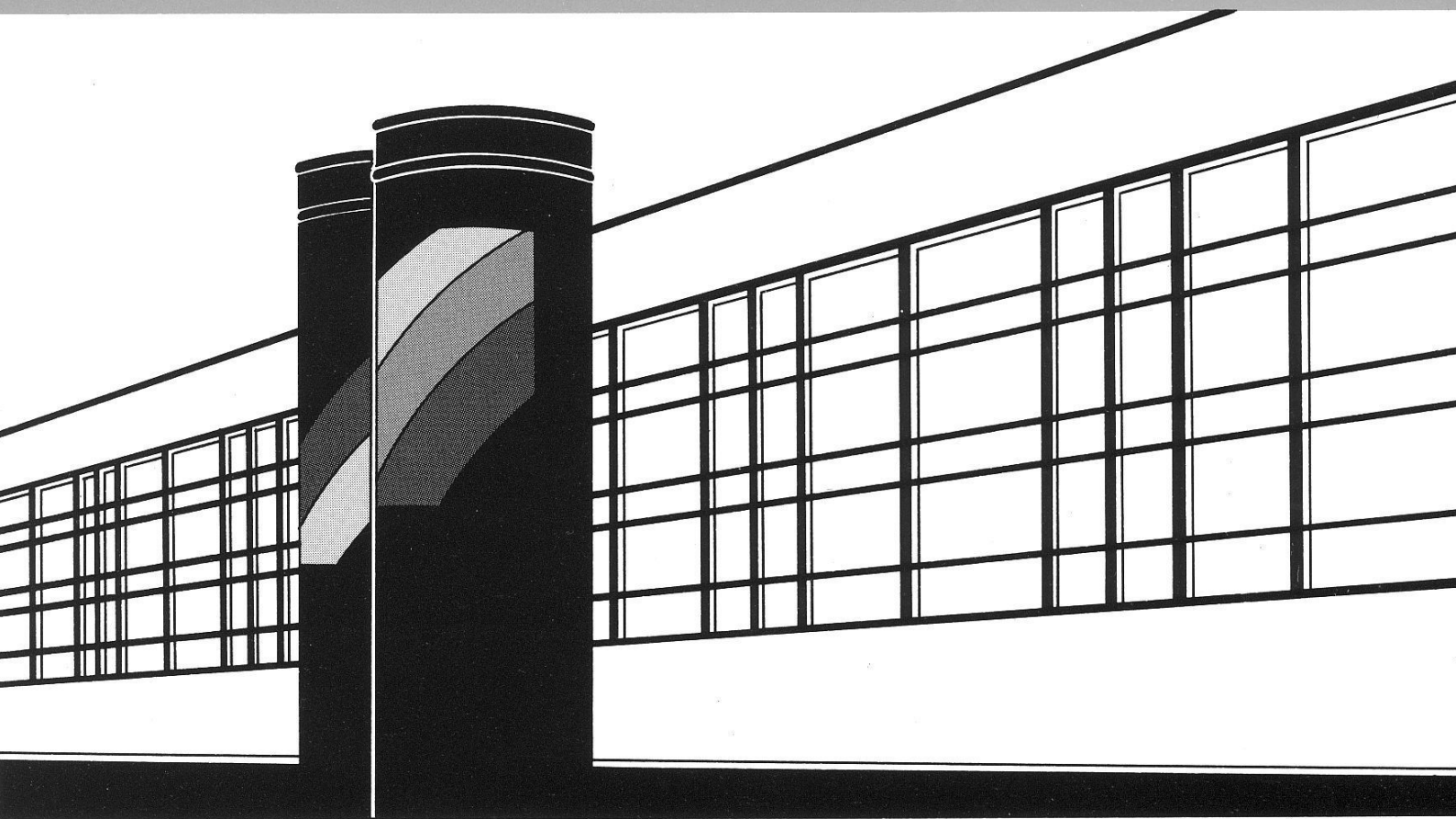


Institut für Wasserbau · Universität Stuttgart

# *Mitteilungen*



Heft 190    Sven Wurms

Numerische Modellierung der Sedimentationsprozesse in Retentionsanlagen zur Steuerung von Stoffströmen bei extremen Hochwasserabflussereignissen



# **Numerische Modellierung der Sedimentationsprozesse in Retentionsanlagen zur Steuerung von Stoffströmen bei extremen Hochwasserabflussereignissen**

Von der Fakultät Bau- und Umweltingenieurwissenschaften der  
Universität Stuttgart zur Erlangung der Würde eines  
Doktor-Ingenieurs (Dr.-Ing.) genehmigte Abhandlung

Vorgelegt von  
**Sven Wurms**  
aus Leonberg

Hauptberichter: Prof. Dr.-Ing. habil. Bernhard Westrich  
Mitberichter: Prof. Ph.D. Gerhard H. Jirka  
Prof. Dr.-Ing. Martin Kranert

Tag der mündlichen Prüfung: 3. März 2010

Institut für Wasserbau der Universität Stuttgart  
2010



Heft 190    Numerische Modellierung der  
Sedimentationsprozesse in Re-  
tentionsanlagen zur Steuerung  
von Stoffströmen bei extremen  
Hochwasserabflussereignissen

von  
Dr.-Ing.  
Sven Wurms

**D93 Numerische Modellierung der Sedimentationsprozesse in Retentionsanlagen zur Steuerung von Stoffströmen bei extremen Hochwasserabflussereignissen**

**Bibliografische Information der Deutschen Nationalbibliothek**

Die Deutsche Nationalbibliothek verzeichnet diese Publikation in der Deutschen Nationalbibliografie; detaillierte bibliografische Daten sind im Internet über <http://www.d-nb.de> abrufbar

Wurms, Sven:

Numerische Modellierung der Sedimentationsprozesse in Retentionsanlagen zur Steuerung von Stoffströmen bei extremen Hochwasserabflussereignissen / von Sven Wurms. Institut für Wasserbau, Universität Stuttgart. - Stuttgart: Inst. für Wasserbau, 2010

(Mitteilungen / Institut für Wasserbau, Universität Stuttgart: H. 190)

Zugl.: Stuttgart, Univ., Diss., 2010

ISBN 978-3-933761-94-1

NE: Institut für Wasserbau <Stuttgart>: Mitteilungen

Gegen Vervielfältigung und Übersetzung bestehen keine Einwände, es wird lediglich um Quellenangabe gebeten.

Herausgegeben 2010 vom Eigenverlag des Instituts für Wasserbau  
Druck: Document Center S. Kästl, Ostfildern

## Vorwort

Im technischen Hochwasserschutz übernehmen Retentionsanlagen wie beispielsweise Hochwasserrückhaltebecken und Polder eine wichtige Funktion als temporäre Wasserspeicher. Bislang stützen sich Planung und Bemessung ausschließlich auf hydrologische Kriterien zur Gewährleistung des Hochwasserschutzgrades. Bei Starkniederschlägen kommt es zur Erosion von Böden und zur Mobilisierung von Fremd- und Schadstoffen aus dem Einzugsgebiet. Gelöste und feste Stoffe werden mit dem Hochwasserabfluss in die Speicheranlagen transportiert und können dort langfristig zu Beeinträchtigungen der Qualität von Böden, Pflanzen und Grundwasser führen. Schwebstoffe und partikuläre Schadstoffe werden in den Rückhalteräumen großenteils abgelagert und akkumuliert. Bei landwirtschaftlich genutzten Trockenbecken kann dies langfristig zu Einschränkungen oder Änderungen in der Flächennutzung führen. Ein Ziel der EU-Wasserrahmenrichtlinie sowie nationaler Richtlinien ist es, die Mobilisierung von Schadstoffen zu unterbinden und durch ein verbessertes Hochwassermanagement eine Reduzierung von Nähr- und Schadstoffeinträgen in die Fließgewässer zu erreichen. Daher müssen Konzepte entwickelt werden, die unter Einhaltung des Hochwasserschutzzieles eine Stoffbewirtschaftung und ein nachhaltiges Flächenmanagement von Überschwemmungsgebieten bei extremen Abflussereignissen ermöglichen.

Die vorliegende Arbeit ist im Rahmen des vom BMBF geförderten Verbundprojektes „Entwicklung eines Bewirtschaftungskonzepts für Hochwasserrückhaltebecken und Polder“ unter Mitwirkung des Erftverbandes und der Universität Hohenheim entstanden und stellt einen Beitrag zum Risikomanagement extremer Hochwasserereignisse dar.

Inhalt der Arbeit ist die modellgestützte Analyse der Transport-, Vermischungs- und Sedimentationsverhältnisse in stark vereinfachten Grundformen von Retentionsanlagen im Haupt- und Nebenschluss während Hochwasserereignissen. Mit einem leistungsstarken 2-dimensionalen Strömungs- und Transportmodell werden die hydrodynamischen und sedimentspezifischen Einflussfaktoren auf die räumlich-zeitlichen Ablagerungsprozesse in Hochwasserrückhalteanlagen und Polder unterschiedlicher Größe und Gestalt mit dem Ziel herausgearbeitet, die ereignisbezogene Feststoffrückhaltung zu quantifizieren sowie gestalterische und betriebliche Möglichkeiten der Steuerung und Kontrolle der bei Hochwasser auftretenden Stoffströme aufzuzeigen. Aufenthaltszeit und Sedimentationsverhalten einzelner Schwebstofffraktionen erweisen sich als unterschiedlich, was sich direkt in der räumlichen Verteilung der Ablagerungen im Stauraum und der fraktionsbezogenen Rückhaltewirkung widerspiegelt. Schließlich wird durch Simulationsrechnungen gezeigt, wie sich gelöste Wasserinhaltsstoffe und partikuläre Schwebstoffwolken, die im Verlaufe eines Hochwasserereignisses kurzzeitig - beispielsweise bei Unfallsituationen - auftreten, im Retentionsraum verhalten. Hier zeigt sich ein deutlicher Einfluss des Ankunftszeitpunktes auf die Rückhaltung absetzbarer Stoffe. Durch eine adaptive Steuerung des Beckens kann insbesondere bei kleineren Hochwasserereignissen die Schadstoffrückhaltung bedingt kontrolliert werden. Die Wirkung verschiedener Maßnahmen zur Zurückhaltung der an Schwebstoffen gebundenen Schadstoffe (Schwermetalle) ohne Beeinträchtigung des Hochwasserschutzgrades wird an einem konkreten Hochwasserschutzprojekt verdeutlicht.

Bernhard Westrich

# Danksagung

Die vorliegende Arbeit entstand zu großen Teilen während meiner Tätigkeit als wissenschaftlicher Mitarbeiter am Institut für Wasserbau der Universität Stuttgart (IWS) aus der Bearbeitung des vom BMBF im Rahmen des Verbundprojekts RIMAX geförderten Projekts „Entwicklung eines integrativen Bewirtschaftungskonzepts für Trockenbecken und Polder zur Hochwasserrückhaltung“. Die Niederschrift erfolgte überwiegend nach Feierabend und an den Wochenenden während meiner anschließenden Anstellung bei der Bundesanstalt für Wasserbau in Karlsruhe.

Herrn Professor Bernhard Westrich gilt mein besonderer Dank für die Übernahme des Hauptreferats sowie für seine ständige Diskussionsbereitschaft, die Freiheit, welche mir bei der Durchführung dieser Arbeit eingeräumt wurde, die fachwissenschaftliche Betreuung sowie seine großzügige Unterstützung auch über die Zeit am IWS hinaus. Bei Herrn Professor Gerhard H. Jirka vom Institut für Hydromechanik der Universität Karlsruhe sowie Herrn Professor Martin Kranert vom Institut für Siedlungswasserbau der Universität Stuttgart bedanke ich mich herzlich für die Übernahme der Koreferate.

Mein Dank geht weiterhin an die Kolleginnen und Kollegen des IWS für die angenehme Zeit am Institut. Persönlich danken möchte ich Joachim Karnahl und Sandra Prohaska für viele Stunden interessanter Diskussionen über die Tücken der Transportmodellierung und deren Hintergründe; meinem Zimmergenossen Uwe Merkel für die anregende und interessante gemeinsame Zeit, Thomas Jancke, Gerhard Schmid, Steffen Hägele und Dietrich Hammer († 2008) für ihre ständige Hilfsbereitschaft sowie die gemeinsamen Kaffeerunden und nicht zuletzt Krista Uhrmann für ihre Unterstützung in mancher Verwaltungsangelegenheit. Susanne Krumm möchte ich für ihre ausdauernde Hilfe bei der Auswertung unzähliger Transportsimulationen danken.

Mein ausdrücklicher Dank gilt Ulrich Kern, Ekkehard Christoffels, Hilke Heppelmann und Ingo Nienhaus vom Erftverband für die Bereitstellung wertvoller Daten und Informationen sowie für die fachlichen Diskussionen. Ebenfalls danken möchte ich Steffen Schönau vom IWS für die Erarbeitung der synthetischen Abflussganglinien im Zulauf des Hochwasserrückhaltebeckens Horchheim/ Erft.

Ein herzliches Dankeschön geht an Ursula Brückner-Hippelein für das Korrekturlesen und Björn Setzer für die Korrektur der englischen Zusammenfassung.

Nicht in Worte zu fassen ist der Dank, der meiner lieben Frau Grete gebührt, welche mir über die gesamte Zeit der Entstehung dieser Arbeit den Rücken frei gehalten und mich in jeglicher Hinsicht unterstützt und ertragen hat. Meinen Kindern Kalle Anton und Marei Lina danke ich für die wunderbaren Stunden, welche sie mir jeweils zwischen Dienstschluss und Nachtschicht bereitet haben. Meinen Eltern danke ich dafür, dass sie mir das Studium und damit den Weg zur Promotion ermöglicht haben.

Tiefenbronn, im Januar 2010



# Inhaltsverzeichnis

<b>Vorwort</b>	<b>I</b>
<b>Danksagung</b>	<b>II</b>
<b>Inhaltsverzeichnis</b>	<b>III</b>
<b>Abbildungsverzeichnis</b>	<b>V</b>
<b>Tabellenverzeichnis</b>	<b>XI</b>
<b>Nomenklatur</b>	<b>XII</b>
<b>Zusammenfassung</b>	<b>XIV</b>
<b>Summary</b>	<b>XVII</b>
<b>1. Einleitung</b>	<b>1</b>
1.1. Problembeschreibung .....	1
1.2. Zielsetzung .....	4
1.3. Gliederung der Arbeit.....	4
<b>2. Stoffbewirtschaftung in Hochwasserrückhaltebecken</b>	<b>6</b>
2.1. Prozesse im Einzugsgebiet .....	7
2.1.1. Hochwasserentstehung .....	7
2.1.2. Sedimentaustrag aus dem Einzugsgebiet .....	8
2.1.3. Schadstoffaustrag .....	10
2.2. Hochwasserrückhaltebecken – aktuelle Bewirtschaftungsstrategien .....	13
2.2.1. Hochwasserrückhaltebecken .....	14
2.2.2. Rückhaltewirkung von Hochwasserrückhaltebecken bezüglich absetzfähiger Stoffe .....	16
2.2.3. Bewirtschaftungsstrategien .....	21
<b>3. Modellierung von Strömungs- und Transportprozessen in Hochwasserrückhaltebecken</b>	<b>26</b>
3.1. Strömungs- und Transportprozesse .....	26
3.1.1. Hydrodynamische Grundgleichungen.....	26
3.1.2. Turbulente Strömungen .....	27
3.1.3. Tiefenintegrierte Strömungen .....	31
3.1.4. Die Sohlschubspannung .....	33
3.1.5. Sedimenttransport.....	34
3.1.6. Vegetationseinfluss.....	40
3.1.7. Schadstofftransport.....	42
3.2. Modellierung des Stofftransports in Hochwasserrückhaltebecken .....	43
3.2.1. 0D-Modelle.....	44
3.2.2. 1D-Modelle.....	47
3.2.3. 2D-Modelle.....	48

3.2.4.	3D-Modelle.....	51
3.2.5.	Unsicherheiten in der Modellanwendung.....	51
<b>4.</b>	<b>Räumlich-zeitliche Sedimentation in Retentionsanlagen</b>	<b>54</b>
4.1.	Methodik .....	54
4.1.1.	Durchführung der numerischen Simulationen.....	58
4.1.2.	Sensitivitätsanalyse .....	63
4.2.	Einfluss der Beckengeometrie auf den Sedimentrückhalt .....	68
4.2.1.	Trockenbecken .....	68
4.2.2.	Dauerstaubecken.....	80
4.3.	Einfluss der Beckensteuerung auf den Sedimentrückhalt .....	83
4.3.1.	Trockenbecken .....	83
4.3.2.	Polder.....	87
4.3.3.	Dauerstaubecken.....	89
4.4.	Gezielter Rückhalt partikulär gebundener Schadstoffe in Hochwasserrückhaltebecken.....	89
4.4.1.	Steuerungsmöglichkeiten.....	90
4.5.	Aufenthaltszeiten im System Trockenbecken.....	94
4.5.1.	Vergleich theoretischer und experimentell ermittelter Aufenthalts- zeiten .....	94
4.5.2.	Aufenthaltszeiten von Sedimentpartikeln im freien Wasserkörper.....	98
<b>5.</b>	<b>Vereinfachte Abschätzung von Sedimentationsmengen in Trockenbecken zur Hochwasserrückhaltung</b>	<b>101</b>
5.1.	Empirischer Ansatz.....	101
5.2.	Abschätzung mit Hilfe der Theorie idealer Reaktoren .....	105
<b>6.</b>	<b>Stofflicher Wirkungsbereich von Hochwasserrückhaltebecken</b>	<b>111</b>
6.1.	Numerische Modellierung des stofflichen Wirkungsbereichs .....	112
6.2.	Hochwasserereignisse > BHQ <sub>3</sub> .....	114
<b>7.</b>	<b>Fallstudie Trockenbecken Horchheim/ Erft</b>	<b>116</b>
7.1.	Stoffrückhalt im Ist-Zustand .....	121
7.2.	Strategien zur Erhöhung des Stoffrückhaltes .....	124
7.2.1.	Modifikation der Beckensteuerung.....	124
7.2.2.	Modifikation des Beckenraumes.....	127
7.3.	Anwendung der vereinfachten Ansätze zur Abschätzung des Stoffrückhalts..	129
7.4.	Stofflicher Wirkungsbereich des Hochwasserrückhaltebeckens Horchheim ...	131
7.5.	Fazit der Fallstudie .....	134
<b>8.</b>	<b>Schlussfolgerungen und Empfehlungen</b>	<b>135</b>
	<b>Literaturverzeichnis</b>	<b>140</b>

# Abbildungsverzeichnis

Abb. 2-1:	Emissionen aus Punkt- und diffusen Quellen in den Flussgebieten Deutschlands im Jahr 2000 (aus Fuchs et al., 2002). .....	11
Abb. 2-2:	Begriffsdefinitionen von Hochwasserrückhaltebecken im Dauerstau und Trockenbecken (LUBW, 2007). .....	16
Abb. 2-3:	Einflussfaktoren auf den Rückhalt von Schwebstoffen in Hochwasserrückhaltebecken. ....	17
Abb. 3-1:	Simulationsmethoden in der Hydrodynamik (Malcherek, 2009b, erweitert)	28
Abb. 3-2:	Schematische Gliederung eines Geschwindigkeitsprofils unter Vegetationseinfluss (aus von Liebermann et al. (2005)). ....	40
Abb. 3-3:	Struktur des Transportmoduls SUBIEF. ....	50
Abb. 4-1:	Schematische Darstellung der Wirkungsmechanismen bezüglich Schwebstofftransport und -ablagerung in Trockenbecken ( $\tau_0$ = Sohlschubspannung, $\tau_{crit}$ = kritische Schubspannung für Sedimentation). ..	55
Abb. 4-2:	Übersicht der untersuchten Varianten der Hochwasserrückhaltebecken (Trocken- und Dauerstaubecken jeweils mit maximaler Ausdehnung des Wasserkörpers in Abhängigkeit des Regelabflusses $Q_{ab}$ bzw. des Dauerstauvolumens). ....	57
Abb. 4-3:	Beispiel der räumlichen Diskretisierung der idealisierten Hochwasserrückhaltebecken. ....	59
Abb. 4-4:	Hydraulische Randbedingungen und daraus resultierende Stauvolumina der numerischen Simulation für den Fall der Trocken- und Dauerstaubecken. ....	60
Abb. 4-5:	Untersuchte Steuerungsstrategien des Polderverbunds .....	61
Abb. 4-6:	Kontinuierliche sowie stoßweise Schwebstoff- und Tracerzugaben zu den Zeitpunkten $t_i$ als Randbedingung der Transportsimulationen (Regelabfluss $Q_{ab} = 14 \text{ m}^3/\text{s}$ ). ....	62
Abb. 4-7:	Rückhalteeffizienz und Ablagerungsmuster der Korngrößen $20 \mu\text{m}$ und $150 \mu\text{m}$ bei Verwendung einheitlicher und räumlich unterschiedlicher Rauheitsverteilungen im Stauraum (TB 3, $Q_{ab} = 14 \text{ m}^3/\text{s}$ , kontinuierliche Schwebstoffzugabe über die gesamte Dauer des Beckenbetriebs). ....	65
Abb. 4-8:	Durchbruchkurven des Schwebstoffs der Korngröße $20 \mu\text{m}$ bei Verwendung unterschiedlicher Rauheitsverteilungen im Stauraum (TB 3, $Q_{ab} = 14 \text{ m}^3/\text{s}$ ). ....	66
Abb. 4-9:	Rückhalteeffizienz der Korngrößen $20 \mu\text{m}$ und $150 \mu\text{m}$ bei variierten kritischen Sedimentationsschubspannungen und Partikelsinkgeschwindigkeiten (TB 3, Regelabfluss $Q_{ab} = 14 \text{ m}^3/\text{s}$ ). ....	68
Abb. 4-10:	Rückhalteeffizienz unterschiedlicher Beckenformen für zwei unterschiedliche Regelabgaben in Abhängigkeit der Korngröße. ....	70

Abb. 4-11: Vergleich der Ablagerungsmuster resultierend aus symmetrisch sowie asymmetrisch angeordneten Zuflüssen im Trockenbecken ( $Q_{ab} = 14 \text{ m}^3/\text{s}$ )	70
Abb. 4-12: Strömungsmuster der Trockenbecken TB 1, TB 2 und TB 6 zu unterschiedlichen Zeitpunkten der Füll- und Entleerungsphase (unmaßstäblich), dargestellt an Hand von Bahnkurven (Regelabfluss $Q_{ab} = 14 \text{ m}^3/\text{s}$ , maximaler Zufluss bei 12 h, maximales Stauvolumen bei 23,5 h)	72
Abb. 4-13: Ablagerungsmuster der Korngrößen $10 \text{ }\mu\text{m}$ – $150 \text{ }\mu\text{m}$ in den Trockenbecken TB1, TB 2 und TB 6 nach der Beckenleerung (Regelabfluss $Q_{ab} = 14 \text{ m}^3/\text{s}$ ). .....	73
Abb. 4-14: Darstellung der maßgeblichen Transportphänomene im System Trockenbecken am Beispiel des TB 1 ( $Q_{ab} = 14 \text{ m}^3/\text{s}$ , Korngröße $20 \text{ }\mu\text{m}$ ): a) kurzschlussbedingter Transport, b) advektiver Transport in den Stauraum, c) lateraler dispersiver Transport in den Stauraum, d) lateraler dispersiver Transport aus dem Stauraum, e) advektiver Transport aus dem Stauraum. ....	74
Abb. 4-15: Exemplarische Durchbruchkurven von Tracer und Schwebstoffen der Korngröße $20 \text{ }\mu\text{m}$ für kontinuierliche sowie stoßweise Zugabe in Abhängigkeit des Zugabezeitpunkts (TB 1, Regelabgabe $Q_{ab} = 14 \text{ m}^3/\text{s}$ ).	76
Abb. 4-16: Anteil des kurzschlussbedingten Transports KS der Korngröße $20 \text{ }\mu\text{m}$ in Abhängigkeit des Schwebstoffzugabezeitpunkts (Regelabfluss $Q_{ab} = 14 \text{ m}^3/\text{s}$ ). .....	77
Abb. 4-17: Rückhalteeffizienz der Korngröße $20 \text{ }\mu\text{m}$ in Abhängigkeit des Schwebstoffzugabezeitpunkts (Regelabfluss $Q_{ab} = 14 \text{ m}^3/\text{s}$ ). .....	77
Abb. 4-18: Ablagerungsmuster der Korngröße $20 \text{ }\mu\text{m}$ nach Leerung des Trockenbeckens in Abhängigkeit des Zugabezeitpunkts der Schwebstoffe (TB 1, Regelabgabe $Q_{ab} = 14 \text{ m}^3/\text{s}$ ). .....	78
Abb. 4-19: Ablagerungsmuster der Korngröße $150 \text{ }\mu\text{m}$ nach Leerung des Trockenbeckens in Abhängigkeit des Zugabezeitpunkts der Schwebstoffe (TB 1, Regelabgabe $Q_{ab} = 14 \text{ m}^3/\text{s}$ ). .....	78
Abb. 4-20: Korngrößenabhängige Verteilung von kurzschlussbedingtem Transport, Ablagerung und Schwebstoffaustrag nach Durchmischung im Wasserkörper für TB 1, TB 2 und TB 6 (Regelabfluss $Q_{ab} = 14 \text{ m}^3/\text{s}$ ). .....	80
Abb. 4-21: Vergleich der Rückhalteeffizienzen der Korngröße $20 \text{ }\mu\text{m}$ von Trockenbecken und Dauerstaubecken mit Dauerstauvolumina (DS) von $250000 \text{ m}^3$ bis $1000000 \text{ m}^3$ bei einem maximalen Stauvolumen von $1000000 \text{ m}^3$ ( $Q_{ab} = 14 \text{ m}^3/\text{s}$ ) bzw. $500000 \text{ m}^3$ ( $Q_{ab} = 21 \text{ m}^3/\text{s}$ ). .....	81
Abb. 4-22: Vergleich der Rückhalteeffizienzen der Korngröße $150 \text{ }\mu\text{m}$ von Trockenbecken und Dauerstaubecken mit Dauerstauvolumina (DS) von $250000 \text{ m}^3$ bis $1000000 \text{ m}^3$ bei einem maximalen Stauvolumen von $1000000 \text{ m}^3$ ( $Q_{ab} = 14 \text{ m}^3/\text{s}$ ) bzw. $500000 \text{ m}^3$ ( $Q_{ab} = 21 \text{ m}^3/\text{s}$ ). .....	81

Abb. 4-23:	Schwebstoffmassenströme der Korngrößen 20 $\mu\text{m}$ und 150 $\mu\text{m}$ am Ablauf von Trockenbecken (TB) und Dauerstaubecken (DS) (Beckenform 1, $Q_{\text{ab}} = 14 \text{ m}^3/\text{s}$ ). .....	82
Abb. 4-24:	Sedimentationsmuster der Korngrößen 20 $\mu\text{m}$ sowie 150 $\mu\text{m}$ bei Dauerstauvolumina von 250000 $\text{m}^3$ (DS 1A) und 1000000 $\text{m}^3$ (DS 1D) ( $Q_{\text{ab}} = 14 \text{ m}^3/\text{s}$ ). .....	82
Abb. 4-25:	Ablagerungsmuster der Korngrößen 10 $\mu\text{m}$ – 150 $\mu\text{m}$ in den Trockenbecken TB1, TB 2 und TB 6 nach der Beckenleerung (Regelabfluss $Q_{\text{ab}} = 21 \text{ m}^3/\text{s}$ ). .....	85
Abb. 4-26:	Korngrößenabhängige Verteilung von kurzschlussbedingtem Transport, Ablagerung und Schwebstoffaustrag nach Durchmischung im Wasserkörper an Sedimentmassenbilanz für TB 1, TB 2 und TB 6 (Regelabfluss $Q_{\text{ab}} = 21 \text{ m}^3/\text{s}$ ). .....	86
Abb. 4-27:	Änderung der korngrößenabhängigen Anteile von kurzschlussbedingtem Transport, Ablagerung und Schwebstoffaustrag für TB 1, TB 2 und TB 6 nach Erhöhung des Regelabflusses von $Q_{\text{ab}} = 14 \text{ m}^3/\text{s}$ auf $Q_{\text{ab}} = 21 \text{ m}^3/\text{s}$ , bezogen auf 100% als Summe aller Transportanteile. ....	87
Abb. 4-28:	Über Polder 1 (oberstrom) bzw. Polder 2 (unterstrom) gemittelte Geschwindigkeitshöhen sowie Summenkurven der Ablagerungen für die Steuerungsstrategien (St.) 1 und 2 und eine konstante Zulaufkonzentration von 0,1 g/l. ....	88
Abb. 4-29:	Ablagerungsmuster und Ablagerungsanteile in den Teilbereichen des Poldersystems in Abhängigkeit der Steuerung und der Zulaufkonzentrationen. ....	89
Abb. 4-30:	Ausleitung eines Hochwasserteilabflusses auf die Vorländer im Stauraumbereich von Trockenbecken. ....	92
Abb. 4-31:	Geländemodellierung zum gezielten Stoffrückhalt bei kleinen Hochwasserereignissen: a) Einstaufläche ohne Geländemodifikation, b) Modifizierte Geländeflächen, c) Einstaufläche nach Geländemodifikation. ....	93
Abb. 4-32:	Aufenthaltszeitverteilungen der stoßweise zugegebenen Tracer in TB 1 (Regelabfluss $Q_{\text{ab}} = 14 \text{ m}^3/\text{s}$ ) vom Zugabezeitpunkt $t_i$ bis zur Beckenentleerung (a) sowie als Detailansicht bis zur Verweilzeit $s = 25000 \text{ s}$ (b). ....	96
Abb. 4-33:	Aufenthaltszeiten $t_m$ des Tracers in Abhängigkeit der Zugabezeitpunkte $t_i$ mit bzw. ohne Berücksichtigung des Kurzschlussanteils (Regelabfluss $Q_{\text{ab}} = 14 \text{ m}^3/\text{s}$ ). ....	96
Abb. 4-34:	Standardabweichungen der Aufenthaltszeitverteilungen in Abhängigkeit der Zugabezeitpunkte $t_i$ sowohl mit als auch ohne Berücksichtigung des Kurzschlussanteils, normiert auf die jeweils maximal mögliche Aufenthaltsdauer $s_{\text{max}}$ (TB 1, Regelabfluss $Q_{\text{ab}} = 14 \text{ m}^3/\text{s}$ ). ....	97

Abb. 4-35:	Aufenthaltszeiten von Tracer und Schwebstoffpartikeln unterschiedlicher Korngröße im Wasserkörper in Abhängigkeit des Zugabezeitpunktes $t_i$ nach Separation des kurzschlussbedingten Transportanteils sowie mittlere, zulaufmassenstromgewichtete Aufenthaltszeiten $\bar{t}_m$ (TB 1, Regelabfluss 14 m <sup>3</sup> /s). .....	100
Abb. 5-1:	Anteil des kurzschlussbedingten Transports in Abhängigkeit der Zugabezeit sowie gemittelt über die Gewichtung des Zulaufmassenstroms; Verhältnis von Regelabfluss und Zufluss (TB 2, $Q_{ab} = 14$ m <sup>3</sup> /s, Korngröße 20 $\mu$ m). .....	102
Abb. 5-2:	Anteil des kurzschlussbedingten Transports in Abhängigkeit der Zugabezeit sowie gemittelt über die Gewichtung des Zulaufmassenstroms; Verhältnis von Regelabfluss und Zufluss (TB 2, $Q_{ab} = 21$ m <sup>3</sup> /s, Korngröße 20 $\mu$ m). .....	102
Abb. 5-3:	Faktor $F_{KS}$ zur Berechnung des Anteil des kurzschlussbedingten Transports eines Trockenbeckens in Abhängigkeit der Sinkgeschwindigkeit sowie des maximalen Längen- zu Breitenverhältnisses ( $L/B_{max}$ ) des Wasserkörpers während des Einstaus. ..	103
Abb. 5-4:	Faktor A zur Berechnung des stofflichen Austrags ohne Berücksichtigung des Anteils des kurzschlussbedingten Transports aus einem Trockenbecken in Abhängigkeit der Sinkgeschwindigkeit sowie des maximalen Längen- zu Breitenverhältnisses ( $L/B_{max}$ ) des Wasserkörpers während des Einstaus. ....	104
Abb. 5-5:	Verhältnisse der im numerischen Modell ermittelten Zu- und Ablaufkonzentrationen im Vergleich zur Transferfunktion $\beta$ für Mischungsströmungsreaktor (links) und Pfropfenströmungsreaktor (rechts) für TB 1, TB 2 und TB 6 (Regelabfluss $Q_{ab} = 14$ m <sup>3</sup> /s und 21 m <sup>3</sup> /s, Korngrößen von 20 $\mu$ m bis 150 $\mu$ m). .....	106
Abb. 5-6:	Verhältnisse der im numerischen Modell ermittelten Zu- und Ablaufkonzentrationen im Vergleich zur Transferfunktion $\beta$ für Mischungsströmungsreaktor (links) und Pfropfenströmungsreaktor (rechts) für TB 1, TB 2 und TB 6 (Regelabfluss $Q_{ab} = 14$ m <sup>3</sup> /s und 21 m <sup>3</sup> /s) und massenstromgewichteter Mittelung der Zulaufkonzentration $\bar{c}_{ein}$ (Korngrößen von 20 $\mu$ m bis 150 $\mu$ m). .....	107
Abb. 5-7:	Verhältnisse der im numerischen Modell ermittelten, um den Anteil des kurzschlussbedingten Transports bereinigten Zu- und Ablaufkonzentrationen im Vergleich zur Transferfunktion $\beta$ für Mischungsströmungsreaktor (links) und Pfropfenströmungsreaktor (rechts) für TB 1, TB 2 und TB 6 (Regelabfluss $Q_{ab} = 14$ m <sup>3</sup> /s und 21 m <sup>3</sup> /s) bei massenstromgewichteter Mittelung der Zulaufkonzentration (Korngrößen von 20 $\mu$ m bis 150 $\mu$ m). .....	108
Abb. 5-8:	Verhältnisse der im numerischen Modell ermittelten abgelagerten Schwebstoffmassen $m_{sed}$ zur jeweils gesamten zugegebenen Masse $m_{ein}$	

	im Vergleich zur modifizierten Transferfunktion $1 - \beta$ für Mischungsströmungsreaktor inklusive (links) und exklusive kurzschlussbedingten Transport (rechts) für TB 1, TB 2 und TB 6 (Regelabfluss $Q_{ab} = 14 \text{ m}^3/\text{s}$ und $21 \text{ m}^3/\text{s}$ , Korngrößen von $20 \text{ }\mu\text{m}$ bis $150 \text{ }\mu\text{m}$ ). .....	108
Abb. 6-1:	Erforderliche Dimensionalität hydrodynamisch-numerischer Modelle zur Abbildung relevanter, instationärer Strömungs- und Schwebstofftransportprozesse im Rahmen der Ermittlung des stofflichen Wirkungsbereichs von Hochwasserrückhaltebecken. ....	113
Abb. 7-1:	Hochwasserrückhaltebecken Horchheim/ Erft mit Kenndaten. ....	117
Abb. 7-2:	Stochastisch generierte Ganglinien als Grundlage der Untersuchungen im Rahmen der Fallstudie Hochwasserrückhaltebecken Horchheim/ Erft .....	118
Abb. 7-3:	Rechengitter Hochwasserrückhaltebecken Horchheim/ Erft. ....	120
Abb. 7-4:	Akkumulation der Schwebstoffeintrags- und Ablagerungsmengen für die Korngröße $20 \text{ }\mu\text{m}$ und Anlaufzeiten der Hochwasserwellen von 5 h im Ist-Zustand. ....	123
Abb. 7-5:	Ablagerungshöhen der Korngrößen $20 \text{ }\mu\text{m}$ (oben) und $150 \text{ }\mu\text{m}$ (unten) im Ist-Zustand bei einer Anlaufzeit der Hochwasserwelle von 5 h (links) und 35 h (rechts), Akkumulation über 100 Jahre (dargestellt sind Ablagerungshöhen $> 1 \text{ mm}$ ). ....	124
Abb. 7-6:	Akkumulation der Schwebstoffeintrags- und Ablagerungsmengen für die Korngröße $20 \text{ }\mu\text{m}$ und Anlaufzeiten der Hochwasserwellen von 5 h nach modifizierter Beckensteuerung. ....	126
Abb. 7-7:	Ablagerungshöhen der Korngröße $20 \text{ }\mu\text{m}$ nach modifizierter Beckensteuerung bei einer Anlaufzeit der Hochwasserwelle von 5 h (links) und 35 h (rechts), Akkumulation über 100 Jahre (dargestellt sind Ablagerungshöhen $> 1 \text{ mm}$ ). ....	126
Abb. 7-8:	Varianten 1 bis 3 des Beckens Horchheim/ Erft mit modifizierter Beckengeometrie: Geländehöhen (a) und Änderung der Geländehöhen gegenüber Ist-Zustand (b). ....	127
Abb. 7-9:	Ablagerungshöhen und Rückhalteeffizienzen für den Ist-Zustand sowie die modifizierten Beckengeometrien 1-3 nach einem HQ 50-Ereignis mit 35-stündiger Anlaufzeit (obere Reihe $20 \text{ }\mu\text{m}$ , untere Reihe $150 \text{ }\mu\text{m}$ ). ....	128
Abb. 7-10:	Ermittlung des maximalen Längen- zu Breitenverhältnisses des Wasserkörpers in Trockenbecken. ....	130
Abb. 7-11:	Gegenüberstellung des aus vereinfachten Ansätzen und numerischen Transportsimulationen ermittelten Sedimentrückhalts [%] für die Korngrößen $20 \text{ }\mu\text{m}$ – $150 \text{ }\mu\text{m}$ bei Einzelereignissen von HQ 20 – HQ 100 mit Anlaufzeiten der Hochwasserwellen von 5 h bzw. 35 h im Ist-Zustand	130
Abb. 7-12:	Gegenüberstellung des aus vereinfachtem empirischen Ansatz und numerischen Transportsimulationen ermittelten Sedimentrückhalts [%] für	

	die Korngrößen 20 $\mu\text{m}$ und 150 $\mu\text{m}$ bei Einzelereignissen von HQ 20 – HQ 100 mit Anlaufzeiten der Hochwasserwellen von 5 h bzw. 35 h bei modifizierter Beckensteuerung gemäß Abb. 7-8. ....	131
Abb. 7-13:	Topographie des Modellgebiets unterstrom des Hochwasserrückhaltebeckens und Ausschnitt aus dem Gitternetz mit ausgesparten Gebäudegrundrissen. ....	132
Abb. 7-14:	Maximale Ausdehnung des Überstaus (blau) und Ablagerungshöhen größer als 20 $\mu\text{m}$ (orange) der Korngröße 20 $\mu\text{m}$ vom Zulaufpegel des Beckens Horchheim (Erft-km 70,45) bis unterhalb der Swistmündung (Erft-km 62,17) mit (links) und ohne (rechts) Hochwasserrückhaltebecken Horchheim für ein HQ 100-Ereignis (Anlaufzeit der Hochwasserwelle 5 h). ....	133



# Tabellenverzeichnis

Tabelle 2-1: Jährliche Überschreitungswahrscheinlichkeiten und Jährlichkeiten für $BHQ_1$ und $BHQ_2$ (nach DIN 19700-12). .....	15
Tabelle 3-1: Konstanten des k- $\epsilon$ -Modells. ....	31
Tabelle 4-1: Schwebstoffeigenschaften. ....	62
Tabelle 4-2: Bandbreite sedimentationsspezifischer Parameter aus Literatur. ....	67
Tabelle 4-3: Theoretische ( $t_{th,Tr}$ ) sowie aus numerischen Simulationen ermittelte Aufenthaltszeiten inklusive ( $\bar{t}_{m,inkl}$ ) sowie abzüglich ( $\bar{t}_{m,ohne}$ ) kurzschlussbedingtem Transportanteil für TB 1 ( $Q_{ab} = 14 \text{ m}^3/\text{s}$ ). ....	98
Tabelle 4-4: Vergleich von modellhaften ermittelten Aufenthaltszeiten der Schwebstoffe in der Wasserphase sowie berechneten mittleren Sinkzeiten (TB 1, Regelabfluss $Q_{ab} = 14 \text{ m}^3/\text{s}$ ). ....	100
Tabelle 7-1: Betrachtete Szenarien im Rahmen der Fallstudie Hochwasserrückhaltebecken Horchheim/ Erft. ....	118
Tabelle 7-2: Hydrologische Größen der untersuchten Szenarien. ....	119
Tabelle 7-3: Schwebstoffeintrag und Ablagerungsmengen im Ist-Zustand. ....	122
Tabelle 7-4: Schwebstoffeintrag und Ablagerungsmengen nach modifizierter Beckensteuerung. ....	125

# Nomenklatur

$A_s$	$m^2$	Wasseroberfläche
$c$	$kg\ m^{-3}$	Schwebstoffkonzentration
$C_D$	-	Widerstandsbeiwert
$D_*$	-	dimensionsloser Korndurchmesser
$d$	$m$	Korndurchmesser
$\dot{E}$	$kg\ s^{-1}\ m^{-2}$	Erosionsrate
$f$	$kg\ m^{-1}\ s^{-2}$	angreifende externe Kraft auf Fluidelement
$g$	$m\ s^{-2}$	Gravitationskonstante
$h$	$m$	Wassertiefe
$h_{p,m}$	$m$	mittlere Vegetationshöhe
$I_e$	-	Energieliniengefälle
$K$	$m^2\ s^{-1}$	Diffusivität
$k$	$m^2\ s^{-2}$	turbulente kinetische Energie
$k_d$	$l\ kg^{-1}$	Verteilungskoeffizient
$k_s$	$m$	äquivalente Sandrauheit
$k_{Str}$	$m^{1/3}\ s^{-1}$	Manning-Strickler-Beiwert
$m$	$kg$	Masse
$p$	$kg\ m^{-1}\ s^{-2}$	Druck
$Q$	$m^3\ s^{-1}$	Durchfluss
$q$	$m^2\ s^{-1}$	spezifischer Durchfluss
$Re$	-	Reynoldszahl
$\dot{S}$	$kg\ s^{-1}\ m^{-2}$	Sedimentationsrate
$S_{ein}$	$kg$	Sedimenteintrag
$S_{aus}$	$kg$	Sedimentaustrag
$t$	$s$	Zeit
$t_{th}$	$s$	theoretische Aufenthaltszeit
$T$	$a$	Betrachtungszeitraum
$TE$	$\%$	Rückhalteeffizienz
$\bar{u}$	$m\ s^{-1}$	tiefengemittelte Fließgeschwindigkeit in x-Richtung
$u_*$	$m\ s^{-1}$	Schubspannungsgeschwindigkeit
$u_{*,d}$	$m\ s^{-1}$	kritische Schubspannungsgeschwindigkeit der Deposition

$u_{*,e}$	$m s^{-1}$	kritische Schubspannungsgeschwindigkeit der Erosion
$V$	$m^3$	Volumen
$v$	$m s^{-1}$	Fließgeschwindigkeit in y-Richtung
$\bar{v}$	$m s^{-1}$	tiefengemittelte Fließgeschwindigkeit in y-Richtung
$v_s$	$m s^{-1}$	Sinkgeschwindigkeit
$w$	$m s^{-1}$	Fließgeschwindigkeit in z-Richtung
$z_B$	$m$	geodätische Höhe an der Gewässersohle
$z_S$	$m$	geodätische Höhe an der freien Wasseroberfläche
$\varepsilon$	$m^2 s^{-2}$	kinetische Energiedissipationsrate
$\kappa$	-	von Kármán-Konstante
$\lambda$	$s$	Zugabezeitpunkt
$\mu$	$kg m^{-1} s^{-1}$	dynamische Viskosität
$\nu$	$m^2 s$	kinematische Viskosität
$\nu_t$	$m^2 s$	turbulente Viskosität
$\rho$	$kg m^{-3}$	Dichte des Wassers
$\rho_s$	$kg m^{-3}$	Dichte des Sediments
$\tau$	$kg m^{-1} s^{-2}$	Schubspannung
$\tau_B$	$kg m^{-1} s^{-2}$	Sohlschubspannung
$\tau_{e, krit}$	$kg m^{-1} s^{-2}$	kritische Erosionsschubspannung
$\tau_{s, krit}$	$kg m^{-1} s^{-2}$	kritische Sedimentationsschubspannung

## Zusammenfassung

Bei Hochwasserereignissen werden Sedimente und partikulärgebundene Schadstoffe unterschiedlicher Herkunft verstärkt mobilisiert und mitunter weite Strecken von der Strömung transportiert. Hieraus erwächst ein Ablagerungspotential ungelöster oder an den Sedimenten partikulär gebundener Schadstoffe in fließberuhigten Gewässerkompartimenten an anderer Stelle im Flusssystem. Insbesondere Hochwasserrückhaltebecken sind auf Grund der vorherrschenden Sedimentationstendenz in diesem System von Anlandungsprozessen und stofflicher Akkumulation betroffen.

Für jedwede Art der stofflichen Bewirtschaftung von Hochwasserrückhaltebecken ist das Verständnis von den Zusammenhängen der im System ablaufenden, zeitlich und räumlich mitunter hochgradig variablen Strömungs- und Transportphänomene und deren beeinflussende Faktoren unerlässlich. Denn nur so kann der zu erwartende Stoffrückhalt abgeschätzt und Maßnahmen zur Beeinflussung des Stoffrückhalts gezielt eingesetzt werden. Neben einer Reduzierung des stofflichen Rückhalts zur Gewährleistung der Funktionalität des Retentionsraumes ist grundsätzlich eine Erhöhung des Stoffrückhalts zur qualitativen Entlastung des Unterwasserbereichs denkbar. Diese Vorgehensweise greift die Wasserrahmenrichtlinie 2000/60/EG auf, welche die Erhaltung und Verbesserung der aquatischen Umwelt in der Europäischen Gemeinschaft und langfristig die Eliminierung prioritärer, gefährlicher Stoffe zum Ziel hat.

Im Rahmen der vorliegenden Arbeit konnten die bisher weitgehend unbekannt, für den Schwebstoffrückhalt maßgeblichen Prozessabläufe innerhalb als **Trockenbecken** betriebener Hochwasserrückhaltebecken identifiziert und quantifiziert werden. Unter Verwendung 2D-numerischer Strömungs- und Transportmodelle wurden Simulationen an idealisierten Trockenbecken im Hauptschluss und Dauerstaubecken durchgeführt. Dabei wurden variierende Längen- zu Breitenverhältnisse, unterschiedliche Beckensteuerungen und Korngrößen von 10  $\mu\text{m}$  bis 150  $\mu\text{m}$  sowie ein konservativer Tracer betrachtet. Zu Vergleichszwecken erfolgten Untersuchungen an Dauerstaubecken und Poldersystemen. Bei letzteren stand primär der Einfluss der Steuerungsstrategie auf die Ablagerungsmuster im Fokus der Untersuchungen.

Die gewählte Untersuchungsmethode hat maßgeblich zum Prozessverständnis innerhalb des Systems Trockenbecken beigetragen. Hierbei erfolgte neben der Auswertung kontinuierlicher Schwebstoff- und Tracerzugaben im Beckenzulauf die Analyse des Transports und des Absetzverhaltens von jeweils nur über eine Dauer von 10 Minuten zugegebenen Schwebstoffs und Tracers zu unterschiedlichen Zeitpunkten der Beckenfüllung. Dadurch werden die Transportwege während unterschiedlicher Beckenfüllstände und Abflüsse nachvollziehbar. Dies ist im Hinblick auf natürliche Prozesse dann von Relevanz, wenn kontaminierte Schwebstoffe zeitlich begrenzt in ein Fließgewässer eingetragen werden. Die Untersuchungsmethode ermöglicht zudem die Quantifizierung der einzelnen Prozesse. In allen betrachteten Varianten konnte der Kurzschluss als dominierender Prozess hinsichtlich der stofflichen Rückhalteeffizienz der Trockenbecken identifiziert werden. Die Simulation des Tracers gibt Hinweise auf das Ausbreitungsverhalten

gelöster Schadstoffe im Fall eines Trockenbeckeneinstaus.

Der kurzschlussbedingte Transport hängt maßgeblich von der Korngröße des eingetragenen Schwebstoffs, der Beckengeometrie, dem Füllstand des Stauraumes sowie den hydraulischen Randbedingungen ab. Das Zusammenwirken dieses Prozesses mit den weiteren, hochgradig instationären Transportmechanismen im Beckenraum führt dazu, dass eine Aussage, welches Breiten- zu Längenverhältnis eines Wasserkörpers im Rückhaltebecken den stofflichen Rückhalt begünstigt, nur Korngrößenspezifisch möglich ist. Bei einer Erhöhung des Regelabflusses reduziert sich der Stoffrückhalt erwartungsgemäß in allen untersuchten Trockenbeckenvarianten, da sowohl der kurzschlussbedingte Transport als auch der Stoffaustrag aus dem Becken auf Grund turbulenter Austauschmechanismen vom Stauraum zurück in den Flussschlauch ansteigen.

Die gewonnenen Erkenntnisse ermöglichen eine gezielte Beeinflussung des stofflichen Rückhalts anhand der Modifikation der Systemrandbedingungen. Im Rahmen der Fallstudie des Hochwasserrückhaltebeckens Horchheim kann gezeigt werden, dass die Reduzierung des Regelabflusses die einzige Maßnahme ist, die nennenswerte Auswirkung auf den stofflichen Rückhalt hat. Geometrische Änderungen des Beckenraumes haben nur einen untergeordneten Einfluss auf die Rückhalteeffizienz absetzfähiger Stoffe. Auswirkungen ergeben sich jedoch hinsichtlich der Lage und der Ausdehnung der Ablagerungsflächen im Rückhaltebecken. Eine erhebliche Reduzierung der Ablagerungsmengen mit der größten betrachteten Korngröße konnte lediglich über die Eindeichung des Flussschlaches innerhalb des Beckenbereichs erzielt werden.

Des Weiteren zeigt die Fallstudie, dass unterschiedliche Anlaufzeiten der Hochwasserwellen bei gleichen Scheitelwerten eine erhebliche Bandbreite bezüglich der stofflichen Ablagerungen verursachen. Dies gilt sowohl bezüglich der Menge als auch der räumlichen Ausdehnung. Eine Betrachtung des ereignisbasierten Stoffeintrags und -rückhalts über einen Zeitraum von 100 Jahren zeigt, dass die kleinen Ereignisse zwar einen großen Anteil am über diesen Zeitraum erfolgten Stoffeintrag haben, der stoffliche Rückhalt eines einzelnen dieser Ereignisse jedoch vernachlässigbar ist. Hieraus wird das Potenzial sichtbar, das insbesondere bei kleinen Hochwasserereignissen mit geringen Einstauvolumina bezüglich des Stoffrückhalts vorliegt.

Sowohl die Rückhalteeffizienzen als auch die Ablagerungsmuster, die aus der Simulation mit unterschiedlichen Korngrößen resultieren, weisen signifikante Unterschiede auf. Eine fraktionierte Betrachtung der Transportvorgänge ist daher unumgänglich, wenn Ablagerungsmengen und -muster von Schwebstoffen und partikulär gebundener Schadstoffe ermittelt werden sollen, welche bevorzugt an den kleinsten Fraktionen anhaften.

Die Abtrennung des Anteils des kurzschlussbedingten Transports am Beckenauslass im Falle der Simulationen mit stoßweiser, zeitabhängiger Tracerzugabe ermöglicht Aussagen über die hydraulischen Aufenthaltszeiten der jeweiligen Wasserpakete im Stauraum. Diese sind weitaus höher als theoretisch ermittelte Aufenthaltszeiten als Quotient aus Beckenvolumen und Abfluss, da letztere die unterschiedlichen Zeitskalen der Prozesse des kurzschlussbedingten Transports und des Austrags aus dem Becken nach erfolgter Durchmischung nicht berücksichtigen. Es kann ebenfalls gezeigt werden, dass die

durchmischten Wasserkörper in den untersuchten Trockenbecken nahezu die Charakteristik eines Mischungsströmungsreaktors aufweisen.

Wichtig für die Beurteilung zeitabhängiger Sorptions- oder Abbauprozesse von Schadstoffen, die während des Einstaus auftreten können, ist die tatsächliche Aufenthaltszeit im durchmischten Anteil des Wasserkörpers. Betrachtet man die modellhaft ermittelten Aufenthaltszeiten der Schwebstoffe im Wasserkörper, so liegen diese deutlich unter den hydraulischen Aufenthaltszeiten.

Aus der Literatur bekannte, vereinfachende empirische Ansätze zur Abschätzung der Ablagerungsmengen in Stauräumen oder Sedimentationsbecken basieren in der Regel auf der Annahme stationärer Verhältnisse. Dadurch vernachlässigen sie zwangsläufig den für die stoffliche Rückhalteeffizienz von Trockenbecken maßgeblichen Effekt des kurzschlussbedingten Transports. Im Rahmen dieser Arbeit wurden zwei vereinfachende Ansätze zur Abschätzung von Ablagerungsmengen in Trockenbecken im Hauptschluss unter Berücksichtigung der relevanten Prozesse entwickelt.

In den untersuchten **Dauerstaubecken** sind die gleichen Transportphänomene wie in den Trockenbecken zu beobachten, jedoch hängt deren Ausprägung grundsätzlich von der Größe des Dauerstauvolumens ab. Eine sukzessive Verringerung des Dauerstauvolumens bei ansonsten gleich bleibenden Randbedingungen führt zu Ablagerungsmustern, die sich denen in Trockenbecken annähern.

Die räumliche Verteilung der stofflichen Ablagerungen in einem **Poldersystem** kann über die Reihenfolge der Flutung der Polder in gewissem Maße beeinflusst werden. Die Reihenfolge der Polderflutung hat dabei direkte Auswirkungen auf den Grad der Bewegung der Wasserkörper im System. Der Verschluss entweder des Polderzulaufs oder des Durchlassbauwerks, das für eine Verbindung zwischen den Poldern sorgt, führt auf Grund der Beruhigung der abgetrennten Wasserkörper zu einer deutlichen Erhöhung der Sedimentationsraten. Somit können durch eine angepasste Steuerung sensible Bereiche innerhalb eines Poldersystems stofflich entlastet werden.

Am konkreten Beispiel des Hochwasserrückhaltebeckens Horchheim wird das Vorgehen zur Ermittlung des stofflichen Wirkungsbereichs eines Hochwasserrückhaltebeckens erläutert. Um die Auswirkung transportrelevanter Strömungsprozesse wie dem turbulenten Austausch zwischen Flussschlauch und Vorländern modellhaft abbilden zu können, ist der Einsatz von 2D-numerischen Simulationsverfahren für die Abschätzung des stofflichen Wirkungsbereichs von Hochwasserrückhaltebecken an kleineren, heterogen strukturierten Flussläufen zwingend erforderlich. Allerdings führt die hohe Auflösung, die zur Reduzierung der numerischen Dispersion und des Massenverlusts im Rahmen der Transportsimulationen nötig ist, zu langen Simulationsdauern. Die Simulation des Stofftransports im Unterwasser eines Hochwasserrückhaltebeckens hat gezeigt, dass im Gegensatz zum Fall ohne Retentionsmaßnahme eine Verbesserung der stofflichen Situation eintritt, die jedoch primär auf die Verringerung der Ablagerungsflächen zu beziehen ist.

## Summary

During flood events, sediments as well as particle bound pollutants are mobilised by the current and occasionally transported for long distances. This results in a potential of deposition of undissolved or particle bound pollutants in areas located further downstream, where reduced flow velocities appear in the water body. Flood retention reservoirs are affected by sediment aggradations and accumulation of toxicants in particular due to the predominant sedimentation tendency within these systems.

For any concept of retention reservoir management the knowledge of the time and space dependent variable flow and transport phenomena occurring inside of the system as well as their influencing factors is of importance. This knowledge is essential for estimating amounts of particulate matter getting deposited. Furthermore, it is essential for the targeted application of measures for influencing the retention of particulate matter. This way, not only the reduction of sedimentation to guarantee the functionality of the retention reservoir is possible, but also an increased retention of contaminated particulate matter. As a consequence the downstream reach of a flood retention reservoir could be improved qualitatively. This is according to the European Water Framework Directive 2000/60/EG, which aims at preserving and improving the aquatic environment and eliminating priority hazardous substances in the long term.

In the framework of the present work, the main phenomena relevant for the retention of particulate matter in green flood retention reservoirs could be identified and quantified. Applying 2D-numerical flow and transport models, simulations were conducted using idealised instream green flood retention. Varying length to width ratios, operation rules and grain sizes from 10  $\mu\text{m}$  to 150  $\mu\text{m}$  were considered as well as a conservative tracer. For comparative purposes, investigations of permanent reservoirs and polder systems were conducted. The latter was focused on the impact of operation rules on deposition patterns within the polder.

The chosen method of investigation has significantly led to an understanding of the processes within the system green flood retention reservoir. At this, the behaviour of transport and sedimentation of suspended sediment and tracer, added at different levels of reservoir filling over a period of only 10 minutes in each case at the reservoirs inlet, was analysed in addition to a continuous addition of sediment. Thus, ways of transport depending on filling levels and discharges become apparent. With regard to natural processes this is relevant, if particle bound pollutants enter a river only for a short period. Furthermore, the investigation method enables the quantification of the individual processes as well. The hydraulic short circuit could be identified as dominating process regarding the trap efficiency of green flood retention reservoirs concerning particulate matter.

Sediment transport caused by hydraulic short circuits is mainly influenced by the grain size, the reservoir shape, the filling level as well as the hydraulic boundary conditions. A statement, which width to length ratio of the reservoir results in a maximum retention of particulate matter, can only be made grain size specific. This is caused by the interaction of

the mentioned process with further, high-grade unsteady transport mechanisms within the reservoir. An increased reservoir outflow leads to a reduction of sediment retention independent of the reservoirs shape, as sediment transport due to the hydraulic short circuit is increased as well as turbulent exchange mechanisms between the ponded and the streaming water body. Due to the turbulent exchange mechanisms, suspended matter can be transported back into the streaming water and thus out of the reservoir.

The findings allow for influencing the retention of particulate matter by modifying the system's boundary conditions. In the framework of the case study "green flood retention reservoir Horchheim" it could be shown, that the reduction of the reservoir outflow is the only measure which has an appreciable impact on sediment retention. Modifying the reservoirs geometry is only secondary concerning the sediment related trap efficiency. However, location and extent of deposited sediment within the reservoir are changed by this. A considerable reduction of the amount of deposited material of the biggest grain size under consideration could only be achieved by the construction of an embankment of the river within the retention reservoir. Furthermore, it could be shown that different durations of rising of floods with the same peak discharge cause significant bandwidths regarding the retention of particulate matter. This applies for both amount and spatial extent. The accumulation of event-based transport of suspended sediment into the reservoir over a period of 100 years shows, that the small events contribute a big portion of the total amount of sediment entered into the reservoir. However, the sediment retention during these small events is neglectable. Herefrom the potential of retention of suspended sediment during small flood events becomes visible.

Both sediment trapping efficiencies and deposition pattern of different grain sizes are of significant difference. A fraction-wise investigation of transport processes is therefore necessary, if amount and patterns of deposited sediments as well as particle bound pollutants are to be determined.

Separating the portion of tracer transported by the hydraulic short circuit from the tracer output signal at the reservoirs outlet enables the determination of the hydraulic residence time of a water particle within the flood retention reservoir. These residence times are much higher than the theoretical residence time as quotient of reservoir volume and discharge at the outlet. This is because the latter approach for determining the hydraulic residence time doesn't account for the different time-scales of the hydraulic short circuit processes as well as the mixing processes within the ponded water body. Additionally it can be shown that the mixed water bodies within a green flood retention reservoir almost behave like a continuously stirred reactor.

Important for the assessment of time dependent sorption and degradation processes of pollutants, which occur in the ponded water body, is the effective residence time in the mixed part of the water body in contrast to the short circuit flow. The residence times of suspended sediment particles, determined by means of the models are significant shorter than the hydraulic residence times.

Empirical approaches for the estimation of trap efficiencies in retention reservoirs or sedimentation tanks known from literature are generally based on the assumption of steady conditions. Thus the decisive, unsteady effect of sediment transport by the hydraulic short



circuit is unavoidably neglected if used for estimating the trap efficiency of green flood retention reservoirs. In the framework of this work, two simplifying approaches were developed for the first estimation of sediment deposition amounts in green flood retention reservoirs considering the relevant processes.

For the researched permanent reservoirs the same transport phenomena were found to occur, whereas their development strongly depends on the permanent water body within the reservoir. A gradual reduction of the permanent volume results in deposition patterns and amounts converging on the ones within the green flood retention reservoirs.

The spatial distribution of sediment depositions within a polder system can be influenced to a certain degree by modifying the order of flooding the polders. The order of flooding directly influences the movement and the vortices in the polders. Separating a polder from the system by closing its intake and outlet results in a slow-down of the movement of the water body and thus in increased sedimentation rates. As a consequence, sensitive areas within a polder system can be prevented from contaminations by an adapted operation of the system.

Using the example of the green flood retention reservoir Horchheim, the general approach for estimating the downstream scope of a retention reservoir in terms of areas of reduced sedimentation on the floodplains in contrast to the situation before the construction of the retention reservoir is discussed. To be able to reproduce the impact of relevant processes such as the turbulent exchange between river and floodplain by means of a model, 2D-numerical simulation methods are mandatory. This particularly applies to small, heterogeneous rivers, if the downstream scope of a retention reservoir has to be determined. The simulation of sediment transport downstream of the green flood retention reservoir Horchheim has shown a reduction of sedimentation of the floodplains. However, this is mainly related to the spatial extent of the deposition areas and less to the total amount of deposited sediment.



# 1. Einleitung

## 1.1. Problembeschreibung

Das Hochwasserereignis 2002 im Elbeinzugsgebiet hat erneut verdeutlicht, dass neben den rein hydraulischen Folgen des Wellenablaufs eines Hochwassers ein erhebliches Risiko für Mensch und Umwelt aus der Mobilisierung und Verfrachtung von Schadstoffen unterschiedlichster Herkunft erwächst.

Hochwasserereignisse stellen natürliche Ereignisse dar. Anhaltende Regenfälle und Schneeschmelze lassen Bäche und Flüsse anschwellen. In Kombination mit wassergesättigten Böden kann der Abfluss über die natürlich versiegelten Flächen in Senken und Tälern des Einzugsgebiets dazu führen, dass die Wassermassen die Ufer übersteigen. Die Ausprägung dieser natürlichen Hochwasserereignisse hängt von vielen Faktoren ab. Niederschlagsverteilung über dem Einzugsgebiet, Bodenbeschaffenheit, Bewuchs, Geländestruktur und Gewässernetz sind in diesem Zusammenhang die wichtigsten.

Die Veränderung von Bodeneigenschaften und Bewuchs durch land- und forstwirtschaftliche Tätigkeiten und Verbauung verringert die natürliche Speicherfähigkeit des Bodens. Aus dieser künstlichen Versiegelung resultiert ein erhöhter, unverzügter Oberflächenabfluss in die Fließgewässer. Flussbegradigungen und dadurch das Abschneiden des Flussschlauchs von den Auen und natürlichen Überflutungsflächen führen des Weiteren zu einer Verringerung des natürlichen Retentionsraumes bei gleichzeitiger Beschleunigung des Wellenablaufs. Die Besiedlung von Flussniederungen und trockengelegten Flussauen einhergehend mit der kontinuierlichen Anhäufung materieller Werte, schafft somit ein erhebliches Schadenspotenzial. Bei steigender Eintrittswahrscheinlichkeit der Überflutungen wird folglich ein Risiko generiert, für das oftmals erst nach Eintreten eines Hochwassers ein Bewusstsein entsteht.

Für den größtmöglichen Hochwasserschutz wird eine Kombination von unterschiedlichen Strategien, gemäß dem so genannten „3-Säulen-Modell“ empfohlen (53. Umweltministerkonferenz, 1999). Dieses ist wie folgt aufgebaut: Mit der ersten Säule, dem Hochwasser-Flächenmanagement, wird der Erhalt, die Sicherung und die Wiederherstellung von Retentionsräumen und der versickerungsfähigen Böden verfolgt. Die Flächenvorsorge für hochwassergefährdete Gebiete, welche die Landes-, Regional und Bauleitplanungen, aber auch die Generierung von Hochwassergefahrenkarten einschließt, ist ebenfalls Teil der ersten Säule. Erreicht die Ausuferung der Fließgewässer bei erhöhtem Abfluss ein schädliches Ausmaß, so greift die zweite Säule des technischen Hochwasserschutzes als Infrastrukturmaßnahme. Hierzu zählt unter anderem der Bau von Dämmen, Deichen und Hochwasserrückhaltebecken. Die weitergehende Hochwasservorsorge als dritte Säule des Modells umfasst die Verhaltens-, Bau- und Risikovorsorge.

Alle genannten Maßnahmen konzentrieren sich somit ausschließlich auf die Reduzierung des wassermengenbezogenen Risikos. Über die direkte, wassermengenbezogene

Schadwirkung von Hochwasserereignissen hinaus gehende qualitative Aspekte, die aus dem Transport schädlicher Substanzen in suspendierter oder partikulärer Form sowie deren Ablagerung auf den überfluteten Flächen resultieren, finden wenig Beachtung.

Generell gibt es rechtliche Vorsorgemaßnahmen, um die Emission von Schadstoffen aus Punktquellen im Hochwasserfall zu verhindern. So sind beispielsweise gemäß der „Verordnung über Anlagen zum Umgang mit wassergefährdenden Stoffen (VawS)“ Heizöltanks so zu sichern, dass sie bei Überschwemmungen auftriebssicher und lagestabil sind. Handelt es sich jedoch nicht um im Grunde kontrollierbare potenzielle Punktquellen, sondern Stoffeinträge aus diffusen oder Sekundärquellen, wie zum Beispiel kontaminierten Altsedimenten, so existieren für den Fall ihrer Freisetzung während eines Hochwassers keinerlei Strategien zur Schadensabwendung.

Beim extremen Hochwasser der Elbe im August 2002 wurden Schadstoffe aus unterschiedlichsten Altlasten frei gesetzt, belastete fluviatile Sedimente remobilisiert, belastete Industrieflächen und Bergbauhalden überspült oder erodiert und ausgelaufenes Öl aus häuslichen Öltanks großflächig verteilt. Zusätzlich gelangten nach dem Zusammenbruch des Kläranlagenbetriebs unbehandelte kommunale Abwässer in die Gewässer (UfZ, 2003). Die Ablagerungen kontaminierten Materials auf Überflutungsflächen während dieses Hochwasserereignisses führten in einigen Bereichen der Elbe zu einer signifikanten Erhöhung des Dioxinniveaus in Mastfutter und Nahrungsmitteln, welches zum Teil deutlich über den erlaubten maximalen Konzentrationen lag.

Neben der Ablagerung ungelöster oder an Sedimenten partikulär gebundener Schadstoffe auf den überfluteten Flächen besteht ein Ablagerungspotenzial in allen fließberuhigten Gewässerkompartimenten eines Flusssystem. Diese können natürlichen Ursprungs sein, wie Gewässeraltarme, oder durch bauliche Strukturen geschaffen, wie Staustufen, Häfen, Bühnenfelder oder aber Hochwasserrückhaltebecken. Einerseits stellen derartige Kompartimente während moderater Abflussbedingungen Schadstoffsinken dar, andererseits fungieren sie jedoch als Sekundärquellen für Schadstoffe, da durch erhöhte Abflüsse jederzeit bereits abgesetzte, belastete Schadstoffe remobilisiert und unkontrolliert stromab transportiert werden können, um an anderer Stelle zu sedimentieren.

Die Wasserrahmenrichtlinie 2000/60/EG, deren Ziel es ist, die Erhaltung und Verbesserung der aquatischen Umwelt in der Europäischen Gemeinschaft zu erlangen, nimmt Bezug auf derartige qualitative Aspekte. Die langfristige Zielsetzung dieser Richtlinie besteht darin, die Eliminierung prioritärer, gefährlicher Stoffe zu erreichen und dazu beizutragen, dass in der Meeresumwelt für natürlich vorkommende Stoffe Konzentrationen in der Nähe der Hintergrundwerte erreicht werden. Dies ist langfristig nur möglich, wenn bereits in den Teileinzugsgebieten der kleineren Fließgewässer Maßnahmen zur Schadstoffreduzierung getroffen werden. Für Flüsse mit einer zeitlich weit zurückgehenden Schadstoffbelastungsgeschichte, die sich in einzugsgebietsweiten Kontaminationsproblemen widerspiegelt, könnte eine Flexibilisierung des Einzugsgebietsmanagements erforderlich werden (SedNet, 2006). Als Beispiel sei die Entwicklung integrierter Schadstoffmanagementpläne genannt, die auf bestehendem Einzugsgebietsmanagement aufbauen (UfZ, 2003). Ein Wechsel hin zu langfristigen Zielsetzungen würde die lang anhaltenden schadstofflichen Auswirkungen im Flusssystem berücksichtigen.

Die Konsequenz der Stofffreisetzung aus diffusen oder schwer lokalisierbaren Sekundärquellen während Hochwasserabflüssen lautet, dass partikuläre Schadstoffe zunächst kontrolliert werden müssen, um sie anschließend dem System entnehmen zu können. Dadurch werden zum einen die Auswirkungen von Schadstoffen auf Mensch und Umwelt nicht nur im Hochwasserfall sukzessive reduziert, zum anderen wird gemäß der Zielsetzung der Wasserrahmenrichtlinie 2000/60/EG agiert. Im Sinne eines flexiblen, ganzheitlichen Einzugsgebietsmanagements sind Hochwasserrückhaltebecken für den Zweck des kontrollierten Stoffrückhalts prädestiniert. Als wasserbauliche Strukturen sind sie zum einen in gewissen Grenzen flexibel steuerbar, sie stellen eine räumlich weitgehend abgeschlossene, kontrollierbare Einheit dar, und sind im Hochwasserfall fließberuhigte Gewässerkompartimente und damit eine potenzielle Senke für suspendierte, belastete Partikel. Der Stoffrückhalt in Hochwasserrückhaltebecken bietet grundsätzlich die Möglichkeit, diffus in die Fließgewässer eingetragene sowie bei erhöhten Abflüssen mobilisierte, partikulärgebundene Schadstoffe weitgehend zu kontrollieren und somit überhaupt erst handhabbar zu machen.

Der gezielte Stoffrückhalt im System Hochwasserrückhaltebecken bei gleichzeitiger Gewährleistung der Einhaltung der Hochwasserschutzziele kann jedoch erst effektiv gestaltet werden, wenn die zeitlich und räumlich mitunter hochgradig variablen Strömungs- und Transportphänomene in Hochwasserrückhaltebecken und deren beeinflussende Faktoren bekannt sind. Insbesondere im Fall von Trockenbecken zum Hochwasserschutz bestehen jedoch erhebliche Wissenslücken, wie die stoffliche Rückhalteeffizienz vom Zusammenwirken der Faktoren Beckensteuerung und Formgebung sowie der einzugsbereichsspezifischen Größen wie der Korngröße oder des Hochwasserverlaufs abhängt.

Neben der genannten Maximierung des Stoffrückhalts im Hochwasserrückhaltebecken zur qualitativen Verbesserung der Situation im Unterliegerbereich der Rückhaltemaßnahme kann ein gezielter Stoffrückhalt jedoch auch die Fokussierung auf einen minimalen oder räumlich gezielten stofflichen Rückhalt innerhalb eines Hochwasserrückhaltebeckens bedeuten. Diese traditionelle, ökonomisch begründete Handlungsweise zielt zunächst auf die Vermeidung einer Verlandung des Stauraumes ab, welche im Extremfall dessen Wirkungslosigkeit zur Folge haben kann. Aber auch die Art der Landnutzung in Trockenbecken selbst kann eine Reduzierung des Stoffrückhalts erforderlich machen, sofern dadurch der größtmögliche Nutzen für das Gesamtsystem, das heißt den Beckenraum selbst sowie dessen Unterliegerbereich, erzielt werden kann. Dieser Interessenkonflikt ist jedoch im Rahmen einer integrativen Abwägung unter Berücksichtigung wasserwirtschaftlicher, ökologischer und sozioökonomischer Aspekte im Einzelfall zu klären.

Der Bewirtschaftung von Hochwasserrückhaltebecken in Form der Maximierung der stoffbezogenen Rückhalteeffizienz steht auf den ersten Blick in Konflikt zur traditionellen, auf Minimierung des stoffbezogenen Rückhaltes ausgelegten Bewirtschaftungsweise. Letzteres Vorgehen ignoriert jedoch die Folgekosten und zum Teil irreversible Schäden, die langfristig durch die Verfrachtung und die unkontrollierten Ablagerungen partikulär gebundener Schadstoffe an anderer Stelle unterhalb des Rückhaltebeckens entstehen.

### 1.2. Zielsetzung

Für jedwede Art der Bewirtschaftung von Hochwasserrückhaltebecken ist das Verständnis für die Zusammenhänge der im System ablaufenden Prozesse unerlässlich. Denn nur so können sowohl die Höhe des zu erwartenden Stoffrückhaltes abgeschätzt als auch Maßnahmen zur Beeinflussung des Stoffrückhalts gezielt eingesetzt werden. Vor diesem Hintergrund sollen im Rahmen der vorliegenden Arbeit unter Zuhilfenahme 2D-numerischer Strömungs- und Transportmodelle konkrete, grundlegende Fragestellungen, welche sich im Zusammenhang der Thematik eines gezielten Stoffrückhaltes ergeben, beantwortet werden:

- Welchen Einfluss haben einzugsgebietsspezifische Parameter wie Korngröße und Verlauf eines Hochwasserereignisses sowie stauraumspezifische und damit kontrollierbare Faktoren wie Beckengeometrie oder –steuerung auf die Rückhalteeffizienz eines Retentionsraumes?
- Lassen sich die maßgeblichen Transportphänomene in Trockenbecken während hochgradig instationärer Einstauereignisse über eine qualitative Beschreibung hinaus separat quantifizieren?
- Sind Ansätze zur Bestimmung von Aufenthaltszeit in stationären Systemen auf Trockenbecken übertragbar? Sind bestehende, auf stationäre Systeme anwendbare Methoden zur Quantifizierung des Stoffrückhaltes auf Trockenbecken anwendbar?
- Wie lassen sich der Eintrag und die Verteilung partikulärgebundener Schadstoffe im Stauraum gezielt beeinflussen? Bei welchen Hochwasserereignissen ist das stoffliche Rückhaltepotenzial am größten? Welchen Einfluss hat die Steuerungsstrategie eines Poldersystems auf die stoffliche Ablagerung?
- Wie kann der stoffliche Wirkungsbereich unterstrom eines Hochwasserrückhaltebeckens bestimmt werden?

Besonderes Augenmerk im Rahmen der systematischen Untersuchungen wird auf Trockenbecken im Hauptschluss gelegt, da der Kenntnisstand für diesen durch hohe Instationarität des Füll- und Entleerungsvorgangs gekennzeichneten Beckentyp am geringsten ist. Daneben werden Dauerstaubecken sowie Polder im Nebenschluss betrachtet, um die Erkenntnisse, die aus den Untersuchungen der Trockenbecken resultieren, im Gesamtkontext des Themenfeldes Hochwasserrückhaltebecken einordnen zu können.

### 1.3. Gliederung der Arbeit

Im nachfolgenden Kapitel 2 wird der Leser in die Thematik des Sediment- und Schadstoffaustrags aus Einzugsgebieten und der daraus resultierenden Konsequenzen für die Bewirtschaftung von Hochwasserrückhaltebecken eingeführt.

Die theoretischen Grundlagen der für das System Hochwasserrückhaltebecken relevanten

Strömungs- und Schwebstofftransportprozesse werden in Kapitel 3 dargestellt. Des Weiteren wird ein Überblick über die Anwendung numerischer Modelle im Kontext des Schwebstofftransports in Hochwasserrückhaltebecken gegeben.

Im Rahmen des 4. Kapitels werden die Phänomene des Schwebstofftransports innerhalb idealisierter Trockenbecken, Dauerstaubecken und Polder unter Verwendung 2D-numerischer Strömungs- und Transportmodelle eingehend untersucht. Aus den Untersuchungen werden die maßgeblichen, den Sedimentrückhalt bestimmenden Parameter ebenso abgeleitet wie Aussagen zu den Aufenthaltszeiten im instationären System Trockenbecken. Aus den gewonnenen Erkenntnissen resultieren Vorschläge zur gezielten Beeinflussung des stoffbezogenen Rückhalts in Hochwasserrückhaltebecken.

In Kapitel 5 werden darauf aufbauend Möglichkeiten zur vereinfachten Abschätzung des stoffbezogenen Rückhalts in Trockenbecken ohne Zuhilfenahme komplexer numerischer Modelle entwickelt.

Thema des 6. Kapitels ist der stoffliche Wirkungsbereich unterhalb von Hochwasserrückhaltebecken. Es werden Hinweise zur Vorgehensweise bei dessen Abschätzung gegeben.

Am Fallbeispiel des Hochwasserrückhaltebeckens Horchheim wird in Kapitel 7 der stoffliche Rückhalt in einem realen Hochwasserrückhaltebecken untersucht, das als Trockenbecken betrieben wird. Neben dem Ist-Zustand werden dabei unterschiedliche Maßnahmen zur Erhöhung des stofflichen Rückhalts getestet sowie der stoffliche Wirkungsbereich des Beckens beleuchtet. Daneben finden die in Kapitel 5 beschriebenen Ansätze zur vereinfachten Bestimmung der Ablagerungsmengen Anwendung.

## 2. Stoffbewirtschaftung in Hochwasserrückhaltebecken

Hochwasserereignisse führen in Fließgewässern zu einem starken Anstieg des Transports von suspendierten Sedimenten und hieran gebundenen Schadstoffen. Sedimente sind überwiegend auf Verwitterungs- und Erosionsprozesse von Mineralien, Böden und organischem Material zurückzuführen, welche sowohl die Oberflächen der Einzugsgebiete als auch die Gewässersohle betreffen. Die Größe des Sedimentaustrags aus Einzugsgebieten hängt in hohem Maße von der Einzugsgebietscharakteristik ab. Neben dem geologischen Hintergrund spielen klimatische und meteorologische Randbedingungen, die Formen der Landnutzung im Einzugsgebiet sowie die Einzugsgebietstopographie eine wesentliche Rolle. Im Gewässersystem werden Sedimente mit der Strömung transportiert. Abhängig von der jeweiligen Abflusssituation können sie jedoch temporär oder langfristig abgelagert werden. Bevorzugt geschieht dies in Bereichen reduzierter Fließgeschwindigkeit. Rückstaubereiche von Dämmen, Bühnenfelder, Altarme, Hafenbecken, Überflutungsflächen oder Hochwasserrückhaltebecken sind nur einige der möglichen Gewässerkompartimente, welche als Sedimentsenke wirken. Mit ansteigenden Abflüssen können abgelagerte Sedimente remobilisiert, transportiert und an anderer Stelle erneut abgelagert werden.

Hochwasserrückhaltebecken stellen eines der Gewässerkompartimente dar, welche auf Grund ihrer Strömungscharakteristiken zu den Sedimentsenken im Flusssystem zählen. Natürlicherweise befinden sich Fließgewässer hinsichtlich Morphologie und Sedimenttransport in einem dynamischen Gleichgewicht. Die Errichtung eines Hochwasserrückhaltebeckens zieht eine Störung dieses Gleichgewichts nach sich, da durch den Stauraum eine erhebliche Reduzierung der Fließgeschwindigkeit verursacht wird. Dies führt zur Ablagerung eingetragener Sedimente und Schadstoffe unterschiedlichster Herkunft. Hieraus ergeben sich vielerlei Konsequenzen für den Sedimenthaushalt, die Gewässerökologie sowie sozioökonomischer Natur sowohl in der Rückhaltemaßnahme selbst als auch in deren Unterliegerbereich.

Die Sedimentqualität innerhalb eines Flusssystems hängt von den anthropogenen Aktivitäten sowie vom geologischen Hintergrund im Einzugsgebiet ab. Seit Beginn des industriellen Zeitalters werden anthropogen verursachte Schadstoffe emittiert und erreichen auf unterschiedlichen Transportpfaden die Fließgewässer sofern sie nicht direkt in diese eingeleitet werden. Die Eigenschaften vieler Schadstoffe sorgen dafür, dass sie an Sedimentpartikel gebunden werden und in Abhängigkeit der physiko-chemischen Umgebung gemeinsam mit diesen die Kette von Erosion, Transport und Sedimentation ganz oder teilweise durchlaufen. Bei Hochwasser transportierte Schadstoffe können bei einzelnen Schadstoffgruppen einen erheblichen Anteil der jährlichen Fracht ausmachen. Hochwasserrückhaltebecken sind neben Überflutungsflächen und anderen strömungsberuhigten Gewässerkompartimenten, in welchen eine überwiegende Sedimentationstendenz vorherrscht, daher besonders vom Eintrag belasteter Sedimente betroffen.

Die morphologische Zeitskala sorgt dafür, dass Qualitätsprobleme innerhalb eines



Einzugsgebiets in der Regel von langer Dauer sind. Auf Grund der langsamen und verzögerten Reaktionen von Sedimentquantität und -qualität an einem beliebigen Ort des Einzugsgebiets auf Grund eines Eintrags in das Gewässersystem an anderer Stelle sollte ein Sedimentmanagement daher zum einen langfristig angelegt sein und zum anderen das gesamte Einzugsgebiet umspannen (SedNet, 2004).

Im Folgenden wird auf die Themenkomplexe des Sediment- und Schadstoffaustrags aus dem Einzugsgebiet und daraus resultierend auf den Stoffeintrag in Hochwasserrückhaltebecken im Fall von Hochwasserereignissen näher eingegangen. Aktuelle Bewirtschaftungsstrategien von Hochwasserrückhaltebecken werden beschrieben und Bewirtschaftungskonflikte aufgezeigt.

