreren Stellen am rechten Rand. Dies erfolgt punktbezogen über multivariate Modelle mit jeweils einer eigenen Zufallskomponente auf Tagesbasis. Insbesondere werden tägliche Wasserstände der Unteren Havel in Rathenow und Havelberg berechnet, wobei letztere bei hohen Elbewasserständen eine zusätzliche Beeinflussung beinhalten (in Analogie zu den Rückstauwirkungen).

Die Umsetzung dieses Konzepts wird im folgenden Abschnitt am Beispiel der monatlichen Havelabflüsse in Ketzin und der täglichen Havelwasserstände in Havelberg-Stadt illustriert. Der Aufbau der Modelle für die weiteren Bezugspunkte am rechten Rand erfolgte analog.

6.3.3 Modellumsetzung am Beispiel der Havelabflüsse und -wasserstände

Schritt 1: Modell zur Simulation der monatlichen Havelabflüsse am Pegel Ketzin

Für die Analyse und Simulation der Korrelation zwischen Elbe und Havel werden für die Elbe die ausgehend vom Pegel Barby bzw. Tangermünde nach Havelberg gerouteten Abflüsse und für die Havel die am Pegel Ketzin gemessenen Abflüsse verwendet. Der Pegel Ketzin wurde gewählt, da er nach IKSE (2000) charakteristisch für die Untere Havel ist und da dort aufgrund seiner räumlichen Entfernung (ca. 120 km) unerwünschte Verzerrungen in den Daten durch Rückstauwirkungen bei Elbehochwasser praktisch ausgeschlossen werden können.

Für die Modellidentifikation wurden die täglichen Abflüsse von Elbe und Havel in Monatswerte überführt und einer ersten Kreuzkorrelationsanalyse unterzogen (vgl. Abbildung 6/11). Es bestätigte sich sofort die erwartete Parallelität im saisonalen Verhalten. Vor allem wurde erkennbar, dass die Korrelation beider Teilgebiete bei Zeitverschiebung 0 und 1 (gleicher und vorheriger Monat) deutlich ausgeprägt ist, während sie bei Zeitverschiebung 2 nur noch knapp über die Signifikanzgrenze (95%) liegt, wobei eben die Saisonalität noch enthalten ist. Diese Information wurden zur weiteren Modellspezifikation genutzt, indem die Saisonkomponente (Monatsmittel) eliminiert wurde, bevor weitere Korrelationsanalysen der Residualprozesse für die Zeitverschiebung 0 bis maximal 2 angestellt wurden. Parallel wurde auch die Möglichkeit überprüft, ob durch Logarithmierung der Messreihen auf die Eliminierung der Saisonstruktur verzichtet werden kann, was aber zu schlechteren Modellergebnissen (Korrelationen) führte.

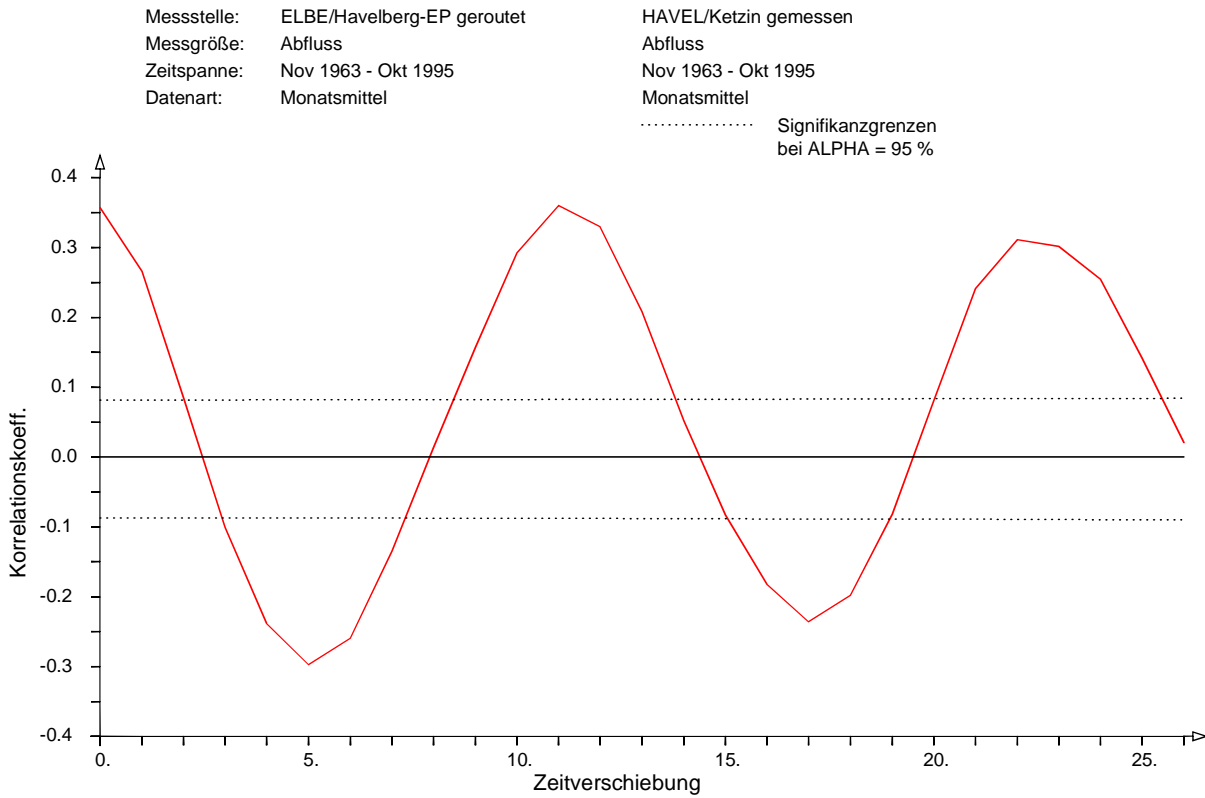


Abbildung 6/11: Kreuzkorrelationsfunktion Elbe – Havel (Ketzin), Zeitreihe 1964-1995.

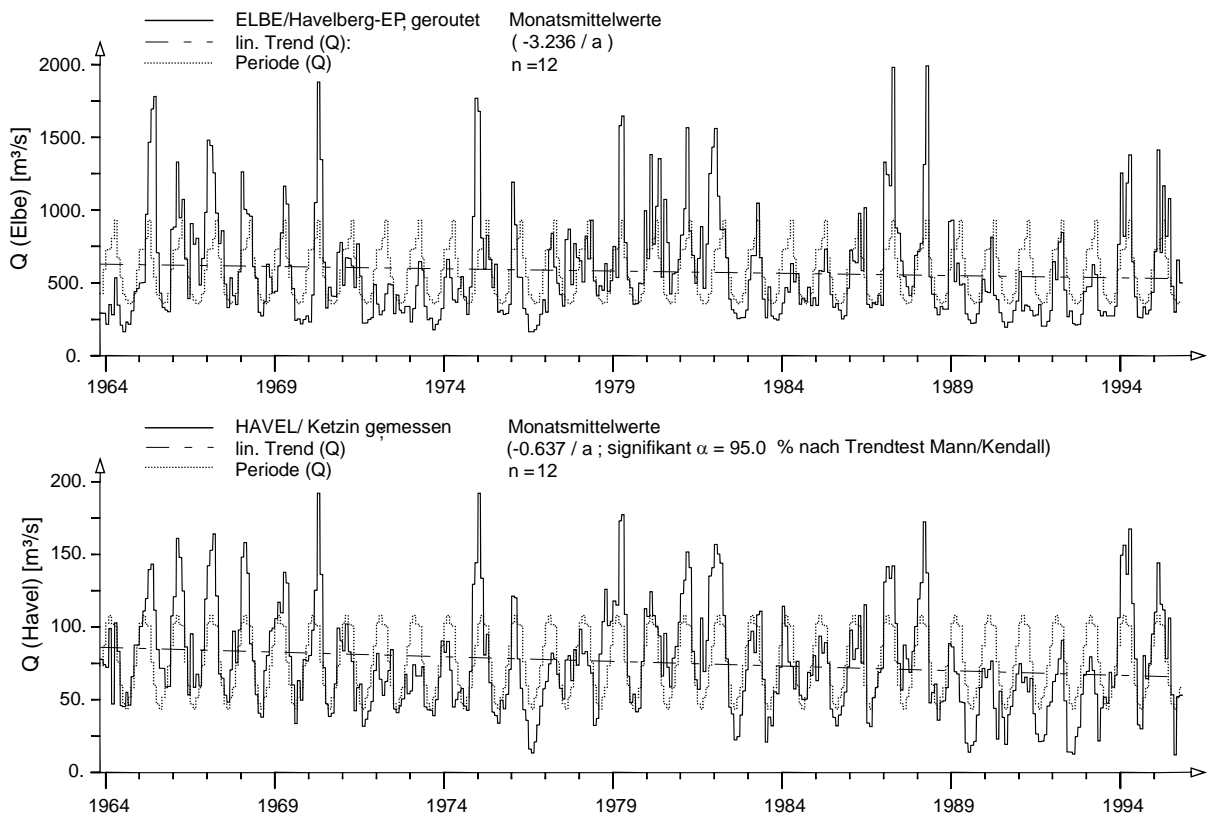


Abbildung 6/12: Gemessene monatliche Elbe- und Havelabflüsse im Zeitraum 1964-1995 mit Darstellung der Trend- und Saisonkomponente.

Der gewählte Modellansatz für den Havelabfluss im Monat i ($Q_{HV,i}$) lautet demzufolge:

$$Q_{HV,i} = Q_{T,i} + Q_{S,i} + Q_{X,i} + Q_{R,i} \quad (6.7)$$

Hierin sind Q_T und Q_S sind die langjährigen Trend- und Saisonkomponenten der Zeitreihe (vgl. Abbildung 6/12: für die Havel ist ein signifikanter Trend zu berücksichtigen), Q_X der Korrelationsanteil in bezug auf die Dynamik der Elbe (= längerfristiger Innovationsterm) und Q_R die durch dieses Modell insgesamt nicht erfassten Schwankungen um Null.

Für die trend- und saisonbereinigten Abflussanteile von Havel ($Q_{X,i}$) und Elbe ($Q_{EL,i}$) wurde mittels multipler Regression der folgende lineare Zusammenhang geschätzt:

$$Q_{X,i} = 0.056 * Q_{EL,i} + 0.313 * Q_{X,i-1} - 2.040 \quad (6.8)$$

Aufgrund der Korrelation mit Vorzuständen der Elbe (gemäß deren Abflussreihe) und Havel kann von einem dynamischen Modell gesprochen werden. Tabelle 6/4 fasst die Kennwerte für $Q_{X,i}$ aus Messung und Modell für die Kalibrierungs- und Validierungsperiode zusammen. Anhand des Bestimmtheitsmaßes (z. B. $R^2 = 0.73$ für die Validierung) wird erkennbar, dass durch dieses Teilmodell die langfristige Dynamik der Havel zu einem Großteil erklärt werden kann. Die Ganglinien der Mess- und Modellreihe in Abbildung 6/13 unterstreichen dies.

Tabelle 6/4: Kennwerte der gemessenen und berechneten trend- und saisonbereinigten Monatsabflüsse $Q_{X,i}$ am Pegel Ketzin für die Kalibrierung und Validierung.

Kennwert	Periode	Herkunft	Mittelwert	St.abw.	Min	Max
$Q_{X,i}$ $R^2 = 0.77$	Kalibrierung 1964-1980	Messung	-1.3	26.9	-64.9	86.7
		Modell	-1.4	23.6	-47.2	85.8
$Q_{X,i}$ $R^2 = 0.73$	Validierung 1981-1995	Messung	1.5	26.4	-49.7	76.3
		Modell	-2.8	21.3	-44.2	81.2

Zusammen mit der Trend- und Saisonkomponente errechnen sich für die Havelabflüsse $Q_{HV,i}$ die in Tabelle 6/5 aufgeführten Kennwerte für die Kalibrierungs- und Validierungsperiode. Das erreichte Bestimmtheitsmaß von $R^2 = 0.82$ bestätigt nochmals die gute Nachbildung der Dynamik. Abbildung 6/14 zeigt die dazu gehörigen Ganglinien der Mess- und Modellreihe.

Tabelle 6/5: Kennwerte der gemessenen und berechneten Monatsabflüsse $Q_{HV,i}$ (ohne Zufallskomponente) am Pegel Ketzin für die Kalibrierung und Validierung.

Kennwert	Periode	Herkunft	Mittelwert	St.abw.	Min	Max
$Q_{HV,i}$ $R^2 = 0.821$	Kalibrierung 1964-1980	Messung	79.2	34.5	13.2	192.2
		Modell	79.2	31.1	23.8	179.4
$Q_{HV,i}$ $R^2 = 0.817$	Validierung 1981-1995	Messung	71.9	36.2	11.8	172.4
		Modell	65.6	31.9	18.0	165.0

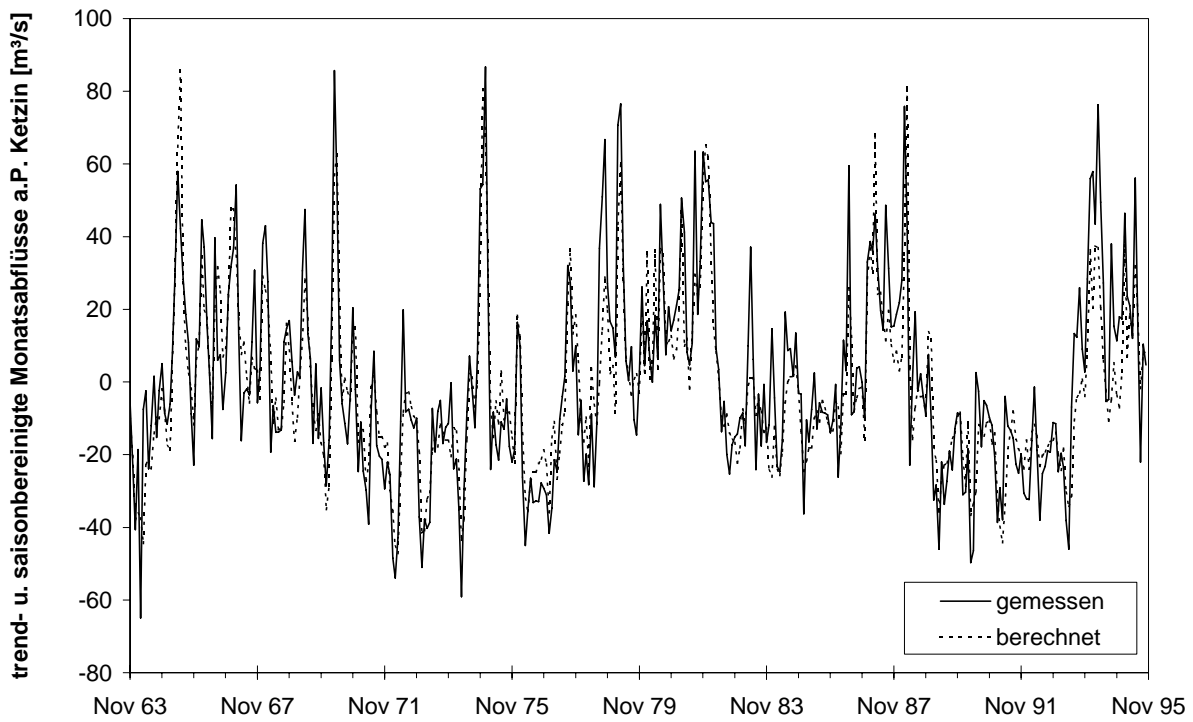


Abbildung 6/13: Ganglinie der gemessenen und berechneten trend- und saisonbereinigten monatlichen Havelabflüsse $Q_{X,i}$ am Pegel Ketzin im Zeitraum 1964-1995.

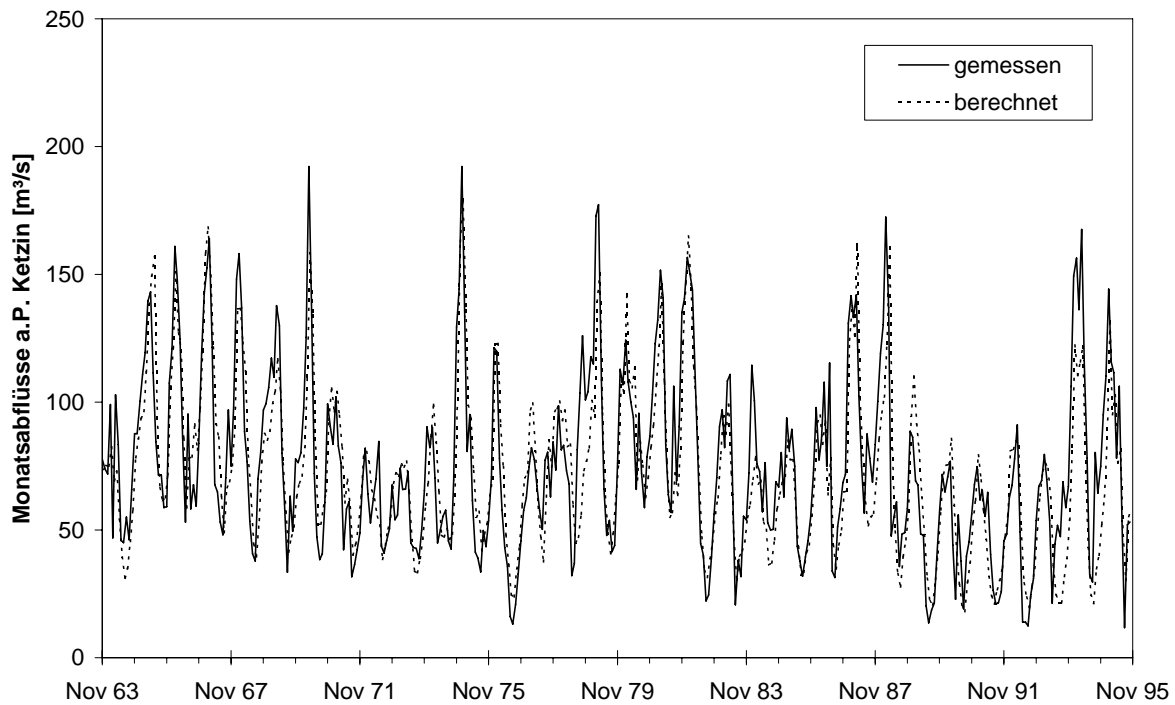


Abbildung 6/14: Ganglinie der gemessenen und der berechneten monatlichen Havelabflüsse $Q_{HV,i}$ (ohne Zufallskomponente) im Zeitraum 1964-1995.

Für die Residuen $Q_{R,i}$ in Gleichung (6.7) wurde ein autoregressiver Prozess identifiziert, der über das AR(1)-Modell

$$Q_{R,i} = Q_{Z,i} + 0.509 * Q_{R,i-1} \tag{6.9}$$

beschrieben werden kann, das auf linear transformierten Zufallszahlen $Q_{Z,i} = 12.55 * Z_i$ basiert (mit Z = normalverteilte Zufallszahlen von 0 bis 1). In Tabelle 6/6 sind die Kennwerte der $Q_{R,i}$ für die Kalibrierungs- und Validierungsperiode aufgelistet.

Tabelle 6/6: Kennwerte der Residuen $Q_{R,i}$ aus Messung und Modell im Zeitraum der Kalibrierung (1964-1980) und der Validierung (1981-1995).

Kennwert	Periode	Herkunft	Mittelwert	St.abw.	Min	Max
$Q_{R,i}$ $R^2 = 0.26$	Kalibrierung 1964-1980	Residuen	0.0	14.6	-45.5	52.7
		Modell *	-1.3	14.6	-42.7	39.4
$Q_{R,i}$	Validierung 1981-1995	Residuen	6.4	15.5	-34.1	49.6
		Modell *	1.2	14.8	-32.4	50.2

*) Man beachte, dass die Kennwerte abhängig von den jeweils verwendeten Zufallszahlen schwanken.

Abbildung 6/15 zeigt als Gesamtergebnis einen Vergleich der Messreihe mit mehreren simulierten Reihen $Q_{HV,i}$, die verschiedene Realisationen für $Q_{R,i}$ darstellen. Vereinzelt können bei Niedrigwasser $Q_{HV,i}$ auftreten, die unter dem Minimum der Messreihe (4 m³/s) liegen. Diese Werte werden im vorliegenden Fall vereinfacht durch 4 m³/s ersetzt.

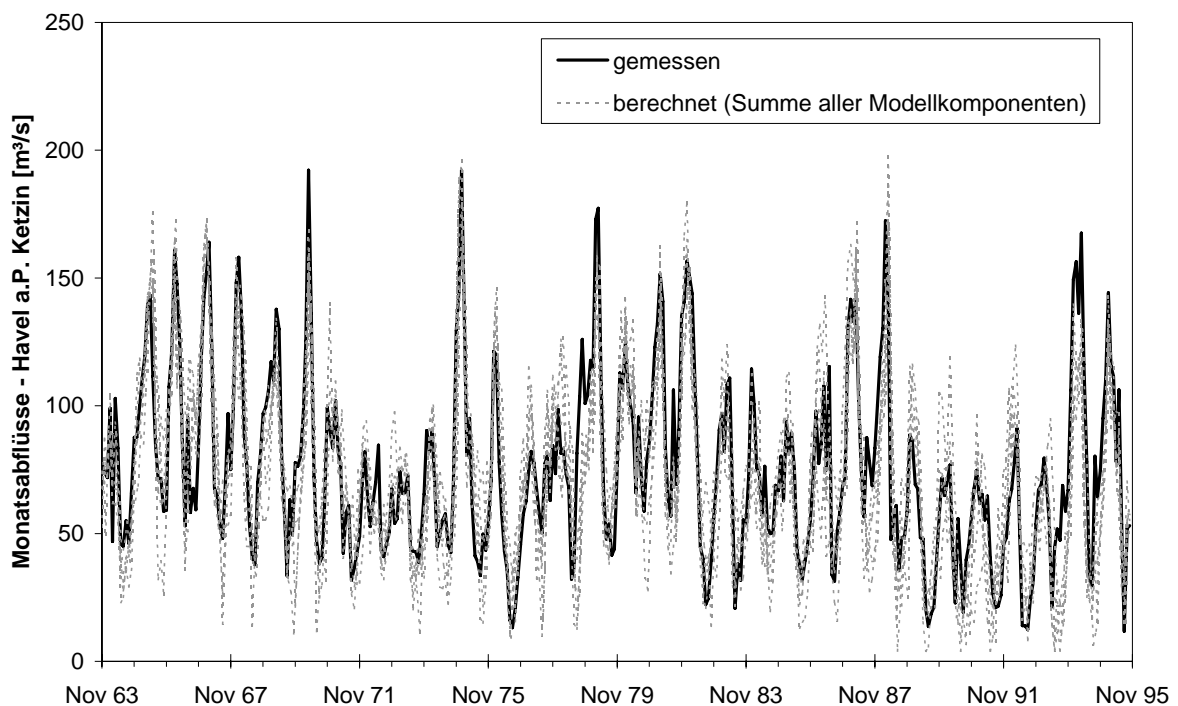


Abbildung 6/15: Ganglinie der gemessenen monatlichen Havelabflüsse am Pegel Ketzin und mehrerer Simulationen im Zeitraum 1964-1995.

Schritt 2: Modell zur Simulation der täglichen Havelwasserstände in Havelberg-Stadt

Die erarbeiteten Modelle der täglichen Fluss- und Grundwasserstände im Modellgebiet bauen alle auf den monatlichen Havelabflüssen („Schritt 1“, s.o.) auf. Als Beispiel zur Erläuterung des Vorgehens bei der Modellerstellung dient der Pegel Havelberg-Stadt.

Hierfür ist die Referenzreihe (Monatsabflüsse in Ketzin) in Tageswerte zurückzuführen. Die Disaggregation erfolgt über Bildung eines 30-tägigen Gleitmittels. Über diesen Prozess kann dann eine weitere Zufallskomponente gelegt werden, die die täglichen Schwankungen um den Monatsmittelwert repräsentiert und die direkt aus der Messreihe ableitbar ist. Abbildung 6/16 illustriert die interessierenden Unterschiede zwischen den gemessenen Tagesabflüssen und ihrer Entsprechung aus der Hin- und Rück-Transformation in Monatswerte.

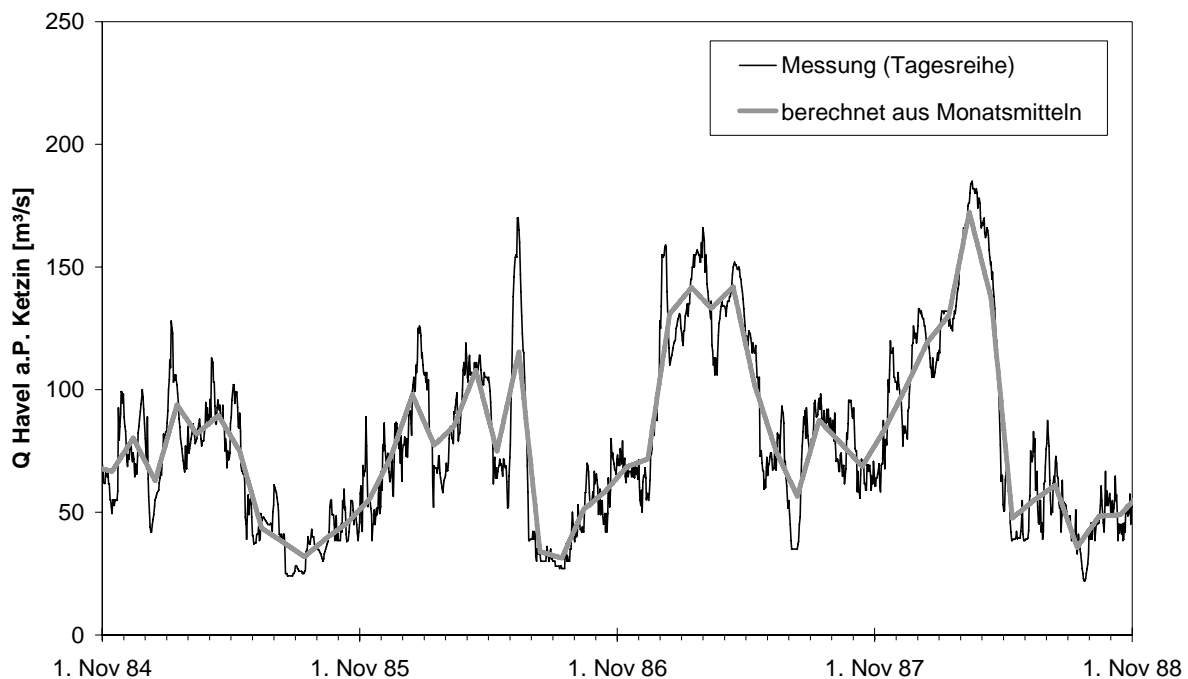


Abbildung 6/16: Gemessene Tagesabflüsse der Havel a.P. Ketzin in den Jahren 1984-1988 und ihre Entsprechung nach Rückrechnung aus Monatswerten.

Zufallskomponente der Tagesabflüsse in Ketzin

Aus der Auswertung dieser Unterschiede, d. h. der Residuen auf Tagesbasis (Index j) wurde für die Zufallskomponente $Q_{R,j}$ das AR(2)-Modell

$$Q_{R,j} = Q_{Z,j} + 0.691 * Q_{R,j-1} + 0.181 * Q_{R,j-2} \quad (6.10)$$

identifiziert, das über transformierte Zufallszahlen $Q_{Z,j} = 6.35 * Z_j$ (mit Z = normalverteilte Zufallszahlen von 0 bis 1) modelliert wird. In Tabelle 6/7 sind die Kenngrößen der Kalibrierung und Validierung für dieses Modell zusammengestellt. Abbildung 6/17 zeigt die Residuen und eine Modellganglinie für einen vierjährigen Zeitabschnitt.

Tabelle 6/7: Kennwerte der Residuen bzw. der Zufallskomponente $Q_{R,j}$ auf Tagesbasis im Zeitraum der Kalibrierung (1964-1980) und der Validierung (1981-1995).

Kennwert	Periode	Herkunft	Mittelwert	St.abw.	Min	Max
$Q_{R,j}$ $R^2 = 0.72$	Kalibrierung 1964-1980	Residuen	0.0	12.2	-48.6	61.4
		Modell *	-1.0	12.1	-42.0	46.7
$Q_{R,j}$	Validierung 1981-1995	Residuen	0.0	12.8	-43.6	57.3
		Modell *	0.5	12.6	-44.4	48.8

*) Man beachte, dass die Kennwerte abhängig von den jeweils verwendeten Zufallszahlen schwanken.

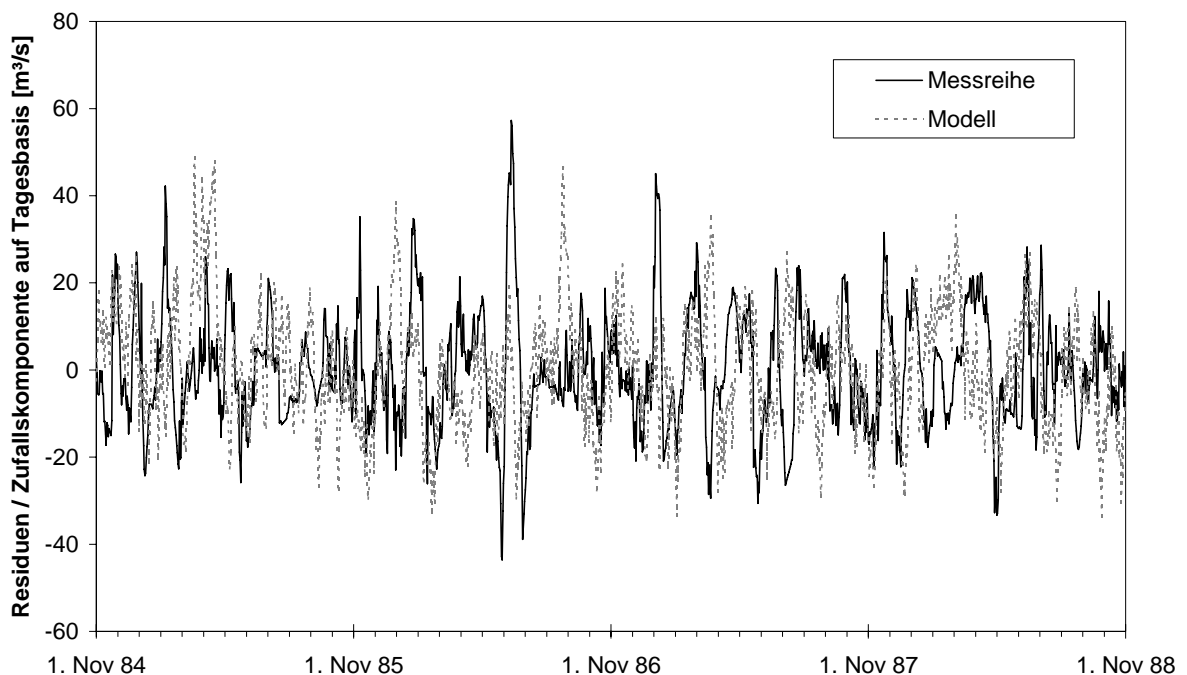


Abbildung 6/17: Residuen der Tagesabflüsse der Havel a.P. Ketzin in den Jahren 1984-1988 (vgl. Abbildung 6/16) und berechnete Zufallskomponente.

Tägliche Havelabflüsse und Wasserstände am Pegel Rathenow

Ausgehend von den Tagesabflüssen in Ketzin können die Randbedingungen im Modellgebiet spezifiziert werden. Die wichtigste Stützstelle auf der Zwischenstrecke ist der Havel-Pegel Rathenow. Die dortigen Tagesabflüsse lassen sich linear aus Ketzin berechnen ($R^2 = 0.70$): $Q_{Rathenow,j} = 1.2 * Q_{HV,j}$. Die zugehörigen Wasserstände in Rathenow $W_{Rathenow,j}$ (in [m+NN]) können über die lokal rekonstruierte Abflusskurve ($R^2 = 0.94$) berechnet werden:

$$W_{Rathenow,j} = 24.53 - (3 * 10^{-5} * Q_{Rathenow,j}^3 + 0.0106 * Q_{Rathenow,j}^2 - 0.0543 * Q_{Rathenow,j} + 82.61) / 100 \tag{6.11}$$

Tägliche Wasserstände am Pegel Havelberg-Stadt

Die täglichen Havelwasserstände in Havelberg-Stadt $W_{Havelberg,j}$ (in [m+NN]) können aus den Wasserständen der Havel in Rathenow $W_{Rathenow,j}$ und (bei höheren Wasserständen) der Elbe am Pegel Havelberg-EP $W_{Havelberg-EP,j}$ bestimmt werden. Hierzu dient das folgende abgestufte Modell ($R^2 = 0.86$):

- für $W_{Havelberg-EP,j} < 24.00$ m+NN:

$$W_{Havelberg,j} = 15.5 + 0.291 * W_{Rathenow,j} \quad (6.12)$$

- für $24.00 \leq W_{Havelberg-EP,j} < 26.00$ m+NN:

$$W_{Havelberg,j} = -0.32 + 0.66 * W_{Rathenow,j} + 0.255 * W_{Havelberg-EP,j} \quad (6.13)$$

- für $W_{Havelberg-EP,j} \geq 26.00$ m+NN:

$$W_{Havelberg,j} = -8.00 + 0.69 * W_{Rathenow,j} + 0.523 * W_{Havelberg-EP,j} \quad (6.14)$$

Abbildung 6/18 zeigt die Ganglinie der gemessenen und berechneten Wasserstände der Havel am Pegel Havelberg-Stadt im Zeitraum 1964-1995. Die Berechnung erfolgte entsprechend der Gleichungen (6.12) bis (6.14) basierend auf den gemessenen Wasserständen an den beiden Pegeln Havelberg-EP und Rathenow.

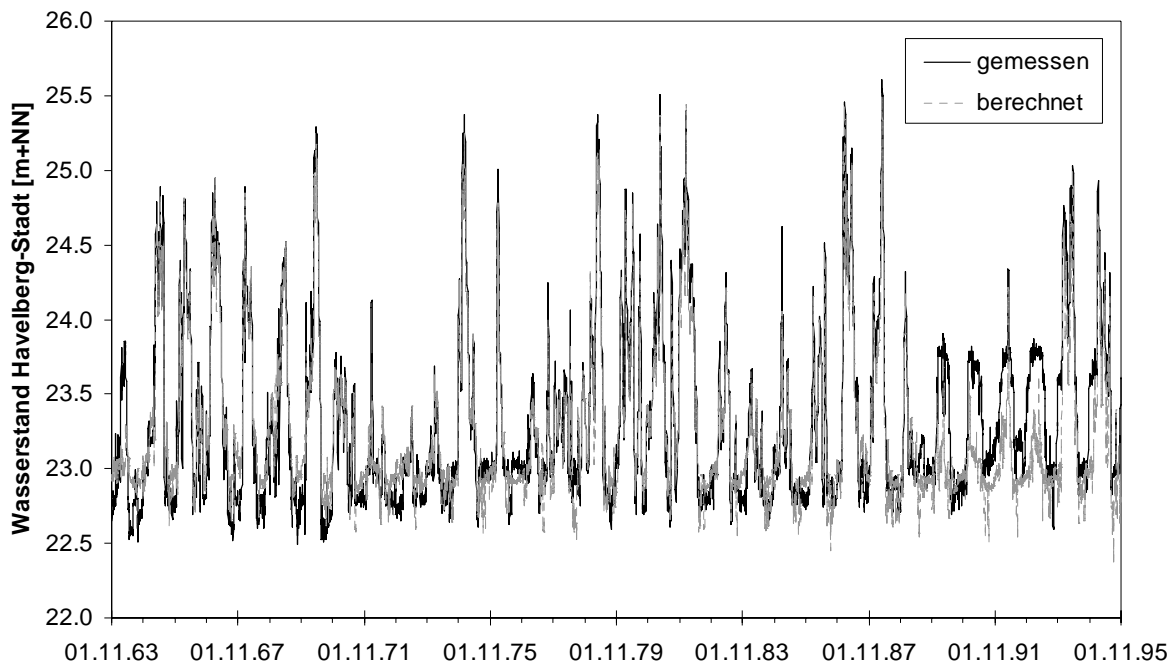


Abbildung 6/18: Ganglinie der gemessenen und mit dem kombinierten stochastischen Modell berechneten Wasserstände der Havel am Pegel Havelberg-Stadt.

