



BMBF-PROJEKT STUCK

ABSCHLUSSBERICHT

2015–2019

Projektbericht Gewässer und Hochwasserschutz Nr. 01/2020

Sicherstellung der Entwässerung küstennaher, urbaner Räume unter Berücksichtigung des Klimawandels – das BMBF-Forschungsprojekt Stuck
Abschlussbericht 2015–2019



LSBG
Landesbetrieb Straßen,
Brücken und Gewässer
Hamburg



Hamburg



Abschlussbericht des Forschungsprojektes Stuck, Förderkennzeichen 033W031, gefördert vom Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) innerhalb des Förderschwerpunktes Nachhaltiges Wassermanagement (NaWaM).



Projektpartner:



Landesbetrieb Straßen, Brücken und Gewässer (LSBG)
Sachsenfeld 3–5, 20097 Hamburg
Prof. Dr. Gabriele Gönnert



Technische Universität Hamburg (TUHH)
Institut für Wasserbau
Denickestraße 22, 21073 Hamburg
Prof. Dr.-Ing. Peter Fröhle



hydro & meteo GmbH & Co. kg (h&m)
Breite Straße 6–8, 23552 Lübeck
Dr. Thomas Einfalt



Universität Hamburg (UHH)
Institut für Pflanzenwissenschaften und Mikrobiologie
Abteilung Angewandte Pflanzenökologie
Ohnhorststraße 18, 22609 Hamburg
Prof. Dr. Kai Jensen
Centrum für Erdsystemforschung und Nachhaltigkeit (CEN),
Institut für Bodenkunde
Allendeplatz 2, 20146 Hamburg
Prof. Dr. Annette Eschenbach



Hamburgisches WeltWirtschaftsinstitut gGmbH (HWWI)
Oberhafenstraße 1, 20097 Hamburg
Dr. Malte Jahn

© LSBG Hamburg 2020

Alle Rechte vorbehalten. Ohne ausdrückliche Prüfung und Genehmigung des LSBG ist es nicht gestattet, diesen dienstlichen Bericht oder Teile daraus zu veröffentlichen.

Inhalt

1	Einleitung.....	13
2	Naturräumliche Beschreibung der Modellregionen (LSBG)	16
2.1	Modellregion Kollau	17
2.2	Modellregion Dove-Elbe.....	20
2.3	Klima	26
3	Hochwassermanagement (AP 3, LSBG).....	27
3.1	Nationale Praxis von Binnenentwässerung und Hochwasserschutz in den Küstenländern.....	27
3.2	Praxis von Binnenentwässerung und Hochwasserschutz in Hamburg.....	28
3.3	Modellregion Kollau	30
3.3.1	Vorbeugender Hochwasserschutz.....	31
3.3.2	Technischer Hochwasserschutz.....	32
3.3.3	Operativer Hochwasserschutz	33
3.3.4	Statistische Auswertungen.....	33
3.4	Modellregion Dove-Elbe.....	34
3.4.1	Vorbeugender Hochwasserschutz.....	35
3.4.2	Technischer Hochwasserschutz.....	35
3.4.3	Operativer Hochwasserschutz	39
3.4.4	Statistische Auswertungen.....	42
4	Niederschlagsmessung und -vorhersage (AP 1, hydro & meteo).....	52
4.1	Meteorologische Daten und Produkte	52
4.1.1	Stationsmessdaten	52
4.1.2	Radardaten und Radardatenprodukte	53
4.1.3	Numerische Wettervorhersagedaten.....	54
4.2	Aufbereitung der Radarmessungen.....	55
4.2.1	Bodenechos	56
4.2.2	Strahlenfehler	56
4.2.3	Bildinterpolation.....	56
4.2.4	Korrekturbewertung.....	57
4.3	Aneichung	59
4.4	Niederschlagsvorhersagen	60
4.4.1	Ensemblevorhersagen.....	60

4.4.2	Nowcasts	60
4.4.3	Nowcast-Ensembles	61
4.4.4	Interpolierte Vorhersage	62
4.5	Untersuchung und Validierung	62
4.5.1	Indizes für die Bewertung der Vorhersagequalität	63
4.5.2	Allgemeine Auswertungen zur Vorhersagequalität	65
4.6	Vorhersagequalität für die Pegelwarnung	72
4.6.1	Vorhersagequalität der Nowcasts für die Pegelwarnung.....	72
4.6.2	Vorhersagequalität der COSMO-DE-EPS für die Pegelwarnung	74
4.6.3	Auswertungen zum Blending	76
4.6.4	Schlussfolgerungen	76
4.7	Kombinierte Niederschlagsvorhersagen – Umsetzung	77
4.7.1	Umsetzung des Blendings	77
4.7.2	Umsetzung der kombinierten Ensemblevorhersagen	78
4.7.3	Validierung der kombinierten Niederschlagsvorhersagen im Vergleich zu COSMO-DE	81
4.7.4	Ergebnisse für die Pegelwarnungen 2017	82
4.8	Der operationelle Testwarndienst	84
4.8.1	Daten und Methodik	84
4.8.2	Umsetzung des Testwarndienstes	86
4.8.3	Ergebnisse aus dem operationellen Betrieb des Testwarndienstes bis Oktober 2019	94
4.9	Abflussscheitelabschätzung mittels Vorfeuchteindex	98
4.10	Zusammenfassung	102
5	Hydrologie und Flächenmanagement (AP 2, TUHH).....	103
5.1	Ziel des Arbeitspaketes	103
5.2	Die N-A-Modelle der Modellregionen Kollau und Dove-Elbe.....	104
5.2.1	Das urbane N-A-Modell der Modellregion Kollau	104
5.2.2	Das tideabhängige N-A-Modell der Modellregion Dove-Elbe	105
5.2.3	Das urbane Schöpfwerksgebiet Moorfleet	115
5.2.4	Eingabedaten für die Gebietsmodelle und Anwendung KalypsoNA	115
5.3	Echtzeitbestimmung und Kurzzeitvorhersage von Abflüssen aus räumlich detaillierten Niederschlagsdaten (AP 2.1 und AP 2.4)	116
5.3.1	Implementierung des Modellansatzes zur Echtzeitvorhersage (AP 2.2).....	116
5.3.2	Echtzeitsimulationen des urbanen N-A-Modell der Modellregion Kollau (AP 2.2).....	119

5.3.3	Echtzeitsimulation des tideabhängigen N-A-Modells der Modellregion Dove-Elbe (AP 2.2).....	121
5.3.4	Implementierung der Kurzzeitvorhersage im hydrologisch-numerischen Modell (AP 2.4)	122
5.4	Auswertung der Ensemble Abflussvorhersagen des operationellen Modells TUHH	129
5.5	Ergebnisse der Entwicklung eines hydrologischen Modellansatzes zur Berücksichtigung von Steuerungsanlagen (AP 2.2)	133
5.5.1	Steuerungsfunktionen von Hochwasserrückhaltebecken.....	133
5.5.2	Steuerungsfunktionen in Abhängigkeit von wechselnden Wasserständen im Gewässer (Deichsiele, Schöpfwerke und Schleusen)	136
5.6	Ergebnisse der Entwicklung eines neuen hydrologischen Modellansatzes zur Abbildung des rückstaubeinflussten Flood Routings (AP 2.3).....	140
5.7	Zusammenfassung	146
6	Ökologie urbaner Fließgewässer (AP 4, Universität Hamburg)	148
6.1	Darstellung des IST-Zustands im Hinblick auf die EG-WRRL (AP 4.1).....	149
6.2	Zusammensetzung und Diversität der Vegetation (AP 4.2).....	150
6.2.1	Vegetationszusammensetzung urbaner, nicht-tidebeeinflusster Überschwemmungsflächen entlang der Kollau	151
6.2.2	Mittelfristige Vegetationsentwicklung urbaner, tidebeeinflusster Überschwemmungsflächen entlang der Dove-Elbe nach Verlust des Tideeinflusses	157
6.2.3	Kurzfristige Vegetationsentwicklung eines urbanen Hochwasserrückhaltebeckens an der Mühlenau nach Wiederherstellung der Retentionsfunktion	164
6.2.4	Vegetationszusammensetzung und Standortfaktoren kleiner, urbaner Hochwasser- und Regenrückhaltebecken in Hamburg	176
6.2.5	Bewertung der Ergebnisse	185
6.3	Kartierung und Analyse der Ressource Boden (AP 4.3)	188
6.3.1	Kollau	188
6.3.2	Dove-Elbe	190
6.3.3	Probennahme und Analysen	191
6.4	Kohlenstoff (AP 4.4)	193
6.4.1	Kurz- und mittelfristige Kohlenstofffestlegung in der Vegetation von urbanen, nicht-tidebeeinflussten Überschwemmungsflächen entlang der Kollau	194
6.4.2	Kohlenstoffpools in Böden von Überschwemmungsflächen	197
6.5	Bodenwasserhaushalt (AP 4.5).....	201

6.6	Schadstoffinventar (AP 4.6).....	206
6.7	Zusammenfassende Darstellung und Beurteilung der Ergebnisse.....	213
6.7.1	Vegetation.....	213
6.7.2	Boden.....	215
7	Umsetzung in den urbanen Modellregionen (AP 5, LSBG und AP 2.5, TUHH) ...	218
7.1	Managementmaßnahmen in der Modellregion Kollau.....	218
7.1.1	Vorhersagebasierte Steuerung von HRB.....	219
7.1.2	Drosselanpassung am HRB Steinwiesenweg.....	221
7.1.3	Betrieb des HRB Brookgraben als Trockenbecken.....	222
7.1.4	Umgestaltung aller Flachdächer zu Gründächern.....	225
7.1.5	Scheiteldämpfung durch Auenentwicklung.....	227
7.2	Managementszenarien in der Modellregion Dove-Elbe.....	230
7.2.1	Vorabsenkung durch Betriebsänderung des Deichsiels Tatenberg.....	231
7.2.2	Maximale Absenkung und maximaler Einstau der Dove-Elbe.....	232
7.2.3	Vorabsenkung durch Pumpbetrieb von Schöpfwerken (Gose-Elbe).....	233
7.2.4	Vorabsenkung durch Betriebsänderung des Deichsiels Tatenberg und Pumpbetrieb von Schöpfwerken.....	235
7.2.5	Schaffung von Speichervolumen im Vorland.....	236
7.2.6	Dezentrale Regenwasserbewirtschaftung Moorfleet.....	238
7.3	Integrierte vorhersagebasierte Managementkonzepte.....	241
7.3.1	Kollau.....	241
7.3.2	Dove-Elbe.....	242
8	Wandel und Anpassung in den Modellregionen (AP 5, LSBG und AP 2.5, TUHH)	246
8.1	Modellregion Kollau.....	247
8.1.1	Auswirkungen des Wandels.....	247
8.1.2	Umgestaltung von 22 Speicherelementen zu Trockenbecken.....	254
8.1.3	Drosselanpassung am HRB Steinwiesenweg.....	256
8.1.4	Umgestaltung aller Flachdächer zu Gründächern.....	257
8.1.5	Umgestaltung aller Flachdächer zu Gründächern und Drosselanpassung am HRB Steinwiesenweg.....	258
8.2	Modellregion Dove-Elbe.....	259
8.2.1	Auswirkungen des Wandels.....	260
8.2.2	Vorabsenkung durch Betriebsänderung des Deichsiels Tatenberg.....	263
8.2.3	Maximale Absenkung und maximaler Einstau der Dove-Elbe.....	264

8.2.4	Schaffung von Speichervolumen im Vorland.....	266
8.2.5	Dezentrale Regenwasserbewirtschaftung Moorfleet	268
8.3	Zusammenfassung	270
9	Ökonomische Analyse (AP 6, HWWI).....	272
9.1	Flächennutzungskonkurrenzen (AP 6.1)	272
9.1.1	Flächenentwicklung	273
9.1.2	Bodenversiegelung.....	277
9.1.3	Bedeutung der Hochwassersicherheit für Grundstückswerte	278
9.2	Ökosystemleistungen (ÖSL) (AP 6.2).....	279
9.2.1	Ökosystemleistungen urbaner Gewässer und deren Randbereiche	279
9.2.2	Bewertung von Ökosystemleistungen	282
9.3	Risikobetrachtungen (AP 6.3)	289
9.3.1	Methodik der Schadenspotenzialanalyse	289
9.3.2	Modellrechnungen für die Modellregionen.....	291
10	Kommunikation und Vernetzung (AP 7, hydro & meteo).....	299
10.1	Projektwebseite	299
10.2	FTP-Server.....	300
11	Projektmanagement (AP 8, LSBG)	301
11.1	Externe fachliche Vernetzung.....	301
11.1.1	Besuch von Tagungen, Kolloquien und Seminaren	301
11.1.2	Wissenschaftlicher Austausch	304
11.2	Interne fachliche Vernetzung.....	307
11.3	Veröffentlichungen, Publikationen und Präsentationen.....	315
11.3.1	Publikationen in peer-reviewed Journal.....	315
11.3.2	Publikationen in Journal.....	315
11.3.3	Berichte und Leitfäden.....	315
11.3.4	Studentische Arbeiten	316
11.3.5	Konferenzen.....	317
11.3.6	Seminare	320
12	Synopse	321
13	Literatur	327

Abkürzungsverzeichnis

A_{Eo}	Fläche des oberirdischen Einzugsgebiets
A_i	Von der Nutzungsart eingenommene Fläche
A_v	Insgesamt versiegelte Fläche
AKN	Altona-Kaltenkirchen-Neumünster Eisenbahn AG
ANOVA	analysis of variance
AP	Arbeitspaket
API	Antecedent Precipitation Index
APÖ	Abteilung für Angewandte Pflanzenökologie an der UHH
ARGE WRRL-HOF	Arbeitsgemeinschaft Wasserrahmenrichtlinie – Hamburger Oberflächengewässer
BBSR	Bundesinstitut für Bau-, Stadt- und Raumforschung
$\beta_{i,1}; \beta_{i,2}$	Parameter, die für die jeweilige Nutzungsarten ermittelt wurden
BGR	Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe
BHD	Brusthöhendurchmesser
BIP	Bruttoinlandsprodukt
BMBF	Bundesministerium für Bildung und Forschung
BMUB	Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz, Bau und Reaktorsicherheit
BMVI	Bundesministerium für Verkehr und digitale Infrastruktur
BNatSchG	Bundesnaturschutzgesetz
BSH	Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie
BUE	Behörde für Umwelt und Energie, Hamburg
BÜK	Bodenübersichtskarte
BWS	Bruttowertschöpfung
$C_{Anorg.}$	Anteil anorganischer Kohlenstoffe
$C_{Ges.}$	Anteil gesamter Kohlenstoff
$C_{Org.}$	Anteil organischer Kohlenstoff
CAPE	Convective Available Potential Energy
CDF	cumulative distribution function
COSMO	Consortium for Small Scale Modelling Europe
COSMO-DE	Regionales numerisches Wettervorhersagemodell des DWD; Abdeckung: Deutschland und Teile der Nachbarländer
COSMO-DE-EPS	s. COSMO-DE, zusätzlich Generierung von Ensemble-Membren durch Variationen im Vorhersagesystem (EPS = Ensemble Prediction System)
D	Dichtemaß als Quotient aus SuV und Fläche der tatsächlichen Nutzung
DCA	Detrended Correspondence Analysis
DFG	Deutsche Forschungsgemeinschaft
DGM	Digitales Geländemodell
DMG	Deutsche Meteorologische Gesellschaft
DRWBM	Dezentrale Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen

DWA	Deutscher Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e.V.
DWD	Deutscher Wetterdienst
EG-WRRL	Europäische Gemeinschaft-Wasserrahmenrichtlinie
EOX	Extrahierbare organisch gebundene Halogene
EPA	Eicosapentaensäure
ERAD	European Conference on Radar in Meteorology and Hydrology
EZG	Einzugsgebiet
F	Freiheitsgrade
FHH	Freie und Hansestadt Hamburg
FFH	Fauna-Flora-Habitat
FTP	File transfer protocol
GIS	Geoinformationssystem
GOF	Geländeoberfläche
HHQ	Höchster Hochwasserabfluss
HHW	Höchstes Hochwasser
H-N-Modell	Hydrodynamisch-Numerisches Modell
HPA	Hamburg Port Authority
HQ _x	Hochwasser mit einer Jährlichkeit von x
HRB	Hochwasserrückhaltebecken
HSD	Honestly Significant Difference
h&m	Hydro und Meteo GmbH & Co kg, Lübeck
HUSCO	Hamburg Urban Soil Climate Observatory (Forschungsprojekt)
HWWI	Hamburgisches WeltWirtschaftsinstitut gGmbH
HyFox	Improving Hydrometeorological Forecasting Using High-Resolution X-Band Radars (Forschungsprojekt)
i	Index für Nutzungsarten
IfB	Institut für Bodenforschung an der UHH
In_StröH-munG	Innovative Systemlösungen für ein transdisziplinäres und regionales ökologisches Hochwasserrisikomanagement und naturnahe Gewässerentwicklung (Forschungsprojekt)
IPCC	Intergovernmental Panel on Climate Change
IWASA	Internationales Wasserbausymposium Aachen
KAREL	KlimaAnpassung des Regenwassernetzes von Elmshorn und UmLand (Forschungsprojekt)
KLIMZUG	Klimawandel in Regionen zukunftsfähig gestalten (Forschungsprojekt)
KOGGE	Kommunale Gewässer gemeinschaftlich entwickeln im urbanen Raum (Forschungsprojekt)
KOSTRA	Koordinierte Starkniederschlags-Regionalisierungs Auswertungen
LAGA	Länderarbeitsgemeinschaft Abfall
LGV	Landesbetrieb Geoinformation und Vermessung, Hamburg
I. H.	Lichte Höhe

LKN	Landesbetrieb für Küstenschutz, Nationalpark und Meeresschutz des Landes Schleswig-Holstein
LLUR	Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume des Landes Schleswig-Holstein
LSBG	Landesbetrieb Straßen, Brücken und Gewässer, Hamburg
I. W.	Lichte Weite
MEA	Millenium Ecosystem Assessment
MHQ	Mittlerer Hochwasserabfluss
MHW	Mittleres Hochwasser
MKW	Mineralölkohlenwasserstoffe
MQ	Mittlerer Abfluss
MTHW	Mittleres Tidehochwasser
MTNW	Mittleres Tideniedrigwasser
MW	Mittelwasser[stand]
n	Anzahl
N-A-Modell	Niederschlag-Abfluss-Modell
NHN	Normalhöhennull
NLWKN	Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz
ÖSL	Ökosystemleistung
OW	Oberwasser
PAK	Polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe
PCB	Polychlorierte Biphenyle
PM	Particulate Matter
PTJ	Projektträger Jülich
Q	Abfluss eines Gewässers
Q _A	Abfluss eines Gewässers ab einem bestimmten Punkt
Q _Z	Zufluss eines Gewässers zu einem bestimmten Punkt
R ²	Statistisches Bestimmtheitsmaß
RCP	Representative Concentration Pathways
ReWaM	Regionales Wasserressourcen-Management für den nachhaltigen Gewässerschutz in Deutschland (BMBF-Fördermaßnahme)
RHB	Rückhaltebecken
RL	Richtlinie
ROC	Relative Operative Characteristics
RRB	Regenrückhaltebecken
RR	Retentionsraum
SAWA	Strategic Alliance for integrated Water Management Actions (Forschungsprojekt)
SD	Standardabweichungsmaß
SIR	Substrat-induzierte Respiration

SP	Schwerpunkt
Stat.	Station (Kilometer + Meter von der Mündung)
Stuck	Sicherstellung der Entwässerung küstennaher, urbaner Räume unter Berücksichtigung des Klimawandels (Forschungsprojekt)
SUBV	Senator für Umwelt, Bau und Verkehr, Bremen
SuV	Siedlungs- und Verkehrsfläche
SW	Schöpfwerk
TEEB	The Economics of Ecosystems and Biodiversity
Tnw	Tideniedrigwasser
TOC	Total Organic Carbon
TR	Technische Regel
TUHH	Technische Universität Hamburg
UGRdL	Umweltökonomische Gesamtrechnung der Länder
UHH	Universität Hamburg
ÜSG	Überschwemmungsgebiet
UVF	Universelles Variables Format
UTC	Coordinated Universal Time
UW	Unterwasser
VDSL	Very High Speed Digital Subscriber Line
VGRdL	Volkswirtschaftliche Gesamtrechnung der Länder
VM	Virtuelle Windows Maschine
W	Wasserstand
WaBiHa	Warndienst Binnenhochwasser Hamburg
WETRAX	Weather Patterns, Cyclone Tracks and related precipitation Extremes (Forschungsprojekt)
WEXICOM	Wetterwarnungen: von der EXTremereignis-Information zu KOMmunikation und Handlung (Forschungsprojekt)
WHG	Wasserhaushaltsgesetz
WSPM	Wasserspiegellagenmodell
WTA	willingness to accept
WTP	willingness to pay
XML	Extensible Markup Language

Danksagung

Die Autoren und Projektpartner von ‚Stuck‘ danken dem Bundesministerium für Bildung und Forschung (BMBF) für die Förderung des Verbundforschungsprojektes im Rahmen der Fördermaßnahme ‚Regionales Wasserressourcen-Management für den nachhaltigen Gewässerschutz in Deutschland‘ (ReWaM). Die Projektpartner von ‚Stuck‘ sind:

- Freie und Hansestadt Hamburg – Landesbetrieb Straßen, Brücken und Gewässer (Verbundprojektkoordination)
Prof. Dr. Gabriele Gönnert, Dieter Ackermann, Dr. Heiko Westphal, Fred Hesser, Friederike Fischer, Sarah Gennis und Matthias Strauer
- Technische Universität Hamburg, Institut für Wasserbau
Prof. Dr.-Ing. Peter Fröhle, Sandra Hellmers, Edgar Nehlsen
- hydro & meteo GmbH & Co. kg, Lübeck
Dr. Thomas Einfalt, Alexander Strehz, Alrun Jasper-Tönnies
- Universität Hamburg
 - o Centrum für Erdsystemforschung und Nachhaltigkeit, Institut für Bodenkunde
Prof. Dr. Annette Eschenbach, Dr. Alexander Gröngröft, Kira Kalinski
 - o Institut für Pflanzenwissenschaften und Mikrobiologie, Abteilung Angewandte Pflanzenökologie
Prof. Dr. Kai Jensen, Nikola Lenzewski, Kolja Ole Dudas
- Hamburgisches WeltWirtschaftsinstitut gGmbH
Dr. Malte Jahn, Andreas Röhlig, Marie-Christin Rische

Ein besonderer Dank geht an Frau Sonja Peters (LSBG) für ihre umfangreiche und stete Unterstützung, die über die Gestaltung und das Layout dieses Berichts hinausgeht.

1 Einleitung

Gabriele Gönnert, Dieter Ackermann, Fred Hesser, Heiko Westphal

Das Verbundforschungsprojekt zur ‚Sicherstellung der Entwässerung küstennaher, urbaner Räume unter Berücksichtigung des Klimawandels‘ (StucK) wird im Rahmen der BMBF-Fördermaßnahme ‚Regionales Wasserressourcen-Management für den nachhaltigen Gewässerschutz in Deutschland‘ (ReWaM) im Bereich ‚Instrumente der Gewässerbewirtschaftung‘ bearbeitet und enthält viele Bezüge zum nachhaltigen Wasserressourcenmanagement. Mit dem vorliegenden Abschlussbericht werden die gesamten durchgeführten Arbeiten und gewonnenen Ergebnisse dieses Projektes vorgestellt.

Im Projekt StucK erarbeitet der Landesbetrieb Straßen, Brücken und Gewässer (LSBG) der Freien und Hansestadt Hamburg (FHH) mit einem multidisziplinären Projektteam ein Sektor übergreifendes Konzept der küstennahen Gewässerbewirtschaftung für urban geprägte Fließgewässer. Die Bearbeitung erfolgt parallel in acht Arbeitspaketen und gliedert sich wie folgt:

- AP 1: Niederschlagsmessung und -vorhersage (hydro & meteo GmbH & Co. kg)
- AP 2: Hydrologie und Flächenmanagement (Technische Universität Hamburg)
- AP 3: Hochwassermanagement (LSBG)
- AP 4: Ökologie urbaner Fließgewässer (Universität Hamburg)
- AP 5: Umsetzung in urbanen Modellregionen (LSBG)
- AP 6: Ökonomische Analyse (Hamburgisches WeltWirtschaftsinstitut gGmbH)
- AP 7: Kommunikation und Vernetzung (hydro & meteo GmbH & Co. kg)
- AP 8: Projektmanagement (LSBG)

Ziel von StucK ist die Optimierung der Binnenentwässerung im urbanen Küstenraum hinsichtlich Hochwasserschutz, Ökologie und Ökonomie. Neben den stark versiegelten und kleinteiligen Einzugsgebieten im städtischen Raum mit kurzen Reaktionszeiten auf Starkregen finden sich in Hamburg auch tidebeeinflusste Einzugsgebiete. Ein Schwerpunkt liegt deshalb auch auf erhöhten Tidewasserständen im Fall von Extremwetterereignissen unter besonderer Berücksichtigung der Steuerung von Schöpfwerken, Deichsielen, Hochwasserrückhaltebecken (HRB) und Retentionsräumen. Als Extremwetterereignisse sind hier Starkregen, die zu Binnenhochwasser führen und Sturmfluten zu verstehen. Hohe Tidewasserstände oder sogar Sturmfluten verhindern zeitweise die freie Entwässerung in das Tidegewässer, die Elbe (Sperrtiden). So entsteht ein Rückstau der durch Binnenhochwasser noch verstärkt wird. Der Klimawandel birgt, neben dem Meeresspiegelanstieg, das Risiko, dass die auslösenden Wetterlagen zukünftig häufiger auftreten und die Gefahrenlage länger andauern kann. Für diese urban geprägten Fließgewässer fehlen bisher nachhaltige, all-gemeingültige Lösungsansätze.

Für die FHH werden Anpassungsmaßnahmen erarbeitet, diese sind auf andere Regionen mit ähnlicher Problemlage übertragbar. Es werden sowohl urban geprägte Gewässer mit freier Vorflut in der Modellregion Kollau, als auch Gewässer mit tidebeeinflusster Vorflut in der Modellregion Dove-Elbe betrachtet. Im ersten Schritt erfolgt die Analyse der hydrologischen Zusammenhänge bisheriger Hochwasserereignisse. Ihre Auswirkungen werden beurteilt und Bewirtschaftungsstrategien für die Gewässer unter ökologischen, ökonomischen und wasserwirtschaftlichen Aspekten optimiert. Dazu werden die ökologischen Zustände

und Prozesse der Ökosysteme urbaner Fließgewässer unter derzeitiger und zukünftiger Gewässerbewirtschaftung quantifiziert.

Für eine vorausschauende Bewirtschaftung der Gewässer im städtischen Raum sind meteorologische Informationen über zu erwartende Extremwetterereignisse mit einem Zeithorizont von mehreren Stunden erforderlich. Bei der meist kleinräumigen Betrachtung der Einzugsgebiete (EZG) von städtischen Gewässern sind diese zurzeit nicht mit genügender Verlässlichkeit verfügbar und werden im Rahmen des Projektes aus bestehenden Informationen weiterentwickelt. Um aus diesen verbesserten Niederschlagsprognosen resultierende Wasserstände und Abflüsse zu ermitteln, wird ein Niederschlags-Abfluss-Modell (N-A-Modell) aufgebaut und operationell betrieben.

Die Ergebnisse können nach Erprobung im Projekt in den operationellen Betrieb des Warndienstes Binnenhochwasser Hamburg des LSBG und der Bezirksämter Hamburgs eingeführt werden. Damit wird ein nachhaltiger Beitrag zum küstennahen, urbanen und vorausschauenden Wassermanagement geleistet.

Es werden sowohl die Planung von einzugsgebietsbezogenen Maßnahmen (Bemessung unter Berücksichtigung der Wechselwirkungen zwischen Retentionsräumen und dem Gewässerökosystem und der Bewertung konkurrierender Nutzungen) als auch die Umsetzung und der Betrieb in Echtzeit (Bewirtschaftung und Risikomanagement) im Projekt durchgeführt. Die zu entwickelnde Methodik ist prinzipiell ortsungebunden und übertragbar.

Hamburg ist gekennzeichnet durch eine kleinräumige Einzugsgebiets- und Gewässerstruktur. Infolge dessen ist für die genaue Vorhersage differenzierte Information notwendig. Deshalb wird im Projekt Stuck zunächst die Kurzzeitvorhersage des Niederschlags, das sog. ‚Nowcasting‘, in zeitlicher und räumlicher Hinsicht verbessert. Anhand der optimierten Niederschlagsvorhersage werden mit N-A-Modellen Abflüsse und mit Hilfe hydrodynamischer Modelle (H-N-Modelle) Wasserstände und Überschwemmungsflächen berechnet. Zunächst wird die gängige Praxis des Hochwassermanagements in den Einzugsgebieten der Modellregionen abgebildet. In einem weiteren Schritt werden alternative Managementstrategien hinsichtlich ihrer Schutzwirkung getestet und bewertet.

Neben den Maßnahmen während eines Hochwasserereignisses werden auch langfristige Bewirtschaftungsstrategien entwickelt. Dazu notwendige Flächen, wie HRB und Retentionsflächen, werden im aktuell genutzten Zustand boden- und vegetationskundlich kartiert und deren Ökosystemfunktionen und damit Ökosystemleistungen, wie beispielsweise Kohlenstoffspeicherung oder Hochwasserschutz, ermittelt. Eine veränderte Bewirtschaftung führt auch zu einer veränderten Ökosystemleistung, die im Projekt monetär bewertet wird. Auf Grundlage der Kosten für Hochwasserschutzmaßnahmen, der genauen Kenntnis deren Wirkung im Eintrittsfall, der Bilanzierung der veränderten Ökosystemleistungen und dem bestehenden Schadenspotenzial werden nachhaltige Handlungsempfehlungen für urbane Bereiche erstellt. Dies auch unter dem Aspekt der Folgen des Klimawandels.

Aufgrund der positiven Ergebnisse aus der ersten Finanzierungsphase von Stuck wurde eine Aufstockung des Projektes um ein Jahr beantragt und seitens des PTJ genehmigt. Ziel ist es, die Voraussetzungen zur Implementierung der Ergebnisse im Sinne von mehr Retention und größerer Biodiversität zu schaffen. Im Rahmen dieser Aufstockung wird anhand des HRB ‚Retentionsraum Mühlenau‘ in der Modellregion Kollau untersucht, wie sich durch eine Umgestaltung sowohl Hochwasserschutz als auch Biotopqualität erhöhen lassen. Die Ergebnisse dieser Untersuchung sind LSBG (2020a), LSBG (2020c) und LSBG (2020b) dargestellt. Im Anhang findet sich ein Maßnahmen- und Managementplan für das untersuchte

HRB, der aus diesen Arbeiten abgeleitet wird. Ein Leitfaden zur Umgestaltung eines HRB wird als separates Dokument verfasst.

2 Naturräumliche Beschreibung der Modellregionen (LSBG)

Gabriele Gönnert, Dieter Ackermann, Fred Hesser, Heiko Westphal

Als Modellregionen des Projektes Stuck werden das Einzugsgebiet der Kollau und das Einzugsgebiets der Dove-Elbe gewählt, wobei die Anteile auf der Geest nicht betrachtet werden (Abb. 1). Die Bezeichnung ‚Modellregionen‘ weist auf den modellhaften Charakter und die gegebene Übertragbarkeit auf andere Regionen hin. Die naturräumliche Beschreibung der Modellregionen bildet die Grundlage für die Beschreibung des derzeitigen Hochwasser-managements, des aufzuzeigenden Handlungsbedarfs und der möglichen Optimierungen, die als Ergebnis des Projektes erreicht werden.

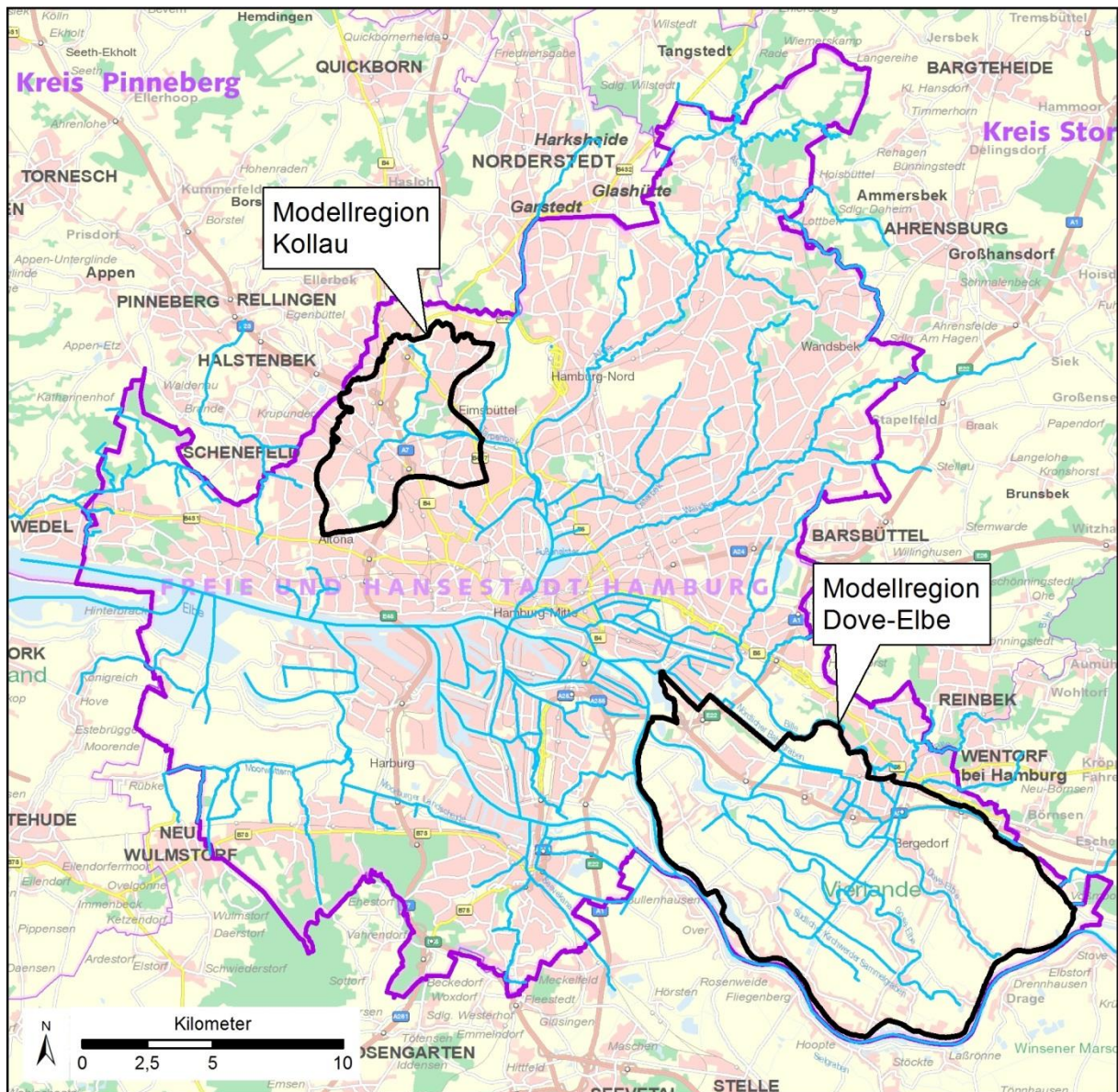


Abb. 1: Lage und Begrenzung der Modellregionen Kollau und Dove-Elbe im Stadtgebiet von Hamburg. Das dargestellte Gewässernetz ist aus Gründen der Übersichtlichkeit generalisiert (Geodaten: LGV).

2.1 Modellregion Kollau

Die Kollau entspringt im nordwestlichen Hamburger Stadtteil Schnelsen und mündet nach einer Fließstrecke von etwa 7,3 km in die Tarpenbek, welche wiederum in die Alster mündet (Abb. 2). Das sehr urban geprägte Einzugsgebiet umfasst eine Gesamtfläche von 31,6 km² und liegt vollständig im Hamburger Stadtgebiet. Die Entwässerung der urbanen Flächen erfolgt weitgehend über das städtische Kanalnetz in die Gewässer. Wichtige Nebenflüsse der Kollau sind die Mühlenau ($A_{E0} = 13,3 \text{ km}^2$), der Brookgraben ($A_{E0} = 3,8 \text{ km}^2$), die Schillingsbek ($A_{E0} = 3,1 \text{ km}^2$), der Schippelmoorgraben ($A_{E0} = 2,0 \text{ km}^2$), die Geelebek ($A_{E0} = 1,0 \text{ km}^2$) und die Alte Kollau ($A_{E0} = 0,2 \text{ km}^2$). Das mittlere Sohlgefälle der Kollau beträgt 0,1 %. Größere unbebaute Flächen im Einzugsgebiet sind der Altonaer Volkspark (Fläche ca. 2 km²) und das Niendorfer Gehege (Fläche ca. 3 km²). Prägend ist die hohe Anzahl von 17 sehr kleinen HRB und drei Retentionsräumen (RR) im Haupt- oder Nebenschluss der Kollau und ihrer Nebengewässer. Oberhalb der Mündung der Mühlenau in die Kollau befindet sich das HRB Retentionsraum Mühlenau das Gegenstand der Aufstockungsphase von Stuck ist (LSBG, 2020a).

Wenige hundert Meter nach ihrer Quelle passiert die Kollau den Kollauteich, der als HRB im Nebenschluss fungiert. Im weiteren Verlauf durchquert die Kollau ebenes, unbebautes Gelände. Dabei nimmt sie den Zufluss des Vielohgrabens auf, der über das HRB Jägerdamm in die Kollau entwässert. Bis zur Einmündung der Mühlenau fließt die Kollau durch ein abschnittsweise urban geprägtes Gelände. Dabei wird sie von einigen Brücken gekreuzt und nimmt viele Regenwassereinleitungen sowie die Zuflüsse des Schippelmoorgrabens, des Brookgrabens und des Duvenackergrabens auf. Im Bereich der Straße Amerkamp verläuft die Kollau, nach Umsetzung einer Renaturierungsmaßnahme, stark mäandrierend. Die Mühlenau mündet bei Stat. 3+000 in die Kollau, also kurz nach der Hälfte des Flusslaufs (Abb. 2). Die Mühlenau stellt mit Abstand den größten Zufluss der Kollau dar. Die Hauptwerte der Pegel an Mühlenau und Kollau sind in Tab. 1 aufgelistet, die Lage der Pegel ist in Abb. 2 dargestellt.

Tab. 1: Gewässerkundliche Hauptwerte der Pegel an der Kollau (BUE).

Pegel A_{E0} [km ²] / Stat.	Gewässer	MW MHW [NHN cm]	HHW [NHN cm] Datum	MQ MHQ [m ³ /s]	HHQ [m ³ /s] Datum	Bezugszeitraum Hydrologische Jahre
Olloweg – / 0+400	Mühlenau	938 1059	1107 21.09.04	– –	– –	W: 1982–2018 Q: –
Vogt-Kölln-Str. – / 2+661	Kollau	811 892	894 06.10.17	– –	2,66 06.10.17	W: 2015–2018 Q: 2015–2017
Niendorfer Str. 29,4 / 0+632	Kollau	563 649	684 22.05.13	0,270 3,52	5,90 22.05.13	W: 1967–2018 Q: 1967–2018

Stromab der Einmündung der Mühlenau folgt ein weiterer renaturierter Abschnitt von etwa 400 m Länge, in dem der Gewässerlauf ebenfalls stark mäandriert. Kurz darauf folgend verläuft die Kollau bis zu ihrer Mündung in die Tarpenbek entlang eines Bahndamms, der die Geelebek und die Alte Kollau oberirdisch von der Kollau abtrennt. In diesem Abschnitt wird die Kollau von einigen Brücken und Querbauwerken gekreuzt und nimmt die Zuflüsse aus der Geelebek (verrohrt), der Schillingsbek und einige Regenwassereinleitungen auf. An der Fußgängerbrücke Wehmerweg (Stat. 1+250), befindet sich eine Hochwasserstauanlage,

die den Gewässerquerschnitt seitlich und insbesondere oberhalb der Mittelwasserlinie einschränkt. Diese Einschnürung führt schon bei Mittelwasser zu einer Anhebung des Wasserstands.

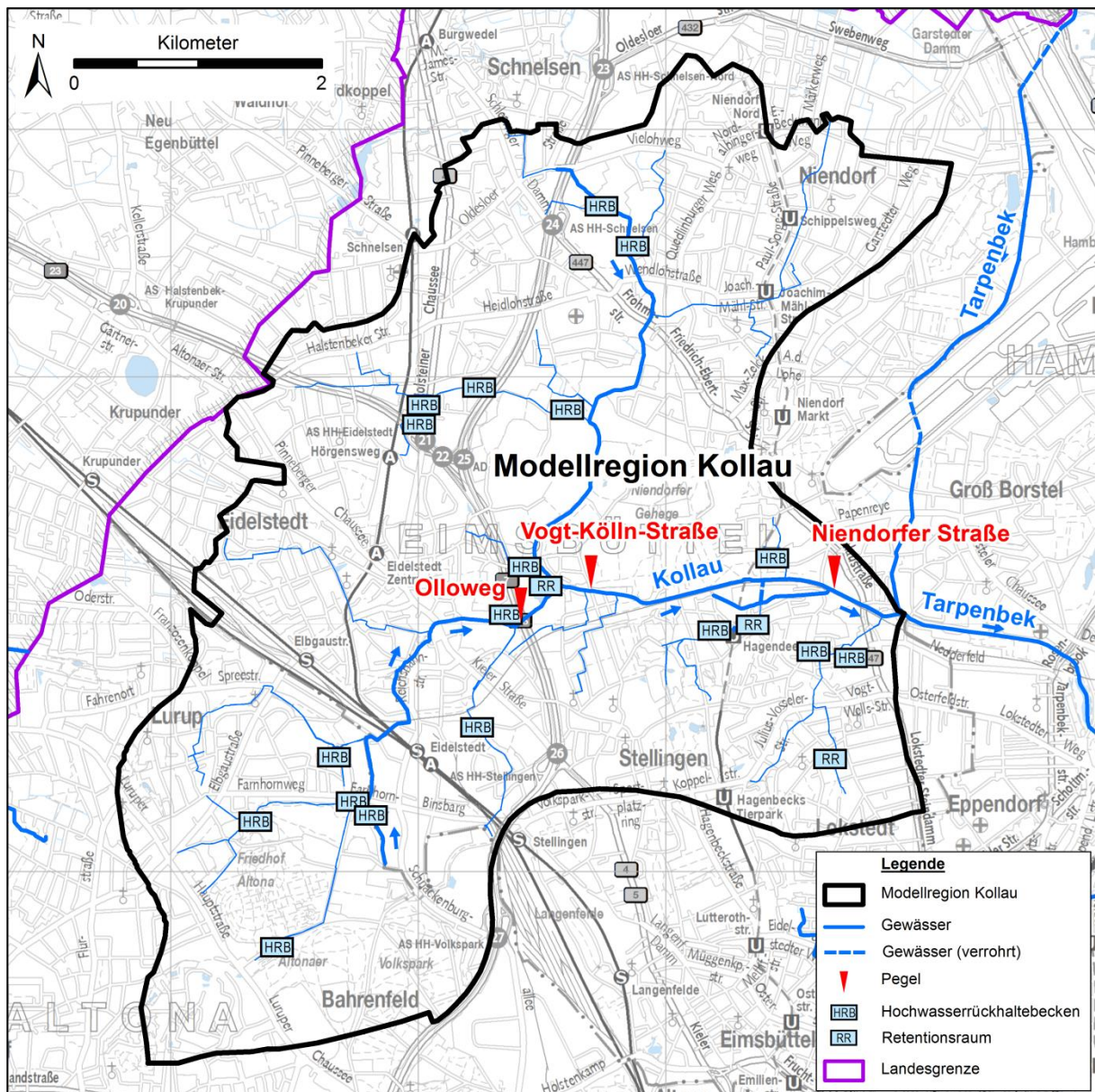


Abb. 2: Modellregion und EZG Kollau mit HRB und gewässerkundlichen Pegeln (Geodaten: LGV).

Die Bodenversiegelung in der Modellregion der Kollau (Abb. 3) variiert je nach Flächennutzung stark, sodass Bereiche mit einer geringen Versiegelung von 0–10 % bis hin zu einer Bodenversiegelung von 90–100 % vorhanden sind. Teilweise grenzen diese Flächen direkt aneinander. Unter hinzuziehen der vorangegangenen Abb. 2 lässt sich der höchste Grad an Versiegelung entlang von Straßen und Gewerbe-/Industrieflächen erkennen. Besonders am östlichen Rand der Modellregion und im Süden auf Höhe der S-Bahn Station Stellingen gibt es großflächig hohe Versiegelungsgrade von 80–90 % teils 90–100 %. Letztere grenzen an den Altonaer Volkspark, welcher, wie das zentral in der Modellregion gelegene Niendorfer Gehege, die geringste Versiegelung aufweist. Die Werte betragen hier 10–20 % beziehungsweise 0–10 %. Die umliegende Wohnbebauung weist größtenteils eine Bodenversiegelung

von 50–70 % auf. Bei der Betrachtung des Verlaufs der Kollau fällt auf, dass das Gewässer im Norden vornehmlich von Flächen mit einer Bodenversiegelung von 0–10 % und 20–30 % im Osten umgeben ist. Der durchschnittliche Versiegelungsgrad beträgt 44 %.

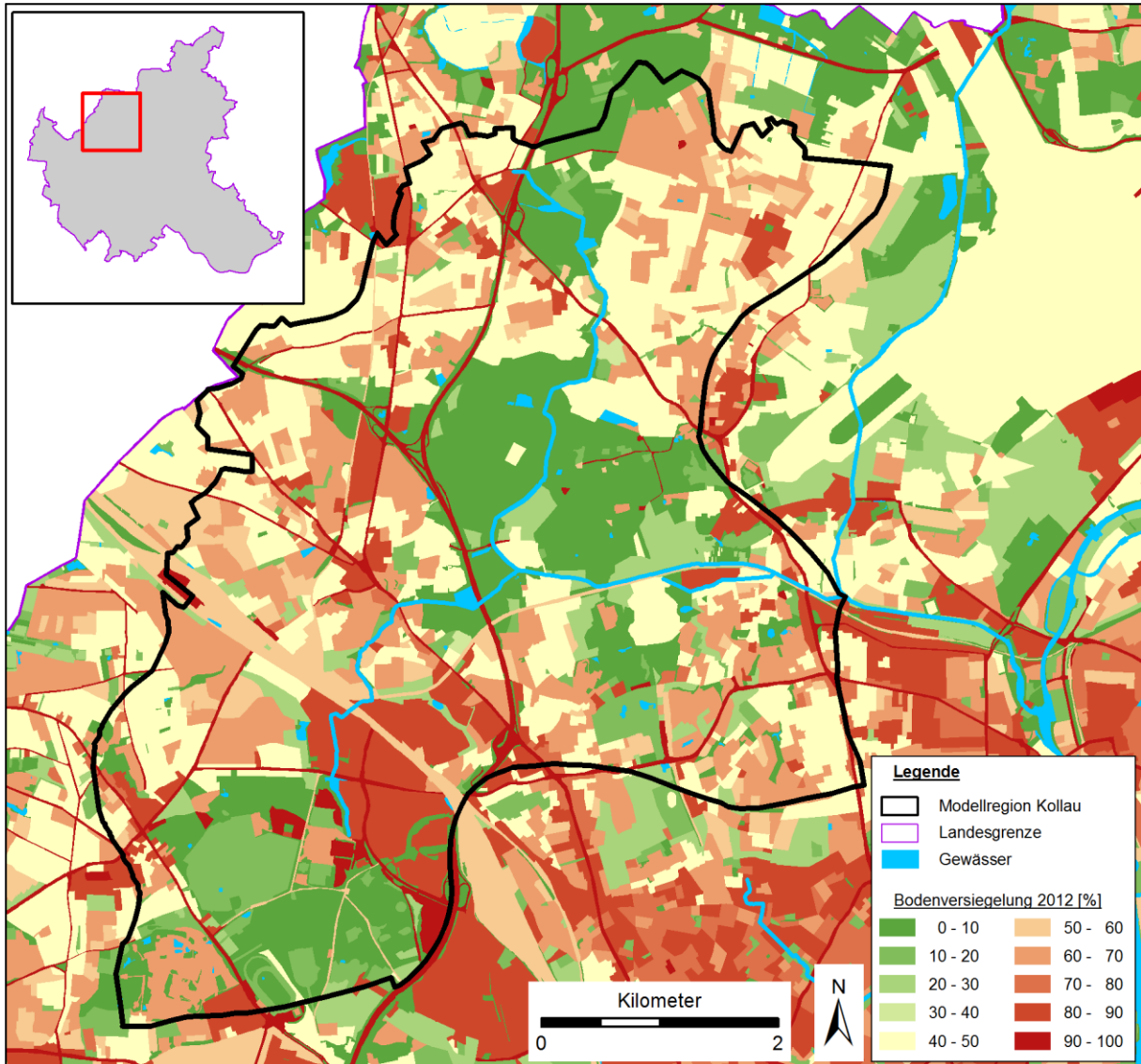


Abb. 3: Bodenversiegelung im Jahr 2012 in der Modellregion Kollau (Geodaten: LGV).

Die natürlichen Geländehöhen der Modellregion Kollau liegen zwischen NHN +4 m und NHN +58 m, wobei der Süden des Gebiets größere Erhebungen aufweist als der Norden. Ein Großteil der Fläche befindet sich auf NHN +8 m bis NHN +25 m. Die niedrig gelegenen Flächen bilden deutlich das Tal der Kollau ab, wie in Abb. 4 ersichtlich ist.

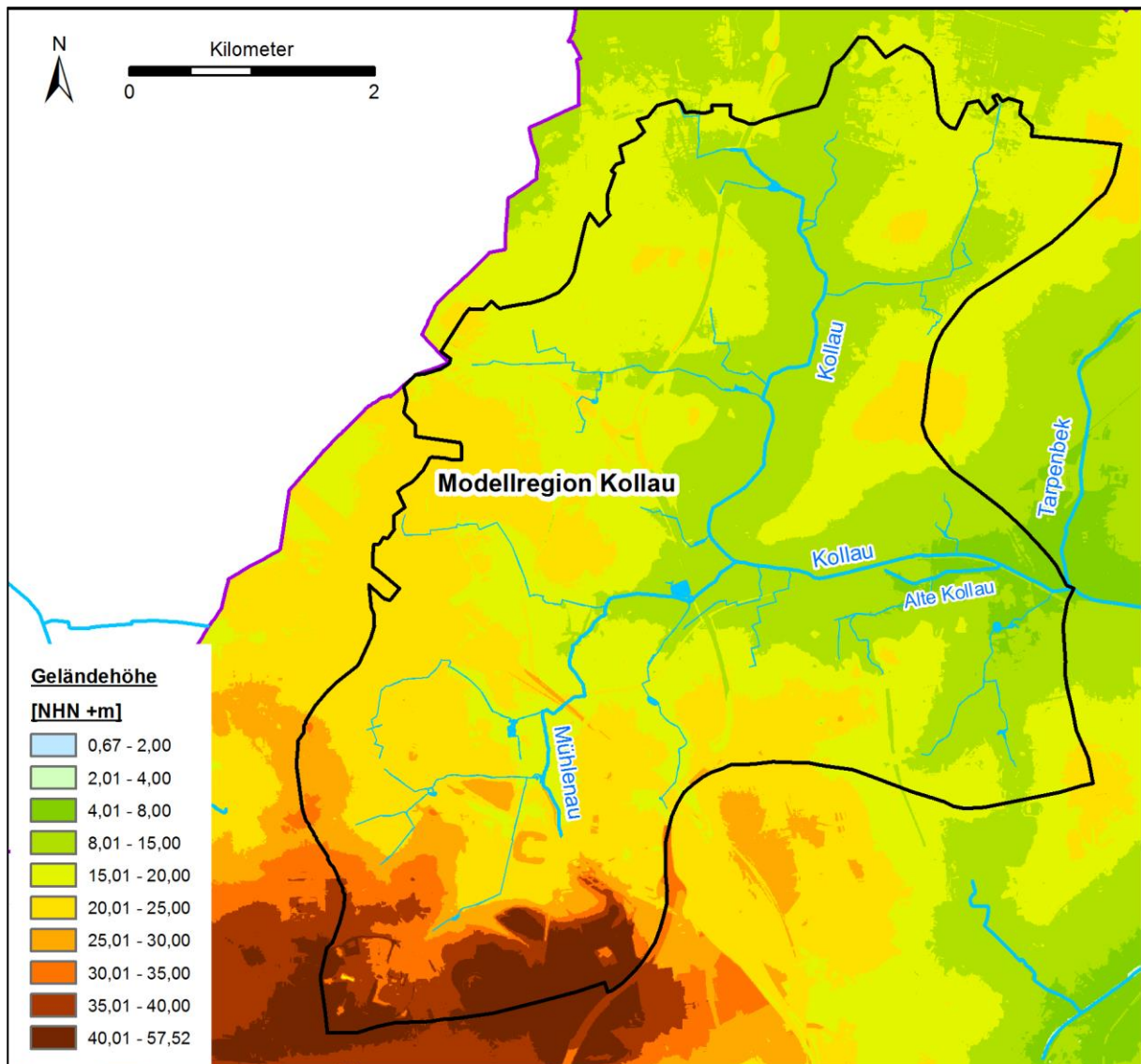


Abb. 4: Geländehöhen der Modellregion Kollau, horizontale Auflösung: 1 × 1 m (Geodaten: LGV).

2.2 Modellregion Dove-Elbe

Als Modellregion wird der in Abb. 1 dargestellte Ausschnitt des Einzugsgebiets (EZG) der Dove-Elbe betrachtet. Außerhalb der Modellregion schließen sich die Einzugsgebiete der Bille (Bezeichnung für den Abschnitt in Schleswig-Holstein), der Bille (Obere Bille) (Bezeichnung für den Abschnitt innerhalb der FHH), der Schulenbrooksbeek und kleinere Zuflüsse in die Brookwetterung an. Die Modellregion unterscheidet sich damit vom tatsächlichen Einzugsgebiet der Dove-Elbe, das in Abb. 63 dargestellt ist.

Die Dove-Elbe ist ein Fließgewässer zweiter Ordnung von 19,6 km Länge und liegt im südöstlichen Stadtgebiet der FHH im Bezirk Bergedorf (Abb. 1). Die Dove-Elbe verläuft vom Gammer Ort, zwischen Neuen- und Altengamme, in nordwestlicher Richtung und mündet

über das Deichsiel an der Tatenberger Schleuse östlich von Hamburg Moorfleet in die Tideelbe. Das Einzugsgebiet der Dove-Elbe, ohne das Einzugsgebiet der Bille (Obere Bille) und Bille, ist 159,9 km² groß und liegt im östlichen Teil in den ‚Vierlanden‘, die aus Altengamme, Neuengamme, Curslack und Kirchwerder bestehen. Der westliche Teil des Einzugsgebiets liegt in den ‚Marschlanden‘, die im Wesentlichen aus den Stadtteilen Spandenland, Tatenberg, Allermöhe, Reitbrook, Ochsenwerder und Teilen von Moorfleet und Billwerder gebildet werden. Das Hauptgewässernetz ist in Abb. 5 dargestellt.

Der obere Abschnitt der Dove-Elbe (Oberlauf) mit einer Fließstrecke von ca. 7 km kann im Hochwasserfall durch ein Sperrtor (Dove-Elbe-Schleuse) abgekoppelt werden. In diesem Abschnitt mit einer Einzugsgebietsgröße von 24,9 km² liegen die Stadtteile Curslack und Altengamme (Abb. 5). Im Einzugsgebiet des unterhalb gelegenen Abschnitts der Dove-Elbe (Unterlauf) liegen die Stadtteile Moorfleet, Allermöhe, Neuallermöhe und Billwerder (Abb. 5). Die gewässerkundlichen Hauptwerte der Pegel an Bille, Bille (Obere Bille) und Dove-Elbe finden sich in Tab. 2, deren Lage kann Abb. 15 entnommen werden. Das mittlere Tidehochwasser (MThw) in der Norderelbe an der Mündung der Dove-Elbe beträgt NHN +222 cm, das mittlere Tideniedrigwasser NHN -149 cm (Pegel Schöpfstelle, 2011–2015).

Tab. 2: Gewässerkundliche Hauptwerte der Pegel an der Dove-Elbe, Bille (Obere Bille) und Bille (LLUR, BUE).

Pegel A_{Eo} [km²] / Stat.	Gewässer	MW MHW [NHN cm]	HHW [NHN cm] Datum	MQ MHQ [m³/s]	HHQ [m³/s] Datum	Bezugszeitraum Hydrologisches Jahr
Hamfelde 66,5 / 31+827	Bille	2414 2544	2588 29.10.98	0,55 4,07	6,81 19.07.02	W: 1986–2017 Q: 1986–2017
Sachsenwaldau 221,1 / 17+032	Bille	1279 1354	1392 27.02.02	1,76 10,4	17,7 18.07.02	W: 1990–2017 Q: 1984–2017
Reinbek 337,4 / 5+088	Bille	381 490	558 01.03.81	2,51 14,1	28,0 27.02.02	W: 1976–2017 Q: 1984–2017
Möörkenweg 339,2 / 3+470	Bille (Obere Bille)	334 428	487 05.01.18	–	–	W: 1967–2018 Q: –
Allermöher Deich – / 4+600	Dove-Elbe	87 137	181 06.01.12	–	–	W: 1982–2018 Q: –

Die Bille entspringt östlich von Hamburg in der Nähe von Linau in Schleswig-Holstein. Über den Serrahn, ein künstlich angelegtes Hafenbecken, und den Schleusengraben entwässert der Großteil des Billeabflusses, abgeleitet am Serrahnwehr in Bergedorf, in die Dove-Elbe. Nur ein kleiner Teil fließt in den ursprünglichen weiteren Verlauf der Bille (Mittlere Bille) und weiter in die Bille (Untere Bille). Zusammen mit der Bille und Bille (Obere Bille) (A_{Eo} = 347,1 km², Länge 46 km), ergibt sich eine gesamte Einzugsgebietsgröße von 507 km², wobei das Einzugsgebiet von Bille/Bille (Obere Bille) zu 98 % in Schleswig-Holstein liegt (LSBG, 2009).

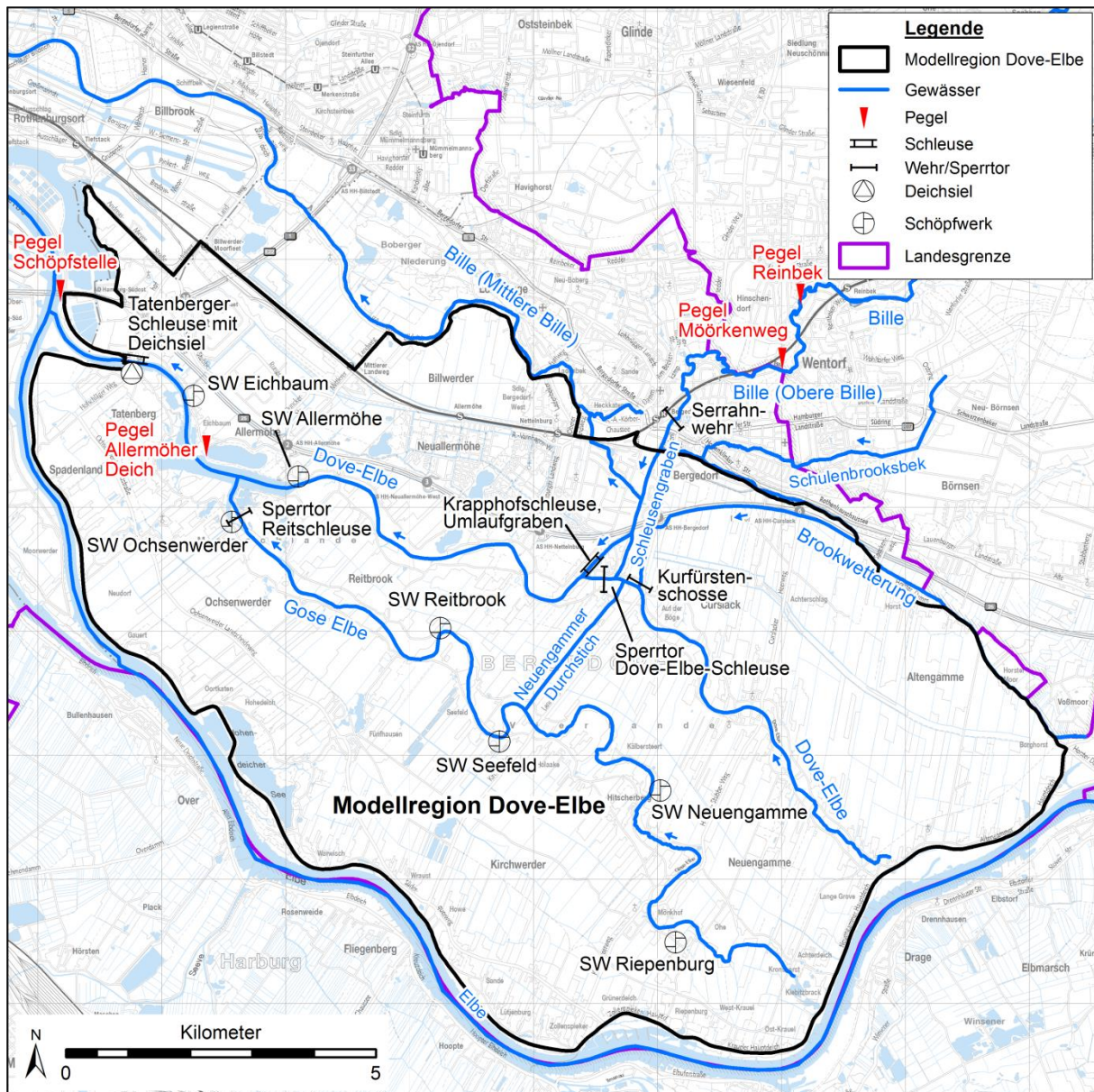


Abb. 5: Übersichtskarte der Modellregion Dove-Elbe. Dargestellt ist das Hauptgewässernetz mit wichtigen wasserwirtschaftlichen Bauwerken (Geodaten: LGV).

Weitere Zuflüsse zur Dove-Elbe erfolgen über den Schleusengraben, die Brookwetterung (A_{E0} = 28,9 km², Fließstrecke ca. 9 km), die Alte Brookwetterung und Schulenbrooksbek (A_{E0} = 8,9 km²), Gose-Elbe (A_{E0} = 68,5 km²) sowie den Entwässerungsgebieten Eichbaum/Moorfleet (A_{E0} = 8,0 km²) und Allermöhe/Billwerder (A_{E0} = 14,2 km²). Die Gose-Elbe stellt hierbei den größten Zufluss dar: Sie hat eine Vordeichfläche von 4,8 km² und wird über die Schöpfwerke der Schöpfwerksgebiete Ochsenwerder (A_{E0} = 18,1 km²), Reitbrook (A_{E0} = 7,0 km²), Seefeld (A_{E0} = 19,1 km²) und Neuengamme (A_{E0} = 11,7 km²) gespeist (BWS GmbH, 2011). Eine Ausnahme stellt das Schöpfwerk Riepenburg dar. Das Gebiet Riepenburg (A_{E0} = 7,9 km²) wird über dieses Schöpfwerk in den Sommermonaten bei Bedarf bewässert. Über den Neuengammer Durchstich sind Dove-Elbe und Gose-Elbe miteinander verbunden. Das Gebiet Curslack/Altengamme entwässert im Normalfall nicht, sondern dient als Trinkwassergewinnungsgebiet des Wasserwerks Curslack und wird über eine

Rohrleitung vom Serrahnwehr mit Wasser aus der Bille (Obere Bille) gespeist. Überschüssiges Niederschlagswasser wird über Durchlässe unter dem Curslack Deich in die Dove-Elbe abgeführt. Abb. 6 zeigt eine schematische Skizze der Einzugsgebiete.

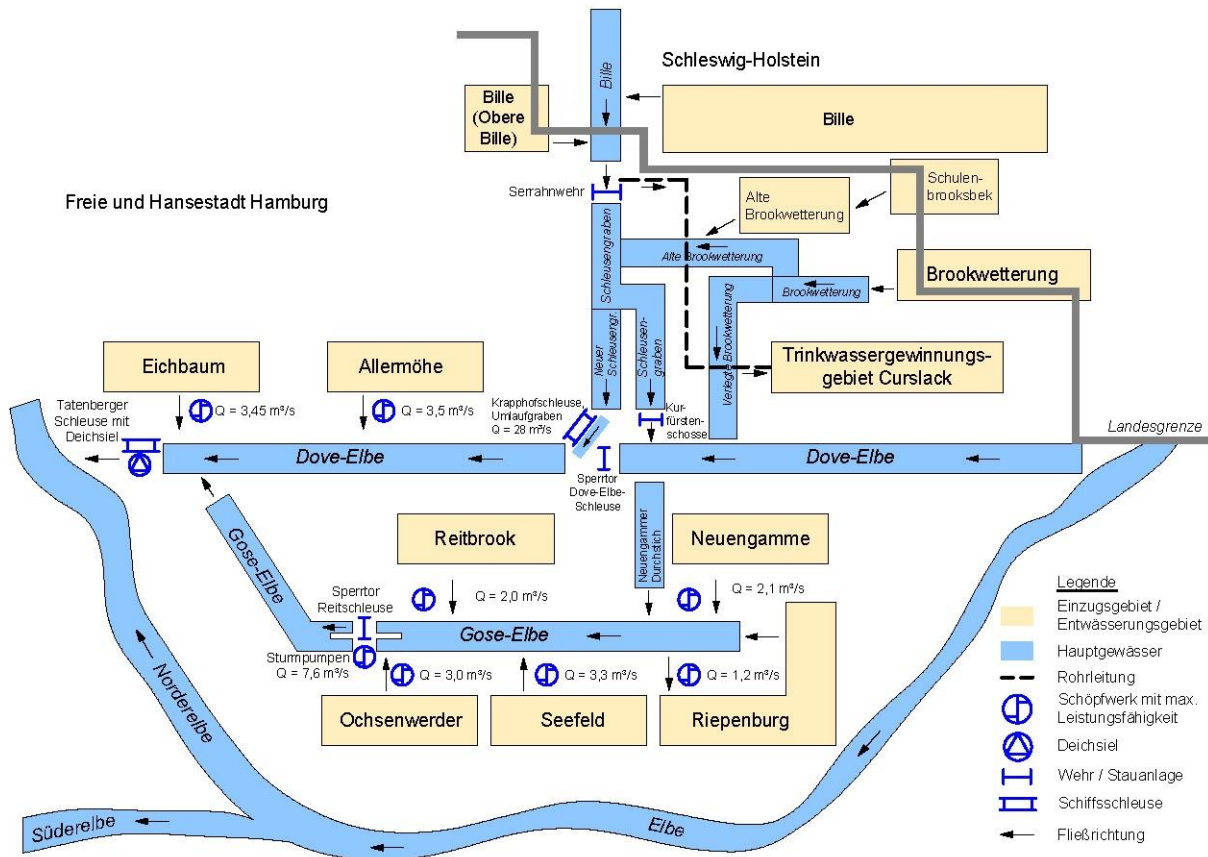


Abb. 6: Schematische Darstellung der Teileinzugsgebiete der Dove-Elbe mit Schöpfwerken und deren Schöpfleistung. Die Pfeile entsprechen der Ent- und Bewässerung bei Regelwasserstand.

Ein Bereich der Dove-Elbe wurde zur Regattastrecke Hamburg-Allermöhe erweitert. Zusammen mit dem Eichbaumsee, der als Baggersee beim Bau der A25 entstand, bildet sie den Wasserpark Dove-Elbe. Die gewerbliche und Freizeit-Nutzung der Dove-Elbe ist bedeutend. Direkt unterhalb der Regattastrecke befindet sich die Sportboothafen-Gemeinschaft Moorfleeter Deich mit sechs Hauptstegen, die jeweils bis zu 28 Liegeplätze bieten. Den Sportboothafen nutzen der Tatenberger Yacht Club und vier weitere Clubs bzw. Vereine. Unterhalb befindet sich der Jachthafen Tatenberg mit Liegeplätzen des Bootsclubs-Biber Hamburg und des Hamburger Yacht-Clubs. Direkt oberhalb der Tatenberger Schleuse befinden sich Liegeplätze des privaten Sportboothafens Möller. An der Tatenberger Schleuse fanden 2018 insgesamt 5.897 Schleusungen statt, bei denen 10.993 private Boote und 757 gewerbliche Schiffe geschleust wurden (Daun, 2019). Die Fließstrecke von der Tatenberger Schleuse bis zur Blauen Brücke und über den Schleusengraben bis Serrahn wird von der Bergedorfer Schifffahrtlinie gewerblich genutzt.

Das gesamte Einzugsgebiet ist durch Marschböden geprägt, die im Bereich von Gose- und Dove-Elbe z. T. auch als Flusskleimarsch ausgeprägt sind (vgl. Kap. 5.2.2). Die Marschlande weisen Geländehöhen zwischen NHN -1 m und NHN +1 m auf, die zu den Vierlande bis zu NHN +3 m ansteigen (Abb. 7). Das Bergedorfer Stadtgebiet liegt auf der Geest mit einer Geländehöhe von ca. NHN +5 m.

Der überwiegende Teil der Marschen-Fläche wird von Klei bedeckt mit kleineren Flächen von Talsanden im Bereich der Dove- und Gose-Elbe. Die Quartärbasis liegt im Einzugsgebiet teilweise bis über NHN –200 m, in einigen Bereichen aber auch zwischen 0 m und NHN – 25 m. Unterhalb der quartären Ablagerungen befinden sich tertiäre Ablagerungen. Im Übergang zur Geest treten im östlichen Bereich sowie entlang der Bille (Obere Bille) in Bergedorf Torfböden auf, die von artesischem Wasser der Geest gespeist werden.

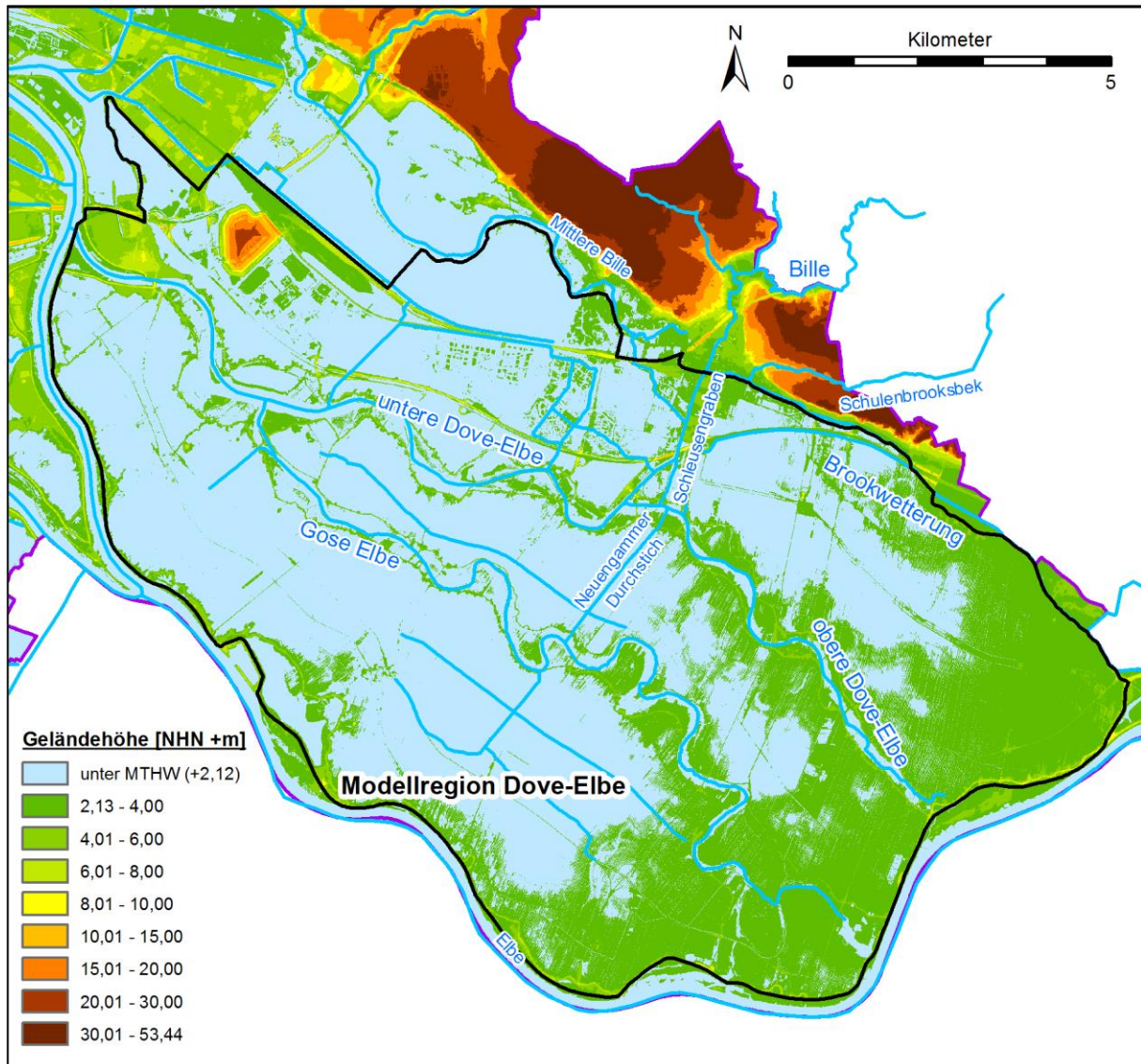


Abb. 7: Geländehöhen, horizontale Auflösung: 1 × 1 m (Geodaten: LGV).

Die Stadtteile des Untersuchungsgebietes weisen unterschiedliche Nutzungsstrukturen auf. Während die nördlichen Stadtteile Moorfleet, Allermöhe, Neuallermöhe und Bergedorf durch Wohn- und Gewerbebebauung mit hohem Versiegelungsgrad geprägt sind, herrscht in den anderen Stadtteilen landwirtschaftliche Nutzung vor (Abb. 5). In den Marschlanden wird überwiegend Gemüse angebaut, in den Vierlanden dominiert der Anbau von Zierpflanzen. Die Bebauung erfolgt entlang der alten Deichlinien, die auch als Hauptverkehrsachsen dienen.

Die Bodenversiegelung der Modellregion ist im nördlichen, stark urban geprägten Bereich mit Werten von über 80 % relativ hoch und es findet noch immer eine Zunahme der Versiegelung statt. Der südliche, landwirtschaftlich geprägte Bereich weist entsprechend seiner Nutzung weitaus geringere Bodenversiegelungswerte von unter 20 % auf. In den hier vorhandenen dörflichen Strukturen steigt die Bodenversiegelung auf rund 50 %. Insgesamt ist die Modellregion Dove-Elbe noch relativ gering versiegelt (Abb. 8).

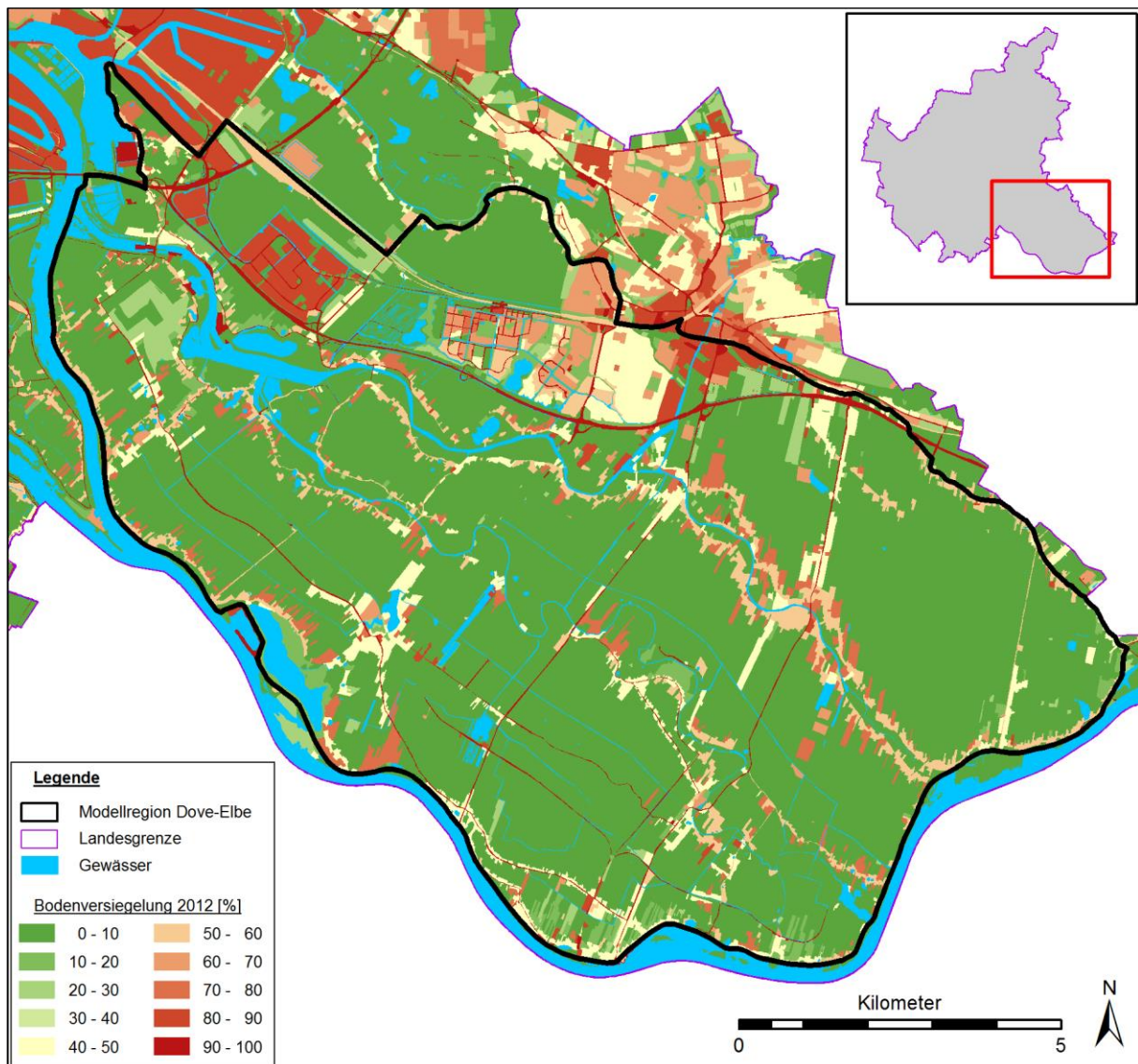


Abb. 8: Bodenversiegelung im Jahr 2012 in der Modellregion Dove-Elbe (Geodaten: LGV).

Im Einzugsgebiet der Dove-Elbe ist das Wasserschutzgebiet Curslack-Altengamme ausgewiesen (24 km²), sowie Landschaftsschutzgebiete entlang von Dove- und Gose-Elbe, Naturschutzgebiete und FFH-Gebiete. Das größte Naturschutz- und FFH-Gebiet Hamburgs, die Kirchwerder Wiesen, liegt im Stadtteil Kirchwerder (LSBG, 2009).

2.3 Klima

Hamburg liegt in der feuchtwarmen gemäßigten Klimazone mit dominierendem maritimem Wettereinfluss durch vorherrschende Winde aus westlicher Richtung. Dies führt zu milden Wintern und kühlen Sommern. Winde aus Nordwesten treten vor allem im Sommer, Winde aus Südsüdwest und Westsüdwest hauptsächlich im Herbst und Winter auf. Östliche Winde sind vorwiegend im Frühjahr zu beobachten. Innerhalb des Stadtgebiets wird die Windrichtung vom Verlauf der Elbe und der Bebauung beeinflusst. Die Luftmassen erwärmen sich im Bereich des bebauten Gebiets und steigen auf. So gebildete Regenwolken ziehen mit der Hauptwindrichtung weiter. In Hamburg werden jährliche Niederschlagshöhen von durchschnittlich 764 mm gemessen (Normalperiode 1961–1990, DWD). Über die Normalperiode hinweg gesehen fällt der meiste Niederschlag im August und der geringste im März (LSBG, 2009).

In der Metropolregion Hamburg wurden umfangreiche klimatische Untersuchungen, z. B. im Projekt KLIMZUG-NORD (KLIMZUG-NORD Verbund, 2014), durchgeführt und der KlimaCampus zur Bündelung der Aktivitäten gegründet. Im Rahmen eines Projektes des KlimaCampus Hamburg wurde der ‚Klimabericht für die Metropolregion Hamburg‘ (Storch & Claussen, 2011) erstellt. Demnach hat sich in der Region die Temperatur von 1901 bis 2006 um insgesamt 1 °C erhöht, wobei sich der Trend in den letzten drei Jahrzehnten deutlich verstärkt hat. Bei den Winden konnte weder bei den mittleren Windgeschwindigkeiten, noch bei Stürmen eine Zunahme beobachtet werden (Rosenhagen & Schatzmann, 2011). Seit 1891 nahm der Niederschlag um ca. 8 mm pro Dekade im Jahresmittel zu, wobei im Sommer eine leichte Abnahme und im Herbst und Winter eine Zunahme zu verzeichnen ist (Schlünzen et al., 2010, KLIMZUG-NORD Verbund, 2014).

3 Hochwassermanagement (AP 3, LSBG)

Gabriele Gönnert, Dieter Ackermann, Fred Hesser, Heiko Westphal

3.1 Nationale Praxis von Binnenentwässerung und Hochwasserschutz in den Küstenländern

Die vorliegende Literatur aus den Bundesländern mit Gewässern, die in tidebeeinflusste Gewässer entwässern, beschreibt in erster Linie die Umsetzung des Wasserhaushaltsgesetzes (WHG) das am 01.03.2010 in Kraft trat (WHG, 2009) und die Ermittlung sowie Festsetzung von ÜSG-Flächen.

In den Schriften der Deutschen Vereinigung für Wasserwirtschaft, Abwasser und Abfall e. V. (DWA), die Handlungsempfehlungen für viele wasserwirtschaftliche Fragestellungen anbieten, finden sich keine expliziten Hinweise auf die Entwässerung tidebeeinflusster Gebiete. Das Merkblatt 609 (DWA, 2009) beschreibt, wie urbane Fließgewässer zeitgemäß entwickelt werden können und die DWA-Themen 1 (DWA, 2013) stellen den Praxisleitfaden zur Überflutungsvorsorge zu Starkregen und urbanen Sturzfluten dar.

Schleswig-Holstein

Im Generalplan Binnenhochwasserschutz und Hochwasserrückhalt – Schleswig-Holstein (MLUR-SH, 2007) werden Überschwemmungsgebiete nach der betroffenen Fläche eines HQ_{100} bemessen. Im Übergang zu einem Tidegewässer werden für den tidebeeinflussten Bereich ein HQ_{100} im zufließenden Gewässer zzgl. der, wenn vorhanden, Zuflüsse aus maximaler Schöpfwerksleistung und drei Sperrtiden angesetzt. Als überschwemmungsgefährdete Gebiete gelten Flächen, die bei einem HQ_{200} und dem Versagen von Hochwasserschutzeinrichtungen überschwemmt werden können. Die Flächenermittlung erfolgt mit 1D- und 2D-HN-Modellen. Auswirkungen eines Klimawandels gehen noch nicht in die Ermittlung des Bemessungswasserstands ein.

Schleswig-Holstein betreibt eine Homepage mit Hochwasser- und Sturmflut-Informationen (<http://www.umweltdaten.landsh.de/public/hsi/index.html>), die auch die an der Bille gelegenen Pegel Sachsenwaldau und Reinbek beinhaltet. Auf der ebenfalls online einsehbaren Hochwassergefahrenkarte ist der untere Teil der Bille von der Bismarckquelle nördlich Aumühle bis zur Landesgrenze in den Uferbereichen bei einem HQ_{100} betroffen. In diesem Bereich liegen laut Hochwassergefahrenkarte auch Siedlungsgebiete. Überschwemmungsgebiete wurden, bis auf den letzten Abschnitt der Bille, der die Landesgrenze bildet, entsprechend festgesetzt (http://www.schleswig-holstein.de/DE/Fachinhalte/H/hochwasserschutz/Downloads/FGE_Elbe_gefahr.html). Auf Hamburger Seite besteht das am 20.04.1982 festgesetzte ÜSG Bille (FHH, 2004), dessen Flächen von der Landesgrenze bis zur Alten Holstenstraße reichen (<http://www.geoportal-hamburg.de/Geoportal/geo-online/index.html>; dort unter ‚Themen‘ den Fachdatensatz ‚Umwelt und Klima‘ auswählen und dann ‚Hochwasser/Überschwemmungsgebiete (festgesetzte)‘).

Niedersachsen und Bremen

In Niedersachsen wird ebenfalls die Ausdehnung der Überflutungsfläche bei HQ_{100} verwendet, um Überschwemmungsgebiete zu definieren (NLWKN, 2005). Die Wasserbehörden können durch Verordnung die Überschwemmungsgebiete zu ‚gesetzlichen Überschwemmungsgebieten‘ festsetzen. Höher gelegene Flächen gelten bis zur Höhe des HHW als hochwassergefährdetes Gebiet.

Auch in Niedersachsen und Bremen werden die Vorgaben des WHG in drei Schritten umgesetzt. Bis Ende 2011 wurden die Risikogebiete an den Binnengewässern und an der Küste der EU mitgeteilt. Bis Ende 2013 wurden die Risikogebiete in ihrer flächenhaften Ausdehnung dargestellt. Bis Ende 2015 wurden die Hochwasserrisikomanagementpläne erstellt (Niedersächsisches Ministerium für Umwelt, Energie und Klimaschutz & Freie Hansestadt Bremen – Der Senator für Umwelt, Bau und Verkehr, 2012). Entsprechende Gefahren- und Risikokarten sind im Internet verfügbar (<http://www.bauumwelt.bremen.de/umwelt/hochwasserschutz/hochwasserrisikomanagement-23599>). In Bereichen mit überwiegendem Tideeinfluss können durch die Hochwassererhebungsverordnung Weser (Weser-HwGebV, 2013), entsprechend des Bemessungswasserstands, hochwassergefährdete Gebiete ausgewiesen werden.

Anlässlich des Hochwassers der Elbe vom August 2002 hat die Stadt Bremen einen Hochwasserschutzbericht veröffentlicht (Freie Hansestadt Bremen – Der Senator für Umwelt, Bau und Verkehr, 2003). Hier werden Hochwasserszenarien beschrieben, die Sturmfluten und einen hohen Oberwasserabfluss der Weser berücksichtigen. Die Nebenflüsse Lesum, Ochtum und Geeste sind mit Sturmflutsperrwerken versehen worden, wobei am Lesumsperrwerk zusätzlich ein leistungsfähiges Schöpfwerk vorhanden ist. An allen drei Nebenflüssen ist genügend Speicherraum vorhanden, um Binnenhochwasser während der Schließzeiten aufzunehmen. Es wird ein extremes Hochwasser der Wümme (Juli/August 2002) beschrieben, das innerhalb der vorgesehenen Überschwemmungsgebiete verblieben ist. Auf Hochwasser an kleineren tidebeeinflussten Zuflüssen wie Ihle, Schönebecker Aue, Beckedorfer Beeke und Blumenthaler Aue wird in diesem Hochwasserschutzbericht nicht eingegangen. Im Rahmen der Umsetzung des WHG wurden für diese vier Gewässer besondere Hochwasserrisiken festgestellt und deshalb Risiko- und Gefahrenkarten erstellt.

In Bremen wird die Steuerung der Hochwasserschutzanlagen inkl. Sperrwerke überwiegend von den Bremischen Deichverbänden am rechten und linken Weserufer durchgeführt (Wunsch, 2016).

3.2 Praxis von Binnenentwässerung und Hochwasserschutz in Hamburg

Von der Freien und Hansestadt Hamburg wird ein Drei-Säulenkonzept zum Hochwasserschutz verfolgt (Abb. 9).

Es setzt sich aus folgenden Säulen zusammen (LSBG, 2009):

- Vorbeugender Hochwasserschutz (z. B. hydrologische Auswertungen, Retention, ÜSG-Ausweisung, Risikokommunikation)
- Technischer Hochwasserschutz (Bewirtschaftung von Abflussverhältnissen mit baulichen Maßnahmen)
- Operativer Hochwasserschutz (z. B. Warndienst, Hochwasserabwehr, Unterhaltung)

Wie die Maßnahmen der einzelnen Säulen in den jeweiligen Modellregionen umgesetzt sind, wird in den Kapiteln 3.3 und 3.3 beschrieben.

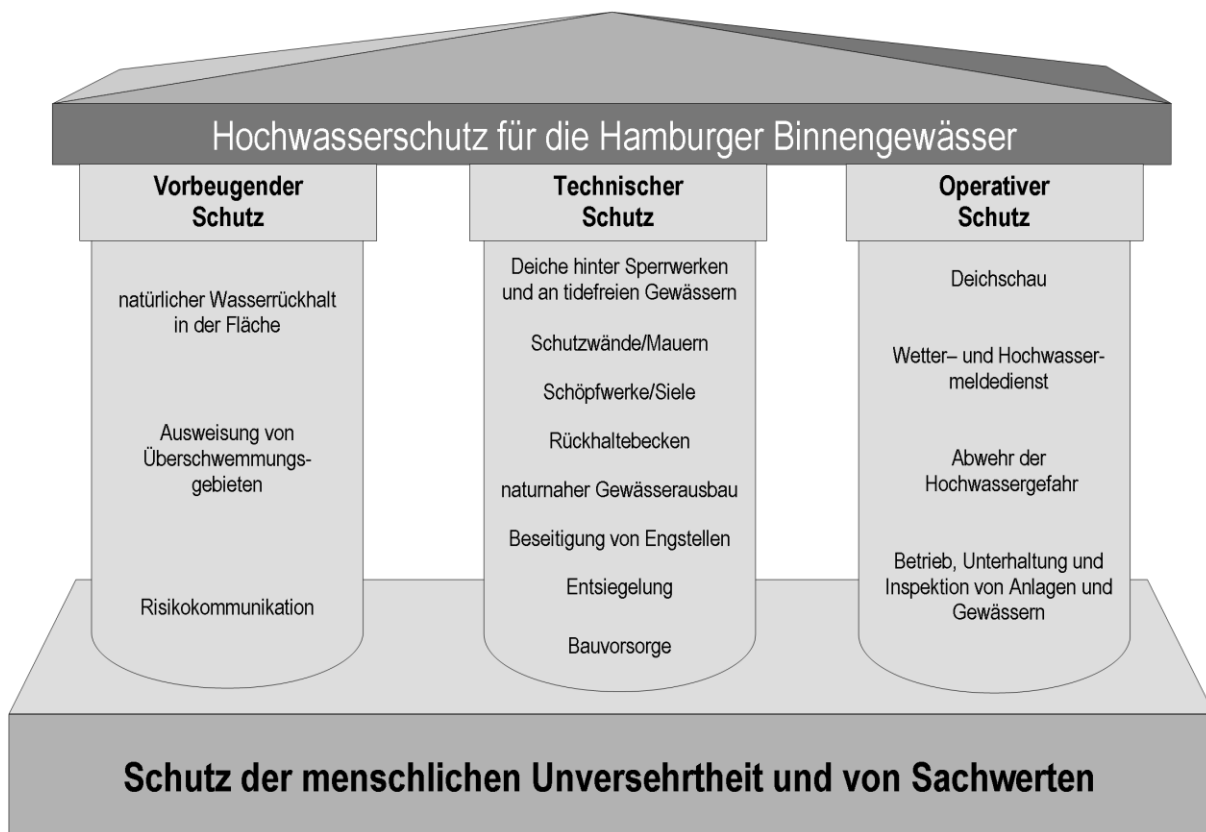


Abb. 9: Drei-Säulenkonzept des Hochwasserschutzes für Binnengewässer in der Freien und Hansestadt Hamburg (LSBG, 2009).

Zum operativen Hochwasserschutz zählt der ‚Warndienst Binnenhochwasser Hamburg‘ (WaBiHa) des LSBG (Abb. 10). Eingangsdaten sind zum einen COSMO-DE/D2 Prognosen des DWD und zum anderen aktuelle Wasserstände ausgewählter Gewässer. Im LSBG werden diese Informationen zusammengeführt und auf dieser Basis die Warnlage eingeschätzt. Über Warnungen und Meldungen werden die Bezirksämter, die Polizei und die Feuerwehr informiert. Zu den dann notwendigen präventiven Hochwasserschutzmaßnahmen gehört die Kontrolle der Gewässer und ggf. die Räumung von Hindernissen an Durchlässen und anderen durchströmten Bereichen, die der LSBG bei entsprechender Lage empfiehlt (LSBG, 2009).

Auch Dritte, wie Betroffene, Anwohner oder Interessierte können sich im Internet über den aktuellen Warnstatus der Gewässer informieren (www.wabiha.de). Die derzeitigen Funktionalitäten des Warndienstes werden in Kap. 4.8.1, die Weiterentwicklung im Rahmen des Projektes Stuck in Kap. 4.8.2 beschrieben.

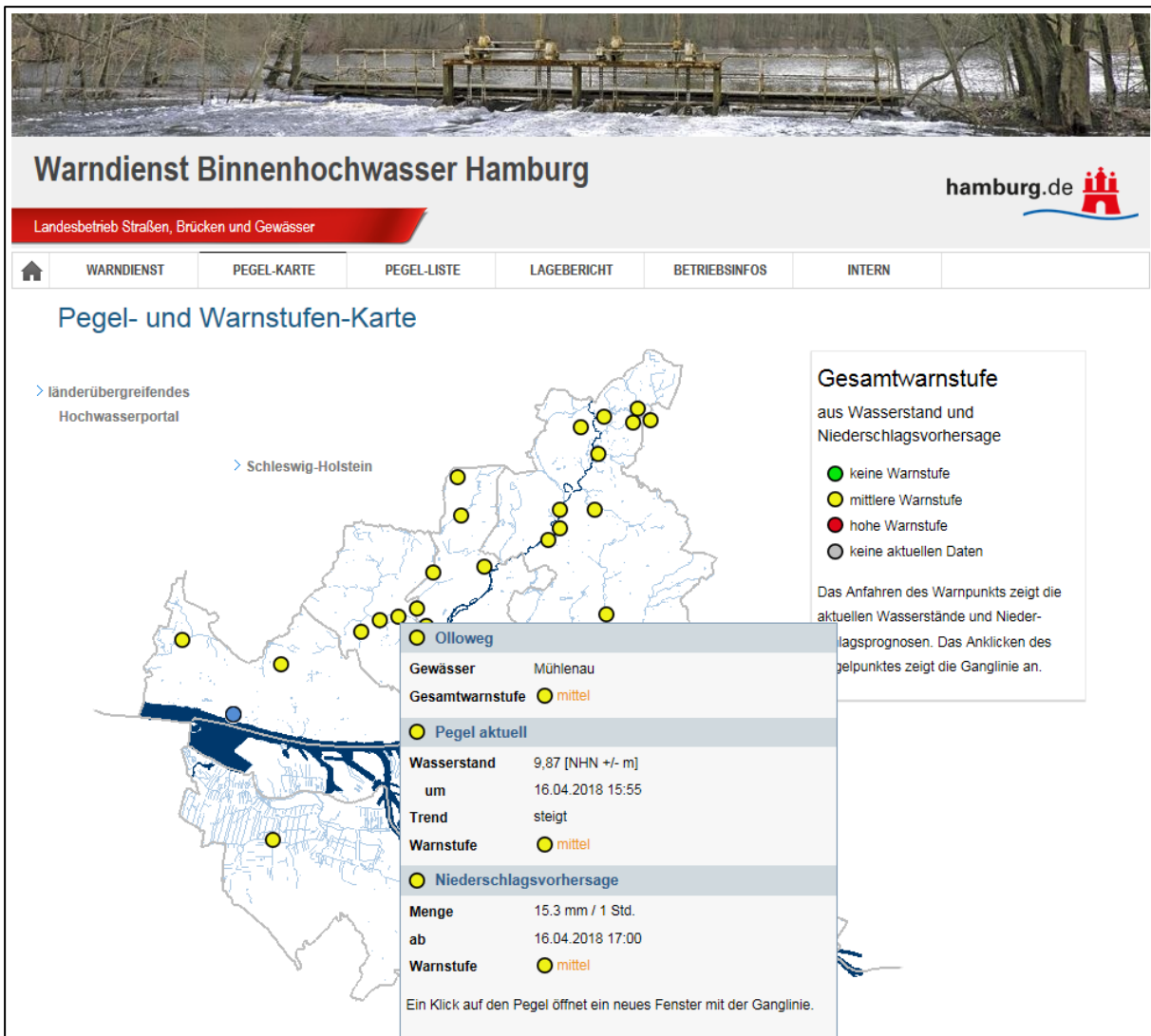


Abb. 10: Darstellung der Hochwassersituation am 18.11.2016: Eine entsprechende Niederschlagsvorhersage führt zum Erreichen der mittleren Warnstufe an den Pegeln. Zudem führt der Wasserstand an der Mühlenau hier zusätzlich zu einer mittleren Wasserstandswarnstufe

3.3 Modellregion Kollau

Die Modellregion Kollau ist gekennzeichnet durch zum Teil sehr dichte Bebauung und damit einher gehender hoher Bodenversiegelung. Dies führt, insbesondere bei Starkregen, zu einem hohen Oberflächenabfluss, welcher die Wasserstände bereits in sehr kurzer Zeit, z. T. innerhalb von 30–60 Minuten stark ansteigen lassen kann. Diese Problematik tritt insbesondere an der Mühlenau, dem Hauptzufluss der Kollau, auf (Abb. 2, Abb. 3). Folglich treten, nach Zusammenfluss von Mühlenau und Kollau, Überschwemmungsproblematiken häufig im Unterlauf der Kollau auf. Zum Rückhalt der Hochwasserwelle können in der Modellregion Kollau insgesamt 18 HRB und 3 RR verwendet werden, die insgesamt einen Stauraum von ca. 100.000 m³ aufweisen. Bei vier dieser Becken ist durch eine schwimmergesteuerte Drossel im Hochwasserfall eine variable Abgabe des eingestauten Wassers möglich. Die anderen HRB sind ungesteuert.

3.3.1 Vorbeugender Hochwasserschutz

Das Überschwemmungsgebiet (ÜSG) der Kollau im Bezirk Eimsbüttel ist ein Baustein des Vorbeugenden Hochwasserschutzes der Stadt Hamburg. Es erstreckt sich entlang der Kollau auf einer Fließstrecke von knapp sieben Kilometern, vom Kollauteich bis zu der Mündung der Kollau in die Tarpenbek, auf einer Fläche von 0,44 km² (Abb. 11). Das ÜSG umfasst landwirtschaftlich genutzte Flächen, Freiflächen, aber auch bebaute Flächen und Kleingartensiedlungen. Die ausgewiesenen ÜSG fungieren im Fall eines Hochwassers als Retentionsflächen, welche das Wasser zurückhalten (LSBG, 2014).

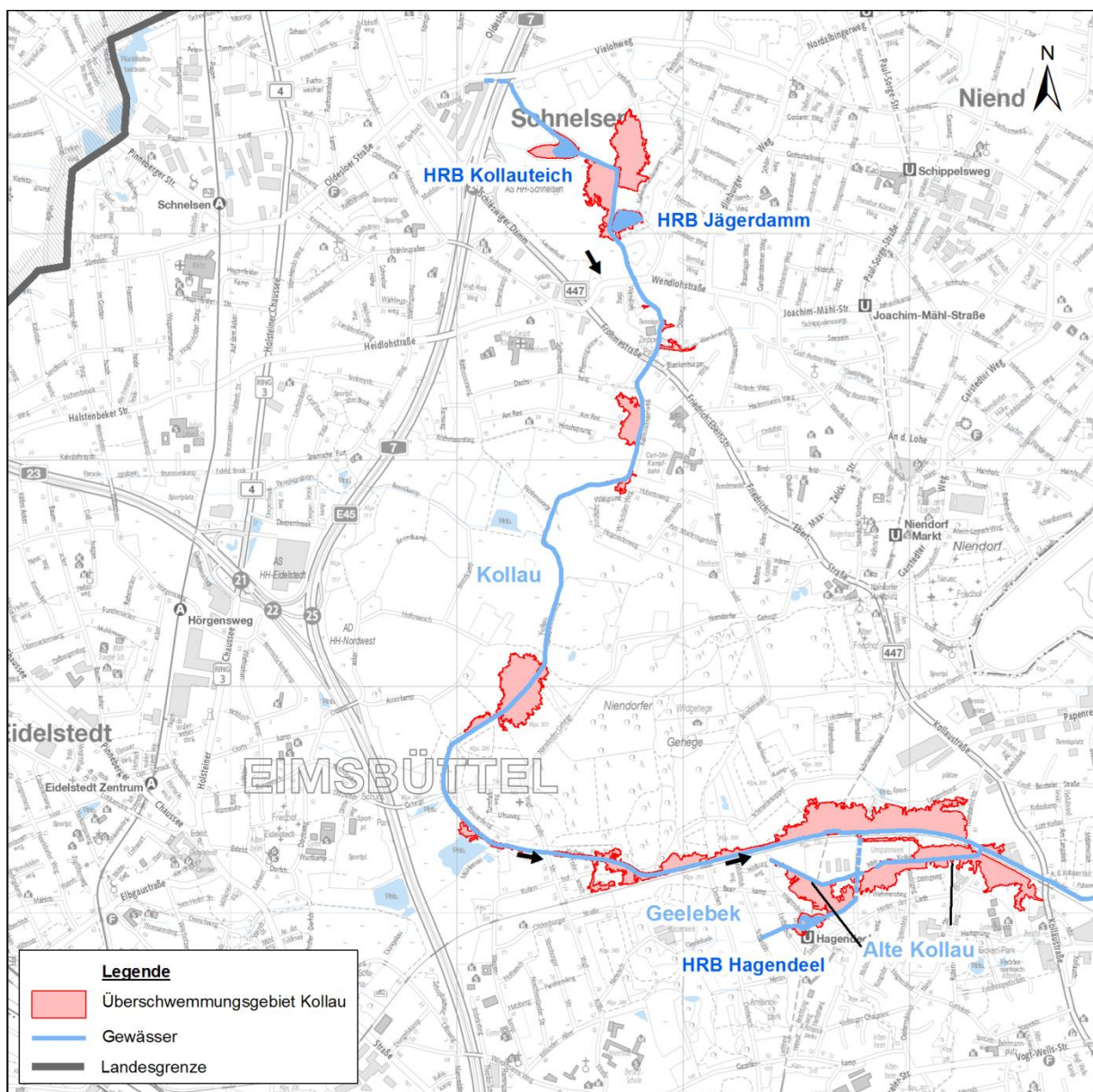


Abb. 11: Festgesetztes Überschwemmungsgebiet Kollau, ohne Maßstab (LSBG, 2014) (Geodaten: LGV).

3.3.2 Technischer Hochwasserschutz

Der Technische Hochwasserschutz in der Modellregion Kollau hat, wie auch an anderen Hamburger Binnengewässern, die Aufgabe, Schäden durch Hochwasser zu vermeiden. Im Folgenden werden wesentliche Bestandteile des Technischen Hochwasserschutzes in der Modellregion Kollau beschrieben.

An der Kollau selbst befindet sich nur ein HRB, der Kollauteich (Stat. 6+900). Hier erfolgt die Regelung des Wasserstands und des Abflusses in die Kollau über ein Wehr. Die Kollau ist im Nebenschluss an das HRB angebunden und durch eine Gabionenwand mit einer Überlaufschwelle von NHN +10,60 m abgetrennt (Ingenieurgemeinschaft Klütz & Kollegen Itzehoe GmbH, 2012). Über das HRB Jägerdamm gelangt der Zufluss des Vielohgrabens in die Kollau. Die Alte Kollau verfügt ebenfalls über ein HRB, welches bei Regenereignissen den Zufluss der Geelebek aufnimmt und so den direkten Abfluss in die Kollau mindert.

Fast alle HRB im Einzugsgebiet der Kollau weisen einen relativ niedrigen Wasserstand auf (Schneider, 2015). So besteht ein größerer Puffer im Hochwasserfall. Caspari (2016) zeigt im Rahmen seiner Studienarbeit beispielhaft am HRB Kronsaaalweg mit dem numerischen Modell KalypsoHydrology, dass eine gesteuerte Abgabe aus dem HRB zu einer deutlich stärkeren Minderung des Hochwasserscheitels führt.

Ebenfalls als einen Teil des Technischen Hochwasserschutzes kann die Renaturierung des Abschnitts Amerkamp (Stat. 3+400 bis 3+900) und des Gewässerabschnitts an der Vogt-Kölln-Straße (Stat. 2+200 bis 2+600) angesehen werden. Hier wird eine naturnahe Entwicklung des Gewässerlaufs zugelassen. An diesen Stellen mäandriert die Kollau stark. Dies erhöht zum einen deren ökologische Funktion, zum anderen sinkt die Abflussgeschwindigkeit.

Ein Querriegel, welcher das Gewässers seitlich und nach oben begrenzt und eine Anhebung des Wasserstands bei Mittel- und Hochwasser zur Folge hat, befindet sich stromauf der Fußgängerbrücke Wehmerweg.

Zusätzlich sei der Gewässerausbau der Mühlenau erwähnt, denn die Mühlenau bildet bei Stat. 3+000 den größten Zufluss der Kollau. Dort ist nördlich der Mündung das HRB Retentionsraum Mühlenau mit naturnaher Umgestaltung des Gewässers unter Erhalt des bisherigen Gewässers umgesetzt worden. Dieses Vorhaben dient der Senkung der Wasserstände bei einem Hochwasserereignis an der Mühlenau und somit auch am weiteren Unterlauf der Kollau (LSBG, 2009). Dieses HRB wurde als Ausgleichsfläche für den zweigleisigen Ausbau der AKN-Linie A1 angelegt. Für die Aufstockungsphase von Stuck wurde dieses HRB als Untersuchungsgebiet ausgewählt, um dort den Hochwasserschutz unter gleichzeitiger Aufwertung des ökologischen Zustands zu verbessern (LSBG, 2020a).

Ein weiteres Element, welches Einfluss auf den Hochwasserschutz in der Modellregion der Kollau nimmt, ist eine Rückstauklappe an dem Zufluss der Alten Kollau. Diese verhindert einen Zufluss aus der Kollau in die Alte Kollau.

3.3.3 Operativer Hochwasserschutz

Im Rahmen des Operativen Hochwasserschutzes existieren gegenwärtig drei Pegel im Einzugsgebiet der Kollau. Davon befinden sich zwei Pegel an der Kollau und ein Pegel an der Mühlenau (Tab. 1, Abb. 2).

Diese Pegel werden auch im Warndienst Binnenhochwasser Hamburg eingesetzt (Kap. 3.2). Auf Grundlage der Pegeldata in Verbindung mit Niederschlagsmessungen können Prognosen für Pegelstände und mögliche Hochwasserereignisse herausgegeben werden.

Neben der frühzeitigen Erkennung von Hochwasserereignissen sind die Information und Verstärkung des Hochwasserbewusstseins der potenziell betroffenen Bevölkerung für den Operativen Hochwasserschutz von Bedeutung. Einen Beitrag leisten die eingangs erwähnte Ausweisung der Überschwemmungsgebiete und die zugehörige Öffentlichkeitsarbeit. Dazu gehört auch die Demonstration der möglichen Wasserstände mit Hilfe von mobilen Flutsäulen der TUHH, die im Nachgang der Überschwemmungen von 2002 erfolgte (Tiedemann, 2006).

3.3.4 Statistische Auswertungen

Auswertungen zu den Laufzeiten der Hochwasserscheitel an der Kollau finden von der Errichtung des Pegels Vogt-Kölln-Straße im November 2015 bis zur Ende der Aufzeichnung am Pegel Olloweg im März 2019 statt. Es werden dabei die Ereignisse betrachtet, bei denen der Pegel Vogt-Kölln-Straße die Warnstufe Rot erreicht und für alle drei Pegel plausible Daten vorliegen. Beispielhaft ist das Ereignis vom 06.10.2017 grafisch dargestellt (Abb. 12).

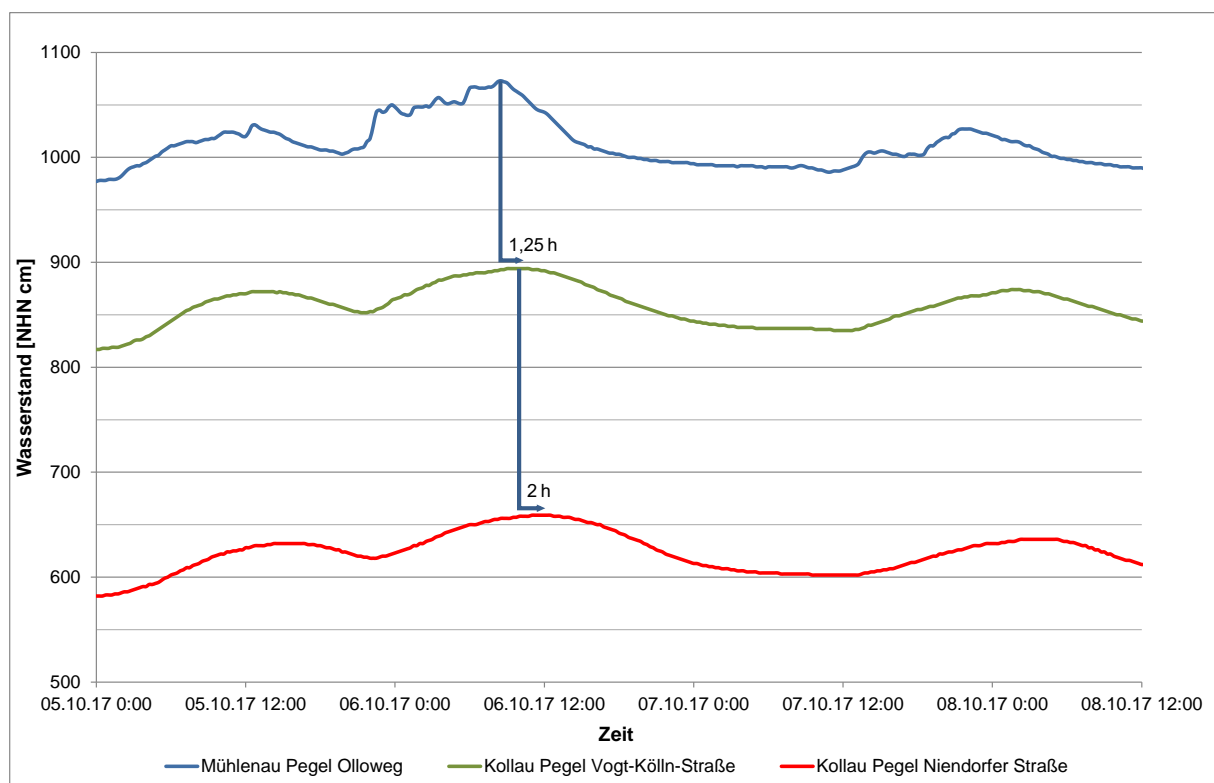


Abb. 12: Wasserstandsganglinien an den Pegeln der Mühlenau und Kollau während des Hochwassers am 06.10.2017.

An neun aufgetretenen Ereignissen lässt sich eine Laufzeit des Hochwasserscheitels vom Pegel Olloweg bis zum Pegel Niendorfer Straße von 2 bis 6,25 Stunden mit einem Mittel von 4,5 Stunden ermitteln (Tab. 3). Trotz des längeren Fließwegs ist die Laufzeit des Hochwasserscheitels zwischen Vogt-Kölln-Straße und Niendorfer Straße vergleichbar mit der im oberen Abschnitt. Mögliche Ursachen hierfür könnte zum einen das künstlich angelegte und sehr geradlinig verlaufende Gewässerbett entlang der Güterumgehungsbahn sein (hohe Fließgeschwindigkeiten), trotz des renaturierten Bereichs (langsame Fließgeschwindigkeiten) im Bereich der Vogt-Kölln-Straße. Zum anderen durchströmt die Mühlenau kurz vor Einmündung in die Kollau das HRB Retentionsraum Mühlenau, der zu einer Absenkung des Hochwasserscheitels führt (LSBG, 2009). Eine Überlagerung mit dem Oberwasser aus der Kollau ist wegen fehlender doppelter Spitzen am Pegel Niendorfer Straße nicht ersichtlich.

Tab. 3: Laufzeiten des Hochwasserscheitels vom Pegel Olloweg an der Mühlenau in die Kollau bis Pegel Niendorfer Straße.

Hochwasserereignis	Olloweg bis Vogt-Kölln-Straße: 763 m [h]	Vogt-Kölln-Straße bis Niendorfer Straße: 2.001 m [h]	Gesamtstrecke: Olloweg bis Niendorfer Straße: 2.764 m [h]
15.11.2015	3	1,75	4,75
22.02.2016	4	2,25	6,25
23.05.2016	3,25	2,25	5,5
30.06.2017	0,75*	1,25	2
06.09.2017	1,5	2,75	4,25
06.10.2017	1,25	2	3,25
02.11.2017	2,5	2,5	5
04.01.2018	3,25	1,75	5
09.12.2018	2	2,5	4,5
Mittelwert	2,4	2,1	4,5

* zwei Maxima am Pegel Olloweg

3.4 Modellregion Dove-Elbe

In der tiefliegenden Modellregion Dove-Elbe liegt ein komplexes Entwässerungssystem vor (Abb. 5 und Abb. 6), das aus Gräben, Wehranlagen und Schöpfwerken besteht. Entlang des gesamten Unterlaufs der Dove-Elbe wurde 1966 ein Überschwemmungsgebiet (ÜSG), das als Zwischenspeicher bei eingeschränkter Entwässerung in die Tideelbe dient, durch Verordnung des Hamburger Senats festgesetzt (3. DVO/HWaG, 1966). Das ÜSG wird aus der Gewässer- und Vorlandfläche gebildet, das durch die alten Deichlinien (sichtbar im Digitalen Geländemodell (DGM), Abb. 7) begrenzt wird und eine Fläche von etwa 5 km² hat.

3.4.1 Vorbeugender Hochwasserschutz

Das ÜSG Dove-Elbe gehört zur Säule des Vorbeugenden Hochwasserschutzes der Stadt Hamburg. Im weiteren Verlauf der Bille (Obere Bille) zwischen Landesgrenze und der Alten Holstenstraße wurde 1982 das ÜSG Bille ausgewiesen (s. Kap. 3.1). Entlang der Dove-Elbe (Oberlauf), der Brookwetterung und der Gose-Elbe wurden im Zuge der Umsetzung des WHG Risikogebiete ermittelt und auf Grundlage des § 76 WHG als ÜSG festgesetzt (FHH, 2017).

Als Beispiel für Wasserrückhalt in der Fläche kann das Güterverkehrszentrum Moorfleet genannt werden. Mit einer Fläche von 300.000 m² bei einem Versiegelungsgrad von 85 % liegt es im Marschgebiet mit einem hohen Anteil von Klei und Mudde im anstehenden Boden. Der schlecht durchlässige Boden und der geringe Flurabstand des Grundwassers von nur 20 bis 30 cm erlauben es kaum, das Niederschlagswasser zu versickern. Regenwassersiele sind nicht vorhanden und der Moorfleeter Schlauchgraben als lokaler Vorfluter des Geländes ist hydraulisch ausgelastet. Zur Retention des Niederschlagswassers wurden deshalb zwei Grabensysteme angelegt, die über einen gedrosselten Ablauf in den Moorfleeter Schlauchgraben entwässern (LSBG, 2009).

Das Risikobewusstsein ist in der Region Vier- und Marschlande aufgrund der Historie und tiefgelegenen Topographie hoch und es wird entsprechend Eigenvorsorge betrieben. Zudem gibt es einen Dialog mit den Betroffenen. So z. B. über die Onlinediskussion ‚Hochwasserschutz – wat tut Not?‘ initiiert von KLIMZUG-NORD (TuTech Innovation GmbH, 2011), bei der die Bürger auch aufgefordert waren, Maßnahmenvorschläge zu machen.

3.4.2 Technischer Hochwasserschutz

Die Säule des technischen Hochwasserschutzes wird insbesondere durch eine Vielzahl baulicher Anlagen repräsentiert. Mit deren Hilfe wird entweder das Abflussvermögen eines Gewässers auf begrenzter Breite und Länge gewährleistet oder auf die Höhe und Dauer von Hochwasserereignissen steuernd eingegriffen. Im Bereich der Dove-Elbe sind das vor allem ein Deichsiel, Schleusen, Wehre und, wegen der tiefliegenden Marschgebiete, Schöpfwerke (Abb. 6). Ein HRB befindet sich im Stadtgebiet Bergedorf (Bergedorfer Rathausteich an der Schulenbrooksbek) (LSBG, 2009).

Im Bereich des Gewässerausbau wurde 2004 für das Einzugsgebiet der Brookwetterung mit Schleswig-Holstein eine länderübergreifende Zusammenarbeit vereinbart und Maßnahmen an 18 Standorten umgesetzt. Dazu gehören die Grundinstandsetzung der Brookwetterung, die Errichtung von Sandfängen, Konzepte zum Regenrückhalt in den Siedlungsräumen, Schaffung von Retentionsflächen im Geestrandbereich, Veränderung der Einleitung von Niederschlagswasser in die Gewässer und die Umgestaltung der Einmündung des Sander-Knollgrabens (größtes Teileinzugsgebiet) in die Brookwetterung (LSBG, 2009).

Für die Hauptgewässer im Einzugsgebiet der Dove-Elbe sind die Steuerungs- und Regelanlagen in Tab. 4 detailliert dargestellt. Neben den Regelwasserständen finden sich auch die jeweiligen kritischen Wasserstände für die Bereiche vor den wasserwirtschaftlichen Bauwerken. Die Lage der Bauwerke kann Abb. 5 entnommen werden.

Tab. 4: Steuerungs- und Regelungsbauwerke zur Bewirtschaftung der Hauptgewässer (BWS GmbH, 2011).

Gebiets-einheit	Bezeich-nung	EZG-Größe [km ²]	Geometrie/Leistung	Regel-wasser-stand [NHN cm]	kritischer Wasser-stand [NHN cm]	Steuerung
ÜSG Dove-Elbe (Unterlauf)	Deichsiel Tatenberg	ca. 507	3 Sieltunnel je l. W. 4,20 m, l. H. 4,00 m, Sohle NHN -2,5 m, Länge 53 m	+90 ± 20	+180	automatische Schließung bei gleichen Wasserständen innen und außen, ereignis-bedingte Entwässerung bis auf min. NHN +65 cm
Dove-Elbe (Oberlauf)	Dove-Elbe-Schleuse	ca. 54	l. W. 7,00 m, Sohle NHN -3,50 m, Länge 30 m	+90 ± 20	+125	manuelle Schließung bei NHN +116 cm, selbsttätige Öffnung der Stemmtore bei sinkendem UW
Gose-Elbe	Reit-schleuse	ca. 69	l. W. 7,00 m Sohle NHN -3,54 m, Länge 27 m	+90 ± 10	+125/ +145*)	manuelle Schließung bei NHN +110 cm, manuelle Öffnung bei sinkendem UW
	Sturm-pumpen Och-sen-werder		4 x 1.9 m ³ /s			Betrieb der Sturmpumpen bei geschlossener Reit-schleuse bis NHN +90 cm im OW bzw. Wiederöffnung
Neuer Schleusen-graben	Krapphof-schleuse	ca. 357	l. W. 12,00 m Sohle NHN -2,10 m, Länge 105 m	+135 ± 10	+215	Notentwässerung bei Hochwasser über Torumläufe möglich
	Stauanlage Umfluter		2 Schütztafeln je l. W. 2,50 m, l. H. 2,75 m, Sohle NHN +0,26 m			automatische Steuerung auf Regelwasserstand, Öffnung im Hochwasserfall
	Grundab-las Umfluter		2 Schütztafeln (ab-senkbar) je l. W. 1,65 m, l. H. 1,60 m, Sohle NHN +0,26 m			manuelle Öffnung bei etwa NHN +160 cm im Schleusengraben (keine feste Betriebsregel)
Schleusen-graben	Stauanlage Kurfürsten-deich-schosse mit Fischpass	ca. 357	3 Schütztafeln ge-samt l. W. 5,40 m, l. H. 4,00 m Sohle NHN -0,60 m	+135 ± 10	+215	Schließung im Hochwasser-fall
Bille	Serrahn-wehr	ca. 348	3 Schütztafeln ge-samt, l. W. 13,0 m, l. H. 1,60 m Drempelhöhe NHN +1,92 m	+315 ± 10	+350	Automatiksteuerung auf Regelwasserstand, voll-ständige Öffnung bei Hochwasser
	Korn-was-ser-mühle		3 überströmbare Wehrschwelle l. W. 5,80 m, Sohle NHN +1,65 m, Schwellenhöhe NHN +3,00 m			Öffnung der Tafeln ab NHN +340 cm im OW

l. W.: lichte Weite
l. H.: lichte Höhe

*) im Oberlauf UW: Unterwasser
OW: Oberwasser

Beim Bau der Anlagen wurden definierte Lastfälle zugrunde gelegt, die schadlos bewältigt werden können. Bei der Dove-Elbe liegt dieser Lastfall bei einem 5-jährlichen Binnenabfluss und zwei Sperrtiden mit einem Mindestwasserstand des Tideniedrigwassers von

NHN +140 cm, bei denen keine Entwässerung über das Siel an der Tatenberger Schleuse möglich ist (BWS GmbH, 2011).

Die Schöpfwerke (SW) verfügen über folgende Förderleistungen (Senat der Freien und Hansestadt Hamburg, 2012):

SW Moorwerder	0,44 m ³ /s
SW Ochsenwerder (Sturmpumpen Gose-Elbe)	7,6 m ³ /s
SW Ochsenwerder (Entwässerung Ochsenwerder)	3,0 m ³ /s
SW Reitbrook	2,0 m ³ /s
SW Seefeld	3,3 m ³ /s
SW Neuengamme	2,0 m ³ /s

Die wasserbaulichen Anlagen dienen auch dazu, die Wasserstände im Normalfall zu steuern (Regelwasserstände in Tab. 4). Über die Stauanlagen Dove-Elbe-Schleuse und Reitschleuse und v. a. über das Deichsiel an der Tatenberger Schleuse (Abb. 5) wird der Wasserstand auf NHN +90 cm für die Marsch geregelt. Die tieferliegenden Gebiete der Marsch sind durch Deiche geschützt und werden über Schöpfwerke entwässert (Abb. 6). Das höhere Niveau der nördlich anschließenden Geest, mit dem Zufluss der Bille (Obere Bille), wird gestaffelt über die Krapphofschleuse mit NHN +135 cm und das Serrahnwehr mit NHN +315 cm gesteuert.

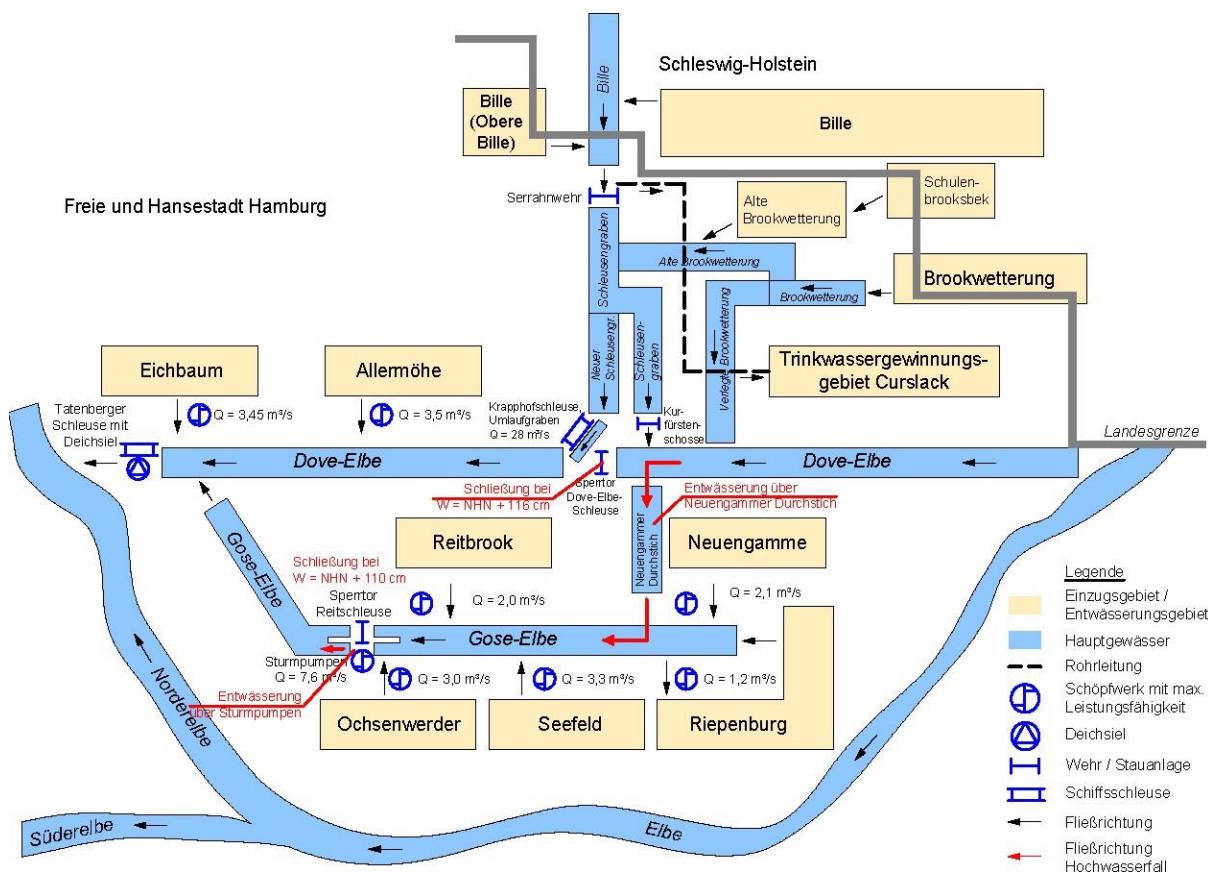


Abb. 13: Schematische Darstellung der Teileinzugsgebiete der Dove-Elbe mit Schöpfwerken. Die roten Pfeile stellen die Ent- und Bewässerung im Hochwasserfall dar.

In Abb. 6 sind die Fließwege des Wassers im Normalfall dargestellt. Im Falle eines Hochwassers werden die dargestellten Anlagen so gesteuert, wie es in der letzten Spalte der Tab. 4 beschrieben wird. Steigt im ÜSG Dove-Elbe bei einem Hochwasser der Wasserstand auf NHN +110 cm an, werden der Oberlauf der Dove-Elbe über die Dove-Elbeschleuse und die Gose-Elbe über die Reitschleuse hydraulisch entkoppelt (Abb. 13). Im Bereich des Oberlaufs kommt es zum Rückstau bzw. zu einer Entwässerung über den Neuengammer Durchstich in die Gose-Elbe. An der Reitschleuse entwässert die Gose-Elbe über Sturmpumpen in das ÜSG Dove-Elbe.

Das ÜSG Dove-Elbe entwässert in die Tideelbe. Liegt der Außenwasserstand der Elbe bei Tideniedrigwasser höher als im ÜSG, ergibt sich eine Sperrtide, bei der nicht entwässert werden kann und der Wasserspiegel bis zum nächsten Tideniedrigwasser weiter ansteigt (Abb. 14).

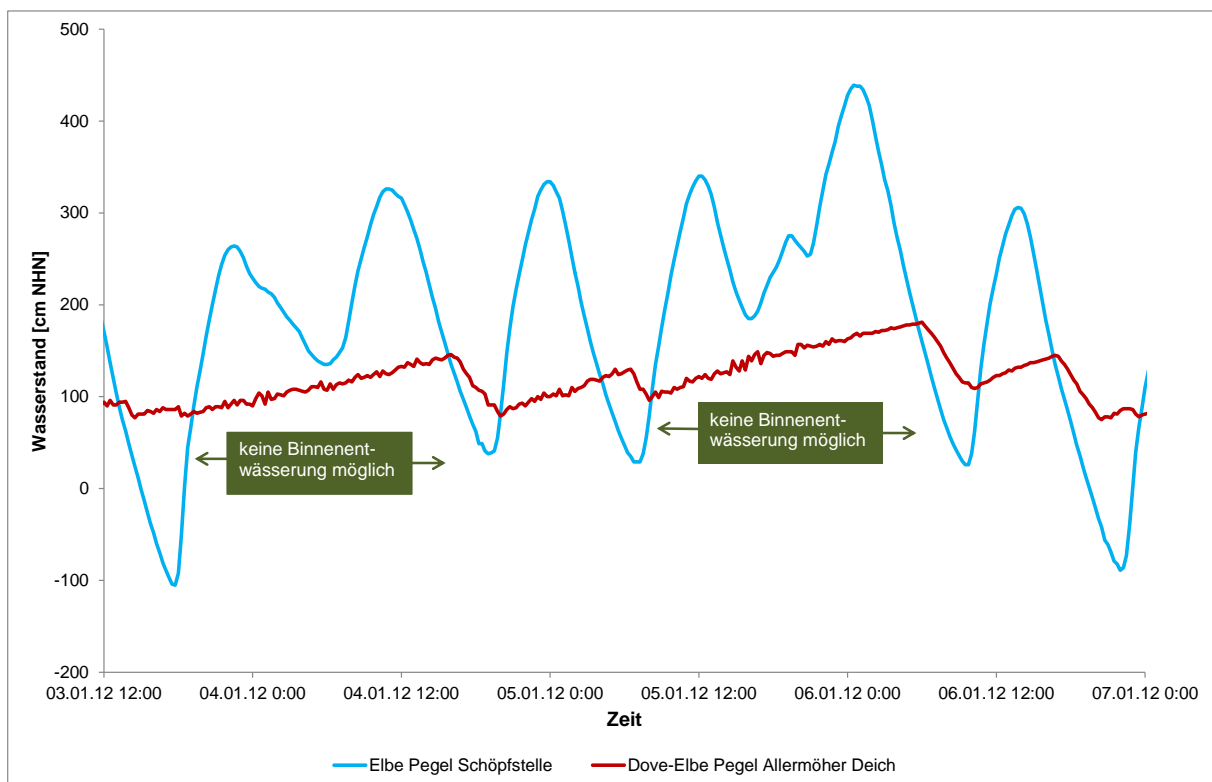


Abb. 14: Verlauf des Binnenwasserstands der Dove-Elbe am Pegel Allermöher Deich und des Tidewasserstands am Pegel Schöpfstelle der Elbe im Januar 2012 (Daten: BUE, HPA).

Im ÜSG Dove-Elbe können ca. 1,5 Mio. m³ Wasser zwischengespeichert werden, bevor der kritische Wasserstand von NHN +180 cm erreicht wird. Dieser Wert wurde empirisch festgelegt, da es bei höheren Wasserständen zu einem Rückstau in den Schleusengraben und dann weiter in die Bille (Obere Bille) kommt. Auch innerhalb des ÜSG liegen bauliche Anlagen, die bereits bei diesem Wasserstand betroffen sind (BWS GmbH, 2011). Die begrenzenden Deiche des ÜSG würden einen höheren Einstau erlauben.

Im Oberlauf der Dove-Elbe liegt der kritische Wasserstand bei NHN +125 cm. Ab diesem Wasserstand kommt es zur Überschwemmung von Vorlandflächen im Talraum. Zudem verursacht dieser Wasserstand bereits einen Rückstau in die Curslacker Sielgräben und eine Vernässung der dortigen tiefliegenden Bereiche (BWS GmbH, 2011).

Im Schleusengraben liegt der kritische Wasserstand bei NHN +215 cm. Ab diesem Wasserstand kommt es zu Aussickerungen am alten Deich. Zudem kommt es durch die nachlassende Entwässerungsleistung zu einem Rückstau in die Alte Brookwetterung (BWS GmbH, 2011), die entlang des Geestrands verläuft und in den oberen Teil des Schleusengrabens entwässert. Die Schulenbrooksbeek fließt ebenfalls durch Bergedorf und entwässert über eine Rohrleitung in die Alte Brookwetterung. Im Bergedorfer Rathauspark wurde im Gewässerlauf der Schulenbrooksbeek ein HRB gebaut.

In der Bille (Obere Bille) liegt der kritische Wasserstand bei NHN +350 cm. Bei einem weiteren Ansteigen sind Teile der angrenzenden Stadtgebiete gefährdet.

Auch in der Gose-Elbe gilt der kritische Wasserstand von NHN +125 cm wie im Oberlauf der Dove-Elbe, die über den Neuengammer Durchstich hydraulisch verbunden sind. Auch im Bereich der Gose-Elbe sind bei Wasserständen von NHN +145 cm bereits mehrere bauliche Anlagen betroffen und landwirtschaftliche Nutzflächen überflutet (BWS GmbH, 2011).