### **2.1. Prozesse im Einzugsgebiet**

#### **2.1.1. Hochwasserentstehung**

Hochwasserereignisse entstehen in den großen Flussgebieten Mitteleuropas vorwiegend als Folge lang anhaltender advektiver Niederschläge, zum Teil in Verbindung mit Schneeschmelze. Unter solchen Bedingungen stellen geringdurchlässige, versiegelte oder gesättigte Böden eine Barriere für versickerndes Niederschlagswasser dar. Die Veränderung der Bodeneigenschaften als Folge land- und forstwirtschaftlicher Tätigkeiten und einer fortschreitenden Verbauung der Flächen im Einzugsgebiet verringert die natürliche Speichereigenschaft des Bodens. Aus dieser künstlichen Versiegelung resultiert ein erhöhter, unverzügter Oberflächenabfluss in die Fließgewässer. Hydrologische Simulationen demonstrieren, dass die Versiegelung einer Fläche den massivsten Eingriff in die natürlichen Verhältnisse darstellt und deshalb die stärksten negativen Veränderungen der Hochwassersituation hervorbringt. Daneben entscheiden hydrogeologische Merkmale darüber, auf welche Weise ein Gebiet auf infiltrierenden Niederschlag reagiert. In Gebieten mit guten Speichereigenschaften wie mächtigen, gut durchlässigen Böden und gut durchlässigem Gesteinsuntergrund ist der Einfluss der Landnutzung größer als in Gebieten mit geringmächtigen Böden und geringdurchlässigem Festgestein. Dies ist darin begründet, dass in Gebieten mit guten Speichereigenschaften bei einer Verschlechterung der Infiltrationsbedingungen mehr Speicherraum für Niederschlag verloren geht als in anderen Gebieten (Niehoff, 2001).

Das Abtrennen des Fließgewässers von den Auen und Überflutungsflächen durch Kanalisierungen und Flussbegradigungen führt zu einer Verringerung des natürlichen Retentionsraumes bei gleichzeitiger Beschleunigung des Wellenablaufs. Mit steigender Gebietsgröße gewinnen die Fließprozesse im Gewässernetz an Bedeutung, wie das Beispiel der Überlagerung mehrerer kleiner Hochwasserereignisse in den Teileinzugsgebieten zu einem Hochwasser zeigt. In kleinen Einzugsgebieten, in welchen kleinräumige Konvektivzellen zu Hochwasser führen können, dominieren hingegen die Einflüsse der flächenhaften Gebietseigenschaften wie z.B. der Landnutzung.

### **2.1.2. Sedimentaustrag aus dem Einzugsgebiet**

#### **2.1.2.1. Einflussfaktoren**

Die maßgebliche Ursache der Sedimente im Fließgewässer stellt die natürliche Erosion verwitterten Materials im Einzugsgebiet dar. Das Ausmaß der Bodenerosion in Einzugsgebieten wird primär durch klimatische und hydrologische Bedingungen sowie Topographie und Landnutzung geprägt. Maßgeblich für die Erosion von Bodenteilchen sind der Tropfenaufrall sowie der Oberflächenabfluss. Unter anderem führen die Intensivierung der landwirtschaftlichen Nutzung sowie eine fortschreitende Entwaldung zu einem Anstieg der erosiven Prozesse. Mobilisierte Partikel werden mit dem Oberflächenabfluss in die Fließgewässer transportiert, wobei die Länge des Transportweges auf der Oberfläche von den Strömungseigenschaften des Oberflächenabflusses abhängt. Nicht alle erodierten Partikel erreichen die Gewässer, da eine Sedimentation am Hangfuß, in Mulden ohne Vorfluter oder auf benachbarten Flächen auftreten kann (Schwertmann, 1990).

Da es mitunter Jahre bis Jahrzehnte dauert, bis Sedimente durch einen Gewässerabschnitt transportiert werden, muss man notwendigerweise zwischen der Menge oberflächenerodierten Sediments im Einzugsgebiet und der Feststofffracht am Auslass eines Einzugsgebiets unterscheiden. Die Erosionsprozesse sind komplex und unterliegen großen räumlichen und zeitlichen Streuungen. Existierende Verfahren zur Vorhersage von Erosionsraten in Abhängigkeit unterschiedlicher Landnutzungen im Einzugsgebiet liefern zwar für Abschätzungen über einen langen Zeitraum weitgehend vernünftige Ergebnisse, die Vorhersage der Erosionsraten während Einzelereignissen aus komplexen Einzugsgebieten ist hingegen weniger verlässlich (Morris & Fan, 1998). Da ein Teil der erodierten Feststoffe bereits im Einzugsgebiet wieder abgelagert wird, ist die Erosionsrate meist viel größer als die Sedimentfracht am Auslass des Einzugsgebiets, also dem Produkt aus Abfluss und Feststoffkonzentration. Das Verhältnis von Erosionsrate und Sedimentfracht wird als Feststoffliefergrad bezeichnet. Die Abschätzung des Feststoffliefergrades aus einem Einzugsgebiet stellt einen der unsichersten Faktoren im Rahmen der Abschätzung von Feststofffrachten im Fließgewässer dar.

#### **2.1.2.2. Erosionsmodelle**

Der Bodenabtrag durch Erosion kann entweder direkt durch Umsatz- und Bilanzmessungen oder empirische, konzeptionelle sowie physikalische Modelle erfolgen (Merritt et al., 2003). Im Rahmen von aufwendigen Umsatzmessungen werden Abflüsse und Abträge bei Niederschlägen auf definierten Flächen erfasst. Da diese Messungen in kleinerem Maßstab in Kleinparzellen mit einer Fläche von 1 m<sup>2</sup> bis zu kleineren Einzugsgebieten mit einer Fläche von mehr als einem Hektar erfolgen, ist die Übertragbarkeit auf größere Flächen nicht ohne weiteres möglich. Die Bilanzmessungen liefern Aussagen zum Bodenabtrag über den Vergleich von zwei zu unterschiedlichen Zeiten aufgenommenen Zuständen. Eine weitere Möglichkeit zur Abschätzung des Bodenabtrags über einen längeren Zeitraum bildet die Erosionsschadenskartierung, bei der aus erosiven Niederschlagsereignissen entstandene Erosions- und Akkumulationsformen unter Beachtung topographischer Randbedingungen und vorherrschenden Landnutzungsformen flächenhaft dargestellt werden (DVWK, 1996).

Eine weitere Methode stellt die Fernerkundung dar, bei welcher entweder eine direkte Quantifizierung von Erosionsereignissen oder eine indirekte Quantifizierung über die Beobachtung von Parametern für die Erosionsmodellierung erfolgt. Nachteil bei dieser Methode ist die notwendige hohe Auflösung des Sensors.

Empirisch basierte Erosionsmodelle resultieren aus langjährigen Beobachtungen von Feldversuchen und der Ableitung von Modellparametern auf der Grundlage von statistischen Auswertungen. Sie stellen die einfachste der drei Modellklassen dar. Beispiel für empirisch basierte Erosionsmodelle ist die USLE (Universal Soil Loss Equation) (Wishmeier, Smith 1978), bei welcher der Bodenabtrag mit den sechs Einflussfaktoren Niederschlags- und Oberflächenabfluss, Bodenerodierbarkeit, Hanglänge, Hangneigung, Bedeckung sowie Erosionsschutz korreliert. Nach Auswertungen einer umfangreicheren Datenbasis wurde die USLE zur RUSLE (Revised USLE) umformuliert (Renard et al., 1997). Im deutschsprachigen Raum ist die USLE als allgemeine Bodenabtragsgleichung ABAG bekannt (Schwertmann et al. 1990). Die Sicherheit der Abschätzung des Bodenabtrags mit der USLE bzw. ABAG ist nicht durch die Gleichungen selbst, sondern durch die mangelnde Genauigkeit, mit der ihre Faktoren bekannt sind, bestimmt. Die MUSLE stellt ebenfalls eine Weiterentwicklung der USLE dar (Williams, 1977).

Konzeptionelle Modelle bilden das Einzugsgebiet typischerweise als eine Serie von unterschiedlich rasch auf ein Niederschlagsereignis reagierenden Speichern ab (Niehoff, 2002). In ihrer Struktur beinhalten sie für gewöhnlich die grundlegenden Mechanismen des Sedimenttransfers und der Abflussbildung. Die Strömungswege im Einzugsgebiet werden als eine Serie von Speichern dargestellt, welche alle der Charakterisierung ihres dynamischen Verhaltens bedürfen. Beispiele für konzeptionelle Modelle sind SWAT (Arnold, 1993) und AGNPS (Young et al., 1987), welches neben dem Sedimentaustrag auch den Nährstoffaustrag aus dem Einzugsgebiet bestimmt.

Physikalisch basierte Modelle beinhalten die Lösung der fundamentalen physikalischen Gleichungen zur Beschreibung von Strömung und Sedimentbildung im Einzugsgebiet. Standard sind in diesem Zusammenhang die Erhaltungsgleichungen von Masse und Impuls für die Strömung sowie der Masse für die Sedimente. Nachteilig bei der Verwendung physikalisch basierter Modelle ist die erforderliche Datendichte und -genauigkeit sowie die unterschiedlichen räumlichen Skalen, zum einen bei der Herleitung der physikalischen Gleichungen, meist unter Laborbedingungen, zum anderen bei der Anwendung in meist größerem Maßstab. Beispiele für physikalisch basierte Modelle sind u.a. CREAMS (Kniesel, 1980), ANSWERS (Beasley et al., 1980) und WEPP (Laflen et al., 1991). Ereignisbezogene Modelle mit Beschreibung der wichtigsten Teilprozesse sind u.a. KINEROS (Woolhiser et al., 1990) sowie EROSION 3D (Schmidt et al., 1996).

Einen umfassenden Überblick über empirisch, konzeptionell sowie physikalisch basierte Modelle unter Nennung der jeweiligen Modellausgaben, benötigter Eingangsdaten, der Modellstruktur, einer Beschreibung sowohl der Abfluss- als auch der Erosions- bzw. Transportmodellierung sowie der Limitierungen der Anwendbarkeit geben Merritt et al. (2003).

Der Feststoffliefergrad des Einzugsgebiets wird meist über eine starke Verallgemeinerung

der Prozesse bestimmt. Auerswald (1992) verwendet beispielsweise die Einzugsgebietsgröße zur Ermittlung des Feststoffliefergrades. Ebenfalls möglich ist die Verwendung der Gewässernähe oder die Berücksichtigung von Ablagerungsgebieten.

Der Feststoffaustrag kann mit Schwebstoff- und Geschiebemessungen im Vorfluter bestimmt werden. Aus der Korrelation zwischen Durchfluss und Schwebstoffmassenstrom werden oftmals Schlüsselkurven abgeleitet. Diese sind jedoch selbst innerhalb eines Einzugsgebiets nicht eindeutig bestimmbar, da es saisonal und ereignisabhängig zu Schwankungen kommt. Williams (1989) beschreibt eine Vielzahl möglicher Formen von Schlüsselkurven, welche in Einzugsgebieten mit unterschiedlichen Charakteristiken aufgenommen wurden und stark von der jeweiligen Kombination aus hydrologischen und transportbezogenen sowie weiteren räumlich und zeitlich variablen Faktoren abhängen.

### **2.1.3. Schadstoffaustrag**

#### **2.1.3.1. Schadstoffquellen**

Flusssysteme werden durch den Eintrag von Schadstoffen unterschiedlicher Herkunft belastet. Schadstoffe können abgebaut oder irreversibel an Sedimente gebunden werden, wodurch sich ihre Bioverfügbarkeit im Allgemeinen reduziert. Darüber hinaus beeinflussen Schadstoffe sowohl die Gewässerökologie als auch den chemischen Zustand eines Gewässers. Über die Nahrungskette können Schadstoffe letztendlich die menschliche Gesundheit beeinflussen.

Der Eintrag von Schadstoffen aus dem Einzugsgebiet in ein Fluss-System kann auf vielerlei Wegen aus ländlichen, urbanen oder industriell geprägten Gebieten geschehen. Während die Schadstoffe aus ländlichen Gebieten überwiegend geogener Herkunft sind oder aus der Erosion landwirtschaftlich genutzter Flächen und Deponien stammen, gelangen Schadstoffe aus Siedlungsgebieten über die Kläranlagen in die Oberflächengewässer. Diese resultieren überwiegend aus Abspülungen von Rückständen, beispielsweise des Straßenverkehrs auf befestigten Flächen, aus Haushalten oder Industriebetrieben. Jedoch wird nur der Anteil des über die Abwasserkanäle abgeleiteten und in Regenüberlaufbecken gesammelten verschmutzten Regenwassers den Kläranlagen zur Aufbereitung zugeführt, welcher deren Aufnahmekapazität nicht übersteigt. Der restliche Teil wird ungeklärt in die Gewässer eingeleitet. Vereinzelt existieren Haushalte ohne Anbindung an das Abwassersystem, deren Abwasser weitgehend unbehandelt in die Gewässer eingeleitet wird. Industrieabwässer müssen in der Regel vorbehandelt werden, ehe sie in öffentliche Kläranlagen eingeleitet werden. Eine direkte Einleitung von Schadstoffen resultiert aus Bergbauaktivitäten, der Schifffahrt sowie möglichen Direkteinleitungen industriellen Ursprungs.

Sind die Quellen der Stoffeinträge exakt erfassbar und weitgehend unabhängig vom hydrologischen Geschehen, so handelt es sich um Punktquellen. Beispiele sind industrielle Direkteinleiter oder Einleitungen aus Kläranlagen. Ein Vorteil von Punktquellen ist, dass sie auf Grund ihrer Erfassbarkeit technischen Maßnahmen einer Frachtreduzierung unterzogen werden können. Diffuse Quellen können in der Regel nicht lokalisiert werden und unterliegen einer hohen Variabilität. Der Stoffeintrag aus diffusen Quellen in Flusssysteme kann sowohl

über Oberflächen-, Zwischen- als auch Basisabflüsse erfolgen. Oberflächenabflüsse sind hierbei das Resultat von Niederschlagsereignissen nach Abzug aller Verluste im Einzugsgebiet wie Evaporation, Infiltration, Speicherung in Geländemulden, Wasserrückhaltungen sowie Interzeption. Der Zwischenabfluss wird aus der Infiltration, abzüglich des Anteils für die Grundwasserneubildung, der gespeicherten Bodenfeuchte und der Evapotranspiration des Mutterbodens gebildet (Behrendt, 1993). Der Basisabfluss ist identisch mit dem Grundwasserabfluss. Besonders in anthropogen beeinflussten Einzugsgebieten ergibt sich ein charakteristischer Unterschied in der stofflichen Beschaffenheit von Oberflächen- und Zwischenabfluss gegenüber dem Basisabfluss. Der Basisabfluss wird vorwiegend durch autochthones, d.h. an Ort und Stelle entstandenes Material in seiner stofflichen Beschaffenheit bestimmt. Im Gegensatz hierzu werden der Oberflächenabfluss und teilweise der Zwischenabfluss stofflich von allochthonem, d.h. ortsfremdem, anthropogenen Material beeinflusst. Beispielsweise können Schwermetalle über Kunstdünger in den Boden eingearbeitet werden (Holz, 2004).

Für Deutschland wurde ein starker Rückgang der Schwermetallemissionen für 1985-2000 festgestellt. Die erreichten Emissionsminderungen schwanken für die betrachteten Metalle zwischen 36 und 85 %.

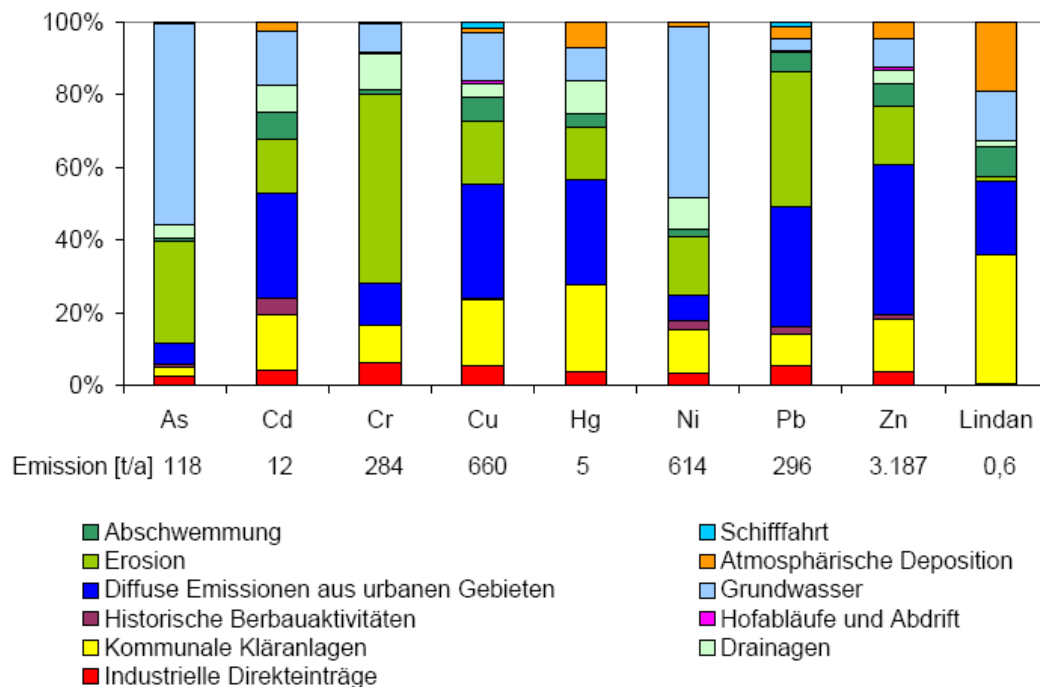


Abb. 2-1: Emissionen aus Punkt- und diffusen Quellen in den Flussgebieten Deutschlands im Jahr 2000 (aus Fuchs et al., 2002).

Einen entscheidenden Anteil an dieser Umweltentlastung haben Maßnahmen im Bereich der Industrie, insbesondere der seit 1990 vollzogene Industrierückbau in den Neuen Ländern. Im Bezugsjahr 2000 spielen industrielle Emissionen nur noch eine untergeordnete Rolle, infolgedessen der Hauptteil der punktförmigen Emissionen aus kommunalen Kläranlagen stammt (Abb. 2-1). Im Jahr 2000 dominieren Emissionen aus diffusen Quellen mit 70 bis 93 %. Als wichtigste Eintragspfade wurden Kanalisationen (Cadmium, Kupfer, Quecksilber, Blei,

Zink), die Erosion (Blei, Chrom) und der Grundwasserzufluss (Arsen, Nickel) identifiziert (Fuchs et al., 2002).

Neben den Primärquellen führt die temporäre Speicherung emittierter Schadstoffe in unterschiedlichen Umweltkompartimenten dazu, dass diese Kompartimente selbst zu sekundären Quellen für Schadstoffe werden. Von besonderer Relevanz in Flusssystemen sind in diesem Zusammenhang die Sedimente. Trotz der stetigen Reduktion der Schadstoffemissionen und der damit einhergehenden Verbesserung der Qualität neuer Sedimente bleiben beträchtliche Kontaminationen in den alten, tiefer gelegenen Sedimentschichten der Flusssysteme erhalten. Diese stellen potenzielle sekundäre Quellen dar, welche insbesondere bei Hochwasserereignissen erhebliche Schadstoffmengen freisetzen können. Die Umweltauswirkungen sedimentgebundener Schadstoffe sind schwer zu bestimmen. Im Rahmen eines sogenannten Triaden-Ansatzes (Triad-approach) können an Hand von chemischen Analysen, Biotests und der Beurteilung der Zusammensetzung und Häufigkeit der benthischen, wirbellosen Fauna die Gefahr, das Risiko sowie der Einfluss von Schadstoffen beurteilt werden (SedNet, 2004).

### **2.1.3.2. Bilanzierungsmodelle**

Zur Quantifizierung der Stoffeinträge aus dem Einzugsgebiet in die Gewässer stehen sowohl immissions- als auch emissionsbasierte Ansätze zur Verfügung. Durch immissionsbasierte Ansätze kann aus Wasserqualitätsmessungen mit Hilfe von Konzentrations-Abfluss- bzw. Massenstrom-Abflussbeziehungen auf die Anteile der Schadstofffrachten aus Punkt- sowie diffusen Quellen im Einzugsgebiet geschlossen werden. Über emissionsbasierte Ansätze wird die Schadstoffemission entlang der unterschiedlichen hydrologischen Pfade in einem Einzugsgebiet quantifiziert.

Das emissionsbasierte Modell MONERIS (Behrendt, 1999) wurde durch Erweiterung der ABAG zur Ermittlung der Nährstoff- und Schadstoffeinträge über sieben verschiedene punktuelle und diffuse Eintragspfade in die Flussgebiete Deutschlands entwickelt und angewendet. Entwickelt wurde MONERIS für Einzugsgebiete größer als 500 km<sup>2</sup>. Die räumliche Auflösung beträgt im Minimum 1 km<sup>2</sup>, die zeitliche Auflösung ist auf Monate bzw. Jahre beschränkt.

Weitere emissionsbasierte Modelle, welche ebenfalls aus der Erweiterung der ABAG resultieren, sind beispielsweise MODIFFUS (Prahsun und Braun, 1994) und STOFFBILANZ (Halbfaß, 2005). Butz (2005) sowie Fuchs und Schwarz (2007) stellen mit einer modifizierten Form der ABAG für komplexe Einzugsgebiete Bilanzen für Phosphor sowie unterschiedliche Schwermetalle für ackerbauliche Untersuchungsgebiete in Baden-Württemberg auf.

Holz (2004) hat mit Hilfe einer immissionsorientierten Bilanzierung für den Neckar sowie fünf meso- und makroskalige Nebenflüsse (Enz, Kocher, Jagst, Rems, Fils) unter Berücksichtigung der geogen bedingten Schwermetallfrachten durch den Basisabfluss einen dominierenden Frachteil an Schwermetallen diffuser Herkunft von 49 % - 70 % (ohne Frachtanteile durch Basisabflüsse) ermittelt. Frachten punktueller Herkunft bilden einen Anteil von 19 % - 42 %, Frachten über den Basisabfluss nur 9 % - 14 %. Es konnte gezeigt

werden, dass bei Schwermetallfrachten, bei denen die zu Grunde liegende Konzentration aus den Punktquellen diejenige aus diffusen Quellen übersteigt, mit steigendem Abfluss eine Verdünnung auftritt. Im umgekehrten Fall einer höheren Konzentration aus den diffusen Quellen gegenüber den Punktquellen ist mit steigendem Abfluss ein Anstieg der Konzentration im Fluss zu verzeichnen. Die Untersuchungen der Schwermetallfrachten berücksichtigen allerdings nicht eventuelle Remobilisierungen der an temporär abgelagerten Sedimenten gebundenen Schwermetalle während erhöhter Abflüsse.

Vink und Behrendt (2001) schätzen im Rahmen einer immissionsbasierten Bilanzierung für das Einzugsgebiet des Rheins, dass ca. 80 % der gesamten Schwermetallfracht aus diffusen Quellen und ca. 20 % aus punktuellen Quellen stammt. Die Bilanzierung mit Hilfe eines emissionsbasierten Verfahrens (MONERIS) führt zur Erkenntnis, dass die im Gewässer transportierten Frachten geringer sind als die Frachten, welche anhand der Emissionen im Einzugsgebiet abgeschätzt werden. Dies wird mit Sedimentationsprozessen in strömungsberuhigten Zonen und Seen im Einzugsgebiet begründet. Es wird gefolgert, dass zur Verminderung der Schwermetallfracht im Rhein mehr Aufwand zur Reduzierung von Emissionen aus diffusen Quellen betrieben werden sollte.

### **2.2. Hochwasserrückhaltebecken – aktuelle Bewirtschaftungsstrategien**

Können durch wasserwirtschaftliche Vorsorgemaßnahmen allein Schäden durch Hochwasser nicht abgewendet werden, so kommen Maßnahmen des technischen Hochwasserschutzes in Betracht. Hochwasserrückhaltebecken stellen eine wesentliche Maßnahme des technischen Hochwasserschutzes dar. Die Aufgabe von Hochwasserrückhaltebecken ist es, schädliche Konzentrationen von Abflüssen, bedingt durch Niederschläge oder Schmelzwasser, durch gezielten Rückhalt zu verhindern. Ein Teil der Hochwasserwelle wird im Rückhaltebecken aufgefangen, gespeichert und nach Ablauf des Hochwasserereignisses dosiert an das Fließgewässer abgegeben. Durch die Überflutung des Stauraumes und die Abminderung von Scheitelabflüssen werden dadurch schadhafte Ausuferungen unterhalb des Hochwasserrückhaltebeckens vermieden.

Durch Hochwasserabflüsse werden im Fall des Einstaus große Mengen an Sedimenten in Hochwasserrückhaltebecken eingetragen. Dadurch treten in den Stauräumen mitunter erhebliche Sedimentablagerungen auf. Neben einer Verringerung des Retentionsvolumens bringt die Verlandung von Hochwasserrückhaltebecken weitere Probleme mit sich. Im Fall von Dauerstaubecken besteht die Gefahr der Verlegung von Grundablässen, zudem können hygienische Probleme auftreten. Die Unterhaltungskosten auf Grund steigender Intervalle der Sedimenträumung spielen ebenfalls eine wichtige Rolle.

Sedimentablagerungen in Trockenbecken führen zu einer Konfliktsituation zwischen der wasserwirtschaftlichen Zielsetzung des Hochwasserrückhaltebeckens und der Landnutzung im Retentionsraum zwischen den Einstauereignissen. Werden im Hochwasserfall belastete Sedimente in ein Hochwasserrückhaltebecken eingetragen, so steigt der Grad der Betroffenheit der überfluteten Flächen und der damit verbundenen Nutzung weiter an.

### 2.2.1. Hochwasserrückhaltebecken

Hochwasserrückhaltebecken dienen bislang regelmäßig dem alleinigen Schutz vor Hochwasser. Sind weitere Nutzungen vorhanden, können Hochwasserrückhaltebecken mit Dauerstau Talsperren im Sinne der DIN 19700 sein (LUBW, 2007). Natürliche Retentionsräume wie Seen, Teiche und Überschwemmungsgebiete sowie Retentionsräume, die infolge von Verkehrsdämmen oder ähnlichen Aufschüttungen oder Abgrabungen entstanden, zählen nicht zu den Hochwasserrückhaltebecken. Sie können jedoch durch bauliche Maßnahmen im Sinne eines Hochwasserschutzes zu Hochwasserrückhaltebecken werden (DIN 19700-12).

#### 2.2.1.1. Einteilung und Klassifizierung

Hochwasserrückhaltebecken lassen sich über ihre Größe, die Lage zum Gewässer sowie die Betriebsform klassifizieren. Die Einteilung in Größenklassen erfolgt über die Höhe des Absperrbauwerks sowie den Gesamtstauraum und dient der differenzierten Festlegung von Bemessungsanforderungen. Hinsichtlich der Lage zum Gewässer wird unterschieden zwischen Hochwasserrückhaltebecken im Hauptschluss und Hochwasserrückhaltebecken im Nebenschluss. Im ersten Fall wird das Hochwasserrückhaltebecken vom Gewässer unmittelbar durchflossen, Nebenschlussbecken oder Polder hingegen sind seitlich zum Gewässer angeordnet. Die Füllung erfolgt hierbei über Zuleitungskanäle, Streichwehre oder andere Bauwerke. Die Entleerung erfolgt über Auslassbauwerke. Des Weiteren werden ungesteuerte und gesteuert betriebene Hochwasserrückhaltebecken unterschieden. Diese können mit bzw. ohne Dauerstau als so genannte Trockenbecken betrieben werden.

Immerhin 73,5 % von 686 im Land Baden-Württemberg betriebenen Hochwasserrückhaltebecken und Talsperren sind als Trockenbecken ausgelegt, den Rest bilden Dauerstaubecken. Insgesamt handelt es sich um Hochwasserrückhaltebecken, die überwiegend geringe Dammhöhen und kleine Hochwasserrückhalteräume aufweisen.

#### 2.2.1.2. Wasserwirtschaftliche Bemessung

Für die Bemessung des Rückhaltebeckens gegenüber Hochwasser werden drei unterschiedliche Hochwasserbemessungsfälle (HWBF) herangezogen. Die Bemessungsfälle 1 und 2 berücksichtigen die Anlagensicherheit:

HWBF 1: Bemessung der Hochwasserentlastungsanlage für den Bemessungshochwasserzufluss  $BHQ_1$ . Für diesen Fall sind die Tragsicherheit, die Gebrauchstauglichkeit, und die Dauerhaftigkeit der Retentionsanlage sicherzustellen.

HWBF 2: Nachweis der Standsicherheit bei Extremhochwasser  $BHQ_2$ . Beim Hochwasserbemessungsfall 2 können Beschädigungen an Bauwerksteilen, Betriebs- und Messeinrichtungen in Kauf genommen werden, wenn dadurch die Tragsicherheit des Absperrbauwerkes nicht gefährdet ist.

Für die Bemessung des gewöhnlichen Hochwasserrückhalteräume (Abb. 2-2) wird der



HWBF 3 (BHQ<sub>3</sub>) herangezogen. Der Hochwasserschutzgrad wird dabei an der Nutzung des zu schützenden Gebiets ausgerichtet. Die Form und Fülle der Ganglinie der Bemessungshochwasserwelle ist jeweils so zu wählen, dass das typische Hochwasserverhalten des Einzugsgebiets wiedergegeben wird. Die für Hochwasserrückhaltebecken maßgeblichen jährlichen Überschreitungswahrscheinlichkeiten für die Hochwasserbemessungszuflüsse BHQ<sub>1</sub> und BHQ<sub>2</sub> sind Tabelle 3.1 zu entnehmen.

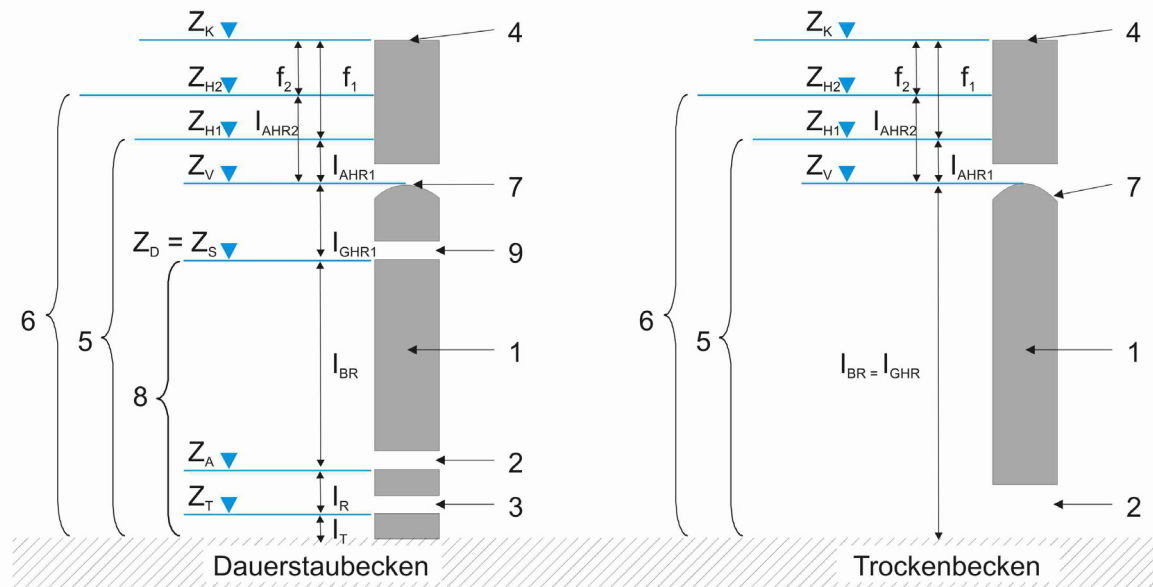
*Tabelle 2-1: Jährliche Überschreitungswahrscheinlichkeiten und Jährlichkeiten für BHQ<sub>1</sub> und BHQ<sub>2</sub> (nach DIN 19700-12).*

	BHQ <sub>1</sub>	BHQ <sub>2</sub>
Große Hochwasserrückhaltebecken	$10^{-3}$ (T = 1000 a)	$10^{-4}$ (T = 10000 a)
mittlere und kleine Hochwasserrückhaltebecken	$2 \cdot 10^{-3}$ (T = 500 a)	$2 \cdot 10^{-4}$ (T = 5000 a)
sehr kleine Hochwasserrückhaltebecken	$5 \cdot 10^{-3}$ (T = 200 a)	$10^{-3}$ (T = 1000 a)

Die obere Grenze des gewöhnlichen Hochwasserrückhalterauges bildet das Stauziel. Durch den Betrieb des gewöhnlichen Rückhalterauges soll der Schutz der Unterlieger vor Hochwasserereignissen gewährleistet werden, welche kleiner als das Bemessungshochwasser BHQ<sub>3</sub> sind. Bei Hochwasserereignissen größer BHQ<sub>3</sub> springt die Hochwasserentlastungsanlage an, die Schutzwirkung des Hochwasserrückhaltebeckens kann dadurch teilweise oder im Extremfall nahezu vollständig verloren gehen. Aus dem BHQ<sub>1</sub> und der hydraulischen Leistungsfähigkeit der Hochwasserentlastungsanlage resultiert die Größe des außergewöhnlichen Hochwasserrückhalterauges  $I_{AHR1}$ . Im HWBF 2 wird die Größe des außergewöhnlichen Hochwasserrückhalterauges  $I_{AHR2}$  bestimmt, welcher sich bei Ableitung des BHQ<sub>2</sub> einstellt. Der außergewöhnliche Rückhalteraum setzt auf dem gewöhnlichen Hochwasserrückhalteraum auf (Abb. 2-2).

Zusätzlich zur Bemessung des Hochwasserrückhalterauges und der Hochwasserentlastungsanlage muss dem Rückhaltebecken ein angemessener Freibord aufgeschlagen werden. Der Freibord ist der vertikale Abstand zwischen der Dammkrone und dem jeweils höchsten Stauziel (Außergewöhnlicher Hochwasserrückhalteraum bei BHQ<sub>1</sub> bzw. BHQ<sub>2</sub>). Bestandteile des Freibords sind Windstau, Wellenaufwurf sowie Eisstau. Der Freibord ist für BHQ<sub>1</sub> und BHQ<sub>2</sub> jeweils getrennt zu ermitteln. Verwendet wird anschließend das Freibordmaß, welches zur höchsten Kronenhöhe führt.

## 2. Stoffbewirtschaftung in Hochwasserrückhaltebecken



$f_1$	Freibord im HWBF 1	$I_{GHR}$	Gewöhnlicher Hochwasserrückhalteraum ergibt sich aus dem HWBF 3
$f_2$	Freibord im HWBF 2	$I_R$	Reserveraum
$Z_K$	Kronenstau = Wasserspiegel in Höhe der Krone des Absperrbauwerkes	$I_T$	Totraum
$Z_{H2}$	Hochwasserstauziel 2 infolge $BHQ_2$ im HWBF 2	$I_{BR}$	Betriebsraum
$Z_{H1}$	Hochwasserstauziel 1 infolge $BHQ_1$ im HWBF 1	1	Absperrbauwerk
$Z_V$	Vollstau = Wasserspiegel in Höhe Überfallkrone bzw. Oberkante Verschluss der Hochwasserentlastungsanlage (HWEA)	2	Betriebsauslass
$Z_S$	Stauziel (bei HRB Dauerstauziel $Z_D$ )	3	Grundablass
$Z_A$	Absenziel	4	Kronenhöhe
$Z_T$	Tiefstes Absenziel	5	Gesamtstauraum im HWBF 1
$I_{AHR2}$	Außergewöhnlicher Hochwasserrückhalteraum im HWBF 2	6	Gesamtstauraum im HWBF 2
$I_{AHR1}$	Außergewöhnlicher Hochwasserrückhalteraum im HWBF 1	7	Überfallkrone/ Oberkante Verschluss der HWEA
		8	Dauerstauraum
		9	Überlauf zur Begrenzung des Dauerstaus

Abb. 2-2: Begriffsdefinitionen von Hochwasserrückhaltebecken im Dauerstau und Trockenbecken (LUBW, 2007).

Konstruktive und geotechnische Aspekte werden an dieser Stelle nicht weiter angesprochen, in diesem Zusammenhang wird auf vorhandenes Schrifttum verwiesen (z.B. LUBW, 2007; Muth, 1992).

### 2.2.2. Rückhaltewirkung von Hochwasserrückhaltebecken bezüglich absetzfähiger Stoffe

Während Hochwasserereignissen werden im Einzugsgebiet und im Fließgewässer selbst Sedimente und Schadstoffe geogener sowie anthropogener Herkunft mobilisiert und in die Hochwasserrückhaltebecken eingetragen. Durch die verringerten Fließgeschwindigkeiten wirken die Stauräume als temporäre oder auch dauerhafte Senken sowohl für Sedimente als auch partikuläre Schadstoffe. Sedimentablagerungen führen einerseits zur Verringerung des Betriebsraumes von Hochwasserrückhaltebecken, im Extremfall zu deren völligen Verlandung, andererseits tritt eine Akkumulation von partikulär gebundenen Schad- und

Nährstoffen statt. In Hochwasserrückhaltebecken mit Dauerstau besteht die Gefahr der Verlegung der Grundablässe. Bei Becken, die auch zur Freizeiterholung genutzt werden, können hygienische Probleme auftreten. Sedimenttransport in Form von Geschiebe spielt im Zusammenhang qualitativer Fragestellungen in Hochwasserrückhaltebecken eine untergeordnete Rolle, da die geringe spezifische Oberfläche der als Geschiebe transportierten Partikel die Schadstoffanlagerung limitiert.

Das Ausmaß des Schwebstofftransports in Hochwasserrückhaltebecken sowie deren Ablagerung resultieren aus dem Zusammenwirken zahlreicher Einflussfaktoren, welche je nach Art und Betriebsweise des Hochwasserrückhaltebeckens annähernd stationäre bis hochgradig instationäre Strömungs- und Transportprozesse nach sich ziehen (Abb. 2-3).

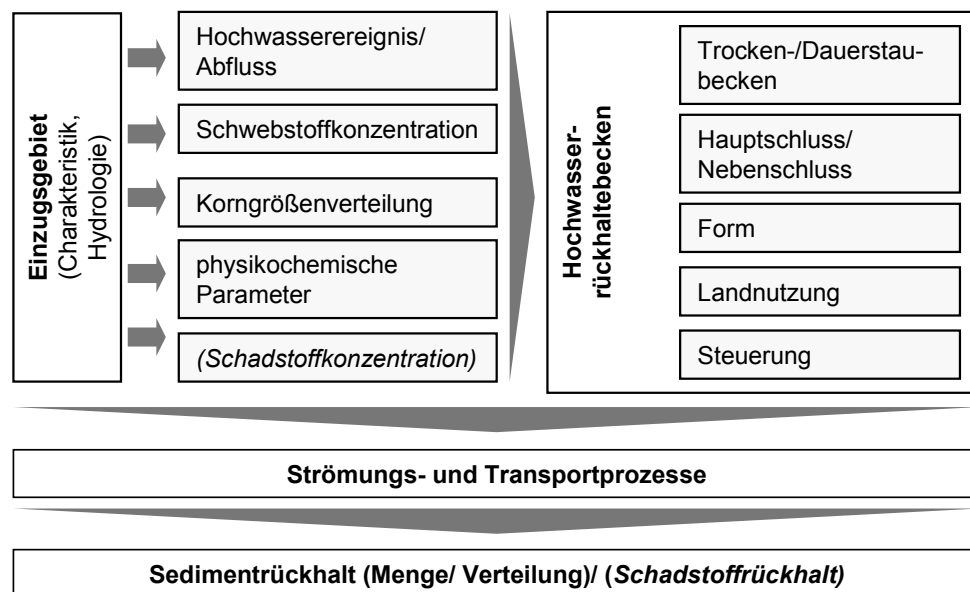


Abb. 2-3: Einflussfaktoren auf den Rückhalt von Schwebstoffen in Hochwasserrückhaltebecken.

Die Schwierigkeiten bei der Abschätzung der ereignisbezogenen oder gar langfristigen Ablagerungsmengen sind darin begründet, dass die einzelnen Faktoren schon an einem einzigen Standort in Abhängigkeit der Randbedingungen zu wechselnden Anteilen Einfluss auf die Verteilung und die stoffliche Rückhalteeffizienz eines Hochwasserrückhaltebeckens haben und somit eine Abschätzung der Ablagerungsmengen mit großen Unsicherheiten behaftet ist. Zur Quantifizierung der stofflichen Rückhalteeffizienz von Stauräumen existieren eine Reihe empirischer Ansätze. Die Rückhalteeffizienz TE (trap efficiency) in Prozent ist definiert zu

$$TE = \frac{S_{\text{ein}} - S_{\text{aus}}}{S_{\text{ein}}} * 100 \quad \text{Gl. 2-1}$$

mit der eingetragenen Sedimentmenge  $S_{\text{ein}}$  sowie der ausgetragenen Sedimentmenge  $S_{\text{aus}}$ .

Brown (1943) bezieht die Rückhalteeffizienz auf das Verhältnis von Stauraum zur Fläche des

Einzugsgebiets. Churchill (1948) entwickelte eine Kurve, welche die Rückhalteeffizienz auf das Verhältnis der Aufenthaltszeit zur durchschnittlichen Fließgeschwindigkeit im Stauraum bezieht. Brune (1953) entwickelte eine empirische Beziehung zwischen dem zurückgehaltenen Sediment und dem Verhältnis des Stauraumvolumens zum durchschnittlichen Jährlichen Zufluss. Weitere empirische Ansätze werden zum Beispiel von Morris und Fan (1997) beschrieben. Alle Ansätze haben gemeinsam, dass sie die Sedimentfrachten im Beckenzulauf nicht berücksichtigen, dass sie von stationären Verhältnissen ausgehen und dass sie nicht ereignisbezogen anwendbar sind. Aus diesem Defizit heraus mussten komplexere Methoden entwickelt werden, die stoffliche Rückhaltewirkung zu bestimmen. Auf diese wird in Kapitel 3 eingegangen.

### **2.2.2.1. Stofftransport und Deposition im Stauraum**

Sediment wird in Form von Geschiebe und als Schwebstoff transportiert. Der Schwebstoff kann wiederum in einen Anteil des suspendierten Bettmaterials und der Spülfracht unterteilt werden. Letztere weisen im Gegensatz zum suspendierten Bettmaterial in der Regel ein Korngrößenspektrum auf, welches nicht in der Sohle vertreten ist. Korngrößen kleiner als 63 µm werden als Spülfracht angesehen (Westrich, 1988).

Hochwasserrückhaltebecken, welche im Hauptschluss angeordnet sind, unterbrechen den natürlichen Sedimenttransport. Der Übergang vom freifließenden Gewässer zum Stauraum wird dabei von der Stauwurzel gebildet. Es sind die groben Kornfraktionen des transportierten Sediments, welche durch die Querschnittsaufweitung und den damit einhergehenden reduzierten Schubspannungen im Bereich der Stauwurzel des Hochwasserrückhaltebeckens zuerst abgelagert werden und dort im Fall von Dauerstaubecken ein Delta ausbilden können. Dieses verläuft im Längsschnitt zunächst flach und endet in einer steilen Front, deren Neigung die des Flussbetts um ein vielfaches übersteigt. Dieses Delta kann bei fortschreitender Ausbildung dazu führen, dass die Stauwurzel und damit der Beginn der Sedimentablagerungen stromaufwärts verlagert wird.

Der überwiegende Teil des eingetragenen Schwebstoffs wird mit dem Zulaufstrom über dieses Delta hinaus in den Stauraum transportiert, wobei es in Längsrichtung wegen der abnehmenden Transportkapazität zu einer sukzessiven Sortierung der Kornfraktionen kommt. Schwebstoffe werden maßgeblich über advektiven Transport sowie turbulente Austauschprozesse und großskalige, zweidimensionale Zirkulationsströmungen über weite Bereiche des Stauraums verteilt. Jacoub und Westrich (2004) zeigen, dass sich derartige Strömungs- und damit auch die Sedimentationsmuster während der Füll- und Entleerungsphasen in Trockenbecken im Haupt- wie auch im Nebenschluss signifikant unterscheiden. Der anschließende Absetzvorgang der Schwebstoffpartikel erfolgt, wenn eine kritische Sedimentationsschubspannung unterschritten wird. Auf Grund der geringen Fließgeschwindigkeiten in Hochwasserrückhaltebecken werden dabei selbst kleinste Partikel der Spülfracht abgelagert, an welchen der Großteil partikulärgebundener Schadstoffe zu finden ist. Ablagerungsmuster lassen in vielen Fällen auf die Transportphänomene in einem Hochwasserrückhaltebecken schließen und geben Auskunft über Verteilungsprozesse, welche nicht aus anderen Daten abzuleiten sind (Morris und Fan, 1997).

Während sich der Stoffeintrag in Trockenbecken auf die Dauer der Einstauereignisse

während Hochwasserabflüssen reduziert, findet in Dauerstaubecken auch zwischen den Einstauereignissen ein kontinuierlicher Stoffeintrag statt, welcher zu Ablagerungen im Stauraum führt. Hierdurch wird unterstrom des Rückhaltebeckens ein Sedimentdefizit verursacht, welches über die Erosion der Gewässersohle ausgeglichen wird. Langfristig führt dies zu signifikanten morphologischen Veränderungen der Gewässersohle unterhalb des Dauerstaubeckens (Sloff, 1997). Messungen im Hochwasserrückhaltebecken Hüttenbühl im Rems-Murr-Kreis, welches im Dauerstau betrieben wird und einen Dauerstauraum von 35000 m<sup>3</sup> aufweist, ergaben durchschnittliche tägliche Ablagerungsmengen des eingetragenen Schwebstoffs von 3 – 5 t im Zeitraum von 1994 bis 1999 (Westrich, 2001). Damit entsprechen die abgelagerten Schwebstoffe etwa 95 – 96 % der gesamten im Becken abgelagerten Masse, während der abgelagerte Sand im Einlaufbereich des Beckens die restlichen 4 – 5 % ausmacht.

Nach einem Einstauereignis des Trockenbeckens Dietenbach bei Freiburg im Breisgau, welches vier Tage andauerte, wurden beträchtliche Sedimentablagerungen in Dammnähe und in den Senken von > 6 cm gemessen (ATV-DVWK, 2001). Im Rahmen der ökologischen Flutungen des Polders Altenheim am Oberrhein wurde als Summe mehrerer Flutungen eine maximale Ablagerungsdicke von 6,5 cm gemessen (LfU Bad.-Württ., 1999). An der Oder wurde durch die Ausbringung von Sedimentfallen im Polder Gatow während der Flutungsphasen im Zeitraum von 1996 bis 2000 ein mittlerer Materialeintrag von 2219 kg/ha, im Polder Schwedt von 513 kg/ha und im Polder Criewen von 1081 kg/ha ermittelt. Die Spurenelementkonzentrationen der Überflutungssedimente wiesen gegenüber den geogenen Hintergrundwerten für die Elemente Mn, Cd, Pb und Zn sowie zum Teil für Cu, Ni und Zn Anreicherungen auf. Die Konzentration der Elemente As, Cd, und Cr lag im Flutrasen unter der Nachweisgrenze, so dass keine Angaben über die Aufnahme der mobilen Schadstoffanteile durch die Pflanzen gemacht werden konnten. Die höchsten Konzentrationen im Pflanzenmaterial des Flutrasens ergaben sich bei den Elementen Cu, Zn, Mn und Ni. Hierbei traten Verhältnisse der Konzentrationen (jeweils in mg/kg) in der Trockensubstanz von Gras zu denen im Boden von bis zu 0,297 auf (Meyer 2002).

In Hochwasserrückhaltebecken kommt es vor, dass Schwebstoffpartikel, welche in den Wasserkörper eingetragen werden, den Stauraum mit der hydraulischen Kurzschlussströmung auf direktem Wege von Einlauf zum Auslauf ohne wesentliche Durchmischung mit dem umgebenden Wasserkörper passieren. Die hydraulische Kurzschlussströmung wird in horizontaler Richtung im Wesentlichen von der Steuerung und der Geometrie eines Hochwasserrückhaltebeckens beeinflusst. In Stauräumen mit ausgebildeter Stratifizierung kann eine vertikal ausgerichtete Kurzschlussströmung durch den Dichteunterschied zwischen Zufluss und gestautem Wasserkörper induziert werden, sofern der Betriebsauslass des Hochwasserrückhaltebeckens in entsprechender Höhe liegt und der Durchfluss ausreichend groß ist (Morris und Fan, 1997). Ausgeprägte Kurzschlussströmungen verhindern eine Quervermischung der eingetragenen Schwebstoffe, so dass die Sedimentationsraten in Bereichen seitlich der Kurzschlussströmung zum Teil sehr gering ausfallen. Dieses Phänomen wird beispielsweise für den Lake de Grey, Arkansas und für das Tarbela Reservoir, Pakistan beschrieben (Morris und Fan, 1998). Gurmessa (2007) beobachtet im Rahmen von Schwebstofftransportsimulationen für Reservoirs mit unregelmäßiger Formgebung ebenfalls den Effekt, dass bei geringen

## 2. Stoffbewirtschaftung in Hochwasserrückhaltebecken

---

Durchflüssen die eingetragenen Schwebstoffe über den Hauptfließweg durch die Reservoirs gespült werden, ohne dass es zu einem nennenswerten Austausch mit seitlich gelegenen, strömungsberuhigten Zonen kommt. Ellis (1989) und Hartigan (1989) halten Längen- zu Breitenverhältnisse von Becken mit Dauerstau von 2 - 4 für die geeignetsten, um hydraulische Kurzschlussströmungen zu minimieren und somit einer geringen hydraulischen Effizienz und geringem Stoffrückhalt entgegenzuwirken.

Ob es sich bei einem Dauerstaubecken um ein flaches Gewässer mit vollständiger vertikaler Durchmischung handelt, oder ob sich möglicherweise eine Schichtung des Wasserkörpers auf Grund einer Dichteänderung über die Wassertiefe einstellt, kann in erster Näherung in Analogie zur Vorgehensweise in Standgewässern abgeschätzt werden. In Standgewässern hängt die Ausbildung einer stabilen Schichtung von der Wassertiefe und vom Windangriff auf die Gewässeroberfläche ab. Padisák und Reynolds (2003) geben für diesen Gewässertyp ein Kriterium für Polimixis, das heißt das Vorliegen eines durchmischten Flachsees vor, resultierend aus der Bedingung, dass die Mächtigkeit der winddurchmischten Oberflächenschicht größer als die Wassertiefe  $h_{\max}$  ist:

$$h_{\max} \text{ [m]} < 8,41 \cdot \sqrt{F_W \text{ [km]}} \quad \text{Gl. 2-2}$$

$F_W$  steht für die Streichlänge des Windes. Nach einer von der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser herausgegebenen Richtlinie (LAWA, 1998) ist bei stehenden Gewässern eine stabile Schichtung für  $h_{\max} > 1,5 \cdot h_{\text{epi}}$  zu erwarten, mit der theoretischen Epilimniontiefe

$$h_{\text{epi}} = 5,81 \cdot \left( \frac{l_{\text{eff}} \text{ [km]} + b_{\text{eff}} \text{ [km]}}{2} \right)^{0,28} \quad \text{Gl. 2-3}$$

$l_{\text{eff}}$  ist die größte Längsausdehnung der freien Wasserfläche,  $b_{\text{eff}}$  die größte Ausdehnung im rechten Winkel dazu. So wäre für ein Hochwasserrückhaltebecken mit einer Längsausdehnung von 1 km und einer Breite von 0,5 km ohne Zu- und Abflüsse unter Verwendung des Ansatzes von Padisák und Reynolds bis zu einer Wassertiefe von 8,4 m von einem durchmischten Flachsee auszugehen. Der Ansatz der LAWA führt zu einer Wassertiefe von 6,6 m. Da beide Ansätze auf stehende Gewässer ausgerichtet sind, ist hierbei jedoch noch nicht der Energieeintrag durch den Zufluss berücksichtigt, welcher neben dem Windangriff zusätzlich für die Durchmischung des Wasserkörpers sorgt.

### 2.2.2.2. Stoffaustrag aus Hochwasserrückhaltebecken

Während Hochwasserereignissen können im Dauerstaubecken möglicherweise abgelagerte Sedimente auf Grund der erhöhten Schubspannungen erodiert und ins Unterwasser des Hochwasserrückhaltebeckens ausgetragen werden. Sofern es sich bei dem eingetragenen Sediment um Material mit kohäsiven Eigenschaften handelt, konsolidieren die abgelagerten Sedimente mit der Zeit, wodurch deren Erosionswiderstand erhöht wird. Aus Naturmessungen im Dauerstaubecken Diebach (Baden Württemberg) und der Untersuchung von Sedimentkernen aus dem Becken auf die Erosionsstabilität mit Hilfe des SETEG-Systems folgert Westrich (1999) jedoch, dass auf Grund der ermittelten

Erosionsschubspannungen auch bei Hochwasser keine selbsttätige Ausräumung abgelagerter Sedimente erfolgt.

Schadstoffe gelangen jedoch nicht nur durch mechanischen Austrag aus dem Stauraum. Es besteht die Möglichkeit der Diffusion von Schadstoffen über die Grenzschicht zwischen Sediment und Wasserkörper an der Beckensohle.

Im Fall von Trockenbecken und Poldern, deren Staufläche von Vegetation bedeckt ist, ist nicht davon auszugehen, dass erosive Vorgänge während des Einstaus auftreten. An der Elbe konnte während des Hochwassers 1998 keine bedeutende Erosion auf den überfluteten, bewachsenen Vorländern festgestellt werden (Büttner et al., 2006). Kadlec (1996) beschreibt, dass die Resuspension von Sedimenten durch Vegetation limitiert wird. Im Kontext der Modellierung von Sedimentationsprozessen auf den Vorländern des Flusses Culm (GB), in deren Rahmen auf die Abbildung der Erosion auf den Vorländern verzichtet wird, begründen Nicholas und Walling (1998) dies damit, dass Monitoringdaten über 40 Jahre auf 95 % der Vorländer eine Nettodeposition verzeichnen. Ausserdem verweisen sie darauf, dass es keine geeignete Methode gibt, die Erosion auf dem Vorland während eines Hochwasserereignisses zu quantifizieren. Thonon (2006) merkt an, dass die Schubspannungen von Abflüssen über das Vorland in der Regel unterhalb des kritischen Wertes liegen, ab welchem Sedimentation eintritt. Daher sei es unwahrscheinlich dass auf dem Vorland Erosion auftritt, da die kritische Sedimentationsschubspannung bereits unterhalb der kritischen Erosionsschubspannung liegt.

### **2.2.3. Bewirtschaftungsstrategien**

Nach der DIN 19700 -12 ist das Ziel der Schutzmaßnahme durch Hochwasserrückhaltebecken, Schäden infolge von Hochwasserabflüssen für die Unterlieger zu reduzieren. Obwohl diese Formulierung nicht explizit auf Wassermengenaspekte reduziert ist und somit den Stofftransport auf Grund eines Hochwasserabflusses und daraus resultierende Schäden (z.B. UFZ, 2003) nicht ausschließt, wird die Betriebsweise eines ausschließlich zum Hochwasserschutz eingesetzten Hochwasserrückhaltebeckens bislang überwiegend auf Wassermengenaspekte ausgelegt.

#### **2.2.3.1. Bewirtschaftung nach Wassermengenkriterien**

Ausgangspunkt für Bewirtschaftung eines Hochwasserrückhaltebeckens ist die Festlegung eines tolerierbaren Abflusses, welcher sich am Ausbauzustand des Gewässers im direkten Unterlauf des Hochwasserrückhaltebeckens orientiert. Zur Umsetzung dieser wasserwirtschaftlichen Aufgabe des Hochwasserrückhaltebeckens dient die Steuerung über ein Drosselorgan am Beckenauslass. Hierzu wird bereits bei der Bemessung des Hochwasserrückhalterumes eine auf die Leistungsfähigkeit des Unterlaufes abgestimmte Regelabgabe festgelegt, die z.B. über die gesamte Dauer des Hochwasserereignisses konstant gehalten wird. Allerdings kann es erforderlich sein, angesichts der unterschiedlichen Hochwasserabläufe die Beckenabgabe an den Verlauf des Hochwasserereignisses anzupassen. Eine solche adaptive Beckensteuerung erfolgt meist nach dem Wasserstand im Beckenraum und den Abflussverhältnissen im Unterlauf des Hochwasserrückhaltebeckens. Bei letzterem werden oftmals Wellen aus

## 2. Stoffbewirtschaftung in Hochwasserrückhaltebecken

---

Nebeneinzugsgebieten unterhalb des Hochwasserrückhaltebeckens berücksichtigt, um eine ungünstige Überlagerung von zwei Hochwasserabflüssen zu vermeiden. Denkbar ist zudem eine ungesteuerte Abgabe aus dem Hochwasserrückhaltebecken durch ein festes Auslassorgan in Form eines Wehrs, eines Durchlasses oder eines Kombinationsbauwerks. Die Abgabe schwankt in diesem Fall in Funktion des Beckenstandes. Bei Hochwasserrückhaltebecken im Nebenschluss entfällt die Regelabgabe ans Unterwasser auf Grund der konstruktiven Ausführung.

Die Zweckbestimmung der Hochwasserrückhaltebecken erfordert eine dauernde Verfügbarkeit des nötigen Speicherraumes. Der Speicherbetrieb ist somit dadurch ausgezeichnet, dass nach jeder Stauraumbeanspruchung möglichst rasch, aber unter Berücksichtigung der Unterlieger, eine vollständige Entleerung erreicht werden kann (Vischer, 1992).

Steuerungskonzepte für kleinere Hochwasserschutzräume werden von Wegener (1990) vorgestellt. Neben den Grundlagen für aufwendigere Betriebsregeln werden deren Probleme und Möglichkeiten aufgezeigt. Tschopp (1980) untersucht die lokale und überörtliche Speicherwirkung für normierte Testereignisse für Betriebskonzepte mit ungesteuertem Speicher, ereignisunabhängigem konstanten Abfluss sowie optimal betriebenen Speichern, bei denen der Spitzenabfluss in definierten Gewässerquerschnitten unterhalb des Speichers minimal gehalten wird. Beide Autoren setzen beim optimalen Betrieb eines Hochwasserrückhaltebeckens eine ideale hydrologische Vorhersage des gesamten Hochwasserereignisablaufes voraus.

Generell sind Hochwasserrückhaltebecken möglichst unmittelbar oberhalb des vom Hochwasser gefährdeten Gebiets anzuordnen. Becken in den Oberläufen und in Seitentälern erfüllen oft nur unzulänglich den Hochwasserschutz, sie werfen außerdem das Problem der Verbundwirkung von Becken auf (Muth, 1992). Winkler (2006) stellt ein Verfahren zur Optimierung der Steuerung von Hochwasserrückhaltebecken-Systemen bei extremen Hochwasserereignissen und Abflüssen aus Zwischeneinzugsgebieten vor. Dabei werden die räumliche Verteilung der Schadensstellen und ihre Beeinflussung durch Teilsysteme berücksichtigt.

Polder sind als Hochwasserrückhaltebecken im Nebenschluss aus technischer Hinsicht grundsätzlich flexibel steuerbar, sofern dem nicht auf den Hochwasserschutz ausgelegte, fest vorgegebene Betriebsanweisungen gegenüberstehen. Die Entkoppelung des Stauvolumens vom Fließgewässer lässt im Rahmen eines zu gewährleistenden Hochwasserschutzes für die Unterlieger im Gegensatz zu Hochwasserrückhaltebecken im Hauptschluss den vollständigen Verschluss der Auslassorgane während des Betriebs zu, wie dies beispielsweise für die Polder Altenheim vorgesehen ist (LUBW, 1991). Besteht eine Hochwasserschutzmaßnahme aus einem System mehrerer zusammenhängender Polder, so kann bei Verschluss des untersten an das Fließgewässer angebotenen Auslassorgans die Steuerung der Durchlässe zwischen den einzelnen Poldern des Systems ohne Einfluss auf wasserwirtschaftliche Zielsetzungen im Fließgewässer auf unterschiedliche Weisen erfolgen. Generell ist auch eine Steuerung mit teilgeöffnetem Auslass möglich.



Hochwasserschutzziele können ebenfalls mit Talsperren erreicht werden. Hierbei werden neben dem Hochwasserschutz in der Regel noch weitere wasserwirtschaftliche Ziele verfolgt, beispielsweise die Wasserbereitstellung zur Entnahme aus der Talsperre für unterschiedliche Nutzungen, Wasserabgaben an den Unterlauf sowie die Beeinflussung von Extremabflüssen, getrennt nach Hoch- und Niedrigwasser. Neben diesen wasserwirtschaftlichen Nutzungszielen können ebenso die Gewinnung von Elektroenergie und landespflegerische Aspekte berücksichtigt werden, sofern dies die wasserwirtschaftlichen Zielstellungen nicht in Frage stellt. Bei im Vordergrund stehender Wasserkraftnutzung einer Talsperre muss sich der Wasserwirtschaftsplan an den energiewirtschaftlichen Bedürfnissen orientieren (DIN 19700-11).

### **2.2.3.2. Bewirtschaftung nach stoffbezogenen und ökologischen Kriterien**

Bewirtschaftungsstrategien unter Einbeziehung stofflicher Aspekte kommen in der Regel dann zum Tragen, wenn die Funktion der Rückhaltemaßnahme durch eine zunehmende Verlandung bedroht ist. Über eine Erhöhung des Regelabflusses und eine Absenkung der Wasserspiegellage können Strömungsbedingungen geschaffen werden, die dazu dienen, bereits abgelagertes wie auch in Schwebelage befindliches Sediment durch den Stauraum durchzuschleusen und auszuspülen. Weiterer Bestandteil von Bewirtschaftungskonzepten neben dem eigentlichen Beckenbetrieb ist die mechanische Entfernung bereits abgelagerten Sediments, welche beispielsweise durch Baggerungen erfolgen kann.

In geringem Maße finden jedoch auch ökologische Kriterien Anwendung, wenn es um die Bewirtschaftung von Stauräumen geht. So fanden in den Poldern Altenheim zwischen den Jahren 1989 und 1992 probeweise ökologische Flutungen zur Verbesserung der ökologischen Verhältnisse in den Poldern statt (LfU Bad.-Württ., 1991). Ökologische Flutungen bereiten die ansässigen Lebensgemeinschaften auf den Retentionsfall vor und vermeiden oder vermindern Beeinträchtigungen des Naturhaushalts. Bis 2005 gab es daraufhin 92 ökologische Flutungen in den Poldern Altenheim. Inzwischen sind sie nach den Naturschutzgesetzen des Landes Baden-Württemberg und der Bundesrepublik rechtlich verbindlich vorgeschrieben, um die notwendigen Hochwasserschutzmaßnahmen umweltverträglich durchzuführen (Siepe, 2006).

Durch die Einteilung des Hochwasserrückhaltebeckens Salzderhelden in einzelne Polder, welche nacheinander gefüllt werden, wurde versucht, die Eingriffe in die landwirtschaftliche Nutzung durch den Betrieb der Anlage möglichst gering zu halten. Auf diese Weise wird bei kleineren Hochwässern nur ein Teil der gesamten überstaubaren Beckenfläche in Anspruch genommen (ATV-DVWK, 2001).

Selbst Bewirtschaftungsstrategien, welche ökologischen Kriterien genügen, berücksichtigen bislang so gut wie nicht die qualitativen Sedimentaspekte. Möglichkeiten der Stauraumgestaltung und des Betriebs von Rückhaltebecken im Hinblick auf die Möglichkeit einer gezielten Stoffrückhaltung bei extremen Hochwasserereignissen blieben bislang daher weitgehend unberücksichtigt. Innovative Ansätze in diesem Kontext bietet zum Beispiel der Leitfaden für die Erarbeitung integrativer Bewirtschaftungskonzepte für Trockenbecken und

Polder unter besonderer Berücksichtigung der stofflichen Komponente (Erftverband, 2009), in welchem der gezielte Rückhalt kontaminierter Sedimente in Hochwasserrückhaltebecken zum Schutz des Unterliegerbereichs erstmals angesprochen wird. Von Lindenschmidt et al (2008) werden im Rahmen der Durchführung einer Umweltverträglichkeitsprüfung für ein geplantes Poldersystem Modifikation der Poldergeometrie vorgeschlagen, um die Ablagerung mit Zink kontaminierten Sediments auf eine kleinere Fläche in dem Poldersystem zu konzentrieren.

### **2.2.3.3. Bewirtschaftungskonflikte**

Hochwasserrückhaltebecken werden heutzutage unter Abstimmung der Planung mit landschaftsästhetischen und ökologischen Belangen realisiert, so dass Gestalt, Funktion und Nutzung von Landschaftselementen möglichst unverändert bleiben und eine weitgehend ökologische Durchgängigkeit besteht. Dennoch ist die primäre Aufgabe von Hochwasserrückhaltebecken die Verminderung des Hochwasserrisikos. Alle anderen mit dem Hochwasserrückhaltebecken und dessen Betrieb zusammenhängenden Belange und Interessen können somit nur in dem Maße berücksichtigt werden, wie die Einhaltung der Hochwasserschutzziele dies zulässt. Grundsätzlich werden durch die Bewirtschaftungsweise eines Hochwasserrückhaltebeckens die Interessen unterschiedlichster Gruppen tangiert. Je nach Ausführung, Größe und Lage eines Rückhaltebeckens bieten sich neben der Erreichung von Hochwasserschutzzielen Möglichkeiten für die Fischerei, die Naherholung, die landwirtschaftliche Nutzung, die Ausweisung ökologisch wertvoller Schutzgebiete sowie im Sinne der Wasserrahmenrichtlinie zur Verbesserung der aquatischen Umwelt die grundsätzlich mögliche Nutzung von Hochwasserrückhaltebecken für den gezielten Rückhalt schadstoffbelasteter Sedimente. Daneben existiert gleichzeitig die Forderung nach einem minimalen Sedimenteintrag in den Stauraum, um die Aufrechterhaltung der Funktionalität der Stauanlage zu gewährleisten.

Beispielsweise führen mehrtägige Einstauereignisse in Trockenbecken bei vorhandener landwirtschaftlicher Nutzung zu Ernteverlusten, da überstaute Pflanzen nur einen gewissen Zeitraum schadlos unter Sauerstoffabschluss überstehen und zudem durch die Schwebstoffablagerungen in ihrer Qualität erheblich reduziert werden. Nach der Beckenleerung dauert es unter Umständen mehrere Wochen, bis der durchnässte Boden mit landwirtschaftlichen Maschinen befahren werden kann.

Zur Lösung solcher Interessenkonflikte bedarf es eines umfassenden Bewirtschaftungskonzepts, welches neben wasserwirtschaftlichen Aspekten auch ökologische und sozioökonomische Aspekte berücksichtigt und zur Optimierung der Bewirtschaftung im Rahmen einer Bewertung gegeneinander abwägt. Weiterhin sollten sämtliche Änderungen der Betriebsweise eines Hochwasserrückhaltebeckens auf ihre Verträglichkeit mit anderen im und unterhalb des Beckenbereichs vorliegenden Nutzungsformen hin überprüft werden.

Im nachfolgenden Kapitel werden die theoretischen Grundlagen der für das System Hochwasserrückhaltebecken relevanten Strömungs- und Transportprozesse dargestellt, welche die Basis für eine modellhafte Beschreibung der relevanten Transportphänomene als

Ausgangspunkt für eine Optimierung der Bewirtschaftung unter stofflichen Gesichtspunkten bilden.

### 3. Modellierung von Strömungs- und Transportprozessen in Hochwasserrückhaltebecken

#### 3.1. Strömungs- und Transportprozesse

##### 3.1.1. Hydrodynamische Grundgleichungen

Die quantitative Beschreibung instationärer Strömungsprozesse basiert auf der Massen- und Impulsbilanzierung der Strömung. Im Falle inkompressibler Strömungen liefert die Betrachtung der Massen- und Impulsströme an einem infinitesimal kleinen Fluidelement, dessen Volumen durch den differentiellen Ausdruck  $dx dy dz$  berechnet wird, die Differentialgleichungen der Massenkonservierung

$$\frac{\partial u}{\partial x} + \frac{\partial v}{\partial y} + \frac{\partial w}{\partial z} = 0 \quad \text{Gl. 3-1}$$

sowie der Impulserhaltung

$$\begin{aligned} \rho \left( \frac{\partial u}{\partial t} + u \frac{\partial u}{\partial x} + v \frac{\partial u}{\partial y} + w \frac{\partial u}{\partial z} \right) &= - \frac{\partial p}{\partial x} + \frac{\partial \tau_{xx}}{\partial x} + \frac{\partial \tau_{yx}}{\partial y} + \frac{\partial \tau_{zx}}{\partial z} + f_{ex,x} \\ \rho \left( \frac{\partial v}{\partial t} + u \frac{\partial v}{\partial x} + v \frac{\partial v}{\partial y} + w \frac{\partial v}{\partial z} \right) &= - \frac{\partial p}{\partial y} + \frac{\partial \tau_{xy}}{\partial x} + \frac{\partial \tau_{yy}}{\partial y} + \frac{\partial \tau_{zy}}{\partial z} + f_{ex,y} \\ \rho \left( \frac{\partial w}{\partial t} + u \frac{\partial w}{\partial x} + v \frac{\partial w}{\partial y} + w \frac{\partial w}{\partial z} \right) &= - \frac{\partial p}{\partial z} + \frac{\partial \tau_{xz}}{\partial x} + \frac{\partial \tau_{yz}}{\partial y} + \frac{\partial \tau_{zz}}{\partial z} + f_{ex,z} \end{aligned} \quad \text{Gl. 3-2}$$

Um die Zahl der Unbekannten in den Gl. 3-2 zu reduzieren, werden die Schubspannungen unter Verwendung ihrer Proportionalität zu den Geschwindigkeitsgradienten wie folgt ausgedrückt:

$$\begin{aligned} \tau_{xx} &= 2\mu \frac{\partial u}{\partial x} & \tau_{yy} &= 2\mu \frac{\partial v}{\partial y} & \tau_{zz} &= 2\mu \frac{\partial w}{\partial z} \\ \tau_{xy} = \tau_{yx} &= \mu \left( \frac{\partial u}{\partial y} + \frac{\partial v}{\partial x} \right) \\ \tau_{xz} = \tau_{zx} &= \mu \left( \frac{\partial u}{\partial z} + \frac{\partial w}{\partial x} \right) \\ \tau_{yz} = \tau_{zy} &= \mu \left( \frac{\partial v}{\partial z} + \frac{\partial w}{\partial y} \right) \end{aligned} \quad \text{Gl. 3-3}$$

Wird Inkompressibilität vorausgesetzt, so erhält man nach Einsetzen der Gl. 3-3 in Gl. 3-2 unter Verwendung der kinematischen Viskosität

$$v \equiv \frac{\mu}{\rho} \quad \text{Gl. 3-4}$$

nach Umformung die bekannten Navier-Stokes-Gleichungen:

$$\begin{aligned} \frac{\partial u}{\partial t} + u \frac{\partial u}{\partial x} + v \frac{\partial u}{\partial y} + w \frac{\partial u}{\partial z} &= -\frac{1}{\rho} \frac{\partial p}{\partial x} + \nu \left( \frac{\partial^2 u}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 u}{\partial y^2} + \frac{\partial^2 u}{\partial z^2} \right) + \frac{1}{\rho} f_{\text{ex},x} \\ \frac{\partial v}{\partial t} + u \frac{\partial v}{\partial x} + v \frac{\partial v}{\partial y} + w \frac{\partial v}{\partial z} &= -\frac{1}{\rho} \frac{\partial p}{\partial y} + \nu \left( \frac{\partial^2 v}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 v}{\partial y^2} + \frac{\partial^2 v}{\partial z^2} \right) + \frac{1}{\rho} f_{\text{ex},y} \\ \frac{\partial w}{\partial t} + u \frac{\partial w}{\partial x} + v \frac{\partial w}{\partial y} + w \frac{\partial w}{\partial z} &= -\frac{1}{\rho} \frac{\partial p}{\partial z} + \nu \left( \frac{\partial^2 w}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 w}{\partial y^2} + \frac{\partial^2 w}{\partial z^2} \right) + \frac{1}{\rho} f_{\text{ex},z} \end{aligned} \quad \text{Gl. 3-5}$$

In vektorieller Schreibweise lauten diese:

$$\frac{\partial \vec{u}}{\partial t} + \vec{u} \cdot \text{grad } \vec{u} = -\frac{1}{\rho} \text{grad } p + \nu \text{div} \cdot (\text{grad } \vec{u}) + \frac{1}{\rho} \vec{f}_{\text{ex}} \quad \text{Gl. 3-6}$$

Die ersten beiden Terme beschreiben die lokale sowie die advective Beschleunigung. Die Terme auf der rechten Seite beinhalten die Druckkräfte, die Wirkung der Viskosität sowie angreifende externe Kräfte, unter welche die Gravitation oder die Corioliskraft fallen. Die Anzahl der Unbekannten ( $u$ ,  $v$ ,  $w$  und  $p$ ) macht die Verwendung der Kontinuitätsgleichung als vierte Gleichung zur Lösung der Navier-Stokes-Gleichungen erforderlich.

### 3.1.2. Turbulente Strömungen

Reale, turbulente Strömungen sind im Gegensatz zu laminaren Strömungen dadurch charakterisiert, dass Geschwindigkeiten und Drücke zeitlich und räumlich ungeordnet um die mittleren Größen der Hauptströmung schwanken.

$$\begin{aligned} p &= \bar{p} + p' \\ u &= \bar{u} + u' \quad v = \bar{v} + v' \quad w = \bar{w} + w' \end{aligned} \quad \text{Gl. 3-7}$$

Die Größe der turbulenten Schwankungen wird durch die Standardabweichungen der Geschwindigkeitskomponenten  $\overline{u'^2}$ ,  $\overline{v'^2}$  sowie  $\overline{w'^2}$  beschrieben. Die Summation der drei Standardabweichungen führt zur turbulenten kinetischen Energie, welche durch

$$k = \frac{1}{2} (\overline{u'^2} + \overline{v'^2} + \overline{w'^2}) \quad \text{Gl. 3-8}$$

beschrieben wird. Um die turbulenten Bewegungsformen in Strömungsberechnungen abbilden zu können, existieren im Bereich der numerischen Lösung der Navier-Stokes-Gleichungen unterschiedliche Möglichkeiten (Abb. 3-1).

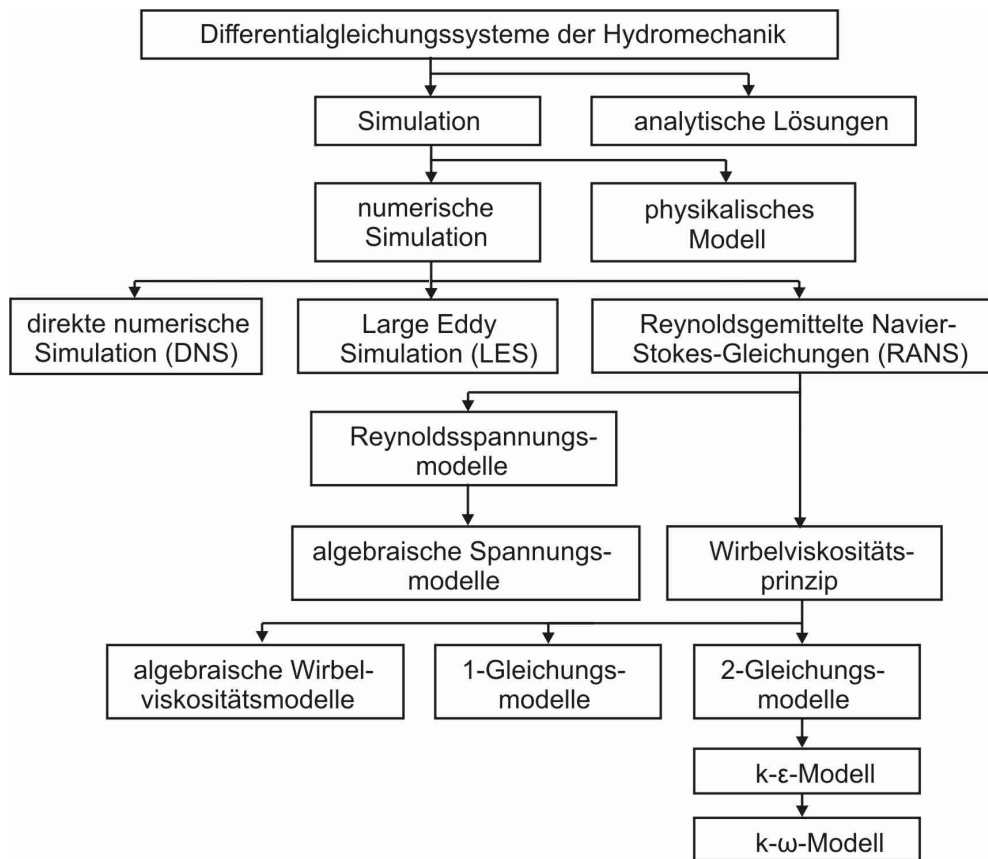


Abb. 3-1: Simulationenmethoden in der Hydrodynamik (Malcherek, 2009b, erweitert).

Mit der direkten numerischen Simulation (DNS) wird angestrebt, jedes Detail der turbulenten Strömung abzubilden. Die kleinsten Wirbelstrukturen aufzulösen, deren Durchmesser über die Kolmogorovlänge

$$\lambda \approx \frac{h}{\text{Re}^{3/4}} \quad \text{Gl. 3-9}$$

angenähert werden kann, stellt jedoch höchste Anforderungen an die räumliche und zeitliche Auflösung und damit einhergehend an die eingesetzten Rechnerkapazitäten.

Die Reynoldsgemittelten Navier-Stokes-Gleichungen beschreiben die mittleren auftretenden Strömungsverhältnisse. Es werden zunächst über die Lösung der Differentialgleichungen die mittleren Feldgrößen bestimmt und anschließend versucht, aus der Mittelung der Navier-Stokes-Gleichung Gesetze für die gemittelte turbulente Strömung zu finden. Die damit verbundene Auflösung im numerischen Modell ist deutlich geringer als im Fall der DNS, da die hohen Gradienten der turbulenten Bewegung durch die Mittelung der einzelnen Größen nicht abgebildet werden. Die Vorgehensweise der Reynoldsmittelung und der damit verknüpften Ansätze zur Berücksichtigung der Turbulenz werden im folgenden Kapitel näher beschrieben.

Die Large-Eddy-Simulation (LES) stellt einen Mittelweg zwischen den beiden vorherigen

Methoden dar, da hierbei die großskaligen turbulenten Bewegungen explizit simuliert und die kleinskaligen Bewegungen approximiert werden. Anwendung findet diese Technik beispielsweise bei der Simulation von Bühnenfeldströmungen (Hinterberger, 2004).

### 3.1.2.1. Reynoldsgemittelte Navier-Stokes-Gleichungen

Die Navier-Stokes-Gleichungen beschreiben die Strömung grundsätzlich mit all ihren Schwankungen. Um die Gleichungen für mittlere Strömungen zu entwickeln, werden die Größen, welche turbulenten Schwankungen unterliegen, jeweils gemäß Gl. 3-7 in ihren Mittelwert und die Fluktuation um den Mittelwert unterteilt und in die Navier-Stokes-Gleichungen eingesetzt. Daraus ergeben sich aus der nachfolgenden Mittelung aller Terme unter Berücksichtigung der Tatsache, dass der Mittelwert der Fluktuationen null beträgt, die Reynoldsgleichungen, im Folgenden für die Komponenten in x-Richtung

$$\begin{aligned} \frac{\partial \bar{u}}{\partial t} + \bar{u} \frac{\partial \bar{u}}{\partial x} + \bar{v} \frac{\partial \bar{u}}{\partial y} + \bar{w} \frac{\partial \bar{u}}{\partial z} = -\frac{1}{\rho} \frac{\partial \bar{p}}{\partial x} \\ + \frac{\partial}{\partial x} (\bar{v} \frac{\partial \bar{u}}{\partial x} - \overline{u'v'}) + \frac{\partial}{\partial y} (\bar{v} \frac{\partial \bar{u}}{\partial y} - \overline{u'v'}) + \frac{\partial}{\partial z} (\bar{v} \frac{\partial \bar{u}}{\partial z} - \overline{u'w'}) + \frac{1}{\rho} f_{ex,x} \end{aligned} \quad \text{Gl. 3-10}$$

mit den äußeren, angreifenden Kräften  $f_{ex,x}$ . Die Reynoldsgleichungen enthalten im Gegensatz zu den Navier-Stokes-Gleichungen Terme korrelierender fluktuierender Größen, welche als Reynolds'sche Scheinschubspannungen bezeichnet werden.

Die Reynold'schen Scheinschubspannungen führen zum Schließungsproblem der Turbulenz, da ohne Kenntnis der Fluktuationen keine Aussage über die mittleren Größen zu treffen ist. Somit enthalten die Reynoldsgleichungen mehr Unbekannte als Gleichungen. Daher werden zur Berechnung turbulenter Strömungen Turbulenzmodelle verwendet, welche die Terme korrelierender fluktuierender Größen durch Gleichungen ersetzen, welche ausschließlich mittlere Größen enthalten.