6.3.4 Resultierende Modellanpassung am rechten Rand

Nach diesem Vorgehen (Aggregation auf Monatsbasis, Separation von Trend- und Saisonkomponenten, Korrelations- und Residuenanalyse etc.) und auf der Grundlage der besagten Pegeldata wurden somit spezifische multivariate statistische Modelle für die fünf Bezugspunkte am rechten Rand des Grundwassermodellgebiets abgeleitet. Um die räumliche Korrelation der Prozesse zu erhalten, bauen die stochastischen Komponenten modellintern jeweils auf den (zeit-)gleichen Zufallszahlen auf. Das heißt z. B., dass ein Anstieg der Havel durch einen Anstieg der Elbe (überregional) oder/und auch zufällig (regional) begründet sein kann und dass dieser Anstieg sich auch an den Grundwassermessstellen am rechten Rand auswirkt.

Die Modelle für die Bezugspunkte (Abbildung 6/2) stellen sich zusammenfassend wie folgt dar. Die Zustände an den Punkten Havel-A und Havel-E errechnen sich aus linearer Interpolation der Wasserstände an den Pegelstellen Havelberg-Stadt und Garz-UP, wobei letzterer analog aus Rathenow ableitbar ist. Aufgrund der Nähe zur Havel sind auch die Grundwasserstände an der Messstelle GW2921 direkt an die täglichen Havelwasserstände koppelbar. Eine andere Situation liegt an den Grundwassermessstellen GW2853 und GW2810 vor, da sie in über 4 km Entfernung zu Havel und Elbe liegen. Für diese Punkte wurde dementsprechend auf Monatsbasis eine Abhängigkeit von beiden Vorflutern identifiziert und umgesetzt.

Die resultierende Modellanpassung lässt sich im Überblick anhand der erweiterten Diagnose, d. h. des Vergleichs mit Simulationsergebnissen zeigen. In Abbildung 6/19 ist dies für die Havelwasserstände an Punkt Havel-E und die Grundwasserstände an Punkt GW2921 dargestellt. Die Kennwerte MHW und MW der 30 simulierten Reihen à 32 Jahre variieren in plausiblen Maß um die Kennwerte der Messreihe. Die MHW-Werte der Simulationen liegen innerhalb des 95%- bzw. 99%-Konfidenzintervalls der Messreihe (jährliche $HW_{1964-1995}$). Eine analoge Diagnose für die beiden weiteren Grundwassermessstellen GW2853 und GW2810 ist in Abbildung 6/20 zu sehen. Für diese Punkte fällt eine Simulation aus dem 99%-Konfidenzintervall heraus (Abweichung < 5 cm), die sich aus einem großen Einzelereignis erklärt. Vergleicht man diese Grafiken untereinander und mit Abbildung 6/10 (Diagnose der Elbewasserstände), so lassen sich sowohl Ähnlichkeiten als auch Unterschiede im jeweiligen Verhalten erkennen, zum Einen zwischen den Einzelpunkten und Zeitreihen, Zum Anderen bezogen auf die Elbe.

Abbildung 6/21 zeigt für die verschiedenen Bezugspunkte einen Vergleich der Ganglinien von Messung und Modell (ein Simulationslauf). Das Beispiel visualisiert, dass die Gesamtcharakteristik (Dynamik) am rechten Modellrand plausibel nachgebildet wird.

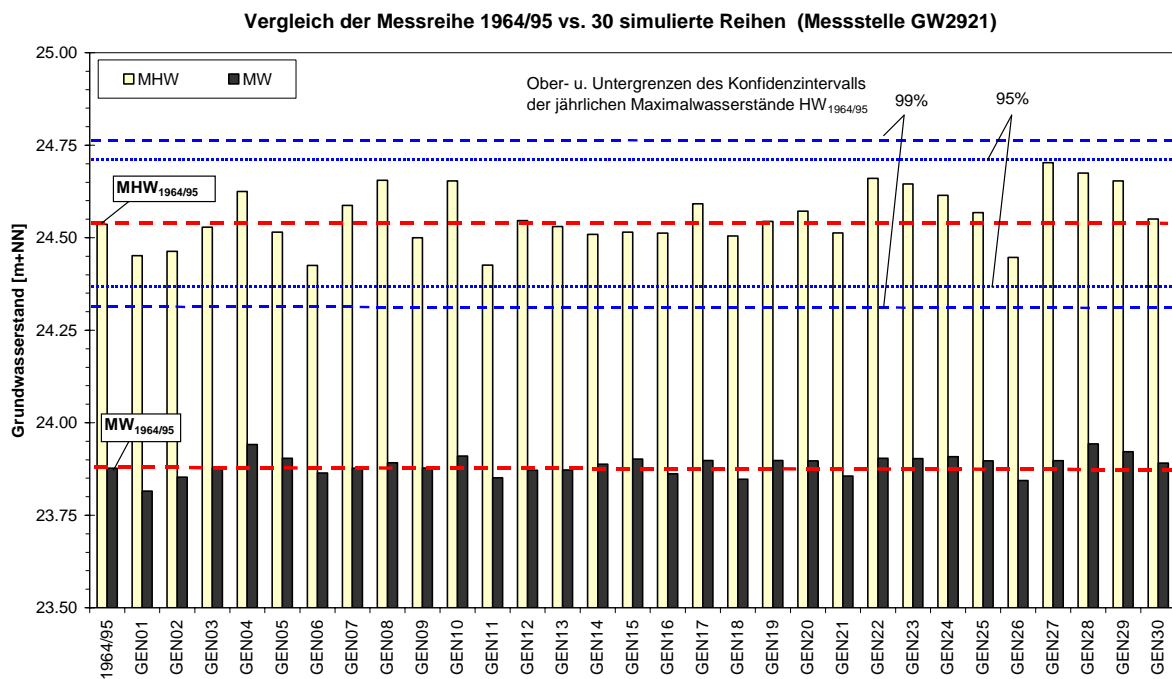
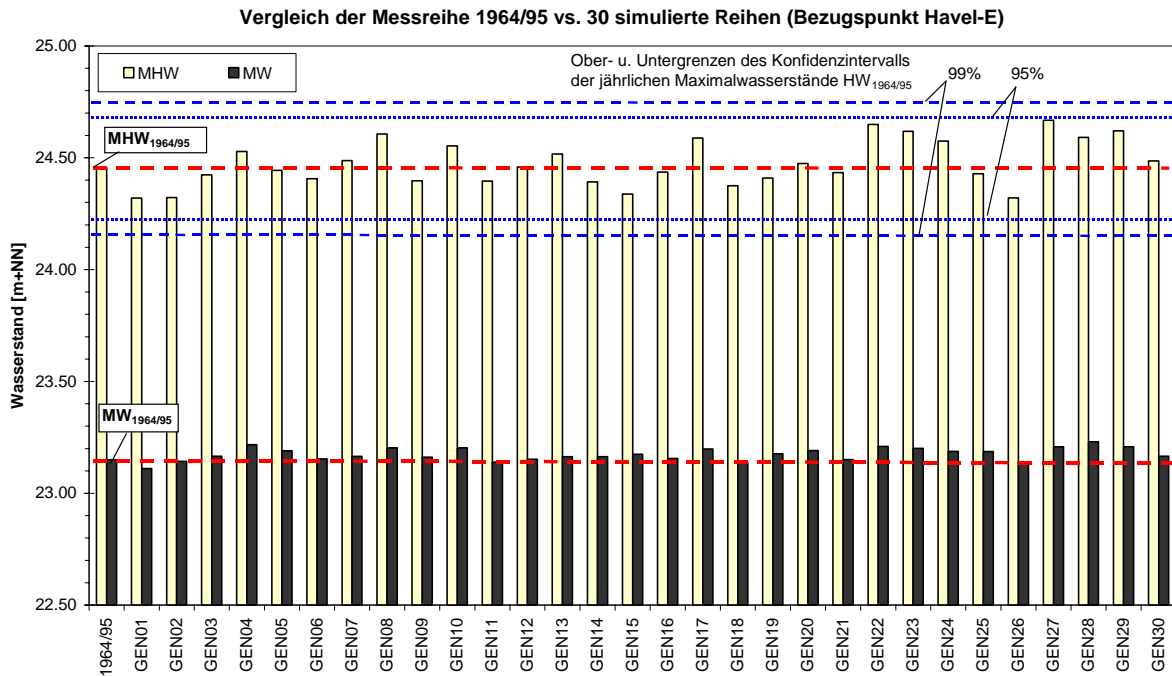


Abbildung 6/19: Vergleich der Kennwerte MHW und MW des Referenzzeitraums 1964-1995 (Balken links) mit den gleichen Kennwerten aus 30 synthetisch generierten Zeitreihen (Balken GEN01 bis GEN30); oben: Bezugspunkt Havel-E, unten: Grundwasserpegel GW2921.

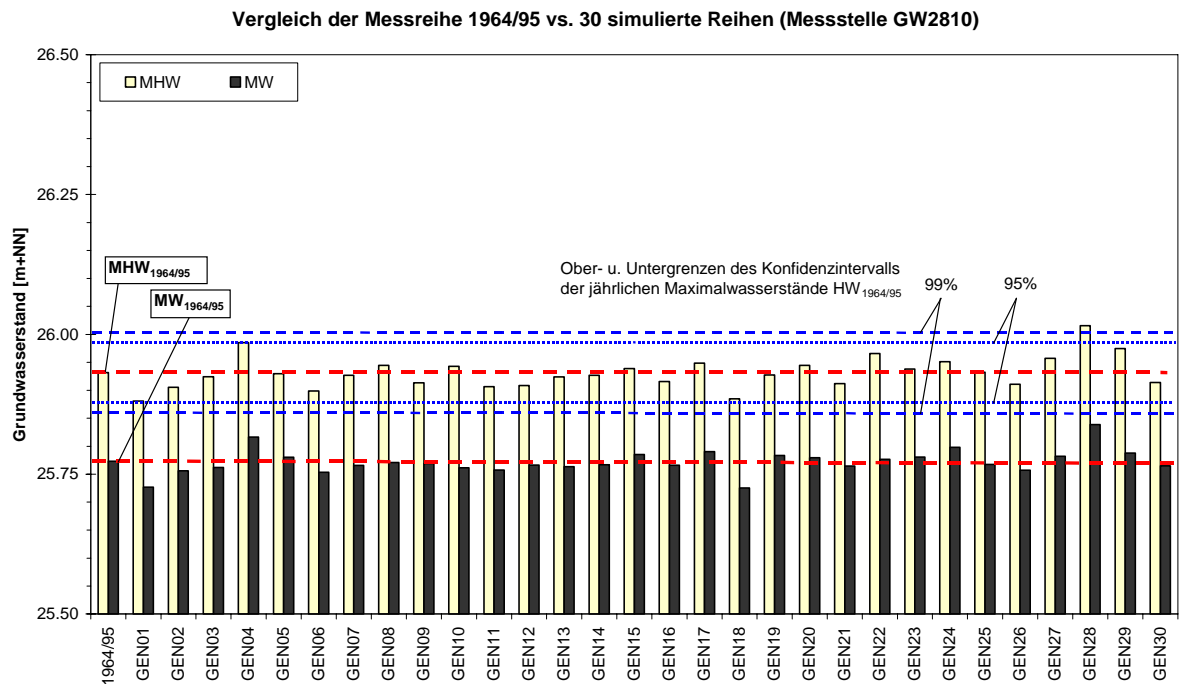
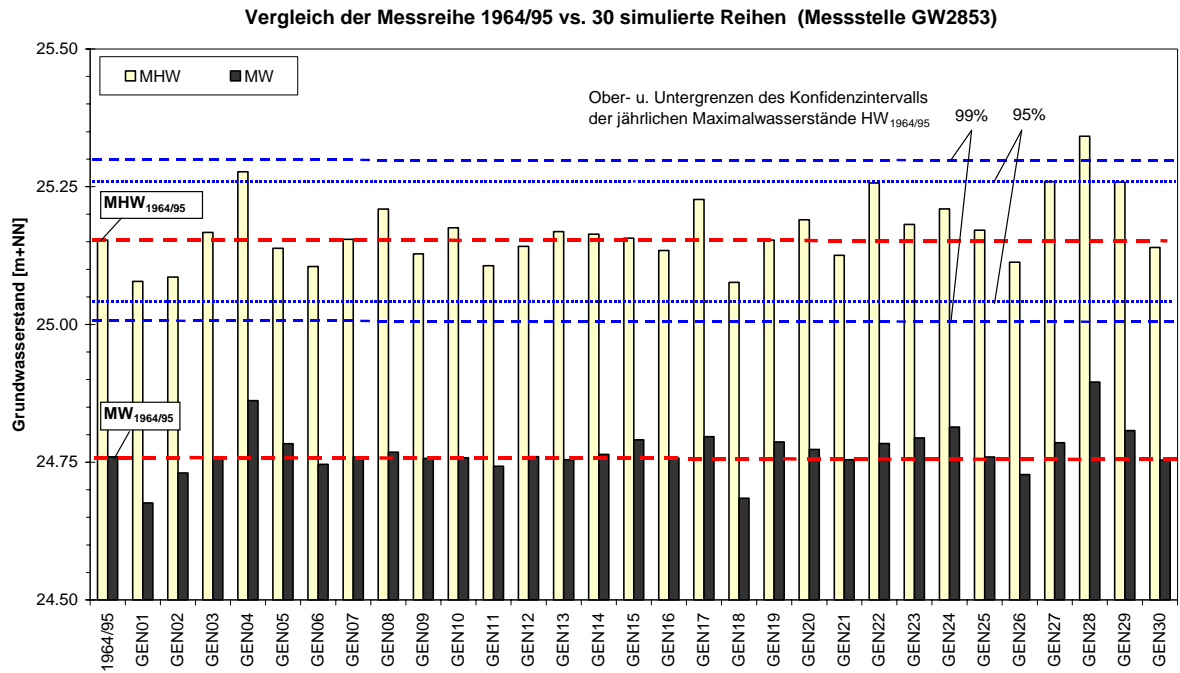


Abbildung 6/20: Vergleich der Kennwerte MHW und MW des Referenzzeitraums 1964-1995 (Balken links) mit den gleichen Kennwerten aus 30 synthetisch generierten Zeitreihen (Balken GEN01 bis GEN30); oben: Grundwasserpegel GW2853, unten: GW2810.

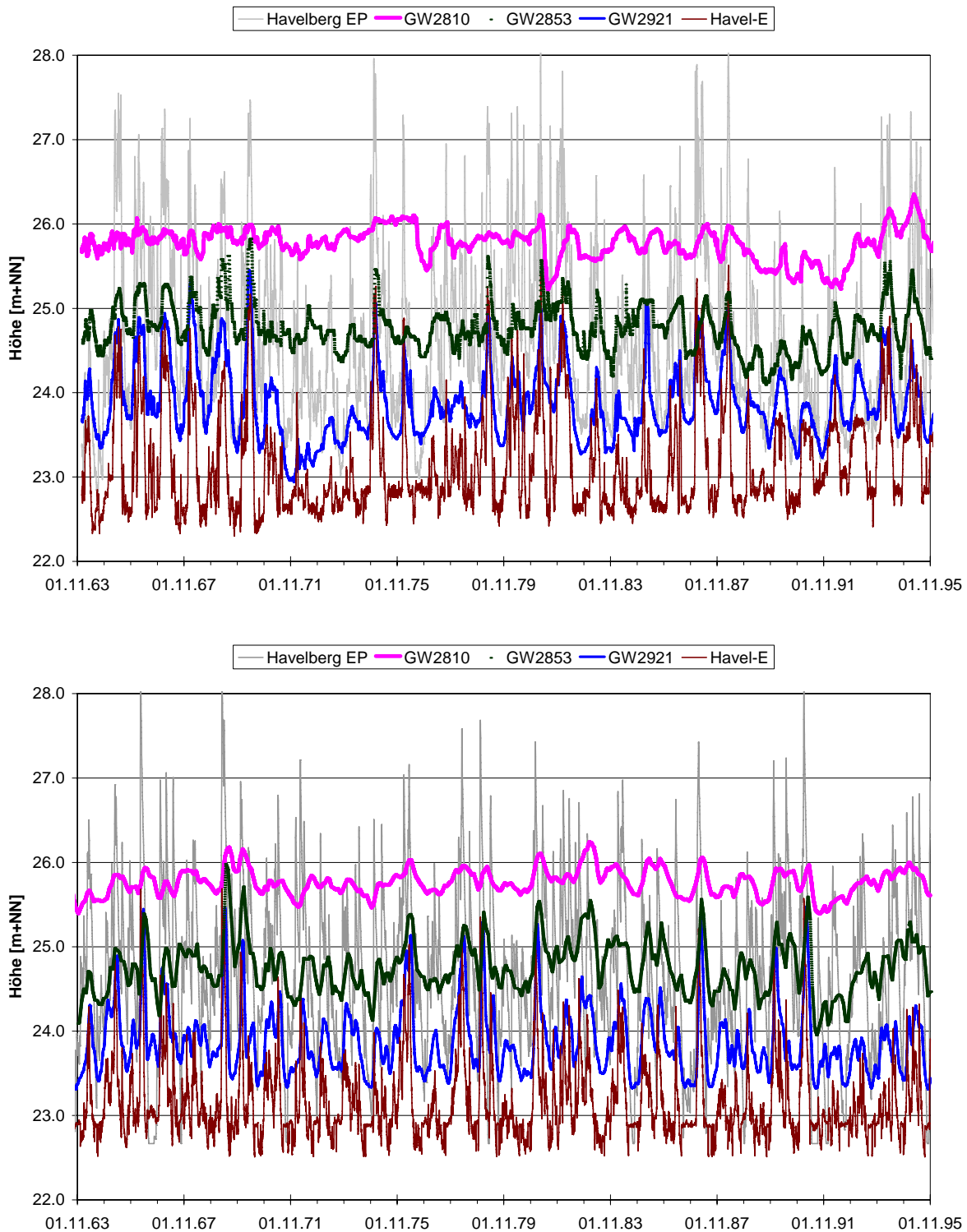


Abbildung 6/21: Potentialrandbedingungen des GW-Modells: Vergleich der Messdaten im Referenzzeitraum 1964-1995 (oben) mit synthetisch generierten Zeitreihen (unten, Beispiel Reihe GEN07, Datumsangabe fiktiv).

6.4 Ansätze zur Einbeziehung der Grundwasserneubildung

6.4.1 Konzeptionelle Überlegungen

Neben der Fluss-Grundwasser-Interaktion ist die Grundwasserneubildung in die stochastische Simulation einzubeziehen. Das vorliegende Grundwassermodell (vgl. Kapitel 4.4) sieht die gekoppelte Berechnung dieser beiden Prozesskomplexe (Fluss-Grundwasser-Interaktion einschließlich des Einflusses der Überflutungsflächen sowie Wasserbilanz in der ungesättigten Zone) vor. Liegen die entsprechenden Eingangszeitreihen vor, so lässt mit dem gekoppelten Modell eine prozessmäßig gut begründete Langzeitsimulation der täglichen Grundwasserstände realisieren. Es stellt sich an dieser Stelle sozusagen nur noch die Frage der simultanen Generierung der täglichen meteorologischen Randbedingungen des Bodenwasserhaushaltsmodells. Hierzu können folgende Überlegungen zu Lösungsansätzen angestellt werden.

Der Idealfall, in dem ausgehend von regionalen Klimaszenarien für das Gesamteinzugsgebiet über verschiedene Modellschritte alle klimatischen und hydrologischen Randbedingungen im Modellgebiet simultan abgeleitet werden, ist, wie in Kapitel 6.1 erläutert, hier nicht möglich. Das hieße, die gesamte Kette der Klima- und Abflussprozesse von der Skala der Teileinzugsgebiete von Elbe und Havel bis hin zu den lokal interessierenden Randbedingungen im Raum Sandau in einem gekoppelten Modellsystem abbilden zu müssen. Abgesehen davon, dass es ein solches Modellsystem für den vorliegenden Fall noch nicht gibt, wäre ein entsprechender Simulationsaufwand auch nur dann vertretbar, wenn die angestrebte Modellaussage dies nahe legt. Tatsächlich ist der Zusammenhang zwischen dem lokalen Klima im Modellgebiet einerseits und den Wasserständen der Elbe und Havel andererseits jedoch sehr unscharf und der Einfluss der Grundwasserneubildung auf die Grundwasserdynamik nur relativ schwach ausgeprägt. Da mit einem solchen Simulationsansatz nicht nur ein erheblicher Aufwand, sondern auch zusätzliche Modellunsicherheiten verbunden sind, ist dieser Weg hier – zumindest die Grundwasserneubildung betreffend – kaum rechtfertigbar. Vorher sollte geprüft werden, ob ein statistischer Ansatz, der die Modellierung der gesamten Prozesse auf der Einzugsgebietskala und deren Unsicherheiten umgeht, nicht ausreicht.

Über statistische Modelle kann der Ansatz verfolgt werden, die Generierung der täglichen Niederschläge und Temperaturen direkt mit den lokalen Wasserständen zu koppeln. Für die Verknüpfung kommt z. B. das Prinzip der zeitlichen Aggregation und Disaggregation der Zeitreihen in Betracht. Oder es erfolgt eine zunächst von den Fließgewässern unabhängige Generierung lokaler Klimadaten, um anschließend deren Korrelation mit den Wasserständen als kombinatorisches Problem zu lösen. Diese Möglichkeiten kommen hier am ehesten in Betracht, zumal die Generierung von Klimadaten heute zum Stand der Technik gehört (s.u.).

Als weitere, vereinfachte Alternative wäre denkbar, den Einfluss der Grundwasserneubildung ausgehend von vorhandenen Modellergebnissen nicht über generierte Klimadaten und das Bodenwassermodell, sondern als stochastischen Prozess im Sinne eines zustandsabhängigen Auf- oder Abschlags auf die modellierte Fluss-Grundwasser-Interaktion zu simulieren.

6.4.2 Möglichkeiten der Simulation der Grundwasserneubildung auf der Grundlage synthetischer Klimadaten

Die obigen Überlegungen zu den Möglichkeiten der Simulation der meteorologischen Randbedingungen der Grundwasserneubildung lassen sich bezogen auf die spezifischen Anforderungen des vorliegenden Bodenwassermodells weiter vertiefen. Es ist jedoch an dieser Stelle schon anzumerken, dass die Möglichkeiten zur Einbeziehung der Grundwasserneubildung hier näher diskutiert, aber nicht konkret umgesetzt werden, da der Aufwand für die Beispielanwendung im Modellgebiet gegenüber anderen Einflüssen (natürlichen und modellbedingten Unsicherheiten) als nicht ausreichend rechtfertigbar erscheint. So zeigen zum Beispiel die Modellergebnisse in Kapitel 5.1.2, dass der Einfluss aus Versickerung auf die jährlichen Grundwasserhöchststände in der Regel nur wenige Zentimeter beträgt. Dieser Betrag ist gegenüber den Größenordnungen der Fluss-Grundwasser-Interaktion (im Meterbereich) und den anderweitigen Parameter- und Modellunsicherheiten (im Dezimeterbereich und darüber, vor allem im Bereich der Grundwasserhöchststände, auch bezogen auf oberflächennahe Einflüsse und das digitale Geländemodell) als sehr gering einzustufen.

6.4.2.1 Parameteranforderungen des Bodenwasserhaushaltsmodells

Im vorliegenden Bodenwasserhaushaltsmodell (Kapitel 4.4.3) sind verschiedene Parameter bzw. Prozesse enthalten, von denen nur der Niederschlag direkt gemessen werden kann. Die weiteren enthaltenen Komponenten (Verdunstung, Interzeption, kapillarer Aufstieg, Bodenwasservorrat, Versickerung) sind jeweils über Rechenmodelle zu ermitteln, die die folgenden spezifischen Datenanforderungen haben (für Einzelheiten zu den Modellen s. BUREK 2003).

Beim Modell für die potenzielle Verdunstung kann der in Deutschland weit verbreitete Ansatz von HAUDE oder alternativ der vereinfachte Ansatz von BLANEY/CRIDDLE verwendet werden. Sofern Daten zur Luftfeuchte vorliegen, kann HAUDE bevorzugt werden. Wenn dies nicht der Fall ist, kann der Ansatz von BLANEY/CRIDDLE angewandt werden, bei dem nur mittlere tägliche Temperaturen benötigt werden. Das Modell nach HOYNINGEN-HUENE für den Interzeptionsverlust nutzt als klimatische Größe nur Tageswerte des Niederschlags. Der kapillare Aufstieg errechnet sich abhängig vom Abstand zwischen Wurzelraum und Grundwasserstand und ist nicht abhängig von aktuellen Klimagrößen. Die Berechnung des Bodenwasservorrats und der Sickerwasserbildung im ungesättigten Bereich erfolgt über die Bilanzierung.

Das bedeutet insgesamt, dass der Parameterbedarf für die stochastische Simulation der Grundwasserneubildung mit dem ansonsten parametrisierten Bodenwasserhaushaltsmodell von BUREK (2003) auf *generierte tägliche Niederschläge und Temperaturen* reduzierbar ist. Diese Generierung kann entweder über gängige statistische Verfahren oder über Verfahren des sogenannten *Downscaling* der Ausgänge von Klimamodellen erfolgen.

6.4.2.2 Mögliche statistische Generierung von Klimadaten

Lokale Klimazeitreihen (z. B. Niederschlag, Temperatur) können in der gewünschten zeitlichen Auflösung (z. B. täglich) über Wettergeneratoren erzeugt werden, die in den letzten Jahrzehnten in großer Zahl entwickelt wurden. Die meisten Entwicklungen entsprechen statistischen Modellen (uni- oder multivariaten Zeitreihenmodellen). SRIKANTHAN & MCMAHON (2001) diskutieren in einem Überblick den Stand der Technik in diesem Bereich. Einige Wettersimulatoren sind heutzutage im Internet frei zugänglich und teilweise sogar regional direkt anwendbar (Beispiel USA: National Water and Climate Center). Die Parameter der Modelle können auf Variablen konditioniert werden, die exogene Effekte beschreiben (z. B. Kopplung an atmosphärische Zirkulationsmuster) und werden daher insbesondere auch zur Abschätzung regionaler Folgen von Klimaänderungen angewandt (z. B. BÁRDOSSY 1994).

Für die Wasserhaushaltsbilanz der ungesättigten Bodenzone ist es möglich und naheliegend, auf solche Generierungsmodelle zurückzugreifen bzw. diese an die lokal gemessenen Zeitreihen der Klimagrößen anzupassen. Sie sind als bewährt anzusehen, da sie zumeist die wichtigsten statistischen Prozesseigenschaften relativ gut abbilden können.

Wie angesprochen stellt sich hier speziell die Frage der Kopplung der Klima- mit den Fließgewässergrößen. Erfolg versprechend scheint eine konditionierte Generierung von Klimareihen zu sein, die über eine zeitlich aggregierte Komponente an die generierten Abflussreihen als Antriebsgröße anknüpft. Für den vorliegenden Fall wurde testweise die Kreuzkorrelation zwischen lokalen monatlichen Niederschlagssummen und mittleren monatlichen Elbeabflüssen im Zeitbereich der Monate i bis $i-1$ untersucht. Dieser Zusammenhang fällt für saisonbereinigte Reihen (d. h. für die Abweichungen vom langjährigen Monatsmittel) mit einem Korrelationskoeffizient von $R = \text{ca. } 0.2$ bis 0.4 relativ deutlich aus und kann beispielsweise durch Variation des Zeitschritts der Aggregation systematisch weiter ausgelotet werden.

Eine weitere Möglichkeit besteht in der zunächst unabhängigen Generierung von Klimareihen und einer nachgeschalteten kombinatorischen Zuordnung zu den generierten Abflussreihen, also einer Umsortierung der Zeitreihen unter Wahrung ihrer statistischen Eigenschaften mit gleichzeitiger Annäherung an die korrelativen Zusammenhänge.

6.4.2.3 Mögliche Nutzung der Ausgänge von Klimamodellen (Downscaling)

Eines der schwierigsten Probleme, denen sich Klimatologen und Hydrologen stellen, ist die Übertragung der Ausgänge globaler Klimamodelle (*General Circulation Models*, GCM) auf regionale Fragestellungen. GCM besitzen eine zu grobe räumliche Modellauflösung, um die regionale Prozessdynamik abzubilden, so dass ein Transfer der Modelldaten auf die gefragten Skalen, etwa zur Simulation wasserhaushaltlicher Prozesse in Flussgebieten, erforderlich ist. Seit Jahren gilt das Interesse vieler Wissenschaftler daher *Downscaling*-Methoden, mit denen die großräumigen Klimaprozesse entweder über statistische Verfahren oder dynamisch über genestete Modellkonzepte auf regionale Skalen übertragen werden können. WILBY ET AL.

(1998) geben einen Überblick über verschiedene Methoden des statistischen Downscaling. Ein Beispiel für die Generierung täglicher Niederschläge und Temperaturen ist die Arbeit von BÁRDOSSY ET AL. (2002). Das dynamische Downscaling ist fester Bestandteil klimatischer und meteorologischer Modellkonzepte, sowohl im Bereich der operationellen Wettervorhersage als auch zur Untersuchung regionaler Auswirkungen von Klimaszenarien. Beispielhaft wird auf das BMBF-Projekt „GLOWA-Elbe“ (Integrierte Analyse der Auswirkungen des globalen Wandels auf die Umwelt und Gesellschaft im Elbegebiet, vgl. www.glowa-elbe.de) und die Untersuchungen zu Klimaauswirkungen auf die Wasserwirtschaft in Süddeutschland im KLIWA-Vorhaben (vgl. www.kliwa.de) verwiesen. Die über Downscaling aus Klimamodellen erhaltenen Wasserhaushaltsgrößen sind aber nach wie vor mit sehr großen Modellunsicherheiten behaftet (z. B. BRONSTERT & BÜRGER 2003, ANDRÉASSON ET AL. 2003).

6.4.2.4 Möglicher stochastischer Modellansatz

Eine vereinfachte Möglichkeit ist die Simulation des Einflusses der Grundwasserneubildung über ein stochastisches Modell, das zustandsabhängig der Grundwasserzeitreihe überlagert wird. Abbildung 6/22 verdeutlicht diesen Gedanken am Beispiel der Modellergebnisse zum Einfluss der Grundwasserneubildung auf die Jahreshöchststände 1964-1995 an der Messstelle GW2852. Aus der Grafik ist ablesbar, dass in Jahren relativ hoher Grundwasserstände auch tendenziell höhere Grundwasserneubildungsraten auftreten, was hydrologisch erklärbar ist. Das Bestimmtheitsmaß von $R^2 = 0.6715$ der dargestellten Regressionsfunktion lässt erkennen, dass der Einfluss stochastisch modelliert werden kann.

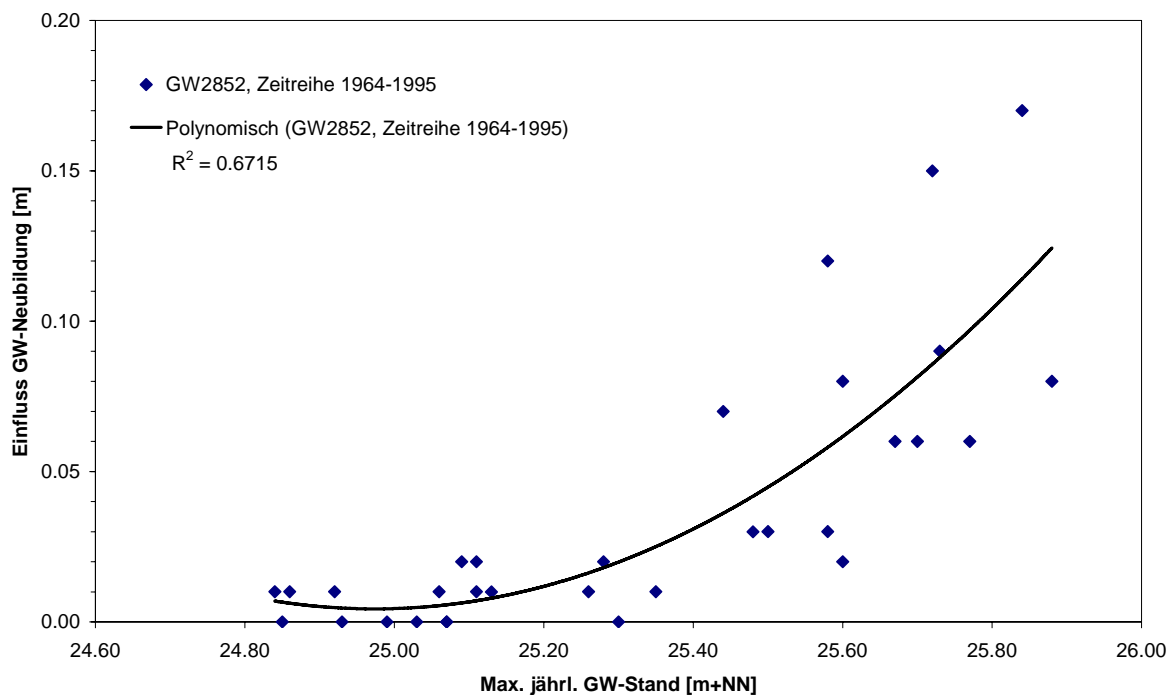


Abbildung 6/22: Einfluss der GW-Neubildung auf die Jahreshöchststände 1964-1995 an der Messstelle GW2852, aus Modellrechnungen mit/ohne Bodenwassermodule.

6.5 Validerung der Modellkette an ausgewählten Grundwassermessstellen

Für die Gesamtbeurteilung des Modellkonzepts ist die erzielte Modellgüte nach Durchlaufen der verschiedenen Simulationsschritte entscheidend, d. h. der simulierte Grundwasserstand. Es bestehen mehrere sich gegenseitig ergänzende Möglichkeiten zur Validierung des Simulationsmodells an Grundwassermessstellen.

Ein erster Schritt ist der *direkte* Vergleich zwischen der simulierten Zeitreihe 1964-1995 und der entsprechenden, für alle Grundwassermessstellen einheitlich vorliegenden und gegenüber den Messdaten bereits validierten Zeitreihe des Grundwassermodells (Kapitel 4.4.4.2). Als Referenzreihe ist die um den Grundwasserneubildungseinfluss bereinigte Zeitreihe zu betrachten. Diese kann auf Seiten der Simulation direkt mit der aus der Anpassung des Treiber-Modells stammenden, aus Impulsen abgeleiteten Zeitreihe 1964-1995 verglichen werden, wie Abbildung 6/23 beispielhaft illustriert. Dargestellt sind Ganglinienausschnitte für den Zeitraum 1985-1988 des Referenz- und des Simulationsmodells an zwei ausgewählten Grundwassermessstellen (GW2906 und GW2852). Die Abbildung zeigt, dass die Grundwasserganglinien über das beschriebene Modellkonzept, d. h. über alle Teilmodelle der Simulation hinweg, in guter Näherung reproduziert werden können. Die Referenzganglinie wird in Form und Größe plausibel getroffen, wobei sich in der simulierten Grundwasserganglinie die Charakteristik der synthetischen Abflussganglinie am Pegel Barby durchprägt (Abbildung 6/5). So ist es in diesem Beispiel auch der Ausgangszeitreihe des Treiber-Modells zuzuschreiben, dass zwei Teilereignisse (Anfang 1985 und 1987) in der Simulation nicht nachgefahren werden.

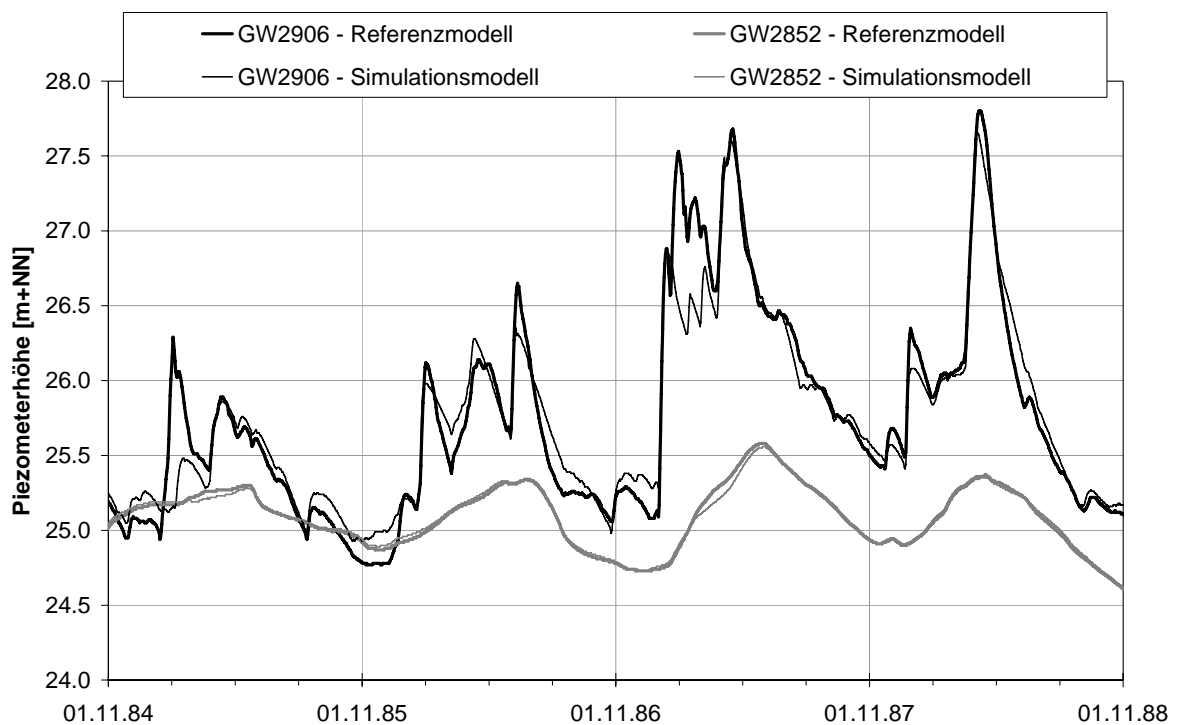


Abbildung 6/23: Ganglinien über vier Jahre an zwei ausgewählten Grundwassermessstellen zum Vergleich des Referenzmodells (GW-Modell ohne GW-Neubildung) mit dem Simulationsmodell (Kalibrierungsreihe des Treiber-Modells).

