

Abschlussbericht

Retentionspotentiale im Siedlungsbestand

Synergetische Maßnahmen zwischen WRRL und HwRMRL

Ergebnisse der Untersuchungen der HafenCity Universität Hamburg

erarbeitet zur Diskussion in der Lern- und Aktionsallianz Wandse (LAA Wandse) im Rahmen des Interreg VIb Projektes Strategic Alliance for integrated Water Management Actions (SAWA)



Abschlussbericht

Retentionspotentiale im Siedlungsbestand

Synergetische Maßnahmen zwischen WRRL und HwRMRL

Ergebnisse der Untersuchungen der HafenCity Universität Hamburg

erarbeitet zur Diskussion in der Lern- und Aktionsallianz Wandse

(LAA Wandse) im Rahmen des Interreg Vlb Projektes

Strategical Alliance for integrated Water Management Actions (SAWA)

Bibliografische Information der Deutschen Nationalbibliothek

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

Impressum

TuTech Verlag

TuTech Innovation GmbH
Harburger Schloßstr. 6-12
21079 Hamburg

Tel: +49 40 76629-0

Fax: +49 40 76629-6559

E-Mail: verlag@tutech.de

www.tutechverlag.de

Nachdruck, Vervielfältigung, Speicherung oder Übertragung in elektronische, optische, chemische oder mechanische Datenhaltungs- oder -verwertungssysteme sind – auch auszugsweise – ohne ausdrückliche schriftliche Genehmigung von TuTech Innovation GmbH verboten.

Die Verwertung von Informationen aus dem *Abschlussbericht Retentionspotentiale im Siedlungsbestand* zum Zweck der gewerblichen Informationsvermittlung ist nicht zulässig.

Alle Rechte vorbehalten.

© TuTech Innovation GmbH

1. Auflage März 2012

ISBN 978-3-941492-41-7

Herausgeber

HafenCity Universität Hamburg

Fachgebiet umweltgerechte Infrastruktur- und Stadtplanung

Hebebrandstraße 1

22297 Hamburg

HCU HafenCity Universität
Hamburg

Leitung: Prof. Dr. Wolfgang Dickhaut (wolfgang.dickhaut@hcu-hamburg.de, Tel: 040/42827-5095)

Bearbeitung: Tobias Ernst (tobias.ernst@hcu-hamburg.de, Tel: 040/42827-5437)

Unterstützung: Jan Dawidzinski, Cornelia Helmcke, Christian Ickler, Janina Stölting, Jeannette Thamm



Strategic Alliance for integrated Water Management Actions

Partly funded by:

Interreg IVB 2007 - 2013



European Union  The European Regional Development Fund

Danksagung

Die Verfasser bedanken sich bei allen, die die Arbeiten der HafenCity Universität zur Erstellung dieses Berichtes ermöglicht und unterstützt haben, sei es durch die Bereitstellung von Informationen und Daten, Nennung von Literatur oder die Bereitschaft zur kritischen Diskussion. Dank gebührt insbesondere den SAWA-Projektpartnern und den Teilnehmern der Lern- und Aktionsallianz zur Erarbeitung eines Hochwasserrisikomanagement-Plans für das Einzugsgebiet der Wandse und (Liste nicht abschließend): Claudia Holl (BSU), Klaus-Thorsten Tegge (BSU), Eike Jahns Müller (BSU), Kerstin Kreft (BSU), Rolf Mielke (BSU), Lothar Moosmann (BSU), Frank Nohme (BSU), Elisabeth Oechtering (BSU), Helmut Ramers (BSU), Stefanie Schäfermeyer-Gomm (BSU), Dr. Michael Schröder (BSU), Werner Steinke (BSU), Jens Wolter (BSU), Claudia Brüning (LSGB Hamburg), Mirela Danoiu (LSBG Hamburg), Nicole Drücker (LSBG Hamburg), Jeff Marengwa (LSBG Hamburg), Björn Ruge (LSBG Hamburg), Peter Hilscher (MR Bezirksamt Wandsbek), Harald Rakelbusch (MR Bezirksamt Wandsbek), Achim Schimpf (MR Bezirksamt Wandsbek), Karsten Schröder (MR Bezirksamt Wandsbek), Niloufar Behdzadnia (TUHH), Dr. Karl-Friedrich Daemrich (TUHH), Natasa Manojlovic (TUHH), Prof. Erik Pasche (†).

Vorbemerkung

Die in diesem Bericht geäußerten Ansichten und Meinungen müssen nicht mit denen der SAWA-Projektpartner und dem oben genannten Personenkreis übereinstimmen.

Abkürzungsverzeichnis

BSU	Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt	WHG	Wasserhaushaltgesetz
DGM	Digitales Geländemodell	WQ	Wasserstand-Abfluss
DWA	Deutsche Vereinigung für Wasser, Abwasser und Abfall	WRRL	Richtlinie 2000/60/EG zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik - Wasserrahmenrichtlinie
DRWB	Dezentrale Regenwasserbewirtschaftung		
DSGK	Deutsche Stadt- und Grundkarte		
FG USIP	Fachgruppe umweltgerechte Stadt- und Infrastrukturplanung		
FHH	Freie und Hansestadt Hamburg		
HCU	HafenCity Universität		
HwRMRL	Richtlinie 2007/60/EG des Europäischen Parlamentes über die Bewertung und das Management von Hochwasserrisiken - Hochwasserrisikomanagement-Richtlinie		
LAA	Lern- und Aktionsallianz		
LAPRO	Landschaftsprogramm		
LAWA	Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser		
LSBG	Landesbetrieb Straßen, Brücken und Gewässer		
MGN	Maximierter Gebietsniederschlag		
MPN	Maximierter Punktniederschlag		
OWK	Oberflächenwasserkörper		
RHB, HRB	Rückhaltebecken, Hochwasserrückhaltebecken		
RISA	RegenInfrastrukturAnpassung		
SAWA	Strategical Alliance for integrated Water Management Actions		
TUHH	Technische Universität Hamburg Harburg		
UBA	Umweltbundesamt		

Inhalt

1	Zusammenfassung	1		
2	Summary	4		
3	Einleitung	8		
3.1	Anlass und Hintergrund der Untersuchungen	8		
3.2	Adressaten und Verwendung des Berichtes	8		
4	Einordnung der Untersuchungen in das Hochwasserrisikomanagement	9		
5	Untersuchungsgebiet	12		
5.1	Allgemeine Informationen zum EZG Wandse	12		
5.1.1	Gewässerlauf der Wandse und ihre Nebengewässer	12		
5.1.2	Niederschlag und typische Abflusswerte	13		
5.1.3	Geologie	13		
5.1.4	Grundwasser-Flurabstände	14		
5.1.5	Besiedlung und Versiegelung im Einzugsgebiet	14		
5.2	Hochwassersituation im Untersuchungsgebiet	15		
5.2.1	Gefährdungen durch Hochwasser	15		
5.2.2	Hochwasserentstehung im Untersuchungsgebiet	17		
5.2.3	Niederschlags- und Hochwasserstatistiken für das Untersuchungsgebiet und Einordnung der ausgewerteten Abflussereignisse	24		
5.2.4	Rückschlüsse auf die Charakteristik seltener und extremer Hochwasserereignisse	27		
5.3	Ökologische Defizite und bestehende Handlungsbedarfe	30		
5.3.1	Ökologische Ziele der Gewässerbewirtschaftung und Bewertungsverfahren	30		
5.3.2	Ergebnisse der Bewertung der Gewässerqualität (WRRL-Bewirtschaftungsplan, Monitoring)	32		
5.3.3	Ursachen ökologischer Beeinträchtigungen	33		
5.3.4	Maßnahmen zur Verringerung der Beeinträchtigungen	36		
5.3.5	Schlussbemerkung zu ökologischen Defiziten und der Gewässerbewirtschaftung nach WRRL	37		
6	Synergetische Maßnahmen zur Gewässerbewirtschaftung im Untersuchungsgebiet	38		
6.1	Herleitung und Begründung der Auswahl für das Einzugsgebiet der Wandse	38		
6.2	Grundlegende Überlegungen zur Ermittlung von Potentialen und Wirksamkeiten der synergetischen Maßnahmen	41		
6.3	Grundlegende Überlegungen zu Umsetzungszeiträumen, Kosten und Nutzen sowie möglichen Wirksamkeiten	43		
7	Retentionspotentiale Dezentraler Regenwasserbewirtschaftung	45		
7.1	Kurzzusammenfassung	45		
7.2	Allgemeine Beschreibung der Maßnahme und ihrer Wirkung	45		
7.3	Fragestellungen von Interesse	48		
7.3.1	Erläuterungen zur Durchlässigkeit der Untergründe	49		
7.3.2	Erläuterungen zur Grundwasser-Flurabständen	52		
7.3.3	Erläuterungen zu Überbauung und Flächenverfügbarkeit	53		
7.3.4	Erläuterungen zur Wirksamkeit dezentraler Regenwasserbewirtschaftung mit Hinblick auf die Abmilderung schwerer Hochwasserereignisse	54		

7.4	Untersuchungsmethodik	55	8.5	Ergebnisse der Potentialstudie	76
7.4.1	Ermittlung von Potentialen dezentraler Regenwasserbewirtschaftung auf Wohn- und Gewerbeflächen	55	8.5.1	Potentiale zum Anlegen von Ersatztauen	76
7.4.2	Abschätzung weitergehender Potentiale auf Verkehrsflächen	58	8.5.2	Wirksamkeit verstärkter Gewässerretention	80
7.4.3	Abschätzung weitergehender Potentiale von Gründächern	58	8.6	Diskussion	80
7.4.4	Wirksamkeitsabschätzung	59	8.7	Weiterführende Untersuchungsbedarfe	83
7.5	Ergebnisse	60	9	Retentionspotentiale aus optimierter Bewirtschaftung bestehender Stau- bereiche	84
7.5.1	Potentiale dezentraler Regenwasserbewirtschaftung auf Wohn- und Gewerbeflächen	60	9.1	Kurzzusammenfassung	84
7.5.2	Potentiale dezentraler Regenwasserbewirtschaftung auf Verkehrsflächen	62	9.2	Allgemeine Beschreibung der Maßnahme und ihrer Wirkung	84
7.5.3	Potentiale dezentraler Regenwasserbewirtschaftung durch Gründächer	62	9.3	Fragestellungen von Interesse	87
7.5.4	Wirksamkeitsabschätzung	62	9.4	Untersuchungsmethodik	89
7.6	Diskussion	63	9.4.1	Datenbeschaffung und Voruntersuchungen	89
7.7	Weiterführende Untersuchungsbedarfe	64	9.4.2	Potentiale zur Verbesserung der Dämpfung schwerer Hochwasser- verläufe	91
8	Retentionspotentiale im Gewässerprofil	66	9.4.3	Potentiale zur Verbesserung des ökologischen Zustands / Potentials	96
8.1	Kurzzusammenfassung	66	9.4.4	Wirksamkeitsabschätzung	99
8.2	Allgemeine Beschreibung der Maßnahme und ihrer Wirkung	66	9.5	Ergebnisse der Potentialstudie	99
8.3	Fragestellungen von Interesse	69	9.6	Diskussion	102
8.4	Untersuchungsmethodik	70	9.7	Weiterführende Untersuchungsbedarfe	105
8.4.1	Ermittlung von Potentialen zum Anlegen von Ersatztauen	70	10	Zusammenfassende Betrachtung der Retentionspotentiale und Ausblick	107
8.4.2	Wirksamkeitsabschätzung	74	11	Literatur	108
			12	Bildnachweise	114
			13	Inhalte des digitalen Anhangs	116

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1:	Umsetzungszyklen der Hochwasserrisikomanagementrichtlinie (links) und der Wasserrahmenrichtlinie (rechts).....	10	Abbildung 13:	Modellierte HQ_{200} -Abflussganglinien in Gegenüberstellung mit den Pegelmessungen der Ereignisse (i) und k)), deren Niederschlags- und Abflussverlauf als Eingangsdaten für die Modellierung verwendet wurde.....	29
Abbildung 2:	Einzugsgebiet der Wandse, Gewässernetz, Lage der Stillgewässerbereiche und Pegel im Hauptlauf.....	12	Abbildung 14:	Typische strukturelle Defizite der Wandse: Eintiefung und Regelprofil.....	33
Abbildung 3:	Impression aus dem Mittellauf der Wandse.....	12	Abbildung 15:	Austrocknende Gewässerstrecke der Wandse im Stadtteil Rahlstedt.....	34
Abbildung 4:	Mündung der kanalisierten Wandse (Eilbekkanal) in die Außenalster.....	13	Abbildung 16:	Abwasserpilz bei der Einmündung einer Einleitung aus der Regenkanalisation in die Wandse.....	34
Abbildung 5:	Bodenart mit schlechtester Durchlässigkeit auf den Flurstücken des Einzugsgebiets der Wandse.....	13	Abbildung 17:	Mobiler Sand, auch als Folge des Eintrags aus der Regenkanalisation, beispielhaft fotografiert im Jenfelder Bach in Hamburg.....	35
Abbildung 6:	minimale Grundwasser-Flurabstände auf den Flurstücken im Einzugsgebiet der Wandse.....	14	Abbildung 18:	Hochwasserrisikomanagement als kontinuierlicher Prozess nach LAWA 2010.....	38
Abbildung 7:	Nutzung der Flurstücke im Einzugsgebiet der Wandse.....	14	Abbildung 19:	Aspekte von Potentialuntersuchungen mit Hinblick auf Aussagen zur wasserwirtschaftlichen Wirksamkeit von Maßnahmen zur Hochwasserminderung.....	41
Abbildung 8:	Versiegelungsgrade im Einzugsgebiet der Wandse.....	15	Abbildung 20:	Fehlerfortpflanzung in Modellketten zur Berechnung von Hochwasserrisiken (aus DWA 2008).....	42
Abbildung 9:	Von Überschwemmungen zumindest teilweise betroffene Flurstücke und Gebäude entlang des Wandse-Hauptlaufes bei einem HQ_{200}	16	Abbildung 21:	Schematische Darstellung der Veränderung einer Abflussganglinie durch dezentrale Regenwasserbewirtschaftung mit Versickerungsanlagen in urbanen Gebieten.....	48
Abbildung 10:	Verläufe von Hochwasserereignissen aus kurzen, intensiven Niederschlägen im hydrologischen Sommerhalbjahr mit einem Abfluss von $> 6 \text{ m}^3/\text{s}$ am Pegel 99341 Wandsbeker Allee im Zeitraum 1995 bis 2007.....	19	Abbildung 22:	Flurstücke, auf denen Versickerungsanlagen errichtet werden könnten (nach Größenklassen des zur Bewirtschaftung notwendigen Anlagenolumens).....	61
Abbildung 11:	Verläufe von Hochwasserereignissen aus länger andauernden Niederschlägen im hydrologischen Sommerhalbjahr mit einem Abfluss von $> 6 \text{ m}^3/\text{s}$ am Pegel 99341 Wandsbeker Allee im Zeitraum 1995 bis 2007.....	22			
Abbildung 12:	Verläufe von Hochwasserereignissen im hydrologischen Winterhalbjahr mit einem Abfluss von $> 6 \text{ m}^3/\text{s}$ am Pegel 99341 Wandsbeker Allee im Zeitraum 1995 bis 2007.....	22			

Abbildung 23:	Retentionspotentialkarte – Auswertung von Anlagenvolumen und Anteil der abkoppelbaren versiegelten Fläche in Prozent (weiß) nach Teilzugsgebieten der Wandse.....	61	Abbildung 37:	Vermutete Veränderung der WQV-Beziehungen in dem Untersuchungsdesign der TUHH am Beispiel Blakshörn.....	103
Abbildung 24:	Schematische Darstellung der Veränderung einer Abflussganglinie durch verstärkte Gewässerretention.....	67	Abbildung 38:	Zuflussganglinie und Abflussganglinien mit unterschiedlichen Veränderungen an den WQ-Beziehungen (Rechenergebnisse der TUHH mit Kalypso Hydrology).....	104
Abbildung 25:	Beispielhafte Darstellung eines technisch ausgebauten Gewässerabschnitts vor und nach dem Anlegen einer Ersatzau.....	67			
Abbildung 26:	Beispiele für Ersatzauen auf kleinstem und kleinem Raum (aus Podraza & Halle 2006).....	68			
Abbildung 27:	Scheitelabminderungen bei unterschiedlichen Einzugsgebietsgröße und unterschiedlichem Gefälle nach Marenbach (2002) zit. in DWA (2006, S. 43).....	76			
Abbildung 28:	Endbewertungskarte in verkleinerter Darstellung.....	77			
Abbildung 29:	Ausschnitt der Endbewertungskarte im Bereich Hamburg-Tonndorf.....	77			
Abbildung 30:	In das umgebende Gelände eingetieftes Gewässerprofil an der Berner Au südlich des Berner Heerweges.....	78			
Abbildung 31:	Schematische Darstellung möglicher dämpfender Wirkungen eines Staubereiches auf eine Hochwasserwelle (nach DWA 2006).....	85			
Abbildung 32:	Staubereiche im Gewässernetz der Wandse.....	86			
Abbildung 33:	Absperrbauwerk des „HRB“ Pulverhofteich.....	87			
Abbildung 34:	Beispiel für eine Optimierte WQ-Beziehung des RHB Blakshörn (Berner Au).....	92			
Abbildung 35:	Form der zur Dämpfungsberechnung verwendeten Abflussmuster.....	94			
Abbildung 36:	Lage der Staubereiche und deren Aufwertungspotentiale bezüglich Hochwasserrückhalt und Gewässerökologie.....	101			

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1:	Unterschiede zwischen Sicherheitsdenken und Risikodenken im Hochwasserschutz (nach Grunewald et al. 2003 zit. in Müller 2010).	9	Tabelle 11:	Zusammenstellung von Erneuerungszyklen städtischer Infrastrukturen.	44
Tabelle 2:	Abflusswerte im Ober- und Unterlauf der Wandse (aus BSU 2009d, S. 10).	13	Tabelle 12:	Bewirtschaftungsprinzipien und beispielhafte Anlagentypen, die für eine dezentrale Regenwasserbewirtschaftung gewählt oder auch kombiniert werden können.	46
Tabelle 3:	kleinste und größte Angaben für Spitzenabflüsse bei Ereignissen unterschiedlicher Auftretenshäufigkeit für den Pegel 99341 Wandsbeker Allee.	24	Tabelle 13:	Ergebnisse der Voruntersuchung zum Rückhalt von Niederschlagsabflüssen in Rigolen auf Untergründen mit verschiedenen Leitfähigkeiten.	47
Tabelle 4:	Niederschlagsstatistik für Ereignisse unterschiedlicher Dauer und Wiederkehr nach FHH (2003) und Schmidt (1997).	25	Tabelle 14:	Abgleich des in der Langzeitsimulation ermittelten Rückhalts der von hochwasserauslösenden Niederschlägen für die Hochwasserereignisse aus Tabelle 5 in den Anlagen aus Tabelle 13.	48
Tabelle 5:	Einordnung der ausgewerteten Hochwasserereignisse (Abbildung 10, Abbildung 11 und Abbildung 12) und deren auslösende Niederschläge in die Abfluss- und Niederschlagsstatistik.	27	Tabelle 15:	Auswertung von Bohrprofilen im Bereich von Grundmoränen-Ablagerungen.	50
Tabelle 6:	Zu erwartende verstärkende und dämpfende Effekte auf das Auftreten kurzer, starker Abflussspitzen im urbanen Raum, die aus extremen Niederschlägen hervorgehen.	28	Tabelle 16:	Mittlere Anteile versiegelter Nebenflächen für unterschiedliche Siedlungsstrukturen im Untersuchungsgebiet.	56
Tabelle 7:	Bearbeitungseinheiten der Wandse nach EG-WRRl (OWK: Oberflächenwasserkörper) im Untersuchungsgebiet.	31	Tabelle 17:	Datengrundlagen zur Erstellung der Retentionspotentialkarte für das Einzugsgebiet der Wandse.	57
Tabelle 8:	Ökologischer Zustand & ökologisches Potential der OWK im Untersuchungsgebiet.	32	Tabelle 18:	Zur Berechnung der Anlagenvolumen verwendete Faktoren, die aus mittleren Durchlässigkeitswerten der Böden abgeleitet wurden.	58
Tabelle 9:	Maßnahmen zur Erreichung der Ziele der WRRl in den OWK im Untersuchungsgebiet (BSU 2010).	36	Tabelle 19:	Abflusswerte beobachteter Hochwasserereignisse, die zur Wirksamkeitsabschätzung herangezogen wurden.	59
Tabelle 10:	Wirkungen der synergetischen Maßnahmen der Gewässerbewirtschaftung, die für die Potentialstudie ausgewählt wurden.	41	Tabelle 20:	Reduktionsfaktoren zur Übertragung der Wirksamkeitsabschätzung für 5- bis 10-jährige Hochwasser auf seltene und extreme Ereignisse.	60
			Tabelle 21:	Anteile von Verkehrsflächen verschiedener Verkehrsbelastung an den versiegelten Flächen im Untersuchungsgebiet.	62

<p>Tabelle 22: Voraussichtlich erreichbare Scheitelabminderungen für die Hochwasserereignisse aus Tabelle 19. 63</p> <p>Tabelle 23: Bewertungskategorien und -kriterien zur Überprüfung der Eignung gewässerangrenzender Flächen zur Umgestaltung zu einer Ersatzau. 72</p> <p>Tabelle 24: Flächenanteile nach der Bewertung innerhalb der einzelnen Bewertungskategorien (gesamtes Untersuchungsgebiet). 78</p> <p>Tabelle 25: Tabellarische Auswertung der Endbewertungskarte nach Teileinzugsgebieten. 79</p> <p>Tabelle 26: Flächenanteile nach Gesamtbewertungspunkten (BWP) entlang der Fließgewässerstrecken. 79</p> <p>Tabelle 27: Tabellarische Übersicht der Staubereiche, ihrer Lage und Eigenschaften. 90</p> <p>Tabelle 28: Für die Hauptpegel der Wandse ermittelte Abflussbeiwerte in Beziehung zu Größe und Versiegelung der Teileinzugsgebiete. 93</p> <p>Tabelle 29: Modell-Abflussbeiwerte zur Berechnung der Hochwasserfüllen in Teileinzugsgebieten in Abhängigkeit zum Versiegelungsgrad. 93</p> <p>Tabelle 30: Korrekturfaktoren zur Berechnung der Hochwasserfüllen in Teileinzugsgebieten in Abhängigkeit zu deren Größe. 93</p> <p>Tabelle 31: Für die Hauptpegel der Wandse ermittelte Abflussbeiwerte in Beziehung zu Größe und Versiegelung der Teileinzugsgebiete. 93</p> <p>Tabelle 32: Füllen der 15-stündigen Zuflussganglinien für die Dämpfungsberechnung. 94</p> <p>Tabelle 33: Prozentuale Verteilung der Abflussfülle innerhalb der zur Dämpfungsberechnung verwendeten Abflussmuster. 95</p>	<p>Tabelle 34: Zur Bewertung ökologischer Aufwertungspotentiale genutzte Parameter und dazugehörige Auswertungslogik. 97</p> <p>Tabelle 35: Bewertungsstufen für den ökologischen Zustand und für die Auswertung zugeordnete Werte. 98</p> <p>Tabelle 36: Aus dem ökologischen Zustand aggregierter Aufwertungsbedarf. 98</p> <p>Tabelle 37: Bewertung der Beeinträchtigung der Durchgängigkeit durch Staubauwerk / Staubereich in Anlehnung an MUNLV (2005 S. 83ff.). 98</p> <p>Tabelle 38: Bewertung „unmittelbar stromauf anzubindende Gewässerstrecke“, „stromauf liegendes Gewässernetz“, „mit durch relatives Ranking mit Hilfe von Perzentilen. 98</p> <p>Tabelle 39: Bezeichnungen der Aufwertungs- und Optimierungspotentiale. 99</p> <p>Tabelle 40: Bewertung der Beeinträchtigung durch direkten Lebensraumverlustes durch den Rückstaubereich in Anlehnung an MUNLV (2005 S. 92 f.). 99</p> <p>Tabelle 41: Bewertung der Beeinträchtigung durch „Temperaturbelastung & mikrobielle Beeinflussung“. 99</p> <p>Tabelle 42: Tabellarische Darstellung der Untersuchungsergebnisse mit Schwerpunkt auf den Berechnungen zur Scheitelabminderung. 100</p> <p>Tabelle 43: Ergebnisdarstellung der Optimierungspotentiale bezüglich der Abminderung schwerer Hochwasser aus den Steckbriefen im Anhang am Beispiel des Staubereiches Blakshörn. 101</p> <p>Tabelle 44: Ergebnisdarstellung der Optimierungspotentiale bezüglich der Gewässerökologie aus den Steckbriefen im Anhang am Beispiel des Staubereiches Blakshörn. 102</p>
---	--

1 Zusammenfassung

Die Schäden durch Überschwemmungen als Folge von Starkregen und Hochwasser haben in den vergangenen Jahren stark zugenommen. Die Abflusssdynamik vieler städtischer Bäche ist durch den Ausbau zur Vorflut der Kanalisation deutlich verändert. Hydraulische Stoßbelastung und stoffliche Einträge führen zu ökologischen Beeinträchtigungen. Die Gewässerbewirtschaftung in Siedlungsgebieten befindet sich vielerorts in einem Anpassungsprozess, der durch die Hochwasserrisikomanagement-Richtlinie (2007/60/EG) und die Wasserrahmenrichtlinie (2000/60/EG) beschleunigt wird.

- Vor diesem Hintergrund besteht Bedarf an Maßnahmen, die zugleich höhere Abflüsse verringern und dabei helfen, die ökologischen Ziele der Wasserrahmenrichtlinie zu erreichen. Dezentrale Maßnahmen zur Hochwasservorsorge könnten dies leisten. Während die Wirkungsweise dezentraler Maßnahmen zur Hochwasservorsorge im Allgemeinen verstanden ist, sind quantitative Aussagen – welche Wirksamkeit zur Verringerung der Abflüsse extremer Hochwasser mit ihnen im Siedlungsbestand in welchen Zeiträumen erreicht werden können – oft schwierig zu treffen. Der vorliegende Bericht liefert eine Herangehensweise zum ersten Screening von Umsetzbarkeit und Wirksamkeit solcher Maßnahmen in urbanen Bächen des norddeutschen Tieflands.

Am Beispiel der Wandse, einem Stadtbach in Hamburg, wurde untersucht

- welchen Gefährdungen durch Hochwasser im Rahmen der Hochwasserrisikomanagement-Planung begegnet werden sollte,
- welche ökologischen Defizite zur Erreichung der Bewirtschaftungsziele nach Wasserrahmenrichtlinie verringert werden müssten und

- welche Maßnahmen zur Gewässerbewirtschaftung geeignet sind, um sowohl Hochwassergefahren zu verringern als auch zur Erreichung der ökologischen Ziele beizutragen (synergetische Maßnahmen).

Für die aus dieser Analyse abgeleiteten Maßnahmen wurde ermittelt, in welchem Umfang sie sich im Untersuchungsgebiet voraussichtlich realisieren ließen. Mit einfachen und transparenten Methoden wurde abgeschätzt, welche Wirksamkeit bezüglich der Verringerung schwerer Hochwasserereignisse ($\geq HQ_{200}$) von ihnen zu erwarten ist.

Ergebnisse:

Vor allem entlang des Ober- und Mittellaufes der Wandse im Stadtgebiet Hamburgs sind gewässernahe Flächen bei einem schweren Hochwasser (HQ_{200}) von Überschwemmungen gefährdet, in diesem Fall wären auch einige Gebäude betroffen. Im Rahmen der Hochwasserrisikomanagement-Planung wird das bestehende Überschwemmungsgebiet entlang des Wandse-Hauptlaufes an diese Ergebnisse der aktuellsten Niederschlags-Abfluss-Modellierungen angepasst. Darüber hinaus ergibt sich nach der aktuellen Beurteilung der Gefährdungslage kein weiterer akuter Handlungsbedarf zur vorbeugenden Abwehr von Gefahren, die durch Hochwasser entstehen können.

Die bislang vorgenommene Gefährdungsanalyse kann allerdings weiter ertüchtigt werden. So ist noch nicht untersucht, welche Flächen entlang der Nebengewässer (Stellau, Berner Au, Rahlau, ...) überschwemmungsgefährdet sind. Die schutzgutsbe-

zogene Betrachtung nach Hochwasserrisikomanagement-Richtlinie kann konsequenter durchgeführt werden. Gefahren- und Risikokarten für seltene / extreme Hochwasser liegen bislang nicht vor.

Hochwasser treten im Untersuchungsgebiet überwiegend in Folge ergiebiger Niederschläge aus Sommergewittern auf. Deshalb sollten auch Überflutungsgefahren, die sich aus der Kopplung städtischer Gewässer mit der Kanalisation ergeben, noch stärker in die Analyse und das Hochwasserrisikomanagement einbezogen werden.

Als bedeutende ökologische Defizite des Fließgewässernetzes der Wandse wurden

- Nährstoff-, Schadstoff- und Sedimenteinträge sowie hydraulische Stoßbelastungen aus der (Regenwasser-)Kanalisation
- Verarmung der Lebensraumstrukturen an der Gewässersohle, dem Ufer und im Auenbereich
- fehlende Durchgängigkeit durch Querbauwerke und gestaute Bereiche ermittelt.

Als synergetische Maßnahmen der Gewässerbewirtschaftung wurden

- der Wasserrückhalt in der Fläche durch dezentrale Regenwasserbewirtschaftung
- eine Verstärkung der Gewässerretention durch das Anlegen von Ersatzauen
- und der verbesserte Rückhalt in bestehenden Staubereichen

identifiziert.

Die Ergebnisse der Umsetzungspotentialstudien und Wirksamkeitsabschätzungen zeigen, dass mit den synergetischen Maßnahmen im Untersuchungsgebiet nennenswerte Retentionspotentiale aktiviert werden können. Im Rahmen der laufenden Erneuerung städtischer Infrastrukturen könnten die synergetischen Maßnahmen mit

verhältnismäßigem Aufwand in etwa 50 bis 100 Jahren weitgehend umgesetzt werden. Es ist zu erwarten, dass der Spitzenabfluss eines schweren Hochwassers (HQ_{200}) dann um mindestens 10 bis 20 % verringert werden kann. Je nach betrachtetem Gewässerabschnitt kann auch mit größeren Wirksamkeiten bis zu 40 % Scheitelabminderung gerechnet werden. Im Einzelnen:

Eine Versickerungsfähigkeit der Untergründe ist im Großteil des Untersuchungsgebiets gegeben. Eine Limitierung ergibt sich vor allem aus der vorhandenen Bebauung der Parzellen. Dennoch wird eine dezentrale Bewirtschaftung der Niederschlagsabflüsse mit Versickerungsanlagen für über 50 % der versiegelten Flächen im Siedlungsbestand als möglich ermittelt. Dafür müssten Versickerungsanlagen errichtet werden, deren Volumen mit 417.000 m³ in der Größenordnung des Volumens der bestehenden Rückhaltebecken im Einzugsgebiet liegt. Aus der abschätzenden Wirksamkeitsbetrachtung ergibt sich für ein HQ_{200} eine mittlere Scheitelabminderung von -17 % (min.: -8 bis max.: -24%). Die bestehenden Einträge von Sedimenten, Nähr- und Schadstoffen sowie hydraulische Stoßbelastungen könnten etwa um die Hälfte reduziert werden.

Um die Möglichkeit zur Verstärkung der Gewässerretention durch das Anlegen von Ersatzauen einschätzen zu können, wurden Eigentumsverhältnisse, Nutzung und Bebauung, Topographie, Verwaltungszuständigkeit und Gehölzbestand auf den gewässerbegleitenden Flächen untersucht. Auf 10 % der untersuchten Flächen wird das Anlegen von Ersatzauen als „einfach zu realisieren“ eingestuft. Auf weiteren 20 % der Flächen wird der Aufwand zur Umgestaltung für vertretbar gehalten. Die Umgestaltungspotentiale werden vor allem entlang des Wandse-Hauptlaufes im Siedlungsgebiet, als auch im Teileinzugsgebiet des Zuflusses Berner Au ermittelt. Anhand von Vergleichsstudien zur Gewässerretention erscheinen Scheitelabminderungen von -5

bis -10 % für ein HQ_{200} als realistisch. Die zu schaffenden Ersatzauen sollten als Kernlebensräume gestaltet werden und könnten dann einen erheblichen Beitrag dazu leisten, bestehende strukturelle Defizite der Gewässerlebensräume zu verringern.

In fünf von 16 untersuchten Staubereichen kann der Rückhalt schwerer Hochwasser ($\geq HQ_{200}$) deutlich verbessert werden, dabei können Scheitelabminderungen von mehr als -20 % im Unterlauf des jeweiligen Staubereiches erwartet werden. In weiteren drei Staubereichen wird ein mittleres Aufwertungspotential bezüglich des Hochwasserrückhalts ermittelt (Scheitelabminderungen zwischen -10 und -20 %). Vor allem die Staubereiche im Oberlauf der Wandse und in den Nebengewässern könnten bezüglich des Rückhalts von Hochwasser effektiv optimiert werden. Um die Beeinträchtigungen der Staubereiche auf die Gewässerökologie zu verringern, wäre nach dieser Untersuchung vor allem eine Optimierung der Becken im Unter- und Mittellauf des Gewässernetzes effektiv.

2 Summary

Recent years have seen a marked increase in damage resulting from flooding caused by heavy rainfall. The discharge dynamics of many urban brooks and streams have been affected considerably by the development of their capacity for stormwater sewerage drainage. Hydraulic stress and the import of sediments, nutrients and pollutants are causing adverse ecological effects. In many residential areas the management of water resources is undergoing a process of adjustment which is accelerated by the *Flood Directive (2007/60/EG)* and the *Water Framework Directive (2000/60/EG)*.

This illustrates the need for measures that can reduce run-off while at the same time supporting the ecological goals set out by the Water Framework Directive. Local measures for retaining flood water could achieve this. While the effects of such measures are generally understood, quantitative analyses pose greater difficulties: It is often impossible to quantify the effects of these measures with regard to run-off behaviour on (sub-)catchment scale and to estimate the time frame within which the measures can be implemented. The present report proposes a strategy for an initial screening of the practicability and the effectiveness of such measures in relation to urban brooks in the north German lowlands.

The case study of the river Wandse, a small urban stream in Hamburg, investigates

- which flood-related risks should be addressed within the framework of flood risk management planning,
- which ecological deficits must be reduced in order to meet the management objectives set out by the Water Framework Directive, and

- which measures for the management of water resources are suited to reduce flood-related risks, while at the same time contributing to ecological goals (synergetic measures).

The measures derived from this analysis are investigated with respect to the extent to which they are suitable for implementation in the study area. Simple and transparent methods are used to estimate their expected effectiveness for the reduction of severe floods ($\geq HQ_{200}$).

Results:

In the event of severe floods (HQ_{200}), areas in proximity to water including some buildings are in danger of flooding especially along the upper and middle courses of the Wandse. Within the framework of flood risk management planning, the existing flooding zone along the Wandse main course is being adjusted in accordance with the results of the most recent rainfall run-off simulations. According to the present risk assessment there is no further urgent need for action with respect to the prevention of dangers posed by floods.

However, the risk analysis carried out to date can be expanded further. Thus, it has not yet been determined which areas along the tributaries (Stellau, Berner Au, Rahlau, ...) are prone to flooding. Furthermore, there is a need for a more systematic consideration of protected resources (i.e. human health, the environment, cultural heritage, and economic activity) within the context of the Flood Directive. Also, to date no risk maps for rare floods or extreme events have been drawn up.

In the area of investigation, floods occur primarily as a result of heavy precipitation from summer storms. Consequently, flooding risks resulting from the interlinking of municipal water courses and sewer systems should be included to a greater extent in the analysis and in flood risk management.

The study identifies the following main ecological deficits of the Wandse watercourse system:

- Inflow of nutrient-, pollutant-, and sediment-loads as well as hydraulic stress from (rain water) sewerage,
- deterioration of the habitat structure on the river bed, along the riverbanks, and in wetlands and meadows, and
- a lack of passability caused by transverse structures and dammed-up sections.

The following synergetic water management measures are proposed:

- Water retention through the use of sustainable urban drainage (infiltration measures),
- the retardation of water discharge through the creation of secondary floodplains, and
- the optimisation of existing retention basins.

Studies of the implementation potential and the efficacy of synergetic measures show that they can activate a considerable potential to retain flood water in the area of investigation. In the context of the on-going renewal of urban infrastructure and with a reasonable effort, synergetic measures could largely be implemented within a timeframe of 50 to 100 years. In that case it is estimated that the peak run-off from a

severe flood (HQ_{200}) can be reduced by at least 10-20 %. Depending on the river section under consideration, an even higher effectiveness of up to 40 % in the reduction of peak flow can be expected. Some further details:

Infiltration is possible on most soils in the area of investigation, and is limited primarily by existing developments on the plots. Nevertheless, the introduction of infiltration facilities is considered feasible on more than 50 % of impervious surfaces in existing settlements. This would require the construction of infiltration units with a volume of 417.000 m³, i.e. of a size comparable to existing retention basins in the catchment area. The study of the estimated efficacy of such measures shows a mean reduction of peak flow of -17 % (min. -8 % to max. -24 %) for a HQ_{200} . Both the current inflow of nutrient-, pollutant-, and sediment-loads and hydraulic stress could be reduced by about half.

In order to estimate the retardation of water discharge by the creation of secondary floodplains, details of ownership, use and development, topography, administrative responsibility, and existing woodlands were investigated in the areas adjoining watercourses. The creation of secondary flood plains is regarded to be 'straightforward' on 10 % of the study area. With respect to a further 20 % the effort required is considered 'acceptable'. The study identifies a potential for re-development primarily along the main course of the river Wandse in the settlement area, as well as in the sub-catchment area of the Berner Au tributary. On the basis of comparative studies of increased water retention in river beds and floodplains a reduction of peak flow of between -5 % and -10 % for a HQ_{200} event appears to be realistic. The newly created secondary floodplains should be designed as core habitats which could contribute significantly to the reduction of the existing structural deficits of water habitats.

In five of 16 dammed-up sections that were studied, the retention of severe floods

($\geq HQ_{200}$) can be improved considerably, with an expected reduction of peak flow of more than -20 % immediately downstream from the basins. In a further three dammed-up sections a moderate increase of the potential for flood water retention is identified (peak flow reductions of between -10 % and -20 %). Especially the basins of the upper Wandse and its tributaries are suited for an optimisation of their floodwater-retaining capabilities. In order to minimise the negative impact of dams on the aquatic ecology, this study recommends an optimisation of the basins in the lower and middle courses of the Wandse.

3 Einleitung

3.1 Anlass und Hintergrund der Untersuchungen

Die im vorliegenden Bericht zusammengefassten Untersuchungen wurden von der Fachgruppe Umweltgerechte Stadt- und Infrastrukturplanung der Hafencity Universität Hamburg (FG USIP) für das Interreg IVb-Projekt „Strategical Alliance for integrated Water Management Actions“ (SAWA) durchgeführt.

In der Laufzeit des SAWA-Projekts von Ende 2008 bis März 2012 erarbeiteten 22 Institutionen aus fünf Nordseeanrainerstaaten (Deutschland, Niederlande, Norwegen, Schottland, Schweden) trans- und interdisziplinär Strategien zur Umsetzung der Richtlinie 2007/60/EG zur Bewertung und zum Management von Hochwasserrisiken (im Folgenden: HwRMRL). Ein Schwerpunkt des Projektes bestand darin, Synergien zur Umsetzung der Richtlinie 2000/60/EG zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik (Wasserrahmenrichtlinie, im Folgenden: WRRL) herauszuarbeiten und mit lokalen, möglichst konkreten Beispielen begreifbar zu machen.

Eine Aufgabe der FG USIP war es, die ökologischen Defizite der Gewässer im Einzugsgebiet der Wandse zu analysieren und aus der Vielzahl verfügbarer Maßnahmen zur Minderung von Hochwasser solche Maßnahmen zu identifizieren, die gleichzeitig zur Verbesserung des ökologischen Zustands beitragen. Deren Potentiale und Wirksamkeit zur Hochwasserminderung sollten ermittelt und für eine Diskussion im Rahmen der partizipativen Planung aufbereitet werden.

Der vorliegende Bericht fasst die Arbeiten der FG USIP im Rahmen der SAWA-Pilotstudie „Erstellung eines Hochwasserrisikomanagement-Plans für das Einzugsgebiet der Wandse“ zusammen.

3.2 Adressaten und Verwendung des Berichtes

Dieser Bericht richtet sich zuerst an die Mitwirkenden des partizipativen Planungsprozesses (Lern- und Aktionsallianz Wandse; LAA Wandse) im Rahmen der Pilotstudie zur Erstellung eines SAWA-Hochwasserrisikomanagement-Plans für das Einzugsgebiet der Wandse. Er hat hier die Funktion der Dokumentation von getätigten Überlegungen und Diskussionsergebnissen. Zudem bietet er eine umfassende Übersicht zu allen Untersuchungen und Ergebnissen der FG USIP, die im SAWA-Projekt durchgeführt wurden, aber nur auszugsweise in den Sitzungen der LAA Wandse vorgestellt werden konnten.

Der Abschlussbericht kann seitens der zu befassenden behördlichen Stellen bei der späteren, formellen Aufstellung von Hochwasserrisikomanagement-Plänen und Bewirtschaftungsplänen nach WRRL als Grundlagenpapier herangezogen und gegebenenfalls Basis für weiterführende Analysen und Diskussionen sein. Auch kann dieses Papier von interessierten Stellen und der Öffentlichkeit im Rahmen der Beteiligung und Anhörung bei der Aufstellung wasserwirtschaftlicher Pläne genutzt werden. Aus Sicht der Autoren enthält es eine wertvolle Zusammenstellung wasserwirtschaftlicher Grundlagen sowie eine Fülle von Detailinformationen zum Einzugsgebiet der Wandse, wie sie für die interessierte (Fach-)Öffentlichkeit in Hamburg in dieser Form noch nicht zugänglich war.

Die Ermittlung der Wirksamkeit dezentraler Maßnahmen zur Hochwasserminderung bzw. Hochwasservorsorge innerhalb eines Siedlungsbestandes ist ein komplexes Problem, für deren Lösung keine standardisierten Methoden vorliegen. Deshalb richtet sich der methodische Teil dieses Dokumentes auch an Praktiker und Wissenschaftler aus dem Bereich der (Siedlungs-)Wasserwirtschaft.

4 Einordnung der Untersuchungen in das Hochwasserrisikomanagement

Der planvolle Umgang zur Vermeidung nachteiliger Folgen durch Hochwasser wurde lange Zeit vom Begriff „Hochwasserschutz“ dominiert, der einem Sicherheitsdenken zugeordnet werden kann, das sich von den Denkweisen des Hochwasserrisiko-Managements unterscheidet (Müller 2010, S. 6f.). Tabelle 1 verdeutlicht die Unterschiede des Sicherheits- und Risikodenkens in einer Gegenüberstellung.

Tabelle 1: Unterschiede zwischen Sicherheitsdenken und Risikodenken im Hochwasserschutz (nach Grunewald et al. 2003 zit. in Müller 2010).

	Sicherheitsdenken	Risikodenken
zentrale Frage	Wie können wir uns schützen?	Welche Sicherheit zu welchem Preis?
erfasste Ereignisse	häufige	häufige und seltene
Stellenwert der Gefahren	nicht bekannt	bekannt, Bewertung berücksichtigt
Maßnahmenplanung	fachtechnisch	interdisziplinär
Vergleich von Maßnahmen	kaum möglich	Wirksamkeit vergleichbar erfasst, Akzeptanz berücksichtigt
Steuerung des Mitteleinsatzes	sektorell	aktiv, Prioritätensetzung aus Gesamtschau
Sicherheit	für die heutige Generation, hoch in einzelnen Sektoren	Solidarität mit künftigen Generationen, ausgewogen für das Gesamtsystem

Der „zukunftsweisende integrierte Hochwasserschutz“, wie ihn die Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) 1995 in ihren Leitlinien formuliert, enthält bereits wichtige Ansätze des Risikodenkens (LAWA 1995). Vielerorts zeigen etablierte Strategien des Hochwasserschutzes zur Hochwasservorsorge, -bekämpfung und -nachsorge, dass Hochwasserschutz Kosten-Nutzen-Aspekte sowie Interdisziplinarität in der Praxis mit einbezieht. Dies geschieht jedoch vornehmlich an Gewässern, an denen klassi-

sche Maßnahmen des Hochwasserschutzes (Deiche, Rückhaltebecken) nur begrenzt vor Überschwemmungen schützen (können), Hochwasser regelmäßig auftreten und die Schadensrisiken den Anwohnern deshalb gegenwärtig sind.

Entlang vieler Gewässer, in deren überschwemmungsgefährdeten Flächen sich große Schadenspotentiale befinden, sind die Anlieger auf extreme Hochwasser oft nicht ausreichend vorbereitet. Das zeigen die in den letzten Jahrzehnten deutlich angestiegenen Schadenssummen durch seltene und starke Hochwasser in den Staaten der Europäischen Union (u.a. Kron 2001). Das vergleichsweise hohe technische Schutzniveau allein ist nicht ausreichend – verstärkt teils gar die Intensität der Schäden durch die Verdrängung des Restrisikos eines Versagens der Sicherheitseinrichtungen aus dem Bewusstsein der Anlieger. Durch die HwRMRL möchte die EG beschleunigen, dass die Mitgliedsstaaten bewusster mit Hochwasser umgehen und dabei das Risikodenken einsetzen.

Ziel der HwRMRL ist es, in den Staaten der Europäischen Gemeinschaft hochwasserbedingte nachteilige Folgen auf

- die menschliche Gesundheit,
- die Umwelt,
- das Kulturerbe und
- die wirtschaftlichen Tätigkeiten

(im Folgenden: Schutzgüter) zu verringern (EG 2007, Artikel 1). Betrachtungsgegenstand der Richtlinie ist das Hochwasserrisiko, das sich aus der Wahrscheinlichkeit des Eintretens von Überschwemmungen (Hochwassergefahr) und den dabei an den Schutzgütern zu erwartenden Schäden (Schadenspotential) ermitteln lässt.

Die HwRMRL stellt es den Mitgliedsstaaten dabei frei, Überflutungen aus den Kanalisations-Netzen aus dem Hochwasserrisiko-Management auszuschließen (EG 2007,

Artikel 1, Nummer 1). Der deutsche Gesetzgeber hat sich mit der Novellierung des Gesetzes zur Ordnung des Wasserhaushalts (Wasserhaushaltsgesetz – WHG) vom 31. Juli 2009 (BGBl. I S. 2585) dafür entschieden, lediglich Überschwemmungen aus oberirdischen Gewässern oder durch in Küstengebiete eindringendes Meerwasser im Hochwasserrisiko-Management zu behandeln.

Die Richtlinie sieht vor, dass in Gebieten, in denen bedeutende Schäden durch Hochwasser entstehen können, ein Management der Hochwasserrisiken eingeführt wird. Solche Gebiete sind in einer vorläufigen Bewertung des Hochwasserrisikos bis Ende 2011 zu ermitteln und zu benennen. Bis Ende 2013 sind für diese Gebiete Hochwassergefahren- und Hochwasserrisikokarten zu erstellen, in denen die betroffenen Flächen sowie das Ausmaß und die zu erwartenden Gefahren und Risiken häufiger, seltener und extremer Hochwasserereignisse erkennbar sind. Als abschließender Schritt des ersten Hochwasserrisikomanagement-Zyklus sollen bis Ende 2015 Hochwasserrisikomanagement-Pläne aufgestellt werden. In diesen werden die bestehenden Hochwasserrisiken bewertet, angemessene Ziele für die Verringerung des Hochwasserrisikos formuliert und entsprechende Maßnahmen zur Erreichung der Ziele gewählt (LAWA 2010, S. 7f.).

Das beschriebene Vorgehen zum Hochwasserrisikomanagement wird dabei zyklisch in 6-Jahres-Zeiträumen durchlaufen, ist somit bis 2021 zum zweiten Mal abzuschließen und läuft parallel zu den Umsetzungszyklen der Wasserrahmenrichtlinie (Abbildung 1). Sinnvollerweise enthält die HwRMRL an mehreren Stellen des Richtlinien-textes Hinweise auf die Notwendigkeit zur Berücksichtigung der Anforderungen der WRRL (z.B. Artikel 7, Absatz 3).

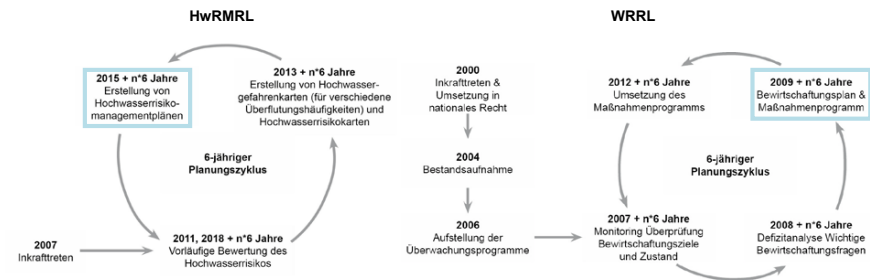


Abbildung 1: Umsetzungszyklen der Hochwasserrisikomanagementrichtlinie (links) und der Wasserrahmenrichtlinie (rechts). Bewirtschaftungsplan und Hochwasserrisikomanagement-Pläne werden ab 2015 parallel erstellt und können aufeinander abgestimmt werden.

Insbesondere eine verkürzte (oder gar nicht stattfindende) Betrachtung alternativer Maßnahmen zur Verringerung von Hochwasserrisiken könnte zum Rückgriff auf schnell zu implementierende, konstruktive Maßnahmen des Hochwasserschutzes (Deiche, Dämme, Schutzmauern, Rückhaltebecken) verleiten. Diese können jedoch der Erreichung ökologischer Ziele der Gewässerbewirtschaftung nach Wasserrahmenrichtlinie, bzw. dem dort formulierten Verschlechterungsverbot entgegenstehen. Zudem sind solche Anlagen aufgrund ihrer langen Lebens- und Abschreibungsdauer in der Regel wenig flexibel bezüglich veränderlicher Rahmenbedingungen (klimatische Verhältnisse, Landnutzungsansprüche). In Kostenvergleichsrechnungen, die üblicherweise auf die Lebensdauer der Anlagen ausgelegt werden, stellen sie sich zwar zum Zeitpunkt der Planung als kostengünstig dar. Die Möglichkeit, dass später notwendig werdende Anpassungen erhebliche Mehrkosten verursachen können, wird jedoch bei diesen Rechnungen in der Regel nicht in Betracht gezogen.

Die HwRMRL fordert deshalb, bei der Erstellung der Pläne alle Aspekte des Hochwas-

serrisikomanagements zu berücksichtigen, „wobei der Schwerpunkt auf Vermeidung, Schutz und Vorsorge, einschließlich Hochwasservorhersagen und Frühwarnsystemen liegt und die besonderen Merkmale des betreffenden Einzugsgebietes bzw. Teileinzugsgebietes berücksichtigt werden“ sollen. Auch die „Unterstützung nachhaltiger Flächennutzungsmethoden, die Verbesserung des Wasserrückhalts und kontrollierte Überflutungen bestimmter Gebiete“ werden explizit für die Abwägung von Maßnahmen benannt (Artikel 7, Absatz 3 HwRMRL).

Solch integrative Maßnahmen zur Minderung von Hochwasserrisiken können von den für Hochwasserschutz zuständigen Behörden in der Regel nur in langwierigen Abstimmungsprozessen mit anderen Aufgabenträgern implementiert werden. Teils gelingt dies erst nach mehreren Anläufen und intensiven Diskussionen. Das Postulat einer verstärkten Berücksichtigung solcher Maßnahmen macht die Umsetzung der HwRMRL für die zuständigen Verwaltungsteile zu einer besonderen Herausforderung. Im SAWA-Projekt wurden deshalb mehrere Pilotstudien durchgeführt, aus denen Empfehlungen für die Erstellung von Hochwasserrisiko-Managementplänen abgeleitet werden können. Die HafenCity Universität Hamburg war Partner bei der Erarbeitung einer Pilotstudie für das Einzugsgebiet der Wandse, einem Stadtbach in Hamburg. Schwerpunkte der Studie lagen im Bereich der Gestaltung partizipativer Planung für die Aufstellung von Hochwasserrisikomanagement-Plänen und der Überprüfung von Potentialen solcher Maßnahmen zur Hochwasserminderung, die eine Verbesserung des ökologischen Zustandes der Gewässer befördern können¹.

Die inhaltliche Verantwortung für die Studie lag beim Landesbetrieb Straßen, Brücken und Gewässer. Die Gestaltung und Durchführung des partizipativen Planungsproz-

ses sowie eine Quantifizierung der hydrologischen Wirkung der Maßnahmen durch ein Niederschlags-Abflussmodell wurden von der Technischen Universität Hamburg-Harburg übernommen.

¹ solche Maßnahmen werden im Folgenden als synergetische Maßnahmen bezeichnet, siehe auch Kap. 6

5 Untersuchungsgebiet

5.1 Allgemeine Informationen zum EZG Wandse

Bei der Wandse handelt es sich um einen kiesgeprägten Tieflandbach, dessen Einzugsgebiet überwiegend auf dem Landesgebiet Hamburgs liegt (60 von 88 km²). Der Oberlauf des Gewässers fließt im benachbarten Schleswig-Holstein durch landwirtschaftlich genutzte Flächen. Die vorliegenden Untersuchungen beschränken sich auf das Einzugsgebiet auf dem Landesgebiet Hamburgs.

5.1.1 Gewässerlauf der Wandse und ihre Nebengewässer

Bedeutendere Nebengewässer der Wandse auf Hamburgischem Landesgebiet sind die Berner Au, die Rahlau und die Stellau (Abbildung 2).

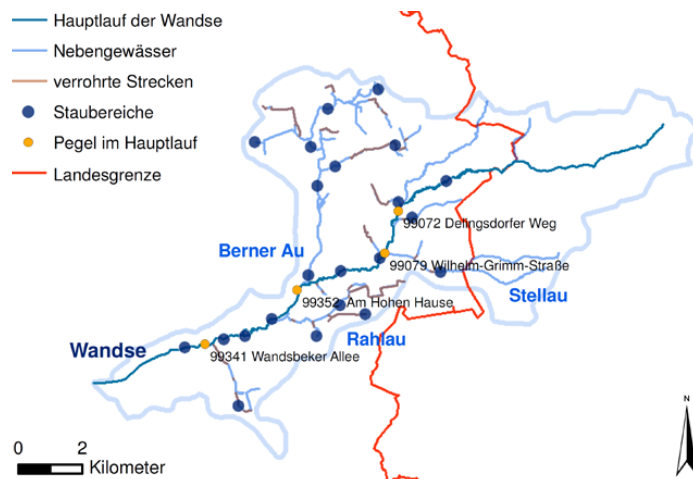


Abbildung 2: Einzugsgebiet der Wandse, Gewässernetz, Lage der Stillgewässerbereiche (blaue Kreise) und Pegel im Hauptlauf (braun: verrohrte Teilstrecken).

Das Gewässernetz der Wandse umfasst 85 km, wovon etwa 21 km auf den Hauptlauf entfallen, der ein mittleres Gefälle von 1,5 ‰ aufweist (Abbildung 3). 22 Stillgewässerbereiche – kleine Becken zum Hochwasserrückhalt, ehemalige Mühlenteiche, Teiche zur Gestaltung von Grünflächen – unterbrechen das Fließgewässerkontinuum. Die Wandse fließt über die Alster in die Elbe, sie mündet über den Eilbekkanal in die angestaute Außenalster nördlich der historischen Innenstadt Hamburgs (Abbildung 4). Der Wasserstand im Eilbekkanal entspricht der Stauhöhe von Außen- und Binnenalster, der in der Innenstadt Hamburgs kurz vor der Mündung der Alster in die Elbe über die Rathauschleuse eingestellt wird.



Abbildung 3: Impression aus dem Mittellauf der Wandse (etwa Höhe des Pegels 99352 Am Hohen Hause).



Abbildung 4: Mündung der kanalisierten Wandse (Eilbekkanal) in die Außenalster.

5.1.2 Niederschlag und typische Abflusswerte

Der Jahresniederschlag in Hamburg beträgt ca. 765 mm (DWD), die tatsächliche Verdunstung wird mit ca. 525 mm angegeben (BUNR 2003). Tabelle 2 zeigt typische Abflusswerte für einen Pegel im Oberlauf (Delingsdorfer Weg) und einen Pegel im Unterlauf, kurz vor der Mündung in den Eilbekkanal (Wandsbeker Allee).

Tabelle 2: Abflusswerte im Ober- und Unterlauf der Wandse (aus BSU 2009d, S. 10).

Pegel	Einzugsgebiet [km ²]	Mittlerer Niedrigwasserabfluss (MNQ) [m ³ /s]	Mittlerer Abfluss (MQ) [m ³ /s]	Hochwasserabfluss (HQ ₁) [m ³ /s]
99072 Delingsdorfer Weg	25,0	0,003	0,032	1,005
99341 Wandsbeker Allee	81,8	0,187	0,478	6,038

5.1.3 Geologie

Sande, Lehmsande und Lehme aus eiszeitlichen Ablagerungen stellen die dominierenden Bodenarten im Untersuchungsraum (Abbildung 5). Entlang der Gewässerläufe kommen im Untergrund oft organische, moorig-anmoorige Schichten vor (Torfe und Mudden). Tone sind nur auf sehr kleinen Teilflächen im Einzugsgebiet anzutreffen.

vorherrschende Bodenart der Flurstücke (nach Baugrundübersicht)

- Tone, Lehme (Beckenton und -schluff)
- Lehmsande, Lehme (Grundmoränen)
- Lehmsande (Grundmoränen unter Sand)
- Sande (Schmelzwassersande)
- Sande (Talsande)
- organisch geprägt (Torf oder Muddede)
- Gewässernetz Wandse
- Landesgrenze

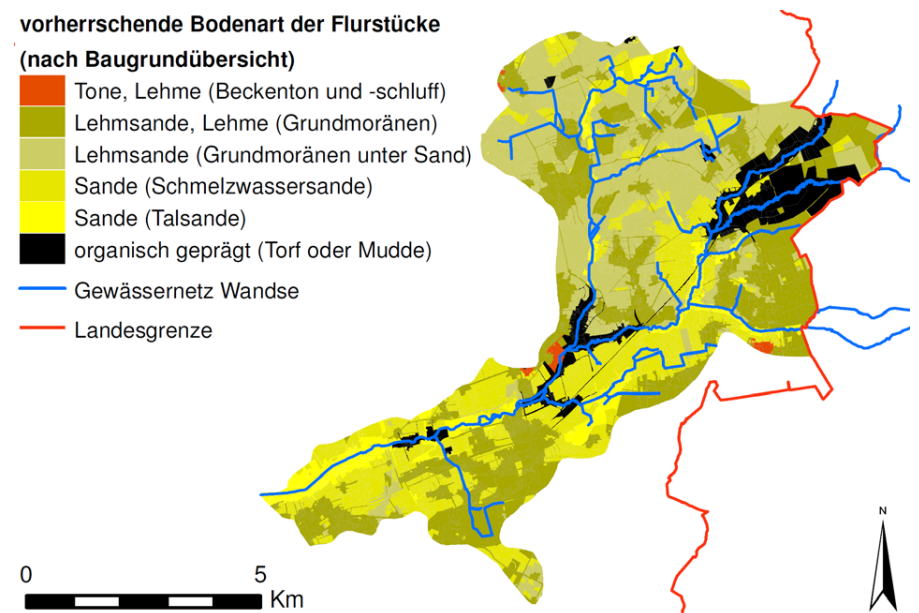


Abbildung 5: Bodenart mit schlechtester Durchlässigkeit auf den Flurstücken des Einzugsgebiets der Wandse.