### 3.1.2.2. Der Ansatz der Wirbelviskosität

Der auf Boussinesq (1877) zurückzuführende Ansatz der Wirbelviskosität besagt, dass die turbulenten Schwankungen, ausgedrückt durch die Reynold'schen Scheinschubspannungen, proportional zu den Gradienten der mittleren Geschwindigkeiten sind (Gl. 3-11):

$$-\overline{u_i' u_j'} = \nu_t \left( \frac{\partial \bar{u}_i}{\partial x_j} + \frac{\partial \bar{u}_j}{\partial x_i} \right) \quad \text{Gl. 3-11}$$

Der Proportionalitätsfaktor  $\nu_t$  wird als turbulente Viskosität bezeichnet. Je größer die turbulente Viskosität ist, desto größer ist die Turbulenz, welche bei einer bestimmten Scherung der Geschwindigkeit entsteht. Die Anzahl der Unbekannten wird durch den Ansatz der Wirbelviskosität reduziert, jedoch ist das Verhalten der Wirbelviskosität noch zu bestimmen. Nach Einsetzen von Gl. 3-11 in die Reynoldsgleichungen und Einbeziehung der

molekularen Viskosität  $\nu$  in die turbulente Viskosität  $\nu_t$  erhält man für die Komponenten in x-Richtung

$$\begin{aligned} \frac{\partial \bar{u}}{\partial t} + \bar{u} \frac{\partial \bar{u}}{\partial x} + \bar{v} \frac{\partial \bar{u}}{\partial y} + \bar{w} \frac{\partial \bar{u}}{\partial z} = & -\frac{1}{\rho} \frac{\partial \bar{p}}{\partial x} + \frac{\partial}{\partial x} (2\nu_t \frac{\partial \bar{u}}{\partial x}) \\ & + \frac{\partial}{\partial y} (\nu_t \frac{\partial \bar{v}}{\partial x} + \nu_t \frac{\partial \bar{u}}{\partial y}) + \frac{\partial}{\partial z} (\nu_t \frac{\partial \bar{w}}{\partial x} + \nu_t \frac{\partial \bar{u}}{\partial z}) + \frac{1}{\rho} f_{ex,x} \end{aligned} \quad \text{Gl. 3-12}$$

Im Gegensatz zur molekularen Viskosität ist die turbulente Viskosität keine Materialkonstante, sondern hängt räumlich und zeitlich variabel von der Strömung ab. Mit Hilfe von Turbulenzmodellen wird versucht, die turbulente Viskosität zu quantifizieren.

#### 3.1.2.3. Turbulenzmodelle

Algebraische Wirbelviskositätsmodelle verwenden im einfachsten Fall eine konstante turbulente Viskosität, deren Größe beispielsweise im numerischen Modell an Hand von Naturdaten kalibriert werden kann. Anwendung findet dieser Ansatz, wenn die Strömung räumlich und zeitlich stark vereinfachend als homogen angenommen wird, was jedoch meistens nicht der Fall ist. Weitere Vertreter der algebraischen Wirbelviskositätsmodelle sind der Prandtl'sche Mischungswegansatz sowie der Ansatz von Elder. Dieser liefert die tiefengemittelten turbulenten Viskositäten in Längs- und Querrichtung in der Form

$$\bar{\nu}_{t,l} = 6,0 \text{ u.h} \quad \bar{\nu}_{t,q} = 0,6 \text{ u.h} \quad \text{Gl. 3-13}$$

In Strömungsbereichen mit großen Wassertiefen oder Schubspannungsgeschwindigkeiten liefert der Ansatz nach Elder große turbulente Viskositäten. Horizontale Geschwindigkeitsgradienten, wie sie in turbulenten Scherschichten, z.B im Bereich von Bühnenfeldern in Flüssen auftreten, werden jedoch nicht berücksichtigt (Malcherek, 2009a).

Eingleichungsmodelle verwenden eine weitere Differentialgleichung zur Bestimmung der turbulenten Viskosität. Vertreter dieser Gattung sind beispielsweise die Kolmogorov-Prandtl-Gleichung oder das Gleichgewichtsmodell. In der Regel sind bei der Anwendung von Eingleichungsmodellen eine Vielzahl von Annahmen zu treffen, so dass diese in der Praxis nicht sehr verbreitet sind.

Bekanntester Vertreter der Zweigleichungsmodelle ist das k-ε-Modell. Es beinhaltet neben der Transportgleichung für die turbulente kinetische Energie k eine zweite Transportgleichung für eine mit der Turbulenzlänge verbundenen physikalischen Größe, der Energiedissipation ε. Die turbulente Viskosität im k-ε-Modell wird an Hand der Beziehung

$$\nu_t = C_\mu \frac{k^2}{\varepsilon} \quad \text{Gl. 3-14}$$

bestimmt. Die zugehörigen Transportgleichungen für Energieproduktion und -dissipation



lauten

$$\begin{aligned} \frac{\partial k}{\partial t} + \bar{u} \operatorname{grad} k &= \operatorname{div} \frac{v_t}{\sigma_k} \operatorname{grad} k + P_k - \varepsilon \\ \frac{\partial \varepsilon}{\partial t} + \bar{u} \operatorname{grad} \varepsilon &= \operatorname{div} \frac{v_t}{\sigma_\varepsilon} \operatorname{grad} \varepsilon + C_{1\varepsilon} \frac{\varepsilon}{k} P_k - C_{2\varepsilon} \frac{\varepsilon^2}{k} \end{aligned} \quad \text{Gl. 3-15}$$

mit dem Produktionsterm der turbulenten kinetischen Energie

$$P_k = C_\mu \frac{k^2}{\varepsilon} \left( \frac{\partial \bar{u}_i}{\partial x_j} + \frac{\partial \bar{u}_j}{\partial x_i} \right) \frac{\partial \bar{u}_i}{\partial x_j} \quad \text{Gl. 3-16}$$

Die Werte der Konstanten des k-ε-Modells sind Tabelle 3-1 zu entnehmen.

Tabelle 3-1: Konstanten des k-ε-Modells

$C_\mu$	$C_{1\varepsilon}$	$C_{2\varepsilon}$	$\sigma_k$	$\sigma_\varepsilon$
0,09	1,44	1,92	1,0	1,3

Ein weiteres Zweigleichungsmodell stellt das k-ω-Modell dar, welches im Gegensatz zum k-ε-Modell die viskose Unterschicht nicht ausspart.

Reynoldsspannungsmodelle modellieren direkt die Komponenten der Reynoldsspannungen und verwenden nicht den Ansatz der Wirbelviskosität. Eine Vereinfachung der Reynoldsspannungsmodelle stellen die algebraischen Spannungsmodelle dar.

Detaillierte Aspekte der Turbulenzmodellierung beschreibt unter anderem Malcherek (2009b).

### 3.1.3. Tiefenintegrierte Strömungen

Viele Fragestellungen der Hydrodynamik lassen im Hinblick auf die Anforderungen, welche eine dreidimensionale Lösung der Differentialgleichungen an die einzusetzenden Ressourcen Zeit und Rechnerleistung stellt, eine dimensionsreduzierte Betrachtung zu. Während 3D-Simulationen insbesondere bei Untersuchungen des Nahfeldes von Bauwerken oder kleinskaligen Gewässerabschnitten bis zu wenigen Kilometern Länge eingesetzt werden, lassen sich mit den vertikal integrierten, zweidimensionalen Grundgleichungen inzwischen Flussabschnitte bis zu 100 km Länge numerisch berechnen. Grundvoraussetzung ist jedoch, dass vertikale Beschleunigungen weitgehend vernachlässigbar sind.

Die Grundgleichungen der tiefenintegrierten Strömungen erhält man, indem die Grundgleichungen über die Vertikale integriert und alle Zustandsgrößen  $\bar{f}$  durch vertikal gemittelte Werte

$$\bar{f} = \frac{1}{h} \int_{z_B}^{z_S} f \, dz \quad \text{Gl. 3-17}$$

ersetzt werden. Hierbei ist  $h$  die Wassertiefe, welche in Abhängigkeit des Ortes definiert ist zu

$$h(x, y, t) = z_S(x, y, t) - z_B(x, y, t) \quad \text{Gl. 3-18}$$

wobei  $z_S$  und  $z_B$  die geodätischen Höhen an der freien Gewässeroberfläche beziehungsweise an der Gewässersohle darstellen. In der im Folgenden dargestellten Form der tiefenintegrierten Gleichungen werden insbesondere die Prozesse an den Rändern der Wassersäule, das heißt der Sohle und der freien Oberfläche, in das Gesamtmodell integriert und erscheinen nicht mehr als Randbedingungen.

### 3.1.3.1. Die tiefengemittelte Kontinuitätsgleichung

Zunächst wird die Kontinuitätsgleichung über die Tiefe, d.h. zwischen Sohle und freier Oberfläche integriert:

$$\int_{z_B}^{z_S} \frac{\partial u}{\partial x} \, dz + \int_{z_B}^{z_S} \frac{\partial v}{\partial y} \, dz + \int_{z_B}^{z_S} \frac{\partial w}{\partial z} \, dz = 0 \quad \text{Gl. 3-19}$$

Unter Verwendung des Satzes von Leibniz, der kinematischen Randbedingung an der freien Oberfläche

$$w_s = \frac{\partial z_s}{\partial t} + u_s \frac{\partial z_s}{\partial x} + v_s \frac{\partial z_s}{\partial y} \quad \text{Gl. 3-20}$$

sowie der Durchflüsse  $q_x$  bzw.  $q_y$  als Integral der Strömungsgeschwindigkeiten über die Tiefe

$$q_x = \int_{z_B}^{z_S} u \, dz = \bar{u}h \quad \text{und} \quad q_y = \int_{z_B}^{z_S} v \, dz = \bar{v}h \quad \text{Gl. 3-21}$$

erhält man die tiefengemittelte Kontinuitätsgleichung (Gl. 3-22), welche den Zusammenhang zwischen der Bewegung der freien Oberfläche und den zugehörigen spezifischen Durchflüssen pro m Breite beschreibt.

$$\frac{\partial h}{\partial t} + \frac{\partial q_x}{\partial x} + \frac{\partial q_y}{\partial y} = 0 \quad \text{bzw.} \quad \frac{\partial h}{\partial t} + \frac{\partial \bar{u}h}{\partial x} + \frac{\partial \bar{v}h}{\partial y} = 0 \quad \text{Gl. 3-22}$$

### 3.1.3.2. Die tiefengemittelten Impulsgleichungen

Die umfangreiche Herleitung der tiefengemittelten Impulsgleichungen wird an dieser Stelle nicht wiedergegeben, sie kann zum Beispiel bei Malcherek (2009a) nachgelesen werden. Insbesondere die Integration der nichtlinearen Terme kann nicht in exakter Form durchgeführt werden, sondern muss unter verschiedenen Annahmen erfolgen. Die Tiefenintegration führt zu den folgenden Gleichungen:

$$\frac{\partial \bar{u}}{\partial t} + \bar{u} \frac{\partial \bar{u}}{\partial x} + \bar{v} \frac{\partial \bar{u}}{\partial y} + g \frac{\partial z_s}{\partial x} = \frac{1}{h} \frac{\partial \overline{\tau_{xx} h}}{\partial x} + \frac{1}{h} \frac{\partial \overline{\tau_{yx} h}}{\partial y} - \frac{1}{h} \frac{\overline{\tau_{Bx}}}{\rho} + \frac{1}{h} \frac{\overline{\tau_{Wind,x}}}{\rho} + \bar{f}_x \quad \text{Gl. 3-23}$$

$$\frac{\partial \bar{v}}{\partial t} + \bar{u} \frac{\partial \bar{v}}{\partial x} + \bar{v} \frac{\partial \bar{v}}{\partial y} + g \frac{\partial z_s}{\partial y} = \frac{1}{h} \frac{\partial \overline{\tau_{yx} h}}{\partial x} + \frac{1}{h} \frac{\partial \overline{\tau_{yy} h}}{\partial y} - \frac{1}{h} \frac{\overline{\tau_{By}}}{\rho} + \frac{1}{h} \frac{\overline{\tau_{Wind,y}}}{\rho} + \bar{f}_y \quad \text{Gl. 3-24}$$

Die Spannungsterme  $\overline{\tau_B}$  und  $\overline{\tau_{Wind}}$  stellen dabei die Spannungsanteile an der Sohle und der freien Oberfläche durch Windeinfluss dar.

Grundvoraussetzung für die Anwendbarkeit der tiefengemittelten Impulsgleichungen ist, dass die hydrostatische Druckapproximation anwendbar ist, zudem darf die Dichte keine vertikale Struktur aufweisen.

### 3.1.4. Die Sohlschubspannung

Die Sohlschubspannung stellt das Bindeglied zwischen hydraulischen und morphologischen Prozessen dar. Zum einen beeinflusst sie den Grad der Turbulenz in einem Fließgewässer und bewirkt einen Impulsverlust in der Strömung, zum anderen fließt die Sohlschubspannung in wesentliche Anteile der Beschreibung des Sedimenttransports ein. Die Sohlschubspannung  $\tau_B$  ist eine an der Gewässersohle wirkende Spannung. Es besteht eine eindeutige Proportionalität zwischen dem Quadrat der Strömungsgeschwindigkeit und der Sohlschubspannung in der Form

$$\vec{\tau}_B = \frac{1}{2} f \rho |\vec{u}| \vec{u} \quad \text{Gl. 3-25}$$

dem so genannten Taylorgesetz mit dem Reibungsbeiwert  $f$ . Liegt ein logarithmisches Geschwindigkeitsprofil vor, so kann für den tiefengemittelten Fall die Sohlschubspannung nach Nikuradse unter Kenntnis der mittleren, tiefengemittelten Strömungsgeschwindigkeit  $\bar{u}$  und unter vollturbulenten Bedingungen bestimmt werden zu

$$\vec{\tau}_B = \rho \frac{\kappa^2}{\left(\ln \frac{12 h}{k_s}\right)^2} \left| \vec{u} \right| \vec{u} \quad \text{Gl. 3-26}$$

mit der äquivalenten Sandrauheit  $k_s$ . Für große äquivalente Sandrauheiten ( $k_s > 0,01 \text{ m}$ ) lässt sich das Gesetz von Nikuradse durch die Formel

$$C_f = 18 \log \frac{12 h}{k_s} \sim 25 \left( \frac{h}{k_s} \right)^{1/6} \quad \text{Gl. 3-27}$$

approximieren. Im Stricklergesetz wird die logarithmische Abhängigkeit der Wassertiefe durch die Potenz 1/6 ersetzt. Dadurch wird die Sohlschubspannung ausgedrückt zu

$$\vec{\tau}_B = \frac{\rho g}{k_{\text{Str}}^2 h^{1/3}} \left| \vec{u} \right| \vec{u} \quad \text{Gl. 3-28}$$

(Malcherek, 2009a). Eine Skalierung der Sohlschubspannung kann durch

$$u_* = \sqrt{\frac{\tau_B}{\rho}} \quad \text{Gl. 3-29}$$

erfolgen, wobei  $u_*$  die Sohlschubspannungsgeschwindigkeit bezeichnet.

#### 3.1.5. Sedimenttransport

Beim fluviatilen Sedimenttransport lassen sich mehrere signifikante Phasen unterscheiden. Bei relativ geringer Fließgeschwindigkeit befindet sich das Sohlenmaterial in Ruhe. Erst wenn die Fließgeschwindigkeit und damit die Sohlschubspannung kritische Werte überschreiten und ein Ungleichgewicht von angreifenden Strömungs- und Gewichtskräften am Einzelkorn erzeugen, beginnt der Transport. Das Material wird dann in Form von Geschiebe rollend, springend oder gleitend in Kontakt mit der Gewässersohle transportiert. Die bekannteste Methode zur Bestimmung des Bewegungsbeginns lieferte Shields (1936). Mit steigender Fließgeschwindigkeit nimmt der Grad der Turbulenz im Gewässer zu, dieser Effekt wird durch das Vorhandensein von Transportkörpern verstärkt. Dadurch werden die Feststoffpartikel zunehmend in höhere Schichten des Wasserkörpers verfrachtet und mit der Strömungsgeschwindigkeit transportiert. Man spricht in diesem Zusammenhang von Schwebstoff- oder Suspensionstransport. Je nach Strömungssituation und Sedimenteigenschaft ist auch der direkte Übergang der Feststoffpartikel von der Gewässersohle in Suspension möglich. Mengenmäßig überwiegt, nicht zuletzt auf Grund der mit zunehmendem Abstand zur Gewässersohle ansteigenden Strömungsgeschwindigkeiten im Fließgewässer, im Allgemeinen der Schwebstoff- gegenüber dem Geschiebetransport, insbesondere bei feinkörnigem Sohlmaterial. In Flachlandflüssen werden beispielsweise nur ca. 10 % - 15 % der jährlichen Feststoffmenge als Geschiebe transportiert (ATV-DVWK,

2003). Neben den Sedimenten aus der alluvialen Gewässersohle oder dem unmittelbaren Uferbereich gehören auch Sedimente zur Gesamtfeststofffracht, welche aus dem angrenzenden Einzugsgebiet, beispielsweise durch Bodenabtrag von Ackerflächen eingetragen werden. Diese meist sehr feinkörnigen Feststoffe werden zum Teil als Spülfracht transportiert, im englischsprachigen Raum als wash load bezeichnet. In dieser Arbeit liegt der Fokus auf der Beschreibung von Schwebstofftransportprozessen, so dass auf Ansätze zur Beschreibung des Geschiebetransports nicht weiter eingegangen wird.

Mit kleiner werdender Korngröße überwiegen elektrochemische Anziehungskräfte sowie biologische Stabilisierungsmechanismen gegenüber der Gravitationskraft. Die einzelnen Partikel bilden zusammenhängende Verbände, so dass der Einzelkorncharakter beim Bewegungsbeginn verloren geht. Sedimentmischungen mit einem Anteil an Tonpartikeln ( $d < 4\mu\text{m}$ ) größer als 10 % weisen bereits kohäsive Eigenschaften auf (van Rijn, 2003).

Sedimente geologischer Herkunft stellen eine Mischung aus Partikeln unterschiedlicher Größe, Form und Beschaffenheit dar. Zur Klassifizierung natürlicher Sedimente in Fließgewässern bietet es sich daher an, dies über die Eigenschaften zu tun, welche maßgeblich für den Transport in der flüssigen Phase sind. In erster Linie sind dies die Korngrößenverteilung sowie der Partikeldichte. Hieraus resultiert unter Berücksichtigung der Partikelform die Sinkgeschwindigkeit, welche eine wesentliche Transporteigenschaft von Sedimenten darstellt.

#### 3.1.5.1. Sinkgeschwindigkeit

Die Sinkgeschwindigkeit eines Partikels wird von Stokes in Abhängigkeit des Korndurchmessers, dessen Dichte, der Dichte des umgebenden Fluids sowie eines formabhängigen Widerstandsbeiwerts  $C_D$  beschrieben:

$$v_s = \sqrt{\frac{4}{3} \frac{d}{C_D} \frac{\rho_s - \rho}{\rho} g} \quad \text{Gl. 3-30}$$

Der Widerstandsbeiwert  $C_D$  ist außerdem abhängig davon, ob sich ein Partikel laminar oder unter Ausbildung von Turbulenzen durch das Fluid bewegt. Dies lässt sich geeigneterweise durch die Kornreynoldszahl

$$\text{Re}^* = \frac{v_s d}{\nu} \quad \text{Gl. 3-31}$$

ausdrücken. Hieraus resultiert nun der Widerstandsbeiwert  $C_D$  mit

$$C_D = \frac{24}{\text{Re}^*} = \frac{24 \nu}{v_s d} \quad \text{Gl. 3-32}$$

für  $\text{Re}^* < 0,5$ . Einsetzen von Gl. 3-32 in Gl. 3-30 führt zu

$$v_s = \frac{g}{18 \nu} \frac{\rho_s - \rho}{\rho} d^2 \quad \text{Gl. 3-33}$$

Nimmt die Kornreynoldszahl auf Grund größerer Sinkgeschwindigkeiten oder Korngrößen Werte im Bereich von 1 – 100 an, ist die folgende Form des Widerstandsbeiwerts zur Berechnung der Sinkgeschwindigkeit nach Stokes geeignet (Gregory, 2006):

$$C_D = \frac{24}{Re} + \frac{6}{1 + \sqrt{Re}} + 0,4 \quad \text{Gl. 3-34}$$

Bei Konzentrationen ab etwa 1 g/l behindert rückströmendes Fluid das Absinken der nachfolgenden Partikel, wodurch deren Sinkgeschwindigkeit reduziert wird. Richardson und Zaki (1954) haben für diesen Fall die semiempirische Gleichung der Form

$$v_s = v_{s,0} (1 - c)^n \quad \text{Gl. 3-35}$$

aufgestellt, wobei  $v_{s,0}$  für die ungestörte Sinkgeschwindigkeit steht und der Exponent  $n$  von der Kornreynoldszahl abhängt.

### 3.1.5.2. Erosion

Zur Ablösung kohäsiven Materials von der Gewässersohle bedarf es der Einwirkung einer Mindestschubspannung. Unterhalb dieser Schubspannung ist die Sohle erosionsstabil. Der erosionsbedingte Massenfluss von kohäsivem Sediment in die Wassersäule wird von Partheniades (1964) durch

$$\begin{aligned} \dot{E} &= M_{\text{ero}} \left( \frac{\tau_B}{\tau_{e,\text{krit}}} - 1 \right) && \text{falls } \tau_B \geq \tau_{e,\text{krit}} \\ \dot{E} &= 0 && \text{falls } \tau_B < \tau_{e,\text{krit}} \end{aligned} \quad \text{Gl. 3-36}$$

beschrieben. In der Literatur finden sich des Weiteren Ansätze der Form

$$\begin{aligned} \dot{E} &= M_{\text{ero}} (\tau_B - \tau_{e,\text{krit}})^m && \text{falls } \tau_B \geq \tau_{e,\text{krit}} \\ \dot{E} &= 0 && \text{falls } \tau_B < \tau_{e,\text{krit}} \end{aligned} \quad \text{Gl. 3-37}$$

In beiden Ansätzen wird der Tatsache Rechnung getragen, dass ein Massenfluss erst nach Überschreiten der kritischen Schubspannung einsetzt und der Massenfluss mit steigender Schubspannung ansteigt. Der Einfluss der Korngröße ist jedoch in keinem Ansatz enthalten. Experimentelle Arbeiten zeigen, dass die kritische Erosionsschubspannung stark von der Historie der Sedimentation sowie der Konsolidierung, also der Kompaktion des abgelagerten Sediments durch den Einfluss der Schwerkraft und folglich dem Porenwassergehalt abhängig ist (van Rijn, 1993).

### 3.1.5.3. Sedimentation

Unter der Annahme, dass suspendierte Sedimentpartikel bei Unterschreitung einer kritischen Sohlschubspannung ablagerungsfrei transportiert werden, beschreibt Krone (1962) die Sedimentationsrate  $\dot{S}$  für Konzentrationen unter  $0,3 \text{ kg/m}^3$  durch

$$\begin{aligned} \dot{S} &= c v_s \left( 1 - \frac{\tau_B}{\tau_{S,krit}} \right) && \text{falls } \tau_{S,krit} \geq \tau \\ \dot{S} &= 0 && \text{falls } \tau_{S,krit} \leq \tau \end{aligned} \quad \text{Gl. 3-38}$$

wobei die für den Sedimentationsfluss maßgebliche Konzentration diejenige in Sohlnähe ist. Die Anwendung dieses Ansatzes in tiefengemittelten Modellen führt unter der Annahme, dass die sohlnahe Schwebstoffkonzentration größer als die tiefengemittelte ist, jedoch zu einer Unterschätzung der Sedimentationsraten.

Im Rahmen experimenteller Arbeiten kommen Self et al. (1988) zu dem Schluss, dass das Verhältnis der kritischen Sedimentations- zur Erosionsschubspannung unter abiotischen Verhältnissen für individuelle Partikel im Bereich groben Schluffs ( $32 \mu\text{m} - 64 \mu\text{m}$ ) nahezu eins ist und für Partikel im Bereich feinen Schluffs ( $8 \mu\text{m} - 16 \mu\text{m}$ ) gegen  $1/6$  geht. Im Vergleich hierzu liefert Allen (1965) Verhältnisse von  $1/4$  bis  $2/3$  und Hjulstrom (1935) von  $10^{-2}$  bis  $10^{-3}$ , wobei letzteres auf der Interpolation eines Datenpunktes basiert, welcher für eine Partikelgröße von  $5 \text{ mm}$  bestimmt wurde. Self et al. zeigen ebenfalls, dass die Sedimentationsschubspannung natürlicher Sedimente bei mittlerem bis grobem Schluff wenig durch physikalisch-chemische oder mikrobielle Adhäsion beeinflusst wird.

Auf Grund der beschriebenen Ergebnisse von Self et al. wird der Wert der kritischen Sedimentationsschubspannung in Ermangelung von Naturdaten im Rahmen dieser Arbeit näherungsweise nach van Rijn (1993) durch

$$\begin{aligned} \frac{u_{*krit,S}}{v_s} &= \frac{4}{D_*} && \text{für } 1 < D_* \leq 10 \\ \frac{u_{*krit,S}}{v_s} &= 0,4 && \text{für } D_* > 10 \end{aligned} \quad \text{Gl. 3-39}$$

berechnet, wobei die dimensionslose Partikelgröße  $D_*$  definiert ist zu

$$D_* = \left[ \left( \frac{\rho_s}{\rho} - 1 \right) g v^{-2} \right]^{1/3} \cdot d_{50} \quad \text{Gl. 3-40}$$

Gl. 3-39 beschreibt den Suspensionsbeginn, wird allerdings auf Grund der oben beschriebenen Ergebnisse von Self et al. dennoch zur Abschätzung der kritischen Sedimentationsschubspannung der betrachteten Korngrößen herangezogen. Im Rahmen

einer Sensitivitätsstudie gilt es konsequenterweise, die Auswirkung der Unsicherheit quantitativ einzuordnen, welche aus dieser vereinfachten Bestimmung von  $\tau_{S,krit}$  resultiert.

Von Westrich & Juraschek (1985) stammt ein Ansatz zur Bestimmung der kritischen Sedimentationsschubspannung, welcher auf der Annahme der Proportionalität der zur Suspension notwendigen Arbeit zur Produktion turbulenter kinetischer Energie beruht. Danach kann bei gegebener Schwebstoffkonzentration die kritische Schubspannung definiert werden durch

$$\tau_{krit,S} = \frac{(\rho_s - \rho_w)ghv_s c}{\rho_w k u} \quad \text{Gl. 3-41}$$

mit dem sohlformabhängigen Proportionalitätsfaktor  $k$ . Für eine ebene, korrauhle Sohle beträgt dieser beispielsweise 0,0018.

#### 3.1.5.4. Partikelaggregate

Dispergierte Feinstsedimente im Bereich der Ton- und Schlufffraktion bilden auf Grund ihrer Oberflächenladung Partikelaggregate, sogenannte Flocken aus. Dies geschieht nach gegenseitigem Kontakt, welcher die Folge turbulenter Schwankungen, Brownscher Molekülbewegung oder unterschiedlicher Sinkgeschwindigkeiten darstellt. Die Kontaktwahrscheinlichkeit steigt mit zunehmender Partikelanzahl im Fluid sowie dem Grad der Turbulenz. Zunächst bilden sich Mikrofloken bis zu einer Größe von 100  $\mu\text{m}$  aus, welche sich anschließend zu Makrofloken bis zu einigen Millimetern Größe vereinen können. Die Stabilität der Mikrofloken wird durch in die Flockenstruktur eingebundenes organisches Material, wie z.B. Algen, extrazellulären polymeren Substanzen oder Biofilmen verstärkt. Makrofloken sind hingegen sehr zerbrechlich, hier hängt es wiederum vom Grad der Turbulenz ab, welche Aggregatsgrößen bis zur Zerschlagung der Flocken erreicht werden. Kühn (2004) zeigt an Hand von Experimenten in einer differentiellen Turbulenzsäule, dass die Aggregation nur dann dominierend in Erscheinung tritt, wenn die Turbulenzintensität nicht zu hoch und gleichzeitig die Anzahl an verfügbaren Partikeln entsprechend groß ist.

Partikelaggregate weisen eine hohe Variabilität bezüglich des Verhältnisses von Größe zu Sinkgeschwindigkeit auf, was in ihrer Struktur und Zusammensetzung begründet ist (Thonon, 2006). Zwei Flocken gleichen Durchmessers können auf Grund unterschiedlicher Dichte, Porosität oder Form sehr unterschiedliche Sinkgeschwindigkeiten aufweisen. Die Flockungsdynamik stellt ein hoch komplexes System dar, welches sich aus physikalischen, biologischen und chemischen Prozessen zusammensetzt. Dennoch existieren Ansätze zur Beschreibung der Flockungsdynamik, so z.B. von Ditschke & Markofsky (2007). In deren Modell werden Partikel und Aggregate in Sinkgeschwindigkeitsklassen eingeteilt. Durch die Definition von Effektivitäten für den Aggregations- und Segregationsprozess wird der Massenaustausch zwischen den Klassen beeinflusst, zwei sedimentabhängige Faktoren dienen hierbei zur Kalibrierung. Über eine Modellbeziehung lassen sich Sinkgeschwindigkeitsklassen zuordnen.

Messungen der effektiven Sinkgeschwindigkeiten von Partikelaggregaten müssen in situ



erfolgen und können nicht von abgelagertem Sediment, beispielsweise aus Sedimentfallen abgeleitet werden. Der Vergleich der Größenverteilung von Partikeln, welche aus Sedimentfallen bestimmt wurden, zeigten große Unterschiede zu denen von Flocken im Flusswasser (z.B. Nicholas & Walling, 1996). Da keine systematische Beziehung zwischen den individuellen Korngrößen und effektiven Flockengrößen existiert, kommen Nicholas & Walling zu der Aussage, dass individuelle Korngrößen nicht zur Verwendung in der Modellierung geeignet sind und an Stelle derer gemessene, effektive Korngrößen verwendet werden sollten. Diese Vorgehensweise lässt jedoch die Modellierung des in der Natur vielfach gemessenen Abfalls der Korngrößen auf dem Vorland abgelagerten Sediments mit wachsender Entfernung zum Fließgewässer (z.B. Middelkoop & Asselman, 1998) nur zu, wenn das Größenspektrum durch eine fraktionierte Darstellung mit mehreren effektiven Korngrößen repräsentiert wird.

### 3.1.5.5. Beschreibung des Schwebstofftransports

Der Schwebstofftransport wird von drei Faktoren dominiert, welche sich mathematisch beschreiben lassen. Dies sind neben der Advektion der Prozess der Diffusion sowie das Absinken der Schwebstoffe auf Grund des Dichteunterschieds zum umgebenden Fluid. In dreidimensionaler, nichtkonservativer Darstellung lautet die Schwebstofftransportgleichung

$$\frac{\partial c}{\partial t} + u \frac{\partial c}{\partial x} + v \frac{\partial c}{\partial y} + w \frac{\partial c}{\partial z} + \frac{\partial v_s c}{\partial z} = K \frac{\partial^2 c}{\partial x^2} + K \frac{\partial^2 c}{\partial y^2} + K \frac{\partial^2 c}{\partial z^2} \quad \text{Gl. 3-42}$$

Zur Lösung dieser Gleichung bedarf es Randbedingungen an der Gewässeroberfläche sowie an der Sohle. Da kein Massenfluss durch die Gewässeroberfläche erfolgt, lautet die Randbedingung hier

$$\left( \left( v_s + \frac{\partial z_s}{\partial t} \right) c - K \frac{\partial c}{\partial z} \right) = 0 \quad \text{Gl. 3-43}$$

Da an der Gewässersohle Sediment abgelagert oder erodiert werden kann, lautet die Randbedingung in diesem Fall

$$\left( v_s c - K \frac{\partial c}{\partial z} \right) = \dot{S} + \dot{E} \quad \text{Gl. 3-44}$$

Integriert man Gl. 3-42 über die Wassertiefe, so erhält man die tiefengemittelte Form der Schwebstofftransportgleichung

$$\frac{\partial \bar{c}}{\partial t} + \bar{u} \frac{\partial \bar{c}}{\partial x} + \bar{v} \frac{\partial \bar{c}}{\partial y} = \frac{1}{h} \frac{\partial}{\partial x} \left( hK \frac{\partial \bar{c}}{\partial x} \right) + \frac{1}{h} \frac{\partial}{\partial y} \left( hK \frac{\partial \bar{c}}{\partial y} \right) + \frac{1}{h} \left( \dot{S} + \dot{E} \right) \quad \text{Gl. 3-45}$$

### 3.1.6. Vegetationseinfluss

Durch die logarithmische Geschwindigkeitsverteilung über die Wassertiefe

$$u(z) = \frac{u_*}{\kappa} \ln\left(\frac{z}{z_0}\right) \quad \text{Gl. 3-46}$$

wird die Strömung in Fließgewässern mit ungestörten Fließquerschnitten beschrieben. Liegt eine Situation vor, in welcher eine Strömung durch oder über Vegetationsstrukturen erfolgt, so hängt es vom Verhältnis von Vegetationshöhe zu Fließtiefe ab, ob und in welchem Ausmaße die Idealisierung der vertikalen Strömungsverhältnisse durch das logarithmische Geschwindigkeitsprofil noch Gültigkeit besitzt. Mit einem zunehmenden Verhältnis von Vegetationshöhe zu Wassertiefe lässt sich die logarithmische Verteilung der Fließgeschwindigkeit über die gesamte Wassersäule oder im freien Teil über der Vegetation nicht mehr nachweisen. Von Liebermann et al. (2005) gliedern das Geschwindigkeitsprofil in drei Zonen (Abb. 3-2):

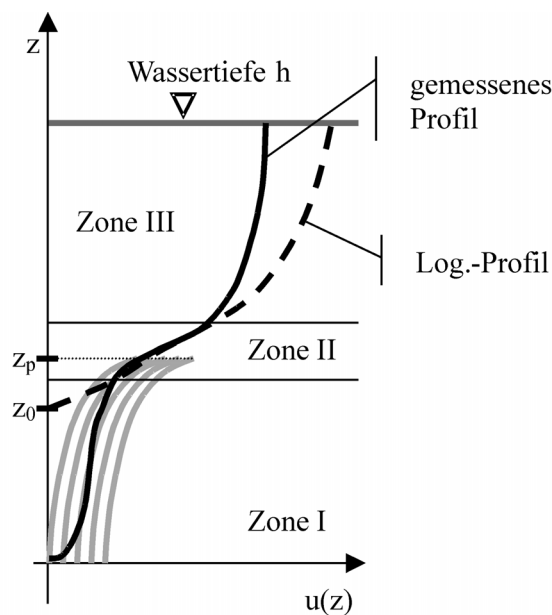


Abb. 3-2: Schematische Gliederung eines Geschwindigkeitsprofils unter Vegetationseinfluss (aus von Liebermann et al. (2005)).

Innerhalb von Zone I strömt das Wasser bodennah durch die Vegetation. Bodennah bildet sich ein logarithmisches Grenzschichtprofil aus, dessen Ausbildung durch die Vegetation jedoch gestört wird. Daran schließt eine auf Grund eines ausgeglichenen Impulsaustausches durch die sich überlagernden turbulenten Nachlaufströmungen eine Schicht nahezu konstanter Geschwindigkeiten an.

In Zone II trifft die gebremste Strömung in der Vegetation auf eine um ein Vielfaches schnellere Strömung in der freien Wassersäule. Es kann eine Analogie zur festen Berandung gezogen werden, an welcher die Fluidpakete in der freien Schicht durch turbulente Kräfte gebremst werden.

In Zone III könnte sich theoretisch eine logarithmische Verteilung bis zum Wasserspiegel

einstellen. Dies ist jedoch nicht möglich, da durch den Transport von Masse und Impuls durch die Vegetation diese Größen in Zone III fehlen. Durch die Annahme des klassischen Grenzschichtprofils wird die Geschwindigkeit in der freien Wassersäule somit überschätzt.

Järvelä vergleicht Ergebnisse seiner experimentellen Arbeiten unter anderem mit Ansätzen von Stephan (2001) zur Beschreibung des Geschwindigkeitsprofils oberhalb der Vegetation. Järvelä untersucht dabei die Überströmung unterschiedlicher flexibler Vegetation, unter anderem Gras oder Weizen, bei geringen Fließgeschwindigkeiten und bei Verhältnissen der relativen Überströmung der Wassertiefe  $h$  zur mittleren Vegetationshöhe  $h_{p,m}$  von 1,5 – 3,3 im Fall des Weizens. Der Ansatz von Stephan sieht vor, die Rauheitshöhe  $z_0$  um den Betrag  $h_{p,m}$  nach oben zu verschieben, was zur Formulierung des logarithmischen Geschwindigkeitsprofils in der Form

$$u(z) = \frac{u_*}{\kappa} \ln \left( \frac{z - h_{p,m}}{h_{p,m}} \right) + 8,5 \quad \text{Gl. 3-47}$$

führt.

Järvelä verwendet in seinem Vergleich vier unterschiedliche Formulierungen der Schubspannungsgeschwindigkeit:

$$\begin{aligned} u_{*1} &= \sqrt{gh} I_e, & u_{*2} &= \sqrt{g(h - h_{p,m})} I_e, \\ u_{*3} &= \sqrt{g(h - h^*)} I_e, & u_{*4} &= \sqrt{-(u'w')_{\max}} \end{aligned} \quad \text{Gl. 3-48}$$

Die Definition von  $u_{*1}$  enthält keinen Einfluss der Vegetation, wohingegen die Definition von  $u_{*2}$  eine um die Rauheitshöhe der Vegetation reduzierte Fließtiefe beinhaltet. Die Formulierungen für  $u_{*3}$  und  $u_{*4}$  basieren beide auf Turbulenzcharakteristiken sowie dem Einfluss der Vegetation.  $h^*$  bezeichnet hierbei die Fließtiefe, in welcher das Maximum der turbulenten Schubspannungen  $-(u'w')$  gemessen wurde. Järvelä findet eine gute Übereinstimmung des Ansatzes von Stephan mit den experimentellen Daten, insbesondere unter Verwendung von  $u_{*2}$  und  $u_{*3}$ .

Die Auswirkung von Vegetation auf den Schwebstofftransport ist bislang nicht eindeutig geklärt. Nach Pasche (2003), welcher die Strömungssituation in Seegrassfeldern untersucht, hat eine durch Bewuchs veränderte Geschwindigkeitsverteilung zur Folge, dass sich in den beruhigten Strömungszonen die Schwebstoffkonzentration erhöht, da Stoffe langsamer weitertransportiert werden. Bei reduzierter Turbulenz, welche er auf beschränkte Makrowirbel durch die Bewuchsdichte zurückführt, und verringerter Vertikalgeschwindigkeit innerhalb des Bewuchses sinken die Teilchen schneller zu Boden, werden weniger aufgewirbelt und können sich so besser absetzen. Mit der turbulenten Viskosität  $\nu_t$  ändert sich auch die turbulente Diffusivität der Schwebstoffkonzentration.

Baptist (2005) leitet aus experimentellen Studien an einer Versuchsrinne mit überströmter, flexibler Vegetation einerseits die Abnahme der Sohlschubspannung auf Grund überströmter

Vegetation von bis zu 80 % ab, andererseits beobachtet er jedoch eine Nettoerosion des Sohlmaterials ( $d_{50} = 320 \mu\text{m}$ ) innerhalb des Vegetationsbereichs. Die Zunahme der Sedimentaufnahme begründet Baptist mit einer erhöhten, sohnahen Turbulenzintensität innerhalb der Vegetation, welche zur effektiven Sedimentaufnahme führt. Weiterhin kommt er zu dem Schluss, dass die modellhafte Beschreibung komplizierter Vegetationsstrukturen, insbesondere bei Vorhandensein von Blättern, an Hand der vielfach eingesetzten Methode der Beschreibung durch homogene Zylinder nicht ausreichend ist.

#### 3.1.7. Schadstofftransport

Neben den Elementen geogener Herkunft werden seit Beginn der Industrialisierung Schadstoffe aus anthropogenen Quellen in die Umwelt emittiert, wo sie sich in den unterschiedlichsten Kompartimenten anreichern. Fluviale Prozesse sind hierbei die primären Mechanismen des Transports und der Verteilung von Schadstoffen in Einzugsgebieten (Foster und Charlesworth, 1996).

Zu den in der EU-Wasserrahmenrichtlinie definierten prioritären Schadstoffen gehören unter anderem die Schwermetalle Cd, Ni, Hg, Pb sowie deren Verbindungen. Die ökotoxikologische Relevanz der genannten Stoffe resultiert aus ihrer Toxizität sowie ihrer hohen Persistenz. Im aquatischen System kommen Schwermetalle als hydratisierte Ionen, gelöste anorganische und organische Komplexe, unlösliche Komplexe sowie adsorbiert an suspendierte und sedimentierte Partikel vor. Welche der genannten Erscheinungsformen dominiert, hängt direkt von den physikochemischen Eigenschaften sowohl der Metallionen selbst als auch des umgebenden Gewässers ab. Maßgebliche Faktoren hinsichtlich der Verteilung von gelöster und partikulärer Phase stellen das Redoxpotential, der Gehalt an potenziellen Komplexbildnern sowie der pH-Wert dar. Im marinen System spielt daneben der Salzgehalt eine wichtige Rolle.

Für die Beschreibung des Konzentrationsverhältnisses der gelösten ( $c_w$ ) und partikulärbundenen ( $c_p$ ) Phase eines Stoffes im Gleichgewichtszustand kann unter Annahme der Freundlich-Isotherme der Verteilungskoeffizient

$$k_D = \frac{c_p}{c_w c} \quad \text{Gl. 3-49}$$

unter Einbeziehung der Schwebstoffkonzentration im Wasserkörper  $c$  abgeleitet werden. Um den Gleichgewichtszustand zu erreichen, bedarf es entweder Adsorptionsprozessen, also der Anlagerung von Stoffen an der Wasser-Feststoffgrenze eines Partikels, oder der Desorption, dem Übergang von adsorbierten Stoffen in Lösung. Der Verteilungskoeffizient kann experimentell im Rahmen von Batch-Versuchen ermittelt werden, in welchen alle Komponenten bis zum Erreichen eines Gleichgewichtszustandes miteinander durchmischt werden (Booij, 1993). Er ist häufig nur für einen eingeschränkten Bereich in Abhängigkeit von pH-Wert und Konzentration gültig.

Neben dem Schadstofftransport in Lösung oder in partikulärer Form können im aquatischen

System des weiteren Reaktions-, Produktions- und Abbauprozesse sowie Fällungsprozesse eine Rolle spielen.

Generell werden Schwermetallionen bevorzugt an die Feststoffphasen eines Gewässersystems gebunden, damit transportiert und darin gespeichert (Knöchel et al., 2002). Für die Mehrheit der Metalle gilt, dass über 90 % des Transports durch ein Flusssystem in Verbindung mit Sedimenten geschieht (Horowitz, 1991). Aufmerksamkeit ist hinsichtlich der feinkörnigen Sedimente und Schwebstoffe geboten, da dieses Material große Oberflächen sowie hohe Sorptionskapazitäten aufweist (Förstner, 2004). So wurden an der Oder im Rahmen von Sedimentprobenahmen während der Jahre 1997 bis 2007 bei allen Proben mit zunehmender Korngröße des Sediments abnehmende Schwermetallgehalte beobachtet, bei einer besonders starken Bindung der anthropogen überprägten Elemente wie Cd, Zn, Pb, Cu an die Feinkornfraktion  $< 20 \mu\text{m}$ . Die Rolle der Fraktion  $< 20 \mu\text{m}$  hängt jedoch vom Schadmetall und vor allem vom Anteil der Fraktion am Gesamtsediment ab (Knöchel et al., 2002).

Generell unterliegen Konzentration und Speziation von Schadstoffen innerhalb eines Einzugsgebiets und sogar während eines einzelnen Hochwasserereignisses einer hohen räumlichen und zeitlichen Variabilität. Solche Variationen reflektieren die Akkumulation von Schadstoffen in der Gewässersohle während moderater Abflüsse, die daraus resultierende Remobilisierung der belasteten Sedimente während Hochwasserereignissen und zusätzlich den Eintrag von Sedimenten aus kontaminierten und nicht kontaminierten Quellen (Carter et al., 2006).

Gewässersedimente stellen somit eine potenzielle Senke für zahlreiche schädliche oder toxische Stoffe dar. Unter bestimmten Bedingungen, insbesondere im Rahmen von Hochwasserereignissen, können diese Sedimente, induziert durch erosive Prozesse, jedoch als sekundäre Schadstoffquellen fungieren.

### **3.2. Modellierung des Stofftransports in Hochwasserrückhaltebecken**

Unter einem Modell wird in der Wissenschaft ein vereinfachendes, aber die wesentlichen Merkmale repräsentierendes Abbild eines realen Systems und der darin ablaufenden Prozesse verstanden (DVWK, 1999). Numerische Modelle stellen heutzutage ein wesentliches Werkzeug aus einer Palette von Ansätzen zur Simulation des Verhaltens eines Gewässers oder zur Prognose der Auswirkungen wechselnder Systembedingungen dar. Die Grundlage numerischer Modelle stellen konzeptionelle Modelle dar. Die Prozesse und funktionalen Zusammenhänge, welche im konzeptionellen Modell beschrieben werden, werden mit dem Ziel der Quantifizierung durch mathematische Gleichungen beschrieben. Diese können anschließend analytisch oder durch numerische Verfahren gelöst werden. Das numerisch zu modellierende reale System wird durch geometrische und stoffliche Parameter beschrieben. In der Regel werden aus den tatsächlich auftretenden Prozessen nur diejenigen abgebildet, welche vor dem Hintergrund der Fragestellung des Modells tatsächlich erforderlich sind.

In vielen Anwendungsfällen aus dem Bereich der Hydrodynamik und des Stofftransportes liefern 0D- oder 1D-numerische Modelle hinreichend genaue Aussagen, um als Entscheidungsgrundlage dienen zu können. Zudem bieten sie die Möglichkeit, auf Grund der einfachen Handhabbarkeit und den in der Regel geringen Erfordernissen an die Rechnerleistung eine Vielzahl möglicher Szenarien und Varianten in kurzer Zeit untersuchen zu können.

Mit steigender Komplexität sowohl der abzubildenden Prozesse wie auch der zu untersuchenden Objekte wird der Einsatz von Modellen höherer Dimensionalität mitunter zwingend erforderlich, um Prozesse verstehen und quantifizieren oder Auswirkungen einer Systemänderung abschätzen zu können. Während 2D-Modelle heutzutage für die Strömungs- und Transportsimulation in Gebieten der Größenordnung  $10^1$  bis  $10^2$  km zum Einsatz kommen, sind 3D-Modelle in der Regel auf den Anwendungsbereich von Nahfelduntersuchungen wie zum Beispiel Bauwerksumströmungen oder aber kleineren Gewässerabschnitten mit einer Ausdehnung bis  $10^0$  km begrenzt. Mit steigender Dimensionalität und damit einhergehend dem Grad der räumlich-zeitlichen Modelldiskretisierung wächst jedoch der Aufwand zum Teil erheblich, welcher in das Pre- und Postprocessing investiert werden muss. Gleichermaßen steigen sowohl die Anforderungen an die räumlich-zeitliche Qualität der Eingangsdaten sowie die Dauer der eigentlichen Simulation. Diese kann mitunter den kleinsten Teil der Prozesskette Preprocessing – Processing – Postprocessing ausmachen.

Im Folgenden werden Modelle unterschiedlicher Dimensionalität angesprochen, welche basierend auf den zu Grunde liegenden Modellannahmen zur Stoffbilanzierung in Hochwasserrückhaltebecken geeignet oder in diesem Zusammenhang bereits angewandt worden sind.

#### **3.2.1. 0D-Modelle**

Zu den einfachsten Modellen hinsichtlich der Beschreibung natürlicher Wasserkörper gehört das Konzept der idealen Reaktoren, deren stationäre analytische Lösungen vielfach zur Beantwortung quantitativer wie auch qualitativer Fragestellungen im Bereich der Oberflächengewässer herangezogen werden, so zum Beispiel der Abschätzung von Sedimentationsmengen in Retentionsräumen.

Vertreter idealer Reaktoren sind Mischungsströmungsreaktoren (MSR), welche vorrangig im Kontext stehender Gewässer (Seen, Hochwasserrückhaltebecken etc.) zum Einsatz kommen sowie Pfropfenströmungsreaktoren (PSR) als fundamentales Modell zur Abbildung von Fließgewässern (Chapra, 1997).

Grundannahme des MSR ist, dass der Wasserkörper vollständig durchmischt ist und dadurch unmittelbar nach Zugabe eines Stoffes in das System eine homogene Verteilung des Stoffes vorliegt. Daraus resultiert eine Pecletzahl  $Pe = 0$ , wobei die Pecletzahl definiert ist als Verhältnis von Advektion zu Diffusion. Folglich ist die Diffusivität im System  $D \rightarrow \infty$ .

Für eine definierte Zeitdauer kann die Massenbilanz der Inhaltsstoffe im System unter

Annahme eines konstanten Volumens ausgedrückt werden durch

$$V \frac{dc}{dt} = Q c_{\text{ein}} - Q c - k V c - v_s A_s c \quad \text{Gl. 3-50}$$

mit dem Systemvolumen  $V$ , dem Durchfluss  $Q$ , der Zulaufkonzentration  $c_{\text{ein}}$ , der Konzentration im System sowie im Auslauf  $c$ , dem Kinetikfaktor einer Reaktion  $k$ , der Sinkgeschwindigkeit der Schwebstoffe  $v_s$  sowie der Wasseroberfläche  $A_s$  (Chapra, 1997).

Erfolgt über einen ausreichend langen Zeitraum eine konstante Beschickung, so kann unter Verwendung der theoretischen Aufenthaltszeit  $t_{\text{th}} = V/Q$  eines Stoffes im System umformuliert werden zu

$$c = \frac{Q c_{\text{ein}}}{Q + k V + v_s A_s} \Rightarrow \frac{c}{c_{\text{ein}}} = \beta = \frac{1}{1 + k t_{\text{th}} + v_s \frac{A_s}{V} t_{\text{th}}} \quad \text{Gl. 3-51}$$

mit der Transferfunktion  $\beta$ . Die Transferfunktion beschreibt, wie ein Input ( $c_{\text{ein}}$ ) durch das System zu einem Output ( $c_{\text{aus}}$ ) transformiert wird und kann z.B. zur Charakterisierung der Selbstreinigungskraft des Wasserkörpers in einem Reservoir herangezogen werden. Ist beispielsweise  $\beta \ll 1$ , so wird ein Großteil der Stoffe im Reservoir abgebaut oder zurückgehalten. Speziell für die Massenbilanzierung von Schwebstoffen in einem vollständig durchmischten Hochwasserrückhaltebecken bietet sich die Umformulierung von Gl. 3-50 auf der Massenbasis an:

$$V \frac{dm}{dt} = Q m_{\text{ein}} - Q m - v_s A_s m \quad \text{Gl. 3-52}$$

Für den stationären Zustand kann Gl. 3-52 unter Verwendung von  $\beta$  analog zur Gl. 3-51 formuliert werden zu

$$\frac{m}{m_{\text{ein}}} \equiv 1 - \frac{m_{\text{sed}}}{m_{\text{ein}}} = \beta = \frac{1}{1 + v_s \frac{A_s}{V} t_{\text{th}}} \quad \text{Gl. 3-53}$$

mit der Masse  $m$  am Auslauf sowie der abgelagerten Masse  $m_{\text{sed}}$ .

Pfropfenströmungsreaktoren liegt die Annahme zu Grunde, dass die Advektion der dominierende Prozess ist. Im Gegensatz zum Mischungsströmungsreaktor findet eine vollständige Durchmischung nur lateral und vertikal zur Fließrichtung statt, nicht jedoch in Fließrichtung selbst. Im beschriebenen Idealfall ist  $Pe \rightarrow \infty$  und  $D = 0$ . Folglich verlassen Stoffe den Reaktor in derselben Reihenfolge, in welcher sie eingetragen wurden. Das Modell setzt voraus, dass die Längsausdehnung des Reaktors im Vergleich zur lateralen Ausdehnung entsprechend groß ist.

Aus der Abbaugleichung erster Ordnung

$$\frac{\partial c}{\partial t} = -u \frac{\partial c}{\partial x} - kc \quad \text{Gl. 3-54}$$

mit der mittleren Fließgeschwindigkeit  $u$  lässt sich unter stationären Bedingungen sowie den Randbedingungen  $c = c_{\text{ein}}$  an der Stelle  $x = 0$  die Transferfunktion  $\beta$  ausdrücken durch

$$\beta = \frac{c}{c_{\text{ein}}} = e^{-kt} \quad \text{Gl. 3-55}$$

Wird der Sedimentationsprozess in Analogie zum Abbauprozess (Gl. 3-50) unter Verwendung eines Kinetikfaktors erster Ordnung

$$k_s = \frac{v_s}{h} \quad \text{Gl. 3-56}$$

mit der Wassertiefe  $h$  in der Form  $k_s V c$  ausgedrückt, so kann der Kinetikfaktor  $k$  in Gl. 3-55 einheitsgetreu durch  $k_s$  ersetzt werden. Damit lautet die Transferfunktion unter alleiniger Berücksichtigung der Sedimentation

$$\beta = \frac{c}{c_{\text{ein}}} = e^{-v_s \frac{A_s t_{\text{th}}}{V}} \quad \text{Gl. 3-57}$$

Gurmessa (2007) zeigt unter Verwendung einer Vielzahl 2D-numerischer Simulationen zum Schwebstofftransport in idealisierten sowie unregelmäßig geformten Dauerstaubecken, dass die stationären analytischen Lösungen von Mischungsströmungsreaktoren wie auch von Pfropfenströmungsreaktoren geeignete Werkzeuge zur ersten Abschätzung von Sedimentationsmengen in Dauerstaubecken unter der vereinfachten Annahme stationärer Bedingungen darstellen. Die Untersuchungen berücksichtigen neben unterschiedlichen hydraulischen Randbedingungen und Korngrößen sowohl stationäre als auch instationäre Zu- und Abflussrandbedingungen. Im Fall der instationären Randbedingungen treten deutliche Abweichungen der numerischen Ergebnisse von den stationären analytischen Lösungen auf. Die Anwendung der analytischen Lösung auf unregelmäßig geformte Dauerstaubecken führt zu größeren Abweichungen bezüglich der numerischen Ergebnisse als im Falle idealisierter Beckengeometrien. Tendenziell verhalten sich die von Gurmessa untersuchten idealisierten Dauerstaubecken (Längen- zu Breitenverhältnisse von 5:1 - 16:1) wie Pfropfenströmungsreaktoren, wohingegen die unregelmäßig geformten Dauerstaubecken tendenziell besser durch die analytische Lösung der Mischungsströmungsreaktoren beschrieben werden können. Bei sehr kleinen theoretischen Aufenthaltszeiten nähern sich die numerischen Ergebnisse gleichermaßen den Lösungen von Mischungs- wie auch Pfropfenströmungsreaktoren an.

Förster (2008) führt mit 0D und 2D-numerischen Modellen an einem an der Elbe geplanten



Poldersystem vergleichende Untersuchungen zum Einfluss des Wasserrückhalts auf die Dynamik des gelösten Sauerstoffs durch. Die hydraulische Modellierung des aus zwei Einzelpoldern bestehenden Systems mit einem gesamten Retentionsvolumen von circa  $4 \cdot 10^6 \text{ m}^3$  erfolgt im 0D-Modell über zwei Mischungsströmungsreaktoren sowie als 2D-Modell unter Verwendung von MIKEFLOOD (DHI, 2004). Die berechneten Abflüsse dienen als Randbedingungen für die anschließende Wasserqualitätsmodellierung, welche Entstehung und Abbau organischen Materials, Sauerstoffaustausch mit der Atmosphäre, Respiration und Absetzverhalten von Phytoplankton sowie Temperaturänderungen im System beinhaltet. Einer Simulationsdauer von 5 h im Falle des 2D-numerischen Modells steht eine Dauer von 2,5 min für die 0D-Modellierung gegenüber. Die Dynamik des gelösten Sauerstoffs wird in der Anfangsphase der Polderflutung von beiden Modellen ähnlich simuliert, allerdings divergieren die Resultate, sobald der Abfluss aus dem Poldersystem einsetzt. Förster führt dies auf die unterschiedliche räumliche Diskretisierung der beiden Modelle zurück. Für eingehende Sensitivitätsanalysen oder die Durchführung von Monte-Carlo-Simulationen empfiehlt Förster dennoch, zunächst vereinfachte Ansätze, wie zum Beispiel 0D-Modelle zu verwenden. 2D-numerische Modelle sollten bevorzugt im Falle komplexer Topographien von Überflutungsflächen oder Poldersystemen, einer hohen räumlichen Variabilität der Fließgeschwindigkeiten sowie guter Kenntnis der Wasserqualitätsparameter verwendet werden.

#### 3.2.2. 1D-Modelle

Die Verwendung 1D-numerischer Verfahren zur Untersuchung des Schwebstofftransports und damit verknüpfter Prozesse ist grundsätzlich nur dann gerechtfertigt, wenn die Gradienten der Fließgeschwindigkeit und der transportierten Größen ausschließlich zeitlich und in Längsrichtung des Gewässers auftreten. Hierdurch sind die Anwendungen auf Rückhaltebecken ohne ausgeprägte Rezirkulationsströmungen oder laterale Geschwindigkeitskomponenten limitiert.

Es existieren unterschiedliche 1D-numerische Verfahren, welche neben den hydrodynamischen Grundgleichungen Ansätze zur Berechnung des Schwebstofftransports enthalten.

Mit dem Strömungs- und Transportmodell COSMOS (Contaminant and Sediment Transport Modelling System) kann das Transportverhalten von sorptiven Schadstoffen auf mittel- bis großskaligen Gewässerabschnitten (10 km bis 200 km) quantitativ beschrieben werden. COSMOS beinhaltet ein Sedimentschichtenmodell sowie ein Schadstofftransportmodell, welches sowohl gelöste als auch partikuläre Substanzen sowie deren Interaktion berücksichtigt. Von Kern (1997) wird unter Verwendung von COSMOS die Transportdynamik von Cadmium in der Stauhaltung Lauffen am Neckar untersucht.

Das Programmpaket MIKE11 (DHI) ermöglicht unter Verwendung von Ergänzungsmodulen 1-dimensionale, instationäre Transportberechnungen von kohäsivem Sediment unter Berücksichtigung von Advektion und Dispersion.

Das ISIS Water Quality Modul (Halcrow) basiert auf einer vorangegangenen hydraulischen

Simulation mit ISIS Professional und löst die eindimensionale Advektions-Diffusionsgleichung sowie beliebige biochemische Gleichungen.

Lindenschmidt et al. (2008) verwenden eine zur quasi-2D erweiterte Form des 1D-hydraulischen Verfahrens DYNHYD in Kombination mit dem Stofftransportmodul TOXI, um ein methodisches Beispiel für die Durchführung einer Umweltverträglichkeitsprüfung für überflutete Flächen, wie sie von der EU-Wasserrahmenrichtlinie gefordert wird, zur Verfügung zu stellen. Gegenstand der Arbeit sind geplante Polder, für welche das Risiko erhöhter Zinkimmissionen besteht. Basierend auf der durchgeführten Wasserqualitätsmodellierung wird eine Modifikation der Poldergeometrie vorgeschlagen, um die Ablagerung kontaminierten Sediments auf einer kleineren Fläche im Polder zu konzentrieren.

#### **3.2.3. 2D-Modelle**

Vertikalgemittelte, zweidimensionale Strömungsmodelle finden ihre Anwendung in der Berechnung von hydraulischen Größen in flachen Oberflächengewässern, in welchen die Vertikalkomponenten der Strömungsgeschwindigkeit eine untergeordnete Rolle spielen. Dies trifft auf eine Vielzahl von Fragestellungen aus der Hydrodynamik zu. Ist die vertikale Strukturierung der Wassersäule von Interesse, so können hierzu zweidimensionale, vertikal strukturierte Verfahren eingesetzt werden, bei denen die Grundgleichungen über die Breite integriert werden.

##### **3.2.3.1. Das TELEMAC Modellsystem**

Das TELEMAC Modellsystem beinhaltet einen Satz Finiter-Elemente-Verfahren, welche für 2D- und 3D-numerische Simulationen auf dem Gebiet der Hydrodynamik, der Sedimentologie sowie der Wasserqualität erforderlich sind. In dieser Arbeit werden das 2D-hydrodynamisch numerische Verfahren TELEMAC-2D (EDF, 2002) und das Sedimenttransportmodul SUBIEF (EDF, 2000) verwendet.

Als Kern des TELEMAC Modellsystems löst TELEMAC-2D die zweidimensionalen Navier-Stokes-Gleichungen auf unstrukturierten Rechengittern. Die Wassertiefe sowie die tiefengemittelten Geschwindigkeitskomponenten in beiden horizontalen Raumrichtungen sind die wesentlichen Ergebnisvariablen. Neben einer konstanten Wirbelviskosität bietet TELEMAC-2D zur Berücksichtigung turbulenter Strukturen das Elder-Modell (3.1.2.3) sowie das  $k$ - $\epsilon$ -Modell und das Smagorinsky Modell, welches im Rahmen der Large-Eddy-Simulation zum Einsatz kommt. Die Wirkung der Sohlrauheit kann unter Verwendung der Ansätze von Chézy, Strickler, Manning, Nikuradse sowie Haaland berechnet werden. Es stehen unterschiedliche Advektionsschemata zur Verfügung. Neben dem Charakteristikenverfahren sind dies unter anderem Varianten des Streamline Upwind Petrov-Galerkin-Verfahrens sowie Hybrider Verfahren. Trockenfallende Elemente können entweder durch einen Maskierungsalgorithmus temporär aus der Berechnung ausgeschlossen werden oder über die Korrektur des Oberflächengradienten in den betroffenen Elementen verarbeitet werden. Zur Lösung der Gleichungssysteme werden dem Benutzer ebenfalls verschiedene Methoden zur Verfügung gestellt.

Das Transportmodul SUBIEF löst die Advektions-Diffusions-Gleichung (Gl. 3-45) zur Beschreibung des Sedimenttransports. Durch Sedimentation hervorgerufene Massenflüsse werden unter der Verwendung der Sohlschubspannungsgeschwindigkeit analog zu Gl. 3-38 berechnet zu

$$\dot{S} = v_s c \left( 1 - \left( \frac{u_*}{u_{*,d}} \right)^2 \right) \quad \text{Gl. 3-58}$$

Erosive Massenflüsse werden analog zu Gl. 3-36 beschrieben durch

$$\dot{E} = M \left( \left( \frac{u_*}{u_{*,e}} \right)^2 - 1 \right) \quad \text{Gl. 3-59}$$

Hieraus folgt die Sohlevolution an den Gitterknoten pro Zeitschritt  $\Delta t$  zu

$$E = \frac{S - \dot{E}}{c_f} \Delta t \quad \text{Gl. 3-60}$$

Mit der Konzentration der abgelagerten Sedimentschicht  $c_f$ .

Das Strömungsfeld zur Lösung der Advektions-Diffusionsgleichung resultiert aus der vorgeschalteten hydraulischen Berechnung mit TELEMAC-2D. Wird zur Berechnung der Turbulenz im Rahmen der hydraulischen Modellierung das  $k$ - $\varepsilon$ -Modell verwendet, so muss die Ausgabedatei der hydraulischen Berechnung neben den hydraulischen Größen auch die jeweiligen turbulenten Viskositäten enthalten.

Die zu transportierenden Variablen sowie erforderliche Parameter werden in einer Wasserqualitätsdatei definiert (Abb. 3-1), in welcher auch beliebige Modellgleichungen, so zum Beispiel Abbau- oder Sorptionsgleichungen definiert werden können. Über die Ausführung des Skriptes wq2subief wird aus der Wasserqualitätsdatei automatisch das Wasserqualitätsverzeichnis generiert, welches eine wesentliche Eingabe eines SUBIEF-Rechenlaufes darstellt.

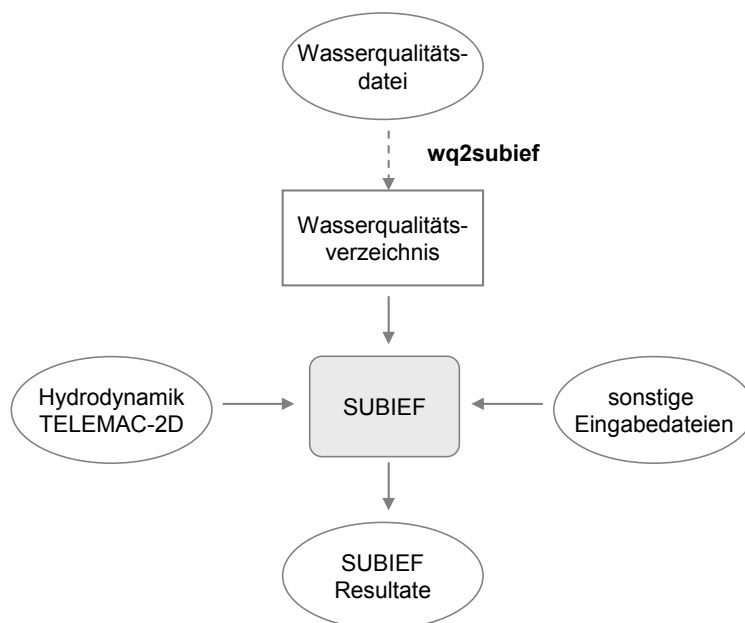


Abb. 3-3: Struktur des Transportmoduls SUBIEF.

In weiteren Eingabedateien werden beispielsweise die Anfangs- und Randbedingungen einer Transportsimulation sowie mögliche Quellen und Senken im Modellgebiet spezifiziert.

Jacoub (2004) verwendet die Kombination von TELEMAC-2D und SUBIEF zur Modellierung des Schwebstofftransportes im Hochwasserrückhaltebecken Hüttenbühl unter Berücksichtigung unterschiedlicher Regelabflüsse. Neben Transport, Sedimentation und Erosion sind Ad- und Desorptionsprozesse von Schadstoffen sowohl in der Wassersäule als auch im Porenwasser des abgelagerten Sediments modellhaft beschrieben.

Hardy et al. (2000) simulieren unter Verwendung von TELEMAC-2D und SUBIEF-2D Schwebstoffablagerungen auf überfluteten Vorländern des Flusses Culm in Großbritannien. Numerisch stabile Simulationen wurden durch die Implementierung eines verbesserten Nass-Trocken-Algorithmus erzielt.

Gourmessa (2007) untersucht unter Verwendung von TELEMAC-2D sowie des Transportmoduls Sisyphe, welches ebenfalls Teil des TELEMAC Modellsystems ist, das Verhalten des Schwebstofftransports in idealisierten und realen Dauerstaubecken in Abhängigkeit des Grades der Instationarität der Randbedingungen am Zu- und Ablauf der Becken.

#### 3.2.3.2. Weitere 2D-Modelle

Kantoush (2008) vergleicht mit dem 2D-tiefengemittelten Verfahren CCHE2D durchgeführte numerische Strömungs- und Transportsimulationen mit den Ergebnissen physikalischer Modellversuche, durchgeführt an einem rechtwinkligen, 4m breiten, 6 m langen Becken mit einer Wassertiefe von 0,2m. Ziel der Untersuchung ist zum einen, die experimentelle und

numerische Untersuchung des Geometrieinflusses auf den Sedimenttransport, zum anderen werden die Sensitivität unterschiedlicher Strömungs- und Sedimentparameter sowie Turbulenzmodelle getestet. Die beobachteten Strömungs- und Ablagerungsmuster weisen in den ebenen Becken ohne Querschnittsgliederung und Gefälle sowohl im physikalischen als auch im numerischen Modell starke Asymmetrien auf und verhalten sich sehr sensitiv gegenüber den Anfangs- und Randbedingungen.

Büttner et al. (2006) kalibrieren und verifizieren ein detailliertes Schwebstofftransportmodell eines 4 km langen Abschnitts der Vorländer der mittleren Elbe an Hand von Messungen der Geschwindigkeit an sechs Querprofilen, der Schwebstoffkonzentration sowie mit Hilfe von Sedimentfallen gemessener Mengen abgelagerten Schwebstoffs. Zum Einsatz kommen hierbei das hydraulische Modell RMA-2 und das Transportmodell SED2d-WES. Die Sinkgeschwindigkeit und die kritische Sedimentationsschubspannung werden als sensitivste Parameter genannt. Nichtsdestotrotz erlaubt die eingesetzte Modellierungstechnik, die Sedimentablagerung auf den Vorländern der Elbe realistisch wiederzugeben.

Weitere Modelle, welche in der Lage sind, 2D-tiefengemittelte Strömungs- und Schwebstofftransportprozesse zu beschreiben, sind unter anderem SOBEK (Delft Hydraulics) sowie MIKE21 (DHI) unter Verwendung spezifischer Zusatzmodule.

#### **3.2.4. 3D-Modelle**

Baptist (2005) verwendet DELFT3D sowohl im drei- als auch im zweidimensionalen Modus zur Beschreibung des Sedimenttransports unter Vegetationseinfluss auf den Vorländern der Allier in Frankreich und kommt zu der Erkenntnis, dass die Resultate der 2D-Simulationen durch eine Anpassung der Sohlschubspannung an durch Vegetation geprägte Verhältnisse denen der 3D-Simulation nahe kommen.

#### **3.2.5. Unsicherheiten in der Modellanwendung**

Ungenauigkeiten bei der Anwendung numerischer Modelle haben ihre Ursache in einer Vielzahl von Fehlern und Ungenauigkeiten. Fehler stellen dabei erkennbare Defizite dar, welche nicht aus Wissenslücken resultieren. Beispiele hierfür sind Diskretisierungsfehler in Raum und Zeit, Konvergenzfehler auf Grund nicht abschließend ausgeführter Iterationsprozesse, Rundungsfehler durch Erreichen der Computergenauigkeit, Fehler bei der Modellierung sowie Fehler im Programmcode. Im Gegensatz hierzu lassen sich Unsicherheiten als potenzielle Defizite definieren, deren Ursache durchaus in einem unzureichenden Wissensstand besteht. Unsicherheiten entstehen, wenn sich durch die verwendeten Gleichungen die Realität nur unzureichend oder im Falle hoher Komplexität des Systems auf dem aktuellen Wissensstand möglicherweise überhaupt nicht beschreiben lässt. Eine weitere Quelle für Unsicherheiten resultiert aus fehlenden Eingangsdaten oder Daten mangelhafter Qualität (Casey & Wintergerste, 2000).

Im konkreten Fall der Modellierung des Schwebstofftransportes in Hochwasserrückhaltebecken setzen sich mögliche Unsicherheiten aus den folgenden Aspekten zusammen:

- Daten

Die Kalibrierung des hydraulischen Modells wird oftmals daran scheitern, dass in der Regel für Einstauereignisse in Hochwasserrückhaltebecken keine detaillierten Informationen über Geschwindigkeitsverteilungen vorliegen.

Die Beprobung von Hochwasserrückhaltebecken auf Schwebstoffe, erforderlich für die Transportmodellierung, wird dadurch erschwert, dass eine Vielzahl von kleinen und mittleren Rückhaltemaßnahmen in Teileinzugsgebieten lokalisiert sind, in welchen Hochwasserwellen in der Größenordnung von einigen Stunden ablaufen. Eine ständige Bereitschaft ist somit vonnöten, um rechtzeitig, d.h. vor dem Durchlauf des Hochwasserscheitels am Beprobungsort präsent zu sein. Korngrößenverteilungen und Konzentrationen variieren erheblich über die Dauer eines Hochwasserereignisses, so dass Probenahmen zu mehreren Zeitpunkten während des Wellenablaufes am Zu- und Ablauf des Rückhaltebeckens erforderlich sind.

Parameter, welche an Gewässergütemessstationen häufig aus Mischproben über einen längeren Zeitraum oder aus Einzelproben mit größerem zeitlichen Abstand gewonnen werden, sind in der Regel für die instationäre Modellierung von Transportereignissen wenig aussagekräftig. Ist eine ereignisbezogene Probenahme nicht möglich, so fehlen wichtige Informationen über den Konzentrationsverlauf sowie die Korngrößenverteilung.

Zur Bestimmung von Sedimentationsmengen während eines Einstauereignisses im Falle von Trockenbecken bedarf es der vorherigen Ausbringung von Sedimentfallen, dies können beispielsweise handelsübliche Kunstrasenmatten sein. Auf Grund der großen räumlichen Heterogenität der Ablagerungsmuster auf vegetationsdominierten Überflutungsflächen (Barborowski et al., 2007) darf der Informationsgehalt der auf diese Weise gewonnenen Daten jedoch nicht überbewertet werden.

Da die Korngrößen abgelagerten Sediments von denen in der Wasserphase abweichen, muss die Ermittlung der Sinkgeschwindigkeit in situ erfolgen (Thonon et al., 2006), ebenso sind die Ablagerungsmengen des mit Sedimentfallen gewonnenen Materials daher nicht auf bestimmte Kornfraktionen zurückzuführen.

Die größten Unsicherheiten sind mit der Bestimmung der kritischen Sedimentationsschubspannungen verbunden, da die Schwebstoffe nicht in ihrem im realen System vorliegenden Zustand in ein Laborgerinne transferiert werden können, wo erforderliche Messungen möglich wären. Weitere Unsicherheitsfaktoren stellen physikochemische Parameter dar, welche über die Dauer des Einstauverlaufs erhoben werden müssten, aber meist nicht vorliegen.

- Prozesse

Ad- und Desorptionsprozesse von partikulärgebundenen Schadstoffen an Partikel sowie die Bildung und Zerschlagung von Flocken lassen sich unter idealisierten Bedingungen ansatzweise modellhaft beschreiben. Die verfügbaren Modelle basieren in der Regel jedoch

auf einem hohen Grad der Parametrisierung. Zum einen lassen sich die realen Prozesse dadurch nicht exakt darstellen, zum anderen lässt sich eine vollständige Bereitstellung der erforderlichen physikochemischen, biologischen und sedimentologischen Parameter nicht bewerkstelligen.

Nicht abschließend geklärt sind die Prozesse der Sedimentation und Resuspension unter Vegetationseinfluss ebenso wie die Ausprägung der Schubspannung unter dieser Bedingung (siehe Kapitel 3.1.4). Turbulente Strukturen können mit den existierenden Ansätzen nur näherungsweise modelliert werden.

- Modell

Eine wesentliche Unsicherheit im Kontext der einzusetzenden Modellverfahren stellt die Wahl der geeigneten Modelldimensionalität dar. Verschiedene Autoren zeigen, dass 2D-tiefengemittelte Verfahren zur Simulation des Schwebstofftransportes auf Überflutungsflächen geeignet sind. Die Dimensionen der Wasserkörper in Hochwasserrückhaltebecken, insbesondere in Trockenbecken, deren Längenausdehnung die Wassertiefe oftmals um mehr als den Faktor  $10^2$  übersteigt, deuten ebenfalls darauf hin, dass es sich um vertikal durchmischte Wasserkörper handelt, in denen die Ausdehnung der turbulenten Strukturen die Wassertiefe um ein Vielfaches übersteigt. Durch die vorhandene Vegetation in Trockenbecken ist die großräumige Dominanz von Wirbelstrukturen mit horizontaler Achse nicht zu erwarten.

Betrachtet man hingegen Dauerstaubecken, so sind diese Annahmen bei größeren Wassertiefen unter Umständen nicht mehr gewährleistet. Saisonale oder konzentrationsbedingte Dichteschichtungen sowie vertikal gerichtete Fließgeschwindigkeiten machen in diesem Fall den Einsatz dreidimensionaler Modelle empfehlenswert.

## 4. Räumlich-zeitliche Sedimentation in Retentionsanlagen

Eine wesentliche Komponente im Rahmen der Bewirtschaftung von Hochwasserrückhaltebecken sowie der Erarbeitung einzugsgebietsbezogener Sediment- und Schadstoffmanagementpläne ist das Wissen um die Menge sowie die räumliche Verteilung der Sedimente, welche während eines Hochwasserereignisses im Retentionsraum eingetragen und abgelagert werden. Im Rahmen dieser Arbeit steht der Transport und die Sedimentation von Schwebstoffen im Vordergrund, da diese im Fall erhöhter Abflüsse eine besondere Rolle als Transportmedium gebundener Schadstoffe einnehmen und gemeinsam mit diesen in den strömungsberuhigten Bereichen der Hochwasserrückhaltebecken abgelagert werden können.

Ohne Anspruch auf eine exakte Quantifizierung von Ablagerungsmengen spezifischer Standorte zu erheben, sollen in diesem Kapitel die maßgeblichen Strömungs- und Transportphänomene, welche in unterschiedlichen Typen von Hochwasserrückhaltebecken auftreten, näher beleuchtet werden. Die hydrologischen wie auch sedimentologischen Größen am jeweiligen Beckenzulauf werden als gegeben betrachtet und sind nicht Gegenstand der nachfolgenden Quantifizierungsmethoden. Von Interesse sind vielmehr die Identifikation dominierender Prozesse sowie die Abhängigkeit der Ablagerungsmengen- und -muster von verschiedenen Einflussfaktoren wie der Beckenform oder der Beckensteuerung, welche jeweils in Kombination mit den einzugsgebietspezifischen aber nichtsdestotrotz ereignisabhängigen hydrologischen und sedimentspezifischen Größen im Zulauf der Hochwasserrückhaltebecken betrachtet werden müssen. In den nachfolgenden Kapiteln werden für Hochwasserrückhaltebecken die Faktoren erarbeitet, welche wesentlichen Anteil am Sedimentrückhalt während des Beckenbetriebs haben.

Untersucht werden Trockenbecken im Hauptschluss, Polder (Trockenbecken im Nebenschluss) sowie Dauerstaubecken. Hierbei werden nur diejenigen Dauerstaubecken betrachtet, welche im Gegensatz zu Talsperren ausschließlich als Hochwasserschutzmaßnahme fungieren. Besonderer Fokus wird jedoch auf die Prozesse in Trockenbecken im Hauptschluss gelegt, da für diesen Beckentyp der Kenntnisstand derzeit am geringsten ist.

### 4.1. Methodik

Zur Beantwortung der im vorhergehenden Kapitel formulierten Fragestellungen werden als Werkzeuge die 2D-numerischen Verfahren TELEMAC-2D zur Strömungssimulation und SUBIEF zur Transportsimulation herangezogen. Dies gewährleistet eine maximale Flexibilität der eingesetzten Modelle zur Untersuchung des Schwebstofftransports und damit einhergehend der räumlich-zeitlichen Sedimentation in den Hochwasserrückhaltebecken bei ausreichender Modellkomplexität. Die Handhabbarkeit 2D-numerischer Modellverfahren ermöglicht zudem, umfangreiche Variantenstudien bei vertretbarem Ressourceneinsatz realisieren zu können.



Aus einer Vielzahl vergleichender Simulationen mit variierenden Beckenformen, Steuerungen und Korngrößen sowie der Durchführung numerischer Tracerexperimente sollen Aussagen zum Transportgeschehen, wesentlichen Einflussfaktoren auf die Rückhalteeffizienz sowie zu Aufenthaltszeiten der Schwebstoffe in den unterschiedlichen Rückhaltebecken abgeleitet werden.

Eine kontinuierliche, sich über die gesamte Ereignisdauer erstreckende Schwebstoffzugabe im Beckenzulauf ermöglicht Aussagen über die Rückhalteeffizienz der jeweiligen Konstellation von Beckenform, hydraulischen Randbedingungen und Sedimenteigenschaften. Eine Aufschlüsselung separater, füllstandsabhängiger Transportwege und -phänomene ist auf diesem Wege jedoch nicht realisierbar. Daher erfolgt zusätzlich eine Vielzahl von Transportsimulationen unter gleichen Randbedingungen, jedoch mit stoßweiser, jeweils zehnminütiger Zugabe von Schwebstoffen zu unterschiedlichen Zeitpunkten bzw. Füllständen während des Beckenbetriebs anstelle einer kontinuierlichen Schwebstoffzugabe. Hieraus sollen detaillierte Informationen zur Schwebstoffdynamik in den Hochwasserrückhaltebecken resultieren, welche aus oben beschriebenen Simulationen mit kontinuierlicher Schwebstoffzugabe nicht gewonnen werden können. Jede stoßweise Schwebstoffzugabe wird in einer separaten Simulation realisiert, damit keine Überlagerungen der Konzentrationen aus den unterschiedlichen Zugabezeitpunkten auftreten. Hintergrund dieser Vorgehensweise ist, die relevanten, instationären Transportphänomene (Abb. 4-1) zu verstehen, sie zu quantifizieren und daraus abgeleitet, deren Beeinflussung über wirksame Parameter zu ermöglichen. Dadurch soll ein gezielter Rückhalt von Schwebstoffen in Hochwasserrückhaltebecken möglich werden.