Für eine umfassendere Beurteilung sind die statistischen Kennwerte der genannten Zeitreihen des Referenz- und des Simulationmodells zu vergleichen. Für sieben ausgewählte Messstellen sind dazu in Abbildung 6/24 jeweils die mittleren Grundwasserstände (MW) und die mittleren jährlichen Maxima (MHW) im Zeitraum 1964-1995 gegeneinander aufgetragen. Passend zum MHW sind in Abbildung 6/25 die Maxima der Einzeljahre ($HW_{1964-1995}$) dargestellt. Anhand der Winkelhalbierenden kann in beiden Abbildungen die Übereinstimmung beurteilt werden. Auf alle 19 verfügbaren Grundwasserpegel bezogen beträgt die mittlere Abweichung beim MHW (Referenzmodell – Simulationsmodell) 3 cm, die minimale Abweichung –6 cm und die maximale Abweichung 12 cm. Beim MW sind es –6 cm, –12 cm und –1 cm respektive. Folglich wird der MHW in der Simulation sehr gut wiedergegeben. Dagegen liegen beim MW die Simulationen im Durchschnitt wenige Zentimeter höher als beim Referenzmodell, was im Wesentlichen auf die rekonstruierte Abflusskurve am Pegel Havelberg-EP zurückführbar ist (Kapitel 4.3). Logischerweise sind die Abweichungen an den Messstellen, die näher an der Elbe liegen und eine größere Amplitude aufweisen, größer als am rechten Rand des Modellgebietes, da dort die Randbedingungen in diesem spezifischen Rechenlauf (Zeitreihe aus der Anpassung des Treiber-Modells) nicht verändert wurden.

Nach diesem Vergleich zwischen Referenz- und Simulationsmodell können die genannten Reihen einerseits mit den Modellrechnungen *mit* Grundwasserneubildung verglichen werden. Andererseits ist ein direkter Vergleich der simulierten mit gemessenen Reihen wichtig für die Absicherung und Gesamtbeurteilung der Ergebnisse im Sinne ihrer absoluten Größe.

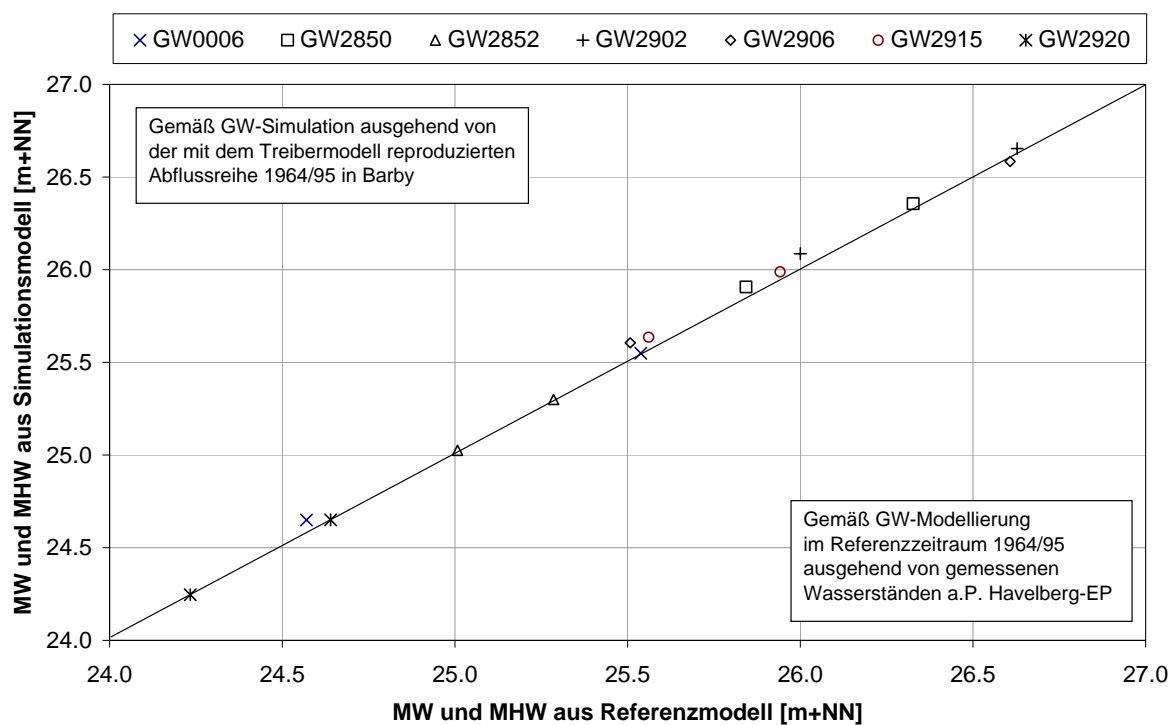


Abbildung 6/24: Vergleich der mittleren Grundwasserstände (MW) und mittleren jährlichen Maxima (MHW) der Referenz- und Simulationsreihe 1964-1995 an ausgewählten Grundwassermessstellen (Erläuterungen im Text und Kasten).

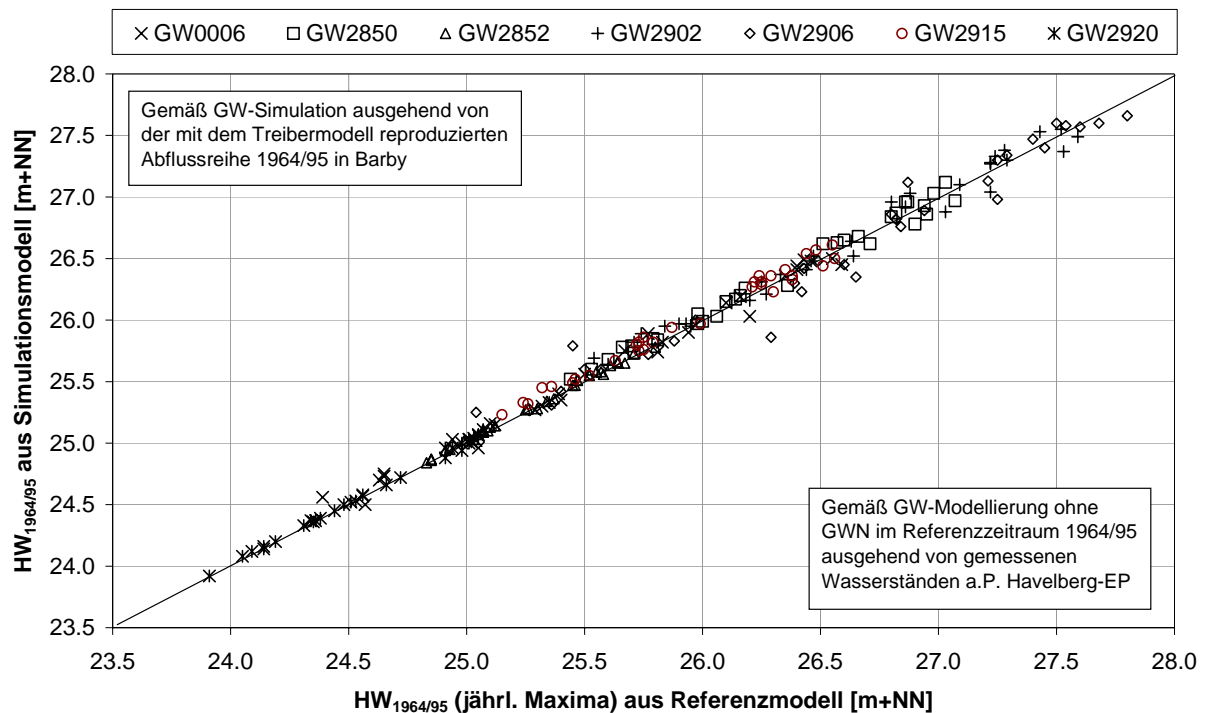


Abbildung 6/25: Vergleich der jährlichen Maxima der Referenz- und der Simulationsreihe ($HW_{1964-1995}$) an ausgewählten Grundwassermessstellen.

In Tabelle 6/8 sind die wichtigsten Gütekriterien für drei ausgewählte Messstellen zusammengestellt, so dass das Simulationsmodell gleichzeitig mit dem Referenzmodell (GW-Modell mit und ohne Grundwasserneubildung) und mit den Messreihen verglichen werden kann. Die Gütekriterien beziehen sich in Anlehnung an die Validierung des Grundwassermodells nach BUREK & NESTMANN (2002) auf den Zeitraum 1988-1995. Es zeigt sich, dass sich bestimmte Modelleffekte bei Hintereinanderschaltung mehrerer Modelle überlagern. So lässt sich z. B. an der Standardabweichung und der Spannweite (Max – Min) der Zeitreihen ablesen, dass die simulierte Abflussreihe relativ gesehen eher geringere Kennwerte aufweist. Absolut betrachtet nähern sich die Kennwerte der simulierten Reihe jedoch teilweise stärker der gemessenen an. Bei den Effizienzkriterien nach Nash-Sutcliff sowie beim Bestimmtheitsmaß ergeben sich teilweise leichte Verschlechterungen, teilweise vermeintliche Verbesserungen.

Bedenkt man, dass die Kalibrierung der einzelnen Teilmodelle unabhängig voneinander und insgesamt nur vorwärts gerichtet erfolgte (d. h. ausgehend vom Abflussprozess ohne iterative Nachbesserung der gesamten Modellkette in bezug auf die gemessenen Grundwasserstände), so sind die resultierenden Unterschiede hier in jedem Fall als gering (hinnehmbar) einzustufen. Geht man den Weg der Kalibrierung des Simulationsmodells zurück, so sind durchaus Nachbesserungen oder gar Alternativlösungen bei den einzelnen Teilmodellen möglich. Um transparent zu bleiben, wird hier aber bewusst auf eine Optimierung verzichtet.

In einem weiteren Schritt der Validierung kann untersucht werden, inwieweit im Rahmen der Simulation (Anwendung aller Modelle) die Charakteristik der Referenzreihe abgebildet wird. Dazu werden die Ergebnisse der 30 Simulationsläufe mit der Referenzreihe verglichen.

Um einen Eindruck der Ergebnisse (stochastisch simulierte Grundwasserstände) zu vermitteln, sind in Abbildung 6/26 für die Messstelle GW2850 die Zeitreihen der Messung und Modellierung im Referenzzeitraum 1964-1995 sowie der 30 Simulationen abgebildet. Aus den 30 Simulationsläufen ergeben sich für die drei bekannten Messstellen die in Abbildung 6/27 bis Abbildung 6/29 dargestellten MW und MHW. Danach liegen die MHW der Simulationen alle im 95%- bzw. 99%-Konfidenzintervall der Referenzreihe, mit Ausnahme der Messstelle GW2852, wo einzelne MHW um einige Zentimeter höher ausfallen. In Tabelle 6/9 sind neben den MW und MHW auch die dazugehörigen Standardabweichungen aufgetragen.

Insgesamt bestätigt sich, dass die Kennwerte der Simulationen in einer plausiblen Größenordnung um die der Referenzreihe schwanken (z. B. beim MW um bis zu ca. $\pm 10-15$ cm). Diese Schwankung kann als natürliche Unsicherheit interpretiert werden.

Tabelle 6/8: Gütekriterien für drei Grundwasserpegel im Zeitraum 1988-1995: Vergleich zwischen Messung, Referenzmodell (mit und ohne GW-Neubildung, GWN) und Simulationsmodell (ohne GWN, Elbe simuliert).

Gütekriterien (in [m+NN] bzw. [m])		GW2906	GW2850	GW2852
MHW (Mittl. jährl. Hochwasser)	Messung	26.48	26.22	25.23
	Modell mit GWN	26.54	26.25	25.19
	Modell ohne GWN	26.50	26.19	25.14
	Simulation o. GWN	26.38	26.16	25.15
MW (Mittelwert)	Messung	25.27	25.69	24.85
	Modell mit GWN	25.32	25.67	24.86
	Modell ohne GWN	25.30	25.64	24.84
	Simulation o. GWN	25.36	25.67	24.85
Standardabweichung	Messung	0.64	0.38	0.28
	Modell mit GWN	0.65	0.49	0.33
	Modell ohne GWN	0.62	0.44	0.30
	Simulation o. GWN	0.55	0.40	0.29
Spannweite Max – Min	Messung	2.66	1.66	1.36
	Modell mit GWN	2.85	2.10	1.44
	Modell ohne GWN	2.70	1.88	1.27
	Simulation o. GWN	2.47	1.69	1.24
Nash-Sutcliff (Messung – Modell ohne GWN)		0.91	0.50	0.73
Nash-Sutcliff (Messung – Simulation o. GWN)		0.89	0.60	0.76
log Nash-Sutcliff (Messung – Modell o. GWN)		0.92	0.51	0.73
log Nash-Sutcliff (Mess. – Simulation o. GWN)		0.88	0.61	0.76
Bestimmtheitsmaß R^2 (Mess. – Modell o. GWN)		0.92	0.65	0.77
Bestimmtheitsmaß R^2 (Mess. – Sim. o. GWN)		0.92	0.66	0.79

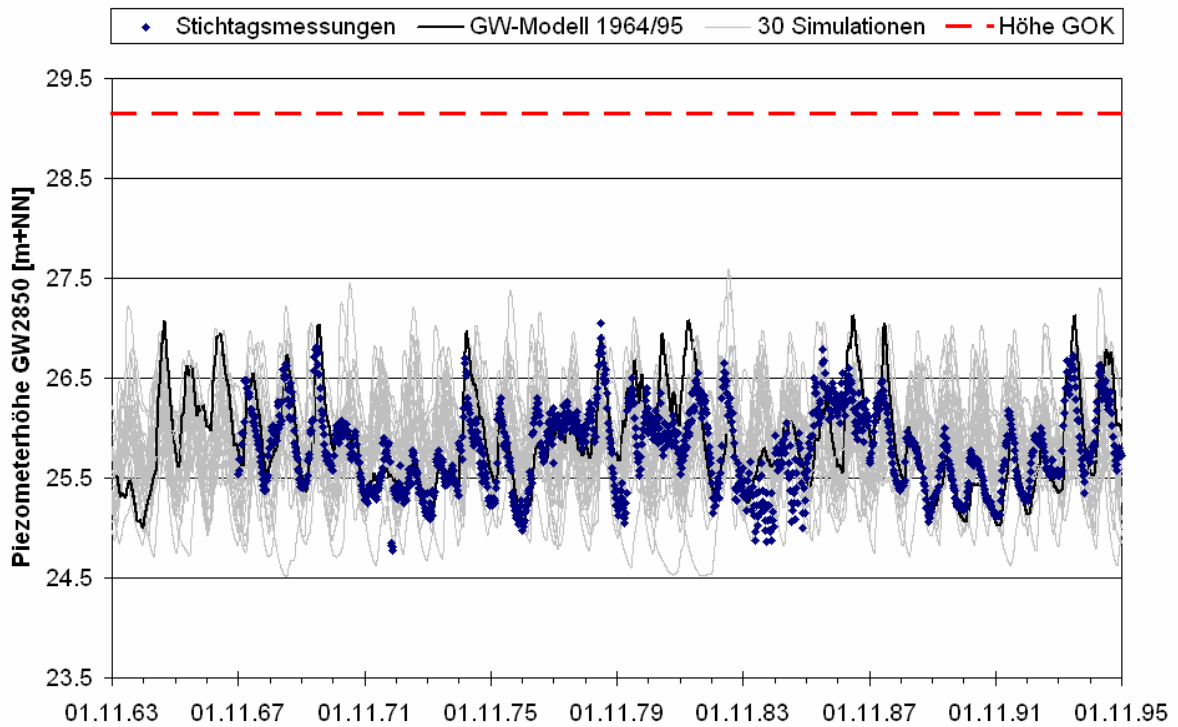


Abbildung 6/26: Zeitreihen der Messung und Modellierung im Zeitraum 1964-1995 sowie von 30 Simulationsläufen an der Messstelle GW2850 (Wulkau).

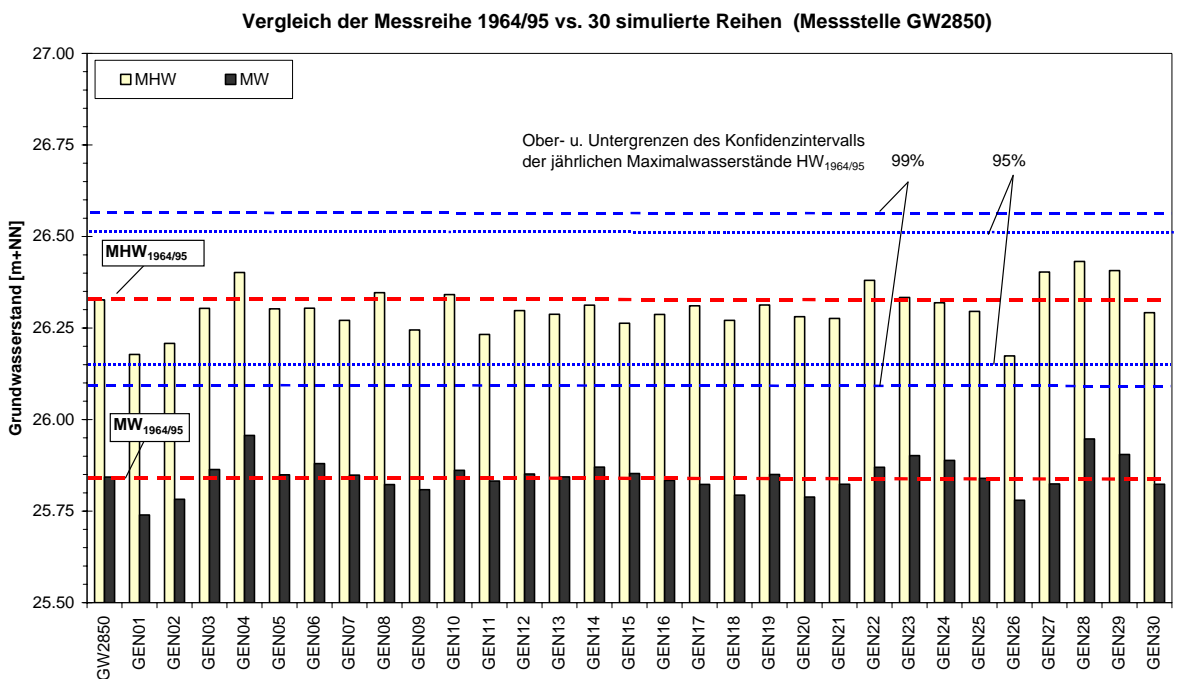


Abbildung 6/27: Vergleich der Kennwerte MHW und MW des Referenzzeitraums 1964-1995 an der Messstelle GW2850 (Balken links) mit den gleichen Kennwerten aus 30 synthetisch generierten Zeitreihen (Balken GEN01 bis GEN30).

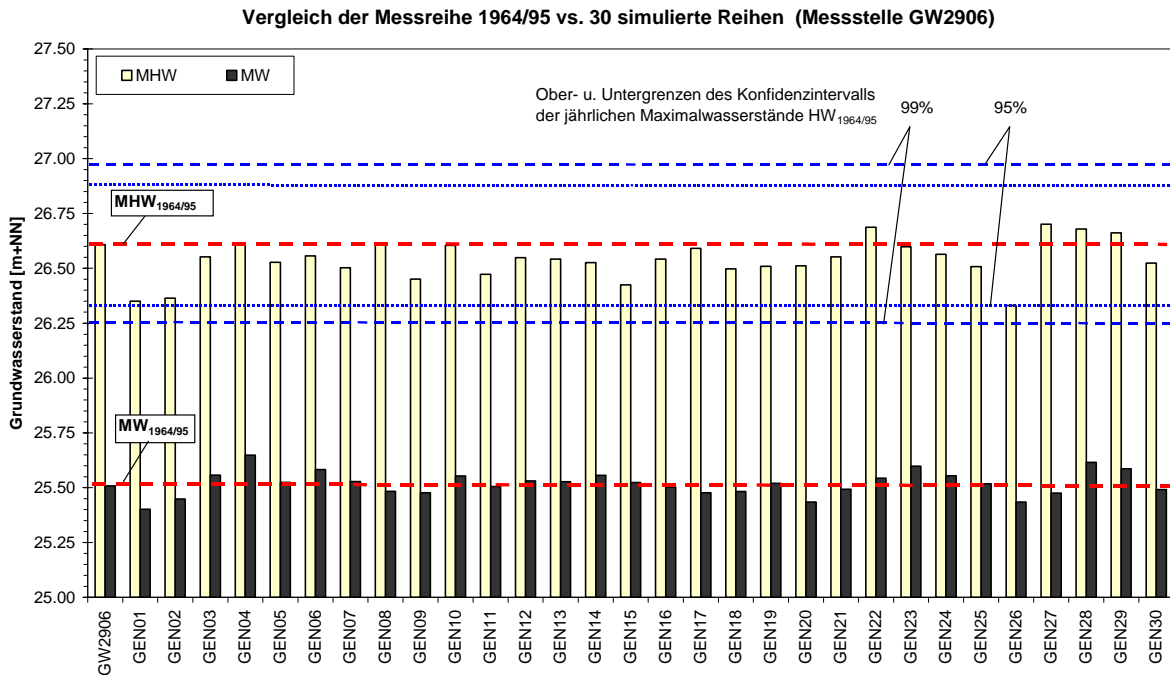


Abbildung 6/28: Vergleich der Kennwerte MHW und MW des Referenzzeitraums 1964-1995 an der Messstelle GW2906 (Balken links) mit den gleichen Kennwerten aus 30 synthetisch generierten Zeitreihen (Balken GEN01 bis GEN30).

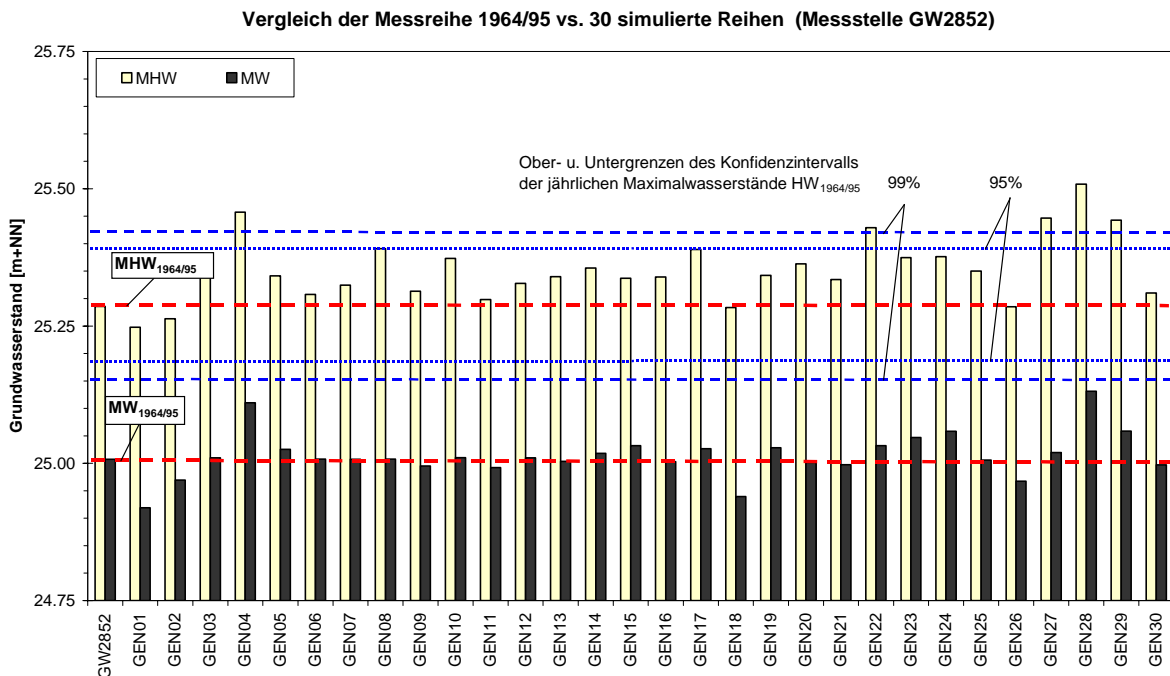


Abbildung 6/29: Vergleich der Kennwerte MHW und MW des Referenzzeitraums 1964-1995 an der Messstelle GW2852 (Balken links) mit den gleichen Kennwerten aus 30 synthetisch generierten Zeitreihen (Balken GEN01 bis GEN30).

Tabelle 6/9: Vergleich statistischer Kenngrößen der Reihe 1964-1995 (Modell ohne GWN) mit 30 Simulationen (GEN01 bis GEN30) an drei GW-Messstellen: Mittelwerte der Grundwasserstände MW und der jährlichen Maxima MHW in [m+NN] und zugehörige Standardabweichungen S und S(HW) in [m].

	GW2906				GW2850				GW2852			
	MW	S	MHW	S(HW)	MW	S	MHW	S(HW)	MW	S	MHW	S(HW)
1964/95	25.51	0.68	26.61	0.79	25.84	0.46	26.33	0.52	25.01	0.28	25.29	0.29
GEN01	25.40	0.57	26.35	0.56	25.74	0.37	26.18	0.33	24.92	0.28	25.25	0.27
GEN02	25.45	0.57	26.36	0.47	25.78	0.38	26.21	0.32	24.97	0.29	25.26	0.25
GEN03	25.56	0.58	26.55	0.53	25.86	0.39	26.30	0.36	25.01	0.31	25.35	0.29
GEN04	25.65	0.56	26.62	0.58	25.96	0.38	26.40	0.36	25.11	0.30	25.46	0.32
GEN05	25.52	0.58	26.53	0.51	25.85	0.38	26.30	0.34	25.03	0.30	25.34	0.31
GEN06	25.58	0.57	26.56	0.61	25.88	0.38	26.30	0.37	25.01	0.29	25.31	0.31
GEN07	25.53	0.57	26.50	0.60	25.85	0.38	26.27	0.35	25.01	0.29	25.32	0.31
GEN08	25.48	0.70	26.61	0.69	25.82	0.48	26.35	0.40	25.01	0.34	25.39	0.30
GEN09	25.48	0.56	26.45	0.46	25.81	0.36	26.24	0.28	24.99	0.26	25.31	0.19
GEN10	25.55	0.61	26.61	0.47	25.86	0.40	26.34	0.30	25.01	0.32	25.37	0.24
GEN11	25.51	0.57	26.47	0.51	25.83	0.37	26.23	0.34	24.99	0.30	25.30	0.29
GEN12	25.53	0.56	26.55	0.60	25.85	0.36	26.30	0.34	25.01	0.29	25.33	0.32
GEN13	25.53	0.53	26.54	0.40	25.84	0.33	26.29	0.24	25.00	0.26	25.34	0.21
GEN14	25.56	0.56	26.53	0.59	25.87	0.36	26.31	0.34	25.02	0.26	25.36	0.27
GEN15	25.52	0.56	26.43	0.58	25.85	0.38	26.26	0.37	25.03	0.30	25.34	0.32
GEN16	25.50	0.60	26.54	0.52	25.83	0.40	26.29	0.31	25.00	0.30	25.34	0.24
GEN17	25.48	0.63	26.59	0.51	25.82	0.41	26.31	0.31	25.03	0.30	25.39	0.26
GEN18	25.48	0.58	26.50	0.55	25.79	0.38	26.27	0.31	24.94	0.28	25.28	0.24
GEN19	25.52	0.58	26.51	0.56	25.85	0.38	26.31	0.37	25.03	0.29	25.34	0.30
GEN20	25.43	0.65	26.51	0.61	25.79	0.44	26.28	0.37	25.00	0.34	25.36	0.33
GEN21	25.49	0.62	26.55	0.52	25.82	0.42	26.28	0.34	25.00	0.34	25.33	0.31
GEN22	25.54	0.64	26.69	0.56	25.87	0.43	26.38	0.38	25.03	0.35	25.43	0.38
GEN23	25.60	0.58	26.60	0.49	25.90	0.38	26.33	0.29	25.05	0.29	25.37	0.25
GEN24	25.55	0.56	26.56	0.52	25.89	0.36	26.32	0.34	25.06	0.29	25.38	0.28
GEN25	25.52	0.58	26.51	0.49	25.84	0.39	26.30	0.32	25.01	0.31	25.35	0.29
GEN26	25.43	0.57	26.33	0.57	25.78	0.40	26.17	0.38	24.97	0.32	25.29	0.31
GEN27	25.47	0.73	26.70	0.75	25.82	0.50	26.40	0.43	25.02	0.35	25.45	0.36
GEN28	25.62	0.59	26.68	0.58	25.95	0.39	26.43	0.33	25.13	0.31	25.51	0.28
GEN29	25.59	0.62	26.66	0.50	25.90	0.43	26.41	0.33	25.06	0.33	25.44	0.29
GEN30	25.49	0.61	26.52	0.50	25.82	0.41	26.29	0.33	25.00	0.30	25.31	0.31
Differenz der Referenzreihe 1964-1995 zu den 30 Simulationen in [m]												
Mittel	0.01	-0.09	-0.07	-0.25	0.00	-0.06	-0.02	-0.18	0.01	0.03	0.07	-0.01
Min	-0.11	-0.15	-0.28	-0.39	-0.10	-0.13	-0.15	-0.28	-0.09	-0.02	-0.04	-0.10
Max	0.14	0.05	0.09	-0.04	0.11	0.05	0.10	-0.09	0.12	0.08	0.22	0.08

7 Anwendungsbeispiele zur Langzeitsimulation als Grundlage der Bewertung des Grundwasserzustands in Auen

7.1 Vorbemerkungen

Mit Hilfe des erarbeiteten Instrumentariums können nun Anwendungsmöglichkeiten der vorgeschlagenen stochastischen Simulation zur Bewertung in Flussauen untersucht werden. Ihre Notwendigkeit wurde in Kapitel 3 und 5 angesprochen: sie ergibt sich hydrologisch aus dem instationären Verhalten und Systemgedächtnis des Grundwassers (Langfristvariabilität). Ziel ist, durch Erweiterung der relativ kleinen Stichproben gemessener Zustände zu statistisch fundierten Aussagen über die grundwasserbedingte Gefährdung der Flächennutzung in der Aue zu gelangen (z. B. Wahrscheinlichkeit nutzungsspezifisch kritischer Flurabstände).

Für diesen Anwendungsteil der vorliegenden Arbeit wurden verschiedene Fragestellungen ausgewählt und in Fallbeispielen untersucht, die unter dem Aspekt der Risikoquantifizierung in Flussauen von allgemeiner Bedeutung sind, jedoch keinen gewollten Bezug zu etwaigen Planungen oder in Wirklichkeit zu erwartenden Entwicklungen im Modellgebiet haben. Die Fallbeispiele sind also fiktiv und dienen allein der Untersuchung und Darstellung der Möglichkeiten der Quantifizierung.

7.1.1 Vorgehensweise bei der Modellierung und Auswertung

Das Vorgehen in den Fallbeispielen umfasst folgende Schritte:

1. Generieren langer (korrelierter) Zeitreihen täglicher Abflüsse der Elbe und der Havel im Modellgebiet bezogen auf den hydrologischen Istzustand
2. Simulation täglicher Flusswasserstände im Modellgebiet für den Istzustand und Szenarien (z. B. Deichrückverlegung) auf der Grundlage von HN-Modellen
3. Simulation täglicher Grundwasserstände mittels Grundwassermodell
4. Statistische Auswertung der simulierten Fluss- und Grundwasserstände an interessierenden Einzelpunkten (z. B. Messstellen, relevante Auenstandorte) oder flächenhaft im GIS (Schritt 5)
5. Räumliche Analyse und Bewertung in einem Geographischen Informationssystem (GIS): Verschneidung der Ergebnisse aus Schritt 2 bis 4 mit einem digitalen Geländemodell und Landnutzungsdaten, Kopplung mit Habitatmodellen, etc.

Die methodischen Grundlagen der Schritte 1 bis 3 sind in den Kapiteln 3 und 5 beschrieben. Die nachfolgenden Darstellungen konzentrieren sich auf die Schritte 4 und 5.

7.2 Fallbeispiele der erweiterten Bewertung im Istzustand

7.2.1 Abschätzung der Eintrittswahrscheinlichkeit extremer Flurabstände

Eine klassische Anwendung der Langzeitsimulation besteht darin, anhand einer Vielzahl von simulierten Ereignissen die Eintrittswahrscheinlichkeit von Risikosituationen abzuschätzen. Im Normalfall wird hierbei die Über-/Unterschreitungswahrscheinlichkeit von Schwellenwerten bestimmt (z. B. teilraum- und nutzungsspezifische Grenzflurabstände, vgl. Kapitel 3.3). Nach Bedarf sind auch zeitlich differenzierte Schwellenwerte denkbar (z. B. Grenzflurabstände bestimmter Überschreitungsdauern, jahreszeitlich variable Toleranzgrenzen der Vegetation).

Abbildung 7/1 zeigt das Prinzip der Auswertung am Beispiel der Grundwassermessstelle GW2850: dargestellt sind ein definierter Grenzflurabstand (Beispiel: 2.0 m) und 30 simulierte Flurabstandszeitreihen über jeweils 32 Jahre zusammen mit der Referenzreihe 1964-1995 (Modellwerte). Wie erkennbar ist, wurde der Schwellenwert 2.0 m im Referenzzeitraum nicht überschritten (zweimal fast erreicht). In den $30 \cdot 32 = 960$ simulierten Jahren traten hingegen neun voneinander unabhängige¹¹ Überschreitungen auf. Es ergibt sich eine empirische jährliche Unterschreitungswahrscheinlichkeit $p(2.0 \text{ m}) = 9/960 = 0.01$, deren Kehrwert einem statistischen Wiederkehrintervall von 100 a entspricht. Im Vergleich dazu führt eine Verschiebung des Schwellenwerts auf 2.5 m bereits zu $p(2.5 \text{ m}) = 0.16$ bzw. einer Jährlichkeit < 10 a.

Dieses Prinzip wurde unter Zuhilfenahme eines digitalen Geländemodells (vgl. Kapitel 4.1.4) im GIS flächenhaft auf eine Vielzahl von Schwellenwerten angewendet. Abbildung 7/2 zeigt das Ergebnis dieser Analyse im Kartenbild: die jährlichen Unterschreitungswahrscheinlichkeiten wurden hierbei für Flurabstände im 0.5 m-Abstand ausgewertet und nach dem Kriterium $p > 0.1$ (10-jährlich oder häufiger unterschritten) klassifiziert. Es zeigt sich auf den ersten Blick ein sehr heterogenes Bild, das erwartungsgemäß stark vom Gelände relief und von der räumlichen Charakteristik der Grundwasserdynamik geprägt ist. Die räumliche Verteilung der Wahrscheinlichkeiten erscheint quantitativ plausibel: blaue bis grüne Farbtöne kennzeichnen tiefer gelegene Geländebereiche mit geringeren Flurabständen, gelbe bis braune Farben stehen für höher gelegene Standorte (um die Ortschaft Wulkau mit der o. g. Grundwassermessstelle).

Die Auswertung gem. Abbildung 7/2 ist als Beispiel der Bewertung im Istzustand im Hinblick auf eine Gefährdung von Nutzungen durch Grundwasseranstiege (Hochwasser) zu verstehen.

¹¹ Def.: zwei aufeinander folgende Unterschreitungseignisse eines Schwellenwerts sind hier als unabhängig voneinander definiert, wenn zwischen ihnen ein Zeitabstand von mindestens 30 Tagen liegt.