5.1.4 Grundwasser-Flurabstände

Geringe Grundwasser-Flurabstände treten im Untersuchungsraum vor allem im Nahbereich der Gewässer auf und betreffen somit nur einen kleinen Anteil des Einzugsgebiets (Abbildung 6).

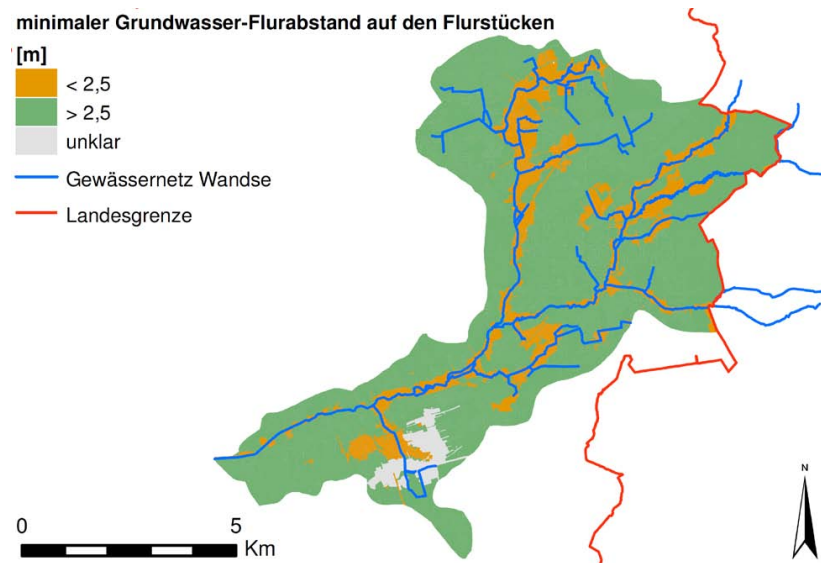


Abbildung 6: minimale Grundwasser-Flurabstände auf den Flurstücken im Einzugsgebiet der Wandse.

5.1.5 Besiedlung und Versiegelung im Einzugsgebiet

Der Hamburgische Teil des Einzugsgebietes ist unterschiedlich dicht besiedelt, neben größeren Grünzügen dominieren in den innenstadtfernen Gebieten Einfamilienhäuser und Geschosswohnungsbauten mit mittleren Versiegelungsgraden. Verdichtete Stadträume, Gewerbegebiete und der innenstadtnahe Bereich sind nahezu vollstän-

dig überbaut (Abbildung 7, Abbildung 8). Der Großteil der befestigten Flächen wird weitgehend ungedrosselt über die Regenkanalisation in die Wandse und ihre Nebengewässer entwässert.

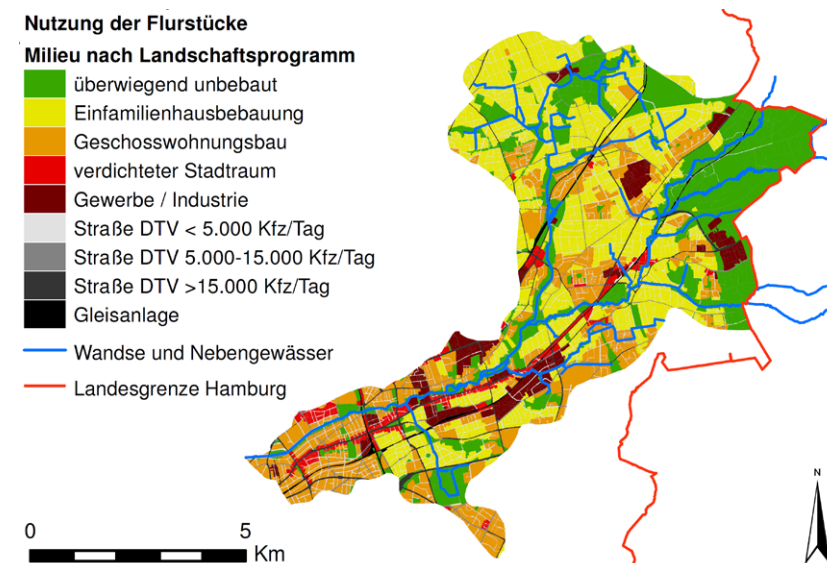


Abbildung 7: Nutzung der Flurstücke im Einzugsgebiet der Wandse (Grundlage: Milieus nach Landschaftsprogramm übertragen auf die Flurstücke. Da die Verkehrsflächen der Grafik im gedruckten Bericht nur eingeschränkt unterscheidbar sind, wird bei Bedarf auf die digitale Version verwiesen.)

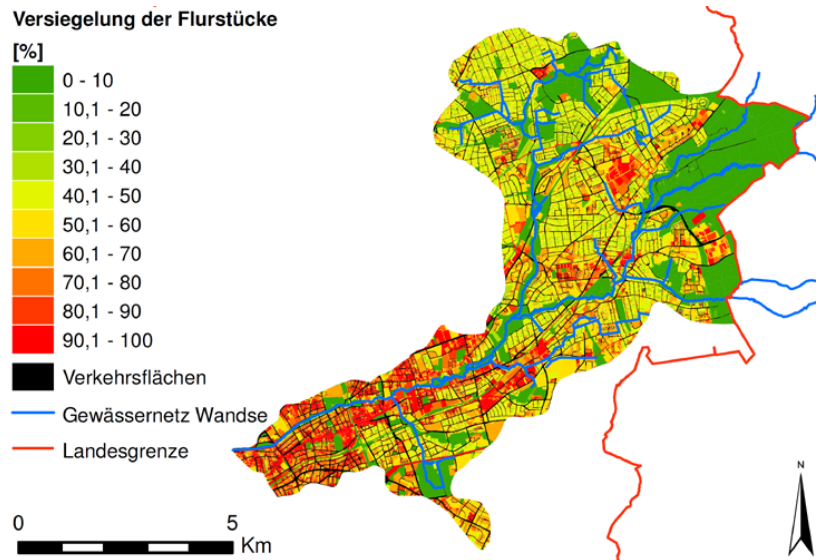


Abbildung 8: Versiegelungsgrade im Einzugsgebiet der Wandse (Grundlagen: Gebäudeflächen, berechnete Nebenflächen übertragen auf die Flurstücke, genaueres siehe Kapitel 7.4).

5.2 Hochwassersituation im Untersuchungsgebiet

5.2.1 Gefährdungen durch Hochwasser

Akute, konkrete Handlungsschwerpunkte eines Hochwasserrisikomanagements, die sich aus vergangenen Überschwemmungen im Untersuchungsgebiet ableiten ließen, wurden weder seitens der Projektleitung (LSBG Hamburg) noch von Akteuren der interdisziplinär besetzten Arbeitsgruppe der Lern- und Aktionsallianz Wandse (LAA Wandse) benannt. Schäden, die in den vergangenen Jahren durch Hochwasserereignisse entlang der Wandse entstanden sind, sind in der LAA Wandse nicht thematisiert worden. Aufzeichnungen zu vergangenen Überschwemmungen und daraus entstan-

denen Schäden entlang des Wandse-Hauptlaufes existieren nicht.

Mögliche Gefährdungen durch Hochwasser im Einzugsgebiet der Wandse konnten im SAWA-Projekt ausschließlich anhand von Hochwassergefährdungskarten für den Hauptlauf der Wandse abgeleitet werden. Auf diesen Hochwassergefährdungskarten sind die Überschwemmungsflächen für HQ_{10} , HQ_{50} , HQ_{100} und HQ_{200} von der Landesgrenze bis zur Mündung in den Eilbekkanal dargestellt sowie die zu erwartenden Wassertiefen bei einem HQ_{200} ersichtlich. Die Karten sind Ergebnis einer Hochwasserstatistik, die mit einem Niederschlags-Abflussmodell mit der Software Kalypso berechnet wurden (LSBG 2009).

Als Grundlage der Untersuchungen für das SAWA-Projekt wurde ein Hochwasserereignis zugrunde gelegt, das im langjährigen Mittel in 200 Jahren einmal auftritt (HQ_{200}). In LSBG 2009 sind die Abflussmengen für Bemessungshochwasser verschiedener Auftretenswahrscheinlichkeit ermittelt worden. Ein HQ_{200} erreicht am Pegel 99431 Wandsbeker Allee einen Spitzenabfluss von $17 \text{ m}^3/\text{s}$ (LSBG 2009). Das entspricht ungefähr dem Dreifachen des Abflusses eines HQ_1 (Tabelle 2).

Abbildung 9 zeigt, dass bei einem HQ_{200} vor allem im Ober- und Mittellauf der Wandse mit Überschwemmungsschäden gerechnet werden muss.

Akuter Handlungsbedarf für Maßnahmen des (technischen) Hochwasserschutzes, der im Sinne einer vorsorgenden Gefahrenabwehr durch die öffentliche Hand erfolgen müsste, lässt sich aus dieser Gefährdungsanalyse nicht ableiten. Ein solcher wurde auch von keinem Teilnehmer der LAA Wandse für erforderlich gehalten. Nach § 76 WHG ist für Gebiete, in denen ein signifikantes Hochwasserrisiko erkannt wird, die Ausweisung eines Überschwemmungsgebietes durch Landesverordnung bis zum 22.12.2013 notwendig. Das 1986 erstmals entlang der Wandse ausgewiesene Überschwemmungsgebiet muss in diesem Rahmen überprüft und gegebenenfalls an die

Anforderungen der letzten Novelle des WHG angepasst werden.

Vor dieser durch die Projektleitung definierten Gefährdungskulisse erschien es den Projektbeteiligten sinnvoll, die Untersuchungen in SAWA auf Maßnahmen zur Hochwasservorsorge (Flächenvorsorge, Wasserrückhalt, Informationsvorsorge, Bauvorsorge...) zu fokussieren.

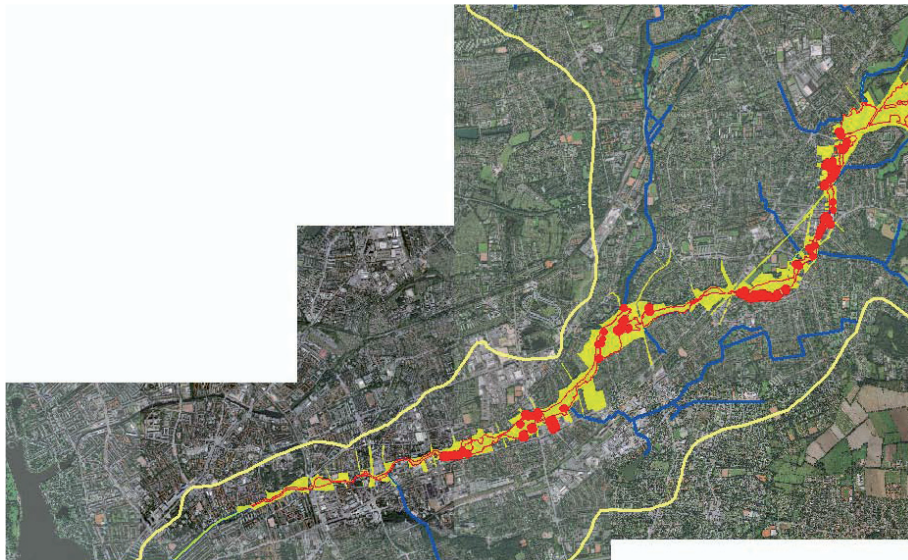


Abbildung 9: Von Überschwemmungen zumindest teilweise betroffene Flurstücke (gelb) und Gebäude (rot) entlang des Wandse-Hauptlaufes bei einem HQ_{200} .

Aus Sicht der Verfasser sind die Gefährdungen durch Hochwasser im Einzugsgebiet der Wandse allerdings nur unvollständig beschrieben. Diese Einschätzung wird im Folgenden kurz begründet.

Die Hochwassergefahr entlang der Nebengewässer kann nicht beurteilt werden. In den Teileinzugsgebieten der Berner Au, der Stellau und der Rahlau befindet sich ein

bedeutender Anteil der Gewässerstrecken im Gewässernetz der Wandse. Bei dem hohen Anteil versiegelter Flächen in diesen Teileinzugsgebieten ist aus Sicht der FG USIP mit besonderen Gefährdungen zu rechnen. Es standen keine Unterlagen zur Verfügung, anhand derer überschwemmungsgefährdeten Flächen ersichtlich waren oder eingegrenzt hätten werden können.

Offenbar liegen für das gesamte Einzugsgebiet keine Aufzeichnungen zu vorangegangenen Überschwemmungen und daraus entstandenen Schäden vor. Um bestehende oder mögliche Gefährdungspunkte besser beurteilen zu können, könnten solche Informationen von den (ehemaligen) Gewässerwarten abgefragt werden und / oder durch Analyse von Feuerwehreinsatzdaten gewonnen werden.

Auch konnte keine detaillierte Analyse möglicher nachteiliger Folgen für die verschiedenen Schutzgüter der HwRMRL vorgenommen werden, weil die nötigen Grundlageninformationen (Standorte von Betrieben nach IVU-Richtlinie, erhaltenswerte denkmalgeschützte Gebäude, Tiefgaragen, etc.) nicht für überschwemmungsgefährdete Flächen entlang der Nebengewässer ausgewertet wurden. Eine Aufarbeitung dieser fehlenden Planungsgrundlagen durch die Erstellung von Hochwassergefahren- und Hochwasserrisikokarten nach dem in LAWA (2010) empfohlenen Vorgehen sollte aus Sicht der Verfasser baldmöglichst als Basis der formellen Aufstellung des Hochwasserrisikomanagement-Plans erfolgen.

Schließlich sei an dieser Stelle kommentiert, dass das für die Untersuchungen herangezogene HQ_{200} im Sinne der Hochwasserrisikomanagement-Richtlinie eher als Hochwasser mit mittlerer Auftretenswahrscheinlichkeit einzustufen wäre, denn „Unter Hochwasserereignissen mit niedriger Wahrscheinlichkeit sind Ereignisse zu verstehen, die im statistischen Mittel deutlich seltener als alle 100 Jahre auftreten“ (LAWA 2010, S.10). Zu den Gefährdungen, wie sie bei einem Hochwasser niedriger

Auftretenswahrscheinlichkeit oder einem extremen Hochwasserereignis auftreten könnten, lagen im SAWA-Projekt keine Bewertungsgrundlagen vor (zur Einordnung der Dimension eines HQ_{200} zu derartigen Ereignissen siehe auch Kapitel 5.2.3).

Vor dem Hintergrund dieser unvollständigen Gefährdungsanalyse wurden seitens der FG USIP weitergehende Auswertungen zur genaueren Charakterisierung von Hochwasserverläufen im Untersuchungsgebiet angestellt. Dies geschah einerseits mit dem Ziel, wichtige Prozesse der Hochwasserentstehung im Untersuchungsgebiet zu identifizieren, um die generelle Wirkung von Maßnahmen und deren Eignung als synergetische Maßnahme besser beurteilen zu können. Für die Abschätzung von Wirksamkeiten war es andererseits wichtig, die zu erwartenden Intensitäten von Hochwasserereignissen besser einordnen zu können. Die Erkenntnisse aus diesen Untersuchungen sind in den folgenden Kapiteln zusammengefasst.

5.2.2 Hochwasserentstehung im Untersuchungsgebiet

Anhand von Pegeldata von vier Pegeln im Hauptlauf der Wandse kann ein Überblick über das Ausmaß und den Ablauf von Hochwasserereignissen erhalten werden (von Mündung Richtung Quelle: 99341 Wandsbeker Allee, 99352 Am Hohen Hause, 99079 Wilhelm-Grimm-Straße und 99072 Delingsdorfer Weg, zur Lage siehe Abbildung 2). Die Abflussdaten wurden vornehmlich mit Hinblick auf ein besseres Verständnis der Hochwasserentstehung und Abflussdynamik ausgewertet. Seit 1995 wurde an diesen Pegeln eine stündliche Aufzeichnung der Wasserstände (und Abflüsse) betrieben. Erst diese zeitliche Auflösung erlaubt einen Einblick in die Dynamik der Hochwasserentstehung im Untersuchungsgebiet, der unter Zuhilfenahme von zeitlich ebenfalls hoch

aufgelösten Niederschlagsdaten der Station Fuhlsbüttel² verfeinert werden kann. Alle Hochwasser, die seit 1995 am Pegel 99341 Wandsbeker Allee einen Abfluss von mehr als $6 \text{ m}^3/\text{s}$ aufwiesen, wurden näher betrachtet. Diese Analyse abschließend kann zwischen drei unterschiedlichen Typen von Hochwasser unterschieden werden, deren Charakteristiken im Folgenden kurz erläutert werden:

Typ 1: Hochwasser aus kurzen Sommergewittern

Für den Aufzeichnungszeitraum von 1995 bis 2007 kann festgehalten werden, dass Hochwasserabflüsse vor allem als Folge von kurzandauernden, konvektiven Niederschlägen auftreten (7 von 11 Ereignissen; a)-g) in Abbildung 10). Für kleine Einzugsgebiete ist die Hochwasserentstehung aus derartigen Niederschlagsereignissen charakteristisch (Maniak 1993, S. 136), insbesondere, wenn hohe Versiegelungsgrade den Anteil des abflusswirksamen Niederschlags erhöhen.

Die Niederschläge sind zwar auf wenige Stunden begrenzt, die Spitzenwerte übersteigen jedoch meist 10 mm pro Stunde deutlich (bei Ereignis a; in Abbildung 10 sogar $> 25 \text{ mm/Stunde}$). Die Hochwasserganglinien am mündungsnahen Pegel 99341 Wandsbeker Allee zeigen, dass der Großteil des abflusswirksamen Niederschlages innerhalb von 24 Stunden das Einzugsgebiet als Abfluss verlässt. Der Abflussscheitel geht bei diesen Hochwasserereignissen an den Pegeln 99341 Wandsbeker Allee, 99352 Am Hohen Hause, 99079 Wilhelm-Grimm-Straße meist in den direkt auf den Niederschlag folgenden ein bis drei Stunden durch.

Daraus kann geschlussfolgert werden, dass die Hochwasserspitzen im städtischen

² für die Jahre 1991 bis 2000 lagen auch zeitlich hoch auflösende Niederschlagsmessungen der Station Jenfeld vor. Weitere sechs Stationen rund um das Einzugsgebiet liefern lediglich Tageswerte, sind teils auch nicht durchgehend betrieben worden (LSBG 2009, S. 8f.) und sind deshalb für eine Betrachtung dynamischer Prozesse der Hochwasserentstehung ungeeignet.

Teil des Untersuchungsgebietes überwiegend von einer schnellen Abflusskomponente verursacht werden, die wiederum mit der Entwässerung versiegelter Flächen über die Regenkanalisation im Nahbereich der Pegel erklärt werden kann. Lediglich der Pegel 99072 Delingsdorfer Weg (dunkelblau in Abbildungen 8 bis 10) zeigt keine erste, deutlich höhere Abflussspitze. Dies unterstützt jedoch die getroffene Schlussfolgerung, da dessen Einzugsgebiet überwiegend unbesiedelt ist und somit schneller Abfluss von versiegelten Flächen gar nicht bzw. nur in untergeordneter Größe auftreten kann.

Bei den auslösenden, konvektiven Niederschlägen wird oft nur ein Teil des Einzugsgebietes überregnet. Das Fehlen der charakteristischen Spitze der schnellen Abflusskomponente am Pegel 99341 Wandsbeker Allee, in den Ganglinien der Hochwasserereignisse c) und g) kann darauf zurückgeführt werden, dass nur das obere Teileinzugsgebiet bzw. das Teileinzugsgebiet der Berner Au von ergiebigen Niederschlägen getroffen wurde.

Vergleicht man die Abflussganglinien der Pegel 99352 Am Hohen Hause und 99341 Wandsbeker Allee so kann man gut erkennen, dass die Abflussspitze des im Mittellauf liegenden Pegels 99352 Am Hohen Hause stets mit etwa 3 bis 5 Stunden Verzögerung am Pegel 99341 Wandsbeker Allee durchläuft. Ebenfalls gut sichtbar ist der Effekt von Gewässerretention und der Seeretention der zwischen den Pegeln liegenden Staubeiche: Die Abflusswelle läuft in einer abgeflachten Form, mit niedrigem Spitzenabfluss aber breiterer Basis durch den Pegel des Unterlaufs. Dieser Effekt ist besonders deutlich im Falle der Hochwasserereignisse c) und g), kann aber auch bei allen anderen Ereignissen in unterschiedlicher Ausprägung beobachtet werden.

Am klarsten tritt die Abflusscharakteristik des Untersuchungsgebietes bei kurzen, intensiven Niederschlägen zu Tage, da hier ein eindeutiges kurzes Eingangssignal ein

Ausgangssignal erzeugen kann, das nicht durch weitere Eingangssignale überlagert wird (wie z.B. bei den Ereignissen h) und i) in Abbildung 11).

Bei diesem Hochwassertyp wird ebenfalls deutlich, dass die verfügbaren Daten aus der punktuellen NDS-Messung der Station Fuhsbüttel^{2(S. 17)} das Eingangssignal Niederschlag nur fragmentarisch wiedergeben können. Einzelne Gewitterzellen liefern starke Niederschläge überwiegend in eng begrenzten Gebieten. In der Regel sind diese kleiner als 25 km² (Übergang vom Punktniederschlag zu Gebietsniederschlägen, siehe DVWK 1997), das entspricht der Fläche eines Kreises mit dem Durchmesser von 5,64 km.

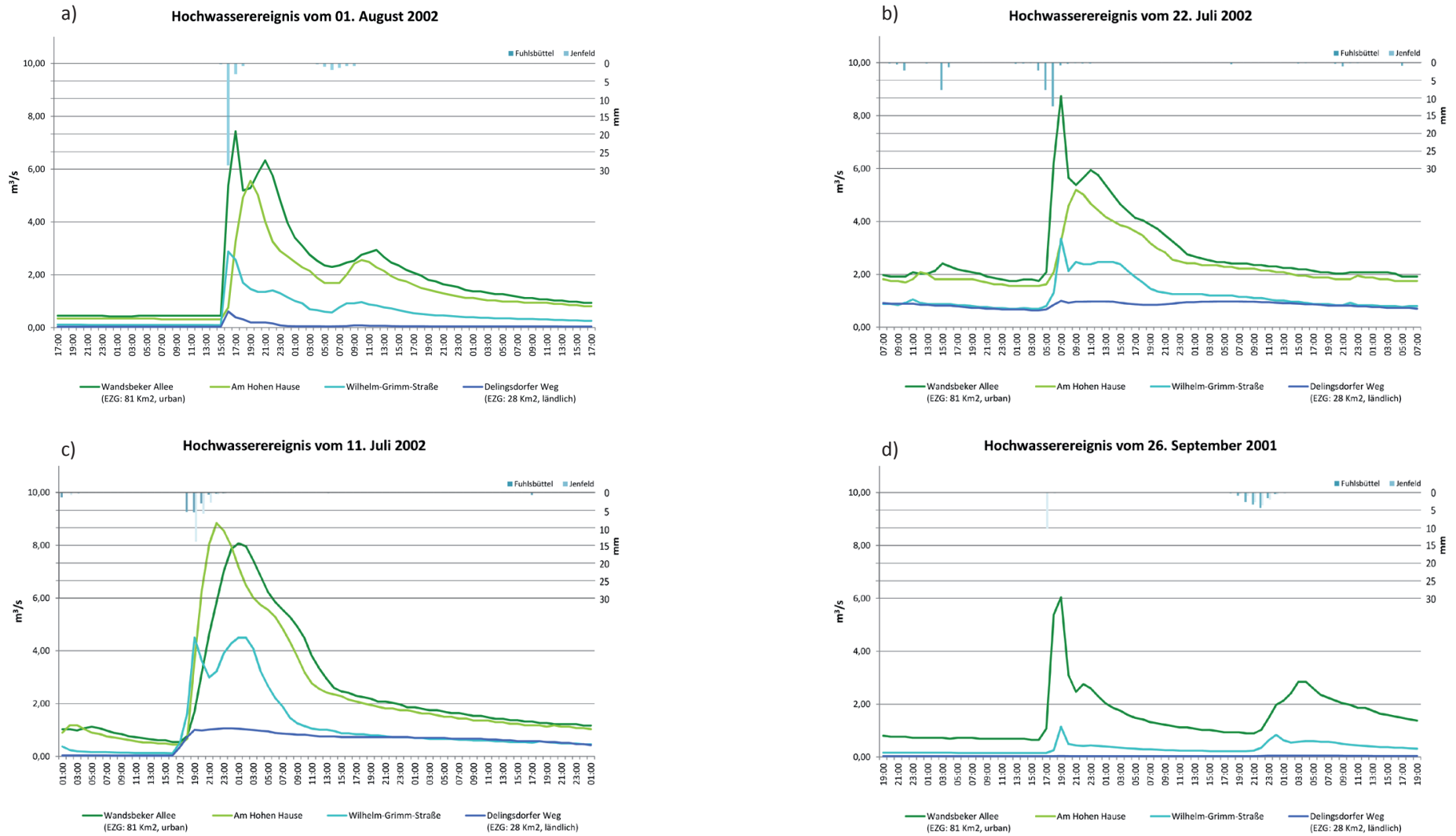


Abbildung 10 (bitte umblättern): (1) Verläufe von Hochwasserereignissen aus kurzen, intensiven Niederschlägen im hydrologischen Sommerhalbjahr mit einem Abfluss von $> 6 m^3/s$ am Pegel 99341 Wandsbeker Allee im Zeitraum 1995 bis 2007.



Abbildung 10: (2) Verläufe von Hochwasserereignissen aus kurzen, intensiven Niederschlägen im hydrologischen Sommerhalbjahr mit einem Abfluss von > 6 m³/s am Pegel 99341 Wandsbeker Allee im Zeitraum 1995 bis 2007 (2).

Typ 2: Hochwasser aus ergiebigem Sommerniederschlag

Die Hochwasserereignisse h) und i) in Abbildung 11 treten ebenfalls im Sommerhalbjahr auf, sind jedoch auf ein anderes Niederschlagsgeschehen zurückzuführen als die Ereignisse des Typs 1. Die auslösenden Niederschläge werden hier als länger andauernde, ergiebige Sommerniederschläge bezeichnet. Auslöser solcher Niederschläge können advective Aufgleitvorgänge (Frontenregen bei Wechsel zwischen Kalt- und sommerlich feuchten Warmluftgebieten) oder auch begleitende mesoskalige konvektive Systeme (Komplex aus mehreren Gewitterzellen mit einer längeren Auftretensdauer) oder eine zeitlich enge Abfolge der genannten Vorgänge sein.

Bei den Ereignissen h) und i) fallen die Niederschläge über einen Tag verteilt (oder schon am Vortag), erreichen jedoch keine sehr hohen Spitzenwerte ($> 10 \text{ mm/ Stunde}$)³. Die Abflussganglinien sind im Gegensatz zu den Hochwasserereignissen des Typs 1 von einem etwas langsameren Anstieg, vor allem jedoch von einem längeren Andauern hoher Abflusswerte mit einem langsameren Abklingen geprägt. Der Abflussscheitel bildet sich bei diesen Ereignissen als Kombination aus den schnellen Abflüssen im Nahbereich der Pegel und dem Ablauf aus dem darüber liegenden Einzugsgebiet.

Während des Hochwasserereignisses i) vom 18. Juli 2002 wurde mit $10,92 \text{ m}^3/\text{s}$ der höchste Abflusswert im untersuchten Zeitraum aufgezeichnet. Bei diesem Hochwasser waren in der vorhergehenden Woche bereits intensive Niederschläge im Einzugsgebiet der Wandse gefallen, so trat am 11. Juli 2002 das Hochwasserereignis c) in Abbildung 10 auf. Auch dem Hochwasserereignis h) vom 21. Juli 2005 waren ergiebige Niederschläge am 18. und 20. Juli vorangegangen.

³ Für die Interpretation der Niederschlagsaufzeichnungen gelten die bereits genannten Einschränkungen der verfügbaren Punktmessungen.

An diesem Beispiel ist die Abhängigkeit der Hochwasserentstehung vom Niederschlagsvorgesehen erkennbar, bei der längerfristig andauernde hydrologisch bedeutende Einzelprozesse wie Wassersättigung des Oberbodens und Grundwasserabfluss sich mit dem kurzfristigen Geschehen des schnellen Abflusses überlagern. Solche Mechanismen sind der Grund dafür, dass aus der Einordnung einer Niederschlagsmenge in eine Niederschlagsstatistik nicht auf einen Abfluss geschlossen werden kann, anders ausgedrückt, dass ein 10-jähriger Niederschlag nicht zwingend Auslöser eines 10-jährigen Hochwassers ist.

Hochwasser des Typs 2 kommen in dieser Auswertung vergleichsweise selten vor (2 von 11 Ereignissen im Untersuchungszeitraum). Dies ist dadurch zu erklären, dass die auslösenden Niederschläge in der Regel für sich alleine nicht zu Abflüssen $> 6 \text{ m}^3/\text{s}$ am Pegel 99341 Wandsbeker Allee führen, somit nur als (noch seltenere) Kombination (selten) ergiebiger Niederschlagsereignisse starke Hochwasser verursachen können. Die grundlegenden Charakteristika der Abflussbildung im Einzugsgebiet, insbesondere die große Bedeutung der schnellen Abflusskomponenten, wie sie bei den Hochwasserereignissen des Typs 1 beschrieben wurden, sind auch bei diesem Hochwassertyp vorhanden, treten aber aufgrund der Wellenüberlagerung in den Ganglinien nicht deutlich hervor.

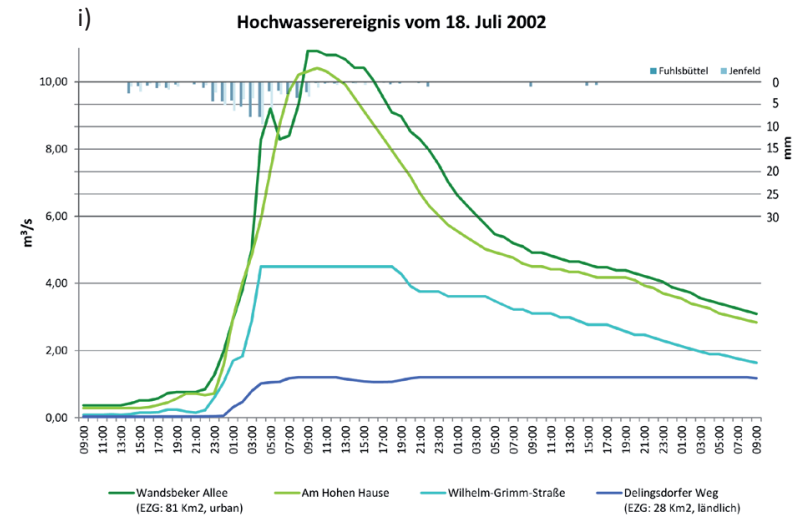
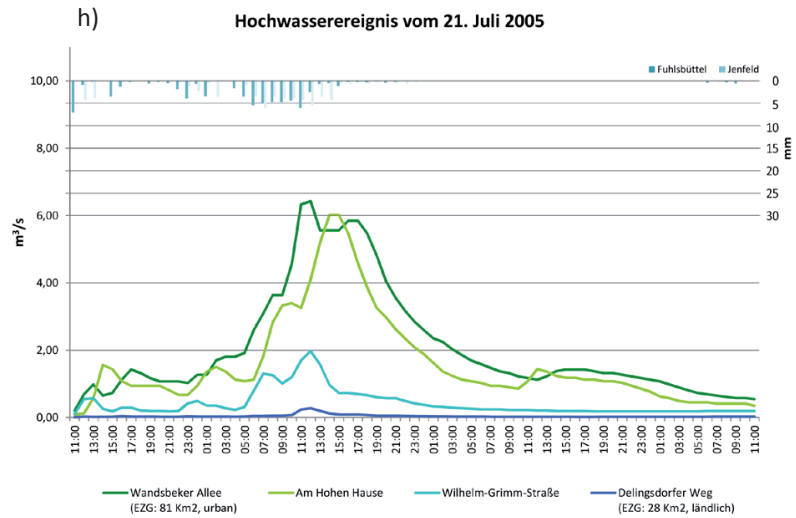


Abbildung 11: Verläufe von Hochwasserereignissen aus länger andauernden Niederschlägen im hydrologischen Sommerhalbjahr mit einem Abfluss von > 6 m³/s am Pegel 99341 Wandsbeker Allee im Zeitraum 1995 bis 2007.

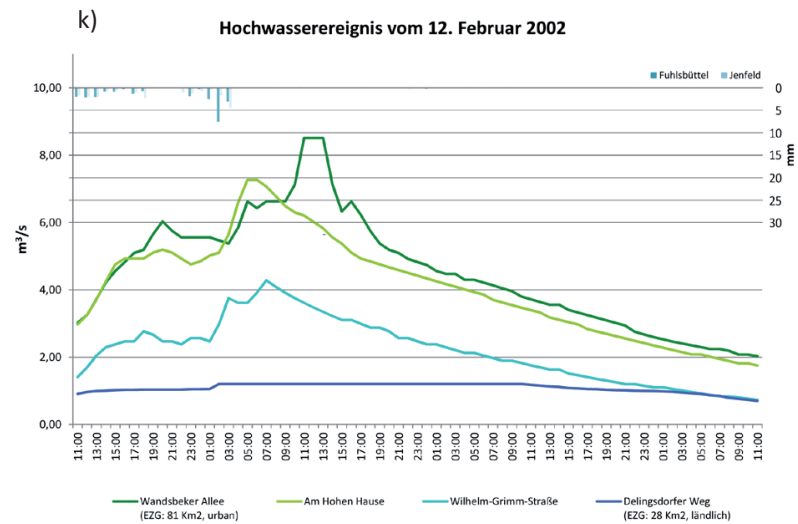
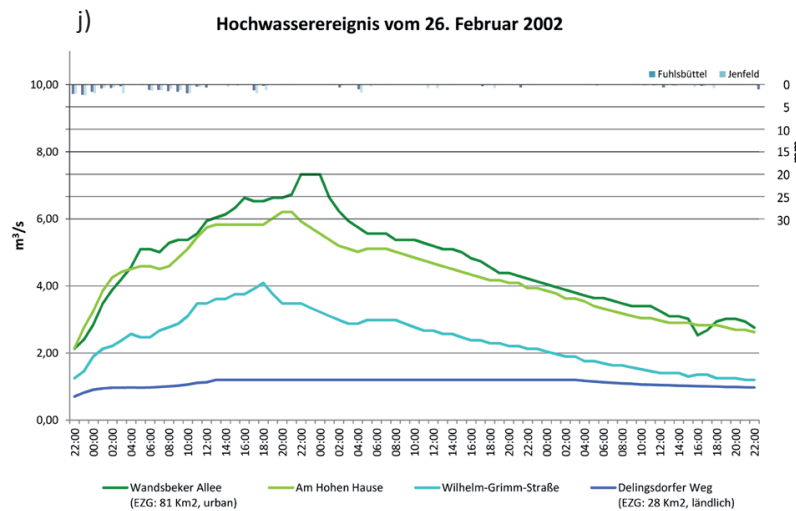


Abbildung 12: Verläufe von Hochwasserereignissen im hydrologischen Winterhalbjahr mit einem Abfluss von > 6 m³/s am Pegel 99341 Wandsbeker Allee im Zeitraum 1995 bis 2007.

Typ 3: Grundwasserabflussdominierte Winterhochwasser

Der Verlauf des Abflusses der Hochwasserereignisse j) und k) in Abbildung 12 ist mit den bisher diskutierten Mechanismen der Hochwasserentstehung aus dem Niederschlagsgeschehen der Stunden und Tage vor dem Hochwassers nicht zu erklären. Die in diesem Zeitraum fallenden Niederschlagsmengen sind sehr gering.

Warum es dennoch zu Hochwasser kam, muss demnach anders erklärt werden: Beide Hochwasserereignisse fanden im Februar 2002 statt. In diesem Monat fielen 133 mm Niederschlag, das ist etwa die doppelte Menge als für diesen Monat im langjährigen Mittel üblich.

Diese große Niederschlagssumme traf auf ein bereits weitgehend wassergesättigtes Einzugsgebiet, in dem der Zufluss der Gewässer aus dem Grundwasser ohnehin bereits erhöht war. Zwischen dem 6. Dezember 2001 und dem 16. Januar 2002 lagen die Tagesmitteltemperaturen meist deutlich unter oder nur knapp über dem Gefrierpunkt. In diesem Zeitraum fielen 68 mm Niederschlag, der sich offenbar zu einem großen Teil als Schneedecke aufbaute. Diese begann ab dem 17. Januar abzutauen, während bis zum 8. Februar weitere 74 mm als Regen auf das Einzugsgebiet fielen.

Auf diese Situation folgend setzten vom 9. bis zum 11. Februar ergiebige, jedoch nicht ungewöhnlich intensive Niederschläge mit einer Summe von 51 mm ein, die dann den Hochwasserverlauf wie in Abbildung 12 k) gezeigt auslösten. Hierbei wurde ein Spitzenabfluss von 8,512 m³/s am Pegel 99341 Wandsbeker Allee erreicht. Vom 24. bis 26. Februar 2002 wurden lediglich 27 mm Niederschlag aufgezeichnet: Ausreichend für das Hochwasserereignis j) mit einem Spitzenabfluss von 7,328 m³/s.

Die Abflussscheitel beider Hochwasser am Pegel 99341 Wandsbeker Allee können im Gegensatz zu allen anderen gezeigten Hochwasserereignissen in ihrer Stärke und ihrem zeitlichen Verlauf nicht klar aus dem Niederschlagsverlauf erklärt werden.

Ohne dass noch Niederschlag gemessen wurde, der im Nahbereich des Pegels 99341 Wandsbeker Allee direkt hätte abflusswirksam werden können, treten die Scheitel deutlich höher auf als der am stromauf gelegenen Pegel 99352 Am Hohen Hause (vergleiche hierzu im Gegensatz die Abflusscharakteristik der Hochwasserereignisse c) und g) in Abbildung 10). Welcher Prozess der Abflussbildung für diese Form der Abflussganglinie ursächlich ist, kann nicht abschließend geklärt werden.⁴ Es ist wahrscheinlich, dass das Abflussgeschehen solcher Hochwasserereignisse viel stärker von der Abflusskomponente des Grundwasserzustroms zum Gerinne geprägt ist.

Hochwasserereignisse des Typs 3 treten im Auswertungszeitraum ebenfalls vergleichsweise selten auf (2 von 11 Ereignissen), eine Seltenheit, die vor dem Hintergrund der geschilderten Besonderheit des Temperatur- und Niederschlagsverlauf von Dezember 2001 bis Februar 2002 nachvollzogen werden kann.

Als Ergebnis der Untersuchungen zur Hochwasserentstehung im Untersuchungsgebiet wird festgehalten, dass

- die meisten Hochwasser im Einzugsgebiet in Folge sommerlicher konvektiver Niederschläge entstehen,
- die Abflussspitzen an den Pegeln im städtisch geprägten Einzugsgebiet bei diesen Ereignissen stets (und teils deutlich) aus den schnellen Abflüssen versiegelter Flächen im Nahbereich der Pegel gespeist werden,
- aus den gezeigten Hochwassertypen mit zwei Überschwemmungstypen zu rechnen ist. Bei den Hochwassern aus kurzen, sommerlichen Niederschlägen entsteht eine Gefährdung vor allem durch hohe Spitzenabflüsse an hydraulischen Engstellen ohne Retentionsräume. Bei den Hochwasserereignissen der Typen 2

⁴ Abschmelzender Schnee kann aufgrund des Temperaturverlaufes nicht zur Erklärung herangezogen werden.

und 3 sind eher Effekte der Überlagerung von Fließwellen aus verschiedenen Teileinzugsgebieten und die große Fülle der Hochwasser zu berücksichtigen, die zum Überlauf von Retentionsräumen bzw. -strecken und dann auch zu großflächigeren Überschwemmungen führen können. Die Schwachstellen im Gewässernetz sind für diese unterschiedlichen Überschwemmungstypen an unterschiedlichen Stellen zu erwarten.

Im Rahmen des Klimawandels werden für Hamburg steigende Lufttemperaturen prognostiziert, die eine höhere Luftfeuchtigkeit ermöglichen (v. Storch & Claussen 2011). Somit ist es wahrscheinlich, dass die Niederschlagsintensität der Hochwasser auslösenden Sommergewitter tendenziell zunimmt. Die Häufigkeit des Hochwassertyps I würde somit ebenfalls noch zunehmen, weshalb vieles dafür spricht, im Rahmen des Risikomanagements auf diesen Ereignistyp zu fokussieren.

5.2.3 Niederschlags- und Hochwasserstatistiken für das Untersuchungsgebiet und Einordnung der ausgewerteten Abflussereignisse

Die in der BSU für das Pegelwesen zuständige Stelle konnte zur Aufstellung der Abflussstatistik auf Pegelaufzeichnungen von insgesamt 39 Jahren zurückgreifen. Die aktuellste Hochwasserstatistik wurde von LSBG (2009) auf Grundlage modellierter Abflussdaten erstellt. Aus den ergiebigsten Niederschlagsereignissen von 50 Jahren wurden 100 Hochwasserverläufe modelliert und ausgewertet. Tabelle 3 fasst die Ergebnisse der verschiedenen Abflussstatistiken zusammen. An dieser Stelle sei festgehalten, dass die Spitzenabflüsse eines HQ_{200} sowohl für den kleinsten als auch für den größten Wert der Statistiken in etwa doppelt so hoch sind wie die Spitzenabflüsse eines HQ_5 .

Die Angaben zu Spitzenabflüssen von Hochwasserereignissen aus den verschiede-

nen, für den Pegel 99341 Wandsbeker Allee erstellten Abflussstatistiken zeigen, dass für die gleiche Auftretenswahrscheinlichkeit zwischen kleinster und größter Angabe erhebliche Unterschiede bestehen. Die größte Angabe ist dabei meist etwa um den Faktor 1,5 größer als die kleinste Angabe. Die kleinsten Angaben steigen bei zunehmender Wiederkehr vom 50-jährigen (9,9 m^3/s) zum 200-jährigen Ereignis (11,0 m^3/s) nur allmählich und um 2,1 m^3/s . Die höchste Angabe für ein 50-jähriges Hochwassers übersteigt mit 14,5 m^3/s bereits mit 2,5 m^3/s deutlich die kleinste Angabe für ein 200-jähriges Hochwasser (11,0 m^3/s).

Tabelle 3: niedrigste und höchste Angaben für Spitzenabflüsse bei Ereignissen unterschiedlicher Auftretenshäufigkeit für den Pegel 99341 Wandsbeker Allee^{a)}.

Wiederkehr [Jahre]	Spitzenabfluss in [m^3/s]	
	niedrigste Angabe	höchste Angabe
5	5,5	ca. 9
10	7,3	ca. 11
50	9,9	ca. 14,5
100	11,0	16,3
200	12,0	18,9

^{a)} laut Abflussstatistik nach einer Pegelstatistik (nach Anpassung von drei verschiedenen Verteilungen) der Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt und LSBG (2009), jeweils kleinster und größter genannter Wert

Aussagen zur Wiederkehr von 100 Jahren oder mehr befinden sich zudem im Extrapolationsbereich der Statistik, der methodisch üblich, jedoch mit einer besonders großen Unsicherheit behaftet ist, die für immer seltenere Hochwasserereignisse weiter zunimmt. Dieses Ausmaß methodischer Unsicherheiten von Hochwasserabflussstatistiken muss aus Sicht der Verfasser im Rahmen des Hochwasserrisikomanagement vor allem bei der Erstellung der Hochwassergefahrenkarten berücksichtigt werden. Dass seitens des LSBG ein HQ_{200} mit einem Abfluss von 17 m^3/s für die Erstellung der Karten gewählt wurde, berücksichtigt diese methodische Unsicherheit teilweise.

Zur weiteren Einordnung extremer Spitzenabflüsse seien im Folgenden noch einmal die für Hamburg typischen Niederschläge näher betrachtet. Zwar können Niederschlag und Abfluss nicht direkt in Bezug gebracht werden bzw. eine statistische Einordnung des Niederschlages erlaubt keinen Rückfluss auf die Auftretenswahrscheinlichkeit des daraus entstehenden Abflusses. Zahlreiche teils dämpfende und teils verstärkende Prozesse beeinflussen die Abflussbildung, die auch von dem zeitlich und räumlich hoch variablem Niederschlagsverlauf abhängig ist.

Dennoch liefert der Niederschlag das für die Abflussbildung wichtigste Eingangssignal. Diese Beziehung zeigt sich in einer Parallelität der Statistiken: Auch die Niederschlagsmenge eines 200-jährigen Ereignisses ist etwa doppelt so hoch wie die eines 5-jährigen Ereignisses (Tabelle 4).

Es erscheint deshalb sinnvoll, die Niederschlagsstatistiken als Einordnungsrahmen bei der Charakterisierung extremer (seltener) Hochwasserereignisse heranzuziehen, wie sie im Rahmen des Hochwasserrisiko-Managements auch berücksichtigt werden sollen. Für die Abschätzung von Niederschlagsmengen, die zu extremen Hochwasserereignissen führen können, können die MGN-Werte verwendet werden. Sie „ermöglichen es, sich eine Vorstellung von der Größenordnung der unter den gegebenen Klimaverhältnissen vermutlich größten Niederschlagshöhe zu verschaffen“ und sollen nicht für die Bemessung von Anlagen sondern „bei Sicherheitsüberlegungen und Risikobetrachtungen“ berücksichtigt werden (Schmidt 2007, S. VII). Die Niederschlagsmenge der für das Einzugsgebiet der Wandse relevanten maximierten Gebietsniederschläge entspricht dabei in etwa dem Doppelten der Niederschlagsmenge eines 200-jährigen Ereignisses.

Würde man diesen Faktor auf die in Tabelle 3 angeführten Spitzenabflüsse eines 200-jährigen Ereignisses übertragen, um Abflusswerte für ein seltenes oder extre-

mes Hochwasser zu erhalten, müsste man im Wandse-Einzugsgebiet am Pegel 99341 Wandsbeker Allee mit Abflüssen von 24 bis 38 m³/s rechnen. Diese Werte liegen deutlich über dem Spitzenabfluss von 17 m³/s des zur Aufstellung der Gefahrenkarten verwendeten HQ₂₀₀, das als Hochwasser mittlerer Auftretenswahrscheinlichkeit bezeichnet werden sollte (vgl. Kapitel 5.2.1).

Vor diesem Hintergrund erscheint es den Autoren sinnvoll, die Hochwasserrisiken für seltene und extreme Hochwasserereignisse im Einzugsgebiet ebenfalls zu bewerten. Es ist wahrscheinlich, dass sich daraus eine andere Gefährdungsanalyse ergibt, als in Kapitel 5.2.1 beschrieben. Bereits bei HQ₂₀₀ wird in fast allen Strecken bordvoller Abfluss erreicht, teils kommt es auch zu bedeutenden Überschwemmungen im Gewässerumfeld. Deshalb ist eine ergänzende Risikoanalyse für seltene und Extremereignisse insbesondere in gewässernahen Bereichen mit geringen Höhenunterschieden zu empfehlen.

Tabelle 4: Niederschlagsstatistik für Ereignisse unterschiedlicher Dauer und Wiederkehr nach FHH (2003) und Schmidt (1997).

Wiederkehr [Jahre]	maximaler Niederschlag [mm] für ein Ereignis der Dauer von			
	30 Minuten	6 Stunden	2 Tagen	1 Woche
5	19,5	35,7	58,2	89,5
10	23,0	41,5	66,5	100,0
50	31,0	54,9	85,7	124,5
100	34,5	60,7	94,0	135,0
200 ^{a)}	ca. 40	ca. 80	ca. 120	-
MPN ^{b)}	110	170	255	k.A.
MGN ^{c)} (25-100 km ²)	77	153	248	k.A.

^{a)} Die Werte für das 200-jährige Ereignis wurden von den Verfassern abschätzend aus den vorhandenen Angaben für häufigere Ereignisse extrapoliert.

^{b)} MPN: Der maximierte Punktniederschlag (Schmidt 2007) ist eine Annäherung an die physikalisch / klimatologische größtmögliche Niederschlagsmenge in einem Zeitraum. Er ist gültig für Gebietsgrößen bis 25 km².

^{c)} MGN: Der maximierte Gebietsniederschlag (Schmidt 2007) wird mit einem für zunehmend größere Gebiete kleiner werdenden Abminderungsfaktor aus dem MPN errechnet.

In Tabelle 5 werden die Abflüsse der in Kapitel 5.2.2 ausgewerteten Hochwasserereignisse und die Messwerte der für ihre Entstehung ursächlichen Niederschläge mit vorhandenen Abfluss- und Niederschlagsstatistiken (Tabelle 3 und Tabelle 4) gegenübergestellt.

Für die Hochwasserereignisse des Typs 1 (a-g)) kann die auf Seite 25 getroffene Aussage, dass bei konvektiven Niederschlägen üblicherweise nur ein kleiner Teil des Einzugsgebietes getroffen wird, bestätigt werden. Dies zeigt sich daran, dass bei fast allen Ereignissen an den Messstationen lediglich verhältnismäßig kleine Niederschlagssummen (Ereignisse kleiner oder gar viel kleiner einem 5-jährigen Regen) aufgezeichnet werden. Besonders auffällig ist dies bei Ereignis g), bei dem eine Abflussspitze von 8,16 m³/s erreicht wird, jedoch lediglich 8 mm Niederschlag gemessen werden. Die gemessenen Abflüsse zeigen an, dass bei allen Ereignissen irgendwo im EZG punktuell größere Niederschlagssummen fallen. Lediglich beim Ereignis a) konnte auf der sehr kurzen Dauerstufe von 30 Minuten mit 26,4 mm Niederschlag ein etwa 50-jähriges Ereignis (zumindest teilweise) gemessen werden.

Somit bestätigt sich, dass bei der überwiegenden Zahl der ausgewerteten Ereignisse die beobachteten 5 bis 10-jährige Hochwasser aus örtlich stark begrenzten Starkniederschlägen entstehen. Vor diesem Hintergrund kann ein großes Gefährdungspotential vermutet werden, wenn künftig großräumigere Gewitterzellen mit eventuell gar noch ergiebigeren Starkniederschlägen auftreten.

Für die Hochwasser des Typs 2 (Ereignisse h) und i) in Tabelle 5) zeigen sich größere Übereinstimmungen bei der Niederschlags- und Abflussstatistik. Im 2-Tages-Zeitraum werden jeweils Niederschlagsmengen gemessen, wie sie nach Statistik für die Dauerstufe von 2 Tagen nur alle 10 bis 50 Jahre zu erwarten sind. Aus den beiden Niederschlagsereignissen resultieren jedoch unterschiedliche Hochwasserverläufe. Bei h)

kommt es zu einem Hochwasser, das einen Spitzenabfluss eines 5-jährigen Ereignisses nach Abflussstatistik erreicht. Im Falle von i) entsteht ein Hochwasser mit einem Spitzenabfluss eines 10 bis 50-jährigen Ereignisses.

Hieraus kann man die hohe Dynamik des Zusammenspiels von Niederschlagsverläufen und deren räumlicher Verteilung sowie die daraus erfolgenden Abläufe von Hochwasserwellen und deren Überlagerungen im Einzugsgebiet erkennen. Der deutlich stärkere Verlauf des Hochwassers i) muss auf die stärkere Konzentration der Niederschläge in der Dauerstufe 6 Stunden zurückgeführt werden. Das ist insofern schlüssig, da der abflusswirksame Niederschlag aus dem Einzugsgebiet in kurzer Zeit abläuft (vergleiche Seite 17). Während bei Ereignis j) in der Zeitstufe 1 Woche sogar fast 20 mm mehr Niederschlagssumme erreicht werden als bei Ereignis i), ist der Niederschlagsverlauf des Ereignisses unkritisch aus Sicht des Auftretens hoher Spitzenabflüsse.

Aus dieser Beobachtung wird gefolgert, dass ein Hochwasser des Typs 2 eher große Intensität erlangen kann, wenn sich ein großer Teil der Niederschlagssumme in einer deutlich kürzeren Zeitstufe konzentriert. Auch bei diesem Hochwassertyp ist die stärkere Gefährdung aus intensiven Niederschlägen der Dauer von bis zu 6 Stunden zu vermuten.

Für die Ereignisse des Typs 2 wäre es sicherlich interessant, die Wirkung end- und anfangsbetonter Regenereignisse auf den Abfluss zu betrachten. Aus den ausgewerteten Hochwasserereignissen können hierzu jedoch keine Aussagen gewonnen werden. Aufgrund der Eigenschaften des Einzugsgebietes kann jedoch davon ausgegangen werden, dass die größere Hochwassergefährdung im mittleren und unteren Teil des Einzugsgebiets von endbetonten Niederschlägen erwartet werden kann, da hier die sehr schnelle Abflusskomponente im Nahbereich auf die bereits im Gerinne

laufenden Wellen des Vorregens im darüber liegenden Einzugsgebiet treffen würden. Für die Ereignisse des Hochwassertyps 3 (j) und k)) kann die oben getroffene Aussage, dass sich der hohe Abfluss bei diesen Ereignissen nicht auf die unmittelbare Niederschlagshistorie zurückführen lässt, sogar auf den Wochenzeitraum erweitern. Zum Auslösen solch grundwasserdominierter Hochwasser müssen offenbar über einen Zeitraum von mehreren Wochen sehr große Niederschlagssummen auftreten.

Tabelle 5: Einordnung der ausgewerteten Hochwasserereignisse (Abbildung 10, Abbildung 11 und Abbildung 12) und deren auslösende Niederschläge^{a)} in die Abfluss- und Niederschlagsstatistik.

Hochwasser	Spitzenabfluss [m3/s]/Einordnung	auslösender Niederschlag im Zeitraum von ... [mm]/Einordnung			
		30 Minuten	6 Stunden	2 Tagen	1 Woche
a) 1. August 2002	7,43/ 5 bis 10-jährig	26,4/ < 50-jährig	33,1/ < 5-jährig	33,1/ << 5-jährig	33,1/ << 5-jährig
b) 22. Juli 2002	8,74/ 5 bis 10-jährig	13,8/ < 5-jährig	25,6/ < 5-jährig	38,6/ << 5-jährig	50,8/ << 5-jährig
c) 11. Juli 2002	8,55/ 5 bis 10-jährig	8,5/ << 5-jährig	29,2/ < 5-jährig	43,4/ < 5-jährig	50,1/ << 5-jährig
d) 26. September 2001	6,04/ 5-jährig	6,6/ << 5-jährig	10,5/ << 5-jährig	17,9/ << 5-jährig	40,2/ << 5-jährig
e) 6. Juni 1998	7,54/ 5 bis 10-jährig	13,0/ < 5-jährig	37,8/ 5-jährig	45,9/ < 5-jährig	47,9/ << 5-jährig
f) 28. August 1996	6,33/ 5-jährig	16,5/ < 5-jährig	26,1/ < 5-jährig	28,1/ << 5-jährig	29,9/ << 5-jährig
g) 9. Juni 2002	8,16/ 5 bis 10-jährig	4,3/ << 5-jährig	8,2/ << 5-jährig	8,2/ << 5-jährig	10,6/ << 5-jährig
h) 21. Juli 2005	6,43/ 5-jährig	4,5/ << 5-jährig	30,1/ < 5-jährig	79,6/ < 50-jährig	96,2/ 10-jährig
i) 18. Juli 2002	10,92/ 10 bis 50-jährig	6,5/ << 5-jährig	41,6/ 10-jährig	73,6/ < 50-jährig	77,4/ < 5-jährig
j) 26. Februar 2002	7,33/ 5 bis 10-jährig	1,9/ << 5-jährig	3,3/ << 5-jährig	28,8/ << 5-jährig	52,7/ < 5-jährig
k) 12. Februar 2002	8,51/ 5 bis 10-jährig	0,0/ -	0,0/ -	44,8/ < 5-jährig	68,4/ < 5-jährig

^{a)} als Summe der Stunden, bzw. Zeiträume mit den jeweils größten Messwerten. Lagen neben den Werten der Station Fuhsbüttel auch Messungen der Station Jenfeld vor, wurde stets der größere der zwei Werte für die Stunde addiert.

5.2.4 Rückschlüsse auf die Charakteristik seltener und extremer Hochwasserereignisse

Viele Prozesse der Abflussbildung sind nicht linear und können deshalb nicht über einen gemeinsamen Faktor skaliert werden. Für eine orientierende Einordnung der bei seltenen und extremen Hochwassern (>, bzw. >> HQ₂₀₀) zu erwartenden Spitzenabflüsse, wie in Kapitel 5.2.3 beschrieben und begründet, mag dies noch zu rechtfertigen sein.

Für Wirkungs- und Wirksamkeitsabschätzungen von Maßnahmen zur Hochwasserminderung ist man jedoch auch auf Kenntnisse zur Dynamik seltener und extremer Hochwasserereignisse angewiesen. Man kann davon ausgehen, dass die auslösenden Niederschlagsmuster der in Kapitel 5.2.2 beschriebenen Hochwassertypen auch bei extremeren Niederschlägen Bestand haben, jedoch eben auf höhere Niederschlagssummen skaliert werden müssen. Die Charakteristika der Abflussganglinien der Hochwassertypen werden sich durch ein anderes Systemverhalten des Einzugsgebietes bei extremen Niederschlägen voraussichtlich verändern.