3.4.3 Operativer Hochwasserschutz

Das Bezirksamt Bergedorf ist für den Betrieb, die Unterhaltung und die Inspektion der Gewässer und Anlagen in der Modellregion Dove-Elbe zuständig. Die Hamburg Port Authority (HPA) ist für das Deichsiel und die Schleuse Tatenberg zuständig. Daneben pflegen und unterhalten auch der Ent- und Bewässerungsverband der Marsch- und Vierlande im Bereich zwischen ÜSG Dove-Elbe und Tideelbe sowie der Wasserverband Nettelnburg westlich des Schleusengrabens die kleineren Gräben, die vom Bezirksamt Bergedorf nicht unterhalten werden.

Die Gewässerabschnitte Schleusengraben/Neuer Schleusengraben und Dove-Elbe werden vom Bezirksamt so unterhalten, dass die für die Schifffahrt benötigten Wassertiefen von etwa zwei Metern gewährleistet werden (Wehling, 2015).

Als tidebeeinflusstes Gewässer ist die Beobachtung und Vorhersage des Außenwasserstands am Pegel Schöpfstelle von Bedeutung. Seit dem hydrologischen Jahr 1999 liegen die gemessenen Daten vor. Vorhersagen des Wasserstands für den Pegel Schöpfstelle werden vom BSH nicht zur Verfügung gestellt. Hier muss auf die Vorhersagen für die Pegel St. Pauli und Zollenspieker zurückgegriffen werden.

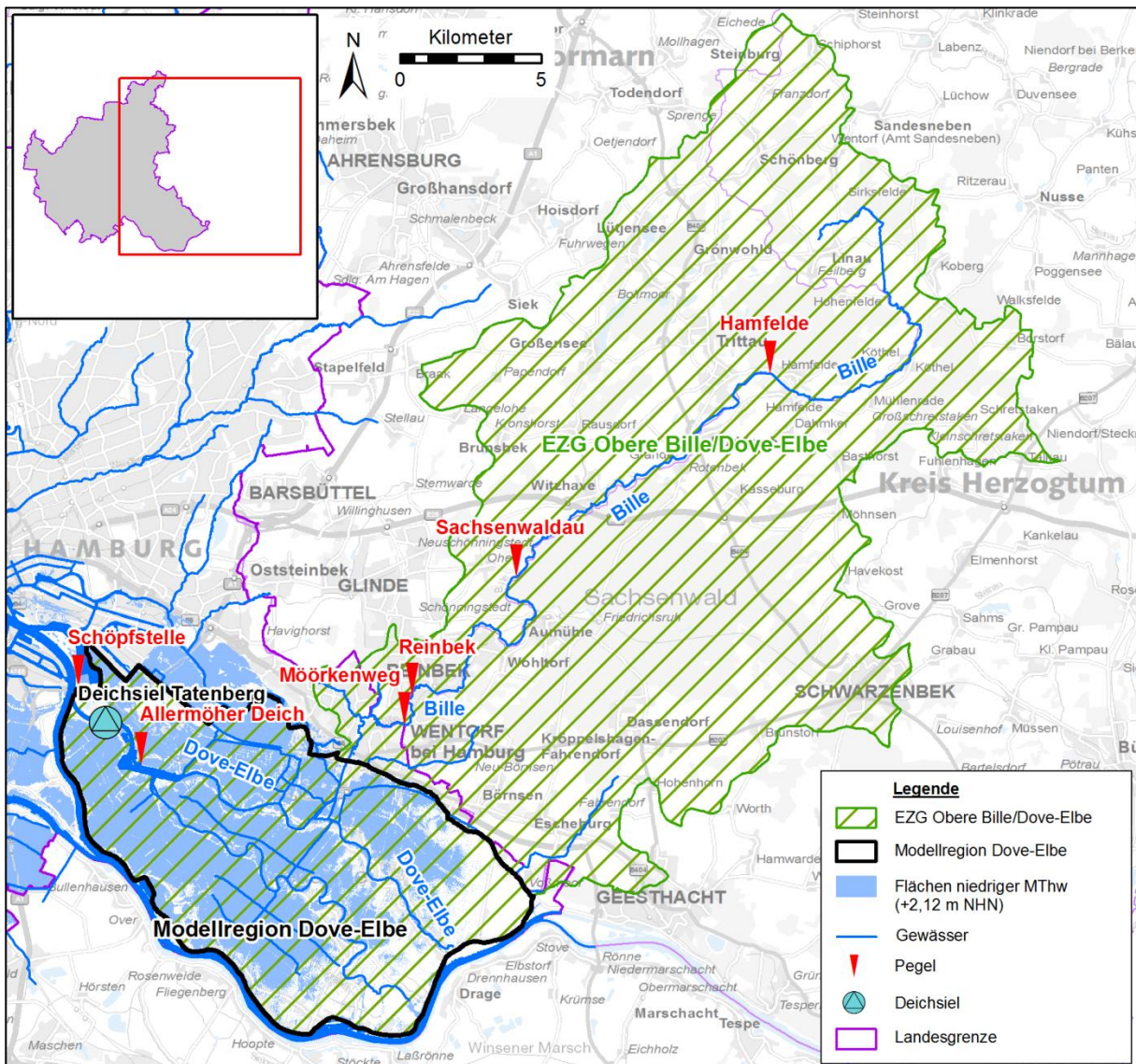


Abb. 15: Einzugsgebiet Obere Bille/Dove-Elbe mit betrachteten Pegeln in Hamburg und Schleswig-Holstein (Geodaten: LGV).

Aus wasserwirtschaftlicher Sicht gibt es in der Dove-Elbe nur die Wasserstandsvorabsenkung als kurzfristig umsetzbare operative Hochwasserschutzmaßnahme, die ohne wasserbauliche Arbeiten auskommt. Zusätzlich kämen auch die Gose-Elbe, die Schöpfwerksgebiete und der Schleusenграben für eine Vorabsenkung in Frage.

Der Regelwasserstand im ÜSG Dove-Elbe beträgt NHN +90 cm. Dieser kann über die Steuerung des Deichsiels Tatenberg (Abb. 15) abgesenkt werden. Bei einem mit dem Bezirksamt abgestimmten Reaktionstest am 09.04.2002 (BWS GmbH, 2002) wurde der Wasserstand am Tatenberger Siel innerhalb von vier Stunden auf NHN +70 cm abgesenkt und anschließend für 1,5 Stunden gehalten. Danach wurde das Siel geschlossen. Am Pegel Allermöher Deich wurden dabei über 3 Stunden Werte von NHN +69 bzw. +70 cm gemessen und der Wasserstand lag über 13 Stunden unter NHN +80 cm. Eine kurzfristige Absenkung des Wasserstands auf NHN +70 cm scheint deshalb schadlos möglich.

Ziel dieses Reaktionstests war die Prüfung der hydraulischen Wirksamkeit der Dove- und Gose-Elbe. Die Absenkung dauerte vier Stunden bei einem Ausgangswasserstand von NHN +105 cm und bei ausgeschalteten Schöpfwerkspumpen. Während der Wasserstand der Dove-Elbe auf der ausgebauten Strecke bis zum Neuengammer Stichkanal binnen einer halben Stunde reagiert, sank der Wasserstand 1,7 km oberhalb der Blauen Brücke (unterhalb des Neuengammer Stichkanals) während des Reaktionstest nur noch um 6 cm ab. In der Gose-Elbe ist die hydraulische Wirksamkeit deutlich geringer. Am Schöpfwerk Neuengamme, das die gleiche Entfernung von 16,3 km zum Tatenberger Siel aufweist wie die Blaue Brücke, liegt der Wasserstand noch bei NHN +93 cm, während er an der Blauen Brücke zum gleichen Zeitpunkt auf NHN +70 cm gefallen ist. Bereits am SW Reitbrook (9,4 km) kann nach vier Stunden Absenkphase, zzgl. eineinhalb Stunden Halten des Wasserstands, keine vollständige Angleichung des Wasserstands erreicht werden. Der Reaktionstest fand am 09.04.2002 statt, als die Verkrautung noch nicht stark ausgeprägt gewesen sein sollte und diese somit als Grund für die verzögerte Reaktion ausscheidet.

In Abb. 16 ist für alle Sperrtiden im Zeitraum 01.01.2002 bis 31.05.2019 angegeben, wie weit der Wasserstand vor einem Sperrereignis (erkennbar am Pegel Allermöher Deich) tatsächlich abgesenkt wurde. Dabei wird der Wert verwendet, der vor Ausgleich der Wasserstände mit dem Außenwasserstand gemessen wurde. Zudem ist dargestellt, welcher (Hoch-)Wasserstand bis zur nächsten Möglichkeit der Sielöffnung erreicht wurde.

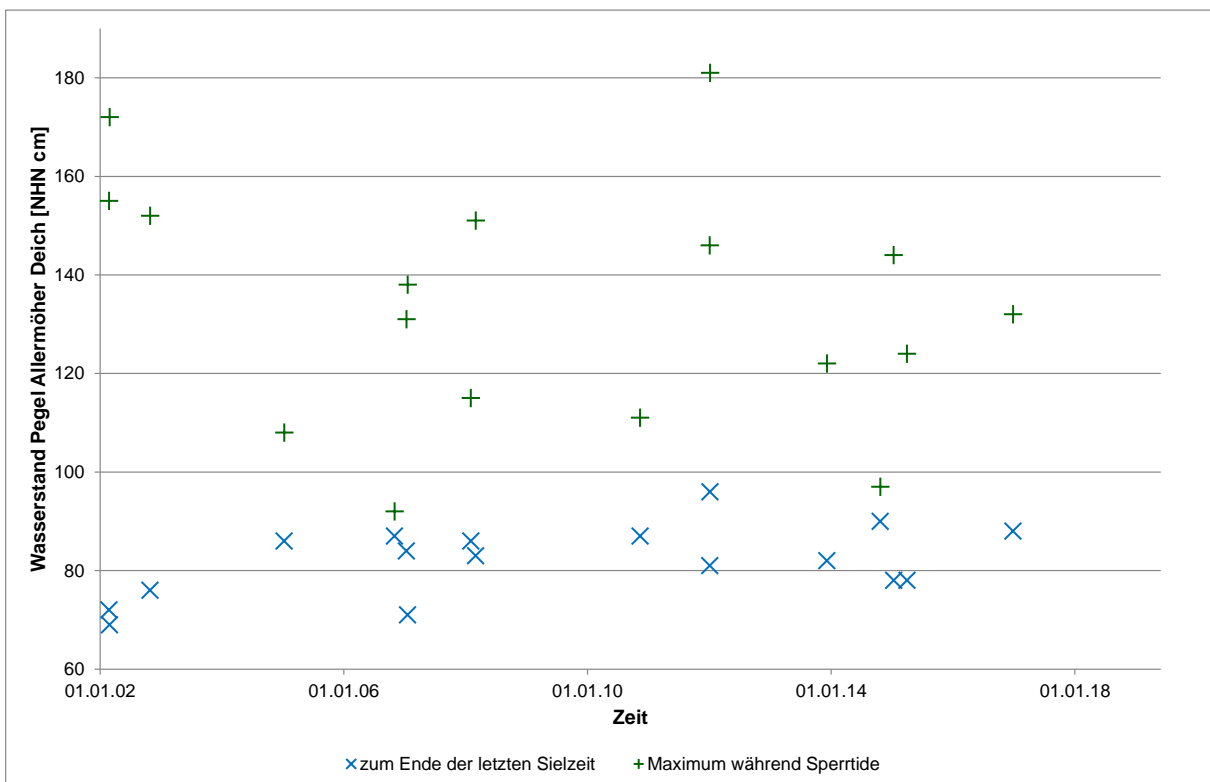


Abb. 16: Wasserstände am Pegel Allermöher Deich vor einer Sperrtide und während der Sperrzeit. Angegeben sind die Wasserstandsminima, die vor einer Sperrtide vorhanden waren und der letzte gemessene Wasserstand vor Angleichung der Wasserstände am Pegel Schöpfstelle.

Es wird ersichtlich, dass eine Vorabsenkung in der Dove-Elbe mit manueller Steuerung zu erfolgen hat, denn das Potenzial der Vorabsenkung wird nach Inbetriebnahme der automatischen Steuerung 2006 bis auf eine Ausnahme nicht voll ausgeschöpft (vgl. Kap. 7.2.1).

Setzt man die durchschnittliche Dauer niedrigerer Außenwasserständen von etwas über sieben Stunden (ohne Windstau) in Relation zum Reaktionstest der BWS GmbH, kann eine Vorabsenkung in der Dove-Elbe bis zum Neuengammer Stichkanal und in der Gose-Elbe bis etwa zum Schöpfwerk Seefeld (11,6 km) innerhalb eines Tnw wirken. Für eine Vorabsenkung der weiter stromaufliegenden Bereiche muss der Wasserstand bereits eine Tnw-Phase vorher abgesenkt werden. Dies ist auch sinnvoll, wenn der Windstau beim Tnw vor der Sperrtide schon so hoch ist, dass nur eine eingeschränkte Entwässerung möglich ist.

In oben genanntem Bericht der BWS GmbH (2002) wird die Maßnahme einer Wasserstands-vorabsenkung als wichtiger Beitrag im Rahmen des Hochwassermanagements genannt, der jedoch als einzige Maßnahme als nicht ausreichend erachtet wird. Deshalb wird im Rahmen von Stuck untersucht, welches weitere Retentionspotenzial auf den dicht von Gräben durchzogenen Flächen der Vier- und Marschlande vorhanden ist, um die Hochwasserscheitelhöhe in der Dove-Elbe signifikant abzusenken. Dazu werden Daten über die Schöpfwerksgebiete und ihre Gräben erhoben. Detailuntersuchungen erfolgen im Schöpfwerksgebiet Reitbrook, da für dieses Gebiet detaillierte Aufzeichnungen der Pumplaufzeiten und Binnenwasserstände bei einigen Hochwasserereignissen vorliegen. Ziel ist eine Abschätzung des Volumens in den Gräben in Relation zum Gebietsniederschlag, der Pumpenleistung, dem Zufluss aus der Bille und dem Porenvolumen der Böden. Die auf dieser Abschätzung beruhenden Ergebnisse werden für die Untersuchung der Maßnahme ‚Vorabsenkung durch Pumpbetrieb von Schöpfwerken‘ (Kap. 7.2.3) verwendet.

3.4.4 Statistische Auswertungen

Für den Warndienst Binnenhochwasser Hamburg werden für jeden betrachteten Pegel Warnstufen definiert. In Hamburg werden zwei Hochwasserwarnstufen – Gelb und Rot – empirisch festgelegt, ab Stufe Gelb treten erste Ausuferungen an den Gewässern auf und ab Stufe Rot größere Überschwemmungen. In Schleswig-Holstein werden Wasserstandsstufen in Gelb, Orange und Rot angegeben. Sie belegen zu je einem Drittel den Raum zwischen MHW und HHW des jeweiligen Pegels (Lage der Pegel s. Abb. 15). Werte größer als das bisherige HHW werden mit der Wasserstandsstufe Violett gekennzeichnet. Unterhalb von Gelb werden in Schleswig-Holstein die Farbkennzeichnungen Gelb/Hellgrün und Hellgrün geführt. In Tab. 5 sind die Wasserstände der betrachteten Pegel aufgelistet, bei denen die jeweilige Warnstufe (ab Gelb) beginnt. Die Hauptwerte und das Gewässer der jeweiligen Pegel können Tab. 2 entnommen werden.

Tab. 5: Wasserstände der verschiedenen Warnstufen von Pegeln im Einzugsgebiet der Dove-Elbe, Bille (Obere Bille) und der Bille (Wasserstände in NHN + cm).

Warnstufe	Allermöher Deich	Möörkenweg	Reinbek	Sachsenwaldau	Hamfelde
Gelb	140	380	490	1354	2544
Orange			512	1367	2558
Rot	180	420	535	1379	2573
Violett			> HHW	> HHW	> HHW

Zur statistischen Auswertung der Pegeldata im Einzugsbereich der Dove-Elbe wird eine Tabelle mit 15 min Werten aufgebaut. Sie enthält die Daten der in Tab. 6 genannten Pegel zusätzlich des Wasserstands am Pegel Schöpfstelle. Die Stundenwerte der Schleswig-Hol-

steinischen Pegel werden durch lineare Interpolation auf 15 min disaggregiert. Dieser Gesamtdatensatz deckt den Zeitraum vom 19.12.2001 bis zum 29.02.2016 ab. Durchschnittlich sind ca. 500.000 Werte je Pegel enthalten (Tab. 6).

Tab. 6: Anzahl der ausgewerteten Daten und Anzahl der Wasserstände mit mindestens Warnstufe Gelb für die Pegel der Dove-Elbe, Bille (Obere Bille) und Bille (Zeitraum: 20.12.2001 bis 29.02.2016).

	Allermöher Deich	Möörkenweg	Reinbek	Sachsenwaldau	Hamfelde
Anzahl der Messwerte	462.452	470.834	502.531	502.531	502.531
Anzahl Werte \geq Warnstufe Gelb	208	21.031	2.950	3.128	1.570
Anteil Werte [%] \geq Warnstufe Gelb	0,04 %	4,47 %	0,59 %	0,62 %	0,31 %

In Abhängigkeit der festgesetzten Wasserstände für die Warnstufe Gelb wird selbige mehr oder weniger häufig überschritten (Tab. 6). In Schleswig-Holstein werden diese Grenzwerte hydrologisch festgelegt, weshalb an den verschiedenen Pegeln auch eine ähnlich häufige Überschreitung zu finden ist. Das größte Datenkollektiv an Überschreitungen der Warnstufe Gelb liegt beim Pegel Möörkenweg vor. Die Überschreitungen liegen zu 86,45 % im hydrologischen Winterhalbjahr und zu 86,34 % innerhalb der Sturmflutsaison vom 15. September bis zum 31. März.

Vom 20.12.2001 bis 31.07.2019 kam es zu 15 Sperrtiden, die in Tab. 7 dargestellt sind. Eine Sperrtide ist hier definiert als Tideniedrigwasser am Pegel Schöpfstelle größer gleich Binnenwasserstand am Pegel Allermöher Deich. Aufeinanderfolgende Sperrtiden werden auch als Tnw-Ketten bezeichnet, wobei eine Sperrtide einer Tnw-Kette, die einmal auftritt (1-fache Tidekette) entspricht (Jensen, Frank & Wahl, 2011). Nur bei der Nikolausflut 2013, die der Orkan Xaver verursachte, trat im Beobachtungszeitraum eine 2-fache Tnw-Kette auf. Binnenseitig waren zu dieser Zeit an der Bille keine hohen Wasserstände mit entsprechend hohem Abfluss zu verzeichnen, sodass der Wasserstand im ÜSG Dove-Elbe maximal NHN +122 cm erreichte. Bei einem Ereignis (23.02.2002 um 06:00 Uhr, Pegel Schöpfstelle NHN +108 cm, Pegel Allermöher Deich NHN +116 cm) trat ein Tideniedrigwasser größer als NHN +90 cm auf, ohne dass eine Sperrtide vorlag. Am Pegel Allermöher Deich sind vom 19.03.2004 bis 14.05.2004 und vom 01.07.2005 bis 20.06.2006 Datenlücken vorhanden. In diesen Zeiträumen betrug der Wasserstand aller Tideniedrigwasser am Pegel Schöpfstelle weniger als NHN +90 cm, sodass eine Binnenentwässerung immer möglich war.

Tab. 7: Ermittelte Sperrtiden: Das Tnw am Pegel Schöpfwerk liegt bei 15 Ereignissen über dem Wasserstand am Pegel Allermöher Deich. Ergänzend ist der Wasserstand des Pegels Mörkenweg dargestellt (Zeitraum: 20.12.2001 bis 31.07.2019). (Wasserstände in NHN cm, gelb = Warnstufe Gelb erreicht, rot = Warnstufe Rot erreicht)

Datum Uhrzeit	Elbe Pegel Schöpfstelle (Tnw)	Dove-Elbe Pegel Allermöher Deich, Sportz.	Bille (Obere Bille) Pegel Mörkenweg
26.02.2002 19:30	191	116	437
28.10.2002 00:00	216	102	373
08.01.2005 18:30	156	94	347
01.11.2006 05:15	121	92	326
12.01.2007 01:45	121	102	360
18.01.2007 21:00	162	100	368
01.03.2008 14:45	192	108	366
12.11.2010 14:15	123	103	364
04.01.2012 05:45	135	108	371
05.01.2012 16:00	185	144	393
06.12.2013 02:00	164	91	331
06.12.2013 14:15	146	97	336
22.10.2014 10:15	145	96	334
31.03.2015 22:30	155	101	369
26.12.2016 21:30	142	111	356

Auch wenn keine Sperrtide vorliegt, kann die Entwässerung hydraulisch und zeitlich eingeschränkt sein, wenn nur eine geringe Wasserstands Differenz zwischen Außen- und Binnenseite vorhanden ist. Werden auch diese Fälle betrachtet, kann das Datenkollektiv mit der geringen Anzahl eingetretener Sperrtiden (n = 15) erweitert werden. Es finden sich insgesamt zwei zusätzliche Tiden, wenn der Außenwasserstand zu Tideniedrigwasser nur bis zu 10 cm niedriger ist als binnenseitig. In Dezimeterschritten wird diese Datenabfrage bis zu einer Wasserstands Differenz von einem Meter durchgeführt (Tab. 8; Zeilen 1 und 2).

Dieser Einbezug von erweiterten Sperrtiden erhöht die Anzahl der Ereignisse und ermöglicht damit eine qualitativ bessere statistische Ermittlung von Koinzidenzen zwischen hohen Tideniedrigwasserständen der Elbe und Hochwasser in der Bille. Verwendet werden nur Zeitpunkte, bei denen Messwerttripel vorhanden sind, d. h. zu denen gemessene Wasserstände aller drei Pegel (Schöpfstelle, Allermöher Deich und Mörkenweg) vorliegen. Ein relevantes Hochwasser der Bille wird definiert als ein Wasserstand, der die Warnstufe Gelb am Pegel Mörkenweg erreicht. In Tab. 8, Zeile 2 ist die Anzahl der erweiterten Sperrtiden in Abhängigkeit der jeweils angesetzten Wasserstands Differenz dargestellt, die bei einem Hochwasser der Bille beobachtet wurden. Während von allen betrachteten Tideniedrigwassern 4,9 % mit einem gleichzeitigen Hochwasser der Bille einhergehen, sind es bei den erweiterten Sperrtiden 17,6 % bis 28,3 % (Tab. 8, Zeile 4). Zu beachten ist, dass zwischen Pegel Mörkenweg und Auslass Tatenberger Siel noch die Laufzeit des Hochwasserscheitels zu berücksichtigen ist.

Tab. 8: Häufigkeit von Wasserstands Differenzen zwischen den Pegeln Allermöher Deich und Schöpfstelle bei Tnw, sowie Anzahl und Prozentsatz der dabei auftretenden Wasserstände am Pegel Mörkenweg, die die Warnstufe Gelb oder Rot erreichen (Zeitraum: 20.12.2001 bis 31.07.2019) (bezogen auf Messwerttripel, s. Text).

Wasserstands Differenz [cm]	<=0	<=10	<=20	<=30	<=40	<=50	<=60	<=70	<=80	<=90	<=100	alle Tnw
Anzahl (erweiterte-)Sperrtiden	15	17	20	23	32	48	56	74	88	114	138	11190
Anzahl Werte >= Warnstufe gelb	2	3	4	5	8	10	12	18	22	30	39	552
Anzahl in Prozent	13,3%	17,6%	20,0%	21,7%	25,0%	20,8%	21,4%	24,3%	25,0%	26,3%	28,3%	4,9%

Am Pegel Schöpfstelle sind saisonale Unterschiede im Wasserstand festzustellen. Bei ausschließlicher Verwendung der Messwerttripels ergibt sich ein arithmetisches Mittel des Wasserstands von NHN +49 cm und das Mittel der Tideniedrigwasser liegt bei NHN –

148 cm (Tab. 9). Während das arithmetische Mittel des Wasserstands im hydrologischen Sommerhalbjahr durchschnittlich NHN +46 cm aufweist, ergibt sich für das hydrologische Winterhalbjahr ein um 7 cm höherer Wert. Bei Betrachtung der Werte in und außerhalb der Sturmflutsaison ergibt sich eine Differenz von 10 cm.

Tab. 9: Statistische Auswertung der Wasserstandsmesswerte am Pegel Schöpfstelle in saisonaler Abhängigkeit (Zeitraum: 20.12.2001 bis 31.07.2019) (bezogen auf Messwerttripel, s. Text).

	Ganz-jährig	Hydrologisches Sommerhalbjahr (Mai–Okt.)	Hydrologisches Winterhalbjahr (Nov.–April)	Innerhalb der Sturmflutsaison (15.09.–31.03.)	Außerhalb der Sturmflutsaison (01.04.–14.09.)
Anzahl aller Wasserstandsmessungen	555.972	280.502	275.470	304.463	251.509
Maximum [NHN cm]	+610	+553	+610	+610	+445
Arithmetisches Mittel [NHN cm]	+49	+46	+53	+55	+45
Anzahl der Tideniedrigwassermessungen	11.190	5.645	5.545	6.128	5.062
Maximum [NHN cm]	+216	+216	+192	+216	+38
Arithmetisches Mittel [NHN cm]	-148	-152	-143	-141	-156
Minimum [NHN cm]	-318	-266	-318	-318	-251

Eine Selektion des Datensatzes (19.12.2001 bis 31.07.2019) auf die Zeitpunkte, bei denen sich der Wasserstand am Pegel Mörkenweg in der Warnstufe Gelb befindet, ergibt einen durchschnittlichen Wasserstand am Pegel Schöpfstelle von NHN +84 cm (n = 23.041). Während der Zeit, zu der der Wasserstand die Warnstufe Rot überschreitet, liegt das arithmetische Mittel des Wasserstands am Pegel Schöpfstelle bei NHN +99 cm (n = 4.426), mit einem durchschnittlichen Tideniedrigwasser von NHN -98 cm (n = 91).

Ein ähnliches Bild ergibt die Auswertung bezogen auf die Warnstufe Rot am Pegel Reinbek. Die hydrologische Ermittlung der Warnstufen in Schleswig-Holstein führt am Pegel Reinbek zu relativ hoch angesetzten Warnstufen im Vergleich zum Pegel Mörkenweg (Tab. 5). Damit ist das Datenkollektiv auf die extremen Hochwasser von Februar und Juni 2002, Februar 2011 sowie Januar 2018 beschränkt. Das arithmetische Mittel des Wasserstands am Pegel Schöpfstelle steigt hier auf NHN +122 cm (n = 435) und das durchschnittliche Tideniedrigwasser auf NHN -86 cm (n = 8).

Diese höheren Wasserstände wirken sich auf die potenziellen Sielzeiten aus. Eine durchschnittliche Sielzeit beträgt am Tatenberger Siel sieben Stunden und 10 Minuten. Diese nimmt im Winterhalbjahr um knapp 10 Minuten ab und sinkt durchschnittlich um eine Stunde, wenn der Wasserstand am Pegel Mörkenweg die Warnstufe Gelb aufweist.

Das Deichsiel Tatenberg ist mit drei Hubschützen ausgestattet, die einen automatischen Betrieb zur Einhaltung des Regelwasserstands und eine weitergehende Steuerung der Binnenwasserstände ermöglichen. Konstruktiv ist es auf eine Fließgeschwindigkeit von max. 2,5 m/s ausgelegt. Bis zu einer maximalen Wasserstandsdifferenz (Δh) zwischen Binnen und Außen von 160 cm werden daher die Schütze automatisch schrittweise geschlossen. Abb. 17 zeigt das theoretisch maximale Sielzugvolumen für jede Tide des hydrologischen

Jahres 2017. Variierende Tiden (Verlauf der Tidekurve) führen zu unterschiedlichen Sielzugvolumen bei gleichem Tnw.

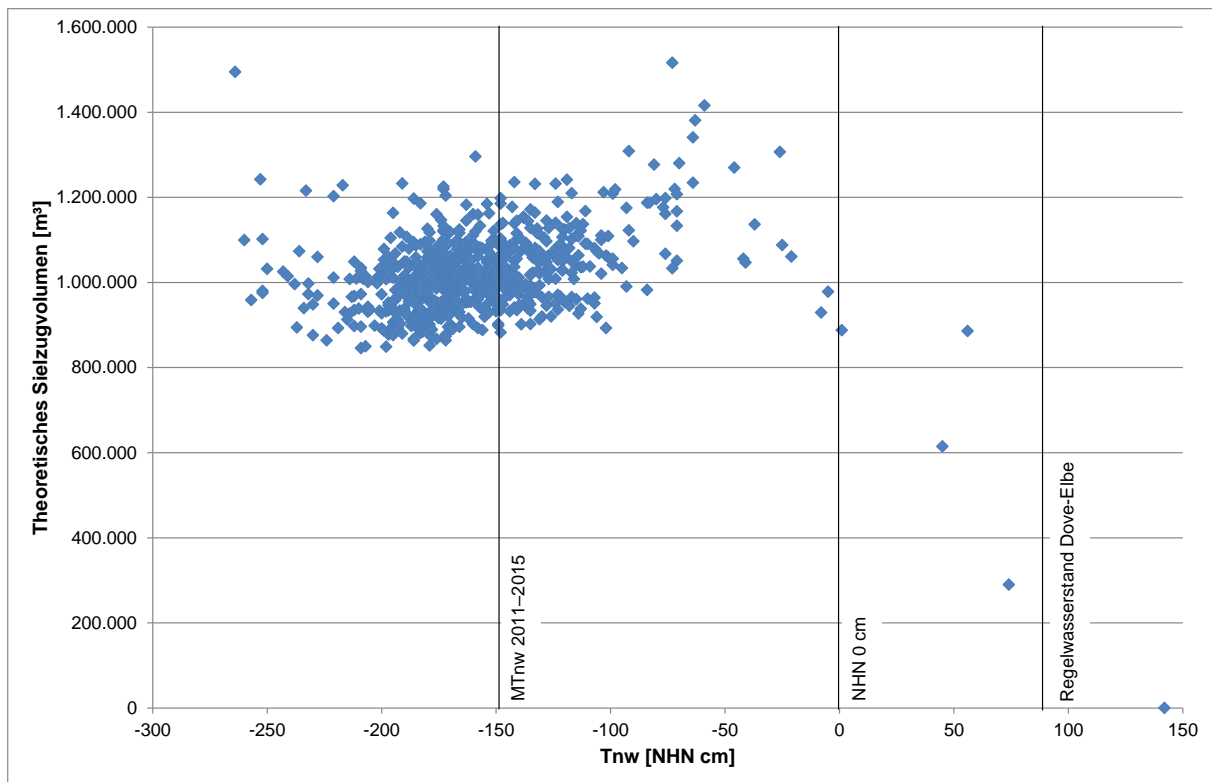


Abb. 17: Theoretisches Sielzugvolumen pro Tide im Hydrologischen Jahr 2017 unter Verwendung von drei Öffnungen und einem angenommenen Binnenwasserstand von konstant NHN +90 cm.

Die Punktwolke in Abb. 17 zeigt, dass ein höher auflaufendes Tnw die Entwässerung bis zu einem bestimmten Maß begünstigt. Ab einem Tnw von ca. NHN -50 cm nimmt das Sielzugvolumen wieder ab und bei ca. NHN 0 cm fällt es unter die Werte für mittlere Tiden.

Bei hohen Zuflüssen reicht die Leistung des Tatenberger Siels nicht aus, um diese vollständig abzuführen. Das Sielzugvolumen kann durch manuelle Steuerung erhöht werden, dies wurde am 05.01.2018 ab dem zweiten Tnw für vier Tnw-Phasen praktiziert. Abb. 18 verdeutlicht dies für das Hochwasserereignis. Anfang Januar 2018, mit Umstellung des Betriebes auf manuelle Steuerung ist eine deutliche Absenkung des Binnenwasserstands während der Tnw-Phasen zu verzeichnen.

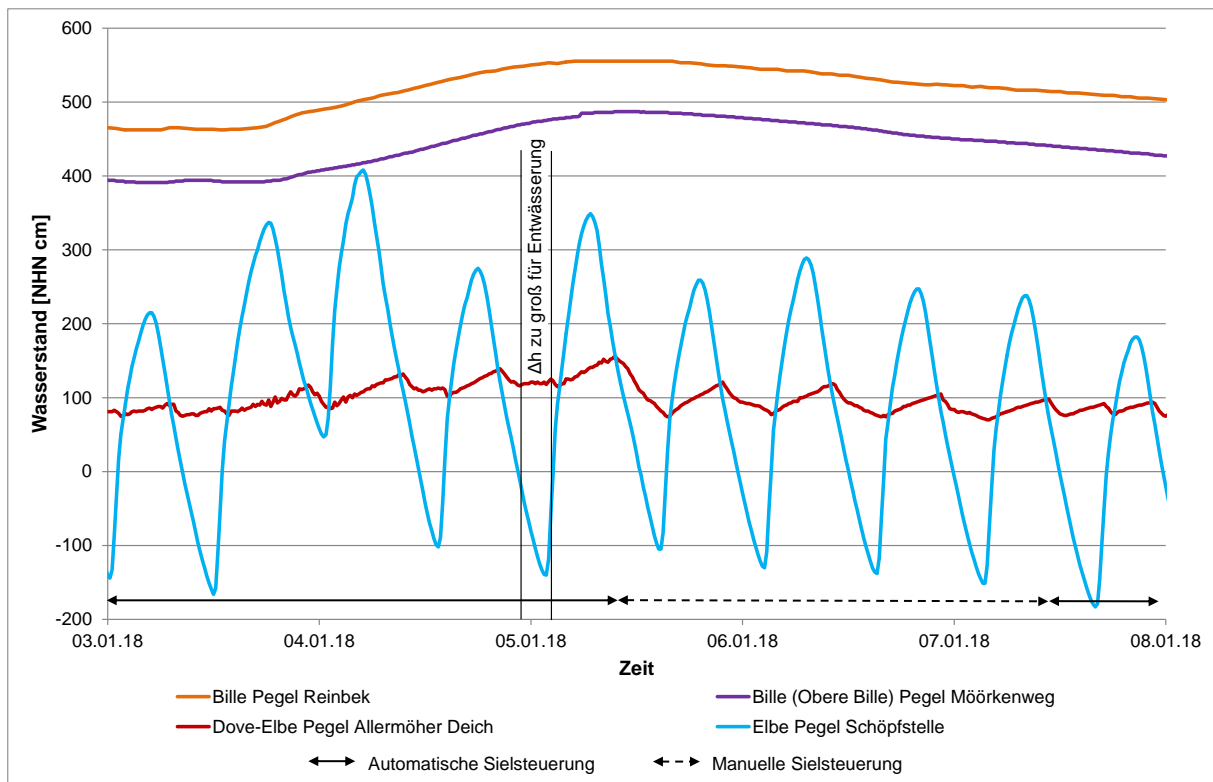


Abb. 18: Wasserstände an den Pegeln der Bille, Dove-Elbe und Tideelbe beim Hochwasser Januar 2018.

Erste Betrachtungen der Laufzeiten von Hochwasserscheiteln (Pegel Mörkenweg Warnstufe Rot) zeigen in der Bille starke Variationen. Seit 2002 werden vom Pegel Hamfelde bis zum Pegel Mörkenweg Fließzeiten von rund 15 bis 33 Stunden und einem Mittel von 24 Stunden ermittelt (Abb. 19). In Abb. 19 sind die Markierungen (Marker der Linien auf Höhe der Pegel) der einzelnen Hochwasser unterschiedlich groß. Sie entsprechen in ihrer Größe einer Klassifizierung der Scheitelmaxima am Pegel Mörkenweg. Bei höheren Scheitelwasserständen, also größerer Markierung, nimmt die Laufzeit augenscheinlich ab, wie eine lineare Regression der beiden Parameter zeigt (Abb. 20). Zwischen Pegel Reinbek und Mörkenweg nimmt die Fortschrittsgeschwindigkeit des Scheitels ab, was auf das geringere Gefälle und evtl. einem Rückstau am Serrahnwehr zurückgeführt werden kann.

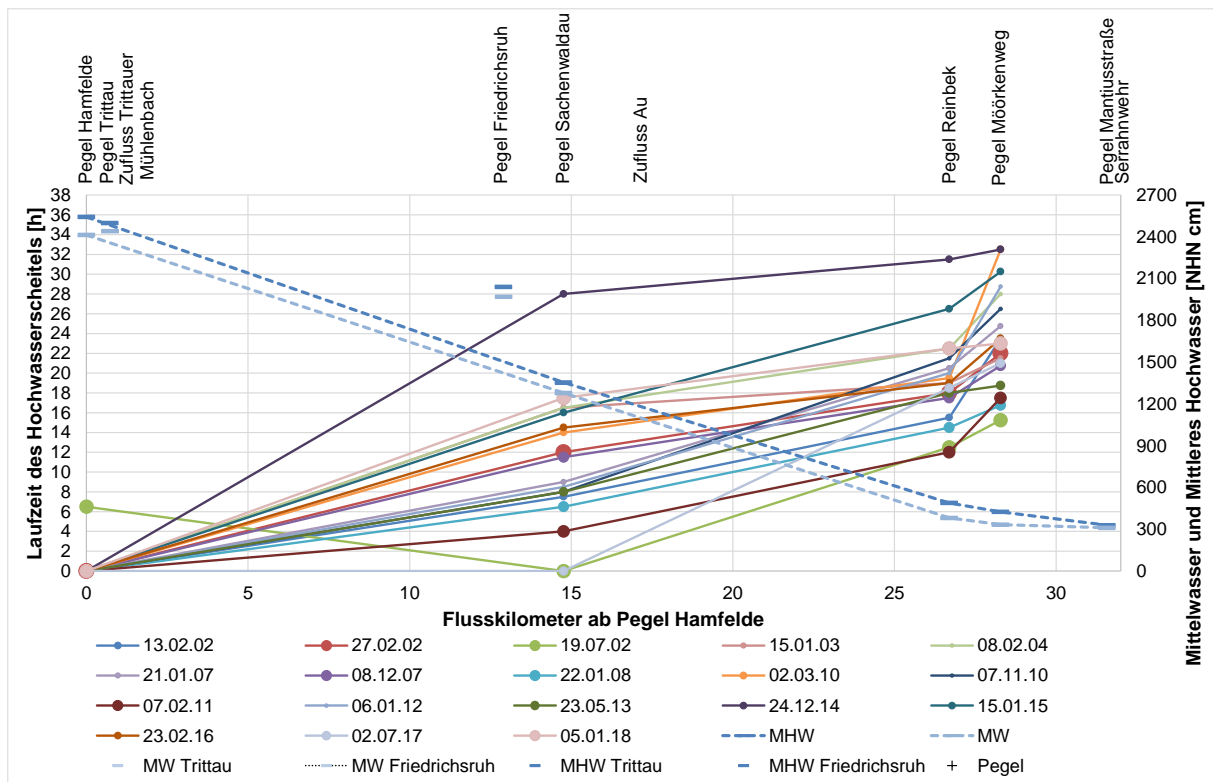


Abb. 19: Laufzeiten von Hochwasserscheiteln in der Bille und Bille (Obere Bille) von Pegel Hamfelde bis Pegel Möörkenweg. Die Höhe des Scheitelwasserstands am Pegel Möörkenweg (Warnstufe Rot) wurde klassifiziert und als unterschiedliche Markierungsgröße dargestellt. Auf der Sekundärachse sind die Höhen des jeweiligen Mittelwassers und Mittleren Hochwassers dargestellt (Zeitraum: 20.12.2001 bis 31.07.2019).

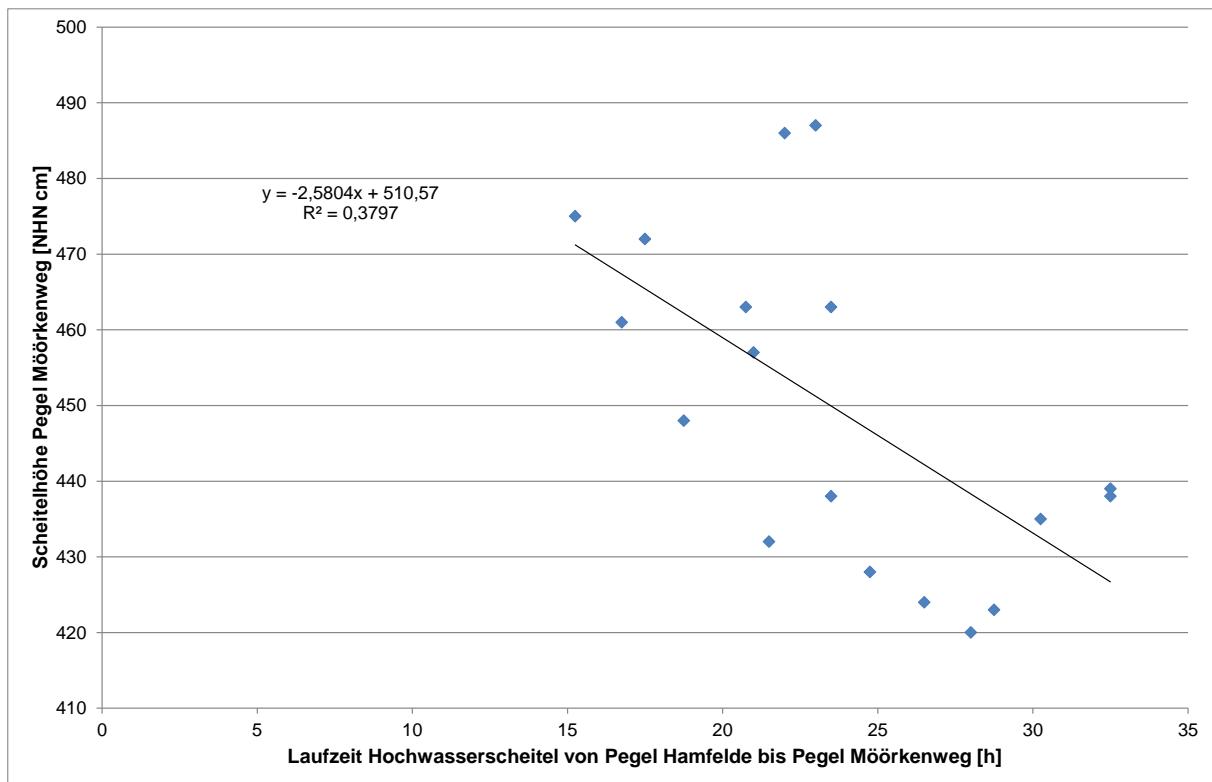


Abb. 20: Gegenüberstellung von Scheitelhöhe am Pegel Möörkenweg und Laufzeit des Hochwasserscheitels vom Pegel Hamfelde bis Pegel Möörkenweg für Hochwasser, die die Warnstufe Rot am Pegel Möörkenweg erreicht haben und bereits bei Hamfelde einen Scheitel aufweisen (Zeitraum: 20.12.2001 bis 31.07.2019).

Für die Ermittlung der Wahrscheinlichkeit einer Koinzidenz von hohem Tideniedrigwasser und hohem Binnenwasserstand sind neben den binnenseitigen Laufzeiten auch die Laufzeiten der Sturmflutscheitel von Interesse. Nach aktuellen Auswertungen aus der Fortführung des Sturmflutatlases von Gönnert & Siefert (1998) beträgt die Laufzeit des Sturmflutscheitels vom Pegel Cuxhaven bis zum Pegel St. Pauli derzeit ca. drei Stunden. Der Scheitelwasserstand liegt dabei am Pegel St. Pauli knapp einen Meter höher als in Cuxhaven. Die mittlere Sturmflutdauer (1901–2015) beträgt ca. 35 Stunden bei einer Bandbreite von ca. 11 bis 109 Stunden.

Eine kombinierte Betrachtung von Binnenhochwasser und Sturmflut lässt z. B. das Ereignis vom Februar 2002 zu (Abb. 21). Hier tritt der Hochwasserscheitel in Hamfelde 1,5 Stunden nach dem Tnw der Sperrtide auf, es dauert aber weitere 23,5 Stunden, bis der Hochwasserscheitel den Pegel Möörkenweg erreicht. Zu diesem Zeitpunkt ist eine Entwässerung über das Tatenberger Siel wieder möglich. Jedoch ist bereits zum Zeitpunkt der Sperrtide die Warnstufe Rot am Pegel Möörkenweg überschritten, weil bereits seit dem 18.02.2002 täglich Niederschlag von mindestens 5 mm pro Tag fällt. Zudem geht diesem Ereignis zwei Wochen zuvor ein weiteres größeres Binnenhochwasserereignis voraus.

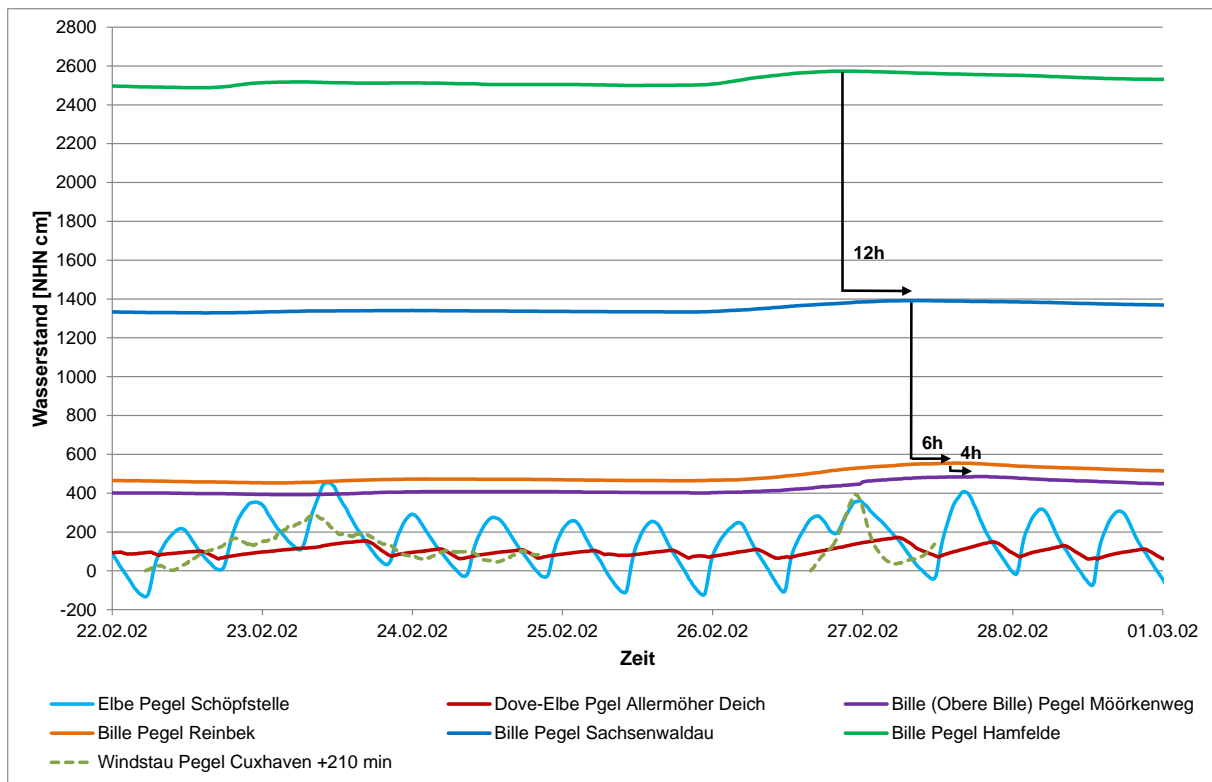


Abb. 21: Wasserstandsganglinien an den Pegeln der Bille, Dove-Elbe und der Tideelbe während des Hochwasserereignisses vom 27.02.2002.

Der zeitliche Versatz von Sperrtiden und ggf. damit meteorologisch verbundenen Hochwasserscheiteln wird für die 15 Sperrtiden im Beobachtungszeitraum analysiert. In Abb. 22 sind diese Sperrtiden (vgl. Tab. 7) für den Beobachtungszeitraum dargestellt, wobei die Größe der Kreise die Höhe des Tnw widerspiegelt.

Bei 7 der 15 Sperrtiden wird im Nachgang die Gelbe oder Rote Warnstufe (Füllfarbe der Kreise) am Pegel Möörkenweg überschritten. In vier Fällen gibt es im Anschluss keinen Anstieg des Wasserstands. Eine Häufung der Zeitversätze ist bei ca. 35 Stunden zu erkennen. Dieser Zeitversatz erscheint typisch für den zeitlichen Zusammenhang von maximalem Windstau bei Tnw und dem Eintreffen des Hochwasserscheitels am Pegel Möörkenweg, wenn Niederschlag und Windstau durch dasselbe Tiefdruckgebiet verursacht werden. Eine Auswertung der jeweiligen Großwetterlagen zeigt keinen eindeutigen Zusammenhang mit Zeitversatz, Höhe des Tnw oder Höhe des Hochwasserscheitels.

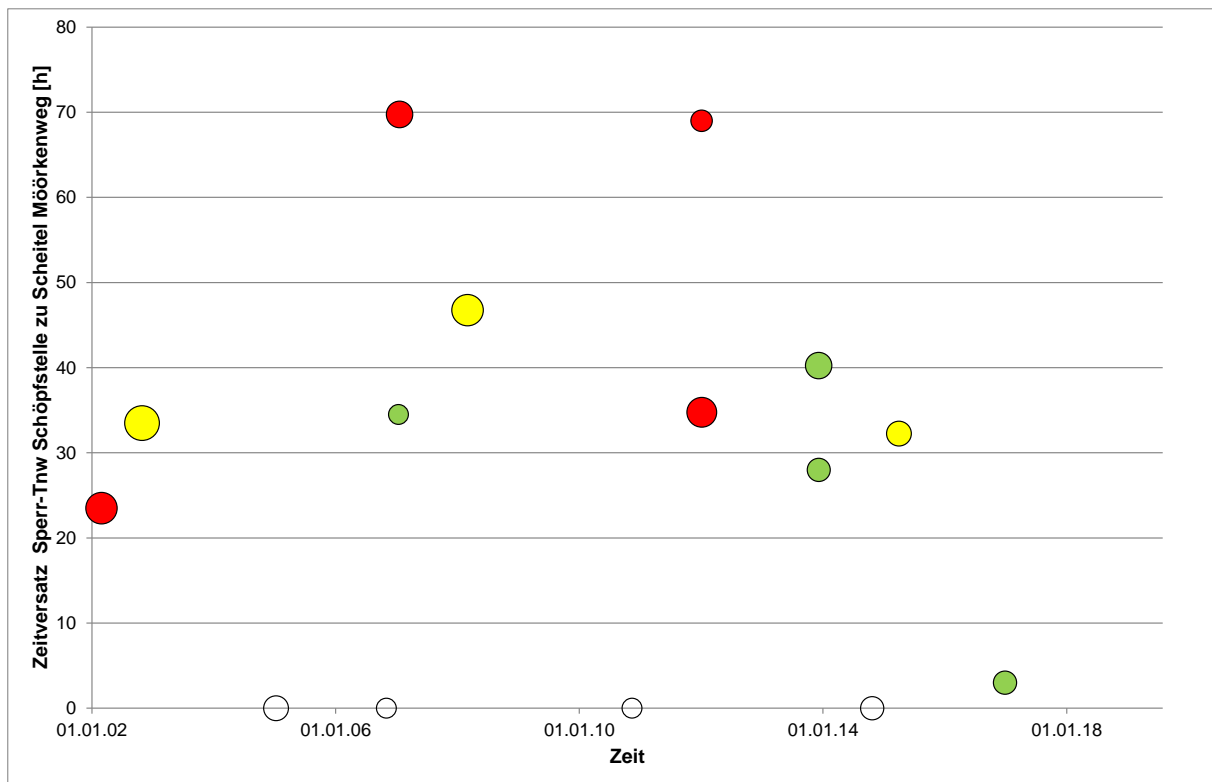


Abb. 22: Zeitversatz zwischen Sperrtiden und Hochwasserscheiteln für alle Sperrtiden am Tatenberger Siel im Zeitraum 19.12.2001 bis 31.07.2019. Die Größe der Kreise spiegelt die Höhe des Tnw-Wasserstands wider und die Farbe die erreichte Warnstufe am Pegel Mörkenweg. Sperrtiden ohne nachfolgenden Scheitelwasserstand sind ohne Füllung und Zeitversatz wiedergegeben.

Mit den Auswertungen kann zum einen gezeigt werden, dass hohe Binnenwasserstände in der Bille mit durchschnittlich höheren Außenwasserständen in der Tideelbe korrelieren und zum anderen, dass nach Sperrtiden in etwa der Hälfte der Fälle eine Warnstufe am Pegel Mörkenweg erreicht wird. Der zeitliche Versatz zwischen Sperrtide und Hochwasserscheitel zeigt eine Häufung bei ca. 35 Stunden. Die Laufzeiten des Hochwasserscheitels in der Bille fallen von Ereignis zu Ereignis unterschiedlich aus, zeigen aber eine Tendenz von kürzeren Laufzeiten bei höherem Scheitelwasserstand. Im Mittel dauert es einen Tag bis der Scheitel die 28,3 km vom Pegel Hamfelde bis zum Pegel Mörkenweg zurücklegt.

4 Niederschlagsmessung und -vorhersage (AP 1, hydro & meteo)

Thomas Einfalt, Alexander Strehz, Alrun Jasper-Tönnies

Der vorliegende Abschlussbericht stellt Ergebnisse aus dem AP 1 ‚Niederschlagsmessung und -vorhersage‘, bearbeitet durch hydro & meteo GmbH & Co. kg im Forschungsprojekt Stuck dar.

In städtisch geprägten Räumen besteht ein großer Bedarf für verbesserte Verfahren der Hochwasserwarnung, insbesondere in Zusammenhang mit konvektiven Starkregen. Diese können in kurzer Zeit zu Überschwemmungen führen und erhebliche Schäden und Gefahren verursachen (urbane Sturzfluten). Um eine verbesserte Hochwasserwarnung und eine längere Vorwarnzeit im Fall von konvektiven Starkregenereignissen zu erreichen, spielen kurzfristige Niederschlagsvorhersagen eine zentrale Rolle. Als ein wichtiger Teil eines nachhaltigen Hochwassermanagements wird in diesem Arbeitspaket untersucht, wie sich kurzfristige Niederschlagsvorhersagen und die daraus resultierenden Hochwasserwarnungen verbessern lassen.

Im dafür gewählten Verfahren werden radarbasierte Vorhersagen (im Folgenden auch engl. ‚Nowcasts‘ genannt) mit Ensemblevorhersagen von numerischen Wettervorhersagen kombiniert. Die Methodik und die Vorhersageverfahren, sowie die Ergebnisse der zugehörigen Auswertungen werden in diesem Kapitel beschrieben.

Die Nowcasts basieren auf Echtzeitmessungen von Radar. Ein Faktor, der die Vorhersagequalität der Nowcasts entscheidend mitbestimmt, ist, dass die Radarmessungen in möglichst guter Qualität bereitgestellt werden. Um diese zu erreichen, werden ausgehend von den originalen Radarmessdaten, die vom Deutschen Wetterdienst (DWD) zur Verfügung gestellt werden, eine Reihe von Vorarbeiten durchgeführt. Die Verfahren zur Aufbereitung und Korrektur der Radardaten werden in Kap. 4.2 dargestellt.

Die resultierenden kombinierten Vorhersagen werden am Beispiel des Warndienstes Binnenhochwasser Hamburg (www.wabiha.de) untersucht, den der LSBG betreibt. Die kombinierten Vorhersagen werden zudem den Projektpartnern als Eingangsdaten für hydrologische Modelle zur Verfügung gestellt (AP 2: Hydrologie und Flächenmanagement).

4.1 Meteorologische Daten und Produkte

Die im Projekt Stuck genutzten meteorologischen Daten und Produkte werden vom Deutschen Wetterdienst bereitgestellt.

4.1.1 Stationsmessdaten

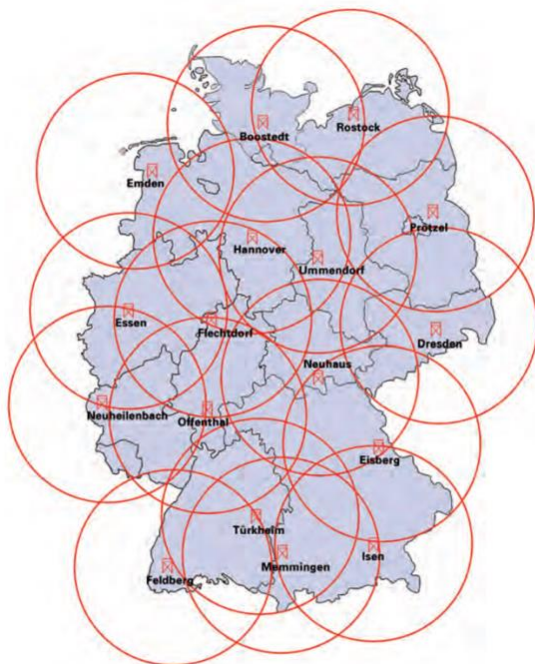
Seit dem 01.01.2010 stehen 5-Minutenwerte der Niederschlagshöhen für das Stadtgebiet Hamburg (Stationen Neuwiedenthal und Fuhlsbüttel) zur Verfügung. Seit dem 03.02.2016 werden die Daten dieser beiden Stationen in nahezu Echtzeit über das XML-Austauschformat des DWD in 1-minütiger Auflösung bezogen und archiviert. Eine Umwandlung in das UVF-Format und die Weitergabe an das AP 2 läuft operationell seit Ende 2016. Außerdem wurden die Daten für das Jahr 2016 nachträglich umgewandelt und dem AP 2 zur Verfügung gestellt. Im UVF-Format können die Daten auch mit SCOUT (Einfalt, 2009) weiter verarbeitet werden.

4.1.2 Radardaten und Radardatenprodukte

Die Radarmessungen der Standorte Boostedt, Emden, Hannover und Rostock/Warnemünde (Abb. 23 und Tab. 10) werden im Rahmen des Projektes vom DWD bezogen. Diese haben eine räumliche Auflösung von $1^\circ \times 1 \text{ km}$ und eine zeitliche Auflösung von 5 Minuten. Gemessen wird die Reflektivität mit einer Auflösung von 0,5 dBZ. Die Daten aller vier Radarstationen werden in Echtzeit abgerufen, archiviert und für die Weiterverarbeitung vorbereitet.

Tab. 10: Übersicht über die vom DWD kontinuierlich bezogenen Radardaten und -produkte.

Produkt	Beschreibung	Zeitliche Auflösung	Räumliche Auflösung
Radar Boostedt	Radarmessung/DX-Produkt	5 Minuten	$1^\circ \times 1 \text{ km}$
Radar Emden	Radarmessung/DX-Produkt	5 Minuten	$1^\circ \times 1 \text{ km}$
Radar Hannover	Radarmessung/DX-Produkt	5 Minuten	$1^\circ \times 1 \text{ km}$
Radar Rostock/Warnemünde	Radarmessung/DX-Produkt	5 Minuten	$1^\circ \times 1 \text{ km}$
RADOLAN	angeeichtes Radar-Deutschlandkomposit (RADOLAN Kurzbeschreibung des DWD; Stand: April 2015)	1 Stunde	$1 \times 1 \text{ km}$
RADVOR-OP	Radar-Nowcast des DWD	5 Minuten	$1 \times 1 \text{ km}$



▲ Die 17 Radarstandorte des Deutschen Wetterdienstes - mit einer Reichweite von jeweils 150 km

Abb. 23: Das Radarnetzwerk des Deutschen Wetterdienstes bestehend aus 17 Standorten. Die Reichweite der einzelnen Radare von jeweils 150 km ist mit roten Kreisen gekennzeichnet (DWD).

4.1.3 Numerische Wettervorhersagedaten

Vom Deutschen Wetterdienst werden numerische Wettervorhersagen der Lokalmodelle COSMO-DE und COSMO-DE-EPS bezogen. Die bezogenen Daten werden seit dem 07.09.2015 archiviert und direkt nach dem Abruf für die Weiterverarbeitung vorbereitet. Der gesamte Modellbereich und der räumliche Ausschnitt der bezogenen Modelldaten ist in Abb. 24 dargestellt.



Abb. 24: Darstellung des Modellgebiets COSMO-DE und COSMO-DE-EPS und des im Projekt bezogenen Ausschnitts (rot umrahmter Bereich).

Das Modell COSMO-DE wurde vom Deutschen Wetterdienst als Modell zur kurzfristigen Wettervorhersage entwickelt (Baldauf et al., 2011). COSMO-DE ist ein nichthydrostatisches Modell, das mit einer horizontalen Auflösung von $0,025^\circ$ (ca. 2,8 km) gerechnet wird, die es ermöglicht, hochreichende Konvektion explizit darzustellen. Das bedeutet, größere Gewitterzellen können zumindest grob simuliert werden und es kann bis zu einem gewissen Grad auf die Parametrisierung von Konvektion verzichtet werden. COSMO-DE wird vom Modell COSMO-EU angetrieben (Skalenbereiche s. Abb. 25). Das Modell wird alle 3 Stunden gerechnet, der Vorhersagezeitraum betrug anfangs 18 Stunden und wurde auf 27 Stunden verlängert. Das Modellgebiet von COSMO-DE ist in Abb. 24 dargestellt.

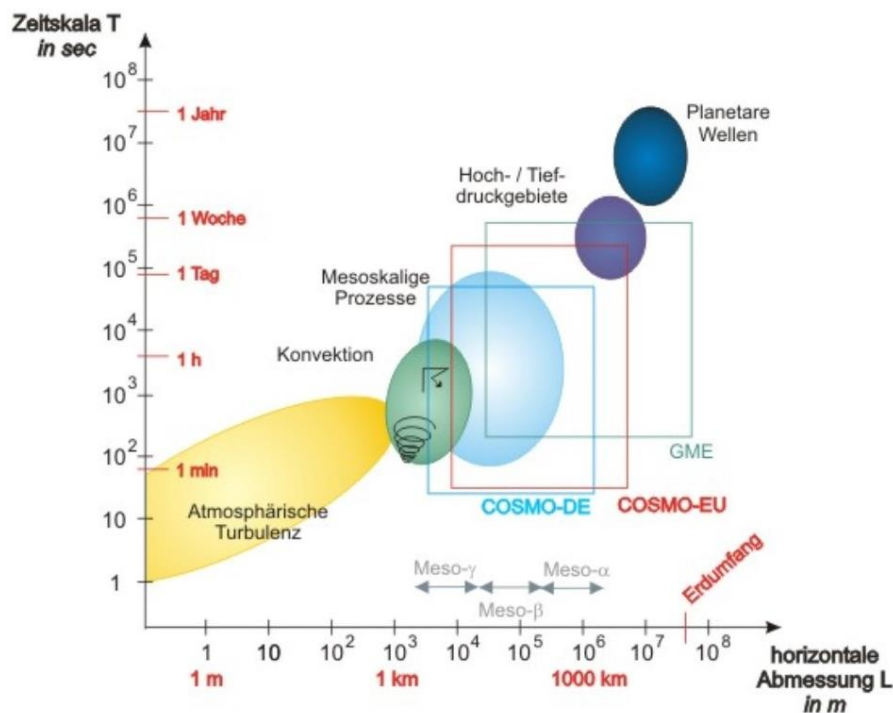


Abb. 25: Durch die verschiedenen Modelle aufgelöste Skalenbereiche und damit verbundene physikalische Prozesse (DWD).

Seit 2012 wird vom Deutschen Wetterdienst zusätzlich das Modell-Ensemble COSMO-DE-EPS operationell betrieben. COSMO-DE-EPS wird auf dem gleichen Gitter wie COSMO-DE (horizontale Gitterweite $0,025^\circ$, konvektionsauflösend) gerechnet und besteht aus 20 Ensembleläufen, die Variationen der Anfangsbedingungen, seitlichen Randbedingungen und Modellphysik beinhalten. Unter anderem werden auch die Parametrisierungen zur Konvektion und Wolkenphysik variiert. Vergleichsstudien zwischen COSMO-DE-EPS und dem deterministischen COSMO-DE ergaben eine erkennbare Verbesserung der Vorhersagequalität, gerade auch bei höheren Niederschlagsintensitäten (Kühnlein et al., 2014).

Anmerkung: Im Mai 2018 erfolgte eine Umstellung von COSMO-DE und COSMO-DE-EPS auf das höher aufgelöste Nachfolgemodell COSMO-D2/COSMO-D2-EPS (horizontale Auflösung von $0,02^\circ \times 0,03^\circ$). Die in diesem Bericht dargestellten Auswertungen beziehen sich auf die Daten vor der Umstellung.

4.2 Aufbereitung der Radarmessungen

Ein Wetterradar misst die Reflektivität der Atmosphäre; wenn keine Störeinflüsse vorhanden sind, lässt sich daraus – mithilfe einer Annahme über die Tropfengrößenverteilung – die Niederschlagsintensität ableiten. Die Daten sind allerdings gegenüber Störeinflüssen nicht im ausreichenden Maße aufbereitet und korrigiert, sodass im ersten Schritt die Anwendung von Korrekturmethode erfolgt.

Die Korrekturen werden für jeden Radarstandort gesondert angepasst, um standortspezifische Störeinflüsse bestmöglich zu minimieren. Für die Aufbereitung der Radardaten wird die Software SCOUT (Einfalt, 2009) eingesetzt.

4.2.1 Bodenechos

Die Radardaten werden durch Bodenechos (Reflektionen am Boden oder an Erhöhungen, die zu hohen Einzelwerten führen) in ihrer Aussagekraft beeinträchtigt. Es treten sowohl ‚festgelegte‘ Bodenechos (z. B. hohe Gebäude) auf, als auch einzelne Punkte, an denen es nur zeitweise zu Fehlern kommt. Wie stark sich Bodenechos auf die Messungen auswirken, kann von Bild zu Bild variieren.

Größere Bereiche mit Bodenechos liegen hauptsächlich in unmittelbarer Radarnähe. Insbesondere bei Inversionswetterlagen können allerdings im gesamten Radarbild Bodenechos auftreten, wobei z. B. Windkraftanlagen und Schiffe sichtbar werden.

Die Bodenechokorrektur erfolgt in mehreren Schritten, mithilfe von Cluttermaps (Karten, die dauerhaft vorhandene Bodenechos und Bereiche mit gehäuft auftretenden Fehlern kennzeichnen) und Korrekturfiltern wie dem ‚Specklefilter‘ nach Gabella & Notarpietro (2002).

4.2.2 Strahlenfehler

Im Untersuchungszeitraum gibt es bei den polarimetrischen Radargeräten geringe Teilabschattungen durch die vier Blitzableiterstangen direkt außerhalb des Radoms. Dadurch wird ein Teil des Strahls blockiert und es kommt im Strahlbereich zu einer geringeren Intensität gegenüber der Umgebung. Insbesondere in Summenbildern über einen längeren Zeitraum sind diese Auffälligkeiten zu erkennen.

Daneben gibt es an den Radarstandorten Hannover, Emden und Rostock auch Teilabschattungen durch Hindernisse (Windkraftanlagen etc.) im Nahbereich des Radars.

Die Korrektur des Strahlfehlers bzw. der Teilabschattung des Radarstrahls erfolgt durch die Anhebung der Messwerte um einen bestimmten dBZ-Wert. Dabei wird für jeden der betroffenen Winkel der Betrag durch Vergleich mit den nicht beeinflussten Radarstrahlen gesondert ermittelt, was zu einer deutlichen Reduktion des Fehlers führt.

4.2.3 Bildinterpolation

Die vorliegenden Radarmessungen sind Momentaufnahmen in einem Abstand von ca. 5 Minuten. Wenn die Momentanbilder entlang ihrer Zugbahn ohne Berücksichtigung der Bewegung aufsummiert werden, ergeben sich bei schnell ziehenden Regenzellen falsche Niederschlagssummen. Die Niederschläge erscheinen dann auf ihrer Zugbahn ‚gepunktet‘, als wenn die Regenzelle nicht kontinuierlich gezogen, sondern gesprungen wäre. Um die daraus entstehenden Probleme zu minimieren, wird eine zeitliche Bildinterpolation der 5 Minuten-Bilder auf Basis von Zell-Tracking (s. auch Kap. 4.4.4) mit einer Schrittweite von einer Minute durchgeführt. Als Ergebnis werden fünf Minuten-Mittelwerte der Niederschlagsintensität erstellt, aus denen die korrigierte Niederschlagssumme berechnet wird (s. Abb. 26).

4.2.4 Korrekturbewertung

Als Fazit kann festgehalten werden, dass Bodenechos und Strahlenfehler mit gutem Erfolg erkannt und korrigiert werden können und die Bildinterpolation einen positiven Einfluss auf die räumliche Verteilung der Niederschlagsmengen hat. Unkorrigierte und korrigierte Radarsummenbilder des untersuchten Zeitraums sind in Abb. 26 und Abb. 27 in Form von Tagessummen und Gesamtsummen einander gegenübergestellt.

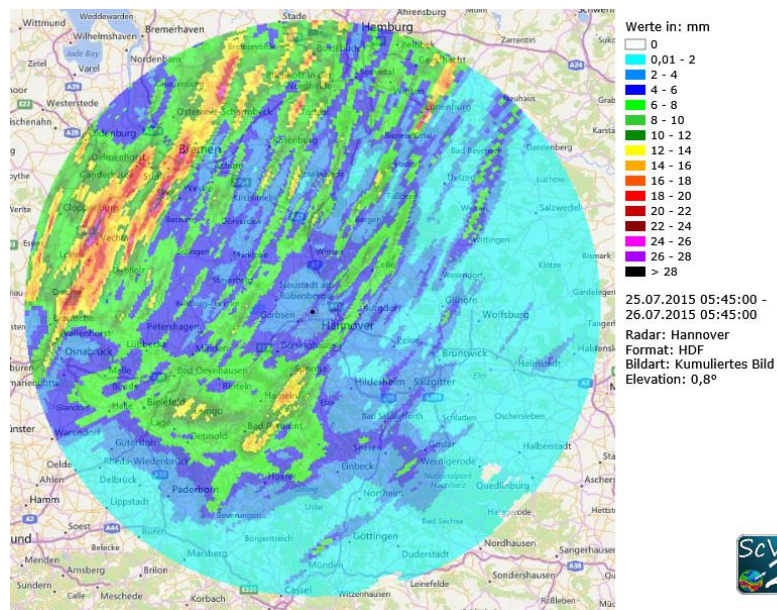
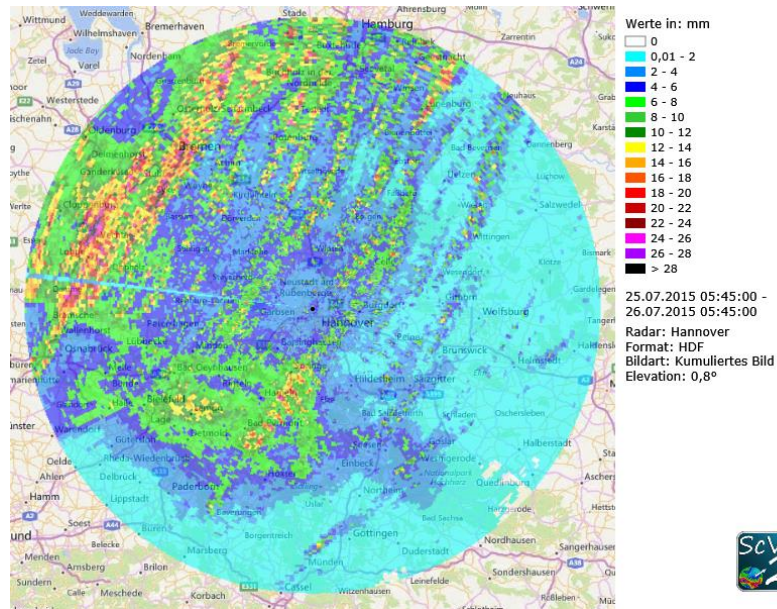


Abb. 26: Unkorrigierte (oben) und korrigierte (unten) Radarniederschlagssumme vom 25.07.2015 am Radarstandort Hannover.

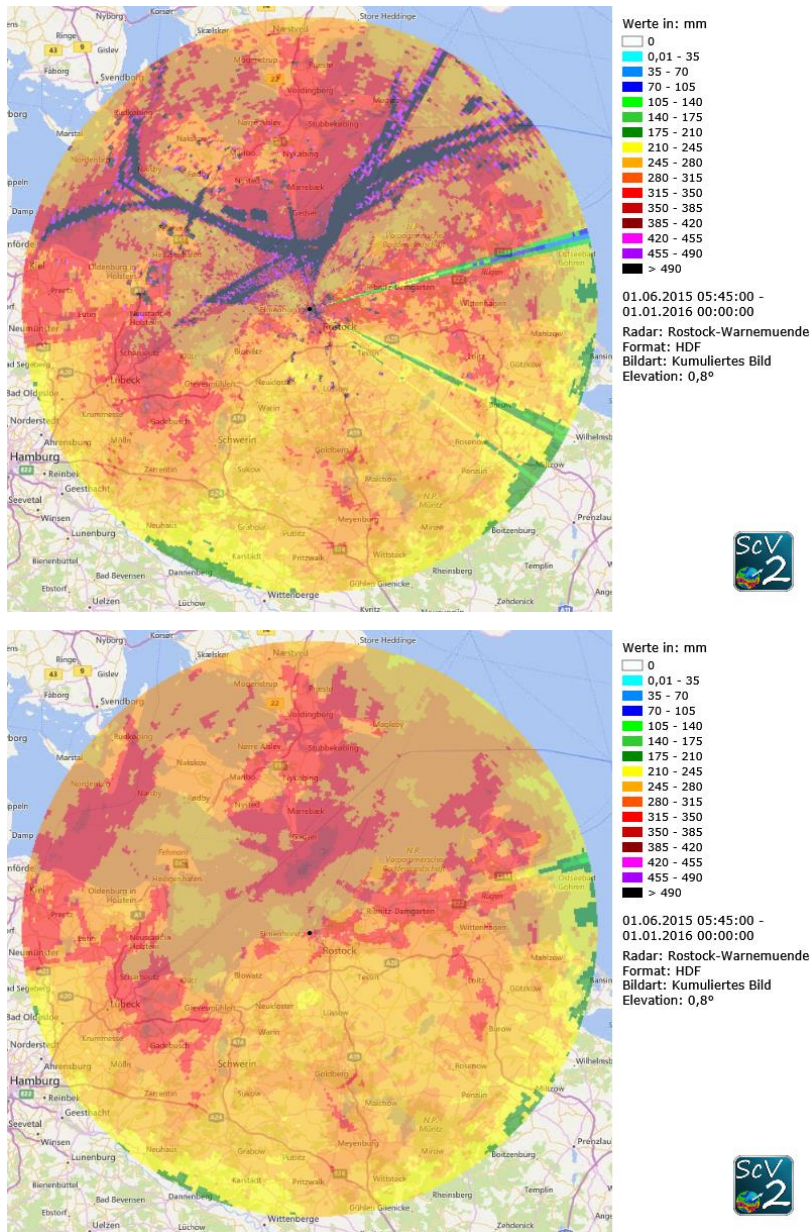


Abb. 27: Unkorrigierte (oben) und korrigierte (unten) Radarsummenbilder für den Zeitraum 01.06.–31.12.2015 vom Radar Rostock.

Die in polaren Koordinaten ($1^\circ \times 1 \text{ km}$) vorliegenden korrigierten Daten der einzelnen Radarstandorte werden im Schritt der Kompositierung auf ein gemeinsames rechtwinkliges Gitter mit einer Auflösung von $1 \text{ km} \times 1 \text{ km}$ übertragen. Im Überlappungsbereich zweier Radarstationen ergibt sich die Reflektivität jeweils als ein mit der inversen Entfernung zu den Radarstandorten gewichtetes Mittel der Reflektivitäten der einzelnen Radarstationen. Aus den Daten der vier Radarstationen Boostedt, Emden, Hannover und Rostock wird ein Komposit erstellt, das den norddeutschen Raum abdeckt (Abb. 28).

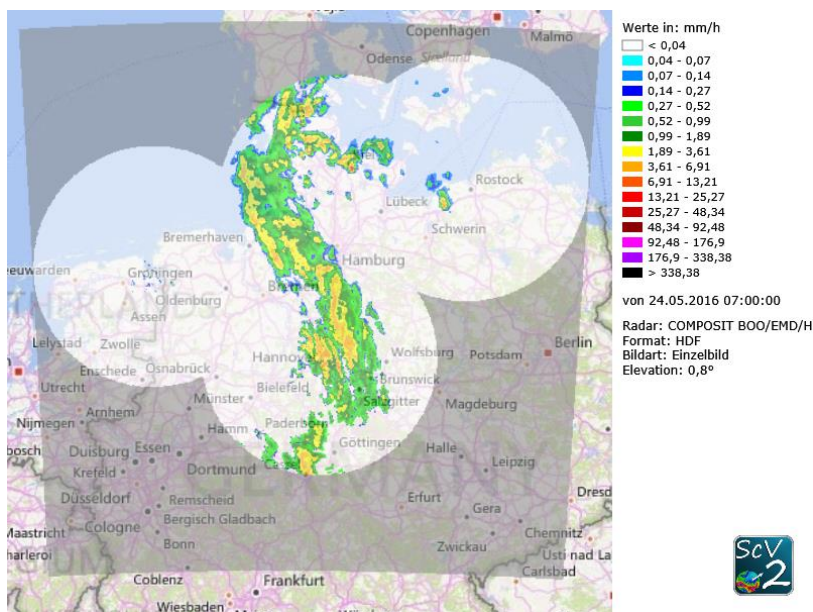
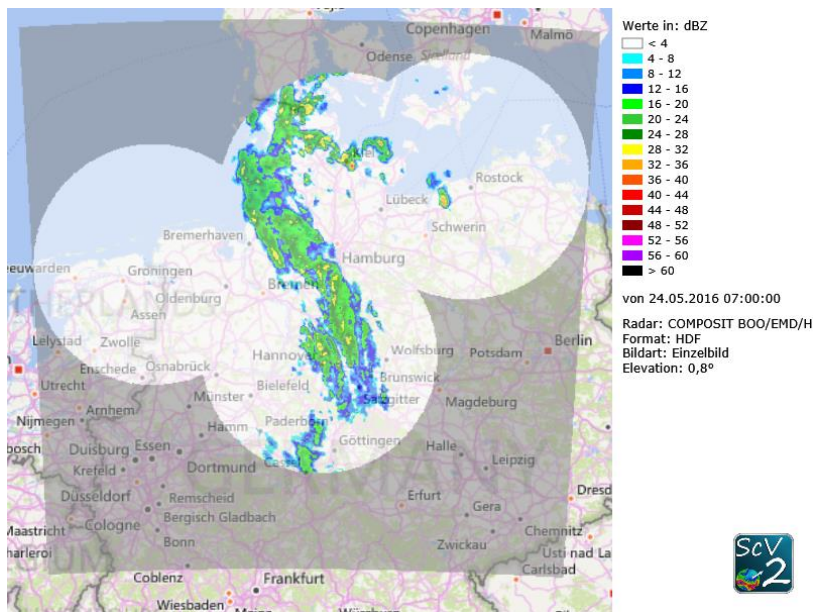


Abb. 28: Radarkomposit aus den Radardaten der Standorte Boostedt, Emden, Hannover und Rostock vor der Aneichung in dBZ (oben) und nach der Aneichung mit Stationsdaten des Deutschen Wetterdienstes in mm/h (unten). Die Farbskala der oberen Grafik ist über die Beziehung $Z \text{ [dBZ]} = 200 \times R \text{ [mm/h]}^{1.6}$ in die Farbskala der unteren Grafik umgerechnet, sodass die Bilder optisch vergleichbar sind.

4.3 Aneichung

In einem weiteren Schritt, der sogenannten ‚Aneichung‘, geht es darum, die Niederschlagsabschätzung aus Radardaten durch den Vergleich mit Regenschreiberdaten quantitativ zu verbessern. Dazu werden zunächst die Radardaten von Reflektivitäten in Niederschlagsintensitäten umgewandelt. Dies geschieht über eine empirische Z-R-Beziehung, die bei einer mittleren Tropfengrößenverteilung gültig ist. Im Anschluss werden die vom Radar gemessenen Niederschläge der vorangegangenen drei Stunden mit Stationsmessungen von über 400 Regenschreiberstationen verglichen. An jedem Regenschreiberstandort, an dem Nie-

erschlag gemessen wird, werden mithilfe der Niederschlagsmessungen vom Regenschreiber und vom Radar Korrekturfaktoren ermittelt. Aus den Korrekturfaktoren wird ein Feld von Korrekturfaktoren für den gesamten Bereich des Radarkomposits erstellt, das anschließend auf die Radardaten angewandt wird. Das kann z. B. zu einer Verstärkung der durch das Radar ermittelten Niederschlagsintensitäten führen, wie in Abb. 28 gezeigt.

4.4 Niederschlagsvorhersagen

Die atmosphärischen Prozesse, die sich auf die Entstehung von Niederschlag auswirken, sind kleinräumig und komplex. Unter realen Bedingungen können diese Prozesse von Vorhersagemodellen nicht vollständig abgebildet werden. Die Vorhersage von Niederschlägen ist daher prinzipiell mit Unsicherheit verbunden. Bei konvektiven Niederschlagsereignissen wirkt sich diese Unsicherheit stärker aus als bei großflächigen, langanhaltenden Niederschlägen, wie sie z. B. in Zusammenhang mit einer Warmfront auftreten. Für die Niederschlagsvorhersage gibt es zwei grundlegend verschiedene Ansätze: Vorhersagen von numerischen Wettermodellen und Nowcasts, die im Wesentlichen eine Extrapolation von Messdaten darstellen. Welcher Ansatz zu besseren Vorhersagen führt, ist vor allem vom Vorhersagehorizont abhängig. Im Projekt Stuck werden numerische Wettervorhersagen und Nowcasts genutzt und kombiniert, um für verschiedene Vorhersagehorizonte die jeweils besten Vorhersagen bereitzustellen.

In diesem Kapitel werden die radarbasierten Nowcasts vorgestellt. Die kombinierten Niederschlagsvorhersagen werden in Kap. 4.5 beschrieben.

4.4.1 Ensemblevorhersagen

Ziel von Ensemblevorhersagen ist es, die Unsicherheiten der Vorhersage möglichst realistisch abzubilden und dadurch quantifizierbar zu machen. Bei einer Ensemblevorhersage lässt die Bandbreite und die Verteilung der Ensembleläufe Rückschlüsse darauf zu, wie stabil oder instabil die Wetterlage ist. Wenn Ensemblevorhersagen gemeinsam ausgewertet werden, können Größen wie der Median, Quantile oder Überschreitungswahrscheinlichkeiten abgeleitet werden. Mithilfe von Ensemblevorhersagen ist es beispielsweise möglich, in einem Warndienst Warnungen in Abhängigkeit von der Wahrscheinlichkeit zu erstellen, mit der ein Ereignis eintritt oder ein Grenzwert überschritten wird. In den folgenden Auswertungen liegt ein Schwerpunkt auf der Analyse von Ensemblevorhersagen, sowohl bei den numerischen Wettervorhersagen (mit dem Produkt COSMO-DE-EPS) als auch bei den Nowcasts, die als Ensemble mit zehn Ensembleläufen gerechnet werden.

4.4.2 Nowcasts

Nowcasts bzw. Kurzfristvorhersagen basieren auf der laufenden Analyse von aktuellen Messungen und werden ‚in Echtzeit‘ erstellt, d. h. mit einer Rechendauer von höchstens ein paar Minuten, sodass jeweils, wenn eine neue Radarmessung verfügbar ist (hier alle 5 min), auch eine neue Kurzfristvorhersage erstellt wird. Eine radarbasierte Kurzfristvorhersage hat einen Vorhersagehorizont von ca. zwei bis drei Stunden.

Für die Erstellung der Nowcasts wird ein Verfahren verwendet, das auf Zellerkennung (engl. cell tracking) basiert und in der Software SCOUT (Einfalt, 2009) implementiert ist. Darin werden die jeweils aktuellen Niederschlagsmessungen mit zurückliegenden Messungen verglichen und die Bewegung der Niederschlagsfelder wird nachvollzogen. Einzelne Niederschlagszellen werden anhand einer Reihe von charakteristischen Eigenschaften wie Größe,

Form und Reflektivität identifiziert. Ausgehend von den Masseschwerpunkten wird für jede wiedererkannte Niederschlagszelle ein Bewegungsvektor berechnet. Aus den Bewegungsvektoren wird ein Bewegungsvektorfeld erstellt. Darauf basierend wird mit einer Semi-Lagrange Methode berechnet, wie sich das Niederschlagsfeld in der Zukunft entwickeln könnte.

Im Projekt Stuck wird das Verfahren zur Interpolation des Bewegungsvektorfelds überarbeitet. Mit dem neuen Verfahren werden großräumige Divergenz und Rotation des Niederschlagsfeldes besser berücksichtigt. Abb. 29 zeigt ein Beispiel mit den Bewegungsvektorfeldern beider Methoden im Vergleich. Während in dem Beispiel in der linken Abbildung kaum Rotation erkennbar ist, ist in der rechten Abbildung eine zyklonale Rotation im Bewegungsvektorfeld sichtbar. Ein weiterer Vorteil der neuen Methode liegt in der größeren Robustheit gegenüber Ausreißern, die z. B. durch eine ungenaue Zellerkennung entstehen können.

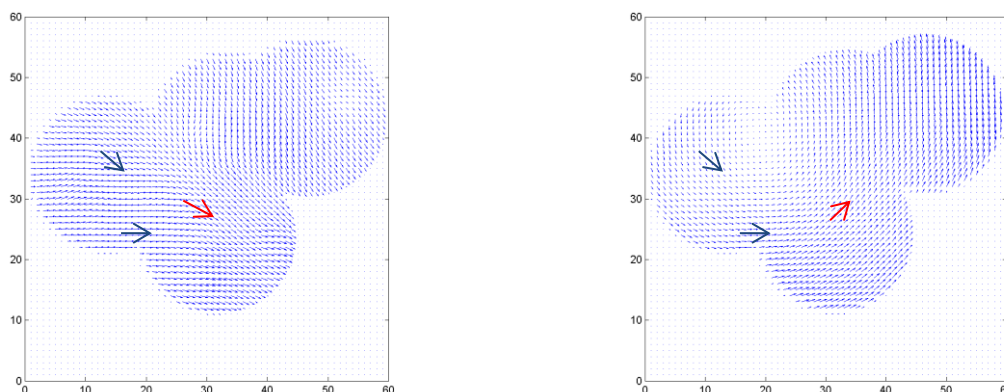


Abb. 29: Beispiel für unterschiedliche Bewegungsvektorfelder für das Radarkomposit. Das Feld links wurde mit dem ursprünglich in SCOUT implementierten Verfahren berechnet, das rechte Feld mit dem neuen Verfahren. Zur besseren Erkennung sind die blauen und roten Pfeile eingezeichnet, als Vergrößerung der darunterliegenden Bewegungsvektoren.

Eine weitere Überarbeitung betrifft das Zellwachstum in der Nowcast-Routine. Darin wird für die vergangenen Radarmessungen nachvollzogen, wie sich die Größe und Intensität von Niederschlagszellen ändert. Diese Informationen werden zur Extrapolation des Niederschlagsfeldes genutzt. Allerdings verändern sich Niederschlagszellen sehr schnell in Form und Größe, insbesondere bei kleinräumigen konvektiven Ereignissen. Durch die reine Extrapolation der vorangegangenen Änderungen lassen sich daher die tatsächlichen Veränderungen des Niederschlagsfeldes über ein bis drei Stunden in der Regel nicht gut vorhersagen. Die Wachstumsroutinen werden aber bei der Erstellung von Ensemble-Vorhersagen genutzt, um verschiedene mögliche Entwicklungen des Niederschlagsfeldes abzubilden. Im Zuge der Bearbeitung werden die Einstellungen mehrerer Modellparameter, die sich auf die Stärke des Zellwachstums und die Variation bei der Ensembleberechnung auswirken, ausführlich getestet und angepasst.

4.4.3 Nowcast-Ensembles

Ziel der Nowcast-Ensembles ist es, die Unsicherheiten in der Radarvorhersage realistisch abzubilden, sodass Warnungen auch in Abhängigkeit von der Wahrscheinlichkeit für eine Grenzwertüberschreitung erstellt werden können. Um ein Nowcast-Ensemble zu erzeugen, werden zunächst der Mittelwert und die Standardabweichung der Bewegungsvektoren und

Wachstumsraten der Zellen (Größe und Intensität) über die letzten Zeitschritte berechnet. Diese sind ein Maß für die Streuung der Ausgangswerte und werden dazu benutzt, um für jeden Ensemblelauf neue Bewegungsvektoren und Wachstumsraten zu generieren. Mit diesen unterschiedlichen Anfangsbedingungen werden die jeweiligen Ensembleläufe berechnet. Auf diese Weise enthält das Vorhersageensemble sowohl Unsicherheiten in der Zellerkennung mit SCOUT als auch reale Variationen in der Entwicklung der Zellen (Tessendorf & Einfalt, 2012). Weiterhin werden Unsicherheiten durch schnell veränderliche Wetterlagen und Messunsicherheiten abgeschätzt und gehen in die Berechnung der Ensembles mit ein.

4.4.4 Interpolierte Vorhersage

Bei der Berechnung von Niederschlagsmengen aus Radardaten wird häufig angenommen, dass die zeitlichen und räumlichen Veränderungen zwischen zwei aufeinanderfolgenden Messungen (zeitlicher Abstand 5 min) zu vernachlässigen sind. Unter dieser Annahme kann die Niederschlagssumme über fünf Minuten durch eine einfache Umrechnung aus der Niederschlagsintensität abgeleitet werden. Insbesondere bei schnell ziehenden Niederschlagsgebieten kann diese Annahme allerdings zu Fehlern führen. In diesem Fall ist es sinnvoll, zwischen zwei aufeinanderfolgenden Messungen zu interpolieren (zeitliche Interpolation). Das verwendete Verfahren wird in Jasper-Tönnies & Jessen (2014) beschrieben und auch bei der Erstellung der Nowcasts angewandt. Ein Beispiel vom 05.05.2015 ist in Abb. 30 dargestellt. In der Stundensumme von einer Vorhersage ohne zeitliche Interpolation (linke Abbildung) scheinen die Niederschlagszellen zu springen. Die Vorhersage mit interpolierten Niederschlägen (rechte Abbildung) zeigt eine kontinuierlichere Zugbahn.

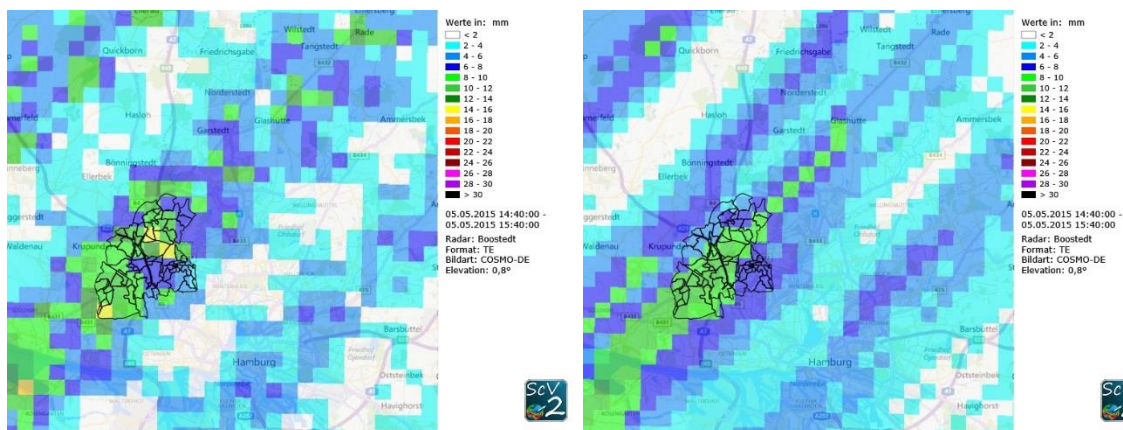


Abb. 30: Niederschlagssummen über eine Stunde von einer radarbasierten Kurzfristvorhersage für den 05.05.2015. Die linke Abbildung stellt die Stundensumme der Vorhersage ohne zeitliche Interpolation, die rechte Abbildung die Stundensumme mit zeitlicher Interpolation dar.

4.5 Untersuchung und Validierung

Die radarbasierten Kurzfristvorhersagen und die numerischen Niederschlagsvorhersagen werden gemeinsam ausgewertet. Untersucht wird der Zeitraum: 01.06.2016 bis 31.08.2016. Im Sommer 2016 traten in Norddeutschland und Hamburg viele konvektive Niederschlagsereignisse auf, teilweise mit Starkregen und Pegelüberschreitungen an den Hamburger Pegeln. Fragestellungen der Auswertungen waren insbesondere:

- Wie gut ist die Vorhersagequalität der Nowcasts im Vergleich zu COSMO-DE und COSMO-DE-EPS, in Abhängigkeit vom Vorhersagezeitraum?

- Wie können die Ensemble-Informationen von Nowcasts und COSMO-DE-EPS am besten für die Starkregenwarnung genutzt werden, z. B. über Ensemble-Quantile, Überschreitungswahrscheinlichkeiten usw.?
- Welche Grenzwerte des Niederschlags sind relevant für die Erzeugung von Warnungen im Warndienst Binnenhochwasser? Ab welchen Niederschlagsmengen treten Überschreitungen der Warngrenzen an den Hamburger Pegeln auf?

4.5.1 Indizes für die Bewertung der Vorhersagequalität

Ein wesentliches Kriterium für die Bewertung der Vorhersagequalität der Niederschlagsvorhersagen ist, wie gut damit die Hochwasserwarnung für die Hamburger Pegel ausfällt. Um dies auszuwerten werden, zwei verschiedene Datensätze zugrunde gelegt. Einerseits wird untersucht, wie gut die Vorhersagequalität für die Überschreitung von kritischen Niederschlagssummen (s. Kap. 4.5.2) ist (Vergleich Vorhersage Niederschlag – Messung Niederschlag). Andererseits wird geprüft, wie häufig auf Basis der Grenzwerte die Überschreitung von Warnschwellen an den Pegeln richtig vorhergesagt wird (Vergleich Vorhersage Niederschlag zu Messung Pegel).

Qualitätskriterien

Die Auswertung erfolgt auf Basis der Kontingenztabelle. Diese teilt jede Vorhersage und jede Messung in die Kategorien A–D ein, als ‚Treffer‘ (A), ‚Falschen Alarm‘ (B), ‚Verpasst‘ (C) oder ‚Richtigerweise kein Alarm‘ (D). Aus der Anzahl aller Ereignisse, die in die jeweilige Kategorie fallen, können Wahrscheinlichkeiten dafür abgeleitet werden, wie häufig Ereignisse richtig vorhergesagt werden bzw. falsche Alarme auftreten. Dafür gibt es die folgenden zwei Qualitätsindizes (Donaldson, Dyer & Kraus, 1975):

1. ‚Trefferrate‘: Die Wahrscheinlichkeit, dass aufgetretene Ereignisse rechtzeitig vorhergesagt werden (engl. ‚Hit Rate‘ oder ‚Probability of Detection‘): $POD = A / (A + C)$
2. ‚Anteil falsche Alarme‘: die Wahrscheinlichkeit, dass sich die Vorhersage eines überschrittenen Schwellenwerts als falscher Alarm erweist, (engl. ‚False Alarm Ratio‘): $FAR = B / (A + B)$

Diese Indizes werden speziell zur Auswertung von seltenen Ereignissen verwendet. Der Anteil der falschen Alarme wird hier als Anteil aller Alarme (A + B) berechnet, ist also unabhängig davon, wie häufig richtigerweise kein Alarm ausgegeben wird (D).

Tab. 11: Kontingenztabelle für die Bewertung von Vorhersagequalität.

		Messung	
		Schwellwert überschritten	Schwellwert nicht überschritten
Vorhersage	Schwellwert überschritten	A	B
	Schwellwert nicht überschritten	C	D

$$POD = A / (A + C)$$

$$FAR = B / (A + B)$$

Die Indizes stellen ein gutes Maß für die Qualität von deterministischen Ereignisvorhersagen dar. Um zusätzlich die Qualität der Ensemblevorhersagen zu erfassen, werden sie in Abhängigkeit von der Überschreitungswahrscheinlichkeit berechnet, die sich aus den Ensemblevorhersagen ergibt. Daraus resultiert für jede Überschreitungswahrscheinlichkeit

von 0,05–1,0 (mit anderen Worten: in 1/20–20/20 Vorhersageläufen wird der Grenzwert überschritten) ein eigener Wert. Diese werden in den folgenden Auswertungen gegeneinander aufgetragen, sodass die Ergebnisse für das ganze Ensemble in einer Abbildung zusammengefasst sind.

Zusätzlich gibt es Indizes, um die Qualität von Ensemble-Vorhersagen mit deterministischen Vorhersagen zu vergleichen, wie den Brier-Skill Score (BBS) (Wilks, 1995), und Auswertungen, die die Verteilung der Ensembleläufe untersuchen (Reliability-Diagramme und Talagrand-Diagramme). Diese werden ergänzend gezeigt.

Niederschlagsgrenzwerte für die Pegelwarnung

Im Rahmen des Projektes wird untersucht, welche Kriterien für die Pegelwarnung an den Hamburger Binnengewässern relevant sind und welche Grenzwerte des Niederschlags verwendet werden können, um einen kritischen Niederschlag, der zu einer Pegelwarnung führen kann, zu erkennen. Hierzu werden zunächst die Niederschläge über dem Testgebiet (eine Fläche von 25 km × 25 km über dem Stadtgebiet Hamburg) mit den beobachteten Überschreitungen von Warnschwellen aller im Warndienst aufgeführten Pegel für den Sommer 2016 (01.06.2016 bis 31.08.2016) verglichen. Als Grundlage an Niederschlagsdaten dienen die auf einem 5 km × 5 km-Gitter aggregierten Radarniederschläge. Die Daten werden auf die Frage hin ausgewertet, welche Ereignisse durch Starkregen verursacht werden, und ab welcher Niederschlagshöhe mit einer Überschreitung der mittleren Warngrenze an mindestens einem Pegel zu rechnen ist.

In dem Zeitraum gibt es 34 Ereignisse, in denen an mindestens einem der Hamburger Pegel eine Warngrenze überschritten wird. Von der Auswertung ausgeschlossen werden drei Ereignisse, bei denen die Radardaten nicht vollständig vorliegen (Ausfall des Radars Boostedt), sowie vier Pegelüberschreitungen, bei denen der Pegelstand durch ein vorhergehendes Niederschlagsereignis stark erhöht war und es durch einen sehr geringen Niederschlag erneut zu einer Überschreitung kommt. Die übrigen Überschreitungen werden in 19 Fällen durch kurze konvektive Starkregen verursacht und in acht Fällen durch weniger intensive Niederschläge über einen Zeitraum von mehreren Stunden. Hierbei treten sowohl großräumige Niederschlagsgebiete auf, als auch Wettersituationen mit vielen kleinen Niederschlagszellen, von denen mehrere über das Hamburger Stadtgebiet ziehen. Die 19 Fälle mit kurzen Starkregen werden genauer betrachtet. Daraus ergeben sich folgende Grenzwerte für den Niederschlag:

- Niederschlagssumme über eine Stunde > 7 mm in mindestens einer Gitterzelle von 5 km x 5 km (mittlerer Niederschlag).
- Niederschlagssumme über eine Stunde > 10 mm an mindestens einem Einzelpixel (1 km x 1 km)

In fast allen betrachteten Fällen sind beide Kriterien äquivalent. Da das 1. Kriterium (> 7 mm) über eine größere Fläche berechnet wird, ist es etwas robuster als das 2. Kriterium und wird in den anschließend durchgeführten Auswertungen verwendet. Das 1. Kriterium wird in 14 der 19 Ereignisse mit Pegelüberschreitungen erfüllt. In drei Fällen wird der Grenzwert nur knapp unterschritten und in zwei Fällen ist die gemessene Niederschlagssumme deutlich < 7 mm. D. h. es ist nicht ausgeschlossen, dass ein Pegelstand über die (mittlere) Warngrenze steigt, ohne dass der Niederschlagsgrenzwert überschritten wird. Größere Überschreitungen an mehreren Pegeln treten aber in diesen Fällen nicht auf. Zusätzlich ist das

Kriterium im Auswertezeitraum drei weitere Male erfüllt, ohne dass eine Pegelüberschreitung beobachtet wird. D. h. in den meisten Fällen (14 von 17) kommt es bei einem Niederschlag über dem Grenzwert auch zu einer Pegelüberschreitung.

4.5.2 Allgemeine Auswertungen zur Vorhersagequalität

Auswertungen der Nowcast-Ensembles

Ein Beispiel für die vorhergesagte Niederschlagsintensität im Vergleich zur Radarmessung ist in Abb. 31 gezeigt. Dargestellt ist die Radarmessung vom 26.04.16 um 11:40 Uhr und der Nowcast für den gleichen Zeitpunkt, der auf Basis der Radardaten bis 10:40 Uhr berechnet wurde (1 h-Vorhersage). Die Lage der Niederschlagszellen in Messung und Vorhersage stimmt relativ gut überein. Man erkennt allerdings, dass einige Niederschlagszellen unterschiedlich aussehen. Die Form und Größe der Niederschlagszellen in der Vorhersage entspricht noch weitgehend dem Stand der eine Stunde vorher gemessenen Niederschläge, während sich die realen Zellen verändert haben.

Dies veranschaulicht ein Grundproblem der kurzfristigen Niederschlagsvorhersage: während in vielen Fällen gut vorhergesagt wird, wie sich die Zellen weiterbewegen, können die Veränderungen von Form und Größe nur sehr eingeschränkt vorhergesagt werden.

Eine weitere Eigenschaft speziell der Nowcasts erkennt man in den leeren Bereichen am westlichen und südlichen Rand des Komposits. Die Niederschläge, die dort in der Radarmessung zu sehen sind, liegen zum Zeitpunkt der Vorhersageberechnung noch außerhalb der Sichtweite der Radare. Da die Nowcasts ausschließlich auf den Radarmessungen beruhen, kann für die entsprechenden Bereiche keine Vorhersage erstellt werden.

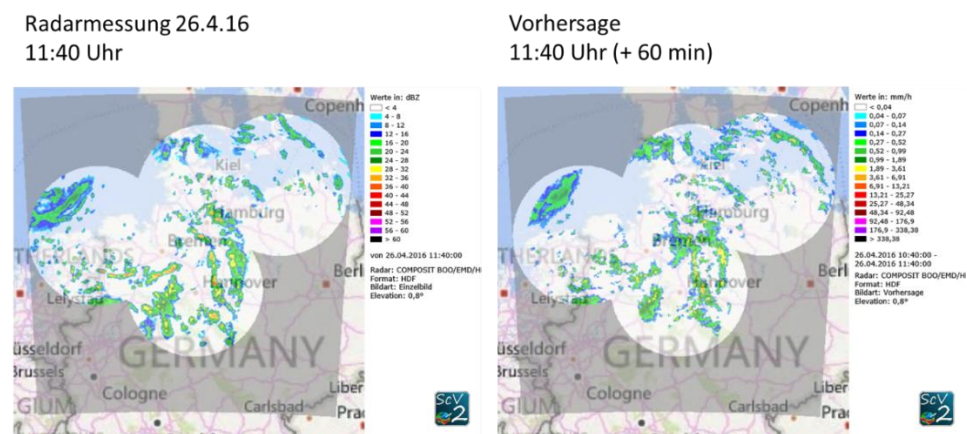


Abb. 31: Beispiel 26.04.2016: Links: Radarmessung der Niederschlagsintensität um 11:40 Uhr in dBZ, rechts: vorhergesagte Niederschlagsintensität: Nowcast von 10:40 Uhr (+60 min) in mm/h. Die Farbskala der rechten Grafik ist über die Beziehung $Z[\text{dBZ}] = 200 \times R[\text{mm/h}]^{1,6}$ in die Farbskala der linken Grafik umgerechnet, sodass die Bilder optisch vergleichbar sind.

Bei der Berechnung von Ensemblevorhersagen wird die Intensität und Zugrichtung der Niederschlagszellen variiert. Abb. 32 zeigt ein Beispiel anhand eines konvektiven Starkregenereignisses vom 28.08.2016. Dargestellt sind die Niederschlagssummen über einen Vorhersagezeitraum von zwei Stunden von zehn Ensemblevorhersagen von 14:00 UTC und von der Radarmessung (14:00–16:00 UTC). Das Beispiel zeigt das Einzugsgebiet der Kollau. Die Ensemblevorhersagen unterscheiden sich in der Gesamtniederschlagsmenge und der Position des maximalen Niederschlags. Die gemessene Niederschlagssumme im Einzugsgebiet

der Kollau liegt innerhalb der Bandbreite des Ensembles, etwas oberhalb des Medians der Ensemblevorhersagen.

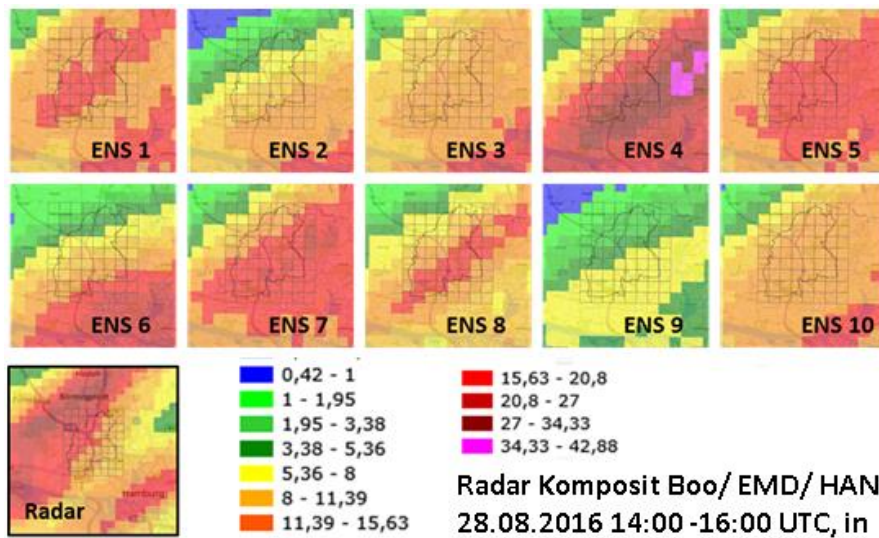


Abb. 32: Vorhergesagte Niederschlagssumme von zehn Ensemble-nowcasts vom 28.08.2016 14:00 UTC über zwei Stunden und die vom Radar gemessene Niederschlagssumme (u. l.) über den gleichen Zeitraum im Einzugsgebiet der Kollau.

In einer Auswertung über drei Monate vom 01.06.2016 bis 31.08.2016 werden die Nowcast-Ensembles mit gemessenen Niederschlägen verglichen. In diesem Kapitel sind die Ergebnisse der statistischen Verteilung der Niederschläge und der Verteilung der Ensemblevorhersagen im Vergleich zu den Messungen dargestellt. Eine Auswertung der Vorhersagequalität in Hinblick auf Starkregen folgt in Kapitel 4.7.3.

Abb. 33 zeigt die kumulierte Häufigkeitsverteilung von hohen Niederschlagssummen über eine Stunde von den Messdaten und Vorhersagedaten, sowohl von einer einzelnen Vorhersage (magenta) als auch vom Vorhersageensemble (rot). Der Bildausschnitt zeigt das oberste Prozent aller Niederschlagsmessungen. Der Unterschied zwischen der linken und der rechten Abbildung besteht darin, dass auf der linken Seite die Ergebnisse der Vorhersagen mit der zuvor verwendeten Wachstumsroutine dargestellt sind; die Vorhersagen rechts wurden mit der neuen Wachstumsroutine berechnet (s. Kap.4.4.2). In der linken Abbildung fallen die vorhergesagten Niederschläge höher aus als die gemessenen Niederschläge. Das deutet darauf hin, dass durch die Wachstumsroutine systematisch zu hohe Niederschläge produziert werden. Bei den überarbeiteten Vorhersagen (rechte Seite) fällt die Niederschlagsverteilung ähnlich aus wie bei den Messungen, d. h. die berechnete Niederschlagsverteilung wird verbessert und ein systematischer Fehler ist nicht mehr erkennbar. Die folgenden Auswertungen basieren auf der Vorhersage mit der neuen Wachstumsroutine.

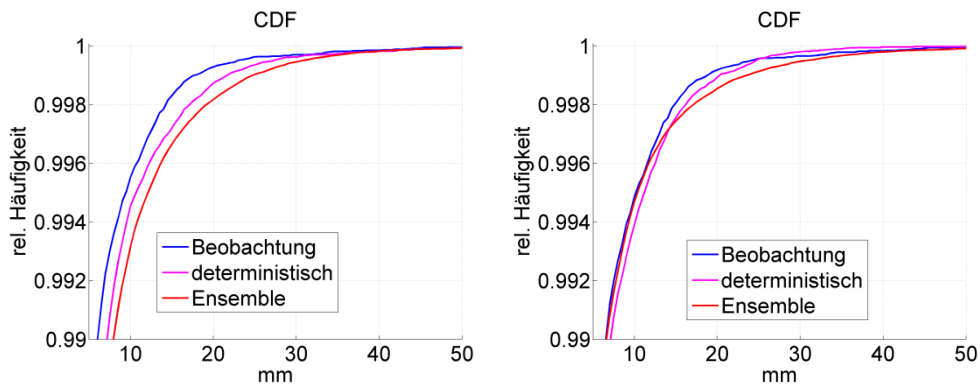


Abb. 33: Relative Häufigkeitsverteilung von gemessenen und vorhergesagten Niederschlägen (Niederschlagssummen über 1 h, kumulierte Darstellung). Blau: Radarmessung, Magenta: Nowcast über eine Stunde (einzelner Vorhersagelauf), rot: Nowcasts über 1 h-Ensemble. Dargestellt sind Werte oberhalb des 0,99 Quantils, d. h. das oberste 1 % aller gemessenen bzw. vorhergesagten Niederschläge. Die linke Abbildung zeigt die Verteilung der Nowcasts bei Verwendung der alten Wachstumsroutine, die rechte die Ergebnisse nach der Überarbeitung der Wachstumsroutine.

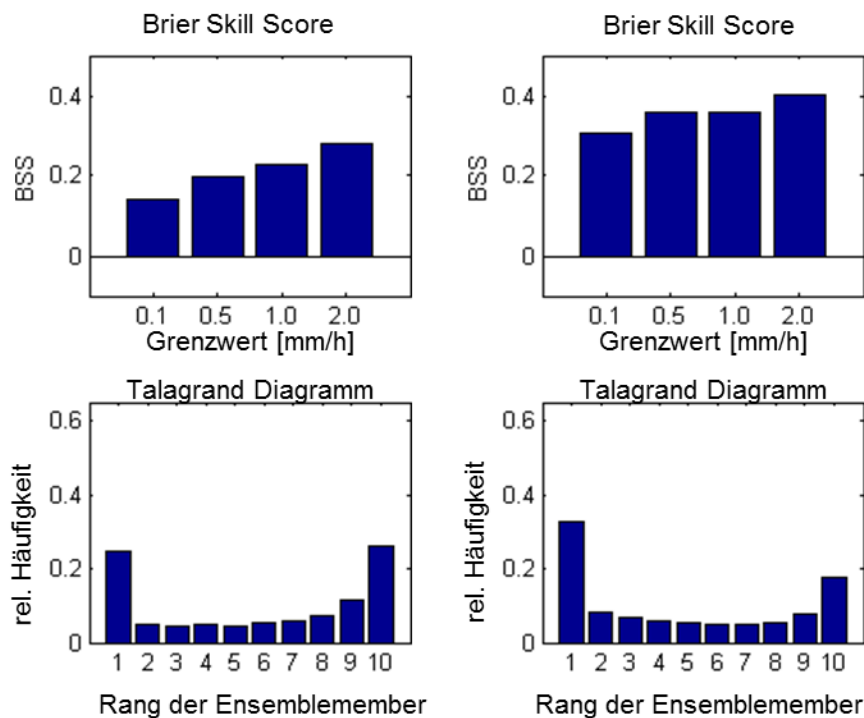


Abb. 34: Brier Skill Score (BSS) und Talagrand Diagramm der Nowcasts für die 1. Stunde (links) und die 2. Stunde der Vorhersage (rechts). Die Höhe der Balken im Talagrand Diagramm gibt die normierte Häufigkeit der jeweiligen Ensemblevorhersagen an. Der Rang 1, ..., 10 der Vorhersagen steht für die vorhergesagte Niederschlagsmenge, sortiert vom niedrigsten bis zum höchsten Niederschlag.

In Abb. 34 sind Ergebnisse von Auswertungen der Ensemblevorhersagen (Vergleich mit einer Einzelvorhersage und Bandbreite der Vorhersagen) dargestellt. Die obere Abbildung zeigt den BSS in Abhängigkeit von der Niederschlagsintensität. Dieser ist ein Maß dafür, wieviel zusätzliche Information die Ensemblevorhersagen im Vergleich zu einer einzelnen Vorhersage liefern. Je höher der Wert ist, desto mehr Nutzen ergibt sich aus der Ensemblevorhersage (0 = kein Zugewinn). Aus der Abbildung geht hervor, dass der BSS mit zunehmender Niederschlagsintensität ansteigt. Im Vergleich zwischen der 1. Stunde (links)

und der 2. Stunde (rechts) der Vorhersage fällt außerdem der BSS in der 2. Stunde höher aus. Mit dem längeren Vorhersagezeitraum und mit höheren Niederschlägen steigt die Unsicherheit der Vorhersagen an. Das Ergebnis deutet darauf hin, dass die Ensemblevorhersagen gerade bei unsicheren Vorhersagen einen erhöhten Nutzen gegenüber einer einzelnen Vorhersage bringen. Das Talagrand-Diagramm (untere Abbildung) illustriert, wie gut die Bandbreite der Ensemblevorhersagen die Unsicherheit der Vorhersage abbildet. Die Höhe der Balken gibt an, wie häufig welche Ensemblevorhersage (sortiert nach der Größe, vom niedrigsten bis zum höchsten vorhergesagten Niederschlag) am besten zum gemessenen Niederschlag passt. Bei einem optimal verteilten Ensemble hätten alle Balken ungefähr die gleiche Höhe. Ausgewertet werden ausschließlich Zeiten, zu denen Niederschlag gemessen oder vorhergesagt wurde. In 20–30 % dieser Fälle trifft die Ensemble-Vorhersage mit der niedrigsten Niederschlagsmenge am besten die Radarmessung. Die Verteilung zeigt, dass die niedrigste und die höchste Niederschlagsvorhersage aus dem Ensemble häufiger vorkommen als die mittleren Vorhersagen und somit die Bandbreite, die vom Ensemble vorhergesagt wird, nicht immer groß genug ist. Ein Grund hierfür könnte in der zeitlichen und räumlichen Ungenauigkeit der Nowcasts liegen: eine Niederschlagszelle, die an der falschen Stelle vorhergesagt wird, kann dazu führen, dass an einem Ort die niedrigste Ensemblevorhersage am besten zutrifft (dort, wo sie fälschlicherweise vorhergesagt wird) und an einem anderen Ort die höchste (dort, wo sie auftrat, aber nicht vorhergesagt wird). Im Vergleich zwischen der 1. Stunde und der 2. Stunde der Vorhersage wird die Ensembleverteilung in der 2. Stunde schlechter. Gleichzeitig nimmt der BSS zu.

Abb. 35 zeigt eine weitere Auswertung des Nowcast-Ensembles über eine Stunde („Reliability“). Aus dieser Auswertung geht hervor, wie die vorhergesagte Wahrscheinlichkeit im Untersuchungszeitraum mit der tatsächlichen Häufigkeit von Ereignissen übereinstimmt. Ergebnisse, die genau auf der eingezeichneten Diagonalen liegen, bedeuten, dass die vorhergesagte Wahrscheinlichkeit mit der tatsächlichen Eintrittswahrscheinlichkeit übereinstimmt.

Datenpunkte im grau hinterlegten Bereich deuten an, dass die vorhergesagte Wahrscheinlichkeit nicht gut mit der tatsächlichen Eintrittshäufigkeit übereinstimmt. Die Auswertung wird für verschiedene Grenzwerte des Niederschlags (0,5–3 mm/h) gezeigt. Bei den niedrigen Grenzwerten von 0,5 und 1 mm/h liegen die Ergebnisse des Nowcast-Ensembles nah an der Diagonalen, bei den höheren Grenzwerten sind sie weiter entfernt. Das bedeutet z. B. für den Grenzwert 0,5 mm/h: wenn alle Ensemblevorhersagen Niederschlag oberhalb des Grenzwerts vorhersagen (vorhergesagte Wahrscheinlichkeit: 1,0) treten in ca. 90 % der Fälle tatsächlich Niederschläge oberhalb des Grenzwerts auf. Bei den höheren Grenzwerten sinkt dieser Wert auf ca. 70–80 %. Das heißt, für niedrige Grenzwerte stimmt die vorhergesagte Wahrscheinlichkeit gut mit der tatsächlichen Häufigkeit der Ereignisse überein, bei höheren Grenzwerten ist die vorhergesagte Wahrscheinlichkeit weniger zutreffend. Doch auch bei den höheren Grenzwerten nimmt die beobachtete Häufigkeit kontinuierlich mit der vorhergesagten Wahrscheinlichkeit zu.

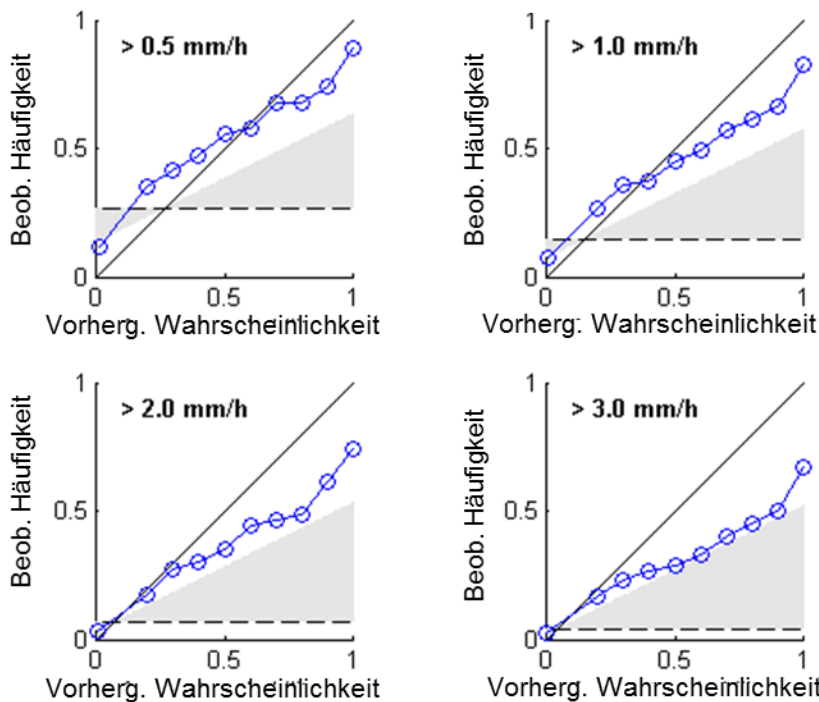


Abb. 35: Reliability Diagramm der Nowcasts (1 h-Vorhersage), Sommer 2016

Auswertungen COSMO-DE-EPS

Abb. 36 zeigt ein Fallbeispiel mit einzelnen Ensemblevorhersagen von COSMO-DE-EPS im Vergleich zur Radarmessung für drei aufeinanderfolgende Stunden. In diesem Zeitraum zieht ein Niederschlagsgebiet, dessen Zentrum sich zunächst nördlich von Fehmarn befindet, nach Osten. Es wird schwächer und schmaler, während im Süden des Gebiets eine neue Niederschlagszelle mit höherer Niederschlagsintensität entsteht. Keine der COSMO-DE-EPS Vorhersagen sagt die zeitliche Veränderung und die Zuggeschwindigkeit des Niederschlagsgebiets treffend voraus. Dennoch gibt es zu zwei Zeitpunkten eine Vorhersage, die relativ gut zu den Messungen passt. Von 18 bis 19 Uhr passt der 3. Ensemblelauf recht gut, während das Niederschlagsgebiet im 1. Ensemblelauf zu weit östlich liegt, von 20 bis 21 Uhr passt hingegen der 1. Ensemblelauf am besten zur Messung.

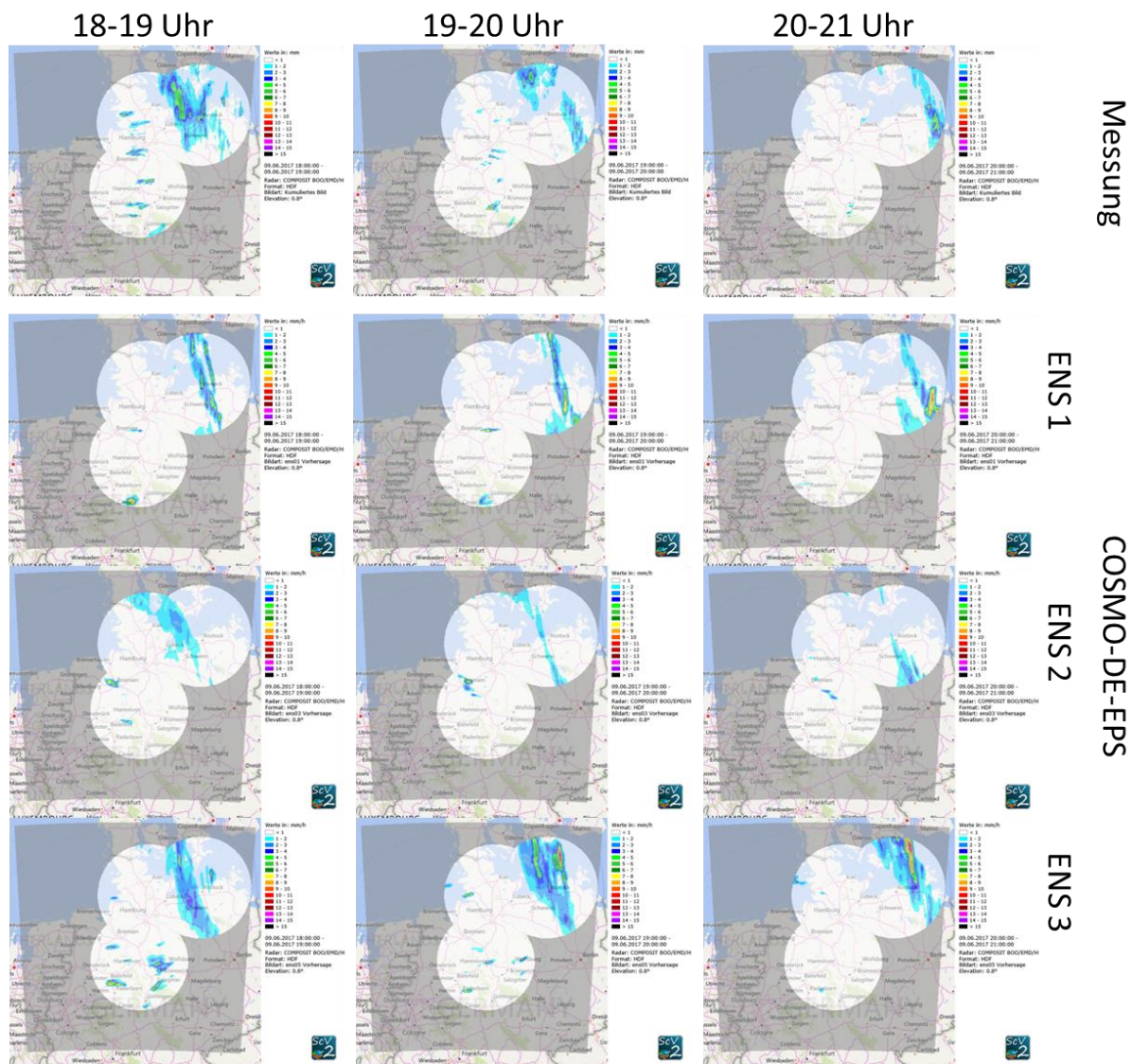


Abb. 36: Fallbeispiel 09.06.2017: drei Ensembleläufe von 18 bis 21 Uhr von COSMO-DE-EPS und Radarmessungen (oben).

Die Ensemblevorhersagen von COSMO-DE-EPS werden analog zu den Nowcast-Ensembles über den Zeitraum 01.06.16 bis 31.08.16 ausgewertet. Untersucht werden die Vorhersagezeiträume 4 bis 6 Stunden und 7 bis 9 Stunden mit jeweils 20 Ensembleläufen. Die Ergebnisse sind in Abb. 37 und Abb. 38 dargestellt. Auch bei den COSMO-DE-EPS Vorhersagen nimmt der BSS mit zunehmender Niederschlagsintensität und längerem Vorhersagezeitraum zu. Die beiden Vorhersagezeiträume unterscheiden sich aber nicht so deutlich wie bei den Nowcast-Ensembles. Das Talagrand Diagramm zeigt eine relativ gleichmäßige Verteilung der Vorhersagen von der zweitniedrigsten bis zur zweithöchsten Vorhersage. Hingegen kommt die niedrigste Vorhersage in dem Diagramm deutlich häufiger vor, passt also häufiger am besten zu den Messungen. Auch das Vorkommen der höchsten Vorhersage ist leicht erhöht. Ähnlich wie bei den Nowcast-Ensembles wird keine optimale Verteilung erzielt. Eine Ursache dürfte wiederum in der räumlichen und zeitlichen Ungenauigkeit der Vorhersagen liegen.

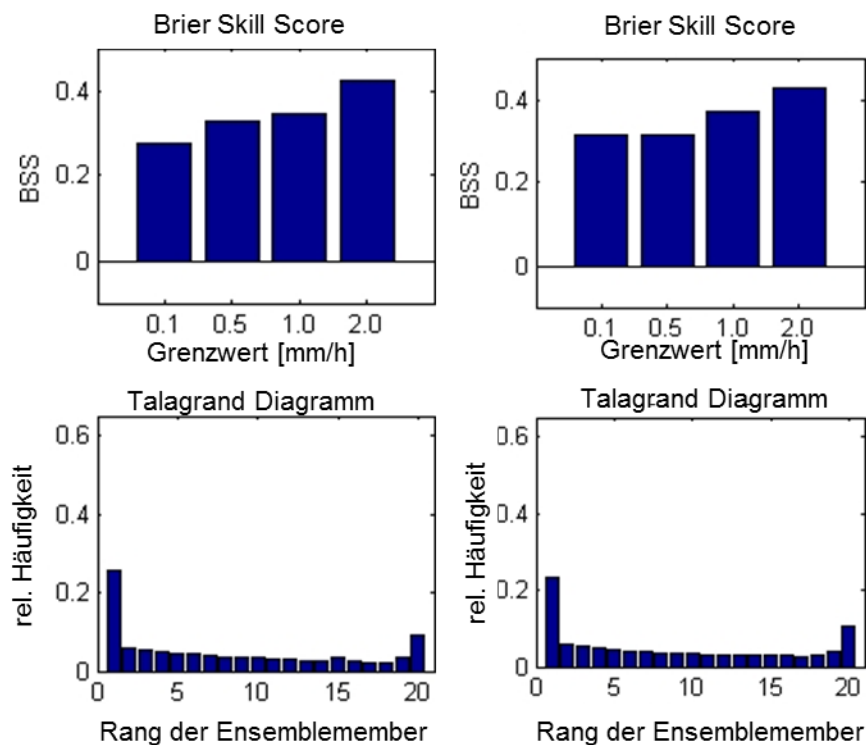


Abb. 37: Brier Skill Score (BSS) und Talagrand Diagramm von COSMO-DE-EPS Vorhersagen, links von Vorhersagen für den Vorhersagezeitraum vier bis sechs Stunden, rechts für den Vorhersagezeitraum sieben bis neun Stunden.

Abb. 38 zeigt die vorhergesagte Wahrscheinlichkeit von COSMO-DE-EPS im Vergleich zur beobachteten Häufigkeit („Reliability Diagram“, vgl. Auswertung der Nowcasts). Die Ergebnisse weichen teilweise deutlich stärker von der Diagonalen ab, als es bei den Nowcast-Ensembles der Fall ist. Das bedeutet, dass die vorhergesagte Wahrscheinlichkeit weniger über die tatsächliche Eintrittswahrscheinlichkeit aussagt. So wird nur in ca. 50 % der Fälle, in denen alle Ensembleläufe Niederschlag über 0,1 mm/h vorhergesagt haben, auch Niederschlag über diesem Grenzwert gemessen. Bei den höheren Grenzwerten von 1,0 und 2,0 mm/h macht sich bemerkbar, dass weniger Datenpunkte in die Auswertung als bei den Nowcasts eingehen, da die Vorhersagen von COSMO-DE-EPS nur alle drei Stunden produziert werden. Es kommen nur wenige Fälle vor, in denen mehr als 50 % der Ensemblevorhersagen Niederschlag oberhalb von 2,0 mm/h vorhergesagen. In diesem Bereich liefert die Auswertung keine verwendbaren Ergebnisse zur tatsächlichen Eintrittswahrscheinlichkeit. Allerdings ist die Tatsache an sich, dass nur in sehr wenigen Fällen mehr als 50 % der Ensemblevorhersagen an dem gleichen Gitterpunkt Niederschlag oberhalb von 2,0 mm/h vorhergesagen, ein wichtiges Ergebnis für die Interpretation der Ensemblevorhersagen. Auf diesen Aspekt wird im folgenden Kapitel in Zusammenhang mit der Untersuchung der COSMO-DE-EPS und Nowcasts bei stärkeren Niederschlägen noch weiter eingegangen.

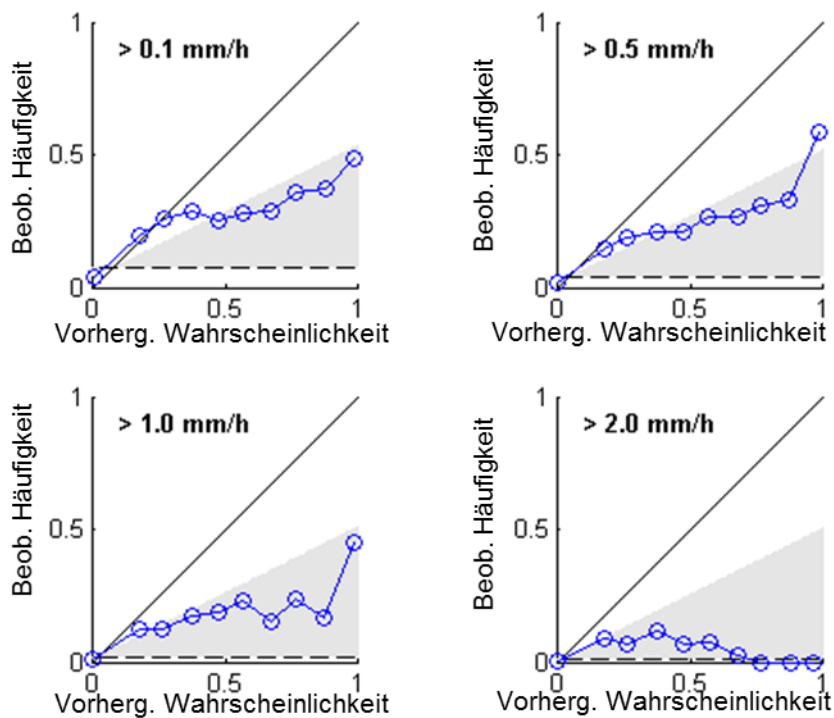


Abb. 38: Reliability Diagram COSMO-DE-EPS für den Vorhersagezeitraum vier bis sechs Stunden.

4.6 Vorhersagequalität für die Pegelwarnung

4.6.1 Vorhersagequalität der Nowcasts für die Pegelwarnung

Die Vorhersagequalität der Nowcasts wird speziell für die Anwendung der Pegelwarnung im Warndienst Binnenhochwasser untersucht. Dafür werden die Abfragen im Warndienst zugrunde gelegt:

1. Die Grenzwerte der Niederschlagsintensität für die Pegelwarnung (relevante Intensitäten für die Pegelwarnung, s. Kap. 4.5.2): Akkumulierter Niederschlag > 7 mm in einer Stunde über einer Fläche von $5 \text{ km} \times 5 \text{ km}$.
2. Die Vorhersagen werden über dem Stadtgebiet Hamburg zusammengefasst. Für das gesamte Stadtgebiet wird nur ein Warnstatus aus der Niederschlagsvorhersage abgeleitet – wenn an mindestens einem Ort der Grenzwert überschritten ist.
3. Wenn eine Warnung an sich korrekt ist, aber der Zeitpunkt der Überschreitung nicht exakt vorhergesagt wird, kann sie dennoch als ‚Treffer‘ gewertet werden: ein Zeitunterschied von bis zu einer Stunde zwischen vorhergesagter und gemessener Überschreitung wird toleriert. (Davon ausgenommen ist die erste Stunde der Vorhersage).

Sobald an einem Ort innerhalb von Hamburg eine Grenzwertüberschreitung vorhergesagt wird, wird der Status auf Warnung gesetzt. Wenn es tatsächlich zu einer Grenzwertüberschreitung im Hamburger Stadtgebiet kommt – also mindestens an einem Ort eine kritische Menge Niederschlag gemessen wird – wird die Vorhersage als *Treffer* gewertet, sonst als ‚Falscher Alarm‘. Analog dazu werden die Einteilungen ‚Verpasst‘ oder ‚Richtigerweise kein Alarm‘ vorgenommen.