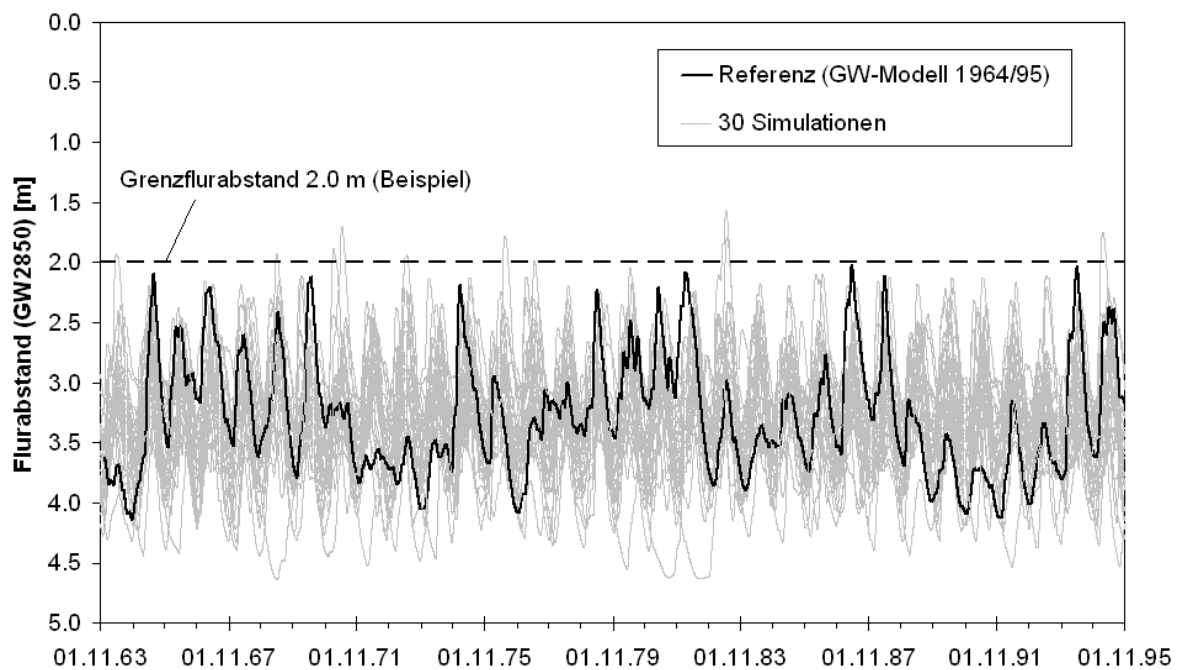


Abbildung 7/1: Auswertung von 30 simulierten Flurabstandszeitreihen im Hinblick auf die Unterschreitungshäufigkeit eines Schwellenwerts, dargestellt am Beispiel der Messstelle GW2850 (Wulkau) mit zugehöriger Referenzreihe 1964-1995 (GW-Modell mit Fluss-GW-Interaktion, ohne GW-Neubildung).

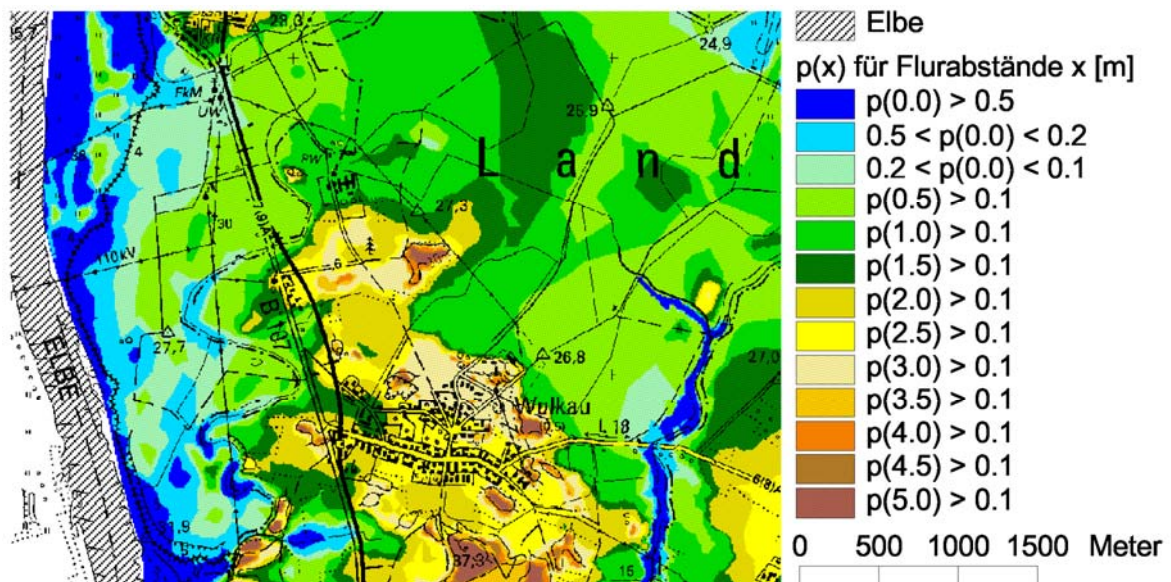


Abbildung 7/2: Karte der jährlichen Unterschreitungswahrscheinlichkeiten $p(x)$ [-] für ausgewählte Flurabstände x [m] (Klassierung: 10-jährlich und häufiger unterschrittene Flurabstände).

7.2.2 Abschätzung der Variabilität langjähriger Grundwasserkennwerte

Zu einer umfassenden Bewertung der Grundwasserstände gehört im Einzelfall auch eine Unsicherheitsanalyse. Diese sollte sich nicht nur auf Unsicherheiten *räumlicher* Art beschränken (z. B. räumliche Auflösung, Aquifereigenschaften, Genauigkeit von Höhendaten), sondern auch *zeitliche* Variabilitäten, insbesondere die Dynamik des Grundwassers, betrachten.

Im nachstehenden Beispiel wurde die Unsicherheit langjähriger Kennwerte der Grundwasserdynamik mittels Simulation abgeschätzt. Als Kennwerte wurden *Mittelwert* und *Standardabweichung* täglicher Flurabstände gewählt, die für auenökologische Prognosen relevant sind (vgl. nachfolgender Abschnitt). Konkret wurden 30 Zeitreihen simulierter Grundwasserstände in Flurabstandszeitreihen umgewandelt (Methodik siehe Fußnote)¹².

In Abbildung 7/3 sind exemplarisch für die Messstelle GW2850 der Mittelwert und die Standardabweichung der Flurabstände aus 30 Simulationsläufen im Vergleich zur Referenzreihe 1964-1995 als Wertepaare gegeneinander aufgetragen (vgl. auch Angaben in Tabelle 6/9). Man erkennt, dass die Werte der 30 Simulationen erheblich streuen, obschon hier ein relativ langer Bezugszeitraum von 32 Jahren und eine relativ große Entfernung von 2.3 km zur Elbe vorliegt. Die Schwankungsbreite der natürlichen Streuung liegt sowohl beim Mittelwert als auch bei der Standardabweichung jeweils in der Größenordnung von ca. 20 cm.

Wie erwähnt, hängt diese Unsicherheit von der Länge und Charakteristik des betrachteten Zeitraumes ab. Dies verdeutlichen nochmals die in Abbildung 7/3 eingetragenen Jahreswerte der Referenzreihe 1964-1995: danach schwanken die jährlichen mittleren Flurabstände im Zeitraum 1964-1995 um ca. 1 m sowie die jährlichen Standardabweichungen um ca. 0.5 m. Räumlich gesehen ist diese Variabilität in Flussnähe erwartungsgemäß am größten und nimmt landeinwärts ab. Dies zeigen die Berechnungsergebnisse in Abbildung 7/4 anhand der räumlichen Verteilung der Differenz der 90%- zu den 10%-Dezilen des mittleren Flurabstands aus 30 Simulationen.

¹² Bei der Ermittlung von Mittelwert und Standardabweichung der Flurabstände ist zu berücksichtigen, dass die Flurabstände auch negative Werte annehmen können (Wasserstand über der Geländeoberfläche), wobei dies in der rezenten Aue mit der Überflutungstiefe gleichzusetzen ist. Für die räumliche Analyse müssen die Ergebnisse der Grundwassermodellierung (Potentialhöhen) daher zunächst mit Hilfe eines digitalen Geländemodells in Flurabstandszeitreihen umgerechnet werden. Im Bereich der Flussvorlandes (rezente Aue) wurde hier die Überflutungstiefe in die Zeitreihen eingesetzt. Im Binnenland hinter den Deichen wurde so vorgegangen: hier wurde vereinfachend das digitale Geländemodell (10m-Raster) bezüglich vorhandener Senken ausgewertet und örtlich die Höhe ermittelt, bis zu der das Gelände überstaut werden könnte, ohne dass das Wasser seitlich abfließen könnte (ohne Gräben u. ä.), um schließlich die Zeitreihen auf diesem Höhenniveau zu kappen.

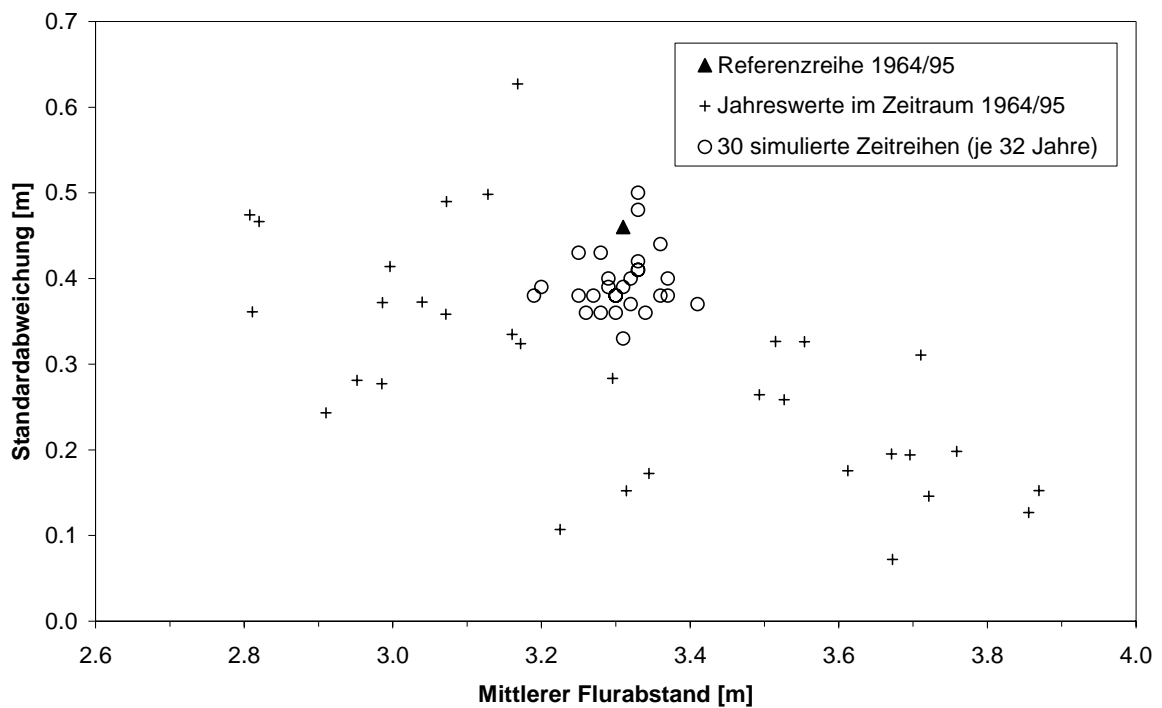


Abbildung 7/3: Wertepaare der Mittelwerte und Standardabweichungen des Flurabstands aus 30 simulierten Reihen im Vergleich mit den Kennwerten der Referenzreihe 1964-1995, dargestellt am Beispiel der Messstelle GW2850.

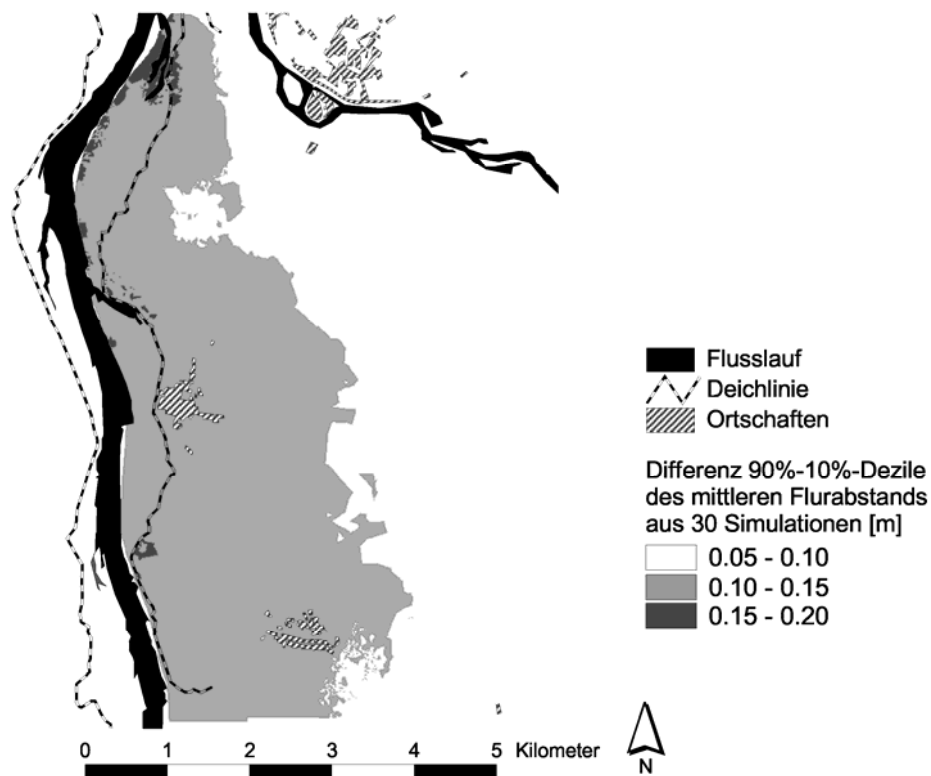


Abbildung 7/4: Räumliche Verteilung der Differenz zwischen den 90%- und 10%-Dezilen des mittleren Flurabstands aus 30 Simulationen.

7.2.3 Abschätzung hydrologisch bedingter Unsicherheiten ökologischer Prognosen (Beispiel Auengrünland)

Die Langzeitsimulation zur Beschreibung der hydrologischen Variabilität in Auen kann auch zur Absicherung und Verbesserung von ökologischen Modellaussagen genutzt werden. In einer integrierten Betrachtung ist es schließlich von großer Bedeutung, die aus der Abiotik resultierenden Unsicherheiten ökologischer Prognosen differenziert einschätzen zu können.

In folgendem Beispiel wurde die Abschätzung ökologischer Prognoseunsicherheiten konkret untersucht. Dazu wurden die beschriebenen Ergebnisse der Langzeitsimulation (Mittelwerte und Standardabweichungen aus 30 Flurabstandszeitreihen) in das Habitatmodell von LEYER (2002; Abbildung 2/2) für den Vegetationstyp Flutrasen eingegeben. Abbildung 7/5 zeigt die aus dieser Stichprobe resultierende Verteilung der Vorkommenswahrscheinlichkeit p an zwei ausgewählten Standorten A und B im Elbvorland (zur Lage der Standorte s. Abbildung 7/6). Die durchgezogene Linie zeigt jeweils die Verteilung für p aus 30 Simulationen, die gestrichelte Linie das Modellergebnis für den Referenzzeitraum 1964-1995. Danach variiert p an Standort A in den Simulationen im Bereich von 0.83 und 1.0, während Standort B eine sehr breite Streuung von 0.00 bis 0.94 zeigt. Die Mittelwerte beider Stichproben (Standort A: 0.94, Standort B: 0.16) stimmen gut mit den zugehörigen Werten der Referenzreihe 1964-1995 (Standort A: 0.97, Standort B: 0.15) überein.

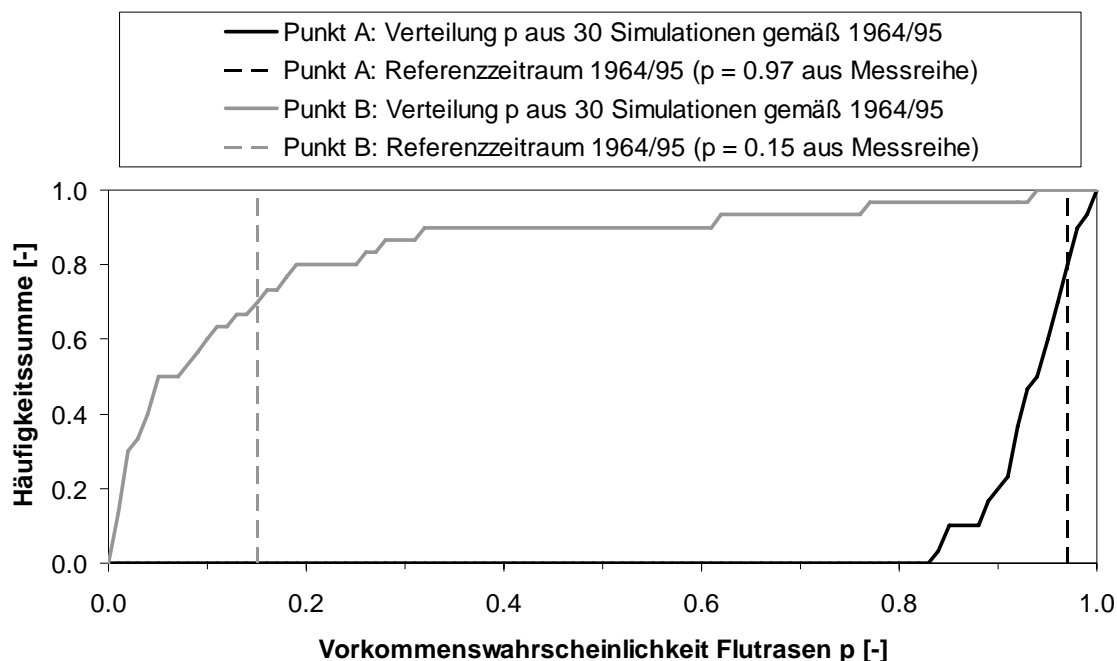


Abbildung 7/5: Häufigkeitsverteilungen der Vorkommenswahrscheinlichkeit p für Flutrasen an zwei Standorten im Elbvorland aus 30 Simulationen gemäß 1964-1995 (zum Vergleich sind die auf Basis der Referenzreihe 1964-1995 ermittelten Vorkommenswahrscheinlichkeiten als gestrichelte Linien eingetragen; zur Lage der Standorte A und B siehe Abbildung 7/6).

Die Häufigkeitsverteilungen in Abbildung 7/5 können zur Absicherung und Verbesserung der Modellaussagen weiterführend verwertet werden. Insbesondere kann anhand der Streuung von p die Zuverlässigkeit der Prognose am Einzelstandort beurteilt werden. Die Betrachtung kann wie folgt auf die Analyse der räumlichen Variabilität ausgeweitet werden.

Abbildung 7/6 zeigt die räumliche Verteilung der mittleren p aus 30 simulierten Zeitreihen, die sich gut mit dem entsprechenden Bild der Referenzreihe 1964-1995 in Abbildung 5/10 deckt. Die o.g. Standorte A und B liegen jeweils innerhalb bzw. außerhalb der von TRIOPS (2001) kartierten Flutrasenflächen.

Bei der zugehörigen räumlichen Verteilung der Standardabweichung von p in Abbildung 7/7 treten besonders die Bereiche im näheren Umfeld der kartierten Flutrasenflächen in dunkleren Farbtönen hervor. Die Unsicherheit der Prognose ist demnach in den Übergangsbereichen von tieferen zu höher gelegenen Standorten am größten, was durch die in der Modellierung der Flurabstände enthaltene Abhängigkeit von der Geländehöhe erklärbar ist. Speziell für diese besonders variablen Bereiche stellt sich die Frage, inwiefern es sich bei dieser Unsicherheit allein um hydrologisch bedingte Variabilitäten der Prognose oder auch um Unsicherheiten des ökologischen Modells handelt.

Ergänzend sind in Abbildung 7/8 und Abbildung 7/9 die Maxima bzw. Minima der Vorkommenswahrscheinlichkeit aus 30 Simulationen kartenmäßig dargestellt. Sie verdeutlichen die in der Stichprobe enthaltene Bandbreite der prognostizierten Habitateignung in ihrer räumlichen Verteilung. Bemerkenswert ist, dass die von TRIOPS (2001) real kartierten Flutrasenflächen auch von den Minima der Prognose räumlich plausibel abgedeckt werden (Abbildung 7/9).

Die gezeigte Variabilität (Unsicherheit) der ökologischen Prognose kann zur Verbesserung des Modellkonzeptes weiterführend interpretiert und verwertet werden. Hierzu empfiehlt sich eine kritische Analyse und Validierung der Modellergebnisse aus biotischer Sicht, die im Rahmen der vorliegenden Arbeit jedoch nicht möglich ist.

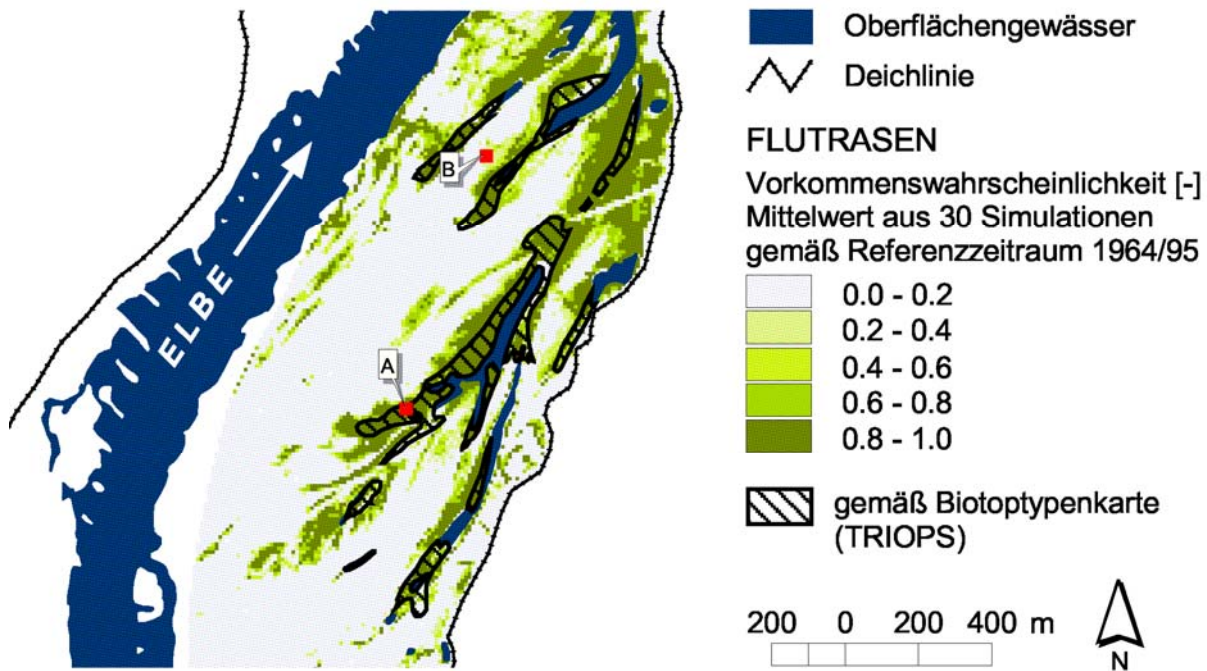


Abbildung 7/6: Karte der Vorkommenswahrscheinlichkeit für Flutrasen im Elbevorland: Mittelwert aus 30 Simulationen für den Referenzzustand (vgl. Abbildung 5/10) sowie Lage der beiden Punkte A und B aus Abbildung 7/5 (z. Vgl. sind die von TRIOPS (2001) kartierten Flutrasenflächen mit eingetragen).

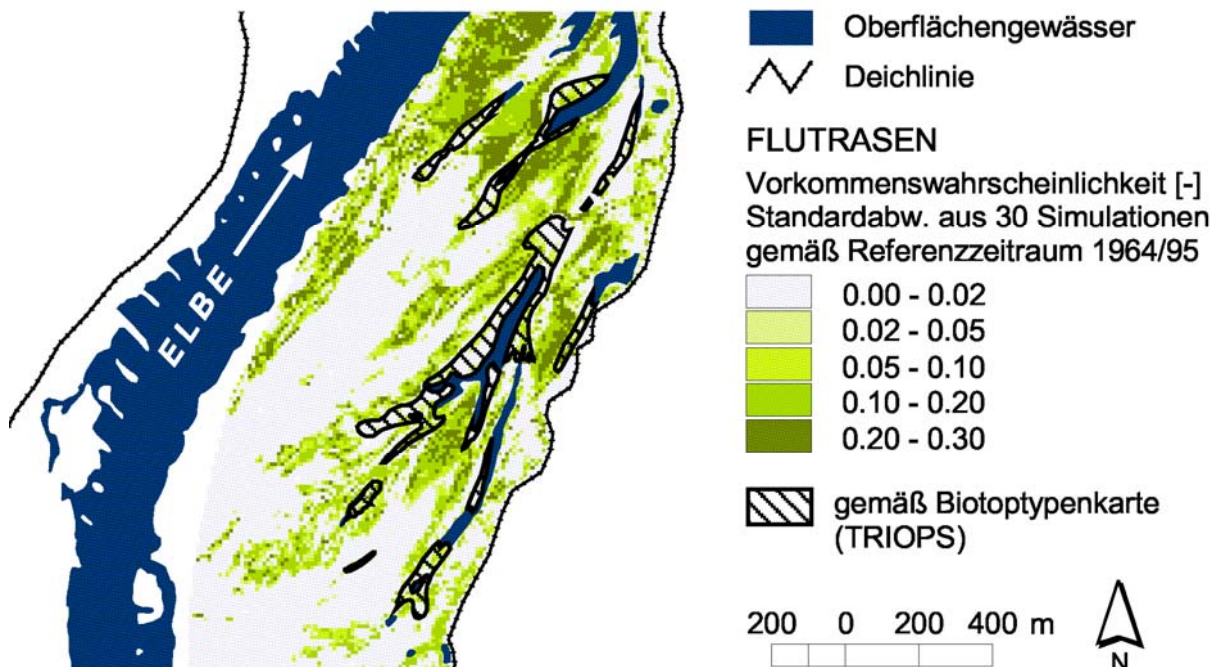


Abbildung 7/7: Karte der Vorkommenswahrscheinlichkeit für Flutrasen im Elbevorland: Standardabweichung aus 30 Simulationen für den Referenzzustand (zum Vergleich sind die von TRIOPS (2001) kartierten Flutrasenflächen mit eingetragen); beachte Klasseneinteilung in der Legende.

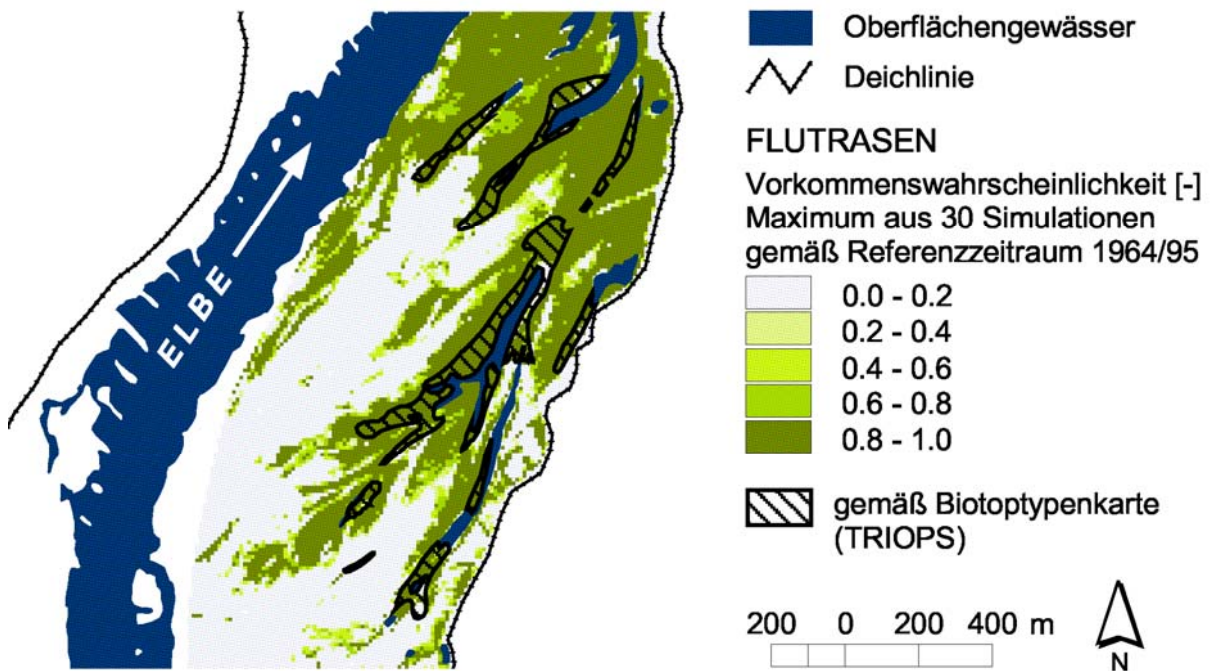


Abbildung 7/8: Karte der Vorkommenswahrscheinlichkeit für Flutrasen im Elbevorland: Maximum aus 30 Simulationen für den Referenzzustand (zum Vergleich sind die von TRIOPS (2001) kartierten Flutrasenflächen mit eingetragen).

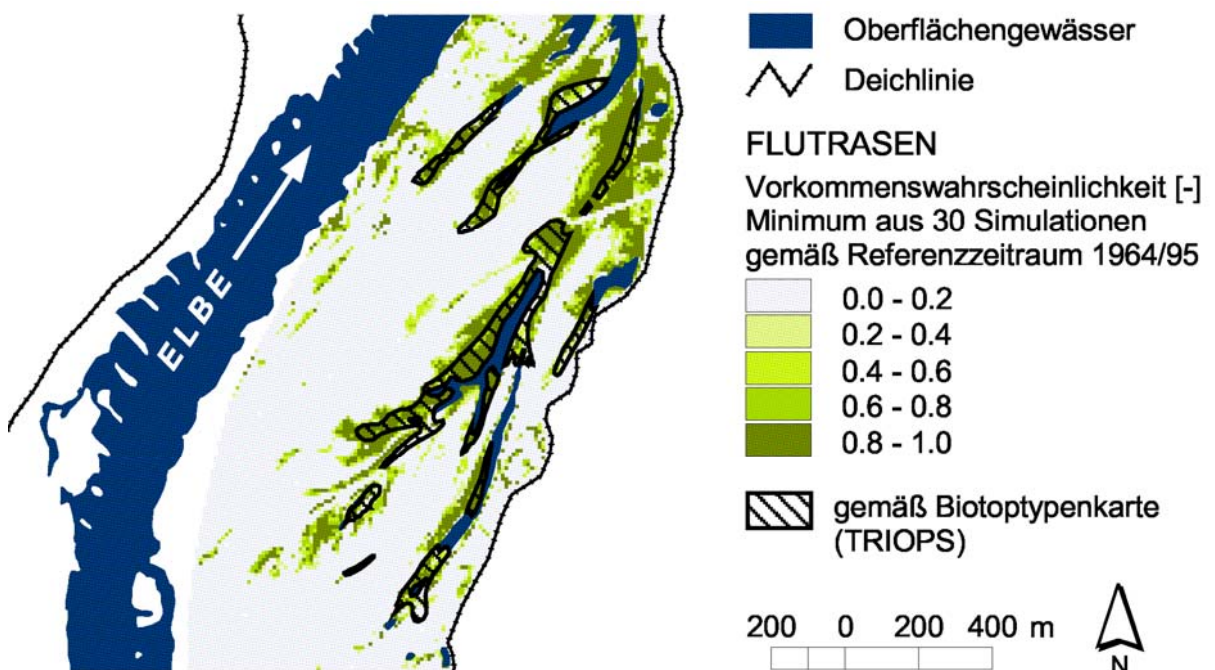


Abbildung 7/9: Karte der Vorkommenswahrscheinlichkeit für Flutrasen im Elbevorland: Minimum aus 30 Simulationen für den Referenzzustand (zum Vergleich sind die von TRIOPS (2001) kartierten Flutrasenflächen mit eingetragen).

7.3 Fallbeispiele der Bewertung von Szenarien der langfristigen Entwicklung

7.3.1 Veränderung des Vernässungsrisikos im Binnenland einer potentiellen Deichrückverlegung

Die Rückgewinnung ehemaliger Überflutungsräume durch Deichrückverlegung und gesteuerte Flutungspolder wird an der Elbe seit den 1990er Jahren intensiv diskutiert und untersucht (z. B. JÄHRLING 1994, NEUSCHULZ & PURPS 2000, MERKEL ET AL. 2002). Nach dem extremen Elbehochwasser 2002 wurden unter Berücksichtigung von Ergebnissen der BMBF Elbe-Ökologie-Forschung die Überlegungen zu potentiell geeigneten Standorten entlang der Elbe konkretisiert und im „Aktionsplan Hochwasserschutz Elbe“ (IKSE 2003) zusammengefasst. Zu den Maßnahmenüberlegungen zählen auch Flächen im Modellgebiet Sandau (MLU 2003).

Wie Erfahrungen an Rhein und Elbe zeigen (z. B. PURPS ET AL. 2004), ist die Planung und Realisierung von Deichrückverlegungen oft mit erheblichem Konfliktpotential hinsichtlich der Auswirkungen auf andere Nutzungen verbunden. Dazu gehören u. a. die bei Hochwasser zu erwartenden Grundwasseranstiege im Binnenland der neuen Deichlinie, insbesondere wenn naheliegende Siedlungsflächen betroffen sein können (z. B. Vernässung von Gebäuden). Der Erhöhung des Vernässungsrisikos gilt daher besonderes Interesse und ist bei Realisierung ggf. durch Begleitmaßnahmen wie Drainagesysteme, Brunnengalerien etc. entgegenzuwirken.

Vor diesem Hintergrund werden die Ergebnisse der Langzeitsimulation an dieser Stelle für eine exemplarische Auswertung im Hinblick auf die Fragestellung des Vernässungsrisikos durch Grundwasseranstiege genutzt. Ziel ist wiederum die Quantifizierung des Risikos aus Sicht der Flächennutzung bzw. in diesem Fall dessen maßnahmenbedingte Veränderung.

Für die Quantifizierung liegen hydraulisch-numerische Berechnungen von SCHWANENBERG ET AL. (2001) zu potentiellen Deichrückverlegungen im Modellgebiet vor (vgl. Kapitel 4.3). Die in der stochastischen Simulation hier berücksichtigte Maßnahmenvariante, mit der eine Fläche von 89 ha an die Überflutungsdynamik der Elbe angeschlossen werden könnte, ist in Abbildung 4/2 (Karte des Modellgebietes) dargestellt. Die Methodik der Auswertung entspricht dem Beispiel in Kapitel 7.2.1 (Abschätzung der Eintrittswahrscheinlichkeit extremer Flurabstände). Als Schwellenwert der Auswertung dient ein Flurabstand von 2.5 m, der einen Grenzflurabstand für die Vernässung von Gebäuden repräsentieren könnte (es könnten auch beliebige andere nutzungsspezifisch definierte Schwellenwerte ausgewertet werden).

Abbildung 7/10 zeigt die auf Basis der Langzeitsimulation berechneten Veränderungen der Grundwasseranstiege im Binnenland der Deichrückverlegung: Abgebildet ist die Zunahme der jährlichen Unterschreitungswahrscheinlichkeit $p(x)$ für den Flurabstand $x = 2.5$ m, die sich aus der Differenz der Modellrechnungen mit und ohne Maßnahme ergibt. Wie sich zeigt, fällt die Zunahme von $p(2.5)$ in ca. 1 km Entfernung hinter der potentiellen neuen Deichlinie mit ca. 5-10%, örtlich bis 20 % am deutlichsten aus. Aus Gründen der Übersicht sind Bereiche, in denen die Veränderung extrem gering ($p(2.5) < 0.03$: höher gelegene / elbferne Flächen) oder sehr groß ($p(2.5) > 0.5$: tiefere / elbnahe Flächen) ausfällt, in der Darstellung ausgeblendet.