In Tabelle 6 werden Prozesse dargestellt, von denen bei extremen Niederschlägen eine verändernde Wirkung auf das Abflussgeschehen vermutet werden muss. Betrachtet man diese Prozesse, ist damit zu rechnen, dass kurz anhaltende, maximale Abflussspitzenwerte in den Gewässern durch die Kapazität der Regenkanalisation nach oben begrenzt werden. Spätestens nach Erreichen dieser maximalen Schüttung aus der Kanalisation ist eine weitere Zunahme der Abflüsse im Gewässer voraussichtlich von Rückstauprozessen (sowohl in der Kanalisation als auch in den Gewässern) dominiert und nur allmählich zu erwarten.

Tabelle 6: Zu erwartende verstärkende und dämpfende Effekte auf das Auftreten kurzer, hoher Abflussspitzen im urbanen Raum, die aus extremen Niederschlägen hervorgehen.

Niederschlagstyp	Prozess	Wirkung	zu erwartender Effekt auf Form der Abflussganglinien
starke kurze Niederschlagsereignisse	geringerer Anteil an Infiltration durch Kürze des Ereignisses	Anteil abflusswirksamen Niederschlags steigt (geringe Verstärkung)	Auftreten einer kurzen, hohen Abflussspitze (deren Maximalwert im Gewässernetz großteils durch die Förderkapazität der Regenkanalisation begrenzt, s.u.)
	auch nicht an die Regenkanalisation angeschlossene Flächen beginnen zu entwässern	Anteil abflusswirksamen Niederschlags steigt (deutliche Verstärkung)	Auftreten einer kurzen, hohen Abflussspitze (deren Maximalwert im Gewässernetz großteils durch die Förderkapazität der Regenkanalisation begrenzt, s.u.)
	Rückstauprozesse in Kanalisation	kurzzeitige Überflutung im Einzugsgebiet, Kappung des Zulaufs extremer Abflussspitzen zum Gewässernetz (Dämpfung)	extreme steil ansteigende und abfallende Abflusswelle, jedoch plateauartig abgeflacht
	Retention im Gewässernetz	zunehmender Rückstau (Dämpfung)	stärkere Verflachung kurzer, extremer Abflussspitzen
lange, ergiebige Niederschlagsereignisse	geringerer Anteil an Infiltration durch größer werdende, aufgesättigte Bodenbereiche	Anteil abflusswirksamen Niederschlags steigt (geringe Verstärkung)	eher lang andauerndes Ansteigen der Abflusswerte

Sieht man sich den Verlauf des Hochwasserereignisses b) (Abbildung 10) vom 22. Juli 2002 an, so ist diese maximale Schüttung im Nahbereich des Pegels 99341 Wandsbeker Allee mit 8,74 m³/s offenbar noch nicht erreicht. Zu ermitteln, wo diese Grenze für Niederschlagsereignisse unterschiedlicher Dauer und unterschiedlichen Verlaufes liegt, wäre sowohl für eine Optimierung des Schutzes vor Überschwemmungen aus den Gewässern als auch vor Überflutungen aus dem Kanalnetz von großem Wert.

Einschätzungen zum für die Modellierung im SAWA-Projekt gewählten HQ₂₀₀

Im Rahmen des SAWA-Projekts nutzte die TUHH ein unter Verwendung der Software Kalypso erstelltes, in der Parametrierung komplexes Niederschlags-Abflussmodell des Wandse-Einzugsgebietes. Um die Wirksamkeit verschiedener Maßnahmen zur Hochwasserminderung auf den Verlauf eines 200-jährigen Hochwassers ermitteln zu können, musste zuerst ein Referenzverlauf aufgestellt werden. Dafür wurden die meteorologischen Ausgangsdaten der Hochwasserereignisse i) (Abbildung 11) und k) (Abbildung 12) so modifiziert, dass der vom Modell errechnete Abfluss an den Pegeln (bzw. Modellknoten) des Hauptlaufes die in LSBG (2009) statistisch ermittelten Abflusswerte eines HQ₂₀₀ erreicht.

Bei diesen im SAWA-Projekt gewählten Ereignissen handelt es sich um die untypischeren, seltener auftretenden Hochwassererläufe des Typs 2 (Hochwasser aus ergiebigem Sommerniederschlag) und 3 (Grundwasserdominierte Winterhochwasser). Beide zeigen aufgrund der über einen längeren Zeitraum verteilten Niederschlagsverläufe bzw. vorherrschenden Grundwasserkomponente eher eine geringere Dynamik im Sinne eines steilen Hochwasseranstiegs und -rückgangs als diese bei Ereignissen des Typs 1 (Hochwasser aus kurzen Sommergewittern) zu Tage träte. Aus Abbildung 13 ist ersichtlich, dass die für das HQ₂₀₀ erstellten Abflussganglinien auch bei hohen Abflusswerten eine vor allem im Anstieg nahezu ungebremste Dynamik im Vergleich zu den Ganglinien des Originalereignisses haben. Der oben beschriebene Effekt einer vermutlich zunehmend stärkeren Verflachung stärkerer Hochwasserwellen durch Rückstaueffekte in Kanalisation oder Gewässernetz kann nicht erkannt werden. Der Grund hierfür kann in einer ungenügenden Nachbildung der genannten Prozesse in der zur Anwendung kommenden Modellstruktur liegen. Für die Nachbildung der Wellenverformung im Gewässergerinne wird das annähernde, hydrologische Kalinin-

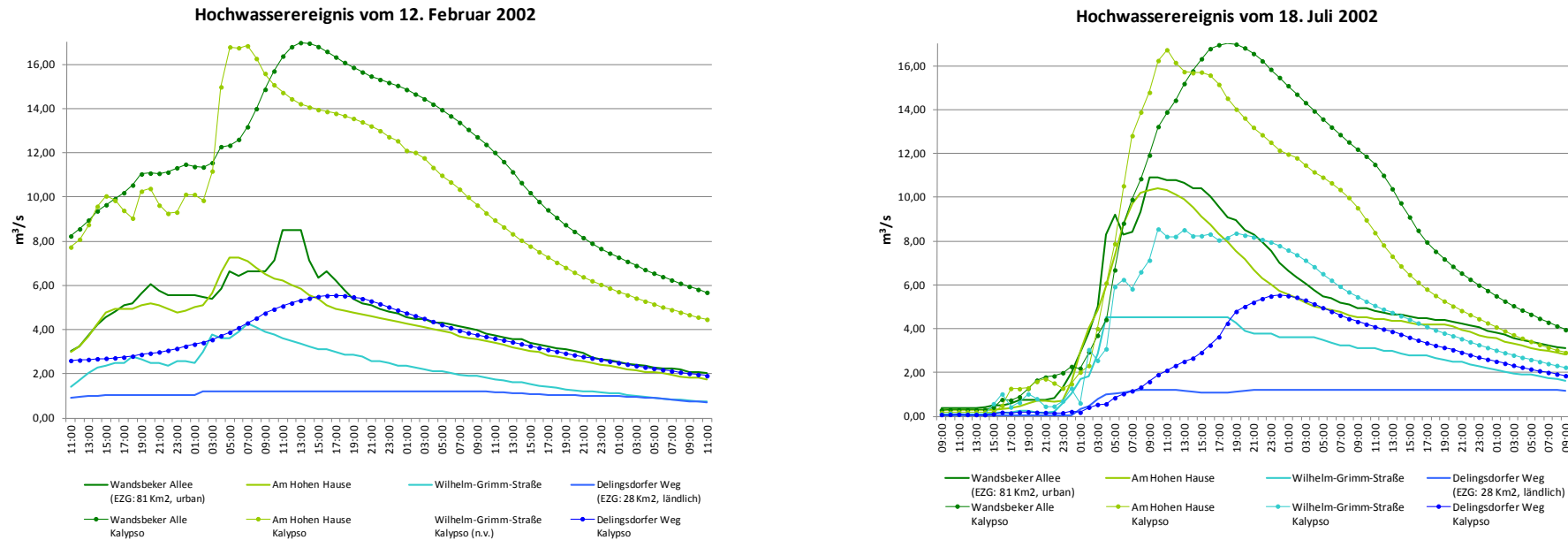


Abbildung 13: Modellerte HQ_{200} -Abflussganglinien (gepunktet) in Gegenüberstellung mit den Pegelmessungen der Ereignisse (i) und k)), deren Niederschlags- und Abflussverlauf als Eingangsdaten für die Modellierung verwendet wurde.

Miljukow-Verfahren verwendet. Da die Parameter für die Wellenverformung für geringe, große und extreme Abflusswellen unterschiedlich zu erwarten sind, ist die Aussagegenauigkeit im Bereich der Extrapolation auf ein HQ_{200} zu hinterfragen. Auch die drosselnde und dämpfende Wirkung durch Einstau von Kanalnetzen kann im Modell nicht berücksichtigt werden. Von daher können auch die vorliegenden Ergebnisse der Modellierung nur sehr eingeschränkte Rückschlüsse auf die Abflussdynamik extremer Hochwasser erlauben.

Schlussfolgerungen für die Wirksamkeitsanalyse von Maßnahmen zur Hochwasser-minderung im SAWA-HWRMP:

Bei den ausgewerteten Hochwasserereignissen gibt es ähnliche Verläufe, die zu Hochwassertypen zusammengefasst werden können. Hieraus auf einen typischen Verlauf für die Wirksamkeitsanalyse zu verkürzen, würde bereits mit einer hohen und schwer quantifizierbaren Unsicherheit einhergehen. Diese Unsicherheit würde sich bei der Aufstellung eines Verlaufes eines seltenen und extremen Hochwassers weiter steigern. Selbst wenn der Einfluss des Einzugsgebietes auf die Dynamik der Abflussganglinien bei extremen Ereignissen besser aufzuklären wäre, bliebe als an-

dere Quelle der Unsicherheit, dass bereits das Eingangssignal Niederschlag zeitlich und räumlich hoch variabel ist. Nachweisverfahren zur Wirksamkeit von Maßnahmen der Hochwasserminderung, die sich auf ein oder wenige Ereignisse stützen, sind vor allem im Rahmen des Risikomanagements nur eingeschränkt sinnvoll.

Vor diesem Hintergrund wird geschlussfolgert, dass insbesondere für Risikobetrachtungen stabile Verfahren zur Wirkungs- und Wirksamkeitsanalyse zur Anwendung kommen sollten, die in der Lage sind, Auskunft über die im Ergebnis enthaltene Unsicherheit zu geben.

Die Quantifizierung der Wirksamkeit der von der FG USIP untersuchten Maßnahmen zur Hochwasserminderung wurde im SAWA-Projekt anhand von Modellrechnungen vorgenommen, die lediglich auf einem Hochwasserverlauf (Abbildung 13, Ereignis vom 18. Juli 2002) basieren. Diese Art von Wirksamkeitsnachweis berücksichtigt die in diesem Kapitel herausgearbeiteten Schlussfolgerungen nicht ausreichend. Besonders bei der Betrachtung der Wirksamkeit für die Retentionspotentiale im Gewässerprofil und die Retentionspotentiale durch optimierte Bewirtschaftung von Staubeichen wird eine hohe Unsicherheit angenommen, die zu fehlerhaften planerischen Schlussfolgerungen führen könnte. Aus diesem Grund wurden die Umsetzungspotentialstudien der FG USIP durch eigene, einfache Wirksamkeitsabschätzungen ergänzt, mit denen auch Wertebereiche für die Wirksamkeit angegeben werden können.

5.3 Ökologische Defizite und bestehende Handlungsbedarfe

Für die Mitgliedsstaaten der Europäischen Union werden in der EG-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) einheitliche Ziele der Gewässerbewirtschaftung benannt. Die WRRL gibt auch die Umsetzungsschritte vor, mit denen die Ziele erreicht werden sollen (vgl. Abbildung 1). Im Wasserhaushaltsgesetz sind diese Anforderungen in den §§ 27ff. WHG übernommen und bilden die rechtliche Grundlage für die Gewässerbewirtschaftung in Hamburg.

5.3.1 Ökologische Ziele der Gewässerbewirtschaftung und Bewertungsverfahren

Ziel der Bewirtschaftung von Oberflächengewässern ist der gute ökologische Zustand für natürliche Gewässer, bzw. das gute ökologische Potential für erheblich veränderte Gewässer. Der gute ökologische Zustand ist eine Bewertungsgröße, die sich aus Bewertungen mehrerer Qualitätskomponenten zusammensetzt. Die Gütenormen der Qualitätskomponenten sind für verschiedene Gewässertypen unterschiedlich definiert. Die Fließgewässertypologie Deutschlands findet sich bei Pottgießer & Sommerhäuser (2008).

Neben allgemeinen physikalisch-chemischen Parametern (z.B. pH-Wert, Temperatur, Salzgehalt, Nährstoffe) müssen in der chemischen Qualitätskomponente Normen für persistente und akkumulierende Schadstoffe, (z.B. Schwermetalle, Pestizide, etc.) eingehalten werden. Zusätzlich sind die biotischen Qualitätskomponenten „Fische“, „Makrozoobenthos“ (Kleintierfauna in der Gewässersohle) und „Wasserpflanzen“ zu untersuchen. Viele der typspezifischen Tier- und Pflanzenarten reagieren empfindlich auf kurzfristige oder summative Beeinträchtigungen der Gewässer. Solche Belastungen können mit chemisch-physikalischen Messprogrammen oft nur ungenau erfasst

werden. Die biotischen Qualitätskomponenten eignen sich somit, ein hohes Niveau an Gewässerqualität sicherzustellen.

Der gute Zustand orientiert sich bei der Gewässerfauna und -flora an der Zusammensetzung der Lebensgemeinschaften, wie sie in naturnahen Referenzgewässern ermittelt wird. Für die Qualitätskomponenten der jeweiligen Fließgewässertypen wurden in Deutschland im Auftrag der LAWA Bewertungssysteme (Makrozoobenthos: Perloides; Fische: fiBS; Wasserpflanzen, bzw. Makrophyten: Phylib) erarbeitet, die im Zuge der ersten Anwendung von den Landesbehörden teils an regionale Besonderheiten angepasst wurden. Die Notwendigkeit zur Anpassung sowohl an regionale norddeutsche Verhältnisse als auch an die Besonderheiten urbaner Gewässer wird seitens der BSU auch für Hamburg formuliert. Wie diese Anpassung vorgenommen werden soll, bleibt jedoch derzeit unklar. Die Bewertung im Rahmen des ersten Monitoring-Laufes erfolgte auf Basis von „sogenanntem Expertenwissen“ (BSU 2010, S. 9).

Die Gesamtbewertung des Zustands eines Gewässers entspricht dabei der schlechtesten Bewertung innerhalb der einzelnen Qualitätskomponenten: Das bedeutet auch, dass der gute Zustand des Gewässers erst erreicht wird, wenn alle Qualitätskomponenten den guten Zustand aufweisen.

Im Sinne der Fließgewässertypologie sind die Gewässer des Wandse-Einzugsgebietes kiesgeprägte Tieflandbäche (Typ 16 nach Pottgießer & Sommerhäuser 2008). Die Wandse wurde in der Bestandsaufnahme nach WRRL (BSU 2004) in zwei Bearbeitungseinheiten, so genannte Oberflächenwasserkörper (OWK), aufgeteilt (Tabelle 7). Beide OWK wurden in der Bewirtschaftungsplanung als erheblich verändert ausgewiesen (BSU 2010).

Für erheblich veränderte Gewässer gilt das Ziel des guten ökologischen Potentials. Das gute ökologische Potential berücksichtigt gewisse Beeinträchtigungen der bio-

Tabelle 7: Bearbeitungseinheiten der Wandse nach EG-WRRL (OWK: Oberflächenwasserkörper) im Untersuchungsgebiet.

OWK	Abgrenzung	Kurzbeschreibung
al_12 (erheblich verändert)	Wandse-Hauptlauf von Landesgrenze bis Rückhaltebecken Höltigbaum	ca. 4 Kilometer langer Teil des Wandse-Hauptlaufes mit naturnahen Strukturen in naturbelassenem Umfeld (Naturschutzgebiet) (die Gewässerstrecke von 4 Kilometer ab der Quelle in der Nähe von Siek (Schleswig-Holstein) bis zur Landesgrenze ist nicht Teil des OWK al_12 und verläuft durch landwirtschaftlich genutztes Gebiet) ^{a)}
al_13 (erheblich verändert)	Wandse-Hauptlauf von Rückhaltebecken Höltigbaum bis Mündung in den Eilbekkanal mit den Nebengewässern Berner Au und Stellau	Großteil des Gewässernetzes im Untersuchungsgebiet (kleinere Nebengewässer sind nicht berichtspflichtig). Verlauf der Gewässer im Siedlungsgebiet. Gewässerprofil meist ausgebaut. Fließgewässerkontinuum durch mehrere Staubereiche gestört.

^{a)} Nach EG-WRRL sollte sich die Gewässerbewirtschaftung an Einzugsgebietsgrenzen orientieren bzw. ähnliche Gewässerabschnitte zusammenfassen. Die Abgrenzung der OWK am Rückhaltebecken Höltigbaum ist zu hinterfragen, da zwischen dem RHB und dem Durchlass unter der Straße Höltigbaum ein sehr ähnlicher Gewässerabschnitt anschließt. Erst danach beginnt der Verlauf der Wandse im Siedlungsgebiet Hamburgs. Bei der Gewässerbewirtschaftung sollen Verwaltungsgrenzen überwunden und die Umsetzung koordiniert werden. Im Rahmen des ersten Umsetzungszyklus gelang diese Koordinierung im Sinne eines gemeinsamen Monitoring, bzw. Berichtes für den Wandse-Oberlauf noch nicht vollständig.

tischen Qualitätskomponenten durch hydromorphologische Veränderungen der Gewässer, die aufgrund anderer Nutzungen (z.B. Hochwasserschutz, Schifffahrt, Trinkwasserversorgung, ...) nicht oder nur mit unverhältnismäßigen Kosten vermeidbar wären (WHG § 28).

Die Ausweisung erheblich veränderter Wasserkörper folgt einem komplexen und abwägungsintensiven Prüfungsverfahren, das mit sehr unterschiedlichem Aufwand betrieben werden kann. Das maßgebende ökologische Potential für einen OWK muss aus den Ergebnissen des Prüfungsverfahrens hergeleitet werden. Im Sinne eines pragmatischen Vorgehens wird das ökologische Potential als erreicht angesehen, wenn alle effektiven und mit sinnvollem Kostenaufwand realisierbaren Maßnahmen

umgesetzt wurden. Dieser Ansatz birgt die Schwäche, dass es sehr schwierig ist, den Unterschied zwischen den Potentialstufen mit den zur Verfügung stehenden Bewertungsverfahren einheitlich und nachvollziehbar nachzuweisen.

Wie diese Abgrenzung des guten ökologischen Potentials vom guten ökologischen Zustand in Hamburg erfolgen soll, und wie das Erreichen des guten Potentials nachgewiesen werden soll, ist derzeit noch Gegenstand der Diskussion. Im ersten Umsetzungszyklus wurde aus diesem Grund im Rahmen der Bewertung auf die Experteneinschätzungen der Gutachter zurückgegriffen.

5.3.2 Ergebnisse der Bewertung der Gewässerqualität (WRRL-Bewirtschaftungsplan, Monitoring)

Das ökologische Potential beider OWK im Untersuchungsgebiet wird in BSU (2010) als mäßig eingestuft. Der chemische Zustand ist für den OWK al_12 gut, für den OWK al_13 nicht gut. In BSU (2009) sind die Ergebnisse der einzelnen Gutachten im Rahmen des Monitoring in Bezug auf die Bewertung des ökologischen Zustands mit den Standardverfahren (siehe vorhergehendes Kapitel) wie in Tabelle 8 aufgeführt.

Im Rahmen der Analyse ökologischer Aufwertungspotentiale zur Umgestaltung bestehender Staubereiche in Kapitel 9 wurden außerdem die Einzelgutachten zu den biotischen Qualitätskomponenten „Fische“ und „Makrozoobenthos“ ausgewertet. Beide Gutachten dokumentieren die bereits erwähnten Unsicherheiten bei der ersten Anwendung der Bewertungsmethoden⁵. Bewertungsprobleme entstehen insbe-

⁵ Die Anpassungen der Auswertungsverfahren werfen z.T. Fragen auf: z.B. werden die Fischreferenzzönone des Bewertungsverfahrens fiBS teils so angepasst, dass die Fischregions-Gesamtindices von stromaufliegenden Beprobungsstecken größer sind als die Beprobungsstrecken im Unterlauf. Da der Fischregions-Gesamtindex den längszonalen Charakter der Gewässer wiedergibt und in Oberläufen kleinere Werte annimmt als nahe der Mündung, erscheint dies als Klärungsbedarf.

sondere auch vor dem Hintergrund, dass die Lebensgemeinschaften der beprobten Gewässer oft so verarmt sind, dass für die Bewertung erforderliche Mindestindividuenzahlen nicht erreicht werden. Nach Rücksprache mit Experten, die mit der Bewertung von Gewässern im benachbarten Schleswig-Holstein vertraut sind, muss davon ausgegangen werden, dass der ökologische Zustand durch die Hamburgischen Gutachten tendenziell eher wohlwollend bewertet wurde. Dass im Ergebnis dieser Bewertung ein schlechter Zustand ermittelt wird, lässt auf einen hohen Grad an Degradation der Fließgewässerlebensgemeinschaften schließen.

Unabhängig von der absoluten Schwere der Beeinträchtigungen ergibt sich aus der Bewertung nach BSU 2010, dass an der Wandse und den Nebengewässern Maßnahmen durchzuführen sind, um den Zustand der biotischen als auch der chemischen Qualitätskomponenten zu verbessern.

Tabelle 8: Ökologischer Zustand & ökologisches Potential der OWK im Untersuchungsgebiet.

OWK	ökol. Zustand Fische	ökol. Zustand Makrozoobenthos	ökol. Zustand Wasserpflanzen	Gewässerstruktur	ökologisches Potential	Chemischer Zustand
al_12 (Wandse-Hauptlauf von Landesgrenze bis Rückhaltebecken Höltingbaum)	schlecht	schlecht	mäßig	mäßig verändert	mäßig	gut
al_13 (Wandse-Hauptlauf von Rückhaltebecken Höltingbaum bis Mündung in den Elbekanal mit den Nebengewässern Berner Au und Stellau)	schlecht	unbefriedigend	mäßig	stark verändert	mäßig	nicht gut ^{a)}

^{a)} Die Qualitätsnormen werden für den Gesamtgehalt an organischer Substanz, Nitrat, Gesamtstickstoff, Phosphat, Gesamtphosphor, Sauerstoffgehalt, Zink, Kupfer, Polyaromatische Kohlenwasserstoffe (PAK), Tributylzinn und Parathion-Methyl (Pestizid) nicht erreicht.

5.3.3 Ursachen ökologischer Beeinträchtigungen

Die folgenden Ausführungen basieren auf Aussagen aus BSU 2004, BSU 2005, BSU 2009d, BSU 2010 und der langjährigen Erfahrung zu ökologischen Defiziten an Hamburgs Gewässern, die die Autoren in zahlreichen Fachdiskussionen mit wasserwirtschaftlichen Experten sammeln konnten.

Veränderungen der Gewässerstruktur

Nahezu alle Gewässerstrecken sind durch den vornehmlich technischen Gesichtspunkten folgenden Ausbau der Gewässer in ihren Lebensraumstrukturen verändert. Vor allem in den 1950er und 1960er Jahren wurden die Gewässer in Regelprofilen begradigt und deren Sohle deutlich tiefer gelegt als das umgebende Gelände. Die ursprünglichen Überschwemmungs- und Auenbereiche der Bäche wurden dabei weitgehend abgeschnitten, große Teillebensräume gingen verloren. Diese Entwicklung stellt sich im Siedlungsgebiet als schwer umkehrbar dar, da die Gewässer als Vorflut der Regenkanalisation, bzw. im zentrumsnahen Bereich der Entlastung der Mischkanalisation dienen. Ab den 1970er Jahren begannen Bemühungen um eine naturnähere Form der Gewässer. Diese folgte jedoch oft eher gestalterischen als ökologisch-funktionalen Kriterien und musste sich zudem vielfach auf den Gewässerlauf und das Ufer begrenzen. Einer verstärkten eigendynamischen Entwicklung naturnäher Lebensraumstrukturen stand bislang vielfach die begrenzte Verfügbarkeit gewässerbegleitender Flächen zur Ausbildung von sekundären Überschwemmungsflächen entgegen. Trotz zahlreicher Maßnahmen gelang es auch deshalb in vielen Gewässerabschnitten bis dato nicht, annähernd natürliche, ökologisch effektive Lebensraumstrukturen wiederherzustellen.

Im Einzugsgebiet entwässert ein bedeutender Anteil der überbauten Flächen über



Abbildung 14: Typische strukturelle Defizite der Wandse: Eintiefung und Regelprofil.

die Regenwasserkanalisation in die Wandse und ihre Nebengewässer. Belastbare Zahlen zu Anzahl und Lage von Einleitungsstellen der Regenkanalisation in die Gewässer zu finden, die eventuell auch Aufschluss über den Grad der Vorklärung oder Rückhaltung geben, ist nicht einfach, da seitens HamburgWasser und der BSU mit derartigen Informationen sehr restriktiv umgegangen wird. Laut dem Statistischen Bundesamt sind lediglich 22 % der Regenentlastungsanlagen der Kanalisation Hamburgs mit einem Regenüberlaufbecken, -klärbecken oder -rückhaltebecken ausgerüstet (DESTATIS 2009). Insgesamt wurden dem Statistischen Bundesamt von Hamburg nur 240 Entlastungsanlagen gemeldet. Danach gibt es in Hamburg etwa 53 Anlagen zum Rückhalt und zur Reinigung von Abwasser, das aus der Kanalisation in die Vorflut gelangt. Nach Rückfrage beim Statistischen Bundesamt werden Einleitungen aus der Regenkanalisation ohne Rückhalte- oder Kläreinrichtung bei der Abfrage nicht

erfasst. Der weitaus überwiegende Teil der Einleitungen aus der Regenwasserkanalisation gelangt ungedrosselt und ungereinigt in das Gewässernetz der Wandse.

Hydraulischer Stress

Auch die erhöhte Frequenz hydraulischer Stoßbelastungen führt zu einer Verarmung der aquatischen Lebensgemeinschaften. Diese wird durch die oben beschriebenen strukturellen Defizite verschärft, da nur wenige Rückzugs- oder Wiederbesiedlungsräume vorhanden sind. In Trockenperioden führt die verringerte Grundwasserneubildung im Einzugsgebiet teils zu Wassermangel, der Gewässererwärmung und Sauerstoffmangelsituationen nach sich ziehen und bis zum Austrocknen der Oberläufe führen kann.

Eintrag von Sedimenten, Nähr- und Schadstoffen

Neben dem veränderten Abflussverhalten in den Gewässern der Wandse geht die Versiegelung und Entwässerung des Einzugsgebietes über die Regenkanalisation auch mit nennenswerten Einträgen von Sedimenten (Stichwort: mobiler Sand in der Gewässersohle), Nährstoffen (aus von Gebäuden und Verkehrsflächen abgewaschenen atmosphärischen Depositionen, organischer Substanz, Tierkot, etc.) und Schadstoffen (Schwermetalle, PAK, ...) einher.

Überläufe aus der Mischwasserkanalisation innenstadtnaher Bereiche können den Wandse-Unterlauf nach Starkregenereignissen vor allem durch den Eintrag sauerstoffzehrender organischer Substanz temporär beeinträchtigen. Diese Belastung konnte jedoch durch große Investitionen in den Ausbau der Mischkanalisation in den vergangenen zwei Jahrzehnten deutlich verringert werden.



Abbildung 15: Austrocknende Gewässerstrecke der Wandse im Stadtteil Rahlstedt.



Abbildung 16: Abwasserpilz bei der Einmündung einer Einleitung aus der Regenkanalisation in die Wandse.



Abbildung 17: Mobiler Sand, auch als Folge des Eintrags aus der Regenkanalisation, beispielhaft fotografiert im Jenfelder Bach in Hamburg.

Gestörte Durchgängigkeit der Fließgewässer

Eine große Zahl an Querbauwerken (Wehre, Brückenschwellen, etc.) behindert die Wanderungsbewegungen von Wasserlebewesen im Siedlungsgebiet Hamburgs. Insbesondere bestehende Staubereiche (Hochwasserrückhaltebecken, ehemalige Mühlenteiche, Stillgewässer mit landschaftsgestalterischem Zweck) zerschneiden sowohl durch das Staubauwerk als auch den Rückstaubereich das Kontinuum des Fließgewässernetzes im Wandse-Einzugsgebiet. Fischarten, die auf Wanderungsbewegungen zwischen Meer und Fließgewässer angewiesen sind (z.B. Meerforelle, Fluss- und Meerneunauge, Aal), können deshalb im Wandse-Einzugsgebiet keine eigenständige Population aufrecht erhalten (siehe auch MUNLV 2005, S. 32 ff.). Das größte Hindernis zur Wiederansiedlung derartiger Fischarten liegt jedoch nicht allein im Einzugsge-

biet der Wandse: Bereits zwischen der Alster und der Elbe bilden Schaartorschleuse und Rathausschleuse ein vorgelagertes Wanderungshindernis. Es werden jedoch Pläne diskutiert, den Fischaufstieg an dieser Stelle künftig wieder zu ermöglichen.

Auch andere Fischarten sind während verschiedener Lebensabschnitte auf Wanderungsbewegungen zwischen Gewässer oberlauf und -unterlauf angewiesen (z.B. Bachforelle, Döbel, Barbe). Jungfische aller Arten verdriften oft mit dem Hochwasser und werden danach durch die Querbauwerke an der Rückwanderung gehindert. Dies gilt ebenfalls für einige Lebewesen des Makrozoobenthos, insbesondere für solche, die keine flugfähigen Stadien in ihrem Lebenszyklus haben oder z.B. für Muschelarten, die in Ihrer Verbreitung auf die Wanderungsbewegungen von Fischen angewiesen sind. Deshalb führen diese Ausbreitungsbarrieren besonders in Zusammenspiel mit den beschriebenen hydraulischen Stoßbelastungen zu einer Verarmung der Lebensgemeinschaften.

Temperaturbelastung

Abschließend sei die Möglichkeit von Beeinträchtigungen durch erhöhte Temperaturen der Gewässer erwähnt (vgl. BSU 2009d, S. 25). Die Stärke der Auswirkungen ist bislang noch wenig untersucht, Wirkungsmechanismen sind in erhöhtem Sauerstoffbedarf der aquatischen Fauna bei gleichzeitig erhöhter Sauerstoffzehrung durch mikrobiologische Abbauprozesse zu suchen.

Solche Beeinträchtigungen müssen verschärft in den oben angesprochenen Situationen mit Niedrigwasserführung erwartet werden. In Hitzeperioden wird die Erwärmung der Fließgewässer durch die großen Oberflächen der Staubereiche im Hauptschluss verstärkt. Hinzu kommen mehrere Einleitungen von erwärmtem Wasser, die zwar vor allem den Unterlauf der Wandse betreffen, jedoch in ungünstigem Fall

ebenfalls Wärmebarrieren ausbilden können, die Wanderungsbewegungen von Fischen behindern könnten.

5.3.4 Maßnahmen zur Verringerung der Beeinträchtigungen

Der OWK al_13 (von RHB Höltigbaum bis Mündung Eilbekkanal) wird im ersten Bewirtschaftungsplan als so genanntes Vorranggewässer ausgewiesen. An solchen sollen „prioritär alle notwendigen Maßnahmen umgesetzt werden [...], um ohne Fristverlängerung im ersten Bewirtschaftungszeitraum das gute ökologische Potenzial für alle biologischen Qualitätskomponenten zu erreichen. Es handelt sich um die überregionalen Fischvorranggewässer, in denen in Abstimmung mit den Nachbarländern Niedersachsen und Schleswig-Holstein und der FGG Elbe im ersten Bewirtschaftungszeitraum die Fischdurchgängigkeit hergestellt werden soll[...]“ (BSU 2010, S. 14). Auch für den Wandse-Oberlauf zwischen RHB Höltigbaum und Landesgrenze (al_12) soll das gute ökologische Potential bereits im ersten Umsetzungszyklus erreicht werden. In Tabelle 9 sind die Maßnahmen zusammengefasst, mit denen die Bewirtschaftungsziele erreicht werden sollen.

In BSU (2009d) wurde mit einer inhaltlichen und räumlichen Konkretisierung der Maßnahmen in Tabelle 9 begonnen. Insbesondere werden Maßnahmen zur Wiederherstellung der Durchgängigkeit und zur strukturellen Aufwertung in so genannten Kernlebensräumen entlang des Wandse-Hauptlaufes benannt. Die hydraulischen und stofflichen Belastungen aus der Regenwasserkanalisation werden im Bericht zwar als punktuelle und diffuse Quellen thematisiert. Sie werden jedoch lediglich als mögliche und nicht klar als signifikante Belastungen angesprochen⁶. Als konkrete nächste

⁶ Nach Einschätzung der Autoren greift dies nicht weit genug. Aus den Einleitungen der Regenkanalisation müssen signifikante Belastungen der biotischen Qualitätskomponenten erwartet werden, die in vielfältigen Wechselwirkungen mit anderen Belastungsarten stehen, wie in Kapitel 5.3.3 ausgeführt. Die (sehr)

Tabelle 9: Maßnahmen zur Erreichung der Ziele der WRRL in den OWK im Untersuchungsgebiet (BSU 2010).

OWK	Bewirtschaftungsziel	Maßnahmenkategorie nach LAWA-Katalog	Maßnahmenbeschreibung nach WRRL Maßnahmenprogramm
al_12	gutes ökologisches Potential bis 2015	Maßnahmen zur Sohl-, Ufer- und Laufentwicklung (G1)	Aufstellung eines Pflege- und Entwicklungskonzeptes Aufwertung von Sohl- und Uferstrukturen
		Maßnahmen zur Verbesserung der longitudinalen Durchgängigkeit (D1)	Optimierung von Querbauwerken, Brücken und Durchlässen, Herstellung der Durchgängigkeit
		Konzeptionelle Maßnahmen (U2)	Konzept Regenwassereinleitungen
		Personalfortbildung (P3.3)	Schulungen zur Gewässerunterhaltung
al_13	gutes ökologisches Potential bis 2015 guter chemischer Zustand bis 2015	Maßnahmen zur Sohl-, Ufer- und Laufentwicklung (G1)	Aufstellung eines Pflege- und Entwicklungskonzeptes Aufwertung von Sohl- und Uferstrukturen Bau von Sandfängen, Einbau von Kies, Reaktivierung der Aue in Teilbereichen
		Maßnahmen zur Verbesserung der longitudinalen Durchgängigkeit (D1)	Optimierung von Querbauwerken, Brücken und Durchlässen, Bau von Umlauf- oder Durchlaufgerinnen, Herstellung der Fischdurchgängigkeit
		Konzeptionelle Maßnahmen (U2)	Konzept Regenwassereinleitungen
		Personalfortbildung (P3.3)	Schulungen zur Gewässerunterhaltung

Arbeitsschritte werden die Aufstellung eines digitalen Einleitkatasters sowie ein Monitoring zu Ermittlungszwecken empfohlen.

Dieser Bericht ist inzwischen fertiggestellt und liegt der BSU und dem Bezirk zur ab-

schlechten Ergebnisse aus den ersten Untersuchungen im Rahmen des Monitoring stützen diese Einschätzung. Hier seien insbesondere die Ergebnisse zur der aussagekräftigen Qualitätskomponente Makrozoobenthos erwähnt. Die Gutachter schlagen für Hamburg eine modifizierte Bewertung anhand von Zuckmücken und Wenigborstern vor, da mit dem PERLODES sonst kaum Qualitätsunterschiede in den degradierten Lebensgemeinschaften dokumentierbar wären. Im Verfahren, wie es an Bächen gleichen Typs im benachbarten Schleswig-Holstein zur Anwendung kommt, orientiert sich die Bewertung vor allem an Eintags-, Stein- und Köcherfliegenlarven. Deren Fehlen in Hamburg wird nicht als signifikante Gewässerbelastung interpretiert sondern als Besonderheit urbaner Gewässer (BSU 2007).

schließenden Abstimmung vor. Er bildet die Leitlinie für die konkrete Maßnahmenplanung des Bezirkes, wobei sich in der Konkretisierung und Umsetzungsplanung Abweichungen von den im Bericht aufgeführten Vorschlägen ergeben werden (mdl. Auskunft des Bezirksamts Wandsbek, Abteilung MR). Seitens des Bezirkes wurde berichtet, dass vor allem für die Wiederherstellung der Durchwanderbarkeit für mehrere Staubauwerke im Wandse-Hauptlauf mit Vorplanungen begonnen wurde. Kleinere Maßnahmen zur Verbesserung der Lebensraumstrukturen werden im Rahmen von Bachpatenschaften und ehrenamtlichen Aktivitäten in Zusammenarbeit mit Naturschutzverbänden durchgeführt. Es ist nicht bekannt, dass bereits größere Maßnahmen zur Umsetzungsreife entwickelt oder schon umgesetzt wurden.

5.3.5 Schlussbemerkung zu ökologischen Defiziten und der Gewässerbewirtschaftung nach WRRL

Abschließend sei an dieser Stelle kommentiert, dass eine Gewässerbewirtschaftung, die explizit auf die Entwicklung naturnaher aquatischer Lebensgemeinschaften ausgerichtet ist, für viele der zuständigen Behörden in Deutschland eine neue und anspruchsvolle Aufgabe darstellt. Gerade in städtischen Gewässern und deren urban überprägten Einzugsgebieten müssen deshalb noch viele Fragestellungen als ungelöst bezeichnet werden. Das Vorgehen im ersten Umsetzungszyklus der WRRL ist uneinheitlich, in Entwicklung zu betrachten und zeigt deshalb Züge eines pragmatischen Vorgehens. Verfeinerungen im nächsten Umsetzungszyklus lassen große Spielräume für eine Anpassung der Gewässerbewirtschaftung zu.

Im Falle der Bewirtschaftungsplanung für die Wandse erscheint es den Autoren des Berichts fraglich, ob die Zielsetzung des guten ökologischen Potentials und des guten chemischen Zustands für 2015 realistisch ist. Dieser Zweifel entsteht unter anderem

vor dem Hintergrund, dass bisher keinerlei Maßnahmen zur konkreten Entlastung des Gewässernetzes von hydraulischen und stofflichen Belastungen aus der Regenwasserkanalisation beschrieben sind. Auch ist bislang nicht absehbar, ob Maßnahmen zur Verbesserung der Gewässerstrukturen aufgenommen werden können, die das bislang kleinteilige, auf Gewässerbett und -ufer begrenzte Umsetzungsniveau überschreiten.

Die übergreifende Betrachtung synergetischer Maßnahmen (siehe Kapitel 6) bietet hier die Chance, neue Dynamik zur Umsetzung von Maßnahmen in den folgenden Bewirtschaftungszyklen nach WRRL und HWRMRL zu bringen. Der vorliegende SAWA-Bericht leistet hierfür einen Beitrag.

6 Synergetische Maßnahmen zur Gewässerbewirtschaftung im Untersuchungsgebiet

Als synergetische Maßnahmen der Gewässerbewirtschaftung werden im SAWA-Projekt Maßnahmen bezeichnet, die Hochwasserrisiken verringern und dazu beitragen, den guten ökologischen Zustand⁷ zu erreichen.

Da Hochwassergefährdung und ökologische Defizite in verschiedenen Einzugsgebieten unterschiedlich sind, sollte die Auswahl synergetischer Maßnahmen für jedes Einzugsgebiet individuell vorgenommen werden.

6.1 Herleitung und Begründung der Auswahl für das Einzugsgebiet der Wandse

Zur Verringerung von Hochwasserrisiken kann eine Anzahl unterschiedlicher Maßnahmen in Betracht gezogen werden (LAWA 2010a, Müller 2010, Pasche et al. 2008, Patt 2001), die von den Autoren unterschiedlich klassifiziert werden. Für die Aufstellung von Hochwasserrisikomanagementplänen in Deutschland ist es sinnvoll, sich an der Gliederung der LAWA (2010a) zu orientieren. Dort wird zwischen Maßnahmen zur / zum

- Flächenvorsorge
- Natürlicher Wasserrückhalt
- Technischer Hochwasserschutz
- Bauvorsorge
- Risikovorsorge
- Informationsvorsorge

⁷ respektive das gute ökologische Potential

- Verhaltensvorsorge
- Vorhaltung und Vorbereitung der Gefahrenabwehr und des Katastrophenschutzes
- Hochwasserbewältigung
- Regeneration

unterschieden, die mit verschiedenen Zielsetzungen und Wirkungsweisen zu unterschiedlichen Zeitpunkten im Bezug auf die Hochwasserereignisse zur Anwendung gebracht werden können (Abbildung 18).

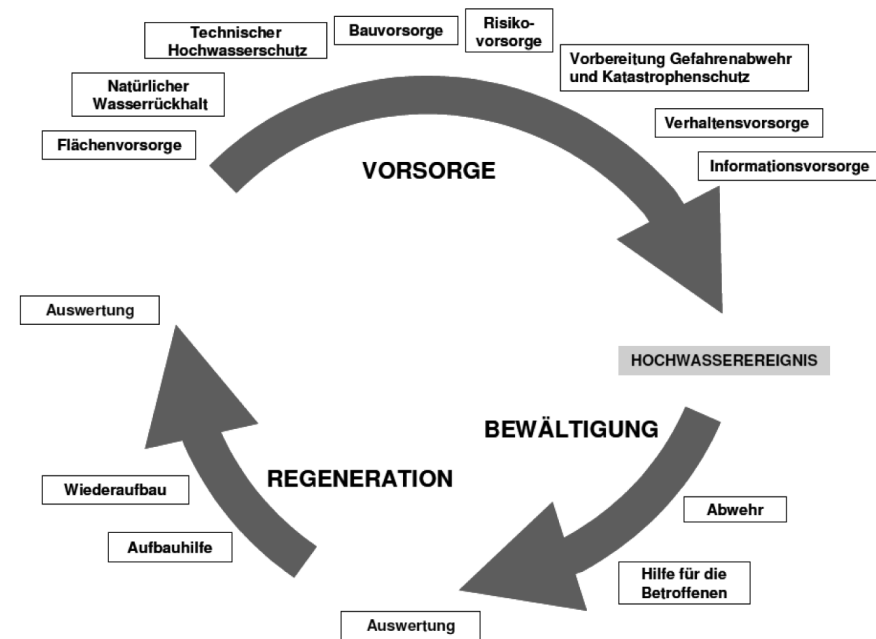


Abbildung 18: Hochwasserrisikomanagement als kontinuierlicher Prozess nach LAWA 2010.

Um geeignete Maßnahmen zum Hochwasserrisikomanagement auswählen zu können, erscheint es den Autoren hilfreich, zwischen

- baulichen Maßnahmen und
- Instrumenten (konzeptionellen Maßnahmen)

zu unterscheiden, die im Folgenden kurz charakterisiert werden sollen.

Die baulichen Maßnahmen bewirken nach ihrer Implementierung stets eine Veränderung von Bewegungen des Wassers. Sie wirken auf die Hochwasserentstehung oder sie erhöhen die Widerstandsfähigkeiten vorhandener Bauwerke und Nutzungen. Ihre (hydrologische oder schadensmindernde) Wirksamkeit kann genau beschrieben⁸ und quantifiziert werden. Innerhalb der greifbaren, baulichen Maßnahmen kann noch einmal unterschieden werden zwischen

- (größeren) Maßnahmen des Hochwasserschutzes
- (kleinteiligeren) Maßnahmen, die die Hochwasserentstehung beeinflussen.

Maßnahmen des Hochwasserschutzes zielen darauf, konkrete Schutzziele für gefährdete Schutzgüter zu realisieren. Um die Wirksamkeit dieser Maßnahmen mit den vorhandenen hydrologischen Methoden ausreichend genau prognostizieren zu können, werden sie in der Regel in (unmittelbarer) Nähe der Schutzgüter umgesetzt.

Die meisten der kleinteiligen baulichen Maßnahmen, die auf die Hochwasserentstehung wirken, fallen nach (LAWA 2010) in die Kategorie des natürlichen Wasserückhalts, nach (DWA 2006) werden sie als dezentrale Maßnahmen zur Hochwasserreduzierung bezeichnet. Deren Wirksamkeit lässt sich auf der Ebene von (Teil-) Einzugsgebieten nur schwer quantifizieren. Die hydrologischen Vorgänge in größeren räumlichen Einheiten sind in der Regel so komplex, dass Aussagen zu quantitativen

⁸ im Rahmen der Unsicherheit, die sich aus Hochwasserstatistik und / oder hydrologischer / hydraulischer Modellierung ergibt

Auswirkungen vieler kleiner Veränderungen in den Prognosebereichen der Modelle liegen, die empirisch nicht ausreichend abgesichert werden können und somit mit entsprechenden Unsicherheiten behaftet sind (DWA 2006). Maßnahmen des dezentralen Hochwasserschutzes kommen bislang in der Regel nicht zur Anwendung, wenn konkrete Schutzziele erreicht werden sollen, teils auch, weil es schwierig(er) ist, ihre Errichtung zentral zu steuern. Ihre Umsetzung kann oftmals lediglich über geeignete Instrumente befördert werden.

Allen Instrumenten schließlich ist eigen, dass sie eben keine unmittelbare Wirkung entfalten. In der Regel werden Instrumente in größeren räumlichen Einheiten eingesetzt als die Maßnahmen und wirken über viele kleinteilige Änderungen, die mittel- bis langfristig zu großer Wirksamkeit führen können. Instrumente können informeller, administrativer oder ökonomischer Art sein. Nur ein Teil der Instrumente des Hochwasserrisikomanagements hat das Ziel, die Hochwasserentstehung zu beeinflussen. Instrumente zielen vielfach darauf, Schadenspotentiale in überschwemmungsgefährdeten Gebieten nicht weiter zu vergrößern oder durch erhöhtes Bewusstsein der Hochwasserrisiken zu verringern. Andere Instrumente können Abläufe der Hochwasserbewältigung optimieren und sorgen dafür, dass im Schadensfall finanzielle Ressourcen zur Verfügung stehen. Um eine mittelbare Wirkung von Instrumenten sicherstellen und steuern zu können, müssen sie über Überprüfungs- und Nachsteuerungsmechanismen verfügen, Zuständigkeiten und Befugnisse müssen geklärt sein (vgl. LAWA 2010a). Die HWRMRL ist selbst ein beispielhaftes übergeordnetes Instrument zur Verringerung von Hochwasserrisiken in den Mitgliedsstaaten der Europäischen Gemeinschaft.

Nach der in Kapitel 5.2 beschriebenen Bewertung der Hochwassersituation im Untersuchungsgebiet im Rahmen des SAWA-Projekts ergab sich kein unmittelbarer Bedarf

zur Verringerung von Gefährdungen für die im Rahmen des Risikomanagements zu berücksichtigenden Schutzgüter. Maßnahmen zum Hochwasserschutz bleiben deshalb bei der Auswahl von Maßnahmen für den Hochwasserrisikomanagement-Plan unberücksichtigt.

Um für das Untersuchungsgebiet synergetische Maßnahmen für die vorliegende Potentialstudie auszuwählen, wurde an dieser Stelle auf die bestehenden ökologischen Defizite

- hydraulische / stoffliche Belastung
- Gewässerstruktur
- Passierbarkeit für Wasserlebewesen

fokussiert (siehe auch Kapitel 5.3). Innerhalb der vorgesehenen Maßnahmen des Bewirtschaftungsplanes sowie in den zur Verfügung stehenden Maßnahmen und Instrumente zur Verringerung der genannten ökologischen Beeinträchtigungen (UBA 2002, UBA 2004, LAWA 2008) wurde nach Maßnahmen der Gewässerbewirtschaftung gesucht, von denen ebenfalls verringernde Effekte auf die Hochwasserentstehung erwartet werden können.

Für das Einzugsgebiet der Wandse bot es sich an,

- Hochwasserrückhalt in der Fläche durch dezentrale Regenwasserbewirtschaftung (DRWB) im besiedelten Einzugsgebiet der Wandse,
- verstärkte Gewässerretention durch das Anlegen von Ersatzauen entlang der Fließgewässerstrecken im Gewässernetz der Wandse und
- verbesserter Rückhalt seltener und extremer Hochwasserereignisse durch die Optimierung der Bewirtschaftung bestehender Staubereiche

als synergetische Maßnahmen der Gewässerbewirtschaftung für die vorliegende Potentialstudie auszuwählen, deren Wirkung auf Hochwasser und die Gewässerökolo-

gie in Tabelle 10 zusammengestellt sind.

Die Entscheidung zur Untersuchung dieser Maßnahmen fiel insbesondere auch vor dem Hintergrund, dass innerhalb der Akteure in Hamburg, die Einfluss auf die Gewässerbewirtschaftung haben, sehr unterschiedliche Einschätzungen zu Wirksamkeit und Nutzen der Maßnahmen wahrgenommen wurden. Die Maßnahmen erscheinen den Verfassern in entscheidenden Aspekten nicht ausreichend untersucht und diskutiert.

Auch wurde deutlich, dass Aussagen zu den gewählten Maßnahmen für weitere Projekte in Hamburg von Interesse sein werden: Sowohl das seitens des BMBF geförderte Projekt KLIMZUG-Nord (<http://klimzug-nord.de>), das strategische Anpassungsansätze zum Klimawandel in der Metropolregion Hamburg entwickelt, als das lokale Projekt RISA (RegenInfraStrukturAnpassung für Hamburg), das von der Hamburger Behörde für Umwelt und Stadtentwicklung ins Leben gerufen wurde, befassen sich mit ähnlichen Überlegungen zur künftigen Bewirtschaftung des Niederschlagswassers und der Gewässer in Hamburg. Die Ergebnisse dieser Untersuchung sollten deshalb auch als Informationsgrundlage dienen, auf der in den genannten Projekten aufgebaut werden kann.

Tabelle 10: Wirkungen der synergetischen Maßnahmen der Gewässerbewirtschaftung, die für die Potentialstudie ausgewählt wurden.

Maßnahme	Wirkung auf Hochwasser	Wirkung auf Gewässerökologie
Dezentrale Regenwasserbewirtschaftung	Die Abflussfülle wird in der Regel reduziert: <ul style="list-style-type: none"> • Hochwasserrückhalt in der Fläche führt zu weitgehendem Rückhalt des abflusswirksamen Niederschlags bei Niederschlägen aller Hochwassertypen (siehe Kapitel 5.2.2). aber: <ul style="list-style-type: none"> • Grundwasserdominierte Hochwasserereignisse (Typ 3) können verstärkt werden. 	<ul style="list-style-type: none"> • Verringerung hydraulischer Belastungen • Verringerung von Sediment-, Nährstoff-, Schadstoffeinträgen • Verstärkung GW-Speisung und Verringerung von Niedrigwassersituationen
Gewässerretention durch Anlegen von Ersatzauen mit standorttypischer Vegetation	Der Abfluss wird verlangsamt und Abflussspitzen gedämpft: <ul style="list-style-type: none"> • große Wirkung bei kurzen und starken Hochwasserspitzen (Typ 1, bedingt Typ 2) • geringe Wirkung bei langsam ansteigenden und abklingenden Hochwasserverläufen (Typ 3) 	<ul style="list-style-type: none"> • Aufwertung von Gewässerstrukturen • Verringerung hydraulischer Belastungen
Optimierte Bewirtschaftung bestehender Staubebereiche	Der Abfluss kann gezielt gedrosselt werden, extreme Abflüsse werden optimal gedämpft: <ul style="list-style-type: none"> • große Wirkung bei steilen Hochwasserwellen mit begrenzter Fülle (Typ 1, bedingt Typ 2) • begrenzte Wirkung bei flachen Hochwasserwellen mit großer Fülle (Typ 3) 	<ul style="list-style-type: none"> • Wiederherstellung der Durchgängigkeit • Verringerung von Gewässerbelastungen aus Staubeichen (Temperaturerhöhung, Veränderung der Phytoplanktonzusammensetzung)

6.2 Grundlegende Überlegungen zur Ermittlung von Potentialen und Wirksamkeiten der synergetischen Maßnahmen

Der Umfang, in dem eine Maßnahme voraussichtlich umgesetzt werden könnte, wird als Potential der Maßnahme bezeichnet. Ob und in welchem Umfang eine Maßnahme umgesetzt werden kann, hängt dabei vor allem von den Faktoren der

- technischen Realisierbarkeit,

- der rechtliche Rahmenbedingungen,
- des Verhältnisses von Aufwand und Nutzen (einschließlich konkurrierender Ansprüche, bzw. alternativer Nutzungen) sowie
- der Akzeptanz

ab, weshalb allgemeingültige und übertragbare Aussagen zu Potentialen unmöglich sind. Dies wird vor dem Hintergrund verständlich, dass alle genannten Faktoren lokal unterschiedlich ausfallen, die Faktoren sich gegenseitig beeinflussen, und schließlich über die Zeit veränderlich sind. Insbesondere das Verhältnis von Aufwand und Nutzen als auch Aspekte der Akzeptanz sind von vielen Randbedingungen und persönlichen Gewichtungen beeinflusst und damit hoch subjektiv. Über die Wirksamkeit einer Maßnahme – im Sinne von quantitativen Veränderungen – kann schließlich aber erst eine Aussage getroffen werden, wenn ihr Potential bestimmt wurde (Abbildung 19).

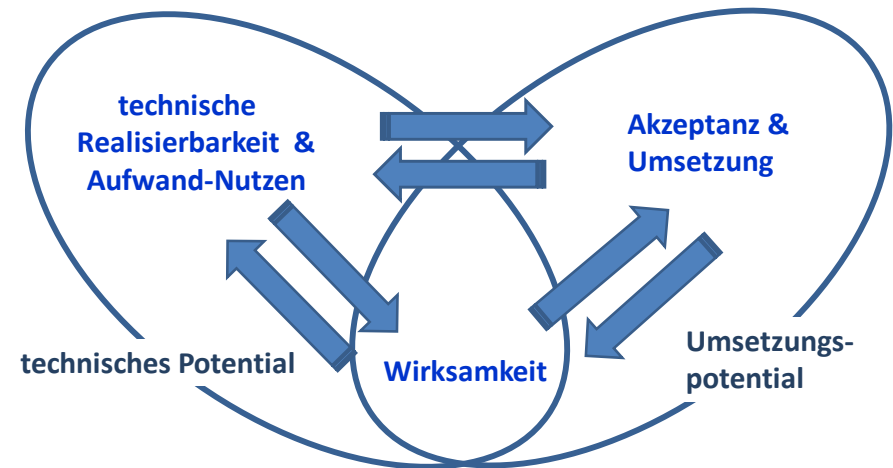


Abbildung 19: Aspekte von Potentialuntersuchungen mit Hinblick auf Aussagen zur wasserwirtschaftlichen Wirksamkeit von Maßnahmen zur Hochwasserminderung.

Aufgrund dieser Interdependenzen werden an dieser Stelle Festsetzungen getroffen, um für die Untersuchung auf die als relevant erachteten Fragestellungen zu fokussieren und ein einheitliches Verständnis der Begriffe „Potential“ und „Wirksamkeit“ zu ermöglichen.

Ziel dieser Festsetzungen ist es, das Potential der Maßnahmen unabhängig von vorhandenen Akzeptanzdefiziten oder subjektiven Überlegungen zu Aufwand und Nutzen bestimmen zu können. Dies bedeutet keinesfalls, dass die Aspekte der Akzeptanz zu vernachlässigen wären. Das Gegenteil ist der Fall – sie bestimmen maßgeblich über das Umsetzungspotential und die tatsächlich mögliche Wirksamkeit einer Maßnahme. Deshalb wurden bestehende Akzeptanzdefizite – wie sie sich unter anderem aus Rückmeldungen bei den Treffen der LAA ergeben haben – gesammelt, dokumentiert und in der Diskussion berücksichtigt. Akzeptanzüberlegungen und detaillierte Betrachtungen von Aufwand und Nutzen wurden dennoch für die Potentialermittlung zurückgestellt, da sie erst auf Basis einer Wirksamkeit angestellt werden sollten, die aus einem technischen Potential abgeleitet werden kann, das unter nachvollziehbaren und realistischen Annahmen ermittelten wurde.

Das Potential einer Maßnahme wird in dieser Untersuchung deswegen aus Sicht der technischen Realisierbarkeit bestimmt. Die technische Realisierbarkeit wird als gegeben angesehen, wenn die Maßnahme unter den derzeit geltenden rechtlichen Rahmenbedingungen umgesetzt werden könnte. Die Umsetzung muss dabei mit einem vernünftig erscheinenden Kosten-Nutzen-Verhältnis möglich sein. In den Kosten-Nutzen-Betrachtungen soll berücksichtigt werden, dass bei Umsetzung der Maßnahme alle wichtigen bestehenden Nutzungsziele mit verhältnismäßig erscheinendem Aufwand erhalten werden können. Die hierzu nötigen detaillierteren Festlegungen sind für die untersuchten Maßnahmen unterschiedlich und in den Kapiteln 7 bis 9 jeweils

näher ausgeführt, sie bestimmen die Fokussierung der näheren Untersuchungen für die synergetischen Maßnahmen. Allgemeines Ziel der Abwägungen und Setzungen für die Ermittlung der technischen Potentiale ist jedoch, eher ein Minimum des technischen Potentials zu ermitteln als es zu überschätzen. Durch diese Vorgehensweise soll ausgeschlossen werden, dass die möglichen Nutzen der Maßnahme in nachfolgenden Akzeptanzüberlegungen und Kosten-Aufwand-Betrachtungen in Zweifel gestellt werden können.

Als Wirksamkeit einer Maßnahme wird in dieser Untersuchung die hydrologische Wirksamkeit zur Verringerung des Abflussspitzenwertes eines Hochwasserereignisses (Q_{\max}) bezeichnet. Die so genannte Scheitelabminderung ist ein relativer Wert, um den der Abfluss eines Hochwasser reduziert werden kann, der sich als Scheitelabminderung [%] = $(Q_{\max(\text{mit Maßnahme})} - Q_{\max(\text{ohne Maßnahme})}) / Q_{\max(\text{ohne Maßnahme})}$ berechnet.