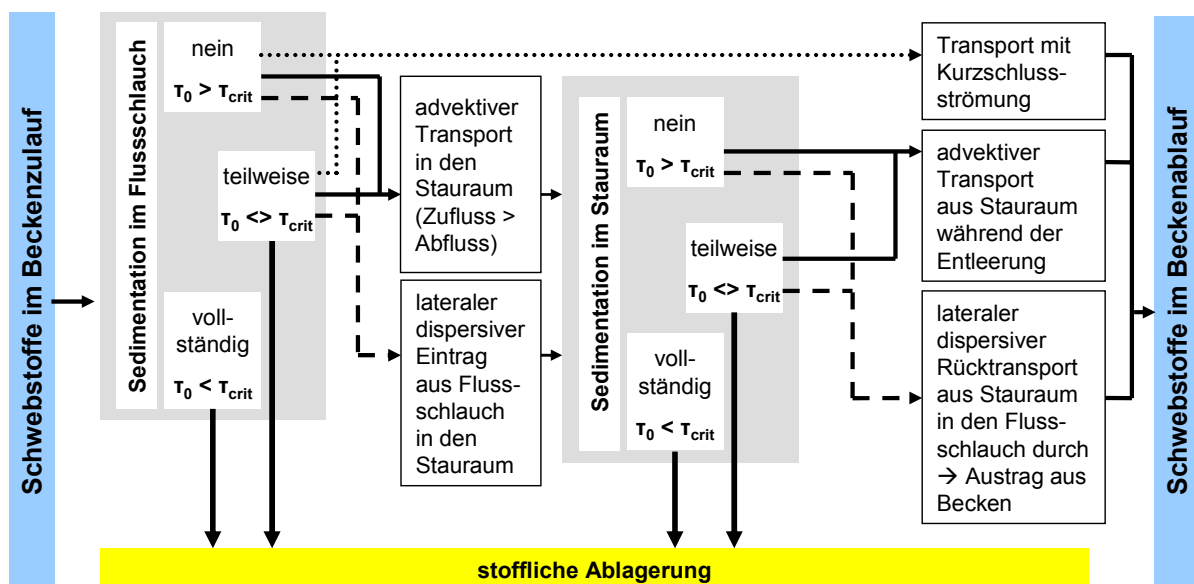


Abb. 4-1: Schematische Darstellung der Wirkungsmechanismen bezüglich Schwebstofftransport und -ablagerung in Trockenbecken ( $\tau_0$  = Sohlschubspannung,  $\tau_{crit}$  = kritische Schubspannung für Sedimentation).

Eine umfangreiche Parameterstudie gibt zunächst Aufschluss über die Sensitivität der verwendeten relevanten physikalischen Größen, welche im Rahmen dieser Untersuchungen nicht an Messdaten kalibriert werden können. Die numerischen Verfahren TELEMAC-2D und

#### 4. Räumlich-zeitliche Sedimentation in Retentionsanlagen

---

SUBIEF wurden bereits in einer Vielzahl von Anwendungsfällen verifiziert (z.B. EDF, 2000; Hervouet, 2007). Daher können aus Simulationen mit vergleichendem Charakter mit jeweils nur geringfügigen Änderungen der Randbedingungen, z.B. der Beckenform oder -steuerung, unter Verwendung ansonsten identischer physikalischer und numerischer Parametersätze auch ohne erfolgte Kalibrierung wertvolle und belastbare Aussagen gewonnen werden, vor allem was die Tendenzen der räumlich-zeitlichen Sedimentation in Hochwasserrückhaltebecken in Abhängigkeit der Randbedingungen betrifft. Durch die relative Betrachtungsweise werden verfahrensbedingte und sonstige systematische Fehler, welche beispielsweise aus der Wahl der physikalischen Parameter resultieren, relativiert, da sie in allen Simulationen gleichermaßen auftreten.

Um die Identifikation einzelner Transportphänomene durch Auswirkungen beckenspezifischer Besonderheiten wie lokal unterschiedlicher Topographie, Landnutzung etc. auf Strömung und Transport zu vermeiden und damit die eindeutige Interpretierbarkeit sowie eine Vergleichbarkeit der Ergebnisse zu ermöglichen, werden für die numerischen Untersuchungen idealisierte Hochwasserrückhaltebecken unterschiedlicher Geometrien gewählt. Aus der Palette physikalisch basierter Prozesse, welche im System Hochwasserrückhaltebecken im Rahmen des Schwebstofftransportes auftreten können, wird in den nachfolgenden Untersuchungen neben der Advektion und Dispersion lediglich die Sedimentation betrachtet. Hierdurch soll die Auswirkung von Systemänderungen auf die Sedimentationsdynamik ausschließlich auf die geänderten Parameter zurückzuführen sein und nicht durch weitere Prozesse überlagert werden. Der Einfluss von Erosion und Resuspension wird, basierend auf den Ausführungen in Kapitel 3, vernachlässigt, was bei Trockenbecken sicherlich gerechtfertigt ist, bei Dauerstaubecken unter Umständen jedoch zu einem etwas zu hohen Sedimentrückhalt führen kann. Abb. 4-2 zeigt alle geometrischen Varianten, welche Bestandteil der weiteren Untersuchungen sind. Allen Varianten der Trocken- und Dauerstaubecken in Abb. 4-2 sind die maximalen Ausdehnungen der Wasserkörper im Einstaufall sowie gegebenenfalls die Ausdehnung der Dauerstauvolumina zu entnehmen.

Im Zusammenhang mit den Trockenbecken wird neben unterschiedlichen Längen- zu Breitenverhältnissen der Einfluss asymmetrisch angeordneter Zuflüsse untersucht. Für die Simulation der Transportprozesse in Dauerstaubecken werden die gleichen Beckenformen (TB 1, TB 2 und TB 6) verwendet. Auf Grund der Dauerstauvolumina zu Beginn der Einstauereignisse ist jedoch eine geringfügige Verlängerung der Becken TB 1 und TB 6 gegenüber den Trockenbeckenvarianten nötig.

Den untersuchten Poldern liegen im Gegensatz zu den Rückhaltebecken im Hauptschluss abweichende Geometrien zu Grunde. Dies resultiert aus der Tatsache, dass Polder in der Regel Volumina aufweisen, welche die von Hochwasserrückhaltebecken im Hauptschluss um ein Vielfaches übersteigen. Hinzu kommt, dass das Längsgefälle von Poldern durch ihre Lage überwiegend an Flachlandflüssen häufig geringer ausfällt als das von Becken im Hauptschluss. Polder werden zudem oft als System, bestehend aus mehreren miteinander verbundenen Stauräumen, betrieben.

#### 4. Räumlich-zeitliche Sedimentation in Retentionsanlagen

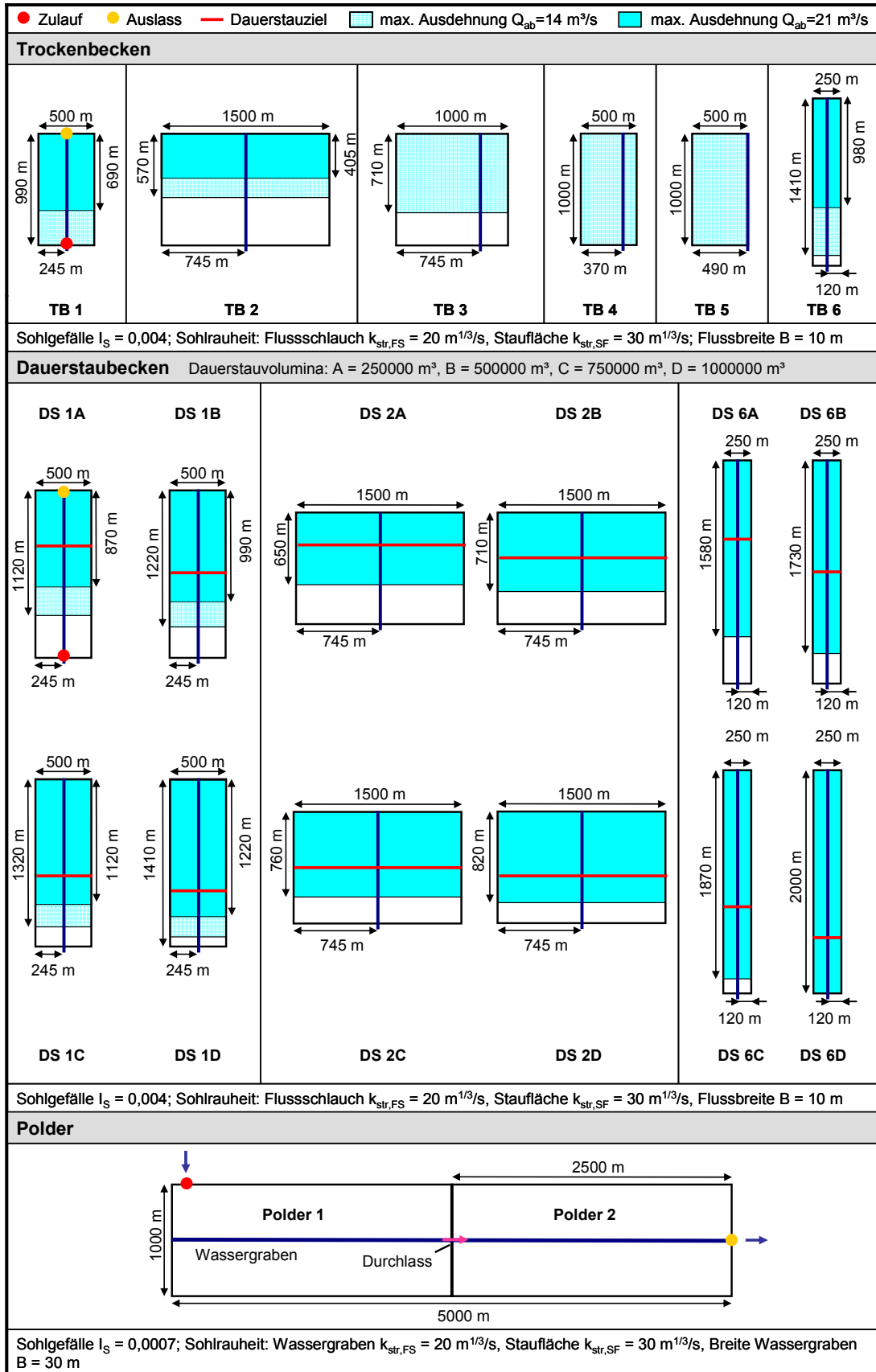


Abb. 4-2: Übersicht der untersuchten Varianten der Hochwasserrückhaltebecken (Trocken- und Dauerstaubecken jeweils mit maximaler Ausdehnung des Wasserkörpers in Abhängigkeit des Regelabflusses  $Q_{ab}$  bzw. des Dauerstauvolumens).

### 4.1.1. Durchführung der numerischen Simulationen

Die Kombinationen der betrachteten geometrischen und hydraulischen Varianten resultieren in Wasserkörpern in den Hochwasserrückhaltebecken, bei welchen die vertikale Ausdehnung in Relation zur horizontalen Ausdehnung selbst bei maximalen Füllständen signifikant kleiner als eins ist. In derart flachen Wasserkörpern werden die turbulenten Bewegungen von großskaligen, zweidimensionalen Strukturen dominiert, welche in der Regel um ein Vielfaches größer als die Wassertiefe sind. Die Ausdehnung dreidimensionaler turbulenter Strukturen entspricht in Flachwasserströmungen in der Regel maximal der Wassertiefe. Zur Simulation der Strömungs- und Transportprozesse in den Hochwasserrückhaltebecken werden daher die auf der Lösung der Flachwassergleichung basierenden 2D-numerischen Verfahren TELEMAC-2D und SUBIEF herangezogen.

Basis einer Transportsimulation mit SUBIEF bildet die Berechnung des Strömungsfeldes mit dem TELEMAC-2D. Als Ergebnis einer Strömungssimulation erhält man an jedem Knoten des Rechengitters die zeitabhängigen, tiefengemittelten Fließgeschwindigkeitskomponenten in horizontaler Ebene sowie die Wassertiefen, auf welche während der Transportsimulation zur Berechnung der Transportgleichung zurückgegriffen wird. Auf Grund der relativ zur Wassertiefe geringen Ablagerungshöhen im Stauraum findet keine Kopplung von Strömungs- und Transportsimulation statt, bei welcher die Höhenänderung der Sohle kontinuierlich bei der Berechnung der hydraulischen Größen berücksichtigt wird.

#### 4.1.1.1. Aspekte der Strömungssimulationen

##### 4.1.1.1.1. Modellbildung

Für die modellhafte Umsetzung der Trockenbecken in unstrukturierte Dreiecksgitter wird ein sehr feiner, räumlicher Diskretisierungsgrad der Modellgebiete gewählt (Abb. 4-3). Hierdurch wird die detaillierte Abbildung von Strömungsmustern, beispielsweise steiler Geschwindigkeitsgradienten oder mesoskaligen Wirbelstrukturen gewährleistet und der Einfluss der numerischen Dispersion reduziert. Weiterhin wird durch diese Maßnahme der Massenfehler bei der nachfolgenden Transportmodellierung auf Grund trockenfallender bzw. nur teilweise benetzter Elemente im Bereich der Staulinie bei steigendem und fallendem Wasserstand im Stauraum sowie an den Böschungen des Flussschlauchs minimiert. Bates und Hervouet (1999) beschreiben die numerische Behandlung der genannten Problematik, welche insbesondere bei Trockenbecken, aber auch Dauerstaubecken durch die hochgradige Instationarität der Wasserspiegellage während der Einstauereignisse massiv auftritt. Die Wahl kleiner Elemente, welche einen mittleren Knotenabstand von ca. 1,9 m (minimal: 0,75 m, maximal: 14,6 m) aufweisen, resultiert in Rechengittern mit ca. 17000 (TB 1) bis 28000 (DS 2A bis D) Knoten bzw. 33600 (TB 1) bis 56000 (DS 2A bis D) Dreieckselementen.

Die räumliche Diskretisierung des Poldersystems erfolgt gröber als im Fall der Trocken- bzw. Dauerstaubecken. Zum einen limitiert die räumliche Ausdehnung des Poldersystems mit 250 ha die untere Elementgröße hinsichtlich der Simulationszeit, zum anderen ist das Problem der nur teilweise benetzten Elemente im Falle der Polder geringer ausgeprägt. Die Phase, in

welcher eine horizontal-dynamische Staulinie vorliegt ist in Relation zur gesamten Operationszeit des Poldersystems wesentlich geringer, da ab 42 % Füllungsgrad des Stauraumes nur noch eine Ausdehnung in vertikaler Richtung erfolgt. Hieraus resultiert ein Rechengitter mit 15000 Knoten bzw. 30000 Elementen, welche einen mittleren Knotenabstand von ca. 22,8 m (minimal: 3,0 m, maximal: 38,6 m) aufweisen. Für die Rauheitsverteilung wird ein konstanter  $k_{str}$ -Wert von  $20 \text{ m}^{1/3}/\text{s}$  in den Trockenbecken, repräsentativ für Ackerboden bzw. Grasland, und  $30 \text{ m}^{1/3}/\text{s}$  im Flussschlauch gewählt.

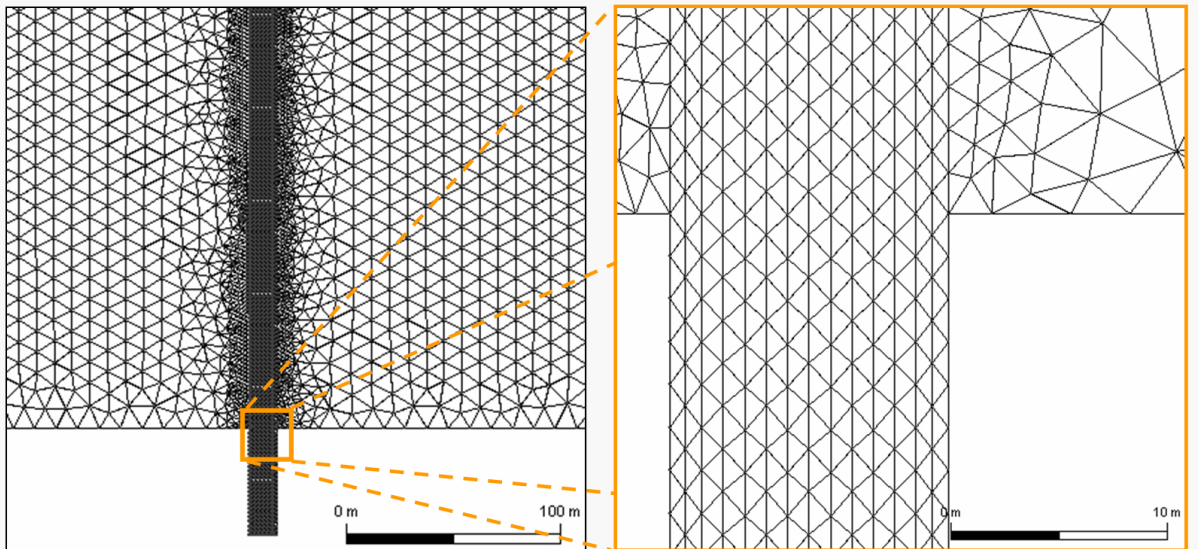


Abb. 4-3: Beispiel der räumlichen Diskretisierung der idealisierten Hochwasserrückhaltebecken.

Die Turbulenzmodellierung erfolgt mit dem  $k$ - $\epsilon$ -Modell. Aus Stabilitätsgründen beträgt der Zeitschritt in allen Simulationen 0,5 s mit Ausnahme der polderbezogenen Simulationen. Hier kann der Zeitschritt auf Grund der größeren Elemente trotz der hohen Fließgeschwindigkeiten im Einlaufbereich zu 1 s gewählt werden.

##### 4.1.1.1.2. Anfangs- und Randbedingungen

- Trockenbecken und Dauerstaubecken im Hauptschluss

Allen Simulationen liegen die gleichen Zuflussganglinien zu Grunde (Abb. 4-4). Durch die konstanten Regelabflüsse von  $14 \text{ m}^3/\text{s}$  bzw.  $21 \text{ m}^3/\text{s}$  resultieren hieraus für jede Beckenform zwei verschiedene Einstauvolumina. Simuliert wird jeweils der Zeitraum von Einstaubeginn bis zur erfolgten Entleerung der Hochwasserrückhaltebecken. Eine vollständige Entleerung der Trockenbecken ist über die Steuerung des Auslaufes mit konstanten Regelabflüssen nicht möglich, da ab einem gewissen Entleerungsgrad des Stauraumes der definierte Regelabfluss von  $14 \text{ m}^3/\text{s}$  bzw.  $21 \text{ m}^3/\text{s}$ , welcher im Modell in Form einer Senke umgesetzt ist, aus der Summe von Beckenzufluss und Volumenstrom aus dem Stauraum nicht mehr gewährleistet werden kann. Folglich verbleiben zum Ende der Simulation geringfügige Volumina zwischen 0,5 % (TB 6) bis 2 % (TB 2) des maximalen Einstauvolumens im Hochwasserrückhaltebecken zurück. Auf eine vollständige Entleerung durch eine Steuerung des Auslaufes über die Wasserspiegellage wird verzichtet, da der zusätzliche Informationsgewinn auf Grund der kleinen Volumina, welche in den Becken verbleiben,

#### 4. Räumlich-zeitliche Sedimentation in Retentionsanlagen

gering ist. Im Fall von Dauerstaubecken tritt dieses Problem nicht auf.

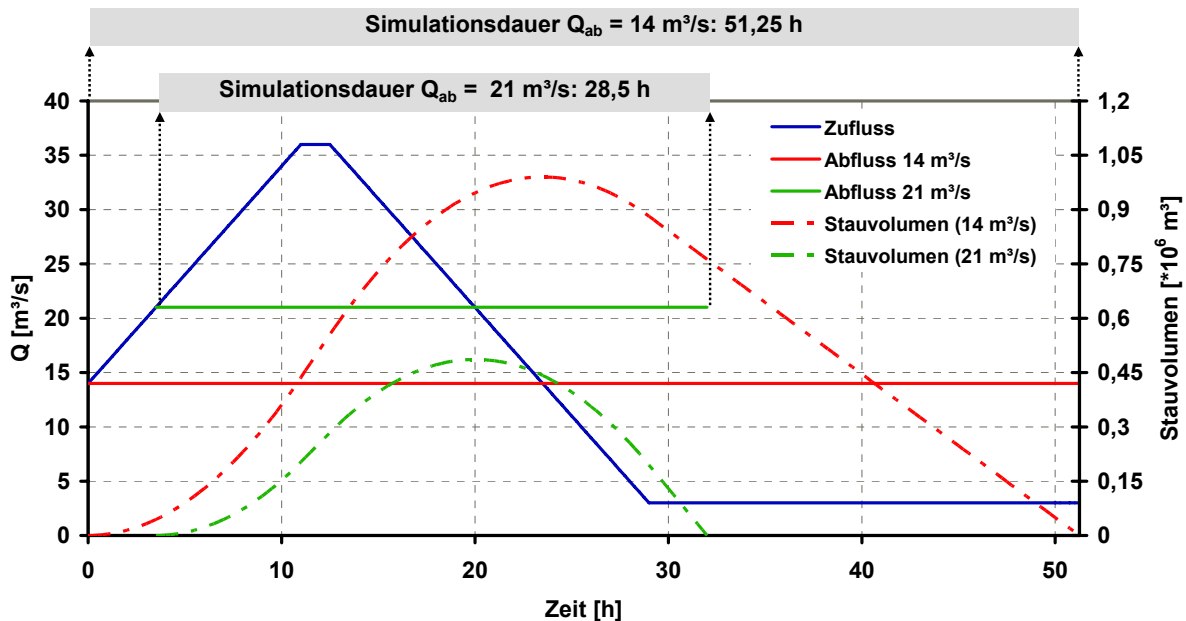


Abb. 4-4: Hydraulische Randbedingungen und daraus resultierende Stauvolumina der numerischen Simulation für den Fall der Trocken- und Dauerstaubecken.

Zu Beginn der Simulationen beträgt das Einstauvolumen der Trockenbecken 0 m<sup>3</sup> bei annähernd bordvollem Abfluss im Flussschlauch. Für die Dauerstaubecken werden Dauerstauvolumina von 250000 m<sup>3</sup>, 500000 m<sup>3</sup>, 750000 m<sup>3</sup> sowie 1000000 m<sup>3</sup> zu Grunde gelegt (Abb. 4-2), diese bilden zusammen mit den jeweiligen stationären Abflüssen zu Einstaubeginn (14 m<sup>3</sup>/s bzw. 21 m<sup>3</sup>/s) die Anfangsbedingungen der Strömungssimulationen.

- Polder

Die Steuerung des Poldersystems, bestehend aus zwei in Reihe geschalteten Einzelpoldern, erfolgt auf zwei unterschiedliche Arten (Abb. 4-5). Beiden Steuerungen liegt ein konstanter Zufluss von 100 m<sup>3</sup>/s in oberen Polder 1 über eine Dauer von 58 h zu Grunde, welcher zu einem Stauvolumen von 2088000 m<sup>3</sup>, jeweils zur Hälfte in Polder 1 bzw. Polder 2 führt. Die gesamte simulierte Betriebsdauer des Poldersystems beträgt in beiden Fällen 106 h.

Im Rahmen der Steuerung 1 ist das Durchlassbauwerk zwischen den Poldern 1 und 2 (vgl. Abb. 4-5) von Beginn an geöffnet. Bei Erreichen der maximalen Wassertiefe in Polder 2 wird das Durchlassbauwerk nach 47 h geschlossen, so dass im Weiteren die Füllung des Polders 1 erreicht wird (beendet nach 58 h).

Steuerung 2 sieht bei geschlossenem Durchlassbauwerk zunächst die vollständige Füllung von Polder 1 vor. Nach Erreichen des maximalen Wasserstandes in Polder 1 nach 29 h wird das Durchlassbauwerk geöffnet und Polder 2 für weitere 29 h geflutet, danach wird das Durchlassbauwerk wieder geschlossen.

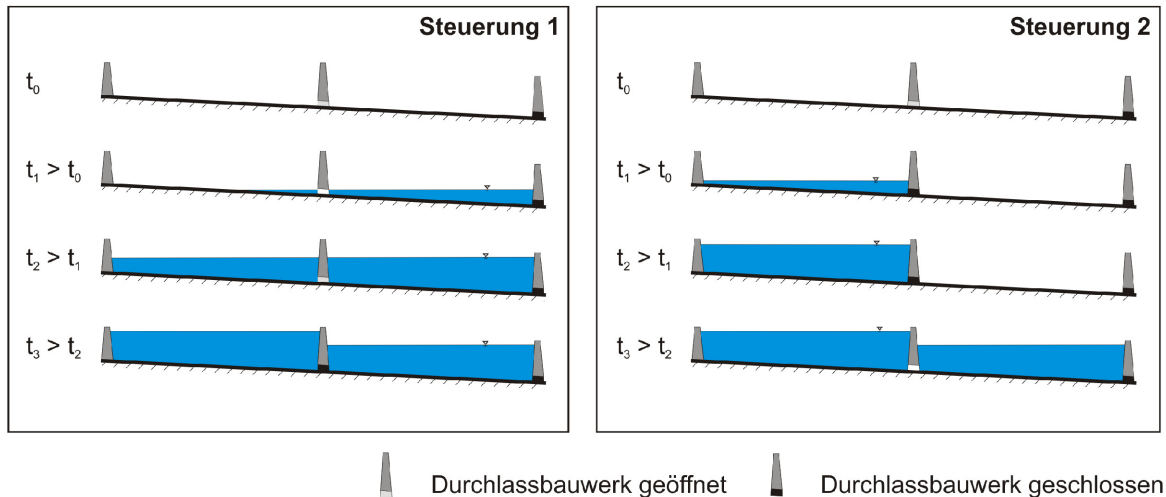


Abb. 4-5: Untersuchte Steuerungsstrategien des Polderverbands.

Im Anschluss an die Füllphase folgt in beiden Fällen eine Standzeit des Wasserkörpers, in welcher kein weiterer Zufluss in die Polder stattfindet. Im Rahmen der Untersuchung soll unter anderem der Zeitpunkt ermittelt werden, zu welchem jeweils eine nahezu vollständige Sedimentation der Schwebstoffe erreicht ist. Daher erfolgt im Weiteren keine Simulation der Entleerungsphase. Zu Simulationsbeginn sind beide Polder vollständig leer.

#### 4.1.1.2. Aspekte der Transportsimulationen

Aufbauend auf den Ergebnissen der Strömungssimulationen erfolgen die Transportsimulationen mit SUBIEF. Im Rahmen der Transportsimulationen werden fünf unterschiedliche Korngrößen (10 µm, 20 µm, 40 µm, 80 µm, 150 µm) betrachtet, da der Schwebstofftransport, resultierend in Sedimentationsmengen und -mustern stark Korngrößenabhängig ist. Zum Prozessverständnis wird für einige Varianten zudem der Transport eines konservativen Tracers simuliert, welcher in seinem Transportverhalten näherungsweise als gelöster Schadstoff interpretiert werden kann.

Aus Stabilitätsgründen beträgt der Zeitschritt analog zu den Strömungssimulationen 0,5 s mit Ausnahme der polderbezogenen Simulationen. Die Turbulenzmodellierung erfolgt über das k-ε-Modell.

Im Schwebstofftransportmodul SUBIEF ist der Sedimentationsfluss in der Form

$$\dot{S} = v_s \cdot c \left( 1 - \left( u_* / u_{*,d} \right)^2 \right) \quad \text{Gl. 4-1}$$

formuliert, mit der Sedimentationsrate  $\dot{S}$ , der Partikelsinkgeschwindigkeit  $v_s$ , der Schwebstoffkonzentration  $c$ , der Schubspannungsgeschwindigkeit  $u_*$  sowie der kritischen Schubspannungsgeschwindigkeit der Sedimentation  $u_{*,d}$ . Die Sinkgeschwindigkeiten sowie die kritischen Schubspannungsgeschwindigkeiten der Sedimentation, wie sie im Weiteren Verwendung finden, sind Tabelle 4-1 zu entnehmen.

Tabelle 4-1: Schwebstoffeigenschaften.

	10 µm	20 µm	40 µm	80 µm	150 µm
$v_s$ [m/s]	$6,87 \cdot 10^{-5}$	$2,75 \cdot 10^{-4}$	$1,10 \cdot 10^{-3}$	$4,21 \cdot 10^{-3}$	$1,29 \cdot 10^{-2}$
$u_{*,d}$ [m/s]	$1,3 \cdot 10^{-3}$	$2,6 \cdot 10^{-3}$	$5,2 \cdot 10^{-3}$	$9,95 \cdot 10^{-3}$	$1,63 \cdot 10^{-2}$

### 4.1.1.3. Anfangs- und Randbedingungen

- Trockenbecken im Hauptschluss

Die Bestimmung der stofflichen Rückhalteeffizienz der Trockenbecken erfolgt über eine kontinuierliche Schwebstoffzugabe über die gesamte Dauer des Beckenbetriebs. Vereinfachend wird angenommen, dass die Konzentration je berechneter Korngröße proportional zum Zufluss ist und während des maximalen Zuflusses von  $36 \text{ m}^3/\text{s}$  einen Wert von  $0,5 \text{ g/l}$  erreicht.

Die detaillierte Untersuchung des Stofftransports basiert auf jeweils 10-minütigen, stoßweisen Schwebstoff- und Tracerzugaben zu unterschiedlichen Zeitpunkten  $t_i$  der Beckenfüllung und -entleerung (Abb. 4-6), wobei die gleiche Zufluss-Konzentrationsbeziehung wie im Falle der kontinuierlichen Zugabe zu Grunde liegt. Die Simulationen der Schwebstoff- und Tracerzugaben erfolgt jeweils in separaten Simulationsläufen, um eine Überlagerung von Konzentrationen unterschiedlicher Zugabezeitpunkte zu vermeiden.

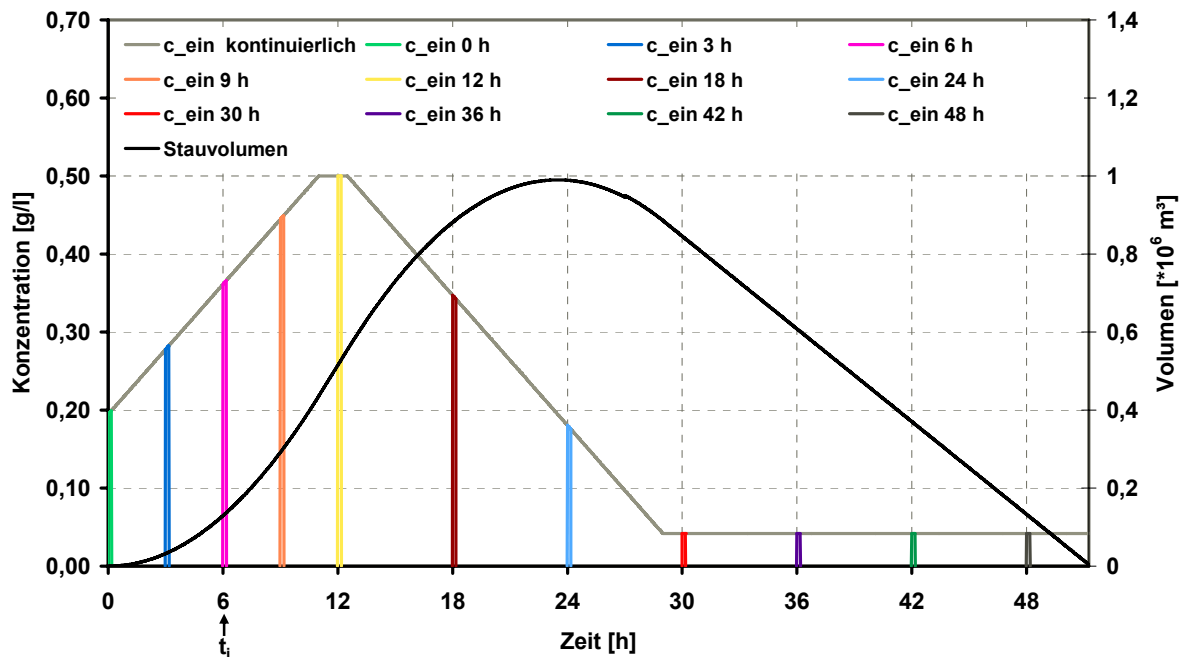


Abb. 4-6: Kontinuierliche sowie stoßweise Schwebstoff- und Tracerzugaben zu den Zeitpunkten  $t_i$  als Randbedingung der Transportsimulationen (Regelabfluss  $Q_{ab} = 14 \text{ m}^3/\text{s}$ ).



Die Zugabezeitpunkte  $t_i$  im Rahmen der Transportsimulationen mit der Regelabgabe von 21 m<sup>3</sup>/s sind 3 h, 6 h, 9 h, 12 h, 18 h und 24 h.

- Dauerstaubecken im Hauptschluss

Die Randbedingungen der Transportsimulationen im Fall der Dauerstaubecken gleichen denen der Trockenbecken im Hauptschluss, allerdings bei verringertem Umfang der Untersuchungen. Allen Dauerstauvolumina sowie den Zuflüssen in die Becken werden als Anfangsbedingung eine Konzentration von 0 g/l zugewiesen.

- Polder

Die vertikale Schwebstoffverteilung feinkörniger, schwach konzentrierter Suspensionen lässt sich unter stationären Bedingungen und homogener isotroper Turbulenz über die dimensionslose, analytische Lösung der Transportgleichung, dem sogenannten Rouse-Profil (Van Rijn, 1993), beschreiben. Unter der Annahme der Ausbildung eines vertikalen Konzentrationsprofils in der Wassersäule des Flusses bzw. auf dessen Vorländern wird auf Grund der Höhenlage des Einlaufbauwerkes des Polders davon ausgegangen, dass für nennenswerte Schwebstoffmassenströme in den Polderraum, basierend auf der Theorie des Rouse-Profiles, lediglich sehr kleine Korngrößen in Frage kommen. Die vereinfachende Annahme, dass die Konzentrationen im Zulauf des Polders analog zu den Hochwasserrückhaltebecken im Hauptschluss proportional zum gesamten Zufluss in den Beckenraum sind, ist in diesem Fall nicht anwendbar, da durch die Einlaufbauwerke nur ein Teil der Hochwasserwellen in den Polder eingetragen wird. Daher muss der Gradient der Schwebstoffkonzentration im Polderzulauf in Relation zum gesamten im Flussschlauch vorliegendem Abfluss und nicht nur zum in den Polder eingetragenen Abflussanteil gesetzt werden. Ob der Konzentrationsverlauf im Polderzulauf annähernd konstant angenommen werden kann, hängt zunächst vom Verhältnis der Zulaufdauer in den Polder zur Dauer des Auftretens der Hochwasserwelle ab. Ist dieses Verhältnis gering, so kann von annähernd konstanten Verhältnissen ausgegangen werden. Weiterhin ist in diesem Zusammenhang von Relevanz, ob der Poldereinlauf direkt am Flussschlauch oder auf dem Vorland in einiger Entfernung zum Flussschlauch gelegen ist, da die größten Konzentrationsänderungen während des Hochwasserereignisses im Flussschlauch auftreten und die maximal mögliche Konzentration durch reduzierte Schubspannungen auf den Vorländern zwangsläufig geringer als im Flussschlauch ausfällt.

Im Rahmen der nachfolgenden Simulationen wird als Korngröße 10 µm gewählt, hierfür wird sowohl ein konstanter (0,1 g/l) als auch ein zeitabhängiger Wert (lineare Abnahme von 0,15 g/l auf 0,05 g/l im Laufe der Polderfüllung) der Zulaufkonzentration verwendet. Die Polder sind zu Beginn der Retention vollständig leer.

#### 4.1.2. Sensitivitätsanalyse

Daten, an Hand derer eine Modellkalibrierung erfolgen kann, liegen nicht vor. Um die Belastbarkeit der Ergebnisse der numerischen Simulationen abschätzen zu können, wird die Ergebnisbandbreite der Untersuchungen im Rahmen von Sensitivitätsanalysen durch Variation der wesentlichen physikalischen Parameter ermittelt. Betrachtet werden am

Beispiel eines Trockenbeckens dabei die Rauheitsverteilung, die kritische Schubspannungsgeschwindigkeit sowie die Sinkgeschwindigkeit jeweils für die Korngrößen 20  $\mu\text{m}$  und 150  $\mu\text{m}$ .

##### 4.1.2.1. Rauheitsverteilung

Trockenbecken weisen in der Regel heterogene Landnutzungsformen auf, diese reichen von Grünland über landwirtschaftliche Nutzung bis hin zur teilweisen Bewaldung. Saisonale Schwankungen in der Oberflächenbeschaffenheit erschweren zusätzlich die Wahl einer Rauheitsverteilung im numerischen Modell, welche als repräsentativ für eine Vielzahl von Trockenbecken angesehen werden kann. Für den Hochwasserrückhalteraum in Dauerstaubecken besteht die gleiche Schwierigkeit der Wahl einer angemessenen Rauheitsverteilung.

Die Wahl einer adäquaten Rauheitsverteilung, im Rahmen der weiteren Untersuchungen über den Stricklerwert  $k_{\text{str}}$  realisiert, beeinflusst auf Grund der TELEMAC-2D und SUBIEF zu Grunde liegenden Gleichungen sowohl die Strömung als auch den Transport bzw. die Sedimentation. Der Rauheitswert  $k_{\text{str}}$  fließt zum einen über den Diffusionsterm in die Saint-Venant-Gleichungen ein, sofern die turbulente Viskosität  $\nu_t$  nicht als konstanter Wert angenommen wird, sondern über die Lösung eines Turbulenzmodells (z.B.  $k$ - $\epsilon$ -Modell) berechnet wird. Erfolgt die Berechnung der turbulenten Viskosität im Rahmen der Strömungsberechnung mit einem Turbulenzmodell, so werden die ermittelten Werte der turbulenten Viskosität  $\nu_t$  für die Lösung der Transportgleichung übernommen. Zum anderen beeinflusst  $k_{\text{str}}$  die Schubspannung als an der Sohle angreifende Kraft auf das Fluid und ist somit ebenfalls Bestandteil der Saint-Venant-Gleichungen. Weiterhin hat die Größe von  $k_{\text{str}}$  Einfluss auf die Höhe der Sedimentationsrate, da  $k_{\text{str}}$  Bestandteil der im Rahmen von SUBIEF verwendeten Formulierung der Schubspannungsgeschwindigkeit  $u_*$  ist.

Auf Grund der Abhängigkeit von Strömung und Transport von  $k_{\text{str}}$  bietet sich eine Überprüfung der Sensitivität dieses Parameters direkt am Beispiel von Transportsimulationen an, da hierbei sowohl Strömungs- als auch Transportprozesse integriert sind. Als Untersuchungsobjekt wird das Trockenbecken TB 3 gewählt, da hier durch die asymmetrische Anordnung des Zulaufs ein ebenfalls unsymmetrisches Strömungsfeld mit maximaler Heterogenität der Geschwindigkeitsverteilungen und Wirbelstrukturen links und rechts des Zulaufs erzeugt wird. Die Rauheitsbelegung erfolgt in drei Varianten mit jeweils konstanten  $k_{\text{str}}$ -Werten von 10  $\text{m}^{1/3}/\text{s}$ , 20  $\text{m}^{1/3}/\text{s}$  und 35  $\text{m}^{1/3}/\text{s}$  sowie zwei Varianten mit jeweils zufällig gewählten Anordnungen 125 m auf 125 m großer Flächen mit  $k_{\text{str}}$ -Werten von 10  $\text{m}^{1/3}/\text{s}$ , 15  $\text{m}^{1/3}/\text{s}$  bzw. 25  $\text{m}^{1/3}/\text{s}$  („random 1“ und „random 2“, vgl. Abb. 4-7). Der  $k_{\text{str}}$ -Wert im Flussschlauch ist in allen Varianten konstant mit einer Größe von 30  $\text{m}^{1/3}/\text{s}$ . Als hydraulische Randbedingungen werden die Zulaufganglinie entsprechend Abb. 4-4 bei einem Regelabfluss von 14  $\text{m}^3/\text{s}$  gewählt.

Abb. 4-7 zeigt die Ablagerungsmuster und die Rückhalteeffizienzen der untersuchten Varianten, welchen eine kontinuierliche Schwebstoffzugabe am Zulauf zu Grunde liegt (Abb. 4-6). Die Ablagerungsmuster der Varianten „random 1“, „random 2“,  $k_{\text{str}} = 10 \text{ m}^{1/3}/\text{s}$  sowie 20  $\text{m}^{1/3}/\text{s}$  weisen bis auf geringe lokale Abweichungen weitgehend einheitliche Ablagerungs-

muster auf. Die zufällige Anordnung der Flächen jeweils gleicher Rauheit resultiert in lokalen Heterogenitäten bezüglich der Ablagerungen. Eine direkte Beziehung zwischen Rauheit und resultierender Gesamtablagerung ist in diesem Fall jedoch nicht erkennbar. Abweichend von den vier genannten Varianten zeigt sich das Trockenbecken mit dem  $k_{str}$ -Wert von  $35 \text{ m}^{1/3}/\text{s}$ . Während alle anderen Varianten während der Füll- und Entleerungsphase lediglich eine moderate Ausbildung mesoskaliger Wirbelstrukturen gemein haben, lässt die glatte Sohle des Beckens die Ausbildung makroskaliger Rezirkulationsströmungen sowohl links- als auch rechtsseitig des Flussschlauches zu, deren Durchmesser bis zur Distanz vom Flussschlauch zur lateralen Beckenberandung anwächst. Durch die Rezirkulationsströmung wird der eingetragene Schwebstoff der Korngröße  $20 \mu\text{m}$  bis weit in den Stauraum transportiert und verlagert das Ablagerungsmaximum von direkter Flussnähe in die linke Ecke auf der Auslassseite des Trockenbeckens. Weiterhin verringert sich die Turbulenz in der Trennfläche zwischen Flussschlauch und Stauraum, was wegen des reduzierten, lateralen Austauschs zu einem sehr engen Ablagerungstreifen bei beiden Korngrößen beidseitig des Flussschlauches führt. Bei der geringsten Sohlrauheit weist die beschriebene Variante somit den größten Rückhalt der eingetragenen Schwebstoffe im Falle beider Korngrößen auf.

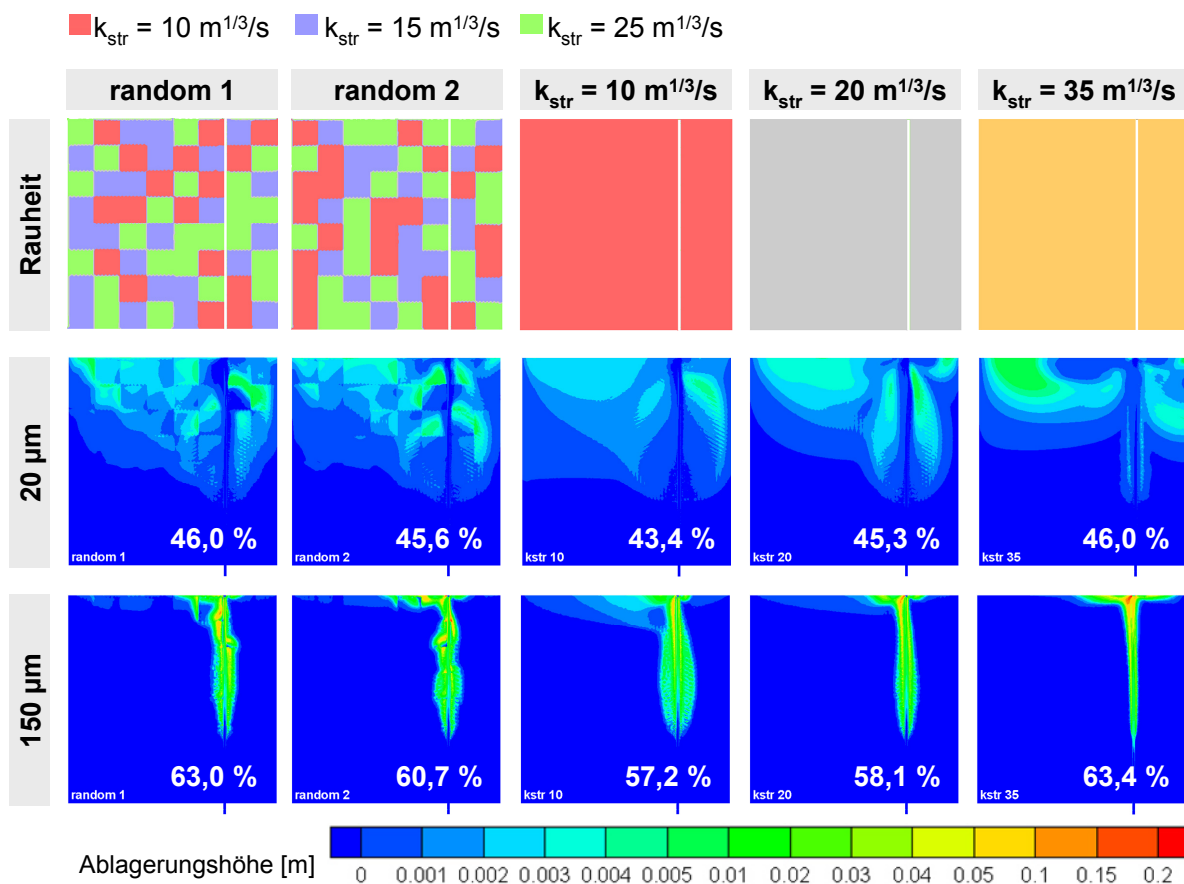


Abb. 4-7: Rückhalteeffizienz und Ablagerungsmuster der Korngrößen  $20 \mu\text{m}$  und  $150 \mu\text{m}$  bei Verwendung einheitlicher und räumlich unterschiedlicher Rauheitsverteilungen im Stauraum (TB 3,  $Q_{ab} = 14 \text{ m}^3$ , kontinuierliche Schwebstoffzugabe über die gesamte Dauer des Beckenbetriebs).

Ebenfalls deutlich ist der Unterschied der glatten Sohle gegenüber den restlichen Varianten am ungleichmäßigen Verlauf der Durchbruchkurve der Schwebstoffmassenströme der Korngröße  $20 \mu\text{m}$  am Beckenablauf zu erkennen (Abb. 4-8). Generell hat die

#### 4. Räumlich-zeitliche Sedimentation in Retentionsanlagen

Rauheitsverteilung im Trockenbecken einen geringen Einfluss auf die Aufenthaltszeitverteilung sowie den Scheitelwert der Durchbruchkurve, dessen Bandbreite sich von 95,5 % (random 1) bis 100 % ( $k_{str} = 20 \text{ m}^{1/3}/\text{s}$ ) des maximalen Massenstroms am Auslass erstreckt.

Die Variante mit dem  $k_{str}$ -Wert von  $35 \text{ m}^{1/3}/\text{s}$  zeigt ein abweichendes Transport- und Sedimentationsverhalten. Hinsichtlich realer Landnutzungen mit  $k_{str}$ -Werten im Bereich von  $20 - 30 \text{ m}^{1/3}/\text{s}$  (Acker),  $15 - 25 \text{ m}^{1/3}/\text{s}$  (Grasland),  $5 - 15 \text{ m}^{1/3}/\text{s}$  (Bewuchs) (DVWK, 1999) in Trockenbecken ist diese Variante jedoch wenig repräsentativ und kann daher im Weiteren außer Acht gelassen werden.

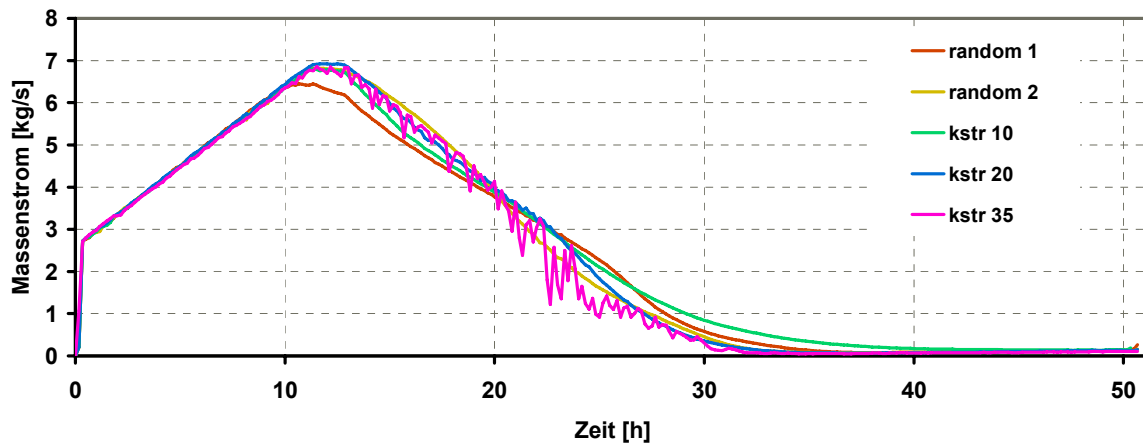


Abb. 4-8: Durchbruchkurven des Schwebstoffs der Korngröße  $20 \mu\text{m}$  bei Verwendung unterschiedlicher Rauheitsverteilungen im Stauraum (TB 3,  $Q_{ab} = 14 \text{ m}^3/\text{s}$ ).

Der Sedimentrückhalt bei dem im Folgenden verwendeten  $k_{str}$ -Wert von  $20 \text{ m}^{1/3}/\text{s}$  repräsentiert mit 45,3 % bei der Korngröße  $20 \mu\text{m}$  den Mittelwert der untersuchten Varianten im Rahmen dieser Parameterstudie bei sehr geringer Streuung der Werte. Im Fall der Korngröße  $150 \mu\text{m}$  liegt der Mittelwert mit 60,5 % knapp über dem Stoffrückhalt des im Weiteren verwendeten  $k_{str}$ -Werts von  $20 \text{ m}^{1/3}/\text{s}$ . Ebenso werden bei Verwendung des  $k_{str}$ -Werts von  $20 \text{ m}^{1/3}/\text{s}$  das mittlere zeitliche Auftreten sowie der Mittelwert des Scheitels der Schwebstoffmassenströme aller Varianten gut getroffen.

##### 4.1.2.2. Kritische Sedimentationsschubspannungsgeschwindigkeit und Partikelsinkgeschwindigkeit

Tabelle 4-2 gibt einen Überblick über die Bandbreite der sedimentspezifischen Parameter Sinkgeschwindigkeit  $v_s$  sowie kritische Sedimentationsschubspannung  $\tau_{crit,s}$ , welche im Rahmen anderer Arbeiten verwendet wurden. Die Bandbreite der verwendeten kritischen Schubspannungen spiegelt zum einen die Variabilität natürlicher Sedimente wider, zum anderen zeigt sie die Schwierigkeiten, welche generell bei der Bestimmung dieses Wertes auftreten. In Abb. 4-9 sind die Bandbreiten der in der Sensitivitätsanalyse am Beispiel des Trockenbeckens TB 3 verwendeten Kombinationen der kritischen Sedimentationsschubspannungen und Sinkgeschwindigkeiten dargestellt. Wie Abb. 4-9 zeigt, sind die für die

Berechnung der Sedimentation ausschlaggebenden Parameter  $u_{*,d}$ , hier in der Form der Schubspannung dargestellt, sowie die Sinkgeschwindigkeit unter Vernachlässigung der für die Korngröße 20  $\mu\text{m}$  wenig plausiblen kritischen Sedimentationsschubspannungen von  $4,2 \cdot 10^{-4} \text{ N/m}^2$  bzw.  $1,7 \cdot 10^{-3} \text{ N/m}^2$  jedoch wenig sensitiv. Im Fall der Korngröße 150  $\mu\text{m}$  nimmt die Sensitivität der Parameter gegenüber der kleinen Korngröße ab.

Tabelle 4-2: Bandbreite sedimentationsspezifischer Parameter aus Literatur.

Autor	d [ $\mu\text{m}$ ]	$v_s$ [m/s]	$\tau_{\text{crit},d}$ [ $\text{N/m}^2$ ]
Büttner et al. (2006)	< 63	$3 \cdot 10^{-5}$	0,7
Karnahl (2008)	10	$9 \cdot 10^{-5}$	0,07
	40	$1,42 \cdot 10^{-3}$	0,07
	130	$1,39 \cdot 10^{-2}$	0,07
Kebede (2007)	3	$9 \cdot 10^{-6}$	$2,0 \cdot 10^{-4}$
	27,5	$7 \cdot 10^{-4}$	0,015
	76	$1 \cdot 10^{-3}$	0,024
Middelkoop, Van der Perk (1998)	34 $\mu\text{m}$ (effektive Flockengröße)	$7 \cdot 10^{-5}$	2,0
Moulin, Ben Slama (1998)	300	$4 \cdot 10^{-2}$	0,4
Thonon et al. (2007)	2,5 -500 (Flocken)	$6,7 \cdot 10^{-5}$	2,0
Ziegler et al. (1995)	< 62	-	0,02

Eine Reduzierung der im Weiteren verwendeten kritischen Schubspannungsgeschwindigkeit der Korngröße 20  $\mu\text{m}$  von  $2,6 \cdot 10^{-3} \text{ m/s}$  um 75 % auf  $6,5 \cdot 10^{-4} \text{ m/s}$ , was eine Reduzierung der Schubspannung von  $6,8 \cdot 10^{-3} \text{ N/m}^2$  auf den wenig plausiblen Wert  $4,2 \cdot 10^{-4} \text{ N/m}^2$  bedeutet, führt lediglich zu einer Reduzierung des Anteils abgelagerter Schwebstoffe von 45,3 % auf 30,6 %, eine Vervierfachung führt zur Erhöhung von 45,3 % auf 48,7 %. Im Falle der Korngröße 150  $\mu\text{m}$  zieht eine Reduzierung der kritischen Schubspannungsgeschwindigkeit von  $1,6 \cdot 10^{-2} \text{ m/s}$  um 75 % (entspricht  $0,27 \text{ N/m}^2$ ) die Reduzierung des Ablagerungsanteils von 58,1 % auf 49,6 % nach sich, eine Vervierfachung eine Erhöhung von 58,1 % auf 71,0 %. Der dadurch erreichte Wert von  $u_{\text{crit},d}$  bzw.  $\tau_{\text{crit},d}$  liegt mit  $4,3 \text{ N/m}^2$  jedoch außerhalb eines plausiblen Bereichs für die betrachtete Korngröße.

Während sich die im Weiteren verwendete kritische Sedimentationsschubspannung der Korngröße 150  $\mu\text{m}$  gut in den Bereich bezüglich in anderen Untersuchungen verwendeter Werte (Tabelle 4-1) einfügt, liegen die gewählten kritischen Schubspannungsgeschwindigkeiten der kleinen Kornfraktion 20  $\mu\text{m}$  am unteren Rand des Wertebereichs. Hierzu muss bemerkt werden, dass Middelkoop und Van der Perk (1998) sowie Thonon et al. (2007) die kritische Sedimentationsschubspannung unter der Annahme eines effektiven Wertes für das gesamte auf den überfluteten Vorländern des Niederrheins vorkommenden Flockenspektrum verwendet haben. Büttner et al. (2006) sowie Ziegler et al. (1995) haben die Sedimentationsschubspannung gemeinsam mit der

## 4. Räumlich-zeitliche Sedimentation in Retentionsanlagen

Partikelsinkgeschwindigkeit als Kalibrierungsparameter verwendet. Das bedeutet, dass über diesen Wert sämtliche Ungenauigkeiten der die Sedimentation beeinflussenden hydraulischen und sedimentationsspezifischen Größen parametrisiert sind.

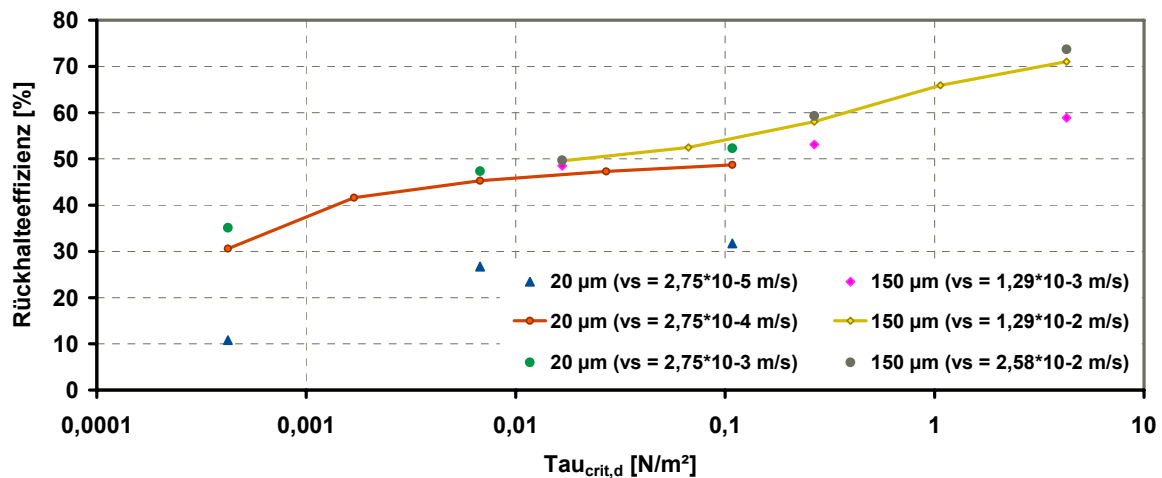


Abb. 4-9: Rückhalteeffizienz der Korngrößen 20 µm und 150 µm bei variierten kritischen Sedimentationsschubspannungen und Partikelsinkgeschwindigkeiten (TB 3, Regelabfluss  $Q_{ab} = 14 \text{ m}^3/\text{s}$ ).

Die Bandbreite der verwendeten kritischen Schubspannungen spiegelt zum einen die Variabilität natürlicher Sedimente wider, zum anderen zeigt sie die Schwierigkeiten, welche generell bei der Bestimmung dieses Wertes auftreten. Abgedeckt wird die Ungenauigkeit bei der Bestimmung der kritischen Sedimentationsschubspannung in dieser Arbeit durch die geringe Sensitivität dieses Parameters im System Hochwasserrückhaltebecken.

### 4.2. Einfluss der Beckengeometrie auf den Sedimentrückhalt

Die Geometrie von Hochwasserrückhaltebecken resultiert aus den örtlichen Gegebenheiten des auf hydrologischen Kriterien basierenden, als geeignet festgelegten Standortes der Rückhaltemaßnahme und dem notwendigem Stauvolumen zur Einhaltung des definierten Hochwasserschutzziels. Nachfolgend wird der Einfluss unterschiedlicher Beckenformen auf den Sedimentrückhalt untersucht. Die Betrachtungen werden korngrößenspezifisch sowohl für Trockenbecken als auch für Dauerstaubecken durchgeführt, wobei der Fokus insbesondere auf Trockenbecken im Hauptschluss liegt. Polder werden an dieser Stelle nicht betrachtet, da auf Grund der Größenverhältnisse dieser Hochwasserrückhalteräume mit Volumina von meist mehreren Millionen  $\text{m}^3$  eine Reihe weiterer Faktoren, wie die Topographie und das Vorhandensein von Altarmen oder Auwäldern, die Einflüsse der reinen Grundform des Polders stark überlagern.

#### 4.2.1. Trockenbecken

Bei Trockenbecken handelt es sich um die in Bezug auf Strömungs- und Transportmechanismen bis dato am wenigsten untersuchten Hochwasserrückhaltebecken. Aus diesem Grund findet insbesondere bei diesem Beckentyp im Rahmen der numerischen

Simulationen die bereits in Kapitel 5.1.2 beschriebene Vorgehensweise der stoßweisen Schwebstoff- und Tracerzugabe zur detaillierten Untersuchung des hochgradig instationären Transportgeschehens Anwendung. Praktisch relevant ist das Wissen um die zeitabhängigen Prozesse beispielsweise, wenn im Falle eines Hochwasserereignisses partikulär gebundene Schadstoffe in das Becken transportiert werden, welche auf Grund der Einzugsgebietscharakteristik nicht gleichmäßig über den gesamten Hochwasserzulauf verteilt vorliegen. So kann die Sedimentationsdynamik von Schwebstoffen aus dem ersten Spülstoß des ablaufenden Niederschlagswassers bei beginnendem Einstau eines Trockenbeckens möglicherweise hochgradige Unterschiede zu derjenigen von Altsedimenten aufweisen, welche erst im Laufe des Hochwasserabflusses mobilisiert und eingetragen werden.

Im Weiteren wird der Begriff der stofflichen Rückhalteeffizienz verwendet, welcher das Verhältnis der abgelagerten Schwebstoffe zum gesamten, während der Einstaudauer am Beckenzulauf eingetragenen Schwebstoffe beschreibt. Längen- zu Breitenverhältnisse werden auf Grund wechselnder Füllgrade der drei Beckenformen bei den variierenden Zu- und Regelabflüssen nicht auf den Beckenumriss, sondern auf die maximale Ausdehnung des Wasserkörpers während des jeweiligen Einstaus bezogen.

### **4.2.1.1. Kontinuierliche Schwebstoffzugabe**

Kontinuierliche Schwebstoffzugaben über die gesamte Dauer eines Einstauereignisses, wie sie unter natürlichen Bedingungen auftreten, führen je nach geometrischen, hydraulischen und stofflichen Randbedingungen zu variablen Ablagerungsmengen und -mustern im Stauraum. Abb. 4-10 zeigt die modellierten Rückhalteeffizienzen aller betrachteten Kombinationen von Beckenform und Regelabfluss in Abhängigkeit der jeweiligen Korngröße. Generell steigt die Rückhalteeffizienz eines Beckentyps bei gleicher Steuerung mit der Korngröße.

Im Rahmen der Regelabgabe von  $14 \text{ m}^3/\text{s}$  fällt diese Steigerung im Falle des kleinsten Längen- zu Breitenverhältnisses des Wasserkörpers (TB 2) allerdings mit Rückhalteeffizienzen von 33 % bei einer Korngröße von  $10 \mu\text{m}$  bis 51 % für die Korngröße von  $150 \mu\text{m}$  moderat aus, im Gegensatz zur Rückhalteeffizienzsteigerung von 11 % bis 78 % im Fall des größten Längen- zu Breitenverhältnisses (TB 6). Für die Regelabgabe von  $21 \text{ m}^3/\text{s}$  ergibt sich ein ähnliches Bild.

Die Lage des Zuflusses im Trockenbecken beeinflusst die Rückhalteeffizienz nur geringfügig (Abb. 4-10), wengleich sich hieraus unterschiedliche Ablagerungsmuster über die gesamte Beckenfläche ergeben (Abb. 4-11). Ist der Zufluss nicht mittig, sondern am äußeren Rand angeordnet, so führt dies bei den Korngrößen größer als  $40 \mu\text{m}$  zu einer geringfügigen Erhöhung der Rückhalteeffizienz.

#### 4. Räumlich-zeitliche Sedimentation in Retentionsanlagen

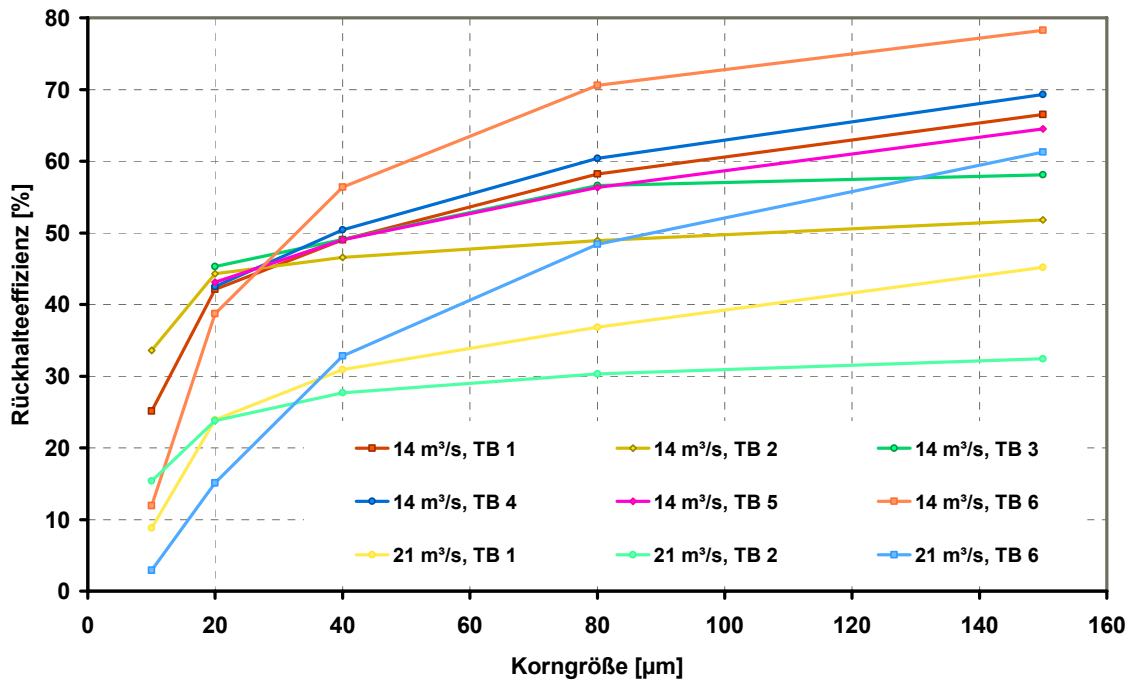


Abb. 4-10: Rückhalteeffizienz unterschiedlicher Beckenformen für zwei unterschiedliche Regelabgaben in Abhängigkeit der Korngröße.

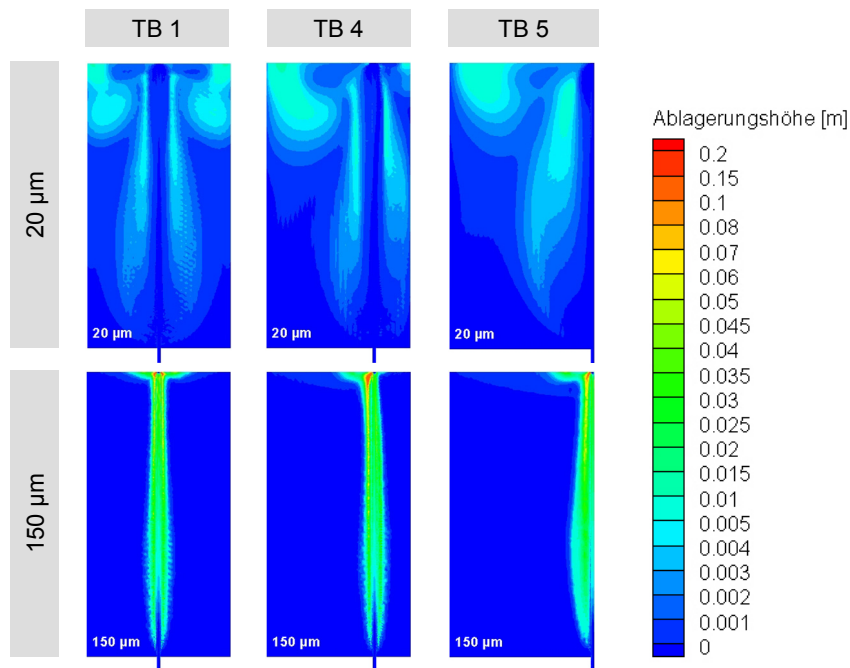


Abb. 4-11: Vergleich der Ablagerungsmuster resultierend aus symmetrisch sowie asymmetrisch angeordneten Zuflüssen im Trockenbecken ( $Q_{ab} = 14 \text{ m}^3/\text{s}$ ).

Tendenziell ähneln die Ablagerungsstrukturen in TB 5 den linksseitig des Zuflusses vorliegenden Ablagerungen in TB 1. Unter Berücksichtigung der Tatsache, dass die Strömungsstrukturen in TB 1 links- und rechtsseitig des Zuflusses voneinander ohne größere Interaktionen vorliegen, ist die genannte Ähnlichkeit der Strukturen in TB 1 und TB 5,



letztere rechtsseitig ebenfalls durch den Zufluss begrenzt, durchaus nachvollziehbar.

Aus Abb. 4-10 geht deutlich hervor, dass Vergleiche der Rückhalteeffizienzen von Trockenbecken mit unterschiedlichen Längen- zu Breitenverhältnissen jeweils nur für ein begrenztes Korngrößenspektrum Gültigkeit besitzen. Während Trockenbecken mit lang gestreckten Wasserkörpern für Korngrößen ab ca. 40  $\mu\text{m}$  die größte Rückhalteeffizienz aufweisen, verhält es sich bei den kleineren Partikeln umgekehrt.

Um diesem Phänomen auf den Grund zu gehen, sind in Abb. 4-12 die Strömungsbilder zu unterschiedlichen Zeitpunkten des Einstaus mit Hilfe von Bahnkurven visualisiert. Während des Füllvorganges (0 h – 23,5 h) bildet sich eine dem Zufluss entgegen gerichtete, zunächst advective Strömung aus, welche aus dem Anteil des Zuflusses resultiert, der größer als der Regelabfluss ist. Aus dieser Strömung resultiert gleichzeitig ein Eintrag von Schwebstoffen in den Stauraum. In den Becken mit länglicher (TB 6) bis kompakter (TB 1) Ausbildung des Wasserkörpers entstehen während des Füllvorganges dadurch Wirbelstrukturen unterschiedlicher Größe.

Im Fall des größten Längen- zu Breitenverhältnisses (TB 6) bilden sich auf Grund der geringen lateralen Ausdehnung kleinere Wirbel in Längsrichtung aus, welche eine intensive turbulente Durchmischung des Wasserkörpers in den betroffenen Bereichen nach sich ziehen. Hierdurch werden ebenfalls Schwebstoffpartikel aus dem Flussschlauch in laterale Richtung in den Stauraum eingetragen. Bereits in den Stauraum eingetragene Schwebstoffe können jedoch durch die genannten turbulenten Austauschmechanismen zurück in den Flussschlauch transportiert und mit diesem anteilig aus dem Becken ausgetragen werden.

Der Effekt des Rücktransportes in den Flussschlauch ist in der Phase des größten Zuflusses am stärksten ausgeprägt. Befinden sich Schwebstoffe, welche in genannter Phase in den Stauraum eingetragen wurden, auf Grund der Strömungsverhältnisse im unmittelbaren Bereich des Flussschlauches, so werden sie durch den turbulenten Austausch von Wasserpaketen mit hoher Konzentration zurück in den Flussschlauch transportiert. Im Fall des breiten Wasserkörpers (TB 2) ist während der Füllphase keine Ausbildung größerer Wirbel zu erkennen. Bereits in den Beckenraum eingetragene Schwebstoffe können daher kaum in Richtung Flussschlauch zurücktransportiert werden, woraus ein größeres Ablagerungspotenzial erwächst. Gegensätzlich verhält es sich für den Fall des TB 6.

Der beschriebene Sachverhalt wird durch die Darstellung der Ablagerungsmuster verdeutlicht (Abb. 4-13). Die Ablagerungsflächen beginnen im Fall des breiten Wasserkörpers (TB 2) deutlich weiter entfernt vom Flussschlauch und erstrecken sich in laterale Bereiche, aus denen während der Füllphase auf Grund nicht vorhandener Rezirkulationsströmungen nahezu kein Rücktransport in den Flussschlauch mehr möglich ist. Je geringer die Korngröße, desto größer ist die laterale Ausdehnung der Ablagerungsflächen.

An den Ablagerungsmustern der kleinen Korngrößen bis 40  $\mu\text{m}$  ist in allen Beckentypen die Schwebstoffverfrachtung durch die advective Strömung und die auftretenden Rezirkulationsströmungen erkennbar.

#### 4. Räumlich-zeitliche Sedimentation in Retentionsanlagen

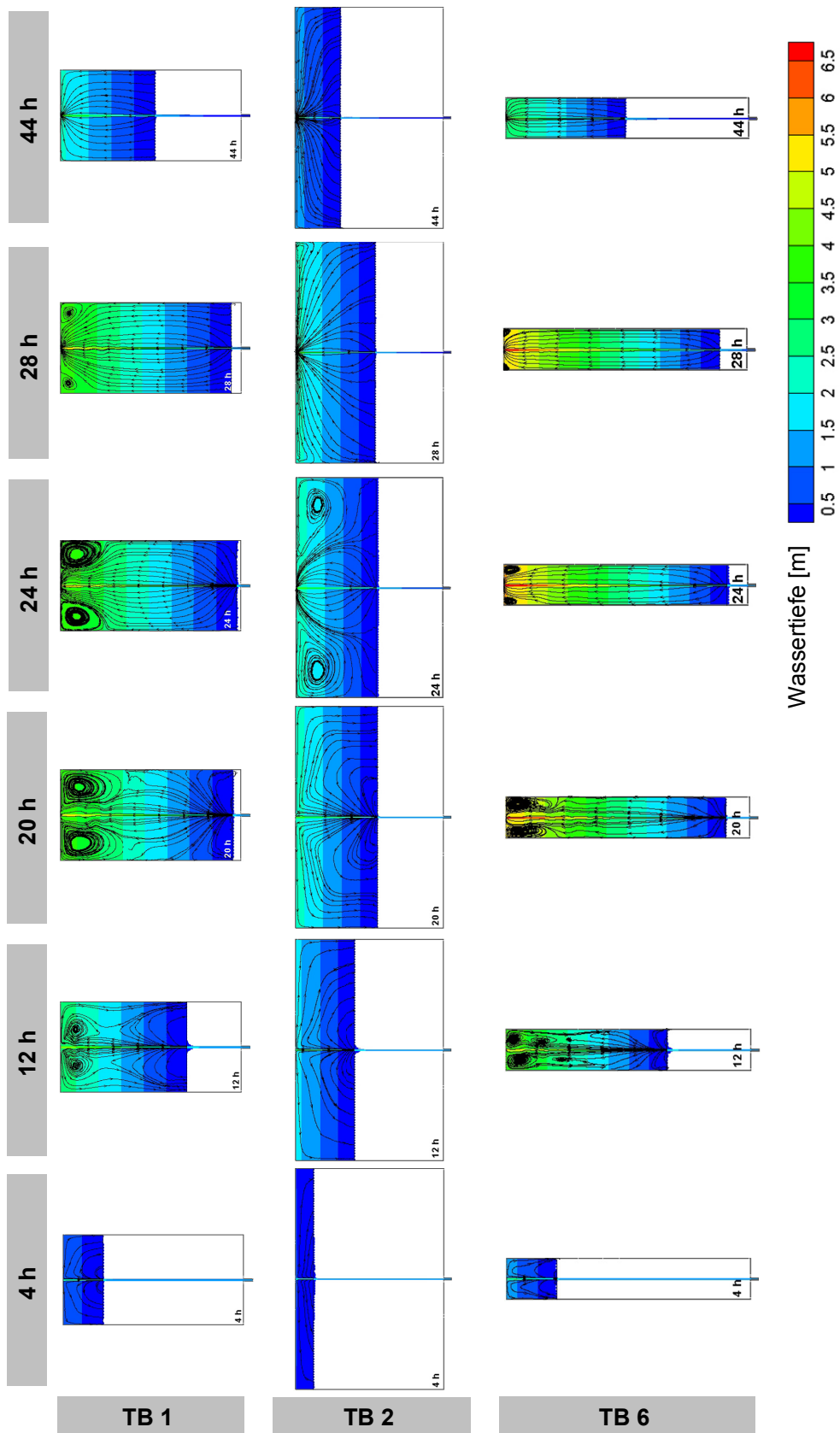


Abb. 4-12: Strömungsmuster der Trockenbecken TB 1, TB 2 und TB 6 zu unterschiedlichen Zeitpunkten der Füll- und Entleerungsphase (unmaßstäblich), dargestellt an Hand von Bahnkurven (Regelabfluss  $Q_{ab} = 14 \text{ m}^3/\text{s}$ , maximaler Zufluss bei 12 h, maximales Stauvolumen bei 23,5 h).

#### 4. Räumlich-zeitliche Sedimentation in Retentionsanlagen

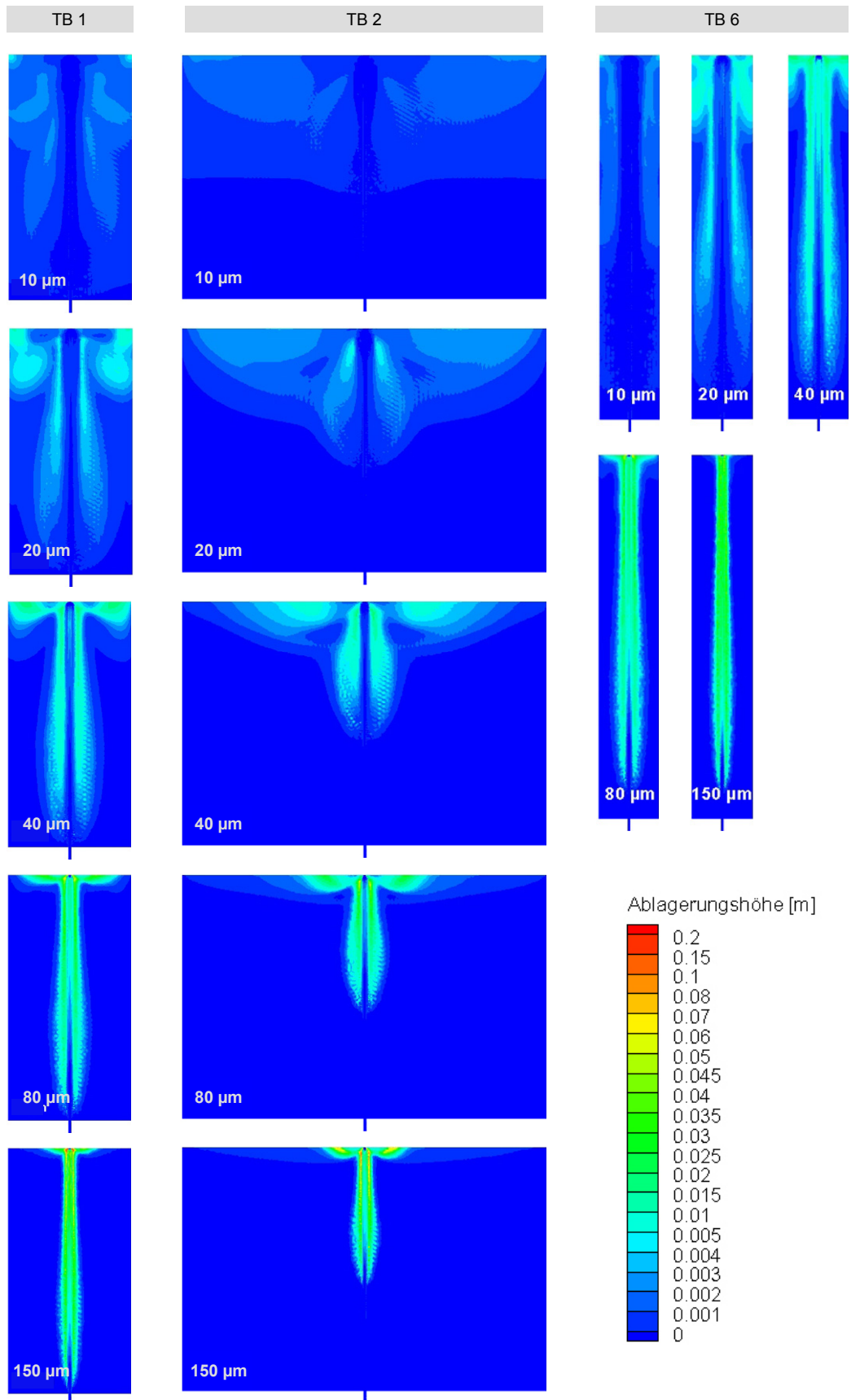


Abb. 4-13: Ablagerungsmuster der Korngrößen 10  $\mu\text{m}$  – 150  $\mu\text{m}$  in den Trockenbecken TB1, TB 2 und TB 6 nach der Beckenleerung (Regelabfluss  $Q_{ab} = 14 \text{ m}^3/\text{s}$ ).

#### 4. Räumlich-zeitliche Sedimentation in Retentionsanlagen

Während der Leerungsphase lösen sich die Wirbelstrukturen auf, die Strömung entwickelt sich zu einer nur noch schwach turbulenten Senkenströmung. Nicht abgelagerte Schwebstoffe können in dieser Phase des Beckenbetriebs mit der Strömung advektiv aus dem Beckenraum ausgetragen werden. Da mit steigender Korngröße die Transportfähigkeit in die Fläche des Rückhalterumes reduziert wird und die Schwebstoffe entweder bereits im Flussschlauch oder im flusssnahen Übergangsbereich zum Vorland sedimentieren, verliert der Effekt des dispersiven Rücktransportes aus dem Stauraum in den Flussschlauch sowie des advektiven Austrags mit steigender Korngröße an Bedeutung.

In Abb. 4-14 a) bis e) sind die bislang aus den Untersuchungen abgeleiteten, verbal beschriebenen Transportphänomene kurzschlussbedingter Transport, advektiver und lateraler dispersiver Eintrag in den Stauraum sowie advektiver und dispersiver Austrag aus dem Stauraum nochmals veranschaulicht.

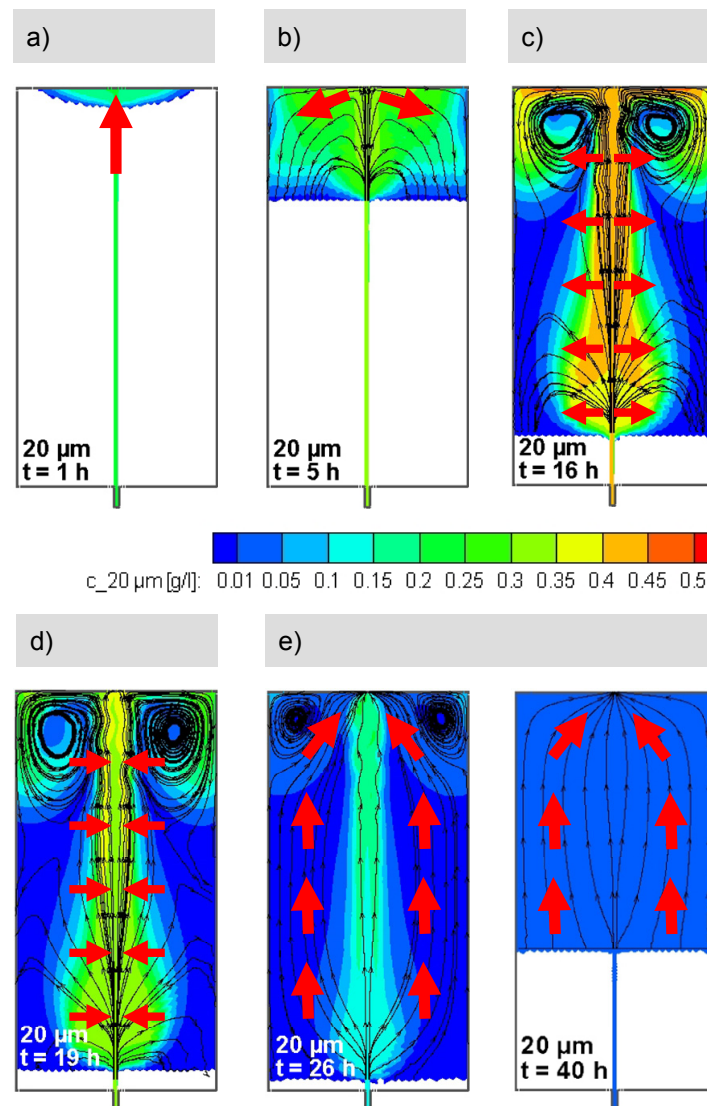


Abb. 4-14: Darstellung der maßgeblichen Transportphänomene im System Trockenbecken am Beispiel des TB 1 ( $Q_{ab} = 14 \text{ m}^3/\text{s}$ , Korngröße  $20 \text{ µm}$ ): a) kurzschlussbedingter Transport, b) advektiver Transport in den Stauraum, c) lateraler dispersiver Transport in den Stauraum, d) lateraler dispersiver Transport aus dem Stauraum, e) advektiver Transport aus dem Stauraum.