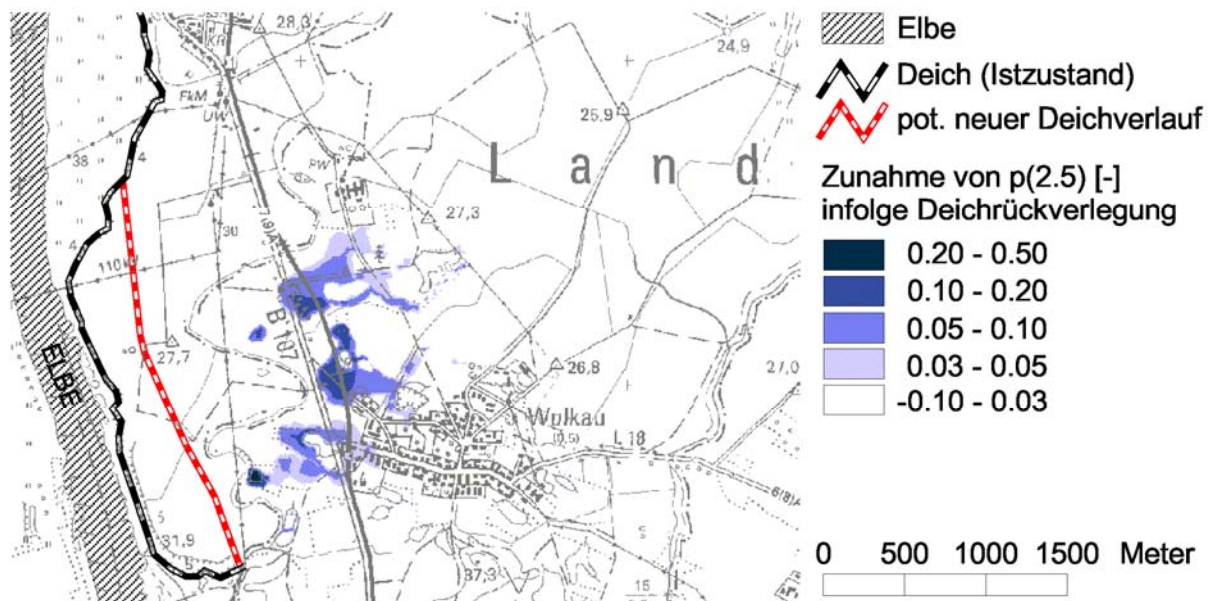


Abbildung 7/10: Karte der Zunahme der jährlichen Unterschreitungswahrscheinlichkeit $p(x)$ bezogen auf den Flurabstand $x = 2.5$ m im Binnenland einer potentiellen Deichrückverlegung; hinterlegt mit der topografischen Karte TOP50.

7.3.2 Auswirkungen hydrologisch-hydraulischer Veränderungen im Fluss auf die Habitategnung in der Aue (Beispiel Flutrasen)

In einem abschließenden Fallbeispiel sollen mit Hilfe der stochastischen Simulation die Auswirkungen abiotischer Veränderungen auf die Habitatqualität in der Aue untersucht werden. Hierzu wird erneut auf das Habitatmodell für Flutrasen zurückgegriffen (vgl. Kapitel 7.2.3). und von dessen Übertragbarkeit auf die gegebenen Randbedingungen ausgegangen. Für den Untersuchungszweck wurden drei Szenarien der langfristigen hydrologisch-hydraulischen Entwicklung definiert, die für das konkrete Modellgebiet fiktiven Charakter besitzen, für die Auen an der Elbe und anderen Flüssen allgemein jedoch grundlegende Bedeutung besitzen:

- Szenario I: Absenkung der Grundwasserstände
(z. B. infolge Wasserspiegelabsenkungen im Fluss oder Auflandungen in der Aue)
hier: Erhöhung des mittleren Grundwasserflurabstands in der Aue um 30 cm
- Szenario II: Abnahme der Dynamik der Grundwasserstände
(z. B. infolge wasserwirtschaftlicher Maßnahmen im Fluss oder Einzugsgebiet)
hier: Reduzierung der Standardabweichung der Flurabstandszeitreihe um 10 cm
- Szenario III: Zunahme der Dynamik der Grundwasserstände
(z. B. infolge erhöhter Abflussdynamik gem. langfristiger Klimaentwicklung)
hier: stochastische Simulation gemäß der Abflusszeitreihe 1925-1956.

Abbildung 7/11 zeigt die für diese drei Szenarien abgeleiteten Häufigkeitsverteilungen der Vorkommenswahrscheinlichkeit für Flutrasen am Standort „A“ im Vergleich zum Referenz-

zustand (vgl. Kapitel 7.2.3: Abbildung 7/5 und Lage des Standortes in Abbildung 7/6). Wie sich bestätigt, reagiert die Prognose am Standort A sehr sensitiv auf langfristige hydrologische Veränderungen: dem Modellergebnis zufolge führt eine Absenkung der mittleren Fluss- bzw. Grundwasserspiegel (Szenario I) ebenso zu einer Abnahme der Standorteignung wie eine Reduzierung der Wasserstandsdynamik (Szenario II).

Umgekehrt bewirkt eine erhöhte Dynamik eine Zunahme der Standorteignung (Szenario III in Abbildung 7/11). Für dieses Szenario III wurde die gesamte stochastische Simulation entsprechend der Abflusszeitreihe 1925-1956 wiederholt (Eigenschaften der generierten Abflusszeitreihen siehe Tabelle A.2 im Anhang A2). Dieser Zeitraum ist im Vergleich zum Referenzzeitraum von größeren Hochwasserereignissen und zugleich geringerem Hochwasserrückhalt (Talsperrenbau ab den 1950-er Jahren) im Elbeeinzugsgebiet (vgl. Kapitel 4.1.3). Das heißt, hier wird eine real aufgetretene Abfluss- bzw. Klimavariabilität im 20. Jahrhundert betrachtet, bei der im Unterschied zu Klimaprognosen keine Modellunsicherheiten der Klimamodelle zu berücksichtigen sind. Der Unterschied zwischen Szenario III und Referenzzustand ist daher auch als Verschlechterung der Habitataignung interpretierbar, die jedoch nicht überprüft werden kann, weil keine hinreichenden Vergleichsdaten aus dem Zeitraum 1925-1956 vorliegen.

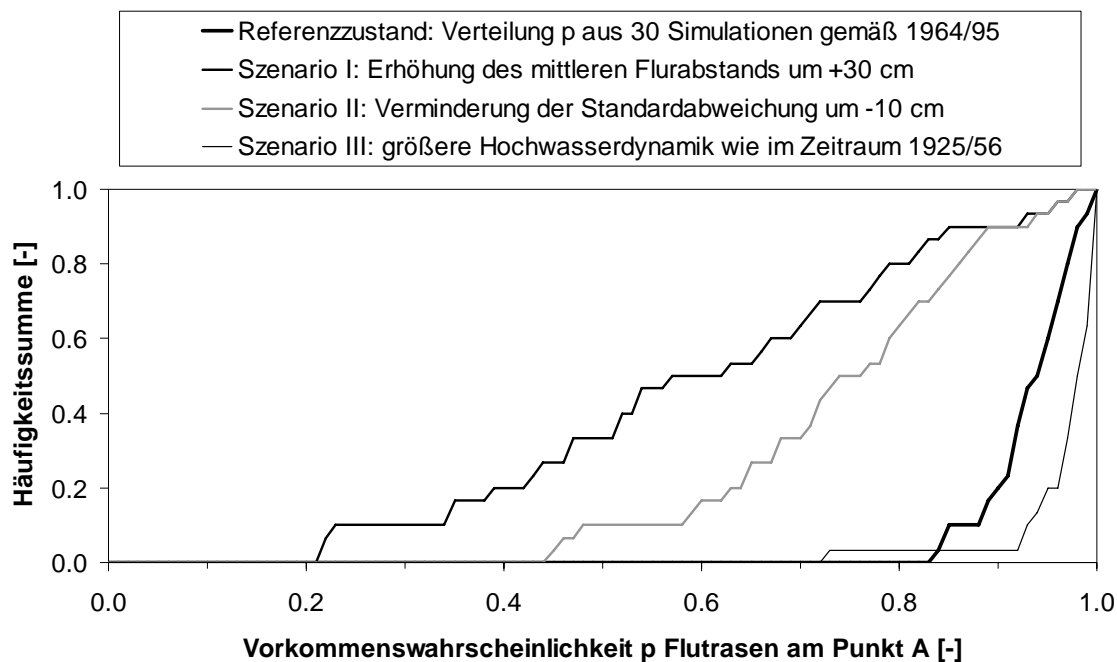


Abbildung 7/11: Häufigkeitsverteilungen der Vorkommenswahrscheinlichkeit für Flutrasen am Standort A aus 30 Simulationen: Vergleich dreier Szenarien mit dem Referenzzustand (vgl. auch Abbildung 7/5 und Abbildung 7/6).

8 Zusammenfassung

Ziel der Arbeit ist es, ein Instrumentarium bereitzustellen, das die Bewertung des Gewässerzustands in Auen unterstützt. Schwerpunkt ist die Quantifizierung der grundwasserbedingten Gefährdung der Flächennutzung. Die Arbeit fokussiert im Sinne der WRRL vor allem auf grundwasserabhängige Ökosysteme und hierbei die in Flussauen bestehenden Unsicherheiten der Bewertung aufgrund stark schwankender Grundwasserstände. Grundgedanke ist, anhand von Simulationsmodellen Perspektiven der Quantifizierung der Fluss-Grundwasser-Dynamik auszuloten und exemplarisch aufzuzeigen. Um statistisch fundierte Aussagen zur Gefährdung (z. B. Eintrittswahrscheinlichkeit biotisch relevanter Extremsituationen) zu ermöglichen, wird das Ziel verfolgt, die relativ kleinen Stichproben gemessener Zustände (kurzen Zeitreihen der langfristigen Fluss-Grundwasser-Dynamik) durch stochastische Simulation zu erweitern.

In Kapitel 2 werden in einem ersten Teil umweltrechtliche Anforderungen an den Zustand der Gewässer und grundwasserabhängigen Ökosysteme behandelt, aus deren Systematik sich für die weitere Arbeit ein risikoorientierter Ansatz ableitet (Ziel: Quantifizierung von Umweltrisiken). Der maßgebende Parameter der Quantifizierung und Bewertung in Flussauen, welche aufgrund des Wechsels von Überflutung und Trockenfallen als grundwasserabhängige Ökosysteme zu betrachten sind, ist gemäß EG-Wasserrahmenrichtlinie der Grundwasserstand. Im zweiten Teil wird der Stand der Forschung zum Wirkungsgefüge in Auen erörtert. Doch obwohl die Flusssdynamik seit langem in der Literatur als Schlüsselfaktor der auenökologischen Entwicklung bekannt ist, ist ihr Einfluss auf die Biotik bisher nur ansatzweise quantifizierbar (z. B. Überflutungstoleranzen von Vegetation). Gleichzeitig werden zunehmend ökologische Modelle entwickelt, mit deren Hilfe Beziehungen zwischen Organismen und abiotischen Umweltparametern quantifiziert werden können (z. B. Habitatmodelle der BMBF „Elbe-Ökologie“-Forschung). Es werden Beispiele von Modellen angeführt, die die interessierende Abhängigkeit biotischer Komponenten vom Grundwasserstand bzw. dessen Dynamik beschreiben und daher ggf. zur Definition der Anforderungen an die Quantifizierung der Abiotik sowie Szenarienbetrachtungen genutzt werden können.

Auf dieser Basis gliedert sich die Arbeit inhaltlich in zwei Hauptteile.

Im ersten Teil, Kapitel 3, wird auf Basis zuverlässigkeitstheoretischer Ansätze ein Konzept zur quantitativen Bewertung des Grundwasserzustands in Auen formuliert. Das Vorgehen gliedert sich in drei Stufen (Bearbeitungsschritte):

- I. Gefährdungsidentifikation und einfache quantitative Bewertung
- II. Erweiterte Gefährdungs-/Risikoabschätzung (Einzelfallbetrachtung)
- III. Risikobewertung/-management (Maßnahmenplanung und Bewirtschaftung)

Das in den drei Stufen enthaltene Methodenspektrum wird anwendungsbezogen konkretisiert und durch Beispiele erläutert. Grundgedanke der Stufe I ist die Erstbewertung der Gefährdung

auf Basis allgemein verfügbarer Daten (z. B. Grundwasserstandsmessungen) und Kriterien (z. B. vegetationsspezifische Grenzflurabstände). Bei Bedarf folgt in Stufe II eine erweiterte Analyse der Gefährdung und Beurteilung möglicher Auswirkungen. Zur Quantifizierung kann in dieser Phase auf spezifische Messungen und mathematische Modelle kaum mehr verzichtet werden. Bei komplexen Systemen (wie Auenökosystemen) kann es sein, dass eine Vielzahl von Größen und Abhängigkeiten als raumzeitliches Kontinuum in einem gekoppelten Modellsystem abgebildet werden muss, um kritische Zustände, auch längerfristige Entwicklungen (z. B. Verschiebungen im Arteninventar) erfassen zu können. Die Erkenntnisse aus Stufe I und II sind dann in Stufe III (Maßnahmenplanung und Bewirtschaftung) zu berücksichtigen.

Der zweite Teil, Kapitel 4 bis 7, befasst sich mit der Anwendung der in Stufe II enthaltenen Methoden. Exemplarisch werden Möglichkeiten ausgelotet und aufgezeigt, die die modellbasierte Analyse dynamischer Systeme betreffen. Hierzu wird auf Daten- und Modellgrundlagen zurückgegriffen, die zwischen 1996 und 2002 im Kontext des BMBF-Forschungsverbundes „Elbe-Ökologie“ unter Mitwirkung des Verfassers erarbeitet wurden. Die Grundlagen werden hier zu einem gekoppelten Modellsystem zusammengeführt, mit dem die Dynamik der Fluss- und Grundwasserstände in der Aue über geeignete, längere Zeiträume simuliert werden kann. Das System bildet die gesamte Prozesskette von den Abfluss- und Wasserspiegelverhältnissen im Fluss bis zur Grundwasserdynamik in der Aue ab. Als Modellgebiet dient ein Auengebiet an der Mittleren Elbe bei Sandau in der Nähe der Havelmündung, dessen Grundwasserstände hauptsächlich von der Elbe, in geringerem Maße aber auch von der Havel beeinflusst werden. Im Zuge der Kopplung wurden die erforderlichen Modellkomponenten im Hinblick auf die angestrebte Langzeitsimulation spezifisch überprüft und abgesichert sowie um fehlende Komponenten ergänzt (z. B. Kopplung der Abflussprozesse von Elbe und Havel).

Kapitel 4 stellt das Modellgebiet sowie die verfügbaren Daten- und Modellgrundlagen vor. Für die Modellierung wird ein Referenzzustand definiert, mit dem die Grundwasserdynamik näherungsweise frei von langfristigen Veränderungen der hydromorphologischen Randbedingungen in den Oberflächengewässern (Elbe und Havel) beschrieben werden kann. Aus Sicht der Dynamik wird vom Abflussprozess der Elbe ausgegangen. Als Referenzzeitraum wird der Zeitraum 1964-1995 gewählt, der von HELMS ET AL. (2002) hydrologisch intensiv analysiert und als repräsentiv für die heutigen Abflussverhältnisse identifiziert wurde. Hydraulisch-morphologisch kann auf Grundlage vorliegender Informationen davon ausgegangen werden, dass sich die Wasserspiegellagen der Elbe seit 1960er Jahren nicht wesentlich verändert haben. Entsprechendes trifft auch auf die staugeregelte Havel zu.

Die o. g. Prozesskette wird durch folgende Modellkomponenten abgebildet. Bei der Auswahl der Modellansätze wurde einerseits auf physikalische Fundierung geachtet, um sie ggf. unter veränderten Randbedingungen anwenden zu können. Andererseits wurde im Hinblick auf die weitere Untersuchung (Gefährdungsabschätzung auf Basis der Simulation langer Zeitreihen) nach Lösungsmethoden gesucht, bei denen der erforderliche Rechenaufwand in vertretbarem Rahmen gehalten werden kann (z. B. Verzicht auf numerische Lösungen).

Da keine gemessenen Zeitreihen der *Abflussdynamik der Elbe* im Modellgebiet vorliegen, müssen diese aus Pegeln im Oberlauf (hier: Pegel Barby) abgeleitet werden. Hierfür kommt ein Routing-Modell (ELBA-Modell, BFG 1996b) eingesetzt, das als Translations-Diffusions-Modell in drei Abflussstufen realisiert ist und sich für eine zeitkontinuierliche Simulation über alle Abflussbereiche eignet. Das Modell zeigt im betrachteten Elbeabschnitt Pegel Barby bis Pegel Wittenberge eine hohe Anpassungsgüte. (Kap. 4.2)

Die täglichen *Wasserstände der Elbe* im Modellgebiet werden anhand einer rekonstruierten Wasserstand-Abfluss-Beziehung am Pegel Havelberg-EP berechnet und über zeitschrittweise Interpolation der Ergebnisse einer 2D-Strömungsmodellierung (SCHWANENBERG ET AL. 2001) räumlich übertragen. Die Wasserspiegellagen der Havel im Modellgebiet werden auf der Stauregulierung und des geringen Gefälles linear zwischen den gemessenen Wasserständen an zwei örtlichen Pegelstellen interpoliert. (Kap. 4.3)

Zur *Modellierung der täglichen Grundwasserstände* wird auf das Modellkonzept von BUREK & NESTMANN (2002) zurückgegriffen, das aus der Kopplung eines analytischen Lösungsansatzes für die Fluss-Aquifer Interaktion (basierend auf der linearisierten Boussinesq-Gleichung) und eines Bodenwasserhaushaltsmodells für die ungesättigte Zone (Grundwasserneubildung) besteht. Das Modellkonzept wurde von BUREK & NESTMANN (2002) bereits über ein multiobjektives Verfahren für das Modellgebiet kalibriert und validiert. Vorteilhaft für die Simulation langer Zeitreihen sind die aus der analytischen Lösung der Grundwassergleichung resultierenden extrem kurzen Rechenzeiten. (Kap. 4.4)

In Kapitel 5 sind *Modelluntersuchungen* für den Zeitraum 1964-1995 beschrieben, die die Bedeutung der Dynamik für die weitere Untersuchung konkretisieren und die Notwendigkeit langfristiger, gekoppelter Analysen der Fluss-Grundwasser-Dynamik bestätigen. Demnach sind für die Grundwasserdynamik im Modellgebiet vor allem die Dauer und Abfolge von Hochwasserereignissen der Elbe und Havel entscheidend, während der Einfluss der Grundwasserneubildung von untergeordneter Bedeutung ist. Um ergänzend auch die Schnittstellen der Modellierung zur Biotik auszuloten, wurden die Modellergebnisse testweise mit Hilfe eines digitalen Geländemodells in einem Geoinformationssystem mit einem Habitatmodell für Auenvegetation gekoppelt. Dazu wurde ein Habitatmodell von LEYER (2002) gewählt, das die Habitateignung für den Vegetationstyp Flutrasen in Abhängigkeit der Überflutungs- und Grundwasserdynamik beschreibt. Das Ergebnis dieser Modellkopplung, eine Karte der potenziellen Habitateignung, deckt sich räumlich plausibel mit einer Vegetations- und Biotypenkartierung (TRIOPS 2001). Auf dieser Basis kann aufgebaut werden: es ergibt sich ein plausibles Gesamtbild der Modellierung im Sinne einer durchgängigen Quantifizierung von der Abflussdynamik im Fluss bis zur Biotik in der Aue. Zur weiteren Absicherung und Verbesserung der Modellgüte aus biotischer Sicht sind standortspezifische Vegetationsaufnahmen sowie interdisziplinär abgestimmte Validierung erforderlich (einschließlich Definition des Referenzzeitraums aus Sicht der kartierten Vegetation).

In Kapitel 6 wird das beschriebene Modellsystem um Modellkomponenten zur stochastischen Simulation langer Zeitreihen der hydrologisch-hydraulischen Prozesse im Modellgebiet (Datengenerierung) erweitert. Ausgangspunkt des Modellkonzeptes bleibt der Abflussprozess der Elbe, der als stochastisch unabhängiger Antrieb der Dynamik im Modellgebiet betrachtet wird. Zur Generierung täglicher Elbeabflüsse kommt der bewährte Modellansatz von TREIBER (1975) zum Einsatz. Für die komplexe Wechselwirkung von Elbe und Havel wird ergänzend ein Modellansatz formuliert, bei dem die Havelabflüsse in Abhängigkeit der Elbeabflüsse simultan generiert werden. Dies geschieht nach dem Prinzip der Aggregierung und Disaggregierung im ersten Schritt auf Monatsbasis, wo hohe Korrelationen zwischen den saison- und trendbereinigten Abflussanteilen von Elbe und Havel gefunden wurden ($R^2 = 0.77$). Für die im zweiten Schritt folgende Umrechnung der Havelabflüsse in Wasserstände im Modellgebiet wurden mehrere Regressionmodelle entwickelt. Die simultane stochastische Simulation der Grundwasserneubildung wird konzeptionell angesprochen. Anhand der statistischen Diagnose generierter Datenreihen an verschiedenen Pegelstellen kann schließlich gezeigt werden, dass die Dynamik der gemessenen Wasserstände von Elbe und Havel sowie im Grundwasser durch das entwickelte Simulationsmodell in guter Näherung reproduziert wird.

Mit Hilfe des erarbeiteten Instrumentariums werden in Kapitel 7 Anwendungsperspektiven der stochastischen Simulation zur Bewertung in Auen ausgelotet. Dazu werden verschiedene Stichproben generierter Zeitreihen im Hinblick auf die Quantifizierung von Unsicherheits- und Risikomomenten statistisch und räumlich ausgewertet. In Fallbeispielen werden grundlegende Fragen untersucht, die von der Abschätzung hydrologisch bedingter Unsicherheiten (z. B. Sensitivität ökologischer Prognosen) bis zur probabilistischen Bewertung von Szenarien (z. B. Auswirkungen langfristiger Abfluss- bzw. Wasserspiegeländerungen im Fluss auf die Habitatqualität in der Aue) reichen.

Im Ergebnis ergibt sich ein Erkenntnisgewinn, der unter zwei Aspekten über die Arbeit hinaus wichtig ist. Zum Einen verdeutlicht sich die elementare Bedeutung der Dynamik in Fluss und Grundwasser für das Verständnis bewertungsrelevanter Zusammenhänge in Auen. Die Arbeit zeigt hier konkrete Perspektiven der Quantifizierung und Analyse von Unsicherheiten biotisch relevanter Parameter. Die Arbeitsergebnisse sollen aber nicht darüber hinwegtäuschen, dass gerade an der Schnittstelle Abiotik-Biotik weiterhin erheblicher Forschungsbedarf besteht (z. B. Definition der Grundwasserabhängigkeit biotischer Komponenten, Übertragbarkeit von Habitatmodellen). Die Arbeit möge daher zum Anderen eine Orientierung für weiterführende interdisziplinäre Abstimmungen und Analysen sein, und so einen Beitrag zum verbesserten Verständnis des Wirkungsgefüges in Auen leisten. Schließlich liegt in der systematischen Zusammenführung unterschiedlicher Daten und Modelle der Abiotik und Biotik nicht nur eine wissenschaftlich-technische Herausforderung, sondern auch eine wesentliche Grundlage für die Entwicklung nachhaltiger Bewirtschaftungskonzepte in Auenökosystemen.

Literaturverzeichnis

- ANDRÉASSON, J., BERGSTRÖM, S., CARLSSON, B., GRAHAM, L. P. (2003): The effect of downscaling techniques on assessing water resources impacts from climate change scenarios. – In: Franks, S., Blöschl, G., Kumagai, M., Musiak, Rosbjerg, D. [eds.] (2003): „Water Resources Systems – Water Availability and Global Change (Proc. Symposium HS02a at IUGG2003 at Sapporo, July 2003). IAHS Publ. no. 280, pp. 160-164
- ANG, A., TANG, W. (1984): Probability concepts in engineering planning and design – Vol. 2, Decision, risk and reliability. – New York, John Wiley & Sons.
- AUSTIN, M.P. (2002): Spatial prediction of species distribution: an interface between ecological theory and statistical modelling. – *Ecological Modelling*, 157, pp. 101-118.
- BACHFISCHER, R. (1978): Die ökologische Risikoanalyse: eine Methode zur Integration natürlicher Umweltfaktoren in die Raumplanung. – Dissertation, Technische Universität München.
- BÁRDOSSY, A., BOGARDI, I., DUCKSTEIN, L. (1985): Composite Programming as an extension of Compromise Programming. – In: Serafini, O. [Ed.]: *Mathematics of Multiple Objective Optimization*, S. 375 ff.
- BÁRDOSSY, A. (1994): Modelle zur Abschätzung der regionalen Folgen einer Klimaänderung. – *Mitteilungen Inst. für Hydrologie und Wasserwirtschaft*, Heft 47, Univ. Karlsruhe.
- BÁRDOSSY, A., STEHLÍK, J., CASPARY, H.-J. (2002): Automated objective classification of daily circulation patterns for precipitation and temperature downscaling based on optimized fuzzy rules. – *J. Climate Reserach*, 23(1), pp. 11-22.
- BAUFELD, R. (2005): GIS-gestützte Prognose der Biotopentwicklung auf Grundlage von Bio-
toptypen- und Vegetationserhebungen auf geplanten Rückdeichungsflächen an der Mitt-
leren Elbe in Sachsen-Anhalt. Dissertation, Universität Potsdam.
- BfG (1996a): Umweltverträglichkeitsuntersuchungen an Bundeswasserstraßen: Materialien zur Bewertung von Umweltauswirkungen. – Bundesanstalt für Gewässerkunde BfG-Mitteilung Nr. 9, Koblenz.
- BfG (1996b): Programmsystem ELBA – Programmdokumentation (Version 1.2 – Elbe), Teil II: Anwenderhandbuch – Entwurf. – Bundesanstalt für Gewässerkunde BfG-Bericht 1011, Berlin.
- BfG (2001): Erstellung multivariater statistischer Modelle und deren Anwendung zur Prognose der ökologischen Ausstattung eines Raumes. Ein Beitrag der BfG zum Verbundprojekt mit dem Umweltforschungszentrum Leipzig/Halle (UFZ): Übertragung und Weiterentwicklung eines robusten Indikationssystems für ökologische Veränderungen in Auen (RIVA). – Auszug aus dem Abschlussbericht Teilprojekt V.1, Bearb.: A. Hettrich & S. Rosenzweig; Bundesanstalt für Gewässerkunde, BfG-Bericht 1332, Koblenz.
- BfG (2002): Mathematisch-numerische Modelle in der Wasserwirtschaft. – Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG), Mitteilung Nr. 24, Mai 2002, Koblenz.
- BfG (2003): Einsatz von ökologischen Modellen in der Wasser- und Schifffahrtsverwaltung: das integrierte Flussauenmodell INFORM. – Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG), Bearbeitung: Fuchs et al., Mitteilung Nr. 25, Mai 2003, Koblenz.

- BFG (2004): Methode der Umweltrisikoeinschätzung und FFH-Verträglichkeitseinschätzung für Projekte an Bundeswasserstraßen: Eine Beitrag zur Bundesverkehrswegeplanung. – Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG), Mitteilung Nr. 26, Mai 2004, Koblenz.
- BINDER, K.G., FUCHS, R., HEINZELMANN-EKOOS, T., KLAUS, J., MICHEL, B., QUADFLIEG, A., SOLVEEN, D., WURSTER, H. (1999): Mehrdimensionale Bewertung der Grundwasserbewirtschaftung am Beispiel des Grundwasserbewirtschaftungsplanes Hessisches Ried. – Wasser & Boden, Jg. 51, H. 3, S. 19-28, Blackwell Wissenschafts-Verlag, Berlin.
- BMBF (1995): Forschungskonzeption Ökologische Forschung in der Stromlandschaft Elbe (Elbe-Ökologie) des Bundesministeriums für Bildung, Wissenschaft, Forschung und Technologie (BMBF). Bonn.
- BMU (2005): Die Wasserrahmenrichtlinie: Ergebnisse der Bestandsaufnahme 2004 in Deutschland. – Hrsg. Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU), Berlin.
- BNATSCHG [Bundesnaturschutzgesetz] (2002): Gesetz über Naturschutz und Landschaftspflege. Fassung vom 25.03.2002. Bundesgesetzblatt BGBl. I 1193.
- BRECKLING, B., MÜLLER, F. [Hrsg.] (2000): Der Ökologische Risikobegriff: Beiträge zu einer Tagung des Arbeitskreises „Theorie“ in der Gesellschaft für Ökologie vom 4.-6. März 1998 im Landeskulturzentrum Salzau (Schleswig-Holstein). – Theorie in der Ökologie, Bd. 1, Peter Lang GmbH, Frankfurt.
- BRONSTERT, A., BÜRGER, G. (2003): Einfluss der anthropogenen Klimaänderung auf die Hochwassersituation: Möglichkeiten und Grenzen der Modellierung. – In: Klima, Wasser, Flussgebietsmanagement – im Lichte der Flut. Forum für Hydrologie und Wasserbewirtschaftung Heft 4.2003, Beiträge zum Tag der Hydrologie 2003, Band 1 Vorträge, H.-B. Kleeberg (Hrsg.), Hydrologische Wissenschaften – Fachgemeinschaft in der ATV-DVWK, Hennef, S. 113-121.
- BONN, S., ROLOFF, A. (2002): Konkurrenzdynamik und Ökophysiologie der wichtigsten Baumarten in Hartholzauenwäldern an der mittleren Elbe. – In: Roloff, A., Bonn, S. [Hrsg.]: Ergebnisse ökologischer Forschung zur nachhaltigen Bewirtschaftung von Auenwäldern an der mittleren Elbe. Forstwissenschaftliche Beiträge Tharandt, Heft 17, Verlag Ulmer GmbH, Stuttgart/Dresden, 2002.
- BÜCHELE, B., HÖFER, J., IHRINGER, J. (2003): Stochastische Simulation von Abflüssen der Elbe im Hinblick auf Feststofftransportberechnungen. – Bericht HY 3/05 des Institut für Wasserwirtschaft und Kulturtechnik, im Auftrag der Bundesanstalt für Wasserbau (BAW), Universität Karlsruhe (TH), Oktober 2003, unveröff.
- BUREK, P., NESTMANN, F. (2002): Auswirkungen von Deichrückverlegungen auf die langfristige Grundwasserdynamik in Auen (Untersuchungsgebiet Sandau/Elbe). – In: Nestmann, F., Büchele, B. [Hrsg.]: Morphodynamik der Elbe: Schlussbericht des BMBF-Verbundprojektes mit Einzelbeiträgen der Partner und Anlagen-CD. Institut für Wasserwirtschaft und Kulturtechnik, Universität Karlsruhe, 2002, S. 389-414.
- BUREK, P.-A. (2003): Langfristige, hydrologische Betrachtung der Grundwasserdynamik am Beispiel der Mittleren Elbe. – Mitteilungen des Instituts für Wasserwirtschaft und Kulturtechnik, Heft 220, Universität Karlsruhe.
- BWK (2003): Nutzungskonflikte bei hohen Grundwasserständen - Lösungsansätze. Statusbericht. – Hrsg. Bund der Ingenieure für Wasserwirtschaft, Abfallwirtschaft und Kulturbau, Bearbeitung: BWK-AG 4.1 (Leitung: H. Gerdes), Bericht 1/2003, Düsseldorf.
- CROUCH, E.A.C., WILSON, R. (1982): Risk Benefit Analysis. – Ballinger Publisher, Boston, M.A., USA.

- DEHNHARDT, A., MEYERHOFF, J. [Hrsg.] (2002): Nachhaltige Entwicklung der Stromlandschaft Elbe: Nutzen und Kosten der Wiedergewinnung von Überschwemmungsauen. – Studien aus dem Forschungsverbund Elbe-Ökologie des Bundesministeriums für Bildung und Forschung (BMBF), Wissenschaftsverlag Vauk Kiel KG, Kiel.
- DIN 19686 (2003): Vegetationsökologische Datenerhebung für Aufgaben im Bereich der Landeskultur vom Nov. 2003.
- DIN 40041 (1990): Zuverlässigkeit: Begriffe. – Beuth Verlag, Berlin 1990.
- DISSE, M. (1995): Modellierung der Verdunstung und der Grundwasserneubildung in ebenen Einzugsgebieten. – Dissertation, Mitteilungen des Institut für Hydrologie und Wasserwirtschaft, Heft 53, Universität Karlsruhe.
- DISTER, E. (1991): Situation der Flußauen in der Bundesrepublik Deutschland. – Laufener Seminarbeiträge 4/91, S. 8-16.
- DORMANN, C.F., BLASCHKE, T., LAUSCH, A., SCHRÖDER, B., SÖNDGERATH, D. (2004): Habitatmodelle: Methodik, Anwendung, Nutzen. UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle, UFZ-Berichte 9/2004.
- DYCK, S., PESCHKE, G. (1983): Grundlagen der Hydrologie. – Verl. Ernst & Sohn, Berlin.
- DVWK (1996): Klassifikation grundwasserbeeinflusster Vegetationstypen. – Hrsg. Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V., DVWK-Schriften, H. 112, Bearb.: W. Goebel, Wirtschafts- und Verl.-Ges. Gas und Wasser, Bonn.
- ELLENBERG, H., WEBER, H.E., DÜLL, R. WIRTH, V., WERNER, W., PAULIBEN, D. (1992): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. – Scripta Geobotanica, Band 18, 2. Aufl., Göttingen, 258 S.
- ELLENBERG, H., (1996): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht. – 5. stark veränd. u. verb. Aufl., Ulmer, Stuttgart, 1095 S.
- ERFTVERBAND (2002): LAWA-Projekt G 1.01: Erfassung, Beschreibung und Bewertung grundwasserabhängiger Oberflächengewässer und Landökosysteme hinsichtlich vom Grundwasser ausgehender Schädigungen. Bericht zu Teil 1: Erarbeitung und Bereitstellung der Grundlagen und erforderlicher praxisnaher Methoden zur Typisierung und Lokalisation grundwasserabhängiger Oberflächengewässer und Landökosysteme. – Erftverband (Hrsg.) im Auftrag der LAWA, Bearb. P. Lenkenhoff & U. Rose, Bergheim.
- Erftverband (2003): LAWA-Projekt G 1.01: Erfassung, Beschreibung und Bewertung GRUNDWASSERABHÄNGIGER Oberflächengewässer und Landökosysteme hinsichtlich vom Grundwasser ausgehender Schädigungen. Bericht zu Teil 2: Analyse der vom Grundwasser ausgehenden signifikanten Schädigung grundwasserabhängiger Ökosysteme (quantitative Aspekte). – Erftverband (Hrsg.) im Auftrag der LAWA, Bearb. P. Lenkenhoff & U. Rose, Bergheim.
- FAULHABER, P. (2000a): Untersuchung der Auswirkung von Maßnahmen im Elbevorland auf die Strömungssituation und die Flussmorphologie. – In Tagung „Gewässerlandschaften“, Wasser Berlin 2000, BMBF Symposium Elbeforschung, Bundesministerium für Bildung und Forschung (Veranstalter), ATV-DVWK-Schriftenreihe, Heft 21, Verlag für Abwasser, Abfall und Gewässerschutz, Hennef, S. 297-320.
- FAULHABER, P. (2000b): Veränderung von hydraulischen Parametern der Elbe in den letzten 100 Jahren. – In: Mitteilungsblatt Nr. 82 (2000), Bundesanstalt für Wasserbau (BAW), Karlsruhe, S. 97-118.