Diese Definition von Wirksamkeit stellt nicht auf die Wirksamkeit zur Verringerung von Hochwasserrisiken ab. Hierzu wäre es nötig, aus den hydrologischen Berechnungen von Abflussverläufen und der Geländeform Wasserspiegellagendifferenzen zu berechnen und daraus Veränderungen von Überschwemmungszuständen abzuleiten. Hieraus kann in einem weiteren Schritt ermittelt werden, welche Schäden an zu betrachtenden Schutzgütern durch eine Maßnahme zu vermeiden wären. Die vorhandenen Unsicherheiten auf der hydrologischen Ebene, die für extreme Hochwasser zudem durch weitere Unsicherheiten aus einer methodisch ungelösten (unlösba- ren?) Vorhersagegenauigkeit von Abflussvorgängen belastet werden, pflanzen sich als Fehler in diesen nachgelagerten Modellschritten fort (Abbildung 20). Diesen Fehlerbereich so zu reduzieren, dass die Ergebnisse für Planungen und Bewertungen im Zuge der Aufstellung von Hochwasserrisikomanagementplänen brauchbar würden,

wäre nur mit einem hohen Untersuchungsaufwand möglich, der nach Einschätzung der Autoren für das Untersuchungsgebiet unverhältnismäßig wäre.

Auch die ökologische Wirksamkeit der Maßnahmen, der im Rahmen der Betrachtungen von Aufwand und Nutzen große Wichtigkeit zukommen sollte, kann nicht durch die Scheitelabminderung als Indikator der Wirksamkeit einer Maßnahme abgebildet werden. Vorhersagen zur ökologischen Wirksamkeit im Sinne qualitativer und quantitativer Veränderung von Gewässerfauna und -flora sind jedoch ohnehin sehr schwierig zu erstellen. Dies gilt insbesondere für Gewässer, die durch mehrere, sich gegenseitig beeinflussende Defizite beeinträchtigt sind. Da die für die Potentialstudie gewählten Maßnahmen so ausgesucht wurden, dass sie gezielt die bestehenden ökologischen Defizite verringern, kann davon ausgegangen werden, dass ihre Implementierung grundsätzlich hilfreich zur Erreichung des guten ökologischen Zustands bzw. Potentials ist.

Scheitelabminderungen, die durch Umsetzung einer Maßnahme zu erwarten sind, können für verschiedene Hochwasserverläufe sehr unterschiedlich ausfallen (vgl. Schlussfolgerungen in Kapitel 5.2.4). Bei der Ermittlung von Werten für die Scheitelabminderung sollten stets unterschiedliche Hochwasserverläufe betrachtet werden, um den Bereich möglicher Werte abbilden zu können. Schließlich sollten die Ergebnisse immer in Verbindung mit der grundsätzlichen hydrologischen Wirkung einer Maßnahme für verschiedene Hochwasserverläufe interpretiert werden. Deshalb wurden seitens der FG USIP Methoden zur Wirksamkeitsabschätzung für die untersuchten synergetischen Maßnahmen gewählt, die als Ergebnis einen Wertebereich erbringen.

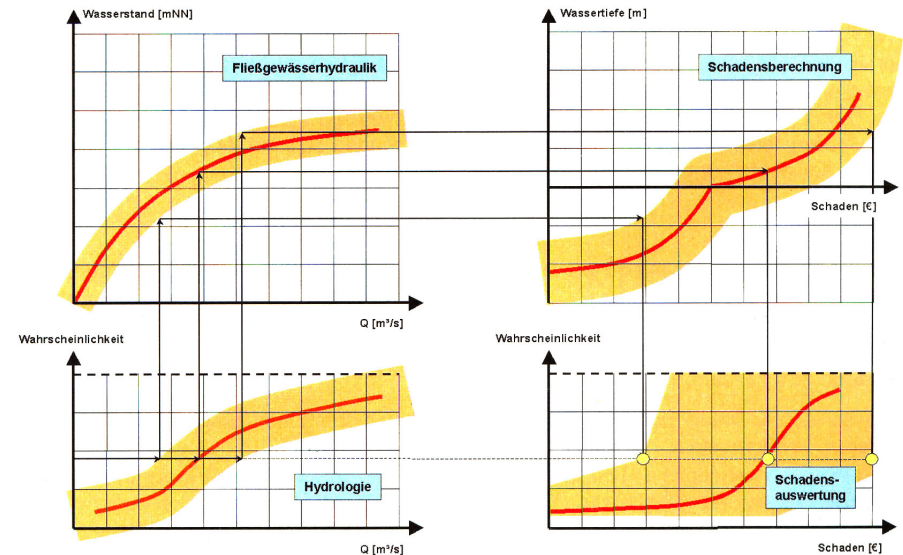


Abbildung 20: Fehlerfortpflanzung in Modellketten zur Berechnung von Hochwasserrisiken (aus DWA 2008).

6.3 Grundlegende Überlegungen zu Umsetzungszeiträumen, Kosten und Nutzen sowie möglichen Wirksamkeiten

Aufgrund des dezentralen Charakters der in dieser Potentialstudie untersuchten Maßnahmen ist es offensichtlich, dass diese nicht kurzfristig umgesetzt werden können. Eine Betrachtung von Aufwand und Nutzen dieser Maßnahmen erscheint deshalb vor allem sinnvoll, wenn davon ausgegangen wird, dass die sukzessive Umsetzung mit geeigneten Instrumenten in die laufende Erneuerung städtischer Infrastrukturen integriert werden kann. Dadurch kann der Einfluss monetärer Kosten zur Implementierung in der Betrachtung von Aufwand und Nutzen weitgehend reduziert werden. Eine Betrachtung der besten Nutzungs- und Umweltoptionen im Sinne einer nach-

haltigen Stadtentwicklung kann in den Vordergrund treten. Aufgrund der schwierigen Entscheidungsfindung in solch komplexen Planungssituationen wird die Anwendung von Methoden zur Entscheidungsunterstützung empfohlen, die die vorgenommenen Bewertungen transparent und nachvollziehbar abbilden können und so die Basis für eine gezielte und kontinuierliche Diskussion legen. Als Beispiel sei hier das multikriterielle Entscheidungsunterstützungssystem des Swedish Geotechnical Institute genannt (SGI 2010), das auf einer Nutzwertanalyse aufbaut (siehe Fürst & Scholles (2008), S. 431ff.).

Diese Annahme einer sukzessiven Umsetzung im Rahmen der laufenden städtischen Erneuerung ist auch deshalb nützlich, weil aus ihr für das Hochwasserrisikomanagement Umsetzungsraten abgeleitet werden können, die sich an die Erneuerungszyklen der Infrastrukturen anlehnen (Tabelle 11). Somit kann es gelingen, die erreichbare Wirksamkeit über die Zeit zu quantifizieren und ggf. ergänzende Maßnahmen zu konzipieren.

Tabelle 11: Zusammenstellung von Erneuerungszyklen städtischer Infrastrukturen.

Infrastruktur	übliche Lebensdauer (L) / Nutzungsdauer (N)	Quellen
Gebäude	30 bis 50 Jahre (N) 80 bis 100 Jahre (L)	LAWA (2005), Bizer et al. (2009), Hassler et al. (1999), Hassler & Kohler (2004)
Straßen, Gehwege, Parkplätze	50 bis 80 Jahre (L)	FGSV (2001), LAWA (2005), DWA (2005)
Kanalisation und Grundstücksentwässerung	40 bis 100 Jahre (L)	Richter (2004), LAWA (2005), DWA (2005), Fiedler (2004), Bellefontaine & Breitenbach (2008), Wolf et al. (2004)
Versorgungsleitungen ^{a)}	50 bis 120 Jahre (L)	Ahrens (2004), DWA (2005), Hack & Roscher (2008)

^{a)} Wasser, Gas, Strom, Fernwärme, Telekommunikation

7 Retentionspotentiale Dezentraler Regenwasserbewirtschaftung

7.1 Kurzzusammenfassung

Als Ergebnis einer Langzeitsimulation mit einer 50-jährigen Niederschlagszeitreihe der Station Hamburg-Fuhlsbüttel werden über 80 % der ergiebigsten Niederschläge mit Versickerungsanlagen vollständig zur Versickerung gebracht (Kapitel 7.2). Somit bestätigt sich, dass Versickerungsanlagen auf unterschiedlich durchlässigen Untergründen einen Großteil der hochwasserverursachenden Niederschläge zurückhalten und so zur Minderung von Hochwassergefahren maßgeblich beitragen können.

Die Untergründe im Untersuchungsgebiet werden als überwiegend für die Versickerung geeignet bewertet (Kapitel 7.3.1). Auch Standorte auf schlechter durchlässigen Ablagerungen der Grundmoränen (Geschiebelehmen und -mergeln) können mit Mulden-Rigolen(-Systemen) bewirtschaftet werden. Auf diesen Untergründen kann es notwendig sein, Versickerungsanlagen mit gedrosselter Ableitung einzusetzen. Die Grundwasser-Flurabstände sind auf den meisten bebauten Parzellen nicht limitierend. Stärkere Einschränkungen ergeben sich aus der geringen Verfügbarkeit von Flächen zur Errichtung von Versickerungsanlagen, die aus der starken Überbauung der Parzellen resultiert.

Der Anteil der Flächenversiegelung im Untersuchungsgebiet wird mit 45 % errechnet. Mit Hilfe einer Retentionspotentialkarte wird ermittelt, dass die Niederschlagsabflüsse von über 50 % der versiegelten Flächen mit Versickerungsanlagen bewirtschaftet werden könnten. Hierfür wären 413.000 m³ Volumen in Anlagen zur Versickerung zu errichten (Kapitel 7.5.1). Bei schweren Hochwasserereignissen ($\geq HQ_{200}$) können dadurch Scheitelabminderungen im Mittel von - 17 % erwartet werden (Kapitel 7.5.4). Weitere nicht in der Wirksamkeitsabschätzung berücksichtigte Potentiale ergeben

sich aus einer dezentralen Bewirtschaftung von Abflüssen von Verkehrsflächen, die über 20 % der versiegelten Flächen im Untersuchungsgebiet stellen (Kapitel 7.5.2).

7.2 Allgemeine Beschreibung der Maßnahme und ihrer Wirkung

Niederschlag, der auf befestigte Flächen im Siedlungsgebiet fällt, muss so bewirtschaftet werden, dass die Siedlungsflächen „weitestgehend vor Überflutungen geschützt werden, [...] Sachschäden so gering wie möglich“ gehalten „und Personenschäden überhaupt“ vermieden werden. „Um diese Aufgabe zu erfüllen, werden im Regelfall im Bereich der Straßen Kanalisationssysteme angelegt, mit denen die anfallenden Regenabflüsse gesammelt und abgeleitet werden“ (Sieker et al. 2006, S. 14). Im Einzugsgebiet der Wandse wird das Niederschlagswasser vieler befestigter Flächen über die Regenkanalisation in die Wandse und ihre Nebengewässer geleitet. Die dadurch entstehenden schnellen Abflussspitzen, die bei Hochwasserereignissen der Typen 1 (Hochwasser aus kurzen Sommergewittern) und 2 (Hochwasser aus ergiebigem Sommerniederschlag) für die überwiegende Anzahl der Hochwasserereignisse einen dominierenden Prozess darstellen, wurden in Kapitel 5.2.2 bereits erläutert.

Im Gegensatz zur konventionellen Sammlung und Ableitung des Regenwassers setzt die dezentrale Regenwasserbewirtschaftung auf eine getrennte Erfassung unterschiedlich stark belasteter Abflüsse und deren Bewirtschaftung möglichst nahe am Ort ihrer Entstehung. Damit entspricht die dezentrale Regenwasserbewirtschaftung den in § 55 Absatz 2 WHG genannten Grundsätzen der Abwasserbeseitigung weitaus besser als die konventionelle Siedlungsentwässerung nach dem Ableitungsprinzip. Für die dezentrale Regenwasserbewirtschaftung können verschiedene Bewirtschaftungs-

tungsprinzipien genutzt werden, die das Ziel haben sollten, den lokalen Wasserhaushalt so nah wie möglich an den un bebauten Zustand anzunähern⁹ (Geiger et al. 2009, S. 24). Eine Abflussverschärfung durch versiegelte Flächen kann durch dezentrale Regenwasserbewirtschaftung vermieden werden. Die Prinzipien der dezentralen Regenwasserbewirtschaftung und Anlagentypen sind in Tabelle 12 zusammengefasst.

Tabelle 12: Bewirtschaftungsprinzipien und beispielhafte Anlagentypen, die für eine dezentrale Regenwasserbewirtschaftung gewählt oder auch kombiniert werden können.

Prinzip	Anlagen
Versickerung	Versickerungsflächen, Mulden, Mulden-Rigolen, Schächte, ...
Verdunstung	Gründächer, Bewässerung, Fassadenkühlung, Feuchtbiothope / Teiche (ohne Ableitung), Bepflanzung, ...
gedrosselte Ableitung	Regenrückhaltebecken, Teiche (mit Ableitung), Speicherkavernen, Gräben, ...
Nutzung	Regenwassernutzungs-Zisternen, (Lösch-)Teiche, ...

Gründächer, Regenwassernutzungs- und Versickerungsanlagen bringen 30 bis 100 % der Jahresniederschläge zur Verdunstung oder Versickerung (Sieker 2002). Da mit der dezentralen Regenwasserbewirtschaftung ein naturnaher Bodenwasserhaushalt weitgehend erhalten oder gar wiederhergestellt werden kann, wird sie zur Bewirtschaftung der Niederschlagsabflüsse in Neubau-, Erweiterungs- und Sanierungsgebieten zunehmend als Stand der Technik anerkannt und implementiert (Sieker et al. 2008). Der Anteil der stofflichen Belastungen, die mit den Niederschlagsabflüssen in die Oberflächengewässer getragen werden, reduziert sich um dem Anteil der Flächen, die dezentral bewirtschaftet werden können, wobei deren jeweilige stoffliche

⁹ übergeordnetes Ziel des Umweltrechts: Vermeidung von Beeinträchtigungen der Gewässereigenschaft „Wassermenge“ nach WHG § 3 (8), Erhalt und Wiederherstellung von Bodenfunktionen nach § 1 und § 2 BBodSchG, dauerhafte Sicherung der Leistungs- und Funktionsfähigkeit des Naturhaushalts durch vorsorgenden Grundwasserschutz ausgeglichenem Niederschlags-Abflusshaushalt nach § 1 BNatSchG

Belastung je nach Exposition und Nutzung sehr unterschiedlich ausfällt (DWA 2007). Die dezentrale Regenwasserbewirtschaftung muss als etabliertes Instrumentarium zur „Entwässerungsplanung“ im Kontext Erschließung von Siedlungsflächen zu bezeichnet werden. Es existiert umfangreiche Literatur zur Erschließungsplanung, Gestaltung und Bemessung der Anlagen, auf die hier verwiesen wird (Sieker et al. 2006, Geiger et al. 2009, DWA 2005, DWA 2006, DWA 2006a, DWA 2007)

Aus Sicht des Hochwasserschutzes ist vor allem von Interesse, welches Prinzip bzw. welche Anlagentypen der dezentralen Niederschlagswasserbewirtschaftung zur Minderung von Hochwasser am besten geeignet sind. Hier zeigt sich, dass bei hochwasser auslösenden Niederschlägen insbesondere Versickerungsanlagen einen Großteil des abflusswirksamen Niederschlags zurückhalten können (DWA 2006, S. 30). Nach DWA (2006) handelt es sich um eine Maßnahme, die das Abflussvolumen reduziert, weil ein Teil des Niederschlags in den Anlagen zurückgehalten wird, von dem wiederum lediglich ein Teil verzögert über den Grundwasserzstrom dem Vorfluter zugeführt wird. Da eine weitgehend vollständige dezentrale Bewirtschaftung auf der jeweiligen Parzelle aus quantitativen und qualitativen Gründen in den meisten Fällen ohnehin nur unter Nutzung von Versickerungsanlagen realisiert werden kann, wird die Wirkung von Versickerungsanlagen auf die Abflussentstehung in einer orientierenden Voruntersuchung mit für Hamburg typischen Regenereignissen in dieser Studie näher erkundet.

In dieser Voruntersuchung wird für Rigolen auf unterschiedlich durchlässigen Böden ermittelt, wann und in welchem Ausmaß ein Überlauf entsteht, der als Abfluss zur Hochwasserentstehung beitragen kann. Das zur Bewirtschaftung nötige Speichervolumen von Rigolen wird nach DWA (2005) nach dem gleichen Prinzip dimensioniert wie das der meisten anderen Versickerungsanlagen (Mulden, Mulden-Rigolen, Versi-

ckerungsschächte). Die Ergebnisse dieser Voruntersuchungen können somit auf diese Versickerungsanlagen übertragen werden. Lediglich bei der Flächenversickerung ist eine unterschiedliche Überlastungscharakteristik zu erwarten.

Mit Niederschlagsdaten der Station Fuhlsbüttel (Zeitraum 1951 bis 2006) wurde eine Langzeitsimulation mit dem Modell STORM (Ingenieurgesellschaft Sieker) durchgeführt. Die Rigolen für die Berechnung wurden mit STORM für eine zu bewirtschaftende undurchlässige Fläche von 100 m² dimensioniert. Nach der Langzeitsimulation wurden jeweils die 50 Einstauereignisse der Rigolen betrachtet, für die das Modell die größten Zulaufmengen errechnete. Somit wurden die Fälle betrachtet, in denen in einem zusammenhängendem Zeitraum vom ersten Zulauf von Niederschlagswasser in die Rigole bis zur ihrer vollständigen Entleerung im Simulationszeitraum die ergiebigsten Niederschläge gefallen sind. Für diese 50 Ereignisse wurde ausgewertet, in wie vielen Fällen es überhaupt zu einem Überlauf der Versickerungsanlagen kam und welcher Anteil des Zulaufs nicht in der Rigole gehalten werden konnte.

Tabelle 13 zeigt, dass über 80 % der ergiebigsten Niederschlagsereignisse, die in mehr als 50 Jahren aufgezeichnet wurden, mit den Versickerungsanlagen vollständig zur Versickerung gebracht hätten werden können. Wenn die Versickerungsanlagen bis zur Vollfüllung einstauen, gelangen nach dieser Berechnung stets weniger als 30 % des zu bewirtschaftenden Niederschlags zum Überlauf, in den meisten Fällen weniger als 15 %. Insbesondere zeigen Versickerungsanlagen, die für Böden mit geringeren Durchlässigkeitswerten dimensioniert sind, günstigere Rückhalteeigenschaften, was die Überlaufmengen betrifft.

Das mit einer gemessenen Regenspende von 84,5 mm ergiebigste Niederschlagsereignis (Trennkriterium: 4 Stunden ohne Niederschlag) trat dabei am 27. August 1989 auf und hatte eine Dauer von 46 Stunden und 15 Minuten. Das entspricht nach

Tabelle 13: Ergebnisse der Voruntersuchung zum Rückhalt von Niederschlagsabflüssen in Rigolen auf Untergründen mit verschiedenen Leitfähigkeiten.

System	Leitfähigkeit des Untergrunds [m/s]	Drosselabfluss der Rigole [l/s*ha]	vollständiger Rückhalt [%] der Ereignisse	Überlauf [%] der Ereignisse	Überlauf [%] des Zulaufs min. / max.
Rigole	1*10 ⁻⁵ (~ Sande)	-	82	18	< 3 % / 30 %
Rigole	1*10 ⁻⁶ (~ Lehme)	-	84	16	< 1 % / 15 %
Rigole mit Drosselabfluss	1*10 ⁻⁷ (~ Tone)	5	84	16	1 % / 11 %

der Niederschlagsstatistik (Tabelle 4) einem 50-jährigen Ereignis. Nach den Ergebnissen der Langzeitsimulation führte dieses Ereignis nur für die Rigole auf dem Boden mit einer gesättigten Leitfähigkeit von 1*10⁻⁶ m/s zu einem Überlauf von insgesamt 15 % des zulaufenden Abflusses.

Das intensivste der betrachteten, ergiebigen Niederschlagsereignisse trat am 26. August 1997 auf. In nur 80 Minuten fielen insgesamt 47 mm Niederschlag, das entspricht laut der Niederschlagsstatistik (FHH 2003) einem mehr als 100-jährigen Niederschlagsereignis. Nach den Ergebnissen der Langzeitsimulation kann dieses Ereignis in allen Rigolen vollständig zur Versickerung gebracht werden.

Gleicht man die in Tabelle 5 zusammengefassten Hochwasserereignisse mit den Ergebnissen der Langzeitsimulation ab, so stellt man fest, dass die hochwasserauslösenden Niederschläge in der Mehrzahl der Fälle von allen Versickerungsanlagen vollständig zurückgehalten hätten werden können (Tabelle 14). Lediglich bei der Anlage auf einem Untergrund mit kf von 1*10⁻⁶ m/s konnte ein Teil des Niederschlags nicht vollständig zur Versickerung gebracht werden. Der Spitzenabfluss wäre hierbei jedoch noch um 50 %, bzw. 90 % reduziert worden.

Tabelle 14: Abgleich des in der Langzeitsimulation ermittelten Rückhalts der von hochwasserauslösenden Niederschlägen für die Hochwasserereignisse aus Tabelle 5 in den Anlagen aus Tabelle 13.

Datum des Hochwassers	auslösender Niederschlag vollständig versickert in Anlage auf Untergrund mit kf		
	1*10 ⁻⁵ m/s (~ Sande)	1*10 ⁻⁶ m/s (~ Lehme)	1*10 ⁻⁷ m/s (~ Tone)
28. August 1996	ja	ja	ja
6. Juni 1998	ja	ja	ja
26. September 2001	ja	ja	ja
12. Februar 2002	ja	ja	ja
26. Februar 2002	ja	ja	ja
9. Juni 2002	ja	ja	ja
11. Juli 2002	ja	ja	ja
18. Juli 2002	ja	nein ^{a)}	ja
1. August 2002	ja	nein ^{a)}	ja
21. Juli 2005	ja	nein ^{b)}	ja

^{a)} Die Rigole auf Untergrund mit kf 1*10⁻⁶ m/s begann am 17.7.2002 für 29 Tage einzustauen. Insgesamt liefen der Rigole bis zur vollständigen Entleerung 18,8 m³ zu, davon gelangten lediglich 5 % zum Überlauf. Das Maximum des Zulaufs zur Rigole betrug 1,67 l/s, das Maximum des Abflaus aus der Rigole 0,79 l/s, das entspricht einer Drosselung des Spitzenabflauses von mindestens 50 %.

^{b)} Die Rigole auf Untergrund mit kf 1*10⁻⁶ m/s begann am 18.7.2005 für 28 Tage einzustauen. Insgesamt liefen der Rigole bis zur vollständigen Entleerung 18,5 m³ zu, davon gelangten lediglich 5 % zum Überlauf. Das Maximum des Zulaufs zur Rigole betrug 2,4 l/s, das Maximum des Abflaus aus der Rigole 0,22 l/s, das entspricht einer Drosselung des Spitzenabflauses von mindestens 90 %.

Als Fazit der Voruntersuchung konnte festgehalten werden, dass Versickerungsanlagen einen Großteil des abflusswirksamen Niederschlags auch im Falle sehr ergiebiger Regenereignisse unterschiedlicher Intensität zurückhalten können. Auch Schlottmann et al. (2007) zeigen, dass die Spitzenabflüsse von versiegelten Flächen auch bei seltenen Niederschlagsereignissen wirksam verringert werden. Vor diesem Hintergrund kann die Wirkung der Versickerung auf Abflussprozesse wie in Abbildung 21 schematisch dargestellt werden.

Überträgt man dieses Wirkungsprinzip auf die vom schnellen Abfluss dominierten Ganglinien der am häufigsten auftretenden Hochwassertypen 1 und 2 (Kapitel 5.2.2),

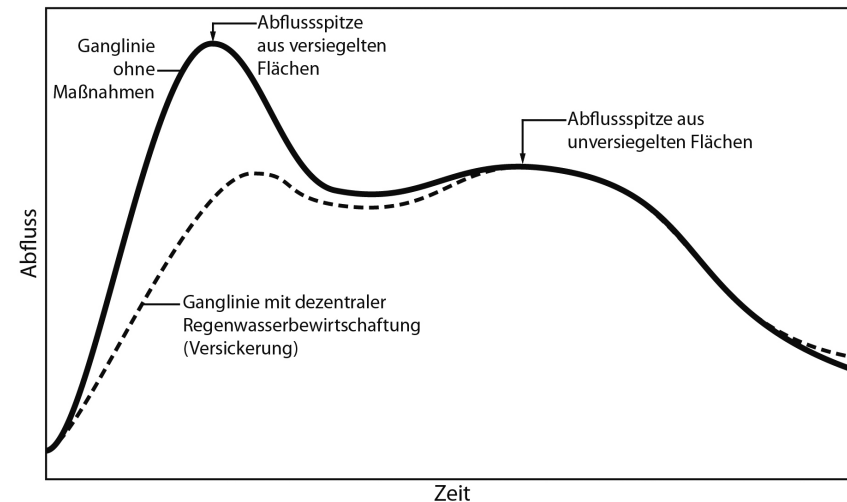


Abbildung 21: Schematische Darstellung der Veränderung einer Abflussganglinie durch dezentrale Regenwasserbewirtschaftung mit Versickerungsanlagen in urbanen Gebieten.

erscheint eine dezentralere Bewirtschaftung des Regenwassers unter Nutzung des Prinzips Versickerung im Einzugsgebiet der Wandse als sehr sinnvoll.

7.3 Fragestellungen von Interesse

Für die Ermittlung von Potentialen zur dezentralen Bewirtschaftung von Niederschlagsabflüssen im Untersuchungsgebiet mit Hilfe von Versickerungsanlagen wurden die folgenden Fragestellungen als relevant wahrgenommen und deshalb in der Ermittlung der technischen Umsetzungspotentiale zentral berücksichtigt.

Im Kreise der Hamburgischen Experten wird kontrovers diskutiert, ob und in welchem Umfang die dezentrale Regenwasserbewirtschaftung mit Versickerungsanlagen realisiert werden kann. Insbesondere werden als limitierende Faktoren oft benannt, dass

für eine Errichtung von Versickerungsanlagen

- a) die vorherrschend vorhandenen Böden zu geringe Durchlässigkeiten aufweisen,
- b) auf vielen Parzellen die Grundwasser-Flurabstände nicht ausreichen sowie
- c) auf den einzelnen Parzelle nicht ausreichend unbebaute Fläche vorhanden wäre.

Zudem wird

- d) die Wirksamkeit zur Abminderung schwerer Hochwasserverläufe ($\geq HQ_{100}$) in Frage gestellt.

7.3.1 Erläuterungen zur Durchlässigkeit der Untergründe

Nach DWA 2005 liegen die gesättigten Leitfähigkeiten für sandige Untergründe zwischen 10^{-3} bis 10^{-5} m/s, ihre Eignung für eine Versickerung ist in Hamburg unumstritten. Auf Standorten im Bereich von lehmig-schluffigen Grundmoränenablagerungen wird von vielen Akteuren angezweifelt, ob der Untergrund ausreichend durchlässig ist, um Versickerungsanlagen errichten und betreiben zu können. Laut der zur Auswertung zur Verfügung stehenden Baugrundübersicht sind etwa auf der Hälfte der Fläche des Einzugsgebietes Grundmoränen-Ablagerungen zu erwarten (Tabelle 17, S. 57), wobei sich Sande und Lehme teils sehr kleinräumig abwechseln. In der gängigen Praxis zur Entwässerungsplanung wird die Versickerung oftmals wegen „heterogener Untergrundverhältnisse“ als Bewirtschaftungsalternative ausgeschlossen. Den Autoren sind Fälle bekannt, in denen dies selbst geschah, wenn Bohrprofile vorhanden sind, die auf dem überwiegenden Teil der Fläche sandigen Untergrund bis in große Tiefen aufweisen (Jurleit & Dickhaut 2011).

Dass die Versickerungsfähigkeit auf Standorten mit Grundmoränen-Ablagerungen im Untergrund von vielen Hamburger Akteuren als nicht gegeben angesehen wird, begründet sich nach Wahrnehmung der Autoren vor allem auf Labormessungen die im

Rahmen der geologischen Untersuchungen durchgeführt wurden. Kausch (o.J.) nennt in „Geotechnische Charakterisierung des Hamburger Baugrundes“ für Geschiebelehm und Geschiebemergel Durchlässigkeitswerte zwischen $1 \cdot 10^{-7}$ m/s und $< 1 \cdot 10^{-10}$ m/s. Die untersuchten Proben wurden dabei überwiegend im Rahmen von Bohrungen aus Tiefen > 2 m entnommen.

Dem gegenüber steht die Argumentation, dass solche Labormesswerte zur Beurteilung der Versickerungsfähigkeit von Untergründen nicht geeignet sind, weil weder Bodeneigenschaften (Lagerungsdichten, Humusgehalte, Aggregate, ...) noch die in den ersten Metern der Profile die Versickerungsleistung bestimmenden Makroporensysteme erfasst werden (Burghardt et al. 1999). Diese Eigenschaften fallen darüber hinaus kleinräumig (bereits auf 1 bis 5 m²) oftmals sehr unterschiedlich aus (Burghardt et al. 1998). Preuß (1975) misst auf Lehm Böden der Grundmoränen in Schleswig-Holstein mit einem Doppelringinfiltrimeter minimale gesättigte Leitfähigkeiten $> 1 \cdot 10^{-6}$ m/s, welche im versickerungsfähigem Bereich nach DWA (2005) liegen.

Im KompetenzNetzwerk HamburgWasser (2010) beschäftigte sich eine Expertenkommission mit Teilnehmern von HamburgWasser unter der Behörde für Stadtentwässerung und Umwelt mit wissenschaftlicher Begleitung der Universität Hamburg mit der Versickerungsfähigkeit des Hamburger Untergrundes. In diesem Rahmen wurde eine Methodik erarbeitet, mit der unter Nutzung vorhandener Bohrdaten in Hamburg eine Versickerungspotentialkarte für das Projektgebiet Marienthal erstellt wurde.

In dieser Methodik werden die lehmig-schluffigen Horizonte der Grundmoränen-Ablagerungen als stauende Schichten klassifiziert. Für diese Klassifizierung wurde das Genesemerkmal „Geschiebelehm und Geschiebemergel“ oder Schluff oder Ton als Hauptmengenanteil der der Korngrößenverteilung der jeweiligen Schicht des Bohrprofils (KompetenzNetzwerk Hamburg Wasser 2010, S. 56) herangezogen. Standorte

mit Grundmoränen-Ablagerungen wurden durch dieses Vorgehen faktisch als „nicht versickerungsfähig“ ausgewiesen.

Im gleichen Bericht wird auf eine Bewirtschaftungskarte verwiesen, die vom Ingenieurbüro Sieker auf Basis der Baugrundübersicht für das Projektgebiet Marienthal erstellt wurde, und die auf den Standorten mit Grundmoränen-Ablagerung eine dezentrale Bewirtschaftung mit Mulden-Rigolen-Elementen für möglich einstuft (KompetenzNetzwerk Hamburg Wasser 2010, S. 70).

KompetenzNetzwerk Hamburg Wasser (2010) kommt zu dem Schluss, dass das für die Erstellung der Versickerungspotentialkarte gewählte Vorgehen „eine differenziertere und detailliertere Beurteilung der geologischen Situation in Bezug auf die Versickerungsfähigkeit“ bietet. Mit dieser Aussage kann beim Leser der Eindruck entstehen, dass die Versickerungspotentialkarte nicht nur eine genauere räumliche Aussagekraft hat, sondern auch eine bessere Einschätzung ermöglicht, ob eine Versickerung realisiert werden kann. Genau hier kommen die beiden genannten Karten für Flächen mit Grundmoränen-Ablagerungen jedoch zu unterschiedlichen Bewertungen (keine Versickerung bzw. Versickerung mit Mulden-Rigolen-Elementen).

Aufgrund der erläuterten unterschiedlichen Einschätzungen zur Versickerungsfähigkeit von Untergründen, die in Hamburg in Gebieten von Grundmoränenablagerungen zu erwarten sind, wurden im Rahmen der Untersuchungen in SAWA von der FG USIP weitere Voruntersuchungen angestellt.

Erste stauende Schicht in Bohrprofilen der Einheit Grundmoränen (mit Sandüberdeckung)

In einer dieser Voruntersuchungen wurden im Bereich Rahlstedt 50 Bohrprofile, nach Baugrundübersicht den Einheiten „Grundmoränen“ bzw. „Grundmoränen mit Sand-

überdeckung“ zuzuordnen sind, auf ihre Schichtenfolge hin untersucht. Als Schichten mit geringerer Durchlässigkeit wurden Schichten angesprochen, deren Hauptkomponente der Korngrößenverteilung als Schluff (U) oder Ton (T) kartiert war.

Tabelle 15 zeigt, dass sich die erste Schicht, in der aufgrund der Korngrößenverteilung mit einer geringeren Durchlässigkeit zu rechnen ist, in unter 50 % der Fälle im ersten Meter des Profils befindet. Das heißt, dass in über 50 % der Fälle mindestens der erste Meter des Profils aus sandigem Material mit einer höheren Durchlässigkeit besteht, der für eine Mulden oder Flächenversickerung genutzt werden könnte.

Tabelle 15: Auswertung von Bohrprofilen im Bereich von Grundmoränen-Ablagerungen.

erste Schicht mit geringerer Durchlässigkeit (U, T)	Anzahl der Profile / [%] der Fälle
direkt an der Oberfläche	4 / 8 %
in ≤ 1 Meter Tiefe	19 / 38 %
in 1 bis ≤ 2 Meter Tiefe	14 / 28 %
ab 2 Meter Tiefe	7 / 14 %
keine mögliche Stauschicht	6 / 12 %

Sandböden, deren Wassergehalt die Hälfte der nutzbaren Feldkapazität aufweist¹⁰, können bis zur vollständigen Wassersättigung noch etwa 200 mm Wasser je Meter Bodensäule aufnehmen. Auch wenn die Versickerungsfähigkeit eines Standorts durch den Durchlässigkeitswert der schlechter durchlässigen Schichten begrenzt wird, sollte bedacht werden, dass schon innerhalb des ersten Meters ein großer Bodenspeicher zur Verfügung steht. Somit stellt sich weniger die Frage, ob das zu bewirtschaftende Niederschlagswasser aus den Anlagen zur Versickerung gebracht werden kann, sondern mehr, ob es innerhalb der ersten durchlässigeren Schicht zu einer Stauwasserbildung kommen kann, bei der Vernässungen zu befürchten wären. Regelmäßig kann dies jedoch

¹⁰ entsprechend einem zur Hälfte ausgetrocknetem Boden

- aufgrund der kleinräumigen Heterogenität des Untergrundes
- sowie der jeweils im Einzelfall betrachtenden Lage der Versickerungsanlagen im Bezug auf Baukörper, die von einer Vernässung betroffen sein könnten, nicht unterstellt werden.

Durchlässigkeit von Böden und Untergründen im Bereich der Grundmoränen

In einer weiteren Untersuchung wurde die Frage genauer betrachtet, mit welchem Wertebereich der Durchlässigkeit von Geschiebelehm und Geschiebemergel bei der Errichtung von oberflächennahen Versickerungsanlagen gerechnet werden muss. Eingang wurde bereits der Widerspruch zwischen den Laborwerten (Kausch o.J.) und den gemessenen gesättigten Leitfähigkeiten (Preuß 1975) erwähnt.

In Kausch (o.J.) finden sich Korngrößenverteilungsdiagramme für Geschiebelehme und Geschiebemergel. Diese Diagramme wurden danach ausgewertet, aus welchen Anteilen sich die Proben aus Ton-, Schluff- und Sandfraktion zusammensetzen. Aus diesen Anteilen wurde danach die Bodenarten nach Ad-Hoc Arbeitsgruppe Boden (2005, S. 142 ff.) ermittelt. Dabei konnte festgestellt werden, dass die Böden, die sich aus Geschiebelehmen und Geschiebemergeln bilden, in die Bodenartengruppen der Normallehme, Schluffsand, Lehmsand (Bodenarten: Ls3, Ls2, Sl3, Sl2, Su3, Su2) einzuordnen sind. Für diese Bodenarten können ebenfalls mit Ad-Hoc Arbeitsgruppe Boden (2005, S. 351) minimale und maximale gesättigte Wasserleitfähigkeiten ermittelt werden. Die Bodenart mit der geringsten gesättigten Leitfähigkeit bei maximaler Lagerungsdichte ist danach ein schwach sandiger Lehm (Ls2), für den jedoch immer noch ein kf-Wert von $1,16 \cdot 10^{-6}$ m/s angegeben wird. Die höchste Leitfähigkeit bei niedriger Lagerungsdichte weist demnach ein schwach schluffiger Sand (Su2) mit $2,01 \cdot 10^{-5}$ m/s auf (vgl. Tabelle 18).

Als Fazit ergäbe sich, dass Böden, die sich auf Grundmoränen-Ablagerungen bilden, grundsätzlich eher im nach DWA (2005) versickerungsgerechten Durchlässigkeitsbereich liegen müssten. Dieser Aspekt wurde in zwei Gesprächsrunden mit den Autoren des Berichts KompetenzNetzwerk Hamburg Wasser 2010 diskutiert.

Dabei stellte sich einerseits heraus, dass auch eine interne Untersuchung der BSU die Methode des KompetenzNetzwerks Hamburg Wasser 2010 zur Klassifizierung von Standorten als „nicht versickerungsfähig“ als klärungsbedürftig erscheinen lässt. Der Betrieb von Versickerungsanlagen in Hamburg ist der BSU anzeigepflichtig. Mehrere dieser gemeldeten Versickerungsanlagen werden in Bereichen betrieben, die nach der Versickerungspotentialkarte als „nicht versickerungsfähig“ klassifiziert wurden.

Andererseits wurde im Gespräch deutlich, dass in der Versickerungspotentialkarte alle Untergründe mit Grundmoränen-Ablagerungen teils bewusst als „nicht versickerungsfähig“ ausgewiesen wurden, um die Gefahr einer Vernässung von Gebäuden auf Standorten, die zur Bildung von Staunässe neigen könnten, möglichst gering zu halten (siehe oben). Es bestand jedoch Konsens, dass die Schichtenverzeichnisse für eine genauere Bestimmung staunässeanfälliger Bereiche nur schlecht geeignet sind, weil entsprechende bodenkundliche Vernässungsmerkmale nicht einheitlich erfasst wurden.

Gröngröft (2011) weist darauf hin, dass sich die Werte aus Ad-Hoc Arbeitsgruppe Boden (2005, S. 351) auf Böden beziehen. Die angegebenen Leitfähigkeiten gelten deshalb maximal bis zu einer Tiefe von 1,5 Meter. Auch könne der Tabelle der große Streubereich des Datenkollektivs nicht entnommen werden.

Als Konsequenz der Gespräche bestand weitgehend die Auffassung, dass Standorte auf Grundmoränen-Ablagerungen künftig als „eingeschränkt versickerungsfähig“ bezeichnet werden sollten und die Versickerungsfähigkeit im jeweiligen Einzelfall zu

überprüfen ist. Diese Aussage wird seitens der Verfasser vor dem Hintergrund der kleinräumigen Heterogenität sowohl der geologischen Beschaffenheit des Untergrundes als auch der die Versickerungsleistung maßgeblich beeinflussenden Oberbodenparameter für zielführend erachtet.

Fazit

Da Mulden-Rigolen-Anlagen mit gedrosselter Ableitung auch eine Regenwasserbewirtschaftung auf Standorten mit kf-Werten von $< 1 \cdot 10^{-6}$ m/s (Sieker et al. 2006, S. 42 f.) erlauben, wird als Fazit der Voruntersuchungen festgehalten, dass die Durchlässigkeit des Untergrunds auf Grundmoränen-Ablagerungen die Versickerungsmöglichkeiten zwar eingeschränkt, aber voraussichtlich nur in wenigen Fällen verunmöglicht.

7.3.2 Erläuterungen zur Grundwasser-Flurabständen

Für die Errichtung von Versickerungsanlagen ist der Grundwasser-Flurabstand aus verschiedenen Gründen von Bedeutung.

Da sich durch die verstärkte Versickerung die Grundwasserneubildung erhöht, ist zu befürchten, dass es auf Standorten mit bereits geringen Grundwasser-Flurabständen eher zur Vernässung bestehender Gebäude kommen kann. Zur Beurteilung dieser Fragestellungen finden sich detaillierte Hinweise in DWA (2005) S. 18 ff.

Zudem ist der Regenabfluss von bebauten Gebieten nach WHG § 55 als Abwasser zu beurteilen. Soll er über Versickerungsanlagen ins Grundwasser eingeleitet werden, so ist dies nur möglich, wenn eine schädliche Veränderung des Grundwassers nicht zu besorgen ist. Ein Minimum der Sickerstrecke wird in der Regel nach DWA M 138 (2005), S. 16 gesetzt: „Die Mächtigkeit des Sickerraums sollte, bezogen auf den mittleren höchsten Grundwasserstand, grundsätzlich mindestens 1 m betragen, um eine

ausreichende Sickerstrecke für eingeleitete Niederschlagsabflüsse zu gewährleisten.“ Niederschlagsabflüsse befestigter städtischer Flächen weisen dabei je nach Lage und Nutzung sehr unterschiedliche stoffliche Belastungen auf. Abflüsse von Verkehrsflächen sind dabei üblicher Weise stärker stofflich belastet (v.a. PAK, Mineralöle, Schwermetalle, Sedimente, organische Substanz) als solche von Dach oder Nebenflächen (v.a. Zink, Kupfer). Die Stoffe gelangen über verschiedene Prozesse in den Abfluss (trockene und feuchte Deposition, Abrieb, Auswaschung). In DWA M 153 (2007) S. 29 wird ein Bewertungsrahmen vorgeschlagen, mit der die Belastung von Regenwasserabflüssen je nach Nutzung und Lage beurteilt werden kann. Abflüsse aus Wohngebieten und von wenig befahrenen Straßen sind dabei in der Regel gering belastet. Abflüsse von stärker befahrenen Straßen (> 300 Kfz/Tag), Parkplätzen und Gewerbegebieten, etc. stärker belastet.

Vor dem Erreichen des Grundwassers muss diese stoffliche Belastung auf ein unschädliches Maß reduziert werden. Eine starke Aufreinigung des Wassers kann bei der Versickerung selbst stattfinden, wobei insbesondere bei der Passage durch den bewachsenen Oberboden ein Großteil der Schadstoffe zurückgehalten wird. Ist die Reinigung innerhalb der Sickerstrecke voraussichtlich nicht ausreichend, um das Grundwasser zu schützen, kann das zu versickernde Wasser mit vorgeschalteten Filter- oder Sedimentationsanlagen vorbehandelt werden (DWA 2007).

Je nach der Belastung des Abflusses und der gewählten Aufreinigungs- und Versickerungstechnik ergeben sich somit unter Wahrung des Minimums an einem Meter Sickerraum unterschiedliche Ansprüche an die Grundwasser-Flurabstände. Während bei einer Flächenversickerung ein Grundwasser-Flurabstand von einem Meter Sickerraum ausreichend ist, benötigt man für die Anlage von 30 cm tiefen Mulden einen Grundwasser-Flurabstand von 1,3 Meter. Bei Mulden-Rigolen-Anlagen erhöht sich

dieser Abstand weiter um die Höhe des Rigolen-Elements, das jedoch oftmals nicht mächtiger als 50 cm ist (Sieker et al. 2010).

Fazit

Als Fazit ergibt sich, dass Grundwasser-Flurabstände von mehr als 1,8 Meter als ausreichend angesehen werden können, um alle gebräuchlichen Anlagentypen für die Versickerung zu betreiben.

7.3.3 Erläuterungen zu Überbauung und Flächenverfügbarkeit

Besonders in bestehenden Siedlungsgebieten stellt sich die Frage, ob auf den Grundstücken noch ausreichend nicht überbaute Flächen verfügbar sind, um Anlagen zur Regenwasserbewirtschaftung errichten und betreiben zu können. Die Betrachtungsebene des Grundstücks bietet sich dabei an, da im Siedlungsbestand die Grundstückseigentümer die Ausführenden einer Umstellung zur dezentralen Regenwasserbewirtschaftung sind. Sie müssen den Bau der Anlagen veranlassen und die Kosten für Errichtung und Betrieb tragen.

Eine Strategie zur Umstellung zur dezentralen Regenwasserbewirtschaftung, die auf die Bewirtschaftung der Abflüsse jeweils einzelner Parzellen abzielt, wird zwar nicht die größte Wirksamkeit erzielen können. Quartiersbezogene Ansätze unter Nutzung öffentlicher Flächen erscheinen – auch unter Gesichtspunkten eines besser zu integrierenden Überflutungsschutz bei Extremereignissen – vielversprechender. Da solche aber in Hamburg als aufwändiger bezüglich der administrativen und konzeptionellen Vorbereitung wahrgenommen werden, wurde entschieden, die vorliegende Untersuchung auf der Ebene der Flurstücke durchzuführen, um ein Minimum der bestehenden Möglichkeiten abzubilden.

Der Flächenbedarf für Versickerungsanlagen ist dabei von verschiedenen Faktoren beeinflusst. Zuerst hängt er von der Größe der versiegelten Fläche ab, deren Abfluss bewirtschaftet werden soll. Dann spielt die Durchlässigkeit des Untergrundes eine Rolle. Zu berücksichtigen ist auch die stoffliche Belastung der zu bewirtschaftenden Abflüsse, denn sie kann die zur Bewirtschaftung möglichen Anlagentypen beschränken oder deren Ausgestaltung beeinflussen. Schließlich hängt der Flächenbedarf jedoch vor allem von der Auswahl des Anlagentyps und deren Gestaltung ab, denn Teile der Anlagen können z.B. auch unter überbauten Flächen (z.B. Parkflächen, Wegen, Kleingebäuden) angeordnet werden.

Orientierungswerte zur Größe der zur Errichtung von Versickerungsanlagen benötigten Flächen können aus DWA (2007), S. 30 entnommen werden. Für die Flächenversickerung werden in der Regel mehr als 20 % der zu bewirtschaftenden Fläche benötigt. Für eine dezentrale Muldenversickerung kann der Flächenbedarf je nach Durchlässigkeit des Untergrunds auf 7 % sinken. Mit Mulden-Rigolen-Systemen mit gedrosseltem Ablauf kann der Flächenbedarf nach Sieker et al. (2010) gar auf bis zu 3 % reduziert werden.

Es sei erwähnt, dass die Kosten zur Errichtung von Anlagen tendenziell höher sind, wenn sie weniger Fläche benötigen sollen. Eine umfassende Wirtschaftlichkeitsbetrachtung kann in dieser Untersuchung jedoch nicht geleistet werden.

Neben dem Verhältnis von überbauten und nicht überbauten Flächen der Grundstücke spielen strenggenommen auch geometrische Aspekte auf den Flurstücken eine Rolle. So müssen Mindestabstände zu bestehenden Gebäuden und Nachbargrundstücken eingehalten werden um die Gefahr einer Vernässung zu minimieren. Im Rahmen der Potentialermittlung auf Einzugsgebietsebene konnten solche örtlichen Aspekte nicht einbezogen werden.

Fazit

Als Fazit für die Untersuchung wurde deshalb festgehalten, dass eine dezentrale Bewirtschaftung der versiegelten Flächen eines Grundstücks mit verhältnismäßigem Aufwand und unter weitgehendem Erhalt der bestehenden Nutzungen als möglich angesehen wird, wenn 20 % der Fläche des Flurstücks noch unbebaut sind.

7.3.4 Erläuterungen zur Wirksamkeit dezentraler Regenwasserbewirtschaftung mit Hinblick auf die Abmilderung schwerer Hochwasserereignisse

Die grundsätzlich positive Wirkung der dezentralen Regenwasserbewirtschaftung, insbesondere der Versickerung von Niederschlagsabflüssen, wurde bereits in Kapitel 7.1 dargestellt. Der quantitative Beitrag von DRWB im Sinne einer Verringerung von Abflussmengen und Überschwemmungsgefahren bei Hochwasserereignissen wird jedoch etwa seit Beginn der 1990er Jahre kontrovers diskutiert. Eine umfassende Zusammenfassung bestehender Literatur findet sich zum Beispiel in Wintrich (2009). Insbesondere bei der Quantifizierung der Abschwächung der Hochwasserscheitel schwerer Ereignisse ($\geq HQ_{100}$) kommen verschiedene Autoren zu unterschiedlichen Ergebnissen. Die Gründe hierfür müssen vor allem in

- der großen Diversität der Abflussprozesse beeinflussenden Merkmale untersuchter Einzugsgebiete,
- der anspruchsvollen Modellierung von Abflussprozessen (insbesondere die Veränderung kleinräumiger Teilprozesse) und der Kalibrierung verwendeter Modelle,
- der Auswahl von Niederschlags-Eingangsdaten für die Modellierung (Dauer, Fülle und Verteilung der Niederschläge),
- der mit Unsicherheiten behafteten Extrapolation von Eingangsdaten zur Nach-

bildung extremer Hochwasserereignisse und

- der Abschätzung, in welchem Umfang sich überhaupt eine dezentrale Bewirtschaftung der Siedlungsflächen erreichen ließe,

gesehen werden.

Der Umfang, in dem sich eine dezentrale Bewirtschaftung des Einzugsgebietes der Wandse unter Nutzung von Versickerungsanlagen erreichen ließe, ist Kerngegenstand der vorliegenden Untersuchung und wird in den folgenden Kapiteln erläutert. Es wird ermittelt, welcher Anteil der versiegelten Flächen mit Versickerungsanlagen dezentral bewirtschaftet und somit von der Regenwasserkanalisation abgekoppelt werden kann. Außerdem wird errechnet, welches Anlagenvolumen zur Bewirtschaftung der versiegelten Flächen errichtet werden müsste.

Die Wirksamkeit der so erhaltenen technischen Realisierungspotentiale wurde im Rahmen des SAWA-Projekts mit einem Niederschlags-Abflussmodell (Kalypso) untersucht. Es wurde berechnet, wie sich der Verlauf eines schweren Hochwassers (HQ_{200} auf Basis des Niederschlagsmusters des Ereignisses vom 18. Juli 2002) verändert und welche Scheitelabmilderung erwartet werden kann (TUHH 2012). Aufgrund der oben genannten Unsicherheiten und der in Kapitel 5.2.4 angesprochenen Aspekte kann eine derartige Quantifizierung nur ein Schlaglicht auf die zu erwartenden Effekte sein. Da im Rahmen des SAWA Projekts eine Sensitivitätsanalyse der Modellierung nicht durchgeführt wurde, wurde die vorliegende Potentialstudie zu den Retentionspotentialen dezentraler Regenwasserbewirtschaftung um eine vereinfachte Wirksamkeitsabschätzung erweitert.

7.4 Untersuchungsmethodik

7.4.1 Ermittlung von Potentialen dezentraler Regenwasserbewirtschaftung auf Wohn- und Gewerbeflächen

Um zu ermitteln, welcher Anteil versiegelter Flächen im Einzugsgebiet dezentral bewirtschaftet werden könnte, wurde mit Hilfe eines Geoinformationssystems (im Folgenden GIS, Software: ArcMap 9.3) eine Retentionspotentialkarte erstellt (Ernst & Dickhaut 2011), die für jedes Flurstück angibt, ob eine Versickerung der Niederschlagsabflüsse möglich ist und welches Anlagenvolumen zur Bewirtschaftung errichtet werden müsste.

Die Retentionspotentialkarte setzt auf vorhandene Überlegungen zu geoinformationssystembasierten Systemen zur dezentralen Regenwasserbewirtschaftungen auf. Versickerungspotentialkarten geben vor allem Informationen zur hydrogeologischen Eignung von Flächen zur Versickerung (Kaiser 1998, Kompetenznetzwerk Hamburg-Wasser 2010) und zielen darauf ab, Behörden in Planungs- und Abstimmungsprozessen zu unterstützen. Im Bewirtschaftungsinformationssystem Regenwasser (Becker & Wessels 2007) werden zusätzlich Informationen zur vorhandenen Siedlungsstruktur ausgewertet, um gezielt Projektgebiete für Abkopplungsmaßnahmen zu ermitteln.

In der Retentionspotentialkarte werden vor allem die in den Kapiteln 7.3.1 bis 7.3.3 erläuterten Aspekte für das Einzugsgebiet der Wandse ausgewertet. Die grundlegenden Überlegungen für die Erstellung der Karte seien noch einmal zusammengefasst.

1. Für eine weitgehend vollständige dezentrale Bewirtschaftung werden aus quantitativen und qualitativen Gründen Versickerungsanlagen errichtet. Zusätzliche Möglichkeiten anderer Maßnahmen der DRWB (z.B. Gründächer, Regenwassernutzung) bleiben vorerst unberücksichtigt.
2. Der überwiegende Anteil der Regenabflüsse von Wohn-, Gewerbe- und auch Verkehrsflächen mit geringem Verkehrsaufkommen kann für das Grundwasser schadlos versickert werden, wenn eine Passage durch 30 cm belebte Bodenzone möglich ist. (Kapitel 7.3.2)
3. Versickerungsanlagen können auf Flurstücken mit Sand- sowie Schluff- und Lehmböden errichtet werden, wenn der Grundwasser-Flurabstand 1,8 Meter oder mehr beträgt. (Kapitel 7.3.1 und 7.3.2)
Zur Beurteilung des Grundwasser-Flurabstandes im Untersuchungsgebiet wurden im SAWA-Projekt die Grundwasser-Flurabstands-Karten der Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt ausgewertet. Für die Retentionspotentialkarte wurde die Grundwasser-Flurabstands-Karte des Nassjahres 1995 herangezogen, weil von ihr erwartet wird, dass sie den mittleren höchsten Grundwasserstand am besten wiedergeben kann (Abbildung 4).
4. Es wird angenommen, dass sich Versickerungsanlagen zur Bewirtschaftung der Regenabflüsse aller befestigten Flächen eines Flurstücks in Bestandssituationen völlig unproblematisch errichten lassen, wenn mindestens 20 % des Flurstücks unversiegelt sind. (Kapitel 7.3.3)
Zur Ermittlung bebauter und unbebauter Anteile auf den Flurstücken konnten Daten des amtlich topographisch-kartographischen Informationssystems (ATKIS) ausgewertet werden. Hieraus ließen sich für jedes Flurstück die Gesamtfläche sowie die Flächen der auf dem Flurstück errichteten Gebäude berechnen. Zur

Größe der befestigten Nebenflächen auf den Flurstücken lagen keine flurstückbezogenen Daten vor. Deshalb wurde die Größe befestigter Nebenflächen aus der Fläche des jeweiligen Flurstücks und einem mittleren Versiegelungsanteil für überbaute Nebenflächen errechnet. Der mittlere Versiegelungsanteil ist je nach Nutzung (Wohnen, Gewerbe und Industrie) und Siedlungsstruktur (Einfamilienhäuser, Geschosswohnungsbau, verdichtete Stadträume) unterschiedlich und variiert stark. In Berlekamp & Pranzas (1992) finden sich Angaben zu Anteilen befestigter Nebenflächen, die für unterschiedliche Nutzungstypen empirisch erhoben wurden. Diese Nutzungstypen wurden den Milieus des Landschaftsprogrammes für Hamburg (LAPRO, Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt) zugeordnet und mittlere Versiegelungsanteile bestimmt (Tabelle 16). Über das LAPRO wiederum konnte jedes Flurstück einer Siedlungsstruktur zugeordnet werden (Abbildung 7, S. 14).

5. Der zu realisierende Rückhalt von Regenwasser in der Fläche kann als Volumen von Anlagen zur Mulden- oder Rigolenversickerung nach dem DWA Arbeitsblatt 138 (DWA 2005) berechnet und als reales Anlagenvolumen einfach nachvollziehbar gemacht werden.¹¹ Das bedeutet jedoch nicht, dass eine flächendeckende Bewirtschaftung mit Mulden-Rigolen angestrebt werden sollte. Flächen- und Muldenversickerung sind, wenn dies nach der Einzelfallprüfung möglich ist, kostengünstiger zu realisieren und bieten ökologische Vorteile (stärkere Verdunstungskomponente in der Wasserbilanzierung, siehe hierzu auch Kaiser (2004)).

¹¹ Zu beachten ist, dass der Gesamtrückhalt durch Versickerungsanlagen größer als das Anlagenvolumen ist, da neben der Zwischenspeicherung in den Anlagen auch der sehr viel größere Bodenspeicher aktiviert wird. Dies gilt in zunehmendem Maße für länger andauernde Niederschlagsverläufe. Das Anlagenvolumen ist für die Abschätzung der Verringerung von Abflüssen aus hochwassererursachenden Starkregenereignissen kurzer Dauer jedoch durchaus relevant, da bei derartigen Niederschlägen die Infiltrationsleistung auch besser durchlässiger Böden in der Regel überschritten wird.

Tabelle 16: Auswertung von Bohrprofilen im Bereich von Grundmoränen-Ablagerungen.

Siedlungsstruktur	Nutzungstyp	mittlerer Anteil versiegelter Nebenflächen
Milieu nach Landschaftsprogramm	aus Berlekamp & Pranzas (1992)	
Einfamilienhausbebauung	1112	29,8 %
Geschosswohnungsbau	1133, 1142, 1145, 1146, 115, 1211, 1212, 1213	40,01 %
verdichteter Stadtraum	1212	49,7 %
Industrie und Gewerbe	141,143	52,3 %

Nach Einschätzung der Bearbeiter handelt es sich bei den getroffenen Setzungen um eine vorsichtige Herangehensweise zur Einschätzung der technischen Potentiale. Diese konservative Einschätzung wird bewusst angestrebt, um eher einen minimalen Effekt der dezentralen Regenwasserbewirtschaftung in den Planungsprozess zum Hochwasserrisikomanagement einbringen zu können, der aber als sichere Größe gesehen werden kann.

Tabelle 17 fasst zusammen, welche Datengrundlagen zur Erstellung der Retentionspotentialkarte herangezogen werden konnten, und wie diese für die Auswertung aufbereitet wurden.

In der Auswertung wurde zuerst für jedes Flurstück der Anteil der überbauten Fläche berechnet, um den Anteil der Versiegelung zu bestimmen (siehe Abbildung 8, S. 15). In einer Voruntersuchung wurden die Flurstücke mit Straßenverkehrsflächen unterschiedlicher Verkehrsbelastung ermittelt (Ickler & Ernst 2010). Um einen Anteil versiegelter Flächen im gesamten Einzugsgebiet errechnen zu können, wurde für Verkehrsflächen pauschal ein Versiegelungsgrad von 90 % des Flurstücks angenommen. Auf diese Weise ergibt sich für den Teil des Einzugsgebiets der Wandse auf dem Landesgebiet Hamburgs ein Versiegelungsgrad von 45 %.