Zum besseren Verständnis sind zu den einzelnen Betriebszeitpunkten neben der jeweiligen Verteilung der Schwebstoffkonzentrationen die Bahnlinien der Strömung dargestellt, um die einzelnen Transportphänomene zu verdeutlichen. Bei den in Abb. 4-14 dargestellten Zeitpunkten handelt es sich um willkürlich gewählte, zu welchen die hervorgehobenen Phänomene jeweils deutlich zu erkennen sind. Nichtsdestotrotz treten alle Phänomene in der zeitlichen Ausdehnung ihres Auftretens weit über die exemplarischen Zeitpunkte hinausgehend in unterschiedlicher Ausprägung auf.

### 4.2.1.2. Stoßweise Schwebstoffzugabe

Ein in seiner Wirkung auf die Rückhalteeffizienz von Trockenbecken bisher noch nicht bestimmbares Phänomen ist die Kurzschlussströmung. Unter kurzschlussbedingtem Transport wird im Weiteren der Transport von Schwebstoffpartikeln auf direktem Wege vom Zulauf zum Beckenauslauf ohne Durchmischung mit dem durchflossenen, eingestauten Wasserkörper verstanden. Der kurzschlussbedingte Transport spielt insbesondere bei Trockenbecken eine wichtige Rolle. Zu Beginn eines Einstauereignisses ist der Zufluss in das Becken näherungsweise identisch mit dem Regelabfluss. Das bedeutet einen hydraulischen, und zumindest im Falle der kleinsten Schwebstoffpartikel einen kurzschlussbedingten Transport von nahezu 100 %, sofern im Beckenbereich keine Ausuferungen stattfinden. Mit zunehmendem Verhältnis von Zufluss zu Abfluss reduziert sich der hydraulische wie auch der kurzschlussbedingte Transport, um sich zum Ende des Einstaus wieder dem Zufluss anzunähern. Die Ausprägung des kurzschlussbedingten Transports ist relevant für die Beantwortung der Frage, welcher Anteil der im Rahmen eines Hochwasserereignisses eingetragenen Schwebstoffmenge zur Ablagerung theoretisch überhaupt zur Verfügung steht.

Die Auswertung von Massenstrom- oder Konzentrationsdurchbruchkurven am Beckenablauf im Rahmen der Simulationen mit kontinuierlicher Schwebstoffzugabe lassen auf Grund der Überlagerung des kurzschlussbedingten Transports durch zusätzlich ausgetragene Schwebstoffe keine Schlüsse auf die jeweilige zeitabhängige Höhe des kurzschlussbedingten Transports zu. Informationen hierzu können jedoch aus der Auswertung der Transportsimulationen gewonnen werden, in denen zu unterschiedlichen Zeitpunkten des Beckeneinstaus stoßweise Tracer- und Schwebstoffzugaben erfolgt sind.

Für den Fall der stoßweisen Schwebstoffzugabe zeigt Abb. 4-15 für die Korngröße 20 µm und den numerischen Tracer Beispiele von Durchbruchkurven des Schwebstoffs am Beckenauslass. Zum Vergleich sind die Ausgangssignale nach kontinuierlicher Zugabe des Tracers und der Korngröße 20 µm dargestellt. Bis zum Zeitpunkt des maximalen Zuflusses bei ca. 12 h weisen die Durchbruchkurven des Tracers sowie der Partikel bei kontinuierlicher Zugabe einen identischen Verlauf auf. Danach führt die Sedimentation der Schwebstoffpartikel zu einer Abnahme des Massenstroms am Beckenablauf.

Im Gegensatz zu diesen Durchbruchkurven lässt sich aus der Darstellung der Ausgangssignale der stoßweisen Schwebstoffzugabe deutlich der Anteil des kurzschlussbedingten Transports erkennen, welcher das Becken unmittelbar nach der Zugabe verlässt. Mit wachsendem Beckenvolumen und abnehmendem Zufluss nimmt der Anteil des kurzschlussbedingten Transports ab. Der Schwebstoffanteil, welcher sukzessive

#### 4. Räumlich-zeitliche Sedimentation in Retentionsanlagen

nach der Durchmischung im Wasserkörper aus dem Becken ausgetragen wird, ist auf Grund der jeweils sehr niedrigen Massenströme in Abb. 4-15 kaum sichtbar.

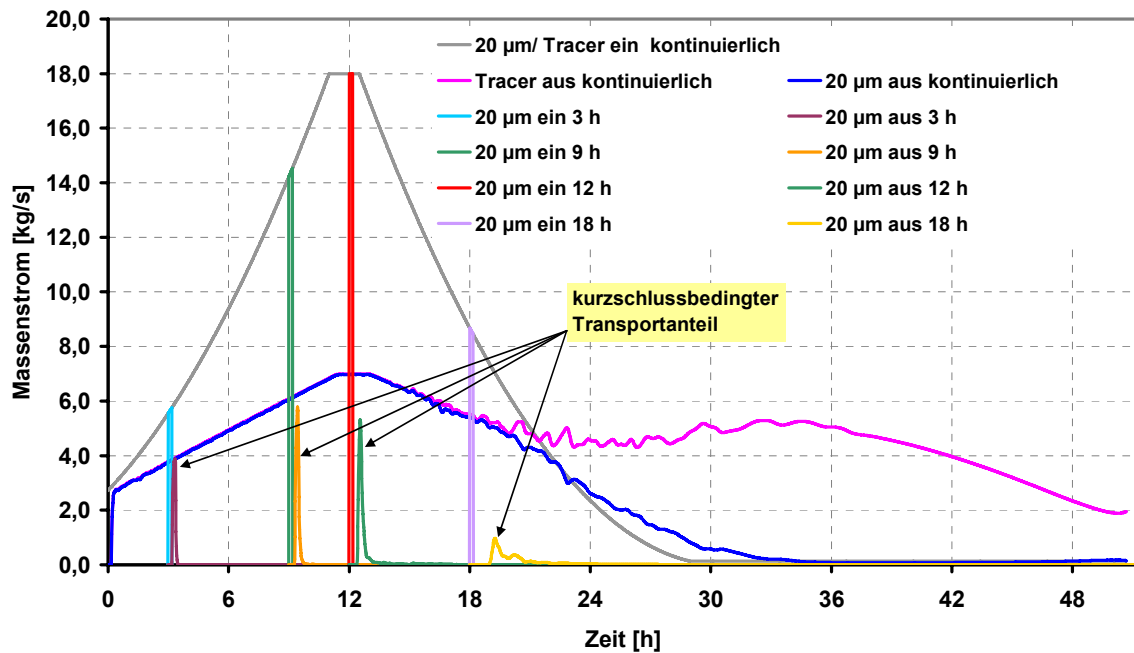


Abb. 4-15: Exemplarische Durchbruchkurven von Tracer und Schwebstoffen der Korngröße 20 µm für kontinuierliche sowie stoßweise Zugabe in Abhängigkeit des Zugabezeitpunkts (TB 1, Regelabgabe  $Q_{ab} = 14 \text{ m}^3/\text{s}$ ).

Basierend auf der Darstellung der Durchbruchkurven gemäß Abb. 4-15 ist es möglich, für alle Konstellationen von Beckentyp, Steuerung und Korngröße die Anteile des kurzschlussbedingten Transports  $KS(t_i)$  an der Gesamtmasse der  $m_{\text{ein},i}$  10-minütigen Schwebstoffzugabe

$$KS(t_i) = \frac{m_{\text{aus, kurzschlussbedingt}}}{m_{\text{ein},i}} \quad \text{Gl. 4-2}$$

in Abhängigkeit des Zeitpunkts des Beginns der Schwebstoffzugabe  $t_i$  vom Rest des ausgetragenen Schwebstoffes zu separieren. Ist das Ende des kurzschlussbedingten Transports in der Durchbruchkurve nicht objektiv festzulegen, so kann es mit Hilfe einer animierten Visualisierung der Konzentrationsverteilung im Becken eindeutig und reproduzierbar ermittelt werden.

In Abb. 4-16 sind die zugabezeitabhängigen Anteile des kurzschlussbedingten Transports des jeweils zugegebenen Schwebstoffes an einem Beispiel für die drei Beckentypen TB 1, TB 2 und TB 6 für die Korngröße 20 µm dargestellt. Kleine Längen- zu Breitenverhältnisse begünstigen offensichtlich die Kurzschlussströmung, selbst während maximaler Stauvolumina. Mit zunehmendem Verhältnis von Länge zu Breite nehmen die Anteile des kurzschlussbedingten Transports ab und kommen bei entsprechender Kombination von Stauvolumen und Zufluss vollständig zum Erliegen. Mit steigenden Korngrößen nimmt der kurzschlussbedingte Transport ab. So kommt der kurzschlussbedingte Transport ab einer

Korngröße von 80  $\mu\text{m}$  selbst im Fall des TB 2 bei den Zugabezeitpunkten 30 h und 36 h zum Erliegen. Generell hängt die Ausprägung des kurzschlussbedingten Transports jeweils von der Kombination aus Beckentyp, Steuerung, Korngröße sowie Füllstand und hydraulischen Randbedingungen ab. Eine Aussage, welche einen Beckentyp pauschal mit der Ausprägung des kurzschlussbedingten Transports korreliert ist nicht möglich.

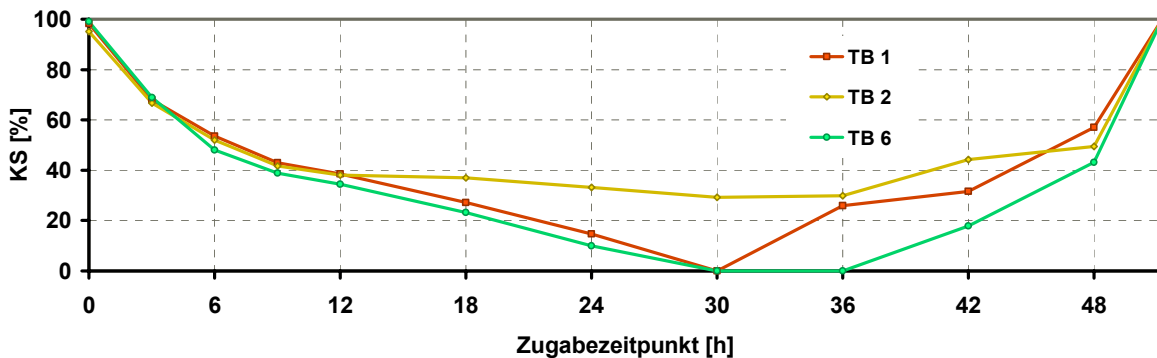


Abb. 4-16: Anteil des kurzschlussbedingten Transports KS der Korngröße 20  $\mu\text{m}$  in Abhängigkeit des Schwebstoffzugabezeitpunkts (Regelabfluss  $Q_{ab} = 14 \text{ m}^3/\text{s}$ ).

Analog zur Darstellung der Anteile des kurzschlussbedingten Transports lässt sich die zugabezeitabhängige Rückhalteeffizienz der Trockenbecken darstellen. Abb. 4-17 zeigt die Rückhalteeffizienz für die drei Beckentypen TB 1, TB 2 und TB 6 für die Korngröße 20  $\mu\text{m}$ .

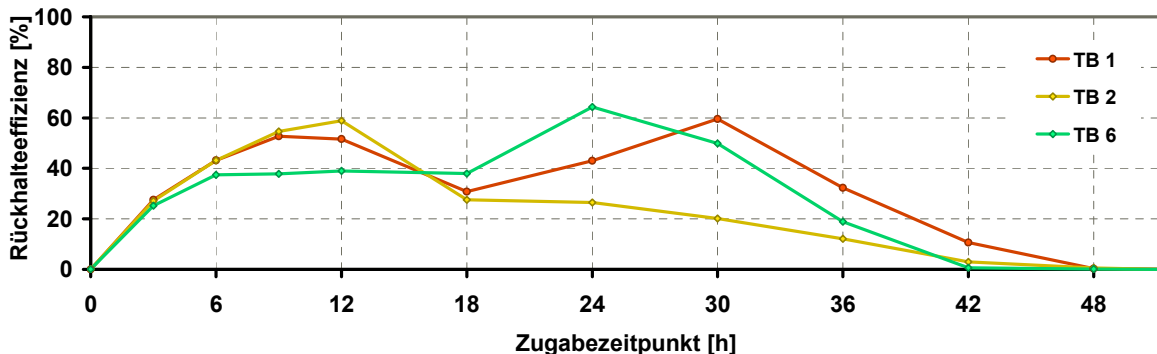


Abb. 4-17: Rückhalteeffizienz der Korngröße 20  $\mu\text{m}$  in Abhängigkeit des Schwebstoffzugabezeitpunkts (Regelabfluss  $Q_{ab} = 14 \text{ m}^3/\text{s}$ ).

Während der Füllphase bis zum Zeitpunkt 12 h weist Beckentyp TB 2 zunächst die größte Rückhalteeffizienz auf. Da bis zu diesem Zeitpunkt der kurzschlussbedingte Transport in allen Becken annähernd gleich groß ist, hängt dies mit dem geringen Rücktransport der Schwebstoffe aus dem Beckenraum in den Flussschlauch und dem anschließenden Transport aus dem Becken zusammen. Nach diesem Zeitpunkt kehren sich die Verhältnisse um, und der Einfluss der divergierenden Anteile des kurzschlussbedingten Transports der drei Beckenformen kommt zum Tragen, in Kombination mit dem Einfluss des Schwebstoffaustrags aus dem Becken nach erfolgter Durchmischung im Wasserkörper.

Die Visualisierung der Ablagerungsmuster, welche nach Entleerung der Trockenbecken aus den Schwebstoffzugaben zu unterschiedlichen Zeitpunkten zurückbleiben (Abb. 4-18), macht

#### 4. Räumlich-zeitliche Sedimentation in Retentionsanlagen

das Zusammenwirken der Eintragsmechanismen der Schwebstoffe in den Beckenraum mit der jeweils vorliegenden hydraulischen Situation deutlich.

Aus der advektiven Komponente zu Beginn des Einstaus bis zum Erreichen des maximalen Zuflusses nach ca. 12 h resultiert eine deutliche Verteilung des Schwebstoffes entgegen der Zulaufrichtung. Weiterhin lässt sich an Hand der Ablagerungsmuster unabhängig vom Zugabezeitpunkt deutlich der laterale dispersive Eintrag der Schwebstoffe in den Beckenraum erkennen, welcher von Beginn der Stauwurzel an längs des Flussschlauches auftritt. Ab dem Beginn der Beckenentleerung tritt der Schwebstoffeintrag in den Beckenraum auf Grund der in Fließrichtung gerichteten Senkenströmung ausschließlich als Folge des lateralen, dispersiven Austauschs zwischen Flussschlauch und Beckenraum auf.

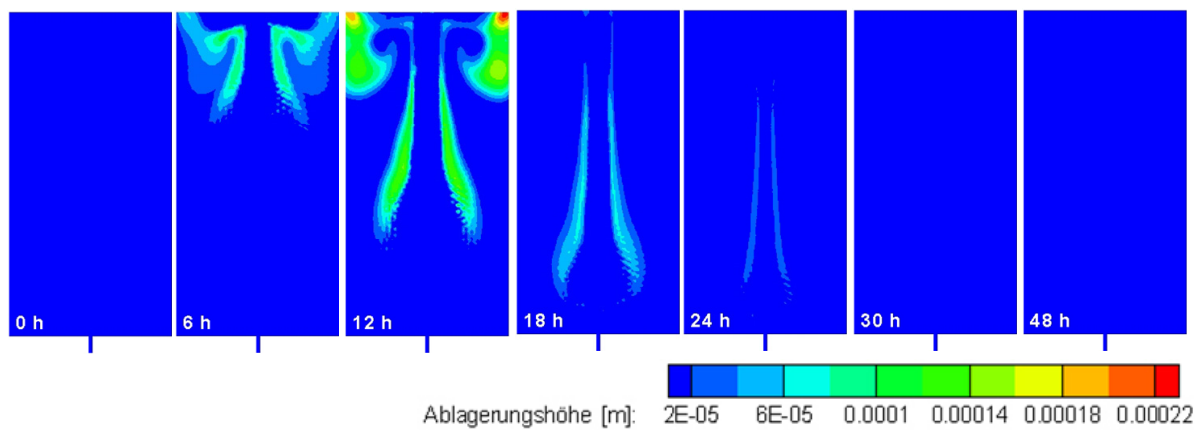


Abb. 4-18: Ablagerungsmuster der Korngröße 20 µm nach Leerung des Trockenbeckens in Abhängigkeit des Zugabezeitpunkts der Schwebstoffe (TB 1, Regelabgabe  $Q_{ab} = 14 \text{ m}^3/\text{s}$ ).

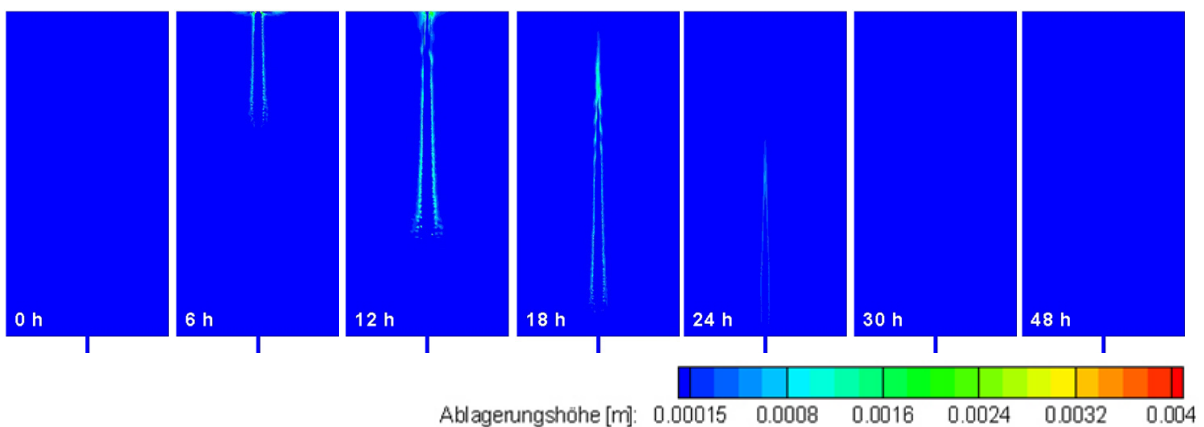


Abb. 4-19: Ablagerungsmuster der Korngröße 150 µm nach Leerung des Trockenbeckens in Abhängigkeit des Zugabezeitpunkts der Schwebstoffe (TB 1, Regelabgabe  $Q_{ab} = 14 \text{ m}^3/\text{s}$ ).

Mit steigenden Korngrößen verringert sich der advektiv bedingte Schwebstoffeintrag in den Beckenraum (Abb. 4-19). Im Extremfall tritt der Schwebstoffeintrag nur noch in dispersiver Form auf, sofern eine sofortige Ablagerung im Flussschlauch dies nicht verhindert.

Praktische Fragestellungen machen mitunter die Zusammenfassung der zeitabhängigen Kurzschlüsse und Schwebstoffausträge über das gesamte Einstauereignis in gemittelter



Form erforderlich. Wegen der nichtlinearen Kombination der einzelnen Prozesse über die Einstaudauer sowie der Instationarität der Zuflüsse und der Konzentrationen wird anstelle einer einfachen zeitlichen Mittelung eine zeitliche Mittelung über die Einstaudauer unter Gewichtung der Zulaufmassenströme entsprechend

$$\overline{KS} = \frac{\sum_{i=1}^n KS(t_i) \cdot Q_{zu}(t_i) \cdot c_{ein}(t_i) \cdot \Delta t_i}{\sum_{i=1}^n Q_{zu}(t_i) \cdot c_{ein}(t_i) \cdot \Delta t_i} \quad \text{Gl. 4-3}$$

durchgeführt. Hierbei ist  $\overline{KS}$  der Zulaufmassenstrom gewichtete, gemittelte Anteil des kurzschlussbedingten Transports,  $Q_{zu}(t_i)$  der zugabezeitabhängige Zufluss sowie  $c_{ein}(t_i)$  die zugabezeitabhängige Zulaufkonzentration.  $\Delta t_i$  repräsentiert die Dauer der zu den Zugabezeitpunkten  $t_i$  zugehörigen Klassen, welche für die Mittelung nach Gl. 4-3 gebildet werden. Durch diese Form der Mittelung werden Kurzschlüsse zu Zugabezeitpunkten, während deren überdurchschnittliche Schwebstoffmassenströme in ein Becken eingetragen werden, in ihrer Wirkung auf die gesamte Rückhalteeffizienz eines Beckens während eines Einstauereignisses entsprechend berücksichtigt.

Über eine Bilanzierung lässt sich zusätzlich der Anteil der nach Durchmischung im Wasserkörper ausgetragenen Schwebstoffe ermitteln, da für jeden Zugabezeitpunkt sowohl die jeweilige Rückhalteeffizienz als auch der Anteil des kurzschlussbedingten Transports bekannt sind. Hierbei wird angenommen, dass sich der Anteil der nach Durchmischung im Wasserkörper ausgetragenen Schwebstoffe aus dem eingetragenen Schwebstoff abzüglich abgelagertem bzw. mit dem Kurzschluss ausgetragenen Schwebstoff ergibt. Der Anteil sukzessiv ausgetragener Schwebstoffe lässt sich analog zum kurzschlussbedingten Transport ebenfalls unter Gewichtung der Zulaufmassenströme mitteln. Abb. 4-20 zeigt die korngößenabhängigen, über die Einstaudauer zusammengefassten Anteile von kurzschlussbedingtem Transport, Ablagerung und Schwebstoffaustrag für die Beckenformen TB 1, TB 2 und TB 6.

Beim kleinsten Längen- zu Breitenverhältnis (TB 2) ist die Ausprägung des kurzschlussbedingten Transports weitgehend unabhängig von dem im Rahmen dieser Arbeit betrachteten Korngößenspektrum (Abb. 4-20). Eine kurze Fließstrecke durch den Stauraum zusammen mit der geringsten maximalen Wassertiefe der drei Beckentypen reduziert den lateralen Austausch mit dem Rückhalteraum und begünstigt den Transport mit der Kurzschlussströmung. Eine kleine turbulente Austauschfläche zwischen Flussschlauch und Stauraum führt dazu, dass der Austrag der kleinsten Korngrößen nach erfolgter Durchmischung im Wasserkörper nur geringfügig höher ausfällt als im Fall der größeren Körnung. Dies hat zur Folge, dass der Anteil der abgelagerten Schwebstoffe über den Korngrößenverlauf nur geringfügig ansteigt.

Ein steigendes Längen- zu Breitenverhältnis führt zu größeren Wassertiefen im Stauraum, was mit reduzierten Schubspannungen im Flussschlauch einhergeht. Gemeinsam mit der längeren turbulenten Austauschfläche zwischen Flussschlauch und Stauraum resultiert daraus eine Abnahme des hydraulischen Kurzschlusses und damit einhergehend des

#### 4. Räumlich-zeitliche Sedimentation in Retentionsanlagen

kurzschlussbedingten Transports, insbesondere bei den größten betrachteten Korngrößen. Dies erklärt die große Bandbreite der Korngrößen-spezifischen Ablagerungsmengen im lang gestreckten Wasserkörper im Gegensatz zu den kompakten bzw. breiten Formen.

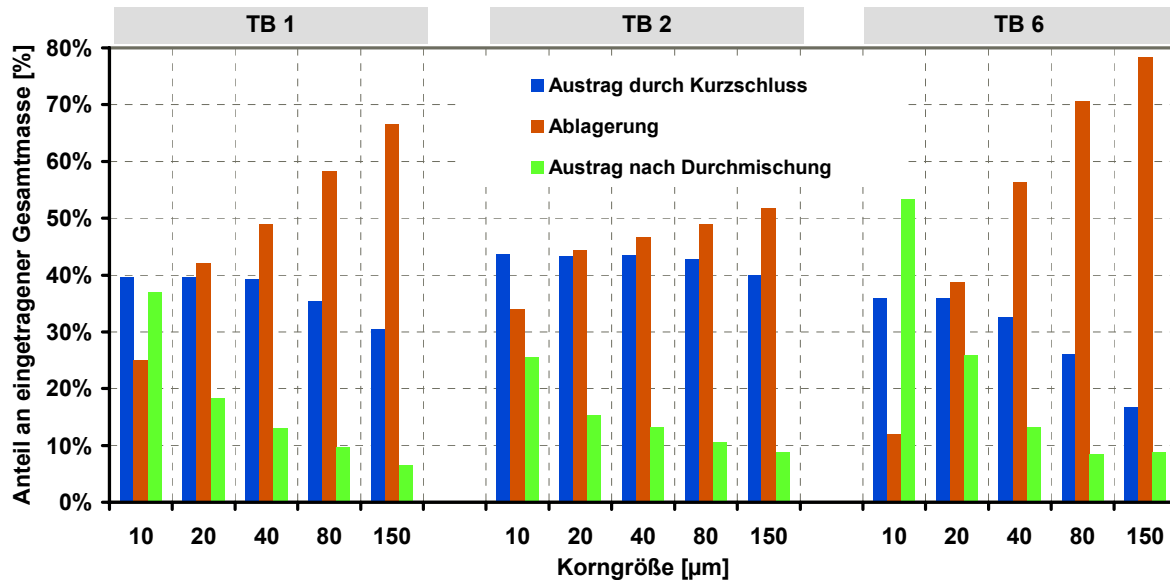


Abb. 4-20: Korngrößenabhängige Verteilung von kurzschlussbedingtem Transport, Ablagerung und Schwebstoffaustrag nach Durchmischung im Wasserkörper für TB 1, TB 2 und TB 6 (Regelabfluss  $Q_{ab} = 14 \text{ m}^3/\text{s}$ ).

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass die Beckengeometrie und damit einhergehend die Geometrie des Wasserkörpers zum einen für die Ausdehnung der turbulenten Austauschfläche und damit für den dispersiven Rücktransport vom Stauraum in den Flussschlauch verantwortlich ist. Zum anderen beeinflusst die Geometrie des Wasserkörpers die Ausprägung des kurzschlussbedingten Transports. Die Ausprägung und das Zusammenwirken der genannten Prozesse hängen maßgeblich von der Korngröße ab, so dass eine pauschale Aussage, welche Beckenform den Sedimentrückhalt während eines Einstauereignisses begünstigt, nicht möglich ist.

Bei kleinen Korngrößen steigt die Rückhalteeffizienz mit sinkendem Längen- zu Breitenverhältnis des eingestauten Wasserkörpers, für die größeren Korngrößen gilt das Gegenteil. Je nachdem, welche stoffliche Bewirtschaftungsstrategie beim Betrieb eines Trockenbeckens angestrebt wird, kann durch die Kenntnis dieser Zusammenhänge bereits im Planungsstadium durch die Wahl des Standortes und der damit verbundenen groben Festlegung der Beckenform Einfluss auf den Sedimentrückhalt genommen werden.

#### 4.2.2. Dauerstaubecken

Unterschiede der Strömungs- und Transportprozesse in Dauerstaubecken gegenüber denen in Trockenbecken resultieren maßgeblich aus dem Vorhandensein des Dauerstauvolumens zu Beginn der Einstauereignisse. Prinzipiell treten während des Einstaus die gleichen Transportphänomene (siehe Abb. 4-1) auf wie im Fall der Trockenbecken, jedoch hängt deren Ausprägung von der Größe des Dauerstauvolumens ab. Die Abb. 4-21 und Abb. 4-22

zeigen zunächst die Rückhalteeffizienz bei Dauerstaubecken mit unterschiedlichem Dauerstauvolumen im Gegensatz zur Rückhalteeffizienz von Trockenbecken. Man erkennt, ausgehend von den Trockenbecken, für alle Beckenformen eine Tendenz zur Erhöhung der Rückhalteeffizienzen mit steigendem Dauerstauvolumen DS, deren Ausprägung mit steigendem Längen- zu Breitenverhältnis des Wasserkörpers deutlicher wird.

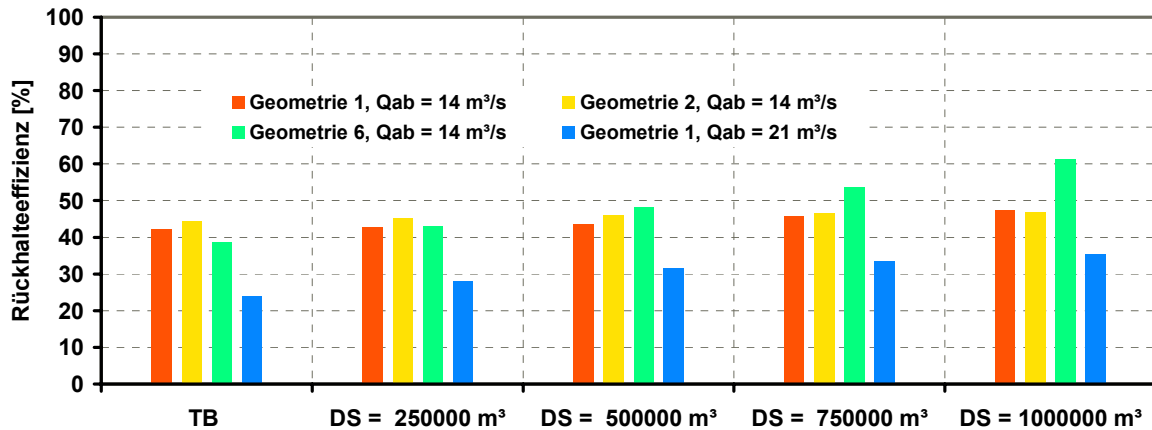


Abb. 4-21: Vergleich der Rückhalteeffizienzen der Korngröße 20 µm von Trockenbecken und Dauerstaubecken mit Dauerstauvolumina (DS) von 250000 m³ bis 1000000 m³ bei einem maximalen Stauvolumen von 1000000 m³ ( $Q_{ab} = 14 \text{ m}^3/\text{s}$ ) bzw. 500000 m³ ( $Q_{ab} = 21 \text{ m}^3/\text{s}$ ).

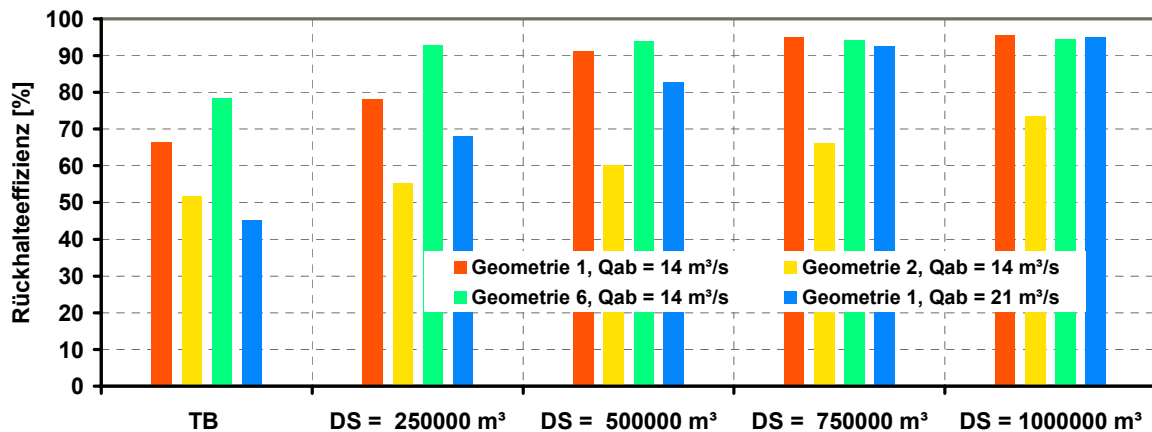


Abb. 4-22: Vergleich der Rückhalteeffizienzen der Korngröße 150 µm von Trockenbecken und Dauerstaubecken mit Dauerstauvolumina (DS) von 250000 m³ bis 1000000 m³ bei einem maximalen Stauvolumen von 1000000 m³ ( $Q_{ab} = 14 \text{ m}^3/\text{s}$ ) bzw. 500000 m³ ( $Q_{ab} = 21 \text{ m}^3/\text{s}$ ).

Die Erhöhung der Rückhalteeffizienzen ist im Falle der Korngröße 150 µm gegenüber der Korngröße 20 µm deutlicher ausgeprägt. Ursache hierfür ist, dass die Abnahme des kurzschlussbedingten Transports bei kleineren Korngrößen wesentlich geringer ausfällt als bei den großen Partikeln. Für letztere erhält das Rückhaltebecken mit zunehmenden Dauerstauvolumen daher immer mehr die Wirkungsweise eines Absetzbeckens. Aus Abb. 4-23 wird deutlich, dass die Höhe der Massenströme am Beckenauslass im Falle der Korngröße 20 µm unabhängig vom Ausmaß des Dauerstauvolumens nahezu identisch ist,

#### 4. Räumlich-zeitliche Sedimentation in Retentionsanlagen

bei der Korngröße  $150\ \mu\text{m}$  jedoch bis auf einen Bruchteil des Wertes des Trockenbeckeneinstaus zurückgeht. Im Extremfall kommt der kurzschlussbedingte Transport bei dieser Korngröße komplett zum Erliegen. Die Ursache hierfür ist die nahezu vollständige Sedimentation der Schwebstoffe im Flussschlauch oder in direkter Nähe hierzu (Abb. 4-24).

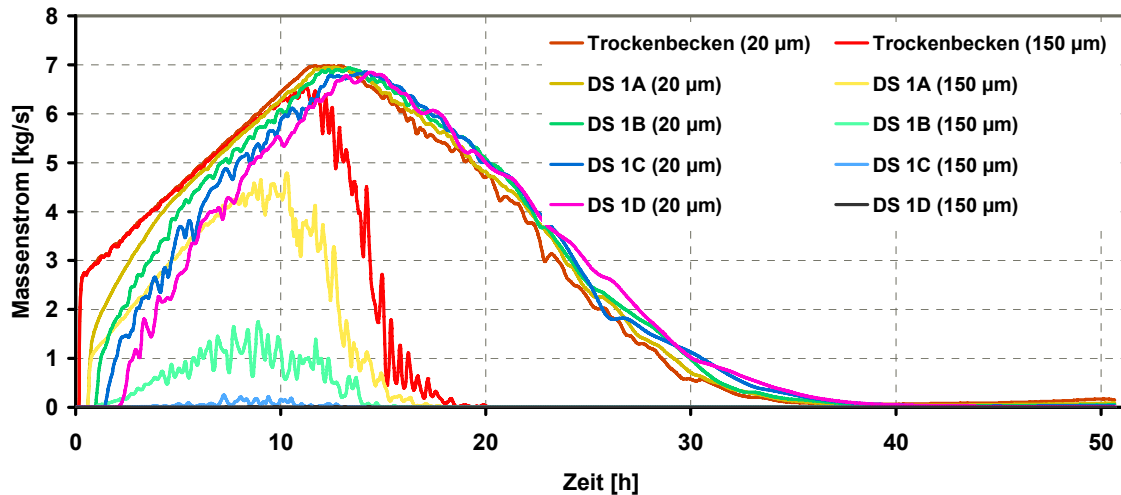


Abb. 4-23: Schwebstoffmassenströme der Korngrößen  $20\ \mu\text{m}$  und  $150\ \mu\text{m}$  am Ablauf von Trockenbecken (TB) und Dauerstaubecken (DS) (Beckenform 1,  $Q_{ab} = 14\ \text{m}^3/\text{s}$ ).

Mit steigendem Dauerstauvolumen ist bei der kleinen Korngröße ein wachsender zeitlicher Versatz der Ablaufkonzentrationen zu beobachten, einhergehend mit zunehmender Abweichung des aufsteigenden Asts des Massenstromverlaufs vom linearen Verlauf, wie er im Fall des Trockenbeckens auftritt. Dies resultiert aus der steigenden Fließlänge des Schwebstoffs bei steigendem Dauerstauvolumen von der Stauwurzel bis zum Beckenablauf und damit einhergehend einer erhöhten Fläche beidseitig des Flussschlauchs, in welcher es zu turbulentem Austausch mit dem Wasserkörper des Dauerstauvolumens kommt.

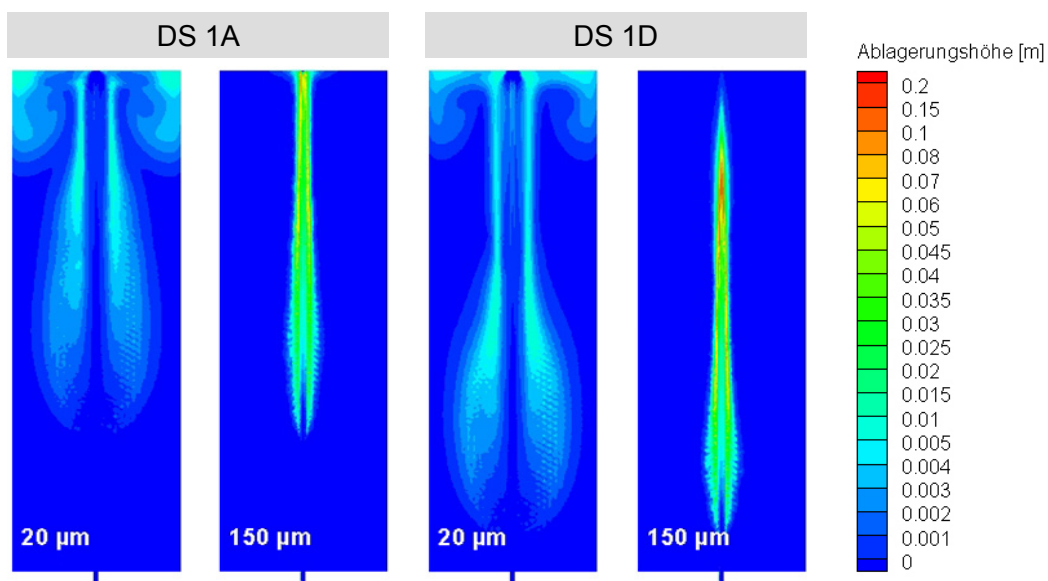


Abb. 4-24: Sedimentationsmuster der Korngrößen  $20\ \mu\text{m}$  sowie  $150\ \mu\text{m}$  bei Dauerstauvolumina von  $250000\ \text{m}^3$  (DS 1A) und  $1000000\ \text{m}^3$  (DS 1D) ( $Q_{ab} = 14\ \text{m}^3/\text{s}$ ).

Der Einfluss steigender Breiten- zu Längenverhältnisse der Wasserkörper auf den Sedimentrückhalt wirkt sich in der Ausprägung der einzelnen Phänomene wie folgt aus:

- Reduzierung der Abnahmerate des kurzschlussbedingten Transports bei steigendem Dauerstauvolumen gegenüber schmalen Wasserkörpern
- Verringerung des lateralen, dispersiven Austauschs des Flussschlauches mit dem eingestauten Wasserkörper
- Rückgang der Sedimentationsmengen im Flussschlauch
- Verringerung des Transports von Schwebstoffen aus dem Stauraum in den Flussschlauch auf Grund dispersiver Austauschmechanismen

### **4.3. Einfluss der Beckensteuerung auf den Sedimentrückhalt**

Neben der Beckenform, besitzt die Beckensteuerung maßgeblichen Anteil an der Ausprägung des Sedimentrückhalts in Hochwasserrückhaltebecken. Über die Steuerung werden für den Sedimentrückhalt wesentliche Faktoren wie der Beginn des Einstaus und damit des Schwebstoffeintrags in den Stauraum, die Einstaudauer, der Turbulenzgrad und in Abhängigkeit des Beckentyps die Kurzschlussströmung beeinflusst.

Im Weiteren wird der Einfluss der Beckensteuerung auf den Sedimentrückhalt in Trockenbecken, Dauerstaubecken und Poldern aufgezeigt, wobei auf Grund der engen inhaltlichen Verknüpfung auf Kapitel 4.2 aufgebaut wird. Die Untersuchungen zum Einfluss der Beckensteuerung auf den Sedimentrückhalt werden im Fall der Trockenbecken und Polder an unterschiedlichen Beckengeometrien untersucht, so dass teilweise Überschneidungen mit genanntem Kapitel auftreten. Es sollen grundlegende Aussagen erarbeitet werden, daher wird auf spezielle adaptive Steuerungsstrategien nicht weiter eingegangen, welche den Grad der Instationarität der Prozesse in den betrachteten Beckentypen, insbesondere den Trockenbecken, nochmals erhöhen. Von Interesse ist vielmehr der Einfluss konstanter Regelabflüsse unterschiedlicher Höhe auf den Sedimentrückhalt.

#### **4.3.1. Trockenbecken**

##### **4.3.1.1. Kontinuierliche Schwebstoffzugabe**

In den vorhergehenden Kapiteln wurde die Ausbildung der unterschiedlichen Strömungs- und Transportprozesse in Abhängigkeit der Beckengeometrie beschrieben. Im Folgenden wird dargestellt, in welcher Form die einzelnen Prozesse des kurzschlussbedingten Transports, des Austrags von Schwebstoffen nach erfolgter Durchmischung im Wasserkörper und daraus resultierend der Ablagerung von der Höhe des Regelabflusses beeinflusst werden.

Eine wesentliche Konsequenz aus der Erhöhung des Regelabflusses ist, dass die verringerte

#### 4. Räumlich-zeitliche Sedimentation in Retentionsanlagen

---

Einstaudauer - der Einstau beginnt später im Verlauf der Hochwasserwelle und ist auf Grund des geringeren Einstauvolumens bereits früher beendet - zu einem potenziell geringeren Schwebstoffeintrag in den Beckenraum und damit zwangsläufig zu geringeren Ablagerungsmengen führt. Ein weiteres offensichtliches Merkmal einer modifizierten Beckensteuerung ist die unterschiedliche Ausdehnung der Ablagerungsflächen, welche aus dem veränderten Stauvolumen herrührt.

In Abb. 4-25 sind die Ablagerungsflächen in den Trockenbecken TB 1, TB 2 und TB 6 nach deren vollständiger Entleerung für die Korngröße 20  $\mu\text{m}$  bei einem erhöhten Regelabfluss von 14  $\text{m}^3/\text{s}$  auf 21  $\text{m}^3/\text{s}$  dargestellt. Grundsätzlich weisen die Ablagerungsflächen die gleichen Merkmale auf, die bereits in Kapitel 4.2.1. angesprochen wurden, jedoch mit unterschiedlicher Ausprägung.

Das geringere Verhältnis von maximalem Zufluss zum Regelabfluss von 1,71 im Gegensatz zu einem Verhältnis von 2,57 bei einem Regelabfluss von 14  $\text{m}^3/\text{s}$  reduziert das Ausmaß der advektiven, dem Zulauf entgegen gerichteten Strömung während der Füllphase, was in den Ablagerungsmustern deutlich an den kleineren Ablagerungsflächen in den unteren Beckenbereichen zu erkennen ist. Des Weiteren sorgt der erhöhte Turbulenzgrad in der Grenzschicht zwischen Flussschlauch und überfluteten Flächen für einen stärkeren Rücktransport von Schwebstoffen in den Flussschlauch. Dies zeigt sich daran, dass die Ablagerungsflächen in lateraler Richtung tendenziell weiter vom Flussschlauch entfernt sind als bei geringerem Regelabfluss. Durch erhöhte Schubspannungen bei einem Regelabfluss von 21  $\text{m}^3/\text{s}$  treten im Flussschlauch nur reduzierte Sedimentablagerungen auf.

#### 4. Räumlich-zeitliche Sedimentation in Retentionsanlagen

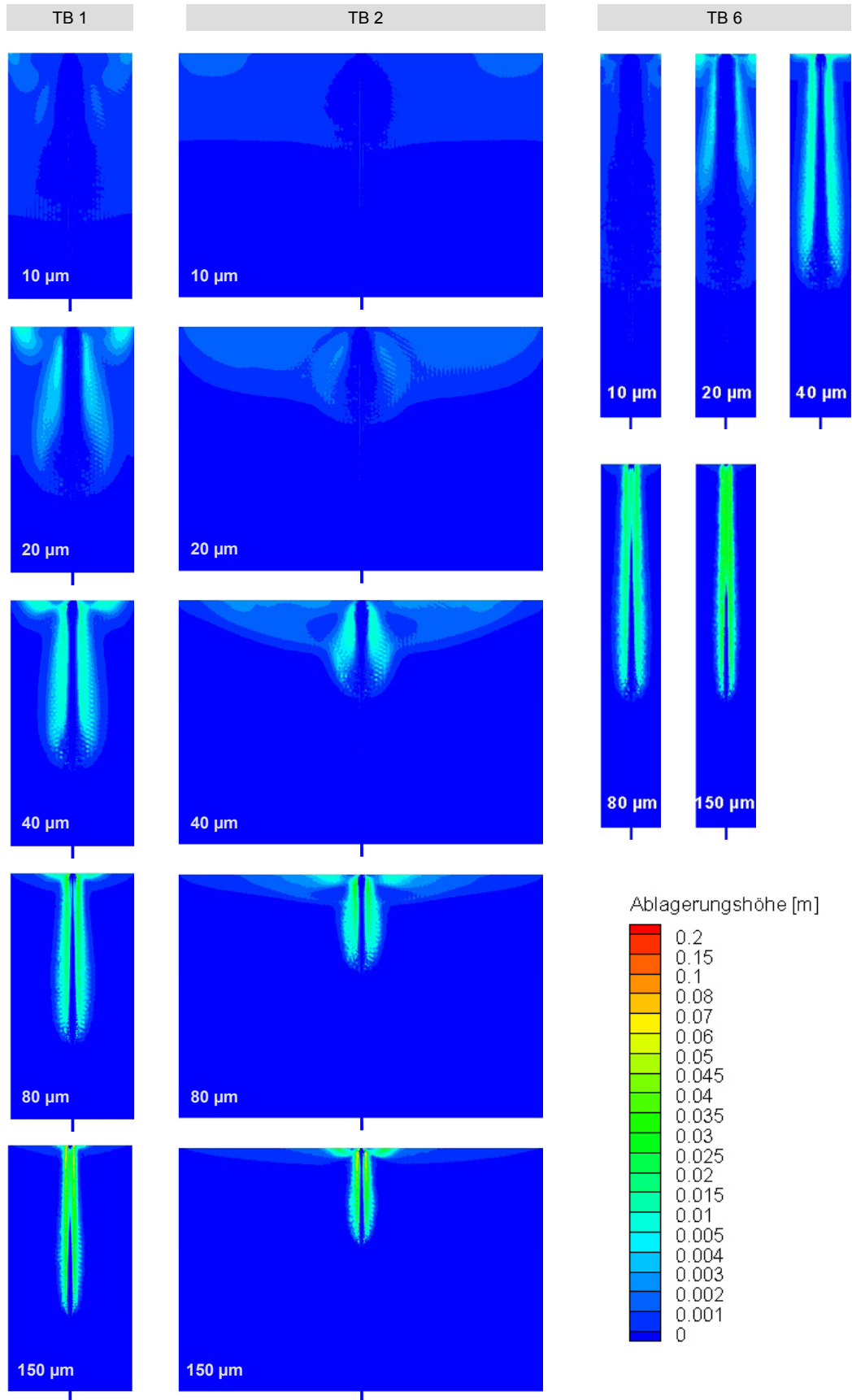


Abb. 4-25: Ablagerungsmuster der Korngrößen 10 μm – 150 μm in den Trockenbecken TB1, TB 2 und TB 6 nach der Beckenleerung (Regelabfluss  $Q_{ab} = 21 \text{ m}^3/\text{s}$ ).

### 4.3.1.2. Stoßweise Schwebstoffzugabe

Die Auswertung der numerischen Simulationen mit stoßweiser Schwebstoffzugabe zeigen bei erhöhtem Abfluss deutlich erhöhte Anteile des kurzschlussbedingten Transports über das gesamte betrachtete Korngrößenspektrum. Werden die Prozesse analog zur in Kapitel 4.2.1.2 beschriebenen Vorgehensweise zunächst separiert und anschließend gewichtet über den Zulaufmassenstrom gemittelt, ergibt sich die in Abb. 4-26 dargestellte Verteilung der jeweiligen Anteile von kurzschlussbedingtem Transport, Ablagerung sowie Schwebstoffaustrag aus dem Becken.

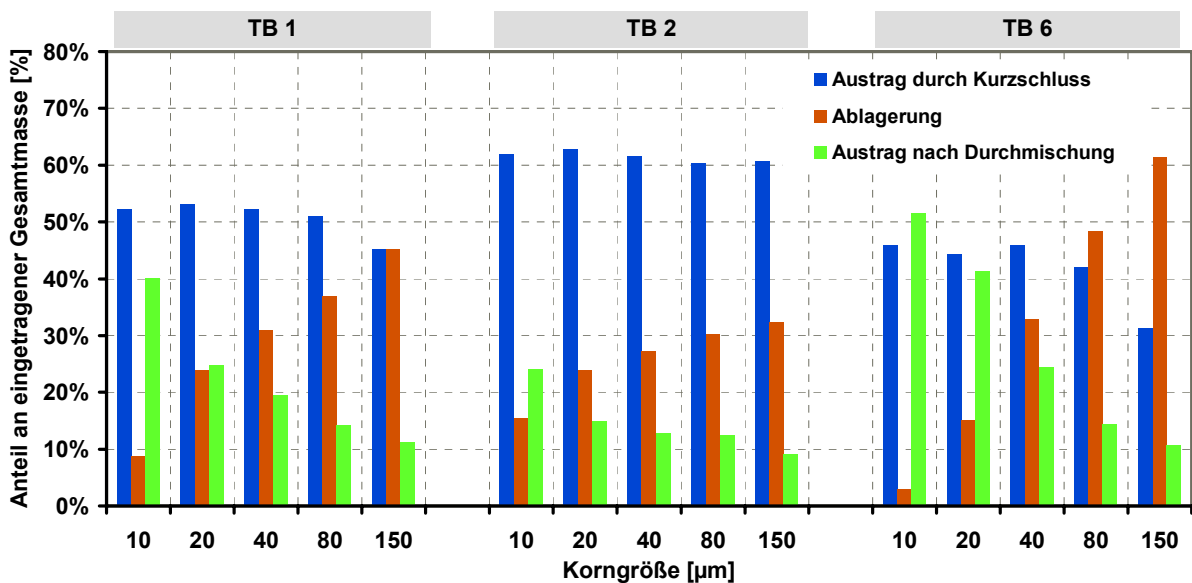


Abb. 4-26: Korngrößenabhängige Verteilung von kurzschlussbedingtem Transport, Ablagerung und Schwebstoffaustrag nach Durchmischung im Wasserkörper an Sedimentmassenbilanz für TB 1, TB 2 und TB 6 (Regelabfluss  $Q_{ab} = 21 \text{ m}^3/\text{s}$ ).

Zur Verdeutlichung der Unterschiede, welche aus der modifizierten Regelabgabe im Vergleich zur Regelabgabe von  $14 \text{ m}^3/\text{s}$  resultieren, sind in Abb. 4-27 die Änderungen der genannten Transportanteile aus beiden Varianten nach Erhöhung des Regelabflusses aufgetragen. Einer Erhöhung der Anteile des kurzschlussbedingten Stoffaustrags, insbesondere bei den kleinsten Längen- zu Breitenverhältnissen des Wasserkörpers (TB 2), stehen in allen Fällen reduzierte Ablagerungsanteile gegenüber. Während die Differenzen der Transportanteile für TB 2 gegenüber der Situation mit einem Regelabfluss von  $21 \text{ m}^3/\text{s}$  für alle betrachteten Korngrößen weitgehend einheitlich sind, weisen sie mit steigenden Längen- zu Breitenverhältnissen eine heterogenere Verteilung auf, insbesondere bei den Anteilen des Schwebstoffaustrags nach erfolgter Durchmischung. Die geringen Änderungen des Anteils des Stoffaustrags bei allen Korngrößen im Fall von TB 2 resultieren aus der geringen Durchmischung im Stauraum. Einmal in den Stauraum transportierte Schwebstoffpartikel können dadurch selbst bei einer Erhöhung des Regelabflusses nur zu einem sehr kleinen Anteil aus dem direkten Übergangsbereich von Flussschlauch und Stauraum zurück in den Flussschlauch verfrachtet werden.



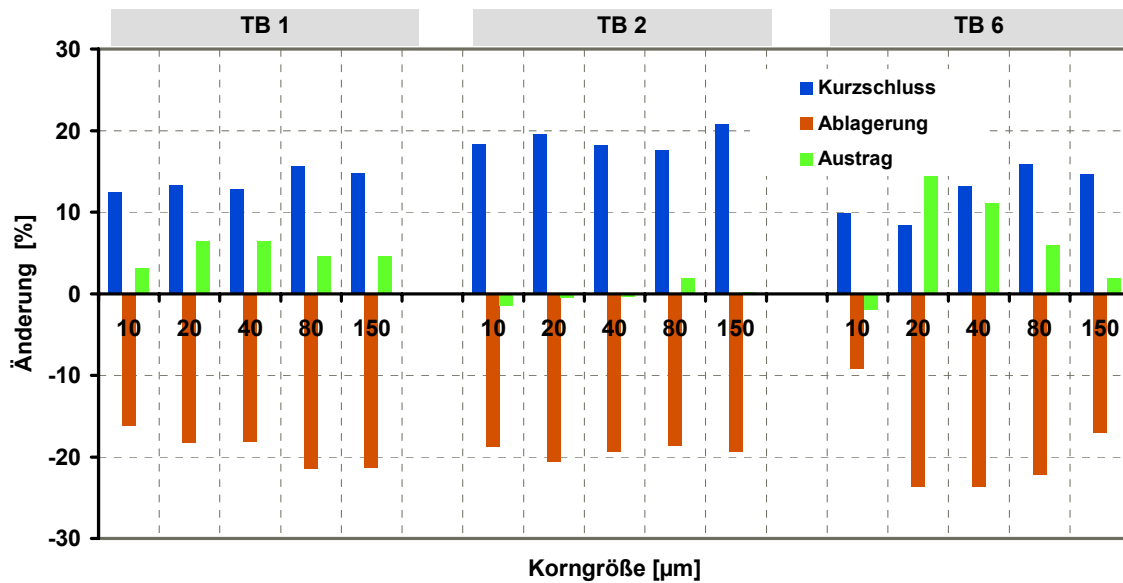


Abb. 4-27: Änderung der korngößenabhängigen Anteile von kurzschlussbedingtem Transport, Ablagerung und Schwebstoffaustrag für TB 1, TB 2 und TB 6 nach Erhöhung des Regelabflusses von  $Q_{ab} = 14 \text{ m}^3/\text{s}$  auf  $Q_{ab} = 21 \text{ m}^3/\text{s}$ , bezogen auf 100% als Summe aller Transportanteile.

### 4.3.2. Polder

Durch die in der Regel mehrere Tage andauernden Standzeiten des Wasserkörpers können Polder bei geschlossenem Auslass annähernd als reine Absetzbecken aufgefasst werden, wobei die Absetzvorgänge jedoch zunächst durch die Fließgeschwindigkeiten im Stauraum während des Füllvorganges verzögert werden. Auf Grund der in der Regel hohen Zulaufströme in den Polder wird der gesamte Wasserkörper im Stauraum in Bewegung gehalten. Im Fall der zwei hydraulisch miteinander verbundenen untersuchten Polder sind großskalige Rezirkulationsströmungen in beiden im Füllvorgang befindlichen Teilsystemen zu beobachten. Wird der Zulauf in einen der Polder zurückgefahren, so reduziert sich dort die Bewegung des Wasserkörpers, kommt auf Grund der Massenträgheit jedoch nur langsam zum Stillstand. Als Maß für die Bewegungsabnahme der beiden Wasserkörper kann beispielsweise deren flächengemittelte Geschwindigkeitshöhe herangezogen werden (Abb. 4-28).

Für die in Kapitel 4.1.1.1. beschriebenen Steuerungsstrategien, welche am idealisierten, aus zwei Poldern bestehenden System untersucht werden, zeigt sich deutlich die Beruhigungstendenz der Wasserkörper, sobald durch Verschluss des Durchlassbauwerks oder Stoppen des Zuflusses in den oberen Polder kein Impuls mehr in die Teilsysteme eingetragen wird. Die Bewegung der Wasserkörper im Poldersystem wird durch großskalige Wirbelstrukturen dominiert, deren Durchmesser die horizontale Ausdehnung der einzelnen Polder erreichen. Bricht der Zufluss ab, so zerfallen die großen Wirbel in kleinere Strukturen, was im Falle der Steuerung 1 im oberen Polder am oszillierenden Verlauf der flächengemittelten Geschwindigkeitshöhe erkennbar ist. Durch die Rezirkulationsströmungen findet eine Verteilung der Schwebstoffpartikel im gesamten Polderraum statt. Die Sedimentationsraten werden durch die Beruhigung des Wasserkörpers erheblich verstärkt,

#### 4. Räumlich-zeitliche Sedimentation in Retentionsanlagen

was insbesondere am Beispiel des unterstromigen Polders bei Steuerung 1 deutlich wird. Hier führt das Schließen des Durchlassbauwerks nach 47 h zu einem deutlichen Anstieg der Sedimentationsrate. Insgesamt liegt bei Steuerung 1 auf Grund der geringeren Geschwindigkeitshöhen im unterstromigen Polderaum über die gesamte Betriebsdauer eine höhere Sedimentationsrate vor, im oberstromigen Stauraum gilt der umgekehrte Fall.

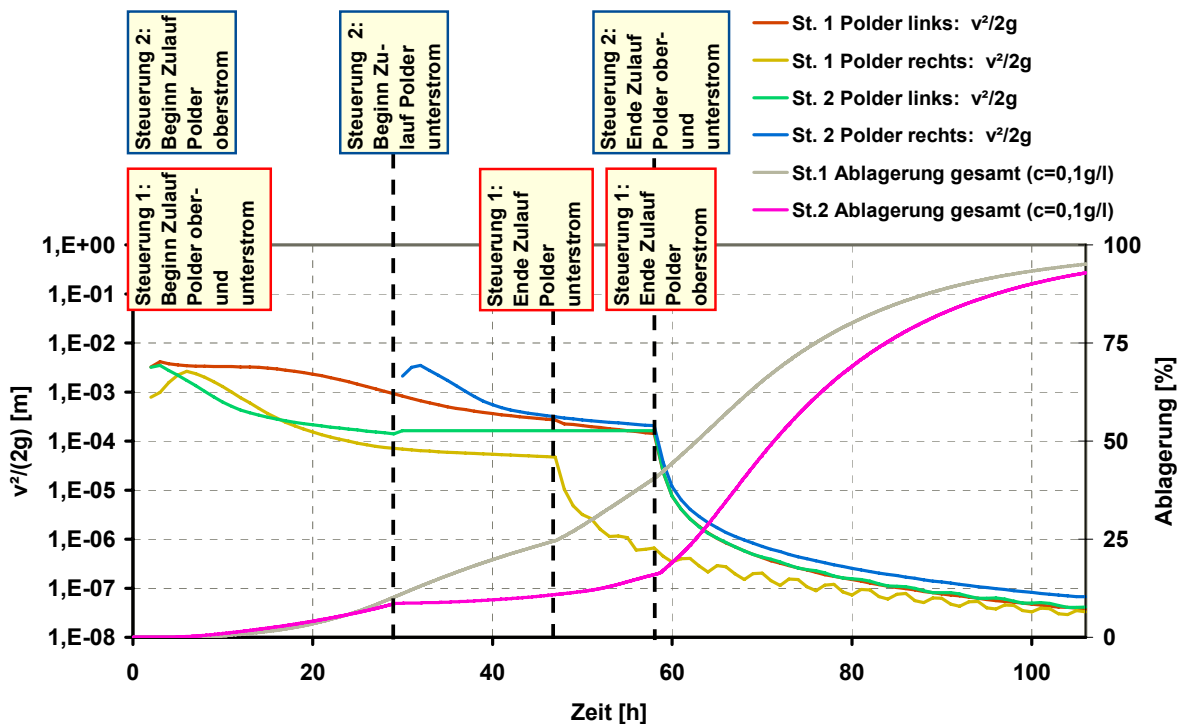


Abb. 4-28: Über Polder 1 (oberstrom) bzw. Polder 2 (unterstrom) gemittelte Geschwindigkeitshöhen sowie Summenkurven der Ablagerungen für die Steuerungsstrategien (St.) 1 und 2 und eine konstante Zulaufkonzentration von 0,1 g/l.

Die Steuerung des Poldersystems wirkt sich lediglich spürbar auf die Höhe der Ablagerungsmengen im Gesamtsystem aus, wenn die Standzeiten der Wasserkörper geringer sind als die Zeit, welche für die vollständige Sedimentation der Schwebstoffe erforderlich ist. Jedoch resultiert aus den beiden Steuerungsstrategien eine unterschiedliche Verteilung der gesamten Ablagerungsmenge in den Teilsystemen, was wiederum vom Konzentrationsverlauf im Polderzulauf abhängt. In geringem Umfang lässt sich über die systeminterne Steuerung folglich eine Beeinflussung der Ablagerungsflächen innerhalb eines Poldersystems erzielen. Die gesamten Ablagerungsmengen werden sich wegen der wasserwirtschaftlichen Randbedingungen in den wenigsten Fällen über die Standzeiten im Poldersystem beeinflussen lassen.

Die Länge der Standzeiten stellt den charakteristischen Unterschied zwischen Poldern und Hochwasserrückhaltebecken im Hauptschluss dar, welche bei Poldern nicht zuletzt auf Grund der Stauvolumina in der Regel wesentlich größer ausfallen. Hieraus resultiert eine nahezu vollständige Ablagerung der Schwebstoffe im Fall der Polder.

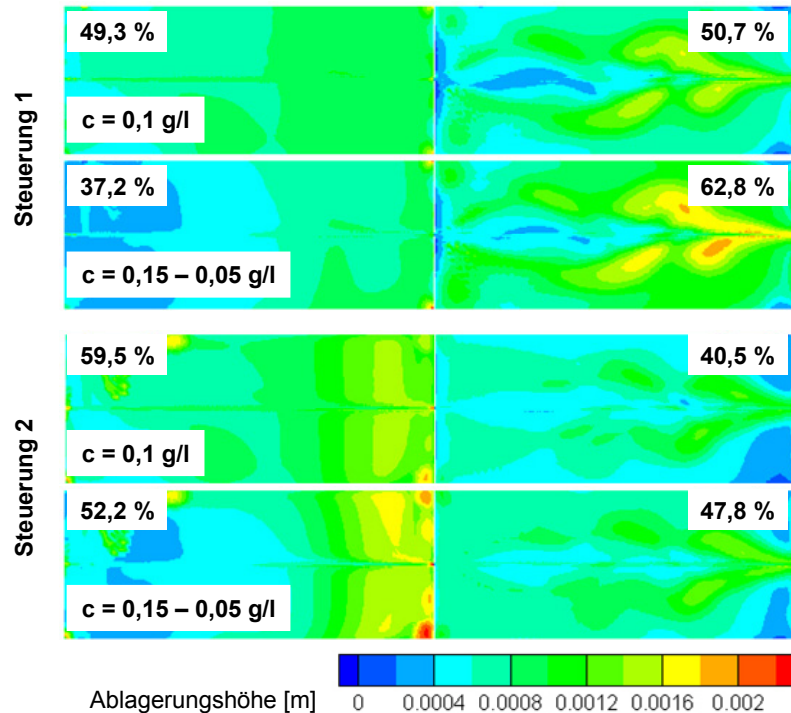


Abb. 4-29: Ablagerungsmuster und Ablagerungsanteile in den Teilbereichen des Poldersystems in Abhängigkeit der Steuerung und der Zulaufkonzentrationen.

### 4.3.3. Dauerstaubecken

Der Einfluss der Beckensteuerung auf die Rückhalteeffizienz von Dauerstaubecken macht sich analog zu den in Kapitel 4.3.1. beschriebenen Effekten, welche im System Trockenbecken auftreten, bemerkbar. Einziger Unterschied ist das Vorhandensein unterschiedlich großer Dauerstauvolumina zu Beginn eines Einstauereignisses, durch welche die einzelnen Phänomene Kurzschlussströmung, advektiver und dispersiver Schwebstoffeintrag sowie advektiver und dispersiver Schwebstoffaustrag aus dem Stauraum in ihrer Ausprägung beeinflusst werden. Dieser Aspekt wurde bereits in Kapitel 4.2.2. diskutiert.

## 4.4. Gezielter Rückhalt partikulär gebundener Schadstoffe in Hochwasserrückhaltebecken

Partikulär gebundene Schadstoffe unterliegen den Prozessen Erosion, Transport und Sedimentation gleichermaßen wie das Trägersediment selbst. Insbesondere Feinsedimente sind für den Schadstofftransport in Gewässern von besonderer Relevanz. Sie beinhalten vergleichsweise große Mengen an Schadstoffen und sind durch ihre große Partikeloberfläche chemisch und physikalisch sehr reaktiv. An Feinsedimente adsorbierte Schadstoffe sind im Fließgewässersystem so gut wie nicht zu beherrschen, da ihre Bindungsform entweder nicht stabil ist, sie in suspendierter Form oder aber in den unterschiedlichsten Gewässerkompartimenten und hier in unterschiedlichen Sedimenthorizonten sedimentiert vorliegen, welche häufig nur unter großem Aufwand zu

lokalisieren sind. Lediglich die Ablagerung von Feinsedimenten in strömungsberuhigten Gewässerbereichen bietet die Möglichkeit, kontaminiertes Material aus dem Gewässersystem zu entfernen und einer geeigneten Behandlung oder Lagerung zu unterziehen.

Da es während Hochwasserereignissen auf Grund der erhöhten Schubspannungen zu einer massiven Remobilisierung abgelagerter Sedimente bis hin zur Erosion potenziell kontaminierter Altsedimente in tieferen Lagen kommt, erwächst hieraus ein besonderes Risiko der stofflichen Belastung überfluteter Flächen durch die Sedimentation partikulärgebundener Schadstoffe. Ob es während Hochwasserereignissen nach dem Übergang belasteter Sedimente in Suspension oder nach erfolgter Ablagerung im Hochwasserrückhaltebecken zu einer Rücklösung kommt, kann lediglich fallspezifisch unter Berücksichtigung der physiko-chemischen Gegebenheiten der jeweiligen Umgebung (Wasser, Sediment) beurteilt werden. Zu den Faktoren, welche die Mobilisierung von gebundenen Schadstoffen in wässrigen Systemen beeinflussen, zählen die Korngrößen- und mineralogische Zusammensetzung des Feststoffs, der pH-Wert, das Redoxpotenzial, der Salzgehalt des Systems und die chemische Form der Schadstoffe. Bezüglich der möglichen Freisetzung von Metallionen aus Feststoffen sind Änderungen des pH-Werts und des Redoxpotenzials von besonderer Bedeutung (Meyer, 2002). Obgleich ein Teil der gebundenen Schadstoffe während des Übergangs von anoxischen in oxische Verhältnisse oder nach der Ablagerung auf Überflutungsflächen unter Einwirkung von Luftsauerstoff in Lösung geht, so bleibt ein Teil der Schadstoffe am Sediment gebunden. Dies belegen zahlreiche Messungen der Stoffgehalte von Überflutungssedimenten (Baborowski 2003, Meyer 2002).

Der Betrieb von Hochwasserrückhaltebecken, einhergehend mit der Sedimentation von Schwebstoffen bis hin in den Feinkornanteil, stellt demzufolge eine wesentliche Möglichkeit dar, freigesetzte partikulärgebundene Schadstoffe gezielt zurückzuhalten und überhaupt erst beherrschbar zu machen. Der Stoffrückhalt im Rückhalteraum bewirkt eine Verbesserung der aquatischen Situation unterstrom der Rückhaltemaßnahme, sowohl potenzielle Überflutungsflächen wie auch die Vorfluter werden aus qualitativer Sicht entlastet. Zurückgehaltene Schadstoffe können aus dem Beckenraum entfernt und somit dem gesamten Gewässersystem entzogen werden. Mögliche Nutzungskonflikte bezüglich des Beckenraumes im Fall von Trockenbecken sowie rechtliche Rahmenbedingungen sind hierbei jedoch zu beachten (Erftverband, 2009). Vor diesem Hintergrund stellt sich die Frage, in wie weit der Stoffrückhalt in Hochwasserrückhaltebecken effektiv beeinflusst werden kann.

##### **4.4.1. Steuerungsmöglichkeiten**

Gezielter Stoffrückhalt in Hochwasserrückhaltebecken kann dreierlei bedeuten. Erstens die Maximierung der Sedimentablagerungen vor dem Hintergrund des maximalen Rückhalts partikulär gebundener Schadstoffe. Zweitens die Reduzierung von Sedimentablagerungen zur Verlängerung der Räumungsintervalle des Beckenraumes sowie drittens die räumlich gezielte Sedimentation innerhalb des Stauraumes zur stofflichen Entlastung landwirtschaftlich oder anderweitig genutzter Flächen im Fall von Trockenbecken.

Die vorangegangenen Untersuchungen dienten der Identifikation der Transportphänomene in Hochwasserrückhaltebecken, welche für den Grad der Rückhalteeffizienz direkt oder indirekt verantwortlich sind. Um einen gezielten Stoffrückhalt zu ermöglichen, bedarf es folglich wirksamer Mechanismen, diese Phänomene je nach Bewirtschaftungsziel entweder zu verstärken oder abzuschwächen. Grundsätzlich bedeutet dies, dass zur Erhöhung der Rückhalteeffizienz eines Hochwasserrückhaltebeckens die Eintragsmenge aus dem Flussschlauch in den Stauraum erhöht und der stoffliche Austrag aus dem Stauraum während des Betriebs reduziert werden müssen, hierfür sind mehrere Strategien denkbar. Da der stoffliche Rückhalt bei Hochwasserrückhaltebecken im Nebenschluss weitaus weniger effektiv beeinflusst werden kann, beziehen sich die folgenden Maßnahmen überwiegend auf Rückhaltebecken im Hauptschluss.

- Anpassung der Beckenform durch Auswahl des Beckenstandortes

Für Korngrößen kleiner als ca. 30  $\mu\text{m}$  ist die Rückhalteeffizienz breiter Wasserkörper größer als im Falle lang gestreckter Wasserkörper. Der kurzschlussbedingte Transportanteil ist zwar größer als im Fall von lang gestreckten Wasserkörpern, jedoch ist der dispersive Transport aus dem Stauraum auf Grund turbulenter Austauschmechanismen zwischen Stauraum und Flussschlauch auf Grund der geringen Länge der turbulenten Scherschicht erheblich geringer. Für Korngrößen größer als ca. 30  $\mu\text{m}$  verhält es sich umgekehrt. Der Transport aus dem Stauraum auf Grund turbulenter Austauschmechanismen zwischen Stauraum und Flussschlauch wird maximal, der kurzschlussbedingte Transport ist im Falle der lang gestreckten Wasserkörper am geringsten.

- Modifikation des Regelabfluss

Unter der Voraussetzung, dass die Einhaltung der Hochwasserschutzziele gewährleistet bleibt, kann der Regelabfluss reduziert werden, um den Stoffrückhalt zu erhöhen. Dadurch wird zum einen die Größe des hydraulischen Kurzschlusses, und damit einhergehend des kurzschlussbedingten Transports, reduziert und der advektive Eintrag in den Stauraum wesentlich erhöht. Zum anderen wird die Standzeit im Becken erhöht, wobei durch einen länger andauernden Sedimentationsprozess im Stauraum der Austrag aus dem Beckenraum reduziert wird. Ebenso wird die Fließgeschwindigkeit während des advektiven Transports aus dem Stauraum reduziert, wodurch die Sedimentationsrate ebenfalls erhöht wird. Jedoch muss durch ein Abfluss- und Niederschlagsmonitoring von Stationen in ausreichender Entfernung oberstrom der Rückhaltmaßnahme sichergestellt werden, dass der Hochwasserschutz durch ausreichend verfügbaren Stauraum stets gewährleistet bleibt.

- Ausleitung eines Zuflussanteils im oberstromigen Beckenbereich auf die Vorländer

Durch diese Maßnahme wird ein advektiver Stoffeintrag aus oberstromiger Richtung in den Stauraum erzeugt, da am Ausleitungsort ein Abflussanteil mit der im Flussschlauch vorliegenden Schwebstoffkonzentration über den Vorlandabfluss in den Stauraum gelangt (Abb. 4-30). Der Stoffaustrag aus dem Stauraum zurück in den Flussschlauch durch turbulente Austauschmechanismen wird reduziert, da auf Grund des um die Ausleitungsmenge reduzierten Durchflusses die Geschwindigkeitsgradienten und damit die Ausbildung turbulenter Strukturen in der Grenzschicht zwischen Flussschlauch und

#### 4. Räumlich-zeitliche Sedimentation in Retentionsanlagen

Stauraum abnehmen. Gleichzeitig ist dadurch auch ein reduzierter Eintrag von Schwebstoffen auf Grund der turbulenten Austauschmechanismen in den Stauraum zu erwarten.

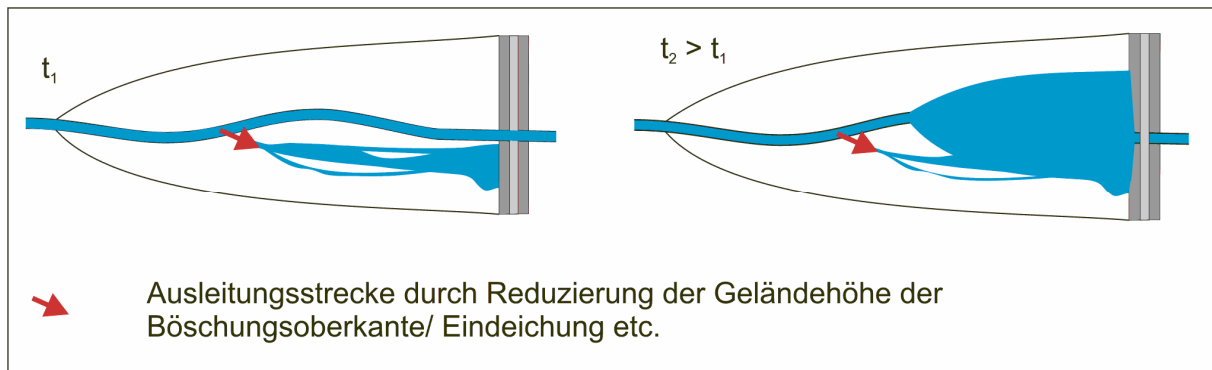


Abb. 4-30: Ausleitung eines Hochwasserteilabflusses auf die Vorländer im Stauraumbereich von Trockenbecken.

- Erhöhung der Sohlrauheit im Flussschlauch im Beckenbereich

Durch die Erhöhung der Sohlrauheit wird ein Ausuferen im Zulaufbereich des Rückhaltebeckens bereits bei geringeren Abflüssen provoziert, zudem reduziert sich die Fließgeschwindigkeit im Flussschlauch. Hieraus resultiert zum einen eine Erhöhung des advektiven Stoffeintrags über die Vorländer von oberstrom in den Stauraum, zum anderen wird die Ausprägung turbulenter Austauschmechanismen durch kleinere Geschwindigkeitsgradienten zwischen Flussschlauch und Stauraum reduziert.

- Erhöhung des Verhältnisses der Wassertiefe auf den Vorländern zur Wassertiefe im Flussschlauch

Die Erhöhung des Verhältnisses der Wassertiefe auf den Vorländern zur Wassertiefe im Flussschlauch hat eine Erhöhung des advektiven Stoffeintrags durch vorzeitiges Ausuferen, einen erhöhten turbulenten Stofftransport in den Stauraum sowie eine Reduktion des kurzschlussbedingten Transports zur Folge, da aus dem erhöhten turbulenten Austausch eine stärkere Verdünnung im Flussschlauch resultiert. Zudem nimmt die Leitwirkung des Fließquerschnitts bei der Erhöhung des genannten Verhältnisses ab, so dass die Strömung im Flussschlauch verstärkt durch meso- und makroskalige Strömungsstrukturen im Stauraum beeinflusst werden kann. Im unrealistischen Extremfall eines einheitlichen Sohl- und Vorlandniveaus könnte sich eine vollständig asymmetrische Strömung ausbilden, bei der sich der Hauptfließweg auf Grund ausgebildeter Makrowirbel am Rand des Stauraumes befände. Dies wird beispielsweise von Kantoush (2008) im Rahmen physikalischer Modellversuche beobachtet.

- Störelemente im Flussschlauch

Das Einbringen von Störelementen in den Flussschlauch im Stauraumbereich hat auf Grund lokaler Strömungsablenkungen ebenfalls die Reduzierung des Kurzschlusses auf Grund erhöhter turbulenter Durchmischung und dem daraus resultierenden Verdünnungseffekt zur Folge. In Frage kommen hierfür beispielsweise lokal verdichtete Vegetationszonen mit

geringer Flexibilität im Böschungsbereich sowie Palisaden oder Blöcke, welche im Flussschlauch angeordnet werden.

- Geländemodellierung innerhalb des Stauraumes

Wird im Stauraum im Bereich der niedrigsten Geländehöhen direkt im Anschluss an den Flussschlauch einseitig eine größere Fläche um einige Dezimeter eingetieft und das Material an anderer Stelle im Stauraum aufgetragen, so bilden sich Flächen aus, welche insbesondere bei kleineren Hochwasserereignissen zuerst eingestaut werden (Abb. 4-31).

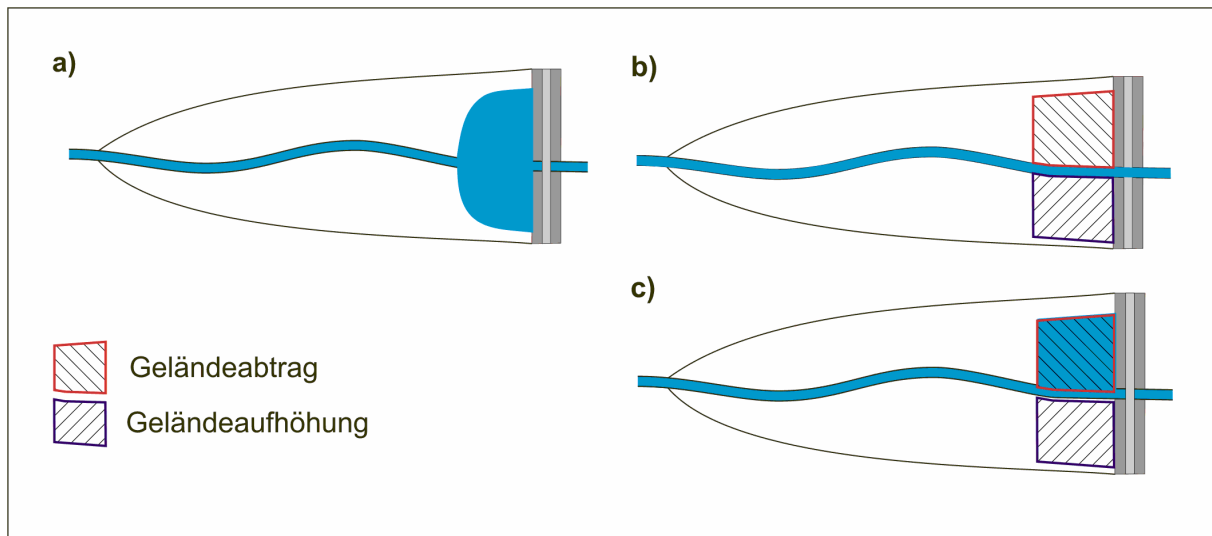


Abb. 4-31: Geländemodellierung zum gezielten Stoffrückhalt bei kleinen Hochwasserereignissen: a) Einstauffläche ohne Geländemodifikation, b) Modifizierte Geländeoberflächen, c) Einstauffläche nach Geländemodifikation.

Die angehobenen Flächen werden dadurch stofflich entlastet, die Ablagerung im Stauraum erfolgt räumlich gezielt. Die volumenneutrale Durchführung dieser Maßnahme reduziert die Ausführungskosten, da kein Abtransport des ausgehobenen Materials anfällt.

Die Frage nach einem gezielten Stoffrückhalt kann bei Kenntnis einer im Einzugsgebiet vorliegenden schadstofflichen Belastungssituation sowohl bereits in der Planungsphase des Hochwasserrückhaltebeckens als auch erst nach dessen Fertigstellung während des laufenden Betriebs auftreten. Hierbei bieten sich unterschiedliche Strategien an, den Stoffrückhalt eines Beckens vor diesem Hintergrund auszurichten. Soll der Stoffrückhalt über die Geometrie eines Rückhaltebeckens angepasst werden, so bietet es sich an, diesen Punkt bereits in die Planung des Beckens aufzunehmen. Unter Umständen bestehen bei der Festlegung des Standorts unter Berücksichtigung der hydrologischen Anforderungen Freiheitsgrade, welche nach Vollendung der Rückhaltemaßnahme nicht mehr existieren.