Im Untersuchungszeitraum 01.06.2016 - 31.08.2016 wird der Grenzwert von 7 mm 39 Mal überschritten, das entspricht 1,8 % der Messungen in diesem Zeitraum. Zusätzlich wird der

Grenzwert von 3 mm Niederschlag, akkumuliert über eine Stunde untersucht. Dieser Wert wird in 108 Fällen überschritten, was einem Anteil von 4,9 % der Messungen entspricht – durch das häufigere Vorkommen ist dieses Kriterium robuster; die Ergebnisse werden daher ergänzend ausgewertet und mit den Ergebnissen auf Basis des höheren Grenzwerts verglichen.

In Abb. 39 werden die Ergebnisse der Vorhersagequalität aus diesem Zeitraum dargestellt, wobei die Trefferrate (POD) gegen den Anteil der Falschen Alarme (FAR) aufgetragen ist. Eine perfekte Vorhersage wäre in diesem Diagramm in der linken oberen Ecke (Treffer rate = 1, Anteil Falsche Alarme = 0), eine zufällige Vorhersage in der unteren rechten Ecke zu finden. Die Ensemblequantile bzw. Überschreitungswahrscheinlichkeiten aus der Ensemblevorhersage sind mit Kreisen markiert, die Quantile 0,1, 0,5 und 0,9 zusätzlich gekennzeichnet. Die Vorhersagequalität ist für die 1. Stunde des Vorhersagezeitraums (schwarz), die 2. Stunde (rot) und die 3. Stunde (blau) abgebildet. In der linken Abbildung ist die Auswertung für den Grenzwert 3 mm, in der rechten Abbildung für den Grenzwert 7 mm dargestellt. Die beste Vorhersagequalität hat die Vorhersage für die 1. Stunde. Bei der Auswertung mit Grenzwert 3 mm beträgt die Trefferrate über 0,8 und der Anteil der Falschen Alarme unter 0,4 – für niedrige Überschreitungswahrscheinlichkeiten aus dem Ensemble, bei höheren Überschreitungswahrscheinlichkeiten sinkt die Trefferrate und der Anteil der Falschen Alarme reduziert sich auf unter 0,2. In der 2. und 3. Stunde nimmt die Vorhersagequalität deutlich ab. Bei der Auswertung mit Grenzwert 7 mm ist die Vorhersagequalität insgesamt schlechter, für niedrige Überschreitungswahrscheinlichkeiten ergeben sich aber dennoch hohe Trefferraten und die Abnahme der Vorhersagequalität von der 1. bis zur 3. Stunde ist vergleichbar mit der linken Abbildung. Die Abnahme der Vorhersagequalität mit dem höheren Grenzwert entspricht den Erwartungen und hängt mit den Eigenschaften von konvektiven Niederschlägen zusammen: je höher die Grenzwerte sind, desto seltener und meistens auch kürzer und kleinräumiger sind die Ereignisse, die in die Auswertung eingehen – diese sind weniger gut vorherzusagen als größere Ereignisse mit länger anhaltendem Niederschlag.

Ungefähr eine Stunde vor Eintritt eines konvektiven Starkregens über 7 mm, der mit hoher Wahrscheinlichkeit zu einer Überschreitung der Warngrenze an einem der Hamburger Pegel führt, beträgt die Wahrscheinlichkeit, dass er von mindestens einer der Ensemblevorhersagen vorhergesagt wird (Quantil: 0,1) im Untersuchungszeitraum über 80 %. Der Anteil der Falschen Alarme liegt in diesem Fall bei ca. 55 %. Wenn vor dem gleichen Ereignis zwei Stunden vor Ereigniseintritt gewarnt wird, ist die Trefferrate immer noch über 80 %, allerdings steigt der Anteil der Falschen Alarme deutlich an (auf ca. 70 %). Drei Stunden vor dem Ereignis kann man, wenn man einen Anteil von Falschen Alarmen um 80 % in Kauf nimmt, immerhin ca. 70 % der Ereignisse vorhersagen. Aus diesen Ergebnissen wird deutlich, wie stark die Vorhersagequalität der Nowcasts von dem Vorhersagezeitraum abhängt und wie wichtig es ist, die jeweils aktuellste Vorhersage für eine Warnentscheidung zugrunde zu legen.

Zusätzlich zur Auswertung der Vorhersagen auf Basis der Niederschlagsmessungen wird geprüft, wie gut die in 4.5.2 aufgeführten Überschreitungen der Warngrenzen an den Hamburger Pegeln vorhergesagt werden (Vergleich Vorhersage Niederschlag zu Messung Pegel). Dazu werden die 19 Pegelüberschreitungen im Zeitraum 01.06.2016 bis 31.08.2016 betrachtet, die durch kurzen Starkregen verursacht werden und mit den Vorhersagen einer einzelnen Kurzfristvorhersage verglichen. Mit der 1 h-Vorhersage wird vor 15 der 19 Pegelüberschreitungen richtig gewarnt. Bei einer Vorwarnzeit von einer halben Stunde erhöht

sich die Anzahl der korrekten Warnungen auf 17. Dieses Ergebnis ist konsistent mit den Ergebnissen des Vorhersageensembles und die Vorhersage des Ereignisses ‚Pegelüberschreitung‘ schneidet im Fall von konvektiven Starkregen ähnlich ab wie die Vorhersage des Ereignisses ‚gemessener Niederschlag > 7 mm‘.

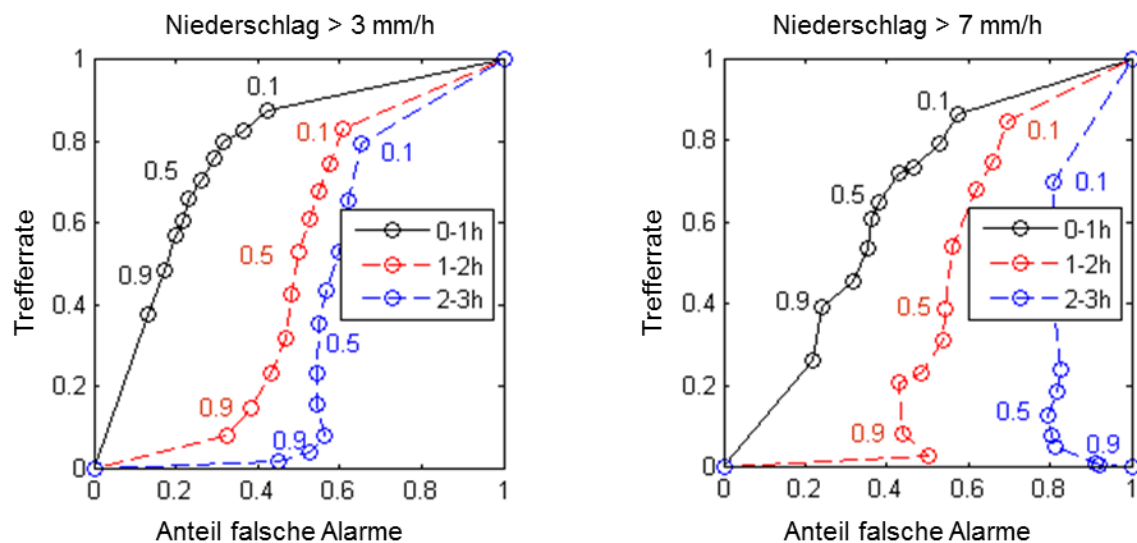


Abb. 39: Vorhersagequalität der Nowcasts als Trefferrate gegen den Anteil der falschen Alarme, ausgewertet auf Basis der Grenzwerte 3 mm bzw. 7 mm Niederschlag, aggregiert über eine Stunde. Die Vorhersagezeiträume betragen null bis eine Stunde (schwarz), ein bis zwei Stunden (rot) und zwei bis drei Stunden (blau), Kreise entsprechen Quantilen der Ensemblevorhersagen.

4.6.2 Vorhersagequalität der COSMO-DE-EPS für die Pegelwarnung

Analog zum Nowcast wird die Vorhersagequalität der COSMO-DE-EPS Vorhersagen für die Pegelwarnung ausgewertet. Es werden die gleichen Kriterien wie bei der Auswertung der Nowcasts zugrunde gelegt, sodass ein direkter Vergleich zwischen den Vorhersagen möglich ist.

Ein Unterschied zu den Nowcasts ist, dass die COSMO-DE-EPS Vorhersagen wegen der langen Rechenzeit erst drei Stunden nachdem die Vorhersagen gestartet werden auf dem Datenserver zur Verfügung stehen. Da sie in einem Intervall von 3 Stunden gerechnet werden, ist die aktuellste COSMO-DE-EPS Vorhersage im Normalfall zwischen drei und sechs Stunden alt, sodass die ersten Stunden der Vorhersage bereits in der Vergangenheit liegen. In der Anwendung entspricht daher die Nowcast in der 1. Stunde einer COSMO-DE-EPS Vorhersage in der 4. bis 6. Stunde des Vorhersagezeitraums.

In Abb. 40 ist die Vorhersagequalität der COSMO-DE-EPS Vorhersagen für den Vorhersagezeitraum vier bis sechs und sieben bis neun Stunden dargestellt. Wie bei den Nowcasts nimmt auch hier die Vorhersagequalität mit der Dauer der Vorhersage ab, aber die Abnahme ist schwächer im Vergleich zu den Nowcasts. Anders als bei den Nowcasts befinden sich die Ergebnisse für die verschiedenen Quantile des Vorhersageensembles ungefähr auf einer senkrechten Linie, haben also einen ähnlichen Anteil falscher Alarme. Das bedeutet, wenn ein höheres Quantil des Ensembles betrachtet wird (In anderen Worten: mehrere Ensemblevorhersagen sagen einen Starkregen voraus), ist die Wahrscheinlichkeit, dass sich eine Warnung um einen Treffer und nicht um einen Fehlalarm handelt, nicht erkennbar höher, als wenn nur ein Lauf Starkregen voraussagt. Andererseits nimmt die Trefferrate für höhere Quantile deutlich ab. Beim Grenzwert 7 mm/h erzielt das niedrigste Quantil (= 1/20

Läufen liegt über dem Grenzwert) für den Vorhersagezeitraum vier bis sechs Stunden eine Trefferrate über 0,8 bei einem Anteil von Falschen Alarmen um 0,7. Für den Median liegt die Trefferrate unter 0,3, der Anteil Falscher Alarme aber immer noch bei ca. 0,6. Die deterministischen Vorhersagen von COSMO-DE schneiden etwas besser ab als der Median des Ensembles, beim Grenzwert 7 mm/h liegt die Trefferrate aber für beide Vorhersagezeiträume unter 0,3. Beim Grenzwert 3 mm/h fällt die Vorhersagequalität insgesamt besser aus als bei 7 mm/h, ansonsten sind die Ergebnisse ähnlich wie bei dem höheren Grenzwert.

Zusammengefasst lässt sich mit den COSMO-DE-EPS eine wesentlich bessere Trefferrate erzielen als mit COSMO-DE, d. h. es kann vor mehr Ereignissen richtig gewarnt werden, während der Anteil der falschen Alarme nicht wesentlich erhöht wird. Die besten Ergebnisse erhält man, wenn man ein niedriges Ensemblequantil (0,05 oder 0,1) betrachtet.

Ein Vergleich zwischen den Ergebnissen von COSMO-DE-EPS (Abb. 36) und Nowcasts (Abb. 35) zeigt, dass die Nowcasts in der ersten Stunde deutlich besser abschneiden als die COSMO-DE-EPS Vorhersagen. In der 2. Stunde ist der Unterschied in der Vorhersagequalität nicht mehr groß und in der 3. Stunde fallen die COSMO-DE-EPS Vorhersagen im Durchschnitt besser aus als die Nowcasts, unabhängig davon, welcher Grenzwert betrachtet wird.

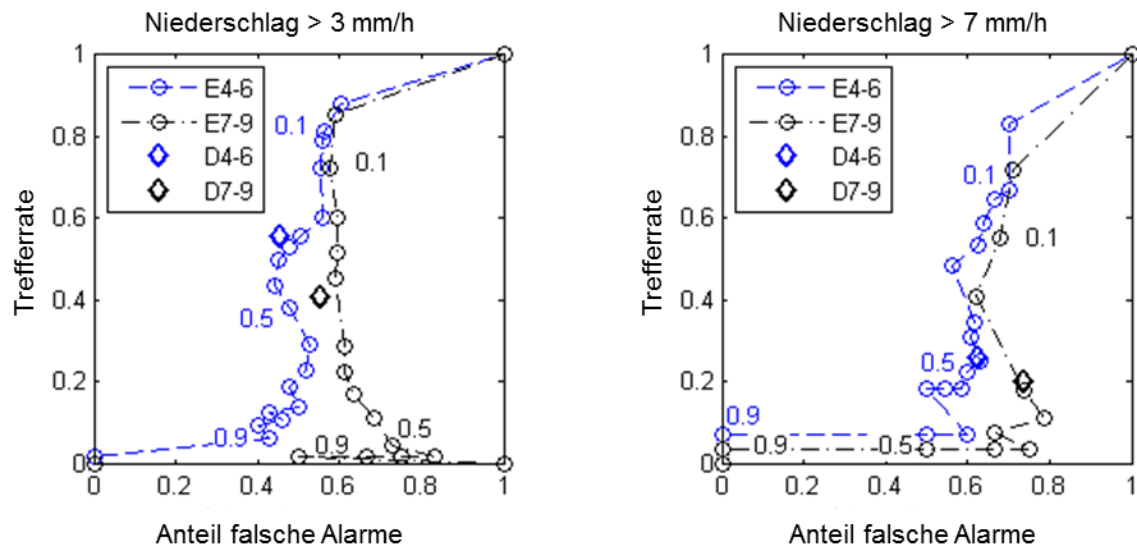


Abb. 40: Vorhersagequalität der COSMO-DE-EPS (Kreise entsprechen Quantilen der Ensemblevorhersagen) und COSMO-DE Vorhersagen (Rauten), ausgewertet auf Basis der Grenzwerte 3 mm bzw. 7 mm Niederschlag, aggregiert über eine Stunde. Die Vorhersagezeiträume betragen vier bis sechs Stunden (blau) und sieben bis neun Stunden (schwarz).

4.6.3 Auswertungen zum Blending

Das Blending (Vermischen) von Radar-Nowcasts und numerischer Wettervorhersage wird angewandt, um einen kontinuierlichen Übergang zwischen den Vorhersagen zu erreichen und für einen Übergangszeitraum, in dem sowohl Nowcasts als auch numerische Wettervorhersagen vorliegen, die Vorhersagen zu verbessern. Die Methoden dafür reichen von einer einfachen Überlagerung der Vorhersagedaten bis hin zu aufwändigen und komplexen Methoden, die den Ansatz verfolgen, Fehler in den numerischen Wettervorhersagen zu verringern. Dafür wird der Umstand verwendet, dass die Radarmessungen und Nowcasts aktuellere Informationen enthalten als die numerischen Wettervorhersagen, da die Eingangsdaten für deren Berechnung aufgrund des Rechenaufwands und Datenvolumens bereits veraltet sind, wenn die Vorhersagen verfügbar werden. Das kann genutzt werden, um die Vorhersagen mit Messungen oder Nowcasts abzugleichen und die Unterschiede gegebenenfalls für eine Korrektur der numerischen Wettervorhersagen zu nutzen (s. z. B. Atencia et al., 2011).

Es werden Fallbeispiele der COSMO-DE-EPS Vorhersagen betrachtet (s. Abb. 36), um einen Überblick über Abweichungen zwischen den COSMO-DE-EPS Vorhersagen und Messdaten zu gewinnen und zu prüfen, ob diese mithilfe der Nowcasts verringert werden können (z. B. durch räumliche Verschiebungen auf Basis der Schwerpunkte der Niederschlagsfelder, Korrektur der Intensitätsverteilung, Korrektur der Zuggeschwindigkeit etc.). Einige Fallbeispiele zeigen ein Potenzial, die COSMO-DE-EPS Vorhersage mithilfe der aktuelleren Daten zu verbessern.

In einem Langzeittest wird untersucht, ob die Vorhersagen verbessert werden können, indem mithilfe der aktuellen Informationen die COSMO-DE-EPS Läufe ausgewählt werden, die näher an den Radarmessungen bzw. Nowcasts liegen, während die schlechter passenden Läufe ausgeschlossen werden. Der Nachteil bei diesem Vorgehen liegt darin, dass die Gesamtanzahl der Vorhersageläufe in dem Ensemble reduziert wird. Die Ergebnisse der Langzeitauswertung zeigen, dass die genauere Auswahl von im Durchschnitt besser passenden Läufen den Nachteil, die Anzahl der Läufe reduziert zu haben, nicht wett macht. Insbesondere zeigen einzelne Vorhersageläufe, die im Überschneidungszeitraum stark von den Messdaten abweichen, im späteren Vorhersageverlauf eine gute Übereinstimmung und umgekehrt.

Als Fazit der Auswertungen wird die beste Vorhersagequalität erreicht, wenn im Übergangszeitraum alle 20 Ensembleläufe berücksichtigt werden, unabhängig von der Übereinstimmung mit Radarmessungen/Nowcasts. Um Starkregenereignisse (Niederschlag > 3 mm bzw. > 7 mm in einer Stunde) mit einer hohen Wahrscheinlichkeit voraussagen zu können, muss ein niedriges Quantil des Vorhersageensembles betrachtet werden. D. h. bereits, wenn ein bis zwei Ensembleläufe Niederschlag oberhalb des Grenzwerts vorhersagen und alle anderen darunter liegen, kann eine Warnung sinnvoll sein.

4.6.4 Schlussfolgerungen

Aus den Ergebnissen lassen sich Schlussfolgerungen für die Konstruktion der kombinierten Niederschlagsvorhersagen ableiten, sodass sich eine möglichst gute Vorhersagequalität im Warndienst ergibt:

1. In den ersten beiden Stunden stellen die Nowcasts eine deutliche Verbesserung gegenüber COSMO-DE/COSMO-DE-EPS dar. Diese werden daher für die ersten beiden Stunden der kombinierten Niederschlagsvorhersagen verwendet.

2. Die besten Ergebnisse für den etwas längeren Vorhersagezeitraum erhält man, wenn man das niedrigste Ensemblequantil von COSMO-DE-EPS betrachtet. Damit ist die Trefferrate deutlich höher als bei der Warnung mit COSMO-DE. Für den Warndienst Binnenhochwasser bedeutet das, dass sich die besten Ergebnisse erzielen lassen, wenn alle Ensemblevorhersagen gerechnet und analysiert werden und der höchste Lauf die Entscheidung über die Warnung liefert. Wenn mehrere Kriterien betrachtet werden (im aktuellen Warndienst Binnenhochwasser gibt es mehrere Grenzwerte über verschiedene Vorhersagezeiträume), können unterschiedliche Ensembleläufe zu dem jeweils höchsten Wert führen.
3. Dieses Ergebnis gilt speziell für die Anwendung der Starkregenwarnung bei kurzen konvektiven Ereignissen, auf der der Fokus der Auswertung lag. Bei der Warnung vor großräumigen und länger anhaltenden Niederschlägen kann es sinnvoll sein, zusätzlich die höheren Ensemblequantile zu betrachten.
4. Blendingzeitraum: Für diesen werden die Ergebnisse von COSMO-DE-EPS Vorhersagen und Nowcasts, sowie die Kombination beider untersucht. Für diesen Zeitraum ist der Effekt von Ensemblevorhersagen gegenüber einer einzelnen Vorhersage deutlich erkennbar. Weiterführende Methoden führen bei einzelnen Ereignissen zu einer Verbesserung, bei anderen aber auch zu einer Verschlechterung und im Langzeittest ergibt sich kein eindeutiger Effekt. Daher wird eine relativ einfache Umsetzung zur Kombination der beiden Vorhersageensembles gewählt, die im folgenden Kapitel beschrieben wird.

4.7 Kombinierte Niederschlagsvorhersagen – Umsetzung

4.7.1 Umsetzung des Blendings

Die COSMO-DE-EPS Vorhersagen werden zunächst auf das gleiche Gitter wie die Nowcasts interpoliert (1 km × 1 km), um diese mit den Nowcasts kombinieren zu können. Im Blending Zeitraum (3. und 4. Stunde der Vorhersage) werden die Nowcasts zu Stundensummen aggregiert, sodass sie auf die gleiche Weise vorliegen wie die COSMO-DE-EPS. Im nächsten Schritt erfolgt eine Überlagerung der Niederschlagsfelder von COSMO-DE-EPS und Nowcasts durch eine zeitabhängige gewichtete Mittelung, wie in Golding (1998) beschrieben. Die Gewichtungsfaktoren betragen:

Für die 3. Stunde: COSMO-DE-EPS $G_c = 2/3$; Nowcasts $G_n = 1/3$

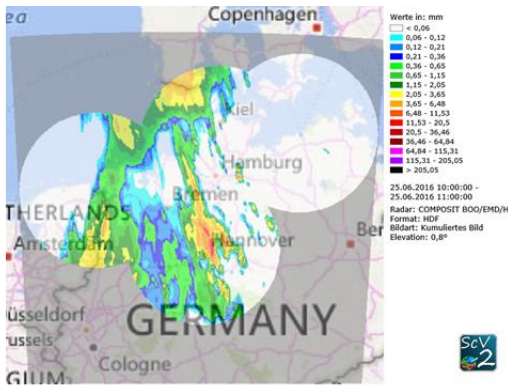
Für die 4. Stunde: COSMO-DE-EPS $G_c = 3/4$; Nowcasts $G_n = 1/4$

Wenn an einem Ort undefinierte Werte in den Nowcasts enthalten sind, ändern sich die Gewichtungsfaktoren auf $G_c = 1$; $G_n = 0$. Undefinierte Werte können auftreten, wenn ein Radar ausfällt, oder wenn Niederschlagswerte eingehen, die mit Beginn der Nowcast-Berechnung noch außerhalb der Sichtweite des Radars liegen.

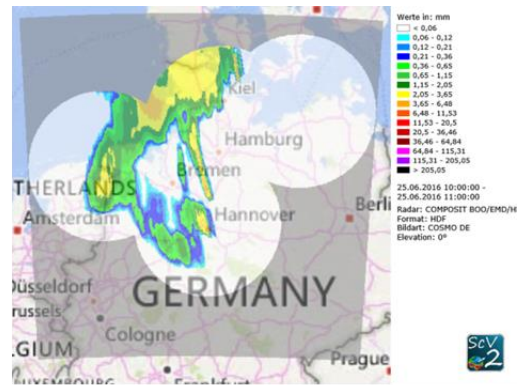
Da die COSMO-DE-EPS Vorhersagen für volle Stunden vorliegen, die Radar-Nowcasts hingegen alle 5 min aktualisiert werden, muss im Zeitraum des Blendings dieser zeitliche Unterschied überbrückt werden. Dafür werden die Niederschlagssummen der Nowcasts zunächst über volle Stunden gerechnet und mit den COSMO-DE-EPS überlagert. Die 3. Stunde wird dann entsprechend der tatsächlichen Länge der Nowcasts (2 h ab Vorhersagebeginn) verkürzt und die Niederschlagsmenge, die für diesen Zeitraum berechnet wird,

wird anteilmäßig reduziert. Die Vorhersagen im Blending Zeitraum werden alle fünf Minuten mit dem Vorliegen der neuen Nowcasts aktualisiert.

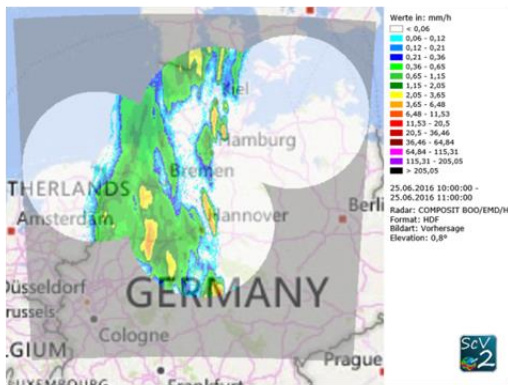
Ein Beispiel zur Überlagerung von Nowcast und COSMO-DE-EPS findet sich in Abb. 41. Dargestellt ist die Vorhersagesumme eines Nowcasts (Stundensumme der 2. Stunde der Vorhersage), einem COSMO-DE-EPS Lauf und die geblendete Vorhersagesumme, sowie die Radarmessung. In diesem Beispiel passt die geblendete Vorhersage besser zur Messung als die Einzelvorhersagen. Eine Langzeitauswertung folgt in Kapitel 4.7.3.



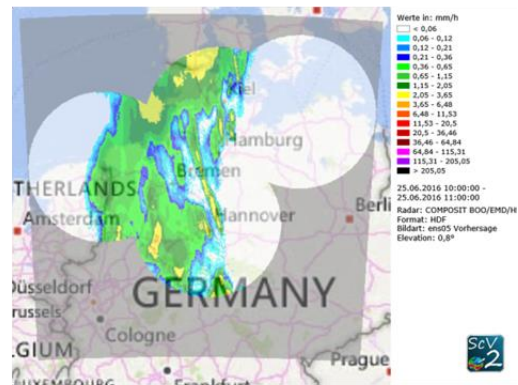
Niederschlagssumme in mm – Messung vom 25.06.2016 10:00-11:00 Uhr (korrigierte und angeglichene Radarmessungen)



Niederschlagssumme in mm – Vorhersage von 09:00 Uhr für den Zeitraum 10:00-11:00 Uhr Radarnowcast



Niederschlagssumme in mm – Vorhersage für 10:00-11:00 Uhr COSMO-DE-EPS (6:00 Uhr Lauf, verfügbar ab ca. 9:00 Uhr)



Niederschlagssumme in mm – Vorhersage von 09:00 Uhr für den Zeitraum 10:00-11:00 Uhr Blending Radarnowcast & COSMO-DE-EPS

Abb. 41: Beispiel zum Blending 25.06.2016: Vorhersagen (Nowcast, COSMO-DE-EPS & Blending) von 09:00 Uhr für den Zeitraum 10:00–11:00 Uhr im Vergleich zur Radarmessung (o. l.).

4.7.2 Umsetzung der kombinierten Ensemblevorhersagen

Aus den Auswertungen in Kap. 4.6 ergeben sich die Vorhersagezeiträume, für die die verschiedenen Vorhersagen verwendet werden:

1. 1–2 h: Radar-Nowcasts
2. 3–4 h: Blending
3. > 4 h: COSMO-DE-EPS

Im 1. Zeitraum werden die Nowcasts mit einem Zeitschritt von 5 min gerechnet und alle 5 min aktualisiert. Dieser deckt die ersten beiden Stunden ab.

Im 2. Zeitraum werden die Nowcasts mit den COSMO-DE-EPS überlagert (Blending), s. Kap. 4.6.3. Wenn die Vorhersage nicht zu einer vollen Stunde berechnet wird, wird die 1. Stunde im Blending-Zeitraum verkürzt, sodass ab der 4. Stunde Vorhersagen über volle Stunden eingehen, so wie sie von COSMO-DE-EPS vorliegen.

Im 3. Zeitraum größer vier Stunden bis zum Ende des Vorhersagezeitraums werden die COSMO-DE-EPS Vorhersagen mit einem Zeitschritt von einer Stunde angehängt.

Es wird ein Vorhersageensemble erstellt, das aus 10 Nowcast-Ensembles und 20 Läufen von COSMO-DE-EPS zusammengesetzt ist. Die Ensembleläufe der Nowcasts werden doppelt verwendet, sodass jeweils 20 Vorhersagen produziert werden.

Von den kombinierten Vorhersagen werden folgende Produkte erstellt:

1. Kontinuierliche Zeitreihen über einen Vorhersagezeitraum von 0 bis 20 Stunden mit Zeitschritt 5 Minuten in den ersten beiden Stunden, anschließend 1 Stunde (20 Ensemblevorhersagen).
2. Fortlaufende Vorhersagebilder der Niederschlagsintensität (mm/h) über einen Vorhersagezeitraum von 0 bis 20 Stunden.
3. Vorhergesagte Niederschlagsmengen, aggregiert über verschiedene Vorhersagezeiträume (0–2 h, 0–6 h, 0–12 h, 0–24 h), zusammengesetzt aus Radar-Nowcasts, Blending und COSMO-DE-EPS – Ensembledarstellung.

Aus den Zeitreihen können alle weiteren Kriterien abgeleitet werden (Grenzwertüberschreitungen für den Warndienst). Diese werden zudem an die Projektpartner für hydrologische Modellierungen weitergegeben. Die Vorhersagebilder und Vorhersagesummen dienen zur Visualisierung und geben einen Überblick über die aktuelle Vorhersagesituation. Beispiele der Vorhersagesummen von jeweils drei Ensembleläufen im Vergleich zur Radarmessung sind in Abb. 42 bis Abb. 44 dargestellt.

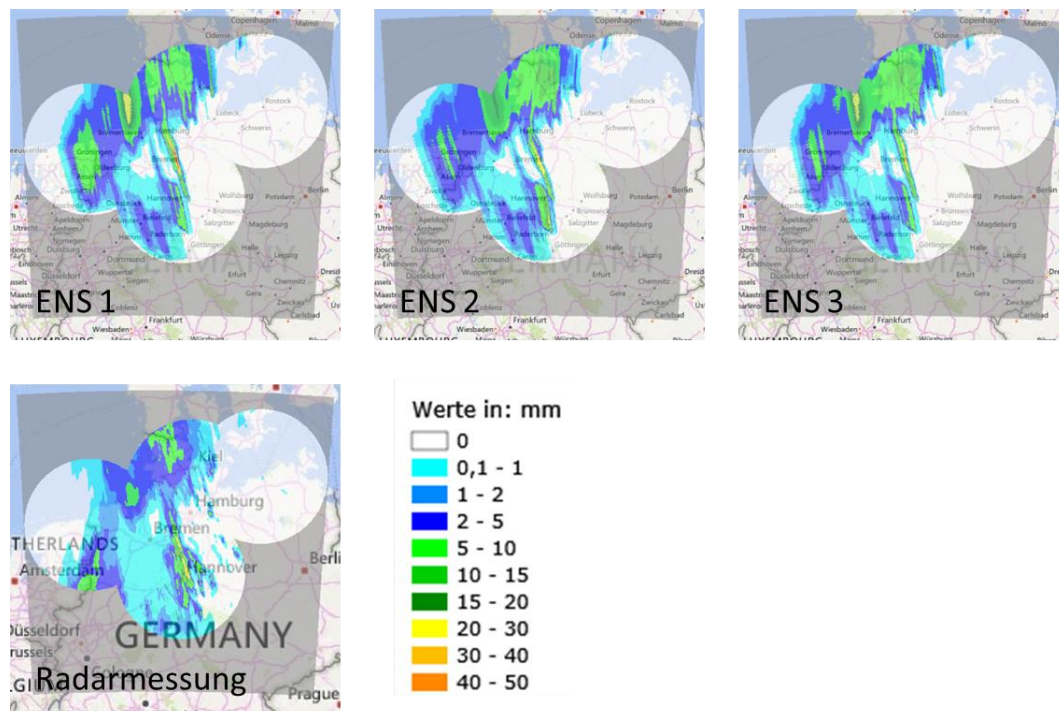


Abb. 42: Beispiel Vorhersagesummen: Ensembledarstellungen Niederschlag von drei Ensembleläufen 25.06.2017 9:00 Uhr für 09:00–11:00 Uhr (0–2 h) und die Radarmessung von 09:00–11:00 Uhr (unten).

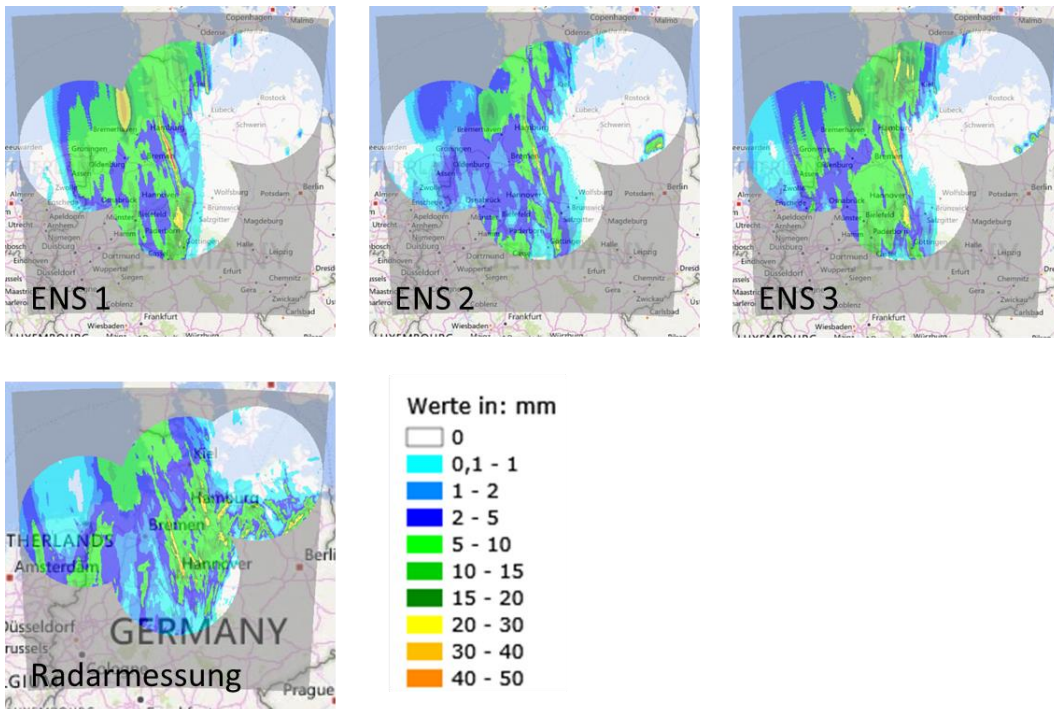


Abb. 43: Beispiel Vorhersagesummen: Ensemblevorhersagen Niederschlag von drei Ensembleläufen 25.06.2017 9:00 Uhr für 09:00–15:00 Uhr (0–6 h) und die Radarmessung von 09:00–15:00 Uhr (unten).

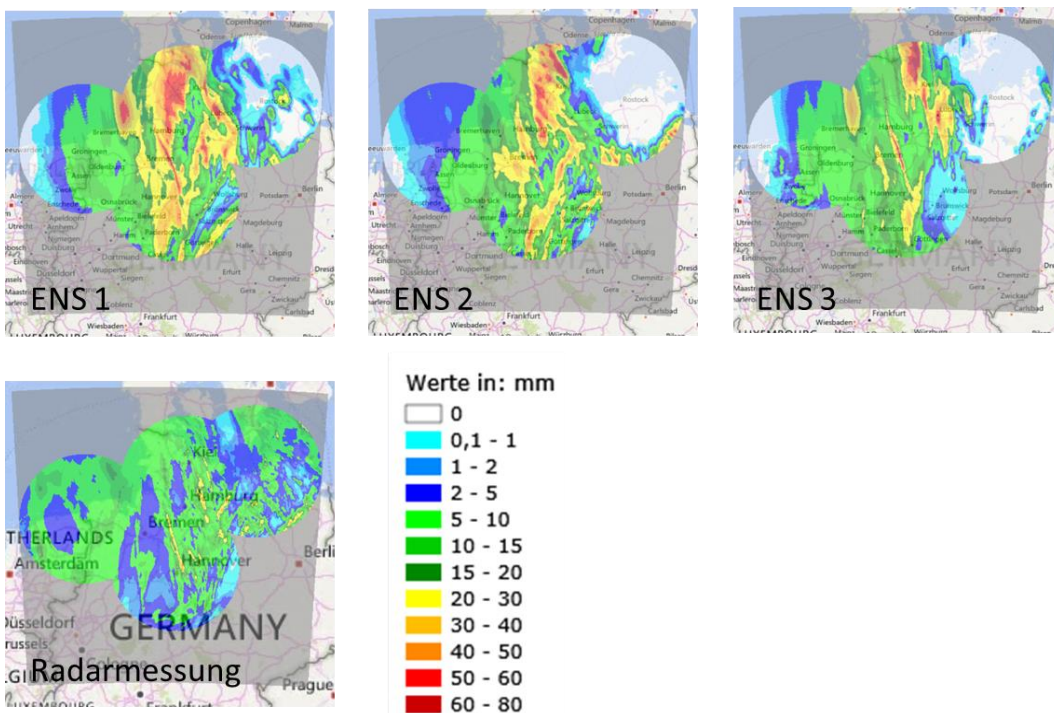


Abb. 44: Beispiel Vorhersagesummen: Ensemblevorhersagen Niederschlag von drei Ensembleläufen 25.06.2017 09:00 Uhr für 09:00–21:00 Uhr (0–12 h) und die Radarmessung von 09:00–21:00 Uhr (unten).

4.7.3 Validierung der kombinierten Niederschlagsvorhersagen im Vergleich zu COSMO-DE

Eine unabhängige Validierung der kombinierten Niederschlagsvorhersagen wird für den Zeitraum 22.03.2017 bis 22.06.2017 durchgeführt. Dafür werden sowohl COSMO-DE-EPS Vorhersagen als auch das Produkt der kombinierten Niederschlagsvorhersagen, bestehend aus Ensemblesowcasts, Blending und COSMO-DE-EPS mit den deterministischen COSMO-DE Vorhersagen verglichen. Die Auswertung erfolgt analog zu den Auswertungen in Kap. 4.6.2.

In die Auswertung gehen etwas veränderte COSMO-DE-EPS Vorhersagen ein, da die Berechnung der Ensemblevorhersagen im März 2017 durch den Deutschen Wetterdienst umgestellt wurde. Unter der Annahme, dass sich dadurch keine wesentlichen, für das Verfahren relevanten Unterschiede ergeben, werden die Schlussfolgerungen aus Kap. 4.6.4 ohne Änderungen umgesetzt. Die Ergebnisse werden separat für die kombinierten Vorhersagen und für COSMO-DE-EPS ausgewertet und dargestellt. Um speziell die Veränderungen in COSMO-DE-EPS in Bezug auf die Starkregenvorhersage zu bewerten, ist der untersuchte Zeitraum zu kurz.

Im Zeitraum 22.03.2017 bis 22.06.2017 werden im Hamburger Stadtgebiet in 32 Fällen starke Niederschläge gemessen (akkumulierter Niederschlag über eine Stunde in einem Gebiet von $5 \text{ km} \times 5 \text{ km} > 3 \text{ mm}$). Im gleichen Zeitraum finden elf Starkregenereignisse statt, die das in Kap. 4.5.1 beschriebene Warnkriterium erfüllen (akkumulierter Niederschlag über eine Stunde in einem Gebiet von $5 \text{ km} \times 5 \text{ km} > 7 \text{ mm}$, entsprechend Niederschlag auf einer $1 \text{ km} \times 1 \text{ km}$ Fläche $> 10 \text{ mm}$). Da die Anzahl der Starkregenereignisse zu niedrig ist, um damit die Qualitätsparameter Trefferrate und Anteil falsche Alarmer in Abhängigkeit von dem Ensemblequantil zu bestimmen, werden diese Ergebnisse nur für das Kriterium Niederschlag $> 3 \text{ mm}$ gezeigt. Auf die Ereignisse mit Niederschlag $> 7 \text{ mm}$ wird im darauffolgenden Kapitel näher eingegangen.

In Abb. 45 ist die Vorhersagequalität als Trefferrate gegen den Anteil der falschen Alarmer der kombinierten Vorhersagen dargestellt, wobei die Vorhersagezeiträume 1. bis 2. Stunde (Nowcasts), 3. bis 4. Stunde (Blending) und ab der 5. Stunde (COSMO-DE-EPS) separat dargestellt sind. Dazu ist die Vorhersagequalität der COSMO-DE Vorhersagen für die Vorhersagezeiträume ein bis drei, vier bis sechs, sieben bis neun und zehn bis zwölf Stunden gezeigt. Wie erwartet, nimmt die Vorhersagequalität der kombinierten Vorhersagen in den ersten Stunden ab, wobei die Trefferrate sinkt und der Anteil der falschen Alarmer zunimmt. Die überlagerten Vorhersagen (3. und 4. Stunde, Blending) fallen ähnlich aus wie die COSMO-DE-EPS Vorhersagen für den gleichen Zeitraum. Im Vergleich zu der Auswertung aus 2016 geht eine geringere Anzahl von Starkregenereignissen ein und einzelne Ereignisse und Vorhersagen wirken sich stärker aus. So ist zu erklären, dass z. B. die COSMO-DE Vorhersage für den Vorhersagezeitraum zehn bis zwölf Stunden besser ausfällt als für den Zeitraum sieben bis neun Stunden. Die Trefferrate der COSMO-DE-EPS Vorhersagen fällt auch für die längeren Vorhersagezeiträume von sieben bis neun und zehn bis zwölf Stunden gut aus. Allerdings steigt der Anteil der falschen Alarmer im Vergleich zu den kürzeren Vorhersagen. Wenn man das niedrigste Quantil der kombinierten Ensemblevorhersagen betrachtet, ergibt sich eine deutlich bessere Vorhersagequalität als bei COSMO-DE: Die Trefferrate des niedrigsten Quantils liegt für alle Vorhersagezeiträume über 0,7, während die Trefferrate bei COSMO-DE zwischen 0,1 und 0,4 beträgt. Beim Anteil der falschen Alarmer gibt es in einzelnen Vorhersagezeiträumen Abweichungen. Im Mittel fällt hingegen der Anteil der falschen Alarmer bei den kombinierten Vorhersagen mit ca. 50–70 % ähnlich aus wie

bei COSMO-DE. Die Ergebnisse sind konsistent mit den in Kap. 4.6.1 und 4.6.2 beschriebenen Ergebnissen aus 2016. Die verbesserte Vorhersagequalität der kombinierten Vorhersagen gegenüber COSMO-DE ist eindeutig zu erkennen.

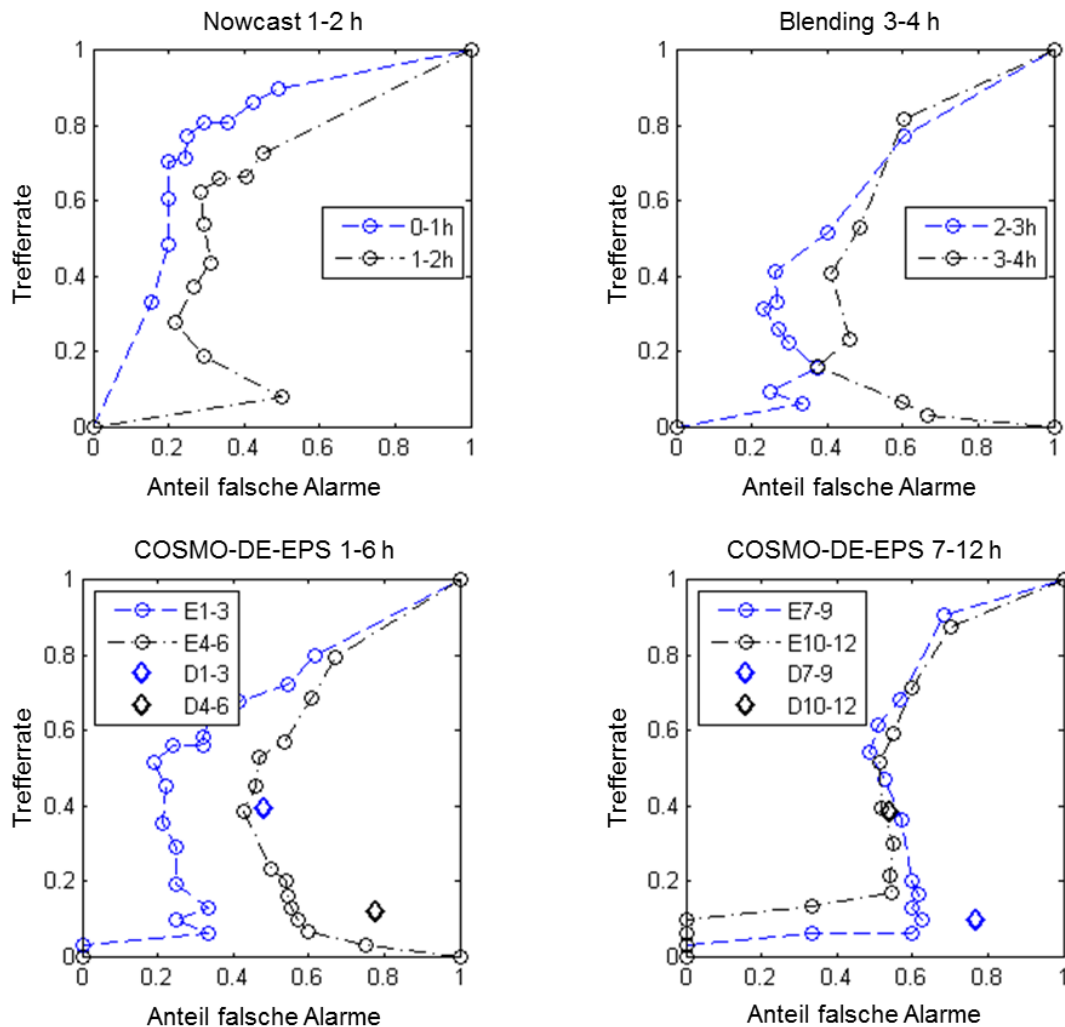


Abb. 45: Vorhersagequalität (Trefferquote gegen den Anteil der falschen Alarme) von Niederschlagsvorhersagen von Nowcasts, Blending und COSMO-DE-EPS sowie COSMO-DE für verschiedene Vorhersagezeiträume. Ausgewertet wird der Zeitraum 22.03.2017 bis 22.06.2017. Die Kreise kennzeichnen Ensemblequantile. Das niedrigste Ensemblequantil weist jeweils die höchste Trefferquote auf. Oben links: die 1. und 2. Stunde des Vorhersagezeitraums von den Nowcasts. Oben rechts: die überlagerten Vorhersagen aus Nowcasts und COSMO-DE-EPS für die 3. und 4. Stunde. Unten: die COSMO-DE-EPS Vorhersagen (Kreise/gestrichelt) und die COSMO-DE Vorhersagen (Rauten) für die Vorhersagezeiträume ein bis drei, vier bis sechs, sieben bis neun und zehn bis zwölf Stunden.

4.7.4 Ergebnisse für die Pegelwarnungen 2017

Eine Auswertung der elf Starkregenereignisse im Zeitraum 22.03.2017 bis 22.06.2017, die das Warnkriterium für die Pegelwarnung erfüllten (akkumulierter Niederschlag über eine Stunde in einem Gebiet von 5 km × 5 km > 7 mm) wird ergänzend zu den Auswertungen in 4.7.3 durchgeführt. Bei diesen Ereignissen kommt es jeweils auch zu erhöhten Pegelständen oberhalb der mittleren Warnstufe an einem oder mehreren Pegeln im Warndienst Binnenhochwasser. Im Untersuchungszeitraum treten vier weitere Pegelüberschreitungen auf, die durch länger anhaltende Niederschläge verursacht werden. Diese werden hier nicht nä-

her betrachtet. In Abb. 46 sind die Ergebnisse der Starkregenwarnung auf Basis der kombinierten Vorhersagen, bestehend aus Nowcast Ensembles, Blending und COSMO-DE-EPS Vorhersagen, gezeigt. Eine Vorhersage wird als Warnung – und somit als Treffer oder Falscher Alarm – gewertet, wenn von mindestens einem Ensemblelauf der kombinierten Vorhersagen Niederschlag oberhalb des Grenzwerts vorhergesagt wird (d. h. das niedrigste Ensemble-Quantil wird ausgewertet). Abb. 46 zeigt den Anteil der elf Starkregenereignisse, bei denen eine richtige Warnung ausgegeben wird, in Abhängigkeit von der Vorhersagezeit. Die kombinierten Vorhersagen sind in blau (Ensemble-Nowcasts und Blending) und rot (COSMO-DE-EPS) dargestellt. Dazu sind die Ergebnisse von COSMO-DE (schwarz) eingezeichnet. Darunter ist der Anteil der falschen Alarme im gleichen Zeitraum gezeigt, in Abhängigkeit von der Vorwarnzeit. Man sieht, dass der Anteil der richtig vorhergesagten Ereignisse auch bei den längeren Vorwarnzeiten von sieben bis zwölf Stunden durch COSMO-DE-EPS hoch ist. Allerdings steigt der Anteil der falschen Alarme deutlich an. Je nach Anwendung kann es daher sinnvoll sein, die Vorwarnzeit zu begrenzen. Dies ist für einen operationellen Betrieb zu berücksichtigen.

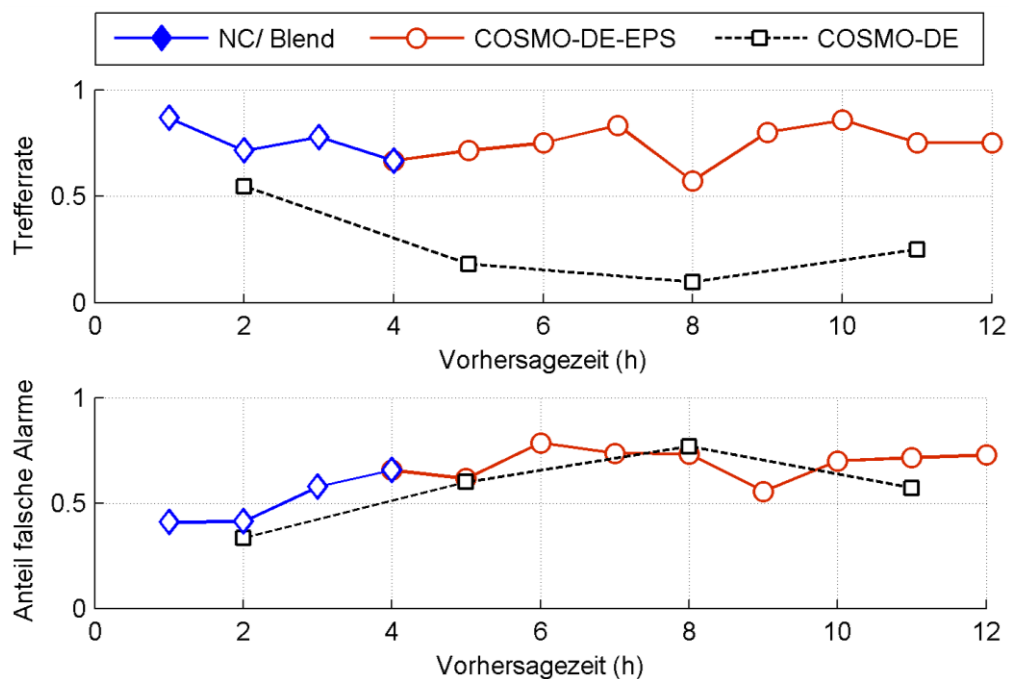
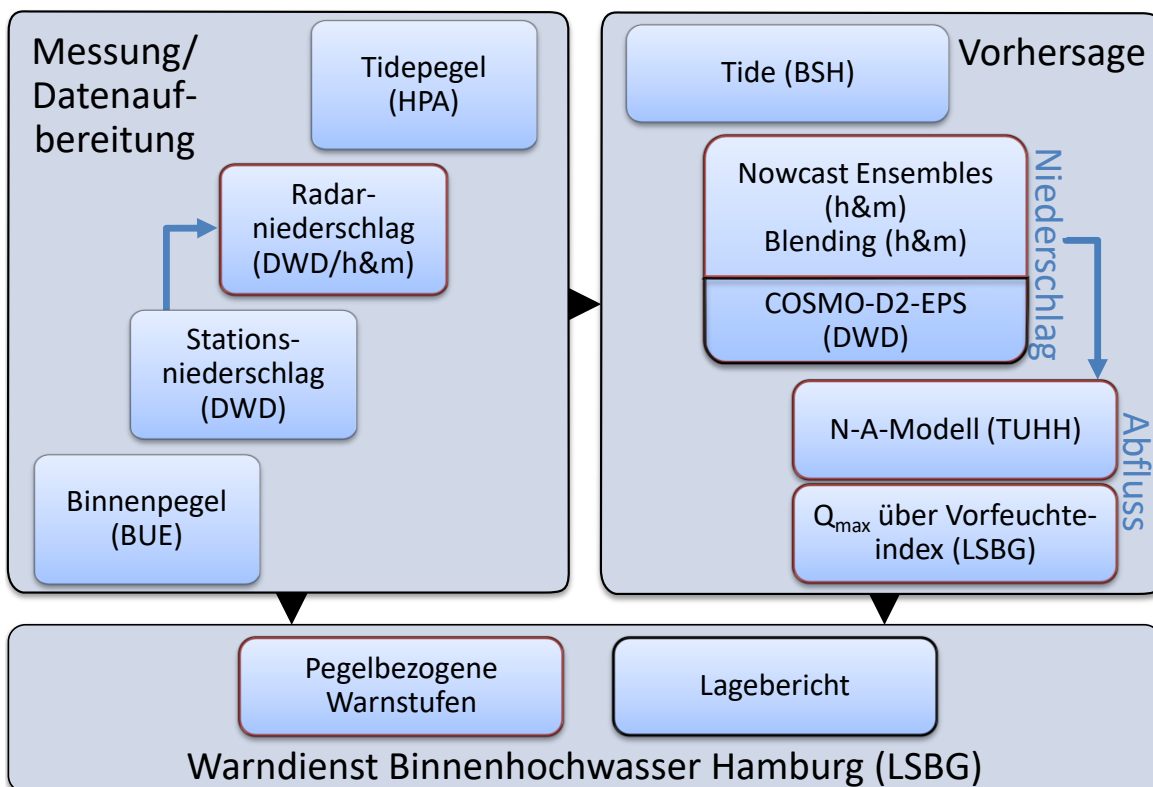


Abb. 46: Bewertung der kombinierten Vorhersagen im Testzeitraum 22.03.2017 bis 22.06.2017. In der oberen Abbildung ist der Anteil der richtigen Warnungen der kombinierten Vorhersagen im Vergleich zu COSMO-DE dargestellt. In der unteren Abbildung ist der Anteil der Falschen Alarme in Abhängigkeit von der Vorhersagezeit dargestellt.

4.8 Der operationelle Testwarndienst

Der Landesbetrieb Straßen, Brücken und Gewässer betreibt zur Information über mögliche Hochwassergefahren an den wichtigsten Hamburger Binnengewässern in Folge von Niederschlägen den Warndienst Binnenhochwasser Hamburg. Die Ergebnisse aus den vorangegangenen Kapiteln sollen für die Verwendung im operationellen Warndienst erprobt werden. Dazu wurde ein operationeller Testwarndienst eingerichtet. Im Folgenden werden die einzelnen Inhalte des Testwarndienstes und deren Umsetzung näher erläutert und mit dem bestehenden Warndienst verglichen. Abb. 47 zeigt die betrachteten Komponenten, die in die operationelle Warnung/Vorhersage und den manuell verfassten Lagebericht eingehen. Gekennzeichnet sind die Komponenten, die im Rahmen von Stuck entweder neu oder weiterentwickelt werden.



HPA = Hamburg Port Authority; BSH = Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie; DWD = Deutscher Wetterdienst; BUE = Behörde für Umwelt und Energie (Hamburg); TUHH = Technische Universität Hamburg; h&m = hydro&meteo GmbH & Co. KG; LSBG = Landesbetrieb Straßen, Brücken und Gewässer

Abb. 47: Der Warndienst Binnenhochwasser Hamburg und die dafür genutzten Informationen. Rot umrandet sind die im Rahmen von Stuck (weiter-)entwickelten Komponenten des operationellen Betriebs.

4.8.1 Daten und Methodik

Der Warndienst Binnenhochwasser Hamburg ist über die Internetpräsenz www.wabiha.de erreichbar. Dem Besucher der Seite werden Informationen zu dem Gesamtwarnstatus vor Hochwasser für 38 Hamburger Pegelstandorte auf einer Pegelkarte (Abb. 48) und in Tabellenform angezeigt.

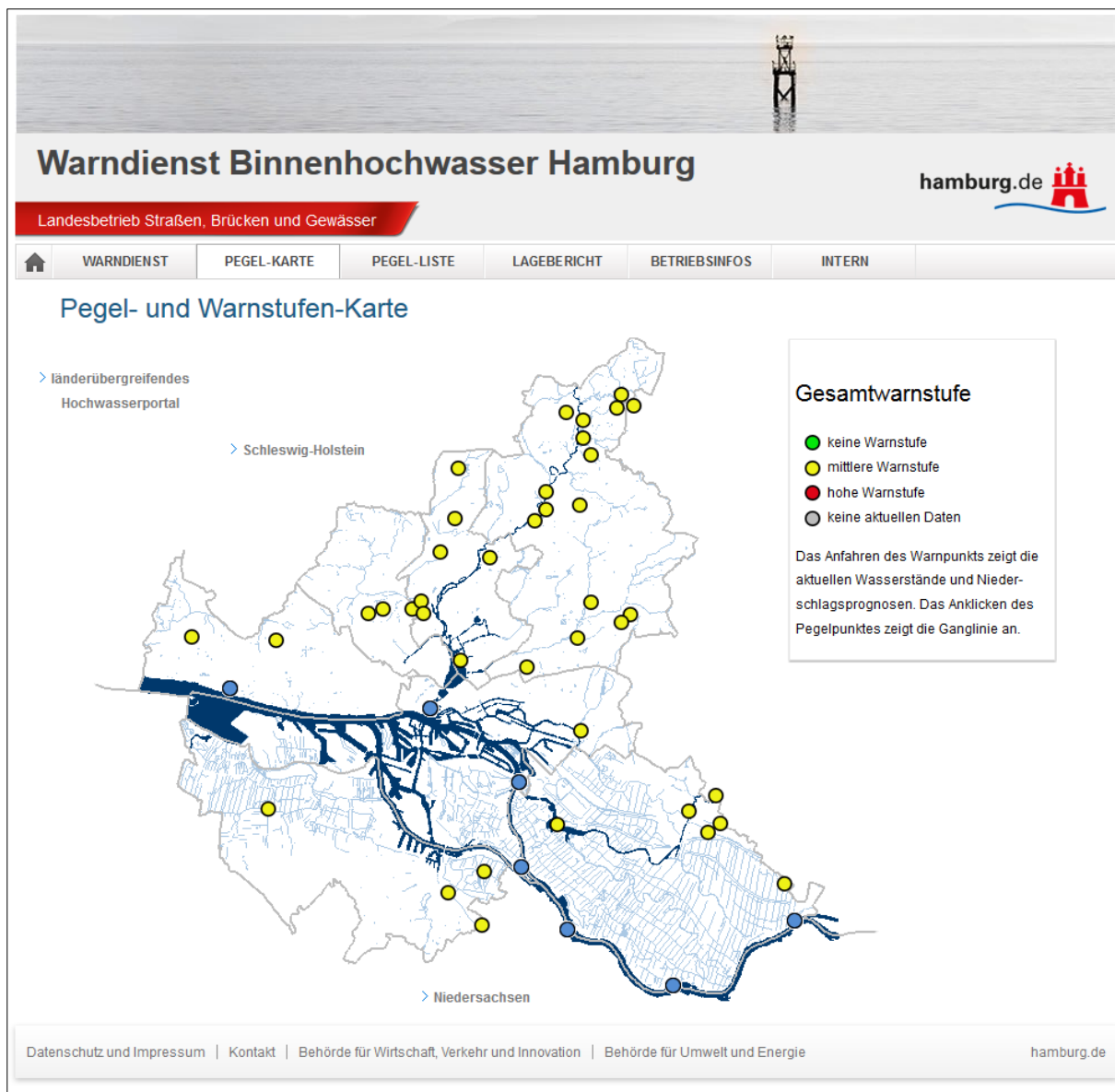


Abb. 48: Pegelkarte des Warndienstes Binnenhochwasser Hamburg.

Der Gesamtwarnstatus ergibt sich aus der Kombination des aktuellen Pegelwarnstatus, basierend auf dem aktuellen übermittelten Wasserstand des Pegels und einem Niederschlagswarnstatus. Letzterer errechnet sich aus dem Maximum der Niederschlagssumme für alle Gitterpunkte des numerischen Wettervorhersagemodells COSMO-DE (mittlerweile COSMO-D2) über dem Hamburger Stadtgebiet für verschiedene Zeiträume. Hierbei orientiert sich der Warndienst an den Kriterien des Deutschen Wetterdienstes für Wetter- und Unwetterwarnungen (Abb. 49). Geht man mit dem Mauszeiger über einen Pegel, so werden nähere Informationen zum zugrundeliegenden Wasserstand der Pegelwarnstufe und zum vorhergesagten Niederschlag angezeigt. Dieselben Informationen werden auch in Tabellenform in der Pegel-Liste angezeigt. Die Darstellung der Warninformationen auf der Pegelkarte und der Pegeltabelle beruht auf einer automatischen Auswertung der Pegelwasserstände und der numerischen Wettervorhersage und aktualisiert sich automatisch, sobald neue Informationen vorliegen. Zusätzlich zur Darstellung der Informationen auf der Website wird bei jeder Änderung eines Warnstatus automatisch eine E-Mail an eine Reihe von

Benutzern versandt. Die nähere Einordnung der Warninformationen erfolgt über den Lagebericht auf der Website, der nach Sichtung aller zur Verfügung stehenden Informationen von Mitarbeitern des LSBG verfasst wird.















Warnstufe	Beschreibung	Kriterium
	Keine Warnung	-
	Starkregen	10-25 mm in 1 Std.
	Starkregen	20-35 mm in 6 Std
	Ergiebiger Starkregen	> 25 mm in 1 Std
	Ergiebiger Starkregen	> 35 mm in 6 Std
	Dauerregen	25-40 mm in 12 Std
	Dauerregen	30-50 mm in 24 Std
	Dauerregen	40-60 mm in 48 Std
	Ergiebiger Dauerregen	> 40 mm in 12 Std
	Ergiebiger Dauerregen	> 50 mm in 24 Std
	Ergiebiger Dauerregen	> 60 mm in 48 Std
	Extremer Dauerregen	> 70 mm in 12 Std
	Extremer Dauerregen	> 80 mm in 24 Std
	Extremer Dauerregen	> 90 mm in 48 Std

Abb. 49: Kriterien des Deutschen Wetterdienstes für Wetter- und Unwetterwarnungen.

Darüber hinaus verfügt die Website über einen internen Bereich, in dem autorisierten Mitarbeitern weitere Informationen und Funktionen zur Verfügung stehen. Diese bestanden in der Zeit vor dem Start des Projektes Stuck aus der bildlichen Darstellung der Niederschlagsvorhersage (COSMO-DE/D2; 27 h Zeitraum in 1-h Auflösung) und der gemessenen Niederschlagsintensität des Radarstandorts Boostedt (1 h Zeitraum in 5-minütiger Auflösung) als Filmlauf. Zusätzlich standen hier jeweils eine Karte mit dem aggregierten Niederschlag der letzten Stunde und des letzten Tages zur Verfügung, ebenfalls berechnet aus den Messungen des Radars Boostedt.

Nach Sichtung dieser und weiterer Informationen kann ein Bearbeiter einen Lagebericht zur aktuellen Gefährdung durch Hochwasser verfassen. Hierzu steht im internen Bereich eine Funktion zum Anlegen und Verschicken des Lageberichts zur Verfügung. Der Lagebericht kann beim Abspeichern auch automatisch an eine im internen Bereich hinterlegte, konfigurierbare Empfängerliste per E-Mail (s. o.) versandt werden.

4.8.2 Umsetzung des Testwarndienstes

Für den Aufbau des Testwarndienstes ist relevant, dass dieser alle Funktionen abdeckt, die der operationelle Warndienst zur Verfügung stellt, ergänzt um im Projekt gewonnene Erkenntnisse und Daten. Daher wird in einem ersten Schritt die Datengrundlage der angezeigten Messdaten erweitert. Die neue Quelle der gemessenen Niederschlagsinformationen ist das Radarkomposit von vier Radarstandorten, die mit Niederschlagsstationsdaten des Deutschen Wetterdienstes angeeicht werden (s. Kap. 4.1.1). Das Radarkomposit wird seit

der Abschaltung des Radars Emden im Februar 2018 um das Ausfallsicherungsradar Borkum ergänzt.

Die Niederschlagsvorhersage basiert im Testwarndienst auf der kombinierten Vorhersage aus Nowcast und COSMO-DE-EPS (bzw. inzwischen COSMO-D2-EPS), wie in Kap. 4.7 beschrieben.

Für den Betrieb des Testwarndienstes wird ein Server angemietet, auf dem auf verschiedenen Maschinen alle relevanten Prozesse laufen. Hierzu zählt die Korrektur, die Kompositierung und die Aneicherung der Radardaten sowie die Erstellung der kombinierten Niederschlagsvorhersagen. Diese Daten werden zu Bildern, Summenbildern, Gebietsmitteln und Zeitreihen verarbeitet. Ein Programm zur Auswertung der meteorologischen und hydrologischen Informationen berechnet aus diesen Informationen und den Wasserständen unterschiedliche Warnstufen. Außerdem wird auf diesem Server auch die Website des Testwarndienstes gehostet.

Änderungen der Warnsoftware

Genau wie bei dem operationellen Warndienst werden die aktuellen Mess- und Vorhersagedaten von einem Programm automatisch ausgewertet. Eingangsdaten in dieses Programm bilden die Pegelmessungen, die Niederschlagsmessungen und die Niederschlagsvorhersage.

Bezüglich der Pegeldaten werden im Rahmen von Stuck keine relevanten Veränderungen durchgeführt.

Die gemessenen Niederschlagsdaten finden im Warndienst Binnenhochwasser Hamburg derzeit keine Verwendung in der automatischen Berechnung der Warninformationen. Im Testwarndienst hingegen werden aus den angeeichten Radarkompositdaten Zeitreihen für jedes Pegeleinzugsgebiet erstellt. Diese Zeitreihen werden für verschiedenen Zeiträume hinsichtlich der Überschreitung von Warnschwellen überprüft und für jeden Pegelstandort ein entsprechender Warnstatus der Niederschlagsmessung abgeleitet. Der Warnstatus orientiert sich wiederum an den Kriterien des Deutschen Wetterdienstes für Wetter- und Unwetterwarnungen (Abb. 49). Sollte es zu Datenausfall kommen, kann nicht mehr der gesamte Zeitabschnitt (die letzten 24 h) hinsichtlich der festgelegten Zeitintervalle untersucht werden. Wenn Datenlücken auftreten wird die Angabe der ermittelten Niederschlagssumme um den Prozentsatz der verfügbaren Daten ergänzt.

Im Fall der Niederschlagsvorhersage werden alle 20 Ensembles der kombinierten Vorhersagen (s. Kap. 4.7) ausgewertet, was einen Gegensatz zum Warndienst Binnenhochwasser darstellt, wo derzeit nur der aktuelle Lauf der COSMO-D2 Vorhersage betrachtet wird. Für jeden Ensemblelauf werden dabei die Daten über dem Hamburger Stadtgebiet auf ein Gitter mit der Gitterweite 3 km × 3 km interpoliert. Für jeden Gitterpunkt dieses Gitters wird eine Zeitreihe erzeugt. Die so entstandenen Vorhersagezeitreihen aller 20 Ensembleläufe werden anschließend für alle konfigurierten Zeiträume hinsichtlich der Überschreitung von Warnschwellen überprüft. Für den Warnstatus relevant ist die höchste Warnstufe aller Zeitreihen und aller Zeiträume. Das ist die Umsetzung der Ergebnisse aus Kap. 4.6, wo für die Dauerstufe von einer Stunde gezeigt wird, dass sich die besten Warnungen erzielen lassen, wenn gewarnt wird, sobald in mindestens einem der 20 Ensemblevorhersageläufe ein Grenzwert überschritten wird. Genau wie im Warndienst Binnenhochwasser findet bei der Vorhersage, im Gegensatz zur Niederschlagsmessung, keine räumliche Differenzierung bezüglich des genauen Orts des vorhergesagten Niederschlags statt. Das bedeutet, dass

die ermittelte Warnstufe der Niederschlagsvorhersage für alle Pegel im Hamburger Stadtgebiet gilt. Hintergrund hierfür ist die – mit der Länge des Vorhersagezeitraums zunehmende – räumliche Unsicherheit der Niederschlagsvorhersage.

Auf die Berechnung eines Gesamtwarnstatus wird hier verzichtet, um der komplexen Warnsituation Rechnung zu tragen. Dadurch gewinnt der vom Experten erstellte Lagebericht wieder an Bedeutung. Außerdem ist es auch denkbar, dass unterschiedliche Anwender die angebotenen Informationen entsprechend ihrer Anwendung bezüglich der Risikoabschätzung unterschiedlich nutzen und interpretieren. Dies soll helfen, unnötige Alarmierungen zu vermeiden, was wichtig ist, damit Warnungen auch ernst genommen werden.

Zur Umsetzung der obigen Punkte muss insbesondere die Einleseroutine für Zeitreihen auf das UVF-Format umgestellt werden. Im derzeitigen operationellen Warndienst Binnenhochwasser wird ein Spezialformat genutzt, welches sich für die veränderten Anforderungen als wenig zweckmäßig erweist. Das Programm muss insgesamt um die Verarbeitung der gemessenen Niederschlagsdaten ergänzt werden. Hierzu zählt auch, dass räumlich differenziert wird, wo der Niederschlag fällt. Im derzeitigen operationellen Warndienst Binnenhochwasser gibt es keine räumliche Differenzierung der Niederschlagsinformation; im Testwarndienst wird hingegen zwischen Messungen, wo der Ort des Niederschlags bekannt ist und Vorhersagen, wo Unsicherheiten über den Ort des Niederschlags bestehen, unterschieden. Außerdem muss die Logik zum Versenden der automatisch erzeugten Warn-Emails angepasst werden, sodass die größere Anzahl von Warnstufen verarbeitet werden kann. Die Kommunikation zwischen der Warnsoftware und der Website erfolgt mittels einer XML-Datei, die alle Warninformationen enthält.

Änderungen der Webdarstellung der Warninformationen

Die Darstellung der Warn- und Hintergrundinformationen erfolgt über die Website www.wabiha-stuck.de. Diese wird von der Firma DigSyLand (Institut für Digitale Systemanalyse und Landschaftsdiagnose) gehostet und ist der Internetseite des Warndienstes Binnenhochwasser nachempfunden. Entsprechend der Anpassungen in der Warnlogik wird auf der Pegelkarte (Abb. 50) jetzt ein dreistufiges Symbol verwendet und die Legende ist entsprechend angepasst. Das obere Kreisdrittel zeigt die Warnstufe aufgrund des Wasserstands am Pegel, das mittlere Kreisdrittel zeigt die aus den Niederschlagsmessungen resultierende Warnstufe der Niederschlagsmessung und das untere Kreisdrittel stellt die Warnstufe der Niederschlagsvorhersage für jeden Pegel dar. Ein Informationsfenster mit detaillierten Daten der Pegelmessung, der Niederschlagsmessung und der Niederschlagsvorhersage öffnet sich beim Bewegen der Maus über einen Pegel. Die Angabe der Niederschlagsmessung wird bei Vorhandensein von Fehlwerten um Prozentzahl der vorhandenen Daten ergänzt.

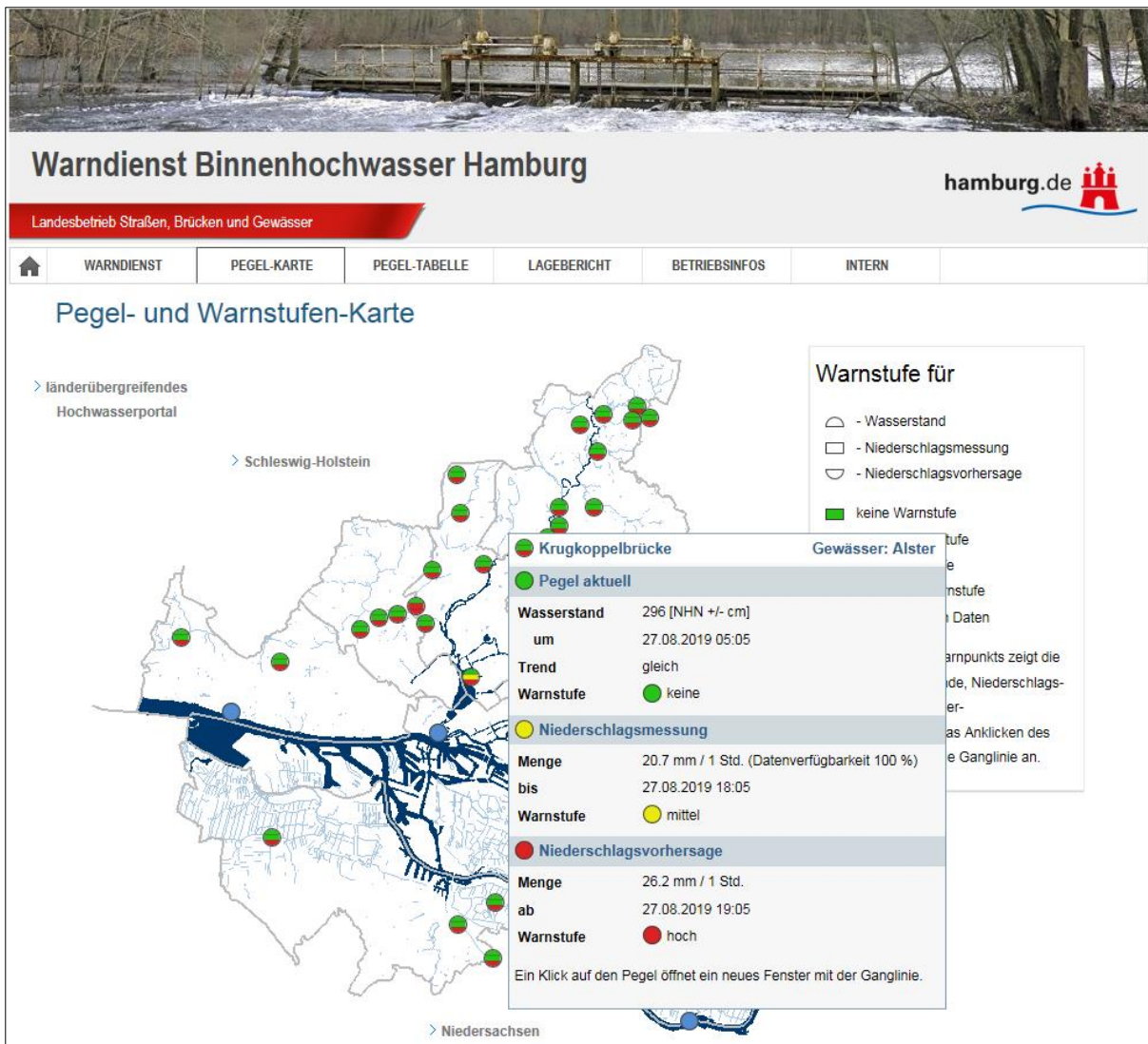


Abb. 50: Beispiel einer Pegelkarte aus dem operationellen Testwarndienst. Ein Informationsfenster mit den Daten der Pegelmessung, des Gebietsniederschlages im Pegel Einzugsgebiet und der Niederschlagsvorhersage öffnet sich beim Bewegen der Maus über einen Pegel, hier am Beispiel des Pegels Krugkoppelbrücke

Ähnlich wie beim Warndienst Binnenhochwasser werden diese Informationen auch in Tabellenform dargestellt (Abb. 51). Im Gegensatz zum Warndienst Binnenhochwasser wird im Testwarndienst die Niederschlagsvorhersage nicht als eigene Spalte in der Tabelle aufgeführt, sondern gesondert an einem zentralen Ort dargestellt. Das macht es möglich, die Niederschlagsmessung mit in die Tabelle aufzunehmen. Genau wie bei der Pegelkarte werden gegebenenfalls die Informationen zu Fehlwerten ergänzt.

The screenshot shows the website interface for 'Warndienst Binnenhochwasser Hamburg'. At the top, there is a navigation bar with tabs for 'WARNDIENST', 'PEGEL-KARTE', 'PEGEL-TABELLE', 'LAGEBERICHT', 'BETRIEBSINFOS', and 'INTERN'. The 'PEGEL-TABELLE' tab is active. Below the navigation bar, the title 'Pegel- und Warnstufen-Tabelle' is displayed. The main content is a table with the following structure:

Gewässer	Pegel	Wasserstand				Niederschlagsmessung			
		W [NHN ± m]	Datum / Uhrzeit	Trend	Warnstufe	Menge [mm] / Zeitraum	Datum / Uhrzeit	Warnstufe	
Bredenbek	Wohldorfer Damm	17,35	03.07.18 06:00	→ gleich	keine	0,026 mm / 24 Std.	03.07.18 11:35	keine	
Wandse	Wilhelm-Grimm-Straße	20,91	03.07.18 07:05	→ gleich	keine	0,011 mm / 24 Std.	03.07.18 11:35	keine	
Wandse	Wandsbeker Allee	6,38	03.07.18 04:50	→ gleich	keine	0,005 mm / 24 Std.	03.07.18 11:35	keine	
Seeve-Kanal	Wagenwerkweg	3,43	03.07.18 06:55	→ gleich	keine	0,009 mm / 24 Std.	03.07.18 11:35	keine	
Kollau	Vogt-Kölln-Straße	8,01	03.07.18 07:15	→ gleich	keine	0,039 mm / 24 Std.	03.07.18 11:35	keine	
Ammersbek	Torfhuder Stieg	14,12	03.07.18 05:10	→ gleich	keine	0,01 mm / 24 Std.	03.07.18 11:35	keine	
Susebek	Teetzparkweg	7,22	03.07.18 05:05	→ gleich	keine	0 mm / 24 Std.	03.07.18 11:35	keine	
Tarpenbek	Schmuggelstieg	22,77	03.07.18 06:05	→ gleich	keine	0 mm / 24 Std.	03.07.18 11:35	keine	
Alster	Schleuse Poppenbüttel	9,80	03.07.18 05:30	→ gleich	keine	0 mm / 24 Std.	03.07.18 11:35	keine	
Ammersbek	RHB Brügkamp	20,13	03.07.18 05:25	→ gleich	keine	0,052 mm / 24 Std.	03.07.18 11:35	keine	
Stellau	Rahlstedter Straße	21,12	03.07.18 04:35	→ gleich	keine	0,008 mm / 24 Std.	03.07.18 11:35	keine	
Mellingbek	Poppenbütteler Hauptstraße	13,98	03.07.18 06:05	→ gleich	keine	0 mm / 24 Std.	03.07.18 11:35	keine	
Alte Brookwetterung	Pollhof	2,34	03.07.18 06:50	→ gleich	keine	0,003 mm / 24 Std.	03.07.18 11:35	keine	
Mühlenau	Olloweg	9,49	03.07.18 07:05	→ gleich	keine	0,016 mm / 24 Std.	03.07.18 11:35	keine	
Tarpenbek	Niendorfer Weg	4,00	03.07.18 05:05	→ gleich	keine	0,005 mm / 24 Std.	03.07.18 11:35	keine	
Kollau	Niendorfer Straße	5,68	03.07.18 06:55	→ gleich	keine	0,017 mm / 24 Std.	03.07.18 11:35	keine	
Moorwettern	Neuenfelder Hinterdeich	-0,66	03.07.18 02:30	→ gleich	keine	0,061 mm / 24 Std.	03.07.18 11:35	keine	
Bille	Möörkenweg	3,41	03.07.18 04:55	→ gleich	keine	0,006 mm / 24 Std.	03.07.18 11:35	keine	

Abb. 51: Beispiel einer Pegel- und Warnstufen-Tabelle im operationellen Testwarndienst

Das Konzept des manuell erstellten Lageberichts bleibt im Testwarndienst unverändert. Den Bearbeitern stehen aber zusätzliche Informationen zur Verfügung. Diese werden im nächsten Kapitel näher erläutert.

Einrichtung Email-Versand

Zusätzlich zu den Informationen auf der Website wird ein Emailversand eingerichtet, mit dem bei einer Änderung des Warnstatus die zuständigen Betreuer des Warnsystems automatisch informiert werden. Eine Änderung des Warnstatus kann auftreten, wenn neue Niederschlagsvorhersagen eintreffen (1), auf Basis von aktualisierten Niederschlagsmessungen (2) und aktualisierten Pegelmessungen (3). Die Emails beinhalten alle wesentlichen Informationen zum aktuellen Status des Warnsystems, den aktuellen Messwerten und Vorhersagen. Zusätzlich zur aktuellen Information der Betreuer stellen sie damit auch ein Instrument zum Monitoring dar und ermöglichen rückwirkende Auswertungen der tatsächlichen Funktion des Warnsystems inklusive potenziellen Störungen wie z. B. Datenausfall.

Änderungen der ergänzenden Informationen

Auch im Testwarndienst ist wieder ein interner Bereich eingerichtet, auf den die verantwortlichen Betreiber des Warndienstes vom LSBG zugreifen können. Dieser Bereich und die hier verfügbaren Informationen (Niederschlagsmessungen, Pegelmessungen und Niederschlagsvorhersagen) sind im Vergleich zur bestehenden Internetseite des Warndienstes Binnenhochwasser stark erweitert. Alle gemessenen Niederschlagsprodukte basieren jetzt auf dem mit Niederschlagsstationsdaten angeeichten Radarkomposit und die Niederschlagsvorhersageprodukte haben die neu erstellte kombinierte Vorhersage aus Nowcast-Ensembles und COSMO-D2-EPS als Grundlage. Den Filmlauf der Niederschlagsvorhersage des Warndienstes Binnenhochwasser gibt es in veränderter Form auch im Testwarndienst. Die Darstellung von COSMO-D2 wird durch den ersten Ensemblelauf der kombinierten Ensemblevorhersagen über 20 Stunden (Abb. 52) ersetzt.

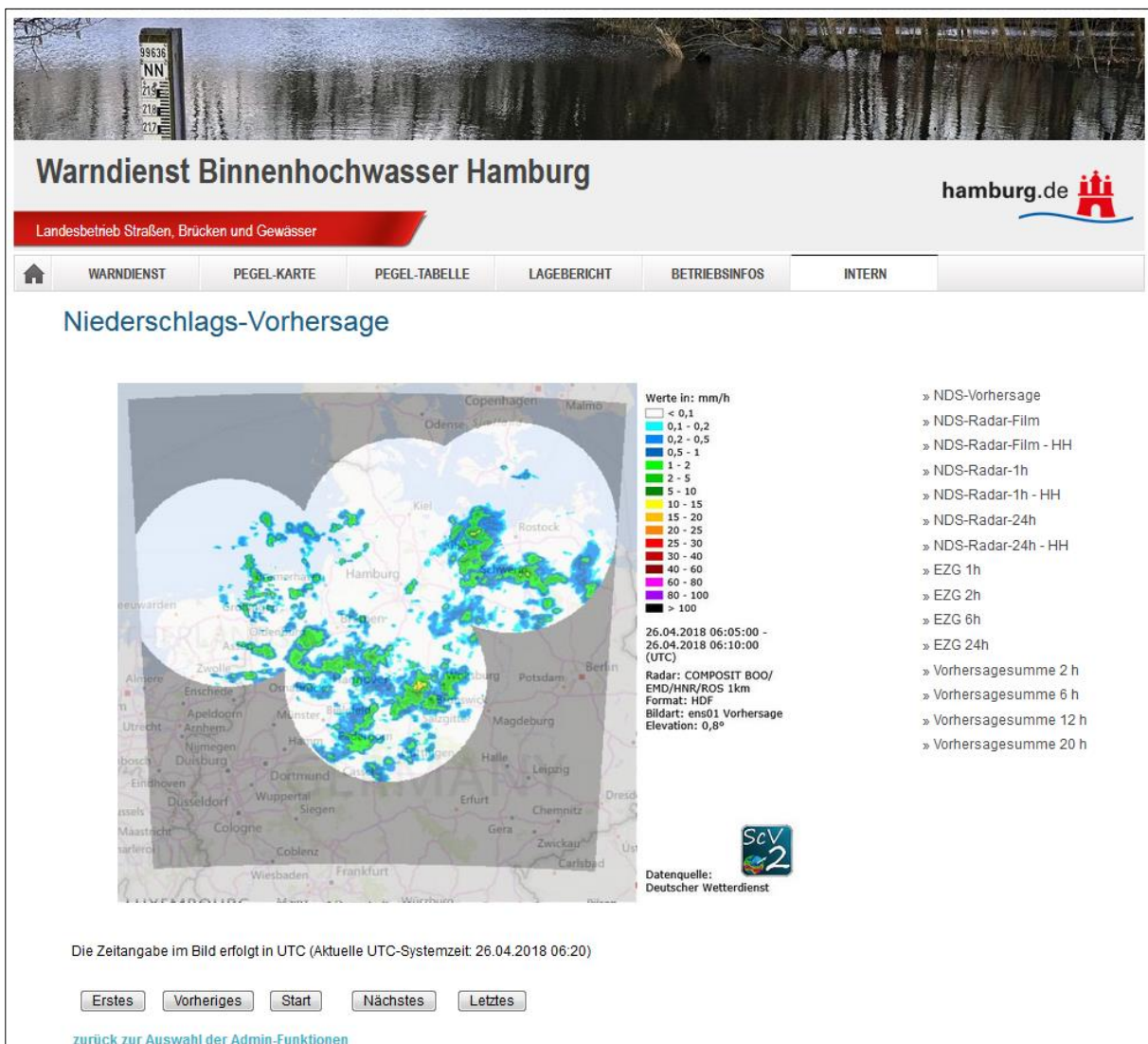


Abb. 52: Beispiel der Darstellung des ersten Ensemblelaufs der kombinierten Vorhersage aus Nowcast und COSMO-D2-EPS im Testwarndienst.

Diese Darstellung der Vorhersage wird ergänzt durch Vorhersagesummen aller 20 Ensembleläufe für vier feste Zeiträume:

- Die nächsten 2 Stunden
- Die nächsten 6 Stunden
- Die nächsten 12 Stunden
- Die nächsten 20 Stunden

Ein Beispiel einer Vorhersagesumme über 20 Stunden ist in Abb. 53 gezeigt. Mit Hilfe dieser Vorhersagesummen kann die Unsicherheit der Vorhersage abgeschätzt und die automatisch berechnete Warnstufe der Niederschlagsvorhersage besser nachvollzogen werden.

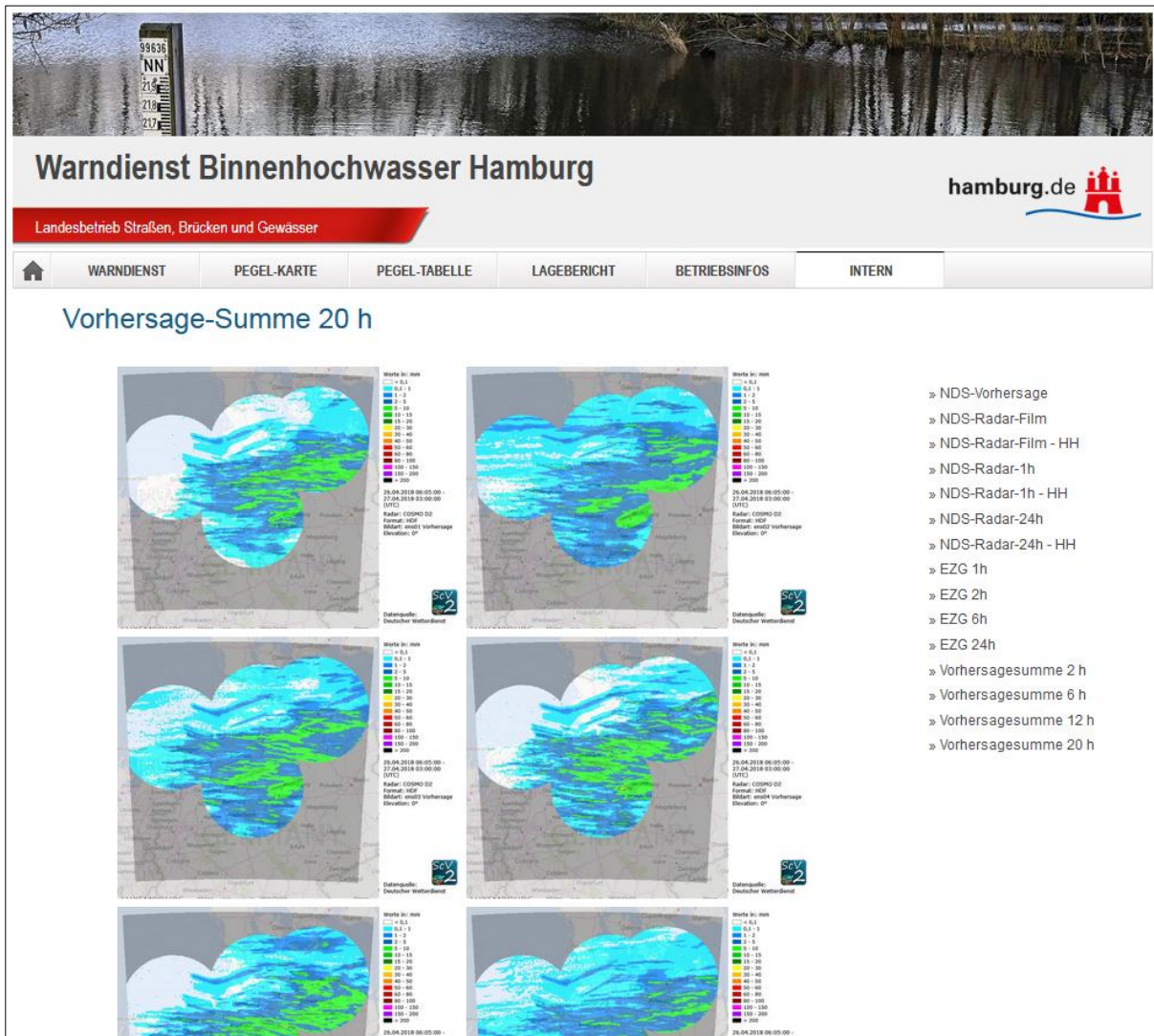


Abb. 53: Darstellung einer Auswahl der Vorhersagesummen über 20 Stunden erzeugt auf Grundlage der kombinierten Vorhersage aus Nowcast und COSMO-D2-EPS. Insgesamt sind 20 Vorhersagesummen für jeden der 4 Zeiträume auf dem Testwarndienst dargestellt. Bewegt man den Mauszeiger über ein Bild, so vergrößert sich dieses.

Neben der Niederschlagsvorhersage hilft auch die Kenntnis über den bereits gefallenem Niederschlag, die Warnsituation besser einschätzen zu können. Z. B. kann sie relevant sein bei Überlegungen zur Vorfeuchte und bei bereits gefallenem Niederschlag, der über das

Grundwasser und die Oberfläche in das Gewässer fließt. Es werden weiterhin die Niederschlagssummen der letzten Stunde, der letzten 24 Stunden sowie ein Radarfilmlauf der letzten Stunde dargestellt. Die Darstellung erfolgt jeweils für zwei Ausschnitte, Hamburg und Norddeutschland. Letzterer deckt den kompletten Bereich des Radarkomposits ab. Der Ausschnitt über Norddeutschland (wie z. B. in Abb. 52) ermöglicht einen besseren Überblick über das Niederschlagsgeschehen, sodass z. B. erkennbar ist, wenn sich eine Front auf Hamburg zu bewegt. Der kleinere Ausschnitt über Hamburg (wie in Abb. 54) lässt genauer erkennen, wo der Niederschlag gefallen ist. Ergänzt werden die Darstellungen des beobachteten Niederschlags durch Einzugsgebietssummen für die Pegel einzugsgebiete über vier Zeiträume:

- Die letzte Stunde
- Die letzten 2 Stunden
- Die letzten 6 Stunden
- Die letzten 24 Stunden

Ein Beispiel für die Darstellung der Einzugsgebietssummen ist in Abb. 54 gezeigt. Die Einzugsgebietssummen sind hilfreich, da sie einen direkten Bezug zu den Pegeln bzw. Gewässern von Interesse bilden.

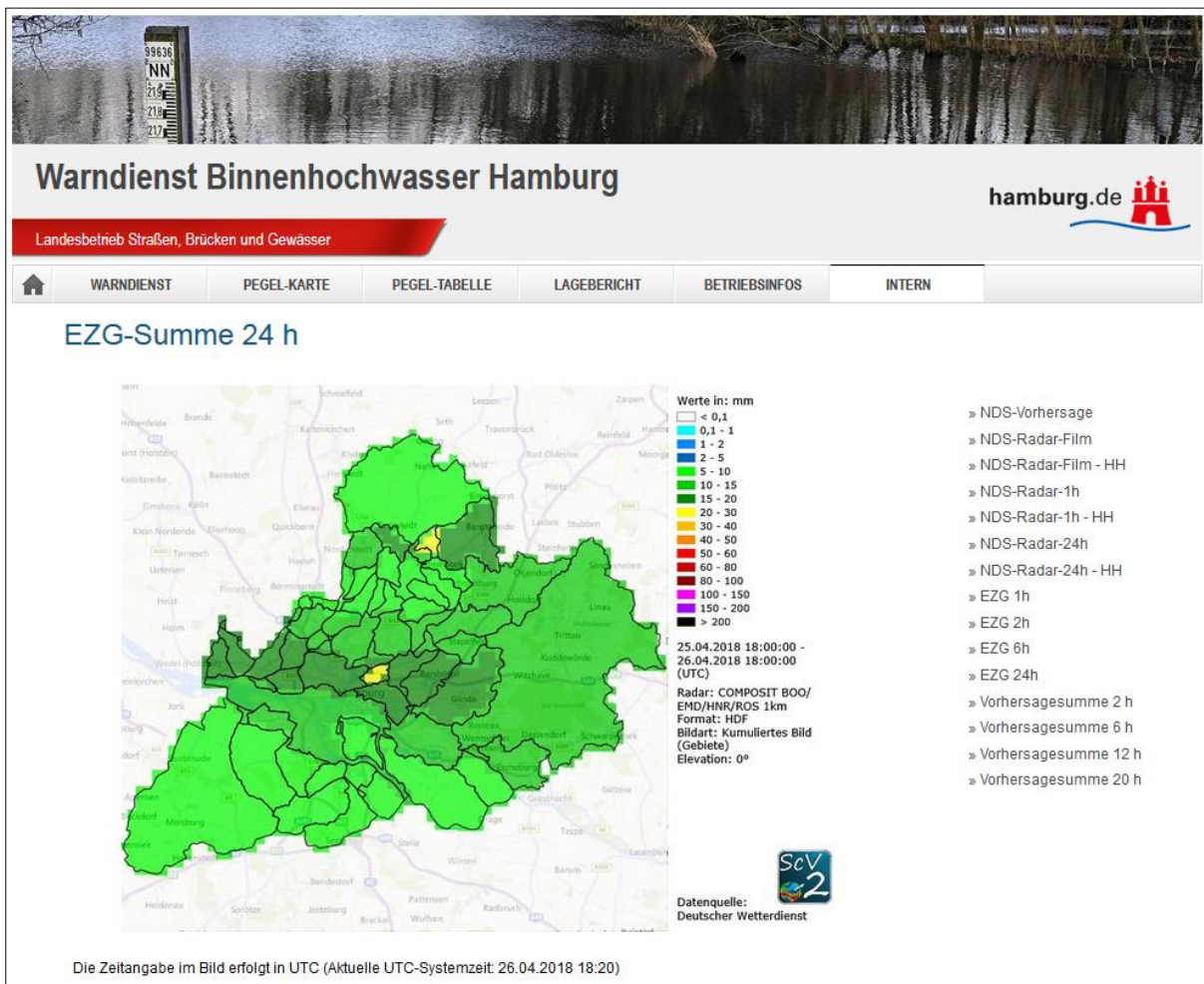


Abb. 54: Beispiel der Darstellung einer Einzugsgebietssumme über einen Zeitraum von 24 Stunden.

Abflussscheitelvorhersage mittels Vorfeuchteindex

Neben den im internen Bereich der Website dargestellten Grafiken wird dem LSBG noch ein weiteres Produkt im Rahmen des Testwarndienstes operationell zur Verfügung gestellt. Hierbei handelt es sich um den geschätzten Scheitelabfluss am Pegel Reinbek mittels Vorfeuchteindex (Antecedent Precipitation Index; API), der in Kap. 4.8.3 näher beschrieben wird. Im Testwarndienst findet derzeit einmal täglich eine automatisierte Abschätzung des Scheitelabflusses für die kommenden 24 Stunden statt. Es ist geplant, die operationelle Schätzung des Scheitelabflusses in Zukunft mehrmals täglich durchzuführen und in den Testwarndienst zu übernehmen. Die Daten werden dem LSBG derzeit als Zeitreihen im UVF-Format über den FTP-Austausch-Server des Projektes übermittelt.

Operationelle Datenbereitstellung für das hydrologische Modell der Kollau

Ebenfalls als Teil des Testwarndienstes werden die Zeitreihen des gemessenen Niederschlags sowie die Ensembleläufe der kombinierten Vorhersagen aller Gitterpunkte (1 km × 1 km) im Kollau Einzugsgebiet alle fünf Minuten an die TUHH übermittelt, die diese als Eingangsdaten für ihr operatives N-A-Modell verwendet. Der Datenaustausch findet ebenfalls über den FTP-Server des Projektes statt. Die durch die hydrologische Simulation vorhergesagten Wasserstände werden dem LSBG über eine von der TUHH betriebene, zugangsbeschränkte Website in Form von Ganglinien zur Verfügung gestellt. Dadurch stehen dem LSBG auch diese Informationen bei der Einschätzung der Hochwassergefährdung zur Verfügung.

4.8.3 Ergebnisse aus dem operationellen Betrieb des Testwarndienstes bis Oktober 2019

Die Warnungen im Testwarndienst, die im operationellen Betrieb erstellt wurden, werden in Hinblick auf die Pegelstände an den Hamburger Pegeln ausgewertet. Dazu werden die Pegelmessreihen und die Emails genutzt, die bei einer Änderung des Warnstatus versandt werden. Als Auswertekriterium dient die mittlere Warnstufe (gelb) mit den entsprechenden Grenzwerten an den Pegeln, wobei das Warnkriterium erfüllt ist, wenn mindestens ein Pegel im Stadtgebiet die gelbe Warngrenze überschreitet. Ausgewertet werden Warnungen auf Basis der Niederschlagsvorhersagen für die Dauerstufen 1 Stunde, 6 Stunden, 12 Stunden und 20 Stunden. Als unabhängige Ereignisse werden Ereignisse mit einem zeitlichen Abstand von mindestens vier Stunden gewertet.

Im Zeitraum 01.05.2019 bis 31.10.2019 traten 35 Ereignisse mit einer Überschreitung der mittleren Warngrenze an den Hamburger Pegeln auf, wobei die Dauer der Überschreitung zwischen 0,5 Stunden und bis zu 4 Tagen lag. Bei 27 der 35 Ereignisse wurden zuvor Warnungen auf Basis der Niederschlagsvorhersagen ausgegeben. Das entspricht einer Treffer-rate (POD) von 77 %. Die Verteilung der Vorwarnzeit ist in Abb. 55 dargestellt. Abb. 56 zeigt die Verteilung der Dauerstufen, für die Niederschlagswarnungen ausgegeben wurden. Bei sieben Ereignissen gab es keine vorhergehende Warnung, darunter waren drei Fälle, bei denen eine verzögerte Datenlieferung oder ein Datenausfall auftrat. Der Anteil der falschen Alarme (FAR) lag im gleichen Zeitraum bei 40 %. Der Anteil der falschen Alarme hängt von der Dauerstufe der Niederschlagswarnungen ab, da verschiedene Dauerstufen in Zusammenhang mit unterschiedlichen Ereignistypen der Niederschlagsereignisse stehen (konvektiv – stratiform). Die Verteilung auf die verschiedenen Dauerstufen ist in Abb. 57 gezeigt.

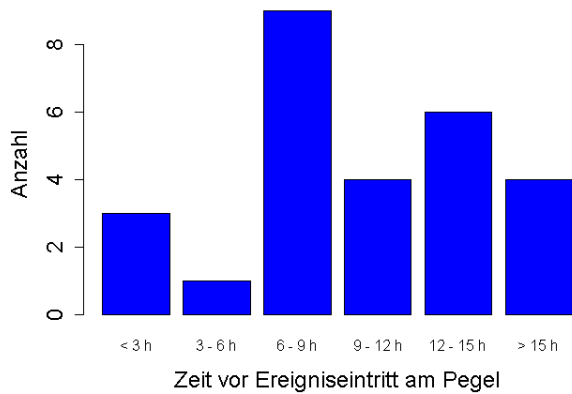
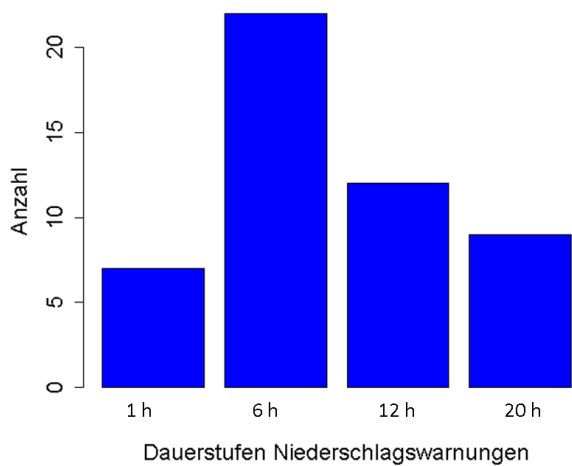


Abb. 55: Verteilung der Vorwarnzeit bei 27 gewarnten Ereignissen im Zeitraum 01.05.2019 bis 31.10.2019.



	Gelb	Orange	Rot
1 h	> 15 mm	> 25 mm	> 40 mm
6 h	> 20 mm	> 35 mm	> 60 mm
12 h	> 25 mm	> 40 mm	> 70 mm
20 h	> 30 mm	> 50 mm	> 80 mm

Abb. 56: Verteilung der Dauerstufen der Niederschlagswarnungen (gelbe Warngrenze) bei 27 gewarnten Ereignissen im Zeitraum 01.05.2019 bis 31.10.2019.

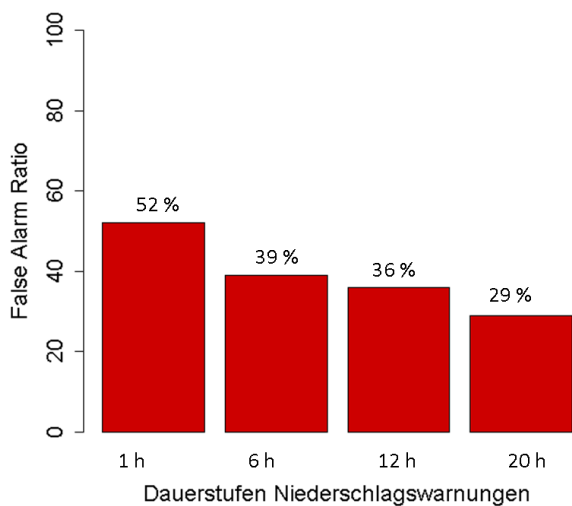


Abb. 57: Anteil der falschen Alarme bei verschiedenen Dauerstufen der Niederschlagswarnung im Zeitraum 01.05.2019 bis 31.10.2019.

Ergebnisse Datenbereitstellung für das hydrologische Modell der Kollau

Die Zeitreihen aus Niederschlagsmessungen und kombinierten Niederschlagsvorhersagen werden zur Abflusssimulation im Einzugsgebiet der Kollau genutzt (Kap. 5.3.3), wodurch unter anderem Wasserstandsvorhersagen am Pegel Vogt-Kölln-Straße berechnet werden (Abb. 75). Die Vorhersagequalität der Wasserstandsvorhersagen hängt entscheidend von den Niederschlagsvorhersagen im Einzugsgebiet der Kollau ab. Für die Auswertung der Niederschlagsvorhersagen werden Ereignisse im Zeitraum Mai bis August 2019 betrachtet, bei denen die mittlere Warngrenze am Pegel Vogt-Kölln-Straße überschritten wurde. Bei einem der Ereignisse (02.08.2019) wurde außerdem die hohe Warngrenze überschritten. Die kombinierten Vorhersagen im Vergleich zu Radarmessungen im Einzugsgebiet sind in Abb. 58 dargestellt. Gezeigt sind Vorhersagesummen über sechs Stunden; der Vorhersagezeitpunkt ist zwei Stunden vor Ereignisbeginn am Pegel (erstes Überschreiten der mittleren Warngrenze). Die Streuung der Niederschläge im Einzugsgebiet über alle Ensemblevorhersagen ist als Boxplot dargestellt. Zum Vergleich sind die Vorhersagesummen von COSMO-D2-EPS vom gleichen Vorhersagezeitpunkt bzw. dem letzten verfügbaren Modelllauf aufgeführt. Bei fünf von sechs Ereignissen liegt der Mittelwert der kombinierten Vorhersagen nahe an der Radarmessung. Bei den COSMO-D2-EPS Vorhersagen werden drei von sechs Ereignissen einigermaßen gut getroffen. Beim höchsten Ereignis am 02.08.2019 schneiden die kombinierten Vorhersagen deutlich besser ab als COSMO-D2-EPS. Eine Einzelauswertung dieses Ereignisses mit den Niederschlagsvorhersagen und der Abflusssimulation erfolgt in Kap. 5.3.4.

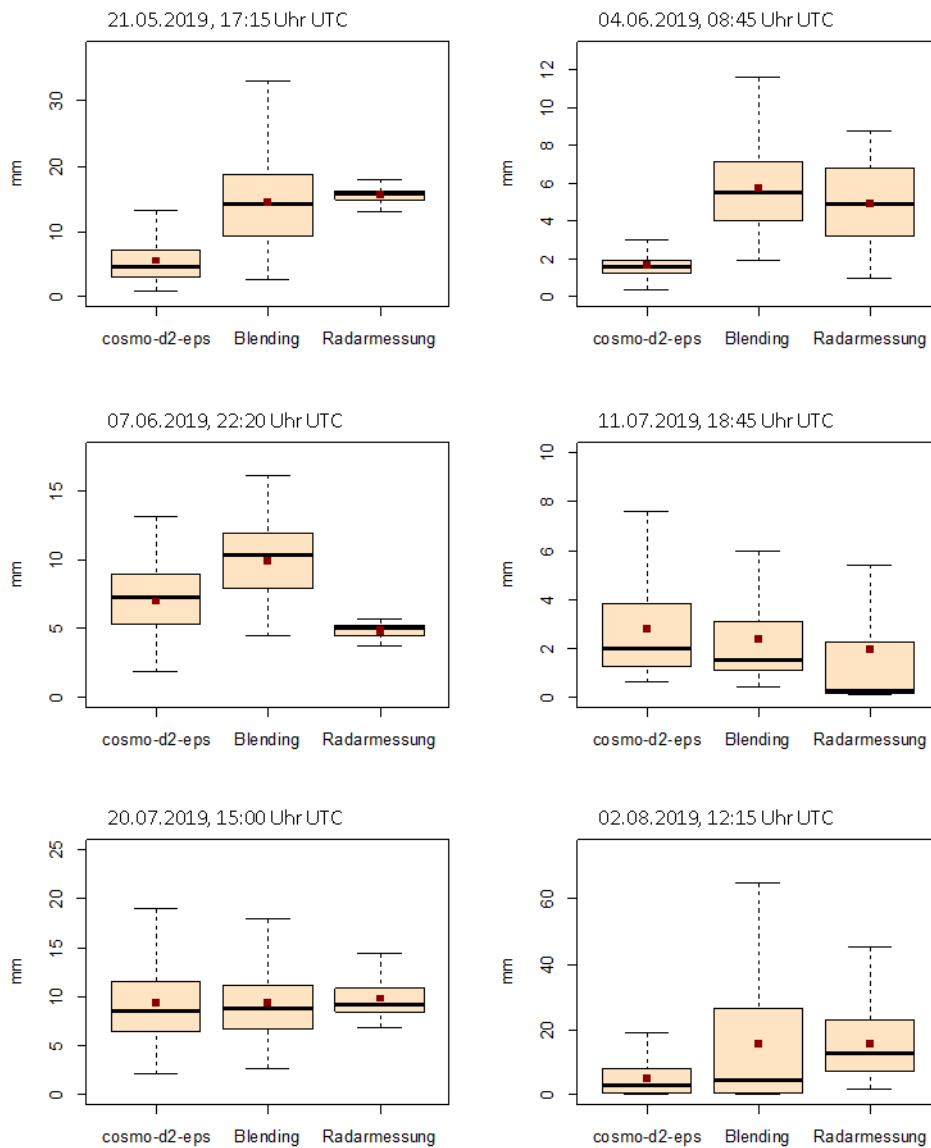


Abb. 58: Vorhersagesummen über sechs Stunden der kombinierten Ensemble-Vorhersagen und von COSMO-D2-EPS im Vergleich zur Radarmessung im Einzugsgebiet der Kollau. Die Streuung der vorhergesagten/gemessenen Niederschläge im Einzugsgebiet ist als Boxplot dargestellt, ergänzt durch den Mittelwert (rot). Angegeben ist der Beginn der Vorhersagesumme (= Vorhersagezeitpunkt).

4.9 Abflussscheitelabschätzung mittels Vorfeuchteindex

Sarah Gennis, Dieter Ackermann, Fred Hesser, Thomas Einfalt

Für das Hochwassermanagement in der Modellregion Dove-Elbe und somit auch die Modellierung von Szenarien ist der Zufluss der Bille in das Gebiet von entscheidender Bedeutung. Der von der Behörde für Umwelt und Energie betriebene Pegel Möörkenweg an der Landesgrenze zeichnet lediglich Wasserstände auf, Durchflussmessungen werden hier nicht durchgeführt. Der Zufluss aus der Bille kann derzeit nur anhand der am Pegel Reinbek (Abb. 59) ermittelten Abflüsse abgeschätzt werden. Da sich dieser nur 1,6 km Fließstrecke oberhalb des Pegels Möörkenweg befindet, wird im Projekt Stuck auf die dort ermittelten Daten zurückgegriffen.

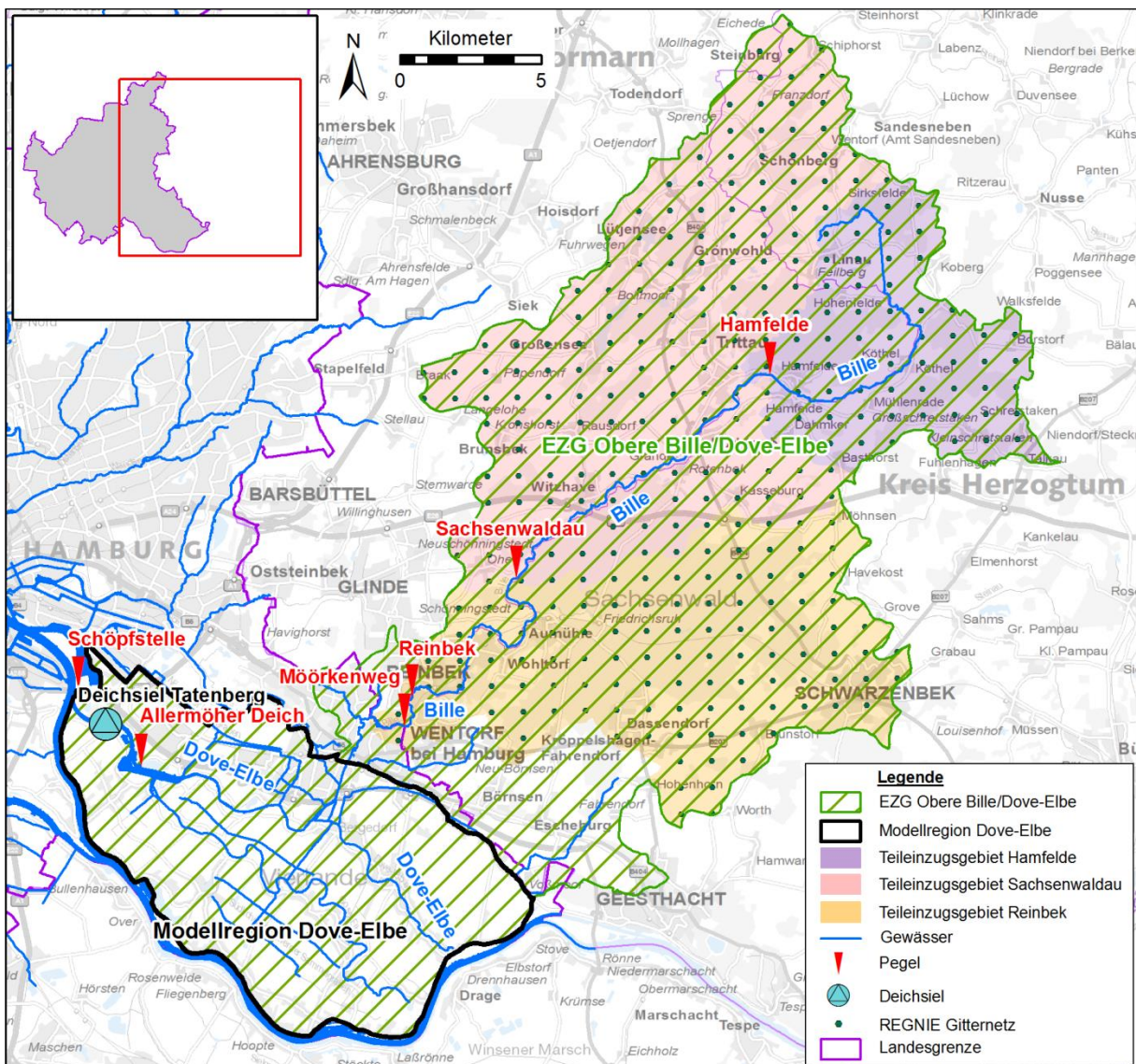


Abb. 59: EZG Obere Bille/Dove-Elbe mit Teil-EZG der untersuchten Pegel und REGNIE-Gitterpunkten des DWD (Geodaten: LGV).

Der Pegel Reinbek wird vom Landesbetrieb für Küstenschutz, Nationalpark und Meeresschutz Schleswig-Holstein betrieben. Das Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume Schleswig-Holstein stellt die Pegeldata operationell auf dem Stuck-Server zur Verfügung.

Das N-A-Modell für die Modellregion der Dove-Elbe bildet den Bereich der Bille bis zum Pegel Reinbek ab, sodass die eingehenden Daten direkt für das Modell genutzt werden können.

Ein N-A-Modell für das EZG oberhalb des Pegels Reinbek existiert nicht, dementsprechend kann auch keine Wasserstandsvorhersage ausgegeben werden. Im Projekt Stuck wird daher eine vereinfachte Hochwasservorhersage für den Pegel Reinbek durch die Verwendung eines Vorfeuchteindex für den Boden des Einzugsgebiets entwickelt (Gennis, 2016). Hierfür wird die gewichtete Niederschlagssumme über die letzten 30 Tage verwendet, wie sie als API in Schröter et al. (2015) beschrieben wird.

Grundlage für die Abschätzung des Hochwasserscheitels auf Basis des API sind die täglich für ein Gitternetz von 1 x 1 km vom DWD veröffentlichten Daten der regionalen Niederschläge von Deutschland (REGNIE) (DWD, 2016). Für das EZG der Oberen Bille/Dove-Elbe werden 327 Rasterpunkte des REGNIE-Netzes herangezogen (Abb. 59). Für jeden Punkt wird rückwirkend der Vorfeuchteindex berechnet und anschließend für jedes untersuchte Teileinzugsgebiet ein gemittelter API verwendet. Die Mittelwerte der API werden für die Vorhersage genutzt, indem deren Anstieg von einem auf den anderen Tag auf den Abfluss übertragen wird:

$$Q_{n+1} = Q_n \times (1 + (API_n - API_{n-1}) / API_n)$$

Mit n = aktueller Tag, Q = Abfluss und API = Antecedent Precipitation Index). Das Ergebnis liefert die Vorhersage des maximalen Abflusses der kommenden 24 Stunden.

Für 13 Hochwasserereignisse der Jahre 1993 bis 2015 ist die aus dem API abgeleitete Vorhersage des Hochwasserscheitels den gemessenen Scheitelwerten an drei Pegeln an der Bille gegenüber gestellt (Abb. 60). Es zeigt sich, dass das Verfahren für das EZG der Bille Ergebnisse liefert, die sich hinsichtlich der Streuung voneinander unterscheiden. Für die Arbeiten im Projekt Stuck ist, wie beschrieben, der Pegel Reinbek von Bedeutung. Dessen Streuungsmaß erscheint hinreichend gering um eine Vorhersage des Hochwasserscheitels zu ermöglichen.

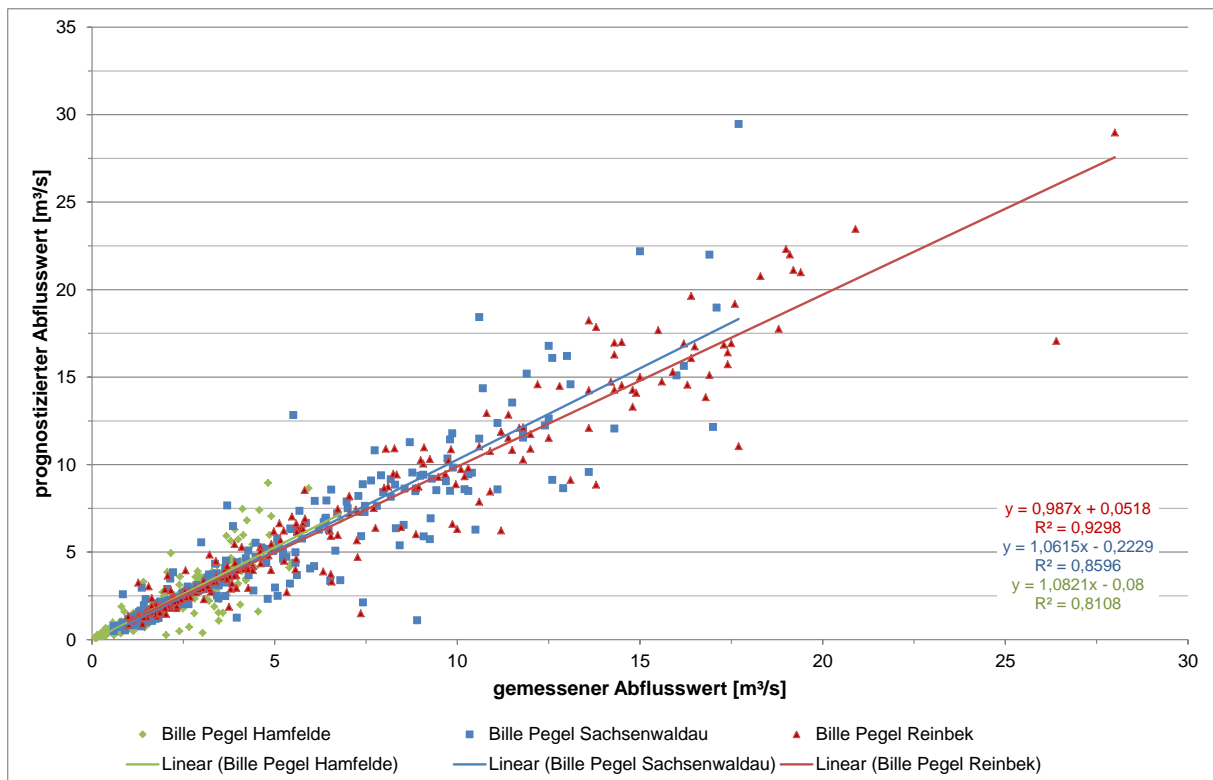


Abb. 60: Prognose des Tagesmaximums des Abflusses auf der Grundlage des API und gemessener Abflussscheitel für drei Pegel im EZG Obere Bille/Dove-Elbe (Gennis, 2016).

Seit Ende 2017 erfolgt täglich eine operationelle Vorhersage des Abflussmaximums der kommenden 24 Stunden. Dabei werden statt der REGNIE-Daten die Radarniederschläge aus AP 1 auf einem identischen Gitter verwendet. Auf diese Weise wird der Zufluss aus der Bille abgeschätzt und kann als Information für das Hochwassermanagement genutzt werden.

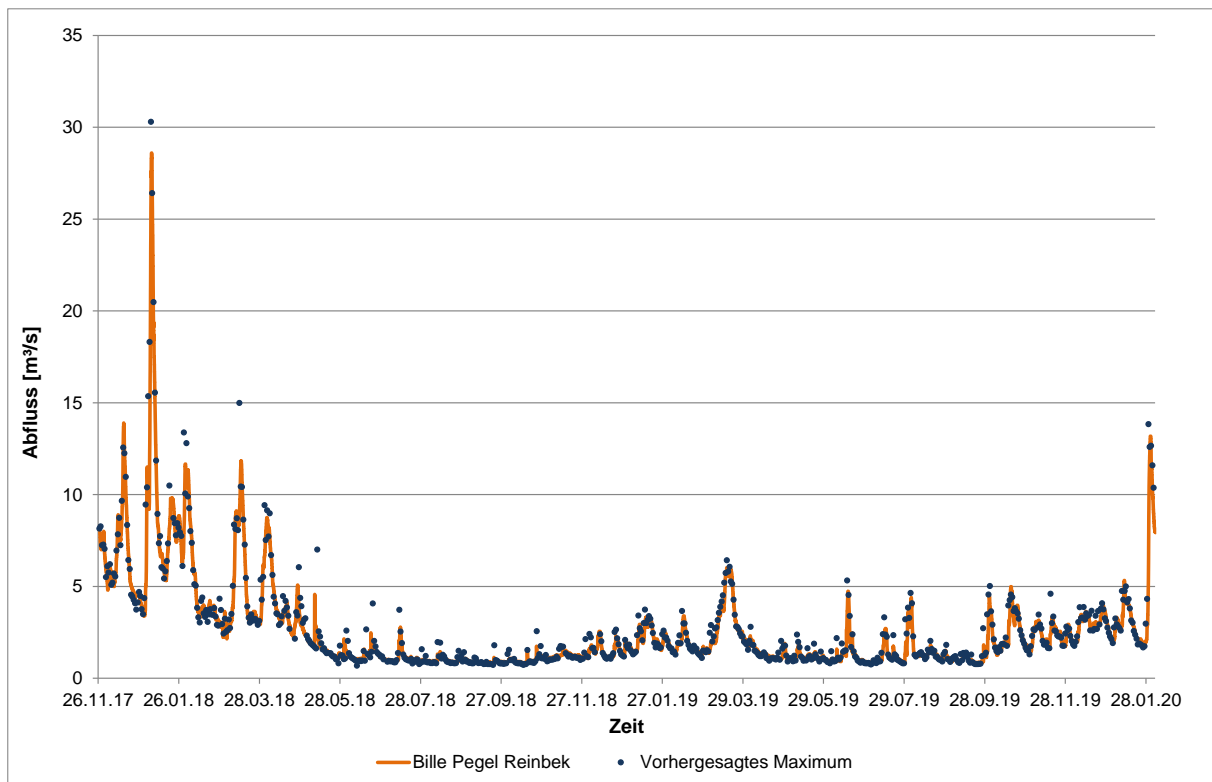


Abb. 61: Ermittelte Abflüsse am Pegel Reinbek und vorhergesagte Abflussmaxima basierend auf Radarniederschlägen und Vorfuchteindex.

Abb. 61 zeigt die vorhergesagten Abflussmaxima im Vergleich zu der Ganglinie des Abflusses am Pegel Reinbek. Es zeigt sich, dass das Verfahren nutzbare Abflussvorhersagen liefert.

4.10 Zusammenfassung

Im Rahmen des Forschungsprojektes Stuck werden im AP 1 kombinierte Niederschlagsvorhersagen erstellt, die auf Nowcast-Ensembles und COSMO-DE-EPS Vorhersagen basieren. Die Vorhersagen werden im operationellen Betrieb alle fünf Minuten aktualisiert und es werden Vorhersagezeitreihen und Vorhersagesummen produziert. Eine Reihe von Auswertungen zur Vorhersagequalität der kombinierten Vorhersagen wird durchgeführt, wobei der Schwerpunkt auf der Analyse von kleinräumigen Starkregenereignissen mit hohen Niederschlagsintensitäten liegt, bei einem Vorhersagezeitraum von ein bis neun Stunden. Im Vergleich mit der deterministischen numerischen Wettervorhersage COSMO-DE/COSMO-D2 haben die kombinierten Vorhersagen eine deutlich verbesserte Vorhersagequalität. In den ersten beiden Stunden werden die Vorhersagen durch die Verwendung der Nowcasts erheblich verbessert. Für längere Vorhersagen ergibt sich zusätzlich eine erkennbare Verbesserung durch die Verwendung der Ensembles (COSMO-DE-EPS/COSMO-D2-EPS) gegenüber der Einzelvorhersage (COSMO-DE/COSMO-D2).

Bei der Interpretation der Ensembles ist zu beachten, dass die vorhergesagten Überschreitungswahrscheinlichkeiten auf Basis der Ensembles nicht zuverlässig mit den tatsächlich beobachteten Wahrscheinlichkeiten übereinstimmen. Im Hinblick auf den Warndienst Binnenhochwasser und die Vorhersage von kurzen Starkregenereignissen mit einer Dauerstufe von einer Stunde werden die besten Ergebnisse erzielt, wenn ein niedriges Ensemblequantil betrachtet wird, das einer vorhergesagten Überschreitungswahrscheinlichkeit von 5 %–10 % entspricht. (D. h. in 1 bzw. 2 von 20 Läufen treten Niederschlagsintensitäten oberhalb des Grenzwerts auf.)

Die Ergebnisse lassen erwarten, dass die kombinierten Niederschlagsvorhersagen für eine Reihe von Anwendungen (u. a. die Warnungen im Warndienst Binnenhochwasser und hydrologische Simulationen in den Hamburger Einzugsgebieten) eine erkennbare Verbesserung gegenüber den bisher vorhandenen und genutzten Vorhersagen darstellen. Die Verwendung der Ensemblevorhersagen im operationellen Betrieb stellt im Vergleich zu einer einzelnen Vorhersage einen größeren Aufwand dar, da größere Datenmengen gespeichert und verarbeitet werden müssen. Da aber die Vorhersagequalität wesentlich verbessert wird, dürfte der zusätzliche Aufwand für viele Anwendungen – auch über die im Projekt Stuck untersuchten Anwendungen hinaus – gerechtfertigt sein.

Es wird ein operationeller Testwarndienst aufgebaut, in den die Ergebnisse der vorangegangenen Auswertungen einfließen. Der Testwarndienst beruht auf einer wesentlich umfangreicheren Datenbasis. Anstelle von nur einem Radar und einem Lauf eines numerischen Wettervorhersagemodells gehen Daten von 4 Radaren, 20 Vorhersageläufen und zahlreiche Stationsmessungen in den Testwarndienst ein. Neu ist auch die Umsetzung der gemessenen Niederschlagsinformation in einen eigenen Warnstatus und die damit einhergehende räumliche Differenzierung des Niederschlags. Für ein Gebiet, für das kein Niederschlagsabflussmodell zur Verfügung steht, wird der vielversprechende Ansatz der Schätzung des Spitzenabflusses unter Verwendung eines Vorfeuchteindex im Testwarndienst erprobt. Darüber hinaus werden für die Modellregion der Kollau operationelle Abflusssimulationen durchgeführt.

5 Hydrologie und Flächenmanagement (AP 2, TUHH)

Peter Fröhle, Sandra Hellmers

5.1 Ziel des Arbeitspaketes

Wesentliches übergeordnetes Ziel der Arbeiten des Instituts für Wasserbau der TUHH im Projekt Stuck ist es, das Systemverständnis von hydrologischen Prozessen in urban geprägten Räumen zu verbessern. Dies dient als Grundlage für eine Verbesserung des langfristigen Flächenmanagements und als Grundlage für ein ‚Echtzeit Hochwassermanagement‘ auf der Basis von Kurzzeit-Wettervorhersagen. Das Arbeitspaket, dessen Ergebnisse in diesem Kapitel vorgestellt werden, gliedert sich in fünf Unterarbeitspakete. Zur Analyse und Verbesserung der Wirksamkeit wasserwirtschaftlicher Anlagen wird im Vorhaben eine Echtzeit-Analyse des hydrologischen Systems und der Abflussbedingungen entwickelt. Ziel ist es, die aus den Niederschlägen (AP 1) resultierenden Abflüsse für die Einzugsgebiete der Modellregionen mittels hydrologisch-numerischer Modellierung abzubilden. Im IST-Zustand der Echtzeitsimulationen werden die neuentwickelten Methoden im numerischen hydrologischen Modell (KalypsoNA) zur Abbildung der Steuerungselemente (z. B. Schöpfwerke, Schleusen, Rückhaltebecken) und die Wechselwirkung zwischen rückgestauten Wasserständen in tidebeeinflussten Gewässern evaluiert. Die entwickelten Methoden und Modelle für die Kollau und Dove-Elbe dienen als Grundlage für die Erarbeitung eines optimierten Flächenmanagements unter bestehenden und veränderten zukünftigen Bedingungen.

Für die Simulationsrechnungen wird das Programmpaket Kalypso verwendet, welches im Institut für Wasserbau der TUHH in Kooperation mit dem Ingenieurbüro Björnson entwickelt und gepflegt wird. Die im Kalypso Projekt implementierten Module/Modelle reichen von der Analyse der Hydrologie (KalypsoHydrology/KalypsoNA) über die Wasserspiegel- und Überflutungsmodellierung (Kalypso-Hydrodynamics = Kalypso1D2D und KalypsoWSPM) bis hin zur Risikoanalyse (KalypsoRisk) und einem Evakuierungsmodul (KalypsoEvacuation). Das Kalypso Projekt wird unter der LGPL Lizenz als OpenSource Software entwickelt (siehe: <https://sourceforge.net/projects/kalypso/>). Das Simulationsmodell erfährt kontinuierlich Erweiterungen und Verbesserungen der vorhandenen Rechenstruktur und der Bedienungselemente. Der im Rahmen von Stuck erweiterte Rechenkern KalypsoNA ist in FORTRAN90 programmiert und kann unter dem folgenden Link heruntergeladen werden: <http://www.kalypso.wb.tu-harburg.de/>. Zur Erläuterung der Bedienung und der Funktionen in der Software KalypsoHydrology kann ein online Anwenderhandbuch in der Benutzeroberfläche aufgerufen werden.

Im Projekt Stuck liegt ein Fokus auf der Modellierung von Echtzeit- und Vorwarnsystemen mit kurzen Vorhersagezeiträumen. Somit spielt die Rechenzeit eine wesentliche Rolle. Ziel ist es, die Modellierung von Ereignissen in kurzen zeitlichen Intervallen von einigen Minuten zu gewährleisten. Die Modellierung im Rahmen des Projektes Stuck basiert vornehmlich auf der Verwendung des N-A-Modells KalypsoHydrology mit dem Rechenkern KalypsoNA, welches in einer entsprechend erforderlichen schnellen Rechenzeit die aktuellen hydrologischen Zustände in den Modellregionen berechnet.

Es erfolgt die Untersuchung der Auswirkungen von bestehenden und zukünftigen Nutzungen unter ökologischen und ökonomischen Gesichtspunkten mit den Projektpartnern zusammen, die als mögliche zukünftige Szenarien in die hydrologischen Simulationen eingehen. Auf dieser Basis werden die potenziellen Auswirkungen des Flächenmanagements

und die Wirksamkeit möglicher Anpassungsmaßnahmen im Bereich des Hochwassermanagements bewertet.

Für das urbane Einzugsgebiet der Kollau werden zwei Maßnahmen zur (1) potenziellen Verbesserung der bestehenden HRB und (2) der möglichen Wirksamkeit von dezentraler Regenwasserbewirtschaftung unter veränderten klimatischen und Stadtentwicklungsbedingungen mit KalypsoHydrology untersucht.

Im tidebeeinflussten Einzugsgebiet der Dove-Elbe werden fünf Maßnahmen untersucht: (1) eine Vorabsenkung des Wasserstands in der Dove-Elbe, (2) dezentrale Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen in einem tiefliegendem urbanen Schöpfwerksgebiet, (3) Bodenabtrag im Deichvorland zur Erhöhung des Speichervolumens, (4) Vorabsenkung in der Dove-Elbe auf MTnw und (5) der Abkopplung von Schöpfwerksgebieten im Hochwasserfall, dessen Wassermanagement im Gebiet erfolgt.

Die Untersuchungen werden mit unterschiedlichen klimatischen Bedingungen (Aufschlag im Niederschlag sowie Abfluss) und der Erhöhung des Tnw in der Elbe unter der Bedingung eines Meeresspiegelanstiegs durchgeführt.

5.2 Die N-A-Modelle der Modellregionen Kollau und Dove-Elbe

5.2.1 Das urbane N-A-Modell der Modellregion Kollau

Das Einzugsgebiet der Kollau ist geprägt durch die komplexen Zusammenhänge von über die Zeit gewachsenen urbanen Entwässerungssystemen. Aktuell sind im hydrologischen N-A-Modell im Gewässerlauf des Einzugsgebiets der Kollau und deren Zuläufe 22 Speicherelemente (HRB und Anlagen von Hamburg Wasser) abgebildet (s. Abb. 87). Die Lage des Einzugsgebiets der Kollau von ca. 33 km² ist in Abb. 62 (zusammen mit der Lage der zweiten Modellregion Dove-Elbe: ca. 175 km²) dargestellt.