Tabelle 17: Datengrundlagen zur Erstellung der Retentionspotentialkarte für das Einzugsgebiet der Wandse. (Prozentangaben = Anteil am untersuchten Teil des Einzugsgebietes).

Informationen zu	Datengrundlage	Aufbereitung
<i>Hydrogeologische Grundlagen</i>		
Durchlässigkeit des Untergrunds	Baugrundübersicht (1:50.000) des Geologischen Landesamtes Hamburg	Klassifizierung in <ul style="list-style-type: none"> • Sandböden (Schmelzwasser-, Tal-, Flugsande) (47,30%) • Schluff- und Lehmböden (Grundmoränen, teils mit Sandüberdeckung) (48,10%) • Ton, Torf oder Mudde (3,85%) • Wasserflächen (0,75%)
Grundwasser-Flurabstand	minimale Grundwasser-Flurabstandskarte des hydrologischen Nassjahres 1995 der Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt	Klassifizierung in <ul style="list-style-type: none"> • ≤ 2,5 Meter (18,30%) • > 2,5 (81,70%)
besondere Schutzbedürftigkeit des Grundwassers	nicht berücksichtigt, keine Wasserschutzgebiete im EZG	
Stauwasser	nicht berücksichtigt, da keine verlässliche Datengrundlage vorhanden	
Hangneigung	nicht berücksichtigt, da untergeordnete Rolle im EZG	
Altlasten	keine Datengrundlage erhältlich	
<i>Siedlungsstruktur</i>		
Flurstücke	Amtliches Topographisch-Kartographisches Informationssystem (ATKIS)	Berechnung der Flurstücksflächen
Bebauung	ATKIS	Berechnung der Gebäudeflächen
befestigte Nebenflächen	mittlere Versiegelungsgrade für Nebenflächen nach Milieu / Nutzung	Berechnung der Nebenflächen aus der Fläche des jeweiligen Flurstücks und dem mittleren Versiegelungsgrad des Milieus, siehe Kapitel 7.3.3 (Tabelle 16)
Milieu/Nutzung	Landschaftsprogramm Hamburg der Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt	Klassifizierung in <ul style="list-style-type: none"> • Einfamilienhausbebauung (30,94%) • Geschosswohnungsbau (19,00%) • Verdichteter Stadtraum (3,04%) • Gewerbe & Industrie (5,69%) • Straßenverkehrsflächen (11,98%) • Gleisanlagen (1,23%) • überwiegend unbebaute Flächen (28,12%)
Verkehrsflächen unterschiedlicher Belastung	ATKIS, Luftbilder, Verkehrszählungsdaten	Klassifizierung in <ul style="list-style-type: none"> • Verkehrsflächen mit durchschnittlichem täglichen Verkehr (DTV) < 5.000 Kfz/Tag (6,96%) • Verkehrsflächen mit (DTV) < 5.000 - 15.000 Kfz/Tag (1,87%) • Verkehrsflächen mit (DTV) > 15.000 Kfz/Tag (3,16%)

Danach wurden jedem Flurstück eine Einheit der Baugrundübersicht und ein Grundwasser-Flurabstand zugeordnet (Abbildung 5, S. 13 und Abbildung 6, S. 14). Dabei wurde so vorgegangen, dass den Flurstücken stets die für die Versickerung ungünstigste Eigenschaft zugeordnet wurde, wenn Klassifizierungsgrenzen innerhalb der Flurstücke verliefen. Das heißt, sobald nach der Baugrundkarte auf einem Teil des Flurstücks Tonböden ausgewiesen wurden, wurde für das gesamte Flurstück das Vorliegen eines Tonbodens angenommen; sobald in einem Teil des Flurstückes der Grundwasser-Flurabstand 2,5 Meter unterschritt, wurde dies für das gesamte Flurstück angenommen. Diese Vorgehensweise wurde gewählt, um bei der Prüfung der Versickerungseignung eine konservative Einschätzung zu erlangen.

Schließlich wurde mit Hilfe des GIS überprüft, auf welchen Flurstücken eine Versickerung voraussichtlich möglich ist. Wenn

- Sand oder Schluff-/Lehmböden vorlagen,
- ein GW-Flurabstand von mehr als 2,5 m gegeben war und
- der Anteil nicht versiegelter Fläche des Flurstücks größer als 20 % war,

wurde aus der Größe der versiegelten Fläche (A_v) und einem von der Durchlässigkeit des Bodens abhängigen Faktor (siehe Tabelle 18) das zur Versickerung nötige und zu errichtende Anlagenvolumen berechnet.

Tabelle 18: Zur Berechnung der Anlagenvolumen verwendete Faktoren, die aus mittleren Durchlässigkeitswerten der Böden abgeleitet wurden (n.b. = keine Berechnung auf Flurstücken, die von der Baugrunderkarte mit dieser Einheit beschrieben werden; n.e. = schwer ermittelbar, da organische Anteile nicht bekannt, Böden ohnehin durch Grundwasser beeinflusst).

Einheit (Baugrunderkarte Hamburg)	Bodenartgruppe (Bodenarten)	minimale gesättigte Leitfähigkeit ^{a)} $k_{f_{min}}$ [m/s]	maximale gesättigte Leitfähigkeit ^{b)} $k_{f_{max}}$ [m/s]	Durchlässigkeitsbeiwert ^{c)} $k_{f_{Berechnung}}$ [m/s]	Faktor zur Anlagendimensionierung ^{d)} [$m^3/m^2 A_u$]
Beckenschluff-/Beckenton	Lehmtone bis Schluffe (Tu2, Su3)	$2,31 \cdot 10^{-7}$	$1,02 \cdot 10^{-5}$	n.b.	n.b.
Torf oder Mudde	Torfe, Lehmtone bis Lehmsande (mineralischer Anteil: Tu2 bis Sl3)	n.e.	n.e.	n.b.	n.b.
Grundmoränen (Geschiebelehm und Geschiebemergel)	Normallehme, Schluffe, Lehmsande (Ls3, Ls2, Sl3, Sl2, Su3, Su2) ^{e)}	$1,16 \cdot 10^{-6}$	$2,01 \cdot 10^{-5}$	$5 \cdot 10^{-6}$	0,035
Schmelzwasser- & Talsande	Reinsande, Lehmsande (gS, mS, fS, Ss, St2, Su2, Sl2, Sl3) ^{f)}	$3,36 \cdot 10^{-6}$	$2,43 \cdot 10^{-4}$	$5 \cdot 10^{-5}$	0,02

a) nach AdHoc Arbeitsgruppe Boden (2005), S. 351 undurchlässigste Bodenart (in links nebenstehender Spalte unterstrichen) bei höchster Trockenrohdichte (4+5)

b) nach AdHoc Arbeitsgruppe Boden (2005), S. 351 durchlässigste Bodenart (in links nebenstehender Spalte kursiv) bei geringer Trockenrohdichte (1+2)

c) gewählte Durchlässigkeitsbeiwerte für die Errechnung der Faktoren zur Anlagendimensionierung nach DWA A 138 (2005)

d) errechnet unter Verwendung von FHH (2003) für ein 5-jähriges Niederschlagsereignis

e) ermittelt aus Korngrößenverteilungsdiagrammen nach Kausch (o.J.)

f) in Kausch (o.J.) sind für die Sande keine Korngrößendiagramme gegeben. Es finden sich jedoch Hinweise, dass es sich um Böden der Bodenartgruppen Reinsande und Lehmsande handelt.

7.4.2 Abschätzung weitergehender Potentiale auf Verkehrsflächen

Durch die Setzung des Versiegelungsgrades der Straßenverkehrsflächen auf 90 % wurden Verkehrsflächen für die Ermittlung von Rückhaltepotentialen durch dezentrale Regenwasserbewirtschaftung ausgeschlossen. Dieses Vorgehen wurde bewusst gewählt, da bei Straßenverkehrsflächen die Schwierigkeit besteht, dass Niederschlagsabflüsse mit größerer stofflicher Belastung auf sehr beschränktem Raum bewirtschaftet werden müssen. Dies ist sicherlich nicht im gleichen Umfang möglich, wie auf Flurstücken mit Wohn- oder Gewerbenutzung. Mit speziellen Anlagen können jedoch auch Straßenabflüsse dezentral bewirtschaftet werden (Sommer & Post 2009), was insbesondere unter dem Aspekt der stofflichen Entlastung der Oberflächengewässer von Bedeutung wäre. Zudem wäre eine Umstellung von Verkehrsflächen auf dezentrale Bewirtschaftung einfacher zu steuern und umzusetzen, da sie sich in der Regel im Eigentum der öffentlichen Hand befinden. Im Rahmen einer Diplomarbeit an der HCU wurde anhand je eines Beispiels für Straßen unterschiedlicher Verkehrsbelastung untersucht, ob und unter welchen Voraussetzungen eine dezentrale Bewirtschaftung der Straßenabflüsse möglich erscheint (Herwig 2010). Zudem wurden die Anteile versiegelter Flächen auf Verkehrsflächen im Verhältnis zu versiegelten Flächen im gesamten Untersuchungsgebiet ausgewertet, um abschätzen zu können, welche Bedeutung Verkehrsflächen im Rahmen dezentraler Regenwasserbewirtschaftung einnehmen könnten.

7.4.3 Abschätzung weitergehender Potentiale von Gründächern

Die Potentiale zum dezentralen Rückhalt von Niederschlagswasser durch Versickerungsanlagen könnten durch die verstärkte Implementierung von Gründächern ergänzt und / oder vergrößert werden. Eine vollständige Bewirtschaftung von Dachab-

flüssen mit Gründächern kann normaler Weise nicht realisiert werden. Da die Entleerung der Gründächer über die Verdunstung mit 0,5 bis 4 mm pro Tag deutlich langsamer verläuft als bei Versickerungsanlagen, müssten Gründächer hierfür über sehr große Speichervolumina verfügen. Dieser Speichergröße sind sowohl über die Gebäudestatik als auch über Wirtschaftlichkeitsaspekte Rahmen gesetzt.

Deshalb wurde für die Abschätzung weitergehender Potentiale durch Gründächer angenommen, dass im Siedlungsbestand auf dem überwiegenden Teil der Flach- und Pultdächern lediglich extensive Dachbegrünung (Ansel et al. 2011, S. 65) möglich sein könnte.

Welche Gebäude im Untersuchungsgebiet über Flach- oder Pultdächer verfügen, konnte mit Hilfe einer Abfrage der Dachform aus dem Datenbestand des ALKIS ermittelt werden, die für das SAWA-Projekt durch den Landesbetrieb Geoinformation und Vermessung vorgenommen wurde.

Mit Hilfe der so ermittelten Dachflächen und einer für extensive Gründächer (FLL 2008) typischen Wasserspeicherkapazität von 30 mm Niederschlagshöhe wird ein maximal mögliches Anlagenvolumen für das Einzugsgebiet der Wandse berechnet.

7.4.4 Wirksamkeitsabschätzung

Die Wirksamkeitsabschätzung der ermittelten Potentiale wurde anhand der Form von Ganglinien des Hochwassers Typ 1 am Pegel 99341 Wandsbeker Alle vorgenommen. Die charakteristische erste Abflussspitze des schnellen Abflusses von versiegelten Flächen im Nahbereich der Pegel 99079 Wilhelm-Grimm-Straße und 99341 Wandsbeker Allee wurde bereits in Kapitel 5.2.2 erläutert. Diese typische Abflussspitze lässt sich deutlich vom nachfolgenden Abflussgeschehen trennen und tritt am Pegel 99341 Wandsbeker Allee am deutlichsten zu Tage (siehe Ganglinien a), b), d), e), f) in Abbil-

dung 10 auf S. 19). Am Pegel 99072 Delingsdorfer Weg ist sie nicht oder nur minimal zu beobachten, was aus dem geringen Anteil versiegelter Flächen im Teileinzugsgebiet des Pegels zu erklären ist. Am Pegel 99352 Am Hohen Hause tritt diese Abflussspitze nicht klar trennbar auf, vermutlich weil sich hier die Abflusswellen aus dem Oberlauf der Wandse und der Berner Au zu einer breiteren Abflusswelle vereinigen. Für die Wirksamkeitsabschätzung wird argumentiert, dass der Spitzenabfluss der ersten Abflussspitze mindestens um den Anteil der versiegelten Flächen reduziert würde, die sich nach den Ergebnissen der Potentialstudie dezentral mit Versickerungsanlagen bewirtschaften ließen. Wenn die erste Abflussspitze z.B. mit 8 m³/s beobachtet wird, würde angenommen, dass sie nur 4 m³/s erreichen würde, wenn 50 % der versiegelten Fläche im Nahbereich dezentral bewirtschaftet werden könnten. Für eine weitere Plausibilisierung können zudem die Füllen der ersten Abflussspitze mit dem Volumen der Versickerungsanlagen verglichen werden, die im Nahbereich des Pegels errichtet werden könnten.

Die Abflusswerte und Füllen der für die Wirksamkeitsabschätzung verwendeten Hochwasserereignisse wurden in Tabelle 19 zusammengefasst.

Tabelle 19: Abflusswerte beobachteter Hochwasserereignisse, die zur Wirksamkeitsabschätzung herangezogen wurden.

Hochwasser vom	erste Abflussspitze [m ³ /s] (Abfluss versiegelter Flächen im Nahbereich)	Fülle der ersten Abflussspitze [m ³]	nachfolgende Abflussspitze [m ³ /s] (Abfluss aus Oberlauf, unversiegelte Flächen im Nahbereich)
a) 1. August 2002	7,43	ca. 60.000	6,33
b) 22. Juli 2002	8,74	ca. 55.000	5,94
d) 26. September 1996	6,04	ca. 45.000	2,76
e) 6. Juni 1998	7,54	ca. 85.000	5,85
f) 28. August 1996	6,33	ca. 55.000	2,76

Tabelle 5 (Seite 27) kann entnommen werden, dass dieser Wirksamkeitsnachweis anhand von 5 bis 10-jährigen Hochwasserereignissen geführt wird, die wiederum auf etwa 5-jährige Niederschlagsereignisse zurückgeführt werden können.

Um eine Aussage zur Wirksamkeit bei seltenen und schweren Hochwasserereignissen zu bekommen, wird ein weiterer Faktor zur Reduktion der Wirksamkeit angesetzt, der aus dem Verhältnis der Niederschlagsmengen resultiert, wie es aus einem 5-jährigen und einem 200-jährigen Regenereignis berechnet wurde. Anlagen zur Niederschlagswasserversickerung werden mit einem Sicherheitszuschlag von 20 % auf den Rückhalt des 5-jährigen Niederschlags dimensioniert. Tabelle 20 zeigt, dass dieser Reduktionsfaktor mit 54 % angesetzt werden sollte. Aus Tabelle 20 geht auch hervor, dass für die Betrachtung eines Extremereignisses auf Basis des maximierten Gebietsniederschlags (MGN, vgl. Kapitel 5.2.3) ein Reduktionsfaktor von 28 % anzuwenden wäre.

Tabelle 20: Reduktionsfaktoren zur Übertragung der Wirksamkeitsabschätzung für 5- bis 10-jährige Hochwasser auf seltene und extreme Ereignisse.

	Niederschlagsdauer von		
	30 Minuten	6 Stunden	2 Tage
Niederschlagsmenge 5-jähriges Ereignis	19,5 mm	35,7 mm	58,2 mm
Niederschlagsmenge 200-jähriges Ereignis	40 mm	80 mm	120 mm
Niederschlagsmenge MGN	77 mm	153 mm	248 mm
Menge die Versickerungsanlage zurückgehalten wird (Dimensionierung mit Menge 5-jähriges Ereignis * Sicherheitszuschlagsfaktor 1,2)	23,4 mm	42,8 mm	69,8 mm
Verhältnis Rückhalt Versickerungsanlage / Niederschlag bei 200-jährigem Ereignis	59 %	54 %	58 %
Verhältnis Rückhalt Versickerungsanlage / Niederschlag bei MGN	30 %	28 %	28 %

Zur Interpretation der Ergebnisse dieser Methode der Wirksamkeitsabschätzung sei angemerkt, dass es für die Aussagegenauigkeit von Bedeutung ist, dass die Abflussdynamik schwerer und extremer Hochwasserereignisse in etwa der Dynamik der beobachteten Hochwasserereignisse entspricht. Insbesondere sind folgende Eigenschaften von Bedeutung:

- Der maximale Abfluss wird in der ersten Abflussspitze erreicht und
- das Verhältnis der maximalen Abflusswerte von erster und zweiter Abflussspitze bewegt sich in dem Bereich der in Tabelle 19 angeführten Ereignisse.

Schon für ein 200-jähriges Ereignis ist dies sicherlich nur noch teilweise der Fall (vgl. Kapitel 5.2.4). Für ein Hochwasser, das aus einem MGN resultiert, kann diese Dynamik nicht mehr vorausgesetzt werden, da erwartet werden muss, dass abflussverzögernde Rückstauprozesse dominierend werden und es zu einer starken Überlagerung von schnellem Abfluss aus der Regenkanalisation und der Abflusswelle im Gewässer kommen wird (vgl. Tabelle 6). In diesen Extremfällen ist zwar weiterhin damit zu rechnen, dass der anfängliche schnelle Abfluss um den Anteil reduziert wird, der in den Anlagen zur dezentralen Bewirtschaftung gespeichert werden kann. Da es aber wahrscheinlich ist, dass sich die Abflussspitzen zunehmend überlagern, kann mit dieser Methode nicht mehr auf eine Wirksamkeit geschlossen werden.

7.5 Ergebnisse

7.5.1 Potentiale dezentraler Regenwasserbewirtschaftung auf Wohn- und Gewerbeflächen

Als Ergebnis der Untersuchung ergibt sich im GIS eine örtlich referenzierte Tabelle aller Flurstücke, die folgende Aussagen beinhaltet:

- Fläche des Flurstücks [m²]
- Versiegelte und unversiegelte Fläche auf dem Flurstück [m²]
- Art der Einschränkung, die die Errichtung einer Versickerungsanlage verunmöglicht (undurchlässiger Untergrund, hoher Grundwasserstand, keine Flächenverfügbarkeit)
- Anlagenvolumen zur dezentralen Bewirtschaftung der versiegelten Fläche mittels einer Versickerungsanlage [m³]

Diese Tabelle ist im digitalen Anhang zu diesem Bericht¹² hinterlegt, damit sie für weitergehende Untersuchungen und / oder Auswertungen zur Verfügung steht.

Mit Hilfe des GIS kann das Ergebnis z.B. als Retentionspotentialkarte abgebildet werden, die jedes Flurstück, auf dem eine Versickerung des Niederschlagswassers für möglich gehalten wird, in einem Blauton zeigt (Abbildung 22).

Im gesamten Untersuchungsgebiet könnten 52,6 % der gesamten versiegelten Fläche unter Nutzung von Versickerungsanlagen dezentral bewirtschaftet werden. Zur Versickerung des Niederschlagswassers müssten dabei Anlagen mit einem Volumen von 417.000 m³ errichtet werden.

Mit Hilfe des GIS lassen sich die für die Flurstücke berechneten Ergebnisse auch nach den Zuschnitten der Teileinzugsgebiete der Wandse auswerten (Abbildung 23). Der Anteil der versiegelten Fläche im Nahbereich des Pegels 99341 Wandsbeker Allee, der sich voraussichtlich dezentral bewirtschaften ließe, kann somit mit ca. 45 % ermittelt werden.

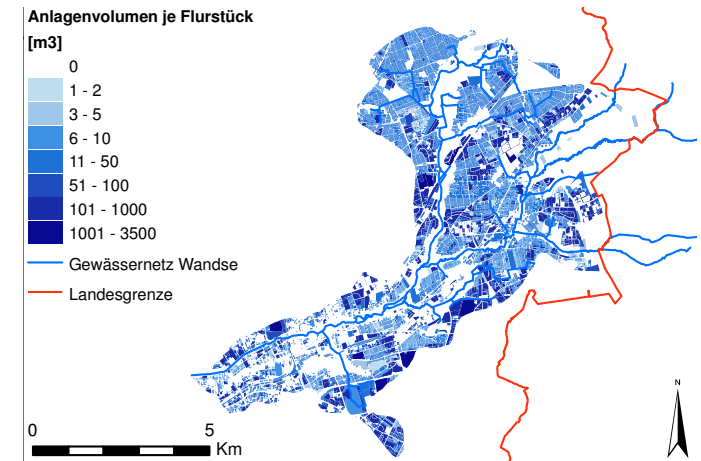


Abbildung 22: Flurstücke, auf denen Versickerungsanlagen errichtet werden könnten (nach Größenklassen des zur Bewirtschaftung notwendigen Anlagenvolumens).

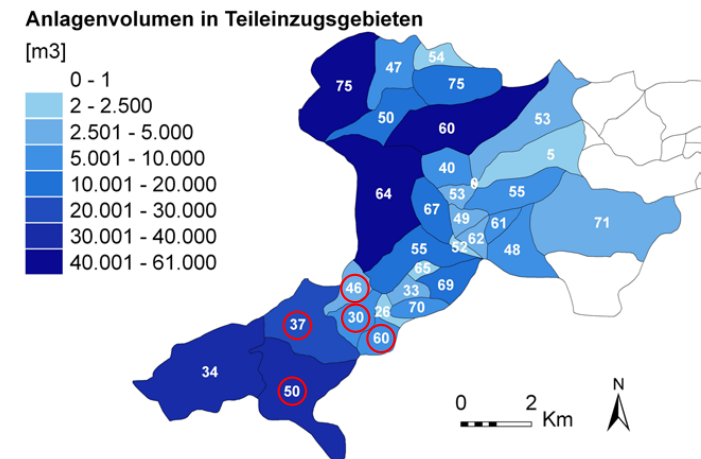


Abbildung 23: Retentionspotentialkarte – Auswertung von Anlagenvolumen und Anteil der abkoppelbaren versiegelten Fläche in Prozent (weiß) nach Teileinzugsgebieten der Wandse. Rot eingekreist sind die Teileinzugsgebiete im Nahbereich des Pegels 99341 Wandsbeker Allee.

¹² liegt nur einem Teil der gedruckten Auflage bei, kontaktieren Sie bitte bei Interesse die Autoren des Berichts.

7.5.2 Potentiale dezentraler Regenwasserbewirtschaftung auf Verkehrsflächen

Nach den Untersuchungen von Herwig (2010) zeigte sich, dass voraussichtlich vor allem Straßen mit einer Verkehrsbelastung < 5.000 Kfz/Tag auf eine dezentrale Bewirtschaftung umgestellt werden könnten. Der entstehende Aufwand im Rahmen der Umsetzungsplanung wurde aufgrund der bestehenden Ansprüche an die Gestaltung von Verkehrsflächen auch unter Berücksichtigung der Funktionsfähigkeit unterirdischer Versorgungsinfrastrukturen als hoch angesprochen.

Tabelle 21 zeigt, dass die Verkehrsflächen über 20 % der versiegelten Flächen im Einzugsgebiet stellen. Mehr als die Hälfte der Verkehrsflächen sind dabei weniger befahrenen Straßen (< 5.000 Kfz/Tag).

Tabelle 21: Anteile von Verkehrsflächen verschiedener Verkehrsbelastung an den versiegelten Flächen im Untersuchungsgebiet.

Verkehrsbelastung	Fläche Flurstücke [km ²]	Fläche Versiegelt [km ²]	Anteil an versiegelter Fläche im Untersuchungsgebiet ^{a)} [%]
< 5.000 Kfz/Tag	4,15	3,73	13,7
< 5.000 - 15.000 Kfz/Tag	1,11	1,00	3,7
> 15.000 Kfz/Tag	1,88	1,69	6,2

^{a)} insgesamt 27,3 km²

7.5.3 Potentiale dezentraler Regenwasserbewirtschaftung durch Gründächer

Dachflächen von Gebäuden stellen mit 8,21 km² insgesamt 30,1 % der versiegelten Flächen im Untersuchungsgebiet.

Flachdächer erweisen sich im Gebäudebestand des Untersuchungsgebietes als relativ weit verbreitete Dachform. 31,1 % der Gebäude sind mit Flach- oder Pulldächern ausgestattet, diese Gebäude stellen 38,8 % der gesamten Dachfläche im Untersuchungsgebiet.

Würde man diese Dachfläche extensiv begrünen, könnte maximal ein zusätzliches dezentrales Speichervolumen von etwa 95.000 m³ geschaffen werden. Das entspricht in etwa einem Viertel des Volumens, wie es in Versickerungsanlagen zur dezentralen Bewirtschaftung der Niederschlagsabflüsse geschaffen werden müsste (vgl. Kapitel 7.5.1).

7.5.4 Wirksamkeitsabschätzung

Aus Abbildung 23 lässt sich der Anteil der versiegelten Fläche im Nahbereich des Pegels 99341 Wandsbeker Allee ermitteln, der von der Kanalisation abgekoppelt werden könnte. Etwa 45 % der Flächen könnten demnach dezentral bewirtschaftet werden. Mit diesem Wert wurde berechnet, auf welchen Abfluss die erste Abflussspitze reduziert würde (Spalte 3 in Tabelle 22). Die Scheitelabminderung wurde dann entweder mit dem reduzierten Wert der ersten Abflussspitze oder dem maximalen Abfluss der zweiten Abflussspitze berechnet. Für die betrachteten Hochwasserereignisse können Scheitelabminderungen im Mittel von -32 % (zwischen - 15 % und -45 %) erwartet werden.

Um den Abfluss der ersten Abflussspitze um 45 % zu reduzieren, müssten bei den betrachteten Hochwasserereignissen zwischen 24.750 und 38.250 m³ Niederschlagsabfluss in den Versickerungsanlagen gespeichert werden (letzte Spalte in Tabelle 22). In den Teileinzugsgebieten im Nahbereich des Pegels Wandsbeker Allee müssten nach den Ergebnissen der Potentialstudie 69.564 m³ Anlagenvolumen zur dezentralen Bewirtschaftung errichtet werden. Vor dem Hintergrund des Abgleiches zu bewirtschaftender Hochwasserfüllen zur Erreichung der Reduktion und der Anlagenvolumina erscheinen die ermittelten minimalen Scheitelabminderungen als plausibel.

Für die Einschätzung der Wirksamkeit für seltenere Hochwasserereignisse müssen

Tabelle 22: Voraussichtlich erreichbare Scheitelabminderungen für die Hochwasserereignisse aus Tabelle 19.

Hochwasser vom	erste Abflussspitze Ist-Zustand [m³/s]	Reduktion der ersten Abflussspitze auf [m³/s]	nachfolgende Abflussspitze [m³/s]	minimale Scheitelabminderung [%]	Fülle der ersten Abflussspitze [m³]	zurück-zuhaltende Fülle [m³]
a) 1. August 2002	7,43	4,09	6,33	- 15 %	ca. 60.000	ca. 27.000
b) 22. Juli 2002	8,74	4,81	5,94	- 32 %	ca. 55.000	ca. 25.000
d) 26. September 1996	6,04	3,32	2,76	- 45 %	ca. 45.000	ca. 20.000
e) 6. Juni 1998	7,54	4,15	5,85	- 22 %	ca. 85.000	ca. 38.000
f) 28. August 1996	6,33	3,48	2,76	- 45 %	ca. 55.000	ca. 25.000

die für die in Tabelle 22 errechneten Wirksamkeiten noch mit dem Abminderungsfaktor von 54 % (Hochwasser aus 200-jährigem Niederschlag) multipliziert werden (Kapitel 7.4.4). Auf diese Weise ergeben sich für mögliche Scheitelabminderungen im Mittel von - 17 % (zwischen - 8 und - 24 %).

Die Quantifizierung mit dem N-A-Modell im Rahmen des SAWA-Projekts ergab für ein berechnetes HQ_{200} eine Scheitelabminderung von ca. 15 % in den Fließgewässerstrecken des Siedlungsgebietes.

7.6 Diskussion

Zuerst ist festzuhalten, dass die ermittelten Retentionspotentiale dezentraler Regenwasserbewirtschaftung als bedeutsam für die Minderung von Hochwasser im Untersuchungsgebiet bezeichnet werden müssen. Dies gilt sowohl für häufiger auftretende Ereignisse, für die der Rückhalt eine Scheitelabminderung von mindestens - 30 % erwartet wird, als auch für seltenere und schwere Hochwasserverläufe, bei denen

die Scheitelabminderung immer noch - 10 bis - 15 % erreichen sollte. Zudem ist zu erwarten, dass Schäden, die im Siedlungsgebiet abseits der Gewässerläufe durch Überflutungen aus der Regenkanalisation verursacht werden, voraussichtlich deutlich verringert werden. Dieser Aspekt gewinnt vor allem vor dem Hintergrund des Klimawandels und sich verändernden Niederschlagsmustern von Bedeutung, denn kleinräumig ist mit intensiveren Niederschlägen kurzer Dauer zu rechnen (Temperatur und Luftfeuchteabhängigkeit des MPN, siehe auch Kapitel 5.2.3).

Dabei sollte beachtet werden, dass die ermittelten Scheitelabminderungen durch die zur Wirksamkeitsabschätzung gewählte Methode eher ein Minimum der Wirksamkeit dezentraler Regenwasserbewirtschaftung im Einzugsgebiet wiedergeben. Bei den Hochwasserverläufen d) und f) (Tabelle 22) ist die nachfolgende Abflussspitze nur sehr gering ausgeprägt. Das Abminderungspotential, das über die Abkopplungsrate mit 45 % bestimmte wurde, kommt hier voll zur Wirkung. In den Fällen a), b) und e) wird die Scheitelabminderung dagegen teils durch die nachfolgende Abflussspitze begrenzt. Weil diese nachfolgenden Abflussspitzen aber selbst zu einem großen Teil aus schnellen Abflüssen des darüber liegenden Einzugsgebiets gespeist werden, die ebenfalls von versiegelten Flächen stammen, ist eine tendenziell größere Wirksamkeit wahrscheinlich.

Auffällig ist, dass nach den angesetzten Prüfungskriterien im Siedlungsbestand auf sehr vielen der bebauten Flurstücke eine Versickerung des Regenwassers als möglich ermittelt werden kann. Dies ist insofern bemerkenswert, als dass die Voraussetzungen zur Überprüfung anhand der vorhandenen Datengrundlagen vorsichtig gewählt wurden. Weiteres nennenswertes Potential zur dezentralen Bewirtschaftung, das in der Wirksamkeitsabschätzung noch gar nicht berücksichtigt wurde, könnte

- im gesamten Einzugsgebiet über Gründächer (siehe Kapitel 7.5.3)

- in Gebieten mit Grundwasser-Flurabständen $\leq 2,5$ Meter über Mulden- und Flächenversickerung oder Regenwassernutzung,
- über spezielle Anlagen zur Bewirtschaftung von Straßenabflüssen (siehe Kapitel 7.5.2)

aktiviert werden.

Nach DWA (2006), S. 21 sind 20.000 m^3 je km^2 Siedlungsfläche ein typischer Wert für die Nachrüstung von Anlagen zur DRWB in bestehenden Siedlungsgebieten – das entspräche bei $42,8 \text{ km}^2$ bebauter Fläche im hamburgischen Teil des Einzugsgebietes einem Volumen von 856.000 m^3 . Auch dieser Vergleich bestätigt die konservative Herangehensweise der hier vorgestellten Untersuchung, bei der mit 417.000 m^3 Anlagenvolumen weniger als die Hälfte des typischen Werts nach DWA (2006) ermittelt wurden.

In der Untersuchung konnte nicht berücksichtigt werden, inwieweit Altlasten die Eignung zur dezentralen Bewirtschaftung einschränken. Hierdurch ist mit Abschlägen zu rechnen, die nach Einschätzung der Autoren jedoch im unteren einstelligen Prozentbereich liegen sollten.

Auch eine Einschränkung der Eignung durch Stauwassersituationen konnte aufgrund fehlender Datengrundlagen nicht beurteilt werden. Da Mulden-Rigolen-Systeme bei geeigneter Auslegung sowohl Regenwasser als auch Stauwasser bewirtschaften können, ist die einschränkende Wirkung dieses Faktors jedoch zu hinterfragen und muss nicht zwingend zu einer Verringerung der ermittelten Potentiale führen (Stemplewski et al. 2010).

Die Anteile der Füllen der ersten Abflussspitze, die im Rahmen der Abkopplung von 45 % der versiegelten Flächen im Nahbereich des Pegels 99341 Wandsbeker Allee mit den Versickerungsanlagen bewirtschaftet werden müssten, wurden mit 24.750

bis 38.250 m^3 ermittelt (Kapitel 7.5.4, Tabelle 22). Das zu schaffende Anlagenvolumen wurde mit 69.564 m^3 etwa doppelt so hoch berechnet. Da die für die Wirksamkeitsbetrachtung herangezogenen Hochwasser und deren auslösenden Niederschläge bereits in etwa dem für die Dimensionierung verwendeten 5-jährigen Niederschlag entsprechen (vgl. Tabelle 5), könnte eine bessere Übereinstimmung erwartet werden. Dieser Unterschied kann einerseits darauf zurückgeführt werden, dass die Versickerungsanlagen über geringere Durchlässigkeitswerte darauf dimensioniert sind, auch noch länger andauernde, ergiebigere Niederschläge bewirtschaften zu können. Kurze Sommergewitter führen dann nur zu einer Teilfüllung. Ein Teil des Unterschiedes könnte aber auch daraus resultieren, dass die Anlagenvolumina zur Bewirtschaftung des Abflusses aller versiegelter Flächen der Flurstücke und somit tendenziell großzügig bemessen wurden.

Trotz der sehr unterschiedlichen Herangehensweise bei der Ermittlung von Wirksamkeiten liegen die mit der Niederschlags-Abfluss-Modellierung im Rahmen von SAWA ermittelten Ergebnisse innerhalb des Wertebereiches der hier vorgestellten Wirksamkeitsabschätzung.

7.7 Weiterführende Untersuchungsbedarfe

Als weiterführende Untersuchungsbedarfe haben sich während der Bearbeitung des SAWA-Projekts folgende Aspekte herausgestellt, die möglicherweise im Rahmen der Projekte KLIMZUG oder RISA aufgegriffen werden können.

Stauänssebildung

Um die Realisierungspotentiale von Anlagen zur Versickerung von Regenwasser im Bestand noch genauer abschätzen zu können, sollte geklärt werden, auf welchen Teil-

flächen des Untersuchungsgebietes Staunässebildung zu befürchten ist. Dies könnte über bodenkundliche Merkmale (Pseudovergleyung) aufgeklärt werden. Ob und welche Datengrundlagen hierfür in Hamburg zur Verfügung stehen, ist nicht bekannt. Im Zweifelsfall könnten stichprobenartige Untersuchungen auf Verdachtsflächen eine erste Abschätzung ermöglichen.

Grundwasseranstieg und Verringerung von Niedrigwassersituationen

Im Rahmen einer weiteren Untersuchung sollte auch geklärt werden, ob (und ggf. wo) durch eine verstärkte Versickerung im Siedlungsbestand mit einem nennenswerten Grundwasseranstieg zu rechnen ist, bei dem Gebäudevernässungen zu befürchten sind (vgl. MUNLV 2001). In diesem Rahmen könnte auch eine Aussage zur Effektivität der Maßnahme zur Verringerung von Niedrigwasser in den Gewässerläufen erarbeitet werden. Als wichtig erscheint es, bei einer verstärkten Umstellung auf dezentrale Niederschlagswasserbewirtschaftung dafür zu sorgen, dass der Anteil der Versickerung nicht den der potentiell natürlichen Wasserbilanz übersteigt.

Wasserqualität

Den Autoren erscheint für das Untersuchungsgebiet ebenfalls nicht abschließend diskutiert, mit welchen Anlagentypen unterschiedlich belasteter Niederschlagsabfluss ins Grundwasser eingeleitet werden darf. Grundsätzlich gilt für das Grundwasser ein streng anzuwendender Besorgnisgrundsatz zur Vermeidung schädlicher Veränderungen. Da aber das Ableitungsprinzip ebenfalls erhebliche Nachteile für Umwelt und Gesellschaft mit sich bringt, sollte eine sorgfältige Abwägung im Sinne der besten Umweltoptionen erfolgen.

8 Retentionspotentiale im Gewässerprofil

8.1 Kurzzusammenfassung

Eine deutliche Erhöhung der Gewässerretention ist nur zu erreichen, wenn es möglich ist, auf gewässerbegleitenden Flächen Ersatzauen anzulegen. Eigentumsverhältnisse, bestehende Bebauung und Infrastrukturen sowie die Geländeform schränken die Flächenverfügbarkeit im städtischen Raum stark ein. Deshalb wurde in einem Korridor von 25 m rund um die Fließgewässertrecken des Untersuchungsgebietes ermittelt, ob Einschränkungen bezüglich der Umgestaltung der Flächen ersichtlich sind. Die Ergebnisse zeigen, dass auf etwa 10 % der Flächen keine offensichtlichen Hinderungsgründe bestehen. Auf weiteren 20 % der Flächen könnten Ersatzauen mit vertretbar erscheinendem Aufwand realisiert werden. Umgestaltungspotentiale werden vor allem entlang des Wandse-Hauptlaufes im Siedlungsgebiet Hamburgs sowie im Teileinzugsgebiet der Berner Au ermittelt.

Die Wirksamkeit erhöhter Gewässerretention lässt sich mit den verfügbaren Methoden generell nur schwer quantifizieren. Die N-A-Modellierungen im Rahmen des SAWA-Projekts werden für ungeeignet gehalten, aussagekräftige Ergebnisse zu möglichen Scheitelabminderung bei Erhöhung der Retentionsfähigkeit des Gewässernetzes zu produzieren und sollten deshalb ertüchtigt werden. Eine Betrachtung der Wirkungsweise der Gewässerretention und der Eigenschaften des Wandse-Einzugsgebietes sowie eine vergleichende Betrachtung vorhandener Wirkungsnachweise mit Hilfe von N-A-Modellen lässt erwarten, dass für schwere Hochwasser ($\geq HQ_{200}$) Scheitelabminderungen von mindestens -5 % bis -10 % erreicht werden können.

8.2 Allgemeine Beschreibung der Maßnahme und ihrer Wirkung

Beim Durchfließen eines Gewässerabschnittes werden Hochwasserwellen durch die Reibungskräfte, die an der Gewässersohle, den Ufern und in der Aue wirken, verzögert und abgeflacht. Dieser zurückhaltende Effekt auf den Wellenablauf wird Gewässerretention genannt. Bei den Hochwasserereignissen d) und g) in Abbildung 10 ist der Retentionseffekt zwischen dem Pegel 99352 Am Hohen Hause und dem Pegel 99341 Wandsbeker Allee gut erkennbar. Zusätzlich zur Gewässerretention entsteht der wellenverflachende Effekt in diesen Beispielen auch über die die Seeretention (Maniak 1993, S. 340 ff.), weil zwischen den Pegeln drei Staubereiche (Nordmarkteich, Eichalteich, Holzmühlenteich) durchlaufen werden. In Gewässerabschnitten mit uneinheitlicher Geometrie kommen Effekte der Gewässerretention, die vorwiegend auf einer Wellenverformung durch Reibungskräfte während des Fließvorgangs in einheitlichen Teilabschnitten hervorgerufen werden, und Effekte der Seeretention, die mit Einstau und der Entleerung unterschiedlicher Gewässerprofile und Vorländer in dem durch Engstellen gegliederten Gewässerabschnitt auf den Wellenablauf wirken, in verschiedener Intensität stets parallel vor.

In Abbildung 24 ist zu erkennen, dass steilere Wellenformen mit geringerer Abflussfülle durch die Gewässerretention stärker abgemindert werden als flachere Abflusswellen mit größerer Fülle. Für die Verringerung der Spitzenabflüsse der am häufigsten auftretenden Hochwasserereignisse vom Typ 1 (Kapitel 5.2.2) erscheint eine Verstärkung der Gewässerretention deshalb zielführend.

Die Gewässerretention wird dabei einerseits mit zunehmender Reibung des abfließenden Wassers im durchflossenen Gewässerabschnitt stärker, andererseits mit dem verfügbaren Volumen des Gewässerabschnitts, das beim Durchlauf der Hochwasserwelle zur Verfügung steht. Die Reibungskräfte sind in einem geraden, technisch aus-

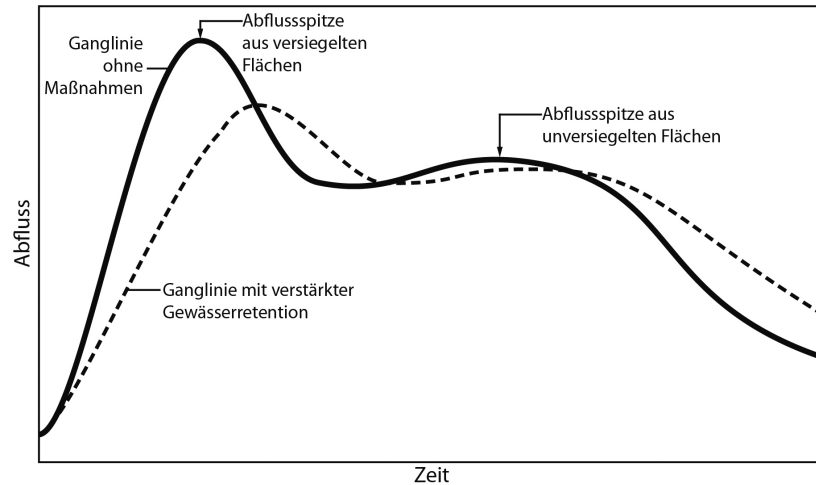


Abbildung 24: Schematische Darstellung der Veränderung einer Abflussganglinie durch verstärkte Gewässerretention.

gebauten Gewässerabschnitt, dessen Gerinne mit glattem Beton befestigt sind, beispielsweise verhältnismäßig klein. Deutlich stärker wirken sie, wenn im Gewässerlauf mehrere Biegungen zu durchfließen sind und an Gewässersohle und im Uferbereich Steine, Totholz und Vegetation das Wasser bremsen. Noch stärker wird die Gewässerretention, wenn ein zunehmender Teil des Abflusses aus dem Fließgerinne in eine vegetationsbestandene Aue ausufern kann und dort deutlich im Abfluss gebremst wird (vgl. DWA 2006, S. 39).

Im Untersuchungsgebiet sind die ursprünglichen Auenflächen der Bäche durch den technischen Ausbau der Fließgerinne sehr weitgehend abgetrennt worden (vgl. Kapitel 5.3.3). Da eine Anhebung der Gewässersohle aufgrund der etablierten Siedlungs-entwässerung über die Kanalisation nicht möglich ist, ließe sich eine nennenswert verstärkte Gewässerretention nur durch das Anlegen von Ersatzauen erreichen.

Als Ersatzau wird hier eine Fläche bezeichnet, die entlang des Gewässerlaufes liegt, und in der die Geländeoberfläche so abgetragen wurde, dass sie bei Hochwasser regelmäßig überschwemmt wird (Abbildung 25).



Abbildung 25: Beispielhafte Darstellung eines technisch ausgebauten Gewässerabschnitts vor (oben) und nach dem Anlegen einer Ersatzau (unten).

Um die Gewässerökologie nicht zu beeinträchtigen, ist beim Anlegen von Ersatzau-
en zu beachten, dass die Geländeoberfläche nur bis etwas oberhalb der Höhe der
schützenswerten und entwicklungsbedürftigen Mittel- und Niedrigwasserstruktu-
ren (Madsen & Tent 2000, S. 32) abgetragen wird. Während eine Verbreiterung des
durchgehend durchflossenen Gewässerbettes unbedingt zu vermeiden ist, sollte das
Gewässer bei Hochwasser jedoch rasch ausufern können.

Röhricht- und Großstaudenfluren sowie Weidengehölze und Erlen stellen die natürli-
che Vegetation von Auenbereichen. Die eigendynamische Entwicklung derartigen Ve-
getationsbestände sollte in einer Ersatzau anfanglich gefördert und später weitest-
gehend zugelassen werden, da auf diese Weise sowohl typische und im Ist-Zustand
unterrepräsentierte Lebensraumstrukturen entstehen, als auch die Gewässerretenti-
on durch die Rauheit der Vegetation verstärkt wird.

Auch die nach einigen Hochwasserereignissen einsetzende, ebenfalls eigendynami-
sche Entwicklung des Gewässerverlaufs sollte angestrebt werden, denn durch sie
werden die zuvor genannten positiven Auswirkungen weiter verstärkt. Der Raum zur



eigendynamischen Gewässerentwicklung kann dabei mit so genannten „schlafenden
Ufersicherungen“ begrenzt werden (Grüne Liga, o.J.).

Beispiele aus DWA (in Druck) zeigen, dass Ersatzauen unter Nutzung von Hochwasser-
schutzmauern, steilen Böschungssicherungen oder Spundwänden auch in Gewässer-
abschnitten mit sehr geringer Flächenverfügbarkeit geschaffen werden können (Ab-
bildung 26), wobei mit zunehmenden Umsetzungskosten gerechnet werden muss.

Der gezielte Einsatz verstärkter Gewässerretention zum Zwecke des Hochwasser-
schutzes entlang kleinerer Gewässer ist bislang wenig verbreitet. Den Verfassern lie-
gen keine Hinweise auf Fallstudien vor, in denen systematisch Abflussdaten vor und
nach der Renaturierung eines Gewässerabschnittes oder der Schaffung zusätzlicher
Auenflächen ausgewertet wurden, um Veränderungen des Abflussverhaltens besser
quantifizieren zu können. Bekannte Beispiele zum Versuch eines Wirksamkeitsnach-
weises basieren sämtlich auf Modellierungen (DWA 2006, BMBF 2007).

Dass die Gewässerretention bislang nicht gezielter für die Verringerung von Hoch-
wasserabläufen diskutiert wird, erscheint den Verfassern insofern auch erstaunlich,

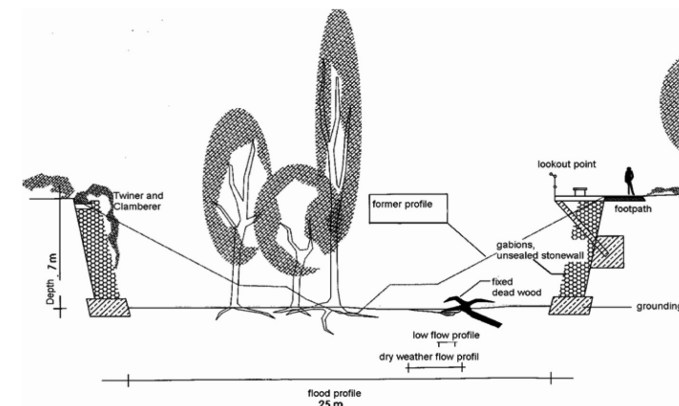


Abbildung 26: Beispiele für Ersatzauen auf kleinstem (links) und kleinem Raum (rechts).

als dass der Bedarf zur Wiederherstellung naturnaher Gewässerstrukturen nicht nur im Untersuchungsgebiet (siehe Kapitel 5.3.3) sondern auch in ganz Deutschland als hoch einzustufen ist, wie in DWA (2006, S. 44) treffend bemerkt. Gelänge es, die Renaturierungen so durchzuführen, dass auch ein Optimum im Hinblick auf das Abflussverhalten von Hochwasserereignissen erreicht werden könnte, läge hier ein großes Potential, das im Rahmen einer zunehmend integrierten Gewässerbewirtschaftung¹³ genutzt werden könnte.

8.3 Fragestellungen von Interesse

Als ein Grund, warum die Möglichkeiten der Gewässerretention im Rahmen von Überlegungen zum Hochwasserschutz in Hamburg derzeit nicht stärker in Betracht gezogen werden, wird wahrgenommen, dass die Umsetzung von Maßnahmen zur Erhöhung der Gewässerretention eng an die Frage der Flächenverfügbarkeit geknüpft ist. Grundsätzlich bestehen Nutzungskonkurrenzen, die üblicherweise nicht von den für Hochwasser zuständigen Verwaltungsteilen alleine aufgelöst werden können. Auch für das Einzugsgebiet der Wandse war zu Beginn der Untersuchungen nicht klar, auf welchen gewässerbegleitenden Flächen das Anlegen von Ersatzauen überhaupt möglich wäre. Deshalb wurde dieser Aspekt als zentral für die Potentialermittlung gewählt.

Ein zweiter Grund wird darin gesehen, dass die Wirksamkeit zur Abminderung von Hochwasserereignissen bei vielen wasserwirtschaftlichen Experten und Akteuren mit Einfluss auf das Untersuchungsgebiet als tendenziell (sehr) gering eingeschätzt wird, so dass der hohe Aufwand zur Flächenbereitstellung (s.o.) als nicht lohnend erscheint. Tatsächlich beginnt z.B. Bauer (2004, Klappentext) nach eingehender Un-

tersuchung der Gewässerretention sein Fazit mit den Sätzen „In der öffentlichen Diskussion wird der Einfluss der anthropogenen Verformung der Fließgewässer auf den Hochwasserabfluss für bedeutend gehalten und auch in der Politik ist diese Meinung stark verbreitet. Im Umkehrschluss wird die Reduzierung der Scheitelabflüsse durch „natürliche“ Renaturierungsmaßnahmen¹⁴ überschätzt“. In der Literatur sind, wie auch bei den Wirksamkeiten durch dezentrale Regenwasserbewirtschaftung, sehr unterschiedliche Aussagen zur Wirksamkeit zu finden (Bauer 2004, DWA 2006, BMBF 2007). Zur Begründung der verschiedenen Untersuchungsergebnisse können deshalb die in Kapitel 7.3.4 angeführten Aspekte benannt werden. Außerdem kann die Retentionsfähigkeit eines Gewässerabschnittes mit sehr unterschiedlichen Maßnahmen wie

- Strukturaufwertung (Rauheit),
- stärkere Laufkrümmung (Rauheit),
- Wiederanbindung von Auenflächen oder Altarmen (Volumen) und
- Vorlandwälle oder Querbauwerke zur Drosselung in einzelnen Gewässerabschnitten (optimierte Nutzung von Volumem, vgl. Kapitel 9.1)

in sehr unterschiedlichem Umfang erhöht werden.

Die Wirksamkeit der ermittelten Potentiale zur Gewässerretention durch das Anlegen von Ersatzauen wurde im Rahmen des SAWA-Projekts mit dem Niederschlags-Abfluss-Modell Kalypso untersucht. Aus modelltechnischen Gründen konnten hierbei jedoch nur die möglichen Ersatzauen entlang des Wandse-Hauptlaufes abgebildet werden, was die Aussagekraft in Bezug der gesamten im Gewässernetz bestehenden Potentiale einschränkt. Wie im Falle des Wirksamkeitsnachweises für die Potentiale

¹³ wie sie durch die WRRL und die HwRMRL befördert wird

¹⁴ unter diesem unglücklichen Ausdruck sind Maßnahmen zur Strukturverbesserung in Gewässern und bestehenden Auenbereichen zu verstehen.

dezentraler Regenwasserbewirtschaftung konnte die Wirksamkeit lediglich für ein Hochwasserereignis berechnet werden (siehe hierzu auch Kapitel 7.3.4). Eine Interpretation der Ergebnisse erschwert auch, dass dieser Wirksamkeitsnachweis nicht eine Scheitelabminderung zum Ergebnis hatte, sondern als Änderung der Wasserspiegellagen präsentiert wird.

Betrachtet man die Modellstruktur von Kalypso, müssen zudem Zweifel geäußert werden, ob ein hydrologisches Modell überhaupt zur Berechnung von Effekten der Gewässerretention angewendet werden sollte, da die relevanten und rückstaubeinflussten Fließprozesse nur über schwierig parametrierbare Verfahren numerisch abgebildet werden können (siehe auch Kapitel 8.4.2). Selbst wenn dies aus Vereinfachungsgründen oftmals die einzig gangbare Lösung erscheint (vgl. hierzu auch DWA 2006, S. 40) verbleiben Zweifel an der Aussagekraft und Genauigkeit der Berechnungsergebnisse.

Aus diesem Grund wird der Wirkungsnachweis im SAWA-Projekt in diesem Bericht um eine eigene vereinfachte Wirksamkeitsabschätzung ergänzt.

8.4 Untersuchungsmethodik

8.4.1 Ermittlung von Potentialen zum Anlegen von Ersatzauen

DWA (2006) und BMBF (2007) untersuchen die Möglichkeit zur Verstärkung der Retentionsfähigkeiten der Gewässernetze von Fulda, Lahn und Nahe. Deren Einzugsgebiete umfassen mehrere 1.000 km² und liegen in der Mittelgebirgsregion Deutschlands. Im Zentrum dieser Untersuchungen steht eher die modellgestützte Berechnung der Veränderung von Abflussvorgängen (Scheitelabminderung, Verzögerungszeiten) und weniger eine Methodik zur Ermittlung des Umfangs potentieller Maßnahmenflächen.

Hierbei wird vereinfachend davon ausgegangen, dass eine verstärkte Retention durch die Wiederanbindung von Auenflächen innerhalb von Siedlungsgebieten aufgrund des hohen Nutzungsdruckes nicht möglich ist. Angesichts großer Streckenanteile der untersuchten Gewässer im ländlichen Raum hat diese Vereinfachung untergeordneten Einfluss auf das Ergebnis. Für das nahezu ausschließlich urbane Untersuchungsgebiet ist diese Methode zur Ermittlung von Gewässerabschnitten, an denen Ersatzauen angelegt werden können, nachvollziehbarer Weise ungeeignet.

Für das Einzugsgebiet der Wandse wurden deshalb die als relevant erachteten Bewertungskategorien zusammengetragen, deren nähere Untersuchung es erlauben sollte, Räume zu erkennen, in denen das Anlegen einer Ersatzau sehr wahrscheinlich möglich ist. Diese Bewertungskategorien wurden im Rahmen der SAWA Lern- und Aktionsallianz vorgestellt und diskutiert.

Für jede Bewertungskategorie wurden Bewertungskriterien festgelegt, die für jede untersuchte Flächeneinheit eine Einordnung erlauben, ob eine Umgestaltung der Fläche zu einer Ersatzau

- einfach zu realisieren,
- mit vertretbarem Aufwand zu realisieren,
- nur mit großem Aufwand oder nicht zu realisieren,

wäre (Tabelle 23).

Die Bewertung wurde in einem 25 Meter breiten Raster um die Gewässerlinien, bzw. der -außengrenzen nach der Deutschen Stadt- und Grundkarte im Maßstab 1:5000 mit Hilfe eines Geoinformationssystems (Software ArcMap 9.3) durchgeführt. Für die genannten Bewertungskategorien wurde für jede 1x1-Meter Kachel des Rasters Bewertungspunkte (BWP) vergeben (siehe Kopfzeile in Tabelle 23). Die Staffelung der Bewertungspunkte wurden so gestaltet, dass nach Addition der Bewertungspunkte

an der Summe schnell erkannt werden kann, in wie vielen der Kategorien mit vertretbarem (Einerstellen) bzw. großem Aufwand (Zehnerstellen) zu rechnen ist.

Für die Bewertung konnten teils bestehende Datengrundlagen direkt genutzt oder ausgewertet werden. Die erste Bewertung mit dem GIS wurde durch Geländebegehungen verifiziert und ergänzt.

Im Folgenden wird das jeweilige Vorgehen der Bewertung anhand der Kriterien für die einzelnen Bewertungskategorien erläutert. Für jede Bewertungskategorie wurde ein entsprechender Layer erstellt, der sich im digitalen Anhang zu diesem Bericht¹⁵ befindet und für weitere Auswertungen genutzt oder ergänzt werden kann.

Eigentumsverhältnisse: Ob eine Fläche sich im Eigentum der öffentlichen Hand oder in Privateigentum befindet, konnte mit Hilfe einer flurstücksbezogenen Karte der BSU überprüft werden. Flurstücksbezogene Informationen wurden stets mit Hilfe des GIS auf das Bewertungsraster übertragen.

Zuständigkeit: Die Zuständigkeit wurde flurstücksbezogen ermittelt. Dabei wurde davon ausgegangen, dass die Flurstücke, auf denen die Fließgewässer (und ihre Staubeiche) verlaufen, sich in der Zuständigkeit „Wasserwirtschaft“ des Bezirks Wandsbek befinden, wenn sie im Eigentum der öffentlichen Hand sind. Umgebende Flurstücke in öffentlicher Hand wurden den Zuständigkeiten „Stadtgrün / Naturschutz“ zugeordnet, wenn sie nach dem Landschaftsprogramm (LAPRO) der BSU nicht als eines der wohn-, gewerbe- oder verkehrsflächenbezogenen Milieus ausgewiesen wurden.

¹⁵ liegt nur einem Teil der gedruckten Auflage bei, kontaktieren Sie bitte bei Interesse die Autoren des Berichts.

Nutzung / Bebauung: Gebäudeflächen konnten aus den Daten des amtlich topographisch-Kartographischen Informationssystems (ATKIS) ausgewertet werden. Die Flurstücke mit Straßenverkehrsflächen lagen aus der Untersuchung zum dezentralen Regenwasserbewirtschaftung vor (siehe auch Kapitel 7.4.1, Ickler & Ernst 2010). Kleingartenflächen konnten dem LAPRO entnommen werden. Fuß- und Fahrradwege innerhalb von Grünflächen sowie Spiel- und Sportplätze konnten aus der Deutschen Stadt- und Grundkarte im Maßstab 1:5000 sowie aus digitalen Orthofotografien digitalisiert werden. Diese Datengrundlagen wurden im Rahmen der Geländebegehungen verifiziert und wenn notwendig ergänzt bzw. korrigiert.

Bauwerke der Wasserwirtschaft (entlang der Gewässerläufe): Die Uferbefestigungen wurden im Rahmen der Geländebegehungen aufgenommen. Zum großen Anteil betreffen sie Bereiche in denen Einleitungen und Querungen vorhanden sind.

Ver-/ Entsorgungseinrichtungen: In der zur Verfügung stehenden Zeit konnten keine Datengrundlagen von Ver- und Entsorgungsunternehmen beschafft und ausgewertet werden. Deshalb wurde im Rahmen der Begehungen auf Merkmale im Gelände (Abdeckungen von Schächten und Schiebern, Hinweisschilder) geachtet.

Querungen (Wege und Straßen): Brücken für Fuß- und Fahrradverkehr im Bereich von Grünflächen wurden aus der Deutschen Stadt- und Grundkarte im Maßstab 1:5000 sowie aus digitalen Orthofotografien digitalisiert. Straßenquerungen konnten mit Hilfe der Flurstücke mit Straßenverkehrsflächen (s.o.) identifiziert werden. Wehre wurden über die dazugehörigen Staubeiche identifiziert.