- FFH-RL [Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie] (1992): Richtlinie 92/43/EWG des Rates vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften L 206.
- FH-DGG (2002): Hydrogeologische Modelle: ein Leitfaden mit Fallbeispielen. – Hydrogeologische Beiträge der Fachsektion Hydrogeologie in der Deutschen Geologischen Gesellschaft (Hrsg.), Schriftenreihe der DGG, H. 24, 45 S.
- FOLLNER, K., BAUFELD, R., BÖHMER, H.J., HENLE, K., HÜSING, V., KLEINWÄCHTER, M., RICKFELDER, T., SCHOLTEN, M., STAB, S., VOGEL, C., ZIMMERMANN-TIMM, H. (2005): Ausgewählte methodische Ansätze. – In: Lebensräume der Elbe und ihrer Auen. Konzepte für die nachhaltige Entwicklung einer Flusslandschaft Bd. 4, Hrsg. Scholz et. al., Weißensee-Verlag, Berlin, S. 67-102.
- FRÄNZLE, O. (2002): Ökosystem, Ökosystemmodellierung. – In: Lexikon der Geographie: in vier Bänden. Hrsg. Brunotte, E., Gebhardt, H., Meurer, M., Meusburger, P., Nipper, J., Martin, C., Spektrum Akademischer Verlag, Heidelberg/Berlin.
- FREEZE, R.A., MASSMANN, J., SMITH, L., SPERLING, T., JAMES, B. (1990): Hydrogeological Decision Analysis: 1. A Framework. – Ground Water, Vol. 28(5), 738-766.
- GEPP, J. (1986): Auengewässer als Ökozellen. Fluß – Altarme – Altwässer und sonstige Auen-Stillgewässer. – Gründe Reihe 4, Wien.
- GERKEN, B. (1988): Auen – verborgene Lebensadern der Natur. – Verlag Rombach, Freiburg.
- GOLLEY, F.B. (1993): A History of the Ecosystem Concept in Ecology. – Yale University Press, New Haven/London.
- GREIVING, S. (2002): Räumliche Planung und Risiko. – Gerling Akademie Verlag, München.
- GÜTHLEIN, K., BURKHARDT, P., MELCHER, M., PÖLTE, B. (1980): Das Zentralmodell der Elbe – erstes kontinuierlich arbeitendes Wasserstands- und Durchflussvorhersagemodell in der DDR. – In: Wasserwirtschaft – Wassertechnik (10-1980); Verlag für Bauwesen; Berlin.
- GUPTA, H.V., SOROOSHIAN, S., YAPO, P.O. (1998): Toward improved calibration of hydrologic models: Multiple and noncommensurable measures of information. – Water. Resour. Res. 34 (4). S.751-761.
- HdUVP (2004): Handbuch der Umweltverträglichkeitsprüfung (HdUVP). Ergänzbare Sammlung der Rechtsgrundlagen, Prüfungsinhalte und –methoden für Behörden, Unternehmen, Sachverständige und die juristische Praxis. Hrsg. von P.-C. Storm und T. Bunge, Loseblattausgabe (Stand Lfg. 5/04, XI/04), Erich Schmidt Verlag, Berlin.
- HELMS, M., IHRINGER, J., NESTMANN, F. (2002): Analyse und Simulation des Abflussprozesses der Elbe. – In: Nestmann, F., Büchele, B. [Hrsg.]: Morphodynamik der Elbe: Schlussbericht des BMBF-Verbundprojektes mit Einzelbeiträgen der Partner und Anlagen-CD. Inst. für Wasserwirtschaft u. Kulturtechnik, Univ. Karlsruhe, 2002, S. 91-202.
- HENLE, K., DZIOCK, F., SCHOLZ, M., STAB, S. (2005): Fazit und Ausblick. – In: Lebensräume der Elbe und ihrer Auen. Konzepte für die nachhaltige Entwicklung einer Flusslandschaft Bd. 4, Hrsg. Scholz et. al., Weißensee-Verlag, Berlin, S. 297-305.
- HENLE, K., STREIT, B. (1990): Kritische Betrachtung zum Artenrückgang bei Amphibien und Reptilien und zu dessen Ursachen. – Natur u. Landschaft 65 (7/8), S. 347-361.
- HENNING, A., ZEPP, H. (1992): Simulation der vertikalen Bodenwasserdynamik mit linearen und nichtlinearen Speicher-kaskaden - Eine Praxisorientierte Alternative zu Bodenphysikalisch-deterministischen Modellen. – DGM 36, S.108-115.

- HETRICH, A., ROSENZWEIG, S. (2002): Einsatz multivariater statistischer Modelle zur Ermittlung der Zusammenhänge zwischen Biotik und Abiotik sowie Prognose des ökologischen Zustandes von Flussauen. – *Hydrologie u. Wasserbewirtschaft.* 46, H. 4, S. 156-165.
- HILDEBRANDT, J., DZIOCK, F., BÖHMER, H.J., BRUNKE, M., FÖCKLER, F., SCHOLTEN, M., SCHOLZ, M., HENLE, K. (2005a): Ökologische Konzepte und Theorien zu Fluss- und Auenlebensräumen. – In: *Lebensräume der Elbe und ihrer Auen. Konzepte für die nachhaltige Entwicklung einer Flusslandschaft Bd. 4*, Hrsg. Scholz et. al., Weißensee-Verlag, Berlin, S. 49-66.
- HILDEBRANDT, J., DZIOCK, F., BÖHMER, H.J., FOLLNER, K., SCHOLTEN, M., SCHOLZ, M., HENLE, K. (2005b): Lebensraum „Stromlandschaft Elbe“ – eine Synthese. – In: *Lebensräume der Elbe und ihrer Auen. Konzepte für die nachhaltige Entwicklung einer Flusslandschaft Bd. 4*, Hrsg. Scholz et. al., Weißensee, Berlin, S. 265-296.
- HOYNINGEN-HUENE, J. v. (1982): Die Interzeption des Niederschlages in landwirtschaftlichen Pflanzenbeständen und der Einfluß der Landnutzung auf den Gebietswasserhaushalt. – Hrsg. Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V., DVWK Schriften 57, Verlag Paul Parey, Hamburg-Berlin.
- HÜGIN, G., HENRICHFREISE, A. (1992): Naturschutzbewertung der badischen Oberrheinaue – Vegetation und Wasserhaushalt des rheinnahen Waldes. – Bundesforschungsanstalt für Naturschutz und Landschaftsökologie, Schriftenreihe für Vegetationskunde, H. 24, Bonn-Bad Godesberg, 48 S.
- IHRINGER, J., BÜCHELE, B., MIKOVEC, R. (2003): Untersuchung von Hochwasserretentionsmaßnahmen entlang der Elbe im Bereich der Landkreise Wittenberg und Anhalt-Zerbst: Grundsatzstudie bezüglich der hydrologischen Wirkung. – Bericht HY 3/09 des Institut für Wasserwirtschaft und Kulturtechnik, im Auftrag des Landesbetriebs für Hochwasserschutz und Wasserwirtschaft Sachsen-Anhalt, Univ. Karlsruhe, 2003, unveröff.
- IKSE (2000): Zusammenfassung der Analysen der hydrologischen Aspekte der Entstehung von Hochwasser und deren Vorhersage für den Wasserlauf Elbe und deren Hauptnebenflüsse Moldau, Eger (Ohre), Schwarze Elster, Mulde, Saale und Havel. Teil VII: Analyse der hydrologischen Aspekte der Entstehung von Hochwasser an der Havel und deren Vorhersage. – Bericht, Intern. Kommission zum Schutz der Elbe (IKSE), Magdeburg.
- IKSE (2003): Aktionsplan Hochwasserschutz Elbe. – Internationale Kommission zum Schutz der Elbe (IKSE), Oktober 2003, Magdeburg.
- JÄHRLING, K.-H. (1994): Bereiche möglicher Deichrückverlegungen in der Elbaue im Bereich der Mittel-Elbe - Vorschläge aus ökologischer Sicht als Beitrag zu einer interdisziplinären Diskussion. – In: Guhr, H. et al.: *Die Elbe im Spannungsfeld zwischen Ökologie und Ökonomie*. 6. Magdeburger Gewässerschutzseminar, Cuxhaven; S. 326-355
- KOFALK, S., SCHOLTEN, M., BOER, S., DE KOK, J.-L., MATTHIES, M., HANH, B. (2004): Ein Decision Support System für das Flusseinzugsgebiet der Elbe. – In: MÖLTGEN, J., PETRY, D. [Hrsg.]: *Interdisziplinäre Methoden des Flussgebietsmanagements*. Schriftenreihe des Instituts für Geoinformatik, Wilhelms-Universität Münster, Bd. 21, S. 1-10.
- KORN, N., JESSEL, B., HASCH, B., MÜHLINGHAUS, R. (2005): Flussauen und Wasserrahmenrichtlinie. Bedeutung der Flussauen für die Umsetzung der europäischen Wasserrahmenrichtlinie – Handlungsempfehlungen für Naturschutz und Wasserwirtschaft. Ergebnisse des F+E-Vorhabens 802 82 100 des Bundesamtes für Naturschutz. – *Naturschutz und Biologische Vielfalt*, Heft 27, Bundesamt für Naturschutz, Bonn.

- KRON, W. (1996): Stochastische Simulation des Geschiebetransports am Zusammenfluß zweier Gewässer. – Mitteilungen des Institut für Hydrologie und Wasserwirtschaft, Heft 59, Universität Karlsruhe.
- KÜHLBORN, J., SCHOLTEN, M., KOFALK, S. (Hrsg.): Struktur und Dynamik der Elbe. – Konzepte zur nachhaltigen Entwicklung einer Flusslandschaft, Band 2, Weißenberg-Verlag, ISBN 3-89998-008-5 (in Vorbereitung, mit Kapitelbeiträgen des Verfassers).
- LAWA (1981): Grundzüge der Kosten-Nutzen-Untersuchungen. – Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA), Bremen.
- LAWA (2003): Arbeitshilfe zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie. Bearbeitungsstand: April 2003. – Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA), Bremen.
- LAWA (2005): Leitlinien zur Durchführung dynamischer Kostenvergleichsrechnungen (KVR-Leitlinien). – Hrsg. Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA), Bearb. LAWA-Unterausschuss „Wirtschaftlichkeitsfragen in der Wasserwirtschaft / KVR-Leitlinien“, 7. überarb. Aufl., Kulturbuchverlag Berlin.
- LEYER, I. (2002): Auengrünland der Mittel-Elbe-Niederung: Vegetationskundliche und – ökologische Untersuchungen in der rezenten Aue, der Altaue und am Auenrand der Elbe. – Diss. Botanicae, Bd. 363, Cramer i.d. Gebr. Borntraeger Verl.-Buchh., Berlin-Stuttgart.
- LEYER, I. (2005): Predicting plant species responses to river regulation: the role of water level fluctuations. – *J. Applied Ecology*, 42, 239-250.
- LFUG (2003): Einfluss des August Hochwassers 2002 auf das Grundwasser. – Materialien zur Wasserwirtschaft, Hrsg. Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie (LfUG), Dresden, Mai 2003.
- LOÁICIGA, H.A. (2004): Analytical game-theoretic approach to ground-water extraction. – *J. Hydrology*, 297 (2004), pp. 22-33.
- LUA (2003): Das Elbehochwasser im Sommer 2002. – Fachbeiträge des Landesumweltamtes Brandenburg, Hrsg. Landesumweltamt Brandenburg, Heft-Nr. 73, Potsdam, Nov. 2002.
- NASH, J.E., SUTCLIFFE, J.V. (1970): River flow forecasting through conceptual models. Part I – a discussion of principles. – *J. Hydrology*, 10(3), pp. 334-345.
- MANIAK, U. (1997): Hydrologie und Wasserwirtschaft: eine Einführung für Ingenieure. – Springer-Verlag, 4. Auflage, Berlin/Heidelberg.
- MANIAK, U. (2001): Wasserwirtschaft: Einführung in die Bewertung wasserwirtschaftlicher Vorhaben. – Springer-Verlag, Berlin/Heidelberg.
- MASSMANN, J., FREEZE, R.A., SMITH, L., SPERLING, T., JAMES, B. (1990): Hydrogeological Decision Analysis: 2. Applications to Groundwater Contamination. – *Ground Water*, Vol. 29(4), 536-548.
- MCDONALD, M.G., HARBAUGH, A. W. (1984): A modular three-dimensional finite difference ground-water flow model: U.S. Geological Survey Open-File Report. 83-875.
- MLU (2003): Hochwasserschutzkonzeption des Landes Sachsen-Anhalt bis 2010 (Stand: 26. März 2003). – Ministerium für Landwirtschaft und Umwelt Sachsen-Anhalt.
- MOHRLOK, U., JIRKA, G. (2002): Grundwasserdynamik in Vorland- und Auenbereichen am Beispiel des geplanten Deichrückverlegungsgebietes „Rogätz“. – In: Nestmann & Büchele [Hrsg.] (2002): Morphodynamik der Elbe – Schlussbericht des BMBF-Verbundprojektes mit Einzelbeiträgen der Partner und Anlagen-CD. Institut für Wasserwirtschaft und Kulturtechnik, Univ. Karlsruhe, S. 369-388.

- MONTENEGRO, H., HOLFELDER, T., WAWRA, B. (2000): Modellierung der Austauschprozesse zwischen Oberflächen- und Grundwasser in Flußauen. – In: Friese et al. [Hrsg.] (2000): Stoffhaushalt von Auenökosystemen: Böden und Hydrologie, Schadstoffe, Bewertungen. Springer-Verlag, Berlin.
- MORRISON, M.L., MARCOT, B.G., MANNAN, R.W. (1998): Wildlife-Habitat Relationships - Concepts and Applications. – University of Wisconsin Press, Madison, 2nd Ed.
- OBERLE, P., THEOBALD, S., NESTMANN, F. (2000): GIS-gestützte Hochwassermodellierung am Beispiel des Neckars. – Wasserwirtschaft, Jg. 90 (2000), H. 7-8, S. 378-373.
- NESTMANN, F., BÜCHELE, B. [Hrsg.] (2002): Morphodynamik der Elbe: Schlussbericht des BMBF-Verbundprojektes mit Einzelbeiträgen der Partner und Anlagen-CD. – Institut für Wasserwirtschaft und Kulturtechnik, Universität Karlsruhe.
- NEUSCHULZ, F., PURPS, J. (2000): Rückverlegung von Hochwasserschutzdeichen zur Wiederherstellung von Überflutungsflächen. In: Friese, K., Witter, B., Miehlich, G., Rode, M. [Hrsg.] (2000): Stoffhaushalt von Auenökosystemen: Böden und Hydrologie, Schadstoffe, Bewertungen. Springer-Verlag, Berlin/Heidelberg.
- NIERING, W. (1994): Wetland vegetation change: A dynamic process. – Wetland Journal, 6, pp. 6-15.
- OTTE-WITTE, K., ADAM, K., RATHKE, K., MEON, G. (2002): Hydraulisch-morphologische Charakteristika entlang der Elbe. – In: Nestmann, F., Büchele, B. [Hrsg.] (2002): Morphodynamik der Elbe: Schlussbericht des BMBF-Verbundprojektes mit Einzelbeiträgen der Partner und Anlagen-CD. Institut für Wasserwirtschaft und Kulturtechnik, Universität Karlsruhe, S. 203-230.
- PETERSON, J., LANGNER, U. (1992): Katalog der Biotoptypen und Nutzungstypen für die CIR-luftbildgestützte Biotoptypen- und Nutzungstypenkartierung im Land Sachsen-Anhalt. – Berichte des Landesamtes für Umweltschutz Sachsen-Anhalt 4, Halle, 39 S.
- PETERSEN, J., SÜTERING, U. (2003): Neue Methoden zur Erfassung und Bewertung grundwasserabhängiger Biotope. – Wasser & Boden, Jg. 55 (2003), H. 7+8, S. 58-64.
- PLATE, E. J. (1993): Statistik und angewandte Wahrscheinlichkeitslehre für Bauingenieure. – Ernst & Sohn Verlag für Architektur und technische Wissenschaften, Berlin.
- PLATE, E. J., DUCKSTEIN, L. (1988): Reliability-based design concepts in hydraulic engineering. – Water Resources Bulletin, Vol. 24, No. 2, 235-245.
- POWERS, D.L. (1979): Boundary Value Problems. – Academic Press, New York.
- PURPS, J., DAMM, C., NEUSCHULZ, F. (2004): Naturschutzgroßprojekt Lenzener Elbtal, Brandenburg – Auenregeration durch Deichrückverlegung an der Elbe. – Natur und Landschaft, Jg. 79, H. 9/10, S. 408-415.
- RENGER, M., STREBEL, O., GIESEL, W. (1974): Beurteilung bodenkundlicher, kulturtechnischer und hydrologischer Fragen mit Hilfe von klimatischer Wasserbilanz und bodenphysikalischen Kennwerten. – Zeitschrift f. Kulturtechnik u. Flurbereinigung, 15, S. 353-366.
- REGIERUNGSPRÄSIDIUM DARMSTADT (1999): Grundwasserbewirtschaftungsplan Hessisches Ried. Mit: Berichtsteil, Anlagen Teil A: Grundlagen und Begründung, Anlagen Teile B und C: Grundwassermodell und Fachbeiträge. – Hrsg. Regierungspräsidium Darmstadt.
- REIF, A., ZIMMERMANN, R., SPÄTH, V. (2000): Vegetation der Auenwälder am südlichen Oberrhein. – In: LfU (2000): Vom Wildstrom zur Trockenaue: Natur und Geschichte der Flusslandschaft südlichen am Oberrhein. Hrsg. Landesanstalt für Umweltschutz Baden-

- Württemberg (LfU), mit Beiträgen von Allgöwer et al., Naturschutz-Spectrum: Themen 92, Verlag Regionalkultur, Ubstadt-Weiher.
- RICKFELDER, T. (2004): Habitateignung und Schlüsselfaktoren für Carabiden in der Elbaue. – Dissertation, TU Braunschweig.
- SALAS, J.D. (1993): Analysis and modeling of hydrologic time series. – In: Maidment, D.R. (1993): Handbook of hydrology; Mc Graw-Hill Inc., New York.
- SAUCKE, U., BRAUNS, J. (2002): Stromtalgeschichte und Flussgeologie im deutschen Elbegebiet. In: Nestmann, F. & Büchele, B. (Hrsg.): Morphodynamik der Elbe – Schlussbericht des BMBF-Verbundprojektes mit Einzelbeiträgen der Partner. und Anlagen-CD. Institut für Wasserwirtschaft und Kulturtechnik, Universität Karlsruhe, S. 23-30.
- SCHLITGEN, R. (2001): Angewandte Zeitreihenanalyse. – Oldenbourg-Verlag, München/Wien.
- SCHMIDTKE, R. F. (1992): Grundlegende Aspekte der wasserwirtschaftlichen Projektbewertung. – In: Schultz, G. A. [Hrsg.] (1992): Bewertung wasserwirtschaftlicher Maßnahmen: Ergebnisse eines Rundgesprächs vom 10. und 11. Oktober 1988. Mitteilung 10 der Senatskommission für Wasserforschung / DFG, Deutsche Forschungsgemeinschaft, VCH Verlagsgesellschaft, Weinheim.
- SCHNECK, A., HAAKH, F., LANG, U. (2004): Multikriterielle Optimierung der Grundwasserbewirtschaftung – dargestellt am Beispiel des Wassergewinnungsgebiets Donauried. – Wasserwirtschaft, Jg. 94 (2004), H. 12, S. 32-39.
- SCHOLZ, M., STAB, S., DZIOCK, F., HENLE, K. [Hrsg.] (2005): Lebensräume der Elbe und ihrer Auen. – Konzepte für die nachhaltige Entwicklung einer Flusslandschaft Bd. 4, Weißensee-Verlag, Berlin, 380 S.
- SCHRÖDER, B. (2000): Zwischen Naturschutz und theoretischer Ökologie: Modelle zur Habitateignung und räumlichen Populationsdynamik für Heuschrecken im Niedermoor. – Dissertation, TU Braunschweig. Landschaftsökologie und Umweltforschung 35.
- SCHRÖDER, B. (2004): Überblick zum Block „Statistische Habitatmodelle – Status quo & aktuelle Entwicklungen“. – In: Dormann, C.F., et al. [Hrsg.](2004): Habitatmodelle: Methodik, Anwendung, Nutzen. UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle, UFZ-Berichte 9/2004, S. 3-4.
- SCHRÖDER, B., REINEKING, B. (2004): Modellierung der Art-Habitat-Beziehung – ein Überblick über die Verfahren der Habitatmodellierung. – In: Dormann, C.F., et al. [Hrsg.](2004): Habitatmodelle: Methodik, Anwendung, Nutzen. UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle, UFZ-Berichte 9/2004, S. 5-25.
- SCHULLA, J. (1997): Hydrologische Modellierung von Flussgebieten zur Abschätzung der Folgen von Klimaänderungen. – Dissertation, ETH Zürich.
- SCHWANENBERG, D., MOHRLOK, U., BUREK, P., KÖNGETER, J. (2001): Abschlussbericht zum BMBF-Projekt (FKZ 0339576) „Rückgewinnung von Retentionsflächen und Altauenreaktivierung an der Mittleren Elbe in Sachsen-Anhalt“ - Teilprojekt 1: Strömungstechnik und Hydrologie. – Bericht, Lehrstuhl und Institut für Wasserbau und Wasserwirtschaft, RWTH Aachen, 102 S.
- SHAMAN, J., STIEGLITZ, M., STARK, C., LE BLANCQ, S., CANE, M. (2002): Using a dynamic hydrology model to predict mosquito abundances in flood and swamp water. –Emerging Infectious Diseases, Vol. 8, No. 1, pp. 7-13.
- SRIKANTHAN, R., MCMAHON, T.A. (2001): Stochastic generation of annual, monthly and daily climate data: A review. – Hydrologie and Earth System Sciences, 5(4), pp. 653-670.

- SÖNDGERATH, D. (2004): Kopplung von Populations- und Habitatmodellen am Beispiel von Carabiden in der Elbaue. – In: Dormann, C.F., et al. [Hrsg.] (2004): Habitatmodelle: Methodik, Anwendung, Nutzen. UFZ-Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle, UFZ-Berichte 9/2004, S. 101-108.
- TREIBER, B. (1975): Ein stochastisches Modell zur Simulation von Tagesabflüssen. – Mitteilungen des Instituts für Wasserbau III der Universität Karlsruhe (TH), Heft 5.
- TRIOPS [TRIOPS – Ökologie & Landschaftplanung GmbH] (2001): Rückgewinnung von Retentionsflächen und Altauenreaktivierung an der Mittleren Elbe in Sachsen-Anhalt, Teilprojekt 2: Bodenkunde und Ökologie, Teil 1: Biotoptypen. –Projektbericht, BMBF-FKZ 0339576, Bearb.: Baufeld et al., Göttingen.
- UVPG [Umweltverträglichkeitsprüfungsgesetz] (2001): Gesetz über die Umweltverträglichkeitsprüfung vom 5. September 2001. BGBl. I 2350.
- VERMEULEN, P.T.M., HEEMINK, A.W., TE STROET, C.B.M. (2004): Reduced models for linear groundwater flow models using empirical orthogonal functions. – *Advances in Water Resources Reseach*, 27, pp. 57-69.
- VOGT, J., MEURER, M. (2001): Umweltqualitätsziele. – *Berichte zur deutschen Landeskunde*, Bd. 75, H. 2/3, Flensburg, S. 293-302.
- VS-RL [Vogelschutzrichtlinie] (1979): Richtlinie 79/409/EWG des Rates vom 2. April 1979 über die Erhaltung der wildlebenden Vogelarten. *Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften* L 103 vom 25.4.1979.
- WHG [Wasserhaushaltsgesetz] (2002): Gesetz zur Ordnung des Wasserhaushalts. Stand: Neufassung vom 19.8.2002. *Bundesgesetzblatt BGBl. I* 3245.
- WILBY, R. L., WIGLEY, M. L., CONVAY, D., JONES, P. D., HEWITSON, B. C., MAIN, J., WILKS, D. S. (1998): Statistical downscaling of general circulation model output: A comparison of methods. – *Water Resources Reseach*, 34(11), pp. 2995-3008.
- WRRL (2000): Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik vom 23. Oktober 2000. *Amtsblatt der Europ. Gemeinsh.* Nr. L 327 S. 1
- WSA BRANDENBURG (2001): Wehrgruppe Quitzöbel: Bilder und Darstellungen zur Bedeutung und Steuerung der Havelmündungswehre. – *Informationssammlung*, Bearb. Hr. Löper, Wasser- und Schifffahrtsamt Brandenburg, 2001.
- WORKMAN, S.R., SERRANO, S.E., LIBERTY, K. (1997): Development and application of an analytical model of stream/aquifer interaction. – *J. Hydrol.*, 200, pp. 149-163.
- YEVJEVICH, V. (1987): Stochastic models in hydrology. – *Journal of Stochastic Hydrology and Hydraulics*, Vol. 1, No. 1, pp. 17-36.
- ZANGEMEISTER, C. (1971): Methodik zur multidimensionalen Bewertung und Auswahl von Projektalternativen. – In: *Nutzwertanalyse in der Systemtechnik*, München.

Abbildungs- und Tabellenverzeichnis

Abbildungsverzeichnis

1/1	Forschungsansatz im BMBF-Verbundprojekt „Morphodynamik der Elbe“: Schematischer Querschnitt Fluss-Aue mit Wechselwirkungen Morphologie – Oberflächenwasser – Grundwasser (NESTMANN & BÜCHELE 2002).	2
1/2	Wirkungsgefüge in der Aue (DISTER 1991).. ..	3
1/3	Gesamtkonzept der Arbeit	5
2/1	Vorkommenswahrscheinlichkeit von potenziellen Indikatorarten dreier öko- logischer Artengruppen in Elbauen als Funktion des maximalen Flurab- stands im Frühjahr 1998/1999 (nach BFG 2001).	25
2/2	Vorkommenswahrscheinlichkeit von Flutrasen als Funktion des Mittelwerts und der Standardabweichung der Flurabstände im Zeitraum 1997-1998 (nach LEYER 2002, Modellparameter: pers. Mitt.).	25
3/1	Konzept eines risikoorientierten Bewertungsverfahrens.	31
3/2	Dichtefunktionen der Belastung s , der Belastbarkeit r und des Sicherheits- abstandes z sowie resultierender Flächeninhalt für PV und RE	35
3/3	Zweidimensionale Wahrscheinlichkeitsdichte $f_{r,s}(r,s)$ mit den beiden Rand- verteilungen $f_r(r)$ und $f_s(s)$	37
3/4	Prinzip der Bemessung nach Risiko (Beispiel Kostenminimierung).....	38
3/5	Bewertungsprinzip über festgelegte Ziel- und Akzeptanzkriterien	39
3/6	Empfohlene Vorgehensweise nach ERFTVERBAND (2003) zur Ermittlung der signifikanten Schädigung grundwasserabhängiger Ökosysteme im Sinne der WRRL (mengenmäßiger Zustand)	41
3/7	Bewertungskriterium nach ERFTVERBAND (2003) für Standorte mit gro- ßer Schwankungsamplitude (Bsp.): Veränderung des langjährigen mittleren Grundwassertiefstands und daraus entstehende Gefahr der signifikanten Schädigung eines wechselfeuchten Bedingungen abhängigen Ökosystems.	42
3/8	Ansatz zur quantitativen Bewertung des Grundwasserzustands in Flussauen nach dem Prinzip der stochastischen Bemessung (nach PLATE 1993)	44
3/9	Gefährdungsabschätzung am Beispiel normalverteilter Flurabstände (r, s)	45
3/10	Beispiel einer Grundwasserstandsdauerlinie (jährl. Unterschr.häufigkeit)	46

3/11	Beispiel für bedingte Parameter(verteilungen); hier: empirische jährliche Überschreitungswahrscheinlichkeit monatlicher Flurabstände.....	47
3/12	Ansatz für mehrdimensionale Zeitreihenanalysen: Häufigkeit, Zeitpunkt und Dauer der Unterschreitung eines spezifischen Schwellenwertes r^*	48
3/13	Zeitfunktionen und Wahrscheinlichkeitsverteilungen der Belastbarkeit r und der Belastung s	49
3/14:	Schritte von der Risikoanalyse (Stufe II) zur Planung und Optimierung der Maßnahmen und Bewirtschaftung (Risikomanagement, Stufe III).....	50
3/15	Bewertungsstruktur im 4-Konten-System (SCHMIDTKE 1992).....	53
3/16	Fiktives Beispiel eines Zielsystems zur multikriteriellen Optimierung der Fluss- und Grundwasserstände nach dem CP Verfahren: Hierarchische Struktur mit Zielebenen und Gruppierung von Kriterien, Gewichten (g), Nutzwerten (I), Zielerfüllungsgraden (e) und Kompensationsfaktoren (p)	58
3/17	Fiktive Beispiele nutzungsspezifischer Zielfunktionen für den Flurabstand als Bewertungskriterium innerhalb eines multikriteriellen Zielsystems. Die hell- und dunkelgrauen Balken stellen risikobehaftete Flurabstände dar.....	59
4/1	Schematische Darstellung des Modellkonzepts (integrierter Ansatz).....	62
4/2	Modellgebiet an der Mittleren Elbe im Bereich der Havelmündung	63
4/3	Lage des Modellgebietes im Längsschnitt charakteristischer Wasserspiegel der Elbe und Havel (IKSE 2000, verändert).	64
4/4	Tägliche Wasserstände der Havel am Pegel Havelberg-Stadt im Zeitraum 1811 bis 2000 mit Kennzeichnung des Referenzzeitraums 1964-1995 der vorliegenden Untersuchung (WSA BRANDENBURG 2001, verändert).....	65
4/5	Jahresmittel (MW) und Jahresmaxima (HW) einer Grundwassermessreihe (Sandau) mit zugehörigen gleitenden Durchschnitten über 5 und 10 Jahre.....	66
4/6	Jährliche MQ im Zeitraum 1900-1995 an den Elbepegeln Dresden und Barby mit zugehörigen 5-jährigen Gleitmitteln sowie Jahresmittel und Jahresmaxima der Grundwasserstände im Zeitraum 1964-1995 an der Messstelle Sandau mit zugehörigen 5-jährigen Gleitmitteln der Jahresmaxima	67
4/7	Lage verfügbarer Pegel der Elbe und Havel sowie Grundwasserpegel im Modellgebiet (links) sowie Relief der von BUREK & NESTMANN (2002) aus der Hydrogeologischen Karte HK50 abgeleiteten Aquiferbasis (rechts).....	69
4/8	Systemfunktionen des ELBA-Modells (Parameter nach BfG 1996b) mit Differenzierung nach drei Abflussstufen.....	72

4/9	Vergleich gemessener und nach ELBA modellierter Abflussganglinien im Zeitraum 1984-1989 in den Elbe-Abschnitten Barby – Tangermünde und Tangermünde – Wittenberge	83
4/10	Wertepaare täglicher Wasserstände (gemessen) und Abflüsse (berechnet) am Pegel Havelberg-EP und rekonstruierte Abflusskurve ($R^2 = 0.96$)	75
4/11:	Vergleich gemessener Wasserstände am Pegel Havelberg-EP im Zeitraum 1964-1995 mit modellierten Wasserständen (Kombinierter Modellansatz: ELBA-Modell und rekonstruierte Abflusskurve)	75
4/12	Prinzipskizze zur Berechnung der Piezometerhöhe $h(x,t)$	79
4/13	Räumliche Struktur des Grundwassermodells mit 409 Knoten und zugehörigen Transekten sowie Bezugspunkten am 1. Rand (Elbe, links) und 2. Rand (havelseitig, rechts) nach BUREK & NESTMANN (2002)	81
4/14	Ganglinien der Elbe und dreier Grundwasserpegel im Zeitraum 1970-1999: Vergleich von Messung und Modell (BUREK & NESTMANN 2002).	84
4/15	Dauerlinie und Jahresgang der Elbe und der Grundwasserpegel; Vergleich von Messung und Modell (BUREK & NESTMANN 2002)	85
4/16	Vergleich der Mess- und Modellwerte dreier Grundwasserpegel im Zeitraum 1988-1995 (BUREK 2003)	86
4/17	Abweichungen zwischen gemessenen und berechneten jährlichen maximalen Piezometerhöhen verschiedener Überschreitungsdauern an der Messstelle GW2906 im Zeitraum 1964-1995	87
5/1	Verlauf der berechneten täglichen Piezometerhöhen (Messstelle GW2906, Sandau) gegenüber den Elbewasserständen a.P. Sandau während der Hochwasser 1988 (eingipfliges Ereignis) und 1994 (dreigipfliges Ereignis).	90
5/2	Vergleich der berechneten maximalen jährlichen Piezometerhöhen an der Messstelle GW2906 (Sandau, ca. 1 km von der Elbe entfernt) gegenüber den jährlichen Scheitelabflüssen der Elbe 1964-1995	91
5/3	Vergleich der berechneten maximalen jährlichen Piezometerhöhen an der Messstelle GW2852 (ca. 4.7 km von der Elbe entfernt) gegenüber den jährlichen Scheitelabflüssen der Elbe 1964-1995	91
5/4	Vergleich der berechneten maximalen Piezometerhöhen in vier Einzeljahren entlang eines Geländequerschnittes (Lage der Querschnittes: ab Deich bei Elbe-km 413.3 in westöstlicher Richtung).	92
5/5	Abflussdauerlinie am Pegel Tangermünde der vier Jahre in Abbildung 5/4	92

5/6	Vergleich der berechneten maximalen jährlichen Piezometerhöhen an der Messstelle GW2906 (Sandau, ca. 1 km von der Elbe entfernt) gegenüber dem 5%-Quantil der jährlichen Abflussdauerlinie 1964-1995.....	93
5/7	Vergleich der berechneten maximalen jährlichen Piezometerhöhen an der Messstelle GW2852 (ca. 4.7 km von der Elbe entfernt) gegenüber dem 10%-Quantil der jährlichen Abflussdauerlinie 1964-1995.	94
5/8	Mittlere jährliche Piezometerhöhen und zugehörige Standardabweichungen im Zeitraum 1964-1999 an der Messstelle GW2850 aus Modellrechnung mit und ohne Grundwasserneubildungsanteil (GWN)	95
5/9	Statistische Verteilung des Grundwasserneubildungseinflusses bezogen auf die jährlichen maximalen Piezometerhöhen im Zeitraum 1964-1995 an der Messstelle GW2852 (aus Modellrechnung)	96
5/10	Karte der Vorkommenswahrscheinlichkeit für Flutrasen im Elbevorland (Modellrechnung basierend auf Referenzzeitraum 1964-1995) im Vergleich zum realen Flutrasen-Vorkommen gem. Biotoptypenkarte (TRIOPS 2001).....	99
5/11	Variabilität des Mittelwerts und der Standardabweichung der Flurabstände am Standort „A“ im Elbevorland in verschiedenen Beobachtungszeiträumen.....	101
5/12	Empirische Häufigkeitsverteilungen der Vorkommenswahrscheinlichkeit für Flutrasen am Standort „A“ für verschiedene Beobachtungszeiträume	101
5/13	Karte der Vorkommenswahrscheinlichkeit für Flutrasen bezogen auf den Referenzzeitraum 1964-1995 und das Szenario „GW-Absenkung“	103
5/14	Karte der Veränderungen der Vorkommenswahrscheinlichkeit für Flutrasen für das Szenario „GW-Absenkung“ (= Differenz der in Abbildung 5/10 und Abbildung 5/13 dargestellten Zustände)	103
6/1	Tägliche Niederschläge, Abflüsse der Elbe und Havel sowie Grundwasserstände in ca. 5 km Entfernung zu beiden Flüssen im Zeitraum 1980-1989.....	105
6/2	Systemskizze zur stochastischen Simulation der Fluss- und Grundwasserstände; links: großräumige Situation (Elbe- und Havelpegel), rechts: lokale Situation (Bezugspunkte am linken/rechten Rand des GW-Modellgebiets: Fluss-/Grundwasserpegel, Anfangs-/Endpunkt der Havelstrecke).	107
6/3	Grundstruktur des Treiber-Modells (TREIBER 1975)	108
6/4	Autokovarianzfunktion für die Abflussreihe 1964-1995 am Pegel Barby.....	110
6/5	Vergleich der Messreihe am Pegel Barby mit der nach Kalibrierung des Treiber-Modells reproduzierten Zeitreihe am Beispiel der Jahre 1985-1988	112

6/6	Vergleich eines 2-Jahres-Zeitraums der gemessenen Abflussreihe 1964-1995 am Pegel Barby mit 30 generierten Abflussreihen	114
6/7	Vergleich der gemessenen Abflussreihe 1964-1995 am Pegel Barby mit einer 32-jährigen generierten Abflussreihe (GEN07).....	114
6/8	Mittlere Dauerlinie und obere/untere Hüllkurven der Abflussjahre 1964-1995 am Pegel Barby sowie der 30 generierten Reihen à 33 Jahre.....	116
6/9	Vergleich der empirischen Verteilungsfunktionen der Abflussreihe 1964-1995 mit den Verteilungen aus 30 generierten Abflussreihen (Mittel und Hüllkurven des gesamten Kollektivs). Oben und Mitte: Scheitelabflüsse einzelner Monate; unten: Jahresscheitelabflüsse und mittlere Monatsabflüsse	117
6/10	Vergleich der Kennwerte MHW und MW des Referenzzeitraums 1964-1995 am Elbe-Pegel Havelberg-EP (Balken links) mit den gleichen Kennwerten aus 30 synthetisch generierten Zeitreihen (Balken GEN01 bis GEN30).....	119
6/11	Kreuzkorrelationsfunktion Elbe – Havel (Ketzin), Zeitreihe 1964-1995	124
6/12	Gemessene monatliche Elbe- und Havelabflüsse im Zeitraum 1964-1995 mit Darstellung der Trend- und Saisonkomponente	124
6/13	Ganglinie der gemessenen und berechneten trend- und saisonbereinigten monatlichen Havelabflüsse $Q_{X,i}$ am Pegel Ketzin im Zeitraum 1964-1995	126
6/14	Ganglinie der gemessenen und der berechneten monatlichen Havelabflüsse $Q_{HV,i}$ (ohne Zufallskomponente) im Zeitraum 1964-1995.....	126
6/15	Ganglinie der gemessenen monatlichen Havelabflüsse am Pegel Ketzin und mehrerer Simulationen im Zeitraum 1964-1995	127
6/16	Gemessene Tagesabflüsse der Havel a.P. Ketzin in den Jahren 1984-1988 und ihre Entsprechung nach Rückrechnung aus Monatswerten	128
6/17	Residuen der Tagesabflüsse der Havel a.P. Ketzin in den Jahren 1984-1988 und berechnete Zufallskomponente.....	129
6/18	Ganglinie der gemessenen und mit dem kombinierten stochastischen Modell berechneten Wasserstände der Havel am Pegel Havelberg-Stadt	130
6/19	Vergleich der Kennwerte MHW und MW des Referenzzeitraums 1964-1995 mit den gleichen Kennwerten aus 30 synthetisch generierten Zeitreihen; oben: Bezugspunkt Havel-E, unten: Grundwasserpegel GW2921	132
6/20	Vergleich der Kennwerte MHW und MW des Referenzzeitraums 1964-1995 mit den gleichen Kennwerten aus 30 synthetisch generierten Zeitreihen; oben: Grundwasserpegel GW2853, unten: GW2810	133