Erweiterung des N-A-Modells Kollau

Das N-A-Modell der Kollau wurde 2003 durch die TUHH (2003) im Auftrag des damaligen Amtes für Wasserwirtschaft erstellt. In den Jahren 2010 (TUHH, 2010) und 2012 (Ingenieurgemeinschaft Klütz & Collegen Itzehoe GmbH, 2012) erfolgten Aktualisierungen des Modells. Details zur Modellerstellung können in den jeweiligen Berichten eingesehen werden und werden in diesem Bericht nicht aufgeführt.

Die erforderlichen Daten für die Echtzeitvorhersage (hier: Radardaten aus AP 1) werden in das hydrologisch-numerische Modell eingebunden. Die Lage der Radar-Ausgabepunkte im Einzugsgebiet ist in Abb. 74 dargestellt. Das Modell, das Einzugsgebiet und die Datengrundlage sind im Einzelnen im Stuck-Zwischenbericht 2016 (LSBG, 2016) dargestellt und werden hier entsprechend nicht wiederholt. Zusätzlich zu den bisher verfügbaren Pegeln Olloweg und Niendorfer Straße wurde im November 2015 der Pegel Vogt-Kölln-Straße im Einzugsgebiet installiert. Dieser wurde als Berechnungsknoten im N-A-Modell implementiert. Die Lage der Pegel ist in Abb. 75 dargestellt.

Für die Arbeiten im Rahmen des Projektes Stuck wird die modellbasierte Abbildung des Einlassbauwerkes am HRB Steinwiesenweg aktualisiert. Am Einlassbauwerk werden durch die Veränderungen im Gewässerverlauf der Mühlenau bereits bei geringen Abflüssen Zuläufe in das HRB gemessen. Das Modell wird entsprechend dieser aktuellen Erkenntnisse

angepasst. Wegen andauernder Bauarbeiten in dem Bereich des Einlaufbauwerkes aufgrund der Erweiterung des BAB 7 (2016–2019) wird empfohlen, diesen Bereich nach Beendigung der Bauarbeiten zu prüfen. Die Anpassung des Ein- und Auslassbauwerkes ist in der Masterarbeit von Khalifa (2019), die von der TUHH in diesem Rahmen des Projektes Stuck betreut wurde, zusammengefasst.

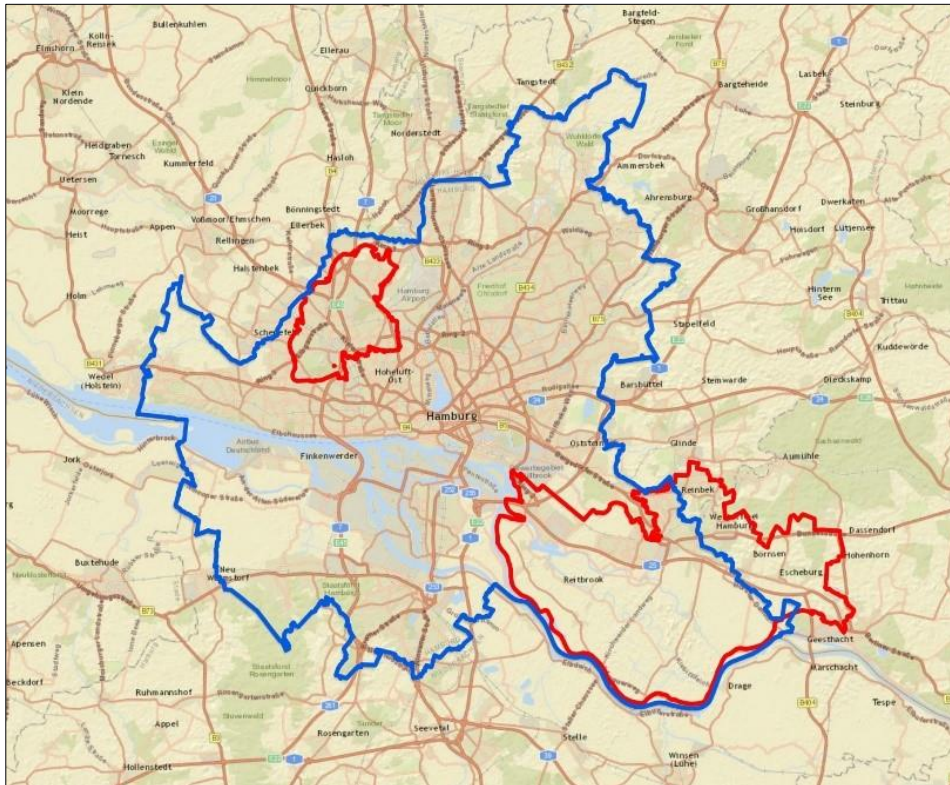


Abb. 62: Kennzeichnung des hydrologischen Einzugsgebietes der Kollau (nordwestlich, rot), der Dove-Elbe (südöstlich, rot) und der Stadtgrenze Hamburgs (blau). Im Fall der Dove-Elbe geht das hydrologische Einzugsgebiet über die Modellregion (begrenzt durch die Geestkante) hinaus und umfasst auch Gebiete in Schleswig-Holstein.

5.2.2 Das tideabhängige N-A-Modell der Modellregion Dove-Elbe

Die Modellregion der Dove-Elbe ist charakterisiert durch eine tideabhängige Entwässerung über das Deichsiel an der Tatenberger Schleuse in die Elbe und ein komplexes Steuerungssystem in der Modellregion selbst (s. Kap. 2.1 und Kap. 3.3). Die Lage des Einzugsgebietes ist in Abb. 62 dargestellt (im Südosten von Hamburg).

Erstellung des N-A-Modells Dove-Elbe

Für die Erstellung des N-A-Modells Dove-Elbe werden im Rahmen des Projektes Stuck größere erforderliche Neuentwicklungen für die Abbildung der komplexen wasserstandsabhängigen Steuerungssysteme umgesetzt.

Zur Erstellung des N-A-Modells werden aktuelle Datengrundlagen beschafft und aufbereitet. Es werden hier aktualisierte geologische und pedologische Daten der Stadt Hamburg (BUE) eingeholt. Dies umfasst unter anderem detaillierte Bodenuntersuchungsdaten, hydrologische Profiltypen und Grundwassergleichen für die Modellregion. Im Weiteren werden Daten der Schöpfwerke und Gewässer aufbereitet.

Das wasserwirtschaftlich im N-A-Modell abgebildete Einzugsgebiet der Dove-Elbe beginnt an der Bille am Pegel Reinbek in Schleswig-Holstein. Das betrachtete Einzugsgebiet hat eine Fläche von ca. 175 km² und wird in 75 Teileinzugsgebieten abgebildet. Die Teileinzugsgebiete werden entsprechend der topographischen Gegebenheiten und der Sielnetz-Einzugsgebiete definiert. Die Teileinzugsgebiete, Gewässerverläufe und die Überschneidung mit den Radargitterzellen sind in Abb. 63 dargestellt.

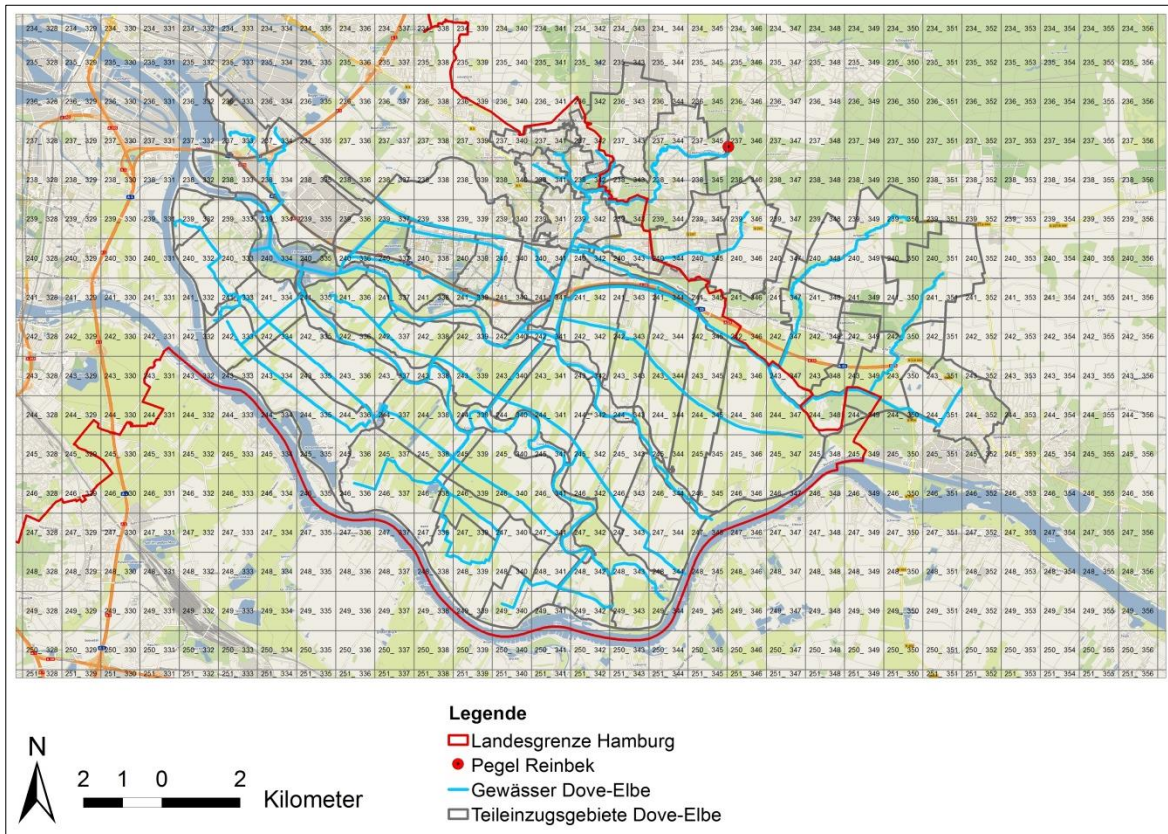


Abb. 63: Modellregion Dove-Elbe: Teileinzugsgebietsabgrenzungen, Gewässerverlauf und Radargitterzellen.

Mit dem N-A-Modell erfolgt die Berechnung der einzelnen Abflusskomponenten pro Teilgebiet: Oberflächenabfluss von natürlichen sowie versiegelten Flächen, Bodenzwischenabfluss, Basisabfluss, Grundwasserabfluss und die Verdunstung von bepflanzen sowie versiegelten Flächen. Pro Teilgebiet erfolgt der Zufluss in das Gerinne über Knotenpunkte im Netzplan. Die Gewässerabschnitte zwischen den Knotenpunkten werden mit einem Flood-Routing berechnet. Wichtige Bauwerke sind z. B. Schöpfwerke, Schleusen und Deichsiele, deren numerische Abbildung in diesem N-A-Modell als Methodik entwickelt wird. Der abschließende Netzplan ist in Abb. 64 dargestellt.

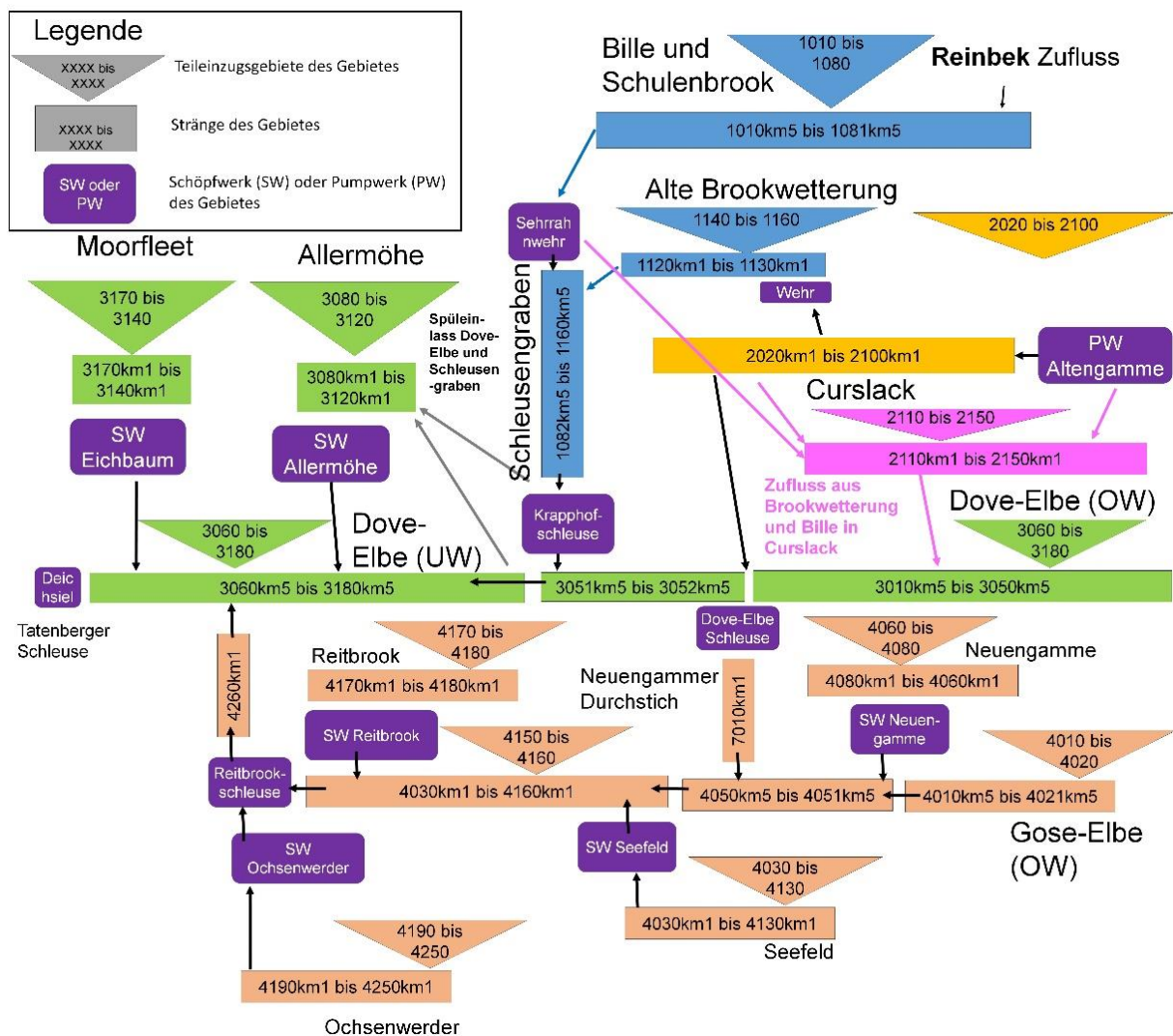


Abb. 64: Netzplan des N-A-Modells Dove-Elbe: in blau = Bille & Bille (Obere Bille) & Schleusengraben, gelb = Brookwetterung; rot = Gose-Elbe; grün = Dove-Elbe; grau = Schöpfwerke; pink = Curslack; Formen: Dreiecke = Teileinzugsgebiete, Rechtecke = Gewässerstränge, Kreise = Knoten, Dreiecke im Gewässer = HRB, Ovale = virtuelle Stränge. In lila sind die Hauptsteuerungselemente markiert.

Aufbereitung von Bodendaten

Eine detaillierte Aufbereitung erfolgt für die Bodendaten. Es werden ca. 2500 Messpunkte der Bodenprofilaufnahmen der BUE für die Erstellung des Modells aufbereitet (BUE, 2015). Für die Modellregion wird eine detaillierte räumliche Verteilung der Bodenkartierungen im Format eines Polygon-Shapes mit 112 flächenhaften Bodenprofilen erarbeitet. Es werden jeweils fünf Bodenhorizonte bis zu einer Tiefe von ca. zwei Metern abgebildet. Die Punkte der Bodenprofilaufnahmen (BUE, 2015) und die daraus erarbeitete flächenhafte Verteilung der Bodenprofile ist in Abb. 65 dargestellt. Die Zuordnung der Kennwerte der Wasserbindung nach Bodenkundlicher Kartieranleitung (BGR, 2005) (Welkepunkt, Feldkapazität, Maximales Porenvolumen und hydraulische Leitfähigkeit) sind mit dem Projektpartner des Instituts für Bodenkunde (AP 4) abgestimmt und im N-A-Modell eingearbeitet worden.

Die Aufbereitung der Bodenprofile im Gebiet von Schleswig-Holstein erfolgte auf der Basis der Bodenübersichtskarten 1 : 200 000 (BÜK 200) für Hamburg-West.

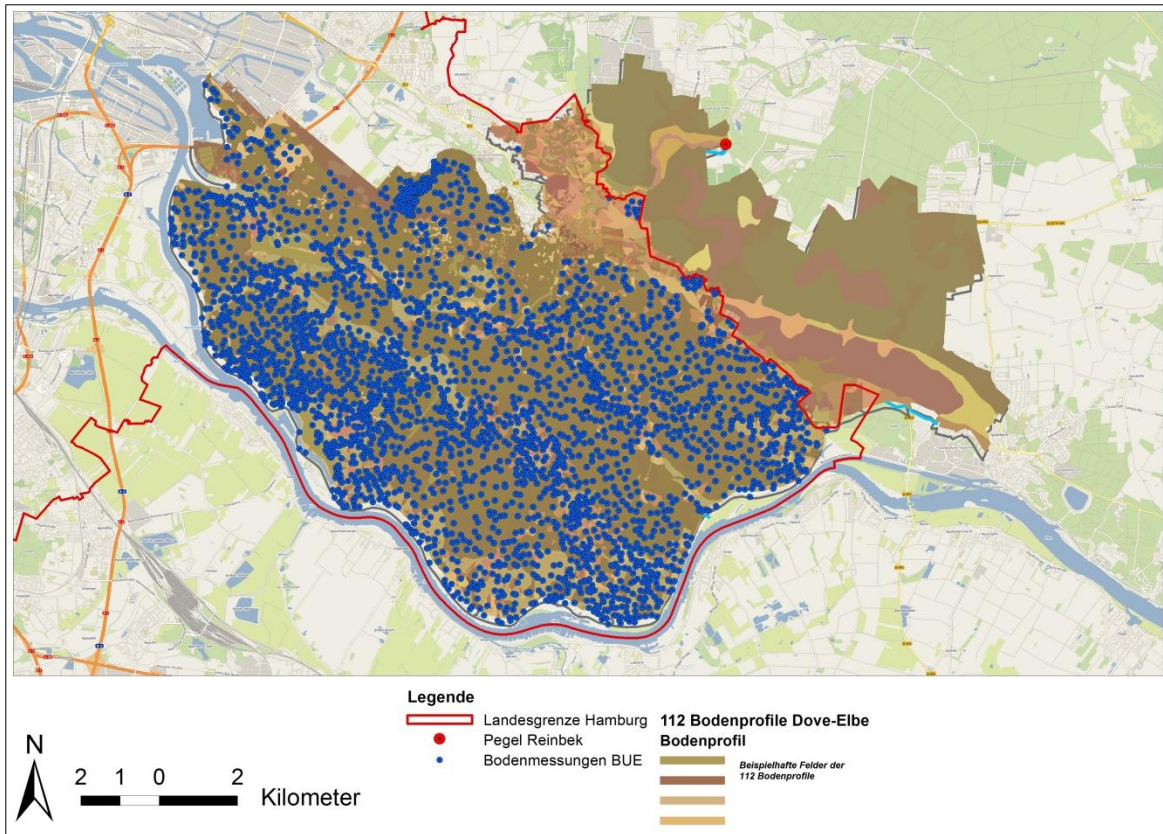


Abb. 65: Lage der punktuellen Bodenprofilaufnahmen (BUE, 2015) und der daraus erstellten 112 flächenhaften Bodenprofile als Polygone.

Der Bodenschichtenaufbau in den Marschgebieten ist geprägt durch eine oberflächennahe geringdurchlässige Deckschicht, die als Weichschicht benannt wird. Diese besteht zumeist aus Klei und Torf. Die Mächtigkeit beträgt ca. 6 m und hat eine geringe Wasserdurchlässigkeit ($k_f = 1 \times 10^{-8}$ bis $k_f = 1 \times 10^{-9}$ m/s). Nur bereichsweise können auch sandige Zwischenschichten vorliegen.

Stellenweise liegen anthropogene Aufschüttungen oberhalb der Weichschichten vor. In diesen liegen zumeist sandige und schluffige Böden vor, in denen sich stellenweise Stauwasser sammeln kann.

Unterhalb der prägnanten Weichschichten liegen Sande und Kiese des oberen, quartären Grundwasserleiters vor. Es sind holozäne Sande und Kiese bis in eine Tiefe von ca. NHN – 30 m.

Für die N-A-Modellierung sind die oberen 3 m der Bodenschichten in das Modell eingearbeitet worden und stellen somit zumeist die hier beschriebenen Weichschichten in den Marschgebieten dar.

In den nord-östlichen Bereichen (Bereiche Schleswig-Holsteins) liegen Geestböden in der Modellregion vor. Diese sind durch sandige bis schluffige Böden geprägt.

Aufbereitung von Retentionsparametern

Entsprechend der aufbereiteten Höhendaten der digitalen Geländemodelle von Hamburg und Schleswig-Holstein (jeweils 1 × 1 m horizontale Auflösung) werden die Zeitflächenfunktionen für die Modellregion abgeleitet (s. Abb. 66). Für das in der Ebene liegende Marschgebiet erfolgt die Erstellung einer Zeitflächenfunktion zur Abbildung höherer Retentions-eigenschaften. Für die Gebiete im nordwestlichen Bereich von Bergedorf und Schleswig-Holstein werden die Zeitflächenfunktionen mit geringerer Retention abgebildet.

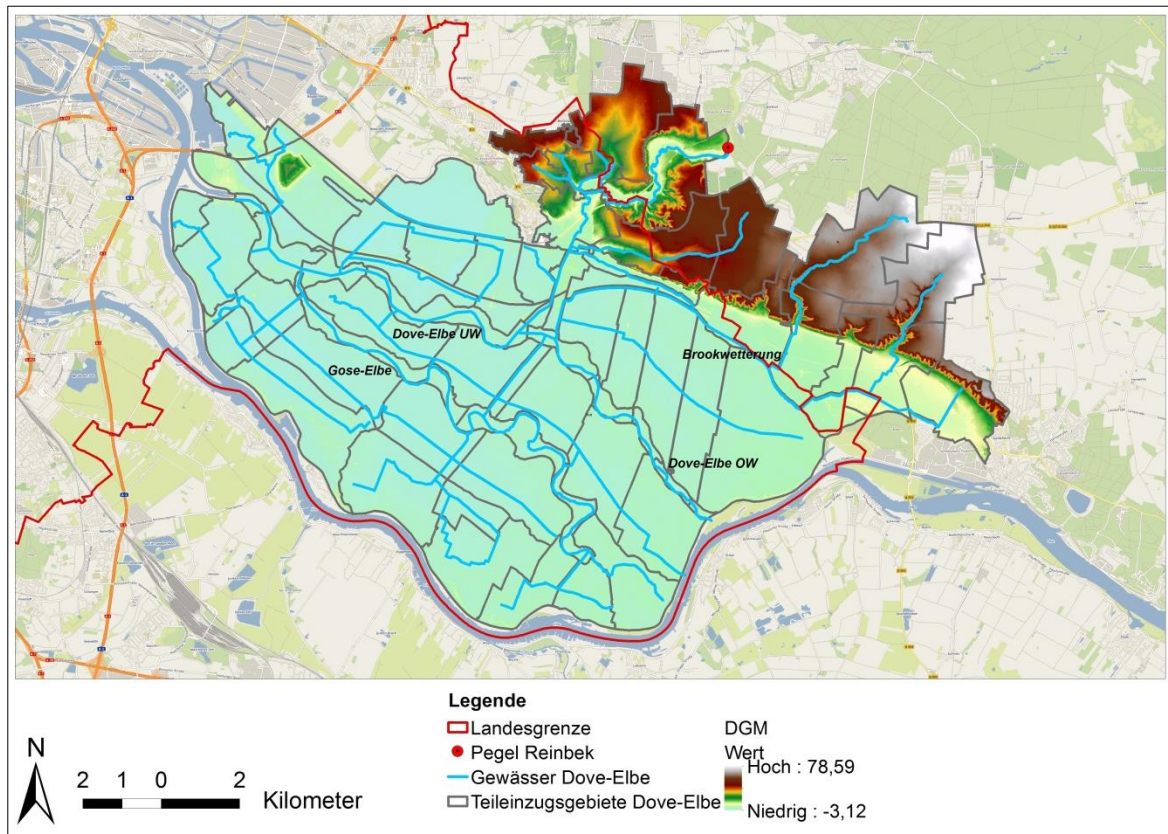


Abb. 66: Modellregion Dove-Elbe: Aufbereitetes DGM zur Ableitung der Zeitflächenfunktionen und Kennzeichnung der vier Hauptgerinne.

Die Retentionskonstanten für Regenwassersiele in den urbanen Teileinzugsgebieten werden aus den Daten und Lagen der Sielnetze bzw. der Grabensysteme abgeleitet.

Aufbereitung eines neuen Landnutzungsdatensatzes auf Basis der Flurstücke für angeschlossene versiegelte Flächen in den urbanen Gebieten

Im Projekt Stuck erfolgt erstmalig die Übertragung von aktuellen Informationen der versiegelten und an das Sielnetz angeschlossenen Flächen in einem detaillierten Verfahren auf der räumlichen Skala von Flurstücken. Ein von Hamburg Wasser (2015) erhobener Datensatz wird in Zusammenarbeit zwischen LSBG und TUHH für die hydrologische Modellierung aufbereitet. Die Aufbereitung erfordert die Entwicklung einer neuen Methodik, die auch für die Erstellung zukünftiger hydrologischer Modelle und deren Aktualisierung angewendet werden kann. Diese Methodik geht aus Stuck als zusätzliches Ergebnis hervor.

Dieser neue flurstücksbezogene Datensatz wird mit dem bisherigen Datensatz auf der Grundlage von Daten des Amtlichen Liegenschaftskatasterinformationssystems (ALKIS)

Daten verglichen. Im ALKIS-Datensatz wird die Vegetationsklasse und die versiegelte an das Sielnetz angeschlossene Fläche aus Charakteristiken der Landnutzung abgeleitet. Daraus wird ein Datensatz mit 79 unterschiedlichen Landnutzungstypen definiert. Nach der Aufbereitung des flurstücksbezogenen Datensatzes werden 450 unterschiedliche Anschlussstypen mit unterschiedlicher Vegetationsklasse definiert und in das hydrologische Modell eingepflegt. In Abb. 67 ist ein Vergleich der räumlichen Skala dieser Datensätze beispielhaft für das Gebiet ‚Gewerbegebiet Allermöhe‘ gezeigt. Im ALKIS-Datensatz wird die Landnutzung über die FKT-Nummer differenziert. Im neuen Datensatz wird eine Kombination des flurstücksbezogenen Anschlussgrades und der Vegetation hinterlegt (z. B. A12_V0.8_nb = Anschlussart 12, Vegetationsklasse von Gebäuden mit geringer Freifläche und einer Versiegelung zwischen 0,775 bis 0,825). Durch den Korrekturwert der Versiegelung wird der Wert (hier zwischen 0,775 bis 0,825) detailliert für das Flurstück aus einer aufbereiteten Shape Datei in das Modell importiert.

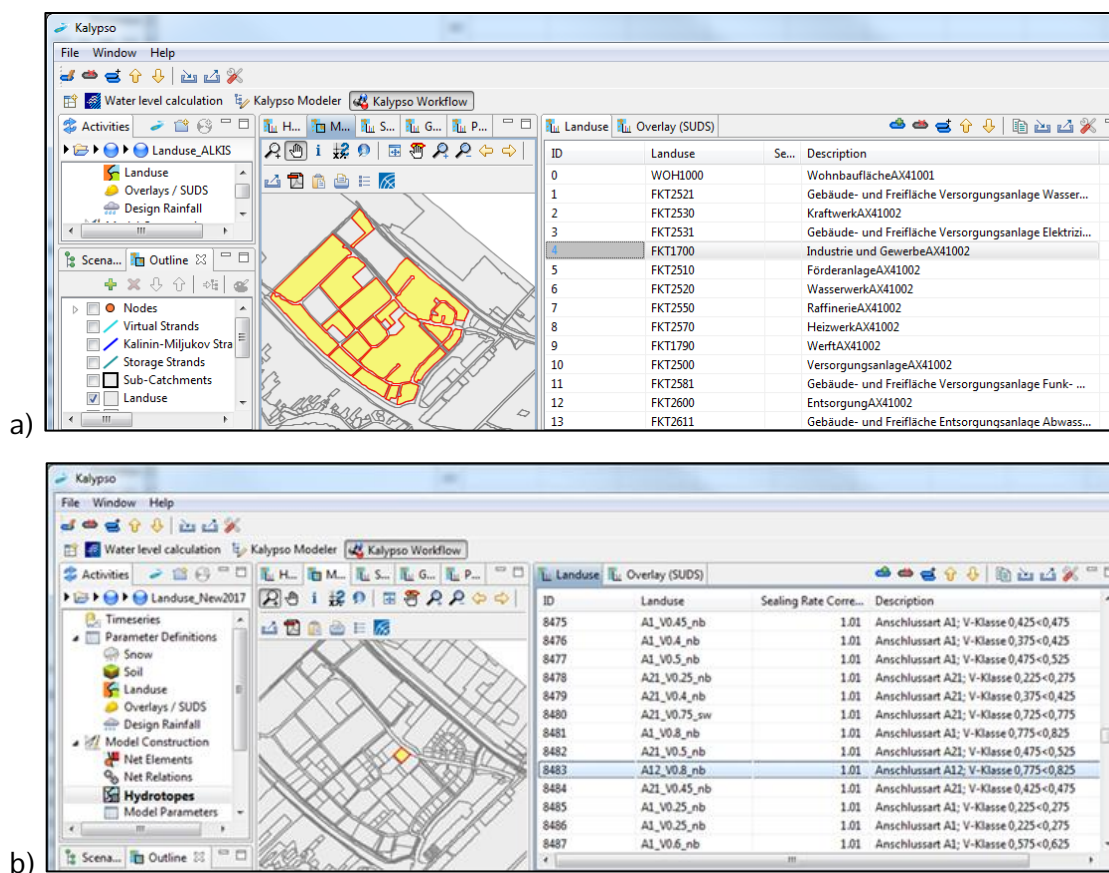


Abb. 67: Vergleich der räumlichen Skala der 79 Landnutzungstypen auf Basis von ALKIS-Klassen (in a) und der 450 Landnutzungstypen auf Basis der Flurstücke (in b).

Das betrachtete Einzugsgebiet der Dove-Elbe hat eine Größe von ca. 175 km². Mit dem ALKIS-Datensatz wird eine Fläche von ca. 30 km² berechnet, die als versiegelte Fläche über das Kanalnetz entwässert wird. Mit dem flurstücksbezogenen Datensatz wird dieser Anteil auf ca. 13 km² verringert. Die Auswirkungen durch die Verwendung des flurstücksbezogenen Datensatzes auf die Abflüsse im Einzugsgebiet sind gering, da das Einzugsgebiet größtenteils landwirtschaftlich genutzt wird. Die Auswirkung auf den Abfluss am Pegel Allermöhe Deich ist in Abb. 68 dargestellt. Es zeigt sich durch die geringeren an das Sielnetz angeschlossenen Flächen in dem neuen Datensatz eine Dämpfung der Abflussspitzen im

auflaufenden Ast. Durch die Erhöhung der natürlichen Flächen wird der Spitzenabfluss jedoch mit dem neuen Datensatz erhöht. Die Modellerstellung und die weiteren Arbeiten erfolgten mit dem detaillierteren Datensatz auf Basis der Flurstücke.

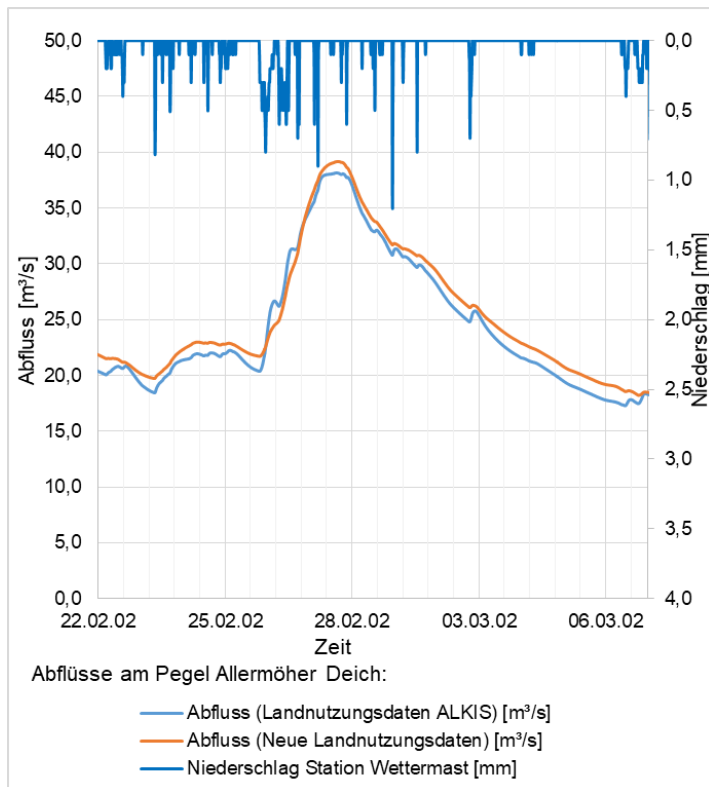


Abb. 68: Auswirkung auf den Abfluss der Dove-Elbe am Pegel Allermöher Deich bei Verwendung der zwei unterschiedlichen Landnutzungsdatensätze. Durch die Verwendung des neuen Landnutzungsdatensatz ergibt sich eine Erhöhung des Abflussscheitels und des Basisabflusses.

Aus den Ergebnissen dieser Untersuchung der Datensätze kann bereits abgeleitet werden, dass eine zusätzliche Versiegelung (z. B. durch zukünftige Bebauung) in dem Gebiet eher zu einer geringfügigen Abflussspitzenreduzierung führt. Es wird daher kein zusätzliches Landnutzungsszenario im AP 2.5 (s. Kap. 7.2) für die Modellregion Dove-Elbe untersucht.

Aufbereitung der Eingangsdaten für das (rückstaufreie) Flood Routing

Für das betrachtete Gewässersystem der Dove-Elbe werden auf der Basis des hydrologisch-hydrodynamischen Ansatzes nach Kalinin-Miljukov die Retentionseigenschaften in dem N-A-Modell abgebildet. Die Berechnung der Retentionsparameter erfolgt für die fünf Hauptgerinne:

- Bille, Bille (Obere Bille) inkl. Schleusengraben (Pegel Reinbek bis Krapphofschleuse)
- Dove-Elbe, unterer Teil (Krapphofschleuse bis Tatenberger Schleuse)
- Dove-Elbe, oberer Teil (Altengamme bis Krapphofschleuse)
- Brookwetterung
- Gose-Elbe

Für die hydrodynamische Berechnung der Retentionsparameter wurde vom LSBG die aktuelle Datengrundlage der Gewässerprofile aus dem Projekt: ‚Überprüfung des vorläufig gesicherten Überschwemmungsgebiets Dove-Elbe‘ (FHH, 2016) bereitgestellt.

Für lokale (kleinere) Gewässerabschnitte in den Schöpfwerksgebieten, die sich zumeist als Gräben mit Trapezprofil abbilden lassen, wird ein weiterer Flood-Routing Ansatz entwickelt. Die Angaben der lokalen (kleinskaligen) Profile können in der erweiterten Version des numerischen Modells KalypsoNA mit den Angaben der Breite, Tiefe, Uferneigung und Rauheitsparameter (nach Manning-Strickler oder Darcy-Weisbach) direkt mit dem hydrologischen Modell KalypsoNA berechnet werden. Erläuterungen zu den Berechnungen des Flood Routings für lokale geometrisch-einfache Profile (Methode: KM1) sind in Hellmers (2020) erläutert.

Die Gewässerprofile für das Dove-Elbe Gebiet sind nach Hellmers (2020) in drei Kategorien eingeteilt (s. Abb. 69). Auf der Grundlage dieser Kategorien erfolgte die Berechnung des (rückstaubeinflussten) Flood Routings (s. Kap. 5.6).

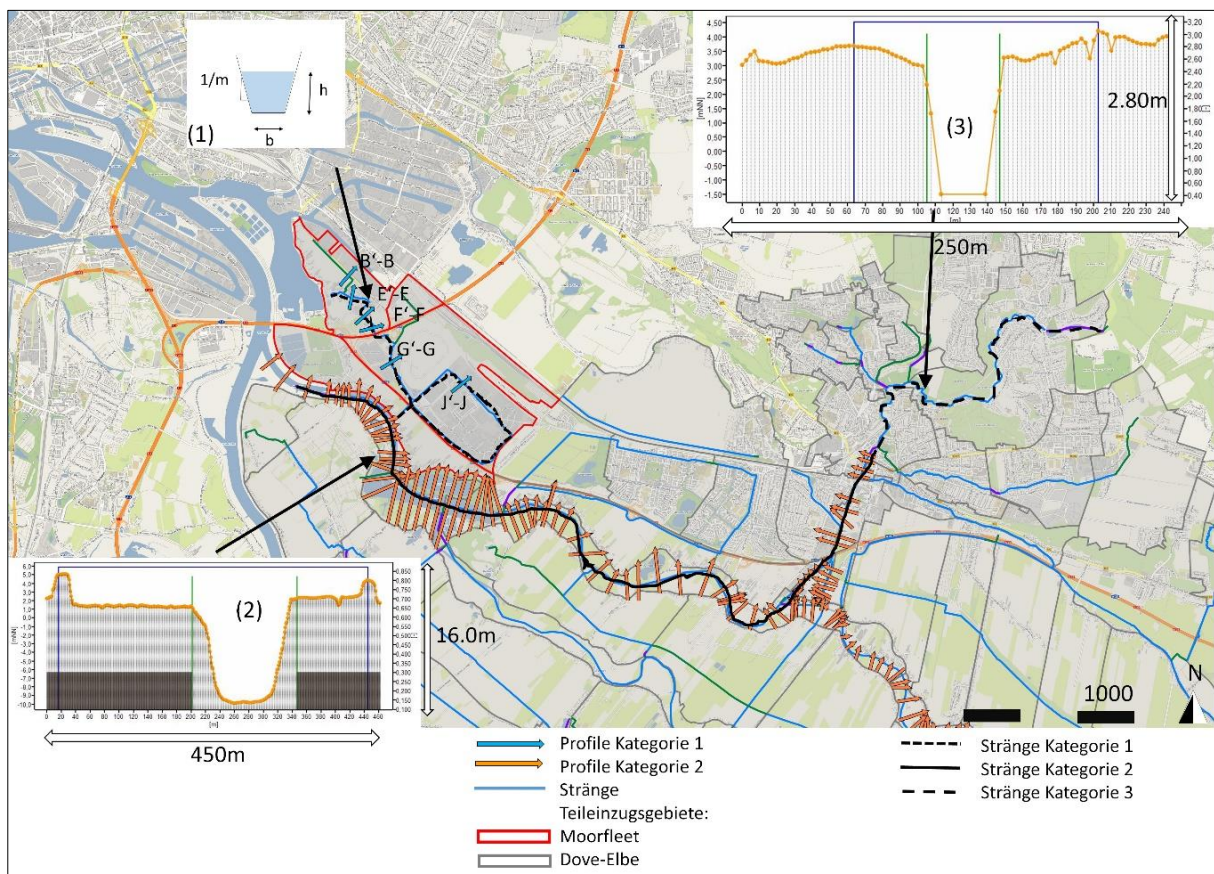
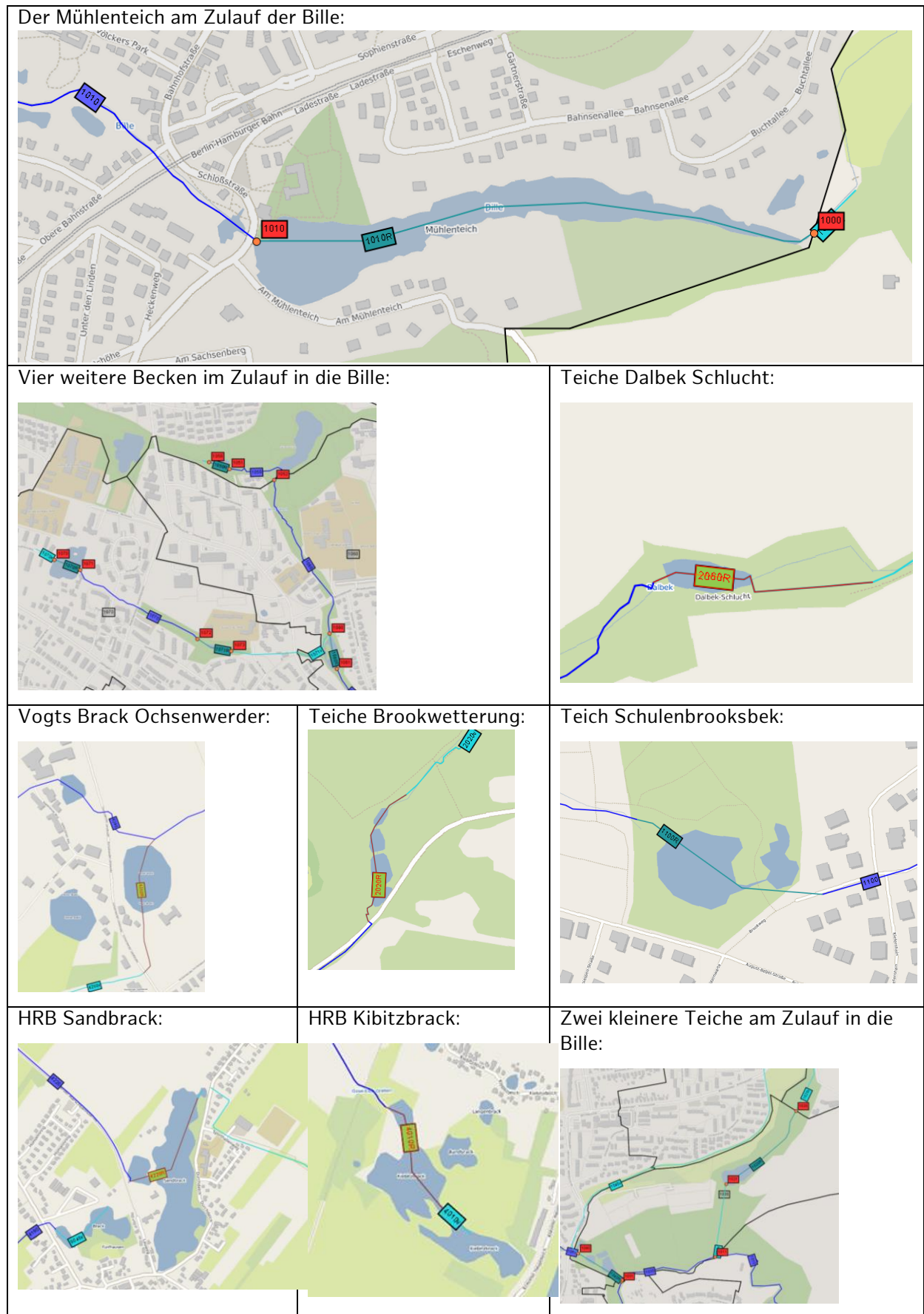


Abb. 69: Kategorien der Gewässerprofile (Hellmers, 2020).

Hochwasserrückhaltebecken

Im betrachteten Einzugsbiet wurden 13 HRB in das N-A-Modell als Netzelemente eingepflegt. Die Wirksamkeit der HRB in diesem großflächigen und zumeist landwirtschaftlich genutzten Gebiet ist jedoch gering und wird für die Modellregion Dove-Elbe nicht detailliert untersucht. Die Lage der HRB ist in der Tab. 12 dargestellt.

Tab. 12: Übersicht der HRB im Einzugsgebiet der Dove-Elbe:



Steuerungsanlagen: Schöpfwerke, Schleusen und Deichsiel

Eine Übersicht der Steuerungsanlagen in der Modellregion Dove-Elbe ist in Abb. 5 dargestellt. Die numerische Abbildung solcher Steuerungsanlagen werden bisher mit hydrodynamischen Modellen (FHH, 2016) durchgeführt. Die Simulationsläufe mit diesen Modellen nehmen jedoch lange Rechenzeiten in Anspruch und können nicht im operationellen Betrieb (in Real-time) direkt mit Niederschlagsvorhersagen angetrieben werden. Es ist daher ein besonderes Anliegen im Projekt Stuck, das rechenzeitarme KalypsoNA-Modell direkt mit Radar-Vorhersagedaten zu betreiben und die Steuerungselemente in dem hydrologischen Modell abzubilden. Die entwickelte Methodik und die Ergebnisse werden im Kapitel 5.5 erläutert.

Die Lage der Pegel und Steuerungselemente, die in dem Projekt näher untersucht werden, sind in Abb. 70 mit Punkten und Steuerungssymbolen markiert. Für die Validierung des Modells werden diese Elemente näher untersucht (s. Kap. 5.5).

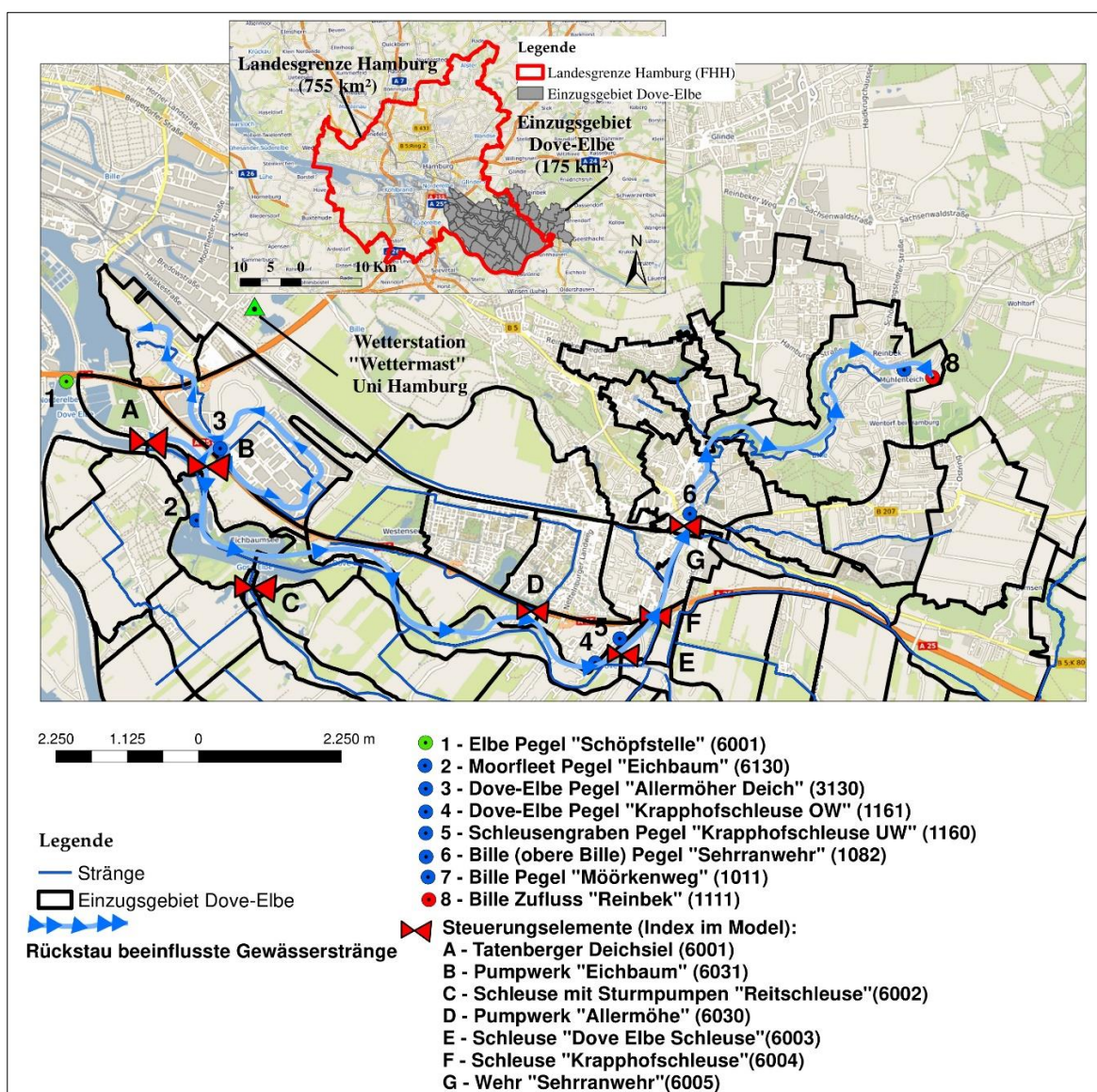


Abb. 70: Lage der Pegel und Steuerungselemente im N-A-Modell Dove Elbe (Hellmers, 2020).

5.2.3 Das urbane Schöpfwerksgebiet Moorfleet

Das urbane Schöpfwerksgebiet Moorfleet ist Teil des N-A-Modells Dove-Elbe. Das Gebiet Dove-Elbe ist überwiegend durch landwirtschaftliche Nutzung geprägt. Das Modellgebiet ‚Moorfleet‘ wird als Beispiel eines urban geprägten Schöpfwerksgebietes wasserwirtschaftlich untersucht. Das Gebiet wird über das Schöpfwerk Eichbaum mit drei Pumpen mit je 1,15 m³/s Leistung entwässert. Das Gebiet ist eingeteilt in die Bereiche ‚Moorfleeter Wanne‘, ‚IKEA und Bauhaus‘, ‚Schlickhügel Feldhofs‘, ‚Gewerbegebiet Allermöhe‘ und ‚Billwerder Insel‘ (s. Abb. 71).

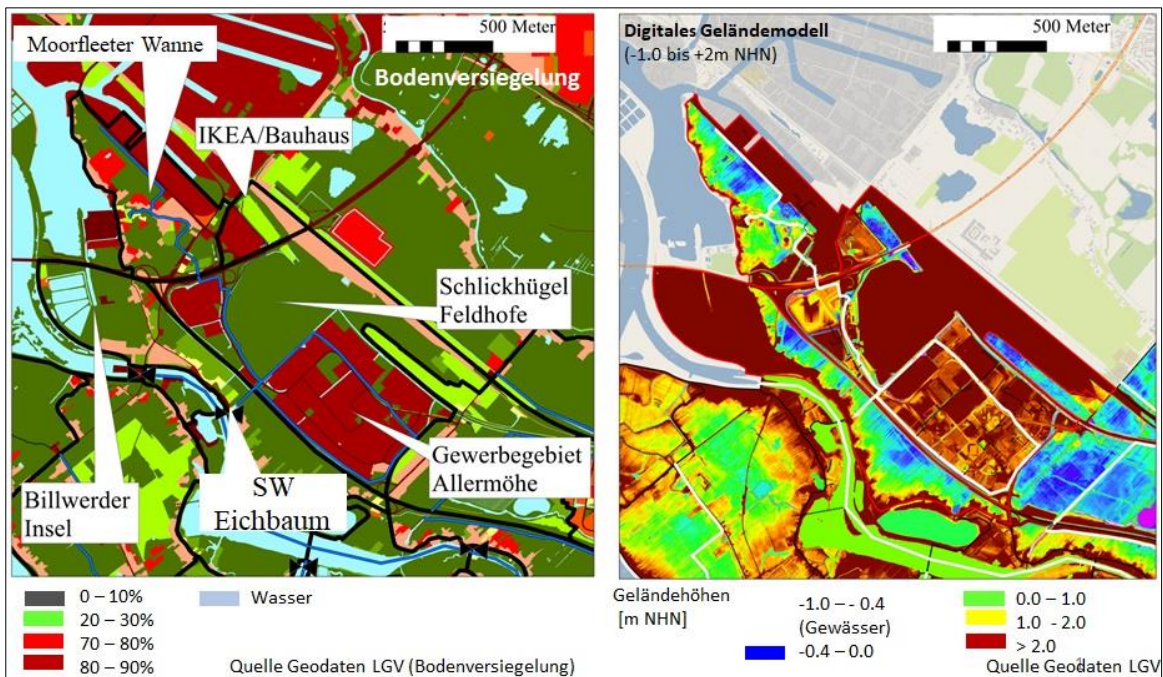


Abb. 71: Bezeichnung der Teilgebietseinteilungen des Modellgebiets ‚Moorfleet‘ und Darstellung der Höhenlagen im DGM (Hellmers, 2020).

Durch die starke Versiegelung von bis zu 90 % des auf NHN +2 m erhöhten Gewerbegebietes Allermöhe kommt es nach Starkregen zu einem hohen Anstau des Wassers vor dem Schöpfwerk Eichbaum. Bei einem Starkregenereignis am 01.08.2002 wurden insbesondere in dem tiefliegenden Gebiet ‚Moorfleeter Wanne‘ (GOK auf ca. NHN -0,4 m bis 0,0 m) Feuerwehreinsätze erforderlich wegen vollgelaufener Keller und überfluteter Straßen. Das aufgestaute Wasser am Unterlauf am Schöpfwerk Eichbaum führte zu einer Überflutung im Oberlauf in der ‚Moorfleeter Wanne‘. Dieses Gebiet mit räumlich lokaler Überflutung im Oberlauf wird als Fallbeispiel näher im AP 2.5 (s. Kap. 7.2.6) mit Maßnahmen untersucht.

5.2.4 Eingabedaten für die Gebietsmodelle und Anwendung KalypsoNA

Die entwickelten Methoden zur Abbildung von Steuerungssystemen (s. AP 2.2, Kap. 5.3.1) sowie der rückstaubeinflussten Wasserständen (s. AP 2.3, Kap. 5.6) sind in dem numerischen hydrologischen Modell KalypsoNA der Version 4.0 realisiert.

Für die hier vorgestellte Methodik der Steuerungssysteme (Kap. 5.3) und des rückstaubeinflussten Flood Routings (Kap. 5.5) werden zusätzliche Informationen der Gewässerprofile sowie der Steuerungsparameter in Textdateien eingegeben. Diese Textdateien werden in einem Plugin-Ordner angegeben. Nähere Informationen zu den Textdateien sind in

Hellmers (2020) zu finden. Werden diese Dateien nicht bereitgestellt, werden die Simulationen ausschließlich mit dem rückstaufreien Flood Routing nach Kalinin-Miljukov berechnet.

Die fortlaufende Entwicklung im numerischen Modell zur Abbildung dezentraler Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen (DRWBM) ist in den folgenden Publikationen veröffentlicht: Hellmers, Belger & Fröhle (2016), Hellmers (2010), Hellmers & Fröhle (2017a), Hellmers et al. (2018), Hellmers et al. (2016c), Hellmers (2016), Hellmers, Patzke & Fröhle (2017), Hellmers & Pasche (2011), Hellmers et al. (2015). Die Eingabedaten zur Modellierung von DRWBM mit dem N-A-Modell KalypsoHydrology sind in Hellmers & Fröhle (2017b) erläutert.

Die Methodik zur Abbildung von DRWBM wird als Anpassungsmaßnahme im Projekt Stuck für beide Modellregionen im AP 5 angewendet. Die Ergebnisse sind in Kap. 7 und 7.2 zusammengefasst. Am Beispiel des Modellgebietes ‚Moorfleet‘ wird eine Neuentwicklung des Flood Routing zwischen den Maßnahmen und die Simulation von rückstaubeeinflussten Volumenströmen aus dem Fließgewässer in DRWBM Maßnahmen evaluiert. Die Ergebnisse der Szenarien mit DRWBM sind in Kap. 7.1.4 und 7.2.6 erläutert. Für Details zur Methodik und der Validierung der neuen Entwicklungen wird auf Hellmers (2020) verwiesen.

5.3 Echtzeitbestimmung und Kurzzeitvorhersage von Abflüssen aus räumlich detaillierten Niederschlagsdaten (AP 2.1 und AP 2.4)

5.3.1 Implementierung des Modellansatzes zur Echtzeitvorhersage (AP 2.2)

Seit April 2017 ist das Modell zur Echtzeitvorhersage online im Betrieb. Für die Entwicklung und Umsetzung wurde ein allgemeiner Modellansatz zur Einbindung von Radardaten in eine ‚Echtzeit‘-Vorhersage der Abflüsse in Einzugsgebieten erarbeitet. Das Datenmanagement und das operationelle Modell ist schematisch in Abb. 72 dargestellt.

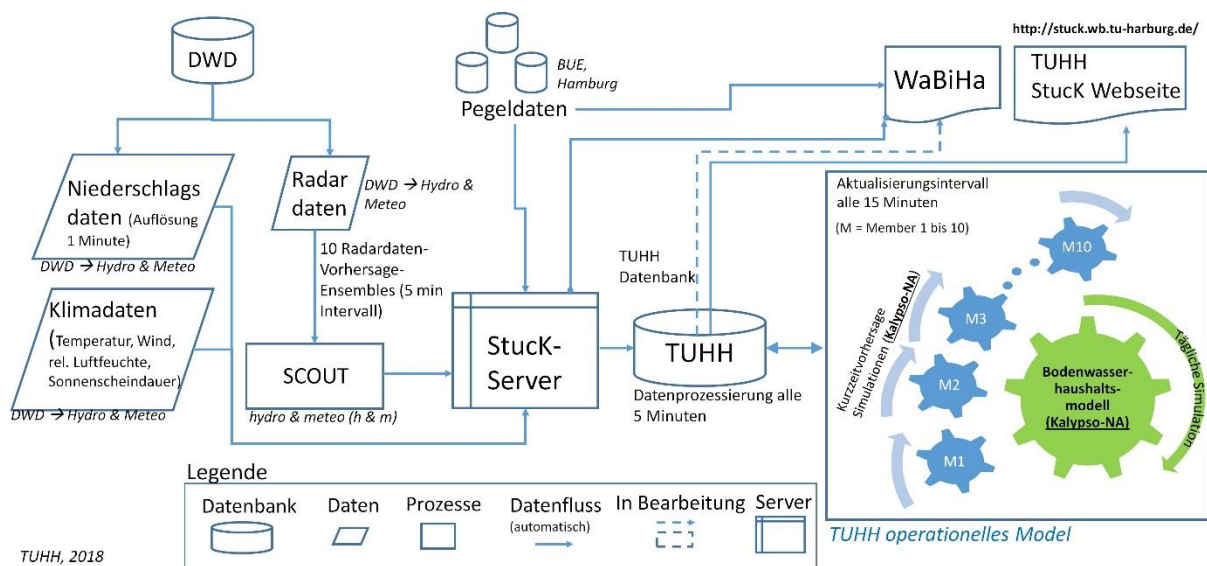


Abb. 72: Schema des Datenmanagements und des operationellen Modells der TUHH.

Im operationellen Modell werden die folgenden meteorologischen Klimadatenätze der Messstation Fuhlsbüttel über drei Jahre jeweils täglich für die Bodenwasserhaushaltsmodellierung prozessiert:

- Tagesmittel der Luftfeuchte [%]
- Tagesmittel der Temperatur [°C]
- Tagesmittel der Windgeschwindigkeit [m/s]
- Sonnenscheindauer pro Tag [h/d]
- Niederschlagshöhe pro Tag [mm/min]

Die folgenden Datensätze werden in einem Intervall von fünf Minuten vom Projekt Stuck-Server abgefragt und bei einer jeweiligen Aktualisierung der Datensätze in die TUHH-Datenbank importiert.

Daten für die Echtzeit- und Vorhersagesimulationen:

- Prozessierte Radarniederschlagsdaten und Kurzzeitvorhersagedatensätze. Dies sind Radardaten mit einer räumlichen Auflösung von 1×1 km und einer zeitlichen Auflösung von fünf Minuten (Aktualisierung alle fünf Minuten)
- Prozessierte und angeeichte Radardaten des Radar Komposits (Emden, Hannover, Boostedt und Rostock)
- Ensemble Vorhersagedatensätze: Nowcast & COSMO-DE-EPS/COSMO-D2-EPS

Daten für die Visualisierung und den Vergleich der Simulationsergebnisse:

- Pegeldata der BUE (Behörde für Umwelt und Energie, Hamburg)

Die Eingabedaten für die Simulationsläufe des operationellen Modells sind in Abb. 73 in einem Zeitstrahl abgebildet.

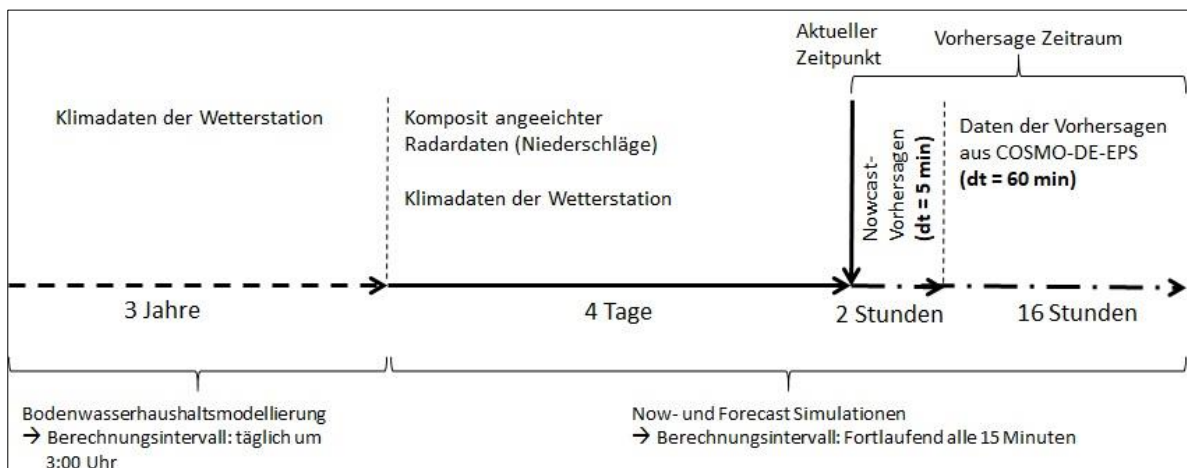


Abb. 73: Zeitstrahl der meteorologischen Eingabedaten in das operationelle Modell.

In der im Vorhaben im Institut für Wasserbau entwickelten Datenbank erfolgt eine Prozessierung der Daten, um das operationelle hydrologische Modell in einem Zeitintervall von 15 Minuten zu berechnen. Einmal täglich erfolgt eine Langzeitsimulation über drei Jahre mit einem Zeitschritt von einem Tag, um den Bodenwasserhaushalt im Einzugsgebiet tagesaktuell abzubilden. Diese Simulation läuft aktuell täglich um 3:00 Uhr morgens. Die Ergebnisse der Bodenwasserhaushaltsberechnung dienen als Startwerte, um die zeitlich detaillierte Echtzeitsimulation vier Tage vor dem aktuellen Tag zu starten. Die Echtzeitsimulation wird

mit einem Simulationszeitschritt von fünf Minuten gerechnet. Diese Simulation bildet die schnellen Prozesse von urbanen Gebieten genauer ab. Im Vorhersagezeitraum erfolgt nach zwei Stunden ein Übergang der Datenauflösung vom Nowcast (in fünf Minuten Auflösung) zu den Daten der COSMO-D2-EPS Läufe (in stündlicher Auflösung). Die Nowcast Datensätze werden jeweils als gleitendes Fenster über zwei Stunden mit einem Zeitschritt von fünf Minuten gerechnet. Wenn die Niederschlagssumme der COSMO-D2-EPS Daten in der zweiten vollen Stunde der Vorhersage höher ist als in den bereits gefallenen Nowcast Niederschlägen, wird der noch nicht gefallene Niederschlag der COSMO-D2-EPS Daten der 2. Stunden auf die verbliebenen Minuten als Blockregen aufgeteilt. Dadurch kann es zwischen dem Ende des Nowcast-Zeitraums bis zur nächsten vollen Stunde zu stark erhöhten Niederschlagssummen kommen.

Für die numerische Modellierung in Echtzeit werden die räumlich hochaufgelösten Radardaten in das numerische hydrologische Modell importiert. Die räumliche Auflösung dieser Datensätze liegt in einem Raster von 1×1 km vor. Nähere Informationen zu den Daten sind in Kap. 3 erläutert. Die Überlagerung der geographischen Lage der Radardaten über dem numerischen hydrologischen Modell ist in Abb. 74 dargestellt.

Die ab der Version 13 erweiterte Benutzeroberfläche des Software-Moduls KalypsoHydrology unterstützt den Modellierer beim Erstellen sogenannter Gebietsmodelle. In der aktuellen Version (Kalypso v.18) werden Gebietsmodelle auf der Basis von Stationsdaten des Niederschlags erstellt. Im Rahmen des Projektes Stuck erfolgt eine Erweiterung zur Erstellung von Gebietsmodellen auf der Basis von Radardaten des Niederschlags. Dabei wird der Flächenniederschlag für die im Modell hinterlegten Flächenelemente (hier Teileinzugsgebiete) pro Zeitschritt mit Hilfe einer flächengewichtete Rasterbildung der nächstgelegenen Radar Gitterzellen mit einer Auflösung von 1×1 km gebildet. Beispielhaft ist dies dargestellt in Abb. 74. Diese detaillierte Aufteilung von Niederschlägen auf das Einzugsgebiet ist insbesondere wichtig, wenn (i) mehrere Radarzellen einzelne größere Teil-Einzugsgebiete umfassen oder wenn (ii) mehrere Teil-Einzugsgebiete innerhalb einer Radar-Rasterzelle liegen. In Abb. 74 ist der erste Fall beispielhaft dargestellt, wo die Daten von mehreren Radar-Rasterzellen auf ein Teil-Einzugsgebiet (hier 4539) durch eine Flächengewichtung übertragen werden. Das Vorgehen basiert auf der Theorie des Thiessen-Verfahrens und wird hierfür erweitert.

Eine im Projektlauf untersuchte Nachführung zur Anpassung der Simulationen im Vorhersagemodus kann durch die tagesgenaue Berechnung der Anfangsbodenfeuchte auf Hydrotopebene erarbeitet werden. Ein Hydrotop ist ein Flächenbestandteil in einem Teileinzugsgebiet mit definierten Landnutzungs-, Pedologischen- und Geologischen Kennwerten. Eine Nachführung von weiteren hydrologischen Parametern ist im operationellen Modell nicht erforderlich. Das bedeutet, dass in der Kurzzeitsimulation keine zusätzliche Nachführung von Parametern erfolgt und die Simulation in dieser Phase zur Erstellung des operationellen Modells keine Anpassung an Pegeldaten anstrebt. Die Simulation beginnt vier Tage vor dem aktuellen Zeitpunkt mit der Berechnung des Bodenwasserhaushalts.

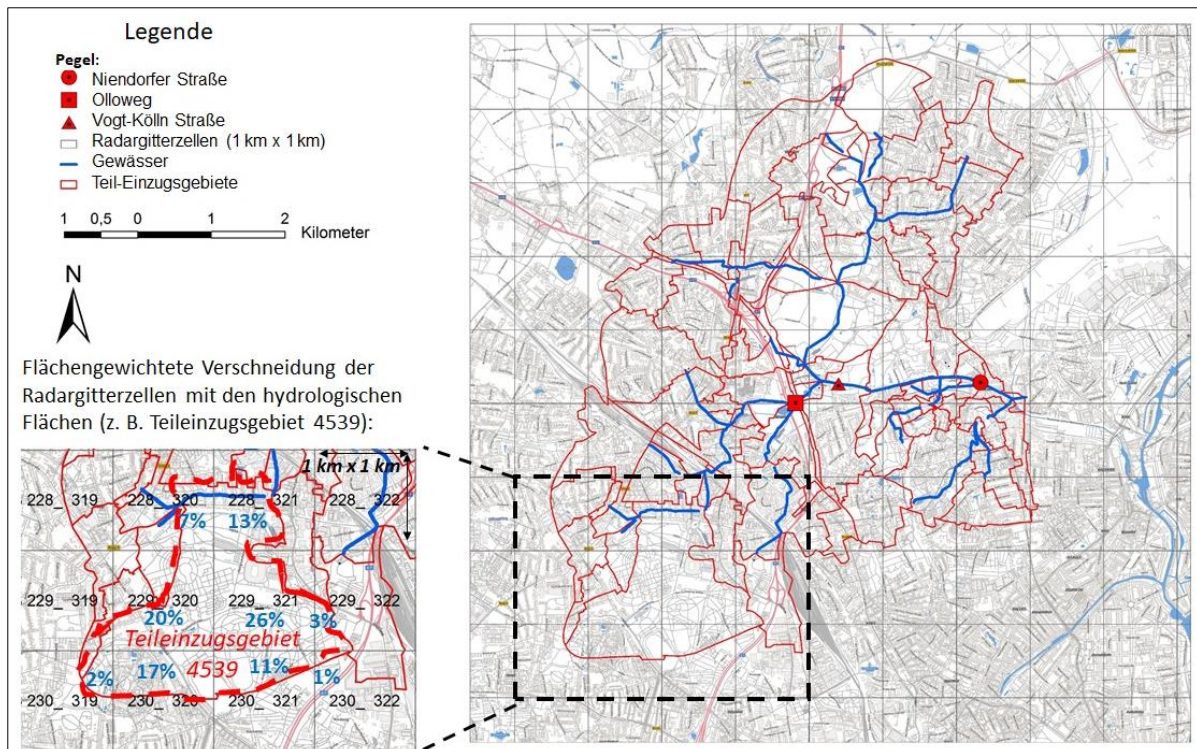


Abb. 74: Schematische Darstellung der räumlichen Verschneidung der Radarniederschlags- und Teil-Einzugsgebietsdatensätze (ca. 77 Teileinzugsgebiete) mit der erweiterten ‚Thiessen‘-Methode.

5.3.2 Echtzeitsimulationen des urbanen N-A-Modell der Modellregion Kollau (AP 2.2)

Für die Echtzeitbestimmung der Abflüsse werden die Eingabedaten (Niederschläge aus Radarmessungen und Klimadaten) für das numerisch-hydrologische Modell des Einzugsgebiets der Kollau aktuell in einem Zeitintervall von fünf Minuten aktualisiert (Radardaten aus dem Modell SCOUT, vgl. Abb. 72 und Abb. 73). Die Überlagerung der geographischen Lage der Radardaten mit dem numerisch-hydrologischen Modell der Kollau ist in Abb. 74 dargestellt.

Die Messdaten der im Simulationsgebiet verfügbaren Pegel (Wasserstandsmessungen) werden mit den simulierten Abflüssen (umgerechnet in Wasserstände), als Grundlage für die Bewertung der Modellqualität, verglichen. Die Ergebnisse der Echtzeit-Berechnungen zeigen eine recht erfolgversprechende Güte. Exemplarisch ist ein Ereignis vom Juli 2018 im Einzugsgebiet der Kollau vergleichend in Abb. 76 dargestellt. Hier ist zu bemerken, dass der Pegel Olloweg aktuell durch Bauarbeiten (Autobahn-Überdeckelung Stellingen) beeinflusst ist. Die schwarze Linie zeigt die Messdaten am Pegel. Die Ergebnisse der zehn hydrologischen Simulationen mit unterschiedlichen Radar-Vorhersagedaten sind in unterschiedlichen Blautönen abgebildet.

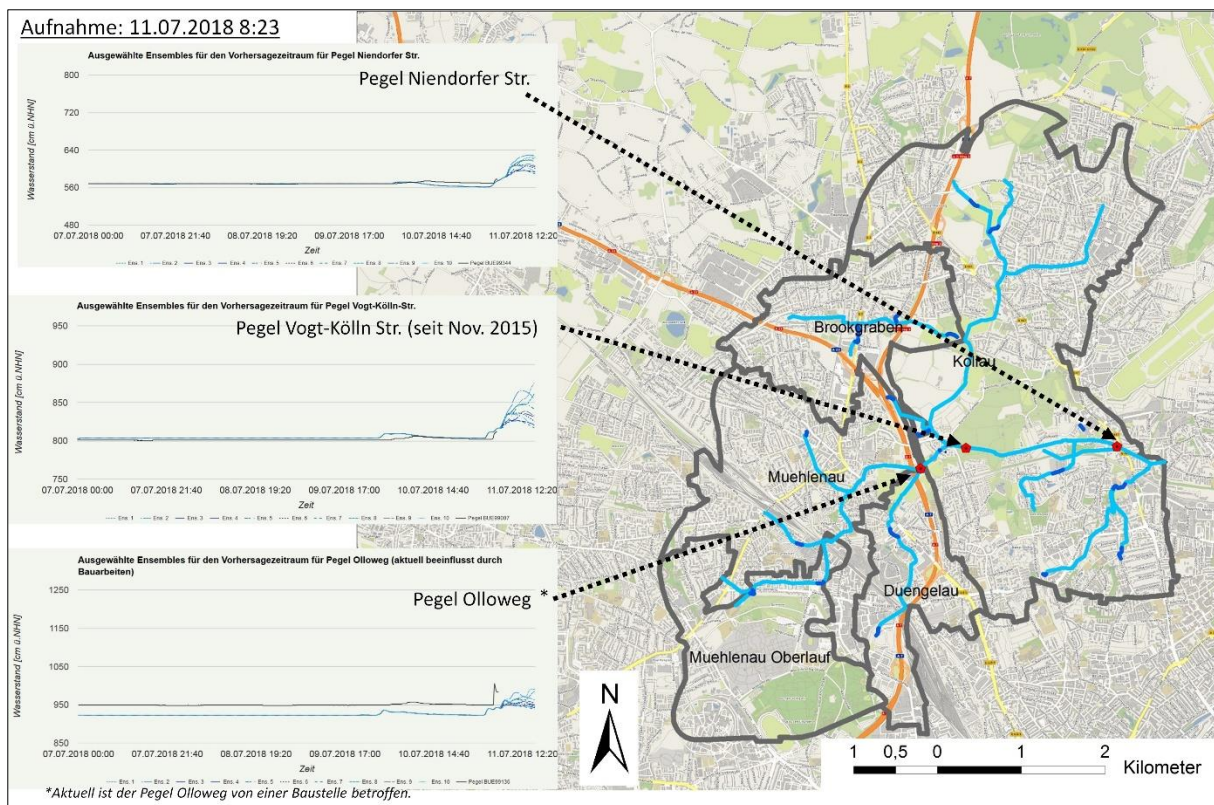


Abb. 75: Lage der im N-A-Modell hinterlegten Pegel im Einzugsgebiet der Kollau und Snap-Shot der online laufenden Homepage vom Juli 2018 mit zehn Vorhersage-Ensemble Berechnungsergebnissen pro Pegel.

Bei dem Ereignis im Juli 2018 wurde um 8:23 Uhr UTC die Überschreitung der mittleren Warnstufe durch die Ensemble Vorhersagen für den Zeitraum um 12:20 Uhr prognostiziert. Die Ensemble Member Simulationen (in blau) zeigen eine Streuung von 50 cm an. Im Warndienst wurde um 8:23 Uhr UTC entsprechend mit den Radardaten die Warnstufe erreicht, aber die Pegelmessungen zeigten zu dem Zeitpunkt noch keine Überschreitung an. Erst am Nachmittag um 16:00 Uhr wurden die Pegeldaten übertragen und bestätigen die bereits morgens vorhergesagte Überschreitung des Pegels.

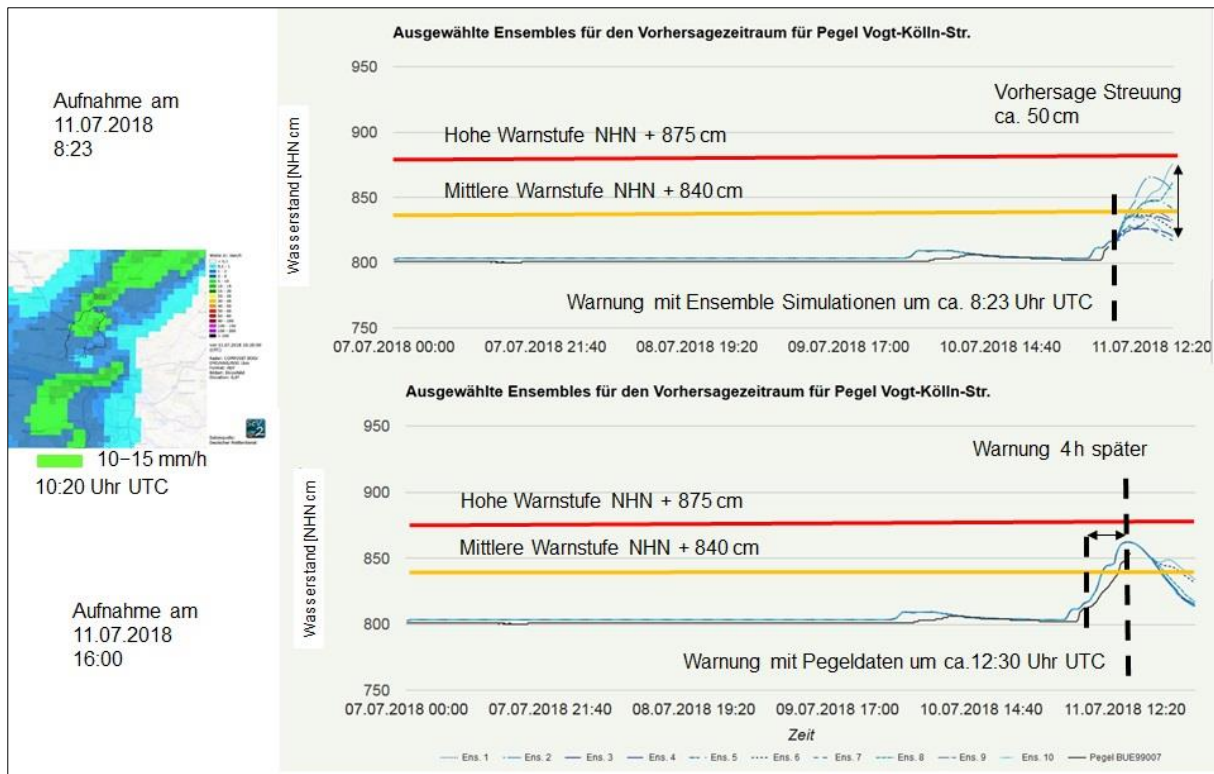


Abb. 76: Auswertung der Snap-Shots der Ergebnisse des operationellen Modells am Pegel Vogt-Kölln-Straße für das Ereignis im Juli 2018. Die Ensemble Vorhersage Simulationen ermöglichen den Ausruf der erreichten mittleren Warnstufe vier Stunden vor der Pegelmessung.

Begleitend zum Projekt Stuck wurden zur Thematik der Echtzeitsimulation mit dem operationellen Modell die Masterarbeiten von Leese (2015) und Mikkelsen (2017) ausgearbeitet.

5.3.3 Echtzeitsimulation des tideabhängigen N-A-Modells der Modellregion Dove-Elbe (AP 2.2)

Die Modellregion der Dove-Elbe ist charakterisiert durch eine tideabhängige Entwässerung durch die Tatenberger Schleuse in die Elbe und ein komplexes Steuerungssystem (s. Kap. 2.1) Die Lage des Einzugsgebietes ist dargestellt in Abb. 62.

N-A-Modell Erstellung Dove-Elbe

Die Teileinzugsgebiete, Gewässerverläufe und die Überschneidung mit den aktuellen Radargitterzellen sind in Abb. 63 dargestellt. Für den operationellen Betrieb ist eine kurze Rechenzeit wichtig. Das Modell simuliert pro Rechenlauf in ca. zwei Minuten Ergebnisse über einen Zeitabschnitt von zehn Tagen mit einem Zeitschritt von 15 Minuten (unter Verwendung eines (Standard) Rechners mit i7-5600U CPU @ 2,60 GHz). Es wird davon ausgegangen, dass diese Rechenzeit ausreichend kurz ist für den operationellen Betrieb. Für das Dove-Elbe Modell wird ein Intervall von ca. 30–60 Minuten empfohlen. Die Radardatenzellen sind im hydrologischen Modell bereits hinterlegt. Die Ergebnisse des Ereignisses vom Februar 2002 zeigen bereits gute Ergebnisse für einen zukünftigen operationellen Betrieb. Eine Prüfung erfolgte im Weiteren für das Ereignis im Februar 2011 und Januar 2018 mit vergleichbaren Ergebnissen. Die Wasserstandsdifferenz zwischen simulierten und gemessenen Wasserständen am Unterwasser Pegel Allermöher Deich liegt zwischen 0 und 5 cm bei einer Wasserstandsvariabilität von 1 m.

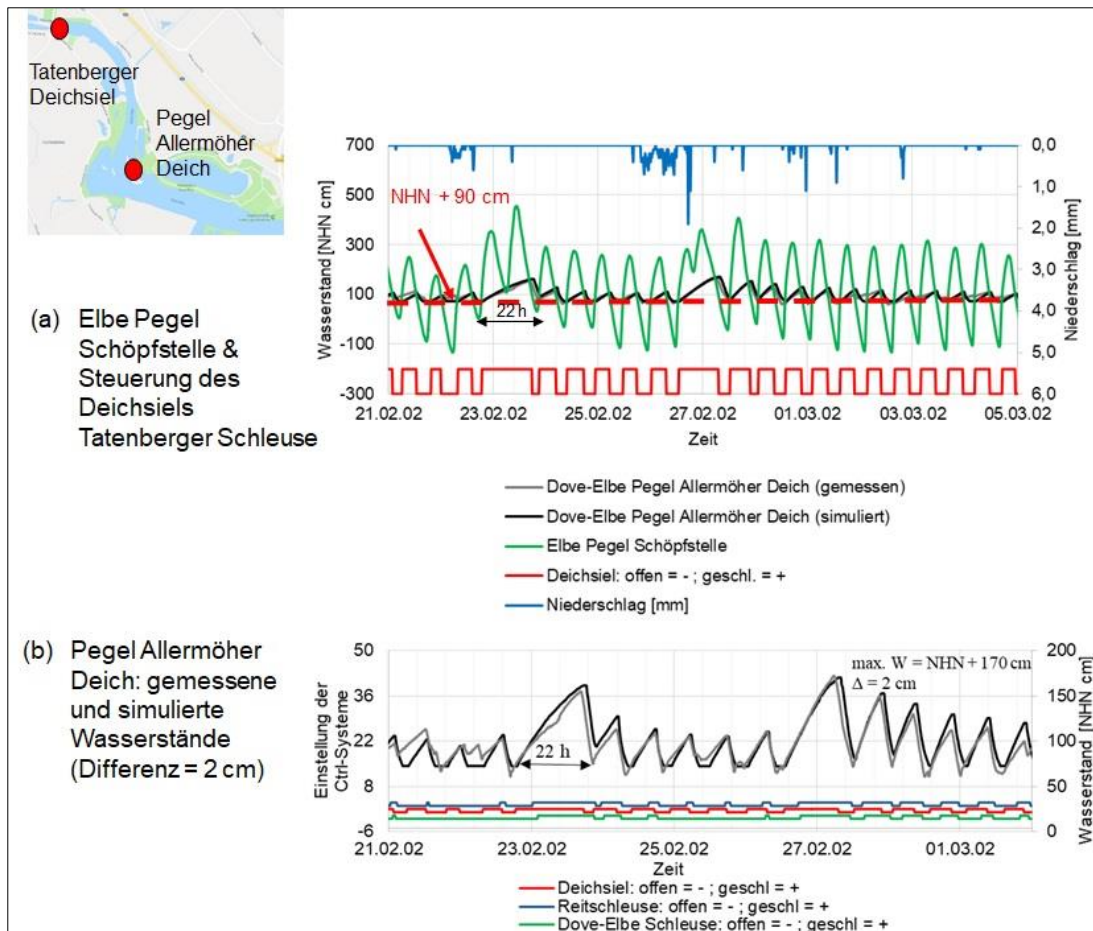


Abb. 77: Vergleich der simulierten und gemessenen Wasserstände am Unterlauf Pegel Allermöher Deich der Modellregion Dove Elbe für das Ereignis im Februar 2002 mit einer Schließzeit des Deichsiels über 22 Stunden. In a) Elbe Pegel Schöpfstelle & Steuerung des Deichsiels Tatenberger Schleuse; In b) gemessene und simulierte Wasserstände am Pegel Allermöher Deich (Differenz = 2 cm bei einer Wasserstandsvariabilität von ca. 1 m).

Das N-A-Modell ist für den operationellen Betrieb vorbereitet. Eine Umsetzung in den operationellen Betrieb (wie für das Kollau Modell) mit einer durchgehenden Berechnung und einer online Ergebnisverarbeitung wurde im Forschungsprojekt noch nicht realisiert, da die erforderliche Hardware den finanziellen Rahmen des Projektes übertraf. Die Ergebnisse des Kollau Modell zeigen bereits, dass die erarbeitete Methodik valide ist und damit die Ziele des Forschungsprojektes Stück erreicht sind.

5.3.4 Implementierung der Kurzzeitvorhersage im hydrologisch-numerischen Modell (AP 2.4)

Die Implementierung des operationellen Kurzzeitvorhersagesystems erfolgt auf der Basis des in AP 2.1 erarbeiteten Echtzeit-Simulationsmodells (s. Kap. 5.3.1).

Als erster Testlauf wurde für das Niederschlagsereignis am 5. Mai 2015 ein Vorhersage-Ensemble durch hydro & meteo im Rahmen des AP 1 erstellt und dem Institut für Wasserbau bereitgestellt. Informationen zum Hintergrund der Ensembles und der Erstellung der Datensätze mit der Software SCOUT sind in Kap. 4.1 erläutert und in Hellmers et al. (2016a)

veröffentlicht. Die Ergebnisse der Ensemble Niederschlagsdatensätze sind in Abb. 78 dargestellt.

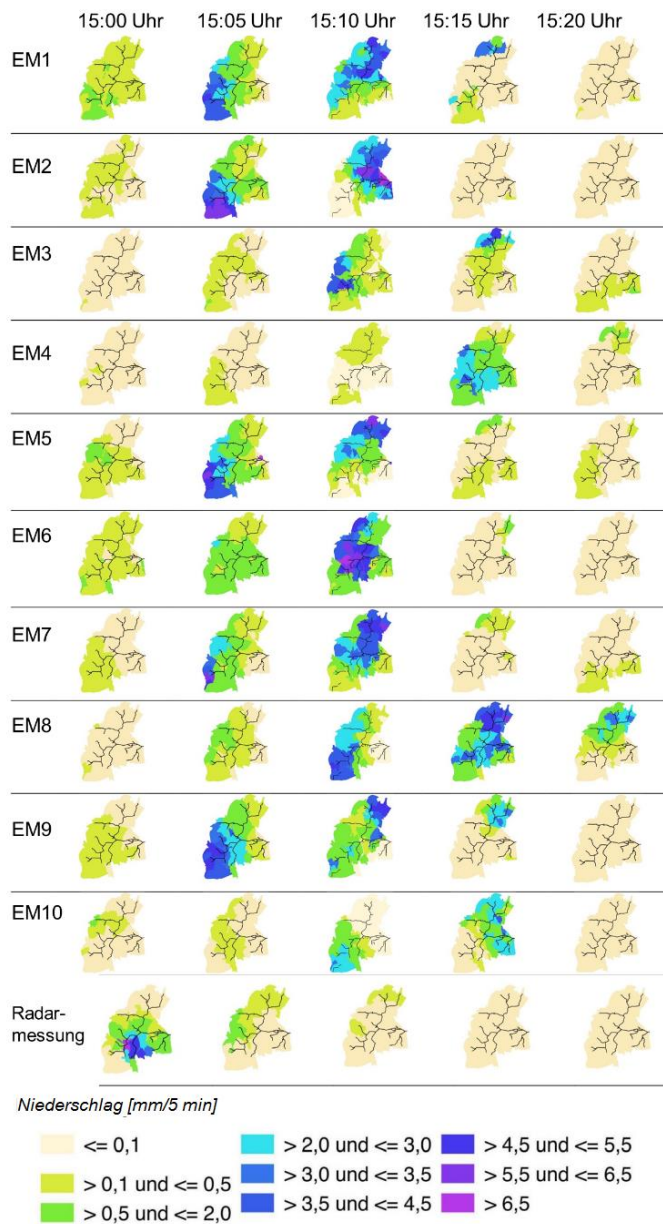


Abb. 78: Ergebnis der Vorhersage Ensemble Niederschlagsdatensätze (Hellmers et al., 2016a).

Die Vorhersage-Ensemble Datensätze wurden in das hydrologische Modell der Kollau importiert und die Abflüsse am Unterlauf der Kollau in Abb. 79 graphisch aufgetragen. Deutlich zu erkennen ist die Spannweite der unterschiedlichen Vorhersage-Ensembles. Das Simulationsergebnis der Radarmessung ist schwarz-gestrichelt dargestellt.

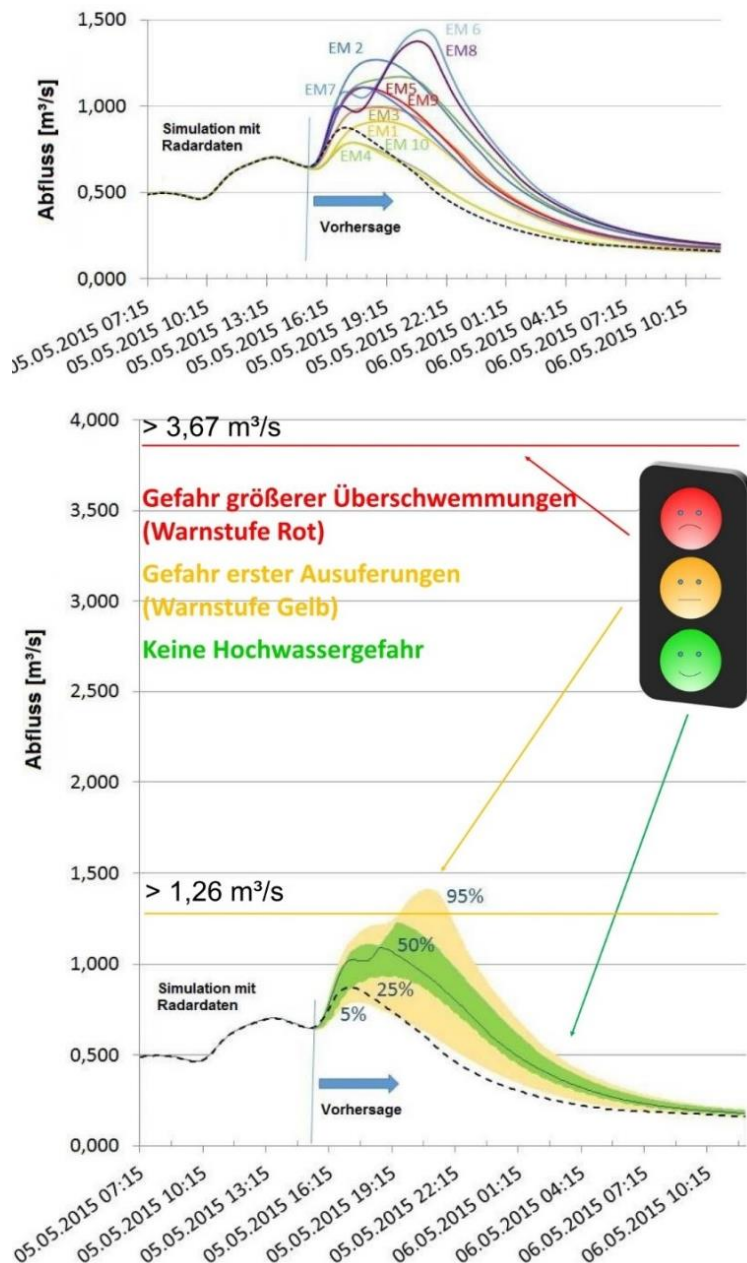


Abb. 79: Abflussberechnungen von zehn Nowcast Ensemble Member (oben) und Bewertung mittels definierter Warnstufen für den betrachteten Pegel Niendorfer Straße unter Verwendung von Schlüsselkurven (Hellmers et al., 2016a, Hellmers et al., 2016d, Hellmers et al., 2016e).

Im Laufe des Projektes wurden vier weitere Niederschlagsereignisse des Zeitraums November 2015 bis September 2016 detailliert analysiert (Nov. 2015, Feb. 2016, Mai 2016 und Aug. 2016). Diese vier Niederschlagsereignisse führten zu einem Anstieg des Wasserspiegels über die mittlere Warnstufe am Pegel Niendorfer Straße der Kollau. Für diese vier Ereignisse wurde eine Parameterstudie durchgeführt, die eine gute Übereinstimmung zwischen den hydrologischen Modellergebnissen und den Pegelmessungen zeigte (Mikkelsen, 2017).

Für ein weiteres konvektives Niederschlagsereignis am 28. August 2016 wurden die Abflusssimulationen durchgeführt. Der Niederschlag kam von zwei Regenzellen mit hohen Intensitäten (hohe Niederschlagsmengen in kurzer Zeit), die sich zwischen 14:00 und

16:00 UTC über das Einzugsgebiet bewegten. Der Rest des Tages war fast trocken mit Niederschlägen unter 1 mm. Abb. 80 zeigt die akkumulierte von Radar gemessene Niederschlagsmenge und die um 14:00 UTC initiierten Ensemble Nowcasts über zwei Stunden (ENS 1–ENS 10).

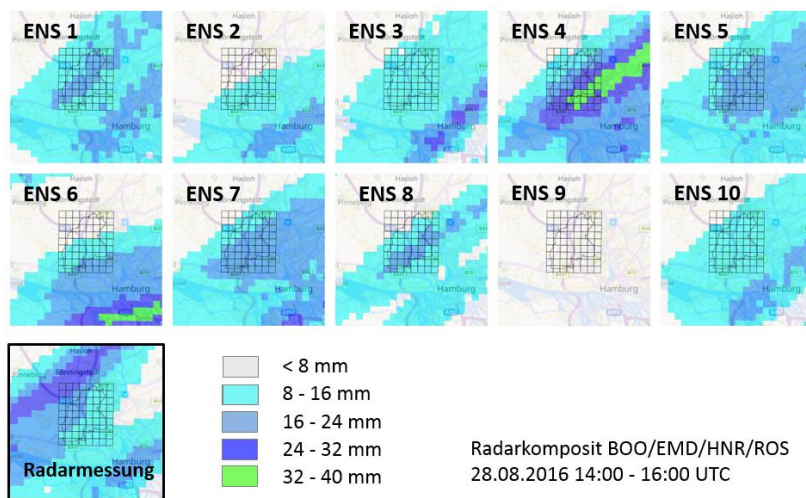


Abb. 80: Ensemble Nowcasts vom 28.08.2016 14:00 UTC (10 Läufe): Vorhergesagte Niederschlagssummen über zwei Stunden und die von Radar gemessene Niederschlagssumme von 14:00–16:00 UTC (Jasper-Tönnies et al., 2018).

Die simulierten Hochwasserganglinien und Pegelmessungen des Niederschlagsereignisses sind in Abb. 81 dargestellt. Die Ensemble-Simulationen basieren auf den Radarmessungen vor 14:00 UTC und auf Ensemble-Nowcasts von 14:00 UTC für 14:00–16:00 UTC (gestrichelte Linien/Quantile). Nach 16:00 UTC erfolgte kein weiterer Niederschlagsinput im Modell. Die Ganglinie, die auf Radarmessungen für das gesamte Ereignis basiert, wird ebenfalls angezeigt (Wasserstand simuliert). Die mittlere Warnstufe von NHN +620 cm wird an der Messstation um 19:45 UTC überschritten. Die Überschreitung der Warnschwelle wird von fünf der zehn Ensemblemitglieder simuliert.

In diesem Beispiel ermöglichen die Ensemble-Niederschlagsvorhersagen eine Frühwarnung und helfen, die Unsicherheit des vorhergesagten Abflusses zu quantifizieren. Für das Kollau-Einzugsgebiet wirkt sich die räumliche Unsicherheit der Niederschlagsvorhersagen jedoch stärker auf die Vorhersagequalität aus als bei größeren Einzugsgebieten und im Vergleich zum Warndienst Binnenhochwasser Hamburg, bei dem Niederschlagswarnungen über das gesamte Stadtgebiet ausgewertet werden (Kap. 4.6). Die Ergebnisse der Evaluierung deuten darauf hin, dass bei starken konvektiven Ereignissen auf dieser räumlichen Skala die Vorwarnzeit – für das Niederschlagsereignis ohne die Fließzeit im Gewässer – kaum länger als ein bis zwei Stunden ist. Sie veranschaulichen auch den spezifischen Nutzen des Ensembles im Vergleich zu einer einzelnen Vorhersage für Warnzwecke.

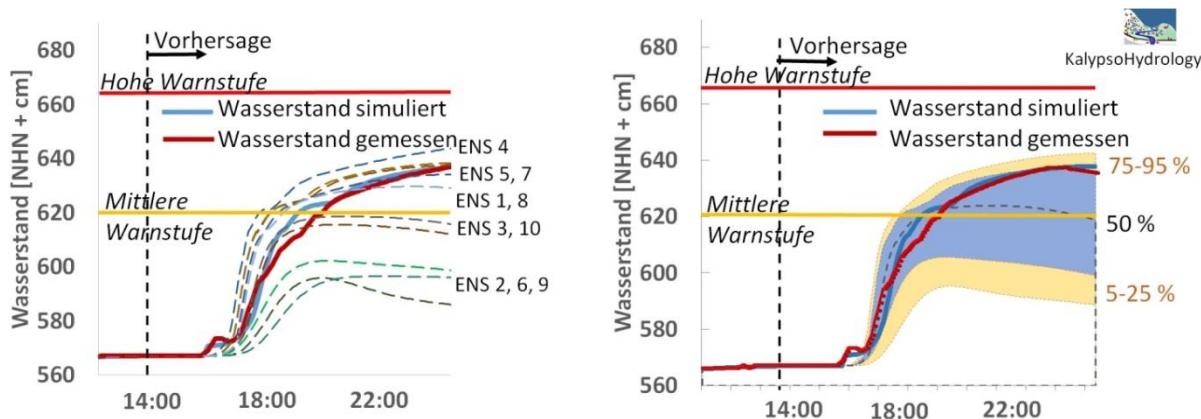


Abb. 81: Hochwasserganglinien des Niederschlagsereignisses am 28.08.2016 im Einzugsgebiet der Kollau. Die Ergebnisse von zehn Ensemble Nowcasts, die um 14:00 UTC initiiert wurden, werden als Streudiagramm (links) und als schattiertes Quantildiagramm (rechts) dargestellt. Darüber hinaus werden Hochwasser-Ganglinien auf der Basis von Radarmessungen (Wasserstand simuliert) und Messungen am Pegel Niendorfer Straße (Wasserstand gemessen) werden aufgezeichnet (Jasper-Tönnies et al., 2018).

Am 02.08.2019 wurden in dem Zeitraum zwischen 12:10 UTC und 18:00 UTC Niederschlagsintensitäten von über 60 mm/h gemessen. Die Ensemble Member (ENM) Vorhersagen ab 12:10 UTC sind in Abb. 82 dargestellt und zeigen die räumliche Verteilung der hohen Niederschlagsintensitäten über der Modellregion Kollau. Im Vergleich zu den Radarmessungen wurden erhöhte Niederschlagssummen in den ENM 6, 7, 16 und 17 vorhergesagt. In den ENM 8, 9, 18 wurden ähnliche Verteilungen der Niederschlagssummen wie in den Radar Messungen vorhergesagt. Geringere Niederschlagssummen wurden in den restlichen 17 ENM prognostiziert. Wie in den Radarbildern zu erkennen ist, zog das Niederschlagsereignis über den nördlichen Teil des Kollau Gebietes. Die Niederschlagssumme an der Station Fuhlsbüttel wurde mit 5,55 mm gemessen und liegt daher unter den Niederschlagsintensitäten der Radardaten über dem Kollau Einzugsgebiet.

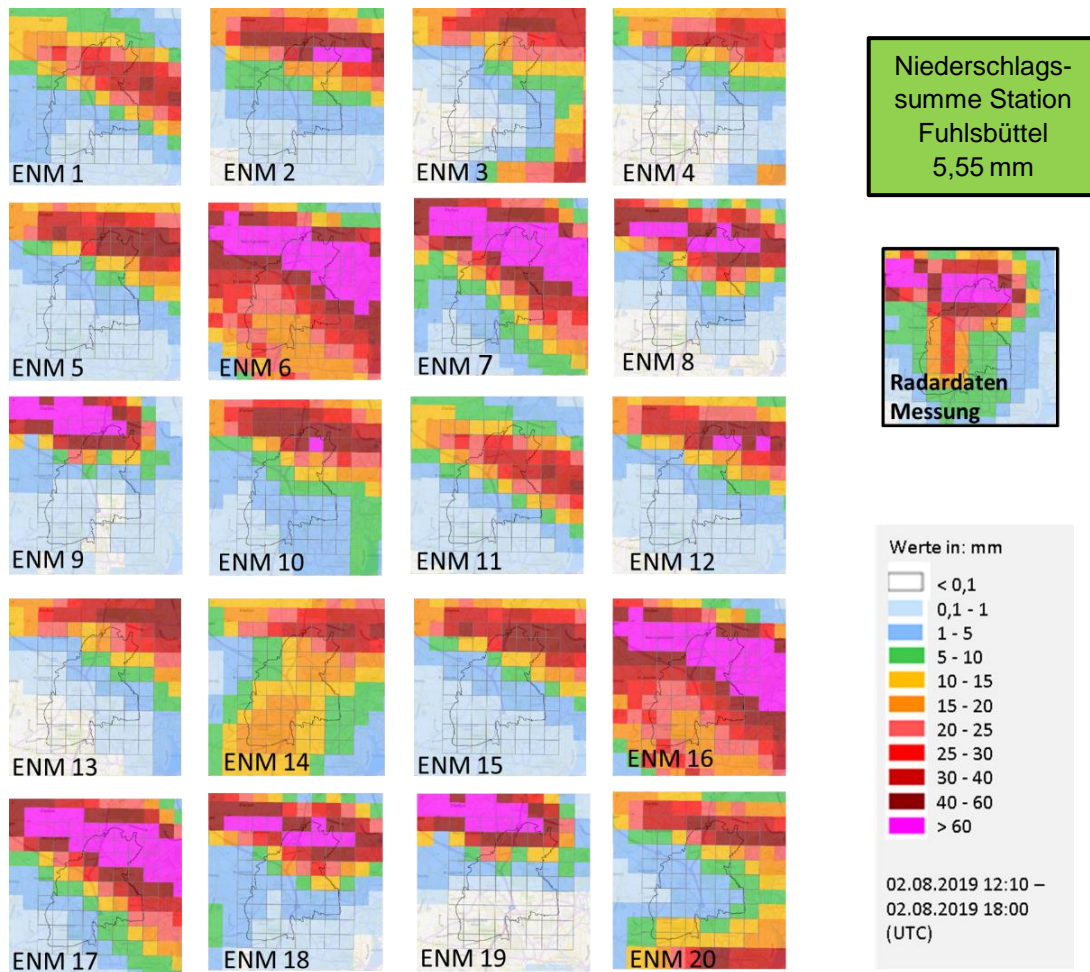


Abb. 82: Niederschlagssummen der kombinierten 20 Ensemble Member Vorhersagen (ENM) zwischen 12:10 und 18:00 UTC im Vergleich zur Radarmessung. Das Niederschlagsereignis trat zwischen 13:00 bis 16:00 UTC ein.

Die simulierten Wasserstände der Ensemble Member Simulationen für 20 Ensemble Läufe sind im Diagramm in Abb. 83. Zur Auswertung der Trefferquote der Ensemble Vorhersagen werden die Quantile des 95., 50. und 25. Perzentils ausgewertet. Die Ergebnisse der Quantile sind in Abb. 84 dargestellt.

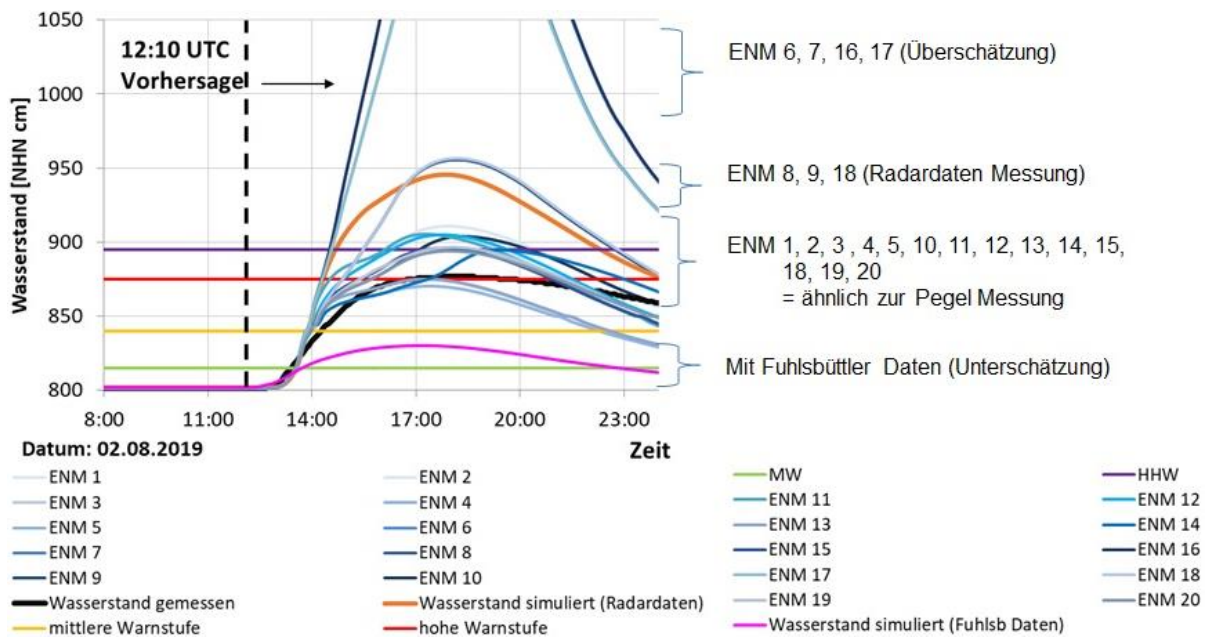


Abb. 83: Hochwasserganglinien der 20 Ensemble Member Simulationen des Niederschlagsereignisses 02.08.2019 (ab 12:10 UTC) am Pegel Vogt-Kölln-Straße. Darüber hinaus werden Hochwasserganglinien auf der Basis von Radarmessungen (Wasserstand simuliert (Radardaten)), auf der Basis von Fuhlsbüttler Daten (Wasserstand simuliert (Niederschlagsdaten Fuhlsbüttel)) und Messungen am Pegel Vogt-Kölln-Straße (Wasserstand gemessen) dargestellt.

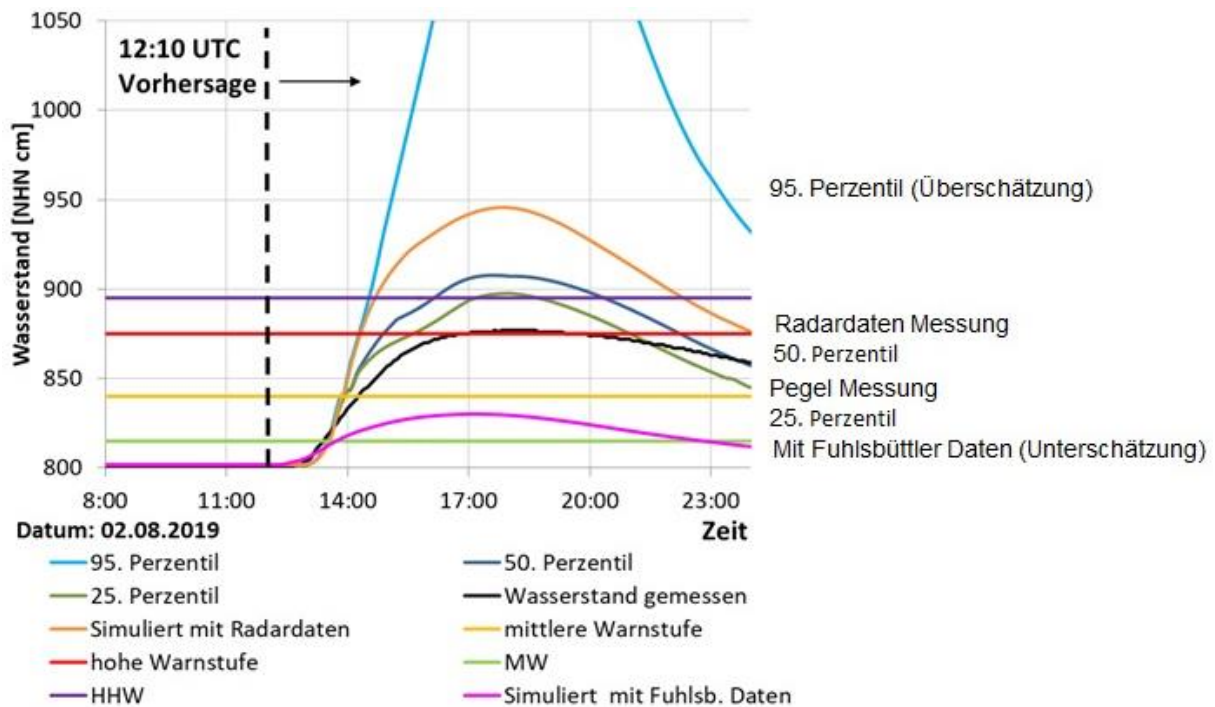


Abb. 84: Auswertung der Quantile der 20 Ensemble Member Simulationen des Niederschlagsereignisses 02.08.2019 (12:10 UTC) am Pegel Vogt-Kölln-Straße im Einzugsgebiet der Kollau.

Neben den bereits erläuterten Untersuchungen mit Ensemble Vorhersagedatensätzen für einzelne Ereignisse, werden die Ergebnisse der Ensemble-Simulationsläufe des operatio-

nellen Modells in einem fortlaufenden Zeitfenster erfasst. Das Zeitfenster zur Datenspeicherung bewegt sich zwischen der Stunde 5:00 und 5:20 nach dem aktuellen Zeitpunkt. Das Konzept der Aufnahme des Zeitfensters der Ensemble Simulationen ist dargestellt in Abb. 85. Es zeigt das Zeitfenster zur Datenspeicherung, welches von den Abflussergebnissen jeweils alle 20 Minuten gespeichert wird. Das Zeitfenster umfasst jeweils vier Werte, da die Simulation mit einem Simulationszeitschritt von fünf Minuten berechnet wird.

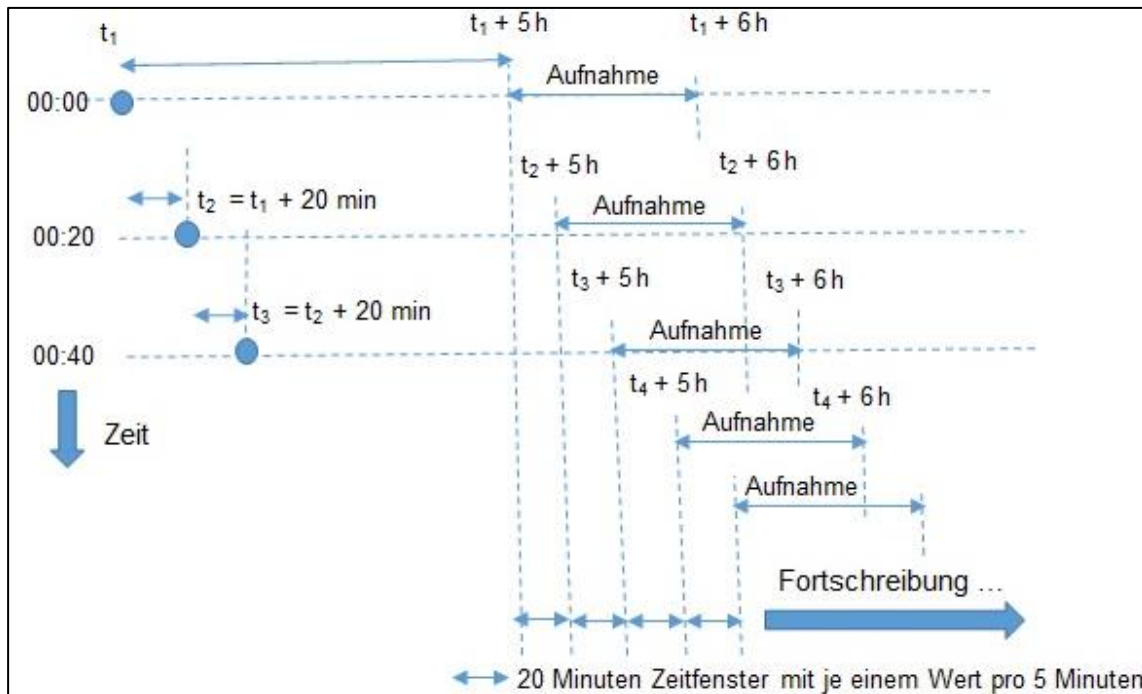


Abb. 85: Schema des fortlaufenden 20 minütigen Zeitfensters nach der 5. Stunde zur Datenspeicherung der Ensemble Abflussvorhersagen aus dem operationellen hydrologischen Modell TUHH.

5.4 Auswertung der Ensemble Abflussvorhersagen des operationellen Modells TUHH

Zur Bewertung der Güte der Ensemble Abflussvorhersagen des operationellen hydrologischen Modells werden 34 Ereignisse in dem Zeitraum zwischen 01.12.2018 bis 02.08.2019 ausgewertet. Diese Ereignisse zeigen in den Pegelmessungen und / oder den Ensemble Abflussvorhersagen mindestens eine mittlere Warnstufe am Pegel Vogt-Kölln-Straße (hier NHN + 840 cm) an. Die zehn simulierten Abflussvorhersagen der Ensemble Member werden bezüglich des 95. Perzentils, des Medians (50. Perzentil) und des 25. Perzentils ausgewertet. Die maximalen Wasserstände werden mit der Messung am Pegel Vogt-Kölln-Straße verglichen. Beispielhaft ist das Ereignis vom 20.07.2019 als eines der 34 Ereignisse in den Diagrammen in Abb. 86 a) und b) dargestellt. Als Vergleich zu den Ensemble Abflussvorhersagen (in blau) sind die simulierten Ergebnisse mit gemessenen Radardaten (in orange), die simulierten Ergebnisse mit Fuhlsbüttler Stationsdaten (in pink) und die gemessenen Pegelwerte (in dunkelrot) abgebildet. Es ist zu erkennen, dass durch die Ensemble Abflussvorhersagen eine breite Streuung der Wasserstände von 1m berechnet wird. Die Abflussvorhersagen und die Simulation mit gemessenen Radardaten zeigen eine Überschätzung und die Simulation mit Fuhlsbüttler Daten eine Unterschätzung auf. Die Streubreite der

Ensemble Member und der Unterschied zwischen Radardaten zu Fuhlsbüttler Stationsdaten ist auch in den räumlichen Verteilungen der Niederschlagssummen ersichtlich (siehe Abb. 89 c).

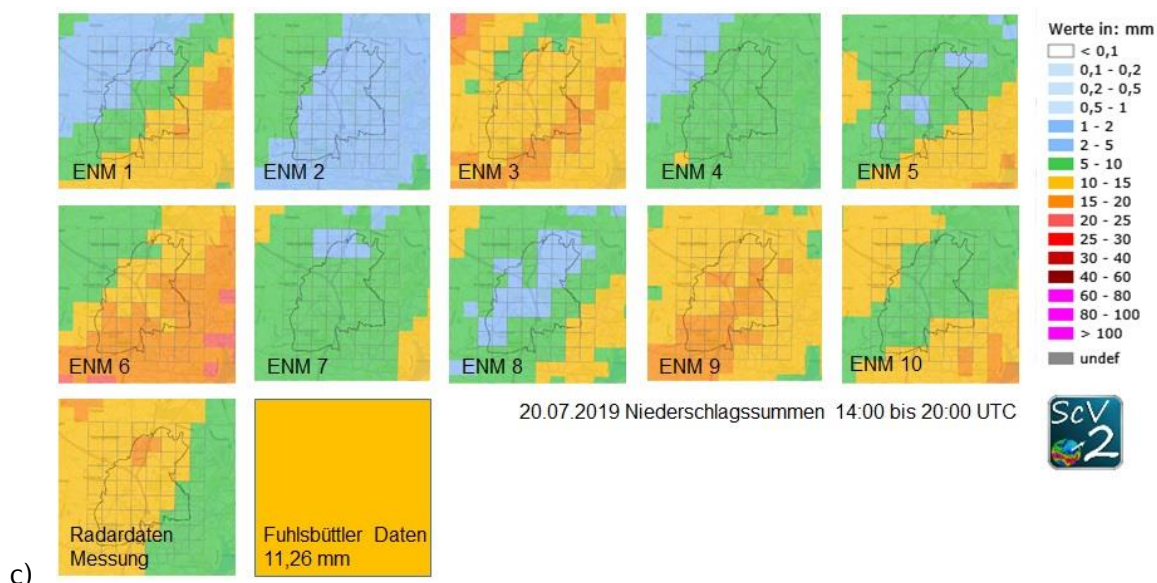
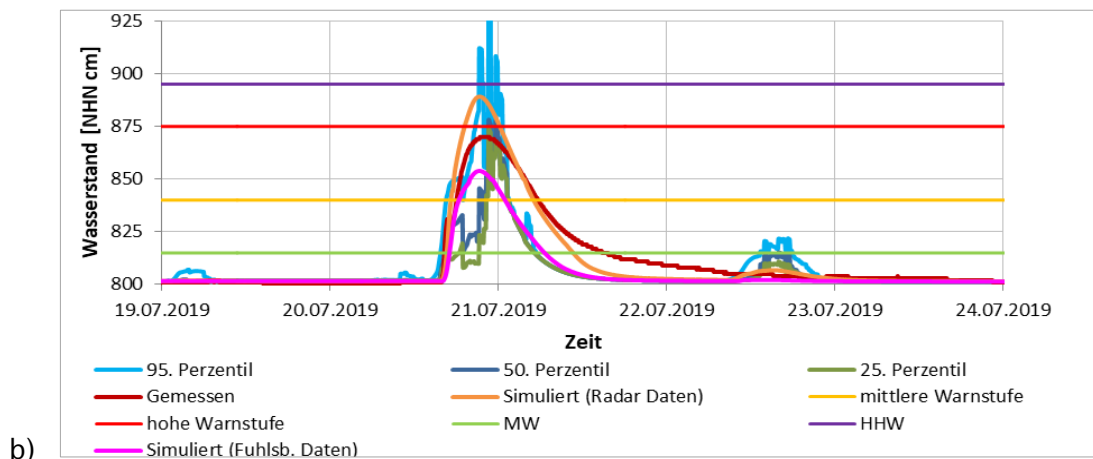
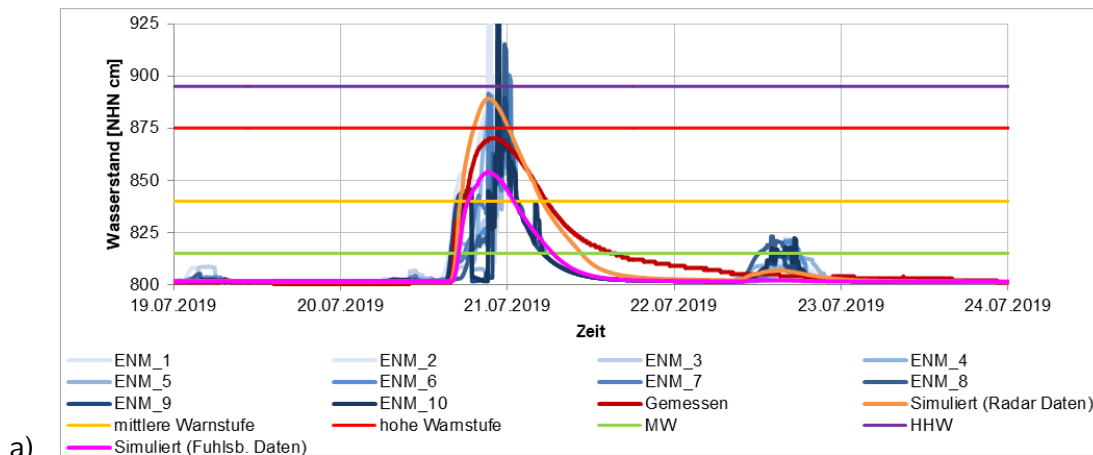


Abb. 86: Ergebnisse eines der 34 Ereignisse im Zeitraum zwischen 01.12.2018 und 02.08.2019 zur Bewertung der Vorhersage Güte des operationellen Modells. Das Niederschlagsereignis trat am 20.07.2019 ein. In a) sind die Ensemble Abflussvorhersagen der zehn Ensemble Member in unterschiedlichen blauen Tönen abgebildet. In b) sind die Perzentile für die Auswertung mit der Kontingenztafel aufgeführt. In c) ist die räumliche Verteilung der Niederschlagssummen dargestellt.

Pro Perzentil erfolgt eine Beurteilung, ob die mittlere Warnstufe entsprechend den gemessenen Werten korrekt erfasst wird. Als Qualitätskriterium wird die Kontingenztabelle verwendet, die auch zur Bewertung der Niederschlagsvorhersagen eingesetzt wird. Das Vorgehen ist erläutert in Kap. 4.5.1. Hiermit werden die maximalen Werte der Vorhersagen und der Messungen in die Kategorien A–D eingeteilt: Treffer (A), Falscher Alarm (B), Verpasst (C) oder Richtigerweise Kein Alarm (D) (vgl. Tab. 11). Es werden die Trefferrate und der Anteil der falschen Alarme der Abflussvorhersagen wie folgt berechnet:

- Trefferrate (Probability of Detection): $POD = A / (A + C)$
- Anteil falsche Alarme (engl. False Alarm Ratio): $FAR = B / (A + B)$

Die Auswertung der Wasserstandsdaten in Bezug auf die Qualitätskriterien in der Kontingenztabelle (Tab. 11) sind in Tab. 13 aufgeführt.

Tab. 13: Auswertung der Wasserstandshöhen der Ereignisse zwischen 01.12.2018 und 02.08.2019 für den Pegel Vogt-Kölln-Straße. Die Ensemble Abflussvorhersagen des 95., des 50. und des 25. Perzentils der untersuchten Ereignisse wurden hierfür erfasst. Die Auswertung erfolgt bezogen auf die mittlere Warnstufe (> NHN +840 cm) mit den Einträgen aus der Kontingenztabelle (Tab. 11). Treffer (A), Falscher Alarm (B), Verpasst (C) oder Richtigerweise Kein Alarm (D).

Datum des Ereignisses	Eintrag aus der Kontingenztabelle				
	Simuliert (Radar Daten)	Simuliert (Daten Fuhlsbüttel)	Ensemble Vorhersagen aus Radardaten		
			95. Perzentil	50. Perzentil	25. Perzentil
02.12.2018	D	D	B	D	D
03.12.2018	C	A	C	C	C
03.12.2018	D	D	B	D	D
08.12.2018	A	C	A	C	C
09.12.2018	A	A	A	A	A
21.12.2018	A	A	A	A	A
22.12.2018	A	A	A	A	A
24.12.2018	D	D	B	D	D
29./30.12.2018	C	C	C	C	C
08.01.2019	A	A	A	C	C
13.01.2019	D	D	B	D	D
13.01.2019	A	C	A	A	A
13.01.2019	D	D	B	D	D
16.01.2019	C	A	C	C	C
18.01.2019	D	D	B	D	D
07.02.2019	C	C	A	C	C
09.02.2019	D	D	B	D	D
10.02.2019	A	A	A	A	A
03.03.2019	A	A	C	C	C
05.03.2019	A	A	A	A	A
08.03.2019	A	A	A	C	C
09.03.2019	D	D	B	D	D
11.03.2019	D	D	B	D	D
14.03.2019	C	C	A	A	A
16.03.2019	C	C	A	A	A
25.03.2019	D	D	B	D	D
03.04.2019	D	D	B	D	D
26.04.2019	D	D	B	D	D
09.05.2019	A	A	A	A	A
16.05.2019	D	D	B	D	D
19.05.2019	D	D	B	D	D
21.05.2019	D	D	B	B	B
22.05.2019	A	A	A	A	A
27./28.05.2019	A	A	A	C	C
03.06.2019	D	D	B	D	D
04.06.2019	A	A	A	A	C
07./08.06.2019	A	A	A	A	A
11.06.2019	D	D	B	D	D
12.06.2019	A	C	A	A	A
15.06.2019	A	A	A	A	A
20./21.06.2019	D	D	B	D	D
06.07.2019	D	D	B	D	D
11.07.2019	A	C	A	C	C
12.07.2019	A	A	A	A	A
20./21.07.2019	A	A	A	A	A
29.07.2019	D	D	B	D	D
30.07.2019	D	D	B	D	D
31.07.2019	D	D	B	D	D
02./03.08.2019	A	C	A	A	A
Sensitivität (Richtig-positive-Rate)	78 %	67 %	85 %	63 %	59 %
Falsche Alarme	0 %	0 %	49 %	6 %	6 %

Aus den Bewertungen der Kontingenztabelle ergibt sich eine Trefferquote von 85 % für den Vergleich zwischen dem 95. Perzentil und der gemessenen Pegelwerte bezogen auf die Überschreitung der mittleren Warnschwelle. Werden der Median (50. Perzentil) oder das 25. Perzentil für die Auswertung verwendet, liegt die Trefferquote bei 63 % bzw. 59 %. Mit den Radardaten wird eine höhere Trefferquote mit 78 % als mit den Fuhlsbüttler Daten (67 %) erreicht. Bezogen auf die Trefferquote zeigt die Verwendung des 95. Perzentils der Ensemble Abflussvorhersagen die besten Ergebnisse. Allerdings ist auch die Falsch Alarm Quote mit 49 % erhöht. Dies zeigte sich insbesondere durch einige wenige Ensemble Member, die im Vergleich höhere Niederschlagsintensitäten für kurze Zeiträume einbrachten. Die Falsch Alarm Quote ist durch die Verwendung des Median (50. Perzentil) oder des 25. Perzentil sehr viel niedriger.

Veröffentlichungen zu den Ergebnissen der Kurzzeitvorhersage mit dem hydrologischen Modell gekoppelt mit Radardaten sind hier zu finden: (Strehz et al., 2017, Jasper-Tönnies et al., 2017, Jasper-Tönnies et al., 2018, Hellmers et al., 2016e, Hellmers et al., 2016d, Hellmers et al., 2016b).

5.5 Ergebnisse der Entwicklung eines hydrologischen Modellansatzes zur Berücksichtigung von Steuerungsanlagen (AP 2.2)

Für küstennahe urbane Gewässer sind, zusätzlich zu den üblichen Lastfällen, wechselnde Außenwasserstände (Entwässerungswasserstände) sowie die, insbesondere in urbanen Räumen, vielfach verwendeten gesteuerten Regelungs-, Speicher-, Pumpen- und sonstige Entwässerungsanlagen zu berücksichtigen. Die Funktionsfähigkeit der Binnenentwässerung über das Gewässer und die Kanalisation ist wesentlich vom Außenwasserstand abhängig. Es muss ein ausreichendes Gefälle innerhalb der Entwässerungsanlagen bis zu den Steuerungsauslässen am Gewässer gewährleistet werden, um eine entsprechende Leistungsfähigkeit der Entwässerung zu erreichen – ansonsten kommt es zum Rückstau, der dann entsprechend berücksichtigt werden muss. Insbesondere zur Abbildung der rückstauenden Abflüsse im Wasserhaushalt eines Einzugsgebietes sind neue Modellansätze und -konzepte zu entwickeln, da diese bisher nur in Ansätzen vorliegen (z. B. Riedel, 2004).

In diesem Kapitel 5.5 werden die entwickelten Methoden zur Abbildung der Steuerungselemente erläutert und im folgenden Kapitel 5.6 wird die Methodik zur Abbildung der rückstaubeeinflussten Abflussverhältnisse am Beispiel der tidebeeinflussten Modellregion Dove-Elbe erläutert.

5.5.1 Steuerungsfunktionen von Hochwasserrückhaltebecken

Steuerungselemente im Gewässer sind Stauanlagen und Aufteilungsbauwerke mit zumeist definierten Betriebsregeln. Insbesondere, wenn mehrere Speicherelemente in einem Gewässer vorliegen und hintereinandergeschaltet sind, wird eine umfassende Abbildung der Steuerung dieser Elemente zur Bewertung der Leistungsfähigkeit der Anlagen erforderlich. Beispielhaft zeigt sich dies im Einzugsgebiet der Kollau, in dem aktuell 22 Speicherelemente (HRB und Anlagen von Hamburg Wasser) vorhanden sind (s. Abb. 87). Die Abbildung der Steuerungsanlagen ist hier mit den aktuellen implementierten numerischen Ansätzen in hydrologischen Modellen nur bedingt möglich.

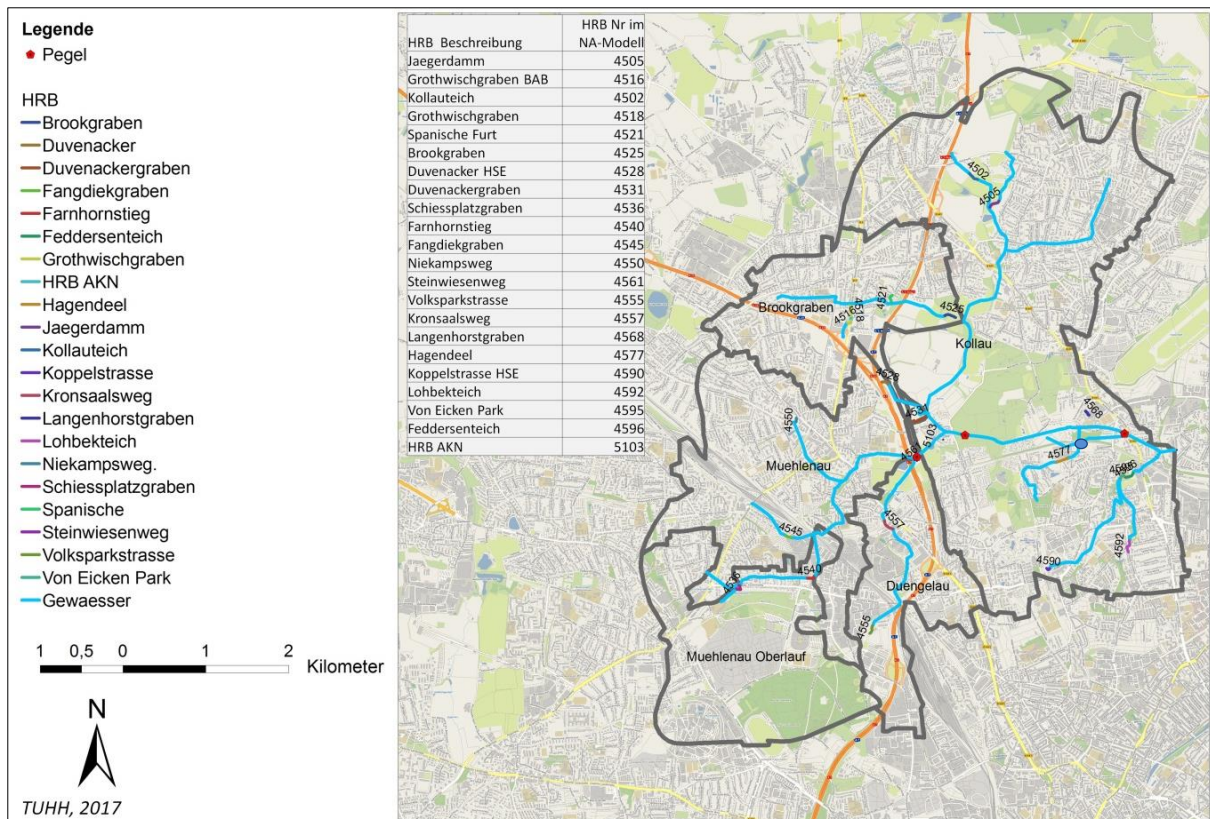


Abb. 87: Übersicht der Speicherelemente (HRB und Anlagen von Hamburg Wasser) und deren Lage im Einzugsgebiet der Kollau.

Im Rahmen des Projektes Stuck werden unterschiedliche Steuerungskonzepte konzeptionell betrachtet und analysiert. Das Steuerungskonzept basierend auf ‚Prognosestufen‘ deckt dabei die folgenden Ziele am besten ab:

- Einfache Steuerung (feste Betriebsvorgaben innerhalb der Prognosestufe);
- hohe Retentionswirkung möglich;
- klare Vorgaben für die Umsetzung;
- Unsicherheiten, insbesondere bei konvektiven Niederschlägen, können durch Nachsteuerung aufgefangen werden.

Das Konzept der Prognosestufen (s. Abb. 88) sieht vor, dass abhängig von der prognostizierten Intensität und Dauer des Niederschlagsereignisses (Stufe 1 bis 4 in Abb. 88) unterschiedliche Strategien des Rückhalts und somit der Steuerung der HRB verfolgt werden. Ist ein schweres Hochwasser zu erwarten (Stufe 4), wird die Hochwasserwelle entsprechend später gekappt als bei einem leichteren Hochwasser (Stufe 1). Exemplarisch sind die Stufen in die Jährlichkeiten $T = 5 \text{ a} - 20 \text{ a}$, $T = 20 \text{ a} - 50 \text{ a}$, $T = 50 \text{ a} - 100 \text{ a}$ und $T = 100 \text{ a} - 200 \text{ a}$ eingeteilt.