Tabelle 23: Bewertungskategorien und -kriterien zur Überprüfung der Eignung gewässerangrenzender Flächen zur Umgestaltung zu einer Ersatzau (BWP = Bewertungspunkte).

Bewertungskategorie	einfach zu realisieren (0 BWP)	mit vertretbarem Aufwand (1 BWP)	großer Aufwand / nicht realisierbar (10 BWP)
Eigentumsverhältnisse	in öffentlicher Hand		nicht in öffentlicher Hand
Zuständigkeit	Wasserwirtschaft	Stadtgrün / Naturschutz	andere
Nutzung / Bebauung	Grünfläche oder keine erkennbare / extensive Nutzung	unbefestigte / wasser-gebundene Wege, Spielplätze, Grünanlagen oder Kleingärten vorhanden, deren Verlegung in angrenzende Bereiche mittel bis langfristig denkbar ist	Gebäude, Straßen, Sportplätze / Sporteinrichtungen vorhanden
Bauwerke der Wasserwirtschaft (entlang der Gewässerläufe)	Ufer / Böschungen ohne Verbauung	Ufer / Böschungen befestigt, jedoch ohne erkennbaren Grund	Ufer / Böschungen befestigt, Befestigung unbedingt notwendig oder Gewässer verrohrt
Ver-/ Entsorgungseinrichtungen	nächste Einleitung aus der Kanalisation > 5 Meter entfernt und keine parallel verlaufenden Versorgungsleitungen erkennbar	Einleitungsstelle vorhanden	parallel verlaufende Versorgungsleitung erkennbar
Querungen (Wege und Straßen, Wehre)	nächste Querung > 5 Meter entfernt	kleinere Brückenbauwerke für Fuß- und Fahrradverkehr vorhanden, jedoch Umgestaltung mit verhältnismäßigem Aufwand mittel bis langfristig denkbar	Straßenquerung, größeres Brückenbauwerk vorhanden
Topographie	umgebendes Gelände < 2 Meter (Unterlauf), < 1,5 Meter (Mittellauf), < 1 Meter (Oberlauf) über Mittelwasserlinie	umgebendes Gelände < 2,5 Meter (Unterlauf), < 2 Meter (Mittellauf), < 1,5 Meter (Oberlauf) über Mittelwasserlinie	umgebendes Gelände < 3 Meter (Unterlauf), < 2,5 Meter (Mittellauf), < 2 Meter (Oberlauf) über Mittelwasserlinie
Gehölzbestand	kein Gehölzbestand, vereinzelte Büsche oder Bäume	geschlossener Gehölzbestand vorhanden	

Topographie: Zur Bestimmung der Geländehöhen wurde aus hoch auflösenden Punktdaten (Laserscanning), die seitens des Landesbetriebs Straßen, Brücken und Gewässer zur Verfügung gestellt wurden, ein Digitales Geländemodell (DGM) für einen Bereich 50 Meter rund um die Zentrallinie der Gewässer berechnet (rund um Staubereiche wurde dieser Bereich teils erweitert). Die Höhe der Mittelwasserlinie und entsprechende Höhendifferenz der zu bewertenden Rasterzelle wurde aus diesem Geländemodell stets in Bezug auf den nächsten Rasterpunkt des DGMs ermittelt, der mit der Gewässerlinie bzw. Gewässeraußengrenze nach der Deutschen Stadt- und Grundkarte Maßstab 1:5000 zusammenfiel. Für Unter-, Mittel und Oberläufe wurden für die Bewertung verschiedene Höhendifferenzen angesetzt, um der zunehmenden Tiefe der Gewässerprofile Rechnung zu tragen. Als Unterlauf wurde dabei der Hauptlauf der Wandse unterhalb der Einmündung der Berner Au klassifiziert. Als Mittelläufe wurden der Hauptlauf der Wandse zwischen der Einmündung der Berner Au und der Einmündung der Stellau sowie der Hauptlauf der Berner Au unterhalb des Rückhaltebeckens Blakshörn klassifiziert. Sämtliche anderen Gewässerabschnitte sowie Nebengewässer wurden als Oberläufe klassifiziert. Die Ergebnisse dieser GIS-gestützten Bewertungsmethode erschienen in der Geländebegehung weitestgehend plausibel, wobei hierbei sicherlich nur eine Korrektur sehr offensichtlicher Fehler erfolgen konnte.

Gehölzbestand: Der Gehölzbestand wurde aus den digitalen Orthofotos digitalisiert und die Einordnung durch Geländebegehung verifiziert.

In der Auswertung wurden für jede Bewertungskategorie die Flächenanteile der drei Bewertungsklassen tabelliert. Hieraus kann erkannt werden, nach welchen Bewertungskategorien die größten Einschränkungen der Flächenverfügbarkeit zu erwarten sind.

Zudem wurden die Bewertungspunkte für jede Kachel des Rasters addiert und die Flächenanteile nach dem Gesamtwert ihrer Bewertungspunkte tabelliert. Hieraus kann abgeschätzt werden, auf welchem Anteil der Flächen ein oder mehrere Einschränkungen vorliegen, die eventuell mit vertretbarem Aufwand überwindbar wären (Gesamtwerte 1 bis 7) oder ein oder gar mehrere bedeutsame Hinderungsgründe die Umgestaltung der Fläche voraussichtlich verunmöglichen (Gesamtwerte > 10).

Mit Hilfe des GIS wurden aus der Gesamtbewertung schließlich alle Rasterelemente zu Flächen zusammengefasst, die den gleichen Gesamtwert haben. Danach wurde mit der folgenden Zuordnung von Punktwerten eine Endbewertungskarte erstellt:

- Für Flächen mit einem Gesamtwert von 0 Bewertungspunkten wurde das Anlegen einer Ersatzauwe in der Endbewertungskarte als „einfach zu realisieren“ (tiefgrün) dargestellt.
- Flächen mit einem Gesamtwert von 1 oder 2 Bewertungspunkten wurden in der Endbewertungskarte als „mit vertretbarem Aufwand zu realisieren“ klassifiziert (hellgrün).
- Flächen mit einem Gesamtwert von mehr als 2 Bewertungspunkten wurden in der Endbewertungskarte rot dargestellt und als „nicht bzw. nur schwer zu realisieren“ bezeichnet.

Nach Erstellung der ersten Endbewertungskarte wurde deutlich, dass die an Staubeiche angrenzenden Flächen einen bedeutenden Anteil an der gesamt bewerteten Fläche haben. Da in dieser Untersuchung der Effekt der Gewässerretention betrach-

tet werden soll, sind nur die an Fließgewässerstrecken grenzenden Flächen von Interesse. Zu allen Flächen rund um die Staubeiche wurden deshalb in der Endbewertungskarte 100 Bewertungspunkte addiert, um sie in der Kartendarstellung (blau) und anschließenden tabellarischen Auswertung von den Flächen, die an Fließgewässerbereiche anschließen, abgrenzen zu können.

Um einen Anhaltspunkt für die Größenordnung des Volumens zu bekommen, das durch das Anlegen von Ersatzauwe für die Verstärkung der Gewässerretention aktiviert werden könnte, wurde versucht, mit Hilfe des GIS ein Bodenvolumen zu berechnen, das als Aushub bewegt werden müsste, um das Gelände auf 30 cm Höhe über der Mittelwasserlinie einzutiefen.

Von der Darstellung der dabei erhaltenen Ergebnisse wird jedoch aufgrund folgender methodischer Zweifel abgesehen.

Zum einen ist die Genauigkeit des zur Berechnung verwendeten DGM aus Laserscanning-Punktdateien zu nennen. Selbst wenn eine relative Genauigkeit der Höhenmessungen von ± 5 bis 10 cm erreicht wird, resultiert daraus bei einem Geländeabtrag von 0,5 bis 2 Meter ein Fehlerbereich von $\pm 2,5$ bis 20 %.

Ein weitaus größerer, tendenziell systematischer Fehler resultiert aus der Methode zur Bestimmung der zur Berechnung herangezogenen Referenzhöhen der Mittelwasserlinie durch Verschneidung des DGM mit Informationen der Deutschen Stadt- und Grundkarte. Nur im seltenen Einzelfall ist hierbei davon auszugehen, dass die Höhe der Mittelwasserlinie aus dem DGM richtig bestimmt wird. In der weitaus größeren Zahl der Fälle wird die Gewässerlinie nach DSGK entweder im Bereich der Punktdaten liegen, die im Laserscanning auf der Wasseroberfläche (bzw. bis zur Eindringtiefe an der Gewässersohle) gemessen wurden. Dies entspräche also in etwa der Wasserstand zur Zeitpunkt der Befliegung oder etwas darunter, würde voraussichtlich die

Höhe des Mittelwasserstandes noch recht gut wiedergeben. Sehr große Abweichungen können aber nicht ausgeschlossen werden für all die Fälle, in der die Gewässerlinie nach DSGK in den Bereich der Gewässerböschung (je nach Tiefe und Böschungswinkel des Gewässerprofils) oder gar der umgebenden Geländeoberkante (einfache Gewässerlinie bei schmalen Gräben) fällt.

Auch Ergebnisse einer Diplomarbeit lassen an der Genauigkeit der Höhendaten zweifeln. Hashemi & Friedrichsen (2011) vermaßen Querprofile im Gewässernetz des oberen Einzugsgebiets der Berner Au. Die hierbei erhaltenen Querprofile wurden stichprobenartig mit den Gewässerprofilen verglichen, wie sie aus dem DGM gewonnen wurden. Teils zeigte sich eine gute Übereinstimmung der Profile und Wasserspiegellagen ($< 0,3$ Meter), teils traten jedoch auch große Höhendifferenzen zu Tage (> 1 Meter).

8.4.2 Wirksamkeitsabschätzung

Bestehende Schwierigkeiten zum Nachweis der Wirksamkeit einer Verstärkung der Gewässerretention sind in Kapitel 8.3 bereits angeklungen. Sie werden hier noch einmal mit besonderem Bezug auf die Eigenschaften des Einzugsgebiets der Wandse ausgeführt, da die Eigenschaften eines Einzugsgebietes entscheidenden Einfluss auf die Wahl geeigneter Modellansätze haben.

Hydrologische Modelle eignen sich am besten zur Berechnung von Abflüssen in Kerbtälern mit größerem Gefälle, einem weitgehend gestreckten Verlauf des Fließgerinnes, aus dem es anteilig nur zu geringen Ausuferungen in das Vorland kommt, und in denen Rückstaeinflüsse kaum eine Rolle spielen (Bauer 2004, S.8). Beim Untersuchungsgebiet handelt es sich jedoch um Fließgewässer mit überwiegend geringem Gefälle, nach Anlage von Ersatzauen flachen Talauen, mit einer stärkeren Ausuferung

aus dem Gewässerprofil und häufigem Rückstau an Brücken und Wehren (insbesondere, wenn schwere Hochwasser betrachtet werden sollen). Zudem ist zu erwarten, dass sich die Laufkrümmung im Bereich der Ersatzauen nach einiger Zeit verstärkt, wenn eine eigendynamische Entwicklung in gewissem Rahmen zugelassen werden kann. Hydrologische Verfahren zur Berechnung des Wellenablaufes könnten für diese Aufgabenstellung aus Sicht der Verfasser demnach nur dann seriös angewendet werden, wenn sie anhand geeigneter Messwerte qualitativ parametrisiert werden können. Für eine Prognose der Retentionswirkung von Ersatzauen unterschiedlicher Lage, Form und Größe müssten Messwerte aus vergleichbaren Gewässerabschnitten vor und nach dem Anlegen von Ersatzauen vorliegen. Dies ist im Untersuchungsgebiet nicht der Fall und es ist fraglich, ob solche Daten für seltene Hochwasser jemals vorliegen werden.

Belastbarere Aussagen für diese Fälle könnten von zweidimensionalen, instationären hydraulischen Modellen erwartet werden (Bauer 2004, S. 8). Diese Modelle haben jedoch einen deutlich höheren Anspruch an die realistische Nachbildung der Form der durchflossenen Gewässerabschnitte und die richtige Wiedergabe unterschiedlicher Rauheiten in Gewässerbett und Auenbereichen mit unterschiedlicher Vegetation (bei veränderlichen Wasserständen und Strömungsgeschwindigkeiten, vgl. Aberle et al. 2010). Neben steigendem Rechenaufwand wird von Problemen der Modellstabilität berichtet (Bauer 2004, S. 20), so dass zweidimensionale instationäre Modelle „in der praktischen Anwendung noch nicht verbreitet sind“.

In Bezug auf Wirksamkeitsprognosen zur verstärkten Gewässerretention stellen sich die oben beschriebenen bestehenden modelltechnischen Schwierigkeiten als gravierend dar. Um überhaupt einen Wirksamkeitsbereich greifbar machen zu können, wird die Wirksamkeitsabschätzung deshalb auf Basis der Berechnungsergebnisse der ver-

fügbaren Untersuchungen geführt, wobei ein besonderer Schwerpunkt darauf gelegt wird, Wirkungszusammenhänge bezüglich Eigenschaften von Einzugsgebieten und Gewässern in der Interpretation zu berücksichtigen. Die folgenden Ausführungen setzen den Rahmen, mit dem aus dem Ergebnis der Potentialabschätzung in Kapitel 8.4.2 auf argumentativer Basis ein Ergebnis im Sinne einer Wirksamkeitsabschätzung herbeigeführt wird.

In dem in DWA (2006, S. 56) angeführten Beispiel für das Einzugsgebiet der Nahe (Rheinland-Pfalz) wird von der Möglichkeit zur deutlichen Veränderung der Gewässerretention (durch Fließwegverlängerungen um maximal 20 %) in etwa 40 % der Gewässerstrecken ausgegangen, wobei in 70 % der Gewässerstrecken eine Erhöhung der Rauheit durch naturnähere Gewässerstrukturen zugrunde gelegt wurden. Das Einzugsgebiet der Nahe umfasst 4.065 km², das Fließgefälle beträgt im Oberlauf 10 bis 20 ‰ und im Unterlauf 1 bis 2 ‰. Als realistisch mögliche Scheitelabminderungen durch Gewässerretention werden hier für ein hochwasserauslösendes 100-jähriges Niederschlagsereignis der Dauer von 12 Stunden Scheitelabminderungen zwischen 6 und 8 % im Hauptlauf ermittelt. Es wird darauf hingewiesen, dass die Höhe zu beobachtender Scheitelabminderungen in großem Maße auch von den Überlagerungen der Abflusswellen aus Teileinzugsgebieten zusammenhängen. Für kleinere Nebengewässer werden teils sehr hohe Scheitelabminderungen bis zu 20 % errechnet.

In dem in DWA (2006, S. 62) angeführten Beispiel für das Einzugsgebiet der Lahn (Hessen) wird von der Möglichkeit für Fließwegverlängerungen von 1,2 % ausgegangen. Bei der im vorherigen Beispiel angenommenen maximal möglichen Fließwegverlängerung in einer Gewässerstrecke von 20 %, entspräche dies einer Möglichkeit zur deutlichen Veränderung der Gewässerretention in 6 % der Gewässerstrecken. In 27,7 % der Gewässerstrecken wird eine Erhöhung der Rauheit durch Bewuchs- und Quer-

profilentwicklung berücksichtigt. Die Möglichkeit zur Erhöhung der Retentionspotentiale ist bei dieser Studie also geringer als bei der zuvor erwähnten. Das Einzugsgebiet der Lahn umfasst 5.964 km², das Fließgefälle beträgt im Oberlauf und in den Nebengewässern 5 bis 20 ‰ und im Unterlauf 0,5 bis 1 ‰. Als realistisch mögliche Scheitelabminderungen durch Gewässerretention werden hier für ein HQ₁₀₀ zwischen 1 und 4 % im Hauptlauf beschrieben. Auch in dieser Studie wird auf die Bedeutung von Überlagerungen der Abflusswellen aus Teileinzugsgebieten hingewiesen. Für manche Teileinzugsgebiete werden Abminderungen bis zu > 8 % errechnet.

In dem in BMBF (2007, S. 146 ff.) angeführten Beispiel für das Einzugsgebiet der Fulda (Hessen) wird von der Möglichkeit für Fließwegverlängerungen von 5,9 % ausgegangen. Dies entspräche einer Möglichkeit zur deutlichen Veränderung der Gewässerretention in knapp 30 % der Gewässerstrecken. In allen Gewässerstrecken wird eine Erhöhung der Rauheit durch Bewuchs- und Querprofilentwicklung berücksichtigt. Die Möglichkeiten zur Erhöhung der Retentionspotentiale sind bei dieser Studie wieder größer als bei der zuvor erwähnten. Das Einzugsgebiet der Fulda umfasst 6.946 km², das mittlere Gefälle des Gewässernetzes beträgt 28,2 ‰. Als realistisch mögliche Scheitelabminderungen durch Gewässerretention werden für ein HQ₁₀₀ zwischen 0,5 und 18,5 % an den jeweiligen Mündungen der untersuchten Referenzgewässer angegeben.

Bei allen genannten Beispielen handelt es sich um verhältnismäßig große Einzugsgebiete von Mittelgebirgsflüssen, die ein deutlich größeres Gefälle als die Bäche im Untersuchungsgebiet haben. Interessant dabei ist, dass alle Studien die Möglichkeit zu einer deutlichen Erhöhung der Gewässerretention in einem Umfang von 6 bis 40 % der Gewässerstrecke für realistisch halten. Auf dieser Grundlage werden für ein Hochwasserereignis der Stärke eines HQ₁₀₀ Scheitelabminderungen zwischen 0,5 und 18,5

% errechnet. Stets wird der Hinweis gegeben, dass die größeren Scheitelabminderungen in kleineren Teileinzugsgebieten erreicht werden und sich die Wirksamkeiten im Hauptlauf der Flüsse durch den Einfluss von Scheitelüberlagerungen verringern. Auch Bauer (2004), der in seinen Untersuchungen zu der sehr kritischen Betrachtung kommt:

„In der Öffentlichkeit sollte aber deutlich darauf hingewiesen werden, dass durch Gewässerrenaturierung die Hochwassergefahr bei der Mehrzahl der Gewässer und Einzugsgebiete nur in geringem Maße gemindert werden kann und selbst bei einem absolut natürlichen Gewässernetz keine entscheidende Minderung der Hochwassergefahr erreicht würde.“ (Bauer 2004, S. 176)

schreibt zuvor:

„Die mit Abstand besten Retentionseigenschaften natürlicher Gewässer wurden dabei in der Kombination aus kleinem Einzugsgebiet, geringem Sohlgefälle und breiter Talaue berechnet.“ (Bauer 2004, S. 175).

Da auch Bauer (2004) seine Untersuchungen im Einzugsgebiet der Lahn anstellte, in denen kleinere Einzugsgebiete mit wenig Gefälle und breiter Talform unterrepräsentiert sind, kann davon ausgegangen werden, dass sich sein Fazit auf größere Einzugsgebiete oder für den Mittelgebirgsraum typische kleinere Einzugsgebiete bezieht.

In DWA (2006, S. 43) wird Abbildung 27 gezeigt und erläutert. Die Größe des Einzugsgebietes der Wandse und der zu erwartende Abfluss eines HQ_{100} entsprechen dabei der Hälfte des Berechnungsbeispiels (1) aus Abbildung 27, wobei die Wandse über ein mittleres Gefälle von 2 ‰ verfügt. Hiernach könnten Scheitelabminderungen von über 10 % für die Wandse erwartet werden. Auch wenn die Ergebnisse dieser Studie ebenfalls nicht direkt übertragbar auf das Untersuchungsgebiet sind, wird der

erhebliche Einfluss von Einzugsgebietsgröße und Gefälle deutlich. Auch wenn die gewählten Breiten der Vorländer und die Rauigkeiten für Gewässerbett und Vorland in dieser Untersuchung so gewählt wurden, dass ein starker Retentionseffekt zu erwarten ist: In der Größenordnung liegen diese Ergebnisse erneut im Bereich der zuvor vorgestellten Studien.

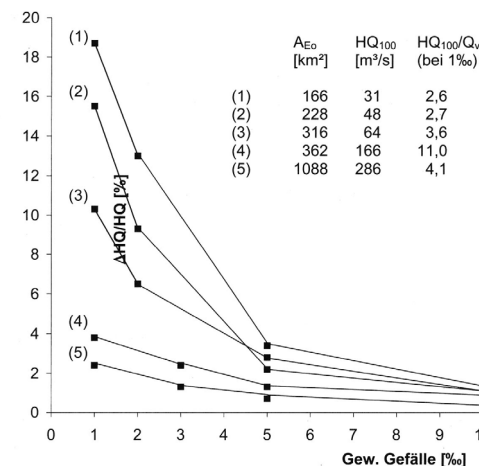


Abbildung 27: Scheitelabminderungen bei unterschiedlichen Einzugsgebietsgröße und unterschiedlichem Gefälle.

8.5 Ergebnisse der Potentialstudie

8.5.1 Potentiale zum Anlegen von Ersatzauen

Abbildung 28 zeigt die Endbewertungskarte in verkleinerter Darstellung. Diese Endbewertungskarte liegt im digitalen Anhang des Berichtes¹⁶ einerseits als druckbare

¹⁶ liegt nur einem Teil der gedruckten Auflage bei, kontaktieren Sie bitte bei Interesse die Autoren des Berichtes.

wurde. Auch aus der vorhandenen Fotodokumentation (siehe digitaler Anhang¹⁷) zur Begehung ist zu erkennen, dass viele der Gewässer relativ deutlich in das umliegende Gelände eingetieft sind und teils über recht steile Böschungen verfügen, so dass hier eigentlich mit einem größeren Anteil von Flächen mit der Klassifizierung „mit vertretbarem Aufwand zu realisieren“ zu rechnen wäre (vgl. Abbildung 30). Dies deutet darauf hin, dass die gewählte Methode zur Ermittlung der Höhe der Mittelwasserlinie mit großer Wahrscheinlichkeit dazu führt, dass die Lage der Mittelwasserlinie im Gelände tendenziell zu hoch bestimmt wird (siehe hierzu auch die Ausführungen zum Ende des Kapitels 8.4.1).



Abbildung 30: In das umgebende Gelände eingetieftes Gewässerprofil an der Berner Au südlich des Berner Heerweges.

¹⁷ liegt nur einem Teil der gedruckten Auflage bei, kontaktieren Sie bitte bei Interesse die Autoren des Berichts.

Unabhängig von Aspekten der erreichbaren Genauigkeit der Bewertung wird aus Tabelle 24 deutlich, dass für die einzelnen Bewertungskategorien fast durchgehend hohe Flächenanteile als „einfach zu realisieren“ eingeordnet werden. Lediglich die Bewertungskategorien „Eigentumsverhältnisse“, „Gehölzbestand“ und „Zuständigkeit“ weisen hier Flächenanteile unter 60 % auf.

Die Flächenanteile in der Einordnung „mit vertretbarem Aufwand“ sind dabei fast durchgängig sehr gering. Lediglich die Bewertungskategorien „Gehölzbestand“, „Zuständigkeit“ und „Topographie“ erreichen hier Flächenanteile über 10 %.

Die Bewertung einer Fläche als „nicht realisierbar“ erfolgt am häufigsten in den Kategorien Eigentumsverhältnisse (nicht in öffentlicher Hand) und Zuständigkeit (Wohn-/Gewerbe-/Verkehrsfläche), wobei mit einer großen Übereinstimmung der Bewertung in den beiden Kategorien gerechnet werden kann. Die Flächenanteile der anderen Kategorien liegen für diese Bewertung in der Regel zwischen 10 % und 20 %.

Tabelle 24: Flächenanteile nach der Bewertung innerhalb der einzelnen Bewertungskategorien (gesamtes Untersuchungsgebiet).

Bewertungskategorie	einfach zu realisieren [%] untersuchte Fläche	mit vertretbarem Aufwand [%] untersuchte Fläche	großer Aufwand / nicht realisierbar [%] untersuchte Fläche
Eigentumsverhältnisse	57,4	0,0	42,6
Zuständigkeit	39,5	21,1	39,4
Nutzung / Bebauung	81,3	3,0	15,7
Bauwerke der Wasserwirtschaft (entlang der Gewässerläufe)	83,0	0,0	17,0
Ver-/ Entsorgungseinrichtungen	99,7	0,3	0,0
Querungen (Wege und Straßen, Wehre)	81,3	3,0	15,7
Topographie	79,4	9,2	11,4
Gehölzbestand	56,1	43,9	0,0

Die tabellarische Auswertung der Endbewertungskarte nach verschiedenen Teileinzugsgebieten des Untersuchungsgebietes zeigt, dass je nach betrachtetem Gewässerabschnitt sehr unterschiedliche Möglichkeiten zur Erhöhung der Gewässerretention durch das Anlegen von Ersatzauen bestehen.

Solche Unterschiede in den Ergebnissen konnten zwischen Gewässerstrecken je nach ihrer Lage in eher ländlichem Umfeld im Gegensatz zu dichter besiedelten Bereichen vermutet werden. Dementsprechend sind die größten Potentiale im Bereich des Wandse-Oberlaufes zu finden. In 50,5 % der anliegenden Fläche ließen sich entlang dieser Gewässerstrecken Ersatzauen entweder „einfach“ (28,9 %; in der 0 Gesamtbewertungspunkte) oder mit „vertretbarem Aufwand“ (21,6 %; 1 oder 2 Gesamtbewertungspunkte) realisieren.

Tabelle 25: Tabellarische Auswertung der Endbewertungskarte nach Teileinzugsgebieten.

Teil des untersuchten Gewässernetzes (überwiegende Landnutzung)	[%] untersuchter Fläche	davon [%] um Staubereiche	„einfach zu realisieren“ [%] untersuchter Fläche entlang von Fließgewässern	„vertretbarer Aufwand“ [%] untersuchter Fläche entlang von Fließgewässern
Wandse-Oberlauf inkl. Zuflüsse (ländlich)	23,2	5,9	28,9	21,6
Wandse-Hauptlauf (urban)	15,4	14,5	10,3	34,3
Stellau inkl. Zuflüsse (gemischt)	9,0	0,0	0,3	7,1
Rahlau inkl. Zuflüsse (urban)	10,7	7,7	3,3	11,0
Berner Au inkl. Zuflüsse (urban)	32,9	9,5	4,5	23,0
Gehölzgraben inkl. Zuflüsse (urban)	6,3	6,6	8,0	12,1
sonstige Nebengewässer (gemischt)	2,4	0,0	1,6	1,2
Spalte 1: Summe; Spalten 2-4: nach Spalte 1 gewichteter Mittelwert	100,0	8,0	10,7	20,5

Bei den Teileinzugsgebieten im urbanen Umfeld zeigen sich jedoch große Unterschiede zwischen dem Wandse-Hauptlauf (44,6 % „einfach“ oder „vertretbarer Aufwand“) und dem Teileinzugsgebiet der Berner Au (27,5 % „einfach“ oder „vertretbarer Aufwand“) im Gegensatz zu den anderen Nebengewässern (in der Regel < 20 %, teils < 10 % „einfach“ oder „vertretbarer Aufwand“).

Entlang des Wandse-Hauptlaufes und im Gewässernetz der Berner Au könnte eine nennenswerte Erhöhung nach diesen Ergebnissen der Gewässerretention durchaus realisierbar sein. Diese Gewässerabschnitte stellen mit 47,3 % einen bedeutenden Anteil der insgesamt untersuchten Fläche.

Tabelle 26 zeigt, dass nur auf 33,4 % der untersuchten Flächen für alle acht Bewertungskategorien eine Einordnung als „einfach“ oder „mit vertretbarem Aufwand“ erfolgt (0-6 BWP). Dies bedeutet in der Gegenseit, dass auf 66,6 % der Flächen in mindestens einer Bewertungskategorie eine Einordnung als „mit großem Aufwand / nicht realisierbar“ vorliegt. Erwähnenswert ist, dass die Flächen, die 0-2 Gesamtbewertungspunkte („einfach“ oder „mit vertretbarem Aufwand“ in der Endbewertungskarte) haben, mit 30,2 % bereits den überwiegenden Teil der Flächen mit 0-6 Bewertungspunkten (33,4 %) stellen.

Tabelle 26: Flächenanteile nach Gesamtbewertungspunkten (BWP) entlang der Fließgewässerstrecken ([%] der untersuchten Fläche entlang der Fließgewässer).

BWP	[%]	BWP	[%]	BWP	[%]	BWP	[%]	BWP	[%]	BWP	[%]	BWP	[%]
0	10,9	10	6,7	20	7,4	30	10,6	40	6,2	50	2,3	60	<0,1
1	15,2	11	12,2	21	6,1	31	3,8	41	2,0	51	0,4	61	<0,1
2	5,0	12	5,1	22	1,7	32	0,5	42	0,2	52	<0,1		
3	1,9	13	1,0	23	0,1	33	0,1	43	<0,1				
4	0,3	14	0,2	24	<0,1	34	<0,1						
5	0,1	15	<0,1	25	<0,1								
6	<0,1	16	<0,1										
0-6	33,4	10-16	25,1	20-25	15,2	30-34	14,9	40-43	8,5	50-52	2,8	60-62	0,1

8.5.2 Wirksamkeit verstärkter Gewässerretention

Aus den in Kapitel 8.4.2 angestellten grundsätzlichen Überlegungen zur Aussage-schärfe von Wirksamkeitsnachweisen und den Ergebnissen der vorgestellten Unter-suchungen wird deutlich, dass in Gewässernetzen der Mittelgebirgsregion je nach betrachtetem Gewässerabschnitt Scheitelabminderungen zwischen 0,5 % und 18,5 % möglich sind, wenn die Retentionsfähigkeit des Gewässernetzes in einem realis-tisch erscheinenden Maße erhöht wird. Dabei wird angenommen, dass die Retenti-onsfähigkeit je nach betrachteter Studie in 6 % bis 40 % des Gewässernetzes deutlich erhöht werden kann und darüber hinaus teilweise noch eine Erhöhung der Rauheit durch Bewuchs- und Querprofilentwicklung möglich ist. Alle Studien sind sich dabei einig, dass die Gewässerretention für (kleine) Teileinzugsgebiete mit geringem Ge-fälle und flacher Talau (größeren Ausuferungsflächen) die größten Wirksamkeiten erreichen kann.

Im Vergleich zu den Einzugsgebieten in den Referenzstudien (Kapitel 8.4.2) ist das Untersuchungsgebiet als kleines Einzugsgebiet zu bezeichnen, das nach dem Anle-gen von Ersatzauen in größeren Streckenabschnitten wieder über eine flache Talau verfügen könnte. In der vorliegenden Untersuchung konnten für das Einzugsgebiet Wandse Flächenpotentiale ermittelt werden (Kapitel 8.5.1), die im Umfang den Ge-wässerstreckenanteilen entsprachen, wie sie den Referenzstudien zur nennenswer-ten Erhöhung der Gewässerretention als realistisch angesetzt wurden.

Auf dieser Basis wäre die Wirksamkeit verstärkter Gewässerretention im Untersu-chungsgebiet demnach im oberen Wertebereich der Referenzstudien zu erwarten und könnte somit zwischen 10 und 20 % Scheitelabminderung erreichen.

Zweierlei spricht dagegen, eine solche Wirksamkeitsabschätzung in der oben ausge-führten Höhe für das Untersuchungsgebiet ohne weitere Abschlüsse zu übernehmen.

Erstens sind alle verfügbaren Methoden zur Vorhersage von Wirksamkeiten nicht ab-schließend belastbar. Insbesondere für schwere Hochwasser ($\geq HQ_{100}$) können sie das eventuell aus methodischen Gründen in absehbarer Zeit auch nicht werden (siehe Kapitel 8.3 und 8.4.2). Zweitens kann nicht damit gerechnet werden, dass die in Ka-pitel 8.5.1 dargestellten Flächenpotentiale auch tatsächlich umfänglich für die Erhö-hung der Gewässerretention genutzt werden können.

Aus diesem Grund halten es die Verfasser mit Blick auf einer realistische Wirksam-keitsabschätzung für sinnvoll, für das Untersuchungsgebiet Scheitelabminderungen zwischen 5 % und 10 % zu erwarten, wenn bestehende Flächenpotentiale zur Erhö-hung der Gewässerretention möglichst gezielt und konsequent genutzt werden.

8.6 Diskussion

Auch wenn die größten Flächenpotentiale zur Anlage von Ersatzauen im Oberlauf der Wandse bestehen, erscheint es nicht sinnvoll, diesen Teilraum in der Umsetzungspla-nung weiter zu betrachten. Einerseits treten steile Abflusswellen, die mit Hilfe der Gewässerretention am stärksten in Ihrer Intensität verringert werden könnten, auf-grund der geringen Flächenversiegelung im Oberlauf der Wandse kaum auf. Da in diesen Gewässerstrecken ohnehin die höchste Qualität bezüglich der Strukturgüte besteht, ist es auch aus Sicht der Gewässerökologie wertvoller, im Siedlungsbereich mit Hilfe von Ersatzauen Kernlebensräume (Strahlursprünge) zu schaffen, die auch auf das ökologische Potential in den dazwischen liegenden Gewässerabschnitten eine Strahlwirkung entfalten können (LANUV 2011).

Sowohl die Bewertungskategorien als auch die Kriterien zur Einordnung in die Re-alisierbarkeitsstufen wurden nach Ansicht der Verfasser so gewählt, dass die Flä-chenpotentiale tendenziell in einem geringeren Umfang ermittelt werden, als sie

tatsächlich genutzt werden könnten. Diese Annahme wird dadurch bestätigt, dass in fast allen Bewertungskategorien nur ein recht geringer Anteil der Flächen in Klasse „mit vertretbarem Aufwand“ eingeordnet wurde (Tabelle 24), meist wurde hier mit vorsichtiger Herangehensweise eine Einordnung in die Klasse „großer Aufwand / nicht realisierbar“ vorgenommen. Hieraus kann auch verstanden werden, warum in der Endauswertung Flächen mit 0 bis 2 Bewertungspunkten den größten Anteil der Flächen ausmachen, die nicht in mindestens einer Kategorie mit „großer Aufwand / nicht realisierbar“ bewertet wurden. Wenn eine Aktivierung der ermittelten Flächenpotentiale im Sinne einer ökologisch und hochwasserverringenden integrierten Gewässerbewirtschaftung konsequent betrieben werden kann, erscheint es insbesondere mit Hinblick auf mittel bis langfristiger Sicht sinnvoll, auch Flächen mit 3 bis 16 Gesamtbewertungspunkten noch einmal näher zu betrachten.

Andererseits sei an dieser Stelle auch kritisch angemerkt, dass möglicherweise weitere relevante Bewertungskategorien noch nicht berücksichtigt sind und auch die Klassifizierung innerhalb der untersuchten Bewertungskategorien noch verfeinert werden kann. Dabei ist es nicht ausgeschlossen, dass die Flächenpotentiale geringer ausfallen, als hier dargestellt. Diese Unsicherheiten wurden in der Wirksamkeitsabschätzung allerdings umfassend berücksichtigt (siehe Kapitel 8.5.2).

Bei größeren Flächen, in denen nach dieser Untersuchung eine Realisierung einfach oder mit verhältnismäßigem Aufwand möglich erscheint, kann auch in Betracht gezogen werden, gewässerbegleitende Polder anzulegen. An Stelle der Gewässerretention könnte in diesen Fällen die Seerretention genutzt werden, um Abflussspitzen gezielt zu kappen (vgl. Kapitel 9).

Aus der Diskussion im Rahmen der LAA Wandse sowie auch aus Gesprächen mit Ak-

teuren aus der Verwaltung¹⁸ wurde deutlich, dass es derzeit an einer gemeinsamen Vorstellung fehlt, wie Grünzüge entlang städtischer Gewässer so gestaltet werden können, dass es gelingt, die in diesem Bericht im Vordergrund stehenden wasserwirtschaftlichen Belange in Einklang mit einem für Freizeit und Erholung attraktivem Umfeld zu bringen. Aus Sicht der Verfasser ist es wahrscheinlich, dass dies bei einer entsprechenden Detailplanung für die meisten gewässernahen Flächen ohne weiteres gelingen kann. Das Studio Urbane Landschaften arbeitet derzeit an einem Katalog gestalterischer Entwurfsprinzipien zur Berücksichtigung von Zielen der Gewässerbewirtschaftung, der um Fallbeispiele ergänzt einen wertvollen Beitrag zur Entwurfsplanung für das Umfeld von Stadtgewässern leisten wird (Stokmann 2009, Prominski et al. 2010). Unter zusätzlicher Berücksichtigung der Kriterien aus LANUV (2011) steht dann eine gute Basis für die Planung bereit, die anhand beispielhafter Projekte im Untersuchungsgebiet erprobt werden könnte.

Die Ergebnisse der Wirksamkeitsprognosen zur Gewässerretention, die im Rahmen des SAWA-Projekts durch Modellierung mit Kalypso durchgeführt wurden, werden hier kurz beschrieben und qualitativ eingeordnet. Da keine Scheitelabminderungen errechnet wurden, kann kein Vergleich zu der oben vorgestellten Wirksamkeitsabschätzung vorgenommen werden. Die Ergebnisse liegen als Längsprofilschnitte vor, in denen unterschiedliche Wasserspiegellagen in solchen Abschnitten erkennbar sind, in denen Gewässer- und Vorlandprofile umgestaltet werden könnten. Die mögliche Wirksamkeit der Gewässerretention wurde im Rahmen der LAA Wandse im Ergebnis als „(sehr) gering“ bis „nicht relevant“ dargestellt, wobei zumindest als einschränkender Hinweis eingeräumt wurde, dass lediglich eine Untersuchung für den Hauptlauf

¹⁸ „Fachamt Management des Öffentlichen Raumes“ des Bezirksamt Wandsbek, bzw. der der „Landschafts- und Grünplanung“ der Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt

stattgefunden hat.

Deshalb ist zu befürchten, dass die Wirksamkeit verstärkter Gewässerretention von einigen Akteuren als unbedeutend eingeschätzt wird. Dies erschwert eine genauere und verlässliche Quantifizierung, die aus Sicht der Verfasser geboten erscheint. Im Rahmen der im SAWA-Projekt angewendeten Methodik der Modellierung kann ein Retentionseffekt im Sinne einer Veränderung der Abflusswellen nicht nachgewiesen werden, denn die Auswirkung der Querprofilveränderungen wird lediglich bei der Berechnung der Wasserspiegellagen (eindimensional stationär) im Programmmodul Kalypso WSPM berücksichtigt, das auf den Input des Programmmoduls Kalypso Hydrology angewiesen ist. In Kalypso Hydrology erfolgt die Berechnung des Wellenablaufs im Gerinne mit Hilfe des Kalinin-Miljukow-Verfahrens (Maniak 1993, S. 354 ff.) in nacheinander geschalteten Gewässersträngen. Dieser Modellteil wurde im Rahmen der Wirksamkeitsprognosen nicht an die nach der Veränderung des Gewässerprofils zu erwartenden Veränderungen der Retentionseigenschaften der Gewässerstränge angepasst. Eine derartige Modellierung ist aus Sicht der Verfasser für Aussagen der Wirksamkeit einer erhöhten Gewässerretention unzureichend und sollte ertüchtigt werden.

Da in den vorliegenden Untersuchungen eine vorsichtige Wirksamkeitsabschätzung Scheitelabminderungen von 5 % bis 10 % bei starken Hochwasserläufen ($\geq HQ_{100}$) plausibel erscheinen lässt, sollte eine Verstärkung der Gewässerretention im Rahmen des Hochwasserrisikomanagements für die Hamburgischen Stadtgewässer aus Sicht der Verfasser weiter diskutiert werden. Es erscheint nicht gerechtfertigt, eine aus ökologischer Sicht der Gewässerbewirtschaftung sinnvolle und aller Wahrscheinlichkeit auch zur Hochwasserminderung wirksame Maßnahme im Hochwasserrisikomanagement nicht zu berücksichtigen, nur weil sich deren Wirksamkeit nur ungenau

bestimmen lässt. Eine Umgestaltung städtischer Gewässerstrecken wird im Rahmen der Erreichung der Ziele der WRRL zur Aufwertung der Gewässerstruktur von vielen Experten als notwendig erachtet. Es ist absehbar, dass solche Umgestaltungen in den kommenden 10 bis 20 Jahren zumindest in Teilstrecken stattfinden werden. Von daher bietet es sich an, derartige Maßnahmen auch zum Teil aus Mitteln des Hochwasserschutzes zu finanzieren oder mit anzuschieben. So kann darauf hingewirkt werden, dass eine möglichst große Verstärkung der Retentionsfähigkeit bei einer Umgestaltung berücksichtigt wird.

Im Hinblick auf seltene und extreme Hochwasserereignisse ist erwähnenswert, dass die Wirksamkeit der Gewässerretention bei stärker werdenden Hochwasserereignissen nicht deutlich zurückgeht, wie z.B. bei den Retentionspotentialen durch dezentrale Regenwasserbewirtschaftung. Sie kann sich tendenziell sogar noch verstärken (DWA 2006, S. 63, Abbildung 4.6). Dies wird vor dem Hintergrund zunehmender Anteile des Abflusses über die Auen und Vorländer verständlich.

Abschließend seien noch Aspekte erwähnt, wie sie sich aus der integrierten Betrachtung der Maßnahme „Verstärkte Gewässerretention“ und „Optimierung von Staubereichen“ ergeben. Bei der Optimierung der Rückhaltecharakteristika der Rückhaltebecken muss beachtet werden, dass in den unterliegenden Gewässerabschnitten einerseits ausreichend Leistungsfähigkeit zur Ableitung des Hochwassers besteht, diese andererseits aber auch vor einem verstärktem Auftreten hoher Fließgeschwindigkeiten und damit verbundenen Schubspannungen an Gewässersohle und Ufer geschützt werden müssen. Das Anlegen von Ersatzauen kann dabei als geeignete Kompensationsmaßnahme genutzt werden, um höhere Abflussmengen bei gleichbleibendem oder sogar geringerer hydraulischer Stoßbelastung zu ermöglichen (siehe auch Kapitel 9.6).

8.7 Weiterführende Untersuchungsbedarfe

Da Zweifel an der vollständigen und richtigen Klassifizierung innerhalb der Bewertungskategorie „Ver-/Entsorgungseinrichtungen“ bestehen, sollte überprüft werden, ob Datengrundlagen vorliegen, die für eine Ertüchtigung genutzt werden könnten. Eine zentrale Abfrage von Infrastruktureinrichtungen für Flächen im Eigentum der öffentlichen Hand im Gewässerumfeld wäre hierzu denkbar.

Obwohl eine verstärkte Schaffung und eigendynamische Entwicklung von Gewässer- und Auenlebensräumen durch das Anlegen von Ersatzauen weitgehend mit den Zielen des Naturschutzes übereinstimmt, kann nicht ausgeschlossen werden, dass einzelne schützenswerte Biotop (z.B. Orchideenwiesen) entsprechende Planungen einschränken (Aktionsbündnis Lebendige Alster, mdl.).

Nicht berücksichtigt sind bislang auch Einschränkungen, die sich aus dem Vorliegen von Altlasten ergeben können.

Die für Bewertungskategorie „Topographie“ vermuteten Bedarfe zur genaueren Berücksichtigung der Höhenverhältnisse im Gewässerumfeld können durch eine Vermessung der Gewässergrenzen bei Mittelwasserführung im Gewässernetz der Wandse erreicht werden.

In Hashemi & Friedrichsen (2011) wird auf Basis der Vermessung von Querprofilen untersucht, in welchem Umfang in den bestehenden Gewässerprofilen Volumen besteht, das durch ein gezieltes Anlegen von Engstellen als Rückhaltevolumen aktiviert werden könnte. In Bereichen, in denen sich Ersatzauen anlegen ließen, könnte das dadurch zusätzlich zu aktivierende Volumen ermittelt werden. Auf Basis aktivierbarer Retentionsvolumina in gewässernahen Flächen könnten Gewässerabschnitte identifiziert werden, an denen durch eine Erhöhung der Gewässerretention besondere Wirksamkeit zu erwarten wäre. Dieser Gedanke ließe sich konsequenterweise auch

über das Gewässernetz hinaus in die Bereiche mit offener Oberflächenentwässerung mittels straßenbegleitender Gräben erweitern (vgl. z.B. das Projekt „Gräben erhalten“ und „Grabenprämierungen“ der Stadt Oldenburg – <http://www.oldenburg.de/stadtol/index.php?id=6926>).

Der Bedarf an Pilotprojekten zur optimierten Gestaltung gewässerbegleitender Grünzüge (Ökologie / Hochwasserschutz / Freizeit & Erholung) wurde bereits im vorangehenden Kapitel erwähnt.

9 Retentionspotentiale aus optimierter Bewirtschaftung bestehender Staubereiche

9.1 Kurzzusammenfassung

Für 16 von insgesamt 22 Staubereichen im Untersuchungsgebiet wird ermittelt, ob es möglich ist, den Rückhalt schwerer Hochwasser ($\geq HQ_{200}$) unter Erhalt von Größe und Dauerstauziel zu verbessern. Die Ergebnisse von Berechnungen zur Scheitelabminderung sind sehr stark vom zeitlichen Verlauf des Zuflusses in die Staubereiche abhängig. Deshalb wird die mögliche Scheitelabminderung anhand vieler unterschiedlicher Zuflussverläufe errechnet.

Im Ergebnis zeigt sich, dass an fünf der 16 Staubereiche eine deutliche Scheitelabminderung ($< -20\%$) erwartet werden kann. Für weitere drei Staubereiche wird eine mittlere Scheitelabminderung (zwischen -10% und -20%) errechnet. Für die anderen acht Staubereiche wird nur ein geringes Optimierungspotential ($\geq -10\%$ Scheitelabminderung) ermittelt. Eine Optimierung von Staubereichen bezüglich des Hochwasserrückhalts erscheint vor allem in Staubereichen im Oberlauf und den Nebengewässern der Wandse zielführend. Die erhaltenen Ergebnisse sind nur für einen begrenzten Bereich stromab der Staubereiche gültig. Um die Auswirkungen im Unterlauf besser beurteilen zu können, sollte vor Erarbeitung eines abschließenden Optimierungskonzeptes der Effekt der Wellenüberlagerung aus verschiedenen Teileinzugsgebieten genauer untersucht werden. Bei einer Optimierung der Wasserstands-Abfluss-Beziehungen der Staubereiche muss berücksichtigt werden, dass häufig auftretende hydraulische Belastungen, die eine Entwicklung leitbildgerechter Gewässerlebensgemeinschaften beeinträchtigen, nicht zunehmen.

Außerdem wird eine Methodik zur Bewertung des Optimierungspotentials aus Sicht

der Gewässerökologie (Lebensraumverluste, Zerschneidung, Wasserqualität) vorgestellt und angewendet. Für zehn der Staubereiche wird ein hohes Optimierungspotential ermittelt, für fünf ein mittleres. Lediglich für einen Staubereich wird das Optimierungspotential für gering gehalten. Der größte Effekt für die Gewässerökologie ist nach dieser Bewertung methodisch bedingt bei einer Umgestaltung der Staubereiche im Hauptlauf der Wandse sowie den Unterläufen der Nebengewässer zu erwarten.

9.2 Allgemeine Beschreibung der Maßnahme und ihrer Wirkung

Im Fließgewässernetz liegende Staubereiche üben eine dämpfende Wirkung auf Hochwasserwellen aus (Seeretention, vgl. Maniak 1993, S. 341). Die mit den Staubereichen verbundenen Problemstellungen für die Gewässerökologie sind in Kapitel 5.3.3 bereits teils angesprochen worden, sie seien an dieser Stelle noch einmal stichpunktartig benannt:

- eingeschränkte oder keine Passierbarkeit für aquatische Lebewesen
- Lebensraumverlust für Fließgewässerarten (im Rückstauereich)
- Erwärmung, mikrobielle Belastung, Sauerstoffmangel (im Staubereich und Unterlauf)
- Veränderung der Lebensgemeinschaft des Makrozoobenthos durch verstärktes Wachstum von Algen / Phytoplankton (im Unterlauf)
- Veränderung der Lebensgemeinschaft der Fische durch höhere Anteile stagnophiler (wenig Strömung bevorzugender) Fischarten (im Oberlauf, bei Passierbarkeit des Staubauwerks auch im Unterlauf)

Im Rahmen des Maßnahmenprogrammes des ersten Bewirtschaftungsplanes nach WRRL wird eine Umgestaltung der Staubereiche im Hauptlauf mit Hinblick auf eine

bessere Durchwanderbarkeit für aquatische Lebewesen angestrebt. Eine solche kann auf unterschiedliche Weise erreicht werden, z.B.:

- unter Aufhebung des Staubereiches, wenn nötig unter Umgestaltung zu einem trockenen Rückhaltebecken,
- unter Verlegung des Staubereiches in den Nebenschluss durch Anlage eines Umgehungsgerinnes
- durch Errichten von Anlagen zur Verbesserung der (Fisch-)Passierbarkeit unter Belassen des Staubereiches im Hauptschluss.

Von den Umgestaltungen ist zu erwarten, dass diese so ausgeführt werden, dass es zu keiner Verschlechterung im Sinne des Hochwasserschutzes kommt. Alle genannten Umgestaltungsoptionen sind mit erheblichen Investitionen verbunden und stehen unter entsprechendem Kostendruck. Vor dem Hintergrund eines effizienten Mitteleinsatz zur Erreichung der ökologischen Ziele besteht die Gefahr, dass Möglichkeiten zur Optimierung im Sinne des Hochwasserschutzes nicht systematisch geprüft und berücksichtigt werden.

Unter einer optimierten Bewirtschaftung von Staubereichen wird in dieser Untersuchung deshalb verstanden,

- dass Umgestaltungen von Staubereichen möglichst so ausgeführt werden, dass sie gleichzeitig effektiv in Bezug auf den Rückhalt extremer Hochwasserereignisse sind und
- dass bevorzugt Staubereiche umgestaltet werden, die möglichst hohes Aufwertungspotential mit Hinblick auf Hochwasserschutz und Gewässerökologie haben.

Die dämpfende Wirkung von Staubereichen auf Hochwasserwellen wird von unterschiedlichen Faktoren beeinflusst. Wenn die Gewässerprofile von Einlauf und Auslauf

bei gleichen Wasserständen über der Gewässersohle ähnliche Abflusswerte aufweisen (WQ-Beziehung), hängt es vor allem von der Größe und Geometrie des Staubereiches ab, wie stark die Dämpfung ausfällt. Bei kleinen Staubereichen ist die Dämpfung in diesem Fall in der Regel gering.

Verändert man die WQ-Beziehung des Auslaufes so, dass der Abfluss im Vergleich zum Zufluss gedrosselt erfolgt (z.B. durch den Einbau eines Wehres), kommt es zu einem Anstieg des Wasserspiegels im Staubereich und zu einer verzögerten Entleerung, wenn der Zufluss unter den Abfluss fällt (Abbildung 31). Das Maximum der Abflussganglinie liegt dabei stets auf dem fallenden Ast der Zuflussganglinie, da zu dem Zeitpunkt, an dem der Zufluss kleiner wird als der Abfluss, der höchste Wasserstand im Staubereich und damit auch der größte Wert des Abflusses erreicht wird (Maniak 1993, S. 341).

Aus Abbildung 31 wird ersichtlich, dass durch unterschiedliche Rückhaltecharakteristiken in einem Staubereich sehr unterschiedliche Scheitelabminderungen erreicht

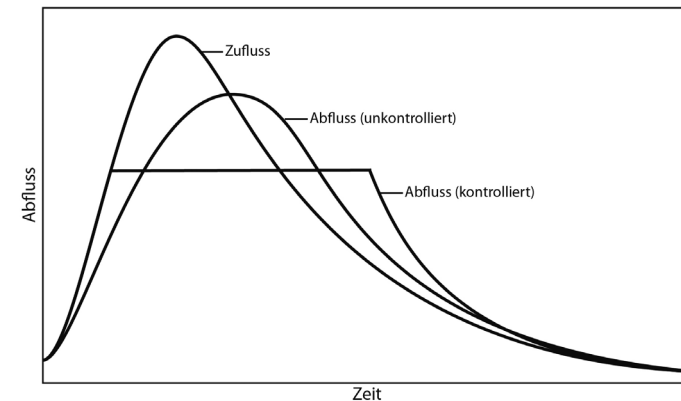


Abbildung 31: Schematische Darstellung möglicher dämpfender Wirkungen eines Staubereiches auf eine Hochwasserwelle (nach DWA 2006).

werden können. Wie stark der Abfluss durch einen Staubereich gedrosselt werden kann, ist dabei

- einerseits von dem Volumen, das im Staubereich zum Rückhalt einer Hochwasserwelle genutzt werden kann und
- andererseits von der Fülle und dem zeitlichen Verlauf des Zuflusses zum Staubereich

abhängig.

Die Fläche unterhalb der Ganglinie in Abbildung 31 bezeichnet ein Volumen – sie kann der Fülle der Ganglinie gleichgesetzt werden, sie. Das Rückhaltevolumen eines Staubereiches wird dann optimal ausgenutzt, wenn die Fläche zwischen der Abflussganglinie und dem abfallenden Scheitel der Zuflussganglinie einem Volumen gleichkommt, das dem Rückhaltevolumen des Staubereiches entspricht.

Bei einer ersten Bestandaufnahme anhand der Hamburger Gewässerkarte wurden im Fließgewässernetz der Wandse 22 Staubereiche (Abbildung 32) ermittelt.

Teils handelt es sich bei den Gewässern um ehemalige Mühlenteiche (z.B. Mühlenteich, Holzmühlenteich, Eichtalteich, Kupferteich, Pulverhofteich, Liliencronteich). Teils wurden die Stillgewässer auch nach Wegfall der ursprünglichen Nutzung erhalten, möglicherweise auch, um nicht in traditionell bestehende Grundwasserverhältnisse in deren Nahbereich einzugreifen und Gebäudegründungen zu gefährden. Teils wurden vorhandene Stillgewässer zur Entwässerung umliegender Siedlungsbereiche genutzt und dazu an die Vorflut der Fließgewässerstrecken angebunden (Jenfelder Moor, Grootmoorteich, Teich Meiendorfer Graben). Lediglich ein Teil der Staubereiche, vornehmlich solche im Bereich der Nebengewässer (Berner Au, Rahlau, Stellau, Neurahlstedter Graben) wurde ab den 1960er Jahren offenbar gezielt zum Zweck des Hochwasserrückhalts angelegt. Oft sind die Gewässer auch wichtige Elemente in der

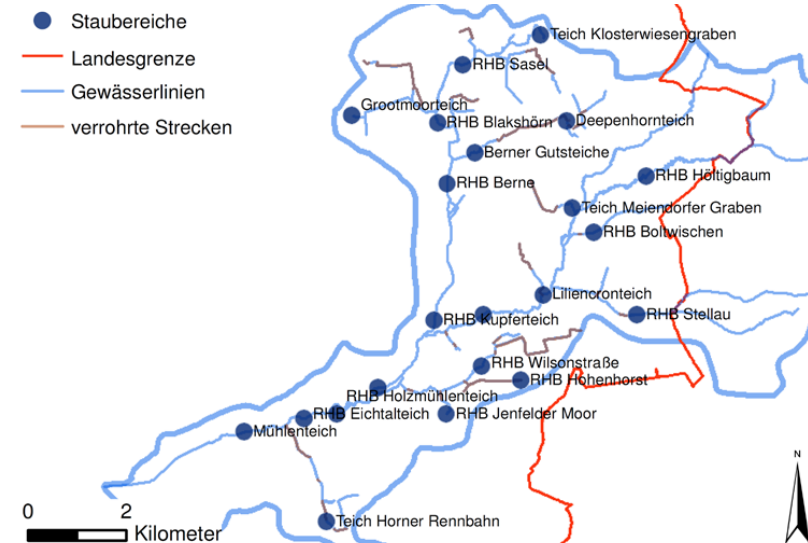


Abbildung 32: Staubereiche im Gewässernetz der Wandse.

Landschaftsgestaltung (Eichtalteich, Pulverhofteich, Berner Gutsteiche, Teich Horner Rennbahn) und haben hierbei besonderen Wert für die Anwohner und Besucher entwickelt.

Vier der 22 Staubereiche finden sich in Endlage des Gewässernetzes (Jenfelder Moor, RHB Hohenhorst, Grootmoorteich und Teich Klosterwiesengraben). 15 Staubereiche liegen als dauerhaft angestaute Stillgewässer im Hauptschluss des Fließgewässernetzes. Zwei Hochwasser-Rückhaltebecken (im Folgenden: HRB) sind als trockene HRB angelegt, die bei Mittelwasserführung über keinen nennenswerten Rückstaubereich verfügen (RHB Wilsonstraße (Rahlau), HRB Stellau). Insgesamt 12 der Staubereiche werden nach der Gewässerkarte Hamburg als HRB bezeichnet. Der Liliencronteich (Wandse) wurde 2001 mit einem Umgehungsgerinne umgestaltet und somit in den

Nebenschluss der Wandse gebracht – in dieser Untersuchung wird er deshalb nicht weiter behandelt.

Schon aufgrund der sehr unterschiedlichen Entstehungs- und Nutzungshistorien der Staubereiche liegt auf der Hand, dass nicht alle Gewässer so gestaltet sind, dass sie bei Hochwasser einen möglichst günstigen Rückhalt ermöglichen. Nach einer ersten Begehung der Staubereiche bestätigte sich dieser Eindruck durch die vorgefundenen Absperrbauwerke, da auf großer Breite überflossene Grundwehre, Staubohlen (Abbildung 33) oder Wehrtafeln in der Regel für eine gezielte Drosselung ungeeignet sind (mit zunehmender Überströmungshöhe stark zunehmender Abfluss). Bei den Staubereichen, die als HRB angelegt wurden, muss vermutet werden, dass sich die



Abbildung 33: Absperrbauwerk des „HRB“ Pulverhofteich.

für eine Bemessung maßgeblichen Eigenschaften des Einzugsgebietes innerhalb der letzten Jahrzehnte ebenfalls so verändert haben, dass die ursprünglich angestrebten Retentionseigenschaften nicht mehr gegeben sind. Diese Becken sind zudem nicht auf den Rückhalt eines schweren oder gar extremen Hochwassers ($\geq HQ_{100}$) ausgelegt worden. Es ist davon auszugehen, dass entsprechende Hochwasser zu einem Überlauf der Becken führen, der nicht mehr maßgeblich durch das Ablaufbauwerk beeinflusst wird, sondern über die Anlagen zur Hochwasserentlastung abfließt.