Alle Maßnahmen zur Beeinflussung der Ablagerungsmengen und damit einhergehend der partikulär gebundenen Schadstoffe sind im Voraus im Rahmen eines integrativen Bewirtschaftungskonzepts auf ihre Eignung hin zu überprüfen, in dessen Rahmen die Minimierung des Gesamtrisikos aus wasserwirtschaftlicher, ökologischer sowie sozioökonomischer Sicht im Vordergrund steht (Erftverband 2009). Des Weiteren macht der

gezielte Rückhalt partikulär gebundener Schadstoffe Maßnahmen zur weiteren Behandlung der anfallenden Stoffe erforderlich.

### 4.5. Aufenthaltszeiten im System Trockenbecken

Die Kenntnis der Aufenthaltszeiten in Retentionsräumen ist im Rahmen unterschiedlicher qualitativer und quantitativer Fragestellungen von Relevanz. So wird die Aufenthaltszeit beispielsweise dazu verwendet, um unter Zuhilfenahme der stationären analytischen Lösungen idealer Reaktoren den Anteil zurückgehaltenen Schwebstoffs in Dauerstaubecken überschlägig zu ermitteln. Aussagen über den Abbau gelöster organischer Stoffe im System Hochwasserrückhaltebecken setzen ebenfalls die Kenntnis der Aufenthaltszeit voraus.

Unter stationären Bedingungen kann die theoretische Aufenthaltszeit  $t_{th}$  unter Annahme einer vollständigen Durchmischung im System durch  $t_{th} = V/Q$  mit dem Volumen des Wasserkörpers im System  $V$  und dem Systemdurchfluss  $Q$  ermittelt werden. Natürliche Trockenbecken weisen in der Regel jedoch keine vollständige Durchmischung auf, nicht oder schwach durchströmte Räume führen zur Ausbildung bevorzugter Fließwege. Zudem sind weder die Systemdurchflüsse noch die Stauvolumina konstant. Basierend auf den vorangegangenen numerischen Untersuchungen wird im Zusammenhang mit Trockenbecken im Hauptschluss deshalb auf folgende Fragestellungen eingegangen:

- Wie weichen experimentell bestimmte Aufenthaltszeiten der Fluidelemente im Trockenbecken von den theoretischen Aufenthaltszeiten ab?
- Unter welchen Bedingungen ist es möglich, die Ablagerungsmengen in Trockenbecken unter Verwendung der stationären analytischen Lösungen idealer Reaktoren sowie der theoretischen Aufenthaltszeit abzuschätzen?
- Welche Aufenthaltszeiten haben Sedimentpartikel unterschiedlicher Korngröße in der Wasserphase vor dem Hintergrund der Zeitskala von Sorptionsprozessen gelöster oder partikulärgebundener Stoffe?

#### 4.5.1. Vergleich theoretischer und experimentell ermittelter Aufenthaltszeiten

Zur Bestimmung der mittleren Aufenthaltszeiten von Fluidelementen im Trockenbecken werden die Ausgangssignale des im numerischen Modell zu unterschiedlichen Zeitpunkten des Beckenbetriebs jeweils stoßweise zugegebenen konservativen Tracers ausgewertet. Die Aufenthaltszeiten des Tracers sind identisch mit den Aufenthaltszeiten der Fluidelemente, welche zum gleichen Zeitpunkt zugegeben wurden. Durch die Zugabe zu unterschiedlichen Zeitpunkten wird der hochgradigen Instationarität während der Füll- und Entleerungsphasen und der damit zu erwartenden differierenden Aufenthaltszeitverteilungen der Fluidelemente im System Rechnung getragen.

Die Aufenthaltszeitverteilung von Fluidelementen in durchmischten Becken oder Behältern wird vielfach herangezogen, um Aussagen über den Grad der makroskaligen



Durchmischung oder der Abweichungen von idealen Strömungszuständen eines Systems ableiten zu können, wie sie theoretisch bei idealen Mischungs- bzw. Pfropfenströmungsreaktoren vorliegen. Grundlagen der Reaktoretheorie findet man z.B. in Levenspiel (1972). Die Aufenthaltszeitverteilung  $E(s)$  kann mit

$$E(s) = \frac{c(s) \cdot Q_{ab}(s)}{m} \quad \text{Gl. 4-4}$$

unter Verwendung der Verweilzeit  $s = t - \lambda$  mit der Zugabezeit  $\lambda$  (entspricht  $t_i$ ), der Konzentration am Auslass  $c(s)$ , dem Abfluss am Auslass  $Q_{ab}(s)$  sowie der gesamten zugegebenen Tracermasse  $m$  beschrieben werden. Für qualitative Vergleiche können verschiedene Aufenthaltszeitverteilungen in einem Diagramm aufgetragen werden, quantitative Vergleiche machen eine statistische Auswertung erforderlich. Vergleichbare Größen sind der Modalwert, als Zeitpunkt des Erreichens des Konzentrationspeaks am Auslass, das nullte Moment  $M_0$  um den Ursprung als Integral der Aufenthaltszeitverteilung, das erste Moment  $M_1$  um den Ursprung als mittlere Aufenthaltszeit  $t_m$  des Tracers sowie das zweite zentrale Moment  $M_2$  als dessen Varianz. Das dritte zentrale Moment  $M_3$  gibt Auskunft über die Schiefe der Verteilung.

In Abb. 4-32 sind die Aufenthaltszeitverteilungen der Tracer, welche zu verschiedenen Zeitpunkten in das System zugegeben wurden, exemplarisch für das Trockenbecken TB1 mit einem Regelabfluss von  $14 \text{ m}^3/\text{s}$  dargestellt. Deutlich ist die Dominanz der Kurzschlussströmungen im Verteilungsverlauf zu erkennen, in deren Bereich jeweils der Modalwert der Verteilungsfunktionen lokalisiert ist.

Das erste Moment  $M_1$  der Aufenthaltszeitverteilung um den Ursprung wird bestimmt zu

$$M_1 = t_m = \int_{\lambda}^{t_E} s \cdot E(s) ds \quad \text{Gl. 4-5}$$

mit dem Zeitpunkt  $t_E$ , zu welchem das Trockenbecken vollständig geleert ist. Wird die mittlere Aufenthaltszeit  $t_m$  in Abhängigkeit des jeweiligen Zugabezeitpunkts aufgetragen (Abb. 4-33), so erkennt man ein gegenläufiges Verhalten der mittleren Aufenthaltszeiten in den Trockenbecken TB 1, TB 2 und TB 6 sowie die starke Abhängigkeit vom Zugabezeitpunkt. Durchmischung einhergehend mit der geringen Länge des Wasserkörpers in TB 2. Abb. 4-33 zeigt, dass dies sowohl für die Betrachtung des gesamten in das System zugegeben Tracers wie auch für die Betrachtung des um den kurzschlussbedingten Transportanteil reduzierten Tracers gilt. Während das lang gestreckte Becken TB 6 zu Beginn des Einstaus die geringsten mittleren Aufenthaltszeiten aufweist, dreht sich dies ab Erreichen des maximalen Zuflusses nach ca. 15 h ins Gegenteil. Das breiteste Becken TB 2 verhält sich bezüglich der Aufenthaltszeiten gegensätzlich. Grund hierfür ist, dass ab Beginn der Umkehrung von Füll- zur Leerungsphase nach ca. 24 h nur ein geringer Anteil des Füllvolumens effektiv an der Tracerdurchmischung beteiligt ist.

#### 4. Räumlich-zeitliche Sedimentation in Retentionsanlagen

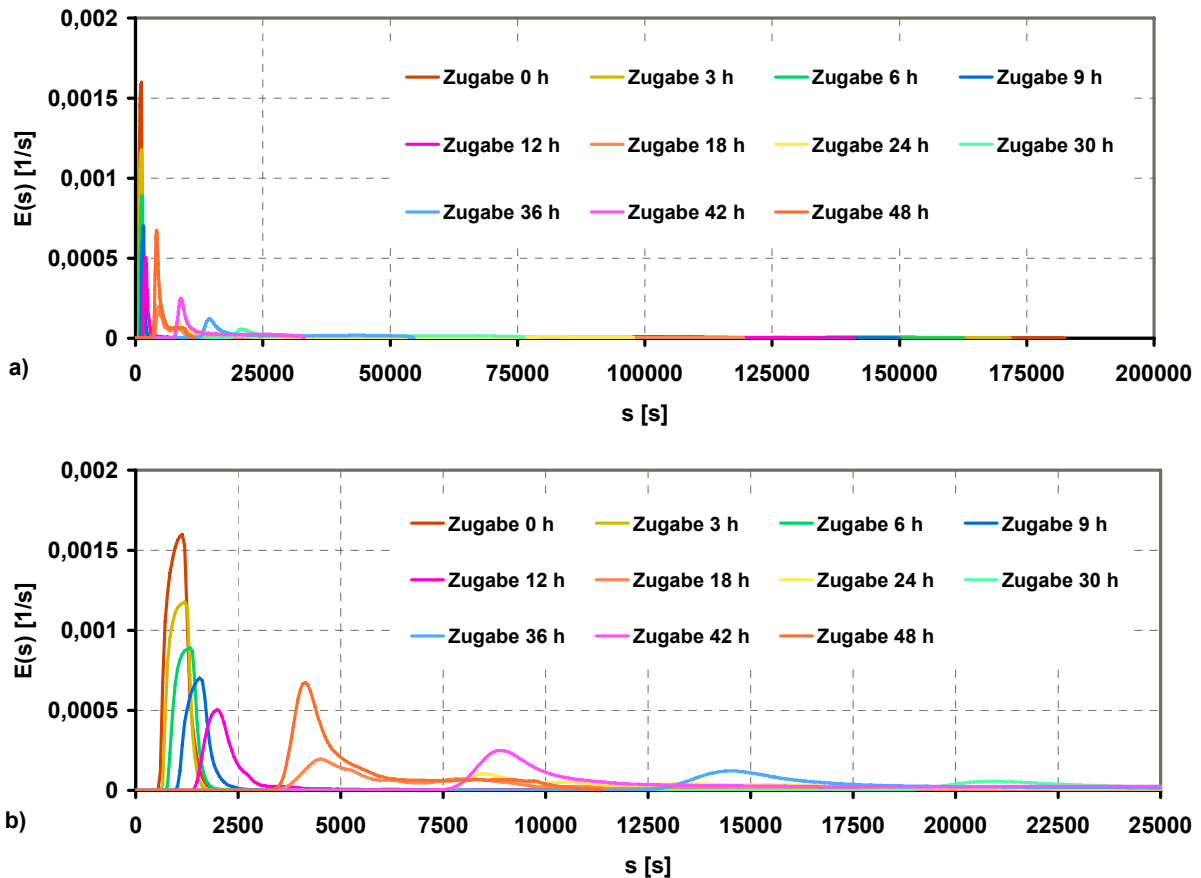


Abb. 4-32: Aufenthaltszeitverteilungen der stoßweise zugegebenen Tracer in TB 1 (Regelabfluss  $Q_{ab} = 14 \text{ m}^3/\text{s}$ ) vom Zugabezeitpunkt  $t_i$  bis zur Beckenentleerung (a) sowie als Detailansicht bis zur Verweilzeit  $s = 25000 \text{ s}$  (b).

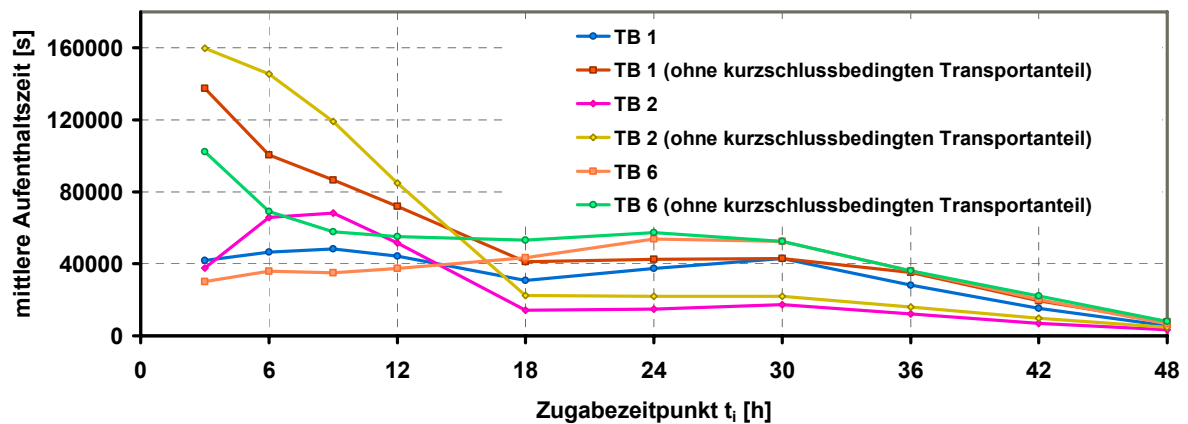


Abb. 4-33: Aufenthaltszeiten  $t_m$  des Tracers in Abhängigkeit der Zugabezeitpunkte  $t_i$  mit bzw. ohne Berücksichtigung des Kurzschlussanteils (Regelabfluss  $Q_{ab} = 14 \text{ m}^3/\text{s}$ ).

Die Standardabweichung als Quadratwurzel der Varianz

$$\sigma^2 = M_2 = \int_{\lambda}^{t_E} (s - t_m)^2 \cdot E(s) \, ds \quad \text{Gl. 4-6}$$

gibt Aufschluss über den Grad der Durchmischung in einem System. Da die maximal möglichen Aufenthaltsdauern  $s_{\max} = t_E - \lambda$  des Tracers auf Grund unterschiedlicher Stauvolumina in Abhängigkeit der Zugabezeit variieren, sind in Abb. 4-34 die Standardabweichungen jeweils normiert auf  $s_{\max}$  dargestellt. Die Werte der normierten Standardabweichungen zeigen eine erhöhte Durchmischung während der Füllphase bis zum Erreichen des maximalen Stauvolumens bei ca. 24 h gegenüber der Leerungsphase.

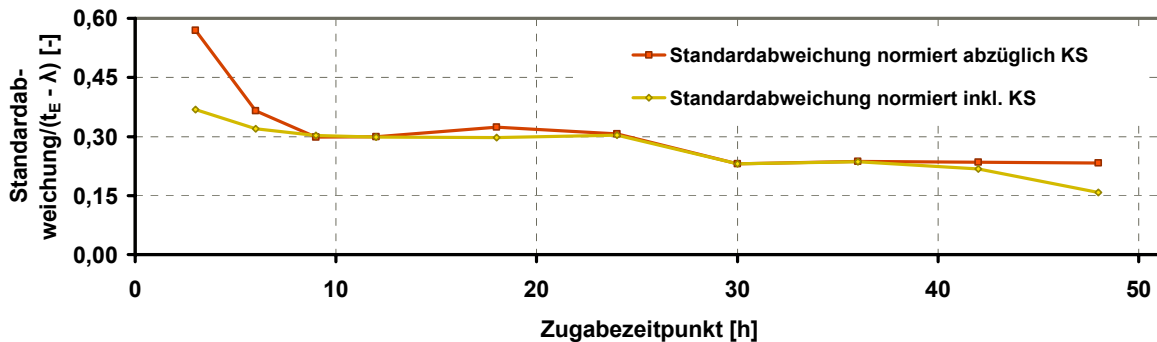


Abb. 4-34: Standardabweichungen der Aufenthaltszeitverteilungen in Abhängigkeit der Zugabezeitpunkte  $t_i$  sowohl mit als auch ohne Berücksichtigung des Kurzschlussanteils, normiert auf die jeweils maximal mögliche Aufenthaltsdauer  $s_{\max}$  (TB 1, Regelabfluss  $Q_{ab} = 14 \text{ m}^3/\text{s}$ ).

Allen Verteilungsfunktionen ist gleich, dass das dritte zentrale Moment

$$M_3 = \frac{1}{\sigma^3} \int_{\lambda}^{t_E} (s - t_m)^3 \cdot E(s) ds \quad \text{Gl. 4-7}$$

größer als null ist, das heißt, eine linkssteile Verteilung vorliegt.

In Abhängigkeit der Fragestellung, im Rahmen derer die Aufenthaltszeit im Trockenbecken zu bestimmen ist kann es sinnvoll sein, die bisher ausschließlich rechnerische Größe der mittleren Aufenthaltszeiten entsprechend ihrem physikalischen Hintergrund in sinnvolle, den zugrunde liegenden Prozessen entsprechende Einheiten aufzuteilen. Ansonsten werden die mittleren Aufenthaltszeiten der Fluidelemente im Wasserkörper, welche den Beckenraum erst nach der Durchmischung im Wasserkörper verlassen, durch den Einfluss des Kurzschlusses erheblich unterschätzt. Daher sind in Abb. 4-33 nochmals die mittleren Aufenthaltszeiten, jedoch um den Anteil der Kurzschlussströmung bereinigt aufgetragen, gleiches gilt für den Fall der normierten Standardnormalverteilungen (Abb. 4-34).

Für stationäre Systeme werden die theoretischen Aufenthaltszeiten mit  $t_{th} = V/Q$  beschrieben. Auf Grund der dynamischen Natur des Stauvolumens in Trockenbecken wird für die rein rechnerische Ermittlung der theoretischen Aufenthaltszeiten in diesen Systemen, im Weiteren mit  $t_{th,Tr}$  bezeichnet und gleichermaßen beschrieben durch  $t_{th,Tr} = V/Q$ , das Stauvolumen  $V$  im Rahmen dieser Betrachtungen über die zeitliche Mittelung der Volumina über die gesamte Einstaudauer berechnet. Als Abfluss  $Q$  wird der Wert der konstanten Regelabgabe verwendet. Hieraus ergeben sich die bei einer Regelabgabe von  $14 \text{ m}^3/\text{s}$  in Tabelle 4-3 dargestellten theoretischen Aufenthaltszeiten  $t_{th,Tr}$ . Diesen sind die aus den

numerischen Simulationen über eine zulaufmassenstromgewichtete Mittelung der einzelnen Aufenthaltszeiten berechneten mittleren Aufenthaltszeiten gegenübergestellt. Letztere sind sowohl inklusive als auch abzüglich der kurzschlussbedingten Transportanteile aufgeführt und werden gemäß

$$\bar{t}_m = \frac{\sum_{i=1}^n t_m(t_i) \cdot Q_{zu}(t_i) \cdot c_{ein}(t_i) \cdot \Delta t_i}{\sum_{i=1}^n Q_{zu}(t_i) \cdot c_{ein}(t_i) \cdot \Delta t_i} \quad \text{Gl. 4-8}$$

berechnet.

Für alle Fragestellungen, bei denen die tatsächliche Aufenthaltszeit im durchmischten Wasserkörper im Stauraum von Relevanz ist, wird die Aufenthaltszeit durch Anwendung des Ansatzes  $t_{th,Tr} = V/Q$  mit oben genannter Vorgehensweise bei der Ermittlung von  $V$  und  $Q$  deutlich unterschätzt. Wird der Kurzschluss nicht separiert, so stimmen die theoretischen und numerisch ermittelten Aufenthaltszeiten rein rechnerisch zwar weitgehend überein, berücksichtigen jedoch nicht die in ihrer Natur gänzlich verschiedenen Phänomene des Kurzschlusses auf der einen und der makroskaligen Durchmischung des Wasserkörpers auf der anderen Seite und deren unterschiedliche Auswirkung auf die anhängenden Prozesse. Hervorzuheben sei nochmals die starke Abhängigkeit der Aufenthaltszeiten vom Zeitpunkt des Zuflusses in das System Trockenbecken während eines Einstauereignisses.

*Tabelle 4-3: Theoretische ( $t_{th,Tr}$ ) sowie aus numerischen Simulationen ermittelte Aufenthaltszeiten inklusive ( $\bar{t}_{m,inkl}$ ) sowie abzüglich ( $\bar{t}_{m,ohne}$ ) kurzschlussbedingtem Transportanteil für TB 1 ( $Q_{ab} = 14 \text{ m}^3/\text{s}$ ).*

	TB 1	TB 2	TB 6
$t_{th,Tr}$ [s]	37324	37324	37324
$\bar{t}_{m,inkl}$ [s]	39934	41154	38182
$\bar{t}_{m,ohne}$ [s]	71785	80132	60114

#### 4.5.2. Aufenthaltszeiten von Sedimentpartikeln im freien Wasserkörper

Schwebstoffpartikel stellen ein Bindeglied zwischen gelösten Schadstoffen und abgelagertem Sediment dar. Neben den physikochemischen Gewässerparametern hängt es von der Aufenthaltszeit des Schwebstoffpartikels im Wasser und der dadurch vorgegebenen maximalen Reaktions- oder Abbauzeit im Wasserkörper ab, ob ein Gefährdungspotenzial durch die Freisetzung der mobileren, partikulärgebundenen Schadstoffe in die Wasserphase besteht. So kann eine kurzfristige Mobilisierung von Schadstoffen, zum Beispiel durch die Umlagerung von Sediment im Wasserkörper, bereits innerhalb von wenigen Stunden

auftreten (Förstner et al., 1989). Des Weiteren wird durch die Aufenthaltszeit des Schwebstoffpartikels im Wasserkörper bestimmt, ob vor erfolgter Ablagerung ein teilweiser oder vollständiger Abbau organischer, partikulärgeladener Schadstoffe im Wasserkörper stattfinden kann.

Im Weiteren wird davon ausgegangen, dass die Aufenthaltszeit der Schwebstoffe im Wasserkörper im konkreten Fall des Trockenbeckeneinstaus der Zeitspanne zwischen dem Eintrag in den Stauraum und der erfolgten Ablagerung oder dem Austrag aus dem Becken mit dem Regelabfluss entspricht. Nach erfolgter Ablagerung erfolgt möglicherweise eine Überdeckung durch weiteres Sediment, so dass das Partikel zunächst dem Wasserkörper entzogen ist. Auf die daran geknüpften Prozesse des diffusiven Stofftransports im Porenwasser wird an dieser Stelle nicht weiter eingegangen. Der kurzschlussbedingte Transportanteil wird im Rahmen der Ermittlung der Aufenthaltszeiten der Sedimentpartikel separiert und von den Betrachtungen ausgeschlossen.

Die vorangegangenen Untersuchungen haben gezeigt, dass das Verhalten des eingestauten Wasserkörpers näherungsweise einem Mischungsströmungsreaktor entspricht, sofern der kurzschlussbedingte Transportanteil aus der Betrachtung eliminiert wird. Dies bedeutet gleichzeitig, dass die Aufenthaltszeit der Schwebstoffe definierter Korngröße in der Wasserphase über die Aufenthaltszeitverteilung eben dieser Schwebstofffraktion am Beckenablauf bestimmt werden kann. Sobald am Beckenablauf keine Schwebstoffpartikel mehr detektiert werden, ist unter der Annahme einer guten Durchmischung des Wasserkörpers davon auszugehen, dass im Beckenraum eine weitgehende Ablagerung der Schwebstoffe stattgefunden hat.

Zur Bestimmung der fraktionsweisen Aufenthaltszeiten der Schwebstoffe im Wasserkörper wird analog zur Vorgehensweise zur Bestimmung der zugabezeitabhängigen Aufenthaltszeiten des Tracers vorgegangen. Für jeden Zugabezeitpunkt wird die Aufenthaltszeitverteilung der einzelnen Korngrößen, aufgenommen am Auslass des Trockenbeckens, ausgewertet, d.h. es wird jeweils der kurzschlussbedingte Transportanteil eliminiert und danach die mittlere Aufenthaltszeit unter Verwendung von Gl. 4-5 berechnet. Abb. 4-35 zeigt für alle Korngrößen sowie den konservativen Tracer als Vergleichsgröße die Aufenthaltszeiten der Schwebstoffpartikel im Wasserkörper in Abhängigkeit des Zugabezeitpunkts sowie die mittleren, zulaufmassenstromgewichteten Aufenthaltszeiten  $\bar{t}_m$ .

Während die Aufenthaltszeiten der Schwebstoffe der Korngröße 10  $\mu\text{m}$  weitgehend mit denen des Tracers übereinstimmen, ist mit steigender Korngröße eine erhebliche Abnahme der Aufenthaltszeiten, insbesondere während der Füllphase des Trockenbeckens zu erkennen. So beträgt die über die einzelnen Zugabezeitpunkte gemittelte Aufenthaltszeit der Schwebstoffe mit der Korngröße 20  $\mu\text{m}$  nur noch 24,2 % von der des Tracers, im Falle der Korngröße 80  $\mu\text{m}$  sogar nur noch 6,9%.

Ein Vergleich der aus dem Modell resultierenden und anschließend über eine zulaufmassenstromgewichtete Mittelung erhaltenen Aufenthaltszeiten  $\bar{t}_m$  mit den mittleren Sinkzeiten  $t_{s,1}$  der Schwebstoffe unter Annahme eines stehenden Wasserkörpers nach der Beziehung  $t_{s,1} = h/v_s$  zeigt, dass die Aufenthaltszeiten  $\bar{t}_m$  um den Faktor 2,2 - 25,5 über den

#### 4. Räumlich-zeitliche Sedimentation in Retentionsanlagen

mittleren Sinkzeiten  $t_{s,1}$  der Partikel liegen. Die mittlere Sinkzeit einer Korngröße wird dabei unter Verwendung der zeitlich gemittelten Wassertiefe berechnet. Die zeitliche Mittelung wird dabei jeweils in der vertikalen Schnittebene des Wasserkörpers durchgeführt, welche diesen orthogonal zum Flussschlauch in zwei identische Volumina teilt. Die Sinkgeschwindigkeiten  $v_s$  der Partikel entsprechen dabei den in den numerischen Transportsimulationen verwendeten.

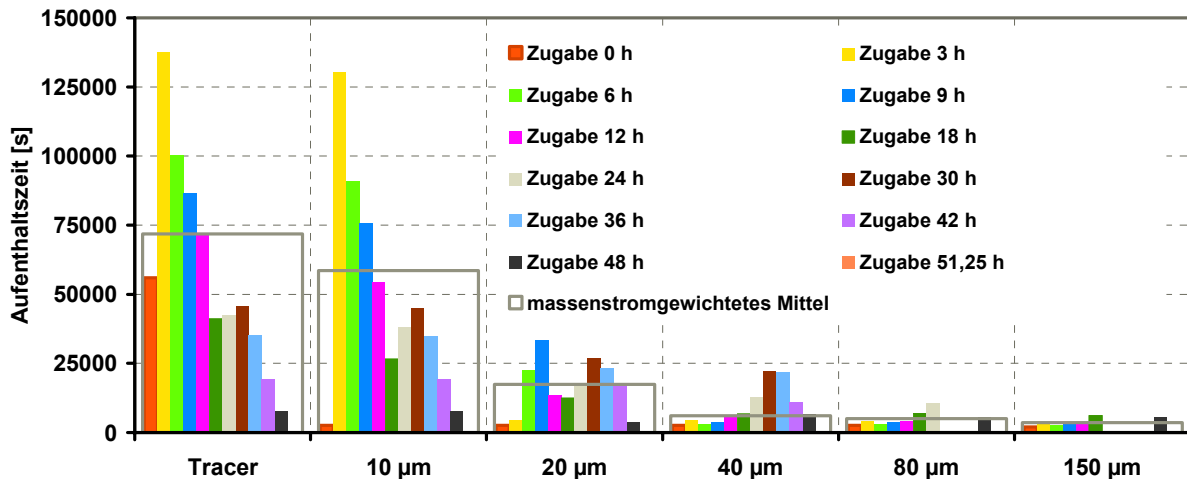


Abb. 4-35: Aufenthaltszeiten von Tracer und Schwebstoffpartikeln unterschiedlicher Korngröße im Wasserkörper in Abhängigkeit des Zugabezeitpunktes  $t_i$  nach Separation des kurzschlussbedingten Transportanteils sowie mittlere, zulaufmassenstromgewichtete Aufenthaltszeiten  $\bar{t}_m$  (TB 1, Regelabfluss  $14 \text{ m}^3/\text{s}$ ).

Tabelle 4-4: Vergleich von modellhaften ermittelten Aufenthaltszeiten der Schwebstoffe in der Wasserphase sowie berechneten mittleren Sinkzeiten (TB 1, Regelabfluss  $Q_{ab} = 14 \text{ m}^3/\text{s}$ ).

	10 µm	20 µm	40 µm	80 µm	150 µm
$\bar{t}_m$ [h]	16,3	4,8	1,7	1,4	1,0
$t_{s,1}$ [h]	7,5	1,9	0,5	0,1	0,04
$t_{s,2}$ [h]	5,3	1,3	0,3	0,1	0,03

Ein Vergleich der modellhaft ermittelten Aufenthaltszeiten mit dem weithin gebräuchlichen Ansatz zur Berechnung der mittleren Sinkzeiten  $t_{s,2}$  unter Verwendung der zeitlich gemittelten Wassertiefen  $h = V/A$  mit der Oberfläche  $A$  des Wasserkörpers, führt zu um den Faktor 3,0 – 36 größeren modellhaften Aufenthaltszeiten gegenüber den mittleren Sinkzeiten.

Durch die Verwendung solch vereinfachter, auf der zeitlichen Mittelung geometrischer Größen basierender Größen werden somit die Aufenthaltszeiten von Sedimentpartikeln in der Wasserphase vor erfolgter Ablagerung oder Verlassen des Stauraums mitunter erheblich unterschätzt.

## 5. Vereinfachte Abschätzung von Sedimentationsmengen in Trockenbecken zur Hochwasserrückhaltung

Nicht immer besteht die Möglichkeit, Ablagerungsmengen eingetragener Schwebstoffe in Trockenbecken zur Hochwasserrückhaltung unter Einsatz ressourcenintensiver, mehrdimensionaler numerischer Modelle zu bestimmen. Da aus Sicht der Praxis, beispielsweise im Rahmen der Bewirtschaftung von Trockenbecken oder der Erstellung von Sedimentmanagementplänen auf Einzugsgebietsebene jedoch ein Informationsbedarf diesbezüglich besteht, sind vereinfachte Ansätze zur Abschätzung der Ablagerungsmengen durchaus von Relevanz. Zu den Anforderungen an solche praktisch verwertbaren Werkzeuge zur ersten Abschätzung gehört neben einer einfachen Handhabung die Verwendbarkeit selbst bei einem Minimum an verfügbaren Daten.

Verfügbare Ansätze zur Abschätzung der Anlagerungsmengen in Stauräumen oder Sedimentationsbecken setzen in der Regel stationäre Verhältnisse voraus und vernachlässigen den für die stoffliche Rückhalteeffizienz von Trockenbecken maßgeblichen Effekt des kurzschlussbedingten Transports. Dass diese Art der Abschätzung für das hochgradig instationäre System Trockenbecken nicht geeignet ist, wird im Folgenden gezeigt. Es werden zwei Ansätze vorgestellt, welche die vereinfachte, überschlägige Abschätzung von Ablagerungsmengen in Trockenbecken im Hauptschluss unter Berücksichtigung der relevanten Prozesse ermöglichen. Diese basieren zum einen auf der Auswertung von circa 300 durchgeführten Simulationen, deren Randbedingungen im vorhergehenden Kapitel beschrieben wurden, zum anderen auf der Verwendung der analytischen Lösung der Modellvorstellung von Mischungsströmungsreaktoren, welche an die spezielle Strömungssituation in Trockenbecken angepasst wird. Die Anwendung beider Ansätze erfolgt im Rahmen der Fallstudie des Trockenbeckens Horchheim (Kapitel 7).

### 5.1. Empirischer Ansatz

Dieser Ansatz resultiert aus der Auswertung aller in Kapitel 5 beschriebenen Simulationen mit kontinuierlicher wie auch mit stoßweiser, füllstandsabhängiger Zugabe von Schwebstoff bzw. konservativem Tracer (insgesamt ca. 300), welche unter Verwendung der Trockenbecken TB 1, TB 2 und TB 6 durchgeführt worden sind. Im Rahmen der Auswertung der Simulationen mit stoßweiser Schwebstoffzugabe ist es gelungen, die Anteile des kurzschlussbedingten Transports zu unterschiedlichen Zeitpunkten bzw. Füllständen während des Beckenbetriebs in Abhängigkeit der vier betrachteten Korngrößen 20 µm, 40 µm, 80 µm und 150 µm und eines konservativen Tracers, der Beckenform sowie des Verhältnisses von Regelabfluss und maximalem Zufluss zu quantifizieren. Auf dieser Basis lässt sich unter der Annahme

$$m_{\text{ein}} = m_{\text{sed}} + m_{\text{aus,KS}} + m_{\text{aus,misch}} \quad \text{Gl. 5-1}$$

## 5. Vereinfachte Abschätzung von Sedimentationsmengen in Trockenbecken

mit der bekannten eingetragenen Schwebstoffmasse  $m_{\text{ein}}$ , der modellierten Ablagerungsmenge  $m_{\text{sed}}$  sowie der Menge an Schwebstoffen  $m_{\text{aus, KS}}$ , welche aus dem Stauraum durch den Kurzschluss ausgetragen werden die Menge der Schwebstoffe  $m_{\text{aus, misch}}$  bilanzieren, welche nach erfolgter Durchmischung im Wasserkörper sukzessive mit dem Regelabfluss aus dem Stauraum ausgetragen werden.

Die Höhe des kurzschlussbedingten Transports hängt neben der betrachteten Sinkgeschwindigkeit der Schwebstoffpartikel und der Geometrie des Wasserkörpers im Trockenbecken maßgeblich vom minimalen Verhältnis des Regelabflusses zum Zufluss während eines Einstauereignisses ab. Ist dieses Verhältnis vergleichsweise groß, so steigt der Anteil des kurzschlussbedingten Transports ebenfalls.

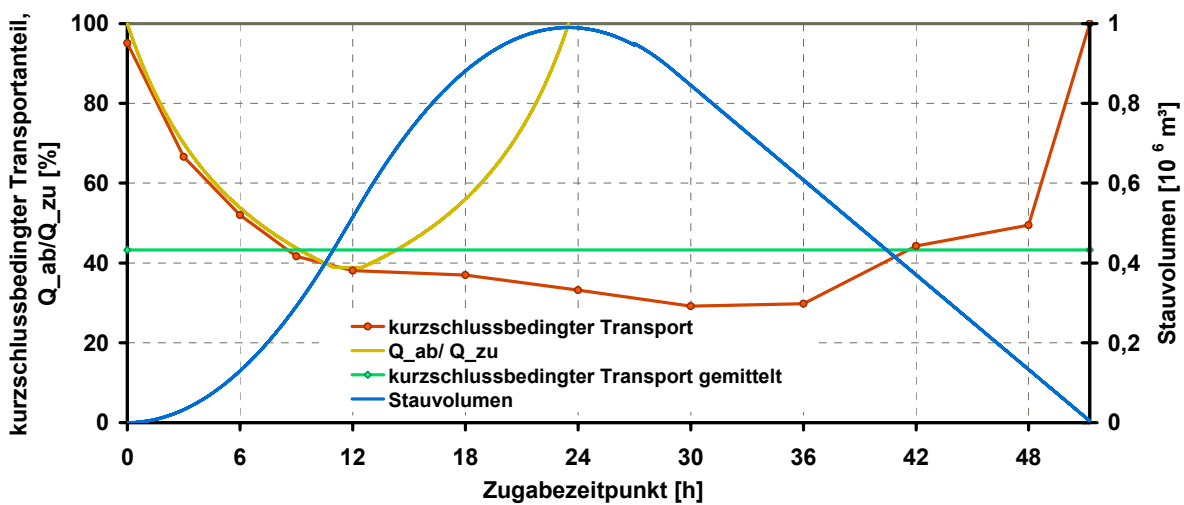


Abb. 5-1: Anteil des kurzschlussbedingten Transports in Abhängigkeit der Zugabezeit sowie gemittelt über die Gewichtung des Zulaufmassenstroms; Verhältnis von Regelabfluss und Zufluss (TB 2,  $Q_{ab} = 14 \text{ m}^3/\text{s}$ , Korngröße  $20 \mu\text{m}$ ).

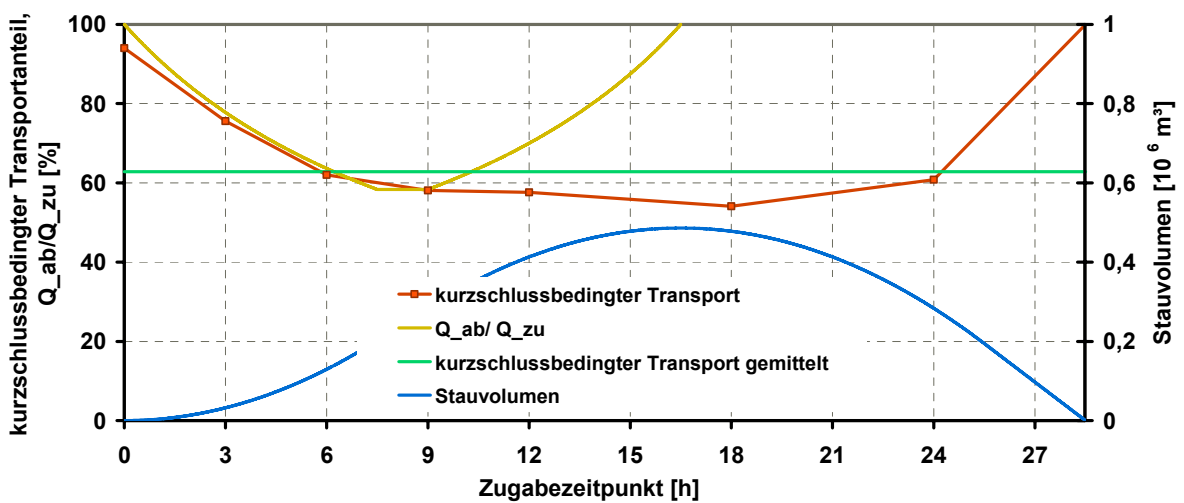


Abb. 5-2: Anteil des kurzschlussbedingten Transports in Abhängigkeit der Zugabezeit sowie gemittelt über die Gewichtung des Zulaufmassenstroms; Verhältnis von Regelabfluss und Zufluss (TB 2,  $Q_{ab} = 21 \text{ m}^3/\text{s}$ , Korngröße  $20 \mu\text{m}$ ).



## 5. Vereinfachte Abschätzung von Sedimentationsmengen in Trockenbecken

In den Abb. 5-1 und Abb. 5-2 sind exemplarisch die Lagen der über den Zulaufmassenstrom gewichteten Mittelwerte des Kurzschlusses zum minimalen Verhältnis des Regelabflusses zum Zufluss für die beiden betrachteten Regelabflüsse dargestellt.

Der Anteil des kurzschlussbedingten Transports am gesamten eingetragenen Schwebstoff kann somit näherungsweise über das minimale Verhältnis des Regelabflusses zum Zufluss abgeschätzt werden. Dies geschieht über die Beziehung

$$\text{Anteil Kurzschluss} = (Q_{ab} / Q_{zu})_{\min} + (1 - Q_{ab} / Q_{zu}) * F_{KS} \quad \text{Gl. 5-2}$$

mit dem minimalen Verhältnis von Regelabfluss und Zufluss  $(Q_{ab}/Q_{zu})_{\min}$  sowie einem Korrekturfaktor  $F_{KS}$ , welcher von der Sinkgeschwindigkeit der Schwebstoffpartikel sowie der des maximalen Längen- zu Breitenverhältnisses  $(L/B)_{\max}$  des Wasserkörpers im Retentionsraum während des Einstaus abhängt. Über  $F_{KS}$  wird berücksichtigt, dass der Kurzschlussanteil bei großen Korngrößen und lang gestreckten Beckenformen abnimmt. Die Größe von  $F_{KS}$  kann Abb. 5-3 entnommen werden.

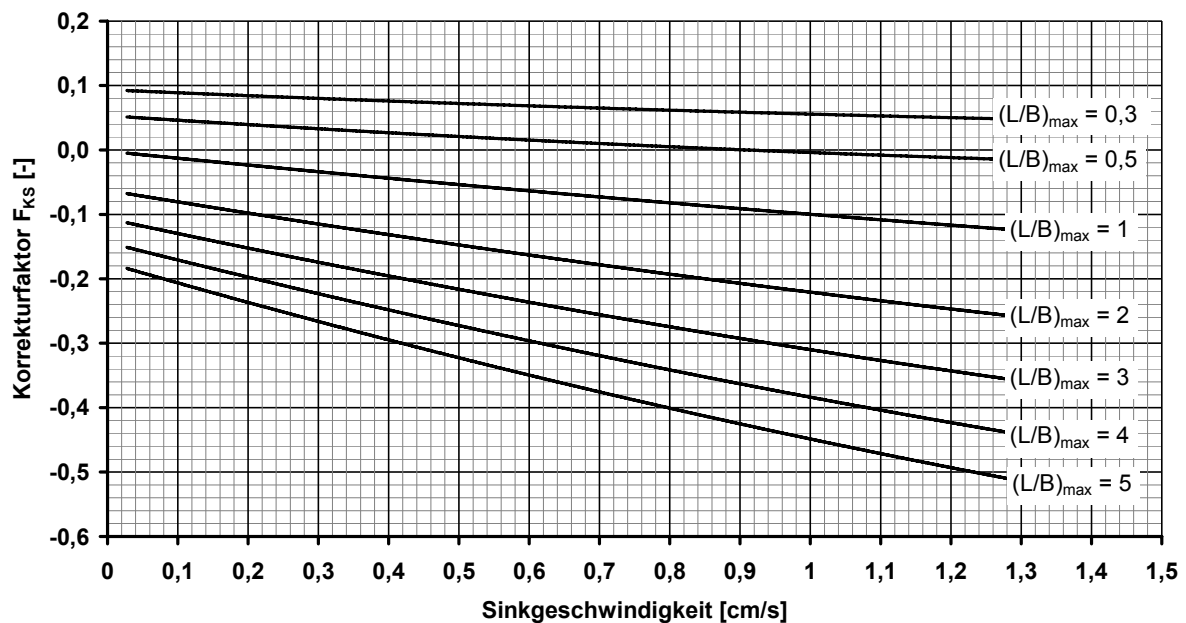


Abb. 5-3: Faktor  $F_{KS}$  zur Berechnung des Anteil des kurzschlussbedingten Transports eines Trockenbeckens in Abhängigkeit der Sinkgeschwindigkeit sowie des maximalen Längen- zu Breitenverhältnisses  $(L/B)_{\max}$  des Wasserkörpers während des Einstaus.

In Analogie zum kurzschlussbedingten Transport erfolgt die Abschätzung des Anteils der Schwebstoffe, welche nach Abzug des kurzschlussbedingten Transportanteils erst nach erfolgter Durchmischung im Wasserkörper sukzessive mit dem Regelabfluss aus dem Stauraum ausgetragen werden, ebenfalls an Hand von  $(Q_{ab}/Q_{zu})_{\min}$ :

$$\text{Anteil Austrag} = (1 - \text{Anteil Kurzschluss}) * (Q_{ab} / Q_{zu}) * A \quad \text{Gl. 5-3}$$

mit dem Korrekturfaktor A (Abb. 5-4), welcher ebenfalls von der Sinkgeschwindigkeit der

## 5. Vereinfachte Abschätzung von Sedimentationsmengen in Trockenbecken

Schwebstoffpartikel sowie des maximalen Längen- zu Breitenverhältnisses  $(L/B)_{\max}$  des Wasserkörpers im Retentionsraum während des Einstaus abhängt.

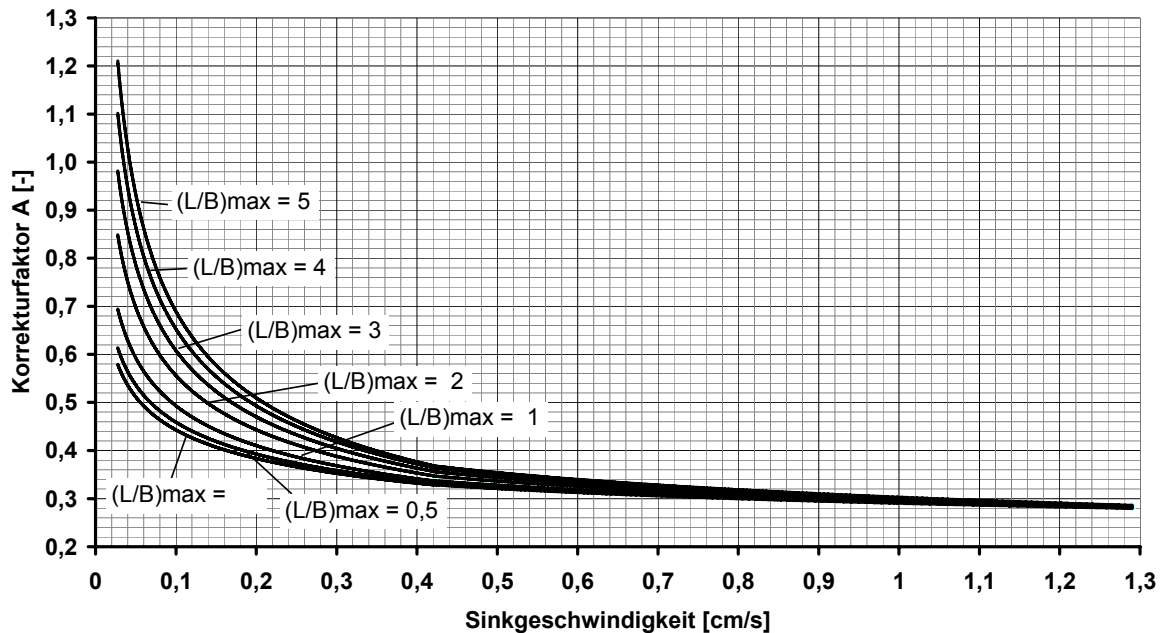


Abb. 5-4: Faktor A zur Berechnung des stofflichen Austrags ohne Berücksichtigung des Anteil des kurzschlussbedingten Transports aus einem Trockenbecken in Abhängigkeit der Sinkgeschwindigkeit sowie des maximalen Längen- zu Breitenverhältnisses  $(L/B)_{\max}$  des Wasserkörpers während des Einstaus.

Unter Verwendung der Gl. 5-2 und Gl. 5-3 kann die Rückhalteeffizienz TE eines Trockenbeckens im Hauptschluss bezüglich der eingetragenen Schwebstoffe wie folgt abgeschätzt werden:

$$TE = \underbrace{(1 - \alpha)}_{\text{Eintrag}} + \underbrace{(1 - \alpha) \cdot F_{KS}}_{\text{Kurzschluss}} \cdot \underbrace{(1 - \alpha \cdot A)}_{\text{Austrag}} \cdot 100 \quad [\%] \quad \text{Gl. 5-4}$$

mit  $\alpha = (Q_{ab}/Q_{zu})_{\min}$ . Um im konkreten Fall die Rückhalteeffizienz für eine bestimmte Kornfraktion mit obenstehender Beziehung abschätzen zu können, geht man folgendermaßen vor:

1. Abschätzen des minimalen Verhältnisses von Regelabfluss und Zufluss  $(Q_{ab}/Q_{zu})_{\min}$  während des Beckenbetriebs aus der Hochwasserganglinie sowie dem Betriebsplan
2. Ermitteln des maximalen Längen- zu Breitenverhältnisses des Wasserkörpers im Retentionsraum während des Einstaus an Hand der Speicherinhaltslinie sowie der Beckentopographie
3. Entnahme von Faktor  $F_{KS}$  für maximales Längen- zu Breitenverhältnis und repräsentative Sinkgeschwindigkeit der gewünschten Kornfraktion aus Abb. 5-1
4. Entnahme von Faktor A für maximales Längen- zu Breitenverhältnis und repräsentative Sinkgeschwindigkeit der gewünschten Kornfraktion aus Abb. 5-4
5. Einsetzen von  $(Q_{ab}/Q_{zu})_{\min}$ ,  $F_{KS}$  und A in Gl. 5-4

Der Anwendungsbereich des dargestellten Ansatzes zur Abschätzung der Depositionsmengen ist auf Trockenbecken im Hauptschluss ohne Verzweigungen des Flusses im Beckenbereich mit weitgehend konstantem Regelabfluss beschränkt. Es wird davon ausgegangen, dass die Hochwasserganglinie während des Beckenbetriebs lediglich einen Scheitel aufweist.

Da der Ansatz auf Ergebnissen 2D-numerischer Simulationen basiert, kann die Genauigkeit der ermittelten Rückhalteeffizienzen ebenfalls maximal die Modellgenauigkeit erreichen. Aus den Anpassungen, welche zur Darstellung der Korrekturfaktoren A und KS in Form der Regressionskurven vorgenommen werden mussten, ergeben sich mittlere Abweichungen der mit Gl. 5-3 ermittelten Rückhalteeffizienzen aller 24 Varianten mit kontinuierlicher Schwebstoffzugabe gegenüber den Modellergebnissen, welche 0,8% bei einer Standardabweichung von 7,2% betragen.

### 5.2. Abschätzung mit Hilfe der Theorie idealer Reaktoren

Einfache Hilfsmittel zur ersten Abschätzung von Ablagerungsmengen in durchmischten Wasserkörpern stellen möglicherweise die Verwendung der stationären analytischen Lösungen, je nach Anwendungsfall, des idealen Mischungsströmungs- oder des Pfropfenströmungsreaktors dar (Kapitel 3.2). Praktischerweise werden im stationären Fall zur Beschreibung der Ablagerungs- oder Abbauprozesse im Wasserkörper die in den Gl. 3-53 bzw. Gl. 3-55 dargestellten Transferfunktionen  $\beta$  herangezogen, welche die Schwebstoffkonzentrationen im Ablauf in Relation zu denen im Zulauf, beziehungsweise die abgelagerten in Relation zu den zugegebenen Schwebstoffmengen setzen. Im Folgenden wird untersucht, inwieweit diese Ansätze zur Abschätzung von Ablagerungsmengen in Trockenbecken geeignet sind, da deren wesentliche Grundvoraussetzung einer konstanten Beschickung des Systems über einen ausreichend langen Zeitraum, insbesondere im Fall von Trockenbecken, nicht gewährleistet ist. Anschließend erfolgt die Anpassung der Ansätze an die Verhältnisse in Trockenbecken, um in erster Näherung Aussagen zur Rückhalteeffizienz dieser instationären Systeme machen zu können.

Die zur Berechnung der Transferfunktion  $\beta$  benötigten Beckenoberflächen und Volumina werden durch die zeitliche Mittelung der Größen über die Einstaudauer berechnet. Hieraus können unter Verwendung der konstanten Regelabflüsse anschließend die theoretischen Aufenthaltszeiten  $t_{th,Tr} = V/Q$  ermittelt werden. Die Berechnung der Verhältnisse der Schwebstoffkonzentrationen in Ab- und Zulauf  $c_{aus} / c_{ein}$  erfolgt zunächst ebenfalls unter Verwendung der aus den numerischen Simulationen resultierenden, über die Einstaudauer zeitlich gemittelten Größen. Abb. 5-5 zeigt für die Fälle der Trockenbecken TB 1, TB 2 und TB 6, dass die Werte der Verhältnisse der Schwebstoffkonzentrationen in Ab- und Zulauf, welche aus der analytischen Lösung sowohl des Mischungsströmungs- als auch des Pfropfenströmungsreaktors resultieren, jedoch erheblich unter den im numerischen Modell ermittelten Werten liegen und somit für eine Abschätzung des Systemverhaltens der Trockenbecken wenig geeignet sind.

## 5. Vereinfachte Abschätzung von Sedimentationsmengen in Trockenbecken

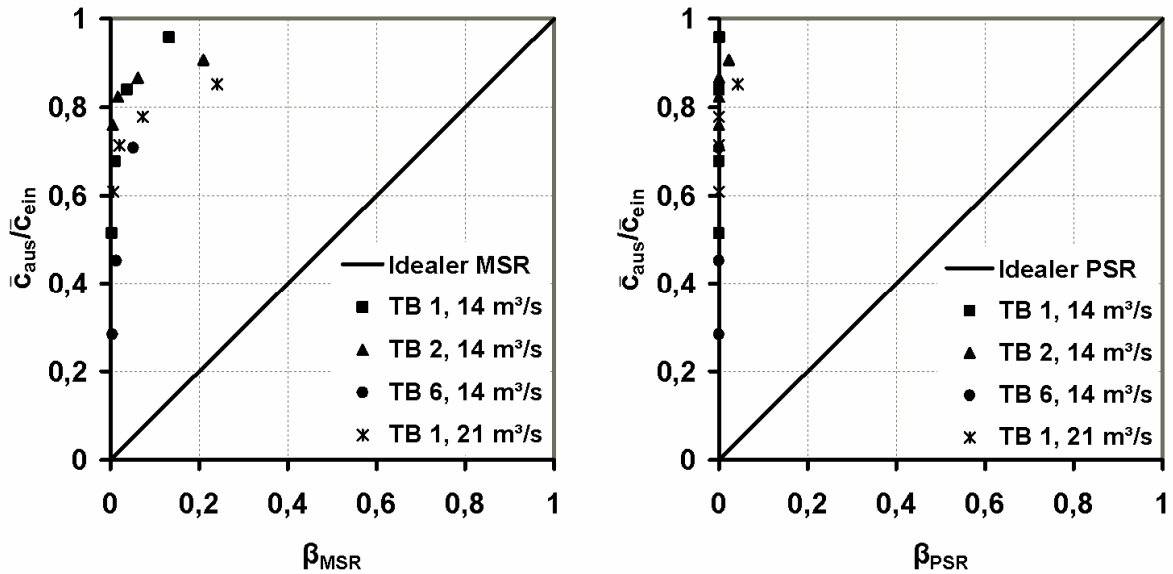


Abb. 5-5: Verhältnisse der im numerischen Modell ermittelten Zu- und Ablaufkonzentrationen im Vergleich zur Transferfunktion  $\beta$  für Mischungsströmungsreaktor (links) und Pfropfenströmungsreaktor (rechts) für TB 1, TB 2 und TB 6 (Regelabfluss  $Q_{ab} = 14 \text{ m}^3/\text{s}$  und  $21 \text{ m}^3/\text{s}$ , Korngrößen von  $20 \text{ }\mu\text{m}$  bis  $150 \text{ }\mu\text{m}$ ).

Die numerischen Untersuchungen der idealisierten Trockenbecken zeigen, dass die Wasserkörper während des Einstaus, insbesondere während des Füllvorgangs, einer deutlichen Durchmischung unterliegen, welche je nach Beckenform bis in die Leerungsphase andauert. Dementsprechend scheint die Diskrepanz zwischen analytischen Lösungen und numerischen Ergebnissen in dieser Höhe grundsätzlich nicht gerechtfertigt. Eine Ursache für die hohen berechneten Verhältnisse der Schwebstoffkonzentrationen in Ab- und Zulauf liegt in der Vernachlässigung der Instationarität im Zulauf auf Grund der rein zeitlichen Mittelung der Zulaufkonzentrationen. Erforderlich ist folglich die zeitliche Mittelung der Zulaufkonzentration unter Gewichtung des Zuflusses zu

$$\bar{c}_{\text{ein}} = \frac{\int_{t=0}^{t_E} c_{\text{ein}}(t) \cdot Q_{\text{zu}}(t) dt}{\int_{t=0}^{t_E} Q_{\text{zu}}(t) dt} \quad \text{Gl. 5-5}$$

Multipliziert man die so berechnete zuflussgewichtete Zulaufkonzentration mit dem zeitgemittelten Zufluss – dieser entspricht dem Regelabfluss – und integriert über die Zeit, so erhält man eine sehr gute Übereinstimmung mit den tatsächlich im Modell zugegebenen Schwebstoffmassen. Im Fall des Regelabflusses von  $14 \text{ m}^3/\text{s}$  entspricht die über die zuflussgewichtete Zulaufkonzentration berechnete zugegebene Schwebstoffmasse  $99,1 \%$  der tatsächlich zugegebenen Schwebstoffmasse (Regelabfluss  $21 \text{ m}^3/\text{s}$ :  $100\%$ ). Abb. 5-6 zeigt bereits eine deutliche Annäherung der Ergebnisse aus analytischer Lösung und numerischen Modell, wenngleich die Abweichungen nach wie vor außerhalb eines tolerierbaren Bereichs liegen.

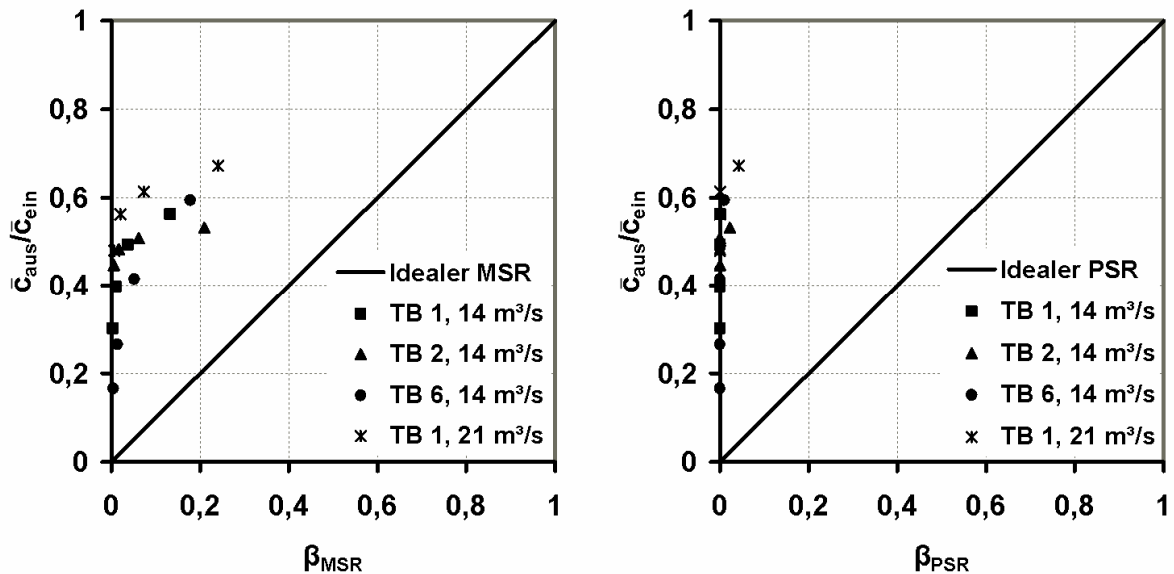


Abb. 5-6: Verhältnisse der im numerischen Modell ermittelten Zu- und Ablaufkonzentrationen im Vergleich zur Transferfunktion  $\beta$  für Mischungsströmungsreaktor (links) und Pfropfenströmungsreaktor (rechts) für TB 1, TB 2 und TB 6 (Regelabfluss  $Q_{ab} = 14 \text{ m}^3/\text{s}$  und  $21 \text{ m}^3/\text{s}$ ) und massenstromgewichteter Mittelung der Zulaufkonzentration  $\bar{c}_{ein}$  (Korngrößen von  $20 \mu\text{m}$  bis  $150 \mu\text{m}$ ).

Der Transport der Schwebstoffe mit der Kurzschlussströmung führt zu einer kurzfristigen, hohen Konzentration am Auslauf, zudem steht dieser Schwebstoffanteil der Durchmischung im Stauraum und somit einer potenziellen Ablagerung nicht mehr zur Verfügung. Dem für einen idealen Mischungs- bzw. Pfropfenströmungsreaktor ermittelten Verhältnis  $c_{aus}/c_{ein}$  liegt jedoch zu Grunde, dass alle dem System zugeführten Fluidelemente bzw. Partikel zunächst einen vollständigen Durchmischungsprozess, je nach Reaktortyp entweder im gesamten Wasserkörper oder in der Fläche quer zur Strömungsrichtung, durchlaufen. Folglich sind die numerischen Ergebnisse um den Anteil des kurzschlussbedingten Transports zu bereinigen, um den Voraussetzungen der analytischen Lösungen zu entsprechen. Dies geschieht durch

$$c_{aus,oKS} = c_{aus} - \frac{\overline{KS} \cdot m_{ein}}{Q_{ab} \cdot (t_E - t_0)} \quad \text{Gl. 5-6}$$

mit der um den Anteil des kurzschlussbedingten Transports bereinigten mittleren Ablaufkonzentration  $c_{aus,oKS}$ , dem über den Zuflussmassenstrom gewichteten Anteil des kurzschlussbedingten Transports  $\overline{KS}$ , der gesamten, während der Einstaudauer eingetragenen Schwebstoffmasse  $m_{ein}$  sowie dem Zeitpunkt zu Beginn des Einstaus  $t_0$ . Dieses Vorgehen resultiert in einer deutlicheren Übereinstimmung der beiden Ansätze (Abb. 5-7), wobei das Verhalten aller, selbst des lang gestreckten Trockenbeckens TB 6, deutlich in Richtung Mischungsströmungsreaktor tendiert. Grund hierfür ist die hochgradige Durchmischung sowie die dem Zulaufstrom entgegen gerichtete Strömung im Stauraum während der Füllphase, in welcher der maßgebliche Anteil des Zulaufmassenstroms in das Becken eingetragen wird. Eine Tendenz, für welche Beckenform die analytische Lösung des Mischungsströmungsreaktors am ehesten zutrifft, ist nicht zu erkennen.

## 5. Vereinfachte Abschätzung von Sedimentationsmengen in Trockenbecken

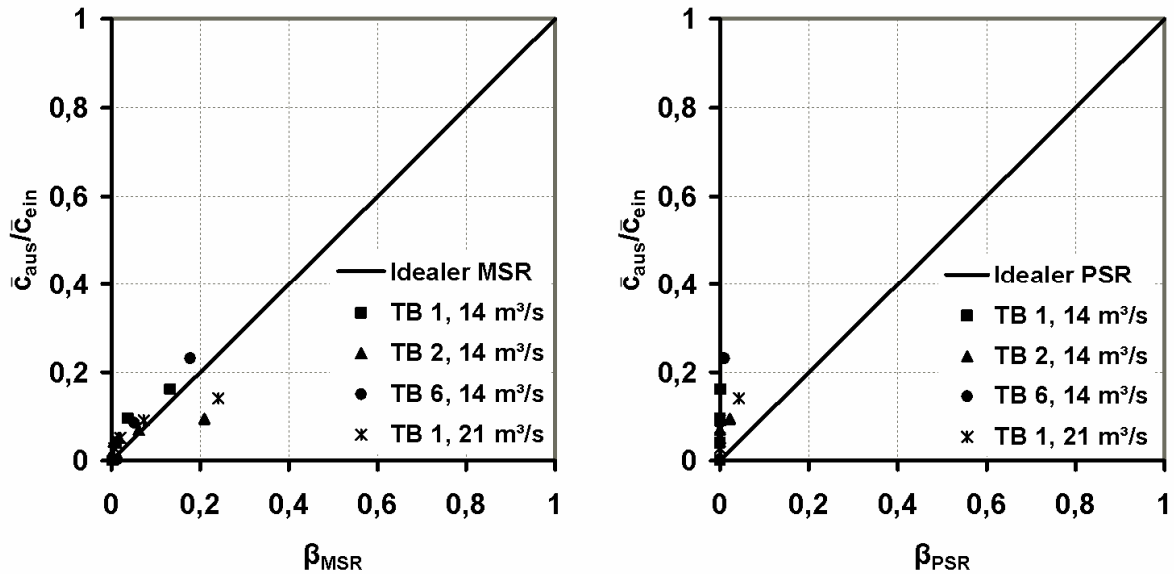


Abb. 5-7: Verhältnisse der im numerischen Modell ermittelten, um Anteil des kurzschlussbedingten Transports bereinigten Zu- und Ablaufkonzentrationen im Vergleich zur Transferfunktion  $\beta$  für Mischungsströmungsreaktor (links) und Pfropfenströmungsreaktor (rechts) für TB 1, TB 2 und TB 6 (Regelabfluss  $Q_{ab} = 14 \text{ m}^3/\text{s}$  und  $21 \text{ m}^3/\text{s}$ ) bei massenstromgewichteter Mittelung der Zulaufkonzentration (Korngrößen von  $20 \mu\text{m}$  bis  $150 \mu\text{m}$ ).

Die Umformulierung der analytischen Lösung des Mischungsströmungsreaktors auf der Massenbasis (Gl. 3-55) führt zu einer Darstellungsform, welche hinsichtlich der Bestimmung Rückhalteeffizienzen von Trockenbecken geeigneter ist. Abb. 5-8 (links) zeigt die Verhältnisse der im numerischen Modell ermittelten abgelagerten Schwebstoffmassen  $m_{sed}$  zur jeweils gesamten zugegebenen Masse  $m_{ein}$  im Vergleich zur modifizierten Transferfunktion  $1 - \beta$  inklusive des kurzschlussbedingten Transports.

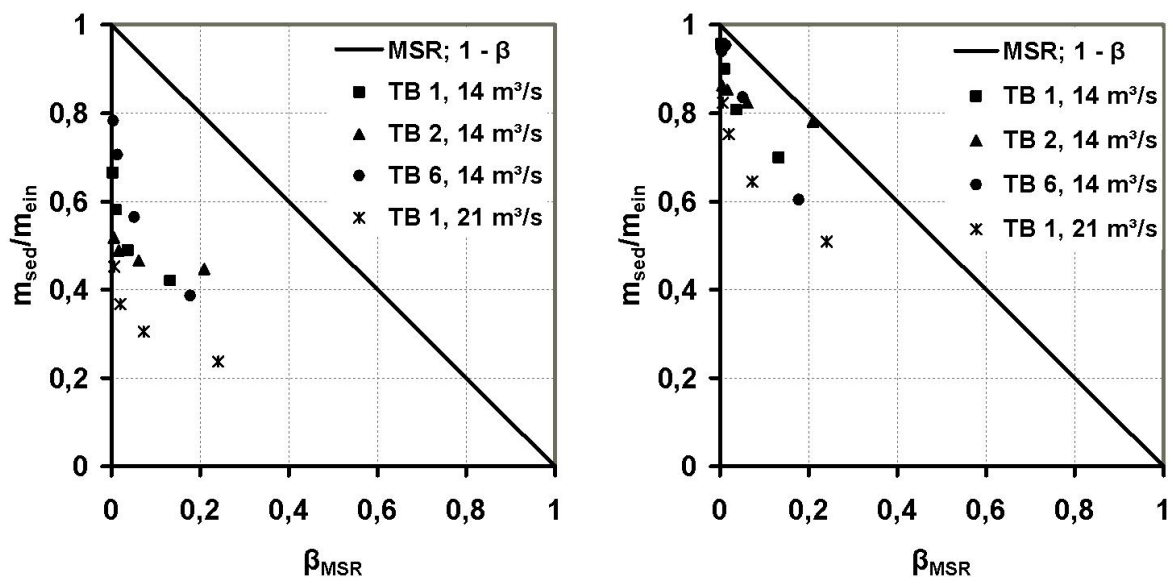


Abb. 5-8: Verhältnisse der im numerischen Modell ermittelten abgelagerten Schwebstoffmassen  $m_{sed}$  zur jeweils gesamten zugegebenen Masse  $m_{ein}$  im Vergleich zur modifizierten Transferfunktion  $1 - \beta$  für Mischungsströmungsreaktor inklusive (links) und ohne kurzschlussbedingten Transport (rechts) für TB 1, TB 2 und TB 6 (Regelabfluss  $Q_{ab} = 14 \text{ m}^3/\text{s}$  und  $21 \text{ m}^3/\text{s}$ , Korngrößen von  $20 \mu\text{m}$  bis  $150 \mu\text{m}$ ).

Durch die Wahl von  $1 - \beta$  kann in der Darstellung die Masse am Beckenauslauf durch die abgelagerte Masse im Becken ersetzt werden. Durchschnittlich führt die analytische Lösung zu einer Überschätzung der numerisch ermittelten Ablagerungsmengen um den Faktor 2,03 mit einer Standardabweichung von 0,52. Die Abweichung ist am größten für die Varianten mit einem Regelabfluss von 21 m<sup>3</sup>/s, bei denen der massenstromgewichtete, zeitlich gemittelte Anteil des kurzschlussbedingten Transports am größten ist.

Die um den Anteil des kurzschlussbedingten Transports bereinigte Darstellung der numerischen Ergebnisse  $m_{\text{sed}}/m_{\text{ein,oKS}}$  mit

$$\frac{m_{\text{sed}}}{m_{\text{ein,oKS}}} = \frac{m_{\text{sed}}}{m_{\text{ein}} - \overline{KS} \cdot m_{\text{ein}}} \quad \text{Gl. 5-7}$$

führt zu einer guten Übereinstimmung beider Ansätze, die Überschätzung der numerischen Lösung durch die analytische liegt bei einem Faktor von 1,19 mit einer Standardabweichung von 0,14.

Grundsätzlich sollten die Werte  $\bar{c}_{\text{aus}}/\bar{c}_{\text{ein}}$  (Abb. 5-7, links) der einzelnen Varianten identisch sein mit dem korrespondierenden Wert  $1 - m_{\text{sed}}/m_{\text{ein}}$  der jeweiligen Variante. Hier sind jedoch Abweichungen zu erkennen, für welche es zweierlei Ursachen gibt. Erstens werden für die massenbasierte Darstellung bis auf die Höhe des Anteils des kurzschlussbedingten Transports nur aus den numerischen Simulationen explizit bekannte Größen verwendet, wohingegen die konzentrationsbasierte Darstellung auf der zeitlichen und über den Zulaufmassenstrom gewichteten Mittelung mehrerer Werte beruht, was jeweils mit einer geringen Abweichung verbunden ist. Zweitens basiert die massenbezogene Darstellung auf Eingangsgrößen sowie errechneten Depositionsmengen, die konzentrationsbezogene Darstellung stützt sich hingegen auf die am Auslauf des Trockenbeckens bilanzierten Konzentrationen. Die Bilanzierungen am Auslauf durch das numerische Verfahren sind in der Regel jedoch mit gewissen Unsicherheiten versehen.

Generell ist die analytische Lösung des Mischungsströmungsreaktors zur massenbasierten Abschätzung des abgelagerten Anteils des um den Anteil des kurzschlussbedingten Transports bereinigten Schwebstoffeintrags geeignet. Ohne diese Bereinigung würden die Sedimentablagerungen jedoch deutlich überschätzt. Wird der konzentrationsbasierte Ansatz gewählt, so ist eine Gewichtung der Zulaufkonzentrationen über den Zufluss notwendig. Trotz der weitgehenden Anpassung des Systems Trockenbecken an die Theorie idealer Reaktoren treten nach wie vor Verletzungen elementarer Voraussetzungen auf, wie zum Beispiel der konstanten Beschickung des System über einen hinreichend langen Zeitraum. Weitere Abweichungen resultieren aus der Verwendung der theoretischen Aufenthaltszeit, welche geringer ist als die nach Bereinigung um den Anteil des kurzschlussbedingten Transports tatsächlich auftretenden Aufenthaltszeiten im Stauraum.

Der praktischen Anwendung beider Ansätze steht in der Regel die Unkenntnis des Anteils des kurzschlussbedingten Transports des betrachteten Trockenbeckens entgegen. Wird die in Kapitel 5.1. verwendete Abschätzung der Größe des kurzschlussbedingten Transports

## 5. Vereinfachte Abschätzung von Sedimentationsmengen in Trockenbecken

---

verwendet, so kann die Rückhalteeffizienz unter Verwendung der analytischen Lösung des Mischungsströmungsreaktors unter Berücksichtigung des kurzschlussbedingten Transportanteils überschlägig durch

$$TE = \left( 1 - \left( \frac{1}{1 + v_s \frac{A_s}{V} t_{th}} + \overline{KS} \right) \right) \cdot 100 \quad \text{Gl. 5-8}$$

abgeschätzt werden, wobei  $A_s$  die über die Einstauzeit gemittelte Oberfläche des Wasserkörpers und  $V$  dessen zeitlich gemitteltes Volumen ist.



## 6. Stofflicher Wirkungsbereich von Hochwasserrückhaltebecken

Die Größe des gewöhnlichen Rückhalteraaumes und die Abgabe an das Unterwasser bestimmen die Länge der Gewässerstrecke, für welche die Hochwasserschutzwirkung eines Hochwasserrückhaltebeckens sichergestellt ist. Je geringer der Regelabfluss gewählt wird, desto länger fällt die Gewässerstrecke unterhalb eines Hochwasserrückhaltebeckens aus, für welche eine hydraulische Hochwasserschutzwirkung gegeben ist. Diese Hochwasserschutzwirkung wird in der DIN 19700-2004, Teil 12 auf die wassermengenmäßigen Aspekte eines Hochwassers bezogen. Auf Grund der stofflichen Rückhaltewirkung der Rückhaltebecken erfährt der Unterliegerbereich neben der hydraulischen Verbesserung im Hochwasserfall jedoch ebenfalls eine stoffliche Entlastung. Für welche Kompartimente im unterstromigen Bereich der Rückhaltemaßnahme eine qualitative Verbesserung durch den reduzierten Eintrag partikulärgebundener Schadstoffe eintritt, hängt neben dem Rückhaltebecken selbst und dessen Steuerung stark von der Charakteristik des jeweiligen Einzugsgebiets und des Fließgewässers ab.

Wird durch ein Rückhaltebecken das Ausuferen des Flusses bis zum Mündungsbereich in das nächstgrößere Gewässer im Extremfall vollständig unterbunden, so werden die Vorländer auf diesem Abschnitt entlastet. Die Schwebstoffmenge im Mündungsbereich des Flusses muss jedoch nicht zwangsläufig kleiner sein als im Falle ohne Hochwasserrückhaltemaßnahme, da der stoffliche Rückhalt im Hochwasserrückhaltebecken geringer sein könnte als er es auf den überfluteten Vorländern gewesen wäre.

Oft führen seitliche Zuflüsse unterhalb des Rückhaltebeckens oder die Änderung des Gewässerquerschnitts zur Ausuferung des Gewässers. In diesem Fall entspricht die räumliche Ausdehnung der stoffbezogenen Schutzwirkungen des Trockenbeckens auf den Vorländern für die kleinsten Kornfraktionen im Ton und Schluffbereich unter Annahme einer vollständigen Durchmischung der Schwebstoffe im Wasserkörper in erster Näherung der Ausdehnung der hydraulischen Schutzwirkung. Neben dem genannten Wirkungsbereich ergeben sich jedoch durch die Ablagerungen im Beckenbereich reduzierte Schwebstoffkonzentrationen im Wasserkörper und somit in der Bilanz eine Verbesserung der Gesamtsituation unterstrom des Hochwasserrückhaltebeckens. Unter Umständen resultiert daraus ein erheblich größerer stofflicher Wirkungsbereich als nur die entlasteten Vorlandflächen direkt unterstrom des Rückhaltebeckens. Größere Kornfraktionen werden auf Grund ihrer erhöhten Sedimentationstendenz nicht in gleichem Ausmaß auf die Vorländer transportiert. Tritt kein Transport auf die Vorländer auf, bezieht sich der stoffliche Wirkungsbereich gegenüber den Feinfraktionen daher sinnvollerweise auf die Länge der Ausdehnung der stofflichen Ablagerungen im Flussschlauch.

Gilt es, eine Bewertung der Änderung der stofflichen Situation durch Bau und Betrieb eines Rückhaltebeckens durchzuführen, so sind den Depositionsflächen, welche erst durch den Bau der Rückhaltemaßnahme entstanden sind, ehemalige Depositionsflächen unterhalb der

Schutzmassnahme gegenüber zu stellen, welche dem Stoffeintrag im Laufe von Hochwasserereignissen während des Beckenbetriebs nicht mehr ausgesetzt sind. Bei der Bewertung von erst nach dem Bau einer Rückhaltemaßnahme entstandenen Depositionsflächen ist die vorhandene Ausgangsbelastung der betroffenen Flächen zu berücksichtigen, welche bereits vorher durch wiederkehrende Überflutungen und den damit einhergehenden bodenbildenden Sedimentablagerungen entstanden sind.

Eine pauschale Aussage über den stofflichen Wirkungsbereich eines Hochwasserrückhaltebeckens ist nicht möglich, da der Schwebstofftransport unterhalb eines Beckens im Hochwasserfall von einer Vielzahl beeinflussender Faktoren abhängt. Neben der Schwebstoffkonzentrationsganglinie und der Partikelgröße am Auslass des Rückhaltebeckens spielen die Punkte Beckensteuerung, Gewässerquerschnitt, Vorlandtopographie, Landnutzung, Querbauwerke sowie Totwasserzonen eine wesentliche Rolle. Zudem hängt es von der Anzahl, der Größe und vom Ort der seitlichen Zuflüsse ab, in welchem Maße Ausuferungen des Flusses auf die Vorländer auftreten.

Der stoffliche Wirkungsbereich eines Trockenbeckens ist demzufolge hochgradig von den ortsspezifischen Gegebenheiten abhängig, seine Bestimmung macht den Einsatz numerischer oder physikalischer Modelle erforderlich. Für die Ermittlung des stofflichen Wirkungsbereichs müssen die Schwebstofftransportprozesse sowohl für den Fall ohne als auch den Fall mit Hochwasserrückhaltebecken simuliert werden. Die Differenz der Ablagerungsflächen stellt den stofflichen Wirkungsbereich des Rückhaltebeckens dar. Mündet das betrachtete Fließgewässer in einen anderen Fluss oder ein Küstengewässer, so ist die qualitative Verbesserung auf Grund der auftretenden Verdünnung und weiteren Verfrachtung der Schwebstoffe unter vertretbarem Modellierungsaufwand nur noch schwer nachzuweisen. Eine mögliche Aussage, welche mit vertretbarem Aufwand generiert werden kann, ist daher die Änderung der Konzentration im Mündungsbereich.

### **6.1. Numerische Modellierung des stofflichen Wirkungsbereichs**

Der Aufbau eines regionalen oder auch überregionalen Modells zur Abschätzung des Wirkungsbereichs von Hochwasserschutzmaßnahmen geht einher mit der Frage nach der Dimensionalität des Modells. Neben der Abbildung der maßgeblichen Prozesse spielt die Handhabbarkeit des Modells eine wesentliche Rolle. Soll der gesamte stoffliche Wirkungsbereich eines Hochwasserrückhaltebeckens modelliert werden, so müssen auf Grund der räumlichen Ausdehnung der Schwebstoffverfrachtung mit dem Hochwasserabfluss mitunter Fließstrecken abgebildet werden, deren Längsausdehnung die Flussbreite um einen Faktor in der Größenordnung von mehreren hundert übersteigen kann. Hierbei ist zu beachten, dass Trockenbecken im Hauptschluss, welchen den überwiegenden Anteil der existierenden Trockenbecken ausmachen, an kleineren Gewässern oder Nebeneinzugsgebieten zu finden sind.

Die Werkzeuge erster Wahl zur Modellierung lang gestreckter Gewässerabschnitte sind in der Praxis überwiegend 1D-numerische Modelle, da diese in jeglicher Hinsicht ressourcenschonender als mehrdimensionale Modelle einzusetzen sind. Von Nachteil ist

jedoch, dass im Fall überströmter Vorländer für den Schwebstofftransport wesentliche Prozesse durch 1D-Modelle in der Regel nicht abgebildet werden, insbesondere bei der instationären Simulation von Hochwasserereignissen. Dargestellt in Abb. 6-1, sind die Prozesse im Einzelnen

- der laterale Impuls- und Massenaustausch über die turbulente Scherschicht, welche sich auf Grund der unterschiedlichen Fließgeschwindigkeiten im Flussschlauch und auf den Vorländern ausbildet. Dieser Mechanismus liegt insbesondere bei regelmäßigen, annähernd prismatisch gegliederten Querschnitten vor. Hier kann jedoch beispielsweise die Verwendung von 1D-Modellen Abhilfe schaffen, welche den gegliederten Querschnitt in mehrere Streifen aufteilen, über deren Grenzen ein dispersiver Massenaustausch, beschrieben durch einen Austauschkoeffizienten  $\epsilon$ , möglich ist (z.B. Prohaska, 2009),
- der laterale Impuls- und Massenaustausch auf Grund von Querströmungen, welche aus Unregelmäßigkeiten der Fließquerschnitte resultieren (Fischer, 1971),
- der laterale Impuls- und Massenaustausch auf Grund advektiver Querströmungen, welche bei Wasserstandsänderungen oder im Fall abrupter Querschnittsaufweitungen oder –verengungen auftreten (Bousmar, 2004). Tritt jedoch eine Überströmung der Eindeichung eines Flusses auf, so dominiert hinter den Deichen wiederum advektiver Transport (Middelkoop, 1998),
- Rezirkulationströmungen in Totwasserzonen
- und die Durchströmung von bebauten Gebieten.

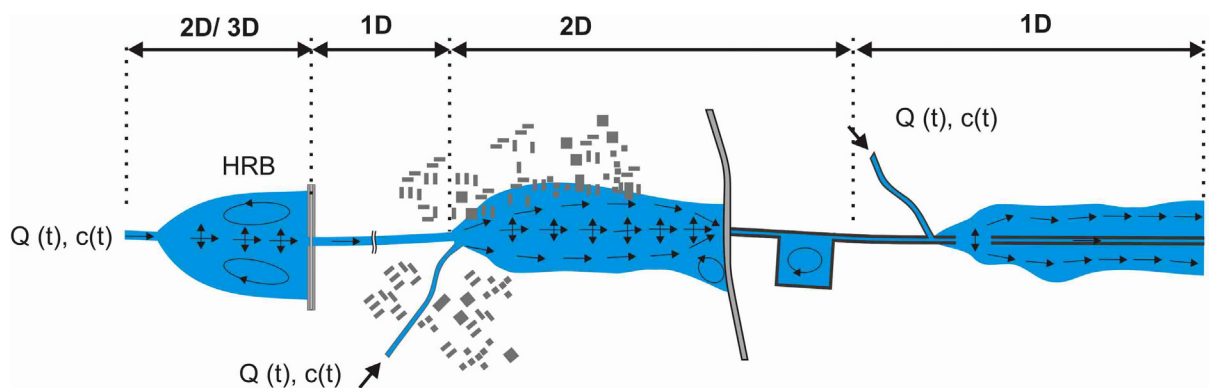


Abb. 6-1: Erforderliche Dimensionalität hydrodynamisch-numerischer Modelle zur Abbildung relevanter, instationärer Strömungs- und Schwebstofftransportprozesse im Rahmen der Ermittlung des stofflichen Wirkungsbereichs von Hochwasserrückhaltebecken.