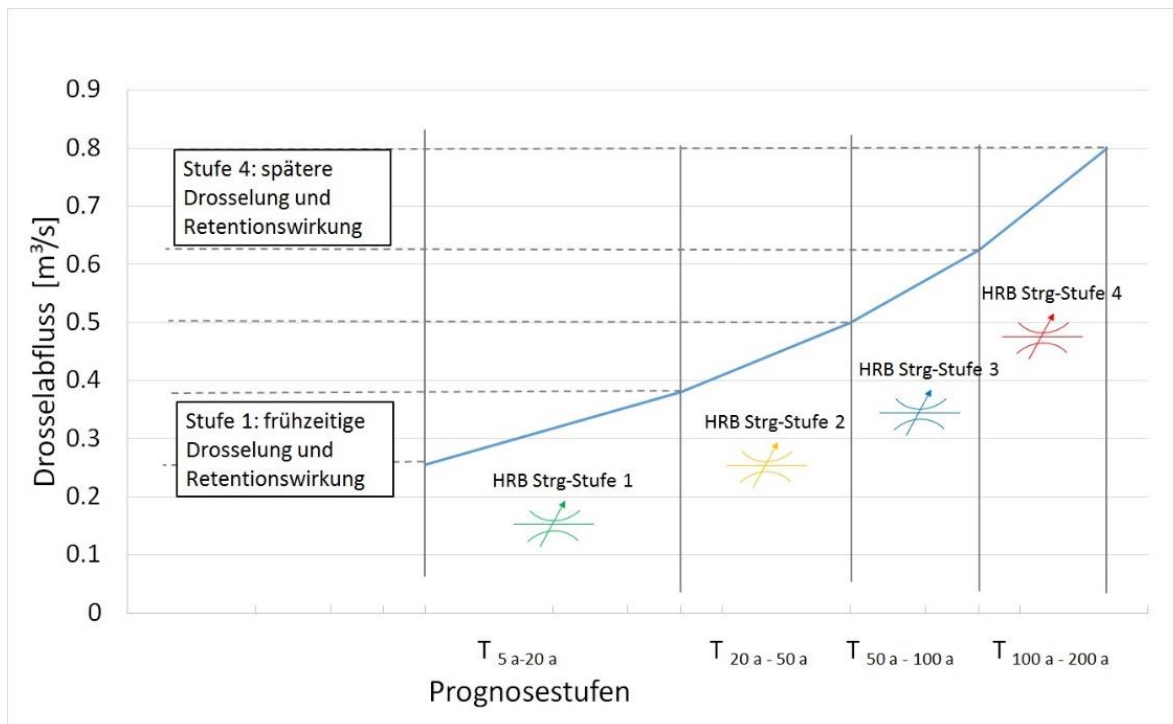


Abb. 88: Schematische Darstellung des Steuerungskonzeptes mit Prognosestufen und der Drosselabflüsse auf der Grundlage von Bemessungsganglinien (s. auch Hellmers et al., 2017).

Untersucht werden das HRB Steinwiesengeweg und HRB Kronsaausweg (s. Abb. 87) für eine Steuerung mit Prognosestufen. Das Steuerungskonzept wird exemplarisch vorgestellt an den Ergebnissen am HRB Kronsaausweg in Abb. 89. Das HRB Kronsaausweg befindet sich im Unterlauf des Einzugsgebietes der Düngelau mit einer Größe von ca. 2,0 km^2 . Der Stauraum des HRB beträgt 5.928 m^3 und es entwässert aktuell über einen freien Auslass.

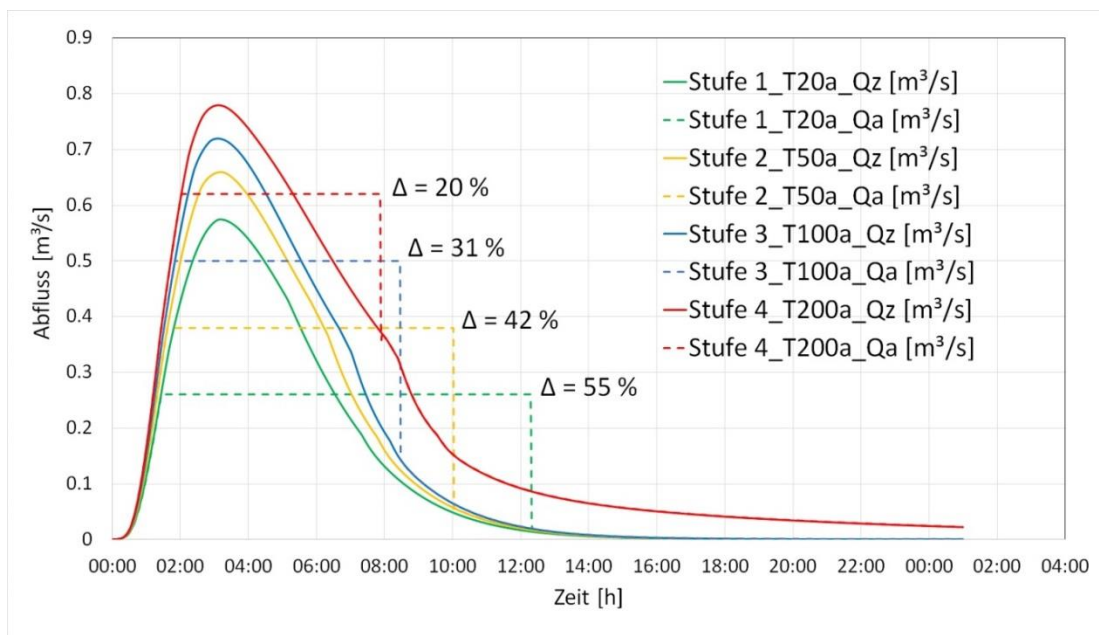


Abb. 89: Simulationsergebnisse des Steuerungskonzeptes in vier Prognosestufen. Vergleich der Zufluss- und Abfluss-Kennlinien Q_z/Q_a sowie der Vergleich der Scheitelabminderungen (Δ in %) am Beispiel des HRB Kronsaausweg.

Die Ergebnisse der Konzeptstudie zeigen eine verbesserte Ausnutzung des vorhandenen Retentionsvolumens eines HRB. Die Ergebnisse des Projektes dienen als Grundlage zur verbesserten Steuerung von wasserwirtschaftlichen Anlagen und werden in diesem Bericht konzeptionell zu betrachten. Die Umsetzung in einem beispielhaften Managementplan erfolgt in der Aufstockungsphase des Projektes StucK (LSBG, 2020c).

5.5.2 Steuerungsfunktionen in Abhängigkeit von wechselnden Wasserständen im Gewässer (Deichsiele, Schöpfwerke und Schleusen)

Zur Abbildung von Steuerungsfunktionen der Deichsiele, Schöpfwerke und Schleusen ist eine Neuentwicklung in numerischen hydrologischen Modellen erforderlich. In den bisherigen Versionen von KalypsoNA ist es möglich, eine Steuerungsfunktion mit einer Beziehung zwischen Wasserstand-Abfluss-Volumen zu definieren. Diese Funktion steuert den Auslass entsprechend dem Volumen in dem Speicher. Für die hier untersuchten Steuerungselemente ist es erforderlich, die Steuerung entsprechend simulierter und gemessener Außenwasserstände zu ermöglichen. Gemessene Außenwasserstände können hier von (tideabhängigen) Pegeln eingelesen werden (hier z. B. Pegel Schöpfstelle in der Elbe). Simulierte Außenwasserstände sind Berechnungsergebnisse des Modells, die während der Simulation geprüft werden, ob bestimmte Steuerungsbedingungen erreicht werden. Die Methodenentwicklung und Implementierung erfolgt für die Abbildung von Steuerungselementen auf unterschiedlichen räumlichen Skalen und für unterschiedliche Steuerungsimpulse in Hellmers (2020).

Die Steuerungsimpulse und die Steuerungseinheit sind in Abb. 90 schematisch abgebildet.

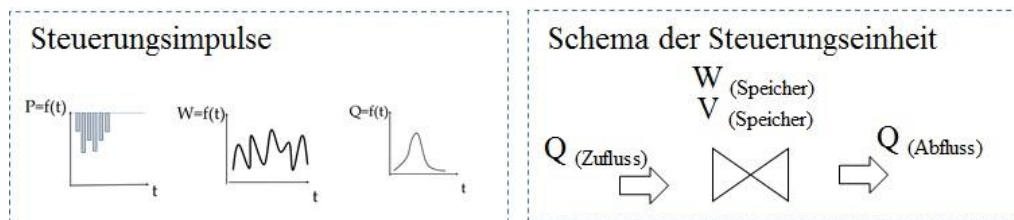


Abb. 90: Schematische Abbildung der Steuerungsimpulse und Steuerungseinheit

Im Rahmen von StucK werden diese neuen Steuerungsfunktionen für die in Tab. 14 zusammengefassten Systeme eingesetzt und die Methodik validiert.

Tab. 14: Betrachtete Steuerungselemente im Rahmen des Projektes Stuck für die N-A-Modellierung des Dove-Elbe Einzugsgebietes.

Steuerungsanlage	Index in Abb. 70	Steuerungsvorgabe (Driver)	Anzahl der Steuerungsfunktionen
Tatenberger Deichsiel	A	Elbe (Pegel Schöpfstelle)	2
		(1) Deichsiel ist offen: Deichsiel öffnet sich, wenn der UW-Wasserstand über eine Dauer von 30 Minuten unterhalb des Regelwasserstands in der Dove-Elbe liegt (ca. NHN +90 cm). (2) Deichsiel ist geschlossen, wenn der UW-Wasserstand über eine Dauer von 30 Minuten oberhalb des Betriebswasserstands in der Dove-Elbe liegt (ca. NHN +90 cm).	
SW Eichbaum	B	Simulierter Wasserstand am Knoten	5
		(1) Kein Pumpbetrieb (2) geringer Pumpbetrieb bei Zulauf des Basisabflusses (3) Erste Pumpe läuft (1,15 m ³ /s) bei Wasserstand > NHN –85 cm (4) Zweite Pumpe läuft (1,15 m ³ /s) bei Wasserstand > NHN –80 cm (5) Dritte Pumpe läuft (1,15 m ³ /s) bei Wasserstand > NHN –75 cm	
SP Reitschleuse	C	Simulierter Wasserstand am Knoten	2
		(1) Schleuse ist geöffnet, wenn UW-Wasserstand unter NHN +110 cm in Dove-Elbe liegt. (2) Schleuse ist geschlossen, wenn UW-Wasserstand oberhalb von ca. NHN +110 cm in Dove-Elbe liegt. Die Sturmpumpen haben eine maximale Leistung von 4 × 1,9 m ³ /s.	
SW Allermöhe	D	Simulierter Wasserstand am Knoten	4
		(1) Kein Pumpbetrieb (2) Erste Pumpe läuft (1,5 m ³ /s) bei Wasserstand > NHN –85 cm (3) Zweite Pumpe läuft (1,5 m ³ /s) bei Wasserstand > NHN –80 cm (4) Dritte Pumpe läuft (1,5 m ³ /s) bei Wasserstand > NHN –75 cm	
Dove-Elbe Schleuse	E	Simulierter Wasserstand am Knoten	2
		(1) Schleuse ist geöffnet, wenn UW-Wasserstand unter NHN +110 cm in der Dove-Elbe liegt. (2) Schleuse ist geschlossen, wenn UW-Wasserstand über eine Dauer von 30 Minuten oberhalb von ca. NHN +110 cm in der Dove-Elbe liegt.	
Krapphof Schleuse	F	Simulierter Wasserstand am Knoten	1
		(1) Schleuse ist zumeist geschlossen und nur für die Schleusung geöffnet. Der OW Wasserstand liegt bei NHN +140 cm.	
Serrahn Wehr	G	Simulierter Wasserstand am Knoten	1
		(1) Wehr ist geschlossen mit einer Überfallhöhe von NHN +300 cm. Der OW Wasserstand liegt bei NHN +315 cm.	

* Erläuterung: sim W= simulierter Wasserstand; obs W = gemessener Wasserstand;
SW = Schöpfwerk SP = Sturmpumpen

Simulationsergebnisse der implementierten Steuerungsfunktionen im hydrologischen Modell KalypsoNA:

Die entwickelte Methodik der Steuerungssysteme wird im Dove-Elbe-Modell für die in Tab. 14 aufgelisteten Steuerungselemente eingesetzt. Die Ergebnisse der simulierten Öffnung und Schließung des Steuerungselementes des Deichsiels Tatenberger Schleuse werden mit den Steuerungskriterien für die gemessenen Wasserstände am Pegel Elbe Schöpfstelle verglichen. Bei einem Wasserstand von über NHN +90 cm wird das Deichsiel geschlossen bzw. bei Unterschreitung geöffnet. Damit kann eine Plausibilisierungsprüfung der entwickelten und implementierten Methodik erreicht werden.

In Abb. 91, Abb. 92 und Abb. 93 sind die simulierten Öffnungs- und Schließdauern des Deichsiels Tatenberger Schleuse für die Ereignisse Februar 2002 (mit zwei Sperrtiden), Februar 2011 und August 2002 abgebildet. Die Ergebnisse der Wasserstandsberechnungen an den Pegeln und die Einstellung der Steuerungsfunktionen für die Schleusen sowie Schöpfwerke in Abhängigkeit von rückstaubeinflussten Wasserständen sind im folgenden Kap. 5.6 erläutert.

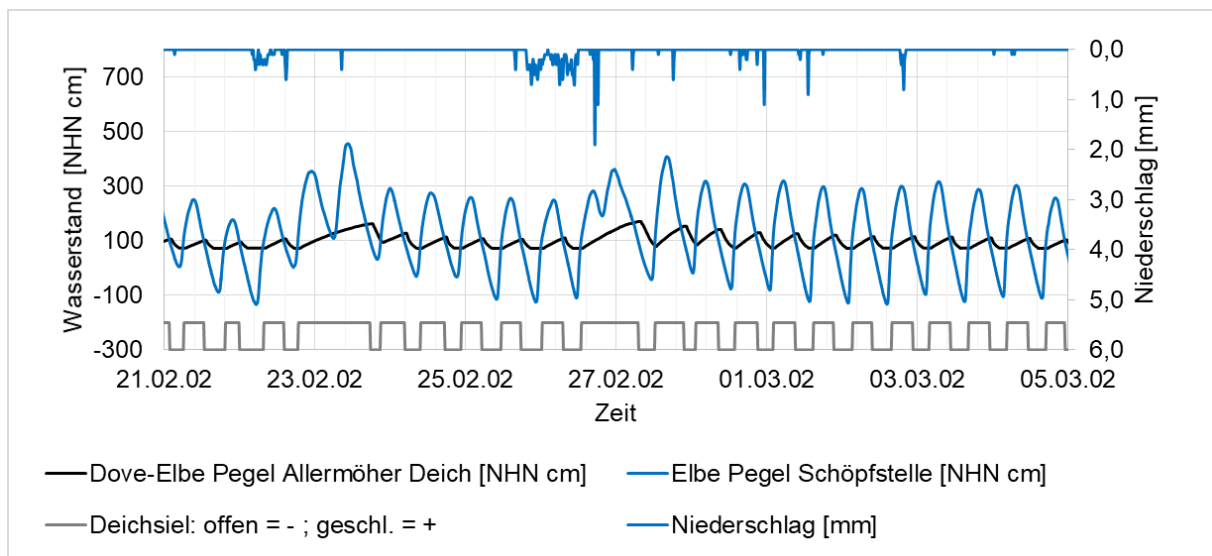


Abb. 91: Steuerungsfunktion des Deichsiels für das Ereignis Februar 2002 (mit zwei Sperrtiden).

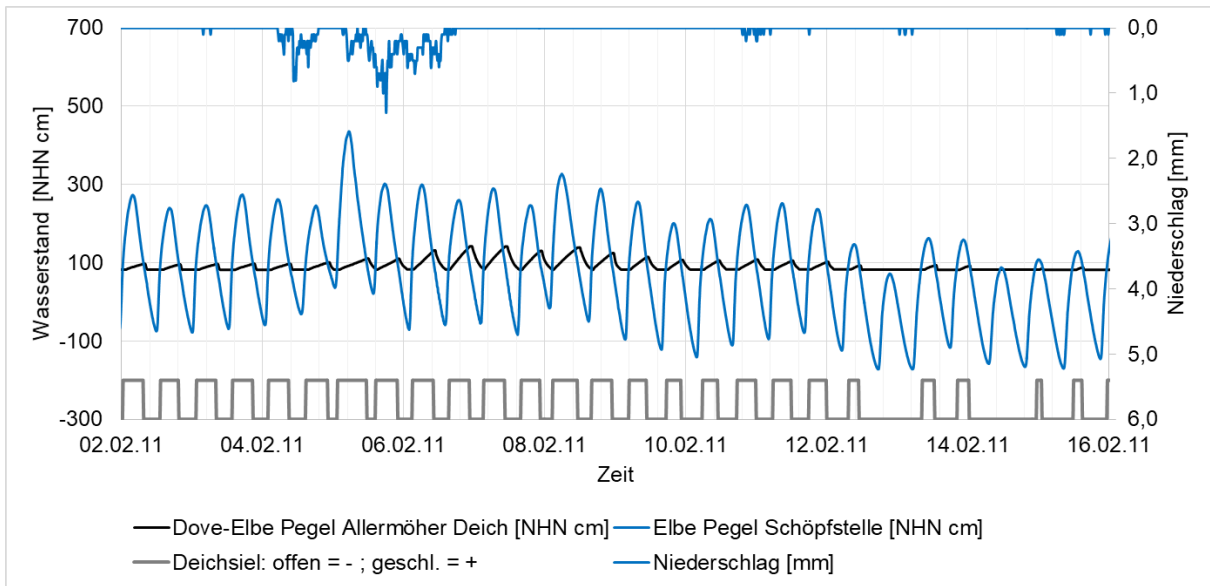


Abb. 92: Steuerungsfunktion des Deichsiels für das Ereignis Februar 2011.

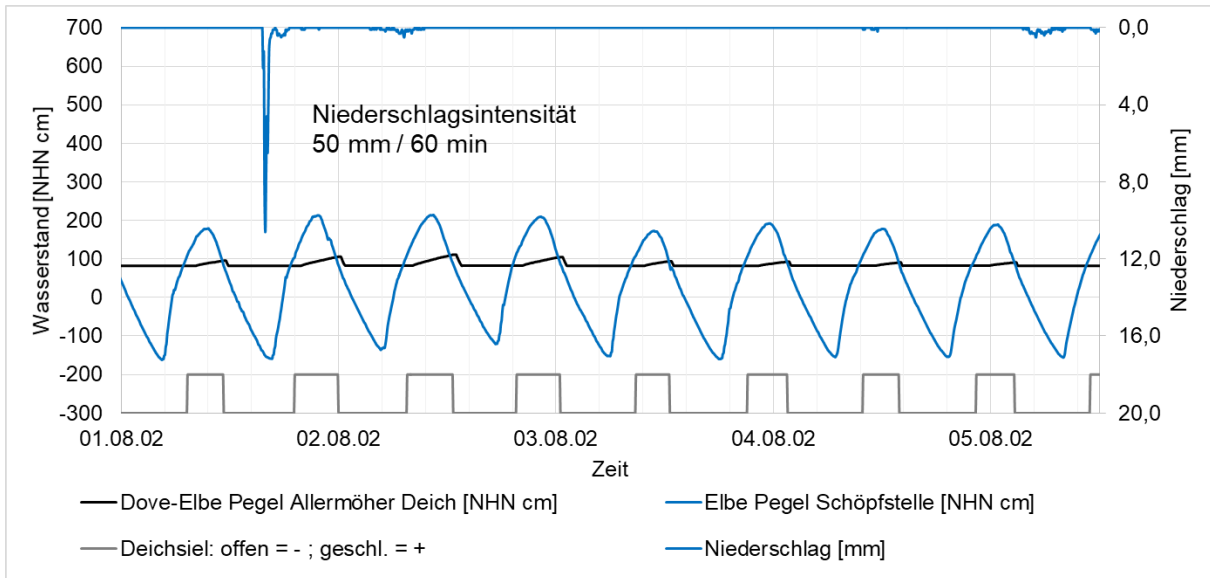


Abb. 93: Steuerungsfunktion des Deichsiels für das Starkregenereignis im August 2002.

5.6 Ergebnisse der Entwicklung eines neuen hydrologischen Modellansatzes zur Abbildung des rückstaubeinflussten Flood Routings (AP 2.3)

Wie bereits in der Zielsetzung des Arbeitspaketes beschrieben, muss für küstennahe urbane Gewässer ein ausreichendes Fließgefälle innerhalb der Entwässerungsanlagen bis zu den Steuerungsauslässen am Gewässer gewährleistet werden, um eine entsprechende Leistungsfähigkeit der Binnenentwässerung zu erreichen. Ansonsten kommt es zum Rückstau, der dann entsprechend berücksichtigt werden muss. Hierfür werden im Projekt Stuck neue hydrologische Modellansätze und -konzepte entwickelt, um die rückstauenden Wasservolumen und damit die Wasserstände im Gewässersystem zu simulieren.

Die Implementierung des neuen Ansatzes zur Abbildung rückstauender Volumenströme erfolgte in das numerische hydrologische Modell KalypsoNA. Ein Schema in Abb. 94 verdeutlicht den Rückstau des Wasservolumens bei einer Sperrung des Abflusses am Unterlauf. Es sind die Phasen (0) bis (3) gekennzeichnet. Der rückstaufreie Anfluss aus dem Gewässer bei einem offenen Deichsiel ist die Phase (0). Kommt es zu einer Schließung des Deichsiels wegen erhöhter Außenwasserstände (s. (1)), kommt es zu einem Aufstau des Wassers im Unterlauf des Gewässers (s. (2)). Das rückstauende Volumen fließt in den Oberlauf, bis die Wasserstände pro Zeitschritt über die Gewässerstränge ausgeglichen sind (s. (3) in Abb. 94). Hierbei werden auch tiefliegende Flächen (z. B. Vorland vor Deichen) überschwemmt und führen zu einer Reduzierung des rückstauenden Volumens in den Oberlauf. Dies wird u. a. als Maßnahme im AP 2.5 (Kap. 7.2) untersucht.

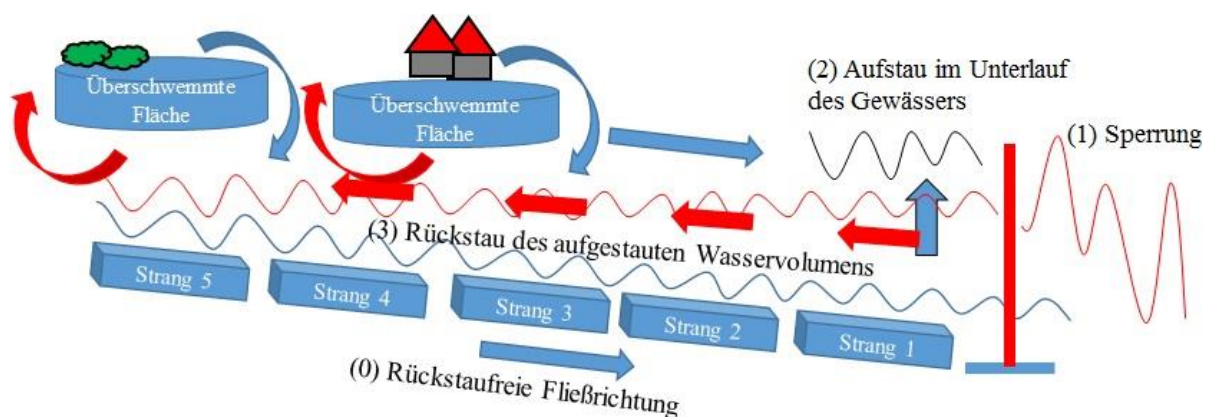


Abb. 94: Schema der rückstauenden Volumenströme während einer Sperrung des Abflusses durch den Außenwasserstand.

Die entwickelte Methodik und die Implementierung in das numerische hydrologische Modell KalypsoNA sind in Hellmers (2020) für unterschiedliche Skalen (lokal und regional) im hydrologischen Modell entwickelt worden. Das System für lokale rückstauende Abflüsse konnte hier erfolgreich auf komplexere Profile der Kategorie 2 (in Karte Abb. 69) übertragen werden.

Simulationsergebnisse der implementierten Modellierung von Rückstauwirkungen im Gewässer

Die Ergebnisse der numerischen Simulationen des rückstaubeinflussten Gewässers Dove Elbe für die Ereignisse Februar 2002, August 2002 und Februar 2011 werden mit Pegel-

messreihen an den Knoten verglichen. Für das Ereignis 2011 liegt eine vollständige Dokumentation der Wasserstände an den Pegeln vor und diese konnte daher genutzt werden, um die Wasserstände an allen Pegeln des Dove Elbe Unterlaufes zu prüfen. Für die Ereignisse Februar 2002 und August 2002 liegen nur die Wasserstände an den Pegeln Schöpfstelle, Allermöher Deich, Serrahnwehr, Schöpfwerk Eichbaum und Reinbek vor.

Es werden im Folgenden die Ergebnisse an den Pegeln für das Ereignis 2011 aufgeführt. In Abb. 95 ist die gemessene und simulierte Wasserstandszeitreihe am Pegel Allermöher Deich dargestellt. Durch den Rückstau im Gewässerabschnitt der unteren Dove-Elbe bei geschlossenem Deichsiel ergibt sich ein maximaler Wasserstand von NHN 1,42 m. Die Abweichung zwischen simuliertem und gemessenem Wasserstandsmaximum beträgt unter 1 %. Es sind zusätzlich die Steuerungseinstellungen der Schleusen sowie Schöpfwerke als Übersicht in Abb. 95 dargestellt.

Die Ergebnisse an den Pegeln im Oberlauf (s. Abb. 96 bis Abb. 99) zeigen eine maximale Abweichung zwischen gemessenen und simulierten maximalen Wasserständen im Durchschnitt von ca. 5 cm (im Max. 12 cm). Bei einer Wasserstandsvariabilität von ca. 1 m in den rückstaubeeinflussten Gewässersträngen der Dove-Elbe entspricht dies ca. 3 % (im Max. 7 %). Die Ergebnisse der maximalen Wasserstände und Abweichungen sind in Tab. 15 zusammengefasst. Die Lage der Pegel kann in Abb. 70 mit dem Index 2 bis 7 eingesehen werden. Für den hier verwendeten hydrologischen Ansatz sind die Abweichungen zwischen simulierten und gemessenen Wasserständen als tolerierbar zu betrachten. Die Methodik wird daher in dem hier untersuchten Rahmen von Stuck als geprüft bewertet.

Tab. 15: Übersicht der Abweichungen zwischen simulierten und gemessenen Wasserständen in der Dove-Elbe (s. auch Hellmers, 2020).

Pegel	Index in der Lage Abb. 70	Ereignis	Max. Wasserstand [NHN cm]		Abweichung Wasserstand [cm]
			simuliert	gemessen	
Dove-Elbe Pegel Allermöher Deich	2	Feb. 11	142	142	0
		Feb. 02	170	172	2
		Aug. 02	111	120	9
Schöpfwerk Eichbaum	3	Aug. 02	-33	-33	0
Unterpwasser Krapphofschleuse	4	Feb. 11	147	154	7
Oberwasser Krapphofschleuse	5	Feb. 11	204	215	11
Oberwasser Serrahnwehr	6	Feb. 11	329	317	12
Pegel Mörkenweg	7	Feb. 11	473	472	1
				Durchschnitt	5

Im Folgenden sind die Zeitreihen der simulierten und gemessenen Wasserstände in Diagrammen (Abb. 95 bis Abb. 102) aufgeführt. Die Ergebnisse zeigen, dass die simulierten Verläufe der Wasserstände sehr gut den gemessenen Verläufen entsprechen. Die Kontrollsystemfunktionen der Schöpfwerke, Schleusen und des Deichsiels sind zusätzlich abgebildet, um die Systemsteuerungen zu zeigen. Wie im vorherigen Kapitel bereits beschrieben, zeigt das Modell hier eine gute Abbildung mit den einprogrammierten Kriterien zur Öffnung und Schließung der Systeme.

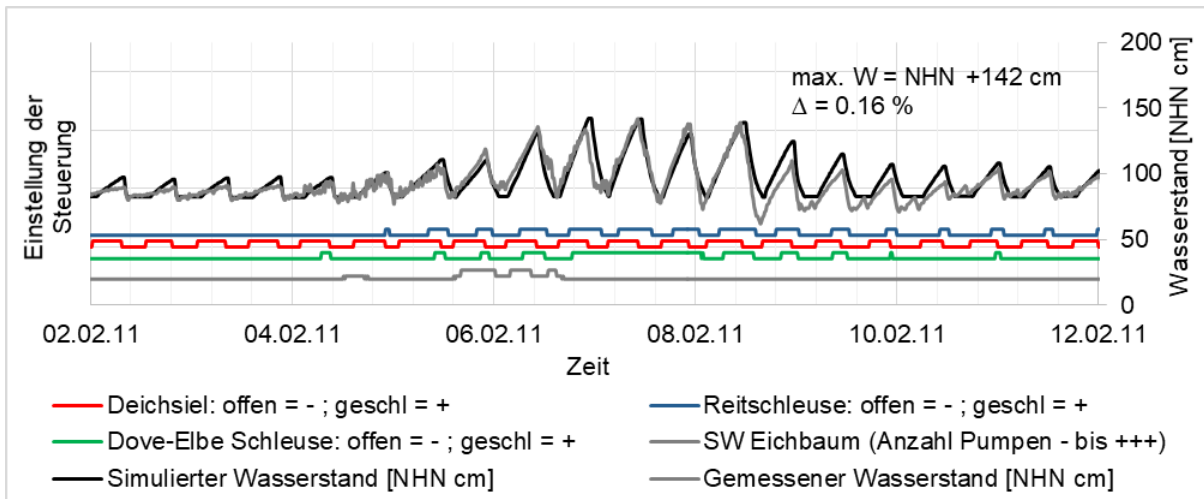


Abb. 95: Gemessene und simulierte Wasserstandszeitreihe am Pegel Allermöher Deich sowie die Steuerungseinstellungen des Deichsiels, der Schleusen und Schöpfwerke als Übersicht (Lage des Pegels in Abb. 70) (Hellmers, 2020).

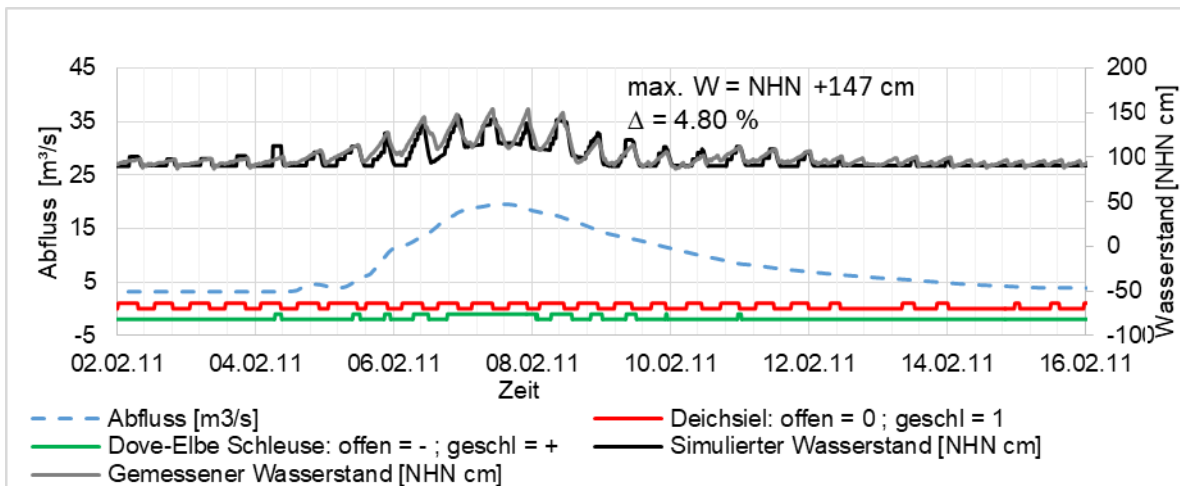


Abb. 96: Gemessene und simulierte Wasserstandszeitreihe am Pegel Unterwasser Krapphofschleuse (Lage des Pegels in Abb. 70) (Hellmers, 2020).

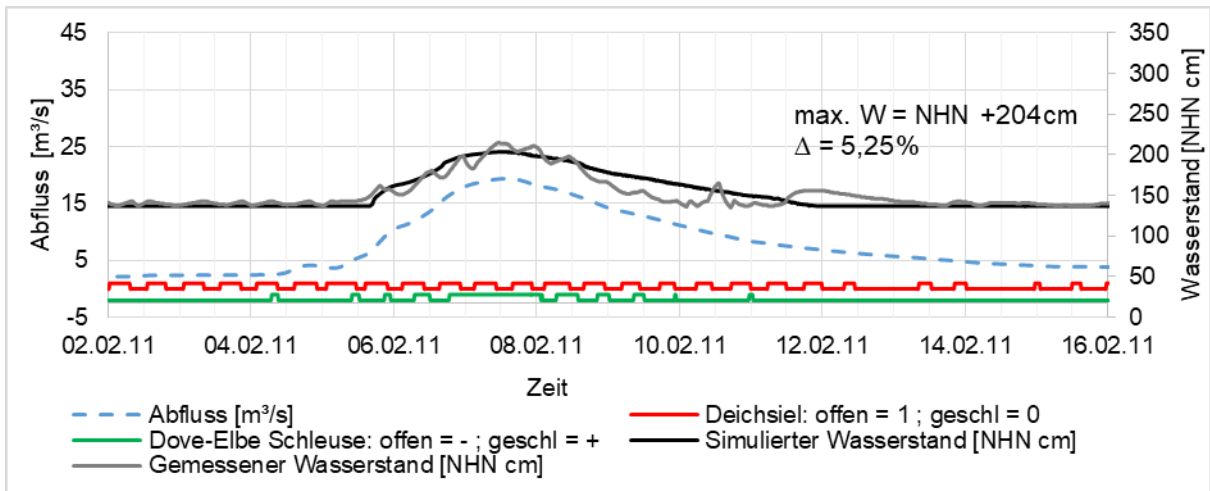


Abb. 97: Gemessene und simulierte Wasserstandszeitreihe am Pegel Oberwasser Krapphofschleuse (Lage des Pegels in Abb. 70) (Hellmers, 2020).

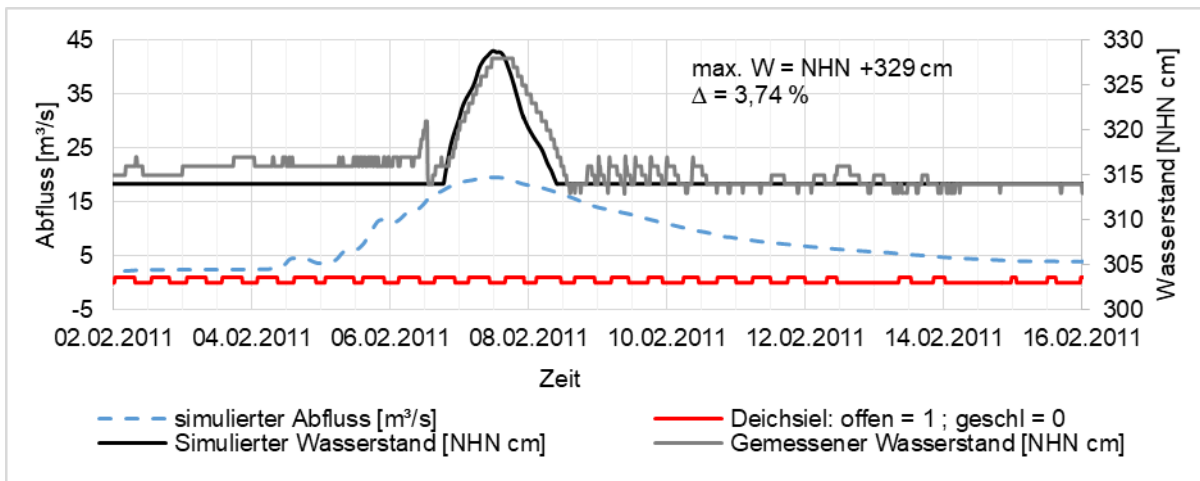


Abb. 98: Gemessene und simulierte Wasserstandszeitreihe am Pegel Serrahnwehr (Lage des Pegels in Abb. 70) (Hellmers, 2020).

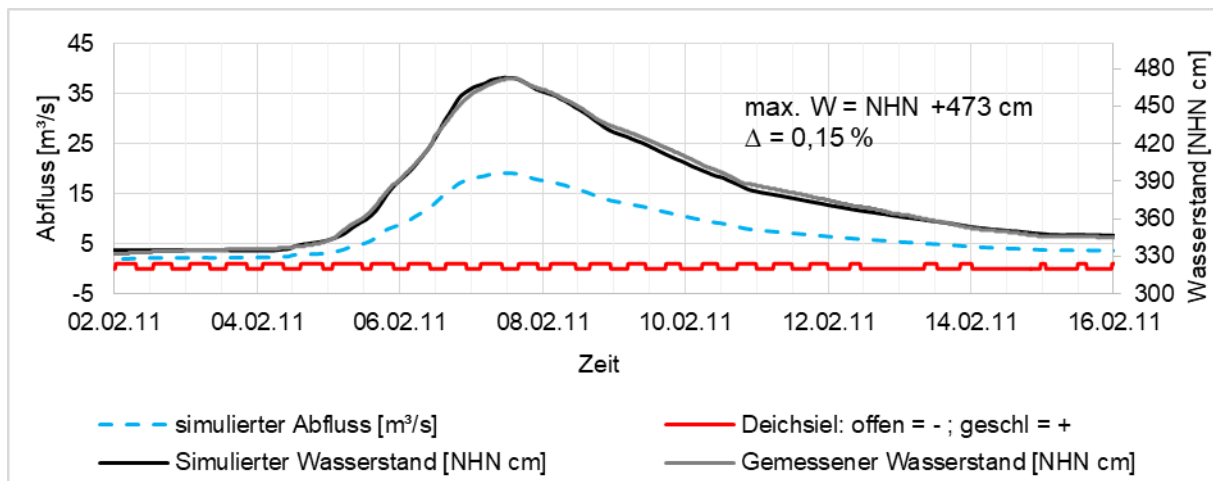


Abb. 99: Gemessene und simulierte Wasserstandszeitreihe am Pegel Mörkenweg (Lage des Pegels in Abb. 70) (Hellmers, 2020).

Für die Ereignisse Febr. 2002 und August 2002 werden die Ergebnisse für den Pegel Allermöher Deich aufgezeigt. In Abb. 100 ist das Ergebnis für das Ereignis mit zwei Sperrtiden aufgezeigt. Hier kommt es einem erhöhten Aufstau des Wassers über einen längeren Zeitraum von 22 Stunden. Die Abweichung der maximalen Wasserstände zwischen gemessener und simulierter Wasserstandszeitreihe beträgt ca. 1 %. Das Ergebnis zeigt die gute Abbildung des rückstauenden Volumens zwischen den Strängen des Gewässers der Dove-Elbe.

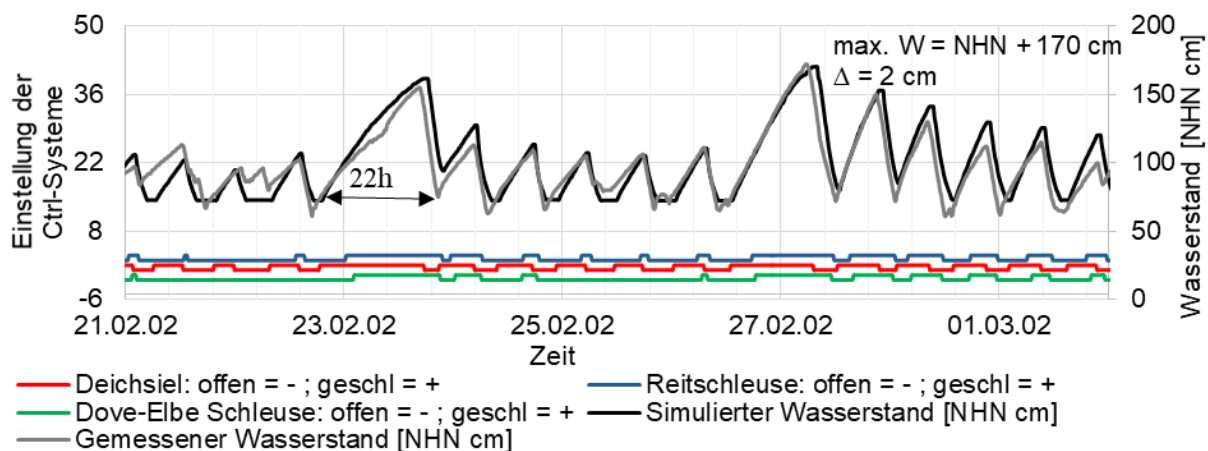


Abb. 100: Gemessene und simulierte Wasserstandszeitreihe am Pegel Allermöher Deich (Ereignis Febr. 2002) (Hellmers, 2020).

In Abb. 101 ist das Ergebnis für das Sommer-Hochwasserereignis im August 2002 für den Pegel Allermöher Deich abgebildet. Die Wasserstände in der Dove-Elbe sind hier nicht direkt betroffen. Es wurden jedoch Feuerwehreinsätze und hohe Wasserstände im urbanen Schöpfwerksgebiet Moorfleet verzeichnet. Dieses Gebiet ist im Kapitel 5.2.3 (Abb. 71) näher erläutert. Die Wasserstände sind in Abb. 101 dargestellt. Ab einem Wasserstand von NHN -40 cm kommt es zu Überschwemmungen in den tiefliegenden Gebieten. Diese Überschwemmung wird mit einem Wasserstand von 7 cm in Bereichen der Moorfleeter Wanne simuliert.

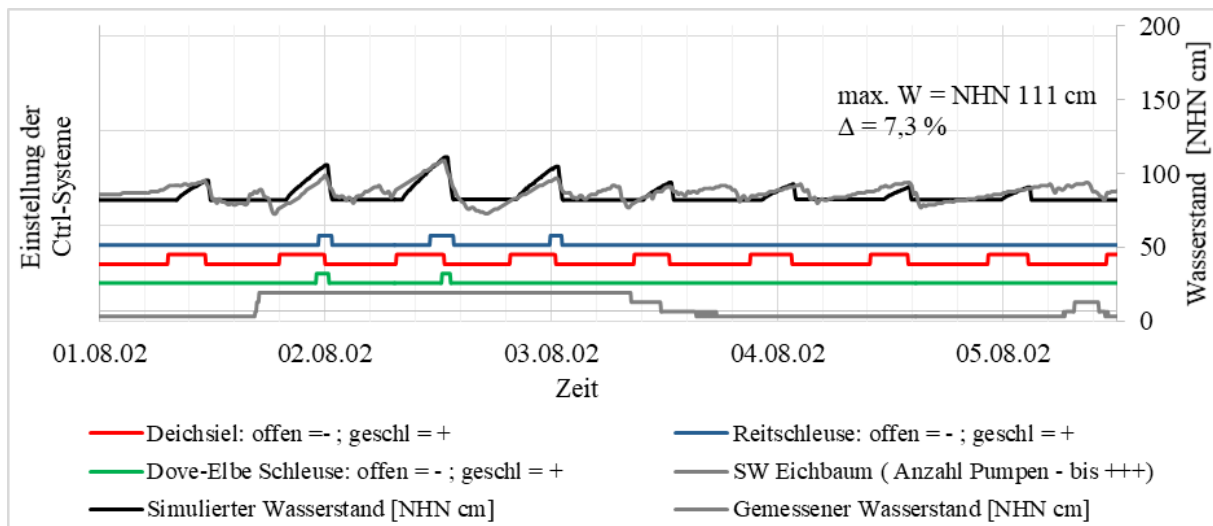


Abb. 101: Gemessene und simulierte Wasserstandszeitreihe am Pegel Allerhöher Deich (Ereignis August 2002) (Hellmers, 2020).

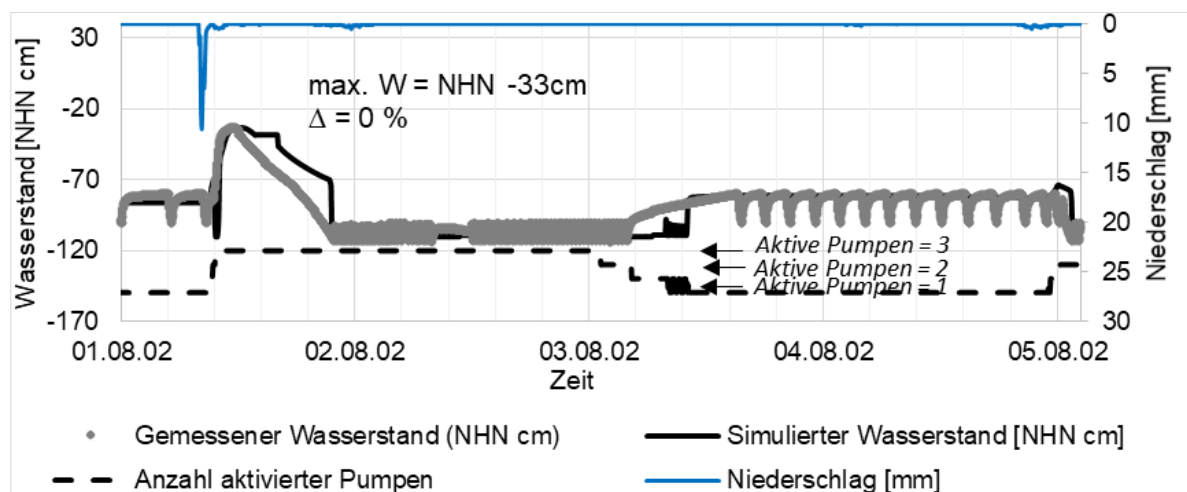


Abb. 102: Gemessene und simulierte Wasserstandszeitreihe am Pegel Schöpfwerk Eichbaum (Ereignis Aug. 2002) (Hellmers, 2020).

5.7 Zusammenfassung

In den Ergebnissen des AP 2 aus dem Projekt Stuck wird gezeigt, dass für ein nachhaltiges Management urbaner Gewässer interdisziplinäre Konzepte und neue systemorientierte Ansätze erforderlich sind. Neue betriebsorientierte Strategien werden benötigt, um insbesondere auf der räumlich und zeitlich klein- und mesoskaligen Ebene, die für urbane Räume relevant ist, zukunftsgerichtete und in der Praxis umsetzbare Lösungen zu schaffen. Das implementierte und seit April 2017 online laufende Echtzeit- und Vorhersagemodell mit zehn Ensemble-Vorhersageläufen der zukünftigen zwölf Stunden zeigt mit einer Trefferquote von 85 % mit dem 95. Perzentil eine gute Genauigkeit (siehe Trefferquote und Falsch Alarm Rate in Tab. 13). Die hohe Streubreite in den Vorhersage-Ergebnissen für ein kleines Gebiet wie die Kollau zeigt auf, wie variabel sowohl die Radarvorhersagemodelldaten als auch das hydrologische Modell auf der Klein- und Mesoskala reagieren. Das Ergebnis der großen Bandbreiten in den Vorhersagesimulationen für stark urbane kleine Gebiete ist ein wichtiges Ergebnis für weitere Forschungsarbeiten in diesem Bereich. Der Daten- und modellbasierter Ansatz aus den AP 2.1 und 2.4 ist auf weitere Modellregionen übertragbar.

Im Projekt Stuck liegt ein Fokus auf der Modellierung von Echtzeit- und Vorwarnsystemen in kurzen Vorhersageintervallen. Somit spielt die Rechenzeit eine wesentliche Rolle. Ziel ist es, die Modellierung in kurzen zeitlichen Intervallen von ca. 15 Minuten zu gewährleisten. Die Modellierung im Rahmen des Projektes Stuck basiert vornehmlich auf der Verwendung des Modells KalypsoHydrology mit dem Rechenkern KalypsoNA, welches in einer entsprechend erforderlichen schnellen Rechenzeit die aktuellen hydrologischen Zustände in der Modellregion berechnet.

Zur verbesserten Modellierung der Entwässerung von urbanen Räumen werden neue hydrologische Modellansätze für die Modellierung von Steuerungsanlagen (Wehre, Speicherbecken, Rückhaltebecken, Flächenrückhalt, etc.) in rückstaubeeinflussten urbanen Gewässern bei Extremwetterereignissen entwickelt. Die Abbildung der Steuerungsanlagen ist mit den aktuellen implementierten numerischen Ansätzen in hydrologischen Modellen nur bedingt möglich. Es wird ein weiteres Steuerungskonzept im Rahmen des Projektes Stuck (AP 2.2) entwickelt und erfolgreich implementiert. Das Steuerungskonzept berücksichtigt eine Steuerung von Anlagen auf der Grundlage von Niederschlags-, Wasserstands-, oder Abflussbedingungen. Die Testergebnisse in der komplexen Modellregion Dove-Elbe mit sechs Steuerungselementen auf Basis von wechselnden Wasserstandsbedingungen zeigen sehr gute Übereinstimmungen in Hinblick auf den Vergleich mit gemessenen Wasserständen und den Steuerungsbedingungen.

Für rückstaubeeinflusste Gebiete, wie das in Hamburg liegende Gebiet Dove-Elbe, wird aufgezeigt, dass die Abbildung der Wechselwirkungen zwischen dem Vorfluter und den Wasserständen im Einzugsgebiet über eine Kopplung der Prozesse im hydrologischen Modell erforderlich ist. Die Modellierung von rückstaubeeinflussten Gewässern mit einem hydrologischen Ansatz ist in aktuellen hydrologischen Modellen nicht möglich. Oft erfolgt hier eine Kopplung mit einem hydrodynamischen Modell, welches rechenzeitaufwendiger ist. Im Rahmen des Projektes Stuck (im AP 2.3) wird ein rechenzeitarmes hydrologisches Konzept in das hydrologische Modell (hier: KalypsoNA) implementiert. Die Modellergebnisse im Vergleich zu gemessenen Wasserständen zeigen einen gemittelten Unterschied von ca. 2,9 % auf. Das Ergebnis ist für diesen Ansatz sehr zufriedenstellend.

Zur Optimierung des Flächenmanagements (im AP 2.5) werden in Kooperation mit den Arbeitspaketen AP 3, AP 5 und AP 6 von der TUHH optimierte Nutzungen der begrenzten Flächenressourcen mit dem hydrologischen Modellen untersucht und die Wirkung auf Basis von geänderten Wasserständen oder Abflüssen dargestellt. Die Quantifizierung von im Vorhaben entwickelten Maßnahmen zur optimierten Flächennutzung für den urbanen Raum erfolgt mit dem Modell über szenarienbasierte offline-Betrachtungen. Die Ergebnisse werden im Kap. 7 und 7.2 dargestellt.

Die Eingabedaten und Erläuterungen zu den Neuentwicklungen des hydrologischen Modells KalypsoNA sind im Kap. 5.2.4 erläutert. Die umfassenden Entwicklungen im Rahmen des Projektes Stuck und weiterer Entwicklungen in den Jahren 2015 bis 2018 sind in Hellmers (2020) und Hellmers & Fröhle (2017a) beschrieben. Die erarbeiteten systemorientierten Ansätze und Modelle werden an zwei urbanen Einzugsgebieten mit systemrelevanten Eigenschaften (hier Kollau und Dove-Elbe) zum einen durch wechselnde Außenwasserstände und zum anderen mit Steuerungselementen angewendet und evaluiert. Die modellbasierten Ansätze sind übertragbar und in vergleichbaren Einzugsgebieten anwendbar. Das in der Praxis und Forschung etablierte Modellsystem Kalypso wird bereits im Rahmen von mehreren Forschungsprojekten (z. B. KLIMZUG-Nord, CORFU, KLEE,...) eingesetzt und bietet auch durch die in Stuck entwickelten Erweiterungen in Zukunft eine gute Grundlage für den Einsatz in der Praxis und in nachfolgenden Forschungsprojekten.

6 Ökologie urbaner Fließgewässer (AP 4, Universität Hamburg)

Nikola Lenzewski, Kira Kalinski, Alexander Gröngroft, Annette Eschenbach, Kai Jensen

In diesem Arbeitspaket wurden sowohl die Vegetation als auch der Boden urbaner Überschwemmungsgebiete untersucht. Innerhalb der Modellregion Kollau wurde neben dem eigentlichen Gewässer auch der Vorfluter Tarpenbek und die in die Kollau mündende Mühlenau sowie die zufließenden Gräben bei der Analyse der Vegetation und des Bodens im aktuellen Zustand und unter sich ändernder Gewässerbewirtschaftung betrachtet. Dies geschah auf Grund des Umstands, dass die drei Gewässer ein zusammenhängendes Fließgewässersystem im Hamburger (Nord-)Westen bilden, sodass die Hochwasserproblematik an der Kollau nicht separat betrachtet werden konnte. In diesem Einzugsgebiet fanden in der Vergangenheit zahlreiche wasserbauliche Maßnahmen statt, insbesondere die Anlage von Regen- und Hochwasserrückhaltebecken sowie Eingriffe in den Verlauf der Gewässer. Bei starken Abflüssen treten hier Überschwemmungen im urbanen Bereich auf.

Für die Modellregion Kollau wurde ein besonderer Fokus auf die Vegetation von HRB und Überschwemmungsgebieten als bedeutende Elemente des Hochwasserschutzes gelegt. Für die Modellregion Dove-Elbe wurden vorherrschend die eingedeichten Flächen des Unterlaufs, von der Tatenberger Schleuse bis zur Krapphofschleuse betrachtet, die das durch die Freie und Hansestadt Hamburg festgesetzte Überschwemmungsgebiet Dove-Elbe darstellen.

Die bodenkundlichen Untersuchungen wurden auf ausgewählten Überschwemmungsflächen und in den relevanten Rückhaltebecken in der Modellregion Kollau und im Überschwemmungsgebiet der Dove-Elbe durchgeführt. Übergeordnetes Ziel ist es, die Böden beider Modellregionen auf ihre ökologischen Funktionen im IST-Zustand und unter sich ändernder Gewässerbewirtschaftung zu analysieren und zu bewerten.

Die Analyse von Ökosystemleistungen (ÖSL) ist ein wichtiges Instrument, um die Bedeutung von Ökosystemen für den Menschen umfassend zu charakterisieren und deren Wichtigkeit interdisziplinär zu verdeutlichen. Brunotte et al. (2009) und Scholz et al. (2012) erarbeiteten eine Beschreibung der wesentlichen Ökosystemleistungen von Fließgewässern und ihren Überschwemmungsgebieten auf nationaler Ebene. Von diesen Autoren werden als wichtige Ökosystemleistungen mit Bezug auf Böden genannt (i) das Wasserrückhaltevermögen, (ii) die Kohlenstoffspeicherung, und (iii) die Schadstoffretention.

Eine Erhebung von diesen wichtigen Ökosystemleistungen auf regionaler Ebene für urbane Böden in den Überschwemmungsgebieten im Hamburger Raum fehlt bisher und wird im Stuck Projekt für die beiden Modellregionen erarbeitet.

6.1 Darstellung des IST-Zustands im Hinblick auf die EG-WRRL (AP 4.1)

In diesem Arbeitspaket wurde der IST-Zustand der beiden Gewässer Kollau und Dove-Elbe nach EG-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) analysiert. Nach einer Literaturrecherche wurden die verfügbaren Berichte und Gutachten gesichtet und ausgewertet und die Ergebnisse in einem zusammenfassenden Bericht dargestellt (Lenzowski, Dudas & Jensen, 2017). In dem vorliegenden Abschlussbericht werden kurz die Kernergebnisse zum IST-Zustand der beiden Gewässer im Hinblick auf die biologischen Qualitätskomponenten genannt. Detailliertere Informationen sowie Angaben zu den unterstützenden Qualitätskomponenten der beiden Gewässer sind dem separaten Bericht zu entnehmen. Die Nomenklatur der Fischfauna folgt Freyhof (2009) und die Nomenklatur der Gefäßpflanzen Jäger (2017).

Die Untersuchungen zum Fischbestand entlang der Kollau aus den Jahren 2005 und 2013 ergaben einen ungenügenden ökologischen Zustand bei leichter Verbesserung des Zustands durch stabile Bestände von *Barbatula barbatula* (Bachschmerle) und guter Bestandsentwicklung von *Gasterosteus aculeatus* (Westlicher Stichling; Schubert et al. 2009; Schubert & Riemann 2014). Die benthische Wirbellosenfauna wurde in den Jahren 2006, 2010 und 2013 untersucht, wobei diese Qualitätskomponente den guten ökologischen Zustand in allen Jahren nicht erreichte und weiterhin als ungenügend klassifiziert ist. Zwar nahm die Artenanzahl leicht zu, jedoch fehlen weiterhin wertgebende Plecopteren- und Ephemopteren-Arten (Stein- und Eintagsfliegen) vollständig und auch Trichopteren-Arten (Köcherfliegen) sind stark unterrepräsentiert (ARGE WRRL-HOF 2014). Bei dem Monitoring der Qualitätskomponente Makrophyten im Jahr 2005 konnten keine Referenzarten entlang der Kollau gefunden werden, wodurch sich mehrheitlich ungenügende ökologische Zustandsklassen der Probestellen ergaben. Stattdessen dominierten im Gewässer Arten großer ökologischer Amplitude und Störzeiger, wie z. B. *Eloдея canadensis* (Kanadische Wasserpest) und *Potamogeton crispus* (Krauses Laichkraut). Bezüglich der Diatomeenvielfalt konnten 2005 bis zu 80 Arten pro Probestelle identifiziert werden. Im Auftreten und in der Häufigkeit von Referenzarten der Diatomeen ist jedoch eine deutliche Abnahme flussabwärts der Kollau zu erkennen, sodass sich für die Diatomeen mäßige bis ungenügende ökologische Zustandsklassen ergaben. Für die restlichen taxonomischen Gruppen des Phytobenthos ergaben sich gute ökologische Zustandsklassen mit Ausnahme der am weitesten flussabwärts gelegenen Probestelle. Zusammenfassend ergab sich eine ungenügende ökologische Zustandsklasse für die Qualitätskomponente Makrophyten und Phytobenthos (Planula 2006).

Die Untersuchungen zur Fischfauna der Dove-Elbe aus den Jahren 2005, 2008 und 2011 ergeben jeweils eine gute ökologische Zustandsklasse, wobei das Artenspektrum von den beiden Leitarten *Perca fluviatilis* (Flussbarsch) und *Rutilus rutilus* (Rotaugen) dominiert wird. Räumlich differenziert finden sich weitere dominante Arten, wie z. B. *Anguilla anguilla* (Europäischer Aal; Schubert & Mosch 2009; Schubert & Riemann 2012). Die benthische Wirbellosenfauna der Dove-Elbe in den untersuchten Jahren 2008 und 2012 erreicht jeweils insgesamt eine gute ökologische Zustandsklasse, wobei das Artenspektrum durch Stillwasserarten bzw. strömungstoleranten Arten geprägt ist, während Fließgewässerarten unterrepräsentiert sind (ARGE WRRL-HOF 2013). Die Makrophytenflora der Dove-Elbe wurde mit Ausnahme einer Probenstelle (gute ökologische Zustandsklasse) im Jahr 2008 mit schlechten ökologischen Zustandsklassen bewertet. Gewässerausbau, Trübung und Schifffahrt verhindern das Aufkommen von submersen Makrophyten und führen zu diesen schlechten Bewertungen (Planula 2008; Stiller 2010). Die Diatomeenflora der Dove-Elbe wurde im Jahr 2008 mit ökologischen Zustandsklassen zwischen mäßig und unbefriedigend

bewertet, wobei letztere Bewertung auf Grund der geringen Summe von Referenzarten an der Probestelle erfolgte (Planula 2008). Das restliche Phytobenthos wurde 2008 ebenfalls mit ökologischen Zustandsklassen zwischen mäßig und unbefriedigend bewertet, allerdings sind die Probestellen, die eine mäßige Bewertung der Diatomeenflora erhalten haben, im Hinblick auf das restliche Phytobenthos als unbefriedigend eingestuft. Die Probestelle mit einer unbefriedigenden ökologischen Zustandsklasse für die Diatomeenflora weist hingegen eine mäßige ökologische Zustandsklasse für das restliche Phytobenthos auf (Planula 2008).

6.2 Zusammensetzung und Diversität der Vegetation (AP 4.2)

In dem Arbeitspaket 4.2 wurde der aktuelle Zustand der Vegetation sowie der Zustand der Vegetation unter sich ändernder Gewässerbewirtschaftung in den Modellregionen Kollau und Dove-Elbe analysiert. Im Fokus der durchgeführten Untersuchungen standen zum einen Überschwemmungsflächen entlang der Kollau und Dove-Elbe, deren Überschwemmungen nicht direkt durch technische Anlagen gesteuert werden, sowie gesteuerte Hochwasser- und Regenrückhaltebecken im gesamten Hamburger Stadtgebiet.

Für die Überschwemmungsflächen entlang der Kollau wurde der aktuelle Zustand der Vegetation in vier ausgewählten Vegetationstypen (feuchtes Grünland, trockenes Grünland, Röhricht und Wald) analysiert (Kapitel 6.2.1). Entlang der Dove-Elbe wurde die aktuelle Vegetationszusammensetzung ausgewählter Überschwemmungsflächen erfasst sowie die mittelfristige Vegetationsentwicklung der Flächen 65 Jahre nach der Abdämmung von der Tideelbe analysiert (Kapitel 6.2.2). Die kurzfristige Vegetationsentwicklung eines HRB nach Wiederherstellung der Retentionsfunktion wurde exemplarisch an einem HRB an der Mühlenau in der Modellregion Kollau untersucht (Kapitel 6.2.3).

Ergänzend zu den Untersuchungen in den beiden Modellregionen wurde eine Untersuchung zur Vegetationszusammensetzung und zu Standortfaktoren von 80 urbanen Hochwasser- und Regenrückhaltebecken in Hamburg durchgeführt (Kapitel 6.2.4). Die Ergebnisse der Untersuchungen werden abschließend zusammengefasst bewertet (Kapitel 6.2.5).

Die Nomenklatur der Gefäßpflanzenarten folgt im folgenden Text Jäger (2017) und der Hamburger Rote Liste Status der Gefäßpflanzen ist Poppendieck et al. (2010) entnommen. Der deutsche Name der Arten wird nur im Text erwähnt, wenn dieser nicht in den jeweiligen Artentabellen der Untersuchungen angegeben ist. Bei der Angabe von Werten im Text sind i. d. R. der Mittelwert und die Standardabweichung angeben.

6.2.1 Vegetationszusammensetzung urbaner, nicht-tidebeeinflusster Überschwemmungsflächen entlang der Kollau

In der Vegetationsperiode 2016 wurde eine Untersuchung zur Vegetationszusammensetzung verschiedener Überschwemmungsflächen entlang der Kollau durchgeführt. Auf Grundlage des Biotopkatasters der Stadt Hamburg und der Verfügbarkeit geeigneter Flächen entlang der Kollau wurden die vier Vegetationstypen feuchtes und trockenes Grünland, Röhricht sowie feuchter Wald (dominiert von *Alnus*- und *Salix*-Arten) für diese Untersuchung ausgewählt. Je Vegetationstyp wurden fünf Flächen (nachfolgend Untersuchungsflächen) entlang der Kollau identifiziert, wobei z. T. auf Flächen an Vorflutern, z. B. der Mühlenau, ausgewichen werden musste (Abb. 103). Je Untersuchungsfläche wurden randomisiert drei Teilflächen à 1 m² ausgewählt und auf diesen Flächen alle wurzelnden krautigen Gefäßpflanzen mit ihren jeweiligen Deckungsanteilen erfasst, sodass insgesamt 60 Teilflächen untersucht wurden.

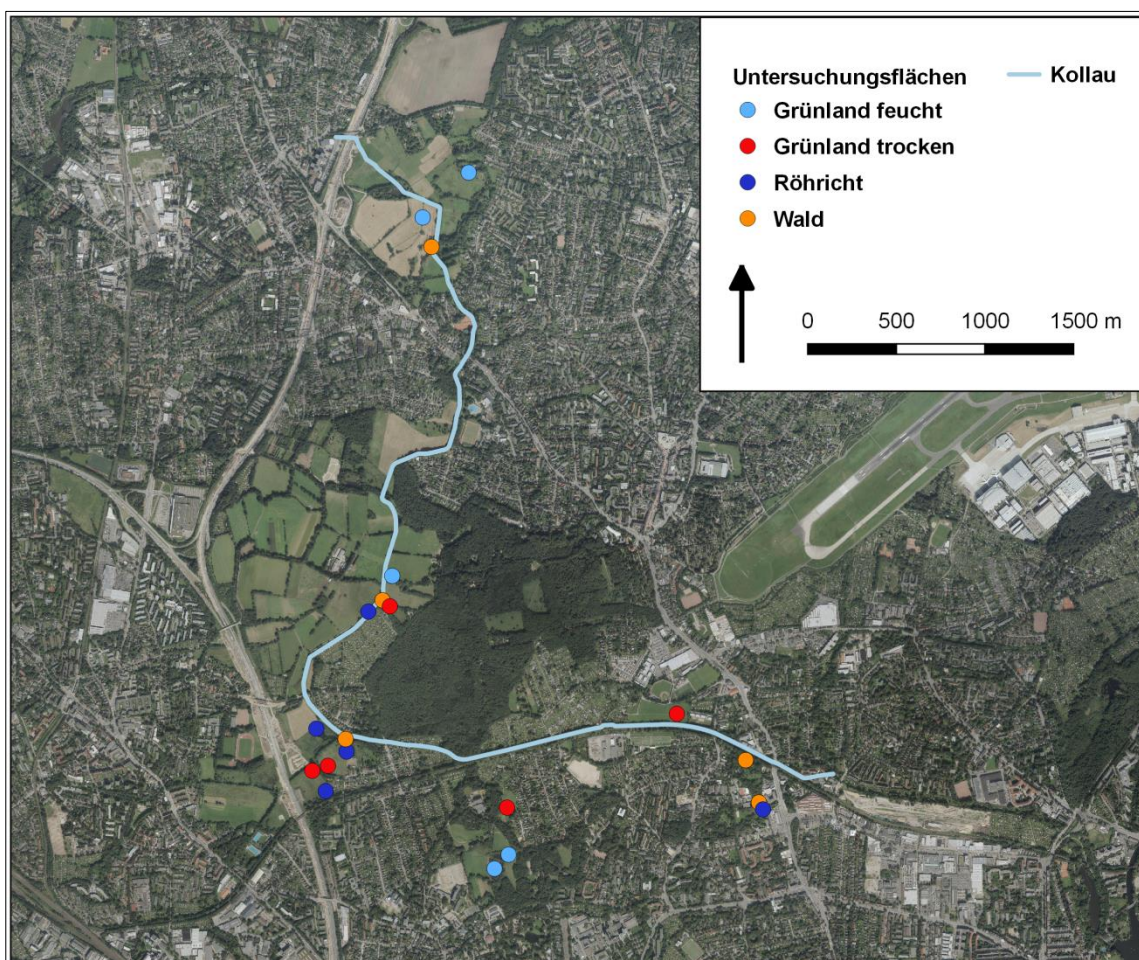


Abb. 103: Lage der Untersuchungsflächen zur Erfassung der Vegetationszusammensetzung urbaner Überschwemmungsflächen entlang der Kollau. Die Karte wurde mit QGIS (Version 2.18.1.) unter Verwendung von Luftbildern erstellt (Geodaten: LGV).

Insgesamt wurden in den Teilflächen der vier Vegetationstypen entlang der Kollau 78 Gefäßpflanzenarten identifiziert (Tab. 16). Als häufigste Arten wurden die in Hamburg weit verbreiteten Arten *Phalaris arundinacea* (in 26 Teilflächen), *Holcus lanatus* (in 25 Teilflächen), *Ranunculus repens* (in 24 Teilflächen) und *Urtica dioica* (in 21 Teilflächen) festgestellt. Mit

Carex disticha (RL V; Wald), *Carex elata* (RL 2; Grünland trocken) und *Epilobium parviflorum* (RL V; Grünland feucht) wurden drei Arten der Hamburger Roten Liste (Poppendieck et al. 2010) jeweils mit einem Vorkommen in den Teilflächen nachgewiesen. Die beiden Neophyten *Impatiens glandulifera* und *Impatiens parviflora* wurden in z. T. hohen Deckungen in einigen Teilflächen des Waldes nachgewiesen.

In den Untersuchungsflächen des feuchten und trockenen Grünlandes wurden mit 11 ± 2 und 10 ± 3 Arten pro m^2 doppelt so viele Arten ermittelt wie in den Untersuchungsflächen des Röhrichts (5 ± 2) und des Waldes (5 ± 1 ; Abb. 104a). Die Anzahl Arten pro m^2 unterschied sich höchst signifikant zwischen den Vegetationstypen (einfaktorielle Varianzanalyse (Analysis of Variance, ANOVA): $F = 10,4$; $p < 0,001$), wobei sich die Werte der beiden Grünlandtypen signifikant von den Werten des Röhrichts und des Waldes unterschieden (Tukey HSD; Abb. 104a). Mit im Mittel 4 ± 2 und 3 ± 1 feuchteliebende Arten pro m^2 wiesen das feuchte Grünland und das Röhricht die höchsten Werte auf, während im trockenen Grünland (1 ± 0) und im Wald (2 ± 1) niedrigere Anzahlen an feuchteliebenden Arten festgestellt wurden (Abb. 104b). Es wurden hoch signifikante Unterschiede in der Anzahl feuchteliebende Arten zwischen den Vegetationstypen ermittelt (einfaktorielle ANOVA: $F = 5,5$; $p < 0,01$), wobei sich die beiden Grünlandtypen signifikant voneinander unterschieden (Tukey HSD; Abb. 104b). Der höchste mittlere gewichtete Ellenberg Feuchtwert wurde mit $8,6 \pm 0,5$ in den Untersuchungsflächen der Röhrichte ermittelt, gefolgt vom feuchten Grünland mit einem Wert von $6,8 \pm 0,5$. Niedrigere Werte von $6,7 \pm 0,7$ und $5,9 \pm 0,2$ wurden in der krautigen Waldvegetation und im trockenen Grünland gefunden (Abb. 104c). Die statistische Auswertung ergab einen höchst signifikanten Unterschied des Ellenberg Feuchtwerts zwischen den Vegetationstypen (einfaktorielle ANOVA: $F = 23,1$; $p < 0,001$), wobei sich die beiden Grünländer und die Röhrichte signifikant voneinander unterschieden sowie die krautige Waldvegetation signifikant von den Röhrichten (Tukey HSD; Abb. 104c). Während die beiden Grünlandtypen einen ähnlichen mittleren gewichteten Ellenberg Stickstoffwert von $5,6 \pm 0,2$ und $5,5 \pm 0,4$ aufwiesen, lag dieser für die Untersuchungsflächen des Röhrichts und des Waldes mit $7,1 \pm 0,5$ und $7,2 \pm 0,5$ höher (Abb. 104d). Diese Unterschiede im Ellenberg Stickstoffwert unterschieden sich höchst signifikant zwischen den Vegetationstypen (einfaktorielle ANOVA: $F = 22,7$; $p < 0,001$), wobei sich die beiden Grünlandtypen signifikant vom Röhricht und dem Wald unterschieden (Tukey HSD, Abb. 104d).

Tab. 16: Erfasste Gefäßpflanzenarten der Überschwemmungsflächen entlang der Kollau. Angegeben sind der wissenschaftliche und deutsche Name sowie die in der DCA (Detrended Correspondence Analysis) verwendeten Abkürzungen der Arten. Zusätzlich ist die Häufigkeit des Vorkommens der Arten in den 15 Teilflächen der vier Vegetationstypen (Grünland feucht, Grünland trocken, Röhricht und Wald) angegeben. Nomenklatur nach Jäger (2017).

Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name	Abkürzung in DCA	Grünland feucht	Grünland trocken	Röhricht	Wald
<i>Aegopodium podagraria</i> L.	Gewöhnlicher Giersch	Aegpod	0	0	1	6
<i>Agrostis capillaris</i> L.	Rotes Straußgras	Agrcap	1	5	0	0
<i>Agrostis stolonifera</i> L.	Weißes Straußgras	Agrsto	8	5	0	0
<i>Alliaria petiolata</i> (M. Bieb.) Cavara et Grande	Knoblauchsrauke	Allpet	0	0	0	3
<i>Alopecurus geniculatus</i> L.	Knick-Fuchsschwanz	Alogen	7	1	0	0
<i>Alopecurus pratensis</i> L.	Wiesen-Fuchsschwanz	Alopra	2	9	0	0
<i>Anthoxanthum odoratum</i> L.	Gewöhnliches Ruchgras	Antodo	4	3	0	0
<i>Arrhenatherum elatius</i> (L.) J. Presl et C. Presl	Glatthafer	Arrela	0	4	0	0
<i>Calystegia sepium</i> (L.) R. Br.	Gewöhnliche Zaunwinde	Calsep	4	0	8	3
<i>Cardamine pratensis</i> L.	Wiesen-Schaumkraut	Carpra	6	0	0	0
<i>Carex acuta</i> L.	Schlanke Segge	Caracu	2	0	1	0
<i>Carex acutiformis</i> Ehrh.	Sumpf-Segge	Caraci	0	0	0	1
<i>Carex disticha</i> Huds.	Zweizeilige Segge	Cardis	0	0	0	1
<i>Carex elata</i> All.	Steife Segge	Carela	0	1	0	0
<i>Carex hirta</i> L.	Behaarte Segge	Carhir	8	4	0	0
<i>Carex riparia</i> Curtis	Ufer-Segge	Carrip	0	0	1	0
<i>Cerastium holosteoides</i> Fr.	Gewöhnliches Hornkraut	Cerhol	3	5	0	0
<i>Circaea lutetiana</i> L.	Großes Hexenkraut	Cirlut	0	0	0	1
<i>Cirsium arvense</i> (L.) Scop.	Acker-Kratzdistel	Cirarv	2	1	1	0
<i>Cirsium palustre</i> (L.) Scop.	Sumpf-Kratzdistel	Cirpal	0	1	2	0
<i>Dactylis glomerata</i> L.	Gewöhnliches Knäuelgras	Dacglo	2	7	0	0
<i>Deschampsia cespitosa</i> (L.) P. Beauv.	Rasen-Schmiele	Desces	2	0	0	0
<i>Elymus repens</i> (L.) Gould	Gewöhnliche Quecke Kleinblütiges Weiden- röschen	Elyrep	3	3	0	0
<i>Epilobium parviflorum</i> Schreb.		Epipar	1	0	0	0
<i>Equisetum arvense</i> L.	Acker-Schachtelhalm	Equarv	1	0	0	0
<i>Equisetum fluviatile</i> L.	Teich-Schachtelhalm	Equflu	0	0	0	1
<i>Equisetum palustre</i> L.	Sumpf-Schachtelhalm	Equipal	4	0	0	0
<i>Festuca gigantea</i> (L.) Vill.	Riesen-Schwingel	Fesgig	2	0	0	0
<i>Festuca pratensis</i> Huds.	Wiesen-Schwingel	Fespra	3	0	0	0
<i>Festuca rubra</i> L.	Rot-Schwingel	Fesrub	2	13	1	1
<i>Filipendula ulmaria</i> (L.) Maxim.	Echtes Mädesüß	Filulm	2	0	1	4
<i>Galium aparine</i> L.	Kletten-Labkraut	Galapa	1	4	4	5
<i>Geranium pratense</i> L.	Wiesen-Storchschnabel	Gerpra	1	0	0	0
<i>Geum urbanum</i> L.	Echte Nelkenwurz	Geurb	0	0	0	4
<i>Glechoma hederacea</i> L.	Gewöhnlicher Gundermann	Glehed	1	2	1	9
<i>Glyceria fluitans</i> (L.) R. Br.	Flutender Schwaden	Glyflu	6	0	0	0
<i>Heracleum sphondylium</i> L.	Wiesen-Bärenklau	Hersph	0	1	0	1
<i>Holcus lanatus</i> L.	Wolliges Honiggras	Hollan	11	14	0	0
<i>Holcus mollis</i> L.	Weiches Honiggras	Holmol	0	0	0	1
<i>Impatiens glandulifera</i> Royle	Drüsiges-Springkraut	Impgla	0	0	0	3
<i>Impatiens parviflora</i> DC.	Kleinblütiges Springkraut	Imppar	0	0	0	2
<i>Iris pseudacorus</i> L.	Wasser-Schwertlilie	Iripse	0	0	1	0
<i>Juncus articulatus</i> L.	Glieder-Binse	Junart	3	0	0	0
<i>Juncus bufonius</i> L.	Kröten-Binse	Junbuf	1	0	0	0
<i>Juncus effusus</i> L.	Flatter-Binse	Juneff	8	0	4	0
<i>Lathyrus pratensis</i> L.	Wiesen-Platterbse	Latpra	4	6	4	0
<i>Lolium perenne</i> L.	Deutsches Weidelgras	Lolper	0	3	0	0
<i>Lotus corniculatus</i> L.	Gewöhnlicher Hornklee	Lotcor	1	2	0	0
<i>Lythrum salicaria</i> L.	Gewöhnlicher Blutweiderich	Lytsal	1	0	3	1
<i>Milium effusum</i> L.	Wald-Flattergras	Mileff	0	0	0	1

Tab. 16: Fortsetzung.

Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name	Abkürzung in DCA	Grünland feucht	Grünland trocken	Röhricht	Wald
<i>Nasturtium officinale</i> W. T. Aiton	Gewöhnliche Brunnenkresse	Nasoff	0	0	0	2
<i>Persicaria hydropiper</i> (L.) Delarbre	Wasserpfeffer	Perhyd	1	0	0	0
<i>Persicaria maculosa</i> Gray	Floh-Knöterich	Permac	0	1	0	0
<i>Phalaris arundinacea</i> L.	Rohr-Glanzgras	Phaaru	3	1	14	8
<i>Phleum pratense</i> L.	Wiesen-Lieschgras	Phlpra	5	2	0	0
<i>Phragmites australis</i> (Cav.) Steud.	Gewöhnliches Schilf	Phraus	0	0	14	0
<i>Plantago lanceolata</i> L.	Spitz-Wegerich	Plalan	4	8	0	0
<i>Poa palustris</i> L.	Sumpf-Rispengras	Poopal	0	0	0	2
<i>Poa trivialis</i> L.	Gewöhnliches Rispengras	Poatri	1	3	0	2
<i>Potentilla anserina</i> L.	Gänse-Fingerkraut	Potans	5	0	0	0
<i>Ranunculus acris</i> L.	Scharfer Hahnenfuß	Ranacr	6	3	0	0
<i>Ranunculus flammula</i> L.	Brennender Hahnenfuß	Ranfla	1	0	0	0
<i>Ranunculus repens</i> L.	Kriechender Hahnenfuß	Ranrep	10	13	0	1
<i>Rubus fruticosus</i> agg.	Artengruppe Brombeere		0	0	0	2
<i>Rumex acetosa</i> L.	Wiesen-Sauerampfer	Rumaca	4	8	3	0
<i>Rumex acetosella</i> L.	Kleiner Sauerampfer	Rumace	0	1	0	0
<i>Rumex crispus</i> L.	Krauser Ampfer	Rumcri	1	0	1	0
<i>Rumex obtusifolius</i> L.	Stumpfbältriger Ampfer	Rumobt	4	0	0	0
<i>Scirpus sylvaticus</i> L.	Wald-Simse	Scisyl	0	0	2	1
<i>Senecio jacobaea</i> L.	Jakobs-Greiskraut	Senjac	0	1	0	0
<i>Stachys palustris</i> L.	Sumpf-Ziest	Stapal	0	0	1	0
<i>Taraxacum</i> sect. <i>Ruderalia</i> Kirschner et al.	Wiesen-Kuhblume-Gruppe	Tarsec	2	4	0	0
<i>Trifolium pratense</i> L.	Rot-Klee	Tripra	1	0	0	0
<i>Trifolium repens</i> L.	Weiß-Klee	Trirep	3	3	0	0
<i>Typha latifolia</i> L.	Breitblättriger Rohrkolben	Typlat	0	0	1	0
<i>Urtica dioica</i> L.	Große Brennnessel	Urtdio	1	1	8	11
<i>Veronica chamaedrys</i> L.	Gamander-Ehrenpreis	Vercha	0	4	0	0
<i>Vicia cracca</i> L.	Vogel-Wicke	Vicra	0	1	0	0

Die Teilflächen der Überschwemmungsflächen entlang der Kollau ordnen sich hinsichtlich ihrer Artenzusammensetzung der krautigen Vegetation in der DCA (Detrended Correspondence Analysis) entlang der 1. Achse an (Abb. 105). Der 1. Achse von links nach rechts folgend ordnen sich die Teilflächen des trockenen Grünlandes gefolgt von den Teilflächen des feuchten Grünlandes im linken Teil des Diagramms an. Anschließend gruppieren sich die Teilflächen des Röhrichts sowie die Teilflächen des Waldes im rechten Teil des Diagramms. Die 1. Achse der DCA korrespondiert mit den mittleren gewichteten Ellenberg Stickstoffwerten der Teilflächen. Weiterhin werden die Teilflächen der vier Vegetationstypen entlang ihres mittleren gewichteten Ellenberg Feuchtwerts angeordnet. Während sich die jeweiligen Teilflächen der beiden Grünlandtypen und des Röhrichts durch ähnliche Artenzusammensetzungen auszeichnen, streuen die Teilflächen des Waldes in der DCA sehr breit. Das trockene und feuchte Grünland zeichnen sich weiterhin durch gemeinsam vorkommende Arten aus, sodass die Teilflächen der beiden Grünlandtypen in der DCA z. T. zusammen angeordnet sind. In geringerem Umfang ist dieses Muster auch bei den Teilflächen des Röhrichts und des Waldes zu erkennen.

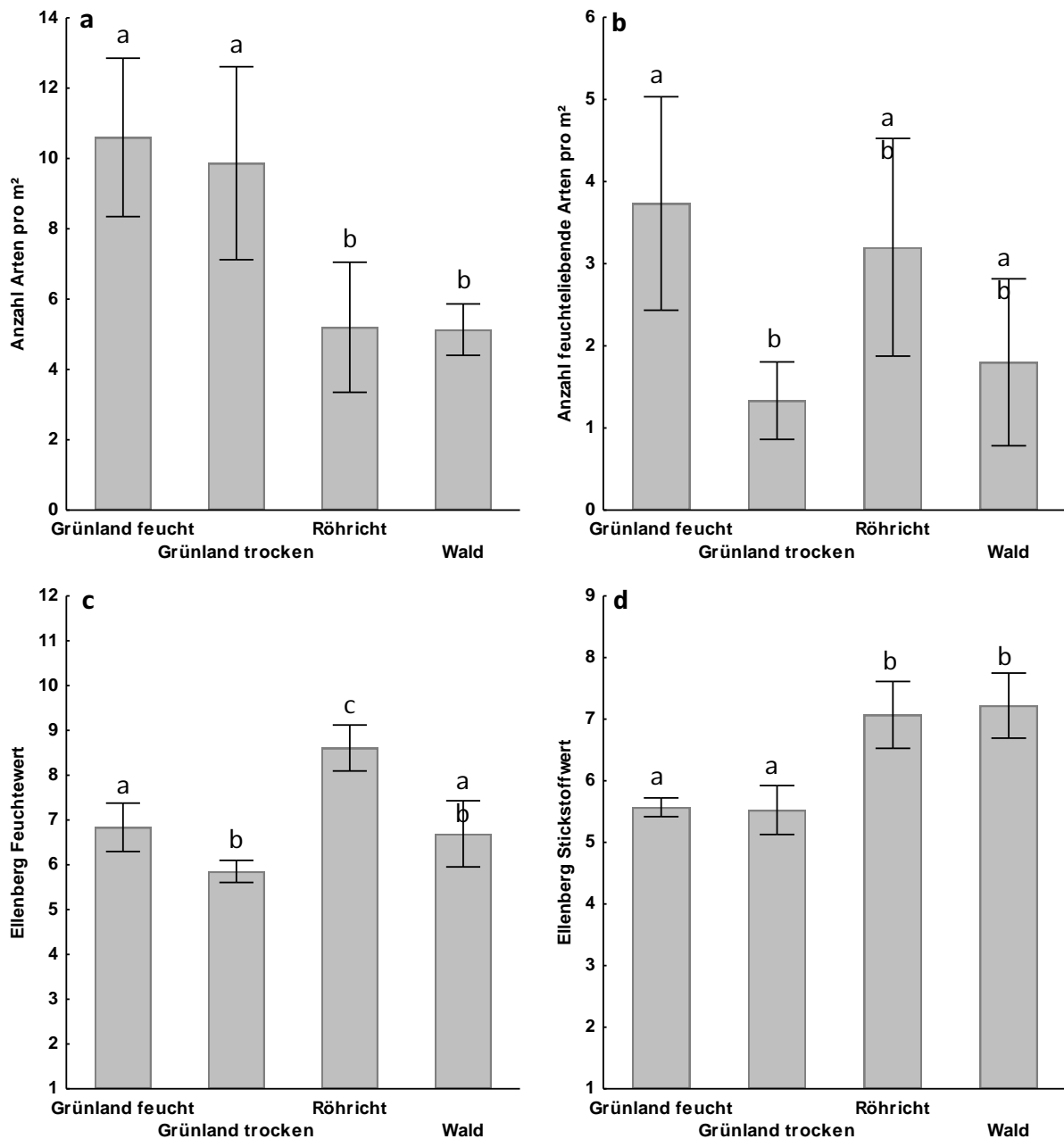


Abb. 104: (a) Anzahl Arten pro m², (b) Anzahl feuchtelebende Arten pro m², (c) mittlerer gewichteter Ellenberg Feuchtwert und (d) mittlerer gewichteter Ellenberg Stickstoffwert (Ellenberg et al. 1991) der Untersuchungsflächen der Überschwemmungsflächen entlang der Kollau jeweils getrennt nach den Vegetationstypen (Grünland feucht, Grünland trocken, Röhricht und Wald). Für die Anzahl feuchtelebende Arten wurden Arten mit einem Ellenberg Feuchtwert (Ellenberg et al. 1991) ≥ 7 berücksichtigt. Dargestellt sind Mittelwert und Standardabweichung der fünf Untersuchungsflächen je Vegetationstyp, wobei für die Werte der einzelnen Untersuchungsflächen Mittelwerte aus den drei Teilflächen gebildet wurden. Unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede zwischen den Vegetationstypen (Tukey HSD Post-Hoc-Test).

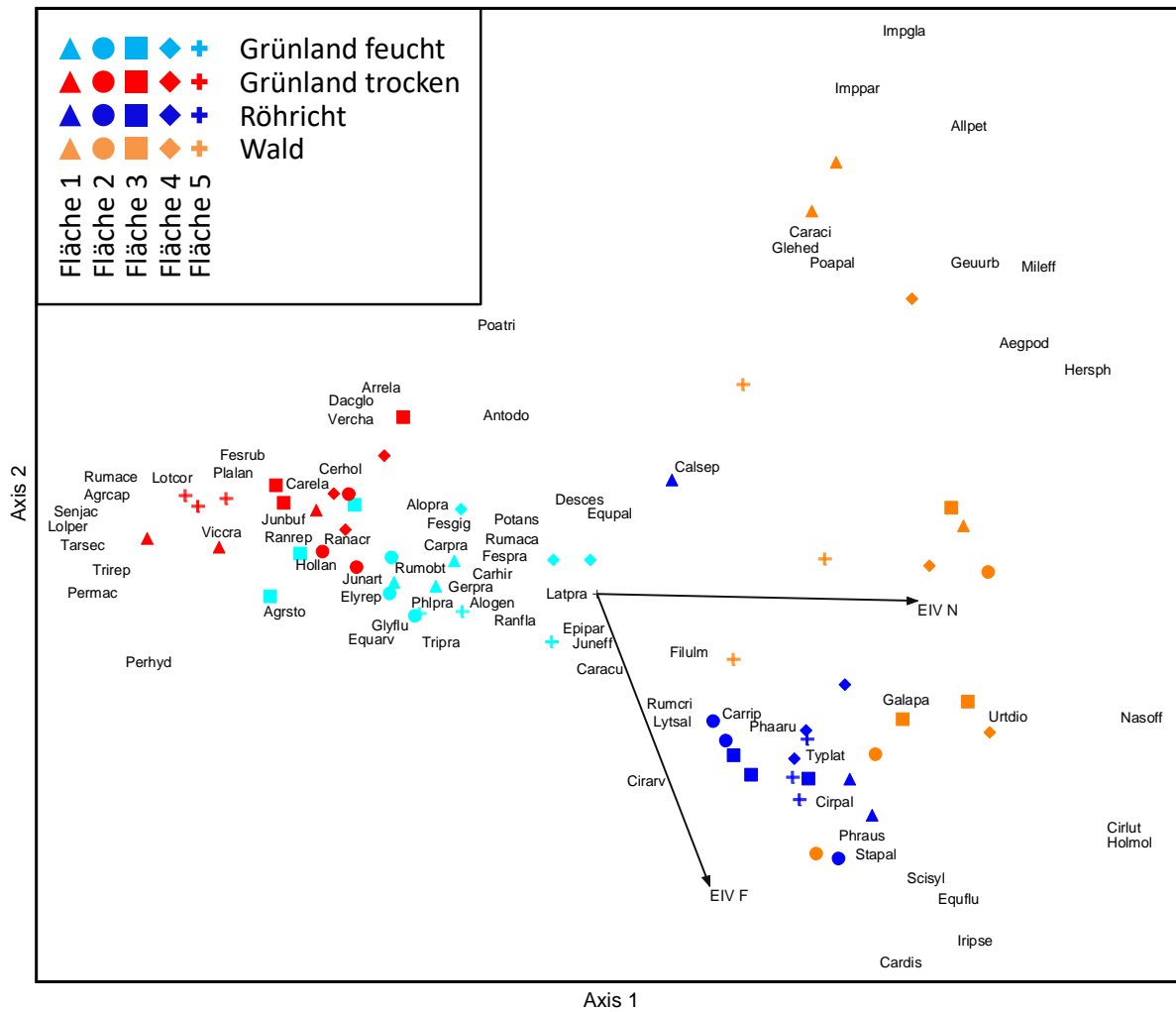


Abb. 105: DCA (Detrended Correspondence Analysis) Diagramm der Teilflächen der urbanen Überschwemmungsflächen entlang der Kollau. Dargestellt sind die Teilflächen der vier Vegetationstypen (Grünland feucht (hellblau), Grünland trocken (rot), Röhricht (dunkelblau) und Wald (orange)) getrennt nach den jeweils fünf Untersuchungsflächen (Replikate; 1 (▲), 2 (●), 3 (■), 4 (◆) und 5 (+)) sowie die Artkürzel der berücksichtigten Arten (s. Tab. 16). Vektorpfeile kennzeichnen mittlere gewichtete Ellenberg Feuchtwerte (EIV F) und Stickstoffwerte (EIV N). Für die Analyse wurden 60 Teilflächen mit 77 Arten der Krautschicht berücksichtigt, wobei das Vorkommen seltener Arten weniger stark gewichtet wurde. 1. Achse: Eigenwert 0,88; Gradientenlänge 6,64 SD; 2. Achse: Eigenwert 0,60; Gradientenlänge 5,46 SD.

6.2.2 Mittelfristige Vegetationsentwicklung urbaner, tidebeeinflusster Überschwemmungsflächen entlang der Dove-Elbe nach Verlust des Tideeinflusses

Zur Vegetation der unteren Dove-Elbe liegt eine Diplomarbeit von Meyer (1954) vor, der die Vegetationszusammensetzung der Dove-Elbe zwischen Krapphofschleuse und (heutiger) Tatenberger Schleuse zum Zeitpunkt der Abdämmung 1951 sowie für ausgewählte Untersuchungsflächen bis zu zwei Jahre nach dem Wegfall des Tideeinflusses untersuchte. Insgesamt wurden 100 Untersuchungsflächen auf ihre Artenzusammensetzung hin untersucht und daraufhin die vorkommenden Pflanzengesellschaften bestimmt. Vor der Abdämmung hat Meyer (1954) im Gebiet die folgenden Pflanzengesellschaften nachgewiesen: Röhrichte, *Archangelica*-Gesellschaften, Rohrglanzgraswiesen, feuchte Fettwiesen, Ufer- und Schlenkengesellschaften, Kriechhahnenfußrasen und Fettweiden. Bereits wenige Jahre nach der Abdämmung wurden Veränderungen in der Vegetation festgestellt. Durch den Wegfall des täglichen Tide-Einflusses kam es zu einer Abnahme der mittleren Ellenberg Feuchtigkeitszahl der Untersuchungsflächen. Pflanzengesellschaften im Übergangsbereich von aquatischen und terrestrischen Lebensräumen wie *Archangelica*- und Schlämmlingsgesellschaften gingen verloren und damit einhergehend kam es auch zum Verlust von Arten der Roten Liste wie z. B. *Hippuris vulgaris* (Gewöhnlicher Tannenwedel, RL HH 1) und *Limosella aquatica* (Gewöhnliches Schlammkraut, RL HH 1; Poppendieck et al. 2010).

Im Sommer 2016 wurde auf einer Auswahl der Untersuchungsflächen von Meyer eine Wiederholungserfassung der Vegetation durchgeführt (Abb. 106). Hierfür wurde zunächst das Kartenmaterial von Meyer mit Geographischen Informationssystemen digitalisiert sowie georeferenziert und anschließend wurden von Mai bis September 2016 auf einer Flächengröße von 20 m² alle Gefäßpflanzen erfasst sowie deren Deckungen geschätzt. Für die Wiederholungserfassung wurden alle Untersuchungsflächen von Meyer ausgewählt, bei denen von einer natürlichen, spontanen Vegetationsentwicklung seit den 50er Jahren ausgegangen werden konnte. Dadurch wurden Ackerflächen und intensiv gepflegte Zierrasen von der Wiederholungserfassung ausgeschlossen. Darüber hinaus konnte eine Vielzahl von Flächen nicht untersucht werden, da diese heute dauerhaft überstaut sind. Insgesamt wurden 45 Flächen vegetationskundlich untersucht. In den folgenden Ergebnissen dieser Untersuchung sind die zusammengehörenden Untersuchungsflächen beider Untersuchungsjahre nach dem 1951 vorherrschenden Vegetationstyp klassifiziert. Dies bedeutet demnach nicht, dass die Untersuchungsflächen auch noch im Jahr 2016 den aus dem Jahr 1951 zugeordneten Vegetationstyp aufweisen. Insgesamt konnten nur Untersuchungsflächen der damaligen Röhrichte, *Archangelica*-Gesellschaften, Rohrglanzgraswiesen, feuchte Fettwiese und Fettweide erneut vegetationskundlich untersucht werden, da die anderen Vegetationstypen durch die weiter o. g. getroffenen Bedingungen ausgeschlossen wurden.

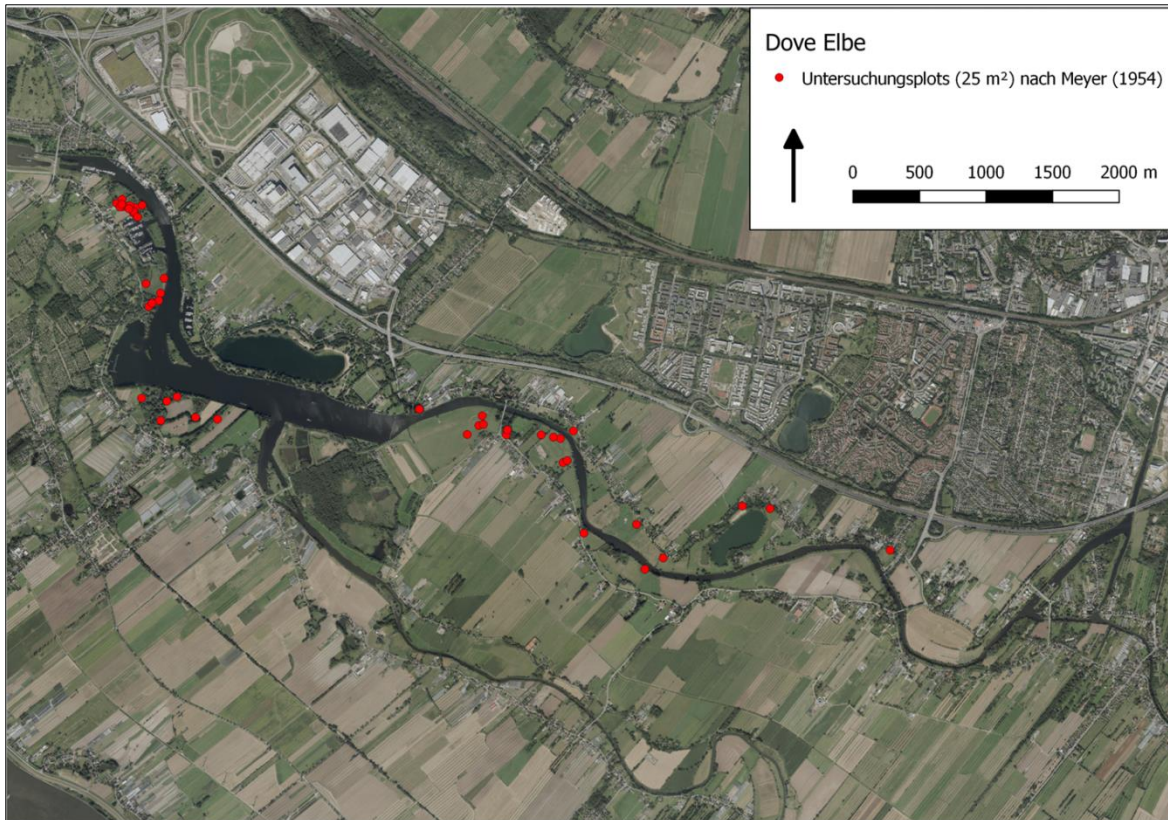


Abb. 106: Lage der Untersuchungsflächen der Wiederholungserfassung der Vegetation nach Meyer (1954) entlang der Dove Elbe zwischen der Krapphofschleuse und Tatenberger Schleuse. Die Karte wurde mit QGIS (Version 2.18.1.) unter Verwendung von Luftbildern erstellt (Geodaten: LGV).

In den Überschwemmungsflächen entlang der Dove-Elbe wurden im Jahr 2016 insgesamt 94 Arten identifiziert, während es vor der Abdämmung von der Tideelbe im Jahr 1951 110 Arten waren (Tab. 17). 1951 waren die fünf häufigsten Arten der Untersuchungsflächen entlang der Dove-Elbe mit Ausnahme von *Anthriscus sylvestris* (28×) feuchteliebende Arten mit einem Ellenberg Feuchtwert ≥ 7 (*Filipendula ulmaria* (28×), *Phalaris arundinacea* (28×), *Cirsium oleraceum* (25×) und *Glyceria maxima* (24×)). Im Jahr 2016 waren hingegen mit Ausnahme von *Poa trivialis* (25×) Arten mit einem Ellenberg Feuchtwert < 7 oder ohne Feuchtwert (*Urtica dioica* (24×), *Dactylis glomerata* (23×), *Glechoma hederacea* (23×) und *Elymus repens* (22×)) die häufigsten Arten der Untersuchungsflächen, die zudem zu den häufigsten Arten der Hamburger Flora gehören (Poppendieck et al. 2010). Unter den 16 Arten der Hamburger Roten Liste (2, 3, V) im Jahr 1951 waren mit *Bolboschoenus maritimus* (RL V), *Carex vulpina* (RL 2), *Senecio paludosus* (RL 2), *Senecio sarracenicus* (RL 3) und *Thalictrum flavum* (RL 3) fünf typische Stromtalarten (Burkart 2001) zu finden. Im Jahr 2016 wurden mit *Ballota nigra* (RL 2), *Cynosurus cristatus* (RL V) und *Senecio sarracenicus* (RL 3) lediglich drei Rote Liste Arten gefunden, wobei *Ballota nigra* im Jahr 2016 neu aufgetreten ist.

Tab. 17: Erfasste Gefäßpflanzenarten der Überschwemmungsflächen entlang der Dove-Elbe. Angegeben sind der wissenschaftliche und deutsche Name sowie die in der DCA (Detrended Correspondence Analysis) verwendeten Abkürzungen der Arten. Zusätzlich ist die Häufigkeit des Vorkommens der Arten in den 45 Untersuchungsflächen getrennt nach den beiden Untersuchungsjahren (1951 und 2016) angegeben. Daten aus dem Jahr 1951 nach Meyer (1954). Nomenklatur nach Jäger (2017).

Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name	Abkürzung in DCA	1951	2016
<i>Achillea millefolium</i> L.	Gewöhnliche Schafgarbe	Achmil	2	2
<i>Acorus calamus</i> L.	Kalmus	Acocal	2	0
<i>Aegopodium podagraria</i> L.	Gewöhnlicher Giersch	Aegpod	1	5
<i>Agrostis capillaris</i> L.	Rotes Straußgras	Agrcap	0	4
<i>Agrostis stolonifera</i> L.	Weißes Straußgras	Agrsto	3	14
<i>Alchemilla vulgaris</i> L.	Gewöhnlicher Frauenmantel	Alcvul	5	0
<i>Alisma plantago-aquatica</i> L.	Gewöhnlicher Froschlöffel	Alipla	4	0
<i>Alliaria petiolata</i> (M. Bieb.) Cavara et Grande	Knoblauchsrauke	Allpet	0	1
<i>Alopecurus geniculatus</i> L.	Knick-Fuchsschwanz	Alogen	4	3
<i>Alopecurus pratensis</i> L.	Wiesen-Fuchsschwanz	Alopra	9	7
<i>Angelica archangelica</i> L.	Echte Engelwurz	Angarc	20	0
<i>Angelica sylvestris</i> L.	Wilde Engelwurz	Angsyl	8	0
<i>Anthriscus sylvestris</i> (L.) Hoffm.	Wiesen-Kerbel	Antsyl	28	1
<i>Arctium lappa</i> L.	Große Klette	Arclap	0	1
<i>Arctium tomentosum</i> Mill.	Filz-Klette	Arctom	1	0
<i>Arrhenatherum elatius</i> (L.) J. Presl et C. Presl	Glatthafer	Arrela	8	13
<i>Artemisia vulgaris</i> L.	Gewöhnlicher Beifuß	Artvul	1	2
<i>Ballota nigra</i> L.	Schwarznessel	Balnig	0	1
<i>Bellis perennis</i> L.	Ausdauerndes Gänseblümchen	Belper	5	3
<i>Berula erecta</i> (Huds.) Coville	Berle	Berere	1	0
<i>Bolboschoenus maritimus</i> (L.) Palla	Gewöhnliche Strandsimse	Bolmar	3	0
<i>Bromus hordeaceus</i> L.	Weiche Trefe	Brohor	0	6
<i>Bromus sterilis</i> L.	Taube Trefe	Broste	0	1
<i>Bunias orientalis</i> L.	Orientalische Zackenschote	Bunori	1	0
<i>Butomus umbellatus</i> L.	Schwabenblume	Butumb	2	0
<i>Calamagrostis canescens</i> (F. H. Wigg.) Roth	Sumpf-Reitgras	Calcan	0	1
<i>Calamagrostis epigejos</i> (L.) Roth	Land-Reitgras	Calepi	0	6
<i>Callitriche hamulata</i> W. D. J. Koch	Haken-Wasserstern	Calham	1	0
<i>Caltha palustris</i> L.	Sumpf-Dotterblume	Calpal	9	0
<i>Calystegia sepium</i> (L.) R. Br.	Gewöhnliche Zaunwinde	Calsep	8	17
<i>Capsella bursa-pastoris</i> (L.) Medik.	Gewöhnliches Hirtentäschel	Capbur	0	2
<i>Cardamine amara</i> L.	Kressen-Schaumkraut	Carama	6	0
<i>Cardamine pratensis</i> L.	Wiesen-Schaumkraut	Carpra	8	3
<i>Carex acuta</i> L.	Schlanke Segge	Caracu	2	0
<i>Carex vulpina</i> L.	Fuchs-Segge	Carvul	3	0
<i>Cerastium holosteoides</i> Fr.	Gewöhnliches Hornkraut	Cerhol	8	8
<i>Cirsium arvense</i> (L.) Scop.	Acker-Kratzdistel	Cirarv	13	13
<i>Cirsium vulgare</i> (Savi) Ten.	Lanzett-Kratzdistel	Cirvul	2	1
<i>Cirsium oleraceum</i> (L.) Scop.	Kohl-Kratzdistel	Cirole	25	0
<i>Crepis paludosa</i> (L.) Moench	Sumpf-Pippau	Crepal	1	0
<i>Cynosurus cristatus</i> L.	Weide-Kammgras	Cyncri	5	2
<i>Dactylis glomerata</i> L.	Gewöhnliches Knäuelgras	Dacglo	3	23
<i>Daucus carota</i> L.	Gewöhnliche Möhre	Daucar	0	1
<i>Deschampsia cespitosa</i> (L.) P. Beauv.	Rasen-Schmiele	Desces	4	0
<i>Draba verna</i> L.	Frühlings-Hungerblümchen	Draver	0	1
<i>Elymus repens</i> (L.) Gould	Gewöhnliche Quecke	Elyrep	1	22
<i>Epilobium angustifolium</i> L.	Schmalblättriges Weidenröschen	Epiang	0	1
<i>Epilobium hirsutum</i> L.	Behaartes Weidenröschen	Epihir	10	0
<i>Epilobium lamyi</i> F. W. Schultz	Graugrünes Weidenröschen	Epilam	0	1
<i>Equisetum arvense</i> L.	Acker-Schachtelhalm	Equarv	1	4
<i>Equisetum fluviatile</i> L.	Teich-Schachtelhalm	Equflu	5	0
<i>Equisetum palustre</i> L.	Sumpf-Schachtelhalm	Equpal	11	1

Tab. 17: Fortsetzung.

Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name	Abkürzung in DCA	1951	2016
<i>Festuca arundinacea</i> Schreb.	Rohr-Schwengel	Fesaru	5	0
<i>Festuca gigantea</i> (L.) Vill.	Riesen-Schwengel	Fesgig	1	1
<i>Festuca pratensis</i> Huds.	Wiesen-Schwengel	Fespra	8	0
<i>Festuca rubra</i> L.	Rot-Schwengel	Fesrub	0	7
<i>Ficaria verna</i> Huds.	Scharbockskraut	Ficver	7	1
<i>Filipendula ulmaria</i> (L.) Maxim.	Echtes Mädesüß	Filulm	28	2
<i>Galeopsis tetrahit</i> L.	Stechender Hohlzahn	Galtet	0	2
<i>Galium aparine</i> L.	Kletten-Labkraut	Galapa	8	20
<i>Galium palustre</i> L.	Sumpf-Labkraut	Galpal	7	0
<i>Geranium dissectum</i> L.	Schlitzblättriger Storchschnabel	Gerdis	0	1
<i>Geranium molle</i> L.	Weicher Storchschnabel	Germol	0	2
<i>Geum urbanum</i> L.	Echte Nelkenwurz	Geuurb	0	5
<i>Glechoma hederacea</i> L.	Gewöhnlicher Gundermann	Glehed	11	23
<i>Glyceria maxima</i> (Hartm.) Holmb.	Wasser-Schwaden	Glymax	24	1
<i>Heracleum sphondylium</i> L.	Wiesen-Bärenklau	Hersph	8	1
<i>Holcus lanatus</i> L.	Wolliges Honiggras	Hollan	8	16
<i>Impatiens parviflora</i> DC.	Kleinblütiges Springkraut	Imppar	0	1
<i>Iris pseudacorus</i> L.	Wasser-Schwertlilie	Iripse	1	0
<i>Juncus effusus</i> L.	Flatter-Binse	Juneff	4	2
<i>Lathyrus pratensis</i> L.	Wiesen-Platterbse	Latpra	8	2
<i>Lolium multiflorum</i> Lam.	Welsches Weidelgras	Lolmul	1	3
<i>Lolium perenne</i> L.	Deutsches Weidelgras	Lolper	5	14
<i>Lotus corniculatus</i> L.	Gewöhnlicher Hornklee	Lotcor	0	1
<i>Lotus pedunculatus</i> Cav.	Sumpf-Hornklee	Lotped	1	0
<i>Lychnis flos-cuculi</i> L.	Kuckucks-Lichtnelke	Lycflo	3	0
<i>Lycopus europaeus</i> L.	Ufer-Wolfstrapp	Lyceur	1	0
<i>Lysimachia nummularia</i> L.	Pfennig-Gilbweiderich	Lysnum	2	1
<i>Lysimachia vulgaris</i> L.	Gewöhnlicher Gilbweiderich	Lysvul	2	0
<i>Lythrum salicaria</i> L.	Gewöhnlicher Blutweiderich	Lytsal	18	0
<i>Medicago lupulina</i> L.	Hopfenklee	Medlup	0	1
<i>Mentha aquatica</i> L.	Wasser-Minze	Menaqu	5	0
<i>Myosotis scorpioides</i> L.	Sumpf-Vergissmeinnicht	Myosco	4	1
<i>Oenanthe aquatica</i> (L.) Poir.	Wasser-Pferdesaat	Oenaqu	2	0
<i>Persicaria amphibia</i> (L.) Delarbre	Wasser-Knöterich	Peramp	15	1
<i>Persicaria hydropiper</i> (L.) Delarbre	Wasserpfeffer	Perhyd	8	0
<i>Persicaria lapathifolia</i> (L.) Delarbre	Ampfer-Knöterich	Perlap	0	1
<i>Phalaris arundinacea</i> L.	Rohr-Glanzgras	Phaarü	28	6
<i>Phleum pratense</i> L.	Wiesen-Lieschgras	Phlpra	7	6
<i>Phragmites australis</i> (Cav.) Steud.	Gewöhnliches Schilf	Phraus	14	10
<i>Pilosella aurantiaca</i> (L.) F. W. Schultz et Sch. Bip.	Orangerotes Mausohrhabichtskraut	Pilaur	0	1
<i>Plantago lanceolata</i> L.	Spitz-Wegerich	Plalan	14	5
<i>Plantago major</i> L.	Breit-Wegereich	Plamaj	12	3
<i>Poa angustifolia</i> L.	Schmalblättriges Rispengras	Poaang	0	14
<i>Poa annua</i> L.	Einjähriges Rispengras	Poaann	2	3
<i>Poa compressa</i> L.	Platthalm-Rispengras	Poacom	0	7
<i>Poa palustris</i> L.	Sumpf-Rispengras	Poapal	4	2
<i>Poa pratensis</i> L.	Wiesen-Rispengras	Poapra	0	1
<i>Poa trivialis</i> L.	Gewöhnliches Rispengras	Poatri	18	25
<i>Polygonum aviculare</i> L.	Echter Vogelknöterich	Polavi	1	1
<i>Potentilla anserina</i> L.	Gänse-Fingerkraut	Potans	9	0
<i>Potentilla reptans</i> L.	Kriechendes Fingerkraut	Potrep	0	1
<i>Prunella vulgaris</i> L.	Gewöhnliche Braunelle	Pruvul	5	0
<i>Ranunculus acris</i> L.	Scharfer Hahnenfuß	Ranacr	12	8
<i>Ranunculus auricomus</i> agg.	Artengruppe Gold-Hahnenfuß	Ranaur	1	0
<i>Ranunculus repens</i> L.	Kriechender Hahnenfuß	Ranrep	17	0
<i>Rorippa amphibia</i> (L.) Besser	Wasser-Sumpfkresse	Roramp	4	0
<i>Rorippa sylvestris</i> (L.) Besser	Wilde Sumpfkresse	Rorsyl	2	0

Tab. 17: Fortsetzung.

Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name	Abkürzung in DCA	1951	2016
<i>Rumex acetosa</i> L.	Wiesen-Sauerampfer	Rumace	19	2
<i>Rumex crispus</i> L.	Krauser Ampfer	Rumcri	8	1
<i>Rumex hydrolapathum</i> Huds.	Fluss-Ampfer	Rumhyd	2	0
<i>Rumex obtusifolius</i> L.	Stumpflättriger Ampfer	Rumobt	23	2
<i>Rumex sanguineus</i> L.	Blut-Ampfer	Rumsan	0	1
<i>Sagittaria sagittifolia</i> L.	Gewöhnliches Pfeilkraut	Sagsag	2	0
<i>Schaenoplectus lacustris</i> (L.) Palla	Gewöhnliche Teichsimse	Schlac	2	0
<i>Scorzoneroidees autumnalis</i> (L.) Moench	Herbst-Schuppenlöwenzahn	Scoaut	11	0
<i>Scrophularia nodosa</i> L.	Knoten-Braunwurz	Scrnod	1	0
<i>Senecio aquaticus</i> Hill	Wasser-Greiskraut	Senaqu	6	0
<i>Senecio paludosus</i> L.	Sumpf-Greiskraut	Senpal	1	0
<i>Senecio sarracenicus</i> L.	Fluss-Greiskraut	Sensar	10	3
<i>Sisymbrium officinale</i> (L.) Scop.	Wege-Rauke	Sisoff	0	1
<i>Solanum dulcamara</i> L.	Bittersüßer Nachtschatten	Soldul	3	2
<i>Stachys palustris</i> L.	Sumpf-Ziest	Stapal	4	2
<i>Stellaria alsine</i> Grimm	Quell-Sternmiere	Steals	2	0
<i>Stellaria graminea</i> L.	Gras-Sternmiere	Stegra	0	2
<i>Stellaria media</i> (L.) Vill.	Vogelmiere	Stemed	0	2
<i>Symphytichum x salignum</i> (Willd.) G. L. Nesom	Weidenblatt-Herbstaster	Symsal	5	0
<i>Symphytum officinale</i> L.	Gewöhnlicher Beinwell	Symoff	23	0
<i>Symphytum x uplandicum</i> Nyman	Futter-Beinwell	Symupl	0	2
<i>Taraxacum</i> sect. <i>Ruderalia</i> Kirschner et al.	Wiesen-Kuhblume-Gruppe	Taroff	16	13
<i>Thalictrum flavum</i> L.	Gelbe Wiesenraute	Thafla	1	0
<i>Torilis japonica</i> (Houtt.) DC.	Gewöhnlicher Klettenkerbel	Torjap	0	1
<i>Trifolium dubium</i> Sibth.	Kleiner Klee	Tridub	1	1
<i>Trifolium pratense</i> L.	Rot-Klee	Tripa	6	2
<i>Trifolium repens</i> L.	Weiß-Klee	Trirep	9	12
<i>Typha angustifolia</i> L.	Schmalblättriger Rohrkolben	Typang	1	0
<i>Typha latifolia</i> L.	Breitblättriger Rohrkolben	Typlat	4	0
<i>Urtica dioica</i> L.	Große Brennnessel	Urtdio	21	24
<i>Valeriana excelsa</i> L.	Kriech-Baldrian	Valex	21	0
<i>Veronica arvensis</i> Poir.	Feld-Ehrenpreis	Verarv	0	1
<i>Veronica beccabunga</i> L.	Bachbunge	Verbec	0	1
<i>Veronica chamaedrys</i> L.	Gamander-Ehrenpreis	Vercha	1	0
<i>Vicia cracca</i> L.	Vogel-Wicke	Viccra	4	2
<i>Vicia parviflora</i> Cav.	Zierliche Wicke	Vicpar	0	1
<i>Vicia sepium</i> L.	Zaun Wicke	Vicsep	1	2
<i>Vicia tetrasperma</i> (L.) Schreb.	Viersamige Wicke	Victet	0	1

In den Untersuchungsflächen entlang der Dove Elbe nahm die Anzahl der Arten im Vergleich zwischen 1951 und 2016 in allen Vegetationstypen zwischen 9 und 14 Arten im Mittel ab (Abb. 107a). Lediglich in den Röhrichtflächen wurde 2016 eine um drei Arten höhere Artenanzahl im Vergleich zum Jahr 1951 ermittelt. Die Anzahl der Arten unterscheidet sich höchst signifikant zwischen den beiden Untersuchungsjahren ($F = 48,0$; $p < 0,001$) und den Vegetationstypen ($F = 9,7$; $p < 0,001$, zweifaktorielle ANOVA), wobei sich die Anzahl Arten der Vegetationstypen *Archangelica*-Gesellschaft, Rohrglanzgraswiese, feuchte Fettwiese und Fettweide signifikant zwischen den Jahren unterscheidet (HSD-Post-Hoc-Test für ungleiche N). Für alle Vegetationstypen wurde eine Abnahme der Anzahl feuchteliebender Arten von 1951 auf 2016 zwischen 3 und 13 Arten im Mittel festgestellt (Abb. 107b). Die deutlichste Abnahme von 13 Arten wurde hierbei in den Untersuchungsflächen der Rohrglanzgraswiesen ermittelt. Die Anzahl feuchteliebender Arten unterscheidet sich höchst signifikant zwischen den beiden Untersuchungsjahren ($F = 114,9$; $p < 0,001$) und den Vege-

tationstypen ($F = 7,2$; $p < 0,001$; zweifaktorielle ANOVA), wobei sich die Anzahl feuchteliebende Arten der Vegetationstypen Röhricht, *Archangelica*-Gesellschaft und Rohrglanzgraswiese signifikant zwischen den Jahren unterscheidet (HSD-Post-Hoc-Test).

Der mittlere gewichtete Ellenberg Feuchtwert nahm von 1951 bis 2016 in den Vegetationstypen Röhricht, *Archangelica*-Gesellschaft und Rohrglanzgraswiese zwischen 1,9 und 3,8 Einheiten ab, wobei die deutlichste Abnahme in den Röhrichtflächen festgestellt wurde (Abb. 107c). In den Untersuchungsflächen der Fettweiden konnte hingegen eine Zunahme des Feuchtwerts um 0,8 Einheiten ermittelt werden und in den Untersuchungsflächen der feuchten Fettweide wurde keine Veränderung festgestellt. Der Ellenberg Feuchtwert unterscheidet sich höchst signifikant zwischen den Jahren ($F = 60,0$; $p < 0,001$) und den Vegetationstypen ($F = 22,9$; $p < 0,001$; zweifaktorielle ANOVA), wobei sich der Feuchtwert der Vegetationstypen Röhricht, *Archangelica*-Gesellschaft und Rohrglanzgraswiese signifikant zwischen den Jahren unterscheidet (HSD-Post-Hoc-Test für ungleiche N). Der mittlere gewichtete Ellenberg Stickstoffwert nahm in den Vegetationstypen Röhricht, *Archangelica*-Gesellschaft, Rohrglanzgraswiese und feuchte Fettwiese zwischen 0,3 und 0,7 Einheiten von 1951 auf 2016 ab (Abb. 107d). In den Untersuchungsflächen der Fettwiese wurde hingegen eine Zunahme des Stickstoffwerts um 0,2 Einheiten festgestellt. Die Unterschiede des Ellenberg Stickstoffwerts sind für die Vegetationstypen hoch signifikant ($F = 5,0$; $p < 0,01$), während zwischen den Untersuchungsjahren keine Unterschiede ermittelt wurden ($F = 3,4$; $p = 0,070$; zweifaktorielle ANOVA).

Die Untersuchungsflächen der Überschwemmungsflächen entlang der Dove-Elbe gruppieren sich hinsichtlich ihrer Artenzusammensetzung der krautigen Vegetation in der DCA nach den beiden Untersuchungsjahren (Abb. 108), wobei sich die Untersuchungsflächen der Fettweide aus dem Jahr 1951 auf Grund von gemeinsamen Arten bei den Untersuchungsflächen aus dem Jahr 2016 anordnen. Die Untersuchungsflächen aus dem Jahr 1951 zeichnen sich weiterhin durch eine sehr einheitliche Artenzusammensetzung aus, während die Untersuchungsflächen aus dem Jahr 2016 in der DCA breiter streuen und somit unterschiedlichere Artenzusammensetzungen aufweisen. Die 1. Achse der DCA korrespondiert mit dem mittleren gewichteten Ellenberg Feuchtwert der Untersuchungsflächen. Die von Meyer (1954) ausgewählten Untersuchungsflächen der Vegetationstypen zeigen in der DCA eine Vegetationszonierung von nassen zu eher trockeneren Bodenbedingungen auf.

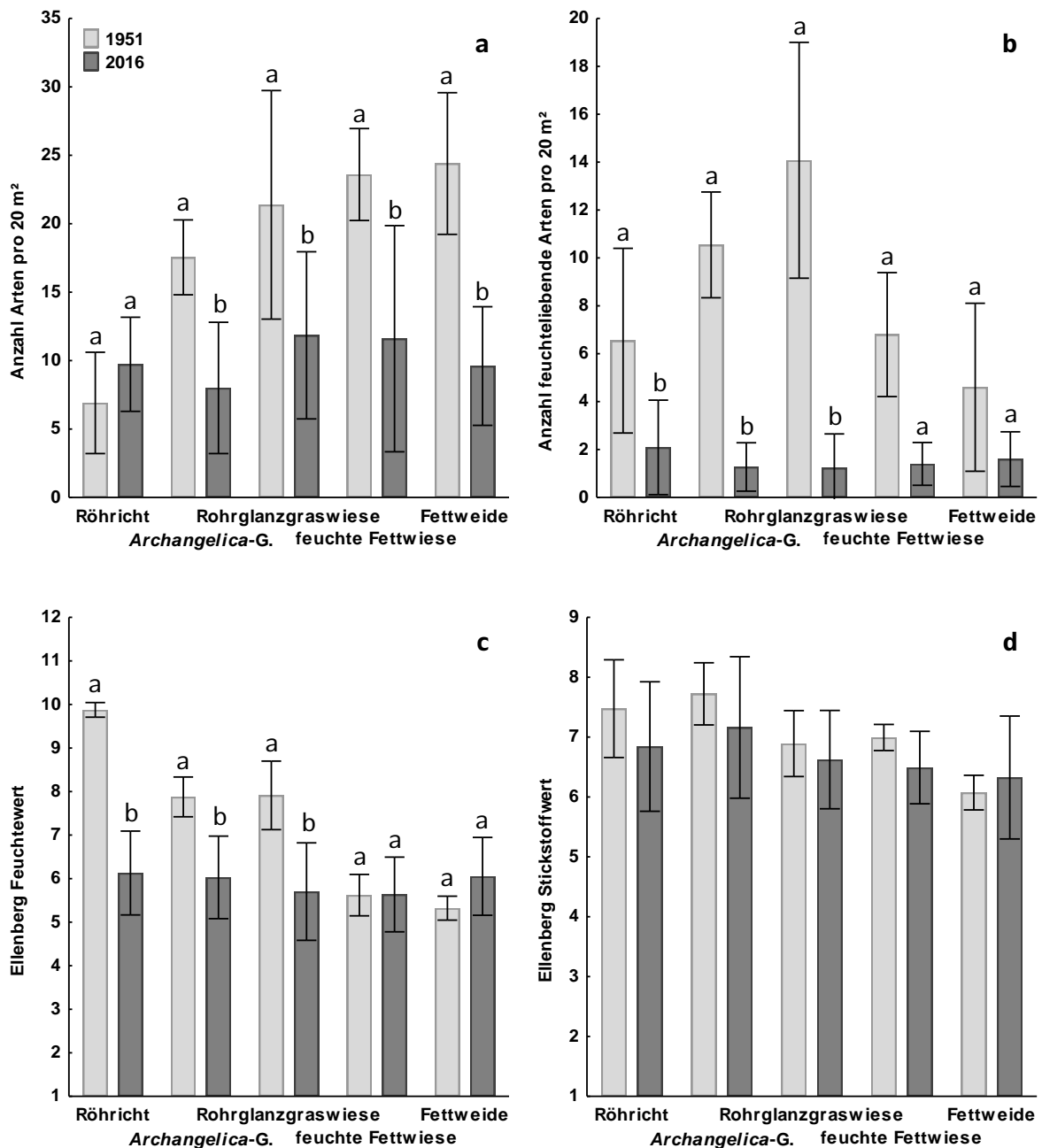


Abb. 107: (a) Anzahl Arten pro 20 m², (b) Anzahl feuchteliebende Arten pro 20 m², (c) mittlerer gewichteter Ellenberg Feuchtwert und (d) mittlerer gewichteter Ellenberg Stickstoffwert (Ellenberg et al. 1991) der Untersuchungsflächen entlang der Dove Elbe getrennt nach den Jahren 1951 und 2016. Die Untersuchungsflächen wurden nach dem vorherrschenden Vegetationstyp (Röhrriecht, *Archangelica*-Gesellschaft, Rohrglanzgraswiese, feuchte Fettwiese, Fettweide) aus dem Jahr 1951 gruppiert. Die Daten aus dem Jahr 1951 stammen von Meyer (1954), wobei die Nomenklatur der Arten an Jäger (2017) angepasst wurde. Variablen für 1951 wurden zusammen mit den Daten für 2016 neu berechnet. Für die Anzahl feuchteliebende Arten wurden Arten mit einem Ellenberg Feuchtwert (Ellenberg et al. 1991) ≥ 7 berücksichtigt. Dargestellt sind Mittelwert und Standardabweichung. Unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede zwischen den Untersuchungsjahren getrennt nach den Vegetationstypen (HSD Post-Hoc-Test für ungleiche N).

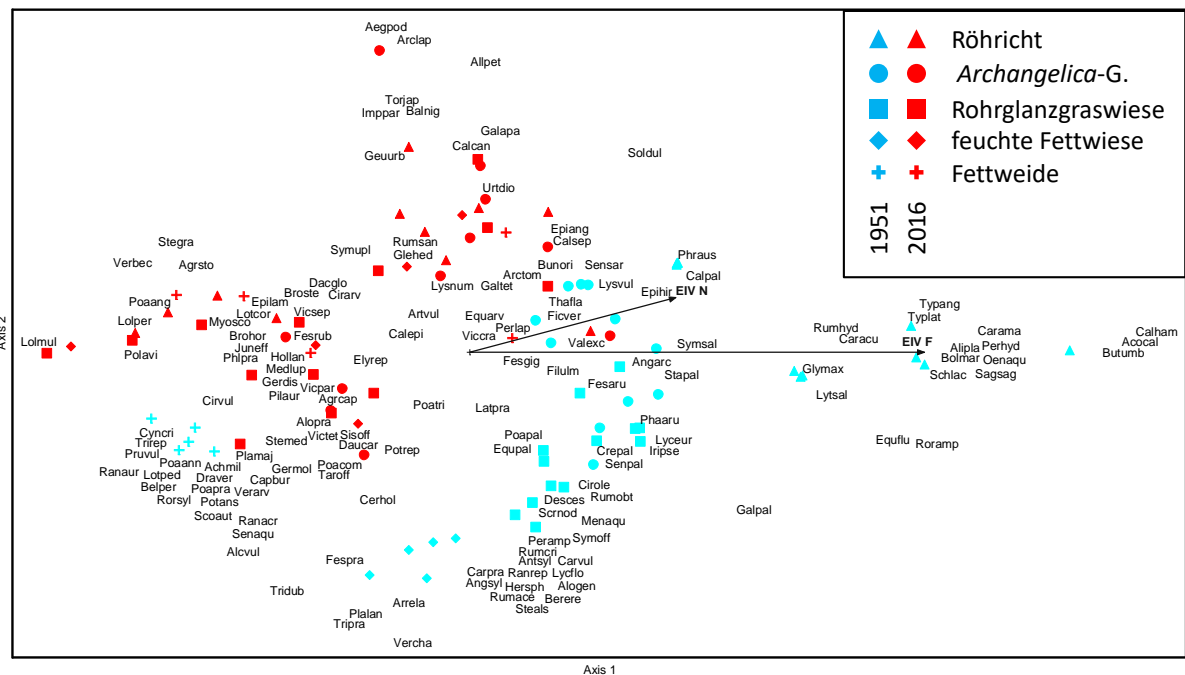


Abb. 108: DCA (Detrended Correspondence Analysis) Diagramm der Untersuchungsflächen entlang der Dove-Elbe. Dargestellt sind die Untersuchungsflächen der fünf Vegetationstypen (Röhricht (\blacktriangle), Archangelica-Gesellschaft (\bullet), Rohrglanzgraswiese (\blacksquare), feuchte Fettwiese (\blacklozenge) und Fettweide ($+$) getrennt nach den beiden Untersuchungsjahren 1951 (hellblau) und 2016 (rot) sowie die Artkürzel der berücksichtigten Arten (Tab. 17). Vektorpfeile kennzeichnen mittlere gewichtete Ellenberg Feuchtwerte (EIV F) und Stickstoffwerte (EIV N). Für die Analyse wurden 90 Untersuchungsflächen mit 147 Arten der Krautschicht berücksichtigt, wobei das Vorkommen seltener Arten weniger stark gewichtet wurde. 1. Achse: Eigenwert 0,90; Gradientenlänge 10,82 SD; 2. Achse: Eigenwert 0,63; Gradientenlänge 5,57 SD.

6.2.3 Kurzfristige Vegetationsentwicklung eines urbanen Hochwasserrückhaltebeckens an der Mühlenau nach Wiederherstellung der Retentionsfunktion

Das Rückhaltebecken dieser Untersuchung befindet sich auf dem ehemaligen Gelände der Fabrik Dr. Hugo Stoltzenberg, südlich des Farnhornstiegs im Hamburger Stadtteil Eidelstedt (Abb. 109). Nach dem Abriss des Fabrikgebäudes im Jahr 1998 erfolgte auf der Fläche eine Bodensanierung durch Bodenaustausch, nach deren Ende eine Ausmuldung zurückblieb, welche als Retentionsmulde dienen sollte. Auf Grund von ausbleibenden Pflegemaßnahmen entwickelte sich auf der Fläche ein Sumpfwald mit *Alnus glutinosa* (Schwarz-Erle) und verschiedenen *Salix*-Arten (Weiden; Abb. 110a), wodurch die Retentionsfunktion des Beckens eingeschränkt wurde. Im Februar 2016 erfolgte die Wiederherstellung der Retentionsfunktion des Beckens. Hierfür wurde ein Großteil des Sumpfwaldes gerodet und die Sohle profiliert, sodass ein wellenartiges Profil entstand. Da der Boden nicht großflächig abgetragen wurde, bestand die Möglichkeit, dass sich die Vegetation in den folgenden Jahren aus der Samenbank reetablieren kann. Die Umbaumaßnahmen des Rückhaltebeckens wurden im Frühjahr/Sommer 2016 fertiggestellt (Abb. 110b).

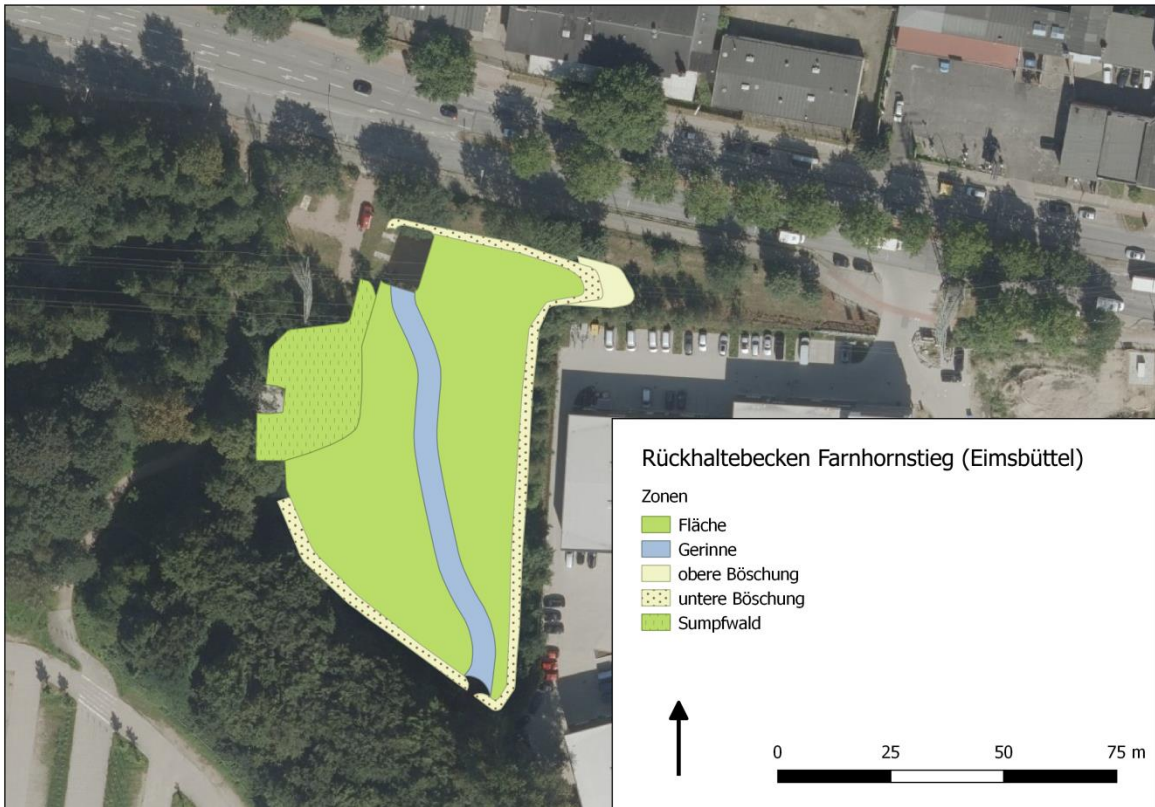


Abb. 109: Lage des Rückhaltebeckens Farnhornstieg auf dem ehemaligen Gelände der Fabrik Dr. Hugo Stoltzenberg, südlich der Straße Farnhornstieg. Dargestellt sind die fünf Zonen (Fläche, Gerinne, obere und untere Böschung sowie Sumpfwald), die im Zuge der Baumaßnahmen zur Wiederherstellung der Retentionsfunktion eingerichtet wurden. Die Karte wurde mit QGIS (Version 2.18.1.) unter Verwendung von Luftbildern erstellt (Geodaten: LGV).