9.3 Fragestellungen von Interesse

Für die Ermittlung von Potentialen zur optimierten Bewirtschaftung der Staubereiche war von Interesse,

- a) ob und bei welchen Staubereichen der Rückhalt extremer Hochwasser so deutlich verbessert werden könnte, dass sich eine Umgestaltung lohnt und somit günstige Voraussetzungen für eine Realisierung bestehen und
- b) ob und bei welchen Staubereichen bei Umgestaltung eine deutliche Verbesserung der Gewässerökologie zu erwarten ist.

Eine Verbesserung des Rückhaltes ist zunächst grundsätzlich immer möglich, z.B. wenn

- das Dauerstauziel abgesenkt werden kann,
- der Staubereich zu einem trockenen RHB umgestaltet werden kann,
- die Grundfläche des Staubereiches vergrößert werden kann
- der Absperrdamm und damit das Hochwasserstauziel erhöht werden kann.

Eine Verringerung des Dauerstauziels ist normaler Weise mit verhältnismäßig geringem Aufwand möglich. Oftmals sind solchen Änderungen aber Grenzen gesetzt (Wasser- und Gewässernutzung, Grundwasserstände, Ästhetik, Ökologie des Stillgewäs-

sers und / oder angrenzender Feuchtbiotope), die größere Veränderungen nicht ohne Weiteres erlauben. Somit ist auch eine Umgestaltung zu einem trockenen Rückhaltebecken in der Regel schwierig. Die Vergrößerung und / oder Erhöhung des Absperrdammes dagegen sind kostenintensive Umgestaltungen, die zudem üblicherweise durch Flächen- und Nutzungskonkurrenzen nicht in beliebigem Umfang möglich sind.

Für bestimmte Staubereiche im Untersuchungsgebiet mögen die im vorigen Absatz angesprochenen Lösungen effektiv, effizient und auch realisierbar sein. Ob das im Einzelfall so ist, wurde jedoch nicht zum Gegenstand dieser Untersuchung gemacht, da frühzeitig deutlich wurde, dass innerhalb der Verwaltung¹⁹ unterschiedliche Nutzungs- und Gestaltungswünsche formuliert wurden (siehe auch Kapitel 8.6). Insbesondere in einem Gespräch mit Vertretern der bezirklichen und ministeriellen Stadt- und Landschaftsplanung gelang es nicht, sich auf Kriterien zu verständigen, anhand derer sich Umgestaltungsbedarfe aus Sicht der Freizeit- und Erholungsnutzung erheben lassen konnten oder eine Umsetzbarkeit vor dem Hintergrund der Flächen- und Nutzungskonkurrenzen überprüft hätte werden können. Im Rahmen der ersten Begehung der Staubereiche wurden mit einfacher Methodik zwar Qualitätskriterien der umgebenden Grünbereiche aufgenommen. Diese Qualitätskriterien wurden seitens der Vertreter der Stadt- und Landschaftsplanung in der Diskussion als viel zu allgemein und nicht für eine Bewertung von Aufwertungspotentialen geeignet betrachtet. Als Ergebnis des Gespräches wurde der Wunsch geäußert, den Aspekt der Potentiale zur Aufwertung von Freizeit- und Erholung in den die Staubereiche umgebenden Grünbereichen aus der Untersuchung herauszunehmen. Es wurden vor allem Aussagen dazu gewünscht, wie nutzbringend Umgestaltungen bezüglich der

Hochwasserminderung und der Gewässerökologie sein könnten, um verwaltungsinterne Abstimmungen in diesem Bereich zu unterstützen.

Wie im vorhergehenden Kapitel bereits angesprochen, hängt die Fähigkeit zum effektiven Rückhalt von Hochwasserwellen entscheidend von der Drosselcharakteristik des Staubereiches ab. Durch die Gestaltung von Zulauf und Ablauf in den Staubereich kann sehr gezielt festgelegt werden, ob mit dem zur Verfügung stehenden Stauvolumen niedrigere oder höhere Spitzenabflüsse gedämpft werden sollen. Der Staubereich kann dafür mit entsprechenden Zulauf- und Ablaufbauwerken ausgerüstet werden, die entweder eine spezifische Drosselcharakteristik (WQ-Beziehung) fest vorgeben oder sogar dynamisch gesteuert werden können. Dabei stehen verschiedene technische Lösungen (starre und bewegliche Wehre und Drosseln) zur Verfügung, mit denen die WQ-Beziehung innerhalb eines großen Bereiches variiert werden kann und die sich unter weitgehender Beibehaltung der Geometrie und Stauziele der Staubereiche sowohl im Hauptschluss als auch im Nebenschluss (Polderlage) realisieren lassen.

Da nicht klar ist, ob eine Umgestaltung der Staubereiche aufgrund der oben genannten unterschiedlichen Nutzungs- und Gestaltungsansprüche möglich und durchsetzbar ist, wird in dieser Untersuchung ermittelt, ob sich der Rückhalt starker Hochwasser allein durch Änderung der WQ-Beziehung in Bezug zum Ist-Zustand verbessern lässt.

Welches Potential zur Verbesserung der Gewässerökologie durch die Umgestaltung eines Staubereiches erwartet werden kann, ist von folgenden Fragestellungen abhängig:

- Besteht in den an den Staubereich angrenzenden Gewässerstrecken (Unterlauf und Oberlauf) überhaupt Bedarf zur Verbesserung des ökologischen Zustands

¹⁹ Wasserwirtschaft / Stadt- und Landschaftsplanung

(Potentials)?

- Welche Länge an Gewässerstrecke könnte vom direkten Lebensraumverlust durch den Staubereich befreit werden?
- Welche Länge an Gewässerstrecken in Ober- und Unterlauf könnte zu einem zusammenhängenden Lebensraum verbunden werden?
- Welcher Anteil des oberhalb liegenden Gewässernetzes könnte noch durch weitere Maßnahmen für wandernde Fischarten zugänglich gemacht werden?
- Wie stark sind die Beeinträchtigungen des Staubereiches auf den unterhalb liegenden Gewässerabschnitt?

9.4 Untersuchungsmethodik

9.4.1 Datenbeschaffung und Voruntersuchungen

In einem ersten Schritt wurden anhand verfügbarer Datengrundlagen für jeden Staubereich mit Hilfe eines GIS folgende Übersichtskarten erstellt:

- Ausschnitt der Deutschen Stadt- und Grundkarte, Maßstab 1:5.000
- Ausschnitt des digitalen Orthofotos
- Ausschnitt aus dem Landschaftsprogramm der FHH (Nutzungen / Milieus) unter Kennzeichnung von Flächen in öffentlicher Hand
- Ausschnitt eines digitalen Geländemodells (aus hochauflösenden Punktdaten des LSBG)

Die Oberfläche der Staubereiche wurde anhand von Luftbildern und der DSGK digitalisiert und mit Hilfe des GIS ermittelt. Aus Hagemann (2009) wurden verfügbare Informationen zu Flächen, Rückhaltevolumina und Dauerstauzielen der Hamburger Rückhaltebecken ausgewertet.

Mit einer Geländebegehung wurden die hieraus verfügbaren Informationen verifiziert, wobei besonderen Wert darauf gelegt wurde, Informationen zu Art und Funktionsweise(n) von Staubauwerk (und Einlaufbauwerk) zu sammeln und das aktuelle Dauerstauziel zu bestimmen. Letzteres gestaltete sich oft schwierig, da zugängliche / sichtbare Pegel teils fehlten, nicht gefunden werden konnten oder verfallen waren. Es wurde eine Fotodokumentation der Staubereiche und der sie umgebenden Grünbereiche erstellt, die sich im digitalen Anhang dieser Arbeit²⁰ findet.

In einem nächsten Schritt wurde das Archiv des LSBG ausgewertet. Hierbei wurden die verfügbaren Bestandsaufnahmen, Planungsunterlagen sowie Haushaltsunterlagen gesichtet. Wenn vorhanden wurden von Übersichtszeichnungen, Längs- und Querschnitten der Staubereiche und deren Staubauwerke Scans angefertigt, die ebenfalls den digitalen Anhang ergänzen.

Schließlich wurden aus dem Niederschlags-Abflussmodell der Wandse (Kalypso Hydrology) sowie dazugehörigen Berichten (LSBG 2009, LSBG 2009a) Wasserstands-Abfluss-Volumen-Beziehungen der Staubereiche recherchiert und übernommen. Die Einzugsgebietsgrößen der Rückhaltebecken wurden mit Hilfe von GIS auf Basis der im Niederschlags-Abfluss-Modell hinterlegten Hydrotopflächen bestimmt.

Anhand von Übersichtskarten, Fotodokumentation und Auswertungsergebnissen wurde für jeden untersuchten Staubereich ein Steckbrief erstellt, der im digitalen Anhang des Berichts²¹ zu finden ist.

Sechs der 22 Staubereiche, für die keine WQV-Beziehung bekannt war, wurden von der weiteren Untersuchung ausgeschlossen (Liliencronteich, Grootmoor, Klosterwie-

²⁰ liegt nur einem Teil der gedruckten Auflage bei, kontaktieren Sie bitte bei Interesse die Autoren des Berichts.

²¹ s. Fußnote 20

Tabelle 27: Tabellarische Übersicht der Staubereiche, ihrer Lage und Eigenschaften (n.e. = nicht ermittelt).

Name	Gewässer	Stadtteil	Lage / Art	Wehr	Rückhaltevolumen [m ³]	Fläche [m ²]	WQV bekannt	Fläche EZG [km ²]	Versiegelung [%]
Höltigbaum	Wandse	Rahlstedt	Hauptschluss	überströmtes Schütz	100.000	27.621	ja	18,7	1,1
Lilienronteich	Wandse	Rahlstedt	Nebenschluss	-	n.e.	n.e.	nein	n.e.	n.e.
Pulverhofteich	Wandse	Tonndorf	Hauptschluss	überströmtes Grundwehr	21.000	9.724	ja	42,7	10,8
Nordmarkteich (Ölmühle)	Wandse	Tonndorf	Hauptschluss (Umgehungsgerinne vorhanden)	überströmtes Schütz	26.400	14.115	ja	67,0	22,2
Eichtalteich	Wandse	Wandsbek	Hauptschluss (Umgehungsgerinne vorhanden)	überströmtes Schütz	10.000	10.536	ja	74,8	24,6
Holzmühlenteich	Wandse	Wandsbek	Hauptschluss	Grundwehr	9.000	10.017	ja	76,1	26,1
Mühlenteich	Wandse	Dulsberg	Hauptschluss	Grundwehr	n.e.	n.e.	nein	n.e.	n.e.
Teich Meiendorfer Graben	Meiendorfer Graben	Rahlstedt	Hauptschluss / Endlage	n.e.	n.e.	n.e.	nein	n.e.	n.e.
Boltwischen	Neurahlstedter Graben	Rahlstedt	Hauptschluss	unterströmtes Schütz	17.000	11.376	ja	1,9	26,3
Stellau	Stellau	Rahlstedt	trocken	Rahmendurchlass	5.000	7.102	ja	11,2	2,7
Sasel	Berner Au	Sasel	Hauptschluss	unterströmtes Schütz	29.000	25.591	ja	4,8	27,1
Blakshörn	Berner Au	Farmsen Berne	Hauptschluss	unterströmtes Schütz	60.000	33.100	ja	9,1	35,2
Berne	Berner Au	Farmsen Berne	Hauptschluss	unterströmtes Schütz	51.000	29.876	ja	15,1	39,7
Kupferteich	Berner Au	Tonndorf	Hauptschluss	überströmte Schütze, steuerbar	43.000	37.465	ja	22,3	44,4
Deepenhornteich	Deepenhorngraben	Farmsen Berne	Hauptschluss	Rohrdurchlass	20.000	9.509	ja	1,2	50,0
Berner Gutsteiche	Deepenhorngraben	Farmsen Berne	Hauptschluss	überströmtes Schütz / Grundwehr	3.300	7.464	ja	3,1	51,6
Klosterwiesengraben	Klosterwiesengraben	Volksdorf	Endlage	Rohrdurchlass	n.e.	n.e.	nein	n.e.	n.e.
Grootmoor	Grootmoorgraben	Wellingsbüttel	Endlage	Rohrdurchlass	n.e.	n.e.	nein	n.e.	n.e.
Hohenhorst	Rahlau	Tonndorf	Endlage	Rohrdurchlass	30.000	2.711	ja	0,4	50,0
Jenfelder Moor	Rahlau	Jenfeld	Endlage	überströmte Staubohle	35.000	38.890	ja	1,7	41,2
Wilsonstraße	Rahlau	Tonndorf	trocken	Rohrdurchlass	2.500	4.521	ja	1,4	50,0
Horner Rennbahn	Gehölzgraben	Horn	Hauptschluss	vermutlich Rohrdurchlass	n.e.	n.e.	nein	n.e.	n.e.

sengraben, Teich Meiendorfer Graben, Teich Horner Rennbahn, Mühlenteich). Von diesen Staubereichen ist jedoch aus unterschiedlichen Gründen nur eine geringe Wirksamkeit zur Hochwasserminderung zu erwarten. Der am Wandse-Hauptlauf liegende Lilienronteich wurde 2001 in den Nebenschluss gelegt und funktioniert nun eher als sehr kleiner Polder. Stromab des im Wandse-Unterlauf liegenden Mühlenteichs ist aufgrund des Gewässerprofils (Übergang in den Eilbekkanal) nicht mehr mit einer Überschwemmung des Gewässerumfeldes zu rechnen. Zudem ist das im Mühlenteich zur Dämpfung vorhandene Volumen sehr klein im Verhältnis der zu bewirtschaftenden Füllen starker Hochwasserereignisse. Die anderen vier Staubereiche befinden sich in Endlage (oder nahe Endlage) der Nebengewässer mit relativ kleinen Teileinzugsgebieten. Auch wenn in ihnen der Rückhalt noch verbessert werden kann, ist ein verhältnismäßig geringer Effekt zu erwarten, da sie nur auf einen geringen Anteil des Abflusses wirken, der in den Mittel- und Unterläufen des Gewässernetzes Überschwemmungen verursachen kann.

9.4.2 *Potentiale zur Verbesserung der Dämpfung schwerer Hochwasserläufe*

Zur Realisierung unterschiedlicher WQ-Beziehungen existiert eine Vielzahl technischer Lösungen (vgl. Kapitel 9.3). Die Möglichkeit der technischen Realisierung wird aus diesem Grund im Regelfall als gegeben angesehen. Die Potentialermittlung fokussiert deshalb darauf, an welchen der Staubereiche voraussichtlich überhaupt eine deutliche Minderung von Hochwasserereignissen erreicht werden kann.

Die Potentiale zur optimierten Bewirtschaftung von Staubereichen werden mit Hinblick auf die Aspekte des Hochwasserschutzes direkt als Wirksamkeit (Scheitelabminderung) errechnet, die sich aus den Dämpfungen von Hochwasserwellen im

Ist-Zustand (Dämpfung_{IST}) und der Dämpfung der Hochwasserwellen im optimierten Zustand (Dämpfung_{OPT}) ergibt:

$$(\text{Dämpfung}_{\text{OPT}} - \text{Dämpfung}_{\text{IST}}) / \text{Dämpfung}_{\text{IST}} = \text{Scheitelabminderung in [\%]}$$

Die Dämpfung im Ist-Zustand und im optimierten Zustand errechnen sich dabei als

$$(Q_{\text{ab(max)}} - Q_{\text{zu(max)}}) / Q_{\text{zu(max)}} = \text{Dämpfung}_{\text{IST/OPT}} \text{ in [\%]}$$

mit

$$Q_{\text{ab(max)}} = \text{Maximalwert des Abflusses aus dem Staubereich in [m}^3/\text{s]} \text{ und}$$

$$Q_{\text{zu(max)}} = \text{Maximalwert des Zuflusses in den Staubereich in [m}^3/\text{s]}.$$

Die Schwierigkeit bei dieser Berechnung ist, dass die Stärke der Dämpfung nicht allein und überwiegend abhängig von der Veränderung der WQ-Beziehung des Staubereiches im Rahmen der Optimierung ist. Sie wird ebenfalls von der Form der Zuflussganglinie (Hochwasserfülle und zeitlicher Verlauf des Zuflusses) beeinflusst, da kurze Hochwasserspitzen grundsätzlich stärker gedämpft werden können als langsam auf und ablaufende Hochwasserwellen.

Dieser vom Volumen eines Retentionsbereiches und Fülle und Form der Zuflussganglinie abhängige Effekt wurde bereits bei der Wirksamkeit der Gewässerretention angesprochen (vgl. Kapitel 8.1). Für die Retention in Staubereichen dominiert er das Retentionsgeschehen. Somit ist die durch Optimierung der WQ-Beziehung erreichbare Dämpfung ebenfalls stark abhängig von der Zuflussganglinie. Deshalb kann auch für jede Zuflussganglinie eine optimierte WQ-Beziehung ermittelt werden, die das im Staubereich zur Verfügung stehende Retentionsvolumen optimal zur Dämpfung der Hochwasserwelle nutzt.

Dazu muss der optimale Drosselabfluss ($Q_{\text{drosselOPT}}$) für den Höhenbereich zwischen Dauerstauziel und Hochwasserstauziel so bestimmt werden, dass der maximale zulässige Wasserstand im Becken genau dann erreicht wird, wenn der Zufluss wieder

unter den optimalen Drosselabfluss fällt. In diesem Fall gilt dann $Q_{\max(ab)OPT} = Q_{drosselOPT}$. So optimierte WQ-Beziehungen haben dabei einen weitgehend senkrechten Verlauf (Abbildung 34). In der technischen Umsetzung kann man diesem völlig senkrechten Verlauf bereits mit passiven Abflussreglern (Wirbeldrossel, HydroSlide, Hakenschütz) sehr nahe kommen, mit einer aktiven Abflussteuerung sind senkrechte WQ-Beziehungen ohne Weiteres realisierbar.

Wird der Drosselabfluss unterhalb des optimalen Drosselabflusses für den jeweilig betrachteten Hochwasserverlauf bestimmt, wird der maximal zulässige Wasserstand überschritten und es kommt zum Überlauf des Beckens. Ein solcher läuft im ungünstigen Fall nicht kontrolliert über Hochwasserentlastungsanlagen sondern über das Gewässerumfeld ab. Im schlimmsten Fall werden dabei die Standsicherheit von Damm und Absperrbauwerk gefährdet. Wird ein Drosselabfluss größer als der optimale

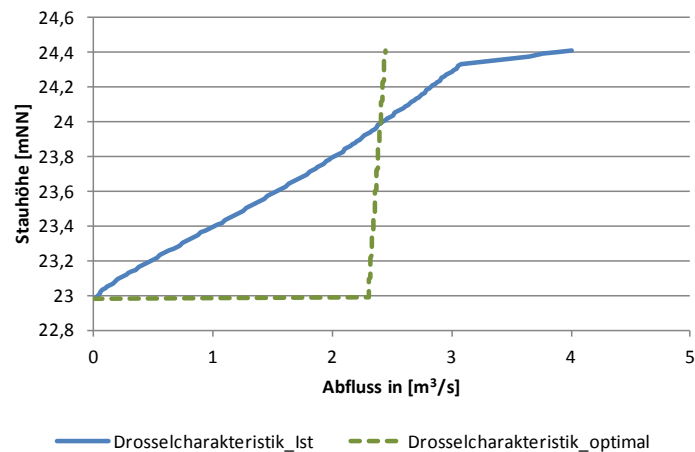


Abbildung 34: Beispiel für eine Optimierte WQ-Beziehung des RHB Blakshörn (Berner Au).

Drosselabfluss gewählt, bleibt dagegen ein Teil des Retentionsvolumens ungenutzt. Der Schwierigkeit sehr unterschiedlicher Scheitelabminderungen bei unterschiedlichen Hochwasserverläufen wurde in dieser Untersuchung so begegnet, dass Dämpfung_{IST} und Dämpfung_{OPT} für viele unterschiedliche Zuflussganglinien bestimmt wurden, um aus deren Mittelwerten eine Scheitelabminderung zu berechnen.

Um Fülle und Form der Zuflussganglinien für die Teileinzugsgebiete der Staubereiche in realistischer Weise anzunähern, wurden Pegel- und Niederschlagsdaten der Hochwasserereignisse a) bis f) aus Abbildung 10 ausgewertet. Die Ereignisse des Hochwassertyps 1 wurden gewählt, weil sie zum einen die am häufigsten auftretenden Hochwasser sind (vgl. Kapitel 5.2.2) und sich bei diesen die Niederschlagsmenge gut in Verhältnis zur Abflussmenge setzen lässt, um Abflussbeiwerte abzuleiten. Bei diesen Ereignissen fallen die auslösenden Niederschläge in der Regel von höchstens vier Stunden. Innerhalb von zwei bis drei Stunden nach dem Niederschlagsmaximum hat der Hochwasserscheitel die Pegel in der Regel durchlaufen. Im Fall von Hochwasserereignis a) setzt nach 15 Stunden erneut Niederschlag ein. Da die Hochwasserwelle aber nach 15 Stunden bei allen Ereignissen weitgehend abgelaufen war, wurde dieser Zeitraum zur Ermittlung der Abflussbeiwerte herangezogen.

Die Abflussbeiwerte wurden als Quotient der Niederschlagsfülle und der Abflussfülle errechnet. Zur Ermittlung der Niederschlagsfülle [m³] wurde die Fläche des Einzugsgebietes [m²] mit der Niederschlagsmenge [mm] multipliziert. Die Niederschlagsmenge des Ereignisses wurde für einen vierstündigen Zeitraum anhand der Messdaten der Stationen Fuhlsbüttel und Jenfeld ermittelt, wobei die 5-Minuten Messwerte zu Stunden-Intervallen diskretisiert wurden. Lagen Daten für die Stationen Fuhlsbüttel und Jenfeld vor, wurde der jeweils größere Stundenwert zur Berechnung der Niederschlagsmenge verwendet. Die Abflussfülle [m³] wurde aus den in Stundenintervallen

vorliegenden Abflussdaten [m³/s] der Pegel für den 15-Stunden-Zeitraum [s] errechnet. Um lediglich den direkt durch das Niederschlagsereignis ausgelösten Anteil des Abflusses zu erfassen, wurde der vorlaufende Basis-Abfluss von den Abflusswerten des 15-Stunden-Zeitraums abgezogen²².

Tabelle 28 zeigt in Spalte 4 die auf diese Weise erhaltenen 15-h-Abflussbeiwerte. Anhand der Eigenschaften „Versiegelungsgrad“ (Spalte 3) und „Größe“ (Spalte 2) wurden Modell-Abflussbeiwerte und Korrekturfaktoren aufgestellt (Tabelle 29 und Tabelle 30). Die Modell-Abflussbeiwerte orientieren sich an der Versiegelung und würden ohne Größenkorrektur – teils deutlich – zu einer Überschätzung des Abflusses führen. In Spalte 5 von Tabelle 28 werden die für die Pegel über Tabelle 29 und Tabelle 30 berechneten größenkorrigierten Modell-Abflussbeiwerte den ermittelten Abflussbeiwerten gegenübergestellt. Auch hier zeigt sich, dass die Modell-Abflussbeiwerte tendenziell im oberen Bereich der ermittelten Werte angesetzt sind. Damit wird der Annahme Rechnung getragen, dass bei großen Niederschlagsmengen sowohl mit einem Überschreiten der Infiltrationsleistung nicht versiegelter Flächen als auch mit einer Aufsättigung der Böden zu rechnen ist, die zu erhöhten Abflüssen von unversiegelten Flächen führt, die über die Kanalisation in das Gewässernetz getragen werden.

Tabelle 28: Für die Hauptpegel der Wandse ermittelte Abflussbeiwerte in Beziehung zu Größe und Versiegelung der Teileinzugsgebiete.

Teileinzugsgebiet (Pegel)	Größe [km²]	Versiegelung [%]	ermittelte 15-h-Abflussbeiwerte min./Median/max. [-] (Anzahl ausgewerteter Ganglinien)	größenkorrigierte Modell-Abflussbeiwerte [-]
Delingsdorfer Weg	24,5	5,1	0,001/0,014/0,024 (4)	0,080
Wilhelm-Grimm-Straße	41,2	8,9	0,031/0,061/0,077 (4)	0,060
Am Hohen Hause	66,1	21,6	0,029/0,063/0,152 (5)	0,125
Wandsbeker Allee	81,2	22,3	0,050/0,085/0,135 (6)	0,125

²² Zeigte die Ganglinie vor einsetzendem Regen einen z.B. einen Abflusswert von 2 m³/s und stieg dann auf höhere Werte an, wurden von allen Abflusswerten im Auswertungszeitraum 2 m³/s als vorhergehender Basisabfluss abgezogen.

Tabelle 29: Modell-Abflussbeiwerte zur Berechnung der Hochwasserfüllen in Teileinzugsgebieten in Abhängigkeit zum Versiegelungsgrad.

Versiegelungsgrad [%]	<5	5 - <10	10 - <20	20 - <30	30 - <40	≥40
15-h Modell-Abflussbeiwert [-]	0,05	0,10	0,20	0,25	0,35	0,45

Tabelle 30: Korrekturfaktoren zur Berechnung der Hochwasserfüllen in Teileinzugsgebieten in Abhängigkeit zu deren Größe.

Größe des Einzugsgebietes [km²]	<10	10 - <20	20 - <30	30 - < 40	40 - <60	≥ 60
Korrekturfaktor	1,0	0,9	0,8	0,7	0,6	0,5

Abschließend wurden die so erhaltenen Modell-Abflussbeiwerte noch einmal den mit der oben beschriebenen Methode ermittelten 15-h-Abflussbeiwerte der Ereignisse des Hochwassertyps 2 (Hochwasser aus ergiebigem Sommerniederschlag Abbildung 11, h) und i)) gegenübergestellt. Auch wenn bei diesen Ereignissen, die auf längere Niederschläge zurückgehen, der Hochwasserscheitel nach 15 Stunden noch nicht deutlich abgeklungen war, so zeigen auch deren 15-h-Abflussbeiwerte noch gute Übereinstimmung mit den Modell-Abflussbeiwerten.

Tabelle 31: Für die Hauptpegel der Wandse ermittelte Abflussbeiwerte in Beziehung zu Größe und Versiegelung der Teileinzugsgebiete.

Teileinzugsgebiet (Pegel)	größenkorrigierte Modell-Abflussbeiwerte [-]	ermittelte 15-h-Abflussbeiwerte [-] für die beiden Ereignisse des Hochwassertyps 2 [-] (min./max.)
Delingsdorfer Weg	0,080	0,007/0,044
Wilhelm-Grimm-Straße	0,060	0,049/0,106
Am Hohen Hause	0,125	0,094/0,127
Wandsbeker Allee	0,125	0,086/0,120

Tabelle 32: Füllen der 15-stündigen Zuflussganglinien für die Dämpfungsberechnung.

Staubereich	EZG-Fläche [km ²]	Versiegelung [%]	Abflussbeiwert [-]	Fülle 60 mm [m ³]	Fülle 80 mm [m ³]	Fülle 100 mm [m ³]	Fülle 120 mm [m ³]
<i>Wandse-Hauptlauf</i>							
Höltigbaum	18,7	1,1	0,045	50.490	67.320	84.150	100.980
Pulverhofteich	42,7	10,8	0,120	307.440	409.920	512.400	614.880
Nordmarkeich (Ölmühle)	67,0	22,2	0,125	502.500	670.000	837.500	1.005.000
Eichtalteich	74,8	24,6	0,125	561.000	748.000	935.000	1.122.000
Holzmillenteich	76,1	26,1	0,125	570.900	761.200	951.500	1.141.800
<i>Neurahlstedter Graben - Zufluss Wandse nach Höltigbaum vor Pulverhofteich</i>							
Boltzwischen	1,9	26,3	0,250	28.500	38.000	47.500	57.000
<i>Stellau - Zufluss Wandse nach Neurahlstedter Graben vor Pulverhofteich</i>							
Stellau	11,2	2,7	0,045	30.240	40.320	50.400	60.480
<i>Berner Au - Zufluss Wandse nach Pulverhofteich vor Nordmarkeich (Ölmühle)</i>							
Sasel	4,8	27,1	0,250	72.000	96.000	120.000	144.000
Blakshörn	9,1	35,2	0,350	191.100	254.800	318.500	382.200
Berne	15,1	39,7	0,315	285.390	380.520	475.650	570.780
Kupferteich	22,3	44,4	0,360	481.680	642.240	802.800	936.360
<i>Deepenhorngaben - Zufluss Berner Au nach Blakshörn vor Berne</i>							
Deepenhornteich	1,2	50,0	0,450	32.400	43.200	54.000	64.800
Berner Gutsteiche	3,1	51,6	0,450	83.700	111.600	139.500	167.400
<i>Rahlau - Zufluss Wandse nach Nordmarkeich (Ölmühle) vor Eichtalteich</i>							
Wilsonstraße	1,4	50,0	0,450	37.800	50.400	63.000	75.600
Hohenhorst	0,4	50,0	0,450	10.800	14.400	18.000	21.600
Jenfelder Moor	1,7	41,2	0,450	45.900	61.200	76.500	91.800

Für jeden Staubereich wurde anschließend über die Größe seines Einzugsgebietes und des Versiegelungsgrades mit Hilfe von Tabelle 29 und Tabelle 30 ein größenkorrigierter Modell-Abflussbeiwert bestimmt und danach Abflussfüllen für 15-stündige Zuflussganglinien berechnet, wie sie sich aus Niederschlagsmengen von 60 mm, 80 mm, 100 mm und 120 mm ergeben würden (Tabelle 32). Die gewählten Niederschlagsmengen entsprechen starken bis extremen Niederschlagsereignissen von wenigen Stunden Dauer (vgl. Tabelle 4).

Die Form der Zuflussganglinien wurde überwiegend ebenfalls aus den ausgewerteten Hochwasserereignissen a) bis f) aus Abbildung 10 gewonnen. Ziel war es, eine mög-

lichst große Diversität eingipfliger, zweigipfliger und kontinuierlicher Abflussmuster zu erhalten. Deshalb wurden die Ganglinien jedes Pegels herangezogen. Um eine auf verschiedene Füllen übertragbare Ganglinienform zu erhalten, wurden die Einzelwerte jedes Pegels prozentual zur Fülle des 15-stündigen Abflusses am Pegel berechnet (Tabelle 33). Auf diese Weise wurden 19 Abflussmuster erhalten. Kurze, sehr hohe Abflussspitzen, wie sie z.B. für kleine Einzugsgebiete realistischer sein können, konnten aus den Pegeln des Hauptlaufes überwiegend nicht gewonnen werden. Deshalb wurden zwei weitere synthetische Abflussmuster (Tabelle 33: No. 5 & 6) erstellt. Insgesamt standen hiernach 21 verschiedene Abflussmuster zur Verfügung, mit deren Hilfe unterschiedliche Abflussfüllen in unterschiedliche Zuflussganglinien aufgeteilt werden konnten. Abbildung 35 zeigt, dass die Abflussmaxima der Ganglinien in der Regel am Anfang liegen, teils aber auch bis etwa zur Mitte des 15-Stunden-Zeitraums auftreten können.

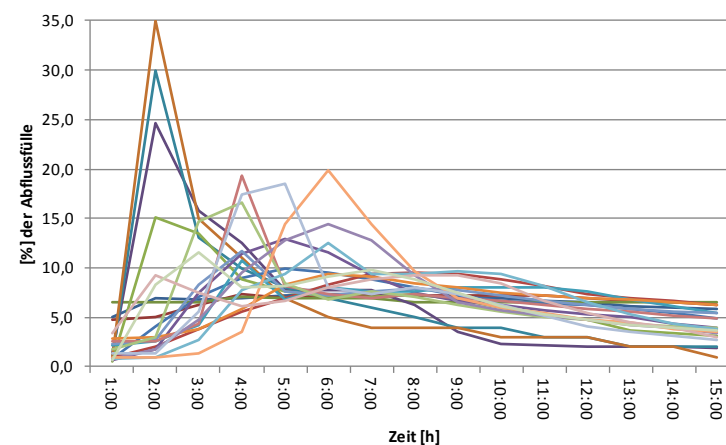


Abbildung 35: Form der zur Dämpfungsberechnung verwendeten Abflussmuster.

Tabelle 33: Prozentuale Verteilung der Abflussfülle innerhalb der zur Dämpfungsberechnung verwendeten Abflussmuster.

Zeit	No. 1	No. 2	No. 3	No. 4	No. 5	No. 6	No. 7	No. 8	No. 9	No. 10	No. 11	No. 12	No. 13	No. 14	No. 15	No. 16	No. 17	No. 18	No. 19	No. 20	No. 21
01:00	5,0	4,8	6,6	1,4	1,0	1,0	0,8	0,9	0,5	0,7	2,2	2,8	2,3	2,5	1,8	0,9	0,8	1,0	1,3	3,4	0,7
02:00	6,9	5,0	6,6	24,7	30,0	35,0	4,1	2,0	15,0	1,8	2,6	2,9	2,8	2,5	2,9	1,8	1,0	1,0	1,3	9,2	8,3
03:00	6,8	6,3	6,6	15,8	13,0	15,0	7,0	3,8	13,4	7,5	4,2	3,8	8,3	4,3	14,7	4,7	2,7	1,4	5,6	7,4	11,5
04:00	7,0	7,4	7,1	12,6	10,0	11,0	9,0	5,5	8,9	11,4	10,8	5,9	11,7	19,4	16,6	9,5	7,7	3,5	17,4	6,1	8,0
05:00	7,2	6,9	6,9	7,8	8,0	7,0	9,9	6,9	7,6	12,9	6,8	8,3	7,6	8,2	8,5	12,8	9,4	14,4	18,5	6,6	8,2
06:00	7,3	7,2	6,9	7,8	7,0	5,0	9,6	8,3	7,1	11,6	8,0	9,4	7,2	7,4	6,8	14,4	12,5	19,9	8,1	8,0	9,1
07:00	7,3	7,2	6,9	7,8	6,0	4,0	8,9	9,3	7,1	9,3	7,7	9,1	7,6	7,0	7,6	12,8	9,4	14,4	7,4	8,8	9,8
08:00	7,2	7,3	6,6	6,2	5,0	4,0	8,0	9,6	7,3	7,5	7,7	8,4	7,9	7,4	7,1	9,3	9,4	9,6	8,1	9,2	8,9
09:00	7,1	7,3	6,6	3,5	4,0	4,0	7,3	9,5	6,8	6,7	8,0	8,0	7,7	7,0	6,3	6,6	9,7	6,9	7,4	9,2	7,5
10:00	6,9	7,3	6,6	2,3	4,0	3,0	6,7	8,8	6,0	6,2	8,0	7,5	7,2	6,6	5,6	5,7	9,4	6,0	6,3	8,4	6,1
11:00	6,7	7,2	6,6	2,1	3,0	3,0	6,4	8,1	5,3	5,8	8,0	7,3	6,7	6,2	5,1	5,2	8,2	5,4	5,1	6,6	5,3
12:00	6,5	6,9	6,6	2,1	3,0	3,0	6,2	7,4	4,8	5,3	7,7	7,0	6,2	5,9	4,8	4,7	6,6	4,8	4,0	5,5	4,8
13:00	6,1	6,6	6,6	2,0	2,0	2,0	5,9	6,9	3,6	5,0	6,8	6,8	5,9	5,5	4,4	4,2	5,3	4,5	3,6	4,5	4,3
14:00	6,0	6,5	6,6	2,0	2,0	2,0	5,4	6,6	3,5	4,4	6,1	6,5	5,5	5,2	4,1	3,9	4,3	3,8	3,1	3,9	3,9
15:00	5,9	6,3	6,6	1,9	2,0	1,0	4,8	6,3	3,1	3,9	5,5	6,3	5,4	4,9	3,9	3,4	3,8	3,5	2,7	3,0	3,6

Mit Hilfe der Abflussmuster (Tabelle 33) und den Abflussfüllen (Tabelle 32) wurden für jeden Staubereich 4 mal 21 Zuflussganglinien für die Dämpfungsberechnung erstellt.

Die jeweiligen Dämpfungswerte im Ist-Zustand (Dämpfung_{IST}) wurden auf Basis der verfügbaren WQV-Beziehungen mit Hilfe der modifizierten Puls-Methode (Maniak 1993, S. 343 ff.) für jede der Ganglinien für stündliche Zeitschritte in einem Excel-Sheet errechnet. Teils wurden bei der Berechnung im Puls-Verfahren die Maximalwerte der WQV-Beziehungen überschritten. Es wurde jeweils ausgewertet, bei wie vielen der Zuflussganglinien es zu einer Überschreitung kommt. Da die WQV-Beziehungen in der Regel entweder bis zur maximalen Leistungsfähigkeit des Abflussbauwerkes aufgestellt werden²³, muss für diese Fälle mit einem weitgehend unkontrollierten Überlauf des Staubereiches gerechnet werden.

Zur Berechnung der Dämpfung im optimierten Zustand (Dämpfung_{OPT}) wurde für jede Ganglinie der optimierte Drosselabfluss (Q_{drosselOPT}) bestimmt. Q_{drosselOPT} wurde so

gewählt, dass nur 2/3 der in Tabelle 25 genannten Rückhaltevolumina ausgenutzt werden. Durch dieses Vorgehen soll ermöglicht werden, dass bei einer abschließenden Optimierung der WQ-Beziehung der Staubereiche noch ein Teil des Rückhaltevolumens zur Verfügung steht, der entweder dazu genutzt werden kann, um die zu erwartende Abflussverschärfung bei häufig auftretenden Hochwasserereignissen auf ein ökologisch verträgliches Maß zu dämpfen oder ggf. auch noch eine stärkere Drosselung zu erreichen.

Vor allem bei Ganglinien mit großen Abflussfüllen und gleichförmigen Abflussmustern kam es vor, dass Q_{drosselOPT} kleiner war als der Zufluss der letzten Stunde (Q_{zu(LetzteStunde)}) der Zuflussganglinie. In solchen Fällen wurde Dämpfung_{OPT} als

$$(Q_{zu(LetzteStunde)} - Q_{zu(max)}) / Q_{zu(max)}$$

berechnet. In allen anderen Fällen wurde Dämpfung_{OPT} als

$$(Q_{drosselOPT} - Q_{zu(max)}) / Q_{zu(max)}$$

berechnet.

²³ oder dem größten bislang für realistisch erachteten Abfluss

In der Auswertung werden die Dämpfungen für die vier unterschiedlichen Hochwasserfüllen zunächst getrennt betrachtet. Aus je 21 Werten für Dämpfung_{IST} und Dämpfung_{OPT} wurde ein Mittelwert berechnet, aus diesen beiden Mittelwerten wurde die erreichbare Scheitelabminderung bei der jeweiligen Hochwasserfülle berechnet (in den Ergebnistabellen wird dieser Wert mit Verbesserungsmöglichkeit bezeichnet). Abschließend wurde aus den vier Werten für die Scheitelabminderung erneut ein Mittelwert gebildet. Lag dieser Mittelwert unter -20 % Scheitelabminderung, wurde das Optimierungspotential mit „groß“ bewertet; lag der Mittelwert zwischen -10 % und -20 %, wurde das Optimierungspotential mit „mittel“ bezeichnet; lag er über -10 %, wurde das Optimierungspotential mit „gering“ bezeichnet.

9.4.3 Potentiale zur Verbesserung des ökologischen Zustands / Potentials

Für die Ermittlung von Aufwertungspotentialen mit Hinblick auf die Gewässerökologie wurde im Rahmen des Projektes von den Bearbeitern eine Auswertungsmethodik entworfen, die sich auf

- die verfügbaren Ergebnisse des WRRL-Monitoring (Fische und Makrozoobenthos),
- eine Bewertung der zu erwartenden funktionellen Beeinträchtigungen (Durchgängigkeit, Lebensraumverlust) des Fließgewässerlebensraumes

stützt.

Tabelle 34 fasst die Parameter und Schritte der Auswertungslogik zusammen, die im Folgenden kurz begründet werden. Für die Ermittlung des Aufwertungsbedarfes wurde auf die Bewertungen des ökologischen Zustands zurückgegriffen, da das jeweilige ökologische Potential für die einzelnen Qualitätskomponenten noch nicht abschließend bestimmt werden kann (vgl. Kapitel 5.3.2)

Der Index Saprobie im Makrozoobenthos-Bewertungsverfahren Perloides wurde als Parameter für die Gewässerqualität (v.a. Nährstoffe und Sauerstoffverfügbarkeit) gewählt ((1) und (3) in Tabelle 34). Der Index Litoral-Besiedler zeigt die Staubeeinflussung an ((2) und (4) in Tabelle 34) (BSU 2007). Aus dem filib-Verfahren wurde der Fisch-Regions-Index (FRI) gewählt, um den Anteil rheophiler (strömungsliebender) und stagnophiler (Stillgewässer bevorzugender) Fischarten abzubilden. Für kiesgeprägte Tieflandbäche sind z.B. Werte < 5 typisch. Eine Auswertung der Bewertung der Fischzönosen für unterhalb und oberhalb der Staubereiche war nicht möglich, da im Rahmen des Monitorings sehr lange Gewässerabschnitte befischt und zusammen ausgewertet wurden (BSU 2009, BSU 2009a, BSU 2009b, BSU 2009c).

Der Aufwertungsbedarf ((A) in Tabelle 34) wurde vorrangig anhand der Bewertungen für den Unterlauf der Becken ermittelt, da hier sowohl Beeinträchtigungen der Gewässerqualität als auch durch fehlende Durchgängigkeit auftreten. Da im Monitoring nach WRRL Einzelergebnisse der Qualitätskomponenten so aggregiert werden, dass jeweils der schlechteste Wert maßgeblich für die Gesamtbewertung ist, wurde diese Logik für die Ermittlung des Aufwertungsbedarfes ((A) in Tabelle 34) übernommen. Nur wenn für den Unterlauf keine Bewertungen vorliegen, wurde auf die Werte für den Oberlauf zurückgegriffen.

Tabelle 34: Zur Bewertung ökologischer Aufwertungspotentiale genutzte Parameter und dazugehörige Auswertungslogik.

Festgestellter ökologischer Zustand der umgebenden Wasserkörper nach Monitoring		
	oberhalb des Staubereichs	unterhalb des Staubereichs
Makrozoobenthos Saprobie	(1): nach Tabelle 35	(3): nach Tabelle 35
Makrozoobenthos Litoral-Besiedler	(2): nach Tabelle 35	(4): nach Tabelle 35
Fische (FRI)	(5): nach Tabelle 35	
Aufwertungsbedarf	(A): größter Wert aus (3), (4) und (5); wenn größter Wert aus (3), (4) und (5) gleich 0, dann größter Wert aus (1) und (2), Bezeichnung nach Tabelle 36	
Bewertung der Beeinträchtigung der Durchgängigkeit		
	für Fische	für Makrozoobenthos
Durchwanderbarkeit stromauf	(6): nach Tabelle 37	(10): nach Tabelle 37
Beeinträchtigung stromauf	(7): kleinster Wert aus (5) und (6)	(11): kleinster Wert aus (10) und größtem Wert aus (1) und (2)
Durchwanderbarkeit stromab	(8): nach Tabelle 37	(12): nach Tabelle 37
Beeinträchtigung stromab	(9): kleinster Wert aus (5) und (8)	(13): kleinster Wert aus (12) und größtem Wert aus (3) und (4)
Beeinträchtigung Durchwanderbarkeit	(14): größter Wert aus (7), (9), (11) und (13)	
unmittelbar stromauf anzubindende, offene Gewässerstrecke ([m])	(15): nach Tabelle 38	
Länge des stromaufliegenden Gewässernetzes gesamt ([m])	(16): nach Tabelle 38	
Aufwertungspotential	(B): kleinster Wert aus (14) und gerundetem Mittelwert aus (15) und (16), Bezeichnung nach Tabelle 39	
Bewertung des Lebensraumverlusts durch den Staubereich		
Verlust an Fließstrecke ([%] der Fließstrecke bis zum nächsten Staubereich)	(17): nach Tabelle 40	
Temperaturbelastung & mikrobielle Beeinflussung ([m ²] Oberfläche)	(18): nach Tabelle 41	
Aufwertungspotential	(C): gerundeter Mittelwert aus (17) und (18), Bezeichnung nach Tabelle 39	
Gesamtbewertung Optimierungspotential	(D): größter Wert aus (B) und (C), wenn größter Wert aus (B) und (C) größer als (A), dann (A), Bezeichnung nach Tabelle 39	

Erläuterungen:

- Jede Zelle der Tabelle ist im Sinne eines Referenzkürzels mit einer (Zahl) oder einem (Buchstaben) bezeichnet.
- *kursiv dargestellt:* Hilfszeilen zur Darstellung der Auswertungslogik, die nicht in den Ergebnistabellen gezeigt werden, die aber nötig sind, um die Auswertungslogik abbilden zu können.
- zum schnelleren Verständnis siehe ausgefüllte Tabelle am Beispiel des RHB Blakshörn in Tabelle 44

Bei der Auswertung der Beeinträchtigungen der Durchgängigkeit für Fische und Makrozoobenthos ((7), (9), (11) und (13) in Tabelle 34) erfolgte ein Abgleich mit den Bewertungen nach WRRL-Monitoring ((1) bis (5) in Tabelle 34). Wenn die Stärke der Beeinträchtigung über das WRRL-Monitoring nicht ebenfalls abgebildet wurde, wurden die Werte des WRRL-Monitorings übernommen, da das Monitoring die formal maßgebliche Bewertung stellt und ein darüber hinausgehender Aufwertungsbedarf nicht besteht²⁴.

Die Parameter „unmittelbar stromauf anzubindende, offene Gewässerstrecke“ ((15) in Tabelle 34) und „Länge des stromaufliegenden Gewässernetzes gesamt“ ((16) in Tabelle 34) wurden zur Ermittlung des Aufwertungspotentials bezüglich einer Verbesserung der Durchgängigkeit ((B) in Tabelle 34) herangezogen, um deutlich zu machen, an welchen Stellen im Gewässer-

²⁴ Sprich, selbst wenn ein offensichtlich völlig undurchgängiger Staubereich vorliegen würde, ergäbe sich kein Handlungsbedarf zur Verbesserung der Durchgängigkeit, wenn ober- und unterhalb der gute ökologische Zustand nachgewiesen werden kann. Für natürliche Gewässer wäre dieser Fall weitgehend ausgeschlossen, da das Monitoring durch das Ausfallen der über lange Distanzen wandernden Fischarten stets keine guten Ergebnisse erbringen sollte. Da Betrachtungsgegenstand künftig aber das ökologische Potential sein wird, sind solche Fälle denkbar.

netz mit Maßnahmen zur Verbesserung der Durchgängigkeit eine hohe Effektivität zu erwarten ist. Die „unmittelbar stromauf anzubindende, offene Gewässerstrecke“ zeigt, ob als unmittelbarer Nutzen durch eine Maßnahme ein längerer zusammenhängender und nicht verrohrter Gewässerlebensraum geschaffen werden kann. Die „Länge des stromauf liegenden Gewässernetzes gesamt“ ist dagegen ein Zeiger dafür, wie weit eine zusammenhängende Gewässerstrecke stromauf überhaupt noch durch weitere Maßnahmen geschaffen werden könnte.

Die detaillierten Ergebnisse entsprechend Tabelle 34 sind den Steckbriefen zu den einzelnen Staubereichen im Anhang²⁵ zu entnehmen. Für eine verkürzte Darstellung in Kapitel 9.5 wurde das Optimierungspotential nach

Tabelle 39 noch einmal wie folgt vereinfachend klassifiziert:

- gering: Werte 0, 1 und 2 (keines, geringfügig und gering)
- mittel: Wert 3 (mittel)
- groß: Werte 4 und 5 (hoch und sehr hoch)

Um die Auswertungslogik besser nachvollziehen zu können, liegt dem digitalen Anhang dieses Berichts die zur Auswertung erstellte Excel-Datei bei²⁶.

Tabelle 35: Bewertungsstufen für den ökologischen Zustand und für die Auswertung zugeordnete Werte.

Bewertungsstufe / Bezeichnung	Wert
n.v. (nicht verfügbar)	0
sehr gut	1
gut	2
mäßig	3
unbefriedigend	4
schlecht	5

²⁵ liegt nur einem Teil der gedruckten Auflage bei, kontaktieren Sie bitte bei Interesse die Autoren des Berichts.

²⁶ s. Fußnote 26

Tabelle 36: Aus dem ökologischen Zustand aggregierter Aufwertungsbedarf.

Aufwertungsbedarf / Bezeichnung	Wert
n.v. (nicht verfügbar)	0
minimal	1
gering	2
mittel	3
hoch	4
sehr hoch	5

Tabelle 37: Bewertung der Beeinträchtigung der Durchgängigkeit durch Staubauwerk / Staubereich in Anlehnung an MUNLV (2005 S. 83ff.).

Bewertung / Bezeichnung	Wert
kein Querbauwerk	0
geringfügig beeinträchtigt	1
gering beeinträchtigt	2
mäßig beeinträchtigt	3
erheblich beeinträchtigt	4
unpassierbar	5

Tabelle 38: Bewertung „unmittelbar stromauf anzubindende Gewässerstrecke“, „stromauf liegendes Gewässernetz“, „mit durch relatives Ranking mit Hilfe von Perzentilen.“

Bewertung / Bezeichnung	Wert	Perzentil	anzubindende Gewässerstrecke [m]	Gewässernetz stromauf [m]	Temperatur- und mikrobielle Belastung [m ²]
keine	0	0	0,0	0,0	0,0
minimal	1	0,1	0,6	24,1	51,5
gering	2	5	32,4	1.205,3	2.575,6
mittel	3	25	1.146,5	2.650,8	7.448,1
groß	4	50	2.736,0	8.951,5	10.276,5
sehr groß	5	75	4.784,5	34.291,3	26.098,7

Tabelle 39: Bezeichnungen der Aufwertungs- und Optimierungspotentiale.

Aufwertungspotential / Bezeichnung	Wert
keines / keine Staubeinträchtigung	0
minimal	1
gering	2
mittel	3
hoch	4
sehr hoch	5

Tabelle 40: Bewertung der Beeinträchtigung durch direkten Lebensraumverlustes durch den Rückstaubereich in Anlehnung an MUNLV (2005 S. 92 f.).

Rückstau in [%] der Fließstrecke bis zum nächsten Staubereich	Bewertung / Bezeichnung	Wert
0	keine	0
≤1	geringfügig	1
>1 bis ≤25	gering	2
>25 bis ≤50	mäßig	3
>50 bis ≤100	erheblich	4
=100	stark	5

Tabelle 41: Bewertung der Beeinträchtigung durch „Temperaturbelastung & mikrobielle Beeinflussung“ (in Abhängigkeit der Oberfläche des Staubereiches) durch relatives Ranking mit Hilfe von Perzentilen.

Bewertung / Bezeichnung	Wert	Perzentil	Oberfläche des Staubereiches [m ²]
keine	0	0	0,0
minimal	1	0,1	51,5
gering	2	5	2.575,6
mittel	3	25	7.448,1
groß	4	50	10.276,5
sehr groß	5	75	26.098,7

9.4.4 Wirksamkeitsabschätzung

Da die Potentiale Verbesserung der Dämpfung schwerer Hochwasserverläufe in Kapitel 9.4.2 direkt als Scheitelabminderung ermittelt werden, ist bei dieser Maßnahme eine darüber hinausgehende Wirksamkeitsabschätzung nicht erforderlich.

9.5 Ergebnisse der Potentialstudie

Abbildung 36 stellt die Untersuchungsergebnisse zusammenfassend und mit räumlichem Bezug dar. Es zeigt sich, dass die Aufwertungspotentiale bezüglich des Hochwasserrückhaltes vor allem bei Staubereichen in den Nebengewässern bestehen und vornehmlich in den Oberläufen große und mittlere Wirksamkeiten bei einer Optimierung zu erwarten sind. Bei fünf von 16 bewerteten Staubereichen wurde ein großes Aufwertungspotential (Scheitelabminderungen < -20 % erreichbar) ermittelt, bei drei Staubereichen ein mittleres (Scheitelabminderungen zwischen -10 % und -20 %) und bei elf Staubereichen ein geringes (> -10 % Scheitelabminderung).

Die Aufwertungspotentiale bezüglich der Gewässerökologie werden dagegen bei zehn der 16 untersuchten Staubereiche als „groß“ ermittelt, bei weiteren fünf als „mittel“ und nur bei einem Staubereich (RHB Hohenhorst) als „gering“. Die Bewertung ergibt vor allem bei den Staubereichen im Wandse-Hauptlauf sowie in den Nebengewässern mit größerer Fließstrecke (Berner Au und Stellau) große Potentiale.

Tabelle 42 ergänzt die Darstellung aus Abbildung 36 um detaillierte Berechnungsergebnisse zu erreichender Scheitelabminderungen (Verbesserungsmöglichkeit [%]) bei unterschiedlich starken Hochwasserverläufen. Betrachtet man hier die Spalte „Anzahl WQV-Ist-Zustand überschritten“, zeigt sich, dass vor allem bei den Staubereichen im Einzugsgebiet der Berner Au (Becken im Hauptlauf und Deepenhornteich)

Tabelle 42: Tabellarische Darstellung der Untersuchungsergebnisse mit Schwerpunkt auf den Berechnungen zur Scheitelabminderung.

	Höltig- baum	Pulver- hofteich	Nordmarkteich (Ölmühle)	Eichtal- teich	Holz müh- lenteich	Bolt- wischen	Stellau	Sasel	Blaks- hörn	Berne	Kupfer- teich	Deepen- hornteich	Berner Gutsteiche	Wilson- straße	Hohen- horst	Jenfelder Moore
Optimierungspotentiale																
bezüglich des Hochwasserrückhalts	groß	gering	gering	gering	gering	groß	mittel	groß	groß	mittel	gering	groß	gering	gering	mittel	gering
bezüglich der Gewässerökologie	groß	groß	groß	groß	groß	mittel	groß	groß	groß	groß	groß	mittel	mittel	mittel	gering	mittel
Kenngrößen der Staubereiche																
Einzugsgebietsgröße [km2]	18,70	42,70	67,00	74,80	76,12	1,90	11,20	4,80	9,10	15,10	22,30	1,20	3,10	1,40	0,40	1,70
versiegelter Anteil [%]	1,1	10,8	22,2	24,6	26,1	26,3	2,7	27,1	35,2	39,7	44,4	50,0	51,6	50,0	50,0	41,2
Abflussbeiwert* [-]	0,05	0,12	0,13	0,13	0,13	0,25	0,05	0,25	0,35	0,32	0,36	0,45	0,45	0,45	0,45	0,45
maximales Rückhaltevolumen [m3]	100.000	21.000	26.400	10.000	9.000	17.000	5.000	29.000	60.000	51.000	43.000	20.000	3.300	2.500	30.000	35.000
Optimierungspotential	groß	gering	gering	gering	gering	groß	mittel	groß	groß	mittel	gering	groß	gering	gering	mittel	gering
Untersuchung für Niederschlag mit 60 mm																
Fülle des Hochwassers** [m3]	50.490	307.440	502.500	561.000	570.900	28.500	30.240	72.000	191.100	285.390	481.680	32.400	83.700	37.800	10.800	45.900
Anzahl WVQ Ist-Zustand überschritten [-]	0	0	0	3	7	0	0	4	11	8	17	14	2	0	0	0
Scheitelabminderung Ist-Zustand [%]	-18,8	-6,0	-5,5	-4,1	-6,8	-24,4	-6,0	-33,0	-27,4	-11,6	-10,4	-47,7	-5,7	-9,5	-43,9	-45,9
mögliche Scheitelabminderung [%]	-61,7	-18,1	-15,5	-6,8	-6,0	-53,9	-27,7	-48,5	-44,5	-33,4	-21,6	-54,9	-11,4	-14,3	-60,5	-58,8
Verbesserungsmöglichkeit [%]	-42,9	-12,1	-10,0	-2,7	0,8	-29,5	-21,7	-15,5	-17,1	-21,8	-11,2	-7,2	-5,8	-4,8	-16,6	-12,9
Untersuchung für Niederschlag mit 80 mm																
Fülle des Hochwassers** [m3]	67.320	409.920	670.000	748.000	761.200	38.000	40.320	96.000	254.800	380.520	642.240	43.200	111.600	50.400	14.400	61.200
Anzahl WVQ Ist-Zustand überschritten [-]	0	1	2	7	10	2	0	21	21	15	21	21	6	1	0	0
Scheitelabminderung Ist-Zustand [%]	-19,6	-5,8	-5,5	-6,4	-7,8	-13,3	-5,7	-15,3	-13,5	-9,9	-9,9	-25,7	-6,9	-10,2	-48,0	-45,3
mögliche Scheitelabminderung [%]	-61,7	-15,1	-13,2	-5,4	-4,9	-49,0	-23,8	-43,4	-39,0	-27,9	-18,3	-50,3	-9,1	-13,0	-61,3	-54,5
Verbesserungsmöglichkeit [%]	-42,1	-9,3	-7,7	1,0	2,9	-35,7	-18,1	-28,2	-25,5	-18,0	-8,4	-24,6	-2,2	-2,7	-13,3	-9,2
Untersuchung für Niederschlag mit 100 mm																
Fülle des Hochwassers** [m3]	84.150	512.400	837.500	935.000	951.500	47.500	50.400	120.000	318.500	475.650	802.800	54.000	139.500	63.000	18.000	76.500
Anzahl WVQ Ist-Zustand überschritten [-]	0	6	5	9	16	6	0	21	21	18	21	21	9	3	0	0
Scheitelabminderung Ist-Zustand [%]	-22,0	-7,1	-6,3	-6,8	-9,0	-10,7	-5,4	-11,6	-11,1	-9,9	-9,9	-12,8	-7,8	-10,5	-51,5	-44,9
mögliche Scheitelabminderung [%]	-61,6	-13,0	-11,4	-4,4	-4,0	-45,1	-20,9	-38,9	-34,4	-24,3	-16,2	-45,7	-7,9	-11,0	-61,6	-50,7
Verbesserungsmöglichkeit [%]	-39,7	-6,0	-5,1	2,4	4,9	-34,4	-15,5	-27,3	-23,3	-14,4	-6,3	-32,9	-0,1	-0,5	-10,1	-5,8
Untersuchung für Niederschlag mit 120 mm																
Fülle des Hochwassers** [m3]	100.980	614.880	1.005.000	1.122.000	1.141.800	57.000	60.480	144.000	382.200	570.780	963.360	64.800	167.400	75.600	21.600	91.800
Anzahl WVQ Ist-Zustand überschritten [-]	0	8	8	13	18	8	0	21	21	21	21	21	13	5	0	0
Scheitelabminderung Ist-Zustand [%]	-25,3	-7,7	-7,4	-7,8	-9,2	-10,3	-5,1	-10,0	-10,0	-9,9	-9,9	-10,2	-8,5	-10,5	-54,4	-40,0
mögliche Scheitelabminderung [%]	-61,2	-11,6	-10,1	-4,0	-3,6	-42,3	-18,2	-35,5	-30,9	-21,6	-14,7	-43,5	-6,9	-9,6	-61,6	-47,6
Verbesserungsmöglichkeit [%]	-35,9	-3,9	-2,7	3,8	5,6	-31,9	-13,1	-25,5	-21,0	-11,7	-4,8	-33,3	1,7	0,9	-7,3	-7,6
* Anteil des Niederschlags, der innerhalb der ersten 15 Stunden über das Gerinne abfließt																
** innerhalb des betrachteten Zeitraums von 15 Stunden nach Starkregen																

mit einer Gefahr unkontrollierter Überläufe im Falle starker Hochwasser gerechnet werden sollte. Bereits bei einer Niederschlagsmenge von 80 mm kommt es bei fast allen untersuchten Ganglinien zu einer Überschreitung der für den Ist-Zustand ermittelten WQV-Beziehung.