Je heterogener die Struktur des zu modellierenden Fließgewässers, desto weniger eignen sich 1D-Modelle auf Grund der Vielzahl möglicher auftretender 2D- oder auch 3D-Strömungs- und Transportprozesse zur Abschätzung des Wirkungsbereichs von Hochwasserrückhaltebecken.

Für die Simulation des Schwebstofftransports in kleineren Fließgewässern, in welchen Hochwasserrückhaltebecken im Hauptschluss überwiegend lokalisiert sind, bedarf es demzufolge zumindest 2D-tiefengemittelter Modelle. Berücksichtigt man das große Verhältnis von Fließlänge zu Flussbreite, welches zur Erfassung des stofflichen Wirkungsbereichs erforderlich ist, so ist der Einsatz von 2D-Modellen jedoch mit einem hohen Einsatz an Zeit und Rechnerkapazitäten gebunden. Dies resultiert daraus, dass auch 2D-numerische Modelle kleinerer Fließgewässer auf Grund der nötigen hohen Auflösung der topographischen Strukturen und der zur Gewährleistung des Massenerhalts notwendigen Mindestanzahl von Gitterelementen quer zur Fließrichtung einer sehr hohen Anzahl von Gitterknoten bedürfen. Mindestens genau so wichtig für die Anzahl von Gitterelementen eines Modells ist neben der Längsausdehnung des Gewässerabschnitts daher die laterale Ausdehnung des Fließgewässers. Vergleicht man zwei Modelle unterschiedlicher Skala, aber gleicher Knotenanzahl, so erwächst ein erheblicher Nachteil aus der Zeitschrittlänge, welche im Modell des kleinen Fließgewässers unter Umständen nur einen Bruchteil der im großräumigen Modell wählbaren beträgt und die Simulationsdauer damit um ein Vielfaches erhöht. Wird die Anzahl der Gitterelemente durch deren Vergrößerung im Flussschlauch zu Gunsten der Simulationsdauer reduziert, so ergeben sich insbesondere bei der im Anschluss an die Strömungssimulation durchgeführten Transportsimulation Probleme auf Grund der hohen numerischen Dispersion. Teilweise benetzte Elemente im Böschungsbereich können in Abhängigkeit des eingesetzten numerischen Verfahrens einen ausschließlich numerisch bedingten Massenstrom auf die trockene Böschungsoberkante verursachen, sofern diese den unbenetzten Knotenpunkt des teilweise benetzten Elements darstellt. Dies geht einher mit einer umgehenden Ablagerung des Sediments an diesem Knotenpunkt.

Exemplarisch wird die Untersuchung des stofflichen Wirkungsbereichs unter Verwendung eines 2D-Modells am Fallbeispiel des Hochwasserrückhaltebeckens Horchheim (Erft) in Kapitel 7 durchgeführt.

### **6.2. Hochwasserereignisse > BHQ<sub>3</sub>**

Bei Hochwasserereignissen, welche BHQ<sub>3</sub> überschreiten, nähert sich der Abfluss im Unterlauf des Hochwasserrückhaltebeckens auf Grund der vollständigen Füllung des Stauraumes dem Beckenzufluss an. Dabei geht sowohl die wassermengenmäßige als auch die stoffliche Hochwasserschutzwirkung zurück und kann bei extremen Hochwässern zeitweise sogar vollständig verloren gehen. Dennoch liegt eine stoffliche Rückhaltewirkung des Beckens während der Betriebsphasen vor, in welchen das Hochwasserrückhaltebecken eine Retentionswirkung aufweist. Der Einfluss der Resuspension bereits abgelagerten Sediments in Trockenbecken kann auf Grund des aktuellen, geringen Kenntnisstandes bezüglich dieser Prozesse unter Vorhandensein von Vegetation nicht quantifiziert werden. Da im Falle einer Resuspension abgelagerten Sediments aus Vegetationsflächen nicht alle Beckenbereiche gleichermaßen betroffen sein werden, ist in Trockenbecken auch bei extremen Ereignissen mit einer Verbesserung der stofflichen Situation zu rechnen. In Dauerstaubecken kann das Durchlaufen eines extremen Ereignisses durchaus zu einer Nettoerosion führen. Kern (1999) zeigt am Beispiel der Stauhaltung Lauffen, dass bei hohen Abflüssen Sedimente und partikulärgebundene Substanzen teilweise oder vollständig

ausgespült werden, welche während moderater Wasserführung akkumulieren.

## 7. Fallstudie Trockenbecken Horchheim/ Erft

An Hand der Fallstudie Hochwasserrückhaltebecken Horchheim wird exemplarisch die Sedimentationsdynamik innerhalb eines realen Trockenbeckens aufgezeigt. Das 1.800 km<sup>2</sup> große Einzugsgebiet der Erft als linkseitigem Nebenfluss des Rheins ist eine vorwiegend durch Landwirtschaft und Braunkohlebergbau geprägte Region. Abbaufächen des Braunkohletagebaus und Deponien nehmen ungefähr 5,0 % der Einzugsgebietsfläche in Anspruch. Der Bleibergbau im Mechernicher Revier sowie die damit verbundene Aufbereitung und Verhüttung der Erze prägten im 17. bis 19. Jahrhundert die Erftnebenflüsse Blei-, Rot- und Veybach (Paul 1999). Dies führte zur erheblichen Schwermetallbelastung der Sedimente in diesen Nebenflüssen der Erft sowie der Erft selbst. Hinzu kommt die Einleitung schwermetallbelasteter Sumpfungswässer aus dem Burgfeyer Stollen in den Veybach.

Im Vordergrund steht neben der Beleuchtung der stofflichen Ablagerungen im Ist-Zustand des Beckenbetriebs daher die Untersuchung möglicher Strategien zum erhöhten und gezielten Stoffrückhalt im Becken, welcher zur Entlastung der aquatischen Situation im unterstromigen Bereich des Hochwasserrückhaltebeckens Horchheim führen soll. Primär geht es um die Verdeutlichung des Rückhaltepotenzials von Schweb- und damit einhergehend partikulär gebundenen Schadstoffen, welches über die Modifikation von Steuerung und Beckengeometrie ausgeschöpft werden kann. Anwendung finden hierbei die in Kapitel 4.4.1. aufgeführten Strategien zur Beeinflussung der in den Stauraum eingetragenen Schwebstoffmengen sowie der Austragsmechanismen des kurzschlussbedingten Transports und des turbulenzbedingten Transports der Schwebstoffe vom Stauraum zurück in den Flussschlauch. Neben den Untersuchungen zum gezielten Stoffrückhalt wird der in Kapitel 5 entwickelte vereinfachte Ansatz zur Abschätzung der stofflichen Rückhalteeffizienz von Trockenbecken am Beispiel des Trockenbeckens Horchheim angewandt.

Die Menge potenziell abgelagerter, partikulärgebundener Schadstoffe kann unter Kenntnis der Menge abgelagerten Schwebstoffs in erster Näherung an Hand der Konzentrationen der partikulärgebundenen Schadstoffe [kg Schadstoff/ kg Schwebstoff], idealerweise während eines Hochwasserereignisses am Beckenzulauf gemessen, sowie der deponierten Sedimentmasse [kg Sediment] je betrachteter Kornfraktion abgeschätzt werden. Somit reduzieren sich die Untersuchungen zu den Ablagerungsmengen partikulärgebundener Schadstoffe in Hochwasserrückhaltebecken auf die Quantifizierung der abgelagerten Schwebstoffe in Abhängigkeit unterschiedlicher Randbedingungen.

Das Hochwasserrückhaltebecken Horchheim (Abb. 7-1) ist im Einzugsgebiet des linksseitigen Rheinzufusses Erft, etwa 8 km nördlich von Euskirchen gelegen. Das Trockenbecken im Hauptschluss ist eines von insgesamt vier an der Erft gelegenen Hochwasserrückhaltemaßnahmen, welche die Ortslagen entlang der Erft gegen 100-jährliche und die Außenbezirke gegen 5-jährliche Hochwasserereignisse schützen sollen. Zwei weitere Hochwasserrückhaltebecken befinden sich an den Erftzuflüssen Rot- und Neffelbach. Abb. 7-1 sind die wesentlichen Kenndaten des Hochwasserrückhaltebeckens

Horchheim zu entnehmen. Bis zu einer Höhe von 30 m<sup>3</sup>/s entspricht der Zulauf planmäßig dem Ablauf. Wird am Ablaufpegel des Hochwasserrückhaltebeckens Horchheim ein Abfluss von 30 m<sup>3</sup>/s überschritten, so beginnt der Einstau durch Schließen der Durchlassöffnungen. Bei Erreichen des höchsten Stauziels wird die Abgabemenge auf die Zulaufmenge eingestellt. Der konstante Regelabfluss von 30 m<sup>3</sup>/s wird gegebenenfalls reduziert, wenn zeitgleich an der unterstrom des Hochwasserrückhaltebeckens einmündenden Swist erhöhte Abflüsse auftreten. Hierdurch soll eine ungünstige Überlagerung beider Abflüsse verhindert werden, welche die Leistungsfähigkeit der Abflussquerschnitte unterstrom der Swistmündung übersteigen würde. Dieser Fall wird im Weiteren jedoch nicht berücksichtigt. Der konstante Regelabfluss wird bis zur vollständigen Leerung des Trockenbeckens beibehalten.

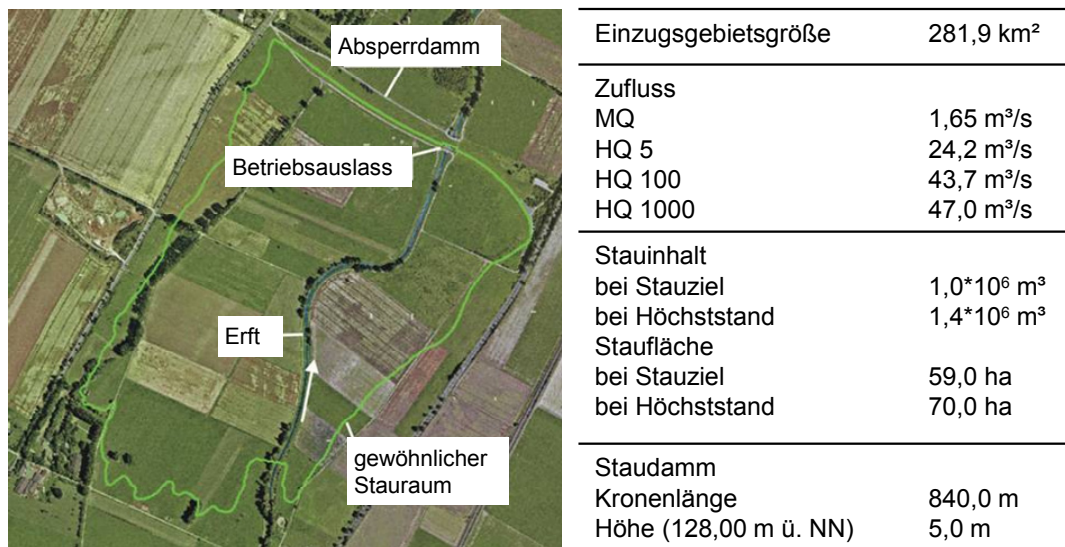


Abb. 7-1: Hochwasserrückhaltebecken Horchheim/ Erft mit Kenndaten.

Die Abschätzung der Stoffmengen, welche im Hochwasserfall im Rückhaltebecken Horchheim sedimentieren, erfolgt analog zur Vorgehensweise in den vorangegangenen Kapiteln ebenfalls mit Hilfe der 2D-numerischen Verfahren TELEMAC-2D und SUBIEF-2D. Hierbei werden verschiedene Szenarien betrachtet (Tabelle 7-1), um als Grundlage für eine sedimentbezogene Beckenbewirtschaftung Aussagen über anfallende Sediment- und damit auch partikulär gebundene Schadstoffmengen unter verschiedenen Randbedingungen treffen zu können.

Die Berechnungen werden für Hochwasserereignisse mit 20-, 50-, 100- und 1000-jährlicher Auftretswahrscheinlichkeit durchgeführt. Grundlage hierfür bilden synthetische Ganglinien, welche aus langjährigen Abflussaufzeichnungen am Pegel Hausweiler stochastisch generiert wurden (Abb. 7-2). Um den saisonalen und ereignisabhängigen Schwankungen der Hochwasserfüllen gerecht zu werden, werden die Anlaufzeiten für jedes Hochwasserereignis einer definierten Jährlichkeit mit dem Ziel einer Bandbreitenbetrachtung mit 5 h bzw. 35 h angenommen.

## 7. Fallstudie Trockenbecken Horchheim/ Erft

Tabelle 7-1: Betrachtete Szenarien im Rahmen der Fallstudie Hochwasserrückhaltebecken Horchheim

Szenario	Regelabfluss	Beckengeometrie	Ziel
Ist-Zustand	konstanter Abfluss (30 m <sup>3</sup> /s)	Ist-Zustand	Abschätzung der Mengen deponierten Sediments, welche bei Steuerung des Beckens nach Betriebsvorschrift anfallen
modifizierter Regelabfluss	reduzierter Regelabfluss	Ist-Zustand	Nutzung des gesamten gewöhnlichen Stauraumes mit dem Ziel, die Mengen deponierten Sediments zu maximieren
modifizierte Beckengeometrie 1	konstanter Abfluss (30 m <sup>3</sup> /s)	Geänderte Höhenniveaus im Stauraum	räumlich gezielte Sedimentation im Beckenraum
modifizierte Beckengeometrie 2	konstanter Abfluss (30 m <sup>3</sup> /s)	Ausleitung auf Vorländer im Zulaufbereich	Erhöhung der Ablagerungsmengen im Beckenraum
modifizierte Beckengeometrie 3	konstanter Abfluss (30 m <sup>3</sup> /s)	streckenweise Eindeichung des Zuflusses im Beckenbereich	Erhöhung der Ablagerungsmengen im Beckenraum

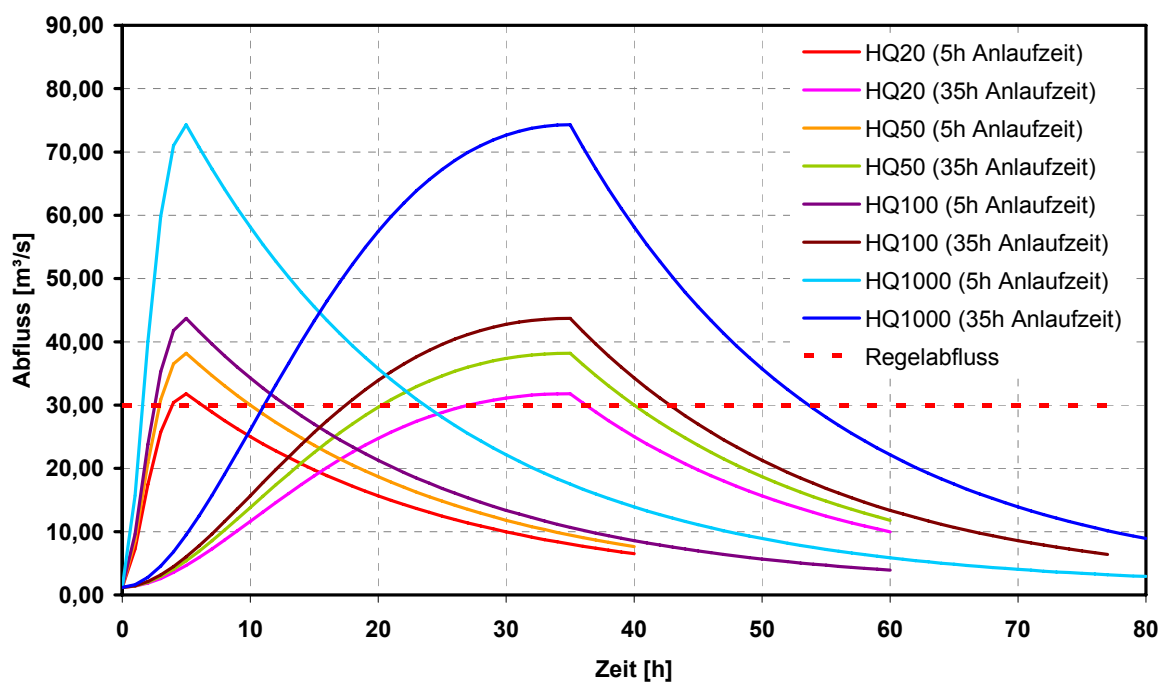


Abb. 7-2: Stochastisch generierte Ganglinien als Grundlage der Untersuchungen im Rahmen der Fallstudie Hochwasserrückhaltebecken Horchheim/ Erft.



Je nach Anlaufzeit der Hochwasserwelle und Größe des Regelabflusses resultieren unterschiedliche Retentionsvolumina und Einstaudauern aus dem Beckeneinstau (Tabelle 7-2). Als Randbedingungen am Betriebsauslass wird zum einen ein Regelabfluss von 30 m<sup>3</sup>/s angesetzt, zum anderen wird der Regelabfluss derart reduziert, dass auch bei kleineren Hochwasserereignissen der gesamte gewöhnliche Stauraum in Anspruch genommen wird. Diese Maßnahme hat die Erhöhung der Sedimentationsmengen durch eine Reduzierung des Anteils des kurzschlussbedingten Transports sowie verlängerte Einstaudauern zum Ziel und dient dazu, das Maximum des möglichen Rückhalts auszuloten. Die Szenarien mit der modifizierten Beckengeometrie dienen dazu, die Wirksamkeit der in Kapitel 4 genannten Maßnahmen zur Erhöhung der stofflichen Rückhalteeffizienz zu testen. Im Fall des 1000-jährlichen Hochwasserereignisses wird die Kapazität des Beckens überschritten, so dass der Abfluss über die Hochwasserentlastungsanlage im 2D-Modell auf den Regelabfluss aufgeschlagen wird. Als Randbedingungen am Zulaufpegel dienen die in Abb. 7-2 dargestellten, statistisch generierten Hochwasserganglinien.

Tabelle 7-2: Hydrologische Größen der untersuchten Szenarien

Szenario	Ereignis	Anstiegszeit HW-Welle [h]	Regelabfluss [m <sup>3</sup> /s]	Retentionsvolumen [m <sup>3</sup> ]	Anteil am gewöhnlichen Stauraum [%]	Einstaudauer [h]
Ist-Zustand & modifizierte Beckengeometrie 1	HQ 20	5	30	0,008*10 <sup>6</sup>	0,7	4
		35	30	0,039*10 <sup>6</sup>	3,3	13
	HQ 50	5	30	0,111*10 <sup>6</sup>	9,6	14
		35	30	0,367*10 <sup>6</sup>	31,6	33
	HQ 100	5	30	0,261*10 <sup>6</sup>	22,5	21
		35	30	0,769*10 <sup>6</sup>	66,3	45
	HQ1000	5	30 - 36,9 (inkl. HW-Entlastung)	1,450*10 <sup>6</sup>	125	50
		35	30 - 74,3 (inkl. HW-Entlastung)	1,450*10 <sup>6</sup>	125	71
modifizierte Beckengeometrien 2 & 3	HQ 50	35	30	0,367*10 <sup>6</sup>	22,5	33
modifizierter Regelabfluss	HQ 20	5	8,3	1,160*10 <sup>6</sup>	100	98
		35	16,4	1,160*10 <sup>6</sup>	100	74
	HQ 50	5	12	1,160*10 <sup>6</sup>	100	76
		35	21,6	1,160*10 <sup>6</sup>	100	64
	HQ 100	5	15,4	1,160*10 <sup>6</sup>	100	65
		35	26,1	1,160*10 <sup>6</sup>	100	58

Abb. 7-3 zeigt das verwendete unstrukturierte Dreiecksgitter, auf welchem die Simulationen

durchgeführt werden. Das Modellgebiet wird oberstrom vom Pegel Hausweiler und unterstrom von der Dammkrone begrenzt. Das Gitter besteht aus ca. 23800 Dreieckselementen mit einem minimalen/ maximalen Knotenabstand von 1,25 m/ 23,08 m. Bereiche mit signifikanten Wechseln der Oberflächengradienten, wie z.B. Flussschlauch oder Böschungen, sind sehr fein diskretisiert, um lokale Strömungsphänomene adäquat abbilden zu können und den über die Simulationszeit akkumulierten Massenfehler, welcher insbesondere im Rahmen der Transportsimulationen durch teilweise benetzte Elemente auftritt, zu reduzieren.

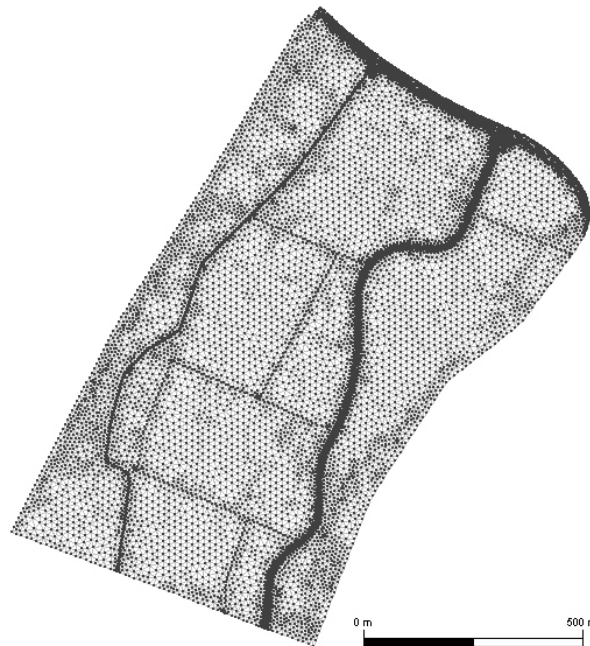


Abb. 7-3: Rechengitter Hochwasserrückhaltebecken Horchheim.

Eine auf Naturmessungen basierende Kalibrierung des Flussschlaches konnte auf Grund fehlender Datensätze nicht realisiert werden. An Hand von Pegelkurven des Pegels Horchheim und des Ablaufpegels des Beckens Horchheim sowie Wasserspiegellagen, welche im Rahmen des „Hydraulischen Modells Erft“ für HQ 5 sowie HQ100 ermittelt und auf Plausibilität untersucht wurden (Hydrotec 2005), erfolgt jedoch eine indirekte Kalibrierung des Flussschlaches, nach welcher für die Rauheitsverteilung im Flussschlauch Stricklerwerte zwischen  $k_{str} = 20 \text{ m}^{1/3}/\text{s}$  und  $k_{str} = 30 \text{ m}^{1/3}/\text{s}$  angesetzt werden.

Flächen unterschiedlicher Landnutzung (Landwirtschaftliche Kulturen, Wiese, Bebauung etc.) sind mit  $k_{str}$ -Werten von  $10 - 20 \text{ m}^{1/3}/\text{s}$  parametrisiert. Es liegen lediglich Aufzeichnungen des Verlaufes des Beckenwasserstandes für unterschiedliche Ereignisse vor, sonstige Messungen (Geschwindigkeitsverteilung etc.) sind nicht dokumentiert. Eine Kalibrierung, welche neben dem Wasserstand die Geschwindigkeitsverteilung im Stauraum während eines Einstauereignisses berücksichtigt, kann demzufolge nicht durchgeführt werden. Im Rahmen der Sensitivitätsanalyse an idealisierten Trockenbecken konnte jedoch der geringe Einfluss der Rauheitsverteilung auf die Sedimentationsmengen und –muster im Retentionsraum gezeigt werden (Kapitel 4.1.2.1).

Die Transportberechnungen werden für die Korngrößen  $20 \mu\text{m}$ ,  $40 \mu\text{m}$ ,  $80 \mu\text{m}$  und  $150 \mu\text{m}$

durchgeführt. In Ermangelung von Messdaten von Schwebstoffkonzentrationen im Hochwasserfall wird als stoffliche Randbedingung vereinfachend eine lineare Beziehung zwischen Abfluss und Schwebstoffkonzentration angenommen. Hierbei wird dem Spitzenabfluss eines 100-jährlichen Ereignisses ( $43,7 \text{ m}^3/\text{s}$ ) eine Schwebstoffkonzentration von  $1 \text{ g/l}$  je zu berechnender Fraktion zugeordnet. Die absolute Größe der Konzentration spielt in dieser Fallstudie eine untergeordnete Rolle, da der Vergleich unterschiedlicher Rahmen- und Betriebsbedingungen auf die Sedimentationsdynamik im Vordergrund steht. Durch den in SUBIEF-2D implementierten Sedimentationsansatz (Gl. 3-58) ist die errechnete Ablagerungsmenge direkt proportional zur Schwebstoffkonzentration. Wird beispielsweise die Schwebstoffzugabe am Zulaufpegel um  $50 \%$  reduziert, so reduzieren sich die Ablagerungsmenge sowie die ortsabhängigen Ablagerungshöhen ebenfalls um  $50 \%$ . Diese theoretische Überlegung konnte in einer entsprechenden Simulation bestätigt werden. Die Annahme von identischen Konzentrationen für alle Korngrößen lässt zudem einen Vergleich der Ablagerungsmengen bzw. -höhen zwischen den einzelnen Fraktionen zu.

Liegen Informationen zur Schwebstoffkonzentration sowie eine Korngrößenverteilung der Schwebstoffe vor, so können die Korngrößen vereinfachend als repräsentative Korngröße einer Kornfraktion betrachtet werden und ihr die anteilige Konzentration der gesamten Schwebstoffkonzentration zugeordnet werden.

In den Transportsimulationen werden lediglich Sedimentationsprozesse berücksichtigt. Auf Grund der sehr kleinen Fließgeschwindigkeiten während des Einstaus im Beckenraum werden Erosionsvorgänge vernachlässigt. Eine geringfügige Überschätzung der Ablagerungsmengen resultiert hierbei aus der Menge abgelagerten Sediments im Flussschlauch, welche während der Entleerungsphase unter Umständen remobilisiert würde. Dies trifft jedoch nur auf die größeren Sedimentpartikel zu. Für die Berechnung der Sedimentation werden die Sedimentparameter aus Kapitel 4.1.1.2.1 verwendet.

## **7.1. Stoffrückhalt im Ist-Zustand**

Unterschiedliche Anlaufzeiten der Hochwasserwellen und die hieraus resultierenden unterschiedlichen Beckeneinstaudauern sowie die verschiedenen Spitzenabflüsse der untersuchten Hochwasserereignisse haben zur Folge, dass die Menge der eingetragenen Sedimente stark variiert. Tabelle 7-3 sind die mit der Hochwasserwelle in den Stauraum eingetragenen sowie die hierin zurückgehaltenen Sedimentmengen für die vier Korngrößen bei zwei Anlaufzeiten der Hochwasserereignisse zu entnehmen. Es zeigt sich, dass die geringen Einstauvolumina während der kleinen Hochwasserereignisse eine sehr geringe stoffliche Rückhalteeffizienz nach sich ziehen. Die Ursache hierfür liegt unter anderem in der Kurzschlussströmung, welche bei kleinen Einstauvolumina am ausgeprägtesten ist. Die Menge abgelagerter Schwebstoffe unterschiedlicher Korngröße ähneln sich beim kleinsten untersuchten Hochwasser, wohingegen der Anteil der größten zurückgehaltenen Kornfraktion bei steigendem Einstauvolumen gegenüber der kleinen Kornfraktion überproportional ansteigt. Für die Beurteilung des Rückhalts partikulär gebundener Schadstoffe ist folglich die Kenntnis der fraktionsabhängigen Schadstoffkonzentration unumgänglich. Weiterhin wird der Einfluss deutlich, welchen die Anlaufzeit und damit direkt

verbunden die Fülle eines Hochwasserereignisses auf die Höhe des stofflichen Rückhaltes hat.

Tabelle 7-3: Schwebstoffeintrag und Ablagerungsmengen im Ist-Zustand

		HQ 20		HQ 50		HQ 100		HQ 1000	
Anstiegszeit	des	5	35	5	35	5	35	5	35
Hochwassers [h]									
Schwebstoffeintrag	pro	283	948	1036	2560	1620	3769	4414	10165
Fraktion [t]									
Ablagerung [t]	20 µm	0,5	6	29	115	84	275	1174	1575
	40 µm	1,4	12	44	233	154	996	3533	5432
	80 µm	2,6	20	60	535	314	1917	4321	9487
	150 µm	4	30	78	761	378	2156	4274	9804
Rückhalteeffizienz [%]	20 µm	0,2	0,6	2,8	4,5	5,2	7,3	26,6	15,5
	40 µm	0,5	1,3	4,2	9,1	9,5	26,4	80,0	53,4
	80 µm	0,9	2,1	5,8	20,9	19,4	50,9	97,9	93,3
	150 µm	1,7	3,2	7,5	29,7	23,3	57,2	96,8	96,4

Neben der ereignisbezogenen Stoffablagerung ist die langfristige Akkumulation der partikulär gebundenen Schadstoffe von Interesse. Die langfristige Beurteilung der Sedimentsituation ermöglicht eine Aussage, welches der Hochwasserereignisse definierter Jährlichkeit den größten beziehungsweise den kleinsten Beitrag zum gesamten Schwebstoffeintrag sowie der Ablagerungsmenge liefert, und schafft so die Grundlage für weitere Maßnahmen. Hierfür wird vereinfachend eine Aufsummierung der Ablagerungsmengen und -höhen entsprechend der Auftrittswahrscheinlichkeiten der verursachenden Hochwasserereignisse durchgeführt.

Beträgt der Betrachtungszeitraum 100 Jahre, so werden zu Vergleichszwecken die Ablagerungsmengen eines HQ 20 fünffach, die eines HQ 50 zweifach und die eines HQ 100 einfach gewertet aufsummiert (Abb. 7-4). Die Mengen partikulär gebundener Schadstoffe können anschließend über eine überschlägige Berechnung bei bekannter Schadstoffkonzentration am Schwebstoff ermittelt werden. Aus Abb. 7-4 wird ersichtlich, dass die kleineren Hochwasserereignisse einen großen Anteil am gesamten Schwebstoffeintrag in den Beckenraum haben, die zurückgehaltenen Sedimentmengen jedoch ausserordentlich gering sind. Es besteht folglich ein erhebliches stoffliches Rückhaltepotenzial insbesondere bei den kleineren Hochwasserereignissen.

Abb. 7-5 gibt einen Eindruck der räumlichen Verteilung der Korngrößen 20 µm sowie 150 µm unter der Annahme der stofflichen Akkumulation über einen Zeitraum von 100 Jahren. Die kleine Kornfraktion sedimentiert nicht in unmittelbarer Nähe zum Flussschlauch. Dies hängt einerseits damit zusammen, dass die kleinen Schwebstoffpartikel durch Mischungsprozesse im Wasserkörper im gesamten Beckenbereich verteilt werden.

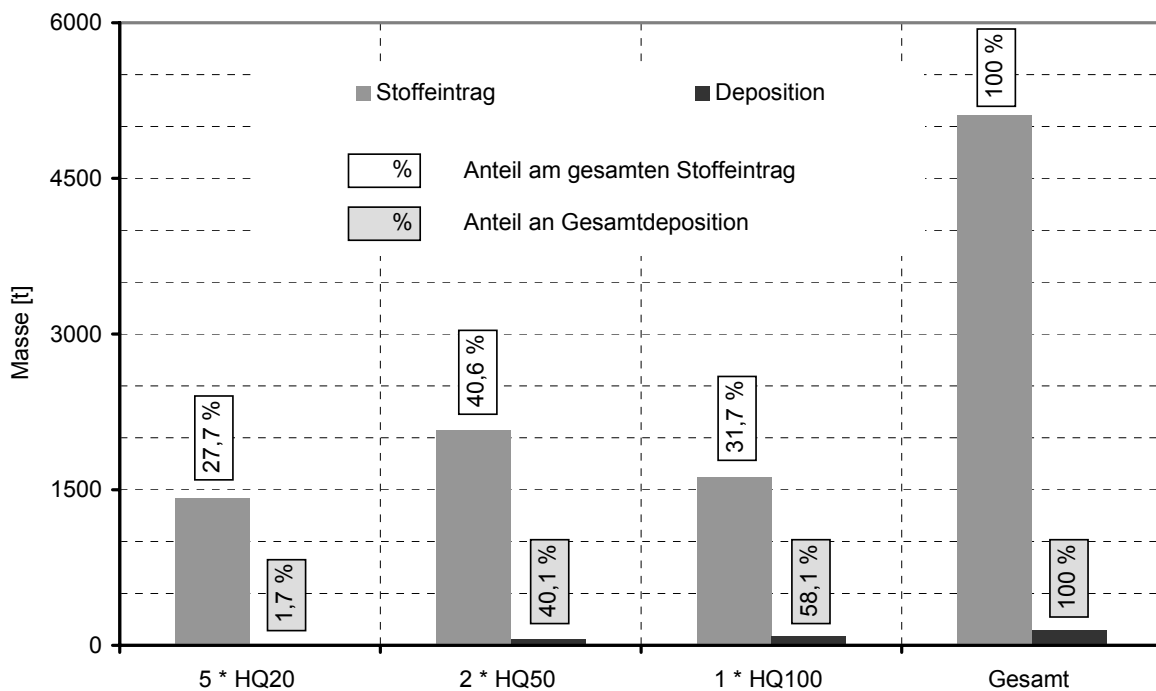


Abb. 7-4: Akkumulation der Schwebstoffeintrags- und Ablagerungsmengen für die Korngröße 20 µm und Anlaufzeiten der Hochwasserwellen von 5 h im Ist-Zustand.

Zum anderen findet in unmittelbarer Flussnähe ein turbulenter Rücktransport des Schwebstoffes in den Flussschlauch statt, wodurch die Sedimentation in diesen Bereichen reduziert wird. Bei einer Korngröße von 150 µm erkennt man in Abb. 7-5 deutlich die Tendenz zur Sedimentation in Flussnähe. Vergleicht man die maximalen Ablagerungshöhen, so steht einer Höhe von 3,8 cm bei einer Korngröße von 20 µm (35 h Anlaufzeit) eine Höhe von 73,1 cm bei einer Korngröße von 150 µm gegenüber. Die unterschiedlichen Füllen der Hochwasserereignisse machen sich im Ausmaß der Ablagerungsflächen bemerkbar, so dass eine genaue Abschätzung, welche Flächen in welchem Maße betroffen sind, ohne Kenntnis der Füllen nicht vorgenommen werden kann.

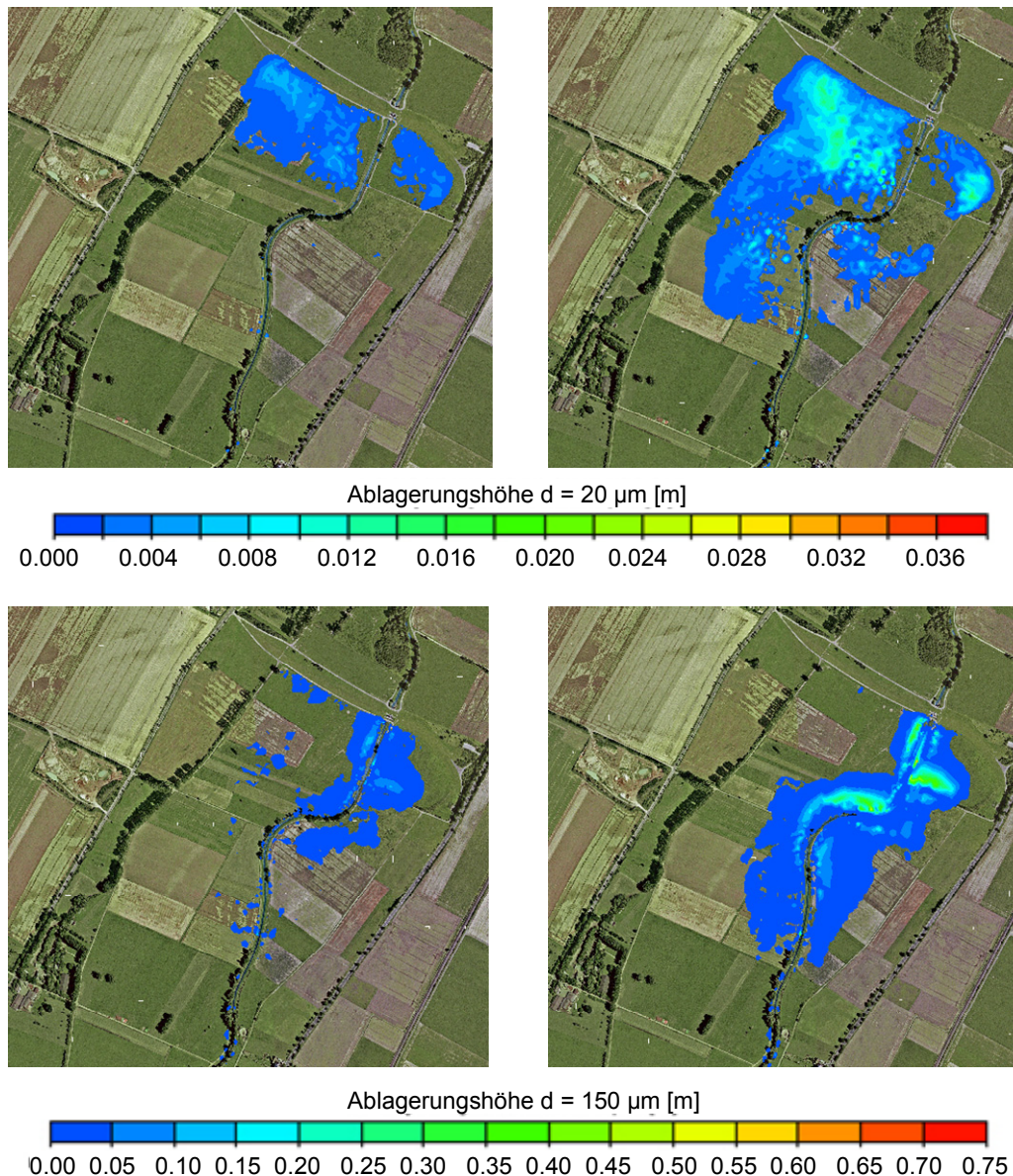


Abb. 7-5: Ablagerungshöhen der Korngrößen  $20 \mu\text{m}$  (oben) und  $150 \mu\text{m}$  (unten) im Ist-Zustand bei einer Anlaufzeit der Hochwasserwelle von 5 h (links) und 35 h (rechts), Akkumulation über 100 Jahre (dargestellt sind Ablagerungshöhen  $> 1 \text{ mm}$ ).

## 7.2. Strategien zur Erhöhung des Stoffrückhaltes

### 7.2.1. Modifikation der Beckensteuerung

An dieser Stelle wird das Potential zur Erhöhung des Rückhalts partikulär gebundener Schadstoffe im Trockenbecken Horchheim über eine modifizierte Beckensteuerung untersucht. Hierbei wird der konstante Regelabfluss derart reduziert, dass das gesamte gewöhnliche Rückhaltevolumen auch bei kleineren Hochwasserereignissen in Anspruch genommen wird (siehe Tabelle 7-2). Durch diese Maßnahme wird zum einen der hydraulische Kurzschluss durch das Rückhaltebecken reduziert, zum anderen verringert sich die Vermischung im Beckenraum, welche für den Wiederaustrag von Schwebstoffen aus dem Beckenraum verantwortlich ist, bevor diese sedimentieren können. Die Standzeit des

Wasserkörpers wird ebenfalls erhöht.

Reduzierte Regelabflüsse bedeuten einen früheren Einstau im Vergleich zur Steuerung nach Betriebsvorschrift. In Kombination mit den verlängerten Einstauzeiten resultiert hieraus ein Anstieg des mit dem Zufluss in den Rückhalteraum eingetragenen Schwebstoffs, welcher im Maximum bis zu 450 % bei einem HQ 20 mit 5 h Anlaufzeit beträgt (vgl. Tabelle 7-3 und Tabelle 7-4). Wie Tabelle 7-4 zu entnehmen ist, wird der stoffliche Rückhalt durch die modifizierte Beckensteuerung ebenfalls erheblich erhöht. So wird beim kleinsten untersuchten Hochwasserereignis der Rückhalt des eingetragenen Schwebstoffes von 0,2 % im Ist-Zustand auf 52 % bei reduziertem Regelabfluss gesteigert. Dieses Verhältnis macht das stoffbezogene Rückhaltepotenzial deutlich, welches gerade bei kleineren Hochwasserereignissen vorliegt und durch die untersuchte Maßnahme ausgeschöpft werden kann.

Tabelle 7-4: Schwebstoffeintrag und Ablagerungsmengen nach modifizierter Beckensteuerung

		HQ 20		HQ 50		HQ 100	
Anstiegszeit des Hochwassers [h]		5	35	5	35	5	35
Schwebstoffeintrag pro Fraktion [t]		1079	2210	1554	3097	1986	3974
Ablagerung [t]	20 µm	564	731	734	681	815	720
	150 µm	688	1415	1080	1808	1453	2726
Rückhalteeffizienz [%]	20 µm	52,3	33	47	22	41	18
	150 µm	63,8	64	69,5	58,4	73,2	68,6

Die Akkumulation der Ergebnisse über einen Zeitraum von 100 Jahren am Beispiel der Korngröße 20 µm und einer Anstiegszeit der Hochwasserwelle von 5 h zeigt, dass durch den reduzierten Regelabfluss der Anteil der von den kleinen Hochwasserereignissen eingetragenen Schwebstoffe am akkumulierten Gesamteintrag auf 51,4 % (27,7 % im Ist-Zustand) ansteigt (Abb. 7-6), wobei der Anteil des während der Ereignisse mit 20-jährlicher Auftretswahrscheinlichkeit abgelagerten Sediments an der akkumulierten abgelagerten Menge immerhin 55,3 % (1,7 % im Ist-Zustand) beträgt.

Hätte ein integratives Bewirtschaftungskonzept neben dem Hochwasserschutz die Verbesserung der aquatischen Umwelt im Unterliegerbereich einer Rückhaltemaßnahme durch die Erhöhung des Stoffrückhalts als vorrangiges Ziel, so stellte die Modifikation des Regelabflusses in diesem Zusammenhang eine hocheffektive Maßnahme dar.

## 7. Fallstudie Trockenbecken Horchheim/ Erft

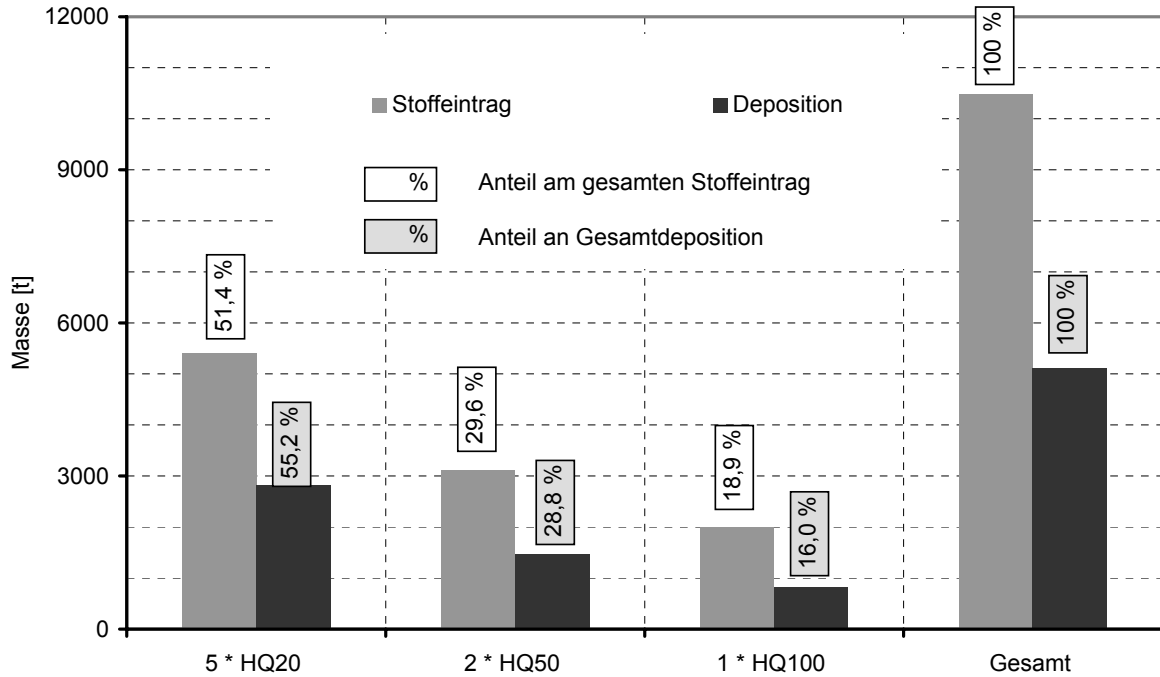


Abb. 7-6: Akkumulation der Schwebstoffeintrags- und Ablagerungsmengen für die Korngröße 20  $\mu\text{m}$  und Anlaufzeiten der Hochwasserwellen von 5 h nach modifizierter Beckensteuerung.

Abb. 7-7 zeigt die räumliche Verteilung der Korngröße 20  $\mu\text{m}$  für den Fall der Akkumulation der betrachteten Ereignisse über einen Zeitraum von 100 Jahren für den Fall der reduzierten Regelabflüsse. Die Inanspruchnahme des gesamten gewöhnlichen Beckenraumes führt konsequenterweise zur Belastung der gesamten gewöhnlichen Rückhaltefläche sowohl im Falle einer 5-stündigen wie auch einer 35-stündigen Anlaufzeit der Hochwasserwelle. Die Turbulenz im Gewässerbett ist durch die geringeren Regelabflüsse erheblich reduziert, so dass der Rücktransport vom Stauraum in den Flussschlauch ebenfalls kleiner ausfällt.

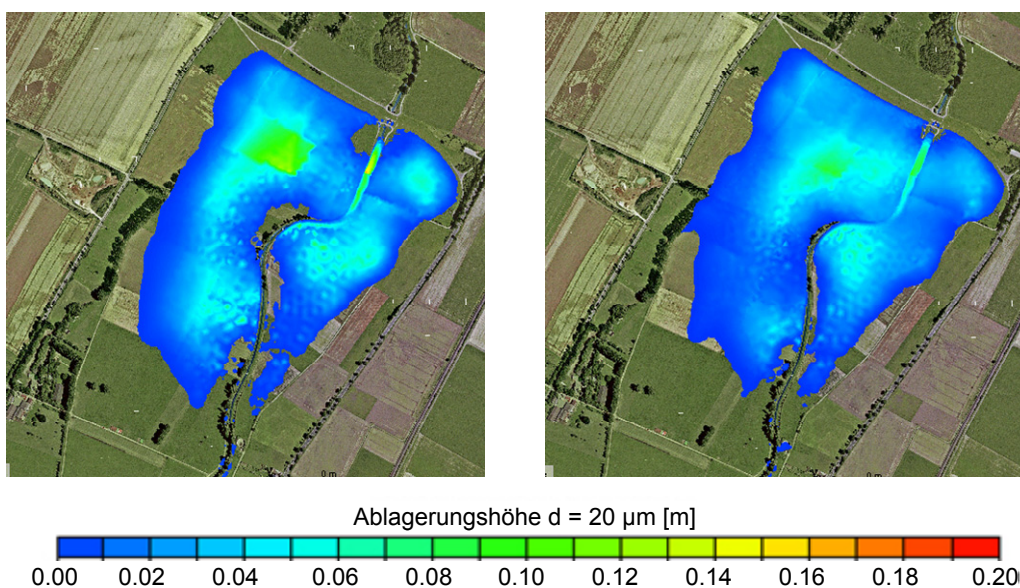


Abb. 7-7: Ablagerungshöhen der Korngröße 20  $\mu\text{m}$  nach modifizierter Beckensteuerung bei einer Anlaufzeit der Hochwasserwelle von 5 h (links) und 35 h (rechts), Akkumulation über 100 Jahre (dargestellt sind Ablagerungshöhen > 1 mm).



Die Rückhalteeffizienz wird durch die Sedimentation von Schwebstoffen im Flussschlauch geringfügig überschätzt, da diese Sedimente unter Umständen während der Entleerungsphase remobilisiert und aus dem Stauraum ausgetragen werden könnten.

### 7.2.2. Modifikation des Beckenraumes

Vor dem Hintergrund der räumlich gezielten sowie erhöhten Stoffablagerung im Rückhalteraum erfolgen die Simulationen unter gleichen Randbedingungen wie bislang sowie einer Beckensteuerung nach Betriebsvorschrift, allerdings mit modifizierten Beckengeometrien (Abb. 7-8). Sämtliche Varianten werden für den Fall eines HQ 50 mit 35-stündiger Anlaufzeit sowie für die Korngrößen 20  $\mu\text{m}$  und 150  $\mu\text{m}$  simuliert. Bei dem gewählten Hochwasserereignis wird der Stauraum zu 37 % gefüllt.

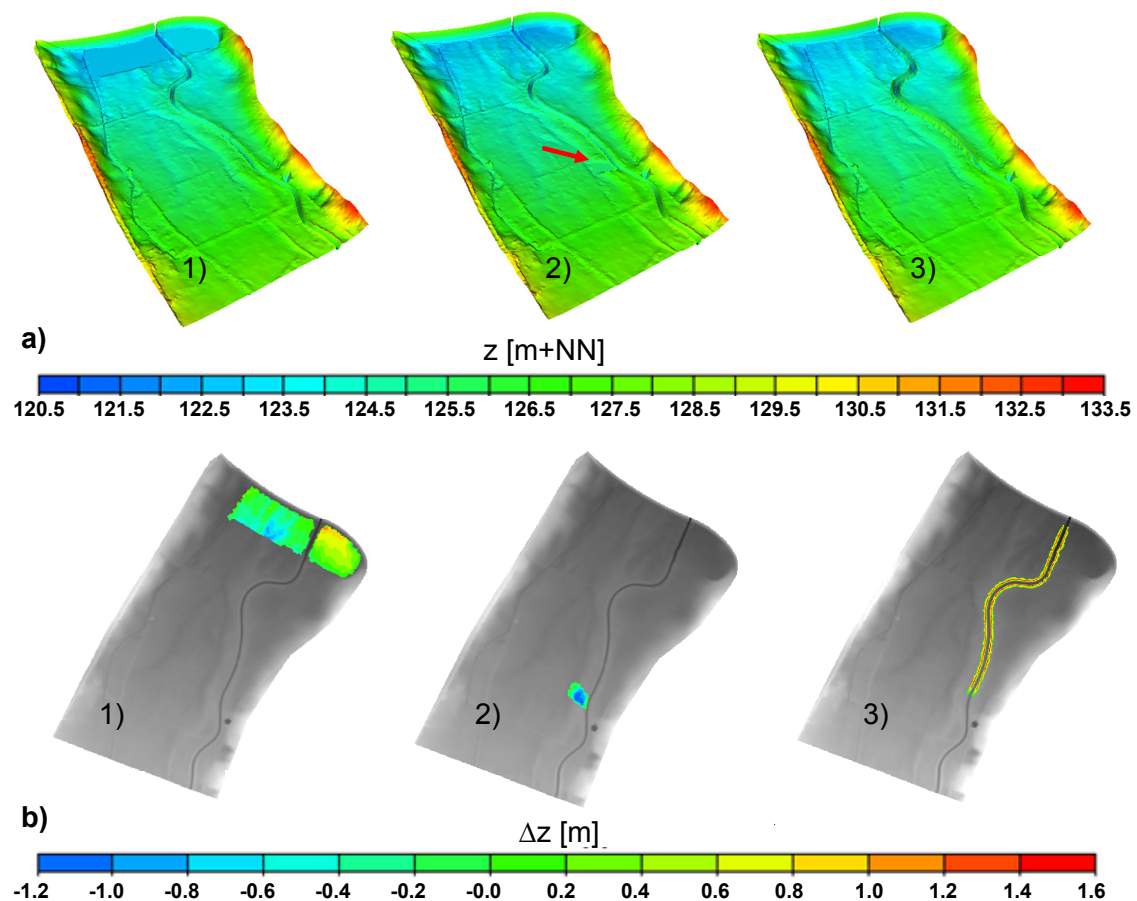


Abb. 7-8: Varianten 1 bis 3 des Beckens Horchheim mit modifizierter Beckengeometrie: Geländehöhen (a) und Änderung der Geländehöhen gegenüber Ist-Zustand (b).

In Variante 1 wird linksseitig der Erft der Boden über eine Fläche von ca. 5 ha im Schnitt ca. 0,23 m eingetieft, was einem Volumen von ca. 11500  $\text{m}^3$  entspricht. Durch das Aufbringen des genannten Volumens rechtsseitig der Erft auf einer Fläche von ca. 2,6 ha erhöht sich der Boden dort um durchschnittlich 0,42 m. Durch diese Maßnahme wird die Einstaufläche und somit die Fläche der Belastung durch partikulär gebundene Schadstoffe, insbesondere während kleiner Hochwasserereignisse (Einstauvolumen bis ca. zweimal abgetragenes Volumen), durch die abgetragene Fläche vorgegeben, es soll ein räumlich gezielter

Stoffrückhalt und eine Verbesserung der stofflichen Situation im Bereich der erhöhten Fläche erreicht werden.

Variante 2 unterscheidet sich vom Ist-Zustand dadurch, dass im oberen Beckenbereich über eine Länge von ungefähr 80 m die linke Eindeichung der Erft um 0,3 m und Teile des Vorlandes im Anschluss daran bis zu 1 m abgesenkt werden, um ein Ausufer in diesem Bereich und einen Zufluss über die Vorländer in den Stauraum zu erreichen. Mit dieser Maßnahme soll die Rückhalteeffizienz bezüglich der Schwebstoffe bei kleineren Einstauereignissen gesteigert werden.

Variante 3 sieht eine Erhöhung der Eindeichung der Erft im Stauraum um 1,5 m über eine Länge von nahezu 1 km vor. Im Bereich des Durchlassbauwerks wird der ursprüngliche Zustand der Deiche über eine Länge von circa 60 m beibehalten, um die Füllung des Stauraumes von unterstrom zu gewährleisten. Diese Maßnahme zielt ebenfalls auf die Erhöhung der Rückhalteeffizienz ab.

In Abb. 7-9 ist die Wirksamkeit der Variante 1 an der reduzierten Ablagerungsfläche im rechtsseitig aufgeschütteten Teil des Beckens zu erkennen, im Gegensatz hierzu sind die Ablagerungshöhen linksseitig der Erft geringfügig höher.

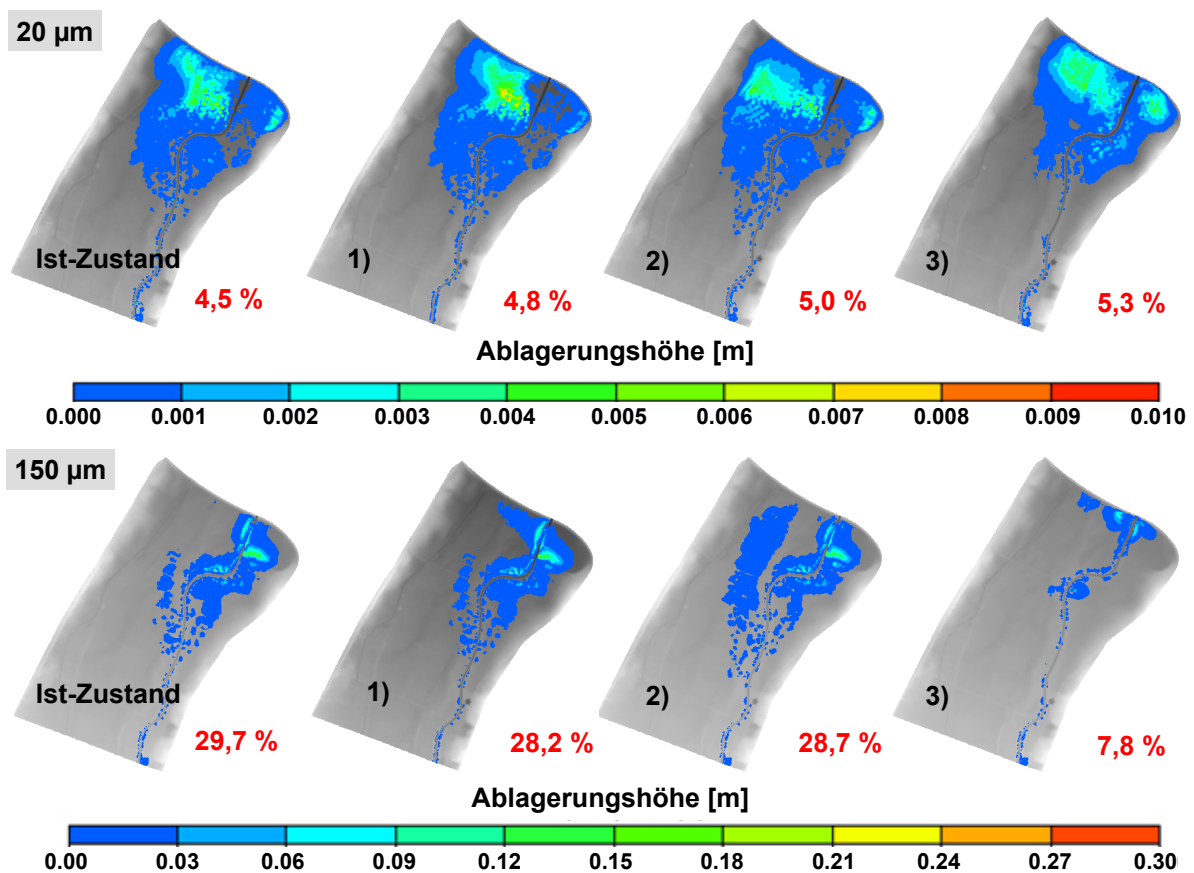


Abb. 7-9: Ablagerungshöhen und Rückhalteeffizienzen für den Ist-Zustand sowie die modifizierten Beckengeometrien 1-3 nach einem HQ 50-Ereignis mit 35-stündiger Anlaufzeit (obere Reihe 20 µm, untere Reihe 150 µm).

Ansonsten gleicht das Ablagerungsmuster dem Ist-Zustand. Die Rückhalteeffizienz wird durch die Maßnahme minimal erhöht. Eine gleichzeitige Änderung der Beckensteuerung zur Inanspruchnahme eines größeren Volumens zur Erhöhung der Sedimentationsmengen würde die Auswirkung einer modifizierten Beckengeometrie auf die räumlich gezielte Sedimentation allerdings zunichte machen, da diese primär bei kleinen Einstauvolumina wirkt. Die Ablagerungsmuster in Variante 2 lassen deutlich die Fließwege erkennen, welche der Abfluss über die Vorländer genommen hat, insbesondere im Fall der Korngröße 150  $\mu\text{m}$ . Die Ablagerungsmaxima sind räumlich leicht in Richtung der oberstromigen äußeren Bereiche des Stauraumes verschoben. Im Fall der kleinen Korngröße ergibt sich eine minimale Erhöhung der Rückhalteeffizienz, für die Korngröße 150  $\mu\text{m}$  eine leichte Reduzierung.

Variante 3 fällt dadurch auf, dass die Gesamtflächen der Ablagerungen bei beiden Korngrößen gegenüber dem Ist-Zustand deutlich reduziert sind. Dies ist darin begründet, dass im oberen Beckenbereich durch die erhöhte Eindeichung keine Ausuferungen auftreten können. Seitlich des Flussschlauchs ist auf Grund der Eindeichung kein Rücktransport in den Fluss möglich, daher grenzt die Ablagerungsfläche der kleinen Korngröße im Gegensatz zu den anderen Varianten sehr eng an den Flussschlauch. Bemerkenswert ist die extreme Abnahme der Rückhalteeffizienz im Fall der großen Korngröße, da seitlich des Flusses keine Ablagerungen auftreten und die aus der Eindeichung resultierenden erhöhten Schubspannungen Ablagerungen im Flussschlauch verhindern. Die Rückhalteeffizienz der kleinen Korngröße steigt durch diese Maßnahme am stärksten von allen drei Varianten an, ist allerdings dennoch sehr gering.

Insgesamt wird deutlich, dass über die Veränderung der Beckengeometrie im Rahmen der bestehenden Grundform nur sehr begrenzt auf die stofflichen Ablagerungen eingewirkt werden kann, lediglich die Ablagerungsflächen innerhalb des Beckenbereichs lassen sich in gewissen Grenzen verschieben. Eine Ausnahme bildet die erhöhte Eindeichung des Flussschlauches (Variante 3), welche eine starke Abnahme der stofflichen Ablagerung der Korngröße 150  $\mu\text{m}$  nach sich zieht. Diese Maßnahme scheint in Kombination mit einem reduzierten Regelabfluss für eine Erhöhung des Rückhalts der feinen Sedimentanteile am geeignetsten zu sein, da die großen Korngrößen in geringerem Umfang zurückgehalten werden und somit zu einer vergleichsweise geringen nachteiligen Verlandung des Beckenraumes sowie einer reduzierten Sohlerosion unmittelbar unterstrom des Rückhaltebeckens führen.

### **7.3. Anwendung der vereinfachten Ansätze zur Abschätzung des Stoffrückhalts**

Am Fallbeispiel des Hochwasserrückhaltebeckens Horchheim wird die Eignung des in Kapitel 6 entwickelten vereinfachten empirischen Ansatzes zur Abschätzung der Rückhalteeffizienz ebenso wie die Abschätzung mit Hilfe der Theorie idealer Reaktoren getestet. Die Bestimmung des maximalen Längen- zu Breitenverhältnisses des Wasserkörpers ist exemplarisch in Abbildung dargestellt.



Abb. 7-10: Ermittlung des maximalen Längen- zu Breitenverhältnisses des Wasserkörpers in Trockenbecken.

In den Abb. 7-11 (Ist-Zustand) und Abb. 7-12 (modifizierte Beckensteuerung) sind die ermittelten Werte denen aus den numerischen Transportmodellierungen gegenüber gestellt.

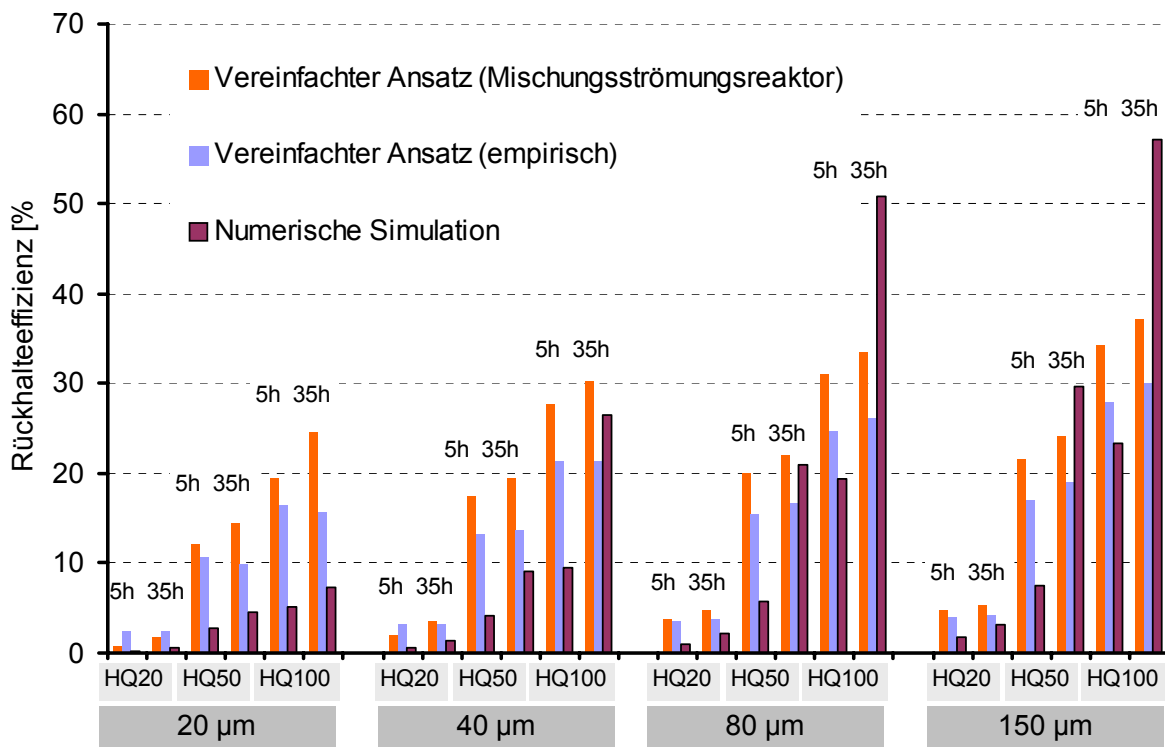


Abb. 7-11: Gegenüberstellung des aus vereinfachten Ansätzen und numerischen Transportsimulationen ermittelten Sedimentrückhalts [%] für die Korngrößen 20 µm – 150 µm bei Einzelereignissen von HQ 20 – HQ 100 mit Anlaufzeiten der Hochwasserwellen von 5 h bzw. 35 h im Ist-Zustand.

Generell sind beide genannten Ansätze für eine erste überschlägige Abschätzung der Rückhalteeffizienz geeignet. Die Tendenzen der ansteigenden Rückhalteeffizienzen in Abhängigkeit der Korngrößen und hydraulischen Randbedingungen werden von beiden Ansätzen wiedergegeben. Für die Korngrößen 20  $\mu\text{m}$  liegt der aus beiden Ansätzen ermittelte Stoffrückhalt über den Ergebnissen der numerischen Simulation, diese Tendenz ist ebenfalls bei den Hochwasserereignissen mit 5-stündiger Anlaufzeit zu beobachten. Bei den 35-stündigen Anlaufzeiten ist kein eindeutiger Trend zu beobachten.

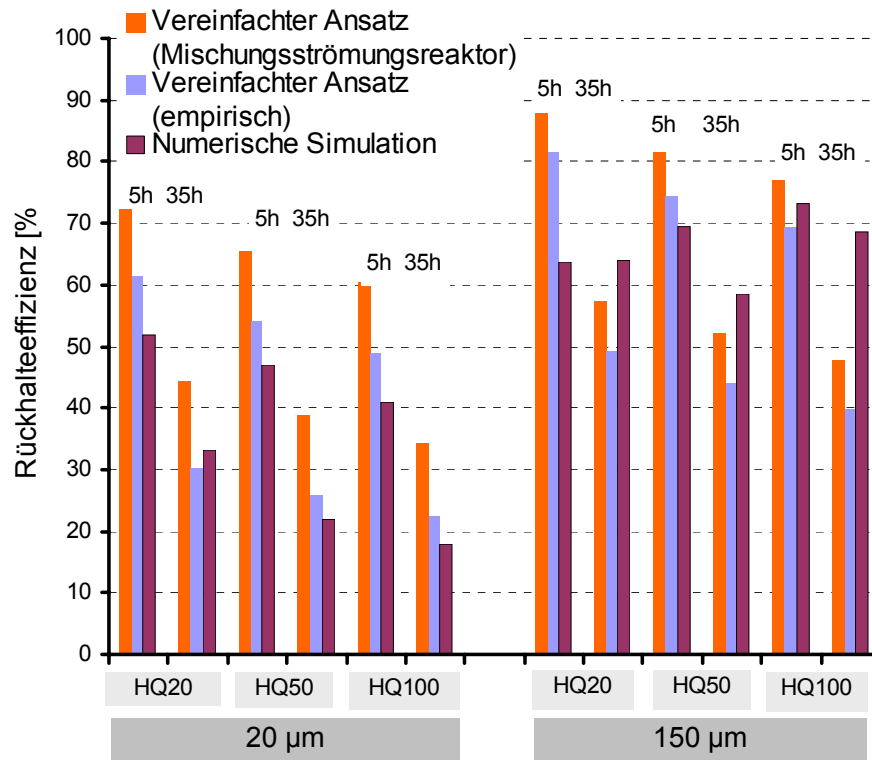


Abb. 7-12: Gegenüberstellung des aus vereinfachtem empirischen Ansatz und numerischen Transportsimulationen ermittelten Sedimentrückhalts [%] für die Korngrößen 20  $\mu\text{m}$  und 150  $\mu\text{m}$  bei Einzelereignissen von HQ 20 – HQ 100 mit Anlaufzeiten der Hochwasserwellen von 5 h bzw. 35 h bei modifizierter Beckensteuerung gemäß Abb. 7-8.

#### 7.4. Stofflicher Wirkungsbereich des Hochwasserrückhaltebeckens Horchheim

Die in Kapitel 6 beschriebene Ermittlung des stofflichen Wirkungsbereichs unterhalb des Hochwasserrückhaltebeckens Horchheim wird exemplarisch an einem Modell der Erft vom Zulaufpegel des Beckens Horchheim (Erft-km 70,45) bis unterhalb der Swistmündung (Erft-km 62,17) durchgeführt. Hierbei wird die Stoffablagerung der Korngröße 20  $\mu\text{m}$  für ein 100-jährliches Hochwasserereignis mit 5-stündiger Anlaufzeit der Hochwasserwelle simuliert. Die Simulationsdauer deckt die Zeit des Beckenbetriebs zuzüglich einer Nachlaufzeit von 7 h ab, um den Ablauf des Hochwassers im Modellgebiet zu ermöglichen. Die Konzentrationen und Sedimentparameter der vorhergehenden Untersuchungen werden beibehalten.

Für die Ermittlung des Wirkungsbereiches werden für denselben Modellabschnitt zwei Simulationen mit identischen Randbedingungen, aber unterschiedlichen Modelltopographien durchgeführt. In einem Modell wird der Absperrdamm des Hochwasserrückhaltebeckens über die Interpolation der Geländehöhen direkt ober- und unterhalb des Bauwerks entfernt, so dass keine Retention möglich ist. In einem zweiten Modell entspricht die Topographie dem Ist-Zustand. Über den Vergleich der resultierenden Ablagerungsflächen aus beiden Modellen können anschließend Aussagen über den stofflichen Wirkungsbereich getroffen werden.

Das Modellgebiet ist heterogen strukturiert (Abb. 7-13) und wird von mehreren Querbauwerken, unter anderem zwei Autobahnen und mehreren Straßen, durchzogen. Diese wirken im Hochwasserfall als Rückstau erzeugende Sperrbauwerke. Zudem befinden sich bebaute Gebiete innerhalb der in der Hochwassergefahrenkarte des Erft Einzugsgebiets ausgewiesenen Überschwemmungsflächen. Eine mehrdimensionale Modellbildung ist daher zwingend nötig.

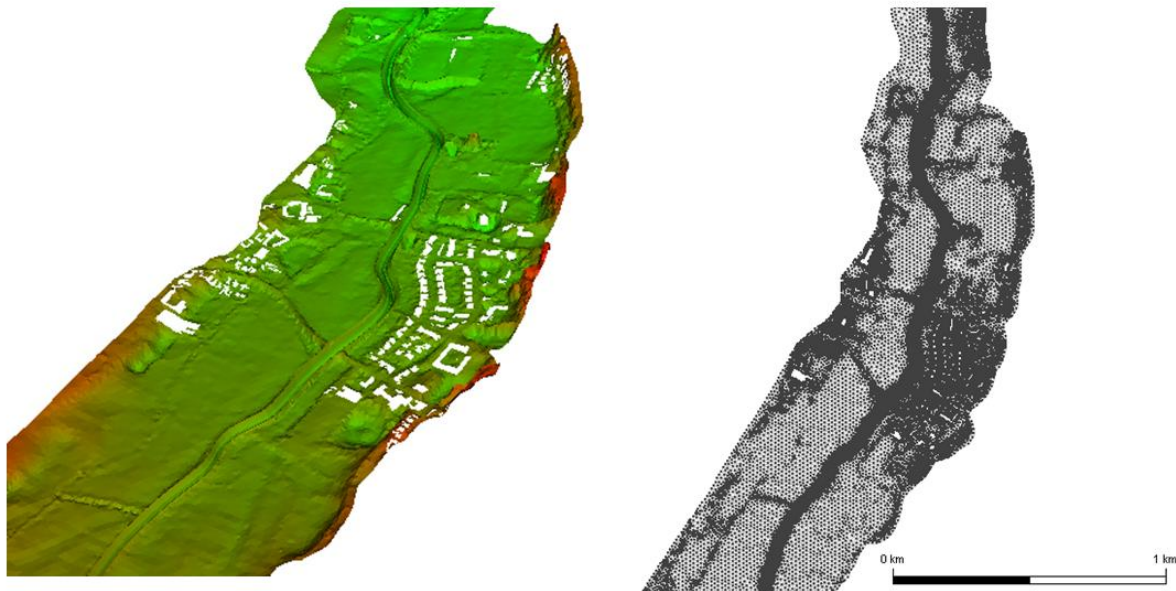


Abb. 7-13: Topographie des Modellgebiets unterstrom des Hochwasserrückhaltebeckens und Ausschnitt aus dem Gitternetz mit ausgesparten Gebäudegrundrissen.

Die erforderliche Modelldiskretisierung, einerseits aus Gründen der numerischen Dispersion und des Massenerhalts, zum anderen auf Grund der heterogenen Geländeoberfläche, welche es abzubilden gilt, resultieren in einem Gitternetz von 66000 Knoten und 125000 Elementen. Die Rauheitsbelegung erfolgte an Hand von ATKIS-Landnutzungsdaten, die Kalibrierung des Modells basierend auf durch den Erftverband plausibilisierten Ergebnissen eines 1D-Modells der Erft.

Bei einer Zeitschrittlänge von 1 s ergeben sich auf einem Arbeitsplatz-PC Simulationszeiten, welche um den Faktor 3,7 höher sind als die simulierte Zeit von 28 h. Dadurch wird das Modell für die Berechnung von Hochwasserereignissen mit längerer Anlaufzeit der Hochwasserwelle sehr unhandlich. Eine Vergrößerung der räumlichen Diskretisierung auf die halbe Knotenanzahl macht sich direkt in erheblichen Massenverlusten während der

Transportsimulation bemerkbar, welche im zweistelligen Prozentbereich liegt.

Aus Abb. 7-14 wird ersichtlich, dass durch die stoffliche Retentionswirkung des bestehenden Hochwasserrückhaltebeckens die räumliche Ausdehnung der stoffbelasteten Sedimentationsflächen im Unterliegerbereich des Beckens gegenüber der Situation ohne Hochwasserrückhaltebecken erheblich verringert wird.

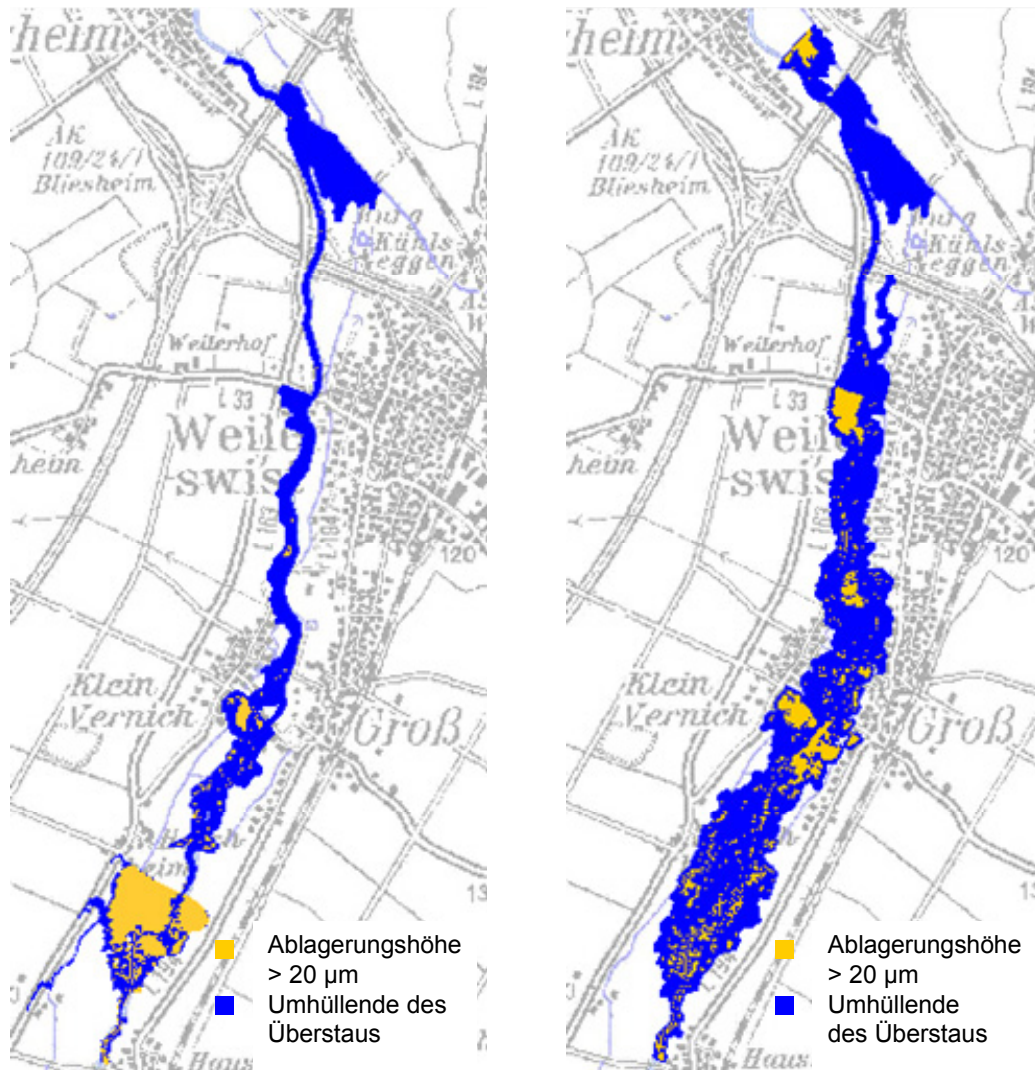


Abb. 7-14: Maximale Ausdehnung des Überstaus (blau) und Ablagerungshöhen größer als 20 µm (orange) der Korngröße 20 µm vom Zulaufpegel des Beckens Horchheim (Erft-km 70,45) bis unterhalb der Swistmündung (Erft-km 62,17) mit (links) und ohne (rechts) Hochwasserrückhaltebecken Horchheim für ein HQ 100-Ereignis (Anlaufzeit der Hochwasserwelle 5 h).

In der Situation ohne Absperrbauwerk (Abb. 7-14, rechts) lagern sich 1,3 % der während des Hochwasserereignisses am Zulaufpegel eingetragenen Schwebstoffe von 1586 t verteilt über das gesamte Modellgebiet inklusive der Fläche des Hochwasserrückhaltebeckens ab, die maximale Ablagerungshöhe beträgt 4,8 mm. Durch die Retentionswirkung des Rückhaltebeckens reduziert sich dieser Wert unterhalb des Rückhaltebeckens auf 0,2 % Ablagerung des am Beckenzulauf eingetragenen Schwebstoffs zuzüglich weiteren 5,2 %

Ablagerung im Stauraum. Die maximale Ablagerungshöhe unterstrom des Beckens beträgt in diesem Fall 2,6 mm. Dargestellt sind lediglich die Ablagerungshöhen größer als 20  $\mu\text{m}$ , da von SUBIEF auch Ablagerungshöhen berechnet werden, welche geringer als die betrachtete Korngröße von 20  $\mu\text{m}$  sind. Ein Großteil des Schwebstoffes wird folglich durch das gesamte Modellgebiet transportiert, ohne dass eine Ablagerung stattfindet. Da es sich bei den Ablagerungen nicht um zusammenhängende Flächen handelt, ist die Quantifizierung des stofflichen Wirkungsbereichs in diesem Beispiel nicht eindeutig möglich.

Aus der Menge des aus dem Modellgebiet transportierten Materials wird offensichtlich, dass ein Modellabschnitt dieser Länge nicht ausreichend ist, den gesamten stofflichen Wirkungsbereich eines Hochwasserrückhaltebeckens zu beschreiben. Unterstrom des Modellrandes sind erneute Ausuferungen möglich, im Rahmen derer durch das Modell transportiertes Material sedimentieren könnte, wenn auch in geringfügig reduziertem Ausmaß. Der erhebliche Aufwand, welcher für eine ausreichende Modellverlängerung investiert werden müsste, ist dem erwarteten Nutzen jedoch kritisch gegenüberzustellen. Es bleibt daher bei der qualitativen Aussage der generellen, wenn auch geringen stofflichen Verbesserung bezüglich der betrachteten Korngröße von 20  $\mu\text{m}$  unterhalb des Hochwasserrückhaltebeckens im Falle eines Hochwasserereignisses.

### **7.5. Fazit der Fallstudie**

Zur Erhöhung der stofflichen Rückhalteeffizienz des Hochwasserrückhaltebeckens ist die Reduzierung des Regelabflusses die einzige Maßnahme, welche nennenswerte Auswirkung auf den stofflichen Rückhalt hat. Durch eine Reduzierung des Regelabflusses erhöht sich zudem der Gesamteintrag von Schwebstoffen in das Hochwasserrückhaltebecken, so dass sich im Hinblick auf die Verbesserung der qualitativen Situation unterhalb des Rückhaltebeckens zwei positive Effekte überlagern.