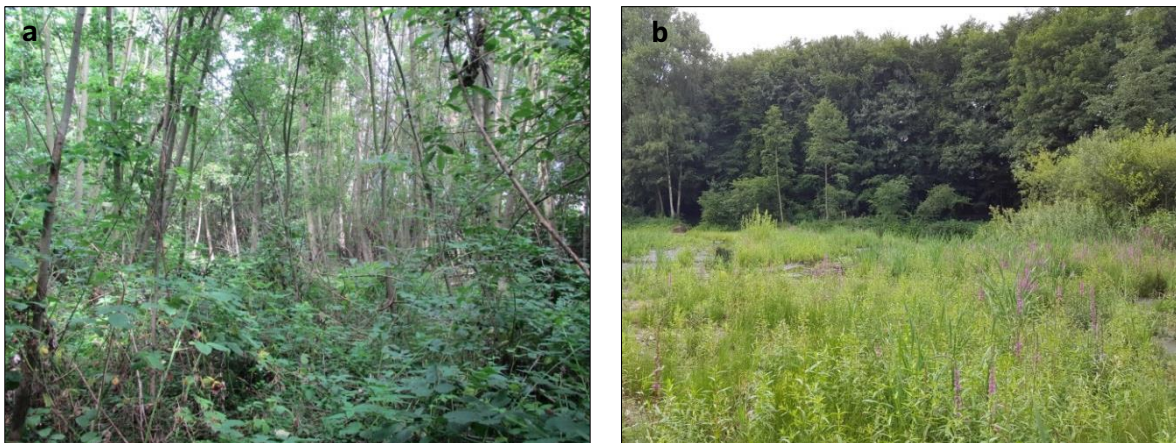


Abb. 110: Vegetation des HRB Farnhornstieg (a) vor der Wiederherstellung der Retentionsfunktion (August 2015) und (b) nach der Wiederherstellung der Retentionsfunktion (August 2016). Fotos: N. Lenzewski.

Ziel dieser Untersuchung war es, zu erfassen, wie sich die Vegetation nach der Wiederherstellung eines eingeschränkt funktionsfähigen HRB entwickelt. Hierfür wurden, ausgehend von der Planung des zukünftigen HRB, fünf verschiedene Zonen identifiziert, die im Folgenden kurz beschrieben werden (Abb. 109). Durch das Gerinne soll die Mühlenau das Becken

von Südosten nach Nordwesten durchfließen (Gerinne), wobei die ebenen Flächen seitlich vom Gerinne im Bedarfsfall überflutet werden können (Fläche). Im westlichen Teil des Beckens verbleibt ein Rest des Sumpfwaldes, da dieser mittlerweile nach § 30 BNatSchG als gesetzlich geschützt gelten müsste (plan.et, 2015). Begrenzt wird das Rückhaltebecken durch eine Böschung (untere Böschung), die im Nordosten in eine Ebene ausläuft (obere Böschung). Pro Zone wurden fünf Untersuchungsplots à 1 m² randomisiert ausgewählt.

Im August 2015 erfolgte die Erhebung der Vegetation in der Vegetationsperiode vor der Wiederherstellung der Retentionsfunktion und im August 2016 und September 2017 die Erhebung der Vegetation des Rückhaltebeckens in der ersten und zweiten Vegetationsperiode nach der Wiederherstellung der Retentionsfunktion. Es wurden Vegetationsaufnahmen an den Untersuchungsplots durchgeführt, bei der alle Gefäßpflanzenarten mit ihren jeweiligen Deckungsanteilen erfasst wurden. Auf Grund der schlechten Zugänglichkeit des Sumpfwaldes und dem Fehlen einer Krautschicht wurde bei den Wiederholungserfassungen in 2016 und 2017 auf die Untersuchung der Sumpfwald-Flächen verzichtet. Um das Potenzial einer natürlichen Reetablierung der Vegetation zu untersuchen, wurden im August 2015 und September 2017 Samenbankproben an den Untersuchungsplots entnommen, die nach einer mehrwöchigen Kälte-Stratifikation im Gewächshaus zur Keimung ausgebracht wurden.

Im Jahr vor der Wiederherstellung des Rückhaltebeckens wurden in den Untersuchungsflächen insgesamt 50 Gefäßpflanzenarten nachgewiesen. Mit 90 Arten wurde in der ersten Vegetationsperiode nach der Wiederherstellung eine deutlich höhere Gesamtartenzahl ermittelt, die in der zweiten Vegetationsperiode nach der Wiederherstellung leicht auf 72 Arten abgenommen hat (Tab. 18).

Vor der Wiederherstellung des Rückhaltebeckens im Jahr 2015 bestand die Baum- und Strauchschicht des Rückhaltebeckens Farnhornstiege vorherrschend aus feuchteliebenden Gehölzen wie *Alnus glutinosa* und verschiedenen *Salix*-Arten (Abb. 110a). Mit Hilfe des Ellenberg Feuchtwerts lassen sich Pflanzenarten hinsichtlich ihrer Präferenz in Bezug auf die Bodenfeuchtigkeit klassifizieren, wobei die Werte zwischen eins (Starktrockniszeiger) und zwölf (Unterwasserpflanze) liegen können. In der Krautschicht fanden sich im Jahr 2015 neben Nässezeigern mit einem Ellenberg Feuchtwert von neun und acht wie *Calamagrostis canescens* oder *Lythrum salicaria* auch Wechselwasserzeiger wie *Phragmites australis* (Gewöhnliches Schilf; im Sumpfwald) mit einem Feuchtwert von 10. Hinzu traten Arten mit deutlich niedrigeren Feuchtwerten bis sechs wie *Glechoma hederacea* oder *Calystegia sepium*. Die Arten der oberen Böschungen haben fast ausschließlich niedrige Feuchtwerte von sechs bis vier, während unter den Arten der unteren Böschung auch Arten mit höheren Zeigerwerten vertreten waren.

Nach der Wiederherstellung des Rückhaltebeckens im Jahr 2016 ist die Krautschicht in den ebenen Flächen dominiert von Nässezeigern mit einem Ellenberg Feuchtwert von neun und acht wie *Glyceria fluitans*, *Juncus articulatus*, *Lythrum salicaria*, *Ranunculus sceleratus* und *Scirpus sylvaticus* (Abb. 110b). Weitere häufige Arten sind mit einem Feuchtwert von zehn *Typha latifolia* und mit niedrigeren Feuchtwerten von sieben und fünf *Juncus effusus* und *Persicaria maculosa*. Insgesamt ist die Artenzusammensetzung über das gesamte Becken verteilt im Jahr 2016 deutlich homogener als im Jahr 2015. Das Gerinne des Beckens ist mit lediglich zwei Arten, *Lemna minor* und *Typha latifolia*, arten- und deckungsarm. Auffällig sind die höheren Deckungsanteile einzelner ruderaler Arten im Vergleich zum Jahr 2015 in Teilbereichen der ebenen Flächen sowie der oberen und unteren Böschungen, wie z. B. *Artemisia vulgaris*, *Epilobium ciliatum*, *Galium aparine* oder *Taraxacum* sect. *Ruderalia*. Weiterhin

konnten sowohl in den Untersuchungsflächen als auch im gesamten Rückhaltebecken in den ebenen Flächen sowie der oberen und unteren Böschung zahlreiche Jungpflanzen des Neophyten *Fallopia japonica* identifiziert werden. Positiv hervorzuheben ist das Vorkommen von zahlreichen *Isolepis setacea*-Pflanzen (Borstige Schuppensimse), welche auf der Hamburger Roten Liste als stark gefährdete Art (2) geführt wird (Poppendieck et al. 2010).

Die Krautschicht der ebenen Flächen ist im Jahr 2017 weiterhin dominiert von Nässe- und Feuchtezeigern (*Glyceria fluitans*, *Juncus articulatus*, *Juncus effusus*, *Lythrum salicaria*, *Scirpus sylvaticus* und *Typha latifolia*). Die im Jahr 2016 identifizierten ruderalen Arten der ebenen Flächen konnten 2017 ebenso nicht mehr vorgefunden werden wie *Isolepis setacea*. Im Gerinne sind im Jahr 2017 im Vergleich zum Jahr 2016 zusätzliche Feuchte- und Nässezeiger identifiziert worden, wobei die Vegetationsdeckung dieser Zone nach wie vor gering im Vergleich zu den anderen Zonen ist.

Tab. 18: Erfasste Gefäßpflanzenarten des Rückhaltebeckens Farnhornstieg (Eimsbüttel) in den Untersuchungsflächen (Fläche, Gerinne, obere und untere Böschung). Angegeben sind der wissenschaftliche und deutsche Name sowie die in der DCA (Detrended Correspondence Analysis) verwendeten Abkürzungen der Arten. Zusätzlich ist die Häufigkeit des Vorkommens der Arten in den 20 Untersuchungsflächen getrennt nach den drei Untersuchungsjahren (2015–2017) angegeben. Nomenklatur nach Jäger (2017).

Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name	Abkürzung in DCA	2015	2016	2017
<i>Acer campestre</i> L.	Feld-Ahorn		3	4	3
<i>Acer platanoides</i> L.	Spitz-Ahorn		2	4	1
<i>Acer pseudoplatanus</i> L.	Berg-Ahorn		0	2	1
<i>Achillea millefolium</i> L.	Gewöhnliche Schafgarbe	Achmil	5	4	6
<i>Aesculus hippocastanum</i> L.	Gewöhnliche Rosskastanie		0	1	0
<i>Agrostis capillaris</i> L.	Rotes Straußgras	Agrcap	2	1	5
<i>Agrostis gigantea</i> Roth	Riesen-Straußgras	Agrgig	0	0	1
<i>Agrostis stolonifera</i> L.	Weißes Straußgras	Agrsto	6	3	5
<i>Alisma plantago-aquatica</i> L.	Gewöhnlicher Froschlöffel	Alipla	0	1	2
<i>Alliaria petiolata</i> (M. Bieb.) Cavara et Grande	Knoblauchsrauke	Allpet	0	2	1
<i>Alnus glutinosa</i> (L.) Gaertn.	Schwarz-Erle		13	2	2
<i>Alnus incana</i> (L.) Moench	Grau-Erle		0	0	1
<i>Artemisia vulgaris</i> L.	Gewöhnlicher Beifuß	Artvul	2	6	1
<i>Betula pendula</i> Roth	Gewöhnliche Birke		4	3	4
<i>Bromus inermis</i> Leyss.	Wehrlose Trespe	Broine	1	0	1
<i>Calamagrostis canescens</i> (F. H. Wigg.) Roth	Sumpf-Reitgras	Calcan	2	0	0
<i>Calamagrostis epigejos</i> (L.) Roth	Land-Reitgras	Calepi	2	2	0
<i>Callitriche palustris</i> agg.	Artengruppe Gewöhnlicher Wasserstern	Calpal	0	0	1
<i>Calystegia sepium</i> (L.) R. Br.	Gewöhnliche Zauwinde	Calsep	2	1	0
<i>Capsella bursa-pastoris</i> (L.) Medik.	Gewöhnliches Hirtentäschel	Capbur	0	1	0
<i>Carex hirta</i> L.	Behaarte Segge	Carhir	2	0	0
<i>Carpinus betulus</i> L.	Hainbuche		0	1	2
<i>Cerastium holosteoides</i> Fr.	Gewöhnliches Hornkraut	Cerhol	4	4	3
<i>Chenopodium album</i> L.	Weißer Gänsefuß	Chealb	0	2	0
<i>Cirsium arvense</i> (L.) Scop.	Acker-Kratzdistel	Cirarv	0	2	0
<i>Cirsium vulgare</i> (Savi) Ten.	Lanzett-Kratzdistel	Cirvul	0	3	1
<i>Conyza canadensis</i> (L.) Cronquist	Kanadisches Berufkraut	Concan	0	4	0
<i>Cornus sanguinea</i> L.	Blutroter Hartriegel		2	2	2
<i>Dactylis glomerata</i> L.	Gewöhnliches Knäuelgras	Dacglo	0	0	2
<i>Daucus carota</i> L.	Gewöhnliche Möhre	Daucar	0	1	1
<i>Epilobium ciliatum</i> Raf.	Drüsiges Weidenröschen	Epicil	1	7	4
<i>Epilobium hirsutum</i> L.	Behaartes Weidenröschen	Epihir	0	1	0
<i>Epilobium montanum</i> L.	Berg-Weidenröschen	Epimon	1	0	1
<i>Equisetum arvense</i> L.	Acker-Schachtelhalm	Equarv	8	10	4
<i>Erysimum cheiranthoides</i> L.	Acker-Schöterich	Eryche	0	2	0
<i>Fagus sylvatica</i> L.	Rot-Buche		1	0	0
<i>Fallopia convolvulus</i> (L.) Á Löve	Gewöhnlicher Windenknöterich	Falcon	0	1	0
<i>Fallopia japonica</i> (Houtt.) Ronse Decr.	Japanischer Staudenknöterich	Faljap	0	5	0
<i>Festuca rubra</i> L.	Rot-Schwengel	Fesrub	6	6	4
<i>Fraxinus excelsior</i> L.	Gewöhnliche Esche		2	1	1
<i>Galeobdolon argentatum</i> Smejkal	Silberblättrige Goldnessel	Galarg	0	1	1
<i>Galium aparine</i> L.	Kletten-Labkraut	Galapa	2	3	1
<i>Geum urbanum</i> L.	Echte Nelkenwurz	Geurb	0	0	1
<i>Glechoma hederacea</i> L.	Gewöhnlicher Gundermann	Glehed	5	4	3
<i>Glyceria fluitans</i> (L.) R. Br.	Flutender Schwaden	Glyflu	0	6	3
<i>Gnaphalium uliginosum</i> L.	Sumpf-Ruhrkraut	Gnauli	0	5	0
<i>Holcus lanatus</i> L.	Wolliges Honiggras	Hollan	5	8	7
<i>Holcus mollis</i> L.	Weiches Honiggras	Holmol	0	1	0
<i>Hypericum perforatum</i> L.	Tüpfel-Hartheu	Hyper	4	3	5
<i>Hypericum tetrapterum</i> L.	Flügel-Hartheu	Hyptet	0	0	1
<i>Hypochaeris radicata</i> L.	Gewöhnliches Ferkelkraut	Hyprad	1	0	0

Tab. 18: Fortsetzung.

Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name	Abkürzung in DCA	2015	2016	2017
<i>Impatiens parviflora</i> DC.	Kleinblütiges Springkraut	Imppar	2	1	1
<i>Juncus articulatus</i> L.	Glieder-Binse	Junart	0	5	3
<i>Juncus bufonius</i> L.	Kröten-Binse	Junbuf	0	8	1
<i>Juncus effusus</i> L.	Flatter-Binse	Juneff	4	7	11
<i>Lemna minor</i> L.	Kleine Wasserlinse	Lemmin	0	3	2
<i>Leucanthemum vulgare</i> (Vaill.) Lam.	Wiesen-Margerite	Leuvul	0	1	1
<i>Lolium perenne</i> L.	Deutsches Weidelgras	Lolper	0	1	0
<i>Lotus corniculatus</i> L.	Gewöhnlicher Hornklee	Lotcor	0	0	3
<i>Lotus pedunculatus</i> Cav.	Sumpf-Hornklee	Lotped	0	2	2
<i>Lycopus europaeus</i> L.	Ufer-Wolfstrapp	Lyceur	1	0	0
<i>Lythrum salicaria</i> L.	Gewöhnlicher Blutweiderich	Lytsal	4	6	7
<i>Medicago lupulina</i> L.	Hopfenklee	Medlup	0	4	0
<i>Melilotus albus</i> Medik.	Weißer Steinklee	Melalb	0	5	0
<i>Myosotis scorpioides</i> L.	Sumpf-Vergissmeinnicht	Myosco	0	0	1
<i>Oenothera biennis</i> agg.	Artengruppe Gewöhnliche Nachtkerze	Oenbie	3	9	7
<i>Ornithopus perpusillus</i> L.	Kleiner Vogelfuß	Ornper	0	1	0
<i>Persicaria lapathifolia</i> (L.) Delarbre	Ampfer-Knöterich	Perlapp	0	5	0
<i>Persicaria maculosa</i> Gray	Floh-Knöterich	Permac	0	9	0
<i>Phleum pratense</i> L.	Wiesen-Lieschgras	Phlpra	0	4	0
<i>Plantago lanceolata</i> L.	Spitz-Wegerich	Plalan	3	8	6
<i>Poa compressa</i> L.	Platthalm-Rispengras	Poacom	0	2	0
<i>Poa palustris</i> L.	Sumpf-Rispengras	Poapal	0	2	2
<i>Poa pratensis</i> L.	Wiesen-Rispengras	Poapra	1	0	1
<i>Poa trivialis</i> L.	Gewöhnliches Rispengras	Poatri	0	4	7
<i>Polygonum aviculare</i> L.	Echter Vogelknöterich	Polavi	0	2	0
<i>Populus trichocarpa</i> Hook.	Westliche Balsampappel		0	0	2
<i>Prunus serotina</i> Ehrh.	Später Traubenkirsche		3	0	3
<i>Quercus robur</i> L.	Stiel-Eiche		1	1	1
<i>Ranunculus repens</i> L.	Kriechender Hahnenfuß	Ranrep	0	3	3
<i>Ranunculus sceleratus</i> L.	Gift-Hahnenfuß	Ransce	0	4	0
<i>Robina pseudoacacia</i> L.	Gewöhnliche Robinie		1	0	0
<i>Rorippa palustris</i> (L.) Besser	Gewöhnliche Sumpfkresse	Rorpal	0	1	0
<i>Rubus caesius</i> L.	Kratzbeere		0	1	1
<i>Rubus fruticosus</i> agg.	Artengruppe Brombeere		6	3	3
<i>Rumex acetosa</i> L.	Wiesen-Sauerampfer	Rumaca	5	1	3
<i>Rumex acetosella</i> L.	Kleiner Sauerampfer	Rumace	0	5	1
<i>Rumex crispus</i> L.	Krauser Ampfer	Rumcri	0	1	0
<i>Rumex obtusifolius</i> L.	Stumpfblättriger Ampfer	Rumobt	1	3	3
<i>Salix cinerea</i> L.	Grau-Weide		3	0	0
<i>Salix x rubens</i> Schrank	Hohe Weide		0	1	1
<i>Salix viminalis</i> L.	Korb-Weide		1	0	0
<i>Scirpus sylvaticus</i> L.	Wald-Simse	Scisyl	2	5	10
<i>Scrophularia nodosa</i> L.	Knoten-Braunwurz	Scrnod	0	2	2
<i>Scutellaria galericulata</i> L.	Gewöhnliches Helmkraut	Scugal	0	0	1
<i>Senecio jacobaea</i> L.	Jakobs-Greiskraut	Senjac	1	0	2
<i>Sisymbrium officinale</i> (L.) Scop.	Wege-Rauke	Sisoff	0	2	0
<i>Solanum dulcamara</i> L.	Bittersüßer Nachtschatten	Soldul	0	1	1
<i>Solanum nigrum</i> L.	Schwarzer Nachtschatten	Solnig	0	1	0
<i>Sonchus asper</i> (L.) Hill	Rauhe Gänsedistel	Sonasp	0	1	1
<i>Sonchus oleraceus</i> L.	Kohl-Gänsedistel	Sonole	1	1	0
<i>Stellaria media</i> (L.) Vill.	Vogelmiere	Stemed	0	1	0
<i>Tanacetum vulgare</i> L.	Rainfarn	Tanvul	0	2	1
<i>Taraxacum</i> sect. <i>Ruderalia</i> Kirschner et al.	Wiesen-Kuhblume-Gruppe	Tarsec	0	9	7
<i>Trifolium arvense</i> L.	Hasen-Klee	Triarv	1	0	0
<i>Trifolium dubium</i> Sibth.	Kleiner Klee	Tridub	1	2	1
<i>Trifolium repens</i> L.	Weiß-Klee	Trirep	2	11	6

Tab. 18: Fortsetzung.

Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name	Abkürzung in DCA	2015	2016	2017
<i>Tripleurospermum inodorum</i> (L.) Sch. Bip.	Geruchlose Kamille	Triper	0	2	0
<i>Typha latifolia</i> L.	Breitblättriger Rohrkolben	Typlat	0	3	8
<i>Urtica dioica</i> L.	Große Brennnessel	Urtdio	3	4	5
<i>Veronica arvensis</i> L.	Feld-Ehrenpreis	Verarv	0	1	0
<i>Veronica beccabunga</i> L.	Bachbunge	Verbec	1	0	1
<i>Vicia hirsuta</i> (L.) Gray	Behaarte Wicke	Vichir	2	5	0
<i>Vicia sativa</i> L.	Saat-Wicke	Vicsat	0	2	0
<i>Viola arvensis</i> Murray	Feld-Stiefmütterchen	Vioarv	0	2	0

Die Anzahl Arten pro m² stieg in der ersten Vegetationsperiode nach der Wiederherstellung der Retentionsfunktion von 4±2 bis 11±2 Arten im Jahr 2015 auf Werte zwischen 15±5 und 27±4 im Jahr 2016 in den Zonen Fläche sowie obere und untere Böschung an. In der zweiten Vegetationsperiode wurde hingegen wieder eine geringere Anzahl Arten mit Werten zwischen 9±4 und 14±2 Arten in diesen Zonen ermittelt, wobei im Jahr 2017 höhere Werte für die drei Zonen im Vergleich zu der Situation vor der Wiederherstellung im Jahr 2015 festgestellt wurden. Mit 0±1 Arten wurde in den Untersuchungsflächen des Gerinnes im Jahr 2016 die niedrigste Anzahl Arten ermittelt, während vor und nach der Wiederherstellung der Retentionsfunktion deutlich höhere Werte von 6±3 und 5±4 Arten festgestellt wurden (Abb. 111a).

Die ermittelten Anzahlen Arten unterschieden sich höchst signifikant zwischen den Jahren (ANOVA mit Messwiederholung: $F = 27,9$; $p < 0,001$), wobei die signifikant höchste Anzahl Arten in der ersten Vegetationsperiode nach der Wiederherstellung (15±10) ermittelt wurde. Signifikant niedrigere Anzahl Arten wurden ebenfalls für die zweite Vegetationsperiode nach der Wiederherstellung (10±5) und in der Vegetationsperiode vor der Wiederherstellung (7±3) ermittelt (Tukey HSD). Auch hinsichtlich der untersuchten Zonen konnten höchst signifikante Unterschiede festgestellt werden (ANOVA mit Messwiederholung: $F = 44,0$; $p < 0,001$), wobei die signifikant höchsten Werte für die obere Böschung (18±7) gefolgt von der Fläche (10±6) und der unteren Böschung (6±2) ermittelt wurden. Die signifikant niedrigste Anzahl Arten wurde mit 4±4 in den Untersuchungsflächen des Gerinnes festgestellt (Abb. 111).

Betrachtet man die während der Untersuchung gefundenen feuchteliebenden Arten mit einem Ellenberg Feuchtwert ≥ 7 genauer, zeigt sich für die Zonen kein einheitliches Bild. Während in den Untersuchungsflächen der unteren Böschung die Anzahl während der drei Untersuchungsjahre von 1±1 auf 2±2 geringfügig zugenommen hat, nahm in den Zonen Fläche (3±2 auf 10±1) und obere Böschung (0±0 auf 5±3) die Anzahl in der ersten Vegetationsperiode nach der Wiederherstellung zunächst deutlich zu. In der zweiten Vegetationsperiode nach der Wiederherstellung wurden in den beiden Zonen dann allerdings Abnahmen der Anzahl feuchteliebender Arten festgestellt (Fläche: 6±4; obere Böschung: 2±5). Das entgegengesetzte Muster wurde in den Untersuchungsflächen des Gerinnes festgestellt, bei denen die Anzahl feuchteliebender Arten von 3±1 vor der Wiederherstellung auf 0±1 in der ersten Vegetationsperiode nach der Wiederherstellung zunächst abnahm. In der zweiten Vegetationsperiode wurde dann mit 4±5 wieder eine höhere Anzahl feuchteliebender Arten festgestellt (Abb. 111b). Insgesamt unterschied sich die Anzahl feuchteliebender Arten zwischen den drei Untersuchungsjahren höchst signifikant (ANOVA mit Messwiederholung: $F = 10,5$; $p < 0,001$). Mit Werten von 4±4 und 4±3 wurden insgesamt die

signifikant höchsten Anzahlen feuchteliebender Arten in der ersten und zweiten Vegetationsperiode nach der Wiederherstellung ermittelt, während vor der Wiederherstellung mit 2 ± 2 weniger feuchteliebende Arten festgestellt wurden (Tukey HSD). Auch zwischen den Zonen unterschied sich die Anzahl feuchteliebender Arten höchst signifikant (ANOVA mit Messwiederholung: $F = 17,3$; $p < 0,001$), wobei in der Fläche die signifikant höchste Anzahl festgestellt wurde (Tukey HSD; Abb. 111b).

Der mittlere gewichtete Ellenberg Feuchtwert der Untersuchungsflächen deutet auf eine Zunahme der Bodenfeuchtigkeit in der Fläche und im Gerinne hin. Während der Feuchtwert in der Fläche während der drei Untersuchungsjahre von $6,9 \pm 0,9$ auf $7,6 \pm 0,6$ leicht angestiegen ist, wurde in den Untersuchungsflächen des Gerinnes ein deutlicher Anstieg des Feuchtwerts von $6,5 \pm 0,7$ auf $9,5 \pm 2,1$ in der zweiten Vegetationsperiode nach der Wiederherstellung ermittelt. In der anschließenden Vegetationsperiode nahm der Feuchtwert hingegen wieder leicht auf $9,0 \pm 0,7$ ab. Für die beiden Böschungen wurde während der Untersuchung zunächst eine Abnahme des Feuchtwerts (obere Böschung: $5,7 \pm 0,2$ auf $4,9 \pm 0,4$; untere Böschung: $6,1 \pm 0,1$ auf $5,7 \pm 0,4$) in der ersten Vegetationsperiode nach der Wiederherstellung ermittelt, welcher in der zweiten Vegetationsperiode nach der Wiederherstellung jedoch wieder auf $5,3 \pm 0,4$ bzw. $5,8 \pm 0,2$ anstieg (Abb. 111c). Der mittlere gewichtete Ellenberg Feuchtwert stieg insgesamt für alle Untersuchungsflächen von $6,3 \pm 0,7$ im Jahr vor der Wiederherstellung auf $6,9 \pm 1,6$ in der zweiten Vegetationsperiode nach der Wiederherstellung an, wobei die ermittelten Werte sich nicht signifikant zwischen den Jahren unterschieden (ANOVA mit Messwiederholung: $F = 3,8$; $p < 0,05$; HSD Test für ungleiche n: $p = 0,142$ bis $0,722$).

Für die untersuchten Zonen des HRB bilden die mittleren gewichteten Ellenberg Feuchtwerte einen Höhengradienten mit entsprechenden Bodenfeuchtigkeiten ab. Hierbei weisen die Untersuchungsflächen des Gerinnes mit $8,2 \pm 1,6$ die höchsten Feuchtwerte auf, gefolgt von der Fläche mit Werten von $7,3 \pm 0,8$. Der Feuchtwert nimmt weiterhin über die untere Böschung ($5,8 \pm 0,3$) und die obere Böschung ($5,3 \pm 0,5$) ab. Es bestehen höchst signifikante Unterschiede im mittleren gewichteten Ellenberg Feuchtwert zwischen den Zonen (ANOVA mit Messwiederholung: $F = 30,0$; $p < 0,001$), wobei signifikante Unterschiede der Werte zwischen der Fläche und dem Gerinne mit der oberen und unteren Böschung vorliegen. Weiterhin unterscheiden sich die Feuchtwerte zwischen dem Gerinne und der unteren Böschung nicht signifikant voneinander (HSD Test für ungleiche N; Abb. 111c).

Der mittlere gewichtete Ellenberg Stickstoffwert stieg in der Fläche und in der unteren Böschung in der ersten Vegetationsperiode nach der Wiederherstellung zunächst von $4,7 \pm 1,5$ und $5,3 \pm 2,5$ auf $5,7 \pm 0,4$ und $5,7 \pm 1,1$ an, wobei sich die Werte in der zweiten Vegetationsperiode nach der Wiederherstellung wieder dem Ausgangsniveau im Jahr vor der Wiederherstellung angenähert haben (Fläche: $4,9 \pm 0,4$; untere Böschung: $5,4 \pm 1,5$). Hingegen wurde in den Untersuchungsflächen der oberen Böschung über die drei Untersuchungsjahre eine stetige Zunahme des Ellenberg Stickstoffwerts von $4,6 \pm 0,5$ auf $5,6 \pm 0,4$ festgestellt, im Gegensatz zu den Untersuchungsflächen des Gerinnes, in dem eine Abnahme des Stickstoffwerts von $6,5 \pm 1,7$ auf $6,0 \pm 1,4$ ermittelt wurde (Abb. 111d). Insgesamt lag der mittlere gewichtete Ellenberg Stickstoffwert während der drei Untersuchungsjahre mit Werten zwischen $5,2 \pm 1,7$ und $5,5 \pm 0,7$ auf einem einheitlichen Niveau, wobei sich die Werte nicht signifikant zwischen den Untersuchungsjahren unterschieden (ANOVA mit Messwiederholung: $F = 0,5$; $p = 0,476$; Auf Grund fehlender Werte für das Gerinne im Jahr 2016 wurden nur die Jahre 2015 und 2017 analysiert). Während die Fläche mit Werten von $4,8 \pm 1,0$ die niedrigsten Ellenberg Stickstoffwerte während der Untersuchung aufwies, wurden im Gerinne die höchsten Werte mit $6,2 \pm 1,5$ ermittelt. Mit Ellenberg Stickstoffwerten

von $5,1 \pm 0,7$ und $5,3 \pm 1,9$ liegen die obere und untere Böschung zwischen den anderen beiden Zonen. Auch zwischen den Zonen wurden keine signifikanten Unterschiede im mittleren gewichteten Ellenberg Stickstoffwert festgestellt (ANOVA mit Messwiederholung: $F = 1,9$; $p = 0,175$; Auf Grund fehlender Werte für das Gerinne im Jahr 2016 wurden nur die Werte der Jahre 2015 und 2017 berücksichtigt).

Die Untersuchungsflächen des Rückhaltebeckens Farnhornstiege ordnen sich hinsichtlich ihrer Artenzusammensetzung der krautigen Vegetation in der DCA entlang der 1. Achse an (Abb. 112). Die Untersuchungsflächen der oberen und unteren Böschung liegen hierbei im linken Teil des Diagramms, während sich die Untersuchungsflächen des Gerinnes im rechten Teil des Diagramms anordnen. Die Untersuchungsflächen der Fläche liegen zwischen den anderen Zonen und gruppieren sich hauptsächlich in der Mitte des Diagramms. Der 1. Achse von links nach rechts folgend ordnen sich die Untersuchungsflächen demnach entlang eines hydrologischen Gradienten von eher trockenen bis frischen Bodenbedingungen zu nassen und dauerhaft überstauten Böden an. Während sich die Untersuchungsflächen der oberen Böschung hierbei in der ersten und zweiten Vegetationsperiode nach der Wiederherstellung durch eine ähnliche Artenzusammensetzung auszeichnen, weicht die Artenzusammensetzung im Jahr vor der Wiederherstellung von den anderen beiden Jahren leicht ab. Im Vergleich hierzu streuen die Untersuchungsflächen der unteren Böschung in der DCA sehr stark zwischen den drei Untersuchungsjahren. Die Artenzusammensetzung der Fläche ist für die Jahre 2016 und 2017 ähnlich, während sich die Untersuchungsflächen im Jahr 2015 durch eine sehr unterschiedliche Artenzusammensetzung auszeichnen. Dieses Muster findet sich auch bei den Untersuchungsflächen des Gerinnes, wobei hier zu beachten ist, dass in der Ordination nur elf Untersuchungsflächen auf Grund fehlender krautiger Arten oder grundsätzlich fehlendes Bewuchses dargestellt sind.

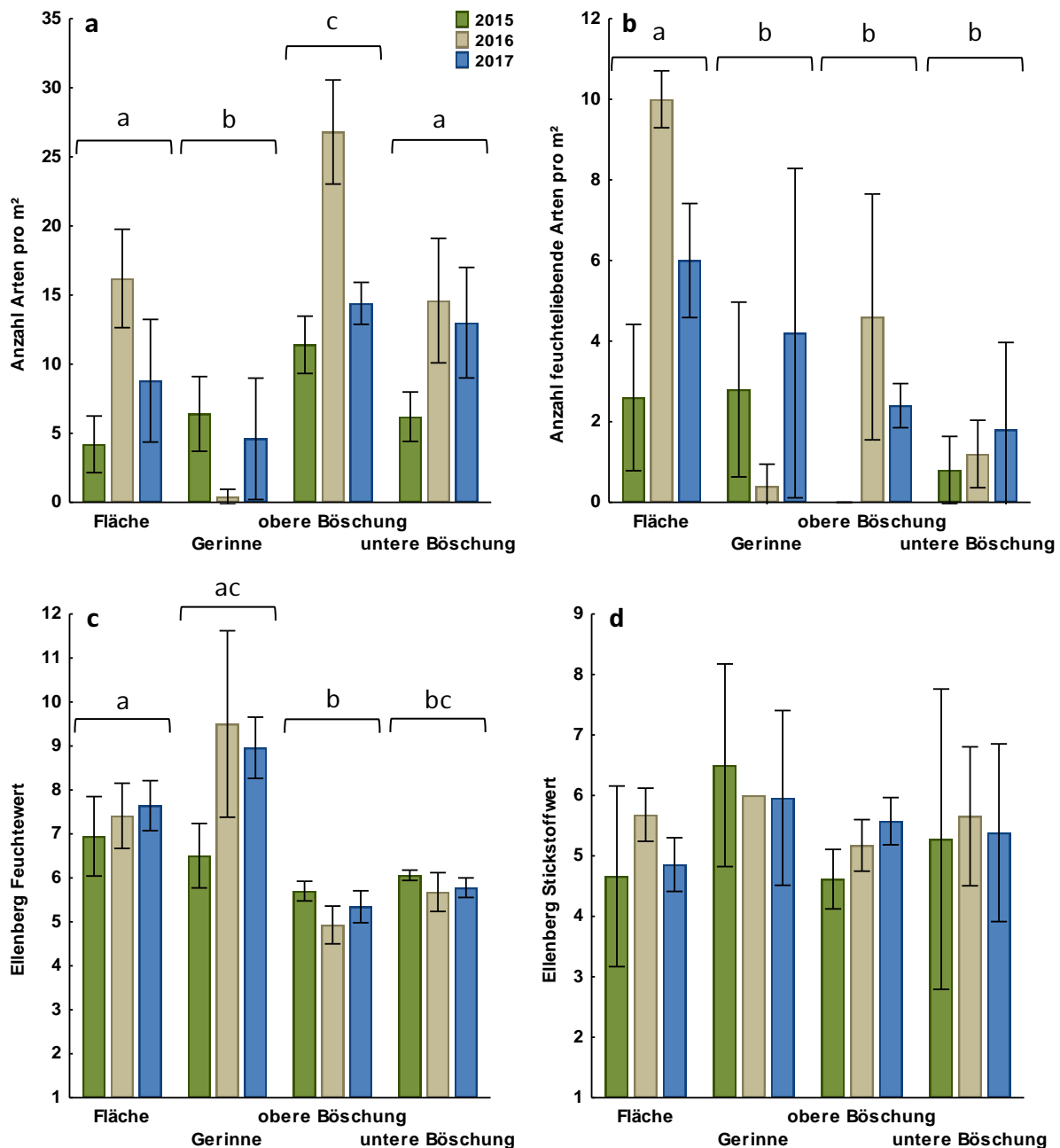


Abb. 111: (a) Anzahl Arten pro m², (b) Anzahl feuchteliebende Arten pro m², (c) mittlerer gewichteter Ellenberg Feuchtwert und (d) mittlerer gewichteter Ellenberg Stickstoffwert (Ellenberg et al. 1991) der Untersuchungsflächen des Rückhaltebeckens Farnhornstieg für die Jahre 2015 (vor der Wiederherstellung des Beckens), 2016 (in der ersten Vegetationsperiode nach der Wiederherstellung des Beckens) und 2017 (in der zweiten Vegetationsperiode nach der Wiederherstellung des Beckens) jeweils getrennt nach den Zonen (Fläche, Gerinne, obere und untere Böschung). Für die Anzahl feuchteliebende Arten wurden Arten mit einem Ellenberg Feuchtwert (Ellenberg et al. 1991) ≥ 7 berücksichtigt. Dargestellt sind Mittelwert und Standardabweichung. Unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede zwischen den Zonen (Tukey HSD Post-Hoc-Test: Anzahl Arten und Anzahl feuchteliebende Arten; HSD Test für ungleiche N: Ellenberg Feuchtwert).

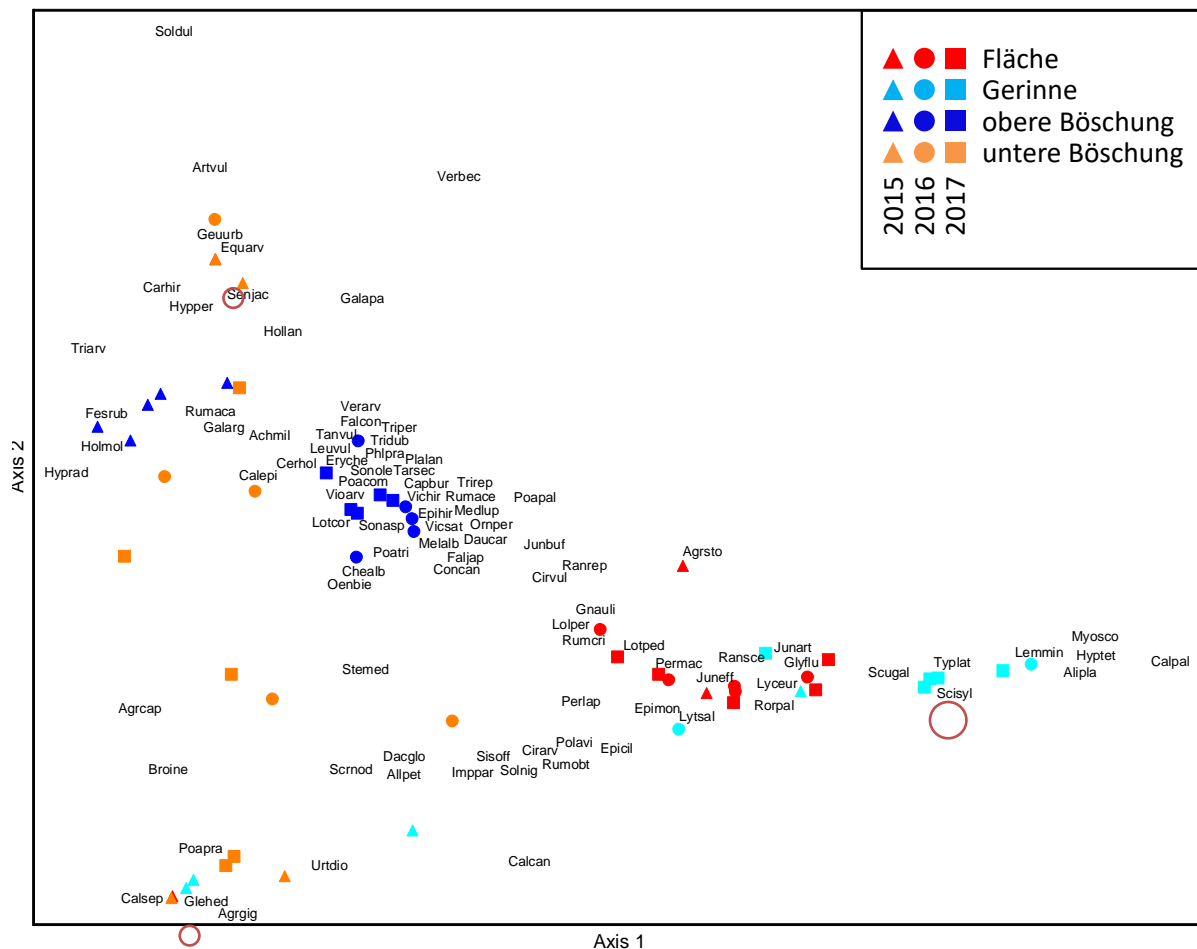


Abb. 112: DCA (Detrended Correspondence Analysis) Diagramm der Untersuchungsflächen des Rückhaltebeckens Farnhornstieg. Dargestellt sind die Untersuchungsflächen der vier Zonen (Fläche (rot), Gerinne (hellblau), obere (dunkelblau) und untere Böschung (orange)) getrennt nach den drei Untersuchungs Jahren (2015 (▲), 2016 (●) und 2017 (■)) sowie die Artkürzel der berücksichtigten Arten (s. Tab. 18). Rote Kreise kennzeichnen drei überlagerte Untersuchungsflächen der Fläche für das Jahr 2015. Für die Analyse wurden 55 Untersuchungsflächen mit 95 Arten der Krautschicht berücksichtigt, wobei das Vorkommen seltener Arten weniger stark gewichtet wurde. 1. Achse: Eigenwert 0,90; Gradientenlänge 7,94 SD; 2. Achse: Eigenwert 0,68; Gradientenlänge 5,77 SD.

Tab. 19: Erfasste Gefäßpflanzenarten in der Samenbank des HRB Farnhornstieg (Eimsbüttel) getrennt nach dem Jahr der Untersuchung (2015 und 2017). Angegeben sind der wissenschaftliche und deutsche Name der Arten. Nomenklatur nach Jäger (2017). Stand der Daten: 22.06.2018.

Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name	2015	2017
<i>Achillea millefolium</i> L.	Gewöhnliche Schafgarbe	x	x
<i>Aegopodium podagraria</i> L.	Gewöhnlicher Giersch	x	
<i>Alliaria petiolata</i> (M. Bieb.) Cavara et Grande	Knoblauchsrauke		x
<i>Alnus incana</i> (L.) Moench	Grau-Erle	x	x
<i>Arabidopsis thaliana</i> (L.) Heynh.	Acker-Schmalwand	x	x
<i>Artemisia vulgaris</i> L.	Gewöhnlicher Beifuß	x	x
<i>Betula pendula</i> Roth	Gewöhnliche Birke	x	
<i>Calystegia sepium</i> (L.) R. Br.	Gewöhnliche Zaunwinde	x	
<i>Capsella bursa-pastoris</i> (L.) Medik.	Gewöhnliches Hirtentäschel		x
<i>Cardamine hirsuta</i> L.	Viermanniges Schaumkraut	x	x
<i>Cerastium glomeratum</i> Thuill.	Knäuel_Hornkraut	x	x
<i>Chenopodium album</i> L.	Weißer Gänsefuß	x	x
<i>Chenopodium polyspermum</i> L.	Vielsamiger Gänsefuß	x	x
<i>Chenopodium rubrum</i> L.	Roter Gänsefuß		x
<i>Cirsium arvense</i> (L.) Scop.	Acker-Kratzdistel	x	
<i>Conyza canadensis</i> (L.) Cronquist	Kanadisches Berufkraut	x	x
<i>Echinochloa crus-galli</i> (L.) P. Beauv.	Gewöhnliche Hühnerhirse		x
<i>Epilobium ciliatum</i> Raf.	Drüsiges Weidenröschen	x	x
<i>Epilobium hirsutum</i> L.	Behaartes Weidenröschen		x
<i>Epilobium obscurum</i> Schreb.	Dunkelgrünes Weidenröschen	x	
<i>Epilobium parviflorum</i> Schreb.	Kleinblütiges Weidenröschen	x	
<i>Eragrostis albensis</i> H. Scholz	Elbe-Liebesgras		x
<i>Erysimum cheiranthoides</i> L.	Acker-Schöterich	x	
<i>Festuca gigantea</i> (L.) Vill.	Riesen-Schwengel		x
<i>Galium aparine</i> L.	Kletten-Labkraut	x	x
<i>Glechoma hederacea</i> L.	Gewöhnlicher Gundermann	x	x
<i>Glyceria fluitans</i> (L.) R. Br.	Flutender Schwaden	x	x
<i>Gnaphalium uliginosum</i> L.	Sumpf-Ruhrkraut	x	x
<i>Herniaria glabra</i> L.	Kahles Bruchkraut		x
<i>Holcus lanatus</i> L.	Wolliges Honiggras	x	x
<i>Hypericum perforatum</i> L.	Tüpfel-Hartheu	x	x
<i>Impatiens parviflora</i> DC.	Kleinblütiges Springkraut	x	x
<i>Juncus bufonius</i> L.	Kröten-Binse	x	x
<i>Juncus effusus</i> L.	Flatter-Binse	x	x
<i>Lapsana communis</i> L.	Rainkohl		x
<i>Lotus corniculatus</i> L.	Gewöhnlicher Hornklee		x
<i>Lycopus europaeus</i> L.	Ufer-Wolfstrapp	x	
<i>Lythrum salicaria</i> L.	Gewöhnlicher Blutweiderich	x	x
<i>Myosotis arvensis</i> Hill	Acker-Vergissmeinnicht		x
<i>Oenothera biennis</i> agg.	Artengruppe Gewöhnliche Nachtkerze	x	x
<i>Persicaria lapathifolia</i> (L.) Delarbre	Ampfer-Knöterich		x
<i>Persicaria maculosa</i> Gray	Floh-Knöterich	x	
<i>Persicaria mitis</i> (Schrank) Assenov	Milder Knöterich		x
<i>Plantago lanceolata</i> L.	Spitz-Wegerich	x	x
<i>Plantago major</i> L.	Breit-Wegereich		x
<i>Poa annua</i> L.	Einjähriges Rispengras		x
<i>Poa nemoralis</i> L.	Hain-Rispengras	x	
<i>Poa palustris</i> L.	Sumpf-Rispengras	x	x
<i>Poa trivialis</i> L.	Gewöhnliches Rispengras	x	x
<i>Polygonum aviculare</i> L.	Echter Vogelknöterich	x	x
<i>Polypogon monspeliensis</i> (L.) Desf.	Gewöhnliches Bürstengras	x	
<i>Ranunculus repens</i> L.	Kriechender Hahnenfuß	x	x
<i>Ranunculus sceleratus</i> L.	Gift-Hahnenfuß	x	x
<i>Rorippa palustris</i> (L.) Besser	Gewöhnliche Sumpfkresse	x	x
<i>Rubus fruticosus</i> agg.	Artengruppe Brombeere	x	

Tab. 19: Fortsetzung.

Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name	2015	2017
<i>Rumex acetosa</i> L.	Wiesen-Sauerampfer	x	x
<i>Rumex acetosella</i> L.	Kleiner Sauerampfer		x
<i>Rumex crispus</i> L.	Krauser Ampfer	x	
<i>Rumex obtusifolius</i> L.	Stumpfbältriger Ampfer	x	x
<i>Sagina procumbens</i> L.	Liegendes Mastkraut	x	x
<i>Scirpus sylvaticus</i> L.	Wald-Simse	x	
<i>Scrophularia nodosa</i> L.	Knoten-Braunwurz	x	x
<i>Senecio sylvaticus</i> L.	Wald-Greiskraut	x	
<i>Senecio vulgaris</i> L.	Gewöhnliches Greiskraut		x
<i>Sisymbrium officinale</i> (L.) Scop.	Wege-Rauke	x	
<i>Solanum elaeagnifolium</i> Opiz	Täuschender Nachtschatten		x
<i>Solanum dulcamara</i> L.	Bittersüßer Nachtschatten		x
<i>Sonchus oleraceus</i> L.	Kohl-Gänsedistel		x
<i>Taraxacum</i> sect. <i>Ruderalia</i> Kirschner et al.	Wiesen-Kuhblume-Gruppe	x	x
<i>Trifolium repens</i> L.	Weiß-Klee	x	x
<i>Typha latifolia</i> L.	Breitblättriger Rohrkolben	x	x
<i>Urtica dioica</i> L.	Große Brennnessel	x	x
<i>Verbascum nigrum</i> L.	Schwarze Königskerze	x	
<i>Veronica arvensis</i> Poir.	Feld-Ehrenpreis	x	
<i>Veronica peregrina</i> L.	Fremder Ehrenpreis		x
<i>Veronica serpyllifolia</i> L.	Quendel-Ehrenpreis		x
<i>Vicia angustifolia</i> L.	Schmalblättrige Wicke	x	
<i>Viola arvensis</i> Murray	Feld-Stiefmütterchen	x	
<i>Viola tricolor</i> L.	Wildes Stiefmütterchen		x

Aus den Samenbankproben des HRB Farnhornstieg des Jahres 2015 konnten insgesamt 48.511 Keimlinge von 57 Gefäßpflanzenarten identifiziert werden. In den Samenbankproben des Jahres 2017 wurden mit 14.186 Keimlingen von 60 Arten deutlich weniger aufgelaufene Pflanzen festgestellt (Tab. 19). Hierbei ist jedoch zu beachten, dass die Samenbankuntersuchung der Proben aus dem Jahr 2017 zum Zeitpunkt dieses Berichts noch nicht abgeschlossen war. Die endgültigen Ergebnisse der Untersuchungen werden 2020 veröffentlicht. Die Samenbank beider Untersuchungsjahre ist von *Juncus bufonius* und *Juncus effusus* dominiert, die 94,1 % in 2015 und 73,4 % in 2017 aller Keimlinge darstellten. Weiterhin kam im Jahr 2015 *Urtica dioica* mit 1,1 % und *Epilobium ciliatum* mit 10,4 % aller Keimlinge häufig vor. Unter den weiteren Arten befinden sich sowohl feuchteliebende Arten, wie z. B. *Typha latifolia* und *Poa palustris*, als auch ubiquitäre, ruderalen Arten, wie z. B. *Conyza canadensis* und *Taraxacum* sect. *Ruderalia*, allerdings in deutlich geringeren Häufigkeiten.

6.2.4 Vegetationszusammensetzung und Standortfaktoren kleiner, urbaner Hochwasser- und Regenrückhaltebecken in Hamburg

In der Vegetationsperiode 2017 wurde eine Untersuchung zu Vegetationszusammensetzung und Standortfaktoren kleiner Hochwasser- und Regenrückhaltebecken im gesamten Hamburger Stadtgebiet durchgeführt. Von den Hochwasser- und Regenrückhaltebecken Hamburgs wurden randomisiert 80 Rückhaltebecken für diese Untersuchung ausgewählt (Abb. 113). Hierbei wurde darauf geachtet, dass die Rückhaltebecken gleichmäßig auf das Hamburger Stadtgebiet verteilt waren, wobei einige Gebiete auf Grund von nicht vorhandenen Rückhaltebecken unterrepräsentiert sind. Neben Dauerstaubecken wurden auch Trockenbecken in der Untersuchung berücksichtigt. Die Zuordnung der Rückhaltebecken

zu den beiden Typen erfolgte auf Grund des dominierenden Charakters des einzelnen Rückhaltebeckens.

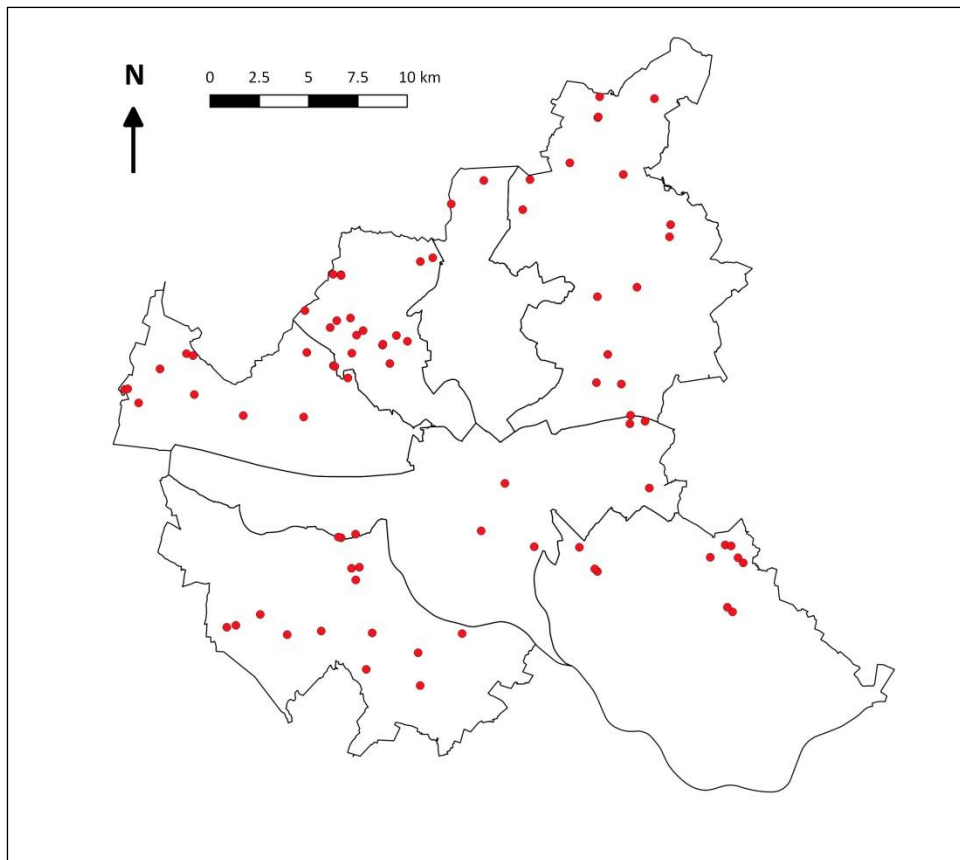


Abb. 113: Lage der 80 untersuchten Hochwasser- und Regenrückhaltebecken im Hamburger Stadtgebiet.

In der Vegetationsperiode 2017 wurde jedes der 80 Rückhaltebecken zweimal aufgesucht und alle darin wurzelnden Gefäßpflanzen getrennt nach den beiden Zonen Böschung und Ebene erfasst. Bei der zweiten Erhebung wurde zudem für jede Art ihre Deckung innerhalb der Zonen in Kategorien (1 = < 1 %, 2 = 1–5 %, 3 = 5–25 %, 4 = 25–50 %, 5 = 50–75 %, 6 = 75–100 %) notiert. Zusätzlich wurden verschiedene abiotische und biotische Parameter der Rückhaltebecken, wie z. B. mittlere Böschungsneigung oder Beschattung durch Gehölze, erhoben. Mittels Geografischen Informationssystemen wurden nach der Geländearbeit weitere Parameter der Rückhaltebecken, wie z. B. die Entfernung der Rückhaltebecken zum Stadtzentrum oder die Flächengröße der beiden Zonen der Rückhaltebecken, bestimmt. Aus den Vegetationsdaten der Rückhaltebecken wurden unter Berücksichtigung der Deckungswerte der Arten mittlere gewichtete Ellenberg Feuchte-, Reaktions- und Stickstoffwerte (Ellenberg et al. 1991) für die beiden Zonen Böschung und Ebene jedes Rückhaltebeckens berechnet. Analog zu der Berechnung der mittleren gewichteten Ellenberg Zeigerwerte wurden unter Berücksichtigung der aktuellen Bodenversiegelungskarte Hamburgs für jedes Rückhaltebecken der mittlere gewichtete Versiegelungsgrad in einem 50 m Puffer um das Rückhaltebecken berechnet.

Von den 80 untersuchten Rückhaltebecken in Hamburg waren 55 Rückhaltebecken Dauerstaubecken und 25 Rückhaltebecken Trockenbecken. Die Größe der untersuchten Rückhaltebecken lag zwischen 22 und 21377 m², wobei die Rückhaltebecken Böschungsneigungen

zwischen 5 und 60° aufwiesen (Tab. 20). Insgesamt wurden in dieser Untersuchung 501 Gefäßpflanzen Arten identifiziert werden (die gesamte Artenliste kann in dem vorliegenden Bericht nicht gegeben werden), von denen 82 Arten auf der Roten Liste Hamburgs als gefährdet eingestuft sind (Poppendieck et al. 2010; 0, 1, 2, 3, V, G). 82 Arten gelten als nicht-einheimische Arten für Deutschland (Wisskirchen & Haeupler, 1998). Im Mittel wurden in den Dauerstaubecken 65±23 Arten nachgewiesen. Der Anteil der Rote Liste Arten betrug hierbei 4,1±3,2 % und der Anteil Neophyten 8,3±4,2 %. Im Vergleich hierzu wurden in den Trockenbecken mit 79±24 Arten deutlich mehr Arten angetroffen, wobei der Anteil der Rote Liste Arten mit 3,6±2,5 % geringer und der Anteil der Neophyten mit 8,8±3,7 % höher im Vergleich zu den Dauerstaubecken ist. Hinsichtlich der mittleren gewichtete Ellenberg Zeigerwerte weisen die Dauerstaubecken für den Feuchtwert (8,1±0,7), den Reaktionswert (6,5±0,5) und den Nährstoffwert (6,5±0,6) höhere Werte auf als die Trockenbecken (EIV F: 6,7±0,8; EIV R: 6,2±0,3; EIV N: 6,2±0,7; Tab. 20).

Tab. 20: Anzahl untersuchter Rückhaltebecken (n), Größe, Böschungsneigung, Anzahl Arten, Anteil Rote Liste Arten, Anteil Neophyten, mittlerer gewichteter Ellenberg Feuchtwert (EIV F), Reaktionswert (EIV R) und Stickstoffwert (EIV N) für die untersuchten Dauerstau- und Trockenbecken in Hamburg. Angegeben sind jeweils der Mittelwert (M), die Standardabweichung (SD), das Minimum (Min) und das Maximum (Max).

	Dauerstaubecken				Trockenbecken			
n	55				25			
	M	SD	Min	Max	M	SD	Min	Max
Größe [m²]	2629	3440	22	21377	2730	3323	335	16338
Böschungsneigung [°]	32	12	5	60	37	9	15	60
Anzahl Arten	65	23	23	131	79	24	39	141
Anteil RL Arten [%]	4,1	3,2	0	17,9	3,6	2,5	0	10,4
Anteil Neophyten [%]	8,3	4,2	0	18,4	8,8	3,7	1,7	18,3
EIV F	8,1	0,7	6,3	9,7	6,7	0,8	5,2	7,9
EIV R	6,5	0,5	5,0	7,2	6,2	0,3	5,2	6,7
EIV N	6,5	0,6	4,8	7,8	6,2	0,7	4,6	7,5

Bei einer genaueren Betrachtung der beiden Zonen der Dauerstau- und Trockenbecken zeigt sich, dass sich die Anzahl Arten, der Anteil Rote Liste Arten und Neophyten sowie die hier betrachteten Ellenberg Zeigewerte zwischen den Böschungen der Dauerstau- und Trockenbecken nur sehr geringfügig unterscheiden. Hingegen konnten für die Ebenen der Dauerstau- und Trockenbecken Unterschiede in der Anzahl Arten, den Anteilen an Rote Liste Arten und Neophyten sowie im Ellenberg Feuchtwert ermittelt werden. Während in der Ebene der Dauerstaubecken eine Anzahl Arten von 18±13 mit einem Anteil Neophyten von 3,6±5,1 % festgestellt wurden, waren in der Ebene der Trockenbecken mit einer Anzahl Arten von 48±14 und einem Anteil Neophyten von 6,7±3,9 % z. T. deutlich höhere Werte zu verzeichnen. Im Gegensatz hierzu war der Anteil Rote Liste Arten (8,1±7,6 %) und der Ellenberg Feuchtwert (9,8±1,0) in der Ebene der Dauerstaubecken im Vergleich zur Ebene der Trockenbecken (Anteil Rote Liste Arten: 4,4±3,6 %; EIV F: 7,6±1,2) höher (Abb. 114a-f). Für die ermittelte Anzahl Arten (mehrfaktorielle ANOVA; Interaktion; F = 23,0; p < 0,001) und den mittleren gewichteten Ellenberg Feuchtwert (mehrfaktorielle ANOVA; Interaktion;

F = 24,6; p < 0,001) wurden höchst signifikante Unterschiede zwischen den Zonen der Dauerstau- und Trockenbecken ermittelt. Die Anzahl Arten der Ebene der Dauerstaubecken unterschied sich hierbei signifikant von der Anzahl Arten der Böschungen und der Anzahl Arten der Ebene der Trockenbecken (Abb. 114a). Der Ellenberg Feuchtwert unterschied sich signifikant zwischen den beiden Zonen und den Trocken- und Dauerstaubecken (Abb. 114d).

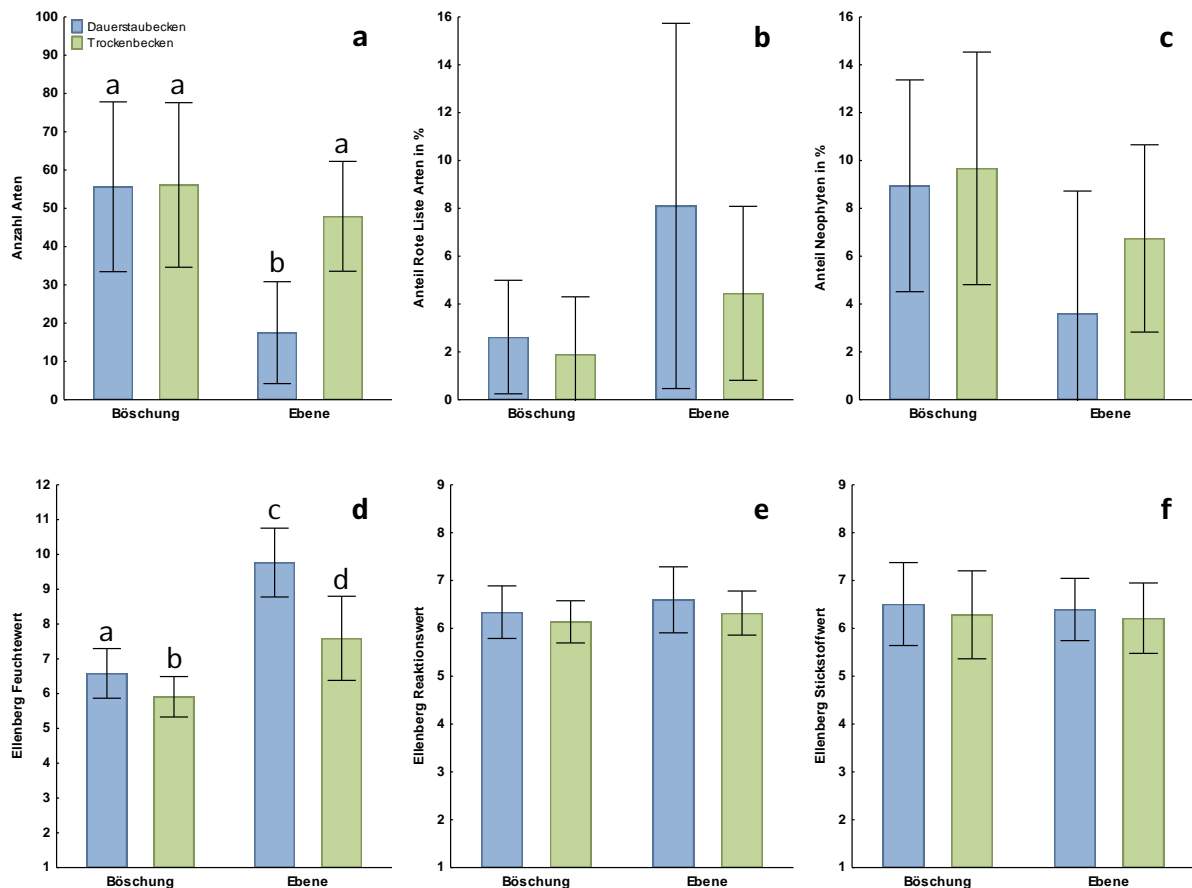


Abb. 114: Anzahl Arten (a), Anteil Rote Liste Arten (b), Anteil Neophyten (c), mittlerer gewichteter Ellenberg Feuchtwert (d), mittlerer gewichteter Ellenberg Reaktionswert (e) und mittlerer gewichteter Ellenberg Stickstoffwert (f; Ellenberg et al. 1991) der untersuchten Rückhaltebecken jeweils getrennt dargestellt nach Dauerstau- und Trockenbecken sowie den beiden Zonen der Rückhaltebecken (Böschung und Ebene). Dargestellt sind Mittelwert und Standardabweichung. Unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede zwischen den Dauerstau- und Trockenbecken sowie den beiden Zonen (Böschung und Ebene) der Rückhaltebecken (HSD Test für ungleiche N).

Die ermittelte Anzahl Arten in der Böschung trennen sich im Regressionsbaum (Abb. 115) zunächst nach der Flächengröße der Böschung auf. Böschungen mit einer Flächengröße > 862 m² weisen im Mittel 71 Arten auf, während Böschungen mit einer Flächengröße ≤ 862 m² im Mittel nur 48 Arten aufweisen. Weiterhin trennen sich die größeren Böschungen zunächst nach dem Ellenberg Stickstoffwert und anschließend nach dem Ellenberg Reaktionswert auf, wobei die höheren Anzahl Arten in den Böschungen bei einem Nährstoffwert ≤ 7,0 (81 Arten) und einem Reaktionswert > 6,0 (93 Arten) ermittelt wurden. Die Böschungen mit einer Flächengröße ≤ 862 m² trennen sich weiterhin nach der Flächengröße, dem Bezirk, der Versiegelung und dem Ellenberg Feuchtwert auf. Hierbei weisen Böschungen mit einem mittleren gewichteten Versiegelungsgrad im Umfeld von ≤ 4,9 mehr Arten

auf (62 Arten) als Böschungen mit einem Versiegelungsgrad von $> 4,9$ im Umfeld (49 Arten). Der Ellenberg Feuchtwert unterteilt die Böschungen mit einem Wert von $6,4$, wobei Böschungen mit einem Wert von $\leq 6,4$ mehr Arten (54 Arten) aufweisen als Böschungen mit einem Wert $> 6,4$ (35 Arten). Die Anzahl Arten der Böschungen unterscheiden sich nicht zwischen Dauerstau- und Trockenbecken. Der Anteil Rote Liste Arten in der Böschung der Rückhaltebecken lässt sich mit den berücksichtigten Parametern im Regressionsbaum nicht aufteilen (nicht dargestellt).

Tab. 21: Berücksichtigte Parameter zur Analyse der Anzahl Arten und des Anteils Rote Liste Arten in berechneten Regressionsbäumen. Angegeben sind zusätzlich Erklärungen zu den Parametern sowie das Datenniveau und der Bezug der Parameter.

Parameter	Erklärung	Datenniveau	Bezug
Beschattung	Deckung der Beschattung durch Gehölze in Kategorien; 0 = 0 %, 1 = < 5 %, 2 = 5–25 %, 3 = 25–50 %, 4 = 50–75 %, 5 = 75–100 %	kategorial	zonenspezifisch
Bezirk	1 = Altona, 2 = Bergedorf, 3 = Eimsbüttel, 4 = Harburg, 5 = HH-Mitte, 6 = HH-Nord, 7 = Wandsbek	kategorial	beckenspezifisch
Böschungsneigung	geschätzte, mittlere Böschungsneigung in °; nur bei Böschung berücksichtigt	stetig	zonenspezifisch
Distanz zur Stadtmitte	Entfernung des Rückhaltebeckens in m zum Hamburger Rathaus	stetig	beckenspezifisch
EIV F	mittlerer gewichteter Ellenberg Feuchtwert	stetig	zonenspezifisch
EIV R	mittlerer gewichteter Ellenberg Reaktionswert	stetig	zonenspezifisch
EIV N	mittlerer gewichteter Ellenberg Stickstoffwert	stetig	zonenspezifisch
Flächengröße	Flächengröße in m ²	stetig	zonenspezifisch
Typ	1 = Dauerstaubecken, 2 = Trockenbecken	kategorial	beckenspezifisch
Versiegelung	mittlerer gewichteter Versiegelungsgrad in einer Pufferfläche 50 m um das Rückhaltebecken	stetig	beckenspezifisch

Im Regressionsbaum trennt sich die ermittelte Anzahl Arten in der Ebene (Abb. 116a) zunächst nach dem Typ des Rückhaltebeckens auf, wobei Dauerstaubecken im Mittel 18 Arten und Trockenbecken im Mittel 48 Arten in der Ebene aufweisen. Die Anzahl Arten in der Ebene der Trockenbecken lässt sich weiterhin nach der prozentualen Beschattung durch Gehölze und dem Ellenberg Nährstoffwert auftrennen. Hierbei weisen Ebenen mit einer geringen Beschattung (< 25 %) im Mittel 58 Arten und Ebenen mit einem Stickstoffwert $\leq 6,7$ 64 Arten auf. In der Ebene der Dauerstaubecken wird die Anzahl Arten durch den Ellenberg Feuchtwert aufgetrennt, wobei Ebenen mit einem Ellenberg Feuchtwert $\leq 9,5$ mehr Arten (24 Arten) aufweisen als Ebenen mit einem Feuchtwert $> 9,5$ (14 Arten). Weiterhin lassen sich die Ebenen der Dauerstaubecken nach der Beschattung durch Gehölze, dem Ellenberg Feuchtwert und der Versiegelung unterteilen, wobei ein Versiegelungsgrad von $\leq 4,5$ im Umfeld des Rückhaltebeckens zu einer höheren Anzahl Arten (24 Arten) in der Ebene führt als im Vergleich zu Ebenen mit einem Versiegelungsgrad $> 4,5$ (12 Arten) im Umfeld des

Rückhaltebeckens. Der Anteil der Rote Liste Arten in der Ebene der Dauerstaubecken lässt sich im Regressionsbaum nach dem Ellenberg Feuchtwert auftrennen (Abb. 115b), wobei Ebenen mit einem Feuchtwert $> 9,1$ einen höheren Anteil Rote Liste Arten (9,3 %) aufweisen als im Vergleich zu Ebenen mit einem Feuchtwert $\leq 9,1$ (4,4 %).

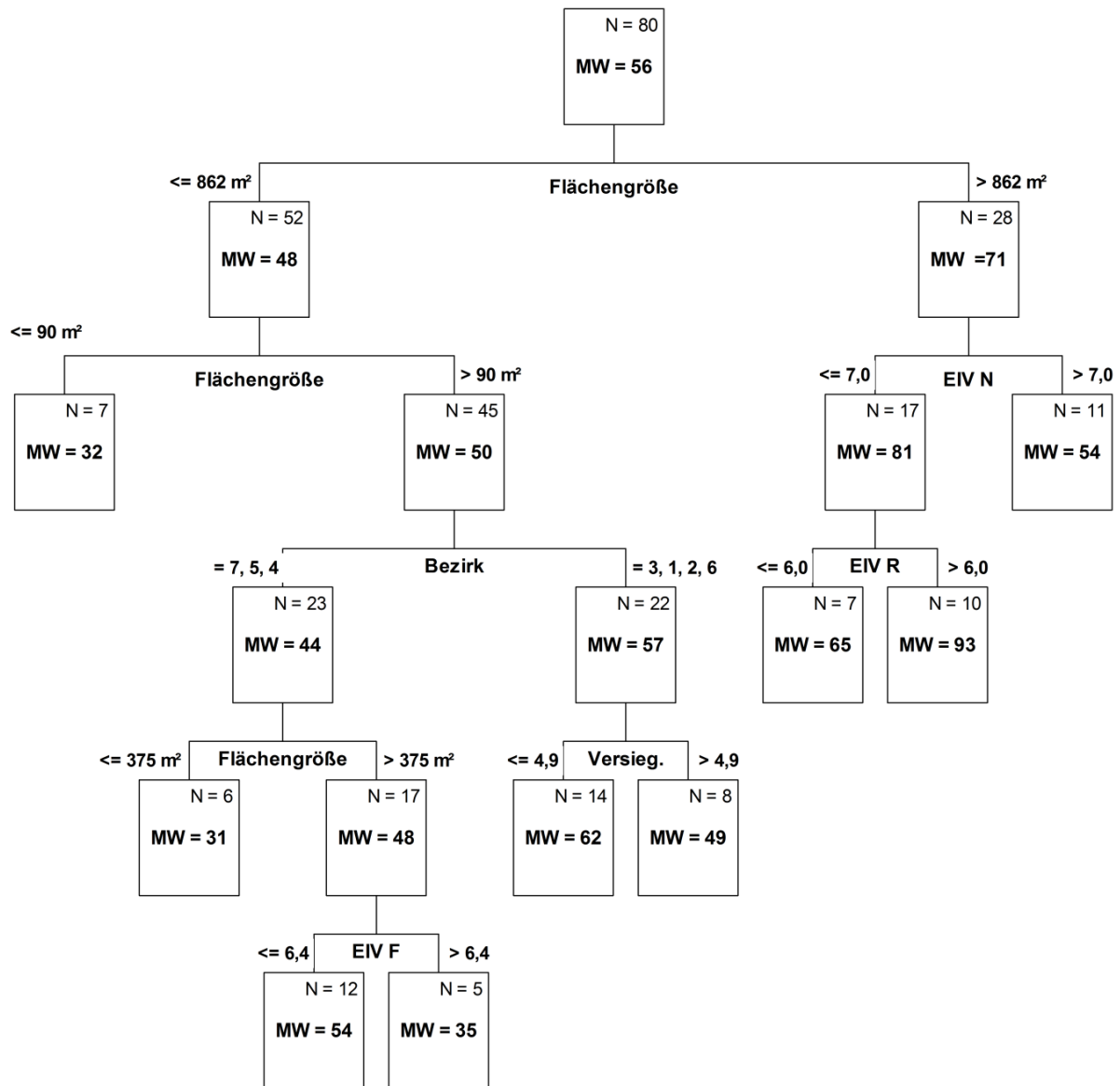
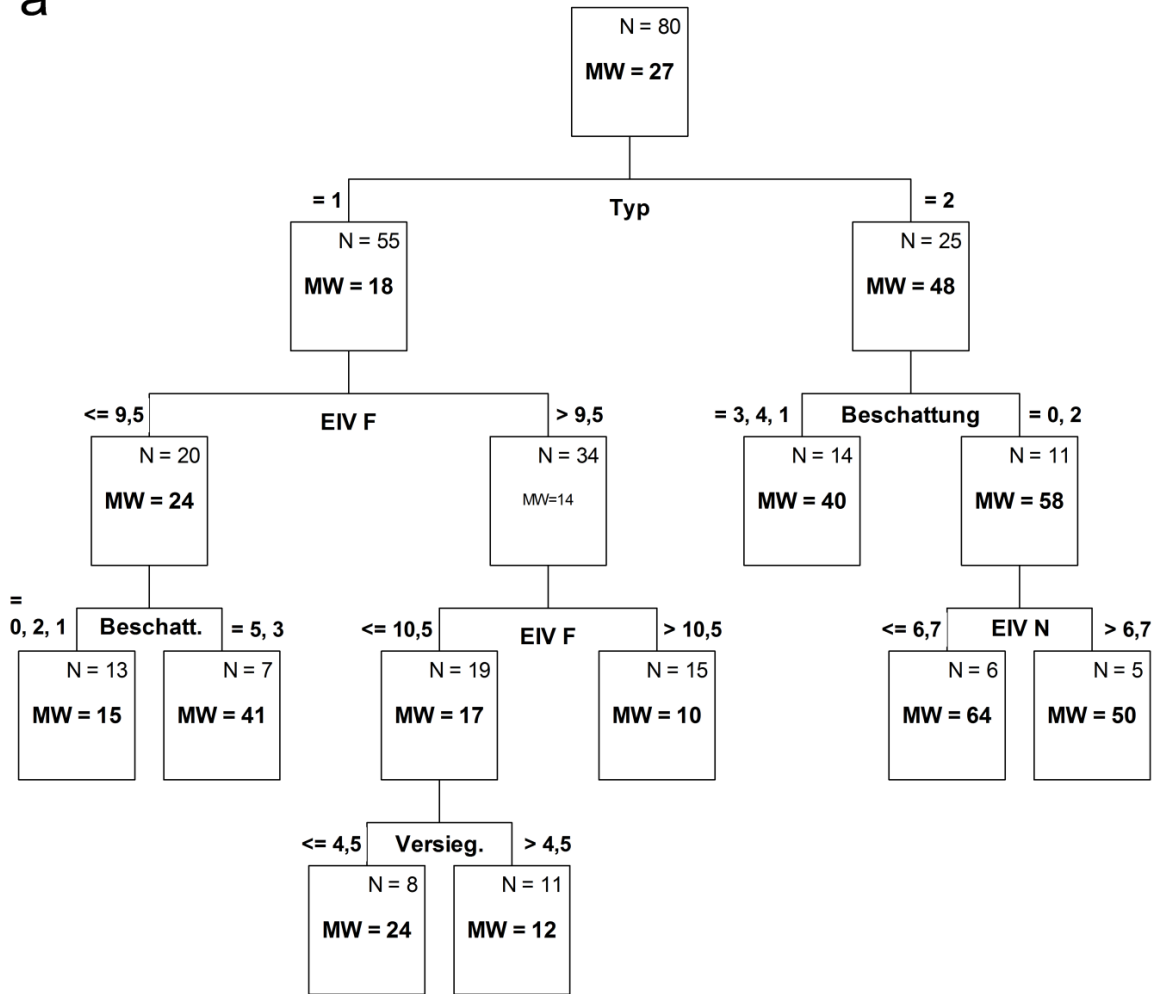


Abb. 115: Regressionsbaum der ermittelten Anzahl Arten der Böschungen der untersuchten Rückhaltebecken in Hamburg. Für die Berechnung des Regressionsbaumes wurden die Parameter Beschattung durch Gehölze, Bezirk, Böschungsneigung, Distanz zur Stadtmitte, Ellenberg Feuchtwert (EIV F), Ellenberg Reaktionswert (EIV R), Ellenberg Stickstoffwert (EIV N), Flächengröße, Typ (Dauerstau- oder Trockenbecken) und Versiegelung berücksichtigt. Für nähere Informationen zu den Parametern s. Tab. 21. Je Knoten sind die Anzahl Rückhaltebecken (N) sowie der Mittelwert (MW) der Anzahl Arten angegeben. Der Regressionsbaum wurde mit einer minimalen Anzahl von 5 Rückhaltebecken pro Knoten berechnet und die ‚V-fold cross validation‘ wurde auf fünf gesetzt.

a



b

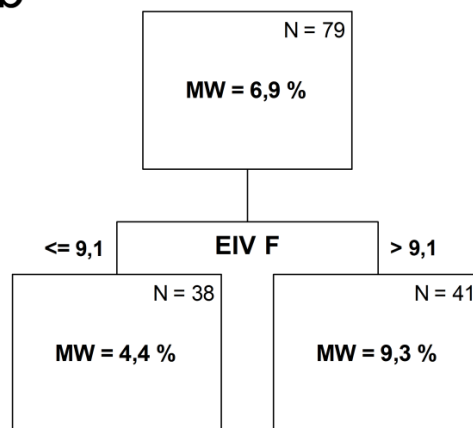


Abb. 116: Regressionsbaum der ermittelten Anzahl Arten (a) und des Anteils Rote Liste Arten (b) der Ebenen der untersuchten Rückhaltebecken in Hamburg. Für die Berechnung des Regressionsbaumes wurden die Parameter Beschattung durch Gehölze, Bezirk, Distanz zur Stadtmitte, Ellenberg Feuchtwert (EIV F), Ellenberg Reaktionswert (EIV R), Ellenberg Stickstoffwert (EIV N), Flächengröße, Typ (Dauerstau- oder Trockenbecken) und Versiegelung berücksichtigt. Für nähere Informationen zu den Parametern s. Tab. 21. Je Knoten sind die Anzahl Rückhaltebecken (N) sowie der Mittelwert (MW) der Anzahl Arten bzw. Anteil Rote Liste Arten angegeben. Der Regressionsbaum wurde mit einer minimalen Anzahl von fünf Rückhaltebecken pro Knoten berechnet und die ‚V-fold cross validation‘ wurde auf fünf gesetzt.

Von den 82 identifizierten Arten der Hamburger Roten Liste (Poppendieck et al. 2010) sind mit 56 Arten (68,3 %) mehr als die Hälfte der Rote Liste Arten den Kategorien 1 (vom Aussterben bedroht), 2 (stark gefährdet) und 3 (gefährdet) zugeordnet (Abb. 117). Mit *Campanula persicifolia* L. konnte zu dem eine Rote Liste Art (1,2 %) der Kategorie 0 (ausgestorben oder verschollen) gefunden werden, wobei das Vorkommen der Art wahrscheinlich anthropogenen Ursprungs (Gartenflüchtling) ist. 20 (24,4 %) der gefundenen Rote Liste Arten werden auf der Vorwarnliste (V) geführt und weitere fünf Arten sind der Kategorie Gefährdung unbekanntes Ausmaßes zugeordnet (6,1 %).

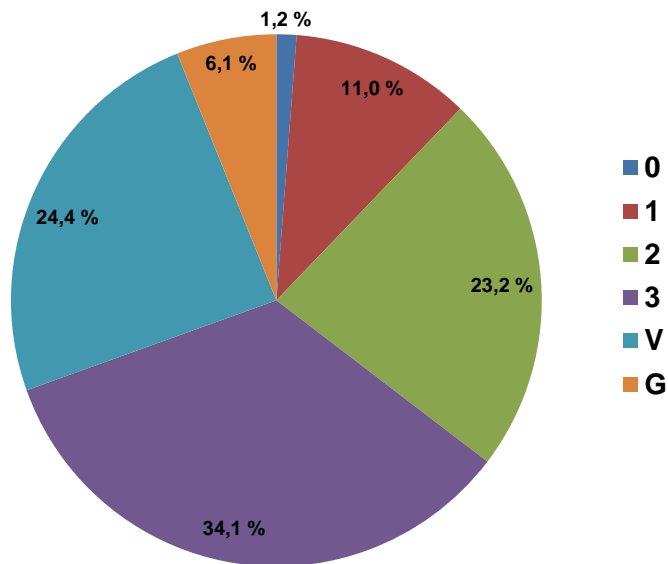


Abb. 117: Prozentuale Verteilung der 82 für Hamburg gelisteten, gefährdeten Rote Liste Arten (Poppendieck et al. 2010) der untersuchten 80 Rückhaltebecken. 0 = ausgestorben oder verschollen, 1 = vom Aussterben bedroht, 2 = stark gefährdet, 3 = gefährdet, V = Vorwarnliste, G = Gefährdung unbekanntes Ausmaßes.

Von den 82 gefundenen Rote Liste Arten bevorzugt fast die Hälfte der Arten (37 Arten) feuchte bis nasse Bodenbedingungen (EIV F: 7–9) und weitere 19 Arten sind als Wasserpflanzen auf dauerhafte bis regelmäßige Überstauung des Bodens angewiesen (EIV F: 10–12). Frische Bodenbedingungen werden von 20 Arten präferiert, während nur drei Arten trockene Bodenbedingungen benötigen (Abb. 118a). Hinsichtlich des Ellenberg Reaktionswerts zeigen ein Drittel der Arten (EIV N: 4–6 (29 Arten) und EIV N: 7–9 (31 Arten)) saure bis schwachsaure Böden an und lediglich achte Arten zeigen stark saure bis schwachsaure (EIV N: 1–3) Bodenbedingungen an (Abb. 118b). Fast die Hälfte der gefundenen Rote Liste Arten (38 Arten) bevorzugen mäßig stickstoffreiche Böden (EIV N: 4–6) und weitere 27 Arten zeigen stickstoffarme Böden (EIV N) an. Stickstoffreiche Böden werden von zwölf Rote Liste Arten bevorzugt (Abb. 118c).

Hinsichtlich der Lebensform der ermittelten Arten zeigt sich, dass 60 % aller Arten als Hemikryptophyt (H) eingestuft sind. Hierbei handelt es sich um krautige Pflanzen, bei denen die Überwinterungsknospen nahe der Erdoberfläche liegen. Weitere 22 Arten sind Hydrophyten (A), mit in der Regel unter der Wasseroberfläche liegenden Überwinterungsknospen. Als Chamaephyten (C: Überwinterungsknospen im Schneeschutz), Geophyten (G: Überwinterungsknospen unter der Erdoberfläche) und Therophyten (T: Überwinterung als Same) sind insgesamt 26 der Roten Liste Arten eingestuft. Holzige Arten (Nanophanerophyt (N): Strauch oder Kleinbaum und Phanerophyt (P): Baum) sind bei den gefundenen Rote Liste

Arten deutlich unterrepräsentiert (Abb. 118d). 24 Arten der gefundenen Rote Liste Arten sind als Konkurrenz-Stress-Strategie (cs) klassifiziert. Sie sind ausdauernde und konkurrenzfähige Arten, welche Standorte mit mindestens einem ökologischen Faktor im Minimum oder Maximum besiedeln. In den Rückhaltebecken scheint dieser Faktor die Wasserverfügbarkeit im Boden zu sein, da der Großteil der gefundenen cs-Arten Sumpf- oder Wasserpflanzen sind. 21 Arten der gefundenen Rote Liste Arten sind als Konkurrenz-Stress-Ruderalstrategie (csr) klassifiziert und zeichnen sich durch eine hohe Konkurrenzkraft, Anpassungen an extreme Umweltfaktoren sowie Pioniercharakter aus. Weitere 13 Arten sind als Konkurrenzstrategie (c) klassifiziert, die eine hohe Konkurrenzkraft auf Grund eines hohen Anteils an vegetativer Biomasse aufweisen (Abb. 118; Klotz & Kühn, 2002). 48 (60 %) der gefundenen Rote Liste Arten sind als urbanophobe Arten und weitere 20 Arten als mäßig urbanophobe Arten klassifiziert. Zusätzliche sechs Arten sind als urbanoneutral eingestuft. Unter den Rote Liste Arten konnten keine urbanophilen Arten ermittelt werden und für einen Großteil der gefundenen Arten liegen keine Angaben zur Urbanität vor (Abb. 118f).

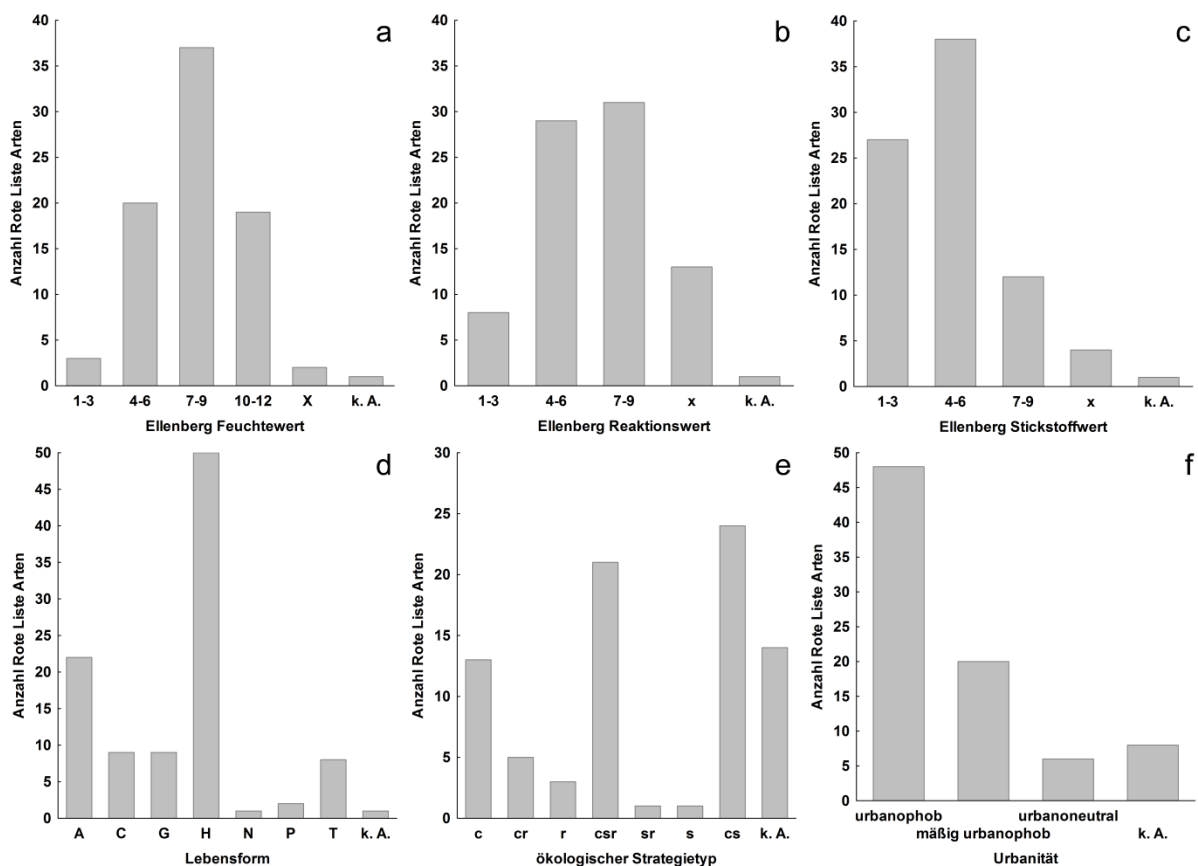


Abb. 118: Häufigkeitsverteilung der Zuordnungen der 82 für Hamburg gelisteten, gefährdeten Rote Liste Arten (Poppendieck et al. 2010) der untersuchten 80 Rückhaltebecken zu ihrem jeweiligen Ellenberg Feuchtwert (a), Reaktionswert (b) und Stickstoffwert (c; jeweils Ellenberg et al. 1991) sowie zur Lebensform (d; Ellenberg et al. 1991), zum ökologischen Strategietyp (e; Klotz, Kühn & Durka, 2002) und zur Urbanität (f; Klotz, Kühn & Durka, 2002). x = indifferent, k. A. = keine Angabe, A = Hydrophyt, C = krautiger Chamaephyt, G = Geophyt, H = Hemikryptophyt, N = Nanophanerophyt, P = Phanerophyt, T = Therophyt, c = Konkurrenzstrategie, cr = Konkurrenz-Ruderalstrategie, r = Ruderalstrategie, csr = Konkurrenz-Stress-Ruderalstrategie, sr = Stress-Ruderalstrategie, s = Stressstrategie, cs = Konkurrenz-Stress-Strategie. Die Ellenberg Zeigerwerte sind jeweils in Kategorien (1-3, 4-6, 7-9, 10-12) zusammengefasst.

6.2.5 Bewertung der Ergebnisse

Ohne Einfluss des Menschen würde sich in der Aue der Kollau eine typische Vegetationszonierung von Gehölzfreier Aue, Weichholzaue und Hartholzaue abhängig von der Häufigkeit der Überflutung der Flächen etabliert haben (Abb. 119). In den direkt an ein Fließgewässer angrenzenden, flachen Uferbereichen, die mehr als 180 Tage in der Vegetationsperiode überstaut sind, etablieren sich gehölzfreie Vegetationsstrukturen der annuellen Krautfluren und Flutrasen sowie Röhrichte und Hochstaudenfluren (Pott 1996). Röhrichte und Hochstaudenfluren finden sich z. T. sehr kleinräumig entlang der Kollau. Annuelle Krautfluren und Flutrasen können sich auf Grund des in einigen Bereichen eingetieften Gewässerverlaufs der Kollau i. d. R. nicht etablieren und durch den schmalen Gewässerquerschnitt der Kollau fällt auch die Gewässersohle im Sommer nicht trocken, sodass auch diese Pionierhabitate für eine Besiedelung nicht zur Verfügung stehen. Für die Mühlenau ist hingegen das regelmäßige Trockenfallen des Gewässerbettes bekannt, sodass es hier zur kurzfristigen Ausbildung von Pionierfluren kommt. Grundsätzlich sind jedoch die Böschungsoberkante von Kollau und Mühlenau häufig mit Gehölzen bepflanzt (EGL 2012), wodurch es zu einer z. T. starken Beschattung der Uferbereiche kommt und somit die Etablierung auentypischer, gehölzfreier Vegetationsstrukturen verhindert wird.

An die gehölzfreie Aue schließt sich die Weichholzaue mit Überstauungsdauern zwischen 60 und 180 Tagen in der Vegetationsperiode an, die maßgeblich durch überflutungstolerante *Salix* (Weide)- und *Populus* (Pappel)-Arten gebildet wird. In der Krautschicht finden sich abhängig von der Jahreszeit und damit einhergehend der Dauer seit der letzten Überflutung sowohl annuelle Krautfluren als auch weniger überflutungstolerante Nitrophytenfluren mit *Calystegia sepium* (Gewöhnliche Zaunwinde) oder *Urtica dioica*. Weiterhin können auch Röhrichte und Hochstaudenfluren in die Weichholzaue eingestreut sein (Scholz et al. 2005). In den Überschwemmungsflächen entlang der Kollau finden sich zwar kleinräumig feuchte Gehölzstrukturen mit *Salix*-Arten in der Baumschicht und Nitrophyten in der Krautschicht, allerdings haben sich diese Vegetationsstrukturen nicht auf Grund von länger anhaltenden Überstauungen sondern durch einen hohen Grundwasserspiegel etablieren können. Der Boden dieser Flächen zeichnet sich demnach durch dauerhafte feuchte bis nasse Bodenbedingungen und nicht durch eine mehrere Monate dauernde Überstauung aus. Weiterhin taucht in diesen Flächen *Alnus glutinosa* (Schwarz-Erle) häufig als dominante Gehölzart auf, die im Tiefland keine typische Weichholzart darstellt, sondern vielmehr Bruchwaldstandorte anzeigt (Pott 1996).

Werden Auen weniger als 60 Tage in der Vegetationsperiode überstaut, können sich Hartholzauwälder mit *Fraxinus excelsior*, *Quercus robur* (Stiel-Eiche) und verschiedenen *Ulmus* (Ulme)-Arten etablieren. In der Krautschicht finden sich neben Nitrophyten auch typische Waldarten wie *Stachys sylvatica* (Wald-Ziest) oder *Adoxa moschatellina* (Moschuskraut; Scholz et al. 2005). Hartholzauähnliche Vegetationsstrukturen finden sich entlang der Kollau nicht, lediglich kleinere Pionierwaldbestände, hauptsächlich aus *Fraxinus excelsior* und *Acer* (Ahorn)-Arten bestehend, sind in der Aue der Kollau zu finden. Auch wenn die Aue der Kollau zurzeit keine auentypischen Weich- und Hartholzauen sowie gehölzfreie Auenstrukturen aufweist, zeigt sich doch, dass es kleinräumig das Potenzial dazu gibt, nach gewässersbaulichen Maßnahmen und der Ermöglichung von Überschwemmungen eine Vegetationsentwicklungen in diese Richtungen zu induzieren.

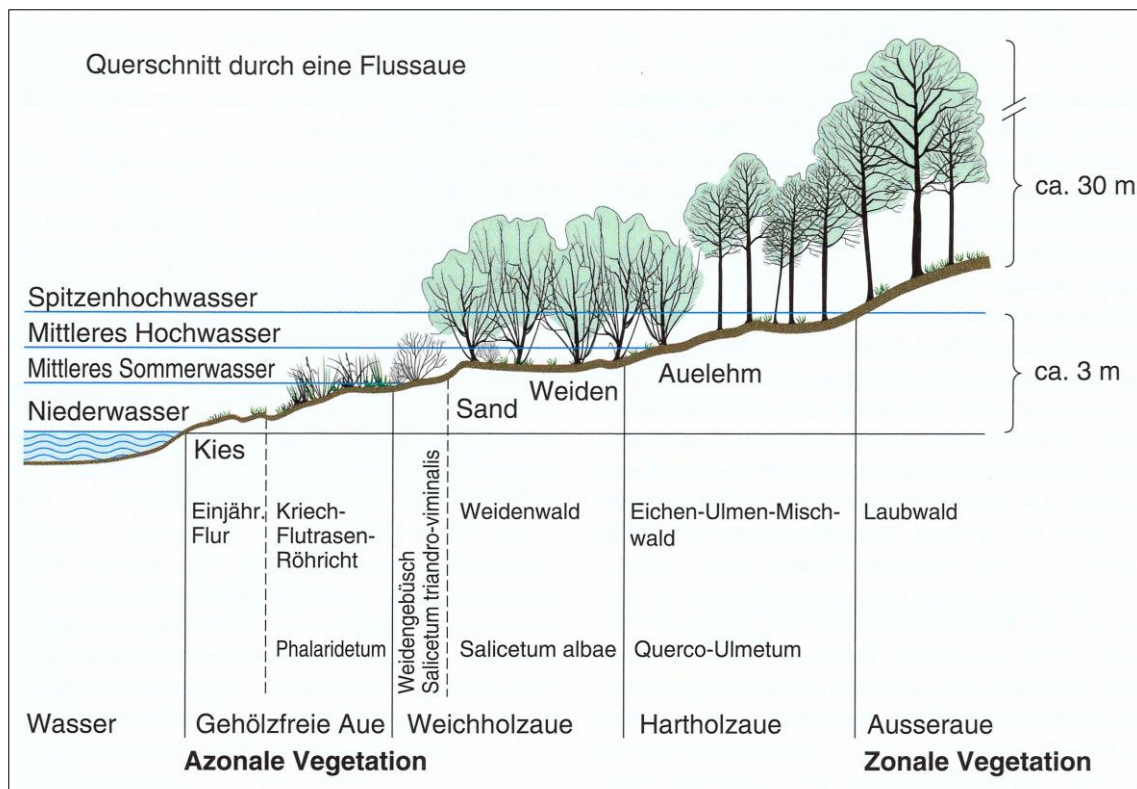


Abb. 119: Schematischer Querschnitt der Vegetationszonierung der Auen großer mitteleuropäischer Flüsse (aus: Pott 1996).

Auch an der Dove-Elbe würde sich ohne den Einfluss des Menschen eine charakteristische Vegetationszonierung von Gehölzfreier Aue, Weichholzaue und Hartholzaue finden lassen (Abb. 119), wobei sich in der gehölzfreien Aue charakteristische, an die Tide angepasste Vegetationsstrukturen, wie Tideröhrichte, etablieren würden. Aktuell finden sich in der Aue der Dove-Elbe Röhrichte, Hochstaudenfluren und an geeigneten, flachen Uferabschnitten, wie z. B. dem Ostteil des Naturschutzgebiets ‚Die Reit‘, auch kleinräumige Pionierfluren. Auch Weidengebüsche und -wälder finden sich als Relikte der ehemaligen Weichholzaue in der Aue der Dove-Elbe, wobei sich auch neue *Salix*-dominierte Vegetationsstrukturen seit der Abdämmung von der Tideelbe entwickelt haben. Vereinzelt finden sich in der Aue auch noch kleinräumige Relikte von Hartholzauwäldern. Auf Grund der dominierenden Nutzung der Aue der Dove-Elbe als Grünland gibt es aktuell nur wenige Flächen in der aktiven Aue der Dove-Elbe auf denen eine natürliche Sukzession der Vegetation erfolgt. Auf diesen Flächen kann allerdings beim Zulassen von Überschwemmungen eine Vegetationsentwicklung hin zu charakteristischen Weich- und Hartholzauen sowie gehölzfreien Auen induziert werden.

Die in diesem Projekt untersuchten Rückhaltebecken lassen sich in Dauerstaubecken mit dauerhaft stehendem Oberflächenwasser und Trockenbecken, die nur nach Starkniederschlägen und/oder auftretenden Hochwässern geflutet werden, unterteilen. Einige Rückhaltebecken sind als Kombinationen von Dauerstaubecken und nicht dauerhaft überstauten Bereichen angelegt. Um für eine Vielzahl von Gefäßpflanzenarten und Rote Liste Arten als potenzielles Habitat zu dienen, sollten die einzelnen Rückhaltebecken heterogene Habitatstrukturen aufweisen und somit ein kleinräumiges Mosaik aus Mikrohabitaten zur Besiedlung zur Verfügung stellen (Abb. 120). Die Böschungsbereiche von Dauerstau- und

Trockenbecken sollten nicht entlang der gesamten Böschungslinie beschattet werden, da durch die Beschattung ein Aufkommen von lichtbedürftigen Pflanzenarten verhindert wird und zudem der erhöhte Laubeinfall im Herbst neben dem Nährstoffeintrag durch das Oberflächenwasser zu einem zusätzlichen Anstieg der Nährstoffkonzentrationen im Wasser und im Boden führt. Beide Umstände verhindern eine Etablierung von Rote Liste Arten, da eine Vielzahl der gefährdeten Arten sehr lichtbedürftig und auf nährstoffarme Bedingungen angewiesen ist (Korneck et al., 1998). Als Beispiele können *Cichorium intybus* (Wegwarte, EIV L:9, EIV N:5), *Dianthus deltoides* (Heide-Nelke, EIV L:8, EIV N:2) und *Silene vulgaris* (Gewöhnliches Leimkraut, EIV L:8; EIV N:2) genannt werden, die in unbeschatteten Böschungen von Rückhaltebecken identifiziert werden konnten. Stark beschattete Böschungen weisen weiterhin wenige, meist ubiquitäre Pflanzenarten in der Krautschicht auf. Ein flach ansteigender Böschungsfuß kann eine große amphibische Zone mit wechselfeuchten Bodenbedingungen darstellen. Diese können sowohl von Hochstauden und Flutrasenarten als auch von Röhrichtarten besiedelt werden, unter denen sich auch gefährdete Arten, wie die in diesem Projekt identifizierten *Schoenoplectus* (Teichsimse)-Arten oder *Angelica sylvestris* (Wilde Engelwurz), finden. Dauerstaubereiche sollten nicht zu tief eingestaut sein, um von Wasserpflanzen weiterhin besiedelt werden zu können.

In Trockenbecken führt eine profilierte Sohle des Rückhaltebeckens zu kleinen Senken, in denen Oberflächenwasser auch nach der Flutung des Rückhaltebeckens verbleiben kann. In Folge dessen können sich an diese Bedingungen angepasste Rote Liste Arten, wie *Peplis portula* (Sumpfqwendel), etablieren. Anpflanzungen von Gehölzen und Röhrichtarten sowie Sumpfpflanzen sollten bei Neuanlagen und Umbaumaßnahmen von Rückhaltebecken, wenn diese nicht aus naturschutzfachlicher Sicht festgeschrieben sind, nicht erfolgen. Die genannten Artengruppen würden sich im Laufe der Sukzession von alleine einstellen. Ansaaten sollten ebenso vermieden werden, da hier die Gefahr einer Etablierung von sehr homogenen Vegetationsbeständen besteht und zudem hierdurch ein natürliches Auftreten von Pflanzenarten aus der lokalen Samenbank oder durch verschiedene Ausbreitungsprozesse erschwert wird.

Die Rückhaltebecken sollten regelmäßig gemäht werden, wobei eine Teilmahd zu empfehlen ist, da hierdurch neue, heterogene Mikrohabitate entstehen. Das Mahdgut sollte aus den Rückhaltebecken entfernt werden, um die in der Biomasse gespeicherten Nährstoffe aus dem System zu entziehen. Grundsätzlich könnten bei einer Neuanlage oder Umbaumaßnahmen von Rückhaltebecken kleinräumige Dauerstaubereiche mit nicht dauerhaft überstauten Bereichen in einem Rückhaltebecken kombiniert werden (Abb. 120). Hierbei würde die Habitatdiversität in dem Rückhaltebecken erhöht und durch den Dauerstaubereich auch die Akzeptanz in der Bevölkerung im Vergleich zu einem reinen Trockenbecken verbessert werden.

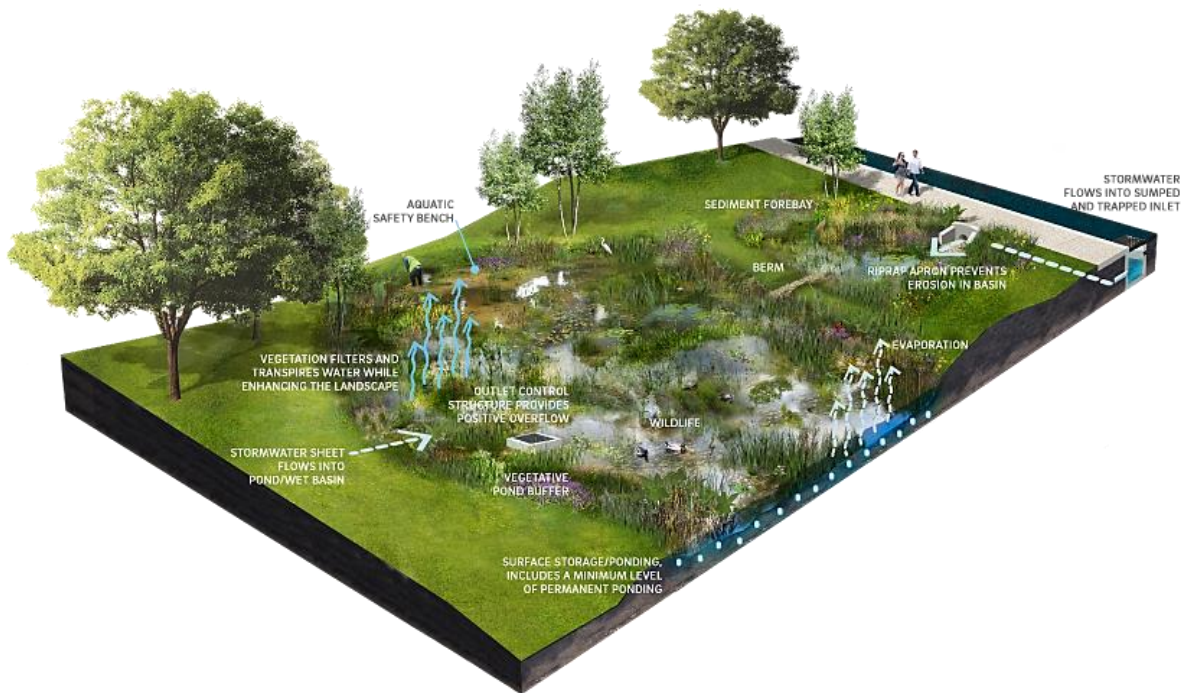


Abb. 120: Gestaltung eines hypothetischen Rückhaltebeckens (aus: Philadelphia Water Department (2018), verändert).

6.3 Kartierung und Analyse der Ressource Boden (AP 4.3)

In diesem Arbeitspaket wurden für die beiden Modellregionen die Verbreitung und die Eigenschaften der Böden in den von Überschwemmung betroffenen Teilflächen erfasst.

6.3.1 Kollau

Für die bodenkundliche Kartierung im Einzugsgebiet der Kollau wurden in den HQ₁₀₀-Überschwemmungsflächen charakteristische Standorte ausgewählt. Auswahlkriterien waren dabei (i) die Lage in einem Überschwemmungsgebiet, (ii) die Landnutzung, und (iii) der Grad der Urbanität. Des Weiteren wurden elf HRB unterschiedlicher Lage ausgewählt. An jedem der Standorte wurde eine flächendeckende Bohrstockkartierung bis in 2 m Tiefe durchgeführt, wobei als Kartiergrundlage die bodenkundliche Kartieranleitung (BGR, 2005) diente. An charakteristischen Standorten der Überschwemmungsflächen und in den Rückhaltebecken wurden insgesamt 23 Leitprofile angelegt (Abb. 121). Davon repräsentieren zwölf Profile Standorte auf Überschwemmungsgebieten und elf Profile Standorte in Uferbereichen von Rückhaltebecken.

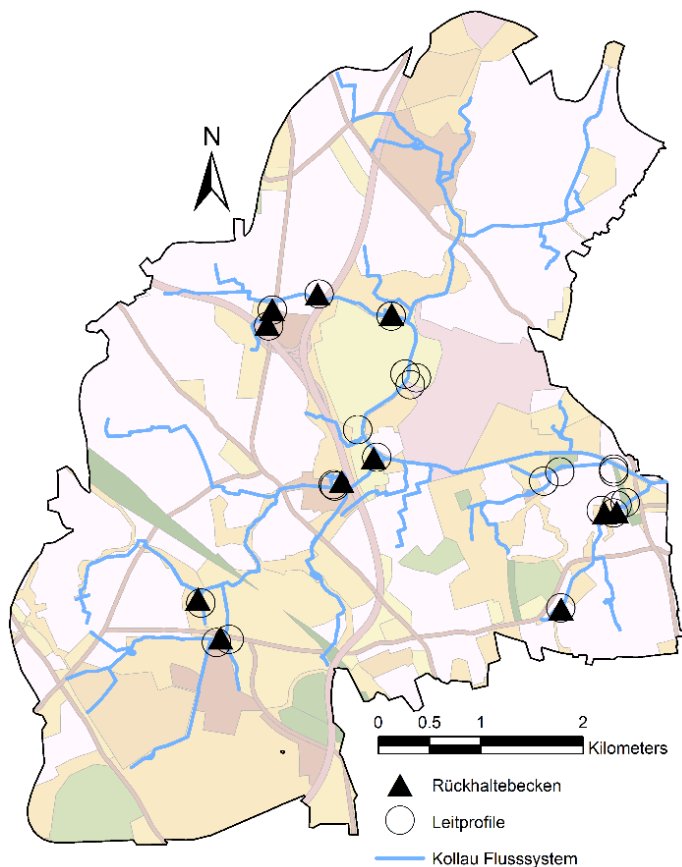


Abb. 121: Lage der bodenkundlichen Leitprofile (n = 23) und der untersuchten Rückhaltebecken (n = 11) im Einzugsgebiet der Kollau.

Das natürliche Substrat im Einzugsgebiet der Kollau zeichnet sich durch einen Wechsel von Geschiebelehm, Schmelzwassersanden, Niederungssanden und Flugsanden aus.

In der Modellregion Kollau dominieren Böden aus der Klasse der Gleye. Je nach Standorteigenschaften traten unterschiedliche Subtypen auf. Der nördliche Bereich der Kollau liegt in einem ländlichen Raum mit einem hohen Anteil an landwirtschaftlichen Nutzflächen. Hier sind an sehr feuchten Standorten Subtypen der Nassgleye (Abb. 122) und an besser belüfteten Standorten Brauneisengleye (Abb. 122) anstehend. Unter Waldflächen sind Varietäten des Podsol-Gleys häufig. Der südliche Bereich der Kollau liegt in einem Siedlungsbereich. Hier sind die oberen Horizonte der Böden durch Aufschüttungen und Umgrabungen von Siedlungsbauschutt stark überprägt. Ehemals natürliche Oberbodenhorizonte können unter aufgeschüttetem Material reliktsch vorliegen. In diesem Bereich ist der dominierende Subtyp ein Kolluvisol-Gley (Abb. 122). In Niederungen sind, aufgrund der in den oberen Horizonten großflächig vorhandenen Niedermoortorfe (Relikte der hier ehemals ausgedehnten Moore), dominierend Anmoorgleye ausgewiesen worden (Abb. 122). Als dominierende Bodenart konnten Sande ausgewiesen werden, lokal auch Lehme.

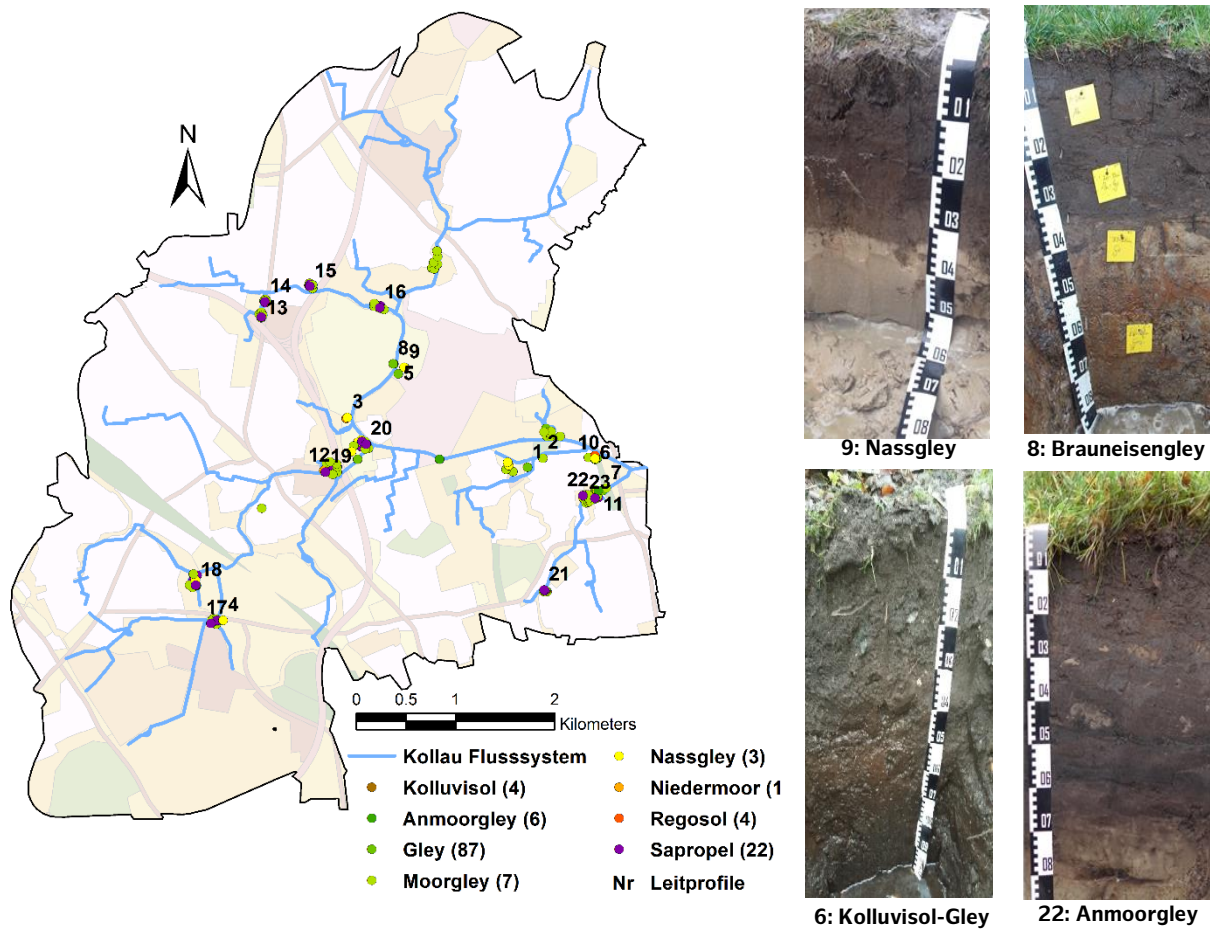


Abb. 122: Ergebnisse der bodenkundlichen Bohrstockkartierung in der Modellregion Kollau – Karte links; Subtypen des dominierenden Bodentyps Gley an der Kollau und ihren Nebengewässern; oben rechts: nördlicher Flusslauf – Norm-Nassgley und Brauneisengley; unten rechts: südlicher Flusslauf – Kolluvisol-Gley; Fotos: K. Kalinski.

In den elf ausgewählten HRB wurden in den überstauten Bereichen als Unterwasserböden Sapropel und in den Uferbereichen Kolluvisol-Gleye als dominierender Subtyp vorgefunden. Je nach Vegetation in den Uferbereichen wurden Subvarietäten wie z. B. humusreicher Kolluvisol-Gley und podsoliger Kolluvisol-Gley kartiert. Bei Grundwasserständen oberhalb 40 cm unter GOF (Geländeoberfläche) werden die Böden in den Uferbereichen als Kolluvisol-Nassgley bezeichnet.

6.3.2 Dove-Elbe

Anlehnend an eine Studie aus der angewandten Pflanzenökologie (s. Kapitel 1.2.2) wurden 59 Punkte entlang der Dove-Elbe bis zu den nördlich und südlich liegenden Deichen für eine Kartierung ausgewählt. Diese Punkte decken die vorhandenen Höhenstufen (0–3 m über dem mittleren Wasserstand der Dove-Elbe) ab. An 50 Positionen wurde der Bodenaufbau mittels Bohrungen erfasst, an neun Punkten fand eine detaillierte Ansprache eines Bodenprofils statt. Diese Punkte repräsentieren die Leitprofile für die Modellregion Dove-Elbe (Abb. 123).

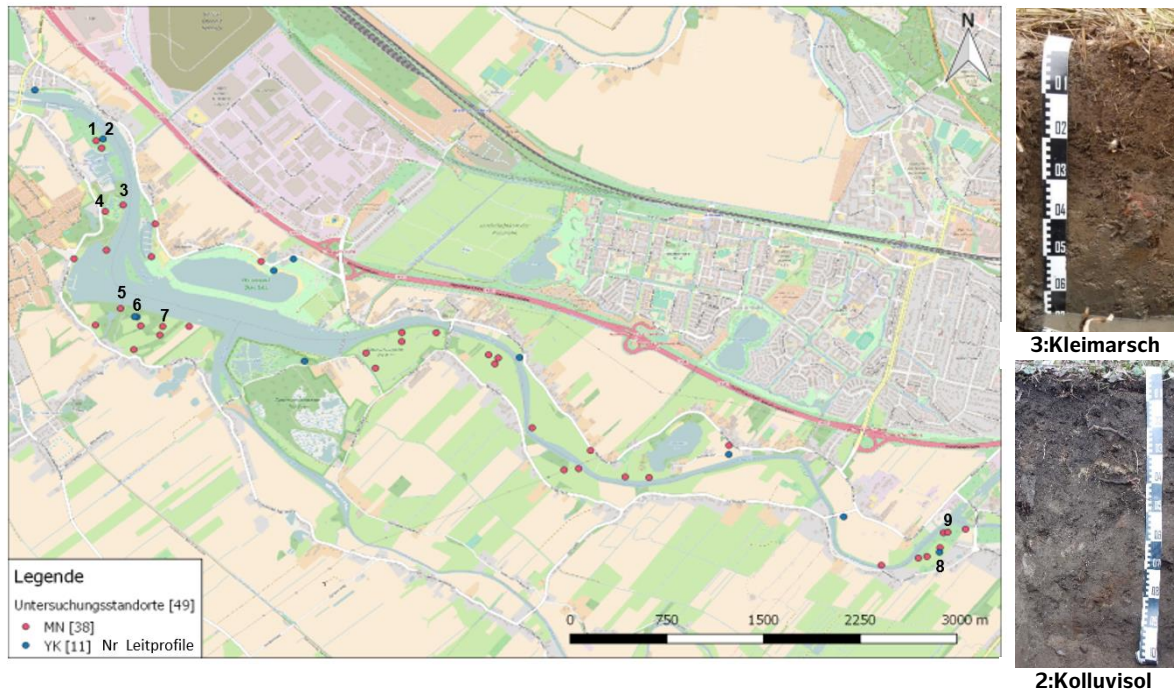


Abb. 123: Lage und Ergebnisse der bodenkundlichen Kartierung der Modellregion Dove-Elbe – Karte links (Kiedrzyń 2018). Dominierende Böden an der Dove-Elbe, oben rechts: Kleimarsch (MN), unten rechts: Kolluvisol (YK); Fotos: K. Kalinski.

Das Überschwemmungsgebiet der Dove-Elbe ist geprägt durch landwirtschaftliche bewirtschaftete Grünländer im Wechsel mit Waldstreifen. Es treten kleinräumig sehr unterschiedliche Standorteigenschaften auf. Zur Verminderung von Überschwemmungen wurden die natürlichen Böden stellenweise durch anthropogenes Material überdeckt.

Die natürliche Substratabfolge im Dove-Elbe Gebiet ist Klei über grundwasserführendem Sand, wobei die Kleimächtigkeit zwischen 0,3 m und über 2,0 m schwankt. Lokal überdecken technogene Aufschüttungen die natürliche Substratabfolge. Die Aufschüttungen bestehen z. T. aus aufgespülten Schlämmen, Ausbaggerungen aus der Dove-Elbe und Bauschutt und sind, wie festgestellt wurde, teilweise schadstoffbelastet. Als dominierende Bodenart der Oberböden konnten Lehme und Tone bestimmt werden, in den Aufschüttungsbereichen dominieren Sande.

In Abhängigkeit von der Höhe und Substratverteilung konnten sich unterschiedliche Bodentypen entwickeln. In den ufernahen Bereichen, die vor Schließung der Tatenberger Schleuse zeitweiligen Überschwemmungen ausgesetzt waren, konnten sich Bodentypen der Nassgleye, reliktsche Flusskleimarschen und reliktsche Organomarschen entwickeln. Die höheren Lagen sind geprägt durch die Klasse der Gleye. In den aufgeschütteten Bereichen wurden Kolluvisole und Regosole kartiert, die die natürlichen Böden überdecken. Die bodenchemischen Analysen zeigen, dass die Schadstoffgehalte bis oberhalb der Zuordnungswerte Z2 nach der LAGA Abfallverordnung (Bertram & Bannick, 2004) betragen.

6.3.3 Probennahme und Analysen

Die Probenentnahme der Bodenprofile an Kollau und Dove-Elbe erfolgte als horizontweise Bodenmischprobe. Zusätzlich wurden an der Kollau an elf Profilen und an der Dove-Elbe an

neun Profilen ungestörte volumenbezogene Proben (Stechringe) zur Bestimmung der bodenphysikalischen Parameter entnommen. Alle Mischproben wurden hinsichtlich der wichtigsten bodenkundlichen Eigenschaften (s. Tab. 22) analysiert. Je nach Fragestellung wurden zusätzliche Analysen durchgeführt, nämlich in den Rückhaltebecken und Böden der Dove-Elbe eine umfassende Analyse von Schadstoffgehalten und in den Mischproben der Überschwemmungsgebiete die Bestimmung der Bodenart (Korngrößenverteilung).

Tab. 22: Bodenkundliche Parameter zur Laboranalytik.

Bodenkundliche Parameter	Parameter	Einheit
bodenphysikalische	Korngrößenverteilung	%
	Partikeldichte	g/cm ³
	Lagerungsdichte	g/cm ³
	Substanzvolumen	%
	Porenvolumen	%
	vol. Wassergehalt	%
	gesättigte Wasserleitfähigkeit	cm/d
	ungesättigte Wasserleitfähigkeit	cm/d
bodenchemische	pH	
	Leitfähigkeit	µS/cm
	Kohlenstoff (gesamt/organisch/anorganisch)	%
	C/N Verhältnis	
	Stickstoff (gesamt)	%
	Eisen und Mangan	g/kg
	Kalium und Phosphor	mg/kg
	Kationenaustauschkapazität	mmoleq/kg
	PAK (Polyzyklische Aromatische Kohlenwasserstoffe)	µg/kg
	PCB (Polychlorierte Biphenyle)	µg/kg
	MKW (Mineralölkohlenwasserstoffe)	mg/kg
	Spuremetalle	mg/kg
bodenbiologische	Basalatmung	µmCO ₂ /TG d
	Biomasse (SIR-Verfahren)	mg/kg

6.4 Kohlenstoff (AP 4.4)

In diesem Arbeitspaket wurden Pools und Prozesse des Kohlenstoffkreislaufs in beiden Modellregionen untersucht, wobei sich die Untersuchungen sowohl auf die Vegetation wie auch die Böden bezog.

Im Hinblick auf die Vegetation wird ein Großteil des Kohlenstoffs in Gehölzen langfristig gespeichert, während die Festlegung in krautiger Vegetation nur eine kurzfristige Festlegung darstellt. Um die kurz- und mittelfristige Kohlenstofffestlegung in der Vegetation urbaner Überschwemmungsgebieten näher zu quantifizieren, wurde in der Vegetationsperiode 2016 eine Untersuchung auf Flächen entlang der Kollau durchgeführt.

Die Prozesse des Kohlenstoffhaushalts im Boden und damit der bodenbürtige Kohlenstoff-Pool können in Überschwemmungsgebieten durch die Folgen des Klimawandels, z. B. längere Trockenphasen und Starkregenereignisse (Schickhoff & Eschenbach, 2018) und durch die aufgrund dessen notwendigen Anpassungen der Gewässerbewirtschaftung beeinflusst werden. Veränderungen des Bodenwassergehalts (Pacific et al. 2008), des Eintrages an organischer Substanz durch Überschwemmungen (Samaritani et al. 2011) und der Landnutzung (Zehetner et al. 2009) wirken sich direkt auf den Kohlenstoffhaushalt aus. Einige Studien konnten sogar zeigen, dass Standorte eine Umkehrung von einer Kohlenstoffseneke zu einer vermehrten Kohlenstoffquelle durchlaufen (Groffman et al. 2003). In urbanen Räumen werden die Kohlenstoffpools und der Kohlenstoffabbau zusätzlich zu den natürlich wirkenden Einflussfaktoren durch die urbanen Nutzungen und durch ggf. vorhandene anthropogene Bodenumlagerungen überprägt.

Die bodenbürtigen Kohlenstoffpools wurden anhand der Analyse der Leitprofile (Abb. 121 und Abb. 123) bestimmt. In einem Feld- und Laborexperiment wurden die Einflussfaktoren auf den Kohlenstoffabbau detailliert untersucht. Dabei wurden die direkten Einflussfaktoren der Bodeneigenschaften und der Qualität der organischen Substanz und die indirekten Einflussfaktoren der Standorteigenschaften wie Versiegelung und Landnutzung unterschieden.

6.4.1 Kurz- und mittelfristige Kohlenstofffestlegung in der Vegetation von urbanen, nicht-tidebeeinflussten Überschwemmungsflächen entlang der Kollau

Die Untersuchung zur kurz- und mittelfristigen Kohlenstofffestlegung in der Vegetation entlang der Kollau wurde in der Vegetationsperiode 2016 auf den Untersuchungsflächen zur Vegetationszusammensetzung urbaner, nicht tidebeeinflusster Überschwemmungsflächen entlang der Kollau durchgeführt (vgl. Kap. 6.2.1), sodass die vier Vegetationstypen feuchtes und trockenes Grünland, Röhricht und Wald (feuchte Wälder dominiert von *Alnus*- und *Salix*-Arten) untersucht wurden. Die kurzfristige Kohlenstofffestlegung in der krautigen Vegetation wurde auf den bereits eingerichteten 1 m² großen Teilflächen durch zweimalige Entnahme eines Viertels der oberirdischen Biomasse mit anschließender Bestimmung der Kohlenstoff(C)-Gehalte mit einem Element Analyzer (EURO-EA 3000, Euro Vector, Italy) ermittelt. Die Biomassebeprobungen fanden hierbei zum Zeitpunkt der Vegetationsaufnahme sowie sechs Wochen später statt. Die langfristige Kohlenstofffestlegung in Gehölzen wurde hingegen ausschließlich in dem Vegetationstyp Wald untersucht. Auf den fünf Untersuchungsflächen wurde jeweils randomisiert eine Untersuchungsfläche mit einem Radius von 15 m eingerichtet und alle darin wurzelnden Gehölze mit einem Stammdurchmesser ≥ 5 cm bestimmt sowie deren Brusthöhendurchmesser (BHD) in einer Höhe von 130 cm gemessen. Nach Jenkins et al. (2003) erfolgte auf Grundlage des BHDs und der Pflanzenart die Berechnung der Biomasse der einzelnen Gehölze. Aus diesen berechneten Biomassedaten wurde auf den Kohlenstoffgehalt geschlossen, da ungefähr die Hälfte der Biomasse von Gehölzen aus Kohlenstoff besteht (Hutyra, Yoon & Alberti, 2011). Die in dieser Untersuchung ermittelten Werte der langfristigen Kohlenstofffestlegung wurden mit den Daten einer Untersuchung zur Kohlenstofffestlegung in urbanen Feuchtwäldern in ganz Hamburg von Dorendorf et al. (2015) verglichen (Abb. 124).

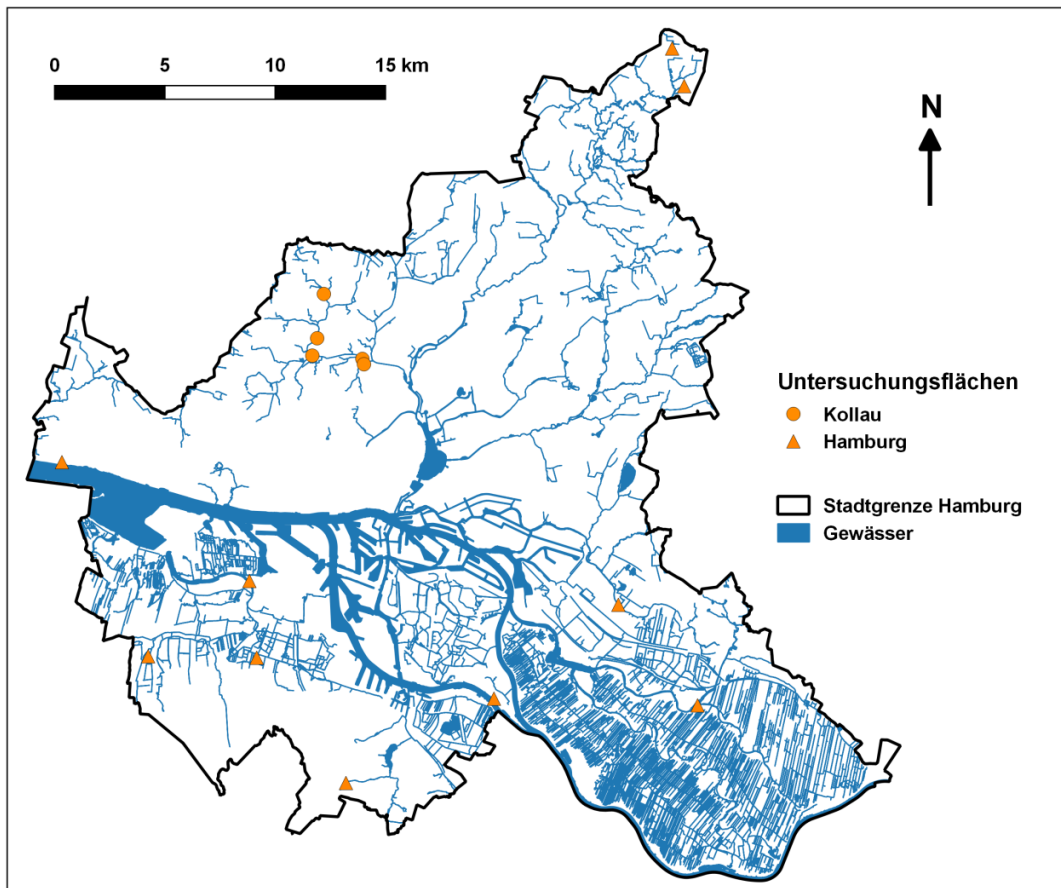


Abb. 124: Lage der Untersuchungsflächen zur mittelfristigen Kohlenstofffestlegung in Gehölzen entlang der Kollau (n = 5) sowie Lage der Untersuchungsflächen einer Vergleichsuntersuchung zur Kohlenstofffestlegung in Gehölzen im gesamten Hamburger Stadtgebiet von Dorendorf et al. (2015; n = 10). Die Karte wurde mit QGIS (Version 2.18.1.) erstellt.

Hinsichtlich des Kohlenstoffgehalts in der krautigen Biomasse wurden in den Untersuchungsflächen des Röhrichts mit $321,5 \pm 78,1 \text{ g/m}^2$ der höchste Wert ermittelt werden, während in den beiden Grünlandtypen niedrigere Werte von $195,4 \pm 57,1 \text{ g/m}^2$ (Grünland feucht) und $207,8 \pm 58,0 \text{ g/m}^2$ (Grünland trocken) gemessen wurden. Mit $77,5 \pm 47,5 \text{ g/m}^2$ ist in der krautigen Waldvegetation am wenigsten Kohlenstoff festgelegt (Abb. 125a). Es wurden höchst signifikante Unterschiede im Kohlenstoffgehalt der krautigen Vegetation zwischen den Vegetationstypen festgestellt (einfaktorielle ANOVA: $F = 13,3$; $p < 0,001$), wobei sich alle Vegetationstypen bis auf die beiden Grünlandtypen signifikant voneinander unterschieden (Tukey HSD).