Für jeden Staubereich wurde eine eigene Ergebnisauswertung für den Steckbrief des Staubereichs vorgenommen (Tabelle 43, Anhang²⁷). Diese Auswertung enthält, zusätzlich zu den in Tabelle 42 für alle Staubereiche zusammengefassten Ergebnissen, Angaben zu den Scheitelabflüssen der untersuchten Zuflussganglinien $Q_{zu(max)}$ mit denen eine vergleichende Bewertung der gewählten Methodik zu anderen Untersuchungen vereinfacht werden soll.

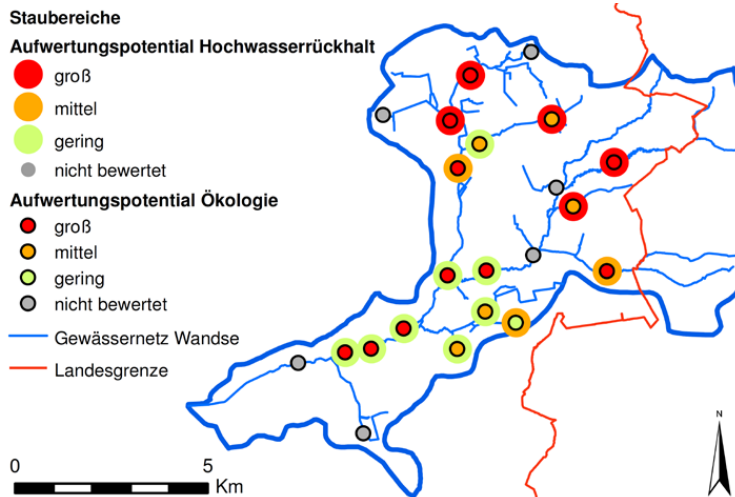


Abbildung 36: Lage der Staubereiche und deren Aufwertungspotentiale bezüglich Hochwasserrückhalt und Gewässerökologie.

²⁷ liegt nur einem Teil der gedruckten Auflage bei, kontaktieren Sie bitte bei Interesse die Autoren des Berichts.

Tabelle 43: Ergebnisdarstellung der Optimierungspotentiale bezüglich der Abminderung schwerer Hochwasser aus den Steckbriefen im Anhang am Beispiel des Staubereiches Blakshörn.

Größe des Einzugsgebietes [km ²]	9,1			
versiegelter Anteil [%]	35,2			
maximales Rückhaltevolumen [m ³]	60.000			
Niederschlagssumme [mm]	60	80	100	120
Fülle [m ³]	191.100	254.800	318.500	382.200
untersuchte Scheitelabflüsse [m ³ /s] (min/mittel/max)	3,78/7,91/18,58	5,04/10,54/24,77	6,30/13,18/30,97	7,55/15,81/37,16
Anzahl Überschreitung WQV [-]	11	21	21	21
Scheitelabminderung Ist-Zustand [%]	-27,4	-13,5	-11,1	-10
Scheitelabminderung möglich [%]	-44,5	-39	-34,4	-30,9
Verbesserung [%]	-17,1	-25,5	-23,3	-20,9
Bewertung Optimierungspotential bezüglich Hochwasserrückhalt	hoch			
Bewertung Optimierungspotential bezüglich Überlauf	hoch			

Abschließend wird auf die detaillierten Darstellungen der Bewertung der Optimierungspotentiale bezüglich der Gewässerökologie verwiesen, wie sie den Steckbriefen der Staubereiche entnommen werden können und beispielhaft in Tabelle 44 gezeigt sind²⁸.

²⁸ siehe Fußnote 27

Tabelle 44: Ergebnisdarstellung der Optimierungspotentiale bezüglich der Gewässerökologie aus den Steckbriefen im Anhang am Beispiel des Staubereiches Blakshörn.

Festgestellter ökologischer Zustand der umgebenden Wasserkörper nach Monitoring		
	oberhalb des Staubereichs	unterhalb des Staubereichs
Makrozoobenthos Saprobie	n.v.	unbefriedigend
Makrozoobenthos Litoral-Besiedler	n.v.	mäßig
Fische (FRI)	schlecht (6,66)	
Aufwertungsbedarf	sehr hoch	
Bewertung der Beeinträchtigung der Durchgängigkeit		
	für Fische	für Makrozoobenthos
Durchwanderbarkeit stromauf	unpassierbar	unpassierbar
Durchwanderbarkeit stromab	gering beeinträchtigt	erheblich beeinträchtigt
unmittelbar stromauf anzubindende, offene Gewässerstrecke [m]	groß (4.420)	
Länge des stromauffliegenden Gewässernetzes gesamt [m]	groß (13.287)	
Aufwertungspotential	hoch	
Bewertung des Lebensraumverlusts durch den Staubereich		
Verlust an Fließstrecke ([%] der Fließstrecke bis zum nächsten Staubereich)	gering (15,00)	
Temperaturbelastung & mikrobielle Beeinflussung ([m ² Oberfläche])	stark (33.100)	
Aufwertungspotential	mittel	
Gesamtbewertung Optimierungspotential	hoch	

9.6 Diskussion

Die Ergebnisse zur Bewertung der Optimierungspotentiale bezüglich des Rückhaltes schwerer Hochwasser ($\geq HQ_{200}$) sind sicherlich dahin gehend zu hinterfragen, ob alle untersuchten Zuflussganglinien realistisch für den jeweiligen Staubereich sind. Während das Auftreten (sehr) hoher Abflussspitzen in den Abflussmustern nur für kleine Einzugsgebiete als realistisch vermutet werden kann, können zweigipfelige Abflussmuster nur dann erwartet werden, wenn ein Zusammenfluss aus zwei Teilinzugsgebieten erfolgt oder das Niederschlagsmuster zwei Abflusspeaks entstehen

lässt. Eingipfelige Abflüsse ohne starken Peak sind tendenziell eher für Staubereiche zu erwarten, bei denen Abflussspitzen durch die Gewässer- und Seeretention bereits abgeschwächt und verzögert wurden. Pegelraten, mit denen typische Abflussmuster für eingegrenzt werden könnten, existieren nicht für alle Staubereiche.

Andererseits stellt sich die Frage, ob im Rahmen einer orientierenden Potentialuntersuchung eine Eingrenzung auf typische Abflussmuster sinnvoll ist. Es sollen ja gerade Staubereiche identifiziert werden, die auch bei unterschiedlichen Hochwasserverläufen für eine Optimierung geeignet sind. Denn angesichts der hohen zeitlichen und räumlichen Variabilität der Niederschläge muss immer mit unterschiedlichen Abflussmustern gerechnet werden. Das gewählte Untersuchungsdesign mit sehr unterschiedlichen Abflussmustern bei unterschiedlichen Füllen bringt dahingehend eine große Stabilität der Ergebnisse mit sich.

Dass die Optimierungspotentiale bezüglich des Hochwasserrückhaltes teils so deutlich ausfallen, muss zu einem Teil darauf zurückgeführt werden, dass der WQ-Beziehung im Ist-Zustand viele, jeweils optimale WQ-Beziehungen gegenübergestellt werden. Entscheidet man sich für eine Umgestaltung der Becken mit passiver Abflusssteuerung, wird man sich ebenfalls auf eine WQ-Beziehung festlegen müssen. Dabei ist zu erwarten, dass die ermittelten Scheitelabminderungen (Verbesserungsmöglichkeiten) sich in den meisten Fällen wahrscheinlich nicht vollständig in der in Tabelle 43 gezeigten Höhe realisieren lassen. Die durch diese Maßnahme erreichbaren Scheitelabminderungen sind vor allem in den Gewässerstrecken im Unterlauf der Becken wirksam. Ihre Wirksamkeit an anderen Stellen des Gewässernetzes kann mit der gewählten Untersuchungsmethode nicht bestimmt werden (siehe auch Kapitel 9.7).

Im SAWA-Projekt wurden auch mit Hilfe des N-A-Modells die Potentiale einer op-

timierten Bewirtschaftung der Staubereiche untersucht. Die hierbei errechneten Ergebnisse zeichnen ein anderes Bild. Lediglich für die Staubereiche Boltwischen, Hohenhorst, Jenfelder Moor und Ölmühlenteich wurden nennenswerte Optimierungspotentiale ermittelt. Die Modellierung unterscheidet sich stark von dem hier vorgestellten Ansatz. Wie auch bei den anderen Wirksamkeitsnachweisen mit dem N-A-Modell wurde nur ein Hochwasserverlauf untersucht (vgl. Kapitel 5.2.4 und 7.3.4). Zudem ist zu vermuten, dass sich die unterschiedlichen Ergebnisse auch darauf zurückführen lassen, dass die WQ-Beziehungen in der Modellierung anders angepasst wurden (Abbildung 37). Die WQ-Beziehung des Ist-Zustands wird unverändert übernommen, bis der gewählte Drosselabfluss erreicht wird. Dieses Vorgehen bedingt, dass die Staubereiche bei Erreichen der höheren Drosselabflüsse bereits weitgehend gefüllt sind. Somit bleibt ein großer Teil des verfügbaren Rückhaltevolumens für eine effektive Drosselung ungenutzt.

Trotz intensiver Bemühungen um den Abgleich von Methoden und Ergebnissen, gelang es nicht, den Hintergrund für die unterschiedlichen Ergebnisse zu ermitteln. Die Validität der Ergebnisse beider Untersuchungen kann an dieser Stelle nicht weiter geklärt werden. Zur abschließenden Klärung muss auf den Bericht der TUHH verwiesen werden, der zum Zeitpunkt der Erstellung dieses Berichts noch nicht vorlag. In Kapitel 9.7 werden weitere zu überprüfende Randbedingungen und die geeignete Modellstrukturen benannt, die, wenn bereits in der N-A-Modellierung berücksichtigt, ebenfalls Grund für die unterschiedlichen Ergebnisse sein können.

Aus Abbildung 38 (grau: Zuflussganglinie, rosa: Abflussganglinie Ist-Zustand, rot: Abflussganglinie bei optimiertem Drosselabfluss mit WQ-Beziehung aus Abbildung 34) ist zu erkennen, wie sich eine Veränderung der WQ-Beziehung auf die Abflussganglinie auswirkt, wenn nahezu übergangslos bei sehr geringer Wasserspiegellagenän-

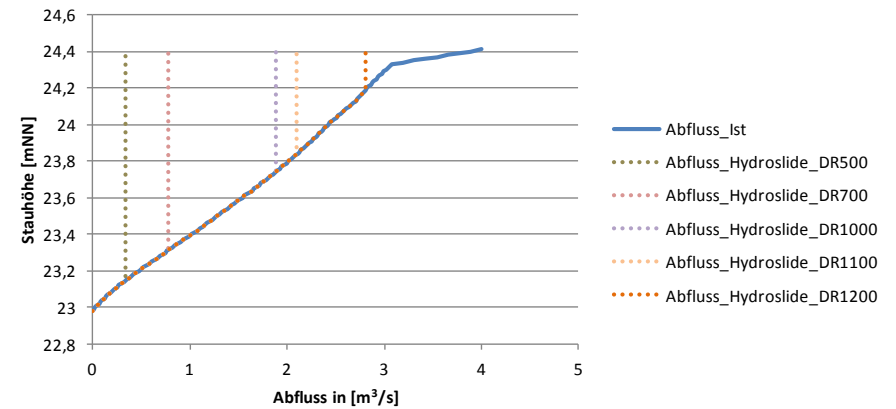


Abbildung 37: Vermutete Veränderung der WQV-Beziehungen in dem Untersuchungsdesign der TUHH am Beispiel Blakshörn.

derung ein optimierter Drosselabfluss eingestellt wird. Spitzen der Zuflussganglinie, die unterhalb des Drosselabflusses liegen, durchlaufen in diesem Modellfall fast unverzögert das Rückhaltebecken. Eine derartig extreme Drosselcharakteristik kann als passive Abflussteuerung voraussichtlich nicht realisiert werden. Dies ist vor allem aber auch aus Sicht der Gewässerökologie nicht anzustreben. Durch eine derartige Veränderung der Dämpfungswirkung der Staubereiche bestünde die Gefahr, dass die hydraulische Belastung zunimmt, vor allem in den direkt unterhalb der Staubereiche gelegenen Gewässerstrecken. Eine Optimierung der WQ-Beziehungen sollte deshalb so vorgenommen werden, dass ein Teil des zur Verfügung stehenden Rückhaltevolumens dazu verwendet wird, häufige auftretende Abflusszustände so abzumindern, dass eine Entwicklung der leitbildtypischen Lebensgemeinschaften nicht beeinträchtigt wird. Für die Entwicklung leitbildtypischer Lebensgemeinschaften sind dabei

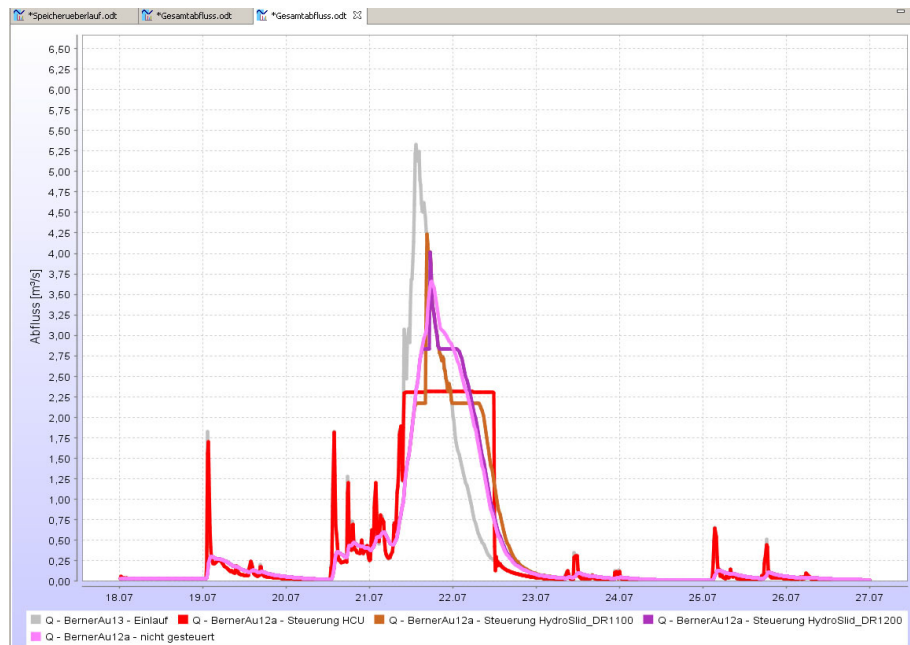


Abbildung 38: Zuflussganglinie und Abflussganglinien mit unterschiedlichen Veränderungen an den WQ-Beziehungen (Rechenergebnisse der TUHH mit Kalypso Hydrology).

die häufig auftretenden Abflusszustände maßgeblich, nicht der Verlauf schwerer und selten auftretender Hochwasser. Innerhalb der Populationszyklen der Tier- und Pflanzenarten sollten wiederholte schwere Schädigungen der Lebensgemeinschaften eines Gewässerabschnittes vermieden werden. Die durch Hochwasser verursachten Verluste von Individuen von Tier- und Pflanzenarten müssen durch Reproduktion und Wiederbesiedelung ausreichend kompensiert werden können. Da sich diese Thematik bereits zu Beginn der Untersuchungen abzeichnete, wurden die Berechnungen zur Optimierung der WQ-Beziehungen nur mit 2/3 des zur Verfügung stehenden Rück-

haltevolumens durchgeführt (vgl. Kapitel 9.4.2). Das restliche Drittel des Volumens sollte bei der Gestaltung der WQ-Beziehung möglichst so eingesetzt werden, dass kritische, häufig auftretende Abflusszustände auf ein möglichst unschädliches Maß reduziert werden können.

Die Ergebnisse der Ermittlung der ökologischen Aufwertungspotentiale sind von der gewählten Methode abhängig. Sie sollten als Vorschlag für ein Bewertungsverfahren bezeichnet werden, mit dem eine relative Effektivität von Maßnahmen zur Verringerung von Beeinträchtigungen durch Staubeinflussung in einem Fließgewässernetz (oder einem Ausschnitt) ermittelt werden kann. Dazu sei im Folgenden ausgeführt:

Die unterschiedliche Gesamtbewertung wird von der Bewertung der Aufwertungspotentiale bezüglich der Beeinträchtigungen der Durchgängigkeit und des Lebensraumverlustes und hier durch die Parameter „unmittelbar stromauf anzubindende, offene Gewässerstrecke“, „Länge des stromauf liegenden Gewässernetzes gesamt“ sowie „Temperaturbelastung & mikrobielle Beeinflussung“ (in Abhängigkeit der Oberfläche der Staubereiche) dominiert. Diese drei Parameter zeigen eine hohe Korrelation mit der Lage der Staubereiche im Gewässernetz (Unterlauf - Oberlauf). Da die Klassifizierungsgrenzen auf Basis von Perzentilen aus den Daten der Staubereiche gewonnen wurden, ergibt sich ein stark relatives Ranking mit hohen Bewertungen der Staubereiche im Unterlauf.

Die Beeinträchtigung der Durchwanderbarkeit ((14) in Tabelle 34) wird durch die Konsolidierung der Einzelparameter überwiegend als „hoch“ bewertet. Auch der direkte Lebensraumverlust durch den Aufstau (Verlust an Fließstrecke bis zum nächsten stromauf gelegenen Staubereich) ist in den meisten Fällen eher gering (< 25 % Fließstreckenverlust). Eine mäßige Beeinträchtigung tritt bei zwei Staubereichen („Eichtal-teich“ und „Nordmarkteich“) auf, eine erhebliche Beeinträchtigung bei nur einem

(„Holzmühlenteich“). Somit werden die Ergebnisse auch durch diesen Parameter nur wenig ausdifferenziert. Das gleiche gilt für den Aufwertungsbedarf, der sich aus den Ergebnissen des WRRM-Monitorings ableiten lässt ((A) in Tabelle 34), und der im Umfeld aller Staubereiche als „hoch“ bis „sehr hoch“ eingestuft wird. Vor dem Hintergrund der Erläuterungen in Kapitel 5.3 zu den bestehenden gewässerökologischen Defiziten überrascht dieses Teilergebnis jedoch nicht.

Zum Beispiel bietet es sich an, den Parameter „unmittelbar stromauf anzubindende, offene Gewässerstrecke“ erneut unter Berücksichtigung weiterer Querbauwerke (Brücken, Abstürze) zu ermitteln, die keine nennenswerten Rückstaubereiche haben, aber dennoch die Durchgängigkeit im Fließgewässernetz der Wandse unterbrechen.

9.7 Weiterführende Untersuchungsbedarfe

Vor einer Optimierung der WQ-Beziehungen sollte die Leistungsfähigkeit aller Gewässerstrecken ermittelt werden. Wenn bekannt ist, in welchen Abschnitten welche Abflussmengen ohne Rückstau schadlos abgeführt werden können, können auch die bestehenden Engstellen (in Gewässerstrecken oder an Durchlässen) gezielt berücksichtigt werden. Für die Optimierung der WQ-Beziehungen der Staubereiche können diese Engstellen einen Rahmen setzen. Gegebenenfalls kann es sinnvoll sein, sie mit weiteren Maßnahmen zu ertüchtigen.

Vor der Wahl einer Optimierungsstrategie sollten sehr unterschiedliche Hochwasserläufe mit Hilfe eines geeigneten Abflussmodells untersucht werden. Eine solche, von Sensitivitätsanalysen begleitete Untersuchung ist auch deshalb notwendig, weil es durch die Veränderung des Rückhalts in den Staubereichen je „nach Einzugsgebiet [...] durch ungünstige Überlagerung von Ganglinien aus beeinflussten und unbeeinflussten Gebietsteilen zu deutlichen Reduzierungen der Einzelwirkungen bis hin zu

Abflusserhöhungen kommen“ könnte (DWA 2006, S. 54). Da zu erwarten ist, dass der Abfluss schwerer Hochwasserereignisse im Untersuchungsgebiet deutlich von Rückstau beeinflusst ist, sollte hierfür ein Modellansatz gewählt werden, der dies in hohem Maße berücksichtigen kann.

Das bestehende Modell in Kalypso Hydrology erscheint hierfür nur sehr bedingt geeignet, insbesondere, weil dessen aufwändige Parametrierung Sensitivitätsanalysen erschwert. Wenn es selbst in einem Forschungsprojekt nicht gelingt, eine Quantifizierung der Wirksamkeit von Maßnahmen für mehrere Hochwasserereignisse durchzuführen, stellt sich die Frage, ob die für die Sicherheit behördlicher Planungen als notwendig erachteten Sensitivitätsanalysen überhaupt mit sinnvollem Aufwand durchführbar sind.

Durch die erhöhte Zahl verfügbarer Freiheitsgrade besteht gerade bei komplexen Niederschlags-Abflussmodellen eine erhöhte Gefahr einer Fehlparametrierung (Problem der Equifinalität, z.B. Uhlenbrok 1999, Li et al. 2009). Die vorgebliche Empirie physikalischer Modellansätze, wie sie z.B. in Kalypso implementiert ist, muss grundsätzlich kritisiert werden. Diese Kritik verstärkt sich vor dem Hintergrund, dass für das Untersuchungsgebiet Daten zur Kalibrierung in ausreichender Qualität nur eingeschränkt vorhanden sind. Auch bestehen Zweifel, ob eine derartig kleinräumige Modellstruktur angesichts des Einflusses von Skaleneffekten für zielgerichtete Aussagen auf der Ebene von größeren (Teil-)Einzugsgebieten geeignet sein kann. An dieser Stelle sei klargestellt, dass diese Ausführungen den Sinn von Niederschlags-Abflussmodellen nicht grundsätzlich in Frage stellen. Es soll nur einem weitgehend als pragmatisch und unkritischen beobachteten Umgang mit Berechnungsergebnissen aus Modellen entgegengetreten werden, der insbesondere als unangebracht empfunden wird, wenn die Ergebnisse nicht durch entsprechende Sensitivitätsanalysen verifiziert

wurden.

Als weiterer Untersuchungsbedarf stellt sich die Ermittlung von Anforderungen an Abflussregime dar, die einer Entwicklung leitbildtypischer Fließgewässerlebensgemeinschaften nicht entgegenstehen (Hütte 2000, S. 181 ff.). Durchflüsse und deren Auftretenshäufigkeit, die in einer Gewässerstrecke ohne nachhaltige und andauernde Schädigungen wertgebender Pflanzen- und Tierarten möglich sind, hängen dabei in hohem Maße von der Populationsökologie und der vorhandenen Gewässer- und Auenstruktur (Strahlpunkten zur Wiederbesiedlung) ab. Von daher können Synergieeffekte bei einer gleichzeitigen Umsetzung von Maßnahmen zur verstärkten Gewässerretention erwartet werden.

Wenn die Staubereiche als Hochwasserrückhaltebecken nach DIN 19700 anzusehen sind, ergeben sich für die Umgestaltung erhöhte Sicherheitsansprüche (DWA 2006, S. 53). Angesichts der zu erwartenden Überläufe einiger Becken im Rahmen schwerer Hochwasserverläufe sollten die solchen Fällen zuzuordnenden Risiken ermittelt und bewertet werden und gegebenenfalls zu einer Anpassung der Auslegung der Becken führen.

Staubereiche und deren umgebende Grünbereiche sind im städtischen Umfeld von besonderer landschaftsgestalterischer Bedeutung. Umgestaltungen können in hohem Maße die Belange von Freizeit und Erholung betreffen. Hier besteht ein Bedarf an Pilotprojekten, die zeigen, wie Staubereich und umgebende Grünbereiche multifunktional und ästhetisch gestaltet werden können (vgl. Kapitel 8.6).

10 Zusammenfassende Betrachtung der Retentionspotentiale und Ausblick

Die vorgestellten Untersuchungen zeigen, dass Maßnahmen der Hochwasservorsorge im städtisch geprägten Einzugsgebiet der Wandse nennenswertes Potential bieten, bestehende Überschwemmungsgefahren in den nächsten Jahrzehnten zu verringern. Nach Einschätzung der Autoren lassen sich die Spitzenabflüsse extremer Hochwasser um mindestens 10 bis 20 % reduzieren, wenn die genannten Maßnahmen konsequent implementiert werden. Die Autoren halten diese Einschätzung für sehr vorsichtig und erwarten, dass je nach betrachtetem Gewässerabschnitt weitaus höhere Wirksamkeiten von bis zu 40 % erreichbar sind.

Alle drei untersuchten Maßnahmen sind hoch wirksam, um Hochwasser zu verringern, das aus kurzen, intensiven Regenereignissen entsteht und in kleinen, städtischen Einzugsgebieten die häufigste Gefahr von Überschwemmungen mit sich bringt. Da in Siedlungsgebieten der Abfluss im Gewässer direkt mit den Abflüssen des Kanalnetzes gekoppelt ist, lassen sich mit den genannten Maßnahmen nicht nur Schäden durch die Ausuferung aus den Fließgewässern vermeiden. Durch Reduktion des Rückstaus und insbesondere durch die Wirkung dezentraler Niederschlagswasserbewirtschaftung ist zu erwarten, dass sich Schäden durch Überflutungen aus dem Kanalnetz entscheidend verringern lassen.

Die vorgestellten Maßnahmen zur Hochwasservorsorge reichen zum Teil über den Einflussbereich der für die Gewässerbewirtschaftung zuständigen Stellen hinaus. Für eine verstärkte Integration wasserwirtschaftlicher Belange in vielen Bereichen der Stadtentwicklung zu werben, ist für Wasserbauer und Siedlungswasserwirtschaftler eine anspruchsvolle wie ungewohnte Aufgabe.

Durch eine integrierte Bewirtschaftung des Niederschlagswassers lassen sich Schäden durch Überschwemmungen deutlich verringern. Nach Ansicht der Autoren kann dabei ein großer Schritt zur Erreichung der ökologischen Ziele der Wasserrahmenrichtlinie getan werden. Angesichts der zu erwartenden Veränderungen der Niederschlagsmuster durch den Klimawandel bieten dezentrale Systeme zur Bewirtschaftung und Hochwasservorsorge mehr Flexibilität. Der so entstehende Mehrfachnutzen erscheint den Aufwand wert, mittel- bis langfristige Strategien zu einem anderen Umgang mit Niederschlagswasser in Siedlungsgebieten zu entwickeln und sukzessive umzusetzen. Die EG-Wasserrahmenrichtlinie und die Richtlinie zur Bewertung und zum Management von Hochwasserrisiken bieten durch ihre wiederkehrenden Bewertungs- und Planungszyklen ein hervorragendes administratives Instrumentarium, dezentrale Maßnahmen zur Hochwasservorsorge gemeinsam mit allen beteiligten und interessierten Parteien nach und nach zu implementieren.

11 Literatur

Aberle, J.; Järvelä, J.; Schonebohm, T.; Dittrich, A. (2010): „Widerstandsverhalten von Vegetation in Fließgewässern“ – In: Lüderitz, V.; Jüpner, R.; Dittrich, A. (Hrsg.): „Beiträge zum Institutskolloquium ‚Auswirkungen von Eingriffen in Fließgewässern‘“, Band 10 (2010) der Schriftenreihe des Instituts für Wasserwirtschaft und Ökotechnologie der Hochschule Magdeburg-Stendahl.

Ad-Hoc-Arbeitsgruppe Boden (2005): Bodenkundliche Kartieranleitung – 5. Auflage, Hannover.

Ahrens, J. (2004): „Softwaregestützte technisch-hydraulische und monetäre Bewertung von Druckrohrnetzen“ in: Wegener, T. (2004): „Rohrleitungen im Jahr der Technik“ – Vulkan Verlag, Essen.

Bauer, C. (2004): „Bestimmung der Retentionspotentiale naturnaher Maßnahmen im Gewässer und Aue mit hydraulischen Methoden“ – Kasseler Wasserbau-Mitteilungen Heft 16/2004 der Universität Kassel.

Bizer, K.; Even, C.; Knieling, J.; Stieß, I. (2009): „Zukunftsvorsorge in Stadtquartieren durch Nutzungszyklus-Management : Qualitäten entwickeln und Flächen sparen in Stadt und Region“ – Verlag Dorothea Rohn, Detmold.

Becker, M. & Wessels, K. (2007): Das Bewirtschaftungsinformationssystem Regenwasser. – In: KA - Korrespondenz Abwasser, Abfall 2007 (54) Nr. 6.

Bellefontaine, K. & Breitenbach, H. (2008): „Auswirkungen der demografischen Entwicklung auf die Gebührenkalkulation und die Gebührenentwicklung in der Wasserwirtschaft“ – in: KA Korrespondenz Abwasser, Abfall; Bd. 55.2008, 9, S. 996-1001; Hennef.

Berlekamp, L.-R. & Pranzas, N. (1992): Erfassung und Bewertung von Bodenversiegelungen unter hydrologisch-stadtplanerischen Aspekten am Beispiel eines Teilraums von Hamburg. – Dissertation an der Universität Hamburg.

BMBF (2007): Retentionsfähigkeit von Gewässernetzen. – Abschlussbericht im RI-MAX-Projekt (Risikomanagement extremer Hochwasserereignisse), Förderkennzeichen 0330687.

BSU (2004): „Landesinterner Bericht zum Bearbeitungsgebiet Alster Bestandsaufnahme und Erstbewertung (Anhang II/Anhang IV der WRRL)“ – Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt der Freien und Hansestadt Hamburg.

BSU (2005): „Übersetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) - Zusammenfassender Bericht über die Hamburger Bearbeitungsgebiete“ – Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt der Freien und Hansestadt Hamburg.

BSU (2007): Die Oberflächenwasserkörper al_12, al_13 & al_16 Wandse mit Stellau, Berner Au und Eilbekkanal (FH Hamburg) - Untersuchung der biologischen Qualitätskomponente Benthische wirbellose Fauna gemäß EG-Wasserrahmenrichtlinie.“ – Gutachten der Arbeitsgemeinschaft Wasserrahmenrichtlinie - Hamburger Oberflächengewässer im Auftrag der Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt der Freien und Hansestadt Hamburg, Amt für Umweltschutz, Gewässer und Bodenschutz.

BSU (2009): „Fischbestandskundliche Untersuchungen und ökologische Bewertung der Fischfauna gemäß EG-Wasserrahmenrichtlinie - Die Wandse oberhalb des RHB Höltingbaum in Hamburg“ – Gutachten des Büros für Fisch- und Gewässerökologie limnobios im Auftrag der Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt der Freien und Hansestadt Hamburg, Amt für Umweltschutz, Gewässer und Bodenschutz.

BSU (2009a): „Fischbestandskundliche Untersuchungen und ökologische Bewertung der Fischfauna gemäß EG-Wasserrahmenrichtlinie - Die Wandse unterhalb des RHB Höltingbaum in Hamburg“ – Gutachten des Büros für Fisch- und Gewässerökologie limnobios im Auftrag der Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt der Freien und Hansestadt Hamburg, Amt für Umweltschutz, Gewässer und Bodenschutz.

BSU (2009b): „Fischbestandskundliche Untersuchungen und ökologische Bewertung der Fischfauna gemäß EG-Wasserrahmenrichtlinie - Die Stellau in Hamburg“ – Gutachten des Büros für Fisch- und Gewässerökologie limnobios im Auftrag der Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt der Freien und Hansestadt Hamburg, Amt für Umweltschutz, Gewässer und Bodenschutz.

BSU (2009c): „Fischbestandskundliche Untersuchungen und ökologische Bewertung der Fischfauna gemäß EG-Wasserrahmenrichtlinie - Die Berner Au“ – Gutachten des Büros für Fisch- und Gewässerökologie limnobios im Auftrag der Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt der Freien und Hansestadt Hamburg, Amt für Umweltschutz, Gewässer und Bodenschutz.

BSU (2009d): „Maßnahmenplanung und –priorisierung zur Umsetzung der EG-WRRRL an Hamburger Vorranggewässern, Wasserkörper „al_12“ und „al_13“ (Wandse)“ – Bericht von BWS GmbH und Planula im Auftrag der Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt der Freien und Hansestadt Hamburg, Amt für Umweltschutz, Gewässer und Bodenschutz.

BSU (2010): „Beitrag der Freien und Hansestadt Hamburg zum Bewirtschaftungsplan nach Artikel 13 der Richtlinie 2000/60/EG der Flussgebietsgemeinschaft Elbe“ – Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt der Freien und Hansestadt Hamburg; Download unter <http://www.hamburg.de/wrrl/2399422/aktuell-veroeffentlichung-bewirtschaftungsplan-hh.html>, zuletzt aufgerufen am 20.09.2011.

BUNR (2003): „Hydrologischer Atlas von Deutschland“ – Herausgegeben vom Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit.

Burghardt, W., Demuth, N.; Meuser, A. (1998): „Leitfaden Flächenhafte Niederschlagswasserversickerung“ – Landesamt für Wasserwirtschaft Rheinland-Pfalz in Zusammenarbeit mit der Universität-GH Essen; Download unter: <http://www.luwg.rlp.de/Service/Downloads/Wasserwirtschaft/Niederschlag/>, zuletzt aufgerufen am 14.11.2011)

Burghardt, W.; Mohs, B.; Winzig, G. (1999): „Regenwasserversickerung und Bodenschutz“ – Band 2 der Materialien des Bundesverbands Boden; Erich Schmidt Verlag, Berlin.

DETSTATIS (2009): „Öffentliche Wasserversorgung und Abwasserbeseitigung 2007“ – Fachserie 19 Reihe 2.1 des Statistischen Bundesamtes, Wiesbaden.

DWA (in Druck): „Entwicklung urbaner Fließgewässer – Teil 2: Maßnahmen und Beispiele der Umsetzung.“ – Merkblatt 609-2 der Deutschen Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V. (Hrsg.), Hennef.

DWA (2005): „Wertermittlung von Abwasseranlagen - Systematische Erfassung, Bewertung und Fortschreibung“ – Merkblatt 133 der Deutschen Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., Hennef.

DWA (2005): „Planung, Bau und Betrieb von Anlagen zur Versickerung von Niederschlagswasser“ – Arbeitsblatt A-138 der Deutschen Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., Hennef.

DWA (2006): „Dezentrale Maßnahmen zur Hochwasserminderung“ – Themen-Heft der Deutschen Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., Hennef.

DWA (2006a): „Leitlinien der integralen Siedlungsentwässerung“ – Arbeitsblatt A-100 der Deutschen Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., Hennef.

DWA (2007): „Handlungsempfehlungen zum Umgang mit Regenwasser“ – Merkblatt

DWA-M 153 der Deutschen Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., Hennef.

DWA (2008): „Arbeitshilfe Hochwasserschadensinformationen“ – Deutschen Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V., Hennef.

Ernst, T. & Dickhaut, W. (2011): „Mit Retentionspotentialkarten zur lokalen Wirksamkeitsabschätzung dezentraler Regenwasserbewirtschaftung“ – In: Wasser und Abfall, 13. Jahrgang, Heft 11, S. 14-20.

FGSV (2001): „Richtlinien für die Planung von Erhaltungsmaßnahmen an Straßenbefestigungen“ – Verlag der Forschungsgesellschaft für Straßen- und Verkehrswesen, Köln.

Fiedler, M. (2004): „Die umfassende Kanalsanierung - Vom Klodeckel bis zur Einleitung ins Gewässer“ – in: Wegener, T. (2004): „Rohrleitungen im Jahr der Technik“ – Vulkan Verlag, Essen.

FHH (2003): Bemessungsregen, Regenreihen der Freien und Hansestadt Hamburg zur Bemessung oberirdischer Gewässer und öffentlicher Abwasseranlagen. – Freie und Hansestadt Hamburg, Behörde für Bau und Verkehr, Amt für Bau und Betrieb, Abteilung Gewässer.

FLL (2008): „Richtlinie für die Planung, Ausführung und Pflege von Dachbegrünungen“ – Richtlinie der Forschungsgesellschaft Landschaftsentwicklung Landschaftsbau e.V. (FLL), Bonn.

Fürst, D. & Scholles, F. (2008): „Handbuch Theorien und Methoden der Raum- und Umweltplanung“ – Verlag Dorothea Rohn, Dortmund.

Grünewald, U.; et al. (2003): „Hochwasservorsorge in Deutschland – Lernen aus der Katastrophe 2002 im Elbegebiet“; Deutsches Komitee für Katastrophenvorsorge e.V.; Schriftenreihe des DKKV 29, Bonn.

Grüne Liga (o.J.): „Renaturierung der Isar in München“ – Steckbriefe zur WRRL-Umsetzung der Grünen Liga; Download unter: http://www.wrrl-info.de/docs/wrrl_steckbrief_isar.pdf; zuletzt aufgerufen am 22.11.2011.

Hack, H. & Roscher, H. (2008): „Rehabilitation von Rohrleitungen“ – Verlag der Bauhaus-Universität Weimar.

Hagemann, H. (2009): „Ein Portrait der Hamburger Rückhaltebecken mit ihren Vor- und Nachteilen für die Stadt und ihrer Ökologie“ – Diplomarbeit am Institut für Geographie der Universität Hamburg.

Hashemi & Friedrichsen (2011): „Tachymetrisches Gewässeraufmaß zur Beurteilung dezentraler Rückhaltmöglichkeiten von Abflüssen“ – Diplomarbeit an der HafenCity Universität Hamburg.

Hassler, U. & Kohler, N. (2004): „Das Verschwinden der Bauten des Industriezeitalters : Lebenszyklen industrieller Baubestände und Methoden transdisziplinärer Forschung“. – Wasmuth Verlag, Tübingen.

Hassler, U.; Kohler, N.; Wang, W. (1999): „Umbau : über die Zukunft des Baubestandes“ – Wasmuth Verlag, Tübingen.

Herwig, M. (2010): „Dezentrale Regenwasserbewirtschaftung in Straßenräumen mit unterschiedlicher Verkehrsbelastung im Einzugsgebiet der Wandse“ – Diplomarbeit an der HafenCity Universität Hamburg.

Hütte, M. (2000): „Ökologie und Wasserbau: ökologische Grundlagen von Gewässerverbauung und Wasserkraftnutzung.“ – Parey-Buchverlag im Blackwell Wissenschafts-Verlag Berlin; Wien.

Ickler, Ch. & Ernst, T. (2010): „Methoden zur Ermittlung von Grundlagen und Potentialen zur Umsetzung synergetischer Maßnahmen zur Gewässerbewirtschaftung im Einzugsgebiet Wandse mit Hilfe von GIS“ – Abschlussbericht methodischer Voruntersuchungen im Projekt SAWA; HafenCity Universität Hamburg; im digitalen Anhang zu diesem Bericht.

Jurleit, A. & Dickhaut, W. (2011): „Analyse des Projekts ‚Jenfelder Au‘ wasserwirtschaftliche und städtebauliche Zielsetzungen und Ergebnisse“ – Endbericht der HCU Hamburg Forschungsgruppe umweltgerechte Stadt- und Infrastrukturplanung im Rahmen des Projektes SWITCH.

Kaiser, M. (1998): Die Dortmunder Arbeitskarte zum Regenwassermanagement. Ein Instrument zur systematischen Nutzbarmachung vorliegender Daten und zur Integration der naturnahen Regenwasserbewirtschaftung in den städtischen Planungsprozess. – In: Zeitschrift für Kulturtechnik und Landentwicklung 39, S. 255-260, 1998.

Kaiser, M. (2004): Naturnahe Regenwasserbewirtschaftung als Baustein einer nachhaltigen Siedlungsentwicklung demonstriert mithilfe der Entwicklung und Umsetzung von Modellprojekten. – Dissertation vorgelegt an der Fakultät Raumplanung der Universität Dortmund.

Kausch (o.J.): Geotechnische Charakterisierung des Hamburger Baugrundes. – als Download verfügbar unter <http://www.hamburg.de/baugrund-start/> (zuletzt aufgerufen am 08.03.2011).

KompetenzNetzwerk Hamburg Wasser (2010): Karten für die Regenwasserbewirtschaftung. – In: Regenwassermanagement für Hamburg, Abschlussbericht, Hamburg.

LANUV (2011): „Strahlwirkungs- und Trittsteinkonzept in der Planungspraxis“ – Arbeitsblatt 16 des Landesamtes für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz Nordrhein-Westfalen; Recklinghausen; zum Download unter <http://www.lanuv.nrw.de/veroeffentlichungen/arbeitsblatt/arbla16/arbla16start.htm>; zuletzt aufgerufen am 29.11.2011

LAWA (2005): „Leitlinien zur Durchführung dynamischer Kostenvergleichsrechnungen“ – erarbeitet vom Unterausschuss Wirtschaftlichkeitsfragen in der Wasserwirtschaft der Bund-Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser; Kulturbuchverlag, Berlin.

LAWA (2008): „Standardisierter Maßnahmenkatalog für die Umsetzung der WRRL“ – erarbeitet von der Bund-Länder Arbeitsgemeinschaft Wasser aus: „Maßnahmenprogramm der Flussgebietsgemeinschaft Elbe, Anhang 1“; Download auf: <http://www.mugv.brandenburg.de/cms/detail.php/bb2.c.535448.de> (zuletzt aufgerufen am 19.10.2011).

LAWA (2010): „Empfehlungen zur Aufstellung von Hochwassergefahrenkarten und Hochwasserrisikokarten“ – Empfehlungen der Bund-Länder Arbeitsgemeinschaft Wasser beschlossen auf der 139. LAWA-VV am 25./26. März 2010 in Dresden; Download: http://www.lawa.de/documents/HWGK15062010_b72.pdf (letzte Überprüfung am 06.09.2011).

LAWA (2010a): „Empfehlungen zur Aufstellung von Hochwasserrisikomanagementplänen“ – Empfehlungen der Bund-Länder Arbeitsgemeinschaft Wasser beschlossen auf der 139. LAWA-VV am 25./26. März 2010 in Dresden; Download: http://www.lawa.de/documents/EmpfHWRMPI_25_260310_05f.pdf (letzte Überprüfung am 29.09.2011).

LSBG (2009): „Ermittlung und Neufestlegung von Überschwemmungsgebieten und überschwemmungsgefährdeten Gebieten für das Einzugsgebiet der Wandse“ – Projektbericht der EPK Ingenieure GbR im Auftrag des Landesbetriebs Straßen, Brücken und Gewässer der Freien und Hansestadt Hamburg.

LSBG (2009a): „Ermittlung und Darstellung der Überschwemmungsflächen an der Berner Au“ – Projektbericht der Golder Associates GmbH im Auftrag des Landesbetriebs Straßen, Brücken und Gewässer der Freien und Hansestadt Hamburg.

Li, L.; Xia, J.; Xu, C.; Chu, J.; Wang, R. (2009): „Analysis of the sources of equifinality in hydrological models using GLUE methodology.“ – In: Hydroinformatics in Hydrology and Water Resources (Proceedings of Symposium JS.4 at th Joint IAHS & IAH Convention, Hydrerabat, India) IAHS Publ. 331, 2009; S. 130-139.

Madsen, B. & Tent, L (2000): „Lebendige Bäche und Flüsse - Praxistipps zur Gewässerunterhaltung und zur Revitalisierung von Tieflandgewässern“ – Herausgegeben von der Edmund-Siemers-Stiftung, Hamburg; Libri Books on Demand, Norderstedt.

Maniak, U. (1993): Hydrologie und Wasserwirtschaft. – 3. Auflage, Springer Verlag, Berlin.

Marenbach, B. (2002): „Der Beitrag naturnaher Retentionsmaßnahmen in den Talauen zur Hochwasserdämpfung.“ – Fachgebiet Wasserbau und Wasserwirtschaft, Universität Kaiserslautern, Bericht 13.

Müller, U. (2010): „Hochwasserrisikomanagement – Theorie und Praxis“ – Vieweg und Teubner Verlag im Verlag Springer Fachmedien, Wiesbaden.

MUNLV (2001): „Pilotstudie zum Einfluss der Versickerung auf den Wasserhaushalt eines Stadtteils“ – Abschlussbericht der Westfälischen Wilhelms-Universität Münster (Prof. Dr. Coldewey) und der Universität Essen (Prof. Dr. Geiger) im Auftrag des Ministeriums für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen; Download unter <http://www.lanuv.nrw.de/wasser/abwasser/forschung/pdf/AbschlussberichtPilotPhasell.pdf>, zuletzt aufgerufen am 18.01.2012.

MUNLV (2005): „Handbuch Querbauwerke“ – Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen; Download unter <http://www.umwelt.nrw.de/umwelt/wasser/baeche/wehre/index.php>, zuletzt aufgerufen am 21.09.2011.

Pasche, E.; Ashley, R., Lawson, N., Schertzer, D. (2008): „Risk Assessment and Risk Management in Small Urban Catchments“ – CRUE Research Report No I-4.; www.crue-eranet.net.

Podraza, P. & Halle, M. (2006): „Gestaltung von Fließgewässern im urbanen Bereich“ – Vortragsfolien, zum Download unter <http://www.buero-stelzig.de/pdf/Podraza.pdf>; zuletzt aufgerufen am 22.11.2011.

Pottgiesser, T. & Sommerhäuser, M. (2008): „Beschreibung und Bewertung der deutschen Fließgewässertypen. Steckbriefe und Anhang.“ – Download möglich über <http://www.fliessgewaesserbewertung.de/download/typologie/>, zuletzt aufgerufen am 20.09.2011

Preuß, E (1975): „Infiltrationsmessungen zur Erstellung einer relativen Rangfolge schleswig-holsteinischer Böden im Hinblick auf ihre Versickerungseigenschaften im Rahmen hydrologischer Untersuchungen“ – Schriften des Naturwissenschaftlichen Vereins für Schleswig-Holstein, Band 45, S. 39-46, Kiel.

Prominski, M.; Stokman, A.; Stimberg, D.; Voermanek, H.; Zeller, S. (2010): Grenzen im Fluss. Ein fachübergreifender Forschungsansatz entwickelt Strategien zur prozessorientierten Gestaltung von Fließgewässern im urbanen Raum. In: Stadt + Grün 01/2010, S. 44 - 48

Richter, H. (2004): „Instandsetzung von Rohrleitungen“ – Vulkan Verlag, Essen.

Schmidt, T. (1997): „Regionalisierung maximierter Gebietsniederschläge in der Bundesrepublik Deutschland.“ – Mitteilungen des Deutschen Verbands für Wasserwirtschaft und Kulturbau e.V.; Heft 29; Bonn.

Schlottmann, P.; Sieker, H.; Zweynert, U.; Sieker, F. (2007): Zielgrößen und Anforderungen an die künftige Regenwasserbewirtschaftung in Neubau-, Erweiterungs- und Sanierungsgebieten, Teil II. – In: GWF Wasser Abwasser, 148 (2007) Nr. 1, S. 59 - 70.

SGL (2011): „Matrix Decision Support Tool for Evaluation of Environmental, Social and Economic Aspects of Land Use“ – Varia of the Swedish Geotechnical Institute, Linköping.

Sieker, F. (2002): Naturnahe Regenwasserbewirtschaftung in Siedlungsgebieten: Grundlagen und Anwendungsbeispiele - neue Entwicklungen. – expert verlag, Renningen.

Sieker, F.; Sieker, H.; Bandermann, S. (2010): Regenwasserbewirtschaftung auf Grundstücken nach DIN 1986-100:2008-05 unter Einbeziehung von Versickerungsmaßnahmen. – In: KA - Korrespondenz Abwasser, Abfall 2010 (57) Nr. 10.

Sommer, H. & Post, M. (2009): Dezentrale Behandlung von Straßenabflüssen, Übersicht verfügbarer Anlagen. – Bericht im Projekt urbanwatercycle im Auftrag der Freien und Hansestadt Hamburg, als Download verfügbar unter <http://www.hamburg.de/wasser/1678718/strassenabwasser-vortraege.html> (zuletzt aufgerufen am 8.03.2011).

Stemplewski, J.; Becker, M.; Raasch, U. (2010): Niederschlagswasser bewirtschaften statt beseitigen - ökologisch und wirtschaftlich sinnvoll. – In: KA - Korrespondenz Abwasser, Abfall 2010 (57) Nr. 10.

Stokmann, A. (2009): „Urbane Gewässerräume gestalten - Internationale Beispiele und übertragbare Strategien“ – Impulsvortrag auf der 3. Netzwerktagung des Netzwerk FluR am 29. und 30. Oktober 2009 in Osnabrück; zum Download unter http://www.netzwerk-flur.de/bilder/web/Netzwerktagung/3-Netzwerktagung/Stokman_Gestaltung-urbaner-Fliessgewaesser.pdf; zuletzt aufgerufen am 29.11.2011.

v. Storch, H. & Claussen, M. (2011): „Klimabericht für die Metropolregion Hamburg“ – Springer Verlag Berlin, Heidelberg.

TUHH (2012): „Titel unbekannt“, Dokumentation der Untersuchungen der TUHH zum Pilotprojekt „Erstellung eines Hochwasserrisikomanagement-Planes für das Einzugsgebiet der Wandse“ im Rahmen des SAWA-Projektes, Hamburg. (Erstellung nicht bestätigt)

UBA (2002): „Kosten-Wirksamkeitsanalyse von nachhaltigen Maßnahmen im Gewässerschutz“ – Texte 12/02 des Umweltbundesamtes, Berlin.

UBA (2004): „Grundlagen für die Auswahl der kosteneffizientesten Maßnahmenkombinationen zur Aufnahme in das Maßnahmenprogramm nach Artikel 11 der Wasserrahmenrichtlinie“ – Texte 02/04 des Umweltbundesamtes, Berlin.

Uhlenbrook, S. (1999): „Prediction uncertainty in conceptual rainfall-runoff models caused by problems in identifying model parameters and structure“ – In: Hydrological Sciences 44 (5) S. 779-797

Wintrich, S. (2009): Dezentrale Regenwasserbewirtschaftung in Siedlungsgebieten als Beitrag zum Hochwasserschutz - Untersuchungen zur Effizienz eines Retentionssystems am Beispiel des Neubaugebietes Trier-Petrisberg. – Dissertation an der Universität Trier.

Wolf, M. ; Sympher, K.-J.; Milojevic, N. (2004): „Werterhalt des Kanalnetzes durch ganzheitliche Sanierungsstrategie“ – in: Wegener, T. (2004): „Rohrleitungen im Jahr der Technik“ – Vulkan Verlag, Essen.

12 Bildnachweise

Abbildung 1: Grafik HCU Hamburg, Tobias Ernst, Jeannette Thamm

Abbildung 2: Grafik HCU Hamburg, Tobias Ernst;

Datengrundlagen: Einzugsgebietsgrenze Wandse, Stadtgrenze Hamburg, Gewässernetz Wandse, verrohrte Teilstrecken des Gewässernetzes, Staubereiche im Gewässernetz, Pegel im Hauptlauf

Abbildung 3, Abbildung 4: Foto HCU Hamburg, Tobias Ernst;
Foto HCU Hamburg, Tobias Ernst

Abbildung 5: Grafik HCU Hamburg, Tobias Ernst;
Datengrundlagen: Einzugsgebietsgrenze Wandse, Stadtgrenze Hamburg, Gewässernetz Wandse, Flurstücke, Baugrundübersicht 1:50.000

Abbildung 6: Grafik HCU Hamburg, Tobias Ernst;
Datengrundlagen: Einzugsgebietsgrenze Wandse, Stadtgrenze Hamburg, Gewässernetz Wandse, Flurstücke, Grundwasser-Flurabstandskarte des hydrologischen Nassjahres 1995

Abbildung 7: Grafik HCU Hamburg, Tobias Ernst;
Datengrundlagen: Einzugsgebietsgrenze Wandse, Stadtgrenze Hamburg, Gewässernetz Wandse, Flurstücke, Milieus nach Landschaftsprogramm, Verkehrsflächen nach Verkehrsbelastung

Abbildung 8: Grafik HCU Hamburg, Tobias Ernst;
Datengrundlagen: Einzugsgebietsgrenze Wandse, Stadtgrenze Hamburg, Gewässernetz Wandse, Flurstücke, Anteil versiegelter Flächen

Abbildung 9: Grafik HCU Hamburg, Tobias Ernst;
Datengrundlagen: Einzugsgebietsgrenze Wandse, Gewässernetz Wandse, Flurstücke, Gebäude, Grenze des Überschwemmungsgebietes bei HQ200

Abbildung 10, Abbildung 11, Abbildung 12: Grafik HCU Hamburg, Tobias Ernst, Jeannette Thamm;
Datengrundlagen: Pegeldaten, Niederschlagsdaten

Abbildung 13: Grafik HCU Hamburg, Tobias Ernst, Jeannette Thamm;
Datengrundlagen: Pegeldaten, modellierte Abflussganglinien aus Kalypso Hydrology

Abbildung 14, Abbildung 15, Abbildung 16: Foto HCU Hamburg, Tobias Ernst

Abbildung 17: Foto Anke Pfistner

Abbildung 18: Grafik LAWA (2010): „HWRM-Zyklus“

Abbildung 19: Grafik HCU Hamburg, Tobias Ernst

Abbildung 20: Grafik DWA (2008): „Schematische Darstellung der Fortpflanzung von Unschärfen bei Schadensabschätzungen“

Abbildung 21: Grafik HCU Hamburg, Tobias Ernst, Jeannette Thamm;
stark verändert in Anlehnung an DWA (2006): „Wirkungsweise volumenreduzierter Maßnahmen auf ein Hochwasserereignis“

Abbildung 22: Grafik HCU Hamburg, Tobias Ernst;
Datengrundlagen: Einzugsgebietsgrenze Wandse, Flurstücke, Anlagenvolumen je Flurstück

Abbildung 23: Grafik HCU Hamburg, Tobias Ernst;
Datengrundlagen: Einzugsgebietsgrenzen Wandse, Anlagenvolumen je Flurstück, Anteil abkoppelbarer versiegelter Flächen je Flurstück

Abbildung 24: Grafik HCU Hamburg, Tobias Ernst, Jeannette Thamm;
stark verändert in Anlehnung an DWA (2006): „Wirkungsweise wellenverformender Maßnahmen auf ein Hochwasserereignis“

Abbildung 25: Grafik HCU Hamburg, Jeannette Thamm, Tobias Ernst

Abbildung 26: Foto, Grafik DWA (in Druck): Foto: A. Müller, Grafik: © umweltbüro essen

Abbildung 27: Grafik DWA (2006, S. 43) „Scheitelabminderung $\Delta HQ/HQ$ für ausgewählte Berechnungsergebnisse von MARENBACH (2002)“

Abbildung 28: Grafik HCU Hamburg, Tobias Ernst;
Datengrundlagen: Einzugsgebietsgrenzen Wandse, Landesgrenze Hamburg, Endbewertungskarte Gewässerretention

Abbildung 29: Grafik HCU Hamburg, Tobias Ernst;
Datengrundlagen: Einzugsgebietsgrenzen Wandse, Landesgrenze Hamburg, DSGK 1:5000 Endbewertungskarte Gewässerretention

Abbildung 30: Foto HCU Hamburg, Jan Dawidzinski

Abbildung 31: Grafik , Tobias Ernst, Jeannette Thamm;
entsprechend DWA (2006): „Zulauf- und Ablaufganglinien bei einem Rückhaltebecken“

Abbildung 32: Grafik HCU Hamburg, Tobias Ernst;
Datengrundlagen: Einzugsgebietsgrenze Wandse, Stadtgrenze Hamburg, Gewässernetz Wandse, verrohrte Teilstrecken des Gewässernetzes, Staubereiche im Gewässernetz

Abbildung 33: Foto HCU Hamburg, Tobias Ernst

Abbildung 34: Grafik HCU Hamburg, Tobias Ernst
Datengrundlagen: WQV-Beziehung aus Kaypso N-A-Modell, optimierte WQV-Beziehung

Abbildung 35: Grafik HCU Hamburg, Tobias Ernst

Abbildung 36: Grafik HCU Hamburg, Tobias Ernst;
Datengrundlagen: Einzugsgebietsgrenze Wandse, Stadtgrenze Hamburg, Gewässernetz Wandse, Aufwertungspotentiale Staubereiche im Gewässernetz

Abbildung 37: Grafik HCU Hamburg, Tobias Ernst
Datengrundlagen: WQV-Beziehung aus Kaypso N-A-Modell

Abbildung 38: Grafik Technische Universität Hamburg-Harburg, Niloufar Behdzadnia
Datengrundlagen: Rechenergebnisse des Kaypso N-A-Modells

Titelbild: Auslassbauwerk am Mühlenteich
Foto HCU Hamburg, Tobias Ernst

Abbildung Rückseite: Hochwasserrückhaltebecken Berne
Foto HCU Hamburg, Tobias Ernst

13 Inhalte des digitalen Anhangs

Retentionspotentiale Dezentraler Regenwasserbewirtschaftung

- GIS-Daten Ergebnisse Retentionspotentialkarte DRWB

Potentiale erhöhter Gewässerretention

- GIS-Daten
- Karte Gewässerretention (2 pdf-Dateien, A0)
- Fotodokumentation (v.a. Brücken, Bauwerke der Wasserwirtschaft)

Retentionspotentiale durch optimierte Bewirtschaftung bestehender Staube- reiche

- Steckbriefe Staubereiche
- Fotodokumentation Staubereiche
- Excel-Tabelle Bewertung der ökologischen Optimierungspotentiale
- Pläne zu den Staubereichen aus dem Archiv des LSBG

Der digitale Anhang liegt nur einem Teil der Auflage des Abschlussberichtes bei. Bitte wenden Sie sich bei Interesse an einzelnen Inhalten an die Autoren des Berichtes.

Vielen Dank.