Änderungen der Geometrie des Hochwasserrückhaltebeckens haben im Rahmen des betrachteten Hochwasserereignisses nur einen untergeordneten Einfluss auf die stoffliche Rückhalteeffizienz. Auswirkungen ergeben sich jedoch hinsichtlich der Lage und der Ausdehnung der Ablagerungsflächen im Rückhaltebecken.

Zur ersten überschlägigen Abschätzung der stofflichen Rückhalteeffizienzen von Trockenbecken sind beide in Kapitel 6 entwickelten vereinfachten Ansätze gleichermaßen geeignet.

Der stoffliche Wirkungsbereich des Hochwasserrückhaltebeckens lässt sich an Hand eines 8,3 km langen hochaufgelösten Modells des Rückhaltebeckens sowie dessen unterstromigen Bereich nicht abschließend quantitativ bestimmen. Die Verbesserung der stofflichen Situation ist auf Grund des geringen stofflichen Rückhalts im Stauraum überwiegend auf die Verringerung der räumlichen Ausdehnung der Ablagerungsflächen zu beziehen.



## 8. Schlussfolgerungen und Empfehlungen

Im Rahmen der vorliegenden Arbeit ist es gelungen, die bis dato kaum bekannten Mechanismen, die für den Schwebstofftransport und -rückhalt innerhalb der als Trockenbecken betriebenen Hochwasserrückhaltebecken verantwortlich sind, zu identifizieren und zu quantifizieren.

Im Fall der Trockenbecken hat die gewählte Untersuchungsmethode maßgeblich zum Prozessverständnis beigetragen. Neben der Auswertung kontinuierlicher Schwebstoff- und Tracerzugaben im Beckenzulauf erfolgte die Analyse des Transports und des Absetzverhaltens von jeweils nur über eine Dauer von 10 Minuten zugegebenen Schwebstoffs und Tracers zu unterschiedlichen Zeitpunkten der Beckenfüllung. Dadurch werden die Transportwege der einzelnen Schwebstofffraktionen sowie des Tracers während unterschiedlicher Beckenfüllstände und Abflüsse nachvollziehbar. Dies ist im Hinblick auf natürliche Prozesse dann von Relevanz, wenn kontaminierte Schwebstoffe zeitlich begrenzt in das Fließgewässer eingetragen werden, wie es bei Spülstößen aus urbanen Entwässerungssystemen oder der Erosion räumlich begrenzter kontaminierter Sedimentschichten geschieht. Des Weiteren ermöglicht die gewählte Untersuchungsmethode eine Quantifizierung der einzelnen Prozesse. Die Simulation des Tracers gibt Hinweise auf das Ausbreitungsverhalten gelöster Schadstoffe im Fall eines Trockenbeckeneinstaus.

Über die gewonnene Prozesskenntnis ist es möglich, den stofflichen Rückhalt über die Modifikation der Randbedingungen des Systems gezielt zu beeinflussen. Dies ermöglicht grundsätzlich den Einsatz von Trockenbecken zum gezielten Rückhalt kontaminierter Schwebstoffe als Bestandteil eines einzugsgebietsweiten Schadstoffmanagements. Es können jedoch ebenfalls Maßnahmen zur Minimierung des stofflichen Rückhalts oder der räumlich gezielten Ablagerung eingeleitet werden. Die gewonnenen Erkenntnisse erlauben zudem, für eine Vielzahl bestehender Trockenbecken, die Menge des Schwebstoffrückhalts in erster Näherung ohne Einsatz komplexer numerischer Modelle abzuschätzen.

### **Stoffrückhalt in Hochwasserrückhaltebecken**

Ziel dieser Arbeit war es, die für den Stoffrückhalt in Hochwasserrückhaltebecken maßgeblichen Faktoren zu identifizieren. Dafür wurde der Einfluss wechselnder Randbedingungen auf den Stoffrückhalt in Hochwasserrückhaltebecken unter Verwendung der 2D-numerischen Verfahren TELEMAC-2D und SUBIEF in vergleichenden Untersuchungen systematisch untersucht. Die Aussagen, die auf den Ergebnissen der numerischen Simulationen basieren, sind wegen des vergleichenden Charakters der untersuchten Varianten trotz mangelnder Datensätze zur Kalibrierung von Strömung und Transport belastbar, da allen Simulationen einheitliche numerische und physikalische Parametersätze zu Grunde liegen.

## 8. Schlussfolgerungen und Empfehlungen

---

Die Simulationen wurden an idealisierten Trockenbecken im Hauptschluss und Dauerstaubecken variierender Längen- zu Breitenverhältnisse für zwei unterschiedliche Beckensteuerungen und fünf verschiedene Korngrößen von 10 µm bis 150 µm sowie einen konservativen Tracer durchgeführt. Zudem wurden unterschiedliche Steuerungsstrategien an einem Rückhaltesystem bestehend aus zwei Poldern hinsichtlich der resultierenden Ablagerungsmuster und -mengen der Korngröße 10 µm für unterschiedliche Konzentrationsganglinien im Zulauf untersucht.

Im Rahmen einer Parameteranalyse wurden die Partikelsinkgeschwindigkeit, die Sedimentationsschubspannung sowie Größe und räumliche Verteilung der Sohlrauheit in einem großen Wertebereich variiert, um zunächst die Sensitivität der genannten Parameter und deren Einfluss auf die Ergebnisbandbreite abschätzen zu können. Die Analyse zeigt, dass im Bereich von als realistisch anzunehmenden Rauheitswerten sowohl der Scheitelwert und die zeitliche Verteilung des Massenstroms am Beckenauslass als auch die Höhe der Rückhalteeffizienz für alle Varianten weitgehend einheitlich sind.

Die Sensitivität unterschiedlicher Kombinationen von Sinkgeschwindigkeit und kritischer Sedimentationsschubspannung auf die Ablagerungsmengen steigt mit sinkender Korngröße, wobei im Fall der größten Bandbreite alle berechneten Rückhalteeffizienzen der Korngröße 20 µm im Rahmen von 26,7 % - 52,3 % liegen.

Die systematischen Untersuchungen der idealisierten Trockenbecken zeigen, dass eine Aussage, welches Breiten- zu Längenverhältnis eines Wasserkörpers im Rückhaltebecken den stofflichen Rückhalt begünstigt, nur unter Berücksichtigung der vorliegenden Korngrößen möglich ist. Eine fraktionierte Betrachtung der Transportvorgänge ist unumgänglich, wenn Ablagerungsmengen und -muster partikulär gebundener Schadstoffe ermittelt werden sollen. Sowohl die Rückhalteeffizienzen als auch die Ablagerungsmuster weisen bei der Berechnung unterschiedlicher Korngrößen signifikante Unterschiede auf.

Während bei den kleinsten betrachteten Korngrößen die höchste Rückhalteeffizienz im breiten, kurzen Becken erzielt wird, dreht sich dies bei den größeren Korngrößen ins Gegenteil. Hier liegt der größte Stoffrückhalt im Fall der schmalen, lang gestreckten Becken vor. Aus der Analyse der Transportwege, die aus den kurzzeitigen, stoßweisen Schwebstoffzugaben resultieren, können dafür eindeutig die Prozesse des kurzschlussbedingten Transports und des Austrags von Schwebstoffen nach erfolgter Durchmischung im Beckenraum verantwortlich gemacht werden. Die Größe der beiden Prozesse sowie deren jeweilige Anteile an der Gesamtbilanz der ein- und ausgetragenen Schwebstoffe hängt maßgeblich von der Korngröße und der Beckengeometrie sowie den hydraulischen Randbedingungen ab.

Der Transport im breiten Becken wird vom Anteil des kurzschlussbedingten Transports dominiert, welcher bei einem Verhältnis des Regelabflusses zum maximalen Zufluss von 0,39 für alle Korngrößen über die Einstaudauer gemittelt mindestens 40 % beträgt. Bei höheren Regelabflüssen, welche zu einem Verhältnis von Regelabfluss zu maximalem Zufluss von 0,58 führen, reduziert sich der Stoffrückhalt erwartungsgemäß in allen Fällen, da sowohl der Anteil des kurzschlussbedingten Transports aus dem Becken auf Werte bis zu 60 % als auch der Stoffaustrag aus dem Becken auf Grund turbulenter Mechanismen ansteigen. Der kurzschlussbedingte Transport ist in allen betrachteten Varianten der

dominierende Prozess hinsichtlich des gesamten Schwebstoffaustrags aus dem Becken.

Die im Rahmen der numerischen Simulationen ermittelten Aufenthaltszeiten der Wasserpartikel im Trockenbecken entsprechen den durch  $t_{th} = V/Q$  ermittelten theoretischen Aufenthaltszeiten. Die theoretisch berechneten Aufenthaltszeiten berücksichtigen jedoch nicht die hochgradig unterschiedlichen Zeitskalen der Prozesse des kurzschlussbedingten Transports und des Austrags nach erfolgter Durchmischung. Trennt man den Anteil des kurzschlussbedingten Transports ab und betrachtet nur den durchmischten Wasserkörper, so erhält man Aufenthaltszeiten der Wasserpartikel im System, die bis um den Faktor zwei höher liegen als die theoretisch berechneten. Die Abtrennung des Anteils des kurzschlussbedingten Transports in den einzelnen Varianten zeigt zudem, dass die durchmischten Wasserkörper in den untersuchten Trockenbecken nahezu die Charakteristik eines Mischungsströmungsreaktors aufweisen.

Die modellhaft ermittelten Aufenthaltszeiten der Schwebstoffe im Wasserkörper liegen deutlich unter denen der Wasserpartikel, jedoch weit über den theoretischen an Hand von mittlerer Wassertiefe und Sinkgeschwindigkeit ermittelten Aufenthaltszeiten.

Die Ablagerungsmuster in Dauerstaubecken lassen auf die gleichen Transportmechanismen wie im Fall der Trockenbecken schließen. Allerdings nehmen mit einer Erhöhung des Dauerstauvolumens sowohl der Anteil des kurzschlussbedingten Transports als auch der Austrag aus dem Becken auf Grund turbulenter Austauschmechanismen ab.

Die Verteilung der abgelagerten Sedimente im Poldersystem hängt direkt davon ab, in welcher Reihenfolge die Polder geflutet werden. Vom Verlauf der Füllung hängt die Ausbildung der Bewegung der Wasserkörper in den Poldern ab, was einen direkten Einfluss auf die Sedimentationsraten hat.

### **Vereinfachter Ansatz zur Bestimmung der stofflichen Rückhalteeffizienz**

Vereinfachende empirische Ansätze zur Abschätzung der Ablagerungsmengen in Stauräumen oder Sedimentationsbecken setzen in der Regel stationäre Verhältnisse voraus und vernachlässigen den für die stoffliche Rückhalteeffizienz von Trockenbecken maßgeblichen Effekt des kurzschlussbedingten Transports. Die beiden in dieser Arbeit entwickelten vereinfachenden Ansätze zur Abschätzung von Ablagerungsmengen in Trockenbecken im Hauptschluss basieren zum einen auf der Auswertung von circa 300 im Kontext der idealisierten Trockenbecken durchgeführten Transportsimulationen. Zum anderen wird eine auf die Prozesse in Trockenbecken angepasste Form der analytischen Lösung von Mischungsströmungsreaktoren verwendet. Beide vereinfachte Ansätze werden im Rahmen der Fallstudie Hochwasserrückhaltebecken Horchheim getestet und führen zu Rückhalteeffizienzen, welche die numerischen Ergebnisse mit guter Näherung wiedergeben.

### **Stofflicher Wirkungsbereich unterhalb von Hochwasserrückhaltebecken**

Für die Abschätzung des stofflichen Wirkungsbereichs von Hochwasserrückhaltebecken an kleineren, heterogen strukturierten Flussläufen ist der Einsatz von 2D-numerischen

Simulationsverfahren zwingend nötig. Die hohe Auflösung, die zur Reduzierung der numerischen Dispersion und des Massenverlusts nötig ist, führt jedoch zu langen Simulationsdauern.

Es konnte gezeigt werden, dass durch den Bau des Hochwasserrückhaltebeckens Horchheim unterstrom eine Verbesserung der stofflichen Situation eintritt, die jedoch primär aus der Verringerung der Ablagerungsflächen resultiert. Die Verringerung der stofflichen Ablagerungen durch das Becken in dessen unterstromigen Bereich beträgt im betrachteten Fall des 100-jährlichen Ereignisses mit 5 h Anlaufzeit der Hochwasserwelle nur ca. 1 % des eingetragenen Schwebstoffs, der restliche Schwebstoff wird aus dem Modell ausgetragen. Der gesamte stoffliche Wirkungsbereich des Hochwasserrückhaltebeckens lässt sich an Hand des 8,3 km langen, hochaufgelösten Modells des Rückhaltebeckens Horchheim und dessen Unterwasserbereich nicht abschließend bestimmen. Eine deutliche Modellverlängerung wäre nötig, was jedoch mit einem erheblichen Anstieg der Simulationsdauern einhergeht.

### **Fallstudie Hochwasserrückhaltebecken Horchheim/ Erft**

Im Rahmen der Fallstudie des Hochwasserrückhaltebeckens Horchheim erfolgte die Untersuchung der stofflichen Rückhalteeffizienz eines realen Trockenbeckens. Simuliert wurden Ereignisse von HQ 20 bis HQ 1000 mit jeweils 5- und 35-stündiger Anlaufzeit der Hochwasserwellen, welche in verschiedenen Hochwasserfüllen resultieren. Für die beiden Korngrößen 20 µm und 150 µm wurden alle hydrologischen Varianten sowohl im Ist-Zustand als auch für unter Gewährleistung des Hochwasserschutzziels maximal reduzierte Regelabflüsse und modifizierte Beckengeometrien simuliert. Durch diese Maßnahmen soll die stoffliche Rückhalteeffizienz gesteigert werden.

Es zeigt sich, dass unterschiedliche Anlaufzeiten der Hochwasserwelle eine erhebliche Bandbreite der stofflichen Ablagerungen sowohl bezüglich der Menge als auch der räumlichen Ausdehnung nach sich ziehen. Betrachtet man den ereignisbasierten Stoffeintrag und Stoffrückhalt akkumuliert über die Dauer von 100 Jahren, so wird ersichtlich, dass die kleinen Ereignisse mit 20-jährlicher Auftretenswahrscheinlichkeit einen großen Anteil am gesamten Stoffeintrag haben. Der stoffliche Rückhalt im Rahmen dieser Ereignisse ist jedoch vernachlässigbar. Hieraus wird das stoffliche Rückhaltepotenzial deutlich, das insbesondere bei kleinen Hochwasserereignissen vorliegt.

Die Reduzierung des Regelabflusses ist die einzige Maßnahme, die unter anderem auf Grund der Verringerung des Anteils des kurzschlussbedingten Transports eine nennenswerte Auswirkung auf die stoffliche Rückhalteeffizienz des Rückhaltebeckens hat. Durch eine Reduzierung des Regelabflusses erhöht sich wegen der erhöhten Einstaudauern zudem der Gesamteintrag von Schwebstoffen in das Hochwasserrückhaltebecken. Dadurch überlagern sich hinsichtlich der Verbesserung der qualitativen Situation unterhalb des Rückhaltebeckens durch den Rückhalt partikulärgebundener Schadstoffe zwei positive Effekte.

Konstruktive Veränderungen des Beckenraumes haben im Rahmen des betrachteten Hochwasserereignisses nur einen geringen Einfluss auf die stoffliche Rückhalteeffizienz des

Hochwasserrückhaltebeckens. Auswirkungen ergeben sich jedoch hinsichtlich der Lage und der Ausdehnung der Ablagerungsflächen im Rückhaltebecken. Lediglich die Eindeichung des Flusses im Stauraum führt zu einer erheblichen Reduzierung der Ablagerungsmengen der Korngröße 150 µm.

### **Ausblick**

In der vorliegenden Arbeit wurde eine vereinfachte, modellhafte Abbildung des Systems Rückhaltebecken und der möglichen Prozesse, die während eines Einstauereignisses in Trocken- oder Dauerstaubecken auftreten, gewählt. Dadurch wird die Interpretation der Transportprozesse in Abhängigkeit der jeweiligen Randbedingungen nicht durch den Einfluss von Faktoren wie einer flächendifferenzierten Rauheitsbelegung oder durchströmter Vegetation erschwert. In einem derart einfach gehaltenen System lassen sich die Auswirkungen einer Systemänderung auf Strömung und Transport zudem eindeutig auf den veränderten Faktor zurückführen.

Für weitergehende Untersuchungen bietet es sich jedoch an, die Auswirkungen durch- und überströmter Vegetation oder den Einfluss der Flockenbildung und –zerschlagung zu berücksichtigen. Sowohl auf den Gebieten der modellhaften Umsetzung des Sedimenttransports in Überflutungsflächen mit ausgeprägter Vegetation als auch der modellhaften Beschreibung der Flockenbildung und –zerschlagung innerhalb dieser Flächen besteht jedoch Forschungsbedarf. Gleiches gilt für die Resuspension des auf den Vegetationsoberflächen abgelagerten Sediments.

Naturdaten sind eine grundlegende Voraussetzung für die Kalibrierung und Validierung von Modellen. Daher sind Messprogramme dringend erforderlich, in deren Rahmen wenigstens die Abflüsse und Schwebstoffkonzentrationen im Beckenzulauf und –ablauf gemessen werden. Tagesmittelwerte sind in Nebeneinzugsgebieten nicht ausreichend, da Hochwasserereignisse unter Umständen in der Größenordnung von Stunden ablaufen können. Idealerweise werden im Einstaufall zusätzliche Messungen von Korngrößenverläufen, Fließgeschwindigkeiten und Ablagerungshöhen durchgeführt.

Nur über ein Abfluss- und Schwebstoffmonitoring in ausreichender Entfernung oberstrom einer Rückhaltemaßnahme lassen sich adaptive Beckensteuerungen umsetzen, da das zur Erhöhung der Rückhalteeffizienz zur Verfügung stehende Retentionsvolumen abgeschätzt bzw. der Anteil der Hochwasserwelle mit der maximalen Schwebstoffkonzentration gezielt zurückgehalten werden kann.

Modellierungskonzepte zur Abschätzung des stofflichen Wirkungsbereichs von Hochwasserrückhaltebeckens in kleineren Einzugsgebieten sind vonnöten, um einerseits die wesentlichen Prozesse abbilden und andererseits die erforderlichen Strecken mit akzeptablem Ressourceneinsatz modellieren zu können. Denkbar ist die Verwendung eines hybriden Modells als Kombination aus 1D- und 2D-Modellen.

# Literaturverzeichnis

- Allen, J.R.L. (1965): A review of the origin and characteristics of recent alluvial sediments. *Sedimentology*, 5: 89-191.
- Arnold, J.G., Allen, P.M. und G. Bernhardt (1993): A comprehensive surface-groundwater flow model. *J. Hydrol.*, 142, 47-69.
- ATV-DVWK (2001): Hochwasserrückhaltebecken: Probleme und Anforderungen aus wasserwirtschaftlicher und ökologischer Sicht. ATV-DVWK Schriftenreihe; Bd. 26.
- ATV-DVWK (2003): Feststofftransportmodelle für Fließgewässer. Arbeitsbericht, Deutsche Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V..
- Auerswald, K. (1992): Predicted and measured sediment loads of large watersheds in Bavaria. *Sediment management, proceedings 5<sup>th</sup> International Symposium on River Sedimentation*, 6. – 10. April 1992, Karlsruhe.
- Auerswald, K. et al. (1988): Räumlich differenzierte Betrachtung großmaßstäblicher Erosionsprognosekarten – Modellgrundlage der dABAG. *Z. Pflanzenernähr. und Bodenk.*, 151, 369 – 373.
- Baborowski, M. et al. (2007): Spatial and temporal variability of sediment deposition on artificial-lawn traps in a floodplain of the River Elbe. *Environmental Pollution* 148: 770-778.
- Beasley, D.B. et al. (1980): ANSWERS – a model for watershed planning. *Trans. American Society of Agricultural Engineering* 23, 938 - 944.
- Behrendt, H. (1993): Point and diffusive loads of selected pollutants in the river Rhine and its main tributaries. *Research Report RR 1-93*, IIASA - International Institute for Applied System Analysis, Laxenburg, Austria.
- Booij, K. (1993): Distribution of Hydrophobic Contaminants between Sediment, Water and Colloids in Batch Incubations. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 50: 205-211.
- Bousmar, D., Denis, B., Zech, Y. (2004): Coherent flow structures in a converging compound channel. *Proceedings of the second International Conference on Fluvial Hydraulics*, 23-25 June, Napoli, Italy.
- Boussinesq, J. (1877): *Théorie de l'Écoulement Tourbillant*. Mem. Présentés par Divers Savants à l'Académie des Science France, Vol. 23: 44-50, Paris.
- Büttner, O., et al. (2006): Numerical modelling of floodplain hydraulics and suspended sediment transport and deposition at the event scale in the middle river Elbe, Germany. *Acta hydrochim. Hydrobiol.* 34: 265 – 278.
- Butz, J. (2005): Stoffstrombilanzen für Phosphor und sechs Schwermetalle am Beispiel des oberen Kraichbachs. *Schriftenreihe SWW*, 119. Dissertation, Institut für Wasser- und Gewässerentwicklung, Bereich Siedlungswasserwirtschaft, Universität Karlsruhe (TH).
- Carollo, F.G., Ferro, V., Termini, D. (2002): Flow Velocity Measurements in Vegetated Channels, *J. of Hydraulic Engineering*, 128 (7): 664-673.
- Carter, J. (2006): Spatial and temporal variability in the concentration and speciation of metals in

- 
- suspended sediment transported by the River Aire, Yorkshire, UK. *Hydrol. Process.* 20: 3007–3027.
- Casey, M., Wintergerste, T. (2000): Best Practice Guidelines. ERCOFTAC Special Interest Group on „Quality and Trust in Industrial CFD“. Fluid Dynamics Laboratory Sulzer Innotec.
- Chapra, S.C. (1997): Surface water-quality modelling. McGraw-Hill series in water resources and environmental engineering, the McGraw-Hill Companies, Inc..
- DHI (2003): MIKE11 User Guide. Danish Hydraulic Institute.
- DIN 19700-11 (2004): Stauanlagen – Teil 12: Talsperren. DIN Deutsches Institut für Normung e.V..
- DIN 19700-12 (2004): Stauanlagen – Teil 12: Hochwasserrückhaltebecken. DIN Deutsches Institut für Normung e.V..
- DVWK (1996): Bodenerosion durch Wasser – Kartieranleitung zur Erfassung aktueller Erosionsformen. DVWK-Merkblätter zur Wasserwirtschaft 239, Bonn.
- DVWK (1999): Numerische Modelle von Flüssen, Seen und Küstengewässern. Schriftenreihe des Deutschen Verbandes für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V., Heft 127.
- Electricité de France (EDF), Département Laboratoire National d’Hydraulique (1996): TELEMAC-2D Version 3.0 Principle note, Rapport EDF HE-4394052B.
- Electricité de France (EDF), Département Laboratoire National D’Hydraulique (2000): TELEMAC Modelling System, Logiciel SUBIEF, Manuel Utilisateur, Version 5.2.
- Electricité de France, Département Laboratoire National d’Hydraulique (2000): TELEMAC-2D Modelling System, Validation Document, Version 5.0.
- Fischer, H.B. (1979): *Mixing in Inland and Coastal Waters*. Academic Press, New York.
- Förster, S (2008): An analysis of hydraulic, environmental and economic impacts of flood polder management at the Elbe River. Dissertation, Universität Potsdam, Institut für Geoökologie.
- Förstner, U. et al. (1989): Ansätze zur Beurteilung der "Sedimentqualität" in Gewässern. *Vom Wasser* 73, 25-42.
- Foster, I.D.L., Charlesworth, S.M. (1996): Heavy Metals in the Hydrological Cycle. Trends and Explanation. *Hydrological Processes* 10: 227-261.
- Fuchs, S. et al. (2002): Schwermetalleinträge in die Oberflächengewässer Deutschlands. Forschungsbericht 200 22 233, UBA-FB 000328, Umweltbundesamt.
- Fuchs, S., Schwarz M. (2007): Ableitung naturraumtypischer Anreicherungs-faktoren zur Bestimmung des Phosphor- und Schwermetalleintrages in Oberflächengewässer durch Erosion. Forschungsbericht FZKA-BWPLUS. Institut für Wasser und Gewässerentwicklung, Universität Karlsruhe (TH).
- Gregory, J. (2006): *Particles in Water. Properties and Processes*. CRC Press, Taylor & Francis Group.
- Gurmessa, T.K. (2007): Numerical Investigation on Flow and Transport Characteristics to Improve Long-Term Simulation of Reservoir Sedimentation. Dissertation, Institut für Wasserbau, Universität Stuttgart.
- Halbfaß, S. (2005): Entwicklung eines GIS-gestützten Modells zur Quantifizierung diffuser Phosphoreinträge in Oberflächengewässer im mittleren Maßstab unter Berücksichtigung

- 
- geoökologisch wirksamer Raumstrukturen. Dissertation, TU Dresden. Beiträge zur Landschaftsforschung, 1. Rhombos-Verlag, Berlin.
- Hardy, R.J. et al. (2000): Modelling suspended sediment deposition on a fluvial floodplain using a two-dimensional dynamic finite element model. *Journal of Hydrology* 229 (2000): 202–218.
- Hartigan, J.P. (1989): Basis for design of wet detention basin BMP's. In *Design of Urban Runoff Quality Controls; Proceedings of an Engineering Foundation Conference on Current Practice and Design Criteria for Urban Quality Control*, 122-143, American Society of Civil Engineers, New York.
- Hartigan, J.P. (1989): The development of environmental criteria for urban detention pond design in the UK. In: *Design of Urban Runoff Quality Controls; Proceedings of an engineering foundation conference on current practice and design criteria for urban quality control*, 14 - 27, ASCE, New York.
- Hervouet, J.M. (2007): *Hydrodynamics of free surface flows. Modelling with the finite element method.* John Wiley & Sons, Ltd.
- Hjulstrom, F. (1935): Studies of the morphological activity of rivers as illustrated by the River Fyris. *Bull. Mineral. Geol. Inst. Univ. Upps.* 25: 221 528.
- Holz, A. (2004): *Imissionsorientierte Bilanzierung punktueller und diffuser Schwermetallfrachten.* Dissertation, Institut für Siedlungswasserwirtschaft, Universität Karlsruhe.
- Hinterberger, C. (2004): *Dreidimensionale und tiefengemittelte Large-Eddy-Simulation von Flachwasserströmungen.* Dissertation, Fakultät für Bauingenieur-, Geo- und Umweltwissenschaften, Universität Karlsruhe.
- Horowitz, A.J. (1991): *A Primer in Sediment-Trace Element Chemistry.* Lewis: Chelsea, USA.
- Horowitz, A.J., Kent A.E. (1987): The relation of stream sediment surface area, grain size and composition to trace element chemistry. *Applied Geochemistry* 2: 437-451.
- Jacoub, G., Westrich, B. (2004): 2-D Numerical Code to Simulate the Transport and Deposition of Dissolved and Particulate Contaminants in a Flood Retention Reservoir. 6. International Conference on Hydrosience and Engineering, ICHE2004, *Advances in Hydro-Science and -Engineering*, Brisbane, Australia, 6/2004. - Vol. 6: 272-273.
- Kantoush, S. A. (2008): *Experimental Study on the Influence of the Geometry of Shallow Reservoirs on Flow Patterns and Sedimentation by Suspended Sediments.* Dissertation, Laboratoire de Constructions Hydrauliques, École Polytechnique Fédérale de Lausanne.
- Kern, U (1997): *Transport von Schweb- und Schadstoffen in staugeregelten Fließgewässern am Beispiel des Neckars.* Dissertation, Institut für Wasserbau, Universität Stuttgart.
- Knisel, W.G. (1980): *CREAMS: A field scale model for chemicals, runoff and erosion from agricultural management systems.* U.S. Department of Agriculture, Conservation ReportNo. 26.
- Knöchel, A. et al. (2002): *Die Belastung der Oder. Ergebnisse des internationalen Oderprojekts (IOP).* ISBN-Nr. 3-924330-54-9.
- Krone, R.B. (1962): *Flume Studies on the Transport of Sediment in Estuarine Shoaling Processes.* Hydraulic Engineering Laboratory, University of Berkeley, California, USA.
- Laflen, J.M. et al. (1991): WEPP: A new generation of erosion prediction technology. *Journal of Soil and Water Conservation* 46: 34 - 38.

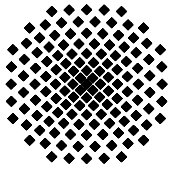


- 
- Levenspiel, O. (1972): Chemical Reaction Engineering, 2nd Edition. Wiley, New York, NY.
- LfU & Gewässerdirektion Südlicher Oberrhein/ Hochrhein (1999): Auswirkungen der Ökologischen Flutungen der Polder Altenheim. Ergebnisse des Untersuchungsprogramms 1993 – 1996. Materialien zum Integrierten Rheinprogramm 9. Karlsruhe.
- Liebermann, von, N. et al. (2005): Die Grenzschicht zwischen Wasser und Boden - und ein Verfahren zur Bestimmung ihrer Widerstandsbeiwerte. Tagungsband zum Workshop "Grenzschicht Wasser und Boden" TU Hamburg-Harburg.
- Lindenschmidt, K.E. et al. (2008): A quasi-2D flood modeling approach to simulate substance transport in polder systems for environment flood risk assessment. Science of the Total Environment 397: 86 – 102.
- Lowe, J., Fox I. (1995): Sediment management schemes for Tarbela. 15th Annual USCOLD Lecture Series, 1-15, USCOLD, Denver.
- LUBW (1991): Flutungen der Polder Altenheim. Materialien zum Integrierten Rheinprogramm, Band 3, Heft 2: Anlagen, Landesanstalt für Umweltschutz Baden Württemberg.
- LUBW (2007): Arbeitshilfe zur DIN 19700 für Hochwasserrückhaltebecken. 1. Auflage, Veröffentlichung der Landesanstalt für Umwelt, Messungen und Naturschutz Baden Württemberg.
- Malcherek, A. (2009a): Fließgewässer – Hydromechanik und Wasserbau. Version 3.0. Institut für Wasserwesen, Universität der Bundeswehr München.
- Malcherek, A. (2009b): Hydromechanik für Bauingenieure. Version 6.3. Institut für Wasserwesen, Universität der Bundeswehr München.
- Malcherek, A. (2009c): Sedimenttransport und Morphodynamik. Version 6.3. Institut für Wasserwesen, Universität der Bundeswehr München.
- Merritt, W.S. et al. (2003): A review of erosion and sediment transport models. Environmental Modelling and Software 18, 761 - 799.
- Meyer, A.-K. et al. (2002): Die Belastung der Oder. Ergebnisse des Internationalen Oderprojekts (IOP). ISBN 3-924330-54-9.
- Middelkoop, H., Van der Perk, M. (1998): Modelling spatial patterns of overbank sedimentation on embanked floodplains. Geogr. Ann., 80 A (2): 95-109.
- Middelkoop, H., Asselman, N. E. M. (1998): Spatial Variability of Floodplain Sedimentation at the Event Scale in the Rhine-Meuse-Delta, the Netherlands. Earth Surf. Process. Landforms 23: 561–573.
- Morris, G.L. und Fan, J. (1998): Reservoir sedimentation handbook. McGraw-Hill, New York.
- Moulin, C., Ben Slama, E.B. (1998): The two-dimensional transport module SUBIEF. Applications to sediment transport and water quality processes. Hydrol. Process. 12: 1183 -1195.
- Muth, W. et al. (1992): Hochwasserrückhaltebecken. Planung, Bau und Betrieb. Expert Verlag, Böblingen.
- Nicholas, A.P., Walling, D.E. (1996): The significance of particle aggregation in the overbank deposition of suspended sediment on river floodplains. Journal of Hydrology 186 (1-4): 275–293.
- Nicholas, A.P., Walling, D.E. (1998): Numerical modelling of floodplain hydraulics and suspended

- 
- sediment transport and deposition. *Hydrol. Process.* 12: 1339 – 1355.
- Niehoff, D. (2001): Modellierung des Einflusses der Landnutzung auf die Hochwasserentstehung in der Mesoskala. Dissertation, Mathematisch-Naturwissenschaftliche Fakultät der Universität Potsdam.
- Pasche, E., Deußfeld, N. (2003): Hydro- und Morphodynamik in Seegraswiesen. *HANSA International Maritime Journal* 05/2003: 67-73.
- Paul, J. (1999): Die Erft im Spannungsfeld von Bergbau und Landwirtschaft - Einwirkungen auf ein rheinisches Flussgebiet vom 17. bis ins 20. Jahrhundert. Ortstermine, Band X. Rheinlandia Verlag, Siegburg.
- Prasuhn, V., Braun M. (1994): Abschätzung der Phosphor- und Stickstoffverluste aus diffusen Quellen in die Gewässer des Kantons Bern. FAC Schriftenreihe, 17. Eidg. Forschungsanstalt für Agrikulturchemie und Umwelthygiene, Liebefeld-Bern.
- Prohaska, S. (2009): Development and Application of a 1D-Multi-Strip Fine Sediment Transport Model for regulated Rivers. Dissertation, Institut für Wasserbau, Universität Stuttgart.
- Renard, K.G. et al. (1997): Predicting soil erosion by water – A guide to conservation planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE). *Agricultural Handbook*, U.S. Department of Agriculture.
- Richardson, J.F., Zaki, W.N. (1954): Sedimentation and fluidisation: part 1. *Trans. Inst. Chem. Eng.*, 32: 35– 53.
- Roig, L.C et al. (1998): A User Manual for SED2D-WES, A Generalized Computer Programm for Two Dimensional, Vertically Averaged Sediment Transport. US Army Corps of Engineers, Waterways Experiment Station – Hydraulics Laboratory, Vicksburg, Miss..
- Schmidt, J. et al. (1996): Erosion-2D/3D: Ein Computermodell zur Simulation der Bodenerosion durch Wasser. Sächsische Landesanstalt für Landwirtschaft/ Sächsisches Landesamt für Umwelt und Geologie, Dresden/Freiberg.
- Schwertmann, U. (1990): Bodenerosion durch Wasser. Vorhersage des Abtrags und Bewertung von Gegenmaßnahmen. Ulmer Verlag, Stuttgart.
- SedNet (2004): Contaminated Sediments in European River Basins. European Sediment Research Network.
- SedNet (2006): Sediment Management – an essential element of River Basin Management Plans. Report on the SedNet Round Table Discussion, Venice, 22-23 November 2006.
- Self, R.F.L., Nowell, A.R.M. and Jumars, P.A. (1989): Factors controlling critical shears for deposition and erosion of individual grains. *Mar. Geol.*, 86: 181-199.
- Shields, A. (1936): Anwendung der Ähnlichkeitsmechanik und der Turbulenzforschung auf die Geschiebebewegung. Mitteilung 26. Preussische Versuchsanstalt für Wasser-, Erd- und Schiffsbau, Berlin.
- Siepe, A. (2006): Dynamische Überflutungen am Oberrhein: Entwicklungs-Motor für die Auwald-Fauna. *WSG Baden-Württemberg* 10, 149-158.
- Sloff, C.J. (1997): Sedimentation in Reservoirs. Dissertation, Faculty of Civil Engineering, Delft University of Technologie.

- 
- Stephan, U. (2001): Zum Fließwiderstandsverhalten flexibler Vegetation. Dissertation, Institut für Hydraulik, Wasserwirtschaft und Gewässerkunde, TU Wien.
- Thackston, E.L. et al. (1987): Residence time distributions of shallow basins. *ASCE J. Environ. Eng.* 113 (6): 1319–1332.
- Thonon, I. et al. (2007): Modelling floodplain sedimentation using particle tracking. *Hydrol.Process.* 21, 1402 – 1412.
- Thonon, I. (2006): Deposition of sediment and associated heavy metals on floodplains. *Netherlands Geographical Studies* 337, Faculteit Geowetenschappen, Universiteit Utrecht.
- Thonon, I. et al. (2005): In situ measurements of sediment settling characteristics in floodplains using a LISST-ST. *Earth Surface Processes and Landforms* 30 (10): 1327-1343.
- Tschopp, J.W. (1980): Die lokale und überörtliche Wirkung von Hochwasserrückhaltespeichern mit verschiedenen Betriebskonzepten. Dissertation, Eidgenössische Technische Hochschule Zürich.
- UFZ (2003): Schadstoffbelastung im Mulde- und Elbe-Einzugsgebiet nach dem Augusthochwasser 2002. Statusseminar des BMBF-Ad-hoc-Verbundprojektes, Ergebnisse und Forschungsbedarf, UFZ – Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH, Magdeburg.
- UFZ (2007): Schadstoffbelastung nach dem Elbe-Hochwasser 2002. Endbericht des Ad-hoc-Verbundprojektes, UFZ – Umweltforschungszentrum Leipzig-Halle GmbH, Magdeburg.
- US Army Corps of Engineers (1997): Users Guide to RMA2 WES Version 4.3, US Army Corps of Engineers, Waterways Experiment Station - Hydraulics Laboratory, Vicksburg, Miss..
- Van Rijn, L.C. (1993): Principles of sediment transport in rivers, estuaries and coastal seas. Aqua publications.
- Vink, R., Peters, S. (2003): Modelling point and diffusive heavy metal emissions and loads in the Elbe basin. *Hydrological Processes*, 17: 1307 -1328.
- Vischer, D. (1992): Hochwasserrückhaltebecken. VDF, Verlag der Fachvereine Zürich.
- Walker D.J. (1998): Modelling residence time in stormwater ponds. *Ecological Engineering* 10: 247–262.
- Wegener, H. (1990): Steuerungskonzepte für kleine Hochwasserschutzräume. Technische Berichte über Ingenieurhydrologie und Hydraulik. Institut für Wasserbau, Technische Hochschule Darmstadt.
- Westrich, B. (1988): Fluvialer Feststofftransport - Auswirkungen auf die Morphologie und Bedeutung für die Gewässergüte. Schriftenreihe GWF Wasser, Abwasser, Band 22. Oldenbourg Verlag, München.
- Westrich, B., Kobus H., Schultz W. (1999): Naturmessungen zur Beurteilung der Sedimentationsprobleme im Hochwasserrückhaltebecken Diebach. Technischer Bericht, Versuchsanstalt, Institut für Wasserbau, Universität Stuttgart.
- Westrich, B., Schultz, W. (2001): Naturmessungen zur Abschätzung der Sedimentationscharakteristik im Hochwasserrückhaltebecken Hüttenbühl. Technischer Bericht, Teil 1, Versuchsanstalt, Institut für Wasserbau, Universität Stuttgart.
- Westrich, B., Dreher T. (1996): Numerical compartment model for contaminant sediment mobility description in rivers. *Arch. Hydrobiol. Sec. Issues Advanc. Limnol.*, 47: 373–380.

- 
- Williams, J.R. (1975): Sediment yield prediction with Universal Equation using runoff energy factor. In: Present and prospective technology for predicting sediment yields and sources, Agricultural Research Service, U.S. Department of Agriculture.
- Williams, G.P. (1989): Sediment Concentration Versus Water Discharge During Single Hydrologic Events in Rivers. *Journal of Hydrology* 111 (1-4): 89-106.
- Williams, J.R., Berndt, H.D. (1977): Sediment yield prediction and utilization of rangelands. Documentation and user guide. US Department of Agriculture, ARS 63, Washington, DC.
- Winckler, N.S. (2006): Optimierung der Steuerung von Hochwasserrückhaltebeckensystemen. Dissertation, Institut für Wasserbau, Universität Stuttgart.
- Wischmeier, W.H., Smith, D.D. (1978): Predicting rainfall erosion losses – a guide to conservation planning. *Agricultural Handbook*, U.S. Department of Agriculture.
- Woolhiser, D.A. et al. (1990): KINEROS, a kinematic runoff and erosion model: Documentation and user manual. ARS-77. U.S. Department of Agriculture, Agricultural Research Service.
- Young, R.A. et al. (1987): AGNPS, agricultural nonpoint source pollution. A watershed analysis tool. In: Conservation Research Report 35. U.S. Department of Agriculture.
- Ziegler, C.K. et al. (1995): Long term simulation of fine grained sediment transport in large reservoir. *Journal of Hydraulic Engineering* 121 (11): 773 – 781.



## Institut für Wasserbau Universität Stuttgart

Pfaffenwaldring 61  
70569 Stuttgart (Vaihingen)  
Telefon (0711) 685 - 64717/64749/64752/64679  
Telefax (0711) 685 - 67020 o. 64746 o. 64681  
E-Mail: [iws@iws.uni-stuttgart.de](mailto:iws@iws.uni-stuttgart.de)  
<http://www.iws.uni-stuttgart.de>

### Direktoren

Prof. Dr. rer. nat. Dr.-Ing. András Bárdossy  
Prof. Dr.-Ing. Rainer Helmig  
Prof. Dr.-Ing. Silke Wieprecht

### Vorstand (Stand 01.04.2009)

Prof. Dr. rer. nat. Dr.-Ing. A. Bárdossy  
Prof. Dr.-Ing. R. Helmig  
Prof. Dr.-Ing. S. Wieprecht  
Jürgen Braun, PhD  
Dr.-Ing. H. Class  
Dr.-Ing. S. Hartmann  
Dr.-Ing. H.-P. Koschitzky  
PD Dr.-Ing. W. Marx  
Dr. rer. nat. J. Seidel

### Emeriti

Prof. Dr.-Ing. habil. Dr.-Ing. E.h. Jürgen Giesecke  
Prof. Dr.h.c. Dr.-Ing. E.h. Helmut Kobus, PhD

### Lehrstuhl für Wasserbau und Wassermengenwirtschaft

Leiter: Prof. Dr.-Ing. Silke Wieprecht  
Stellv.: PD Dr.-Ing. Walter Marx, AOR

### Versuchsanstalt für Wasserbau

Leiter: Dr.-Ing. Sven Hartmann, AOR

### Lehrstuhl für Hydromechanik und Hydrosystemmodellierung

Leiter: Prof. Dr.-Ing. Rainer Helmig  
Stellv.: Dr.-Ing. Holger Class, AOR

### Lehrstuhl für Hydrologie und Geohydrologie

Leiter: Prof. Dr. rer. nat. Dr.-Ing. András Bárdossy  
Stellv.: Dr. rer. nat. Jochen Seidel

### VEGAS, Versuchseinrichtung zur Grundwasser- und Altlastensanierung

Leitung: Jürgen Braun, PhD  
Dr.-Ing. Hans-Peter Koschitzky, AD

## Verzeichnis der Mitteilungshefte

- 1 Röhnisch, Arthur: *Die Bemühungen um eine Wasserbauliche Versuchsanstalt an der Technischen Hochschule Stuttgart*, und Fattah Abouleid, Abdel: *Beitrag zur Berechnung einer in lockeren Sand gerammten, zweifach verankerten Spundwand*, 1963
- 2 Marotz, Günter: *Beitrag zur Frage der Standfestigkeit von dichten Asphaltbelägen im Großwasserbau*, 1964
- 3 Gurr, Siegfried: *Beitrag zur Berechnung zusammengesetzter ebener Flächen-tragwerke unter besonderer Berücksichtigung ebener Stauwände, mit Hilfe von Randwert- und Lastwertmatrizen*, 1965
- 4 Plica, Peter: *Ein Beitrag zur Anwendung von Schalenkonstruktionen im Stahlwasserbau*, und Petrikat, Kurt: *Möglichkeiten und Grenzen des wasserbaulichen Versuchswesens*, 1966

- 5 Plate, Erich: *Beitrag zur Bestimmung der Windgeschwindigkeitsverteilung in der durch eine Wand gestörten bodennahen Luftschicht, und*  
Röhnisch, Arthur; Marotz, Günter: *Neue Baustoffe und Bauausführungen für den Schutz der Böschungen und der Sohle von Kanälen, Flüssen und Häfen; Gesteungskosten und jeweilige Vorteile, sowie Unny, T.E.: Schwingungsuntersuchungen am Kegelstrahlschieber, 1967*
- 6 Seiler, Erich: *Die Ermittlung des Anlagenwertes der bundeseigenen Binnenschiffahrtsstraßen und Talsperren und des Anteils der Binnenschifffahrt an diesem Wert, 1967*
- 7 *Sonderheft anlässlich des 65. Geburtstages von Prof. Arthur Röhnisch mit Beiträgen von* Benk, Dieter; Breitling, J.; Gurr, Siegfried; Haberhauer, Robert; Honekamp, Hermann; Kuz, Klaus Dieter; Marotz, Günter; Mayer-Vorfelder, Hans-Jörg; Miller, Rudolf; Plate, Erich J.; Radomski, Helge; Schwarz, Helmut; Vollmer, Ernst; Wildenhahn, Eberhard; 1967
- 8 Jumikis, Alfred: *Beitrag zur experimentellen Untersuchung des Wassernachschubs in einem gefrierenden Boden und die Beurteilung der Ergebnisse, 1968*
- 9 Marotz, Günter: *Technische Grundlagen einer Wasserspeicherung im natürlichen Untergrund, 1968*
- 10 Radomski, Helge: *Untersuchungen über den Einfluß der Querschnittsform wellenförmiger Spundwände auf die statischen und rammtechnischen Eigenschaften, 1968*
- 11 Schwarz, Helmut: *Die Grenztragfähigkeit des Baugrundes bei Einwirkung vertikal gezogener Ankerplatten als zweidimensionales Bruchproblem, 1969*
- 12 Erbel, Klaus: *Ein Beitrag zur Untersuchung der Metamorphose von Mittelgebirgsschneedecken unter besonderer Berücksichtigung eines Verfahrens zur Bestimmung der thermischen Schneequalität, 1969*
- 13 Westhaus, Karl-Heinz: *Der Strukturwandel in der Binnenschifffahrt und sein Einfluß auf den Ausbau der Binnenschiffskanäle, 1969*
- 14 Mayer-Vorfelder, Hans-Jörg: *Ein Beitrag zur Berechnung des Erdwiderstandes unter Ansatz der logarithmischen Spirale als Gleitflächenfunktion, 1970*
- 15 Schulz, Manfred: *Berechnung des räumlichen Erddruckes auf die Wandung kreiszylindrischer Körper, 1970*
- 16 Mobasseri, Manoutschehr: *Die Rippenstützmauer. Konstruktion und Grenzen ihrer Standsicherheit, 1970*
- 17 Benk, Dieter: *Ein Beitrag zum Betrieb und zur Bemessung von Hochwasserrückhaltebecken, 1970*

- 18 Gàl, Attila: *Bestimmung der mitschwingenden Wassermasse bei überströmten Fischbauchklappen mit kreiszylindrischem Staublech*, 1971, vergriffen
- 19 Kuz, Klaus Dieter: *Ein Beitrag zur Frage des Einsetzens von Kavitationserscheinungen in einer Düsenströmung bei Berücksichtigung der im Wasser gelösten Gase*, 1971, vergriffen
- 20 Schaak, Hartmut: *Verteilleitungen von Wasserkraftanlagen*, 1971
- 21 *Sonderheft zur Eröffnung der neuen Versuchsanstalt des Instituts für Wasserbau der Universität Stuttgart mit Beiträgen von* Brombach, Hansjörg; Dirksen, Wolfram; Gàl, Attila; Gerlach, Reinhard; Giesecke, Jürgen; Holthoff, Franz-Josef; Kuz, Klaus Dieter; Marotz, Günter; Minor, Hans-Erwin; Petrikat, Kurt; Röhnisch, Arthur; Rueff, Helge; Schwarz, Helmut; Vollmer, Ernst; Wildenhahn, Eberhard; 1972
- 22 Wang, Chung-su: *Ein Beitrag zur Berechnung der Schwingungen an Kegelstrahlschiebern*, 1972
- 23 Mayer-Vorfelder, Hans-Jörg: *Erdwiderstandsbeiwerte nach dem Ohde-Variationsverfahren*, 1972
- 24 Minor, Hans-Erwin: *Beitrag zur Bestimmung der Schwingungsanfachungsfunktionen überströmter Stauklappen*, 1972, vergriffen
- 25 Brombach, Hansjörg: *Untersuchung strömungsmechanischer Elemente (Fluidik) und die Möglichkeit der Anwendung von Wirbelkammerelementen im Wasserbau*, 1972, vergriffen
- 26 Wildenhahn, Eberhard: *Beitrag zur Berechnung von Horizontalfilterbrunnen*, 1972
- 27 Steinlein, Helmut: *Die Eliminierung der Schwebstoffe aus Flußwasser zum Zweck der unterirdischen Wasserspeicherung, gezeigt am Beispiel der Iller*, 1972
- 28 Holthoff, Franz Josef: *Die Überwindung großer Hubhöhen in der Binnenschifffahrt durch Schwimmerhebwerke*, 1973
- 29 Röder, Karl: *Einwirkungen aus Baugrundbewegungen auf trog- und kastenförmige Konstruktionen des Wasser- und Tunnelbaues*, 1973
- 30 Kretschmer, Heinz: *Die Bemessung von Bogenstaumauern in Abhängigkeit von der Talform*, 1973
- 31 Honekamp, Hermann: *Beitrag zur Berechnung der Montage von Unterwasserpipelines*, 1973
- 32 Giesecke, Jürgen: *Die Wirbelkammertriode als neuartiges Steuerorgan im Wasserbau*, und Brombach, Hansjörg: *Entwicklung, Bauformen, Wirkungsweise und Steuereigenschaften von Wirbelkammerverstärkern*, 1974

- 33 Rueff, Helge: *Untersuchung der schwingungserregenden Kräfte an zwei hintereinander angeordneten Tiefschützen unter besonderer Berücksichtigung von Kavitation*, 1974
- 34 Röhnisch, Arthur: *Einpreßversuche mit Zementmörtel für Spannbeton - Vergleich der Ergebnisse von Modellversuchen mit Ausführungen in Hüllwellrohren*, 1975
- 35 *Sonderheft anlässlich des 65. Geburtstages von Prof. Dr.-Ing. Kurt Petrikat mit Beiträgen von:* Brombach, Hansjörg; Erbel, Klaus; Flinspach, Dieter; Fischer jr., Richard; Gál, Attila; Gerlach, Reinhard; Giesecke, Jürgen; Haberhauer, Robert; Hafner Edzard; Hausenblas, Bernhard; Horlacher, Hans-Burkhard; Hutarew, Andreas; Knoll, Manfred; Krummet, Ralph; Marotz, Günter; Merkle, Theodor; Miller, Christoph; Minor, Hans-Erwin; Neumayer, Hans; Rao, Syamala; Rath, Paul; Rueff, Helge; Ruppert, Jürgen; Schwarz, Wolfgang; Topal-Gökceli, Mehmet; Vollmer, Ernst; Wang, Chung-su; Weber, Hans-Georg; 1975
- 36 Berger, Jochum: *Beitrag zur Berechnung des Spannungszustandes in rotations-symmetrisch belasteten Kugelschalen veränderlicher Wandstärke unter Gas- und Flüssigkeitsdruck durch Integration schwach singulärer Differentialgleichungen*, 1975
- 37 Dirksen, Wolfram: *Berechnung instationärer Abflußvorgänge in gestauten Gerinnen mittels Differenzenverfahren und die Anwendung auf Hochwasserrückhaltebecken*, 1976
- 38 Horlacher, Hans-Burkhard: *Berechnung instationärer Temperatur- und Wärmespannungsfelder in langen mehrschichtigen Hohlzylindern*, 1976
- 39 Hafner, Edzard: *Untersuchung der hydrodynamischen Kräfte auf Baukörper im Tiefwasserbereich des Meeres*, 1977, ISBN 3-921694-39-6
- 40 Ruppert, Jürgen: *Über den Axialwirbelkammerverstärker für den Einsatz im Wasserbau*, 1977, ISBN 3-921694-40-X
- 41 Hutarew, Andreas: *Beitrag zur Beeinflußbarkeit des Sauerstoffgehalts in Fließgewässern an Abstürzen und Wehren*, 1977, ISBN 3-921694-41-8, vergriffen
- 42 Miller, Christoph: *Ein Beitrag zur Bestimmung der schwingungserregenden Kräfte an unterströmten Wehren*, 1977, ISBN 3-921694-42-6
- 43 Schwarz, Wolfgang: *Druckstoßberechnung unter Berücksichtigung der Radial- und Längsverschiebungen der Rohrwandung*, 1978, ISBN 3-921694-43-4
- 44 Kinzelbach, Wolfgang: *Numerische Untersuchungen über den optimalen Einsatz variabler Kühlsysteme einer Kraftwerkskette am Beispiel Oberrhein*, 1978, ISBN 3-921694-44-2
- 45 Barczewski, Baldur: *Neue Meßmethoden für Wasser-Luftgemische und deren Anwendung auf zweiphasige Auftriebsstrahlen*, 1979, ISBN 3-921694-45-0



- 46 Neumayer, Hans: *Untersuchung der Strömungsvorgänge in radialen Wirbelkammerverstärkern*, 1979, ISBN 3-921694-46-9
- 47 Elalfy, Youssef-Elhassan: *Untersuchung der Strömungsvorgänge in Wirbelkammerdioden und -drosseln*, 1979, ISBN 3-921694-47-7
- 48 Brombach, Hansjörg: *Automatisierung der Bewirtschaftung von Wasserspeichern*, 1981, ISBN 3-921694-48-5
- 49 Geldner, Peter: *Deterministische und stochastische Methoden zur Bestimmung der Selbstdichtung von Gewässern*, 1981, ISBN 3-921694-49-3, vergriffen
- 50 Mehlhorn, Hans: *Temperaturveränderungen im Grundwasser durch Brauchwassereinleitungen*, 1982, ISBN 3-921694-50-7, vergriffen
- 51 Hafner, Edzard: *Rohrleitungen und Behälter im Meer*, 1983, ISBN 3-921694-51-5
- 52 Rinnert, Bernd: *Hydrodynamische Dispersion in porösen Medien: Einfluß von Dichteunterschieden auf die Vertikalvermischung in horizontaler Strömung*, 1983, ISBN 3-921694-52-3, vergriffen
- 53 Lindner, Wulf: *Steuerung von Grundwasserentnahmen unter Einhaltung ökologischer Kriterien*, 1983, ISBN 3-921694-53-1, vergriffen
- 54 Herr, Michael; Herzer, Jörg; Kinzelbach, Wolfgang; Kobus, Helmut; Rinnert, Bernd: *Methoden zur rechnerischen Erfassung und hydraulischen Sanierung von Grundwasserkontaminationen*, 1983, ISBN 3-921694-54-X
- 55 Schmitt, Paul: *Wege zur Automatisierung der Niederschlagsermittlung*, 1984, ISBN 3-921694-55-8, vergriffen
- 56 Müller, Peter: *Transport und selektive Sedimentation von Schwebstoffen bei gestautem Abfluß*, 1985, ISBN 3-921694-56-6
- 57 El-Qawasmeh, Fuad: *Möglichkeiten und Grenzen der Tropfbewässerung unter besonderer Berücksichtigung der Verstopfungsanfälligkeit der Tropfelemente*, 1985, ISBN 3-921694-57-4, vergriffen
- 58 Kirchenbaur, Klaus: *Mikroprozessorgesteuerte Erfassung instationärer Druckfelder am Beispiel seegangbelasteter Baukörper*, 1985, ISBN 3-921694-58-2
- 59 Kobus, Helmut (Hrsg.): *Modellierung des großräumigen Wärme- und Schadstofftransports im Grundwasser*, Tätigkeitsbericht 1984/85 (DFG-Forschergruppe an den Universitäten Hohenheim, Karlsruhe und Stuttgart), 1985, ISBN 3-921694-59-0, vergriffen
- 60 Spitz, Karlheinz: *Dispersion in porösen Medien: Einfluß von Inhomogenitäten und Dichteunterschieden*, 1985, ISBN 3-921694-60-4, vergriffen
- 61 Kobus, Helmut: *An Introduction to Air-Water Flows in Hydraulics*, 1985, ISBN 3-921694-61-2

- 62 Kaleris, Vassilios: *Erfassung des Austausches von Oberflächen- und Grundwasser in horizontalebene Grundwassermodellen*, 1986, ISBN 3-921694-62-0
- 63 Herr, Michael: *Grundlagen der hydraulischen Sanierung verunreinigter Porengrundwasserleiter*, 1987, ISBN 3-921694-63-9
- 64 Marx, Walter: *Berechnung von Temperatur und Spannung in Massenbeton infolge Hydratation*, 1987, ISBN 3-921694-64-7
- 65 Koschitzky, Hans-Peter: *Dimensionierungskonzept für Sohlbelüfter in Schußbrinnen zur Vermeidung von Kavitationsschäden*, 1987, ISBN 3-921694-65-5
- 66 Kobus, Helmut (Hrsg.): *Modellierung des großräumigen Wärme- und Schadstofftransports im Grundwasser*, Tätigkeitsbericht 1986/87 (DFG-Forschergruppe an den Universitäten Hohenheim, Karlsruhe und Stuttgart) 1987, ISBN 3-921694-66-3
- 67 Söll, Thomas: *Berechnungsverfahren zur Abschätzung anthropogener Temperaturanomalien im Grundwasser*, 1988, ISBN 3-921694-67-1
- 68 Dittrich, Andreas; Westrich, Bernd: *Bodenseeufererosion, Bestandsaufnahme und Bewertung*, 1988, ISBN 3-921694-68-X, vergriffen
- 69 Huwe, Bernd; van der Ploeg, Rienk R.: *Modelle zur Simulation des Stickstoffhaushaltes von Standorten mit unterschiedlicher landwirtschaftlicher Nutzung*, 1988, ISBN 3-921694-69-8, vergriffen
- 70 Stephan, Karl: *Integration elliptischer Funktionen*, 1988, ISBN 3-921694-70-1
- 71 Kobus, Helmut; Zilliox, Lothaire (Hrsg.): *Nitratbelastung des Grundwassers, Auswirkungen der Landwirtschaft auf die Grundwasser- und Rohwasserbeschaffenheit und Maßnahmen zum Schutz des Grundwassers*. Vorträge des deutsch-französischen Kolloquiums am 6. Oktober 1988, Universitäten Stuttgart und Louis Pasteur Strasbourg (Vorträge in deutsch oder französisch, Kurzfassungen zweisprachig), 1988, ISBN 3-921694-71-X
- 72 Soyeaux, Renald: *Unterströmung von Stauanlagen auf klüftigem Untergrund unter Berücksichtigung laminarer und turbulenter Fließzustände*, 1991, ISBN 3-921694-72-8
- 73 Kohane, Roberto: *Berechnungsmethoden für Hochwasserabfluß in Fließgewässern mit überströmten Vorländern*, 1991, ISBN 3-921694-73-6
- 74 Hassinger, Reinhard: *Beitrag zur Hydraulik und Bemessung von Blocksteinrampen in flexibler Bauweise*, 1991, ISBN 3-921694-74-4, vergriffen
- 75 Schäfer, Gerhard: *Einfluß von Schichtenstrukturen und lokalen Einlagerungen auf die Längsdispersion in Porengrundwasserleitern*, 1991, ISBN 3-921694-75-2
- 76 Giesecke, Jürgen: *Vorträge, Wasserwirtschaft in stark besiedelten Regionen; Umweltforschung mit Schwerpunkt Wasserwirtschaft*, 1991, ISBN 3-921694-76-0

- 77 Huwe, Bernd: *Deterministische und stochastische Ansätze zur Modellierung des Stickstoffhaushalts landwirtschaftlich genutzter Flächen auf unterschiedlichem Skalenniveau*, 1992, ISBN 3-921694-77-9, vergriffen
- 78 Rommel, Michael: *Verwendung von Klufdaten zur realitätsnahen Generierung von Klufnetzen mit anschließender laminar-turbulenter Strömungsberechnung*, 1993, ISBN 3-92 1694-78-7
- 79 Marschall, Paul: *Die Ermittlung lokaler Stofffrachten im Grundwasser mit Hilfe von Einbohrloch-Meßverfahren*, 1993, ISBN 3-921694-79-5, vergriffen
- 80 Ptak, Thomas: *Stofftransport in heterogenen Porenaquiferen: Felduntersuchungen und stochastische Modellierung*, 1993, ISBN 3-921694-80-9, vergriffen
- 81 Haakh, Frieder: *Transientes Strömungsverhalten in Wirbelkammern*, 1993, ISBN 3-921694-81-7
- 82 Kobus, Helmut; Cirpka, Olaf; Barczewski, Baldur; Koschitzky, Hans-Peter: *Versucheinrichtung zur Grundwasser und Altlastensanierung VEGAS, Konzeption und Programmrahmen*, 1993, ISBN 3-921694-82-5
- 83 Zang, Weidong: *Optimaler Echtzeit-Betrieb eines Speichers mit aktueller Abflußregenerierung*, 1994, ISBN 3-921694-83-3, vergriffen
- 84 Franke, Hans-Jörg: *Stochastische Modellierung eines flächenhaften Stoffeintrages und Transports in Grundwasser am Beispiel der Pflanzenschutzmittelproblematik*, 1995, ISBN 3-921694-84-1
- 85 Lang, Ulrich: *Simulation regionaler Strömungs- und Transportvorgänge in Karst-aquiferen mit Hilfe des Doppelkontinuum-Ansatzes: Methodenentwicklung und Parameteridentifikation*, 1995, ISBN 3-921694-85-X, vergriffen
- 86 Helmig, Rainer: *Einführung in die Numerischen Methoden der Hydromechanik*, 1996, ISBN 3-921694-86-8, vergriffen
- 87 Cirpka, Olaf: *CONTRACT: A Numerical Tool for Contaminant Transport and Chemical Transformations - Theory and Program Documentation -*, 1996, ISBN 3-921694-87-6
- 88 Haberlandt, Uwe: *Stochastische Synthese und Regionalisierung des Niederschlages für Schmutzfrachtberechnungen*, 1996, ISBN 3-921694-88-4
- 89 Croisé, Jean: *Extraktion von flüchtigen Chemikalien aus natürlichen Lockergesteinen mittels erzwungener Luftströmung*, 1996, ISBN 3-921694-89-2, vergriffen
- 90 Jorde, Klaus: *Ökologisch begründete, dynamische Mindestwasserregelungen bei Ausleitungskraftwerken*, 1997, ISBN 3-921694-90-6, vergriffen
- 91 Helmig, Rainer: *Gekoppelte Strömungs- und Transportprozesse im Untergrund - Ein Beitrag zur Hydrosystemmodellierung-*, 1998, ISBN 3-921694-91-4, vergriffen

- 92 Emmert, Martin: *Numerische Modellierung nichtisothermer Gas-Wasser Systeme in porösen Medien*, 1997, ISBN 3-921694-92-2
- 93 Kern, Ulrich: *Transport von Schweb- und Schadstoffen in staugeregelten Fließgewässern am Beispiel des Neckars*, 1997, ISBN 3-921694-93-0, vergriffen
- 94 Förster, Georg: *Druckstoßdämpfung durch große Luftblasen in Hochpunkten von Rohrleitungen* 1997, ISBN 3-921694-94-9
- 95 Cirpka, Olaf: *Numerische Methoden zur Simulation des reaktiven Mehrkomponententransports im Grundwasser*, 1997, ISBN 3-921694-95-7, vergriffen
- 96 Färber, Arne: *Wärmetransport in der ungesättigten Bodenzone: Entwicklung einer thermischen In-situ-Sanierungstechnologie*, 1997, ISBN 3-921694-96-5
- 97 Betz, Christoph: *Wasserdampfdestillation von Schadstoffen im porösen Medium: Entwicklung einer thermischen In-situ-Sanierungstechnologie*, 1998, ISBN 3-921694-97-3
- 98 Xu, Yichun: *Numerical Modeling of Suspended Sediment Transport in Rivers*, 1998, ISBN 3-921694-98-1, vergriffen
- 99 Wüst, Wolfgang: *Geochemische Untersuchungen zur Sanierung CKW-kontaminierter Aquifere mit Fe(0)-Reaktionswänden*, 2000, ISBN 3-933761-02-2
- 100 Sheta, Hussam: *Simulation von Mehrphasenvorgängen in porösen Medien unter Einbeziehung von Hysterese-Effekten*, 2000, ISBN 3-933761-03-4
- 101 Ayros, Edwin: *Regionalisierung extremer Abflüsse auf der Grundlage statistischer Verfahren*, 2000, ISBN 3-933761-04-2, vergriffen
- 102 Huber, Ralf: *Compositional Multiphase Flow and Transport in Heterogeneous Porous Media*, 2000, ISBN 3-933761-05-0
- 103 Braun, Christopherus: *Ein Upscaling-Verfahren für Mehrphasenströmungen in porösen Medien*, 2000, ISBN 3-933761-06-9
- 104 Hofmann, Bernd: *Entwicklung eines rechnergestützten Managementsystems zur Beurteilung von Grundwasserschadensfällen*, 2000, ISBN 3-933761-07-7
- 105 Class, Holger: *Theorie und numerische Modellierung nichtisothermer Mehrphasenprozesse in NAPL-kontaminierten porösen Medien*, 2001, ISBN 3-933761-08-5
- 106 Schmidt, Reinhard: *Wasserdampf- und Heißluftinjektion zur thermischen Sanierung kontaminierter Standorte*, 2001, ISBN 3-933761-09-3
- 107 Josef, Reinhold.: *Schadstoffextraktion mit hydraulischen Sanierungsverfahren unter Anwendung von grenzflächenaktiven Stoffen*, 2001, ISBN 3-933761-10-7

- 108 Schneider, Matthias: *Habitat- und Abflussmodellierung für Fließgewässer mit unscharfen Berechnungsansätzen*, 2001, ISBN 3-933761-11-5
- 109 Rathgeb, Andreas: *Hydrodynamische Bemessungsgrundlagen für Lockerdeckwerke an überströmbaren Erddämmen*, 2001, ISBN 3-933761-12-3
- 110 Lang, Stefan: *Parallele numerische Simulation instationärer Probleme mit adaptiven Methoden auf unstrukturierten Gittern*, 2001, ISBN 3-933761-13-1
- 111 Appt, Jochen; Stumpp Simone: *Die Bodensee-Messkampagne 2001, IWS/CWR Lake Constance Measurement Program 2001*, 2002, ISBN 3-933761-14-X
- 112 Heimerl, Stephan: *Systematische Beurteilung von Wasserkraftprojekten*, 2002, ISBN 3-933761-15-8
- 113 Iqbal, Amin: *On the Management and Salinity Control of Drip Irrigation*, 2002, ISBN 3-933761-16-6
- 114 Silberhorn-Hemminger, Annette: *Modellierung von Kluftaquifersystemen: Geostatistische Analyse und deterministisch-stochastische Kluftgenerierung*, 2002, ISBN 3-933761-17-4
- 115 Winkler, Angela: *Prozesse des Wärme- und Stofftransports bei der In-situ-Sanierung mit festen Wärmequellen*, 2003, ISBN 3-933761-18-2
- 116 Marx, Walter: *Wasserkraft, Bewässerung, Umwelt - Planungs- und Bewertungsschwerpunkte der Wasserbewirtschaftung*, 2003, ISBN 3-933761-19-0
- 117 Hinkelmann, Reinhard: *Efficient Numerical Methods and Information-Processing Techniques in Environment Water*, 2003, ISBN 3-933761-20-4
- 118 Samaniego-Eguiguren, Luis Eduardo: *Hydrological Consequences of Land Use / Land Cover and Climatic Changes in Mesoscale Catchments*, 2003, ISBN 3-933761-21-2
- 119 Neunhäuserer, Lina: *Diskretisierungsansätze zur Modellierung von Strömungs- und Transportprozessen in geklüftet-porösen Medien*, 2003, ISBN 3-933761-22-0
- 120 Paul, Maren: *Simulation of Two-Phase Flow in Heterogeneous Porous Media with Adaptive Methods*, 2003, ISBN 3-933761-23-9
- 121 Ehret, Uwe: *Rainfall and Flood Nowcasting in Small Catchments using Weather Radar*, 2003, ISBN 3-933761-24-7
- 122 Haag, Ingo: *Der Sauerstoffhaushalt staugeregelter Flüsse am Beispiel des Neckars - Analysen, Experimente, Simulationen -*, 2003, ISBN 3-933761-25-5
- 123 Appt, Jochen: *Analysis of Basin-Scale Internal Waves in Upper Lake Constance*, 2003, ISBN 3-933761-26-3

- 124 Hrsg.: Schrenk, Volker; Batereau, Katrin; Barczewski, Baldur; Weber, Karolin und Koschitzky, Hans-Peter: *Symposium Ressource Fläche und VEGAS - Statuskolloquium 2003, 30. September und 1. Oktober 2003*, 2003, ISBN 3-933761-27-1
- 125 Omar Khalil Ouda: *Optimisation of Agricultural Water Use: A Decision Support System for the Gaza Strip*, 2003, ISBN 3-933761-28-0
- 126 Batereau, Katrin: *Sensorbasierte Bodenluftmessung zur Vor-Ort-Erkundung von Schadensherden im Untergrund*, 2004, ISBN 3-933761-29-8
- 127 Witt, Oliver: *Erosionsstabilität von Gewässersedimenten mit Auswirkung auf den Stofftransport bei Hochwasser am Beispiel ausgewählter Stauhaltungen des Oberrheins*, 2004, ISBN 3-933761-30-1
- 128 Jakobs, Hartmut: *Simulation nicht-isothermer Gas-Wasser-Prozesse in komplexen Kluft-Matrix-Systemen*, 2004, ISBN 3-933761-31-X
- 129 Li, Chen-Chien: *Deterministisch-stochastisches Berechnungskonzept zur Beurteilung der Auswirkungen erosiver Hochwasserereignisse in Flusstauhaltungen*, 2004, ISBN 3-933761-32-8
- 130 Reichenberger, Volker; Helmig, Rainer; Jakobs, Hartmut; Bastian, Peter; Niessner, Jennifer: *Complex Gas-Water Processes in Discrete Fracture-Matrix Systems: Upscaling, Mass-Conservative Discretization and Efficient Multilevel Solution*, 2004, ISBN 3-933761-33-6
- 131 Hrsg.: Barczewski, Baldur; Koschitzky, Hans-Peter; Weber, Karolin; Wege, Ralf: *VEGAS - Statuskolloquium 2004*, Tagungsband zur Veranstaltung am 05. Oktober 2004 an der Universität Stuttgart, Campus Stuttgart-Vaihingen, 2004, ISBN 3-933761-34-4
- 132 Asie, Kemal Jabir: *Finite Volume Models for Multiphase Multicomponent Flow through Porous Media*. 2005, ISBN 3-933761-35-2
- 133 Jacoub, George: *Development of a 2-D Numerical Module for Particulate Contaminant Transport in Flood Retention Reservoirs and Impounded Rivers*, 2004, ISBN 3-933761-36-0
- 134 Nowak, Wolfgang: *Geostatistical Methods for the Identification of Flow and Transport Parameters in the Subsurface*, 2005, ISBN 3-933761-37-9
- 135 Süß, Mia: *Analysis of the influence of structures and boundaries on flow and transport processes in fractured porous media*, 2005, ISBN 3-933761-38-7
- 136 Jose, Surabhin Chackiath: *Experimental Investigations on Longitudinal Dispersive Mixing in Heterogeneous Aquifers*, 2005, ISBN: 3-933761-39-5
- 137 Filiz, Fulya: *Linking Large-Scale Meteorological Conditions to Floods in Mesoscale Catchments*, 2005, ISBN 3-933761-40-9

- 138 Qin, Minghao: *Wirklichkeitsnahe und recheneffiziente Ermittlung von Temperatur und Spannungen bei großen RCC-Staumauern*, 2005, ISBN 3-933761-41-7
- 139 Kobayashi, Kenichiro: *Optimization Methods for Multiphase Systems in the Sub-surface - Application to Methane Migration in Coal Mining Areas*, 2005, ISBN 3-933761-42-5
- 140 Rahman, Md. Arifur: *Experimental Investigations on Transverse Dispersive Mixing in Heterogeneous Porous Media*, 2005, ISBN 3-933761-43-3
- 141 Schrenk, Volker: *Ökobilanzen zur Bewertung von Altlastensanierungsmaßnahmen*, 2005, ISBN 3-933761-44-1
- 142 Hundecha, Hirpa Yesheatesfa: *Regionalization of Parameters of a Conceptual Rainfall-Runoff Model*, 2005, ISBN: 3-933761-45-X
- 143 Wege, Ralf: *Untersuchungs- und Überwachungsmethoden für die Beurteilung natürlicher Selbstreinigungsprozesse im Grundwasser*, 2005, ISBN 3-933761-46-8
- 144 Breiting, Thomas: *Techniken und Methoden der Hydroinformatik - Modellierung von komplexen Hydrosystemen im Untergrund*, 2006, 3-933761-47-6
- 145 Hrsg.: Braun, Jürgen; Koschitzky, Hans-Peter; Müller, Martin: *Ressource Untergrund: 10 Jahre VEGAS: Forschung und Technologieentwicklung zum Schutz von Grundwasser und Boden*, Tagungsband zur Veranstaltung am 28. und 29. September 2005 an der Universität Stuttgart, Campus Stuttgart-Vaihingen, 2005, ISBN 3-933761-48-4
- 146 Rojanschi, Vlad: *Abflusskonzentration in mesoskaligen Einzugsgebieten unter Berücksichtigung des Sickerraumes*, 2006, ISBN 3-933761-49-2
- 147 Winkler, Nina Simone: *Optimierung der Steuerung von Hochwasserrückhaltebecken-systemen*, 2006, ISBN 3-933761-50-6
- 148 Wolf, Jens: *Räumlich differenzierte Modellierung der Grundwasserströmung alluvialer Aquifere für mesoskalige Einzugsgebiete*, 2006, ISBN: 3-933761-51-4
- 149 Kohler, Beate: *Externe Effekte der Laufwasserkraftnutzung*, 2006, ISBN 3-933761-52-2
- 150 Hrsg.: Braun, Jürgen; Koschitzky, Hans-Peter; Stuhmann, Matthias: *VEGAS-Statuskolloquium 2006*, Tagungsband zur Veranstaltung am 28. September 2006 an der Universität Stuttgart, Campus Stuttgart-Vaihingen, 2006, ISBN 3-933761-53-0
- 151 Niessner, Jennifer: *Multi-Scale Modeling of Multi-Phase - Multi-Component Processes in Heterogeneous Porous Media*, 2006, ISBN 3-933761-54-9
- 152 Fischer, Markus: *Beanspruchung eingeeerdeter Rohrleitungen infolge Austrocknung bindiger Böden*, 2006, ISBN 3-933761-55-7

- 153 Schneck, Alexander: *Optimierung der Grundwasserbewirtschaftung unter Berücksichtigung der Belange der Wasserversorgung, der Landwirtschaft und des Naturschutzes*, 2006, ISBN 3-933761-56-5
- 154 Das, Tapash: *The Impact of Spatial Variability of Precipitation on the Predictive Uncertainty of Hydrological Models*, 2006, ISBN 3-933761-57-3
- 155 Bielinski, Andreas: *Numerical Simulation of CO<sub>2</sub> sequestration in geological formations*, 2007, ISBN 3-933761-58-1
- 156 Mödinger, Jens: *Entwicklung eines Bewertungs- und Entscheidungsunterstützungssystems für eine nachhaltige regionale Grundwasserbewirtschaftung*, 2006, ISBN 3-933761-60-3
- 157 Manthey, Sabine: *Two-phase flow processes with dynamic effects in porous media - parameter estimation and simulation*, 2007, ISBN 3-933761-61-1
- 158 Pozos Estrada, Oscar: *Investigation on the Effects of Entrained Air in Pipelines*, 2007, ISBN 3-933761-62-X
- 159 Ochs, Steffen Oliver: *Steam injection into saturated porous media – process analysis including experimental and numerical investigations*, 2007, ISBN 3-933761-63-8
- 160 Marx, Andreas: *Einsatz gekoppelter Modelle und Wetterradar zur Abschätzung von Niederschlagsintensitäten und zur Abflussvorhersage*, 2007, ISBN 3-933761-64-6
- 161 Hartmann, Gabriele Maria: *Investigation of Evapotranspiration Concepts in Hydrological Modelling for Climate Change Impact Assessment*, 2007, ISBN 3-933761-65-4
- 162 Kebede Gurmessa, Tesfaye: *Numerical Investigation on Flow and Transport Characteristics to Improve Long-Term Simulation of Reservoir Sedimentation*, 2007, ISBN 3-933761-66-2
- 163 Trifković, Aleksandar: *Multi-objective and Risk-based Modelling Methodology for Planning, Design and Operation of Water Supply Systems*, 2007, ISBN 3-933761-67-0
- 164 Götzinger, Jens: *Distributed Conceptual Hydrological Modelling - Simulation of Climate, Land Use Change Impact and Uncertainty Analysis*, 2007, ISBN 3-933761-68-9
- 165 Hrsg.: Braun, Jürgen; Koschitzky, Hans-Peter; Stuhmann, Matthias: *VEGAS – Kolloquium 2007*, Tagungsband zur Veranstaltung am 26. September 2007 an der Universität Stuttgart, Campus Stuttgart-Vaihingen, 2007, ISBN 3-933761-69-7
- 166 Freeman, Beau: *Modernization Criteria Assessment for Water Resources Planning; Klamath Irrigation Project, U.S.*, 2008, ISBN 3-933761-70-0



- 167 Dreher, Thomas: *Selektive Sedimentation von Feinstschwebstoffen in Wechselwirkung mit wandnahen turbulenten Strömungsbedingungen*, 2008, ISBN 3-933761-71-9
- 168 Yang, Wei: *Discrete-Continuous Downscaling Model for Generating Daily Precipitation Time Series*, 2008, ISBN 3-933761-72-7
- 169 Kopecki, Ianina: *Calculational Approach to FST-Hemispheres for Multiparametrical Benthos Habitat Modelling*, 2008, ISBN 3-933761-73-5
- 170 Brommundt, Jürgen: *Stochastische Generierung räumlich zusammenhängender Niederschlagszeitreihen*, 2008, ISBN 3-933761-74-3
- 171 Papafotiou, Alexandros: *Numerical Investigations of the Role of Hysteresis in Heterogeneous Two-Phase Flow Systems*, 2008, ISBN 3-933761-75-1
- 172 He, Yi: *Application of a Non-Parametric Classification Scheme to Catchment Hydrology*, 2008, ISBN 978-3-933761-76-7
- 173 Wagner, Sven: *Water Balance in a Poorly Gauged Basin in West Africa Using Atmospheric Modelling and Remote Sensing Information*, 2008, ISBN 978-3-933761-77-4
- 174 Hrsg.: Braun, Jürgen; Koschitzky, Hans-Peter; Stuhmann, Matthias; Schrenk, Volker: *VEGAS-Kolloquium 2008 Ressource Fläche III*, Tagungsband zur Veranstaltung am 01. Oktober 2008 an der Universität Stuttgart, Campus Stuttgart-Vaihingen, 2008, ISBN 978-3-933761-78-1
- 175 Patil, Sachin: *Regionalization of an Event Based Nash Cascade Model for Flood Predictions in Ungauged Basins*, 2008, ISBN 978-3-933761-79-8
- 176 Assteerawatt, Anongnart: *Flow and Transport Modelling of Fractured Aquifers based on a Geostatistical Approach*, 2008, ISBN 978-3-933761-80-4
- 177 Karnahl, Joachim Alexander: *2D numerische Modellierung von multifraktionalem Schwebstoff- und Schadstofftransport in Flüssen*, 2008, ISBN 978-3-933761-81-1
- 178 Hiester, Uwe: *Technologieentwicklung zur In-situ-Sanierung der ungesättigten Bodenzone mit festen Wärmequellen*, 2009, ISBN 978-3-933761-82-8
- 179 Laux, Patrick: *Statistical Modeling of Precipitation for Agricultural Planning in the Volta Basin of West Africa*, 2009, ISBN 978-3-933761-83-5
- 180 Ehsan, Saqib: *Evaluation of Life Safety Risks Related to Severe Flooding*, 2009, ISBN 978-3-933761-84-2
- 181 Prohaska, Sandra: *Development and Application of a 1D Multi-Strip Fine Sediment Transport Model for Regulated Rivers*, 2009, ISBN 978-3-933761-85-9

- 182 Kopp, Andreas: *Evaluation of CO<sub>2</sub> Injection Processes in Geological Formations for Site Screening*, 2009, ISBN 978-3-933761-86-6
- 183 Ebigo, Anozie: *Modelling of biofilm growth and its influence on CO<sub>2</sub> and water (two-phase) flow in porous media*, 2009, ISBN 978-3-933761-87-3
- 184 Freiboth, Sandra: *A phenomenological model for the numerical simulation of multiphase multicomponent processes considering structural alterations of porous media*, 2009, ISBN 978-3-933761-88-0
- 185 Zöllner, Frank: *Implementierung und Anwendung netzfreier Methoden im Konstruktiven Wasserbau und in der Hydromechanik*, 2009, ISBN 978-3-933761-89-7
- 186 Vasin, Milos: *Influence of the soil structure and property contrast on flow and transport in the unsaturated zone*, 2010, ISBN 978-3-933761-90-3
- 187 Li, Jing: *Application of Copulas as a New Geostatistical Tool*, 2010, ISBN 978-3-933761-91-0
- 188 AghaKouchak, Amir: *Simulation of Remotely Sensed Rainfall Fields Using Copulas*, 2010, ISBN 978-3-933761-92-7
- 189 Thapa, Pawan Kumar: *Physically-based spatially distributed rainfall runoff modeling for soil erosion estimation*, 2010, ISBN 978-3-933761-93-4
- 190 Wurms, Sven: *Numerische Modellierung der Sedimentationsprozesse in Retentionsanlagen zur Steuerung von Stoffströmen bei extremen Hochwasserabflusserignissen*, 2010, ISBN 978-3-933761-94-1

Die Mitteilungshefte ab der Nr. 134 (Jg. 2005) stehen als pdf-Datei über die Homepage des Instituts: [www.iws.uni-stuttgart.de](http://www.iws.uni-stuttgart.de) zur Verfügung.