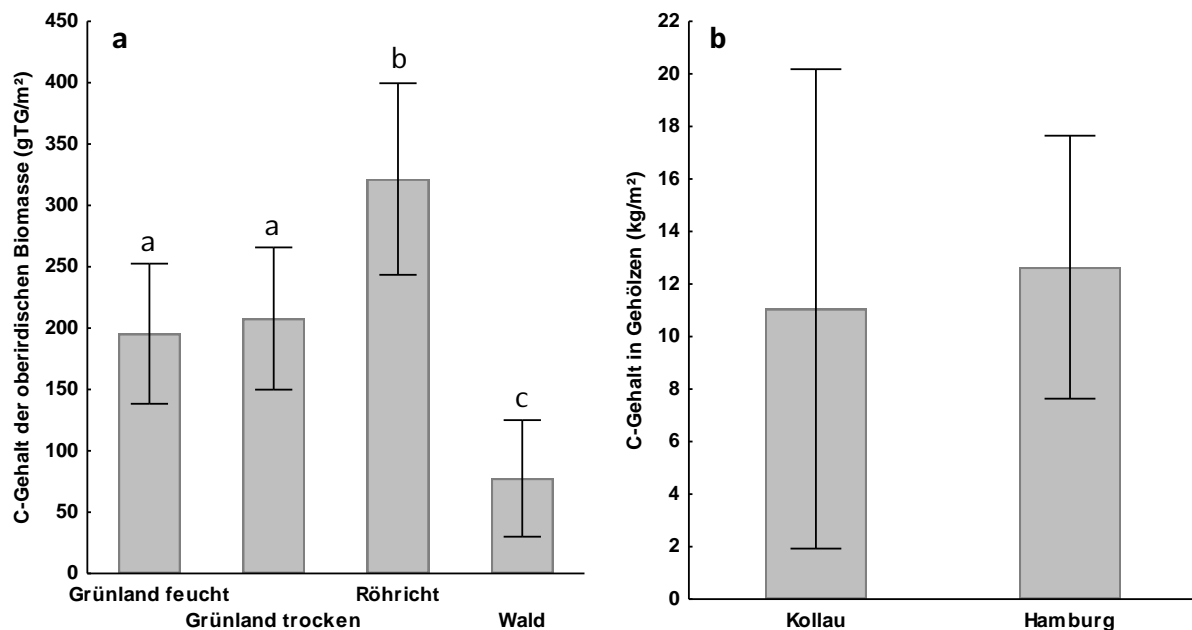


Abb. 125: (a) C-Gehalt in gTG (Trockengewicht)/m² der oberirdischen Biomasse der Untersuchungsflächen der Überschwemmungsflächen entlang der Kollau jeweils getrennt nach den Vegetationstypen (Grünland feucht, Grünland trocken, Röhricht und Wald). Dargestellt sind Mittelwert und Standardabweichung der fünf Untersuchungsflächen je Vegetationstyp, wobei für die Werte der einzelnen Untersuchungsflächen zunächst Mittelwerte für die Werte der technischen Replikate, Teilflächen und Zeitpunkte der Biomasseentnahme berechnet wurden. Unterschiedliche Buchstaben kennzeichnen signifikante Unterschiede zwischen den Vegetationstypen getrennt für den C- und N-Gehalt (Tukey HSD Post-Hoc-Test). (b) C-Gehalt in Gehölzen in kg/m² in feuchten Wäldern entlang der Kollau (n = 5) sowie im gesamten Hamburger Stadtgebiet (Dorendorf et al. 2015; n = 10). Dargestellt sind Mittelwert und Standardabweichung.

Insgesamt wurden in den fünf Untersuchungsflächen zur mittelfristigen Kohlenstofffestlegung 22 Gehölzarten mit einem Stammdurchmesser ≥ 5 cm identifiziert, von denen *Alnus glutinosa* (189x), *Salix x rubens* (28x) und *Salix cinerea* (22x) am häufigsten festgestellt wurden. Als weitere häufige Arten wurden *Syringa vulgaris* und *Prunus avium* in den Untersuchungsflächen angetroffen (Tab. 23). Im Mittel lag der in den Gehölzen festgelegte Kohlenstoffgehalt der feuchten Wälder entlang der Kollau bei $11,1 \pm 9,1$ kg/m², während in den feuchten Wäldern in ganz Hamburg verteilt im Mittel $12,6 \pm 5,0$ kg/m² festgelegt wurden (Abb. 125b). Diese Unterschiede waren statistisch nicht signifikant (t-Test: $t = -0,4$; $p = 0,666$).

Tab. 23: Erfasste Gefäßpflanzenarten von Gehölzen der Überschwemmungsflächen entlang der Kollau. Angegeben sind der wissenschaftliche und deutsche Name sowie die Anzahl der Gehölze in den fünf Untersuchungsflächen des Waldes. Zusätzlich ist die Gesamtanzahl der Gehölze pro Untersuchungsfläche sowie die Gesamtanzahl der Arten angegeben. Nomenklatur nach Jäger (2017).

Wissenschaftlicher Name	Deutscher Name	Untersuchungsfläche					Anzahl pro Art
		1	2	3	4	5	
<i>Acer campestre</i> L.	Feld-Ahorn				4		4
<i>Acer pseudoplatanus</i> L.	Berg-Ahorn	6					6
<i>Alnus glutinosa</i> (L.) Gaertn.	Schwarz-Erle	68	23	44	46	8	189
<i>Betula pendula</i> Roth	Gewöhnliche Birke	1					1
<i>Cornus alba</i> L.	Tatarischer Hartriegel					2	2
<i>Cornus sanguinea</i> L.	Blutroter Hartriegel					1	1
<i>Crataegus monogyna</i> Jacq.	Eingrifflicher Weißdorn		1		2		3
<i>Fraxinus excelsior</i> L.	Gewöhnliche Esche	6					6
<i>Malus pumila</i> Mill.	Kultur-Apfel		1				1
<i>Philadelphus coronarius</i> L.	Falscher Jasmin		2				2
<i>Prunus avium</i> (L.) L.	Vogel-Kirsche	4	6				10
<i>Prunus padus</i> L.	Gewöhnliche Traubenkirsche					5	5
<i>Prunus spinosa</i> L.	Schlehe					4	4
<i>Quercus robur</i> L.	Stiel-Eiche		1				1
<i>Salix alba</i> L.	Silber-Weide			1			1
<i>Salix caprea</i> L.	Sal-Weide		1				1
<i>Salix cinerea</i> L.	Grau-Weide		9		2	11	22
<i>Salix fragilis</i> L.	Bruch-Weide	2	1		1		4
<i>Salix x rubens</i> Schrank	Hohe Weide			27		1	28
<i>Salix viminalis</i> L.	Korb-Weide				2	6	8
<i>Sambucus nigra</i> L.	Schwarzer Holunder		2				2
<i>Syringa vulgaris</i> L.	Gewöhnlicher Flieder		11				11
Anzahl pro Untersuchungsfläche		87	58	72	57	38	312

6.4.2 Kohlenstoffpools in Böden von Überschwemmungsflächen

Die Bestimmung der Kohlenstoffgehalte und die Berechnung der C-Pools erfolgte an zwölf Leitprofilen in den Überschwemmungsgebieten und elf Leitprofilen in den Uferbereichen der Rückhaltebecken im Kollau Gebiet und an neun Leitprofilen an der Dove-Elbe. Zusätzlich wurden für 40 Oberbodenmischproben an der Dove-Elbe die C-Pools errechnet. Als Berechnungsgrundlage dienen die organischen Kohlenstoffgehalte, die Skelettgehalte und die ermittelten Lagerungsdichten. Die C-Pools werden in kg/m² angegeben, wobei die Tiefen 0–10 cm (Oberböden Dove-Elbe), 0–30 cm (alle Leitprofile) und 30–100 cm (alle Leitprofile) betrachtet wurden. Bei allen Bodenproben ist der überwiegende Anteil des Kohlenstoffs organisch gebunden, der Anteil des anorganischen Kohlenstoffs betrug maximal 0,41 % des Gesamtkohlenstoffs.

C-Pools der Modellregion Kollau

Die C-Pools der elf Leitprofile in den Kollau Überschwemmungsböden sind in Abb. 126 dargestellt. Deutlich höhere C-Pools in den Unterböden verglichen zu den Oberböden wurden an den Standorten am AB1–6 ermittelt. Die C-Pools der Unterböden erreichen Werte zwischen 10 und 220 kg/m², während in den Oberböden C-Pools von 9 bis 35 kg/m² bestimmt wurden. Für die Böden der Standorte NB1–4 und AB7 wurden C-Pools im Unterboden zwischen 1 und 12 kg/m² und in den Oberböden zwischen 4 und 33 kg/m² ermittelt.

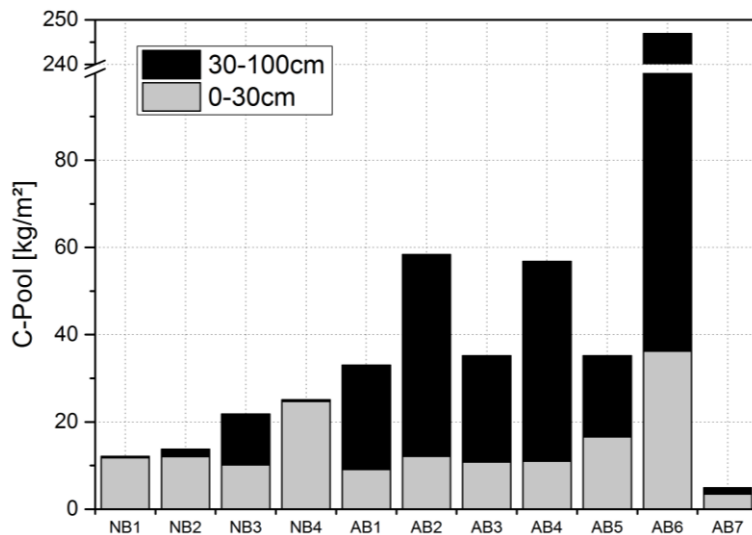


Abb. 126: C-Pools in den Überschwemmungsböden der Kollau (gestapelte Balken). NB – Böden mit natürlicher Substratabfolge; AB – Böden mit anthropogen veränderter Substratabfolge.

In Abb. 127 sind die C-Pools der Uferböden der Rückhaltebecken dargestellt. In den Böden der Becken am Grothwischgraben (G1–4) und am Becken 1 an der Mühlenau (M1) sind die C-Pools in den Oberböden mit 10–28 kg/m² höher als in den Unterböden mit 2–5 kg/m². Einen entgegengesetzten Trend wurde bei den Becken 2–4 an der Mühlenau und den Becken 1–3 an der Schillingsbek festgestellt. Im Vergleich zu den Oberböden mit C-Pools zwischen 4 und 37 kg/m² wurden deutlich höhere C-Pools in den Unterböden von 13–40 kg/m² erfasst.

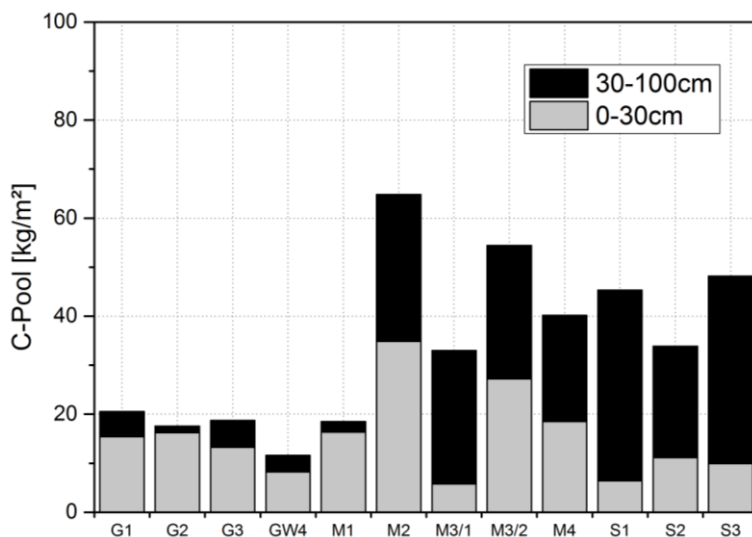


Abb. 127: C-Pools in den Uferböden der Rückhaltebecken der Kollau (gestapelte Balken). G: Grothwischgraben, M: Mühlenau und S: Schillingsbek. Die Zahlen 1–4 kennzeichnen die Becken in Strömungsrichtung.

Die C-Pools der Böden an der Kollau zeigen eine für dieses Gebiet typische Verteilung des Bodenkohlenstoffs. Im nördlichen Bereich des Gebiets wurden ungestörte Böden mit organikreichen Oberböden und abnehmenden Kohlenstoffgehalten mit zunehmender Tiefe kar-

tiert. An Standorten mit hohen Grundwasserständen wurden organikreiche Oberböden bestimmt. Im südlichen Bereich der Modellregion Kollau stehen deutlich anthropogen überprägte Böden an. Vielfach wurde technogenes und organikreiches Substrat mit einem hohen Anteil an Bauschutt in die Böden vorgefunden. Des Weiteren befinden sich in diesem Bereich fossile Torfbänder in den Unterböden, die eine Erhöhung des Bodenkohlenstoffes verursachen. Zusammenfassend ist festzuhalten, dass die natürlichen Böden in der Modellregion Kollau durch einen hohen C-Pool in den Oberböden gekennzeichnet sind, während die anthropogen überprägten Böden typischerweise einen deutlich höheren C-Pool in den Unterböden verglichen zu den Oberböden aufweisen. Eine Ausnahme bilden natürliche Böden mit Torfbändern im Unterboden.

C-Pools der Modellregion Dove-Elbe

In Abb. 128 sind die C-Pools der neun Leitprofile an der Dove-Elbe dargestellt. Die höchsten Kohlenstoffvorräte wurden für die Standorte NB2 mit 73 kg/m^2 und AB1 mit 72 kg/m^2 bestimmt, die geringsten für die Standorte NB4 und NB6. In den oberen 30 cm wurden C-Vorräte zwischen 3 kg/m^2 und 22 kg/m^2 festgestellt, wobei sich die natürlichen und anthropogen gestörten Böden dabei nicht klar unterscheiden.

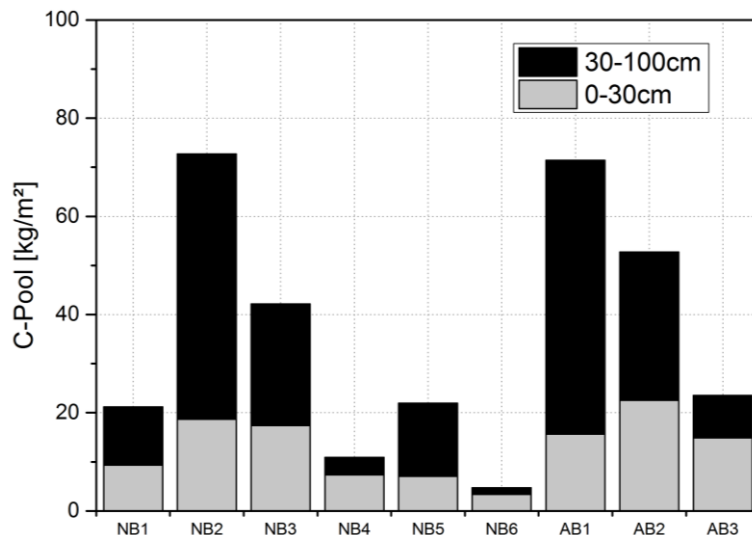


Abb. 128: C-Pools in den Uferböden an der Dove-Elbe (gestapelte Balken). NB – Böden mit natürlicher Substratabfolge; AB – Böden mit anthropogen veränderter Substratabfolge.

Abb. 129 zeigt die C-Pools der Oberböden (0–10 cm) gegliedert in die vier Höhenstufen über dem mittleren Wasserspiegel der Dove-Elbe. Die höchsten Einzelwerte wurden in der Höhenstufe 0–50 cm mit 62 kg/m^2 und in der Höhenstufe 50–100 cm mit 58 kg/m^2 errechnet. Im Mittel betragen die Werte in den vier Höhenstufen: 19 kg/m^2 .

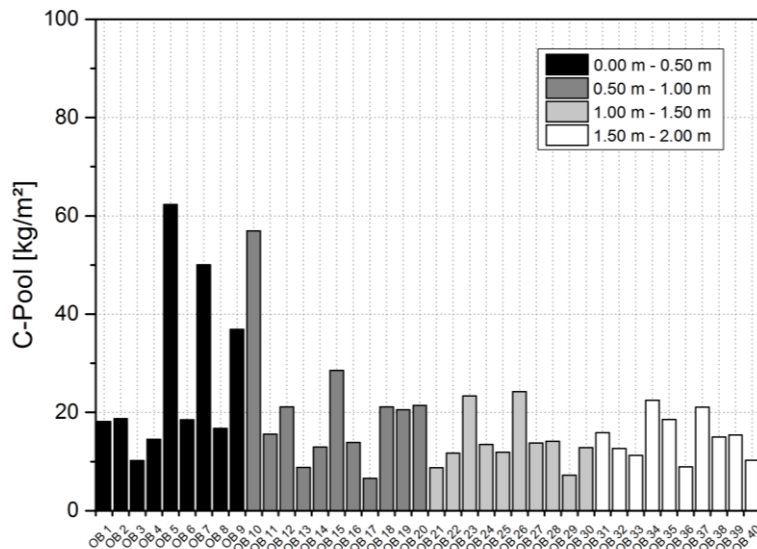


Abb. 129: Ergebnisse der C-Pool Berechnungen in den Oberböden (0–10 cm) der Dove-Elbe. Die unterschiedliche Balkenfarbe repräsentiert die Höhenstufe über dem mittleren Gewässerspiegel. Schwarz: 1–1,5 m, Dunkelgrau: 1,5–2 m, Hellgrau: 2–2,5 m und Weiß 2,5–3 m.

Das Dove-Elbe Gebiet ist geprägt durch heterogene Standorteigenschaften und unterschiedliche Nutzungen. Vor dem Ausschluss der Tide durch die Tatenberger Schleuse wurden die ufernahen Böden häufiger überflutet und es kam es zu einem überflutungsbedingten erhöhten Eintrag von organischem Material und Nährstoffen, welches sich bis heute in den rezenten Oberböden widerspiegelt. Wie auch an der Kollau ist an einigen Standorten technogenes, z. T. schadstoffbelastetes und organikreiches Material auf den anstehenden Boden aufgetragen und teilweise in die Ober und Unterboden eingearbeitet worden. Die Aufschüttungen erreichen Mächtigkeiten von über 2 m. Aus den ermittelten C-Pools der Oberböden zeigt sich ein Effekt der Höhenlage auf die Akkumulation von organischem Kohlenstoff. Während in allen Höhenlagen die C-Pools zwischen 10 und 25 kg/m² liegen, wurden an einigen Standorten in den Höhenlagen zwischen 0 m und 1,00 m über dem mittleren Wasserspiegel deutlich mehr organischer Kohlenstoff in den Oberböden ermittelt. In den Unterböden dieser Höhenlagen wurden an den Standorten NB 1 und NB 4–6 geringe und an den Standorten NB 2–3 höhere C-Pools in den Unterböden gemessen. Dies spiegelt die unterschiedlichen Kleihorizonte wieder, die im Dove-Elbe Gebiet anstehen. Je nach vergangenen Überflutungsereignissen und Sedimentationsverhältnissen entstanden Kleiablagerungen mit stark schwankenden Anteilen an organischer Substanz. In den höheren Lagen 1,00 m bis 2,00 m über dem mittleren Wasserspiegel sind vor allem Böden aus Aufschüttungen vorhanden. Das Einbringen von technogenem und organikreichem Material führt hier zu den sehr hohen C-Pools in die Unterböden.

Abbaubarkeit organischer Substanz

Feld- und Laborversuche zur Abbaubarkeit von organischer Substanz unterschiedlicher Qualität unter ausgewählten Standortfaktoren wurden durchgeführt, um die spezifischen standörtlichen urbanen Einflussparameter auf den Kohlenstoffabbau zu analysieren. Die Versuche wurden beendet und werden derzeit bis zum Ende der Projektlaufzeit ausgewertet.

6.5 Bodenwasserhaushalt (AP 4.5)

Durch die Funktion des Wasserrückhalts haben Böden von Überschwemmungsflächen die Fähigkeit Hochwasserereignisse zu regulieren und zu puffern (Bradley, 2002, Tockner & Stanford, 2002). Diese Funktion wird jedoch in urbanen Überschwemmungsgebieten durch die Flächennutzung (insbesondere Versiegelung) und Beeinträchtigung von Bodenaufbau und Bodeneigenschaften beeinflusst. In diesem Arbeitspaket wird untersucht, wie hoch das Wasserrückhaltevermögen der Böden in den Überschwemmungsflächen an der Kollau im Jahresverlauf ist. Außerdem wird geprüft, ob im Hochwasserfall das im Profil vorhandene Bodenwasser sich aus dem Überschwemmungswasser oder aus ansteigendem Grundwasser speist.

Für die Analyse des Bodenwasserhaushalts wurden sieben Überschwemmungsflächen mit unterschiedlicher Landnutzung (Landwirtschaft, Brache, Siedlungsgebiete und Wasserrückhalt) im Kollau Einzugsgebiet ausgewählt (Abb. 130). In den Böden dieser waren ab Sommer 2016 Bodenwassermessstationen installiert, die den Bodenwassergehalt, die Bodenwasserspannung, die Bodentemperatur in jeweils vier bis fünf Bodentiefen bis zu 100 cm und den Grundwasserstand sowie die Höhe des Wasserstands im angrenzenden Gewässers kontinuierlich erfasst haben. Die Datenauswertung dieser Stationen erfolgt hier bis zum Zeitpunkt Dezember 2017. Eine Klimastation des ‚HUSCO Netzwerkes‘ (HUSCO-Hamburg Urban Soil Climate Observator¹) am Standort Stellingen lieferte meteorologische Daten für den Messzeitraum. Bodenphysikalische Kenndaten wurden anhand der entnommenen Mischproben und Stechringe für die jeweiligen Leitprofile erhoben. Durch Feldmessungen wurde im Sommer 2017 die Infiltrationsleistung der Standorte ermittelt.

¹ <https://www.clisap.de/de/forschung/b:-auspraegungen-und-auswirkungen-des-klimas/b5:-urbane-systeme-versuchsgebiet-hamburg/husco-hamburg-urban-soil-climate-observatory/>

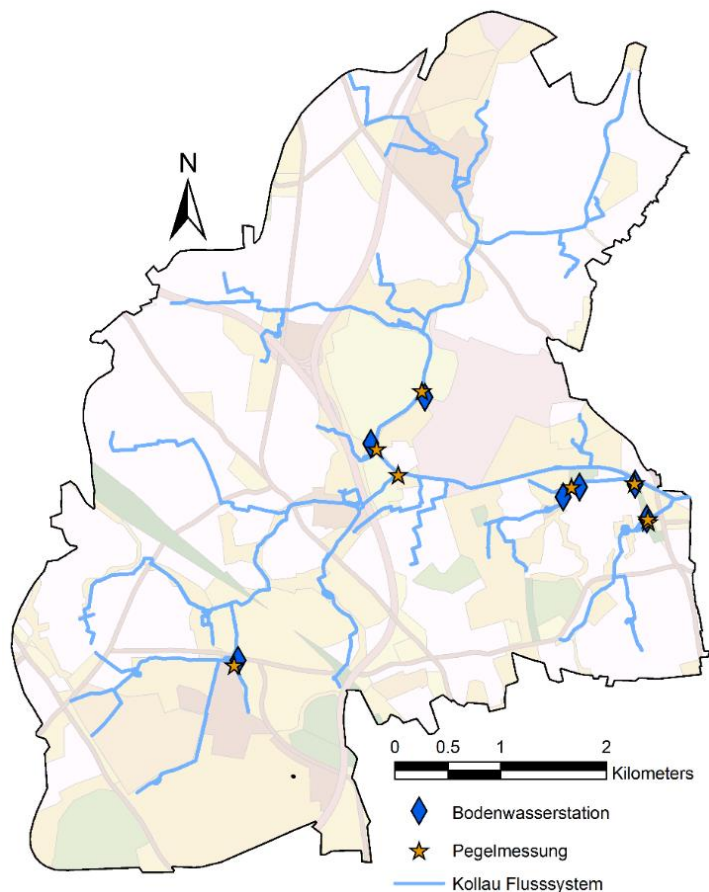


Abb. 130: Standorte der Bodenwassermessstationen und Pegelmessungen im Einzugsgebiet der Kollau.

In Abb. 131 ist die Wasserspeicherkapazität aller Standorte von Januar 2017 bis Dezember 2017 dargestellt. Ausgenommen ist der Standort an der Schillingsbek, welcher mehrfach durch Vandalismus gestört und Anfang 2017 vollständig zerstört wurde. Die Wasserspeicherkapazität ergibt sich aus dem Gesamtporenvolumen abzüglich des Wassergehalts, beschreibt somit die Summe des Luftraums eines Bodens.

Die höchsten Wasserspeicherkapazitäten wurden am Standort Alte Kollau mit 160–350 mm gemessen. Dieser Standort zeichnet sich durch sandige Bodenverhältnisse und einer weiten Entfernung zum angrenzenden Gewässer aus, wodurch es zu einer geringeren Anzahl von Überschwemmungen kommt. Geringe Wasserspeicherkapazitäten zeigen die Standorte Holtwisch und Wullwisch 37 mit 25–155 mm. Beide Standorte liegen nah an der Kollau und sind häufiger von Überschwemmungen betroffen. An dem ruralen Standort Holtwisch sind sandige Bodenverhältnisse vorherrschend, während der Boden am urbanen Standort Wullwisch 37 durch Torfbänder im Unterboden geprägt ist. Die geringste Wasserspeicherkapazität wurde allerdings am Standort Grothwisch mit ganzjährigen Kapazitäten zwischen 40 und 50 mm ermittelt. Aufgrund der Senkenlage und des ganzjährig hohen Grundwasserstands kommt es am Standort Grothwisch zu häufigem Wasserüberstau. Kennzeichnend für diesen Standort sind ein organkreicher Oberboden und die sandigen Bodenverhältnisse im Unterboden. Mittlere Wasserspeicherkapazitäten sind an Standort Farnhornstieg und Standort Wullwisch 11 zu beobachten. Standort Farnhornstieg befindet sich im gleichnamigen HRB mit relativ hohen Grundwasserständen (s. Abb. 131). An diesem Standort steht

ein Boden aus sandigem Material mit Bauschutteinlagerungen an. Standort Wullwisch 11 befindet sich in einem Vorgarten mit durchgehend lehmigen Bodeneigenschaften. Hier werden Wasserspeicherkapazitäten von 100–160 mm erreicht. Durch die künstliche Regulierung des Grundwasserstands sind an diesem Standort keine jahreszeitlichen Schwankungen zu erkennen. Andere Standorte weisen eine jahreszeitliche Dynamik der Wasserspeicherkapazitäten auf mit in den Sommermonaten höheren und in den Wintermonaten geringeren Kapazitäten. Die Standorte Grothwisch und Farnhornstieg zeigen keine Schwankungen auf, während die anderen Standorte durch eine höhere Streuung der Kapazitäten gekennzeichnet sind.

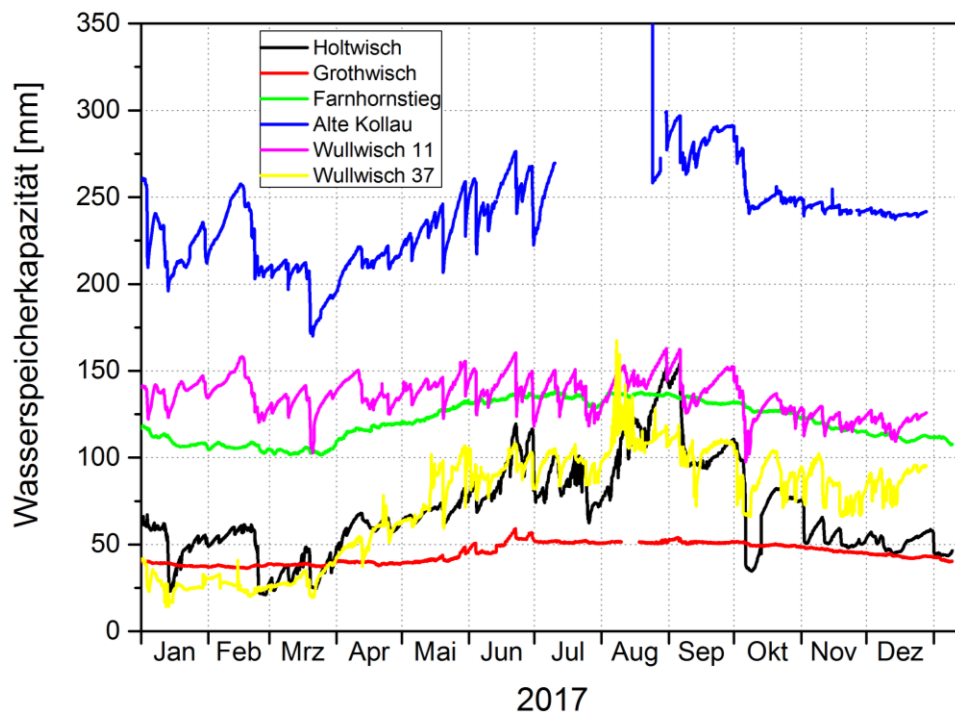


Abb. 131: Wasserspeicherkapazitäten aller Standorte im Kollau Einzugsgebiet im Jahr 2017.

In Abb. 132 sind die Verläufe der Grundwasserstände aller Standorte, ausgenommen Schillingsbek, für das Jahr 2017 dargestellt. Die Grundwasserstände zeigen eine der Wasserspeicherkapazität entgegengesetzte Dynamik auf (Abb. 131). In den Wintermonaten konnten die höchsten Grundwasserstände gemessen werden und in den Sommermonaten die geringsten. Hohe, bis an die Oberfläche reichende Grundwasserstände konnten an den Standorten Grothwisch, Wullwisch 37 und Farnhornstieg erfasst werden. Am Standort Alte Kollau und Wullwisch 11 werden die niedrigsten Grundwasserstände mit oft unter 1 m Tiefe erreicht. Standort Holtwisch erreicht mittlere Grundwasserstände, die zwischen mit 0 und 100 cm Tiefe schwanken. An den Standorten Grothwisch, Farnhornstieg und Wullwisch 37 kommt es in den Wintermonaten zu einem immer wiederkehrenden Wasserüberstau (Abb. 132). Trotz dieses Wasserüberstaus werden an den Standorten Wasserspeicherkapazitäten über 0 mm angezeigt. Eine Erklärung könnten Lufteinschlüsse in den Feinporen sein. Weitere Faktoren werden noch geprüft.

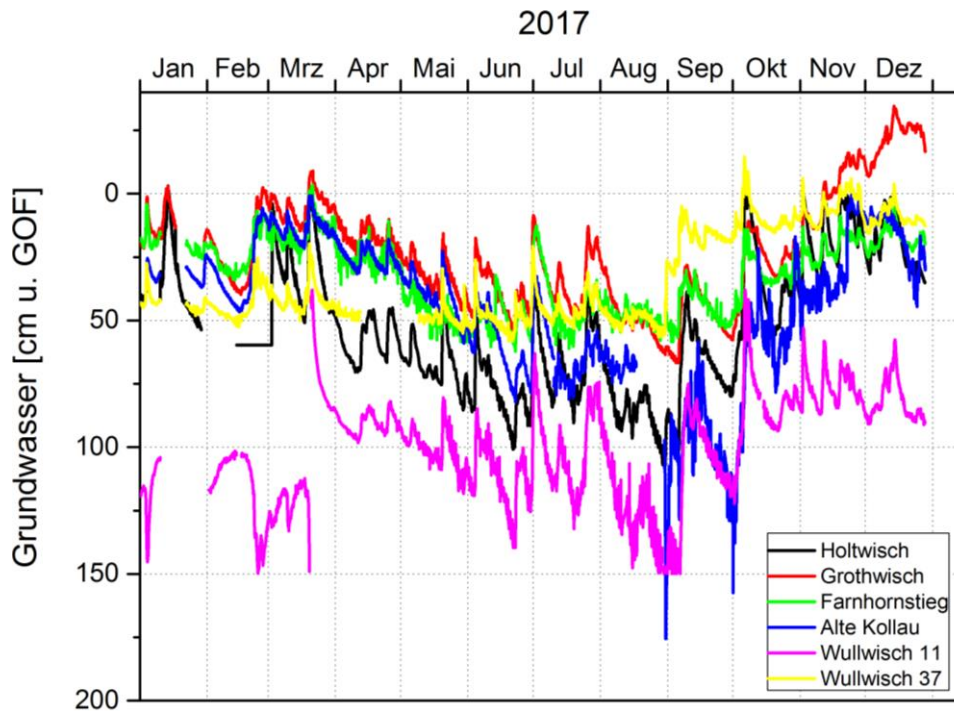


Abb. 132: Grundwasserstände aller Standorte im Kollau Einzugsgebiet im Jahr 2017.

In der Modellregion Kollau sind die Wasserspeicherkapazitäten an Standorten mit sandigen Substraten, niedrigen Grundwasserständen und einer Lage außerhalb des Überschwemmungsgebietes am höchsten. Wird der Grundwasserspiegel künstlich niedrig gehalten, kann die Wasserspeicherfähigkeit erhöht werden. Insbesondere die Nähe zu einem angrenzenden Gewässer und höhere Grundwasserstände verringern die Wasserspeicherfähigkeit deutlich.

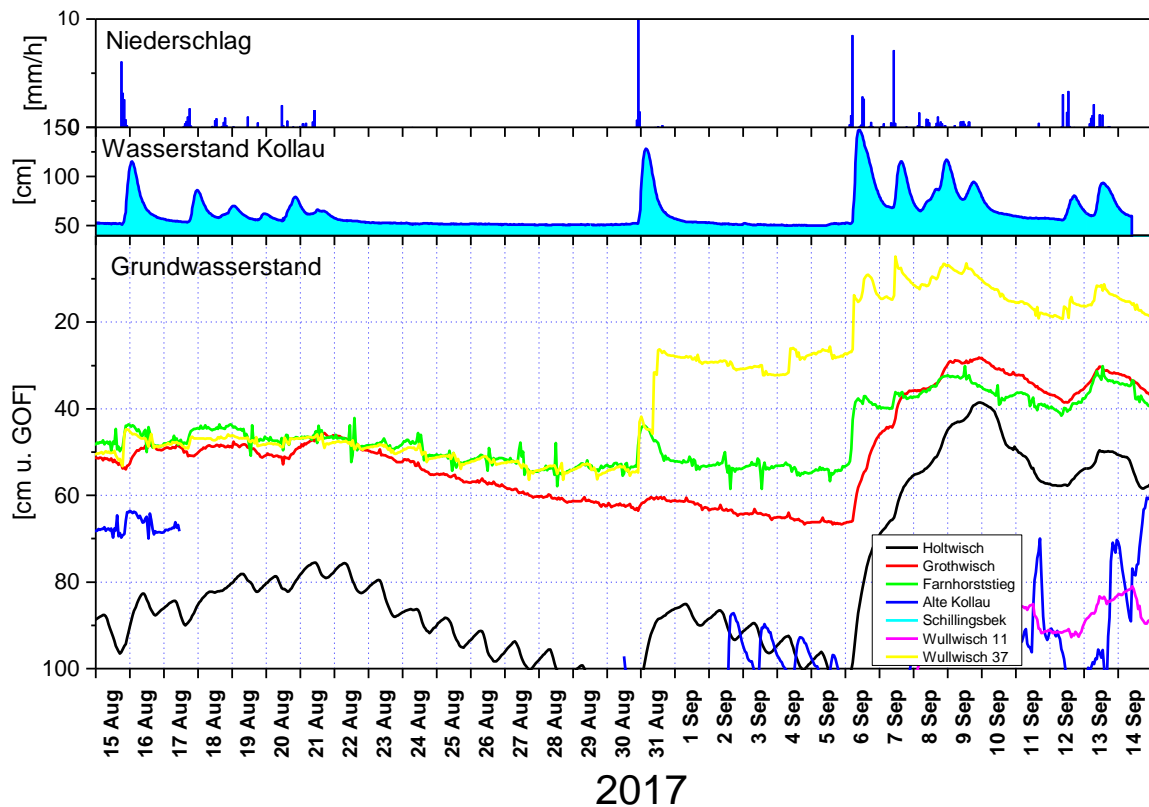


Abb. 133: Niederschlag, Wasserstand Alte Kollau und Grundwasserstände für August und September 2017.

Für die Analyse der Einflüsse von Niederschlag und Überschwemmungen auf den Bodenwasserhaushalt sind in Abb. 133 Niederschläge, Wasserstand an der Alten Kollau und die Grundwasserstände im August und September 2017 dargestellt. Niederschläge ab 8 mm führen zu kurzzeitigen Peaks von Abflüssen in der Kollau, wobei bereits nach ca. 10 Stunden nach dem Niederschlag wieder die Ausgangswerte des Wasserstands erreicht werden. Auch die Grundwasserstände zeigen deutliche Reaktionen auf den Niederschlag bzw. den Wasserstand der Kollau. Bei den Standorten Wullwisch 37 und Farnhorststieg ist zu beobachten, dass der Grundwasserspiegelanstieg zeitgleich mit dem Anstieg des Kollauwasserstands erfolgt. Demgegenüber steigen an den Standorten Grothwisch und Holtwisch die Grundwasserstände langsamer an. Der steile Anstieg lässt auf einen direkten Einfluss von Überschwemmungen schließen. Beide Standorte (Wullwisch 37 und Farnhorststieg) liegen in unmittelbarer Nähe des angrenzenden Gewässers bzw. Rückhaltebeckens (ca. 20 m entfernt) und sind von jeder Überflutung betroffen. Sie weisen eine relative Höhe über dem Gewässer von kleiner als 0,3 m auf.

Ein langsamer Anstieg des Grundwasserstands bei den anderen Standorten lässt sich dadurch erklären, dass es hier keine Direktwirkung des Kollauwasserstands durch Überschwemmungen gibt sondern eine Kombination aus infiltrierendem und versickerndem Niederschlag und insbesondere einem Rückstau von Grundwasser wirkt. Die Dominanz des Grundwasserrückstaus ergibt sich daraus, dass der Grundwasserspiegelanstieg deutlich höher ist, als allein durch die Niederschläge erklärbar wäre. Holtwisch und Grothwisch liegen zwar nah an den Uferbereichen der Kollau, sind aber aufgrund der steilen Uferböschungen nicht von Überschwemmungen betroffen. Sie weisen eine relative Höhe über dem Gewässer von mehr als 1,10 m auf.

6.6 Schadstoffinventar (AP 4.6)

Die Böden der natürlichen und künstlichen Überschwemmungsgebiete können dazu beitragen, den Transport von Schadstoffen im Gewässer zu vermindern, indem sie ein Teil der Stoffe zurückhalten. Damit übernehmen Böden eine wichtige Ökosystemleistung, da flussabwärts gelegene Ökosysteme dadurch weniger mit Schadstoffen belastet werden. Ziel dieses Arbeitspaketes ist es, das Schadstoffinventar der Böden in den Überschwemmungsgebieten und in den Schlämmen der HRB an der Kollau zu erfassen. Die Ergebnisse sollen Aufschluss darüber geben, wie sich das Schadstoffinventar in den Überschwemmungsgebieten und den HRB unterscheidet und wie deren Belastung gemäß TR LAGA (Bertram et al. 2004) zu bewerten ist. Des Weiteren soll analysiert werden, in wie fern sich die unterschiedlichen Einzugsgebiete und Bodeneigenschaften auf das Schadstoffinventar auswirken und ob Schadstoffe in Fließrichtung bewegt werden. Eine Berechnung der Akkumulation von Schlamm und Schadstoffen soll ideale Bedingungen für eine effektive Stoffakkumulation identifizieren.

Für den Rückhalt von Schadstoffen in Überschwemmungsgebieten können folgende Prozesse maßgeblich sein:

1. Ablagerung von im Gewässer transportierten Partikeln (Sedimentation) mit daran sorbierten Schadstoffen
2. Bindung von Schadstoffen aus der Wasserphase des Gewässers an den reaktiven Oberflächen der Böden
3. Aufnahme von Schadstoffen aus der Wasserphase des Gewässers in Organismen (Algen, höhere Pflanzen, Fauna des Gewässers).

Bei einigen Schadstoffen sind auch Abbauprozesse denkbar. Bei den beiden erstgenannten Punkten wird der Schadstoffvorrat der Böden direkt erhöht, bei dem zuletzt genannten Prozess erst nach dem Absterben der Organismen. Durch die Ablagerung von Partikeln kann der Schadstoffgehalt in den betroffenen Böden erhöht werden (Konzentration in sedimentierten Partikeln > Konzentration im Oberboden), ggf. aber auch vermindert (Konzentration in sedimentierten Partikeln < Konzentration im Oberboden). Dies wird entscheidend davon beeinflusst, welche Korngrößen zur Sedimentation kommen. Feinkörnige Sedimente (Partikel < 20 µm) gelten als die wesentlichen Sorbenten von Schadstoffen und weisen damit höhere Schadstoffkonzentrationen auf, grobkörnige, d. h. sandig-kiesige Sedimente hingegen nicht.

In der Modellregion Kollau bestehen neben den Überschwemmungsgebieten 18 HRB und 3 RR, welche an den Gewässern für die Steuerung des Wasserrückhalts im Hochwasserfall sorgen. Ein Schadstoffeintrag findet in den Überschwemmungsgebieten über periodische Überschwemmungen und in den Rückhaltebecken über die Aufnahme von ggf. schadstoffbelasteten Wässern und Sedimenten statt. Art und Konzentration der Schadstoffe können sich in Abhängigkeit des jeweiligen Wassereinzugsgebietes, welche in der Modellregion Kollau durch unterschiedliche Nutzungen (Landwirtschaft, Autobahn, Industrie und Siedlungen) geprägt sind, unterscheiden. Aufgrund von Entschlammungsmaßnahmen wurden an einigen Rückhaltebecken die Sedimente bereits analysiert und nach TR Boden LAGA M20 eingestuft (Bertram et al. 2004). Dabei konnten in den Sedimenten der Rückhaltebecken maximale LAGA Richtwerte von Z2 bis Z5 festgestellt werden, wobei die hohen und sehr hohen Werte in Rückhaltebecken im direkten Einzugsbereich von Autobahnen ermittelt

wurden. Die für die Einstufung nach den LAGA Klassen ausschlaggebenden Schadstoffe waren in dieser vorherigen Untersuchung MKW, PAK, PCB, EOX, Zink, Kupfer, Blei, Cadmium, Cyanid und TOC.

Abb. 134 zeigt die Auswahl der untersuchten elf Rückhaltebecken. Die vier Rückhaltebecken des Grothwischgraben liegen zwischen landwirtschaftlichen Nutzflächen und sind gleichzeitig durch die Zuläufe von der Autobahn geprägt. An der Mühlenau werden vier Rückhaltebecken mit einem durch Gewerbe- und Wohngebiete geprägten Einzugsgebiet analysiert während die drei Becken an der Schillingsbek sich in einem reinen Siedlungsgebiet befinden (Abb. 134).

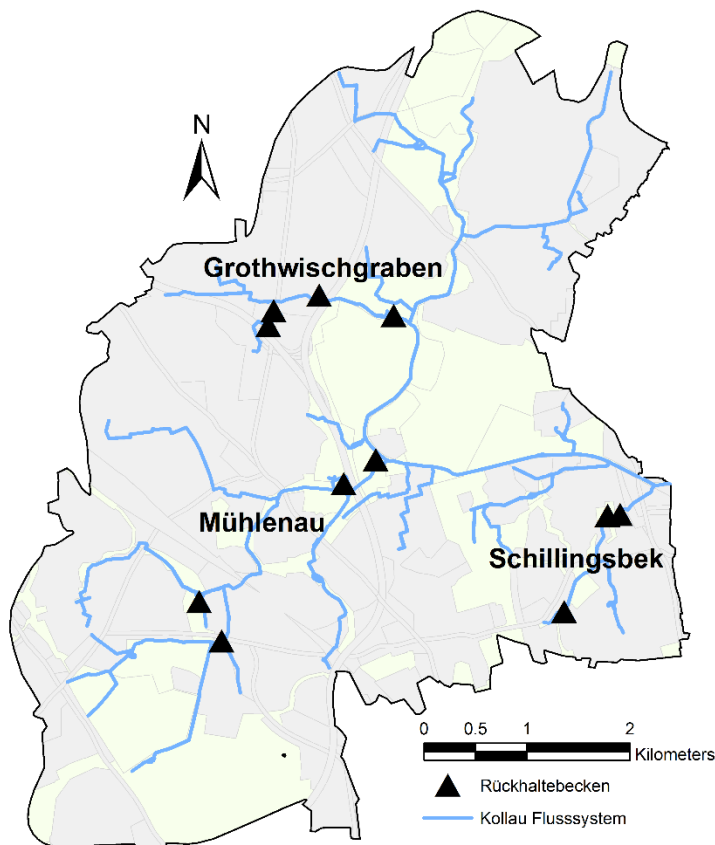


Abb. 134: Lage der elf untersuchten Rückhaltebecken am Grothwischgraben, an der Mühlenau und an der Schillingsbek im Einzugsgebiet der Kollau. Graue Flächen symbolisieren urbane Bereiche, grüne Flächen rurale Bereiche.

In den elf Rückhaltebecken wurden die Schadstoffgehalte an verschiedenen Positionen analysiert. Dafür wurden Schlämme der Oberböden (0–10 cm) in den Bereichen Einlauf, Auslauf, Flach, Tief und Schilf (Abb. 135) entnommen und zu Mischproben zusammengeführt. Vor Ort fand zusätzlich eine bodenkundliche Kartierung der Uferbereiche, der überstauten Zonen und der Schlammmächtigkeiten statt. Im Labor wurden neben den gängigen bodenkundlichen Parametern, die gemäß Technischer Richtlinie TR LAGA relevanten Schadstoffe analysiert. Parallel wurden an den 23 Leitprofilen in den Überschwemmungsgebieten dieselben Schadstoffe analysiert.

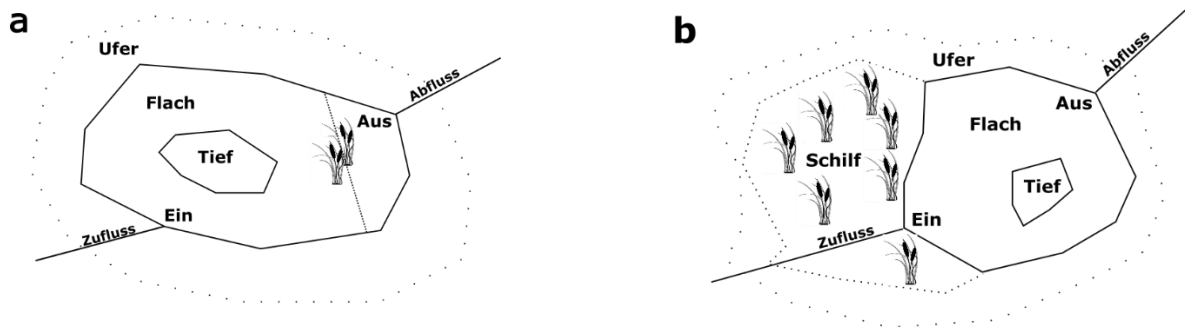


Abb. 135: Schema der Probenahme in Rückhaltebecken zwei unterschiedlicher Designs; (a) Rückhaltebecken mit Spundwand und kleiner Schilfinsel; (b) Rückhaltebecken mit angrenzendem Schilfgürtel. Die Bereiche Einlauf (Ein), Auslauf (Aus), Flach (< 1 m), Tief (> 1 m), Ufer und Schilf wurden jeweils in ca. 2 m Abständen beprobt.

In allen Rückhaltebecken im Kollau Gebiet ist ein konstanter Wassereinstau eingestellt. Das Design der Rückhaltebecken unterscheidet sich durch die Größe des Schilfgürtels. In den meisten Becken gibt es kleine Bereiche mit Schilfinseln und gelegentlich Spundwänden (Abb. 135, a), während in anderen Becken der Schilfgürtel die Hälfte des Rückhaltebeckens einnimmt.

In Tab. 24 sind die Mittelwerte der Spurenmetalle und organischen Schadstoffe der Böden in den HRB und den ÜSG dargestellt. Unterschiede in den jeweiligen Schadstoffgruppen zwischen RHB und ÜSG wurden mit einer ANOVA und anschließendem Tuckey HSD Post HOC Test überprüft. Die Mittelwerte der Schadstoffe Cadmium, Kupfer, Zink, MKW und PCB sind in den Rückhaltebecken signifikant höher als in den Überschwemmungsgebieten. Bei den Schadstoffen Arsen, Blei und PAK konnten keine signifikanten Unterschiede festgestellt werden. Einzelne hoch belastete Standorte in den Überschwemmungsgebieten sind für die jeweiligen Gehaltsmaxima verantwortlich. Die Schadstoffbelastung wird hier durch die Umlagerung technogenem Substrates hervorgerufen.

Tab. 24: Schadstoffgehalte der Sedimente und Oberböden der Rückhaltebecken (RHB) und der Oberböden von Überschwemmungsgebieten (ÜSG). MW = Mittelwert; SA = Standardabweichung; Min = Minimum; Max = Maximum. Die hochgestellten Zahlen symbolisieren die Ergebnisse eines ANOVA Tuckey Testes ($p < 0,05$) mit a = Unterschied statistisch nicht nachweisbar; a b = statistisch signifikanter Unterschied zwischen RHB und ÜSG.

	RHB	ÜSG		RHB	ÜSG
Spurenmetalle	[mg/kg]	[mg/kg]	Organische Schadstoffe	[mg/kg]	[mg/kg]
Arsen			MKW(C₁₀-C₄₀)		
MW±SA	5,3±4,0 ^a	4,6±3,7 ^a	MW±SA	510,4±442,9 ^a	20,2±24,3 ^b
Min-Max	1,04-29,41	0,04-15,80	Min-Max	0,00-2116,63	0,00-119,37
Cadmium			PAK		
MW±SA	0,5±0,5 ^a	0,3±0,2 ^b	MW±SA	3,1±2,6 ^a	3,2±6,0 ^a
Min-Max	0,00-2,67	0,02-0,82	Min-Max	0,12-11,92	0,01-30,68
Kupfer			PCB		
MW±SA	81,4±68,0 ^a	22,8±17,4 ^b	MW±SA	0,05±0,03 ^a	0,01±0,006 ^b
Min-Max	0,00-451,29	1,62-64,00	Min-Max	0,00-0,21	0,00-0,02
Blei					
MW±SA	57,4±51,4 ^a	56,4±40,8 ^a			
Min-Max	0,00-259,41	1,86-144,08			
Zink					
MW±SA	294,3±279,9 ^a	74,3±72,7 ^b			
Min-Max	0,00-1600,90	7,25-288,90			

Die Schadstoffbelastung der untersuchten Böden wurden gemäß der Technischen Richtlinie LAGA die Einbauklassen 0-2 und in die Deponieklassen eingeteilt. In Abb. 136 ist der prozentuale Anteil der Schadstoffbelastung für die Proben der Rückhaltebecken (a) und für die Oberböden der Überschwemmungsgebiete (b) dargestellt. In den Überschwemmungsgebieten fallen 97 % der Bodenproben in die Einbauklasse 0, 2,8 % in die Einbauklasse 1 und 0,6 % in die Deponieklassen. Die Schadstoffbelastung der Böden in den Rückhaltebecken wurde mit 47,7 % in die Einbauklasse 0, 25 % in die Einbauklasse 1, 22,7 % in die Einbauklasse 2 und 4,6 % in die Deponieklassen eingeteilt.

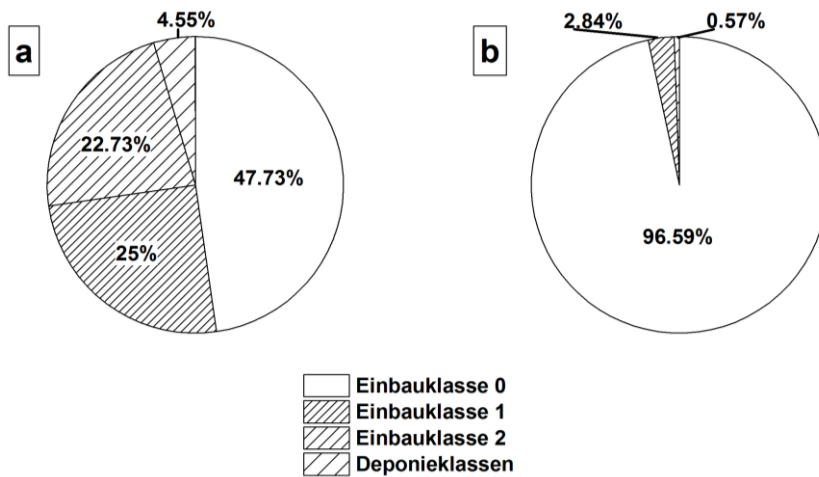


Abb. 136: Prozentualer Anteil der schadstoffbelasteten Bodenproben an der Grundgesamtheit eingeteilt in die LAGA Klassen für die Rückhaltebecken (a) und die Überschwemmungsgebiete (b).

Mit einer ANOVA wurden die Einfluss Faktoren Landnutzung, unterschiedlichen Zuströme (Grothwischgraben, Mühlenau und Schillingsbek), Weitertransport in Strömungsrichtung und die Positionen im Becken auf die jeweiligen Schadstoffgehalte ermittelt. Dabei ergab sich, dass signifikante Unterschiede zwischen den Positionen innerhalb der Rückhaltebecken bestehen, während die übrigen Parameter alle keinen signifikanten Einfluss auf die Gehalte hatten.

Um Beziehungen zwischen den Bodenmerkmalen und den Schadstoffgehalten zu ermitteln wurden lineare Korrelationskoeffizienten nach Spearman bestimmt. Abb. 137 zeigt die Beziehung zwischen organischem Kohlenstoff (C_{org}) und Blei, Zink und Mineralölkohlenwasserstoffen (MKW) und Schwefel (S) mit Blei, Zink und MKW der Sedimente aus den Tiefenbereichen der Rückhaltebecken. Dabei sind die Spurenmetalle vor allem mit C_{org} und S sehr eng korreliert (r zwischen 0,96 und 0,86). Die MKW korrelieren eng mit S ($r = 0,83$) und weniger eng mit C_{org} ($r = 0,79$). In der Abb. 137 rechts sind die Beziehungen für die Oberböden der Überschwemmungsgebiete von C_{org} mit Blei, Zink und MKW dargestellt. Hier wurde nur für Blei eine enge Korrelation mit C_{org} ($r = 0,83$) ermittelt. Vor allem in den Rückhaltebecken sind die Schadstoffe an die organische Substanz gebunden. Somit kann der C_{org} -Gehalt als guter Hinweis für die Belastung eines urbanen Rückhaltebeckens mit Schadstoffen herangezogen werden. Für alle anderen gemessenen Nährstoffe und die Tongehalte konnten keine signifikanten Korrelationen mit den Schadstoffgehalten festgestellt werden.

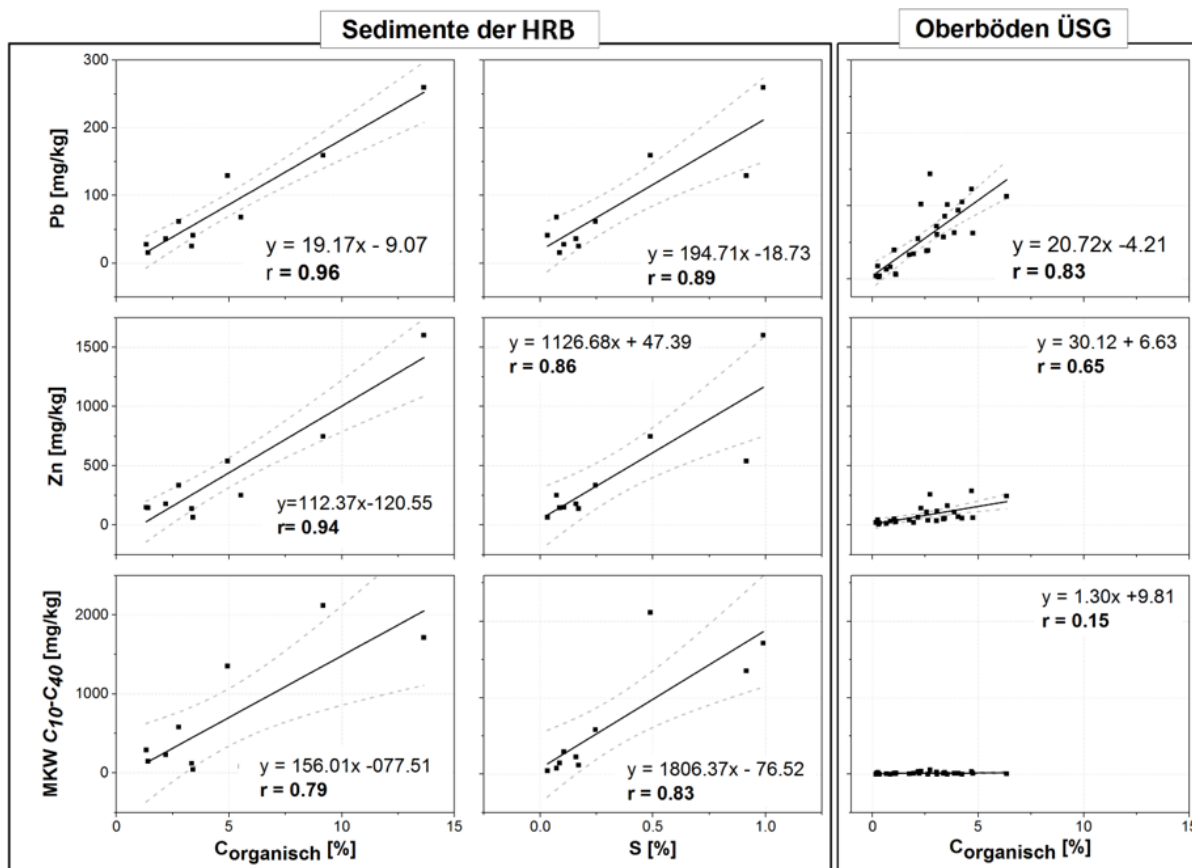


Abb. 137: Ergebnisse der Spearman Regressionen für die Schadstoffe Blei, Zink und MKW aufgetragen auf C_{org} und S. Links für Sedimente der Rückhaltebecken im Probenahmebereich Tief und rechts für die Oberböden der Überschwemmungsgebiete.

Auf Grundlage der Kartierung der anstehenden Schlamm-Mächtigkeiten und der jeweiligen Trockenrohdichten in den elf Rückhaltebecken konnten die Trockenmassen der in jedem Rückhaltebecken lagernden Schlämme berechnet werden. In Abb. 138 sind die Schlamm-massen und die daran gebundenen Massen an C_{org} (oben), Blei (mitte) und MKW (unten) dargestellt. Innerhalb des Grothwischgrabens wurden für die Rückhaltebecken G3 und G4 die höchsten Massen an Schlamm 1000–1500 t, an C_{org} 3–7 t, an Blei 125–150 kg und an MKW mit 1000–1200 kg ermittelt. An der Mühlenau erreicht das Becken M3 hohe Massen für Schlamm mit 1500 kg, C_{org} mit 4 t, Blei mit 50 kg und MKW mit 250 kg. Das Becken S2 an der Schillingsbek zeigt hohe Werte für Schlamm mit 900 kg, C_{org} 3 t, Blei 75 kg und MKW 300 kg.

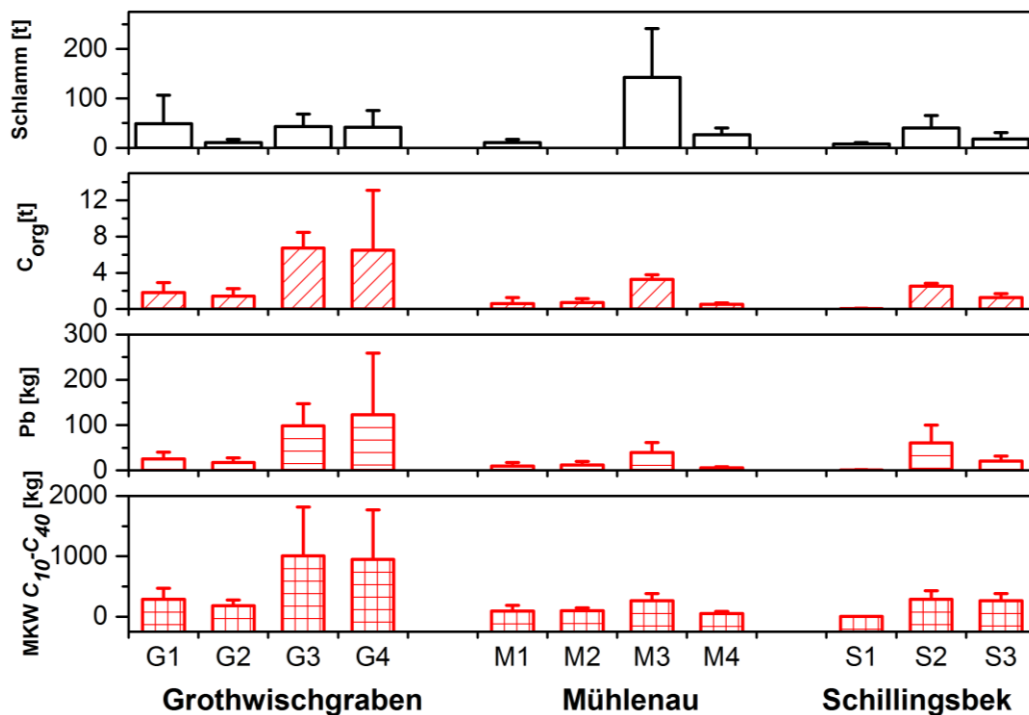


Abb. 138: Mengenberechnung für gesamtes Rückhaltebecken der Stoffe Schlamm, C_{org} (oben), Blei (Mitte) und MKW (Unten) für alle Rückhaltebecken am Grothwischgraben, Mühlenau und Schillingsbek.

Die Schlamm-Masse hängt von der Größe der genannten Becken und der Dauer der letzten Entschlammung ab. In M3 konnten sich großen Massen anlagern verglichen zu den kleineren Becken G1, G2, M1, M2, S1 und S3. Außerdem spielt das Alter des Beckens offenbar eine Rolle, denn das relativ junge Becken M4 enthält trotz seiner großen Grundfläche nur sehr geringe Massen an Schlamm.

Um den Effekt der Größe zu relativieren sind in Abb. 139 die relativen Massen pro m² für jedes Rückhaltebecken dargestellt. Die höchsten Sedimentablagerungen pro m² befinden sich in den Becken des Grothwischgrabens und der Schillingsbek, während die Becken an der Mühlenau deutlich geringere Massen aufweisen. Aufgrund des höheren Gefälles und der damit einhergehenden höheren Strömungsgeschwindigkeit an der Mühlenau kann es zu einem schnelleren Abtransport von Sedimenten und folglich auch Schad- und Nährstoffen kommen.

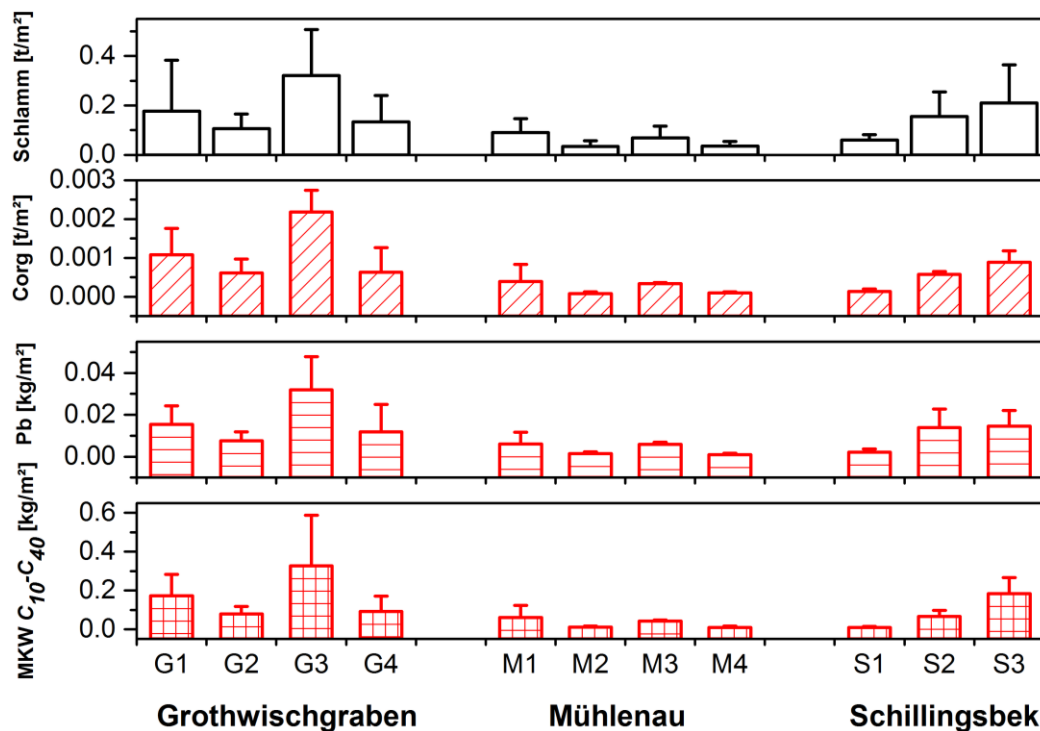


Abb. 139: Mengenberechnung pro m² der Stoffe Schlamm, Corg (oben), Blei (Mitte) und MKW (Unten) für alle Rückhaltebecken am Grothwischgraben, Mühlenau und Schillingsbek.

Die deutlich höchsten Massen pro m² wurden für den Grothwischgraben in Rückhaltebecken G3 ermittelt. In den Rückhaltebecken der Mühlenau, in denen eine geringere Akkumulation von Sedimenten aufgrund von erhöhter Strömung stattfindet, wurden in M1 und M3 die höchsten Massen pro m² bestimmt. Die genannten Rückhaltebecken unterscheiden sich durch einen angrenzenden Schilfbereich von allen anderen Rückhaltebecken. Durch diesen Bereich, bewachsen mit Schilf und Seggen, können Schlämme effektiver in den Rückhaltebecken akkumulieren und die Retentionsfunktion optimieren. An der Schillingsbek hat kein Rückhaltebecken ein angrenzendes Feuchtgebiet, sodass für dieses Einzugsgebiet diesbezüglich keine Aussage getroffen werden kann. Auffällig ist, dass bei den Rückhaltebecken S1 bis S3 in Strömungsrichtung eine Erhöhung der Massen von Schlamm, C_{org}, Blei und MKW pro m² stattfindet. Dies lässt auf eine Akkumulation der Schad- und Nährstoffe in Strömungsrichtung schließen konnte allerdings durch eine ANOVA nicht als signifikant bestätigt werden.

6.7 Zusammenfassende Darstellung und Beurteilung der Ergebnisse

6.7.1 Vegetation

Die in diesem Projekt untersuchten, nicht versiegelten Überschwemmungsflächen entlang der Kollau und Dove-Elbe sind größtenteils durch eine landwirtschaftliche Nutzung und einen starken anthropogenen Einfluss geprägt. Dies zeigt sich in der Artenzusammensetzung der krautigen Vegetation beider Überschwemmungsflächen. Ubiquitäre Arten, wie *Urtica dioica* (Große Brennnessel), *Galium aparine* (Kletten-Labkraut) oder *Ranunculus repens* (Kriechender Hahnenfuß) konnten in einer Vielzahl der Untersuchungsflächen z. T. in hohen Deckungen nachgewiesen werden und viele dieser Arten sind zudem an hohe Stickstoffgehalte

im Boden (Nitrophyten) angepasst. Eine Nutzung der Überschwemmungsflächen als Grünland spiegelt sich in einem hohen Anteil von Wirtschaftsgräsern, wie z. B. *Lolium perenne* (Deutsches Weidelgras), *Holcus lanatus* (Wolliges Honiggras) oder *Poa trivialis* (Gewöhnliches Rispengras) wider.

Die Artenzahlen der genutzten Grünländer sind niedrig und deuten auf eine intensive Nutzung hin. Rote Liste Arten konnten in den Grünländern von Kollau (*Carex elata* (Steife Segge, RL 2) und *Epilobium parviflorum* (Kleinblütiges Weidenröschen, RL V)) und Dove-Elbe (*Cynosurus cristatus* (Weide-Kammgras, RL V) und *Senecio sarracenicus* (Fluss-Greiskraut, RL 3)) nur sehr wenige und nur einzelne Exemplare nachgewiesen werden. Die untersuchten Röhrichte entlang der Kollau und Dove-Elbe können als naturnah beschrieben werden. Bestandsbildend treten großwüchsige Grasarten, wie z. B. *Phalaris arundinacea* (Rohr-Glanzgras) oder *Phragmites australis* (Gewöhnliches Schilf), auf, wobei wenige, zusätzliche Arten in diese Röhrichtbestände eingestreut sind. Rote Liste Arten sind jedoch auch hier unterrepräsentiert, wobei an der Dove-Elbe *Senecio sarracenicus* in einer Röhrichtfläche nachgewiesen werden konnte.

Die untersuchten feuchten Wälder und Gebüsche entlang der Kollau sind durch eine hohe Anzahl von Nitrophyten bei einer insgesamt niedrigen Artenzahl der Krautschicht charakterisiert. Einzelne Rote Liste Arten konnten in den Untersuchungen für die Kollau (*Carex disticha* (Zweizeilige Segge, RL V) und Dove-Elbe (*Ballota nigra* (Schwarznessel, RL 2) und *Senecio sarracenicus*) nachgewiesen werden. An der Kollau wurden in den untersuchten feuchten Wäldern als häufigste Gehölze *Alnus glutinosa* (Schwarz-Erle) gefolgt von *Salix cinerea* (Grau-Weide) und *Salix x rubens* (Hohe Weide) identifiziert.

In den Untersuchungsflächen entlang der Dove-Elbe waren hingegen *Rubus fruticosus* agg. (Artengruppe Brombeere) und *Salix alba* (Silber-Weide) gefolgt von *Fraxinus excelsior* (Gewöhnliche Esche) und *Rubus caesius* (Kratzbeere) die häufigsten Gehölze. Die ermittelten mittleren gewichteten Ellenberg Feuchtwerte der Untersuchungsflächen sind für beide Gewässer für aktive Auen mit Ausnahme der Röhrichte entlang der Kollau zu niedrig und deuten auf seltene Überschwemmungen der Auen hin. Ohne Einfluss des Menschen würde sich in der Aue der Kollau und Dove-Elbe eine typische Vegetationszonierung von Gehölzfreier Aue, Weichholzaue und Hartholzaue abhängig von der Häufigkeit der Überflutung der Flächen etabliert haben (Abb. 119), wobei in der Aue der Dove-Elbe charakteristische, an die tägliche Tide angepasste Vegetationsstrukturen, wie z. B. Tideröhrichte, vorkommen würden.

Sowohl in der Aue der Kollau als auch in der Aue der Dove-Elbe finden sich aueähnliche Vegetationsstrukturen, wie z. B. Röhrichte oder Weidengebüsche und Weidenwälder, allerdings haben sich diese Vegetationsstrukturen nicht auf Grund einer regelmäßigen Überstauung der Flächen etabliert, sondern vielmehr hat ein hoher Grundwasserspiegel im Boden zur Etablierung der Vegetationsstrukturen geführt. Es besteht allerdings kleinräumig das Potenzial, dass bei regelmäßigen Überschwemmungen der Aue von Kollau und Dove-Elbe und durchgeführten wasserbaulichen Maßnahmen an beiden Gewässern eine Sukzession der bestehenden Vegetation hin zu charakteristischen Vegetationsstrukturen der gehölzfreien Aue, Weichholzaue und Hartholzaue induziert werden kann.

Die in diesem Projekt untersuchten Hochwasser- und Regenrückhaltebecken in Hamburg zeichnen sich durch sehr heterogene Habitatbedingungen und als Folge davon durch ein insgesamt breites Spektrum an Gefäßpflanzenarten aus. Neben zu erwartenden krautigen Wasser- und Sumpfpflanzen, wie *Ceratophyllum demersum* (Rauhes Hornblatt) und *Lythrum*

salicaria (Gewöhnlicher Blutweiderich), finden sich in den Rückhaltebecken auch eine Vielzahl ruderaler, ubiquitärer Arten, wie *Dactylis glomerata* (Gewöhnliches Knäuelgras) und *Urtica dioica*. Weiterhin konnten krautige Zierpflanzen, wie *Campanula persicifolia* (Pfirsichblättrige Glockenblume) und *Silene dioica* (Rote Lichtnelke), sowie einzelne Arten der Trockenrasen, wie *Pilosella piloselloides* (Florentiner Mausohrhabichtskraut) und *Trifolium arvense* (Hasen-Klee), identifiziert werden. Unter den identifizierten Gehölzen in den Hochwasser- und Regenrückhaltebecken finden sich an feuchte bis nasse Böden angepasst *Salix*- und *Alnus*-Arten, typische Gehölze, die als Stadtbäume und Heckengehölze (z. B. *Acer* (Ahorn)-Arten und *Ligustrum vulgare* (Gewöhnlicher Liguster)) Verwendung finden sowie Ziergehölze, wie *Philadelphus coronarius* (Falscher Jasmin) und *Physocarpus opulifolius* (Schneeballblättrige Blasenspiere).

Die Böschungen von Dauerstau- und Trockenbecken unterscheiden sich mit im Mittel 55 Arten nicht in der Artenzahl, allerdings weisen Böschungen von Dauerstaubecken einen leicht niedrigeren mittleren gewichteten Ellenberg Feuchtwert auf. Im Gegensatz hierzu ist die Ebene von Dauerstaubecken deutlich artenärmer als die Ebene von Trockenbecken, da in den Dauerstaubereichen häufig einige wenige Wasserpflanzenarten auf Grund eines ausgeprägten vegetativen Wachstums bestandsbildend sind. Der mittlere gewichtete Ellenberg Feuchtwert ist dementsprechend höher in den Ebenen der Dauerstaubecken. Während die Anzahl Arten in den Böschungen von Dauerstau- und Trockenbecken maßgeblich durch die Flächengröße und den hier untersuchten mittleren gewichteten Ellenberg Zeigerwerten bestimmt wird, wird in den Ebenen von Hochwasser- und Regenrückhaltebecken die Anzahl Arten durch den mittleren gewichteten Ellenberg Feuchte- und Stickstoffwert sowie die Beschattung bestimmt.

In den untersuchten Hochwasser- und Regenrückhaltebecken konnten 82 Arten der Hamburger Roten Liste (Poppendieck et al., 2010) identifiziert werden, wobei der Anteil der Rote Liste Arten in den Ebenen der Becken durch den mittleren gewichteten Ellenberg Feuchtwerte bestimmt wird. Insgesamt lassen sich die identifizierten Rote Liste Arten als Hemikryptophyten und Hydrophyten beschreiben, die den Strategietypen cs, csr und c zugeordnet werden können und eher als urbanophobe Arten eingestuft sind. Hinsichtlich des Ellenberg Feuchtwerts decken die Rote Liste Arten ein breites Spektrum von frischen bis dauerhaft überstauten Böden ab. Die untersuchten Hochwasser- und Regenrückhaltebecken in diesem Projekt zeigen die Bedeutung dieser z. T. stark anthropogen beeinflussten Ökosysteme für das urbane Umfeld auf.

Sowohl Feuchtwiesen, regelmäßig trockenfallende Gewässer als auch größere, intakte Röhrichtbestände und trockenrasenähnliche Habitate sind in urbanen, versiegelten Gebieten deutlich unterrepräsentiert, sodass Hochwasser- und Regenrückhaltebecken unterschiedlichster Ausprägung hier wichtige Ersatzhabitats darstellen können. Um die Artenvielfalt in den Rückhaltebecken zu erhalten und ein Aufkommen von ubiquitären krautigen und holzigen Gefäßpflanzenarten zu verhindern, sollten die Rückhaltebecken regelmäßig geflutet werden und eine an die Überflutungshäufigkeit angepasste Mahd durchgeführt werden. Darüber hinaus sollte in den Rückhaltebecken die natürliche Sukzession zugelassen werden und ein kleinräumiges Muster aus Mikrohabitats eingerichtet bzw. erhalten werden.

6.7.2 Boden

Kollau

Das Kollau-Einzugsgebiet ist durch einen ruralen Bereich im Norden und einen urbanen Bereich im Süden geprägt. Die Kollau weist die Hauptzuflüsse Grothwischgraben, Mühlenau

und Schillingsbek auf und integriert 18 HRB und 3 RR an diesen. Überschwemmungen treten über das Jahr verteilt auf. Im gesamten Überschwemmungsbereich der Kollau dominieren die grundwasserbeeinflussten Gleye. Natürliche Nassgleye und Brauneisengleye sind für die rural geprägten nördlichen Bereiche typisch, während im urban geprägten Süden Kolluvisol-Gleye durch Einbringung von organikreichem technogenem Material und an Standorten mit Torfbändern im Untergrund Anmoorgleye entstanden sind. In den natürlichen Böden ist ein abnehmender C-Pool mit zunehmender Bodentiefe zu beobachten, während bei den anthropogen geprägten Böden hohe C-Pools auch in den Unterböden festgestellt wurden. Die höchsten C-Pools in den Unterböden wurden an Standorten mit Torfbändern im Unterboden ermittelt.

Eine hohe Wasserspeicherfähigkeit ist an Standorten mit sandigen Bodeneigenschaften und niedrigem Grundwasserstand erfasst worden. Insbesondere die Lage in unmittelbarer Nähe zum Fluss und hohe Grundwasserstände mindern die Wasserspeicherfähigkeit der Böden an der Kollau. Ufernahe Böden reagieren sehr schnell auf Wasserstandsänderungen im angrenzenden Gewässer. Der Wasserstand im Bodenprofil wird an diesen Standorten durch Überschwemmungen schnell angehoben. Insgesamt können die Böden an der Kollau im Hochwasserfall wenig Wasser aufgrund von hohen Grundwasserständen und organikreichen Oberböden aufnehmen. Sehr hohe Gehalte an organischer Substanz im Oberboden verhindern das schnelle Infiltrieren von Wasser in den Boden.

Der Bodenwasserhaushalt von Böden, die weiter im Hinterland liegen, wird vor allem durch den Grundwasserspiegelanstieg und durch Regenwasser beeinflusst. Mit den Oberflächenabflüssen und Überschwemmungen gelangen Nähr- und Schadstoffe in die Überflutungsbereiche und Rückhaltebecken. Bei günstigen Sedimentationsverhältnissen können diese Stoffe abgelagert und im Oberboden angereichert werden. In den Böden der Überschwemmungsböden wurden deutlich geringere Schadstoffgehalte ermittelt als in den Rückhaltebecken. In den Überschwemmungsgebieten wurden punktuell hohe Belastungen von Arsen, Blei und PAK (vermutlich infolge von Aufschüttungen) erfasst, während in den Rückhaltebecken vor allem Kupfer, Zink, Cadmium, Blei und MKW relevante Schadstoffbelastungen darstellen. Die Schadstoffe sorbieren vor allem an die organische Substanz. Die Gehalte der organischen Substanz in den Oberböden wie auch den Schlämmen können somit Hinweise auf die Höhe der Schadstoffbelastung geben. In Rückhaltebecken mit einem angrenzenden Schilfbereich können Schlämme und daran gebundene Schad- und Nährstoffe effektiver im Becken akkumulieren und so zu einer erhöhten Senkenfunktion beitragen.

Die Ökosystemleistungen der Kohlenstoffspeicherung, der Bodenwasserretention und der Schadstoffretention wurden überprüft. Die Kohlenstoffvorräte im Kollau Gebiet sind hoch. Durch häufige Überschwemmungen und die damit einhergehenden zeitweise anaeroben Verhältnisse wird dieser Kohlenstoff im Boden nur in einem geringen Umfang umgesetzt werden. Die Böden entlang der Kollau können nur wenig Wasser im Hochwasserfall aufnehmen. Dies liegt vor allem an den hohen Grundwasserständen und den teils organikreichen Oberböden. Um eine effektivere Wasseraufnahme der Böden im Hochwasserfall zu ermöglichen müssten die Überschwemmungsgebiete wesentlich ausgeweitet werden. Insbesondere im Oberlauf könnte durch die Schaffung eines größeren Retentionsraums der Scheitelabfluss von Hochwasser im Unterlauf gesenkt werden. Als effektive Senkenfunktion für Schadstoffe können die Rückhaltebecken ermittelt werden. Angrenzende Schilfbereiche können diese Senkenfunktion deutlich erhöhen, damit noch mehr schadstoffbeladene Sedimente dem Gewässersystem entziehen und so unterstromige Ökosysteme vor Belastungen schützen. Regelmäßige Entschlammungen stellen dabei die absolute Entfernung der Schadstoffe aus den Ökosystemen sicher.

Dove-Elbe

Die Dove-Elbe besteht aus einem großen ehemaligen Überschwemmungsgebiet zwischen mittlerem Wasserstand und Deichlinie bestehend vor allem aus Grünländern, Bruchwäldern und Brachflächen, die teilweise in Naturschutzgebieten liegen. Die Standortbedingungen können kleinräumig sehr unterschiedlich sein. Teilweise wurde stark belastetes Material mit Mächtigkeiten bis zu 2 m auf die natürlichen Böden aufgeschüttet. In den ufernahen Bereichen wurden natürliche Böden der rezenten Flusskleimarschen und an aufgeschütteten Standorten Kolluvisole und Regosole kartiert. In den höher gelegenen Bereichen sind Gleye anstehend. Die C-Pools der Oberböden weisen durchschnittliche Werte von 10–25 kg/m² auf. In den niedrig gelegenen Bereichen kommt es an manchen Standorten zu deutlich höheren C-Pools in den Oberböden. Die C-Pools in den Unterböden dieser Standorte variieren stark. Dies spiegelt die unterschiedlichen Klei Horizonte wieder, die im Dove-Elbe Gebiet anstehen. Je nach vergangenen Überflutungsereignissen und Sedimentationsverhältnissen entstanden Kleihorizonte mit organikreichen Lagen oder humusarme Horizonte. An höher gelegenen Standorten wurden die höchsten C-Pools in den Unterböden festgestellt, wenn die Böden aus Aufschüttungen mit einem organikreichem Material bestehen.

Eine häufigere Überflutung der Uferbereiche an der Dove-Elbe, würde die Ökosystemleistung der Kohlenstoffspeicherung deutlich erhöhen. Es könnte mehr organische Substanz auf die Böden aufgetragen werden und die teils anaeroben Verhältnisse würden zu einer Kohlenstofffixierung beitragen.

7 Umsetzung in den urbanen Modellregionen (AP 5, LSBG und AP 2.5, TUHH)

Dieter Ackermann, Fred Hesser, Heiko Westphal, Friederike Fischer, Sandra Hellmers, Gabriele Gönnert, Peter Fröhle

In den Kap. 7.1 und 7.2 werden Maßnahmen zur Optimierung des Hochwassermanagements vorgestellt. Diese werden anhand von Beispielen aus den Modellregionen entwickelt und deren Wirkung mit den entsprechenden und weiterentwickelten N-A-Modellen (Kap. 5.2 und Kap. 5.5) und in der Modellregion Kollau zusätzlich mit einem hydrodynamisch-numerischem 2-D-Modell berechnet. Dabei wird in erster Linie die Wirksamkeit der Maßnahmen für den Binnenhochwasserschutz und deren Bewertung unter ökologischen Gesichtspunkten dargestellt. In Kap. 7.2 werden die Auswirkungen des Klimawandels und fortschreitender Versiegelung auf die Modellregionen und die Wirkung von Anpassungsmaßnahmen untersucht. Weiterer für die Umsetzung relevante Aspekte, wie beispielweise die Verfügbarkeit von Flächen, finanziellen Mitteln und die technische Umsetzung werden nicht in Betracht gezogen, um die Allgemeingültigkeit der Ergebnisse in den Vordergrund zu stellen. Zudem wird die neu entwickelte Vorhersagemethode für den Abfluss am Pegel Reinbek mittels eines Vorfeuchteindex im Rahmen des AP 5 dargestellt (Kap. 4.8.3).

7.1 Managementmaßnahmen in der Modellregion Kollau

Die Managementmaßnahmen dienen dazu, die Wirkung der Parameter untereinander und zusammen auf das ‚System Binnenhochwasserschutz‘ zu beurteilen.

Mit dem N-A-Modell werden folgende Maßnahmen für den IST-Zustand gerechnet:

- Vorhersagebasierte Steuerung von HRB
- Drosselanpassung am HRB Steinwiesenweg
- Betrieb des HRB Brookgraben als Trockenbecken
- Umgestaltung aller Flachdächer zu Gründächern

Mit dem hydrodynamischen 2D-Modell wird folgende Maßnahme für den IST-Zustand gerechnet:

- Scheiteldämpfung durch Auenentwicklung

In der Regel werden die Maßnahmen unter neun Lastfällen berechnet.

- Hochwasserereignis Juli 2002
- Hochwasserereignis Juni 2007
- HQ_{100} = 100-jährliches Abflussereignis

Zzgl. Lastfälle nach KOSTRA 2010 (DWD, 2015):

- $T_{100}, D60$ = 100-jährlicher Niederschlag mit einer Dauerstufe von einer Stunde (D60)
- $T_{100}, D1440$ = 1-jährlicher Niederschlag mit einer Dauerstufe von einem Tag (D1440)
- $T_{30}, D60$ = 30-jährlicher Niederschlag mit einer Dauerstufe von einer Stunde (D60)
- $T_{30}, D1440$ = 30-jährlicher Niederschlag mit einer Dauerstufe von einem Tag (D1440)
- $T_5, D60$ = 5-jährlicher Niederschlag mit einer Dauerstufe von einer Stunde (D60)
- $T_5, D1440$ = 5-jährlicher Niederschlag mit einer Dauerstufe von einem Tag (D1440)

Aufgrund der Fülle der Ergebnisse werden im Weiteren die Ergebnisse der Dauerstufe ein Tag nicht dokumentiert, zumal dem Ereignis Juli 2002 eine längere Dauerstufe zugrunde liegt.

Der Pegel Niendorfer Straße liegt im Unterlauf der Kollau und wird hier beispielhaft betrachtet, um die Wirkung der Maßnahmen als Abflusswerte darzustellen. Dargestellt werden neben den Hochwasserscheiteln auch die Abflusskurven.

Exkurs: Im Zuge des Projektes Stuck begann der Bau der ‚grünen‘ Autobahn-Überdeckung in Stellingen. Der Bau und die Wirkungsweise wurden als sehr interessant angesehen und ist daher unter Betreuung der wissenschaftlichen Mitarbeiterin der TUHH in einer Masterarbeit untersucht worden. Da die Ergebnisse und Vorgehensweise außerhalb der untersuchten Maßnahmen angesiedelt sind, werden diese hier nicht erläutert (Stockburger, 2016).

7.1.1 Vorhersagebasierte Steuerung von HRB

Die entwickelte Niederschlagsvorhersage kann auch für eine vorhersagebasierte Steuerung von HRB verwendet werden. Hierdurch werden die Stauräume der HRB besser ausgenutzt.

Das Konzept basiert auf Vorhersagestufen, die entsprechend dem Wiederkehrintervall des zu erwartenden Niederschlagsereignisses abgeleitet werden (vgl. Kap. 5.5.1). Im hier dargestellten Konzept werden vier Vorhersagestufen zugrunde gelegt, die von Stufe 1 (T_{5-20}) bis Stufe 4 ($T_{100-200}$) den Bereich möglicher Hochwasserereignisse abdecken. Entsprechend der Vorhersagestufen werden unterschiedliche Strategien der Speicherung und somit der Steuerung der HRB verfolgt. Ist beispielsweise ein größeres Hochwasser zu erwarten (Stufe 4), wird die Hochwasserwelle entsprechend später gekappt als bei einem kleinerem Hochwasser (Stufe 1).

Dabei ist von Bedeutung, dass für die Steuerung eindeutige Betriebsvorgaben innerhalb der Vorhersagestufen bestehen. Es muss aber auch die Möglichkeit der ereignisbezogenen Steuerung bei Abweichung der Vorhersage vom eingetretenen Niederschlagsereignis gegeben sein.

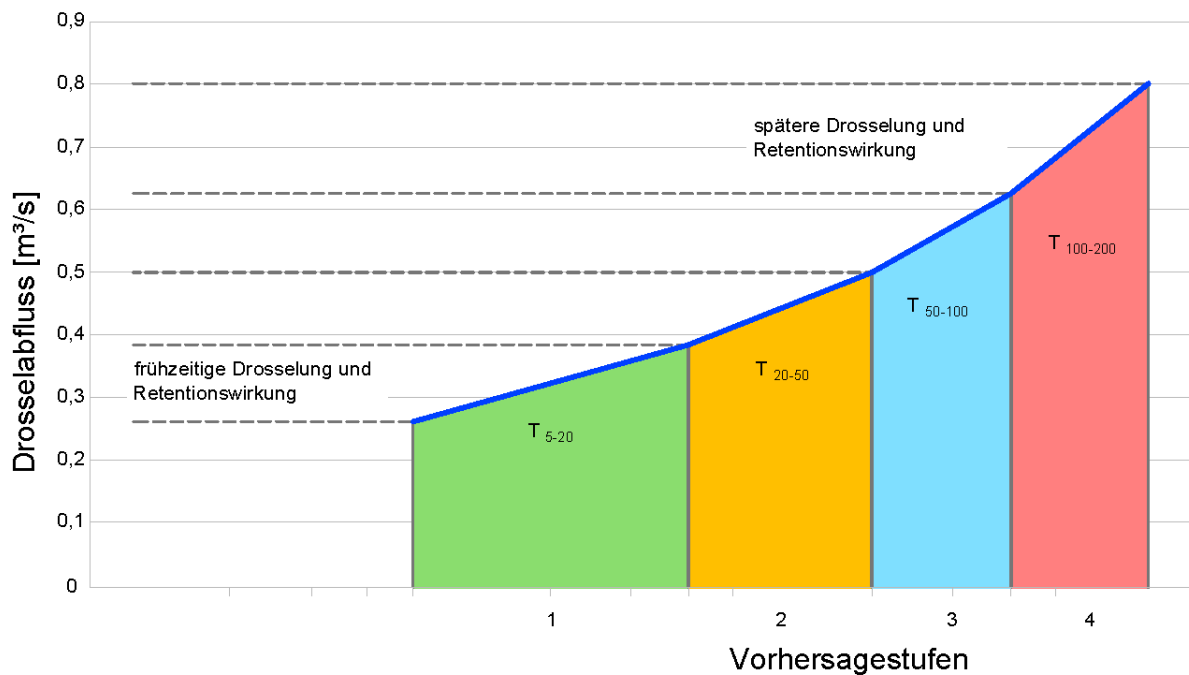


Abb. 140: Schematische Darstellung des Steuerungskonzeptes mit Vorhersagestufen und gesteuerten Drosselabflüsse auf der Grundlage von Bemessungsganglinien.

Das Steuerungskonzept wird exemplarisch am HRB KronsaaSweg angewendet. Das HRB KronsaaSweg (Abb. 141) befindet sich im Einzugsgebiet der Düngelau, welches eine Fläche von ca. 2 km² hat. Es liegt im Hauptschluss in der Düngelau, hat einen Stauraum von 3.800 m³ und ist am Ablauf mit einer Rohrdrossel versehen. Für die vier Vorhersagestufen wird die Drossel auf Abflüsse von 0,26 m³/s (Stufe 1, T₅₋₂₀) bis zu 0,62 m³/s (Stufe 4, T₁₀₀₋₂₀₀) eingestellt (Abb. 88). Die Ergebnisse der Berechnungen sind in Abb. 89 für die Vorhersagestufen 1 und 4 dargestellt.

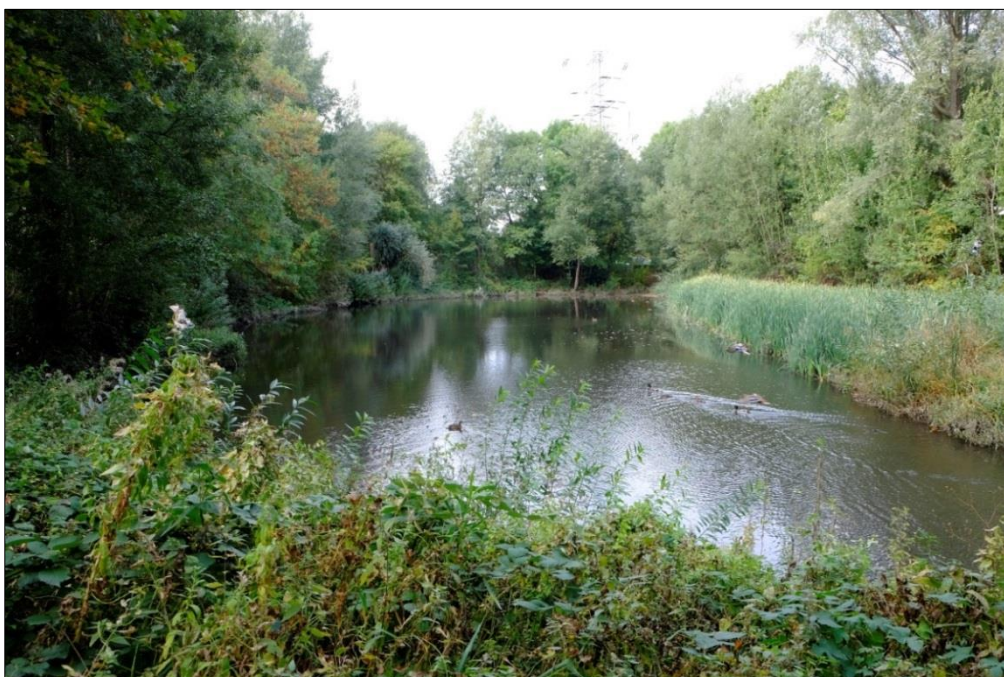


Abb. 141: HRB KronsaaSweg an der Düngelau.

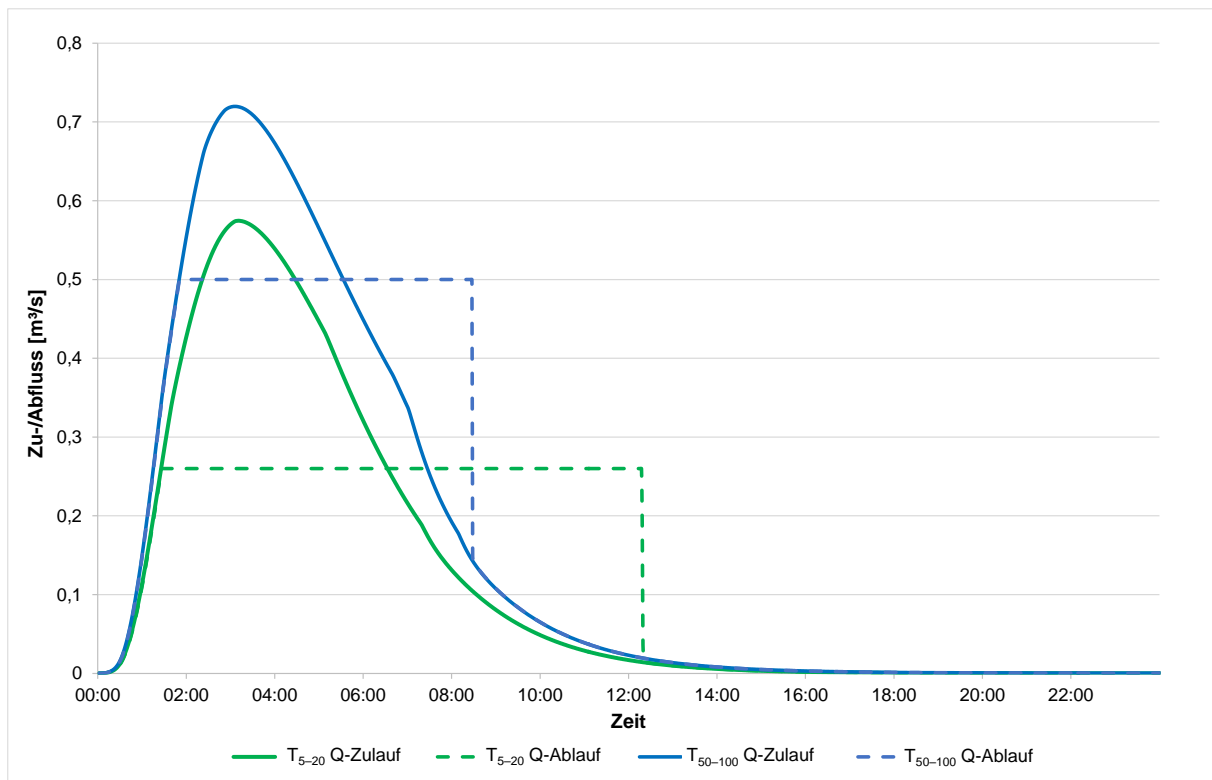


Abb. 142: Simulationsergebnisse des Steuerungskonzeptes für die Vorhersagestufen T_{5-20} und T_{50-100} mit einem Niederschlag der Dauerstufe eine Stunde nach KOSTRA-Starkregenatlas (DWD, 2015) am HRB Kronsaaalweg (Hellmers et al., 2017).

Durch die Maßnahme wird die Ausnutzung des Speichervolumens optimiert, dadurch der Scheitelabfluss verringert und der Abfluss entsprechend verzögert. Diese Ergebnisse stellen erste Ansätze zur verbesserten Steuerung von sehr kleinen HRB dar und sind vorerst konzeptionell zu betrachten. In Anbetracht des Potenzials zur besseren Ausnutzung des Stauraums und der Minderung der Scheitelabflüsse sollte diese Möglichkeit der Steuerung durch bauliche Maßnahmen ausgenutzt werden. Eine weiterführende Untersuchung von vorhersagebasierten Steuerungen wird in der Aufstockung des Projektes Stuck am Beispiel des Retentionsraums Mühlenau untersucht.

7.1.2 Drosselanpassung am HRB Steinwiesenweg

Für das HRB Steinwiesenweg wird ebenfalls eine veränderte Drossel berechnet, die der ersten Vorhersagestufe in Kap. 7.1.1 entspricht. Im Vergleich zum IST-Zustand werden folgende Parameter geändert:

- Die Drossel des HRB Steinwiesenweg wird von aktuell 40 cm Durchlasshöhe verkleinert auf 24 cm. Dies entspricht einer Anpassung auf die Steuerung auf ein Ereignis mit der Wiederkehrzeit zwischen T_1 bis T_{20} . Dadurch kommt es zu einer erhöhten Auslastung des Stauraums im HRB.
- Für die Lastfälle der statistischen Niederschläge nach KOSTRA 2010 (DWD, 2015) wurde eine Bodenanfängsfeuchte von 30 % oberhalb des Welkepunktes des jeweiligen Bodens im Einzugsgebiet der Kollau angesetzt.

Diese Anpassung zeigt die größten prozentualen Scheitelabsenkungen für die Lastfälle T_5 und T_{30} (Tab. 25).

Tab. 25: Ergebnisvergleich am Pegel Niendorfer Straße (max. Abfluss) für die Maßnahme der angepassten Drossel im Auslass des HRB Steinwiesenweg.

Szenarien	Lastfall 2002 18./19.07. [m ³ /s]	HQ ₁₀₀ [m ³ /s]	Lastfall 2007 26./27.06. [m ³ /s]	T ₁₀₀ D60 [m ³ /s]	T ₃₀ D60 [m ³ /s]	T ₅ D60 [m ³ /s]
IST-Zustand	4,3	8,1	3,9	5,7	4,5	2,9
Maßnahme	4,1	7,7	3,8	5,6	4,1	2,7

Die Wirkung der Maßnahme ist für den Lastfall 2002 anhand der Ganglinien im Vergleich zum IST-Zustand in Abb. 143 dargestellt.

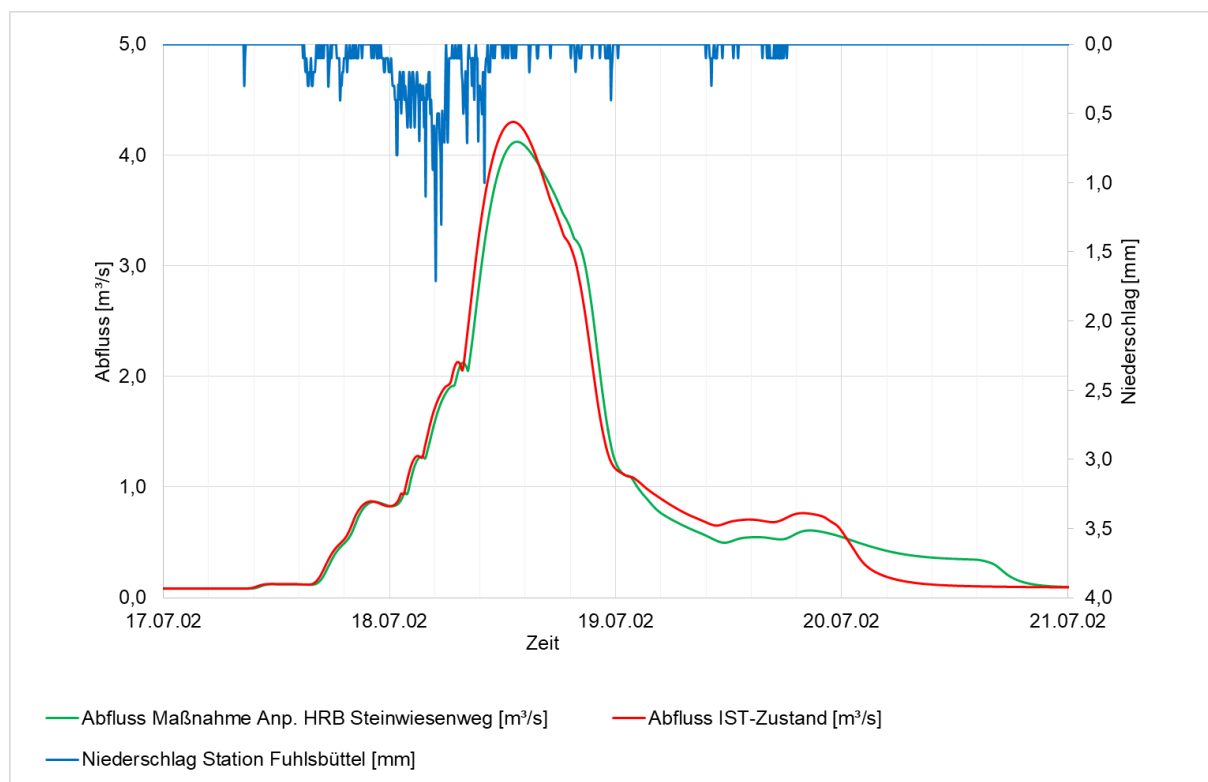


Abb. 143: Abflusskurve der berechneten Maßnahme angepasste Drossel im Auslass des HRB Steinwiesenweg (grün) im Vergleich zum IST-Zustand (rot) am Pegel Niendorfer Straße für den Lastfall Juli 2002.

7.1.3 Betrieb des HRB Brookgraben als Trockenbecken

HRB können als Anlagen mit oder ohne Dauerstau betrieben werden. In Becken mit einem dauerhaften Einstau steht für die Rückhaltung der Stauraum zwischen Dauerstau und dem Hochwasserstauziel zur Verfügung. Bei Becken ohne Dauerstau, die auch als Trockenbecken bezeichnet werden, wird der Gesamtstauraum zwischen der Beckensohle und dem Hochwasserstauziel genutzt. Die Auswirkungen auf den Hochwasserabfluss werden in Kap. 8.1.2 beschrieben.

Anhand der theoretischen Umgestaltung des HRB Brookgraben wird im Folgenden dargestellt, wie sich die Dynamik der Wasserstände im HRB bei einer hypothetischen Umwandlung zu einem Trockenbecken entwickelt.

Das HRB Brookgraben (Abb. 144) hat einen Stauraum von 14.700 m^3 und liegt im aktuellen Zustand als Becken mit Dauerstau im Hauptschluss des Gewässers. Der Abfluss erfolgt ungeregelt über eine Rohrdrossel und beträgt bei Vollfüllung des HRB $1,49 \text{ m}^3/\text{s}$.

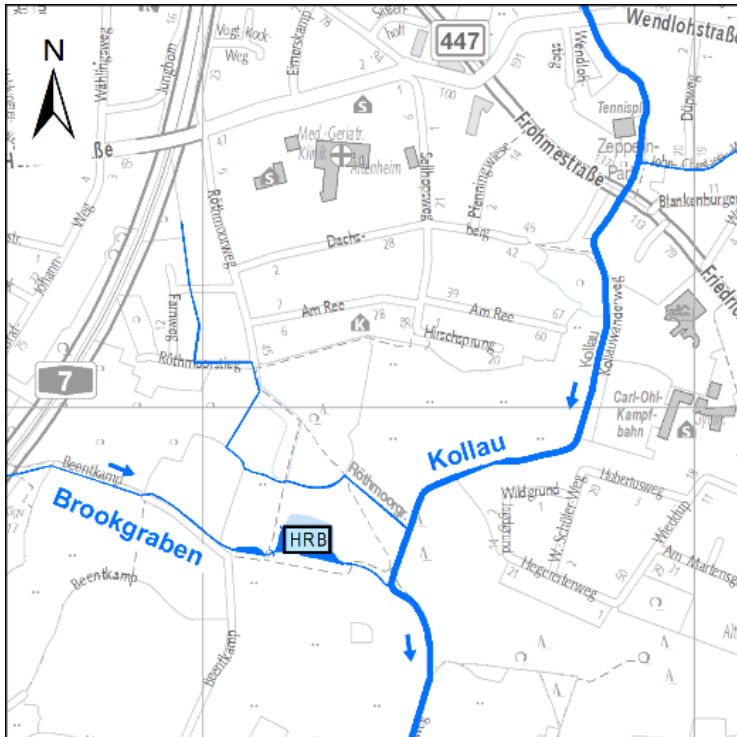


Abb. 144: Lage des HRB Brookgraben.

Zur Berechnung wird das HRB zu einem Trockenbecken im Nebenschluss umgestaltet. Weiterhin der Abfluss des HRB auf maximal $0,75 \text{ m}^3/\text{s}$ begrenzt, um den Stauraum des Beckens besser auszunutzen. In Abb. 145 ist der Jahrgang des Wasserstands bei derzeitigem Zustand als Becken mit Dauerstau und als Trockenbecken mit reduziertem Abfluss für die hydrologischen Jahre 2002 und 2003 dargestellt.

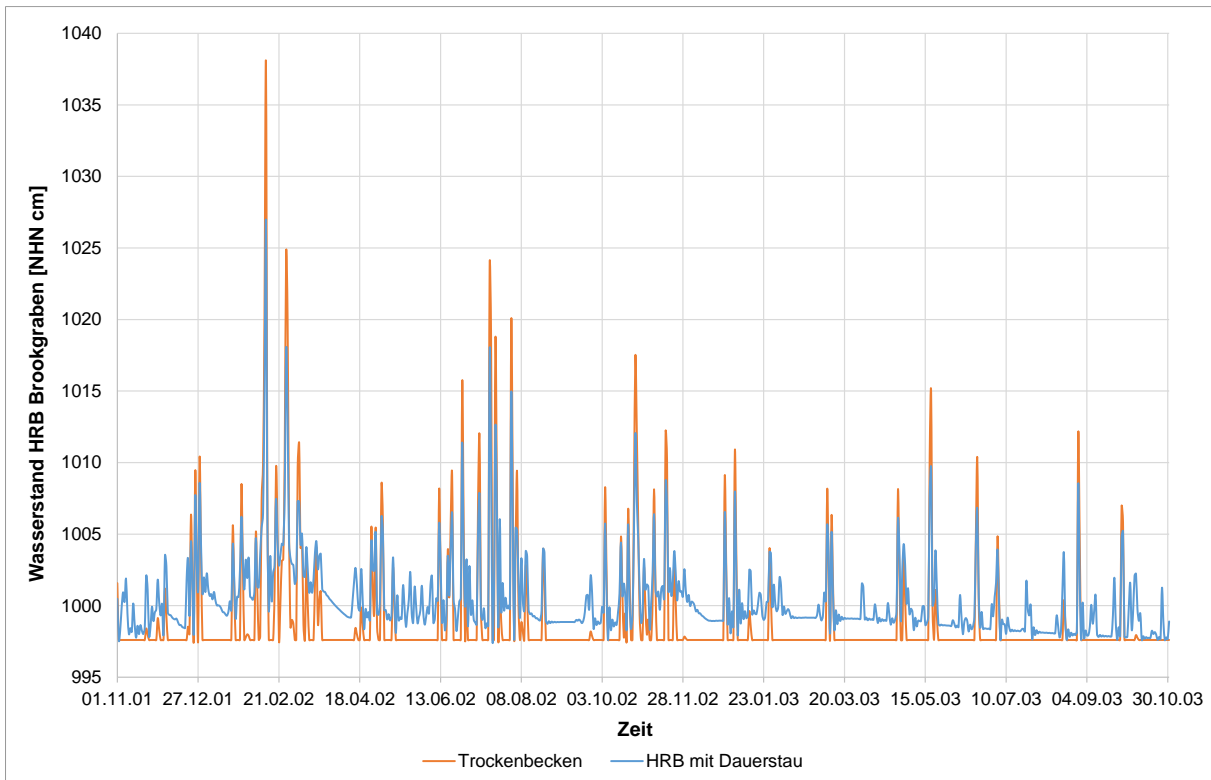


Abb. 145: Tagesmittelwerte des Wasserstands im HRB Brookgraben als Becken mit Dauerstau und als Trockenbecken mit reduziertem Abfluss.

Aus den Ganglinien lassen sich eine bessere Ausnutzung des HRB aufgrund der Begrenzung des Abflusses und die Phasen erkennen, in denen das Trockenbecken nicht eingestaut wird.

Abb. 146 zeigt für die beiden hydrologischen Jahre 2002 und 2003 die mit dem N-A-Modell ermittelte Häufigkeit und Dauer von Zeiträumen mit und ohne Einstau. Im nassen Jahr 2002 kommt es zu häufigen Phasen mit und ohne Einstau, beide sind meist kürzer als 10 Tage. Im trockenen Jahr 2003 überwiegen deutlich Zeiträume ohne Einstau, die z. T. über sechs Wochen andauern.

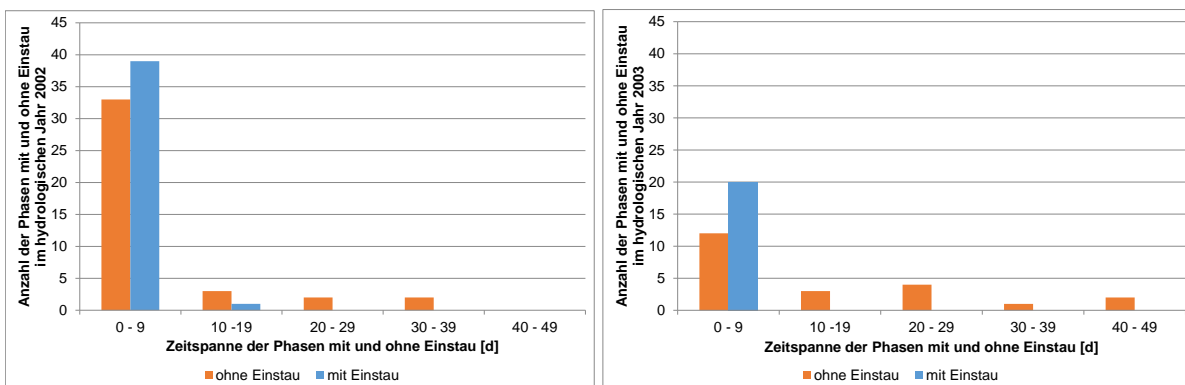


Abb. 146: Häufigkeit und Dauer von Phasen mit und ohne Einstau im HRB Brookgraben als Variante Trockenbecken in den hydrologischen Jahren 2002 (links) und 2003 (rechts) (Datengrundlage N-A-Modell).

Wechselfeuchte Standorte, die aufgrund ihrer Lage in der Gewässeraue hohe Grundwasserstände aufweisen, stellen wertvolle Habitate dar und sind in urbanen Räumen selten. Auch vor diesem Hintergrund ist diese Maßnahme positiv zu werten, denn dies ist mit dem Wechsel zwischen Phasen mit und ohne Einstau gegeben.

Bei dem an diesem Beispiel dargestellten Wasserstandsverhältnissen könnten sich wahrscheinlich Röhrichte und feuchte Hochstaudenfluren etablieren, hingegen sind die längeren Phasen ohne Einstau für die Etablierung von feuchten Grasfluren möglicherweise zu lang. Die Ansiedlung von Wasserpflanzen kann nahezu ausgeschlossen werden. Die Ausstattung eines trockenen HRB mit einem angepassten und ggf. steuerbaren Auslassbauwerk würde den jeweils benötigten Einstau der Fläche zur Entwicklung des gewünschten Biotops zulassen.

Bei Umsetzung derartiger Maßnahmen sind die entstehenden Habitatbedingungen genauer zu untersuchen, für die der Grundwasserstand eine bedeutende Rolle spielt. Weiterhin sind Aspekte der Unterhaltung, der Kosten und der Akzeptanz, gerade bei Maßnahmen der Umgestaltung von HRB mit Dauerstau zu Trockenbecken, zu betrachten. Diese Aspekte wurden in der Aufstockung des Projektes Stuck am Beispiel des Retentionsraums Mühlenau im Detail untersucht.

7.1.4 Umgestaltung aller Flachdächer zu Gründächern

Eine weitere Maßnahme zur dezentralen Wasserrückhaltung im Einzugsgebiet zur Verminderung von Oberflächenabflüssen sind dezentrale Regenwasserbewirtschaftungen. Aus aktuellem Anlass der unterstützten ‚Gründachstrategie Hamburg‘ durch die Behörde für Umwelt und Energie bis 2019 wurde im Rahmen des Projektes Stuck insbesondere die Wirksamkeit von Gründächern untersucht. Es wurden die Flachdächer im Kollau Einzugsgebiet als Gründächer mit extensivem Aufbau modelliert. Die Verortung der Flachdächer ist in Abb. 147 rot markiert.

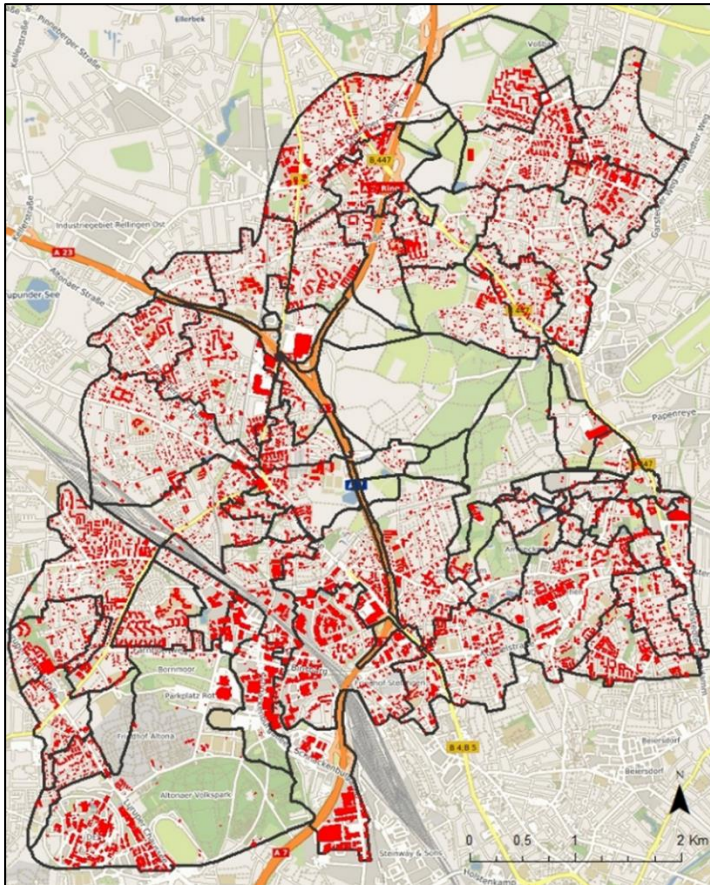


Abb. 147: Verortung der Flachdächer in der Modellregion Kollau, die als Gründächer simuliert werden.

Die Summe aller Gründächer beträgt ca. 198.900 m². Die Gesamtfläche des Einzugsgebietes beträgt: 33.581.126 m². Die unterschiedlichen Flächenanteile sind in Tab. 26 zusammengefasst.

Tab. 26: Flächenanteile der Flachdächer, die als Gründächer simuliert wurden.

	Anteil der gesamten Dachflächen [%]	Anteil der Flachdächer an der Gesamteinzugsgebietsfläche [%]	Anteil der Flachdächer an den versiegelten Flächen [%]
Grunddach			
Alle Flachdächer	ca. 45	ca. 0,6	ca. 6

Die Gründächer werden mit dem folgenden Schichtenaufbau simuliert: Extensiver Aufbau mit einer Schichtdicke von 8 cm und eine Mäanderplatte (3 cm) als Drainageplatte.

Details zu der Methodik zur Simulation von Gründächern und weiteren Maßnahmen der Dezentralen Regenwasserbewirtschaftung mit dem numerischen hydrologischen Modell sind in Hellmers & Fröhle (2017a), Hellmers, Belger & Fröhle (2016), Hellmers et al. (2016c), Hellmers et al. (2018), Hellmers (2010) sowie in Hellmers (2020) veröffentlicht.

Tab. 27: Ergebnisvergleich am Knoten Niendorfer Straße (max. Abfluss) für die Modellierung der Maßnahme Gründächer.

Maßnahme	Lastfall 2002 18./19.07. [m³/s]	HQ ₁₀₀ [m³/s]	Lastfall 2007 26./27.06. [m³/s]	T ₁₀₀ D60 [m³/s]	T ₃₀ D60 [m³/s]	T ₅ D60 [m³/s]
IST-Zustand	4,3	8,1	3,9	5,7	4,5	2,9
Gründächer	4,1	7,7	3,8	5,2	3,9	2,3

Die Abflusskurve im Vergleich zum IST-Zustand (Juli 2002) ist in Abb. 148 dargestellt.

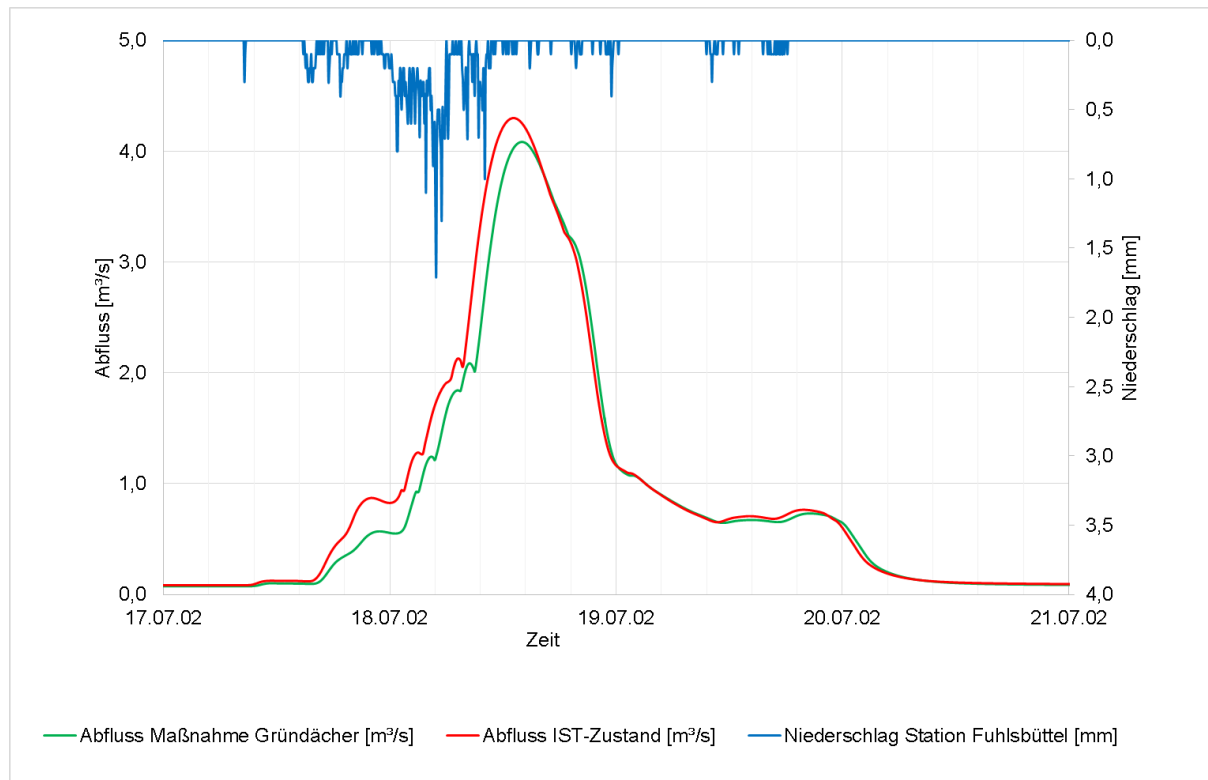


Abb. 148: Abflusskurve für die Simulation der Maßnahme Gründächer im Vergleich zum IST-Zustand (Ereignis Juli 2002) für den Pegel Niendorfer Straße.

Für kleinere Ereignisse mit Wiederkehrzeiten bis zu einmal in 30 Jahren ($< T_{30}$) und geringer Vorfeuchte ist die Wirksamkeit von Gründächern hoch. Bei höherer Vorfeuchte und größeren Ereignissen ($> T_{30}$) erreichen Gründächer eine maximale Auslastung und es wären weitere Maßnahmen erforderlich. Die Retentionswirkung der Gründächer ist durch die zeitliche Verschiebung der Abflusskurve und Absenkung des Abschlussscheitels ersichtlich (Abb. 148).

7.1.5 Scheiteldämpfung durch Auenentwicklung

Die Fließgeschwindigkeit im Vorland und somit der Abfluss können durch eine Erhöhung der Rauigkeit im Vorland verringert werden. Die Rauigkeit wird maßgeblich durch die Ve-

getation beeinflusst. Dies verändert den zeitlichen Ablauf von Hochwasserereignissen. Dabei werden Hochwasserwellen hinsichtlich ihrer Steigung und ihres zeitlichen Verlaufs verändert.

In Abb. 149 ist dies anhand einer schematischen Darstellung der Kollau, in deren Oberlauf der derzeitige Zustand und fiktiv eine Weichholzaue im Vorlandbereich mit einem hydrodynamisch-numerischen 2D-Modell berechnet wurden, dargestellt. Im Oberlauf ist eine Erhöhung des Hochwasserscheitels zu verzeichnen, während es im Unterlauf zu einer Absenkung kommt. Gleichzeitig ist damit eine Verlängerung der Überschwemmungsdauer verbunden.

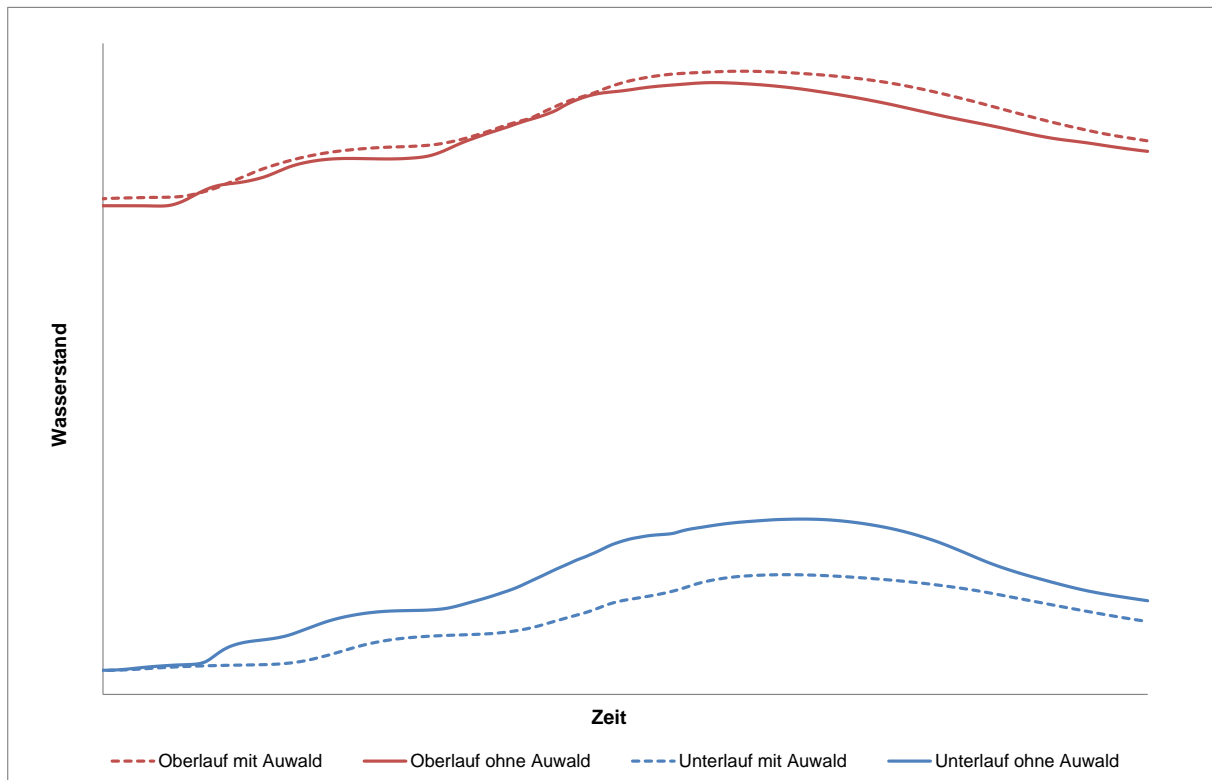


Abb. 149: Schematische Darstellung der Ganglinien eines Hochwasserereignisses im IST-Zustand und mit Auwald im Oberlauf für den Ober- und Unterlauf am Beispiel der Kollau.

Mit dieser Maßnahme des Hochwasserschutzes kann gleichzeitig eine ökologische Verbesserung des Gewässers durch Aufwertung seiner Vorlandbereiche bewirkt werden, es können hier Auen entstehen.

Hierfür ist zu prüfen, welches Potenzial für eine Auenentwicklung durch das Abflussverhalten eines Gewässers in dem betreffenden Bereich derzeit vorhanden ist. Dafür ist es notwendig, die Häufigkeit von Hochwasser mit Überschwemmungen zu ermitteln. Für die Kollau wird dies beispielhaft anhand der Häufigkeitsverteilung der Hochwasserstände am Pegel Niendorfer Straße durchgeführt (Abb. 150). Die zeitliche Summe der Überschwemmungen mit einem Wasserstand höher als NHN +665 cm, welcher dort zu Überschwemmungen führt, beträgt 34 Stunden und 30 Minuten in den hydrologischen Jahren von 2004 bis 2018. Für eine Auenentwicklung ist das bei den gegebenen Geländehöhen im Vorland nicht ausreichend.

Dies wird durch die vegetationskundlichen Untersuchungen bestätigt. Die für die Pflanzen der Untersuchungsflächen an der Kollau ermittelten Ellenberg-Feuchtwerte (Ellenberg et al., 1991) deuten nur auf seltene Überschwemmungen hin und sind für aktive Auen zu niedrig.

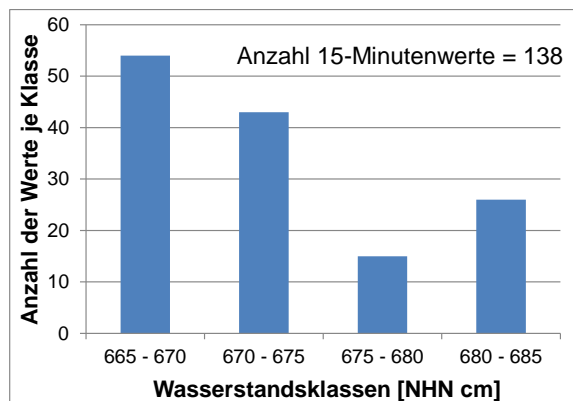


Abb. 150: Häufigkeiten der 15-Minutenwerte der Wasserstände höher NHN +665 cm am Pegel Niendorfer Straße vom hydrologischen Sommerhalbjahr 2004 bis zum Winterhalbjahr 2018.

Aus vegetationskundlicher Sicht geeignete Flächen für eine potenzielle Auenentwicklung finden sich in der Feldmark westlich des Niendorfer Geheges sowie südlich des Vielohwegs in Schnelsen. Teilweise befinden sich diese auf Flächen, die bei einem HQ_{100} überschwemmt werden. Hier ist aufgrund der Geländehöhen eine Auenentwicklung am ehesten möglich, Abgrabungen des Vorlandes zur Initialisierung einer Auenentwicklung sind jedoch notwendig.

Abb. 151 zeigt den Querschnitt eines potenziellen Auenbereichs westlich des Niendorfer Geheges. Derzeit wird das Gelände nur bei einem HQ_{100} überschwemmt, was keine Auenentwicklung ermöglichen würde.

Bei häufigeren Überschwemmungen der Aue während der Vegetationsperiode könnte sich hier eine charakteristische Vegetationszonierung einstellen. Im Mittelwasserbereich würden sich einjährige Pionierfluren sowie Flutrasen und Röhrichte etablieren, da in diesen Bereichen durch eine sehr lange Überflutungsdauer die Etablierung von Gehölzen verhindert wird (gehölzfreie Aue).

Weiterhin würde sich auf höher gelegenen Flächen die Weichholzaue mit Weidengebüschen und Weidenwäldern anschließen, die eine jährliche Überflutungsdauer zwischen 60 und 180 Tagen ertragen. Auf Flächen, die weniger als 60 Tage im Jahr überflutet werden, könnten sich Hartholzauenwälder etablieren (Scholz et al., 2005). Um eine solche typische Auenentwicklung zu induzieren, dürften die Flächen jedoch nicht mehr landwirtschaftlich bewirtschaftet werden.

Zur Entwicklung einer Weichholzaue, die bei mittlerem Hochwasser (MHW) überschwemmt wird, müsste die Geländeoberfläche wie in der Abbildung dargestellt, vertieft werden. Zur Entwicklung einer bei Mittelwasser (MW) überschwemmten gehölzfreien Aue wäre weiterer Bodenabtrag notwendig.

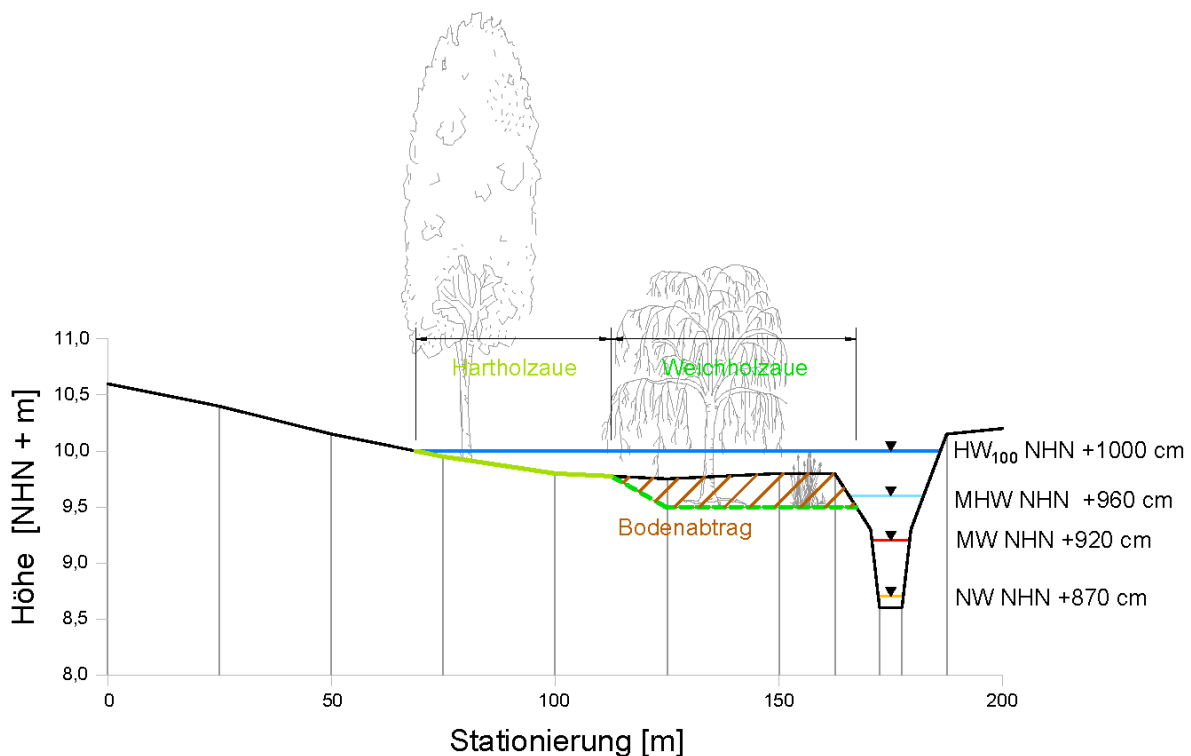


Abb. 151: Querschnitt durch potenziellen Auenbereich an der Kollau mit Ausbildung von Weichholz- und Hartholzaue nach Bodenabtrag im Vorland.

Die Umsetzung von Maßnahmen der Auenentwicklung ist in hohem Maße von der Flächenverfügbarkeit abhängig. In vielen Bereichen entlang der Kollau ist diese so eingeschränkt, dass eine Umsetzung nur in begrenztem Maß möglich erscheint. Darüber hinaus ist die Maßnahme hier mit einer Umgestaltung des Vorlandes mit Bodenabtrag in größerem Umfang verbunden und wird zumeist nur schmale Zonen der Auenvegetationstypen zulassen. Dies verdeutlicht, dass eine Umsetzung nur bei einer entsprechenden Flächenverfügbarkeit Aussicht auf Erfolg hat.