6/21	Potentialrandbedingungen des GW-Modells: Vergleich der Messdaten im Referenzzeitraum 1964-1995 mit synthetisch generierten Zeitreihen (Beispiel Simulation GEN07)	134
6/22	Einfluss der GW-Neubildung auf die Jahreshöchststände 1964-1995 an der Messstelle GW2852, aus Modellrechnungen mit/ohne Bodenwassermodul.	138
6/23	Ganglinien über vier Jahre an zwei ausgewählten Grundwassermessstellen zum Vergleich des Referenzmodells (GW-Modell ohne GW-Neubildung) mit dem Simulationsmodell (Kalibrierungsreihe des Treiber-Modells)	139
6/24	Vergleich der mittleren Grundwasserstände (MW) und mittleren jährlichen Maxima (MHW) der Referenz- und Simulationsreihe 1964-1995 an ausgewählten Grundwassermessstellen (Erläuterungen im Text und Kasten).....	140
6/25	Vergleich der jährlichen Maxima der Referenz- und der Simulationsreihe (HW1964-1995) an ausgewählten Grundwassermessstellen.	141
6/26	Zeitreihen der Messung und Modellierung im Zeitraum 1964-1995 sowie von 30 Simulationsläufen an der Messstelle GW2850 (Wulkau).	143
6/27	Vergleich der Kennwerte MHW und MW des Referenzzeitraums 1964-1995 an der Messstelle GW2850 mit den gleichen Kennwerten aus 30 synthetisch generierten Zeitreihen.....	143
6/28	Vergleich der Kennwerte MHW und MW des Referenzzeitraums 1964-1995 an der Messstelle GW2906 (Balken links) mit den gleichen Kennwerten aus 30 synthetisch generierten Zeitreihen (Balken GEN01 bis GEN30).	144
6/29	Vergleich der Kennwerte MHW und MW des Referenzzeitraums 1964-1995 an der Messstelle GW2852 (Balken links) mit den gleichen Kennwerten aus 30 synthetisch generierten Zeitreihen (Balken GEN01 bis GEN30).	144
7/1	Auswertung von 30 simulierten Flurabstandszeitreihen im Hinblick auf die Unterschreitungshäufigkeit eines Schwellenwerts, dargestellt am Beispiel Messstelle GW2850 (Wulkau) mit zugehöriger Referenzreihe 1964-1995 (GW-Modell mit Fluss-GW-Interaktion, ohne GW-Neubildung).	149
7/2	Karte der jährlichen Unterschreitungswahrscheinlichkeiten $p(x)$ [-] für ausgewählte Flurabstände x [m].	149
7/3	Wertepaare der Mittelwerte und Standardabweichungen des Flurabstands aus 30 simulierten Reihen im Vergleich mit den Kennwerten der Referenzreihe 1964-1995, dargestellt am Beispiel der Messstelle GW2850.	151
7/4	Räumliche Verteilung der Differenz zwischen den 90%- und 10%-Dezilen des mittleren Flurabstands aus 30 Simulationen.	151

7/5	Häufigkeitsverteilungen der Vorkommenswahrscheinlichkeit p für Flutrasen an zwei Standorten im Elbevorland aus 30 Simulationen gemäß 1964-1995	152
7/6	Karte der Vorkommenswahrscheinlichkeit für Flutrasen im Elbevorland: Mittelwert aus 30 Simulationen für den Referenzzustand sowie Lage der beiden Punkte A und B aus Abbildung 7/5.	154
7/7	Karte der Vorkommenswahrscheinlichkeit für Flutrasen im Elbevorland: Standardabweichung aus 30 Simulationen für den Referenzzustand.	154
7/8	Karte der Vorkommenswahrscheinlichkeit für Flutrasen im Elbevorland: Maximum aus 30 Simulationen für den Referenzzustand.....	155
7/9	Karte der Vorkommenswahrscheinlichkeit für Flutrasen im Elbevorland: Minimum aus 30 Simulationen für den Referenzzustand.	155
7/10	Karte der Zunahme der jährlichen Unterschreitungswahrscheinlichkeit $p(x)$ bezogen auf den Flurabstand $x = 2.5$ m im Binnenland einer potentiellen Deichrückverlegung.....	157
7/11	Häufigkeitsverteilungen der Vorkommenswahrscheinlichkeit für Flutrasen am Standort A aus 30 Simulationen: Vergleich dreier Szenarien mit dem Referenzzustand.....	158
A.1	Monatliche Verteilungen der Tagesmittel der Messreihe 1964-1995 am Pegel Barby im Vergleich mit der mittleren Verteilung und den oberen und unteren Einhüllenden aller Verteilungen der 30 Simulationen.....	186
A.2	Monatliche Verteilungen der Monatsmittel der Messreihe 1964-1995 a.P. Barby im Vergleich mit der mittleren Verteilung und den oberen/unteren Einhüllenden aller Verteilungen der 30 Simulationen.....	187
A.3	Monatliche Verteilungen der Monatsmaxima der Messreihe 1964-1995 a.P. Barby im Vergleich mit der mittleren Verteilung und den oberen/unteren Einhüllenden aller Verteilungen der 30 Simulationen.....	188
A.4	Vergleich der Messreihe 1964-1995 a.P. Barby mit der mittleren Verteilung und den oberen/unteren Einhüllenden der Verteilungen der 30 Simulationen: Verteilungen der Jahresmittel, Jahresmaxima, monatlichen Standardabweichungen der Monats- und Tagesmittel sowie Monatsmittel im Jahresverlauf.	189
B.1	Jahresgang der mittleren Monatsabflüsse von Elbe und Havel.	191
B.2	Trendanalyse der Havelabflüsse in Ketzin.	191
B.3	Vergleich von Wasserstandszeitreihen der Elbe und Havel in Havelberg aus Messung (Reihe 1964-1995) und stochastischer Simulation.....	193

Tabellenverzeichnis

3/1	Beispiel für die Bewertung anhand definierter Ziel- und Grenzflurabstände im Hessischen Ried (REGIERUNGSPRÄSIDIUM DARMSTADT 1999).	40
3/2	Gegenüberstellung in der Wasserwirtschaft verbreiteter Bewertungsverfahren anhand eines allgemeinen Verfahrensmusters (LAWA 2005).....	51
3/3	Beispiele spezifischer Ertrags- und Vermögenswerte zur Bewertung der Grundwasserbewirtschaftung im Hessischen Ried (BINDER ET AL. 1999).....	54
4/1	Verfügbare Zeitreihen täglicher Wasserstände (W) und Abflüsse (Q) ausgewählter Elbepegel sowie mittlerer Abfluss (MQ) und mittlerer jährl. Hochwasserabfluss (MHQ) der Reihe 1964-1995 nach HELMS ET AL. (2002).....	68
4/2	Verfügbare Zeitreihen täglicher Wasserstände (W) und Abflüsse (Q) ausgewählter Pegel der Unteren Havel und wichtige Kenndaten nach BFG (1999).	68
4/3	Parameter u und D der Systemfunktionen des ELBA-Modells in den Elbe-Abschnitten Barby – Tangermünde – Wittenberge (nach BFG 1996b).....	71
4/4	Koeffizienten der rekonstruierten Abflusskurve am Pegel Havelberg-EP.....	74
4/5	Modellparameter dreier Grundwasserpegel und Vergleich Messung-Modell im Zeitraum 1970-1999 (BUREK & NESTMANN 2002).	83
6/1	Parameter der Datengenerierung gemäß Zeitreihe 1964-1995 a.P. Barby.....	113
6/2	Vergleich statistischer Kenngrößen der Abflusszeitreihe 1964-1995 a.P. Barby mit den gemittelten Kenngrößen aus 30 simulierten Zeitreihen.....	115
6/3	Vergleich Messung-Modell der statistischen Kennwerte der Wasserstände am Pegel Havelberg-EP im Zeitraum 1964-1995.	118
6/4	Kennwerte der gemessenen und berechneten trend- und saisonbereinigten Monatsabflüsse $Q_{X,i}$ am Pegel Ketzin für die Kalibrierung und Validierung.	125
6/5	Kennwerte der gemessenen und berechneten Monatsabflüsse $Q_{HV,i}$ (ohne Zufallskomponente) am Pegel Ketzin für die Kalibrierung und Validierung.	125
6/6	Kennwerte der Residuen $Q_{R,i}$ aus Messung und Modell im Zeitraum der Kalibrierung (1964-1980) und der Validierung (1981-1995).	127
6/7	Kennwerte der Residuen bzw. Zufallskomponente $Q_{R,j}$ auf Tagesbasis im Zeitraum der Kalibrierung (1964-1980) und der Validierung (1981-1995).....	129
6/8	Gütekriterien für drei Grundwasserpegel im Zeitraum 1988-1995: Vergleich zwischen Messung, Referenzmodell (mit und ohne GW-Neubildung, GWN) und Simulationsmodell (ohne GWN, Elbe simuliert).	142

6/9	Vergleich statistischer Kenngrößen der Reihe 1964-1995 (Modell ohne GWN) mit 30 Simulationen an drei GW-Messstellen: Mittelwerte der Grundwasserstände MW und der jährlichen Maxima MHW und zugehörige Standardabweichungen S und S(HW)	145
A.1	Vergleich statistischer Kenngrößen der Abflusszeitreihe 1964-1995 a.P. Barby mit den Kenngrößen 30 generierter Reihen (alle Werte in [m ³ /s])... ..	185
A.2	Vergleich statistischer Kenngrößen der Abflusszeitreihe 1925-1956 a.P. Barby mit den Kenngrößen 30 generierter Reihen	190
B.1	Gütekriterien für drei Grundwasserpegel im Zeitraum 1988-1995: Vergleich zwischen Messung (mit GWN), Referenzmodell (mit/ohne GWN) sowie Simulationsmodell (ohne GWN, Elbe simuliert).....	192

Anhang A: Treiber-Modell zur Abflusssimulation

Anhang A1: Formelzusammenstellung zum Treiber-Modell

Autokovarianzkoeffizienten zur Bestimmung des „Gedächtnisses“ m der Abflussganglinie

$$c(k) = \frac{\frac{1}{n-k} \sum_{i=1}^{n-k} (x_i - \bar{x}) \cdot (x_{i+k} - \bar{x})}{\frac{1}{n-1} \sum_{i=1}^n (x_i - \bar{x})^2} \quad (\text{A.1})$$

mit: $c(k)$ Autokovarianzkoeffizient für die Zeitverschiebung $k = 0, 1, 2, \dots, n-1$
 n Anzahl der in der Abflussganglinie enthaltenen Tage i mit $i = 1, 2, \dots, n$
 x_i Abfluss am Tag i
 \bar{x} Mittelwert aller Abflüsse

Für große Werte von k wird $c(k)$ sehr klein. Der Wert von k , an dem $c(k)$ nicht mehr signifikant von Null verschieden ist (auf einem 95% Signifikanzniveau), wird als Gedächtnis m des Systems bezeichnet.

Konstante Systemfunktion

Die Ordinaten der konstanten Systemfunktion werden zunächst mit Hilfe einer Beziehung zwischen der diskreten Systemfunktion und den Autokovarianzkoeffizienten $c(k)$ geschätzt.

$$c(k) = \frac{\sum_{\gamma=0}^{m-k} h(\gamma) \cdot h(\gamma+k)}{\sum_{\gamma=0}^m h^2(\gamma)} \quad (\text{A.2})$$

mit: $c(k)$ Autokovarianzkoeffizient, $k = 0, 1, 2, \dots, m$
 $h(\gamma)$ diskrete Systemfunktion
 m „Gedächtnis“ des Systems bzw. Länge der Systemfunktion

Die Berechnung erfolgt nach dem Kleinsten-Quadrate-Verfahren unter den Bedingungen:

$$\sum_{\gamma=0}^m h(\gamma) = 1 \quad \text{und} \quad h(\gamma) \geq 0.$$

Geglättete Systemfunktion

An die so bestimmten Ordinaten der Systemfunktion wird wiederum mit dem Kleinsten-Quadrateverfahren ein Polynom angepasst, um die Systemfunktion zu glätten. Folgende rationale Funktion hat sich hierfür bewährt:

$$h(\gamma) = \left[a + \frac{b}{1+\gamma} + \frac{c}{(1+\gamma)^2} \right] \cdot (m - \gamma + 1) \quad \gamma = 0, 1, 2, \dots, m \quad (\text{A.3})$$

mit: $h(\gamma)$ diskrete Systemfunktion
 a, b, c konstante Koeffizienten

Faltung einer Impulsanglinie mit Hilfe einer Systemfunktion zur Abflussanglinie

$$x'_i = \sum_{\gamma=1}^m y_{i-\gamma+1} \cdot h(\gamma) \quad (\text{A.4})$$

mit: $h(\gamma)$ Systemfunktion der Länge m
 x'_i Abfluss am Tag i
 y_i Impulshöhe am Tag i

Anpassung einer Impulsanglinie an die Abflussanglinie mit der konstanten Systemfunktion:

$$\sum_{i=1}^n (x_i - x'_i)^2 \rightarrow \text{MIN} \quad (\text{A.5})$$

mit: x_i gemessener Abfluss am Tag i
 x'_i simulierter Abfluss am Tag i (aus gefalteter Impulsfolge)

Die Impulsfolge wird solange korrigiert bis sie sich möglichst gut zur gemessenen Abflussanglinie falten lässt. Diese Anpassung erfolgt nach dem Verfahren der Kleinsten Fehlerquadrate.

Variable Systemfunktion

Man geht davon aus, dass die Systemfunktion vom Abfluss abhängt, an dem der jeweilige Impuls auftritt. Es wird der Ansatz gewählt, dass die zuvor konstanten Koeffizienten a, b, c linear vom Abfluss abhängen.

$$h(x, \gamma) = \left[a(x) + \frac{b(x)}{1+\gamma} + \frac{c(x)}{(1+\gamma)^2} \right] \cdot (m - \gamma + 1) \quad \gamma = 0, 1, 2, \dots, m \quad (\text{A.6})$$

mit: $a(x) = a_1 + a_2 \cdot x$
 $b(x) = b_1 + b_2 \cdot x$
 $c(x) = c_1 + c_2 \cdot x$

Folglich sind sechs Koeffizienten nötig, von denen jedoch zwei eliminiert werden können. Somit lässt sich die variable Systemfunktion schreiben:

$$h(x, \gamma) = T_1(\gamma) \cdot a(x) + T_2(\gamma) \cdot b(x) + T_3(\gamma) \quad (\text{A.7})$$

$$\text{mit: } T_1(\gamma) = \left(1 - \frac{A_1/A_3}{(1+\gamma)^2} \right) \cdot (m - \gamma + 1) \quad \gamma = 0, 1, 2, \dots, m$$

$$T_2(\gamma) = \left(\frac{1}{1+\gamma} - \frac{A_2/A_3}{(1+\gamma)^2} \right) \cdot (m - \gamma + 1) \quad \gamma = 0, 1, 2, \dots, m$$

$$T_3(\gamma) = \left(\frac{1/A_3}{(1+\gamma)^2} \right) \cdot (m - \gamma + 1) \quad \gamma = 0, 1, 2, \dots, m$$

$$A_j = \sum_{\gamma=0}^m \frac{m - \gamma + 1}{(1+\gamma)^{j-1}} \quad j = 1, 2, 3$$

Übergangswahrscheinlichkeiten für das Auftreten eines Impulses:

$$p_0 = \frac{\mu_p}{n_m} \cdot \left(1 - \frac{A-1}{A+1} \right) \quad (\text{A.8})$$

$$p_1 = p_0 + \frac{A-1}{A+1} \quad (\text{A.9})$$

$$\text{mit: } A = \frac{\sigma_p^2}{\mu_p \left(1 - \frac{\mu_p}{n_m} \right)}$$

p_0	Übergangswahrscheinlichkeit, wenn Vortag ein Trockentag war
p_1	Übergangswahrscheinlichkeit, wenn Vortag ein Regentag war
μ_p	Mittelwert der Anzahl der Impulse pro Monat
σ_p^2	Varianz der Anzahl der Impulse pro Monat
n_m	Anzahl der Tage in einem Monat

Korrektur der Übergangswahrscheinlichkeit auf dem abfallenden Ast einer Hochwasserwelle

$$p_0^* = \frac{p_0}{S_1 + S_2 \cdot V^2} \quad (\text{A.10})$$

mit: p_0^*	korrigierte Übergangswahrscheinlichkeit
V	Volumen unter dem abfallenden Ast der Hochwasserwelle
S_1, S_2	Korrekturfaktoren (nähere Angaben siehe TREIBER Seite 80ff.)

Für jeden zu generierenden Abflusstag wird eine gleichverteilte Zufallszahl aus dem Intervall $[0, 1]$ erzeugt. Ist diese Zufallszahl kleiner als die entsprechende Übergangswahrscheinlichkeit für diesen Tag, so wird für diesen Tag angenommen, dass ein Impuls auftritt.

Impulshöhen

Die Generierung der Impulshöhen an den Tagen, an denen ein Impuls auftritt, erfolgt mit Hilfe eines Markov-Modells 1.Ordnung:

$$y_i = \rho_1 \cdot y_{i-1} + z_i \quad (\text{A.11})$$

mit: y_i Impulshöhe am Tag i
 ρ_1 Korrelationskoeffizient direkt aufeinanderfolgender Impulse
 z_i weibullverteilte Zufallszahl

Transformation gleichverteilter Zufallszahlen $F(z_i)$ in weibullverteilte Zufallszahlen

$$z_i = \left[-\frac{1}{\lambda} \cdot \ln\{1 - F(z_i)\} \right]^{\frac{1}{s}} \quad (\text{A.12})$$

mit: $F(z_i) \in [0, 1]$
 $\left(\frac{\sigma_z}{\mu_z} \right)^2 = \frac{2 \cdot \Gamma\left(\frac{2}{s}\right)}{\Gamma^2\left(\frac{1}{s}\right)} - 1$ (für diese Gleichung ist nur eine iterative Lösung möglich)
 $\lambda = \left(\frac{\Gamma\left(\frac{1}{s} + 1\right)}{\mu_z} \right)^2$

Die Parameter λ und s der Weibullverteilung werden aus den transformierten Mittelwerten und Standardabweichungen der Impulshöhen des jeweiligen Monats berechnet. Diese Transformation (siehe TREIBER S.89) ist wegen des autokorrelativen Terms bei der Generierung der Impulshöhen erforderlich.

Anhang A2: Modellanpassung im Zeitraum 1964-1995 am Pegel Barby (Elbe)

Im vorliegenden **Anhang A2** ist der vollständige Vergleich der Eigenschaften der simulierten Datenreihen mit der gemessenen **Abflusszeitreihe 1964-1995 am Pegel Barby** dargestellt. Zunächst werden in Tabelle A.1 statistische Kennwerte der Messreihe (wie MQ, MHQ) mit den Kenngrößen von 30 generierten Abflussreihen verglichen. Danach sind in Abbildung A.1 bis Abbildung A.3 für jeden Monat die empirischen Verteilungsfunktionen der Tagesmittel, Monatsmittel und Monatsmaxima einsehbar (Mittel und Hüllkurven aus 30 simulierten Reihen à 32 Jahre als durchgezogene Linie im Vergleich zu den Verteilungsfunktionen der Messreihe als gestrichelte Linie). Darüber hinaus zeigt Abbildung A.4 die Verteilungen der Jahresmittel, der Jahresmaxima und den Jahresgang der mittleren Monatsabflüsse sowie den Jahresgang der Standardabweichungen der Tagesmittel bzw. Monatsmittel.

Tabelle A.1: Vergleich statistischer Kenngrößen der Abflusszeitreihe 1964-1995 a.P. Barby mit den Kenngrößen 30 generierter Reihen (alle Werte in $[m^3/s]$).

Bezeichnung	Tageswerte (Q-Reihe)				Jahresmaxima (HQ-Reihe)				
	minNQ	MQ	St.abw.	Schiefe	maxHQ	minHQ	MHQ	St.abw.	Schiefe
Messreihe 1964-1995									
1964/95	122	575	407	2.22	3282	643	1849	781	0.20
Zufallsgenerierte Reihen (äquivalent 1964-1995 plus 1 Jahr Vorlauf für weitere Modelle)									
GEN01	122	502	339	2.69	4604	924	1629	739	2.46
GEN02	122	517	305	1.42	2983	931	1509	480	1.10
GEN03	122	554	350	2.39	4684	937	1759	748	2.25
GEN04	122	585	350	2.06	4100	802	1769	687	1.55
GEN05	122	546	336	1.64	2665	1008	1673	479	0.65
GEN06	122	564	342	2.55	5227	556	1740	848	2.58
GEN07	122	550	359	2.32	3999	689	1809	773	1.17
GEN08	122	545	384	1.79	3156	285	1900	693	-0.17
GEN09	122	523	315	1.46	2718	820	1613	461	0.21
GEN10	122	562	362	1.68	3313	822	1802	597	0.50
GEN11	122	538	354	2.74	4650	701	1734	795	1.82
GEN12	122	549	356	2.58	4206	804	1792	827	1.36
GEN13	122	544	309	1.46	2930	1013	1666	471	0.78
GEN14	122	558	346	2.30	4112	769	1749	760	1.40
GEN15	122	539	325	2.03	3529	848	1598	671	1.55
GEN16	122	533	346	2.08	3859	711	1745	707	1.14
GEN17	122	535	355	1.91	3516	723	1831	620	0.98
GEN18	122	538	342	2.06	3694	673	1695	696	0.94
GEN19	122	545	331	1.65	2979	782	1621	509	0.65
GEN20	122	525	378	2.66	5254	858	1810	898	2.15
GEN21	122	540	349	1.91	3925	643	1827	678	1.05
GEN22	122	565	408	2.75	6218	989	2033	955	2.87
GEN23	122	573	347	2.23	4674	926	1794	777	2.34
GEN24	122	550	350	2.21	3671	746	1798	709	1.30
GEN25	122	539	327	1.47	2844	609	1651	556	0.32
GEN26	122	514	313	1.65	2891	766	1548	523	0.81
GEN27	122	545	420	2.54	4601	205	2005	939	1.02
GEN28	122	573	361	2.00	3925	743	1826	671	1.08
GEN29	122	568	357	1.77	3089	1009	1824	603	0.65
GEN30	122	535	355	2.06	4305	802	1784	703	1.69

Abkürzungen: minNQ = min. Tagesabfluss; MQ = mittl. Abfluss; St.abw. = Standardabweichung; Schiefe = Schiefekoeffizient; maxHQ/minHQ = max./min. Jahresscheitelabfluss; MHQ = mittl. Jahresscheitelabfluss.

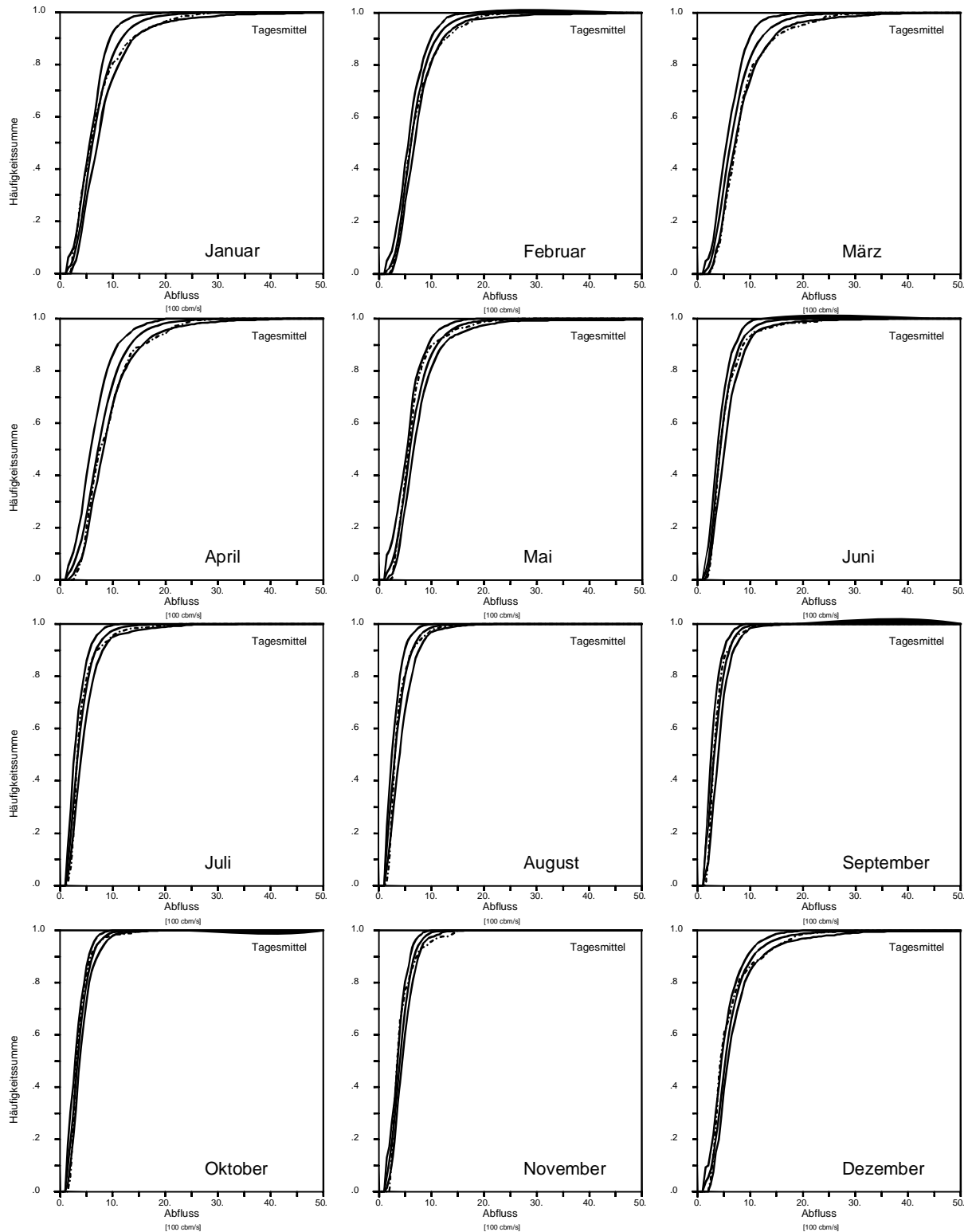


Abbildung A.1: Monatliche Verteilungen der Tagesmittel der Messreihe 1964-1995 am Pegel Barby (gestrichelte Linie) im Vergleich mit der mittleren Verteilung und den oberen und unteren Einhüllenden aller Verteilungen der 30 Simulationen (durchgezogene Linien).

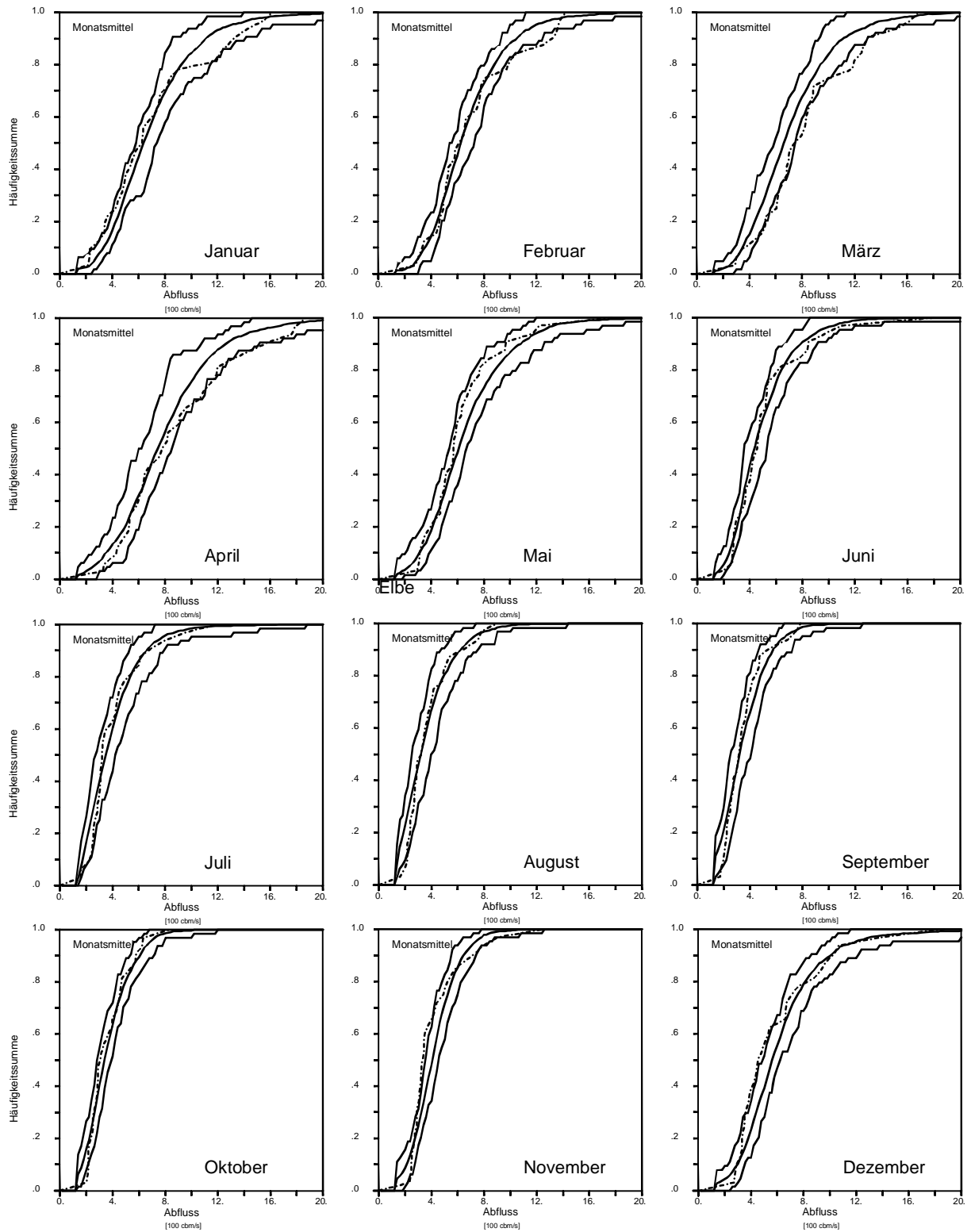


Abbildung A.2: Monatliche Verteilungen der Monatsmittel der Messreihe 1964-1995 am Pegel Barby (gestrichelte Linien) im Vergleich mit der mittleren Verteilung und den oberen/unteren Einhüllenden aller Verteilungen der 30 Simulationen (durchgezogene Linien).

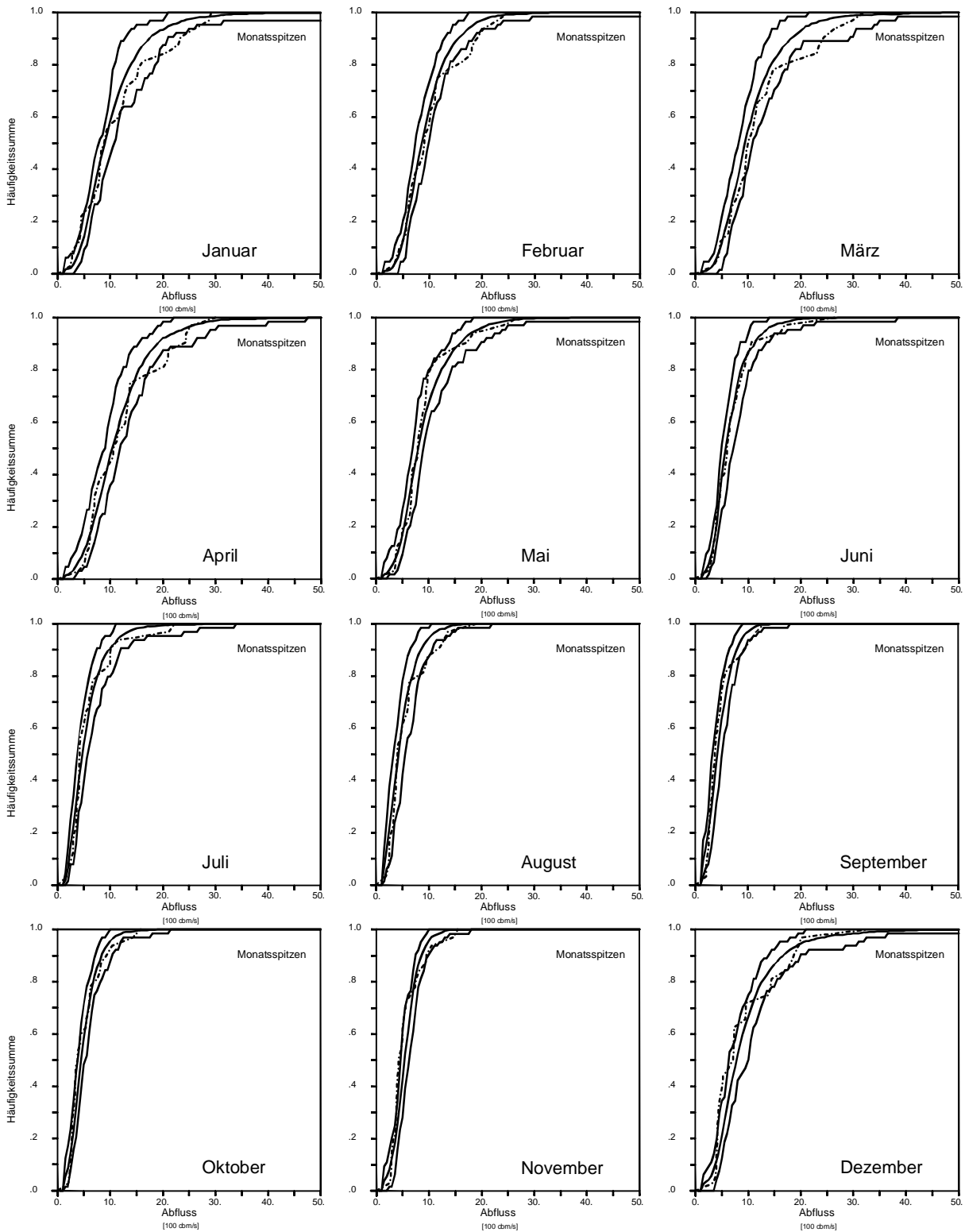


Abbildung A.3: Monatliche Verteilungen der Monatsmaxima der Messreihe 1964-1995 am Pegel Barby (gestrichelte Linien) im Vergleich mit der mittleren Verteilung und den oberen/unteren Einhüllenden aller Verteilungen der 30 Simulationen (durchgezogene Linien).

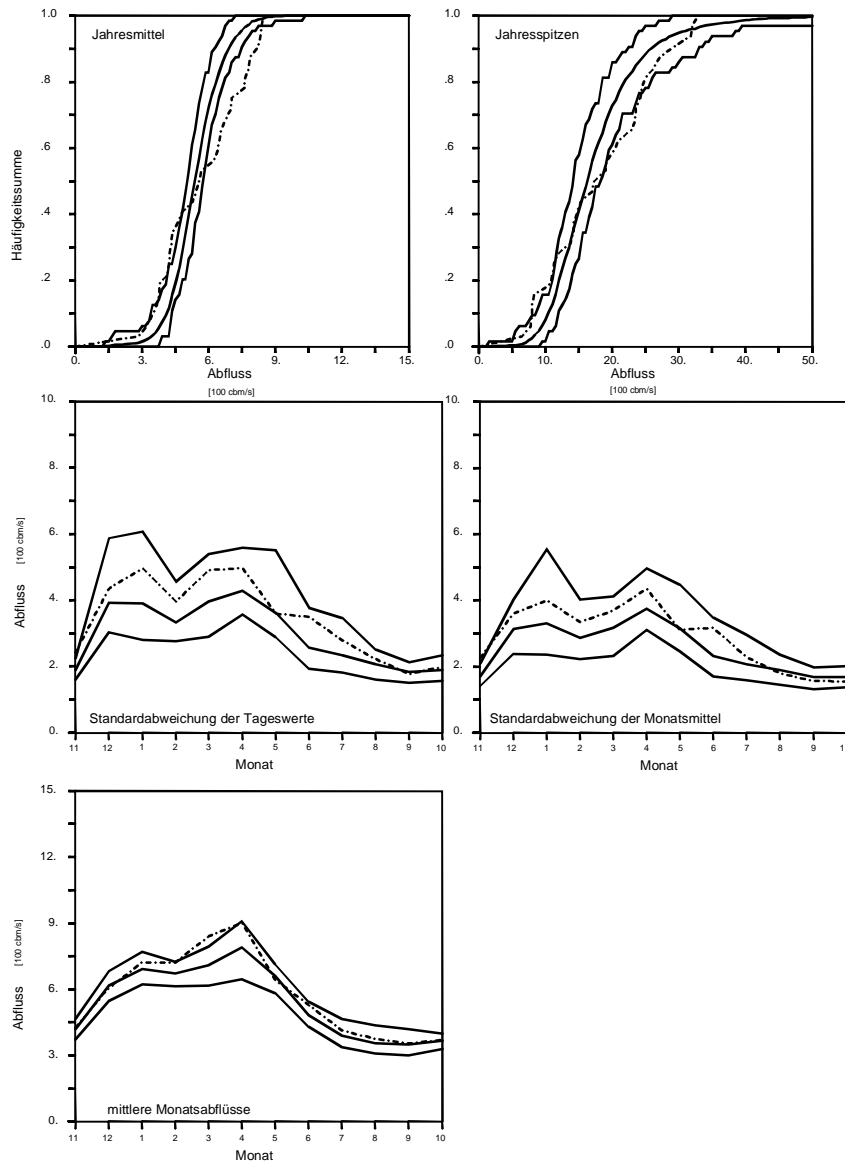


Abbildung A.4: Vergleich der Messreihe 1964-1995 am Pegel Barby (gestrichelte Linien) mit der mittleren Verteilung und den oberen/unteren Einhüllenden aller Verteilungen der 30 Simulationen (durchgezogene Linien): Verteilungen der Jahresmittel, der Jahresmaxima, der monatlichen Standardabweichungen der Monats- und der Tagesmittel sowie der Monatsmittel im Jahresverlauf.

Anhang A3: Modellanpassung im Zeitraum 1925-1956 am Pegel Barby (Elbe)

Tabelle A.2: Vergleich statistischer Kenngrößen der Abflusszeitreihe 1925-1956 a.P. Barby mit den Kenngrößen 30 generierter Reihen ($[m^3/s]$).

Bezeichnung	Tageswerte (Q-Reihe)				Jahresmaxima (HQ-Reihe)				
	minNQ	MQ	St.abw.	Schiefe	maxHQ	minHQ	MHQ	St.abw.	Schiefe
Messreihe 1925-1956									
1925/56	89	547	441	2.77	4271	786	2146	1034	0.64
Zufallsgenerierte Reihen (äquivalent 1925-1956 plus 1 Jahr Vorlauf für weitere Modelle)									
GEN31	89	465	365	2.98	6311	893	1856	1040	2.73
GEN32	89	527	351	2.13	4318	628	1797	773	1.30
GEN33	43	512	474	5.93	9268	580	2037	1631	3.05
GEN34	89	523	394	3.70	7039	94	1803	1262	2.54
GEN35	89	494	470	6.21	9604	696	2089	1803	2.86
GEN36	89	524	377	2.28	4309	572	1908	860	0.97
GEN37	81	521	472	6.61	9431	884	2185	1920	2.98
GEN38	89	482	378	2.62	5577	96	1843	1082	1.65
GEN39	89	508	365	2.69	4690	606	1835	969	1.21
GEN40	89	517	392	2.67	5691	774	2007	1051	1.55
GEN41	89	508	374	2.87	4845	789	1830	951	1.64
GEN42	89	517	421	5.54	9361	1019	2069	1450	4.22
GEN43	89	501	363	3.39	6079	559	1759	1023	2.59
GEN44	81	506	414	5.32	8910	731	1842	1544	3.42
GEN45	89	495	391	4.76	8400	564	1880	1465	3.42
GEN46	89	499	367	3.14	6747	557	1762	1047	3.53
GEN47	89	466	336	1.87	2776	517	1706	645	0.09
GEN48	89	511	403	3.93	8099	758	1980	1316	3.33
GEN49	89	520	426	2.76	5180	89	2081	1187	1.14
GEN50	89	458	356	3.25	5247	633	1655	903	2.48
GEN51	89	520	429	2.90	5868	863	2231	1210	1.07
GEN52	83	531	483	4.65	8458	509	2298	1669	2.03
GEN53	88	542	414	3.53	8412	699	2089	1378	3.21
GEN54	89	517	388	2.92	5418	555	2023	1103	1.46
GEN55	89	476	302	1.81	3119	453	1479	626	0.59
GEN56	89	497	364	2.64	5212	788	1893	895	1.84
GEN57	89	525	466	4.74	8304	645	2402	1698	2.14
GEN58	89	552	406	2.07	4101	642	2089	855	0.61
GEN59	89	513	417	3.49	5877	610	1980	1390	1.82
GEN60	89	483	387	3.35	7234	432	1974	1227	2.55

Abkürzungen: minNQ = min. Tagesabfluss; MQ = mittl. Abfluss; St.abw. = Standardabweichung; Schiefe = Schiefekoeffizient; maxHQ/minHQ = max./min. Jahresscheitelabfluss; MHQ = mittl. Jahresscheitelabfluss.

Anhang B: Stochastische Simulation der Modellrandbedingungen

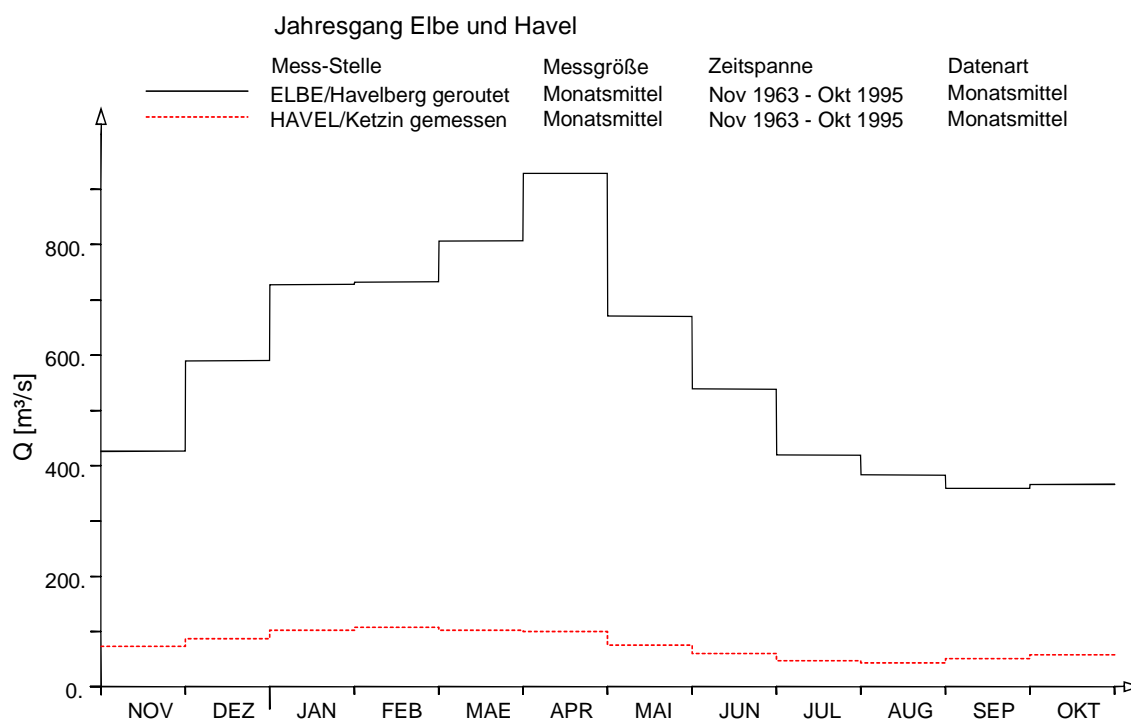


Abbildung B.1: Jahresgang der mittleren Monatsabflüsse von Elbe und Havel.

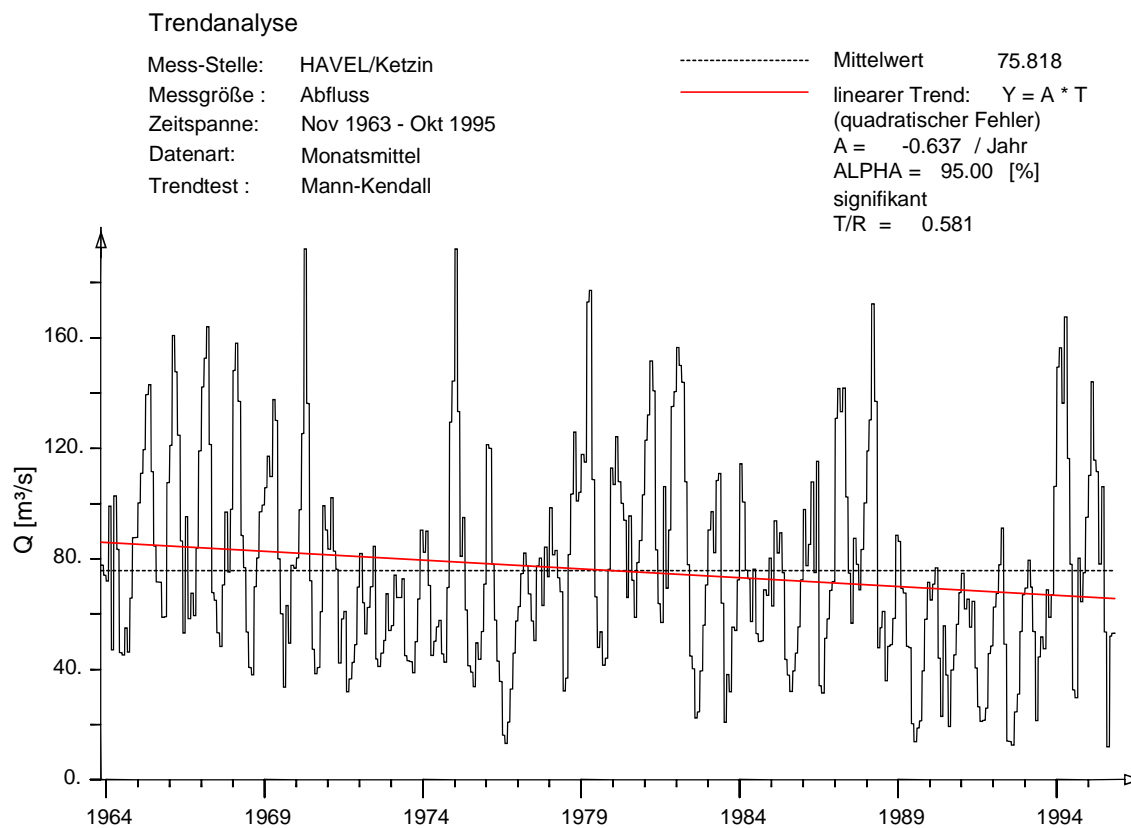


Abbildung B.2: Trendanalyse der Havelabflüsse in Ketzin.

Tabelle B.1: Gütekriterien für drei Grundwasserpegel im Zeitraum 1988-1995: Vergleich zwischen Messung (mit GW-Neubildung, GWN), Referenzmodell (mit/ohne GWN) sowie Simulationsmodell (ohne GWN, Elbe simuliert).

Parameter		GW2906	GW2850	GW2852
Messstellennummer (STAU Magdeburg)		M32382906	M32382850	M32382852
Entfernung Elbe (abh. v. Wasserstand) [km]		ca. 1.0	ca. 2.3	ca. 4.7
Gütekriterien (in [m+NN] bzw. [m])				
MHW (Mittl. jährl. Hochwasser)	Messung	26.48	26.22	25.23
	Modell mit GWN	26.54	26.25	25.19
	Modell ohne GWN	26.50	26.19	25.14
	Simulation o. GWN	26.38	26.16	25.15
MW (Mittelwert)	Messung	25.27	25.69	24.85
	Modell mit GWN	25.32	25.67	24.86
	Modell ohne GWN	25.30	25.64	24.84
	Simulation o. GWN	25.36	25.67	24.85
Standardabweichung	Messung	0.64	0.38	0.28
	Modell mit GWN	0.65	0.49	0.33
	Modell ohne GWN	0.62	0.44	0.30
	Simulation o. GWN	0.55	0.40	0.29
Spannweite Max – Min	Messung	2.66	1.66	1.36
	Modell mit GWN	2.85	2.10	1.44
	Modell ohne GWN	2.70	1.88	1.27
	Simulation o. GWN	2.47	1.69	1.24
Nash-Sutcliff (Messung – Modell ohne GWN)		0.91	0.50	0.73
Nash-Sutcliff (Messung – Simulation o. GWN)		0.89	0.60	0.76
log Nash-Sutcliff (Messung – Modell o. GWN)		0.92	0.51	0.73
log Nash-Sutcliff (Mess. – Simulation o. GWN)		0.88	0.61	0.76
Bestimmtheitsmaß R ² (Mess. – Modell o. GWN)		0.92	0.65	0.77
Bestimmtheitsmaß R ² (Mess. – Sim. o. GWN)		0.92	0.66	0.79

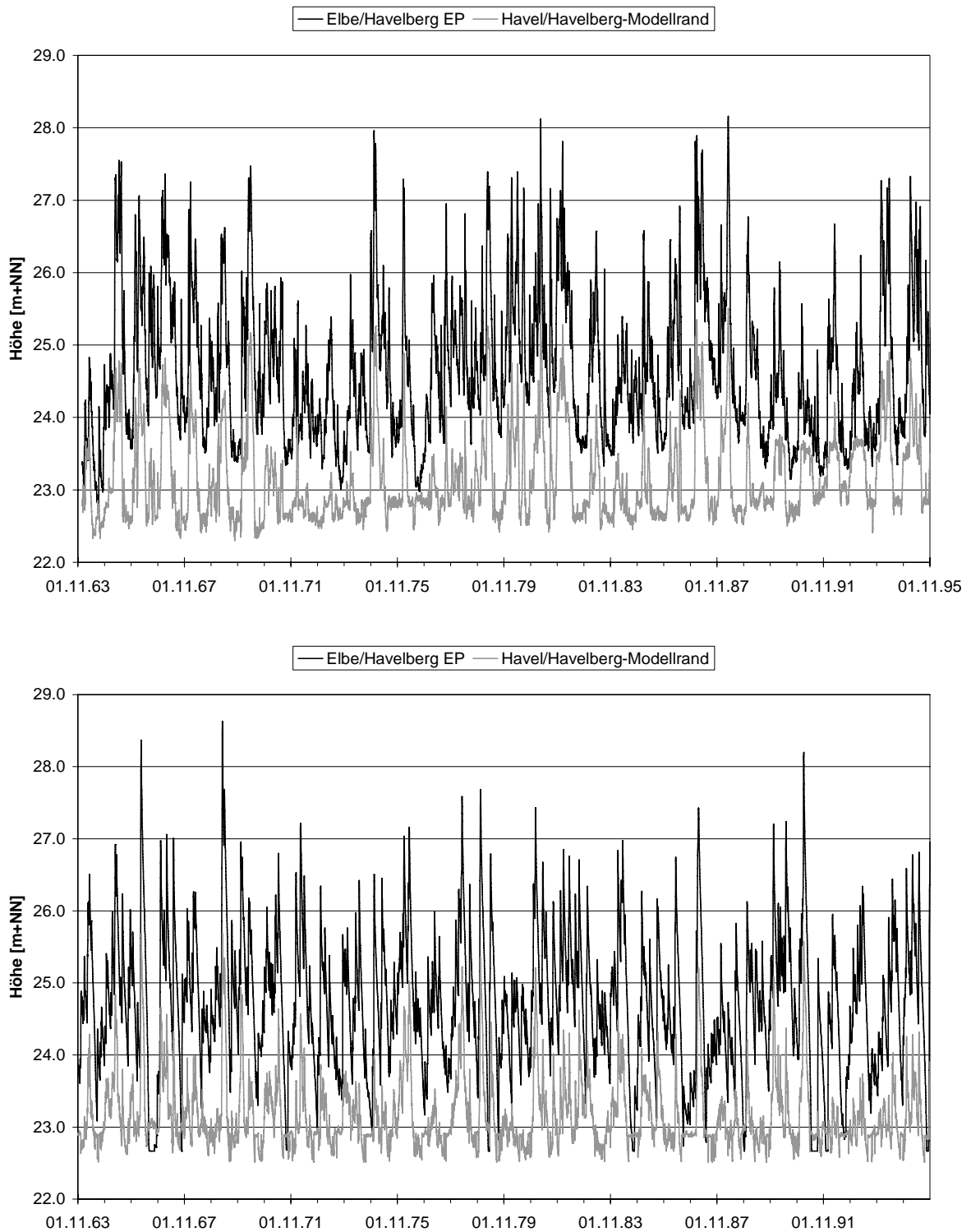


Abbildung B.3: Vergleich von Wasserstandszeitreihen der Elbe und Havel in Havelberg (Randbedingungen der Grundwassermodellierung) aus Messung (oben, Reihe 1964-1995) und stochastischer Simulation (unten, Beispiel GEN07, Datum fiktiv).

Lebenslauf

Name: Büchele
Vorname: Bruno
Familienstand: verheiratet
Geboren: 17.09.1967 in Ravensburg

Schulbildung

1973 – 1976 Mittelbergschule Biberach/Riß
1976 – 1986 Pestalozzi-Gymnasium Biberach/Riß, Abitur

Vor dem Studium

1986 – 1988 Zivildienst, Heimsonderschule St. Josef, Baidt/Ravensburg
1988 – 1989 Jugendaustauschjahr in Puebla/Mexiko

Studium

1989 – 1996 Studium des Bauingenieurwesens an der Universität Karlsruhe (TH),
Vertieferrichtung Wasserbau, Diplom
1990 – 1996 Wissenschaftliche Hilfskraft an der Universität Karlsruhe (TH),
bis 1991: Institut für Photogrammetrie und Fernerkundung,
ab 1991: Institut für Wasserwirtschaft und Kulturtechnik
1995 EU-Projekt Brasilien: ‘Development of Sustainable Farming Systems
on Mountainous, Low Fertility Grazing Land in South America’

Beruf

1996 – 2006 Wissenschaftlicher Angestellter am Institut für Wasser und
Gewässerentwicklung, Bereich Wasserwirtschaft und Kulturtechnik,
Abteilung Hydrologie der Universität Karlsruhe (TH)
2003 – 2006 Mitarbeiter im CEDIM (Center of Disaster Management and
Risk Reduction Technology) der Universität Karlsruhe (TH)
und des Geoforschungszentrums (GFZ) Potsdam
seit 2006 Thost Projektmanagement GmbH, Pforzheim

**Bisher erschienene Mitteilungen aus dem
Institut für Wasser und Gewässerentwicklung
-Bereich Wasserwirtschaft und Kulturtechnik-**

- | | | |
|-----------|--|---|
| 154/1968 | Mosonyi, E.,
Schoppmann, B. | Ein Beitrag zur Erforschung von örtlichen Auskolkungen hinter geneigten Befestigungsstrecken in Abhängigkeit der Zeit

Institutsberichte über die Modellversuche seit 1962

Institutsberichte über die Exkursionen des Lehrstuhls für Wasserbau und Wasserwirtschaft seit 1965 |
| 155/1969 | Dietz, J. W. | Kolkbildung in feinen oder leichten Sohlmaterialien bei strömendem Abfluß |
| 156/1969° | Muser, R.

Bruk, St. | Widerstandskräfte und Energiedissipation bei Verteilerklötzen im Wechselsprung

Schwebstoffführung feinsandiger Wasserläufe |
| 157/1969° | Zimmermann, J.

Wittke, W., Louis, C. | Widerstand schräg angeströmter Rechengitter

Untersuchungen zur Durchströmung des Kraghammer Sattels an der Biggetalsperre nach neuentwickelten Methoden der Felshydraulik |
| 158/1970° | Karadi, G., Gyuk, J.,
Williams, R. A.

Wakhlou, O. N.

E. Mosonyi, E.,
Muser, R.

Muser, R., Meder, G.

Bernhart, H. H.

Götz, W., Schwedes,
K.

Schoppmann, B.

Schwedes, K.

Eggers, H.

Wittke, W. | Hydrodynamik der nichtstationären Dränung

An Experimental Study of Thin-Sheet Flow over Inclined Surfaces

Schiffsträgheitskräfte als Indikator für die Güte von Schleusenfüllsystemen

Schwall- und Sunkerscheinungen aus Schleusenbetrieb in Schiffahrtskanälen; Maßnahmen zur Sicherung des Schiffahrtsbetriebes

Beitrag zur Berechnung von Schleusenfüllungen

Spitzenmaßstab und L-O-Integrator, ein Gerät zur genauen Messung des Wasserspiegels in Modellversuchen

Turbulenzmessungen in Wasser mit Heißfilmanemometer

Messung von Größe und Richtung der mittleren Geschwindigkeit in einem zweidimensionalen Strömungsfeld

Parameterfreie statistische Methoden zur Analyse von Datenreihen

Dreidimensionale, anisotrope Kluftwasserströmung |
| 159/1972° | Schwedes, K.,
Weiher, H.

Berge, H.

Papadopoulos, G. E. | Ein Verfahren zur Richtungs- und Betragsbestimmung von Vektoren mittlerer Strömungsgeschwindigkeit einer turbulenten Strömung

Hydraulische Stabilität bei Wasserkraftanlagen

Land Reclamation Projects as Essential Elements of Economic Development Programmes |

- Institutsberichte über Modellversuche u. Forschungsarbeiten seit 1969
- Institutsberichte über die Exkursionen des Lehrstuhls für Wasserbau und Wasserwirtschaft seit 1969
- 160/1973° Widmer, A. Das Widerstands-Kapazitätsnetzwerk zur Simulation instationärer Grundwasserströmungen
- Stentzel, U., Schwedes, K. Der elektrolytische Trog zur Lösung stationärer dreidimensionaler Grundwasserströmungsfälle
- Riesen, S. G. van Standfiltermodelle mit und ohne Überströmung zur Untersuchung von Selbstdichtungsmechanismen an Gewässersohlen
- Anhang: Veröffentlichungen, Vorträge, Dissertationen der Abt. für Kulturtechn. Untersuchungen (Lehrgebiet Landwirtschaftl. Wasserbau) auf dem Gebiet der Grundwasserforschung
- 161/1974° Schoppmann, B. Strömungs- und Transportmechanismen einer fortschreitenden Auskolkung
- Nicola, F. Water Resources Development in the U.A.R.
- 162/1974° Karantounias, G. Dünnschichtabfluß auf stark geneigter Ebene
- Muser, R. Die Entwicklung der Sparschleusen des Main-Donau-Verbindungskanals mit besonderer Betrachtung der Sparschleuse Leerstetten
- Karadi, G. M. Neuere Methoden für die Analyse hydrologischer Systeme
- Lai, R. Y. S., Karadi, G. M. Die Impedanz eines axial oszillierenden Sphäroids in einem nicht zusammendrückbaren Medium
- 163/1975° Götz, W. Sekundärströmungen in aufeinanderfolgenden Gerinnekrümmungen
- Spielbauer, M. Darstellung von skalaren Zustandsfeldern in beliebigen Kontrollräumen und ihre Nutzungsanwendung in der Hydrostatik mit Hilfe eines neuen Verfahrens der Vektoranalysis
- Koberg, D., Eggers, H., Buck, W. Die Berechnung der Hochwasserwahrscheinlichkeit für deutsche Flußgebiete
- Walser, E. Drei Jahrzehnte operationelle Hydrologie
- 164/1976 Bernhart, H. H. Einfluß der Schließzeit auf die Druckstoßtransmission durch Wasserschlösser
- Vallarino, E. Verstärkung und Erhöhung von Betonstau Mauern
- 165/1976° Buck, W. Die Auswahl des Bemessungshochwassers als ein Entscheidungsproblem unter Risiko und Ungewißheit
- 166/1977 Wedemann, K. E. Einfluß von Sickerströmungen auf den Geschiebetransport
- 167/1979 Eggers, H. Der Einfluß seltener Ereignisse bei der Bestimmung der Hochwasserwahrscheinlichkeit
- Weingärtner, S. Statistisch erzeugte Serien von Hochwasserwellen
- 168/1982 Siebert, W. Strömungscharakteristiken in einem Kanal mit 180°-Krümmungen

	Kiefer, W.	Bestimmung des Bemessungshochwassers mit Hilfe der Clusteranalyse
169/1982	Bernhart, H. H.	Entwurfskriterien zur Schleusenplanung
170/1984	Schmelzle, P. M.	Druckerhöhungen durch instationäre Vorgänge in Schiffsschleusen mit großen Stufenhöhen
171/1984	Göbel, N.	Beitrag zur Hydromechanik von Schwall- und Sunkwellen
172/1985		Abschiedskolloquium zu Ehren von Herrn Prof. Dr.-Ing. Dr.rer.techn., Dr.h.c.mult. E. Mosonyi
173/1986°	Willy, H.	Vor- und Nachteile des naturnahen Gewässerlaufes im Vergleich zu kanalisierten Fließgewässern
174/1986		Naturnahe Umgestaltung ausgebauter Fließgewässer. Beiträge zum Wasserbaulichen Kolloquium, 14.02.1986, Karlsruhe
175/1986°	Kern, K., Nadolny, I.	Naturnahe Umgestaltung ausgebauter Fließgewässer Projektstudie
176/1987°	Bakowies, F.	Der Einfluß von Querströmungen auf ein Schiff bei beschränkten Fahrwassertiefen
177/1988	Kley, G. M.	Zur Bemessung von Geschiebeabzügen
178/1988	Awwad, M.	Hydraulik der kontinuierlichen und intermittierenden Furchenbewässerung: ein hydrodynamisches Modell
179/1990	Klemm, W.	Sturzwasserbewässerung. Bewässerung mit Niederschlagswasser ohne Zwischenspeicherung im Sahel
180/1991		Beiträge zur naturnahen Umgestaltung von Fließgewässern
181/1991°	Gebler, R.-J.	Naturgemäße Bauweisen von Sohlenbauwerken und Fischaufstiegen zur Vernetzung der Fließgewässer
182/1991	Dittrich, A., Rosport, M., Badde, O.	Untersuchungen zum Stabilitätsverhalten von Gerinnesohlen
183/1993	Eisenhauer, N.	Der Einfluß der Belüftung auf die Kavitationserosion
184/1993°	Kern, K.	Grundlagen naturnaher Gewässergestaltung. Geomorphol. Entwicklung von Fließgewässern. Nur im Buchhandel erhältlich (Springer-Verlag).
185/1993	Hildebrand, H.	Ausbauoptimierung dezentraler Wasserkraftsysteme
186/1994	Kertzscher, U.	Turbulente, abgelöste Zweischichtenströmung über Sohlschwellen in einem offenen Rechteckgerinne
187/1994	Tauer, W.	Untersuchung des Niederschlags- und Abflußgeschehens im westafrikanischen Sahel. Abschätzung des Wasserdargebots aus kleinen Einzugsgebieten mittels stochastischer Methoden unter Verwendung von Satellitenbilddaten
188/1994	Ates, S.	Bedarfsprognosen als Basis der Steuerungsoptimierung von Wasserversorgungssystemen
189/1994	Nadolny, I.	Morphologie und Hydrologie naturnaher Flachlandbäche unter gewässertypologischen Gesichtspunkten –Gewässermorphologische und hydrologische Grundlagen für naturgemäßen Wasserbau und ökologische Gewässerentwicklung

- 190/1994 Schramm, M. Ein Erosionsmodell mit räumlich und zeitlich veränderlicher Rillenmorphologie
- 191/1995 Gomer, D. Oberflächenabfluß und Bodenerosion in Kleinzugsgebieten mit Mergelböden unter einem semiariden mediterranen Klima
- 192/1995 Humborg, G. Typologische und morphologische Untersuchungen an Bergbächen im Buntsandstein-Odenwald
- 193/1997 Löbert, T. Die Oberrheinkorrektion in Baden - Zur Umweltgeschichte des 19. Jahrhunderts
- 194/1997 Gerlinger, K. Erosionsprozesse auf Lößböden: Experimente und Modellierung
- 195/1997 Kiene, S. Synthese von biologischer und wasserbaulicher Analyse zur Bewertung von renaturierten Fließgewässern der Oberrheinebene
- 196/1997 Rosport, M. Fließwiderstand und Sohlstabilität steiler Fließgewässer unter Berücksichtigung gebirgsbachtypischer Sohlstrukturen
- 197/1997 Du, C. J. Ein Finite-Punkte-Verfahren für stationäre zweidimensionale Strömungen mit freier Oberfläche
- 198/1998 Dittrich, A. Wechselwirkung Morphologie/Strömung naturnaher Fließgewässer
- 199/1999 Scherle, J. Entwicklung naturnaher Gewässerstrukturen - Grundlagen, Leitbilder, Planung
- 200/1999 Wang, Y. Zwei-Schichtenströmungen über Sohlenschwellen bei intern überkritischer Strömung
- Naudascher, E. Hydraulic Design Considerations for Low- and High-Head Gates
- 201/1999 Theobald, S. Numerische Simulation von Staustufenketten mit automatisiertem Betrieb
- 202/1999 Becker, K. Der Einfluß von kurzen Gehölzstreifen auf den Hochwasserabfluß in Flüssen mit gegliedertem Querschnitt
- 203/1999 Scherer, M. Typisierungskonzept zur Festlegung einer ökologisch begründeten Mindestwassermenge
- 204/1999 Maryono, A. Inseln und deren Widerstandsverhalten in Fließgewässern
- 205/1999 Kunzmann, M. Boden- und Wasserschutz in landwirtschaftlich genutzten Gebieten der Mata Atlântica Brasiliens
- 206/2000 Belz, S. Nutzung von Landsat Thematic Mapper Daten zur Ermittlung hydrologischer Parameter (auch elektronisch unter: <http://www.ubka.uni-karlsruhe.de/eva/index.html>)
- 207/2000 Aberle, J. Untersuchung der Rauheitsstruktur zur Bestimmung des Fließwiderstandes in Gebirgsbächen unter Klarwasserabfluß (auch elektronisch unter: <http://www.ubka.uni-karlsruhe.de/eva/index.html>)
- 208/2000° Nguyen, V. T. Three Dimensional Computation of Turbulent Flow in Meandering Channels

- 209/2001 Palt, S. Sedimenttransportprozesse im Himalaya-Karakorum und ihre Bedeutung für Wasserkraftanlagen (auch elektronisch unter: <http://www.ubka.uni-karlsruhe.de/eva/index.html>)
- 210/2002 Casper, M. Die Identifikation hydrologischer Prozesse im Einzugsgebiet des Dürreychbaches (Nordschwarzwald) (auch elektronisch unter: <http://www.ubka.uni-karlsruhe.de/eva/index.html>)
- 211/2001 Ritzert, F. Einfluß von Regelungsbauwerken auf die Wasserspiegellagen in Flüssen (auch elektronisch unter: <http://www.ubka.uni-karlsruhe.de/eva/index.html>)
- 212/2001 Hauck, W. Konzept für einen ganzheitlichen Gewässerschutz
- 213/2002 Minh Thu, P. T. A Hydrodynamic-Numerical Model of the River Rhine (auch elektronisch unter: <http://www.ubka.uni-karlsruhe.de/eva/index.html>)
- 214/2002 Deuerlein, J. Zur hydraulischen Systemanalyse von Wasserversorgungsnetzen (auch elektronisch unter: <http://www.ubka.uni-karlsruhe.de/eva/index.html>)
- 215/2002 Koll, K. Feststofftransport und Geschwindigkeitsverteilung in Raugerinnen (**nur** elektronisch unter: <http://www.ubka.uni-karlsruhe.de/eva/index.html>)
- 216/2002 Celan, A. Simulationswerkzeuge zur Bewirtschaftung von Staustufenketten
- 217/2002 Krohmer, R.,
Rumjanzev, I. S. Deutsch-Russisches Wörterbuch für Wasserwirtschaft
- 218/2002 Domínguez Talavera,
I. V. Entwurfsoptimierung städtischer Abwasserentsorgungsnetze (auch elektronisch unter: <http://www.ubka.uni-karlsruhe.de/eva/index.html>)
- 219/2002 Schuhmann, R. Kontrolle von Barrieren: Bestimmung der hydraulischen Leitfähigkeit an Hand des Bodenwassergehaltes (auch elektronisch unter: <http://www.ubka.uni-karlsruhe.de/eva/index.html>)
- 220/2003 Burek, P.-A. Langfristige, hydrologische Betrachtung der Grundwasserdynamik am Beispiel der Mittleren Elbe (auch elektronisch unter: <http://www.ubka.uni-karlsruhe.de/eva/index.html>)
- 221/2003 Brudy-Zippelius, T. Wassermengenbewirtschaftung im Einzugsgebiet der Ruhr: Simulation und Echtzeitbetrieb (auch elektronisch unter: <http://www.ubka.uni-karlsruhe.de/eva/index.html>)
- 222/2004 Krohmer, R.,
Rumjanzev, I. S. Russisch-Deutsches Wörterbuch für Wasserwirtschaft
- 223/2004 Kim, J.-W. Mobilisierung und Immobilisierung von mineralischen Feinstkornaggregaten an Gewässersohlen (**nur** elektronisch unter: <http://www.ubka.uni-karlsruhe.de/eva/index.html>)
- 224/2004 Schnauder, I. Strömungsstruktur und Impulsaustausch in gegliederten Gerinnen mit Vorlandvegetation (**nur** elektronisch unter: <http://www.ubka.uni-karlsruhe.de/eva/index.html>)

- 225/2004 Singh, A. K. Towards Decision Support Models for Un-gauged Catchment in India, The Case of Anas Catchment (**nur** elektronisch unter: <http://www.ubka.uni-karlsruhe.de/eva/index.html>)
- 226/2004 Oberle, P. Integrales Hochwasser-Simulationssystem Neckar – Verfahren, Werkzeuge, Anwendungen und Übertragungen (auch elektronisch unter: <http://www.ubka.uni-karlsruhe.de/eva/index.html>)
- 227/2004 Maskey, R. K. Small Hydropower Plants Based Power Systems for Remote Regions (**nur** elektronisch unter: <http://www.ubka.uni-karlsruhe.de/eva/index.html>)
- 228/2004 Becker, R. Spatial Time Domain Reflectometry and its Application for Monitoring Transient Soil Moisture Profile (**nur** elektronisch unter: <http://www.ubka.uni-karlsruhe.de/eva/index.html>)
- 229/2005 Shrestha, R. River Flood Prediction Systems: Towards Complementary Hydrodynamic, Hydrological and Data Driven Models with Uncertainty Analysis (auch elektronisch unter: <http://www.ubka.uni-karlsruhe.de/eva/index.html>)
- 230/2005 Lehmann, B. Empfehlungen zur naturnahen Gewässerentwicklung im urbanen Raum – unter Berücksichtigung der Hochwasser-sicherheit- (auch elektronisch unter: <http://www.ubka.uni-karlsruhe.de/eva/index.html>)
- 231/2005 Vollmer, S. Einfluß der Oberflächenströmung auf die permeable Gewässersohle (auch elektronisch unter: <http://www.ubka.uni-karlsruhe.de/eva/index.html>)
- 232/2005 Singh, P. Optimization of Internal Hydraulics and of System Design for PUMPS AS TURBINES with Field Implementation and Evaluation (auch elektronisch unter: <http://www.ubka.uni-karlsruhe.de/eva/index.html>)
- 233/2005 Queißer, J. Entwicklung landschaftsverträglicher Bauweisen für überströmbare Dämme (auch elektronisch unter: <http://www.ubka.uni-karlsruhe.de/eva/index.html>)
- 234/2006 Schädel, W. Schritte zur Verbesserung der Hochwasserfrühwarnung mittels Online-Bodenfeuchtemessungen (**nur** elektronisch unter: <http://www.ubka.uni-karlsruhe.de/eva/index.html>)
- 235/2006 Gebhardt, M. Hydraulische und statische Bemessung von Schlauchwehren (auch elektronisch unter: <http://www.ubka.uni-karlsruhe.de/eva/index.html>)

Bestellungen an:	Institut für Wasser und Gewässerentwicklung -Bereich Wasserwirtschaft und Kulturtechnik- Bibliothek Universität Karlsruhe Kaiserstr. 12 D-76131 Karlsruhe Tel.: (0721) 608 6389 Fax: (0721) 60 60 46 e-mail: raskob@iwg.uka.de
------------------	--

° vergriffen