7.2 Managementszenarien in der Modellregion Dove-Elbe

Um kritische Wasserstände im Bereich der Modellregion Dove-Elbe zu vermeiden, können Maßnahmen zur Schaffung von mehr Retentionsvolumen umgesetzt werden. Dies kann durch die Absenkung von Wasserständen vor einem Ereignis (Kap. 7.2.1 bis 7.2.4) oder durch Abtrag von Boden im Vorland (Kap. 7.2.5 und 8.2.2) erreicht werden. Tab. 28 gibt einen zusammenfassenden Überblick über die untersuchten Maßnahmenvarianten und deren Wirksamkeit. Die Wirksamkeit der Maßnahmen kann anhand der maximalen Wasserstände bewertet werden. Steigt der Wasserstand in der Dove-Elbe über NHN +140 cm ist die Entwässerung eingeschränkt und es kommt zum Rückstau im Schleusengraben. Ein Wasserstand im Schleusengraben über NHN +180 cm führt zu verringerter Abflussleistung des Serrahnwehrs und damit zu Rückstau im Stadtgebiet von Bergedorf. Bei dem in den folgenden Kapiteln genutzten Hochwasserereignis (06./07.02.2011) beträgt der maximale Wasserstand im Schleusengraben NHN +214 cm. Dieses Ereignis zeichnet sich neben dem sehr hohen Wasserstand im Schleusengraben durch eine hohe Vorfeuchte im Zuge der

Schneesmelze im EZG der Bille und eine daraus resultierende lang anhaltende Hochwasserwelle aus. Zudem ist das Ereignis gut dokumentiert. Bei allen durchgeführten Maßnahmen wird der o. g. kritische Wasserstand der Dove-Elbe unterschritten. Für die Maßnahme ‚Regenwasserbewirtschaftung Moorfleet‘ wird abweichend das Starkregenereignis vom 01.08.2002 als Lastfall verwendet, dass dort zu Überschwemmungen führte.

Tab. 28: Übersicht über die Maßnahmen, die in der Modellregion Dove-Elbe untersucht wurden und Angabe der berechneten maximalen Wasserstände am Pegel Allermöher Deich für das Hochwasserereignis 06./07.02.2011.

Hochwassermanagementmaßnahme	Berechnete maximale Wasserstände [NHN cm]	Absenkung [cm]
Keine Maßnahme	142	0
Vorabsenkung durch Betriebsänderung des Deichsiels Tatenberg	129	13
Vorabsenkung durch Pumpbetrieb von Schöpfwerken	137	5
Vorabsenkung durch Betriebsänderung des Deichsiels und Pumpbetrieb von Schöpfwerken (Gose-Elbe)	127	15
Schaffung von Speichervolumen im Vorland	134	8

7.2.1 Vorabsenkung durch Betriebsänderung des Deichsiels Tatenberg

Eine Maßnahme zur Schaffung von Speichervolumen binnendeichs ist die Vorabsenkung des unteren Teils der Dove-Elbe im Vorfeld von Hochwasserereignissen. In der Praxis wird eine Absenkung des Wasserstands bereits als Maßnahme bei vorhergesagten größeren Ereignissen vorgenommen. Dabei wird der Wasserstand abweichend vom Regelwasserstand von NHN +90 cm auf ca. NHN +80 cm eingestellt. Mit dem N-A-Modell für die Dove-Elbe wird die Vorabsenkung auf der Grundlage des Hochwasserereignisses vom 06./07.02.2011 auf einen Wasserstand von NHN +50 cm simuliert. Dies entspricht einem Volumen von 543.000 m³ (Abb. 157).

Die berechneten Ganglinien sind in Abb. 152 für den IST-Zustand und für die Vorabsenkung dargestellt. Diese Maßnahme bewirkt eine Absenkung des Hochwasserscheitels am Pegel Allermöher Deich um 13 cm. Eine weitere Berechnung für eine geringere Vorabsenkung auf NHN +70 cm zeigt nur eine Absenkung des Hochwasserscheitels um 1 cm.

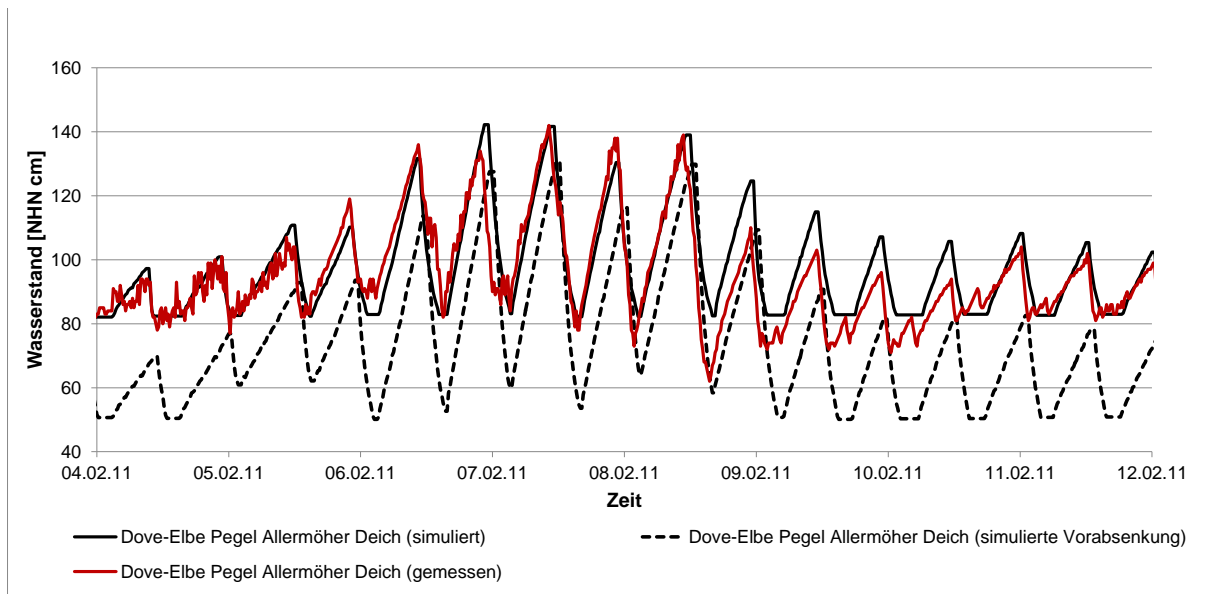


Abb. 152: Simulation des IST-Zustands und der Vorabsenkung des unteren Teils der Dove-Elbe auf NHN +50 cm für den Pegel Allermöher Deich am Beispiel des Hochwasserereignisses vom 07.02.2011.

Eine Vorabsenkung des Wasserstands in Dove-Elbe und Gose-Elbe zwei Tage vor angekündigten größeren Niederschlägen und erhöhten T_{nw} würde sich nicht unmittelbar auf die Vegetation in den eingedeichten Flächen entlang der Dove-Elbe auswirken. Da sich der mittlere Wasserstand der Dove-Elbe nach den zwei Tagen langsam wieder einstellen würde, würde sich als Folge auch der Bodenwasserhaushalt in den Auen wieder einstellen. Der Zeitraum von zwei Tagen ist zu kurz, um durch Änderungen des Bodenwasserhaushalts induzierte Vegetationsveränderungen zu verursachen. Der Ausgangswasserstand kann über die Steuerung des Deichsiels Tatenberg wiederhergestellt werden.

Derartige kurzzeitige Maßnahmen sind dennoch hinsichtlich ihrer Auswirkungen auf die Nutzung der angrenzenden Flächen zu prüfen. Darüber hinaus sind die Auswirkungen auf die an Wasserstände gebundene Fauna (z. B. Amphibien, Muscheln) zu berücksichtigen.

7.2.2 Maximale Absenkung und maximaler Einstau der Dove-Elbe

Als hypothetische Maßnahme wird der Wasserstand in der Dove-Elbe auf das MT_{nw} des Pegels Schöpfstelle (NHN -148 cm) vorabgesenkt. Anschließend wird das Deichsiel Tatenberg bis zum Erreichen des Wasserstands von NHN +200 cm am Pegel Allermöher Deich geschlossen. Es wird die Auffüllung des Gewässers mit dem entsprechenden HW-Ereignis (hier: Februar 2011) simuliert. Die Berechnung dieser Maßnahme dient der Ermittlung des maximalen Stauraums der Dove-Elbe unterhalb von Dove-Elbe-Schleuse und Reitschleuse. Betrachtet wird hierbei die Schließung von Dove-Elbe Schleuse, Reitschleuse und Krapphofschleuse ab NHN +110 cm.

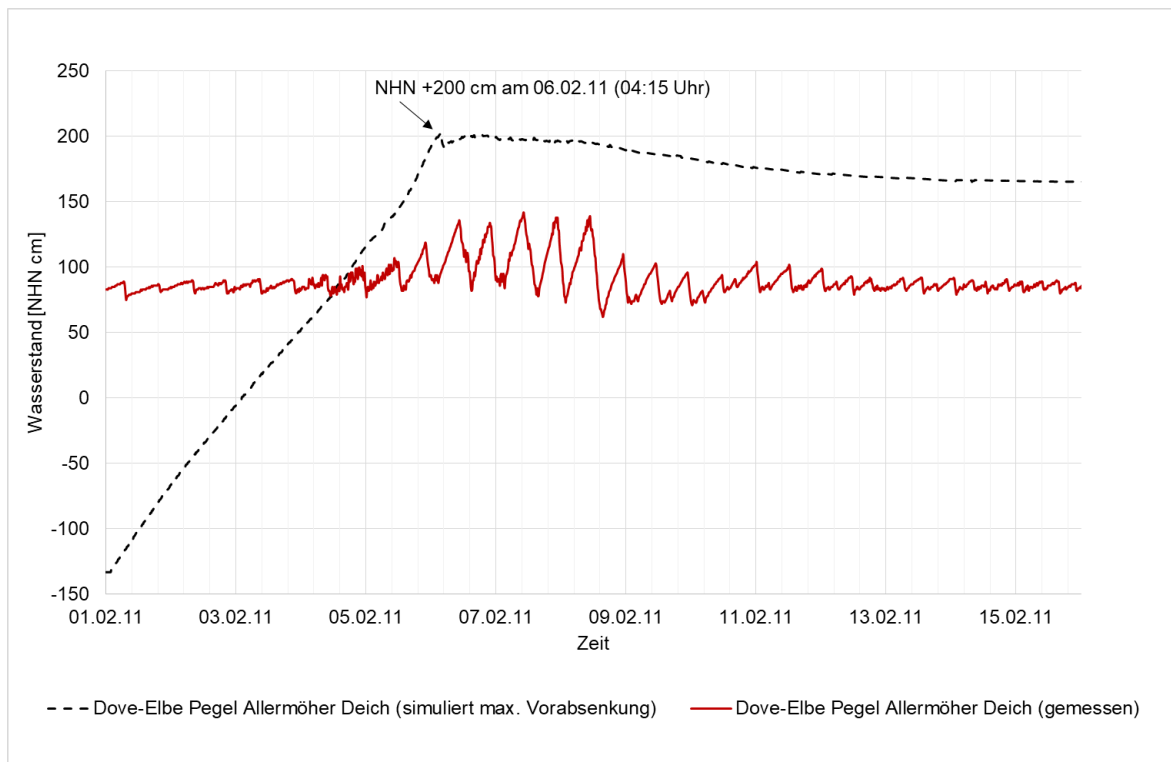


Abb. 153: Ergebnis der Simulation der Maßnahme ‚Maximale Absenkung und maximaler Einstau der Dove-Elbe‘ für den Pegel Allermöher Deich.

Das Ergebnis in Abb. 153 zeigt, dass bei dem Ereignis Februar 2011 das maximale Einstauvolumen nach sechs Tagen und vier Stunden erreicht wird. Das Füllvolumen in allen Strängen mit einem repräsentativen Profil pro Strang wird mit dem hydrologischen Modell auf 3.392.000 m³ berechnet. Durch die Mittelung der Profile pro Strang ist eine Abweichung von mindestens 10 % für die Fülldauer und das Volumen anzunehmen.

7.2.3 Vorabsenkung durch Pumpbetrieb von Schöpfwerken (Gose-Elbe)

Durch die Vorabsenkung des Wasserstands in den Gräben der Schöpfwerksgebiete kann Speichervolumen geschaffen werden, in dem ein Teil des anfallenden Wassers während eines Hochwasserereignisses zurückgehalten werden kann.



Abb. 154: Reitbrooker Sammelgraben im Schöpfwerksgebiet Reitbrook.

Für die Gräben der in die Gose-Elbe entwässernden Schöpfwerksgebiete (Abb. 155) wird ein potenzielles Speichervolumen von rund 520.000 m³ ermittelt. Diese Wassermenge würde bei Vorabsenkung vor einem Hochwasserereignis abgeführt und während des Hochwassers aufgrund der Speicherung nicht in die Gose-Elbe gepumpt. Für die Berechnung der Wirksamkeit einer Vorabsenkung wird vereinfachend angenommen, dass das anfallende Wasser vollständig in den Schöpfwerksgebieten zurückgehalten wird und somit eine Abkopplung der Gebiete für den Hochwasserfall erfolgt. Die Berechnung der Abkopplung dieser Schöpfwerksgebiete für das Ereignis mit dem N-A-Modell ergibt für das zugrunde gelegte Hochwasserereignis eine Reduzierung des Hochwasserscheitels am Pegel Allermöher Deich um 5 cm. Die Abkopplung der Gebiete stellt für das Ereignis die maximal erreichbare Leistung dieser Maßnahme dar. Eine Detailbetrachtung einzelner Schöpfwerksgebiete ist im Rahmen des Projektes für die Gose-Elbe nicht erfolgt.

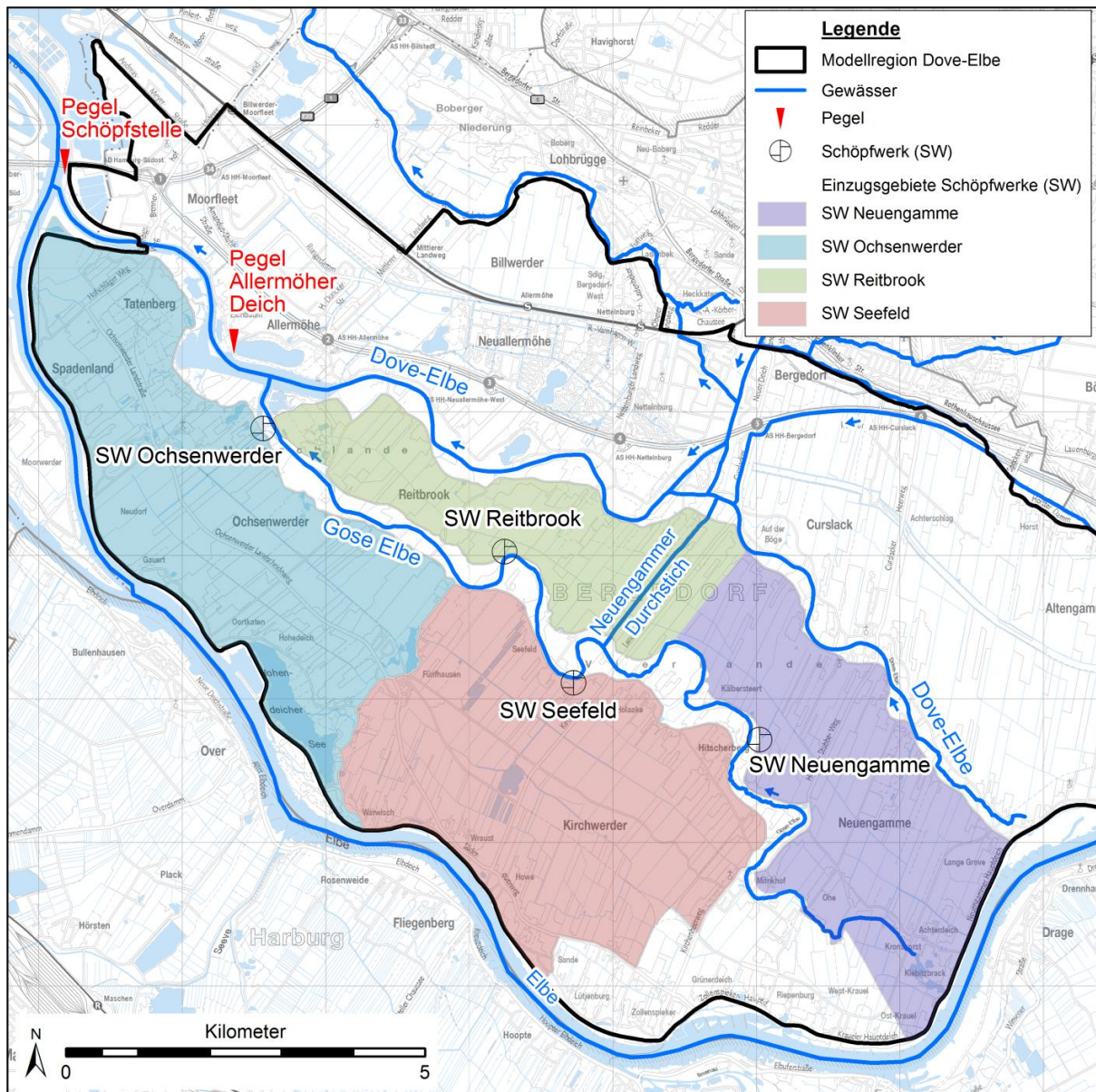


Abb. 155: In die Gose-Elbe entwässernde Schöpfwerke mit Einzugsgebieten.

Der Zeitraum von zwei Tagen ist, wie bei der Vorabsenkung in der Dove-Elbe und Gose-Elbe, zu kurz, um durch Änderungen des Bodenwasserhaushalts bewirkte Vegetationsveränderungen zu verursachen. Bei Durchführung der Maßnahme ist eine mögliche Beeinträchtigung der landwirtschaftlichen Nutzung zu beachten. Darüber hinaus sind auch hier die Auswirkungen auf die an die Grabenwasserstände gebundene Fauna (Amphibien, Wasservögel) zu berücksichtigen.

7.2.4 Vorabsenkung durch Betriebsänderung des Deichsiels Tatenberg und Pumpbetrieb von Schöpfwerken

Bei der Kombination der beiden operationellen Maßnahmen ‚Vorabsenkung durch Betriebsänderung des Deichsiels Tatenberg‘ und ‚Vorabsenkung durch Pumpbetrieb von Schöpfwerken‘ ergibt sich für den Hochwasserscheitel des Hochwasserereignisses vom 06./07.02.2011 eine Absenkung am Pegel Allermöhe Deich um 15 cm.

7.2.5 Schaffung von Speichervolumen im Vorland

Eine weitere mögliche Maßnahme zur Hochwasserentlastung ist die Schaffung von Speichervolumen im Vorland durch Bodenabtrag. Ein möglicher Abtrag wird durch die Absenkung der Geländeoberfläche im DGM auf drei Flächen im Vorland der Dove-Elbe simuliert. Das Gelände dieser Flächen wird von ca. NHN +2 m auf NHN +1 m abgesenkt. Dadurch wird ein zusätzliches Speichervolumen von ca. 330.000 m³ geschaffen. Abb. 155 zeigt die Bereiche, für die ein Bodenabtrag angenommen wird.

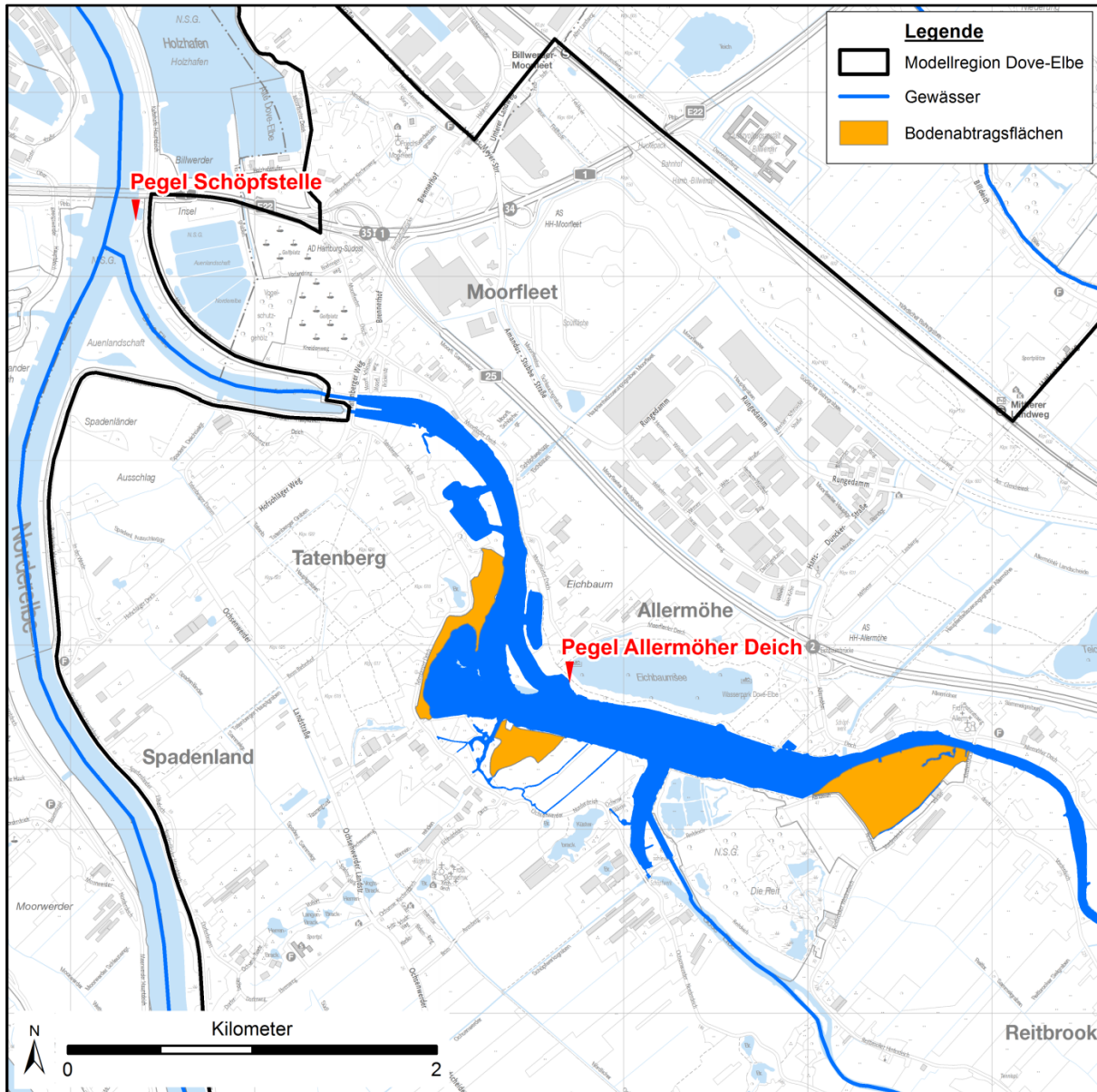


Abb. 156: Flächen im Vorland, für die im N-A-Modell ein Bodenabtrag zur Schaffung von Speichervolumen angesetzt wird.

Die Flächen des Bodenabtrags sind als Polygone in einem Shape (sogenannte Overlays) in das numerische hydrologische Modell importiert worden. Die Überflutung bei einem Wasserstand von NHN +100 cm wird in einem Plugin-Ordner für den Rechenkern KalyptoNA

(ab Version 4.0) eingegeben. Die Weiterentwicklungen sind in Hellmers (2020) erläutert. Das gewonnene zusätzliche Speichervolumen wird in Abb. 157 deutlich.

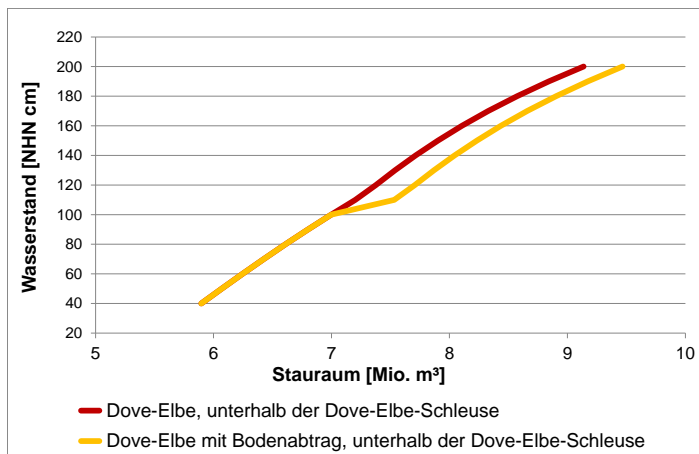


Abb. 157: Wasserstand-Stauraum-Beziehung für den unteren Teil der Dove-Elbe. Die rote Kurve berücksichtigt den Bodenabtrag der Maßnahme ‚Schaffung von Speichervolumen im Vorland‘.

Durch diese Maßnahme kann bei dem berechneten Hochwasserereignis (06./07.02.2011) eine Reduzierung des Hochwasserscheitels am Pegel Allermöher Deich um 8 cm erreicht werden (Abb. 158).

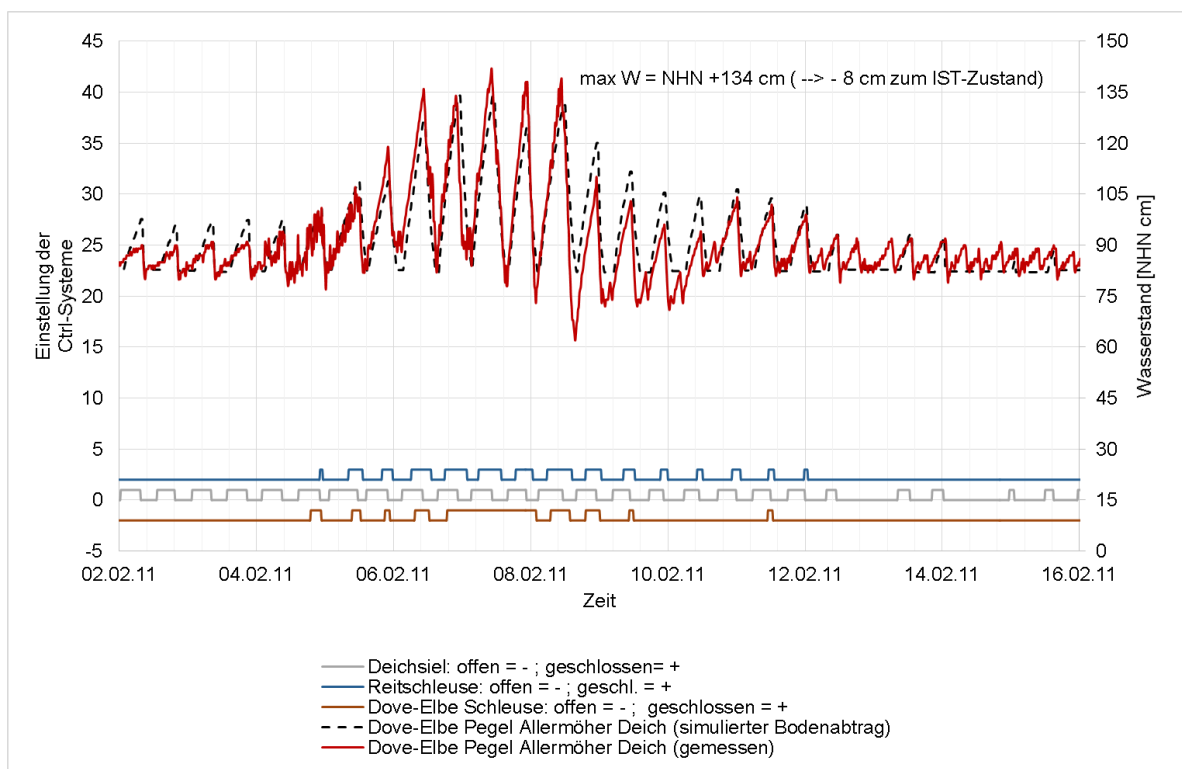


Abb. 158: Ergebnis der Simulation der Maßnahme ‚Schaffung von Speichervolumen im Vorland‘ für den Pegel Allermöher Deich.

Bei einem Bodenabtrag auf den drei Flächen werden diese bei dem Regelwasserstand der Dove-Elbe von $NHN +90 \pm 20$ cm häufiger überflutet und es entsteht eine auenähnliche Dynamik. Dies ist aus ökologischer Sicht positiv zu werten. Je nach Nutzung der Flächen stellen sich kleinräumig unterschiedliche Vegetationstypen mit ihren charakteristischen Gefäßpflanzenarten ein. Auf diesen Flächen kann beim Zulassen von Überschwemmungen eine Vegetationsentwicklung hin zu charakteristischen Weich- und Hartholzauen sowie gehölzfreien Auen induziert werden.

Auf ungenutzten Flächen siedeln sich bei dauerhaft feuchten bis nassen Bodenbedingungen zunächst Röhrichte oder Hochstaudenfluren an, die sich im Laufe der Sukzession zu feuchten Gehölzstrukturen entwickeln werden. In trockenen, ungenutzten Flächen stellen sich zunächst Krautfluren ein, die sich zu trockenen Gehölzstrukturen weiter entwickeln werden.

In Abhängigkeit von dem durchgeführten Management können sich auf genutzten Flächen verschiedene Vegetationsstrukturen entwickeln. Flächen mit eher trockenen Bodenbedingungen können weiterhin ackerbaulich genutzt und Flächen mit eher nassen Bodenbedingungen zusätzlich als Weiden und Mähwiesen genutzt werden. Entsprechend der Bodenbedingungen und einer eventuell durchgeführten Einsaat der Flächen könnten sich bei einer Grünlandnutzung vielfältige Vegetationstypen etablieren. Eventuell zerstörte Wasserpflanzenvorkommen in den Uferbereichen der betroffenen Flächen könnten sich nach der Maßnahme wieder etablieren.

Insgesamt kann sich nach der durchgeführten Maßnahme wieder ein kleinräumiges Mosaik von verschiedenen Habitaten mit ihren charakteristischen Gefäßpflanzenarten in dem Gebiet etablieren, wobei deren Vorkommen maßgeblich durch den Bodenwasserhaushalt und die Nutzung der Flächen bestimmt wird.

Die häufige Überschwemmung würde zu einer Erhöhung der Kohlenstoffgehalte in den Oberböden führen, da mehr organische Substanz auf die Böden aufgetragen wird. Somit wird die Ökosystemleistung der Kohlenstoffspeicherung (Kap. 9.2.2) erhöht. Auch die Ökosystemleistung ‚Wasserspeicherung im Boden‘ würde gesteigert.

Die Wirkung einer derartigen Maßnahme ist besonders hinsichtlich des Hochwasserschutzes mit einem hydrodynamisch-numerischen 2D-Modell zu prüfen.

Für die Umsetzung einer derartigen Maßnahme spielt die Akzeptanz und der damit verbundenen Verfügbarkeit der benötigten Flächen eine entscheidende Rolle. Die Flächen entlang der Dove-Elbe werden größtenteils landwirtschaftlich genutzt, die möglicherweise eingeschränkte Nutzung muss berücksichtigt werden. Die Bodenuntersuchungen weisen zudem teilweise schadstoffbelastete Aufschüttungen auf.

7.2.6 Dezentrale Regenwasserbewirtschaftung Moorfleet

Am Beispiel des urban geprägten Schöpfwerksgebietes Moorfleet wird hier untersucht, ob mit der Implementierung von DRWBM das rückstauende Wasservolumen nach einem Starkregenereignis in die tiefliegenden Flächen reduziert werden kann. Die tiefliegenden Flächen in der ‚Moorfleeter Wanne‘ sind durch Überschwemmungen betroffen, die durch hohe Wasserstände in den Gräben generiert werden. Die hohen Wasserstände sind wiederum ein Resultat der schnellen Abflüsse aus dem Sielnetz des Gewerbegebietes Allermöhe, wodurch es am Schöpfwerk Eichbaum zu einem Rückstau und damit Anstieg der Wasserstände in den Gräben kommt. Eine detaillierte Untersuchung durch die Implementierung der DRWBM ist in Hellmers (2020) gegeben. Es werden hier insbesondere die flächenhafte Verteilung der DRWBM und die Ergebnisse vorgestellt.

In Abb. 159 ist das DGM mit Verortung der Moorfleeter Wanne, des Moorfleeter Schlauchgrabens, des Gewerbegebietes Allermöhe und des Schöpfwerkes Eichbaum dargestellt. Die dunkelblauen Flächen im DGM sind bereits aktuell bei rückstauenden Abflüssen (nach Starkregen ca. 30–50-jährliches Ereignis Dauerstufe 60 min) betroffen durch Überschwemmungen, z. B. bei einem Starkregenereignis am 01.08.2002. Die Überschwemmungen werden verursacht durch die hohen Abflussspitzen aus dem Gewerbegebiet Allermöhe, die Abflussspitzen erreichen im Unterlauf des Moorfleeter Schlauchgrabens $6,8 \text{ m}^3/\text{s}$ und das Schöpfwerk mit drei Pumpen (je $1,15 \text{ m}^3/\text{s}$) kann diese Abflussspitzen nicht abführen. Es kommt hier zum Rückstau (Backwater Flooding) und das betrifft insbesondere das tief-liegende Gebiet ‚Moorfleeter Wanne‘ im Oberlauf.

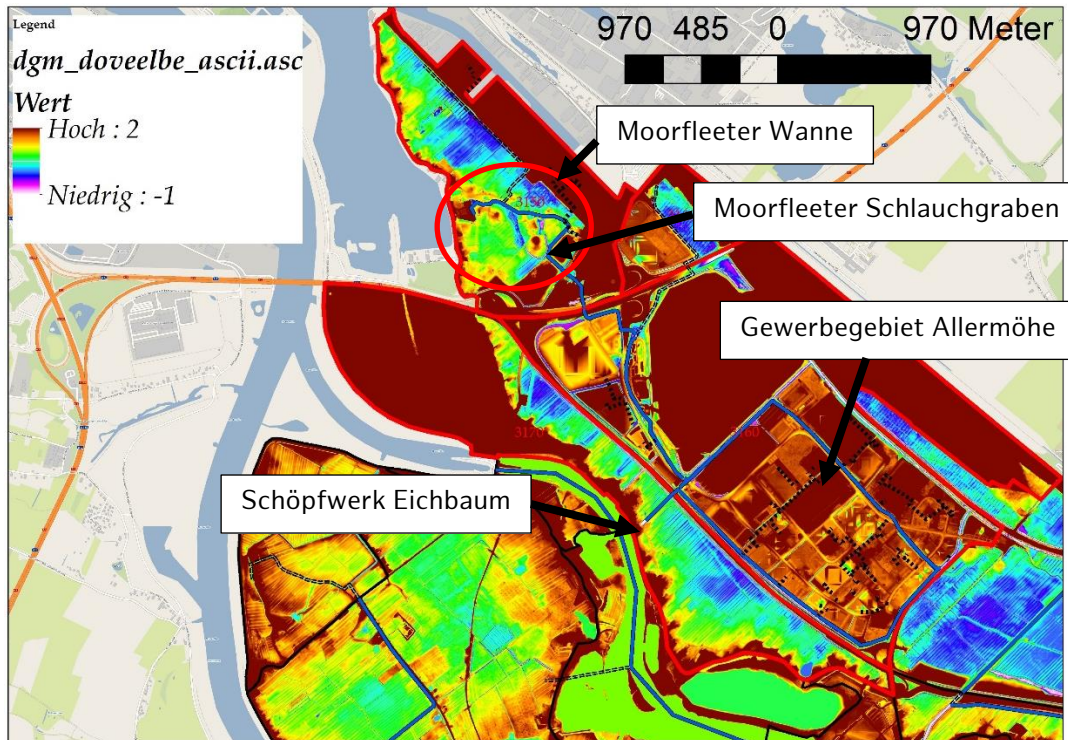


Abb. 159: DGM des Einzugsgebietes ‚Moorfleeter Wanne‘ mit Markierung der im Text beschriebenen Flächen.

Die Wassertiefe auf den tiefliegenden Flächen (ca. NHN $-0,4 \text{ m}$) erreicht bei dem Ereignis im August 2002 ca. 7 cm . Der Abfluss und der Wasserstand im Moorfleeter Schlauchgraben, sowie in der tiefliegenden Fläche ist in Abb. 160 dargestellt.

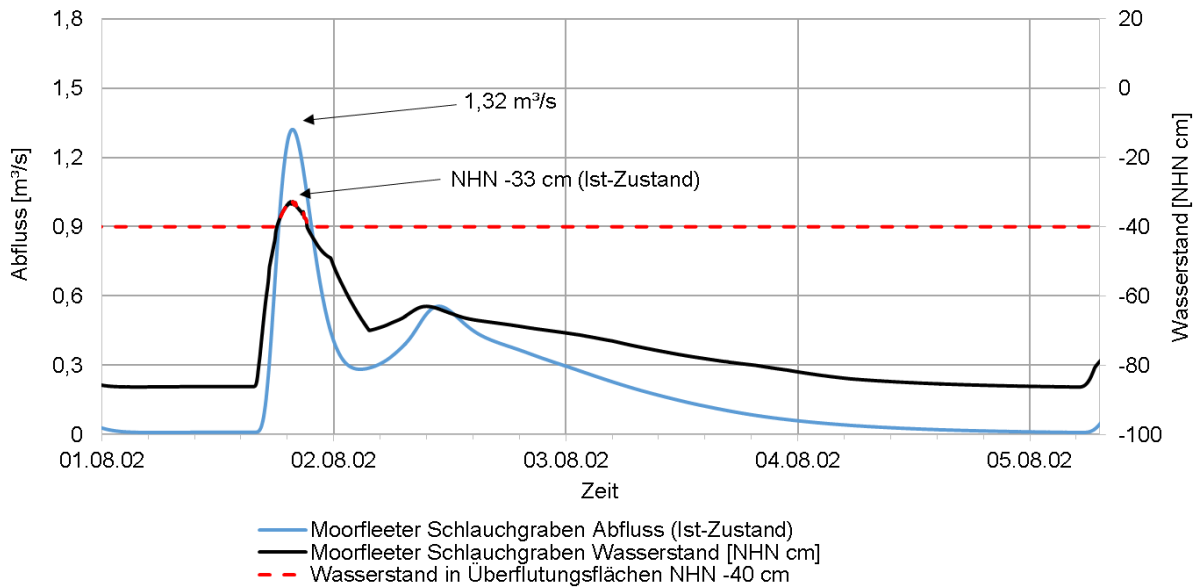


Abb. 160: Simulationsergebnis des Moorfleeter Schlauchgrabens für das Ereignis August 2002 im IST-Zustand (Hellmers, 2020).

Um die schnellen Abflüsse in das Regenwassernetz zu retardieren und zu verringern, werden DRWBM in den urban geprägten Gebieten implementiert. Es werden 23 Flachdächer ausgewählt und mit 20 Zisternen zur Regenwassernutzung in den Gewerbegebieten gekoppelt. Details zum Aufbau der Maßnahmen und hier der operationellen Drossel zur Vorentleerung der DRWBM sind in Hellmers (2020) beschrieben.

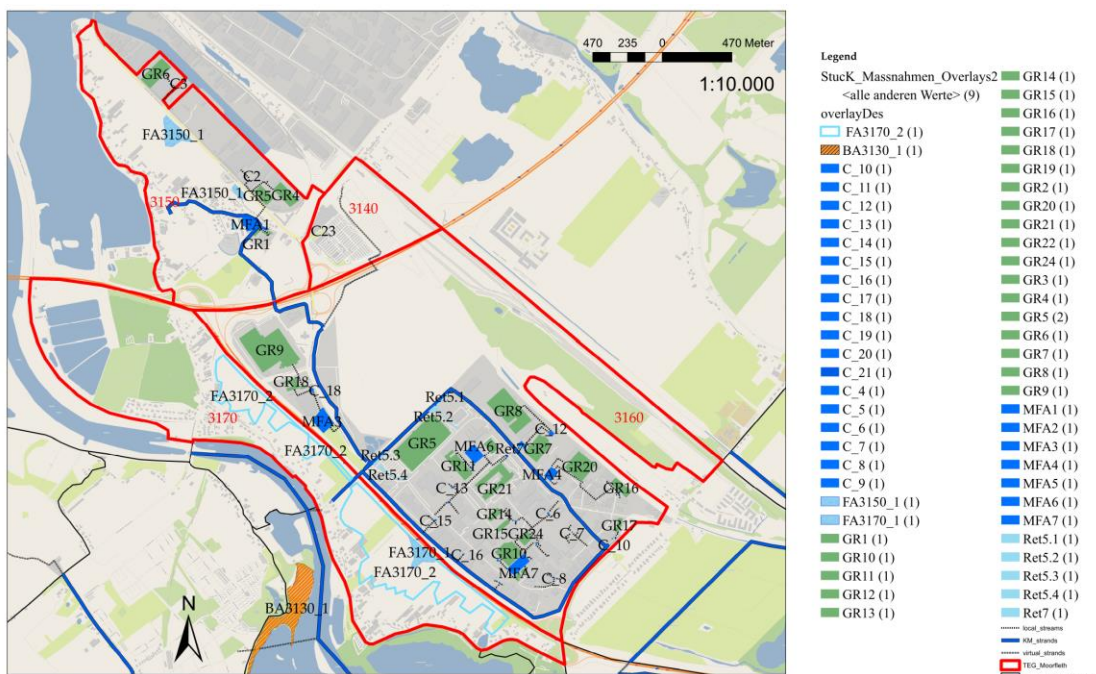


Abb. 161: Übersicht der implementierten DRWBM: GR = Gründächer; C = Zisternen und MFA = multifunktionale Flächen (Hellmers, 2020).

Bereits aktuell bestehende Parkplatzflächen werden um ca. 30 cm abgesenkt und mit einer Auslassdrossel versehen. Es wird keine zusätzliche Versiegelung in diesem Gebiet zukünftig vorgesehen. Diese Flächen sind in Abb. 161 als multifunktionale Flächen ausgewiesen (MFA2 bis MFA7). Die multifunktionale Fläche MFA1 in der Moorfleeter Wanne ist aktuell Grünland und wird zu einer abgesenkten Grünanlage im Modell konzipiert, um das Niederschlagswasser und mögliches rückstauendes Wasser in dem Gebiet Moorfleeter Wanne kontrolliert zurückzuhalten. Die DRWBM sind jeweils mit Speichern versehen, die mit einer Technologie zur Vorentleerung vor einem Starkregenereignis versehen sind. Im Rahmen des Projektes Stuck erfolgten die Simulationen mit einem Klimaaufschlag von 15 % auf den Niederschlag. Die entsprechenden Simulationsergebnisse werden im Kap. 8.2.5 dargestellt.

7.3 Integrierte vorhersagebasierte Managementkonzepte

Über den im Projekt Stuck verbesserten Warndienst Binnenhochwasser Hamburg werden Pegelstände, Niederschlagsvorhersagen und einzugsgebietsbezogene gefallene Niederschläge bereitgestellt. Zudem werden in Kap. 7.1 und Kap. 7.2 Maßnahmen beschrieben, die vor einem Ereignis durchgeführt werden können, um den Abflussscheitel zu senken. Die Zusammenführung von Vorhersagen und Maßnahmen auf einer Zeitachse führt zu integrierten vorhersagebasierten Managementkonzepten, die in der Praxis als Grundlage für das Hochwassermanagement genutzt werden können.

Dabei werden die unterschiedlichen Gebietsmerkmale der beiden Modellregionen mit unterschiedlichem Abflussverhalten und dementsprechend erforderlichen Vorhersagezeiträumen berücksichtigt.

7.3.1 Kollau

Für die Modellregion Kollau ist das Konzept in Abb. 162 dargestellt. Mittelfristige Vorhersagen des Niederschlags liegen aus den Rechenläufen des ICON-EU-Modells vor, diese können genutzt werden, um sich bereits über einen Zeitraum von drei Tagen auf mögliche Hochwasserereignisse vorzubereiten.

Für das eigentliche Hochwassermanagement sind jedoch die Vorhersagen von bis zu 24 Stunden relevant, die die im Projekt entwickelte Niederschlagsvorhersage liefert. Diese Informationen können über einen Warndienst verbreitet werden, dies ist für den Warndienst Binnenhochwasser Hamburg vorgesehen. Darüber hinaus können diese genutzt werden, um HRB vorhersagebasiert zu steuern (Kap.7.1.1).

Ein bis zwei Stunden vor dem eigentlichen Hochwasserereignis liegen mit den gemessenen Radarniederschlägen und den Pegelständen konkrete Informationen vor, die über den Warndienst verbreitet werden können. Im Warndienst Binnenhochwasser Hamburg ist dies bereits implementiert. Hiermit ist es möglich, auch vor dem Hintergrund der Fließzeit des Hochwasserscheitels, (Kap. 3.3.4) ggf. noch kurzfristig präventive Maßnahmen zu ergreifen.

In Zukunft kann durch Anwendung des operationellen N-A-Modells für die Kollau auf eine verbesserte Hochwasservorhersage zurückgegriffen werden, die die Daten der Niederschlagsmessungen sowie der kurz- und mittelfristigen Niederschlagsvorhersagen integriert. Diese Hochwasservorhersage kann auch zur Steuerung von HRB genutzt werden (siehe Kap. 7.1.1).

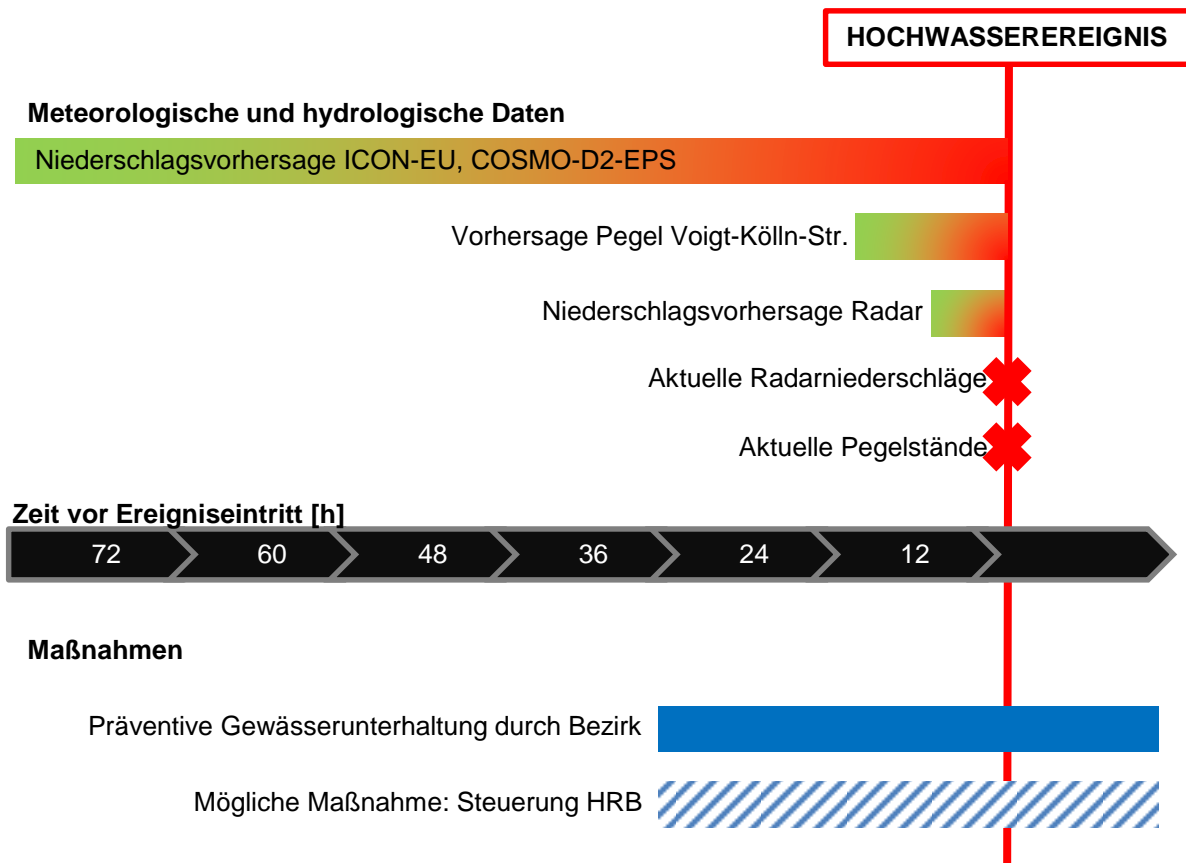


Abb. 162: Konzept für die Nutzung hydrologischer Messdaten und Vorhersagen im Rahmen des Hochwassermanagements in der Modellregion Kollau.

7.3.2 Dove-Elbe

Für die Modellregion Dove-Elbe stellt das Projekt Stuck ein Konzept bereit, welches die hydrologischen Eigenschaften größerer Einzugsgebiete mit Tideeinfluss repräsentiert. Die Grundzüge dieses Konzeptes sind in Abb. 163 dargestellt.

Für das Hochwassermanagement größerer Einzugsgebiete sind v. a. Vorhersagen von Niederschlägen mit Dauerstufen von zwei und mehr Tagen relevant. Für diese Fragestellung wird im Projekt Stuck mit dem ICON-EU-Modell ein weiteres Vorhersagemodell des DWD herangezogen. Das ICON-EU-Modell hat eine horizontale Auflösung von 6,5 x 6,5 km und 60 Modellschichten in der Vertikalen. Das Modell liefert viermal täglich eine Vorhersage für einen Zeitraum von 120 Stunden. Das Modellgebiet umfasst im Wesentlichen Europa (Reinert et al., 2018).

Das Konzept setzt bei der Tidevorhersage an, deren Vorhersagezeitraum sechs Tage beträgt. Aus diesen Daten lässt sich frühzeitig erkennen, ob mit erhöhtem T_{nw} und damit einer möglichen eingeschränkten Binnenentwässerung zu rechnen ist. Ab einem Vorhersagezeitraum von fünf Tagen kann das ICON-EU-Modell zur Niederschlagsvorhersage genutzt werden. Es bietet die Möglichkeit, vorausschauend zu erkennen, ob es in diesem Zeitraum zu größeren advektiven Niederschlagsereignissen kommt, welche für die Entstehung von Hochwasser in der Modellregion Dove-Elbe relevant sind.

In Kombination mit der Tidevorhersage ergibt sich somit eine frühe Vorhersage möglicher Binnenhochwasserereignisse. Konkretisiert sich diese Vorhersage weiter, können auf dieser Grundlage schon einige Tage vor dem Ereignis erste präventive Hochwassermanagementmaßnahmen ausgeführt werden. Dazu zählt im Bereich der Modellregion Dove-Elbe z. B. das Vorabsenken der Wasserstände in der Dove-Elbe und Gose-Elbe durch Betriebsänderung am Deichsiel Tatenberg, sowie des Pumpbetriebes in den Schöpfwerksgebieten (Kap. 7.2.1, Kap. 7.2.3 und 7.2.4).

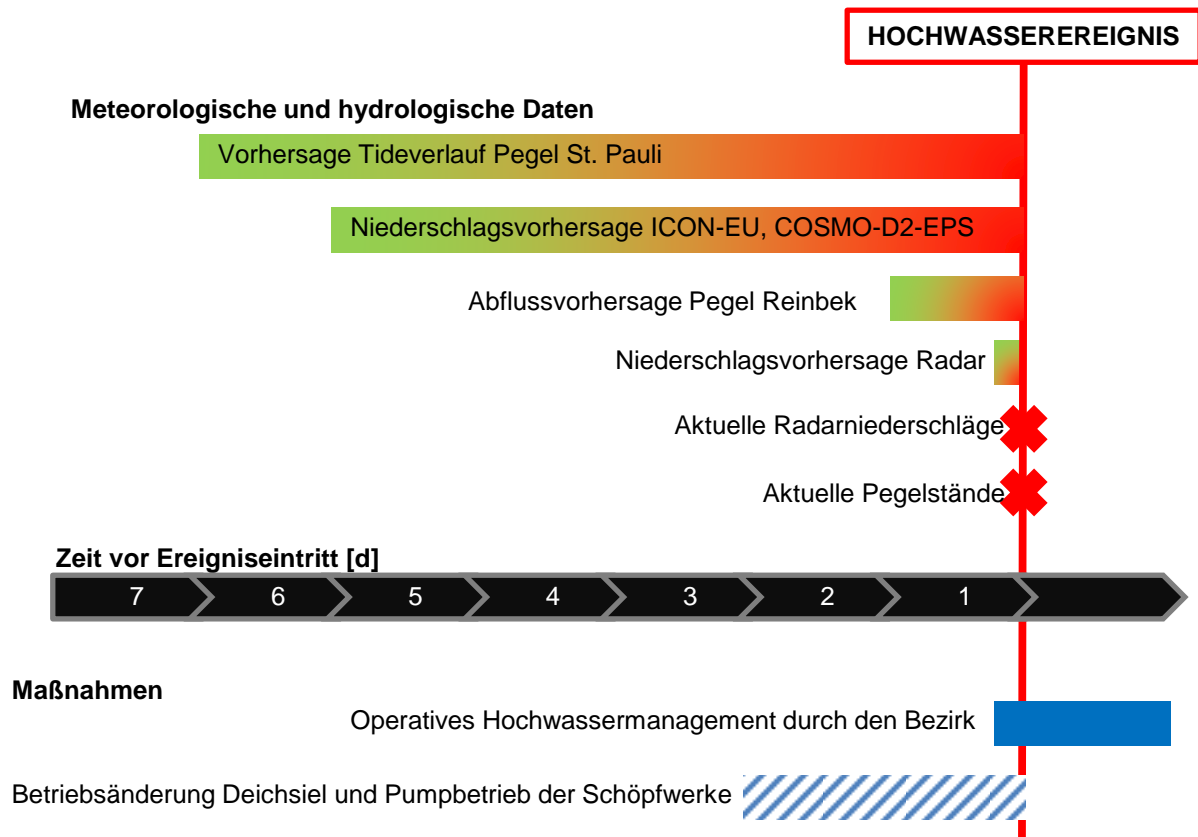


Abb. 163: Konzept für die Nutzung hydrologischer Messdaten und Vorhersagen im Rahmen des Hochwassermanagements in der Modellregion Dove-Elbe.

Das entwickelte Konzept für die Modellregion Dove-Elbe ist mit separaten Meldestufen für die Parameter Tideniedrigwasser, Niederschlag und Abfluss hinterlegt. Diese sind gebiets-spezifisch für die Modellregion ermittelt worden und dienen der Einstufung von Messdaten und Vorhersagen. Tab. 29 zeigt die festgelegten Meldestufen.

Tab. 29: Schwellwerte für die drei Meldestufen der hochwasserbeeinflussenden Faktoren für den Bereich der Modellregion Dove-Elbe.

	1. Meldestufe	2. Meldestufe	3. Meldestufe
Vorhersage Tnw [NHN cm]	-10	100	Zwei Sperrtiden (2 × 100 cm)
Vorhersage Niederschlag [mm/Dauerstufe]			
30 min	7,6	11,0	14,0
60 min	9,3	13,1	17,3
90 min	10,4	14,4	18,7
120 min	11,4	15,4	19,9
6 h	15,8	19,7	25,0
12 h	19,3	23,1	28,8
24 h	22,3	27,0	33,7
48 h	29,2	34,0	41,1
72 h	36,1	38,9	46,5
96 h	40,0	46,3	54,8
120 h	43,9	50,4	59,2
Abfluss Pegel Reinbek [m³/s]	8,0	13,4	15,2

Durch die Kombination der drei Meldestufen wird eine Gesamtmeldestufe (Tab. 30) abgeleitet.

Tab. 30: Gesamtmeldestufen und daraus resultierende Maßnahmen für den Bereich der Modellregion Dove-Elbe.

Gesamtmeldestufe	Maßnahme
Gelb	Vorwarnung
Orange	Erhöhte Bereitschaft
Rot	Durchführung von Maßnahmen in Abhängigkeit des Vorhersagezeitraums

Das entwickelte Konzept wurde anhand des Hochwasserereignisses vom 05.01.2018 auf seine Eignung für die praktische Anwendung überprüft.

Abb. 164 zeigt die Ganglinien der Pegel während des Hochwasserereignisses und die Zeitpunkte, zu denen Warnstufen überschritten wurden. Bereits am 31.12.2017 um 0:00 Uhr konnte aus dem ICON-EU-Modell die Überschreitung der 1. Meldestufe für die Niederschläge mit einer Dauerstufe von 96 Stunden abgeleitet werden. Mit dem nächsten Modelllauf wurde diese Vorhersage nicht bestätigt. Am Morgen des 01.01.2018 erreicht die Abflussvorhersage für den Pegel Reinbek die erste Meldestufe. Am Abend des 01.01.2018 erfolgt die Vorhersage eines stark erhöhten Tnw, was die Gesamtmeldestufe auf Orange setzt. Am Morgen des 02.01.2018 überschreitet die Niederschlagsvorhersage erneut die 1. Meldestufe und setzt zwischenzeitlich die Gesamtmeldestufe auf Rot. In der Nacht vom 02.

zum 03.01.2018 werden die zweite und drei Stunden später die dritte Meldestufe der Niederschlagsvorhersage erreicht. Im weiteren Verlauf verschärft sich die Hochwassersituation, es kommt zu sehr hohen Abflüssen am Pegel Reinbek, die über das Deichsiel Tatenberg nicht hinreichend abgeführt werden können. Somit steigt auch der Wasserstand in der Unteren Dove-Elbe weiter an. Erst die Umstellung des Betriebes des Deichsiels auf manuelle Steuerung am 05.01.2018 führt zu einer deutlichen Absenkung des Wasserstands.

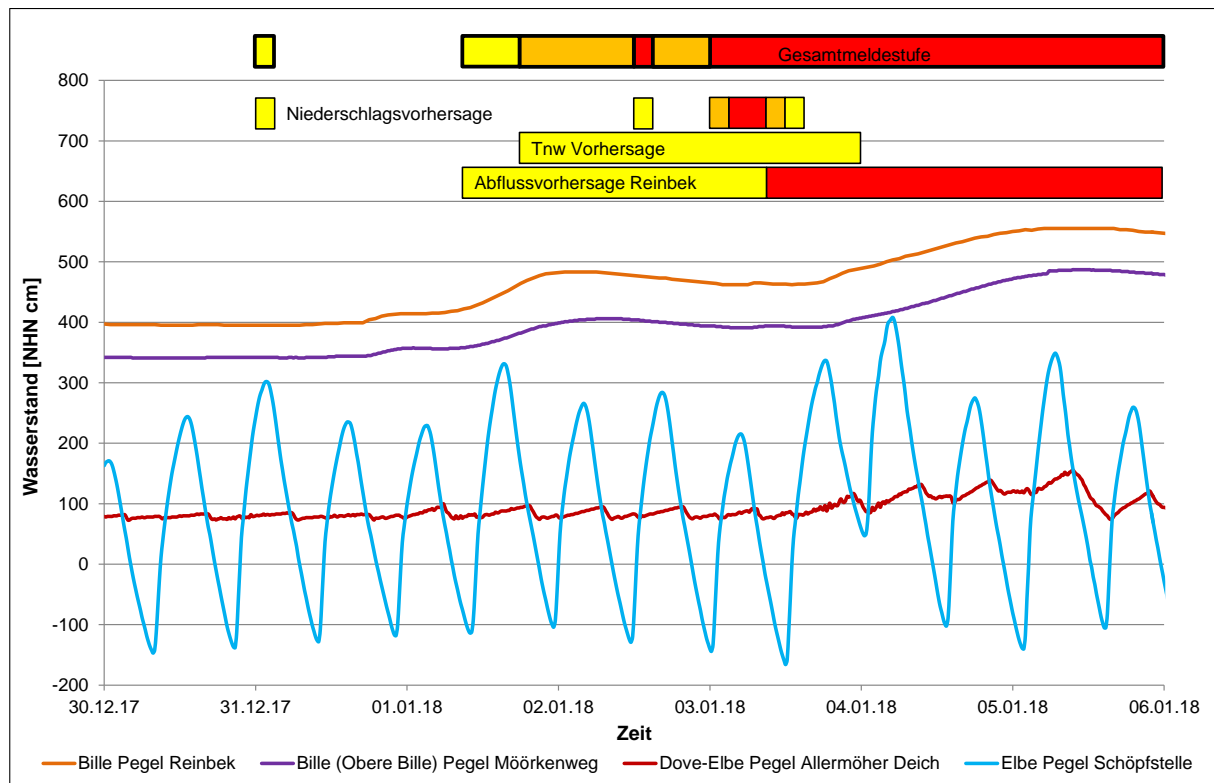


Abb. 164: Auslösen der festgelegten Meldestufen vor und während des Hochwasserereignisses am 05.01.2018.

Die durchgeführte Überprüfung zeigt, dass eine sinnvolle Kombination von Messungen und Vorhersagen ein frühzeitiges Erkennen von möglichen Hochwasserereignissen ermöglicht. Die während des Ereignisses gemessenen Daten entsprechen im Wesentlichen den Vorhersagen, auch denen aus den mittelfristigen Vorhersagen. Dieses Verfahren wird weiter verfolgt und an weiteren Ereignissen validiert.

8 Wandel und Anpassung in den Modellregionen (AP 5, LSBG und AP 2.5, TUHH)

Dieter Ackermann, Fred Hesser, Heiko Westphal, Friederike Fischer, Sandra Hellmers, Gabriele Gönnert, Peter Fröhle

Ein wichtiger Gesichtspunkt in Stuck ist die Optimierung des Hochwassermanagements auch unter dem Aspekt der zukünftigen Entwicklung der Modellregionen. Im Folgenden wird für die vorgestellten Maßnahmen deren Wirksamkeit im Hinblick auf zukünftige Entwicklungen dargelegt. Dabei werden die Faktoren Klimawandel und dessen Folgen sowie der Entwicklung der Flächennutzung (Versiegelung) berücksichtigt.

Die zukünftige Entwicklung wird auf das Jahr 2035 projiziert. Über diesen Zeitpunkt hinaus lässt sich für die Bevölkerungsentwicklung und die damit verknüpfte Flächennutzung in einer Metropole wie der Freien und Hansestadt Hamburg keine hinreichend zuverlässige Abschätzung machen. Somit wird auch der Zeithorizont für die Entwicklung der Niederschläge und des Meeresspiegelanstiegs auf dieses Jahr begrenzt.

Die Flächennutzung hat Auswirkung auf den Versiegelungsgrad und damit auf den Abfluss. Zur Abschätzung der zukünftigen Entwicklung werden zunächst bereits bekannte Planungen (z. B. Bebauungspläne, Großvorhaben im Straßenbau) in das N-A-Modell integriert. Darüber hinaus werden durch das HWWI aus der abgeschätzten Bevölkerungsentwicklung mittels eines Regressionsverfahrens die Versiegelungsgrade für das Jahr 2035 abgeleitet (s. Kap. 9.1.1).

Das ausgewiesene ÜSG Kollau basiert auf der Modellierung mit einer Datengrundlage von 2003. Im ersten Schritt wird die im N-A-Modell hinterlegte Flächennutzung auf den Stand 2015 als IST-Zustand aktualisiert. Das auf dieser Grundlage berechnete HQ_{100} entspricht somit nicht zwangsläufig dem Bemessungshochwasser des ÜSG. Das N-A-Modell der Dove-Elbe wird im Rahmen des Projektes erstellt und bildet ebenfalls die Flächennutzung von 2015 ab. Im zweiten Schritt wird die vom HWWI für die beiden Modellregionen jeweils prognostizierte Zunahme der Flächenversiegelung bis 2035 angesetzt.

Für die urbane Modellregion Kollau kann aufgrund der dort bestehenden Bebauungspläne (insbesondere die, die sich derzeit im Verfahren befinden) davon ausgegangen werden, dass die Zunahme der Flächenversiegelung deutlich zunimmt. Daher wird die aus der Umsetzung der Bebauungspläne resultierende Flächennutzung in das N-A-Modell integriert.

Im dritten Schritt wird der Versiegelungsgrad für ausgewiesene Flächennutzungen zusätzlich erhöht, falls das Regressionsverfahren des HWWI höhere Werte für das Jahr 2035 prognostiziert.

Für das Hochwassermanagement ist hinsichtlich des Klimawandels die Entwicklung von Niederschlagsextremen und für die Modellregion Dove-Elbe zudem die Entwicklung der Tidewasserstände relevant.

Bezüglich der Niederschläge wird eine Zunahme der Intensität im Sommer (Kreienkamp et al., 2016) und eine Zunahme der Mengen im Herbst und Winter erwartet (Jacob et al., 2014). Im Projekt Stuck wird zur Berücksichtigung der Niederschlagsentwicklung der KOSTRA-Atlas (DWD, 2015) des DWD herangezogen. Es werden die Niederschlagsereignisse mit den unterschiedlichen Jährlichkeiten und Dauerstufen mit einem Aufschlag von 15 % versehen.

Bei der Entwicklung des globalen Meeresspiegels wird nach dem fünften Sachstandsbericht des IPCC (IPCC (2014) über alle Emissionsszenarien hinweg von einem Anstieg zwischen 28 und 98 cm bis 2100 ausgegangen. Regionalisierungen des Meeresspiegelanstiegs zeigen für den Holländischen Pegel IJmuiden und das Emissionsszenario RCP4.5 einen mittleren Anstieg von 20 cm bis 2035 bzw. 60 cm bis 2100 (Schrum et al., 2016). Dieser Wert liegt auch innerhalb des mittleren Bereichs von 40 bis 80 cm bis 2100 für die Deutsche Bucht, wie er von Gönnert et al. (2009) aus Literaturstudien ermittelt wurde. Im Rahmen der Festsetzung von Bemessungswasserständen für die Freie und Hansestadt Hamburg wird diese Literaturstudie seitens LSBG fortgeschrieben und fortlaufend ergänzt.

Im Projekt Stuck wird bis 2035 somit ein Anstieg von 20 cm in der Deutschen Bucht angenommen, der zu einer Erhöhung des Tideniedrigwassers am Tatenberger Siel von 15 cm führt (vgl. Seiffert & Hesser, 2014). Bei diesem Szenario handelt es sich um ein theoretisch mögliches, aber innerhalb der im IPCC festgelegten Spanne hohes Szenario, das bei den Szenarienberechnungen sichtbare Veränderungen zeigt. Die Freie und Hansestadt Hamburg geht derzeit nicht davon aus, dass dieses Szenario in dieser beschleunigten Intensität eintreten wird.

8.1 Modellregion Kollau

In der Modellregion Kollau werden mit dem N-A-Modell folgende Maßnahmen unter den gleichen Lastfällen wie in Kap. 7.1 gerechnet:

- Umgestaltung von 22 Speicherelementen (HRB und Anlagen von Hamburg Wasser) zu Trockenbecken mit angepasster Drossel
- Operationelle HRB Steuerung Steinwiesenweg
- DRWBM
- DRWBM und operationelle HRB Steuerung Steinwiesenweg

8.1.1 Auswirkungen des Wandels

Zunächst wird untersucht, wie sich die zukünftige Entwicklung in der Modellregion auf die Abflüsse auswirkt, wenn keine weiteren Maßnahmen des Hochwassermanagements ergriffen werden.

Für das Szenario ‚Niederschlag 2035‘ wird entsprechend der Festlegung für die Modellregion Kollau ein Zuschlag von 15 % auf den Niederschlag angesetzt. Für das Szenario ‚Flächennutzung 2035‘ erhöht sich unter den festgelegten Ansätzen der Anteil an versiegelten Flächen in der bereits stark versiegelten Modellregion der Kollau um 2,5 %. Im Folgenden wird die Vorgehensweise zur Ermittlung der Versiegelungszunahme erläutert.

Übersicht geänderter Parameter (im Vergleich zum IST-Zustand):

- Umsetzung der Veränderung der Landnutzung entsprechend aktueller Bauleitpläne
- Veränderung der Versiegelungsgrade entsprechend der Ausarbeitungen des Projektpartners HWWI

Für die Szenarien der Flächennutzung werden umgesetzte und geplante Bauleitpläne von der TUHH ausgewertet. Die Bauleitplan-Informationen werden vom LSBG zusammengestellt. Die Ergebnisse der Anteile der Landnutzungen für die Modellregion Kollau sind in den Diagrammen Abb. 165, Abb. 166 und Abb. 167 dargestellt. Von 2003 bis 2015 haben sich

insbesondere die Flächen der Erholung vergrößert und die Flächen der Waldnutzung verkleinert. Von 2015 bis 2035 haben sich im Weiteren die Flächen der Verkehrsflächen geringfügig verkleinert und die Flächen für Wohnzwecke geringfügig vergrößert.

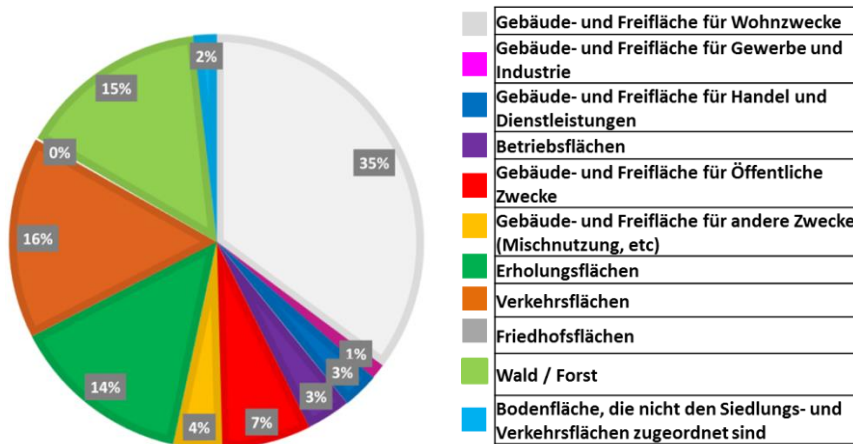


Abb. 165: Verteilung der Flächennutzung 2003 (IST-Zustand des Modells).

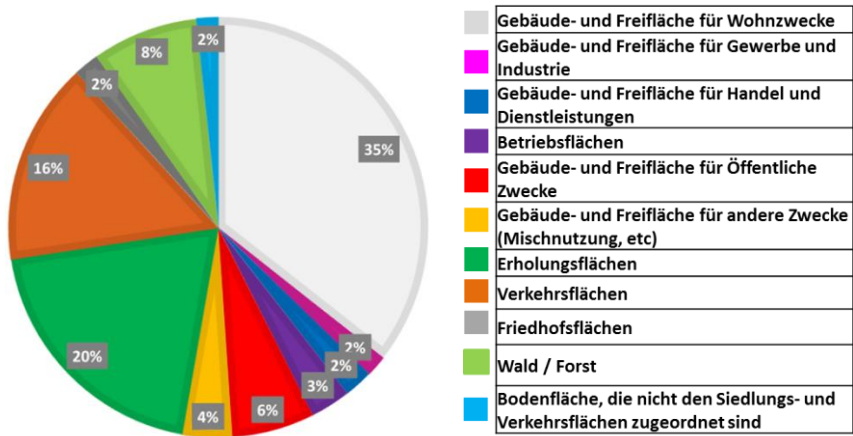


Abb. 166: Verteilung der Flächennutzung 2015.

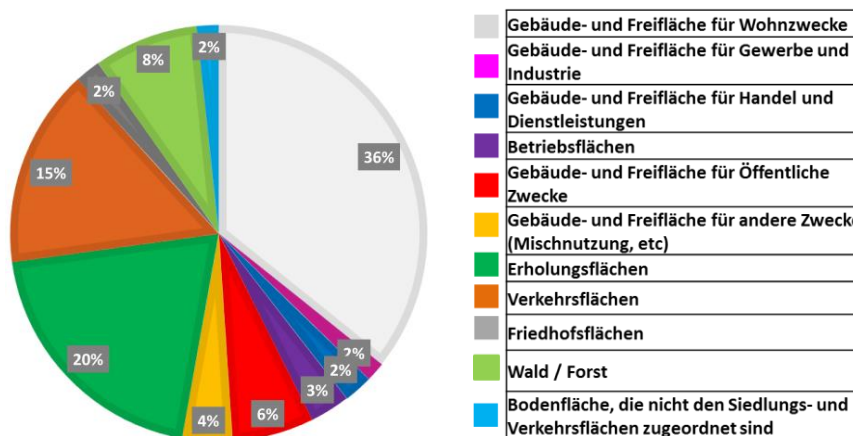


Abb. 167: Verteilung der Flächennutzung 2035.

Die Verortung der veränderten Landnutzungen ist in Abb. 168 und Abb. 169 dargestellt. Für das Szenario 2015 sind insbesondere im südlichen Bereich der Mühlenau Veränderungen ersichtlich. Für das Szenario von 2015 bis 2035 sind der Bau des Autobahndeckels Stellingen und noch einige andere Bereiche relevant.

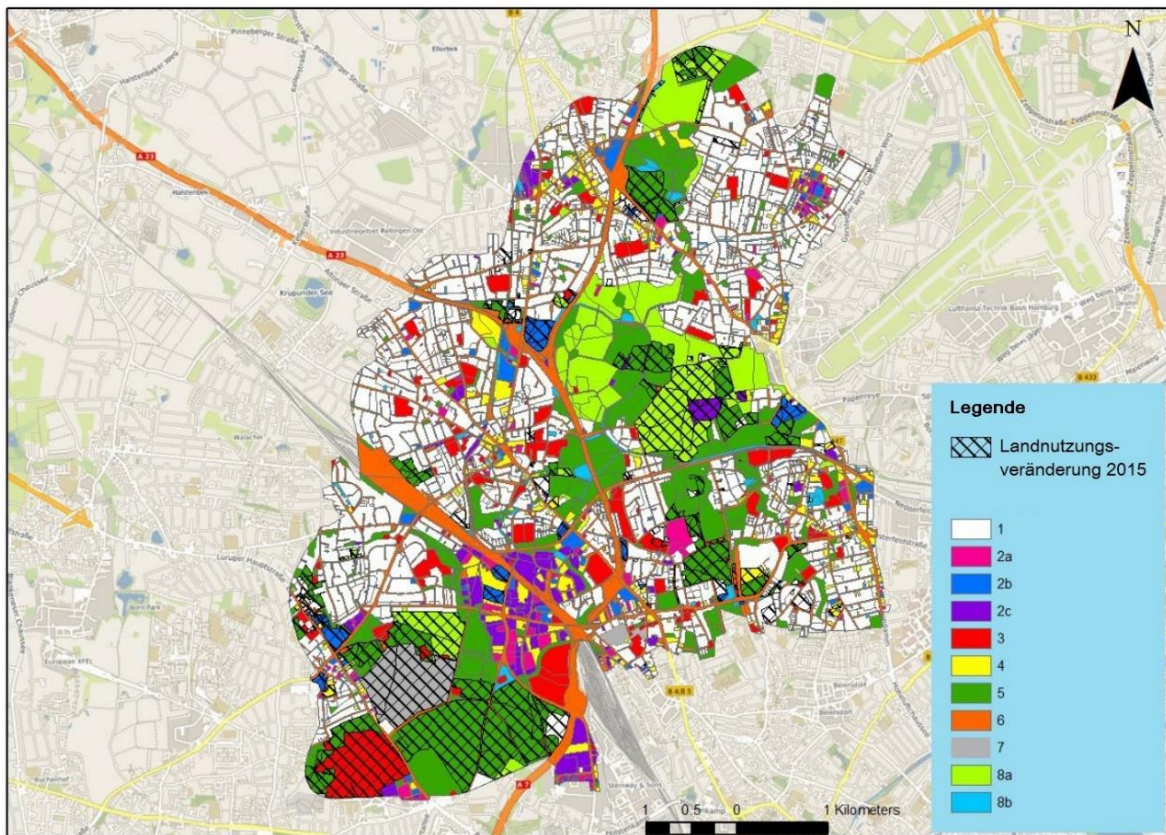


Abb. 168: Änderung der Landnutzung von 2003 zu 2015. Die farblich untersetzten Flächennutzungen sind in Abb. 165 erläutert.

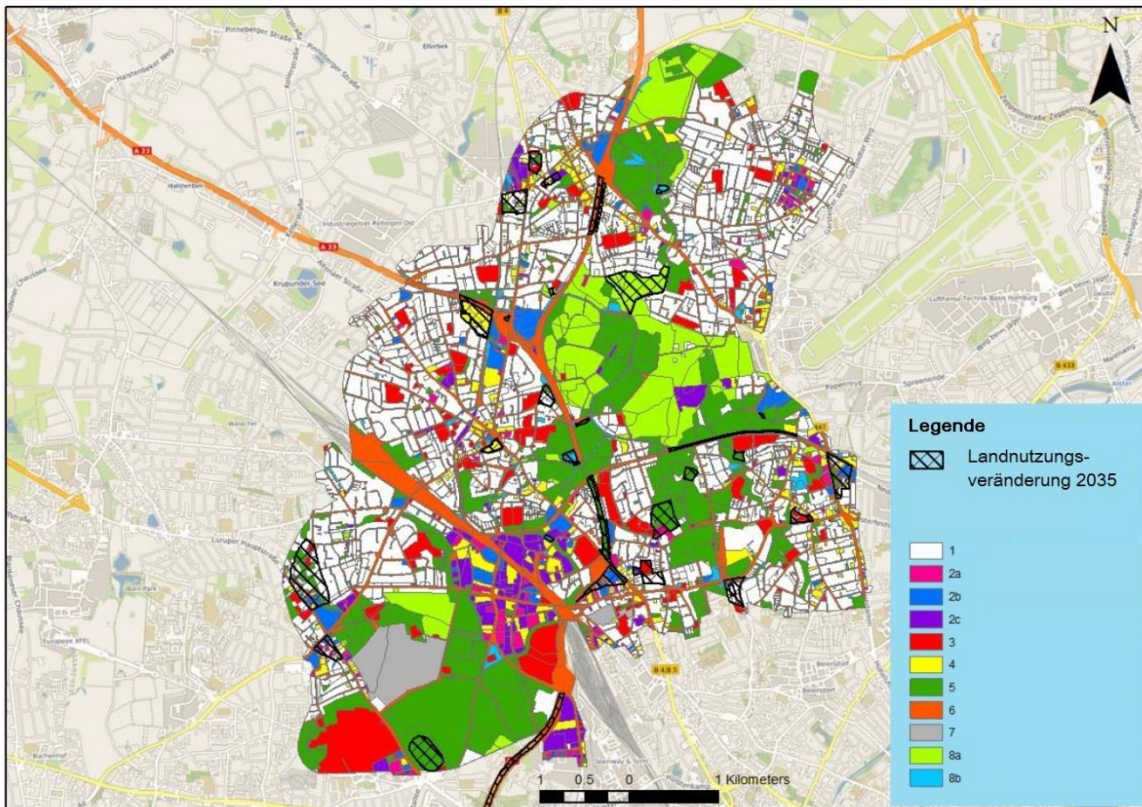


Abb. 169: Änderung der Landnutzung von 2015 zu 2035. Die farblich unteretzten Flächennutzungen sind in Abb. 165 erläutert.

Im Weiteren wurde vom Projektpartner HWWI eine Abschätzung der Veränderung der Flächenanteile versiegelter Flächen von 2003 bis 2035 vorgenommen. Pro Landnutzungs-kategorie wird hier die Veränderung des Versiegelungsgrades in das Modell übernommen (s. Tab. 31).

Tab. 31: Veränderung der Anteile der versiegelten Flächen von 2003 bis 2035

Landnutzungskategorien	Δ Anteil der versiegelten Flächen bis 2035 [%]
GuF-Wohn (Gebäude- und Freifläche für Wohnzwecke)	1,03
GuF_Gul (Gebäude- und Freifläche für Gewerbe und Industrie)	1,03
GuF_HuDL (Gebäude- und Freifläche für Handel und Dienstleistungen)	1,03
Betrieb (Betriebsflächen)	2,21
GuF_Öff (Gebäude- und Freifläche für Öffentliche Zwecke)	1,03
GuF_and (Gebäude- und Freifläche für andere Zwecke (Mischnutzung, etc))	1,03
Erhol (Erholungsflächen)	1,22
Verk (Verkehrsflächen)	0,99
Fried (Friedhofsflächen)	0,63
nSuV (Bodenfläche, die nicht den Siedlungs- und Verkehrsflächen zugeordnet sind)	1,02
nSuV (Bodenfläche, die nicht den Siedlungs- und Verkehrsflächen zugeordnet sind)	1,03

Tab. 32: Ergebnisvergleich am Knoten Niendorfer Straße (max. Abfluss) für den IST-Zustand und dem Szenario ‚Flächennutzung 2035‘.

	Lastfall 2002 18./19.07. [m³/s]	HQ ₁₀₀ [m³/s]	Lastfall 2007 26./27.06. [m³/s]	T ₁₀₀ D60 [m³/s]	T ₃₀ D60 [m³/s]	T ₅ D60 [m³/s]
IST-Zustand	4,3	8,1	3,9	5,7	4,5	2,9
Flächennutzung 2035	4,4	8,3	4,0	5,8	4,6	2,9
Niederschlag 2035	5,2	9,9	3,9	7,1	5,3	3,3
Flächennutzung 2035 und Niederschlag 2035	5,5	10,4	6,1	7,3	5,4	3,3

Die Abflusskurve für das Szenario ‚Flächennutzung 2035‘ im Vergleich zum IST-Zustand (Juli 2002) ist in Abb. 170 dargestellt.

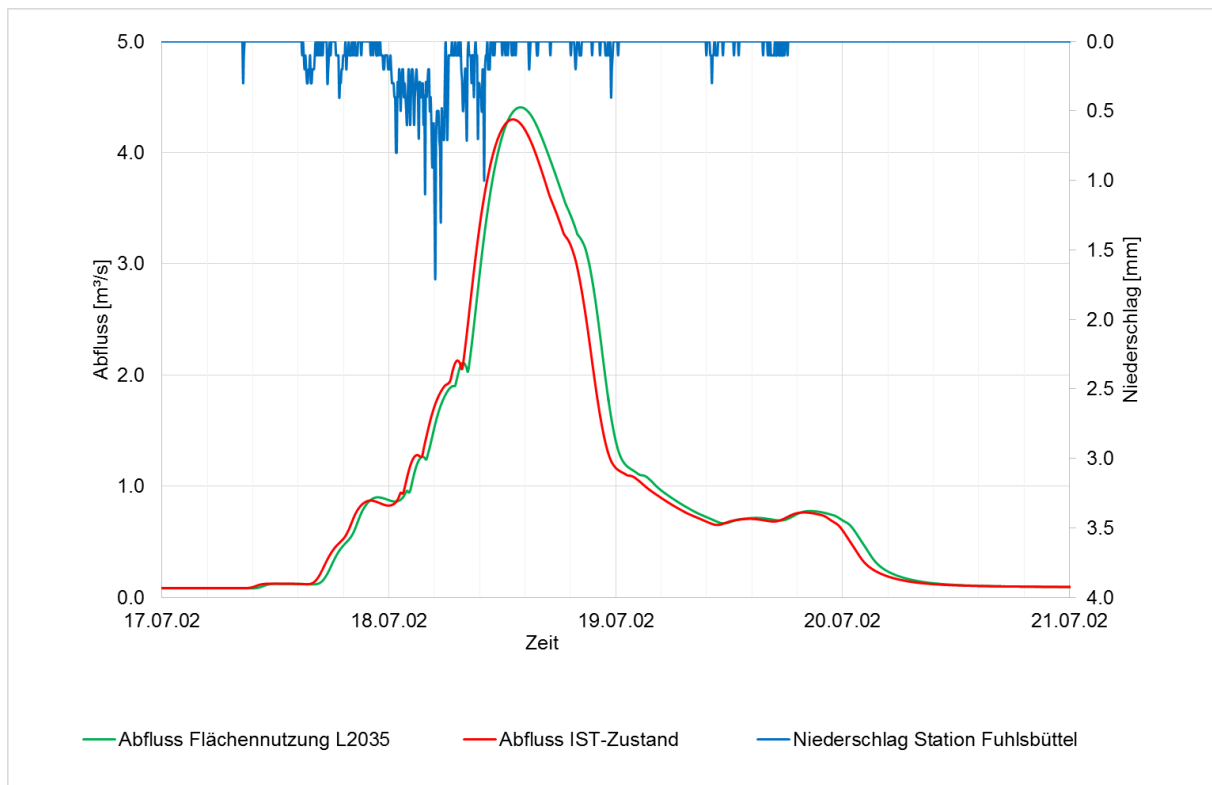


Abb. 170: Berechnete Abflüsse der Kollau am Pegel Niendorfer Straße für das Hochwasserereignis 18.07.2002 und daraus abgeleitete Abflüsse unter Berücksichtigung der Randbedingungen des Szenarios ‚Flächennutzung 2035‘.

Die Aufbereitung der Landnutzungsdaten erfolgte an der TUHH durch die Zusammenarbeit zwischen der wissenschaftlichen Mitarbeiterin und einer Studentin im Rahmen einer Projektarbeit. Die Vorgehensweise kann in der Arbeit nachvollzogen werden (Regmi, 2017).

Abb. 171 zeigt dies anhand von Berechnungen für den Pegel Niendorfer Straße auf der Grundlage des bisher höchsten Hochwasserereignisses vom Juli 2002 als Referenzereignis.

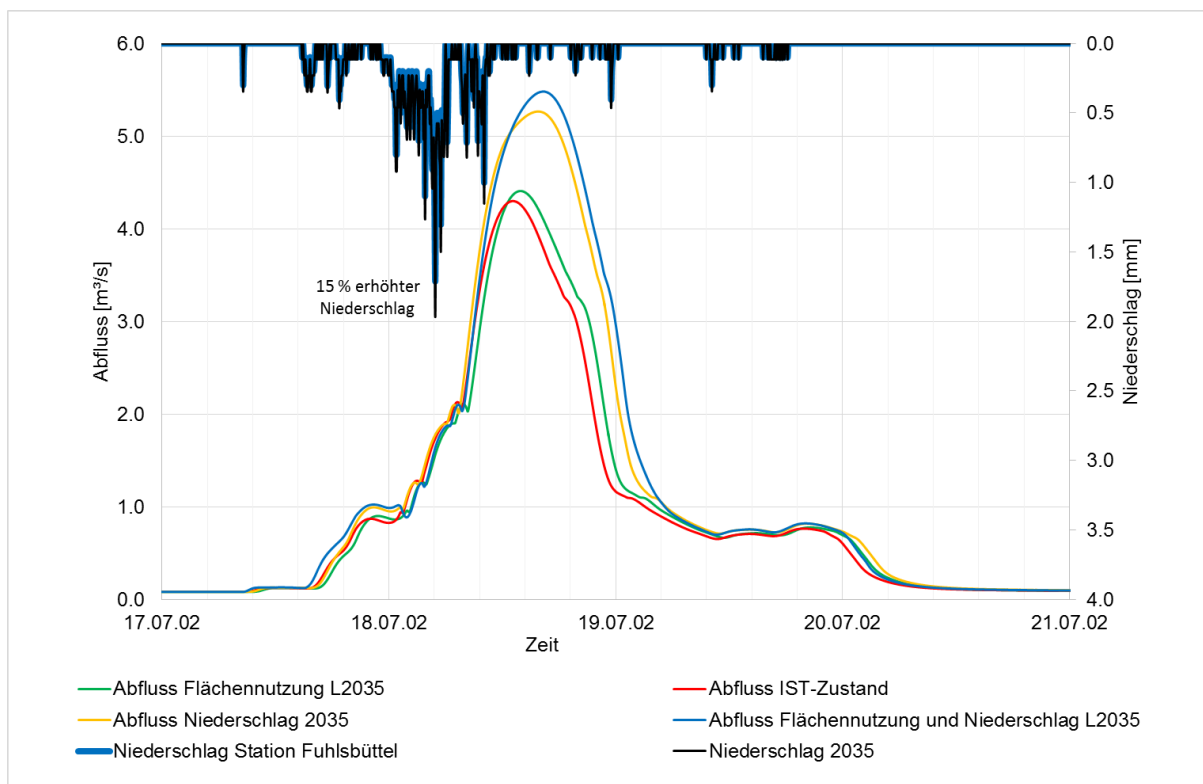


Abb. 171: Berechnete Abflüsse der Kollau am Pegel Niendorfer Straße für das Hochwasserereignis 18.07.2002 und daraus abgeleitete Abflüsse unter Berücksichtigung der Randbedingungen der Szenarien ‚Flächennutzung 2035‘ und ‚Niederschlag 2035‘.

Der mit 2,5 % verhältnismäßig geringfügig erhöhte Versiegelungsgrad führt auch nur zu einer geringen Erhöhung des Scheitelabflusses. Das Szenario ‚Niederschlag 2035‘ mit erhöhtem Niederschlag erzeugt dagegen mit einer Erhöhung des Abflussscheitels um 22 % einen deutlichen Effekt. Dieser wird bei Hinzunahme des erhöhten Versiegelungsgrades weiter auf 28 % erhöht.

In Tab. 33 sind die Ergebnisse für den Lastfall HQ_{100} dargestellt. Auch hier nimmt der Einfluss der Flächennutzung unter erhöhtem Niederschlag deutlich zu.

Tab. 33: Entwicklung des HQ_{100} der Kollau am Pegel Niendorfer Straße im IST-Zustand sowie unter den Randbedingungen ‚Flächennutzung 2035‘ und/oder ‚Niederschlag 2035‘.

Hochwasserereignis	IST-Zustand [m³/s]	Flächennutzung 2035 [m³/s]	Niederschlag 2035 [m³/s]	Niederschlag 2035 und Flächennutzung 2035 [m³/s]
HQ_{100}	8,1	8,3	9,9	10,4

8.1.2 Umgestaltung von 22 Speicherelementen zu Trockenbecken

Im Folgenden wird die Wirkung der Maßnahme ‚Umgestaltung von 22 Speicherelemente zu Trockenbecken‘ als eine Möglichkeit, den erhöhten Abflüssen aufgrund der zukünftigen Entwicklung zu begegnen, dargestellt.

Die Maßnahme wird mit den Randbedingungen der Szenarien für den Lastfall HQ₁₀₀ berechnet. Hierzu werden die 22 Speicherelemente im EZG Kollau (vgl. Abb. 87) zu Trockenbecken im Nebenschluss umgestaltet. Zur optimalen Ausnutzung des Stauraums der Becken wird der Abfluss aus den HRB individuell mit einem Faktor zwischen 0,03 und 0,77 reduziert.

Diese Maßnahme zeigt sich als sehr wirksam. Die Berechnungen dieser Maßnahme im N-A-Modell unter den Randbedingungen ‚Flächennutzung 2035‘ und ‚Niederschlag 2035‘ ergeben eine Reduzierung des HQ₁₀₀ am Pegel Niendorfer Straße auf 8,8 m³/s gegenüber 10,4 m³/s ohne Anwendung der Maßnahme. Für eine vollständige Kompensation des Wandels ist diese Maßnahme jedoch nicht ausreichend.

Tab. 34: Ergebnisvergleich am Knoten Niendorfer Straße (max. Abfluss) für den IST-Zustand und die Maßnahme ‚Umgestaltung der Speicherelemente zu Trockenbecken‘ unter Berücksichtigung der Randbedingungen der Szenarien ‚Flächennutzung 2035‘ und ‚Niederschlag 2035‘.

	Lastfall 2002 18./19.07. [m³/s]	HQ₁₀₀ [m³/s]	Lastfall 2007 26./27.06. [m³/s]	T₁₀₀ D60 [m³/s]	T₃₀ D60 [m³/s]	T₅ D60 [m³/s]
IST-Zustand	4,3	8,1	3,9	5,7	4,5	2,9
Flächennutzung 2035 und Niederschlag 2035	5,5	10,4	6,1	7,3	5,4	3,3
2035 und Maßnahme	4,7	8,8	5,6	5,8	4,1	2,6

Die Darstellung der Ausdehnung von überschwemmten Flächen wird mit einem hydrodynamischen 2D-Modell berechnet. Abb. 172 zeigt diese für den Lastfall HQ₁₀₀ der unterschiedlichen Szenarien IST-Zustand und Zustand im Jahr 2035 unter Berücksichtigung der Entwicklung von Bodenversiegelung und Klima ohne die Umsetzung von Hochwasserschutzmaßnahmen, sowie mit der Umgestaltung aller HRB mit Dauerstau zu Trockenbecken. Es wird sichtbar, dass durch die Umgestaltung die Ausdehnung der überschwemmten Flächen deutlich verringert wird.

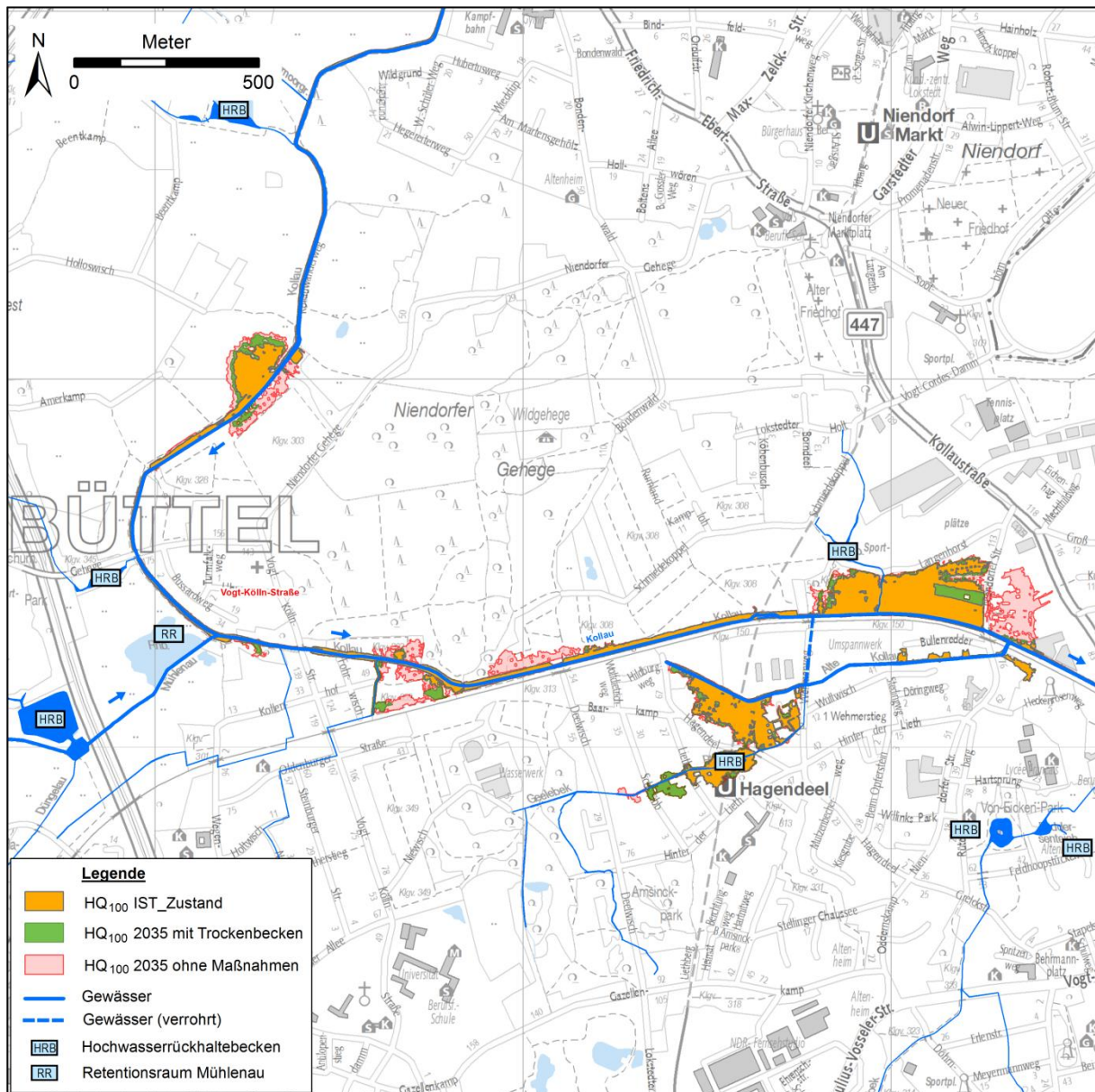


Abb. 172: Räumliche Ausdehnung des HQ₁₀₀ im IST-Zustand, bei Ansatz des Szenarien ‚Niederschlag 2035‘ und ‚Flächennutzung 2035‘ und bei Umsetzung der Maßnahme ‚Umgestaltung von 22 Speicherelementen zu Trockenbecken‘.

Die Absenkung des Scheitelwasserstands durch die Maßnahme ‚Umgestaltung von 22 Speicherelementen zu Trockenbecken‘ für den Pegel Niendorfer Straße zeigt sich am Beispiel des Referenzereignisses vom Juli 2002 in Abb. 173.

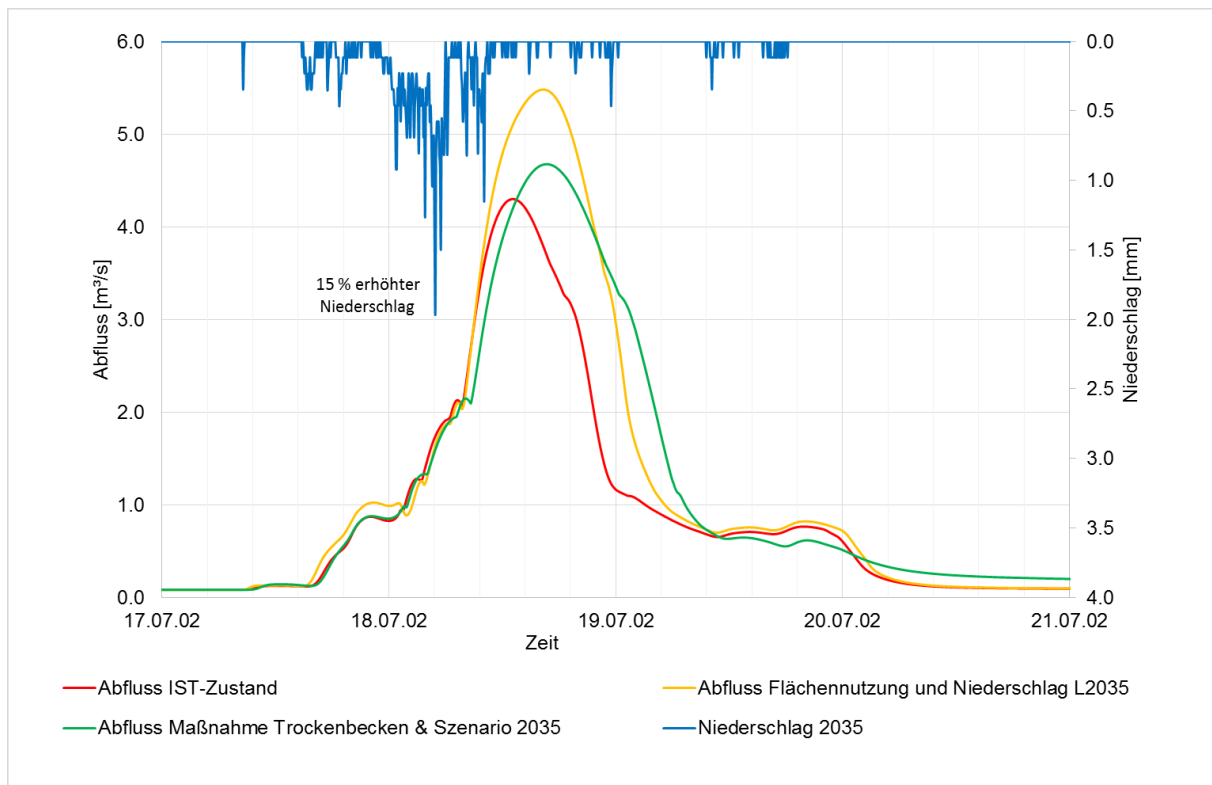


Abb. 173: Berechnete Abflüsse der Kollau am Pegel Niendorfer Straße für das Hochwasserereignis 18.07.2002 und daraus abgeleitete Abflüsse unter Berücksichtigung der Randbedingungen der Szenarien ‚Flächennutzung 2035‘ und ‚Niederschlag 2035‘ (orange) und der Maßnahme ‚Umgestaltung von 22 Speicherelementen zu Trockenbecken‘ (grün). Zum Vergleich ist der IST-Zustand dargestellt (rot).

8.1.3 Drosselanpassung am HRB Steinwiesenweg

Diese Maßnahme am HRB Steinwiesenweg wird analog zu Kap. 7.1.2, jedoch unter den Szenarien ‚Niederschlag 2035‘ und ‚Flächennutzung 2035‘ gerechnet. Abweichend zur Berechnung im IST-Zustand wird durch den erhöhten Abfluss eine Verbreiterung der Drossel von 40 cm auf 50 cm beim Referenzereignis Juli 2002 erforderlich. Für den Lastfall T_{100} erfolgt eine Anpassung der Drossel auf 84 cm, für T_{30} auf 55 cm und für T_5 auf 24 cm.

Tab. 35: Ergebnisvergleich am Pegel Niendorfer Straße (max. Abfluss) für die Maßnahme der angepassten Drossel im Auslass des HRB Steinwiesenweg unter Berücksichtigung der Randbedingungen der Szenarien ‚Flächennutzung 2035‘ und ‚Niederschlag 2035‘.

	Lastfall 2002 18./19.07. [m ³ /s]	HQ ₁₀₀ [m ³ /s]	Lastfall 2007 26./27.06. [m ³ /s]	T ₁₀₀ D60 [m ³ /s]	T ₃₀ D60 [m ³ /s]	T ₅ D60 [m ³ /s]
IST-Zustand	4,3	8,1	3,9	5,7	4,5	2,9
Flächennutzung 2035 und Niederschlag 2035	5,5	10,4	6,1	7,3	5,4	3,3
2035 und Maßnahme	5,4	10,2	5,7	7,2	5,3	3,2

8.1.4 Umgestaltung aller Flachdächer zu Gründächern

Diese Maßnahme für das EZG Kollau wird analog zu Kap.7.1.4, jedoch unter den Szenarien ‚Niederschlag 2035‘ und ‚Flächennutzung 2035‘ gerechnet. Die Ergebnisse für die einzelnen Lastfälle sind in Tab. 36 dargestellt.

Tab. 36: Ergebnisvergleich am Pegel Niendorfer Straße (max. Abfluss) für die Maßnahme der Regenwasserbewirtschaftung unter Berücksichtigung der Randbedingungen der Szenarien ‚Flächennutzung 2035‘ sowie ‚Niederschlag 2035‘ und dem IST-Zustand.

	Lastfall 2002 18./19.07. [m³/s]	HQ ₁₀₀ [m³/s]	Lastfall 2007 26./27.06. [m³/s]	T ₁₀₀ D60 [m³/s]	T ₃₀ D60 [m³/s]	T ₅ D60 [m³/s]
IST-Zustand	4,3	8,1	3,9	5,7	4,5	2,9
Flächennutzung 2035 und Niederschlag 2035	-	-	-	-	-	-
2035 und Maßnahme	5,3	9,9	6,0	6,6	4,8	2,8

Für kleinere Ereignisse und geringer Vorfeuchte ist die Wirksamkeit von Gründächern hoch. Bei höherer Vorfeuchte und größeren Ereignissen sind weitere Maßnahmen erforderlich (s. Kap. 8.1.5). Die Retentionswirkung der Gründächer ist durch einen langsameren Anstieg und eine Absenkung des Abflussscheitels gegenüber dem Zustand 2035 ohne Maßnahme ersichtlich (Abb. 174).

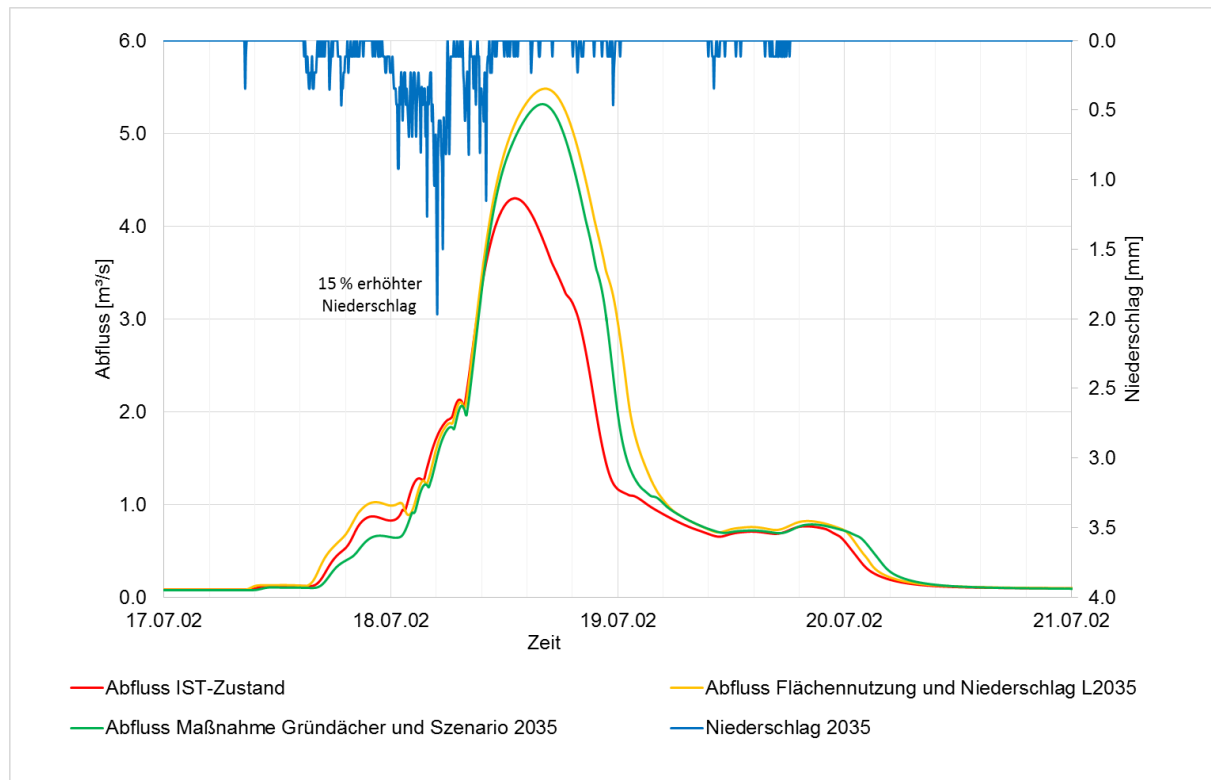


Abb. 174: Berechnete Abflüsse der Kollau am Pegel Niendorfer Straße für das Hochwasserereignis 18.07.2002 und daraus abgeleitete Abflüsse unter Berücksichtigung der Randbedingungen der Szenarien ‚Flächennutzung 2035‘ und ‚Niederschlag 2035‘ (orange) und der Maßnahme ‚Umgestaltung aller Flachdächer zu Gründächern‘ (grün). Zum Vergleich ist der IST-Zustand dargestellt (rot).

8.1.5 Umgestaltung aller Flachdächer zu Gründächern und Drosselanpassung am HRB Steinwiesenweg

Diese Maßnahme für das EZG Kollau wird analog zu Kap.7.1.4 und Kap. 7.1.2, jedoch unter den Szenarien ‚Niederschlag 2035‘ und ‚Flächennutzung 2035‘ gerechnet. Für die synthetischen Ereignisse nach KOSTRA (2010) wird eine Bodenanfängsfeuchte von 30 % oberhalb des Welkepunktes des jeweiligen Bodens angesetzt. Die Ergebnisse für die einzelnen Lastfälle sind in Tab. 37 dargestellt. Den größten zusätzlichen Effekt erzielt die Drosselanpassung für den Lastfall 2007, wohingegen beim 100-jährlichen Niederschlagsereignis kein Effekt sichtbar ist.

Tab. 37: Ergebnisvergleich am Pegel Niendorfer Straße (max. Abfluss) für die Maßnahme ‚Umgestaltung aller Flachdächer zu Gründächern‘ und ‚Drosselanpassung am HRB Steinwiesenweg‘ unter Berücksichtigung der Randbedingungen der Szenarien ‚Flächennutzung 2035‘ sowie ‚Niederschlag 2035‘ und dem IST-Zustand.

	Lastfall 2002 18./19.07. [m³/s]	HQ₁₀₀ [m³/s]	Lastfall 2007 26./27.06. [m³/s]	T₁₀₀ D60 [m³/s]	T₃₀ D60 [m³/s]	T₅ D60 [m³/s]
IST-Zustand	4,3	8,1	3,9	5,7	4,5	2,9
Flächennutzung 2035 und Niederschlag 2035	-	-	-	-	-	-
2035 und Maßnahmen	5,2	9,8	5,8	6,6	4,7	2,7

Die Wirkung der beiden Maßnahmen ist für den Lastfall 2002 und den Bedingungen von 2035 anhand der Ganglinien im Vergleich zum IST-Zustand und ohne Maßnahmen für die Bedingungen von 2035 in Abb. 175 dargestellt. Auch hier ist einen langsamerer Anstieg und eine Absenkung des Abflussscheitels gegenüber dem Zustand 2035 ohne Maßnahme ersichtlich.

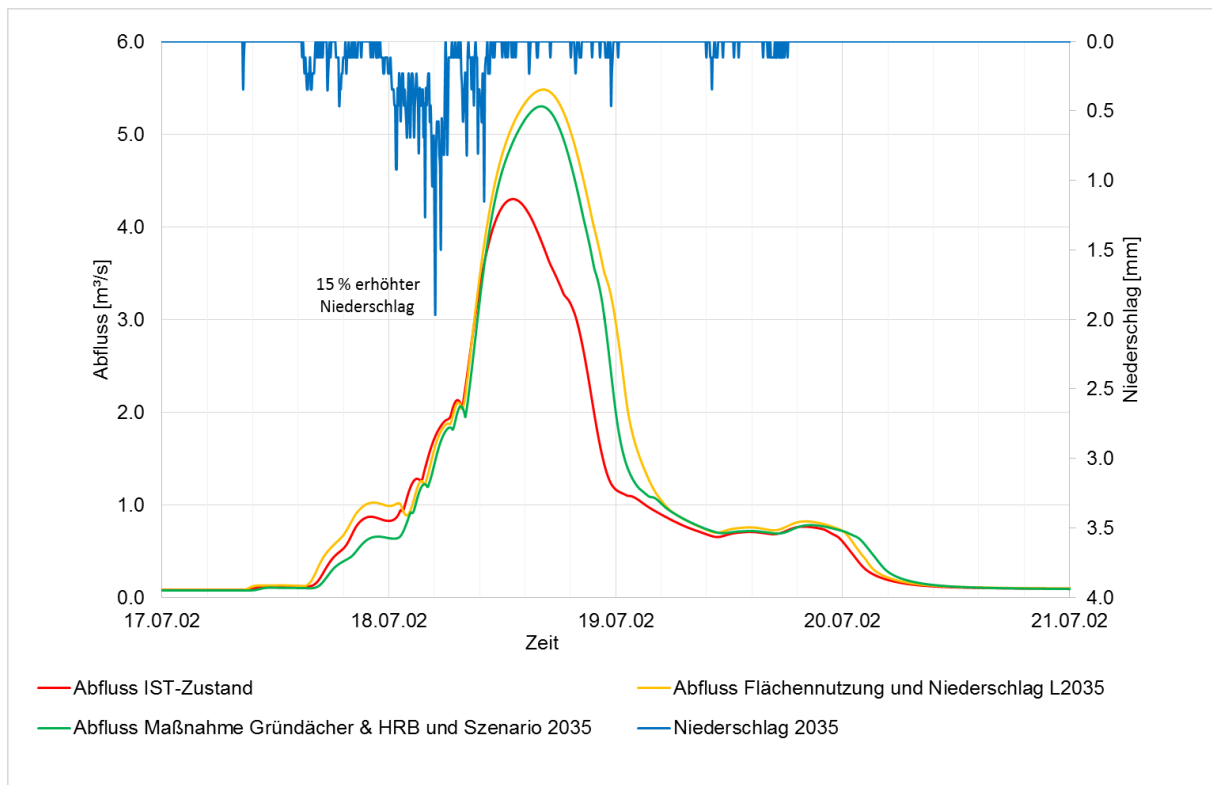


Abb. 175: Berechnete Abflüsse der Kollau am Pegel Niendorfer Straße für das Hochwasserereignis 18.07.2002 und daraus abgeleitete Abflüsse unter Berücksichtigung der Randbedingungen der Szenarien ‚Flächennutzung 2035‘ und ‚Niederschlag 2035‘ (orange) und den Maßnahmen ‚Umgestaltung aller Flachdächer zu Gründächern‘ sowie Drosselanpassung am HRB Steinwiesenweg‘ (grün). Zum Vergleich ist der IST-Zustand dargestellt (rot).

8.2 Modellregion Dove-Elbe

In der Modellregion Dove-Elbe werden mit dem N-A-Modell folgende Maßnahmen unter den gleichen Lastfällen wie in Kap. 7.2 gerechnet:

- Vorabsenkung durch Betriebsänderung des Deichsiels Tatenberg
- Maximale Absenkung und maximaler Einstau der Dove-Elbe
- Schaffung von Speichervolumen im Vorland
- Dezentrale Regenwasserbewirtschaftung Moorfleet

Tab. 38 gibt einen zusammenfassenden Überblick über die Maßnahmenvarianten und deren Wirksamkeit. Es zeigt sich, dass ohne die Umsetzung von Maßnahmen des Hochwassermanagements eine deutliche Erhöhung der Hochwasserscheitel in der Dove-Elbe zu erwarten ist. Dabei erweist sich die Maßnahme ‚Schaffung von Speichervolumen im Vorland‘ als die wirksamste Variante. Die Maßnahme ‚Vorabsenkung durch Betriebsänderung eines Deichsiels‘ ist im IST-Zustand wirkungsvoller, bei Betrachtung der zukünftigen Entwicklung mit einer verkürzten Sielzugdauer und erhöhten Abflüssen verliert diese jedoch an Wirksamkeit. Der kritische Wasserstand in der Dove-Elbe von NHN +140 cm wird beim Szenario ‚Meeresspiegelanstieg 2035‘ durch die Schaffung von Speichervolumen unterschritten, bei den weiteren untersuchten Szenarien jedoch bei beiden Maßnahmen überschritten.

Für die Simulationen der Dezentralen Regenwasserbewirtschaftung im urbanen Schöpfwerksgebiet Moorfleet wird der Lastfall des Starkregenereignisses am 01.08.2002 untersucht.

Tab. 38: Übersicht über die Hochwassermanagement-Maßnahmen und Szenarien, die in der Modellregion Dove-Elbe untersucht wurden und Angabe der berechneten maximalen Wasserstände am Pegel Allermöhe, im Vergleich zur Modellierung des IST-Zustands für das Hochwasserereignis 06./07.02.2011 und im Moorfleeter Schöpfwerksgebiet für das Starkregenereignis 01.08.2002.

Hochwassermanagement	Berechneter maximaler Wasserstand am Dove-Elbe Pegel Allermöher Deich [NHN cm]			
	IST-Zustand	Meeresspiegelanstieg 2035	Niederschlag 2035	Niederschlag und Meeresspiegelanstieg 2035
Keine Maßnahme	142	146	151	156
Vorabsenkung durch Betriebsänderung des Deichsiels Tatenberg	130	-	144	151
Schaffung von Speichervolumen im Vorland	134	137	143	148
Berechneter maximaler Wasserstand im Moorfleeter Schöpfwerksgebiet [NHN cm]				
Keine Maßnahme	-30	-	-13	-
Regenwasserbewirtschaftung Moorfleet (lokale Änderung im Moorfleeter Schlauchgraben)	-62	-	-49	-

8.2.1 Auswirkungen des Wandels

In der Modellregion Dove-Elbe werden Maßnahmen des Hochwassermanagements auf ihre Wirksamkeit unter den Randbedingungen der Szenarien ‚Niederschlag 2035‘ und ‚Meeresspiegelanstieg 2035‘ durch Berechnungen mit einem N-A-Modell untersucht. Das Szenario ‚Flächennutzung 2035‘ verändert die Abflüsse in der Modellregion begrenzt. Eine Zunahme der Flächenversiegelung in dem zu erwartenden Ausmaß führt zu höherem Oberflächenabfluss, dieser gelangt jedoch aufgrund kurzer Fließwege bereits vor dem Eintritt des Hochwasserscheitels in die Dove-Elbe. Eine weitere Betrachtung des Szenarios ‚Flächennutzung 2035‘ ist daher entbehrlich.

Für das Szenario ‚Niederschlag 2035‘ wird auch für die Modellregion Dove-Elbe ein Zuschlag von 15 % auf den Niederschlag angesetzt. Für den Hauptzufluss Bille wird unter Berücksichtigung des Abflussverhaltens pauschal ein Zuschlag von 10 % auf den Abfluss am Pegel Reinbek angesetzt. Die Abflüsse an diesem Pegel gehen direkt als Zufluss in das N-A-Modell ein.

Im Szenario ‚Meeresspiegelanstieg 2035‘ wird eine Auswirkung des Meeresspiegelanstiegs auf das MTnw in der Elbe am Pegel Schöpfstelle um +15 cm angenommen. Das Szenario ‚Niederschlag 2035 und Meeresspiegelanstieg 2035‘ kombiniert die angesetzten Randbedingungen.

Zunächst wird dargestellt, wie sich die zukünftige Entwicklung in der Modellregion auf die Abflüsse auswirkt, wenn keine weiteren Maßnahmen des Hochwassermanagements ergriffen werden. Dies erfolgt auf der Grundlage des Hochwasserereignisses vom 06./07.02.2011. Die Ergebnisse sind in Tab. 38 (Keine Maßnahme) dargestellt.

Der Regelwasserstand in der Dove-Elbe ist mit NHN +90 cm gegenüber dem MTnw von NHN -149 cm relativ hoch, daher wird die Binnenentwässerung durch das erhöhte MTnw beim Szenario ‚Meeresspiegelanstieg 2035‘ nicht entscheidend beeinflusst. Durch die erhöhten Tnw wird die Sielzugdauer am Deichsiel Tatenberg zwar verkürzt, im automatischen Betrieb hat dies nur geringe Auswirkungen. Höhere Tnw können die Binnenentwässerung sogar begünstigen. Dies ist in der schrittweisen Schließung der Hubschütze bis zu einer Wasserstandsdifferenz zwischen Binnen und Außen von 160 cm begründet, die die Entwässerung bei niedrigen Tnw einschränkt. (Abb. 17). Die Auswirkungen auf den Wasserstand am Pegel Allermöher Deich sind daher nur gering.

Grundsätzlich erhöht sich bei diesem Szenario das Risiko einer Sperrtide, da ein kleinerer Windstau als bisher ausreicht, eine Sperrtide zu erzeugen. In einem ersten Ansatz wird daher geklärt, wie die Häufigkeit von Sperrtiden in Folge eines um 20 cm höheren Meeresspiegels zunimmt. Es wird davon ausgegangen, dass am Pegel Schöpfstelle das MTnw weniger stark ansteigt als der Meeresspiegel, wie es in Hein, Mai & Barjenbruch (2014) und Seiffert et al. (2014) beschrieben wird. Es wird daher ein Anstieg des MTnw um ca. 15 cm angenommen.

Wie sich diese Anhebung des MThw auf die Häufigkeit von Sperrtiden und Tnw-Ketten auswirkt, ist in Tab. 39 dargestellt. Demnach würde sich die Anzahl der Tnw-Ereignisse mit einer Höhe über dem Regelwasserstand von NHN +90 cm in der Dove-Elbe von 25 auf 31 innerhalb der betrachteten 17 Jahre erhöhen. Zudem hätte eine 2-fache Tnw-Kette dreimal statt zweimal stattgefunden.

Tab. 39: Anzahl der Tnw-Ereignisse (n) am Pegel Schöpfstelle, die die jeweils genannten Höhenstufen innerhalb der hydrologischen Jahre 1990 bis 2016 überschritten haben. Sowohl bei der Höhenstufe, als auch bei der Folgenzahl findet eine Mehrfachnennung der Ereignisse statt. Die Anzahl der Überschreitungen des Regelwasserstands der Dove-Elbe von NHN +90 cm ist hervorgehoben.

n	Anzahl der Überschreitung der jeweiligen Tnw von 1990 bis 2016																	
[cm]	40	50	60	70	80	90	100	110	120	130	140	150	160	170	180	190	200	210
1	60	44	36	32	30	25	23	21	18	14	12	9	6	4	4	3	1	1
2	8	5	4	3	3	2	2	2	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0
3	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
n	Anzahl der Überschreitung der jeweiligen Tnw von 1990 bis 2016 bei 15 cm Erhöhung																	
[cm]	40	50	60	70	80	90	100	110	120	130	140	150	160	170	180	190	200	210
1	96	73	49	38	35	31	28	24	22	18	15	13	11	8	4	4	3	1
2	23	12	7	4	3	3	2	2	2	1	1	1	1	0	0	0	0	0
3	7	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
4	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
5	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Zur besseren Differenzierung des Einflusses der Entwicklung der Niederschläge und des Meeresspiegelanstiegs in der Modellregion Dove-Elbe wird der Klimawandel in die Szenarien ‚Niederschlag 2035‘ und ‚Meeresspiegelanstieg 2035‘ unterteilt. Darüber hinaus wird die Kombination der beiden Szenarien untersucht.

Eine Zunahme der Niederschläge (Szenario ‚Niederschlag 2035‘) mit den damit verbundenen höheren Abflüssen führt bei dem berechneten Hochwasserereignis zu einer Erhöhung des Hochwasserscheitels in der Dove-Elbe am Pegel Allermöher Deich um 9 cm (Abb. 176). Ein Vergleich der Auslastung des Deichsiels Tatenberg durch die Zuflüsse aus der Bille verdeutlicht deren Bedeutung. Bei dem zugrunde gelegten Hochwasserereignis erhöht sich der Anteil des Zuflusses aus der Bille am durchschnittlichen Abflussvolumen während einer Tide (ca. 1 Mio. m³) von 81 % auf 89 %.

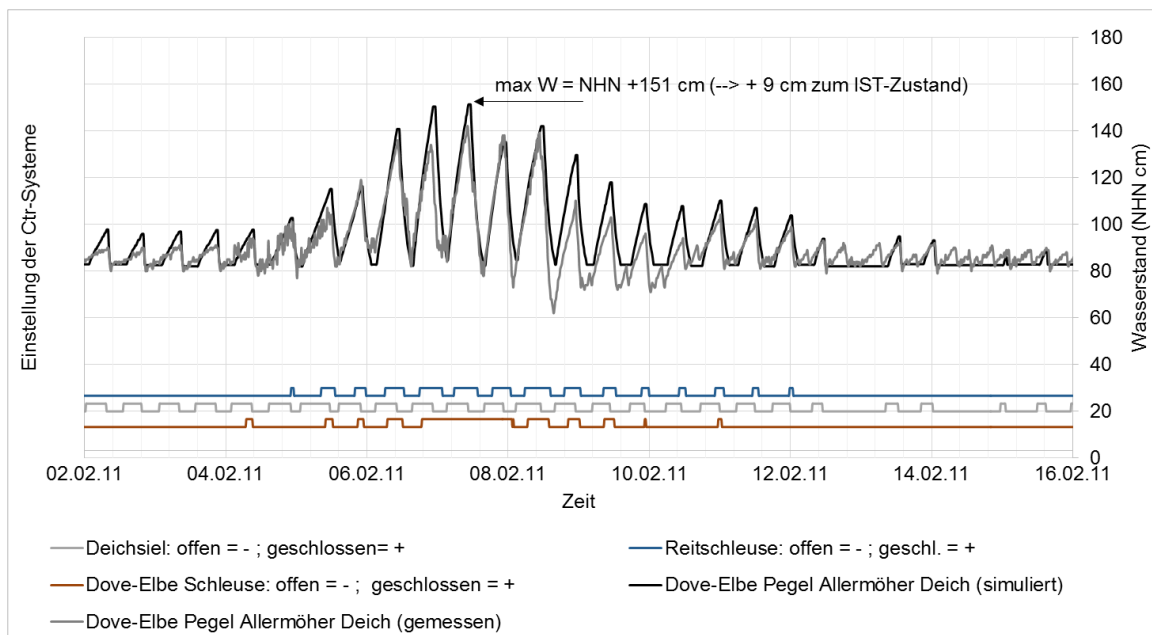


Abb. 176: Ergebnis der Simulation für das Szenario ‚Niederschlag 2035‘ am Pegel Allermöher Deich. Abgebildet sind jeweils die gemessenen und simulierten Wasserstände sowie die simulierte Steuerung der Schleusen und des Deichsiels auf Basis der Steuerungskriterien (s. Tab. 4).

Werden die Szenarien ‚Niederschlag 2035‘ und ‚Meeresspiegelanstieg 2035‘ kombiniert, erhöht sich der Abfluss im Einzugsgebiet und gleichzeitig verringert sich die Entwässerungszeit am Deichsiel Tatenberg. Der Wasserstand erhöht sich um 14 cm im Vergleich zum IST-Zustand am Beispiel des Hochwasserereignisses im Februar 2011 (Abb. 177).

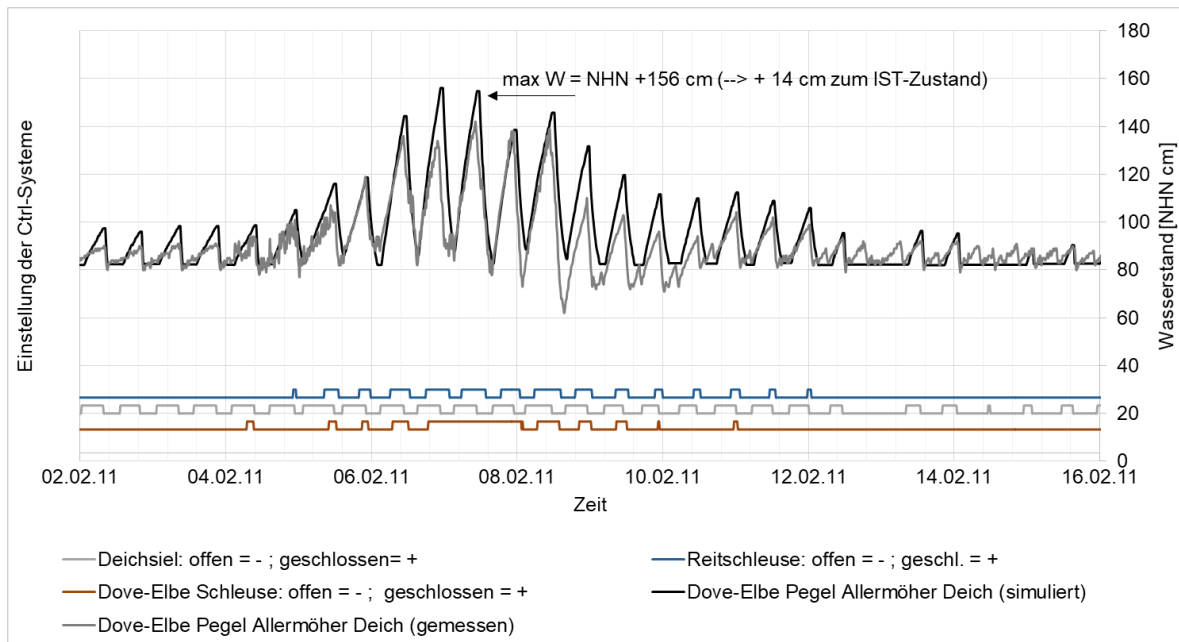


Abb. 177: Ergebnis der Simulation für die Szenarien ‚Niederschlag 2035‘ und ‚Meeresspiegelanstieg 2035‘ am Pegel Allermöher Deich.

8.2.2 Vorabsenkung durch Betriebsänderung des Deichsiels Tatenberg

Die Maßnahme ‚Vorabsenkung durch Betriebsänderung des Deichsiels Tatenberg‘ (vgl. Kap. 7.2.1) zeigt auch unter den Randbedingungen der Szenarien ‚Niederschlag 2035‘ und ‚Meeresspiegelanstieg‘ eine relevante Absenkung des Scheitelwasserstands. Die erhöhten Wasserstände aus dem Szenario ‚Niederschlag 2035‘ können durch die Maßnahme nahezu – bis auf 2 cm – kompensiert werden (Abb. 178).

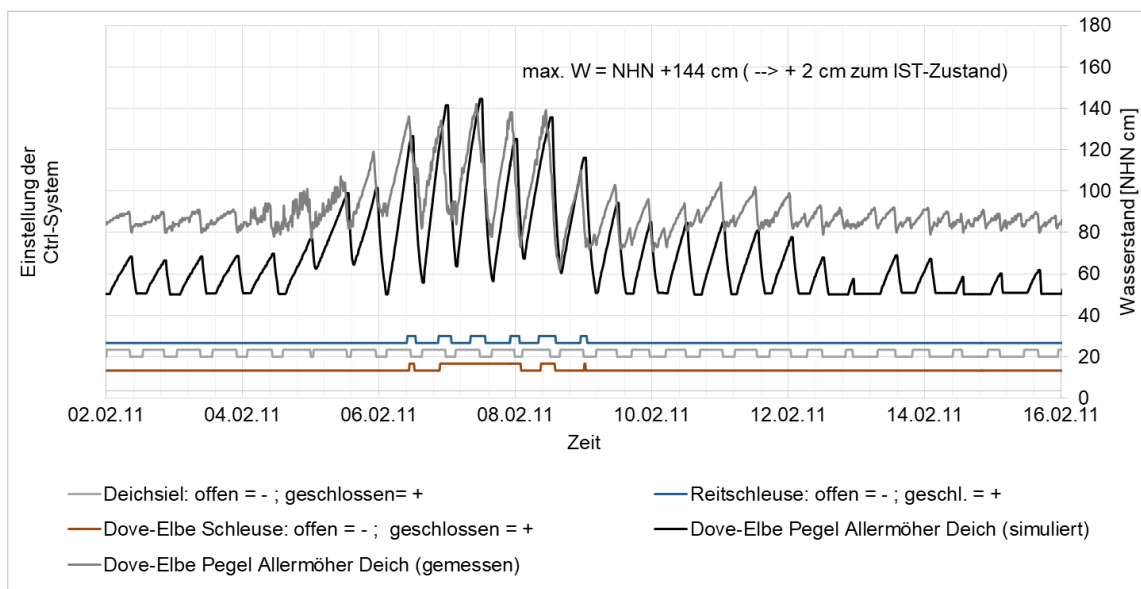


Abb. 178: Ergebnis der Simulation der Maßnahme ‚Vorabsenkung durch Betriebsänderung des Deichsiels Tatenberg‘ für das Szenario ‚Niederschlag 2035‘ am Pegel Allermöher Deich.

Ein verringerter Wasserstand in der Dove-Elbe führt zu kürzeren Sielzugdauern. In Kombination mit dem Szenario ‚Meeresspiegelanstieg 2035‘ kommt es beim berechneten Lastfall zu weiter verkürzten Sielzugdauern und sogar zu einer Sperrtide (Abb. 179). Dennoch kann im Vergleich zur Berechnung ohne Maßnahme noch eine Absenkung des Scheitelwasserstands von 5 cm erreicht werden.

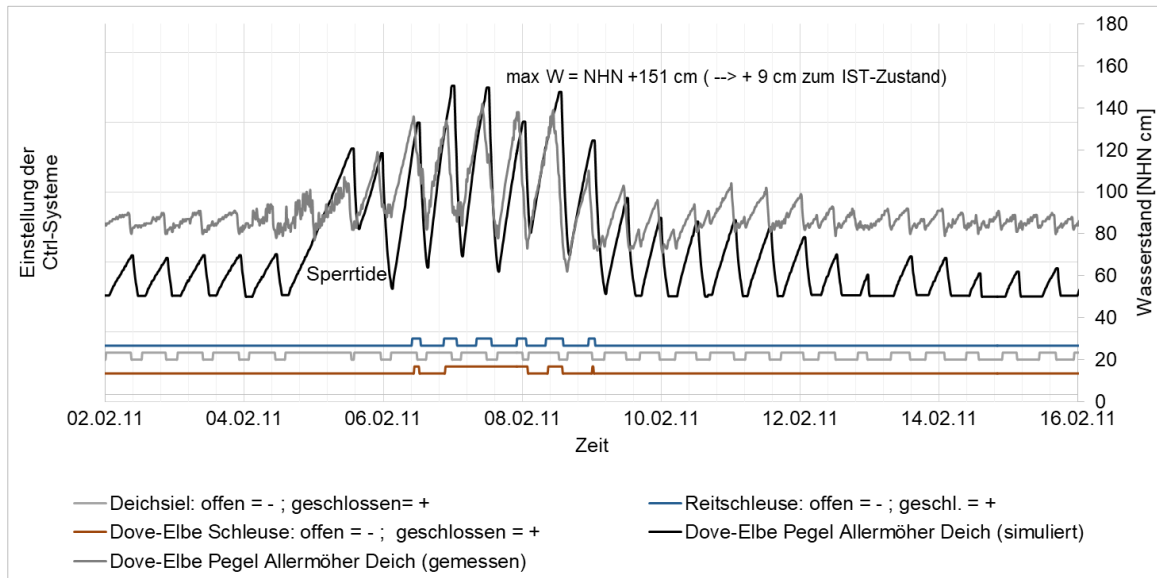


Abb. 179: Ergebnis der Simulation der Maßnahme ‚Vorabsenkung durch Betriebsänderung des Deichsiels Tatenberg‘ für die Szenarien ‚Niederschlag 2035‘ und ‚Meeresspiegelanstieg 2035‘ am Pegel Allermöher Deich.

8.2.3 Maximale Absenkung und maximaler Einstau der Dove-Elbe

Die Maßnahme ‚Maximale Absenkung und maximaler Einstau der Dove-Elbe‘ (vgl. Kap. 7.2.2) wird auch unter den Randbedingungen der Szenarien ‚Niederschlag 2035‘ und ‚Meeresspiegelanstieg‘ gerechnet. Mit den erhöhten Niederschlägen wird das maximale Füllvolumen vier Stunden früher erreicht (siehe Abb. 180). Das Füllvolumen selbst verändert sich dadurch nicht.

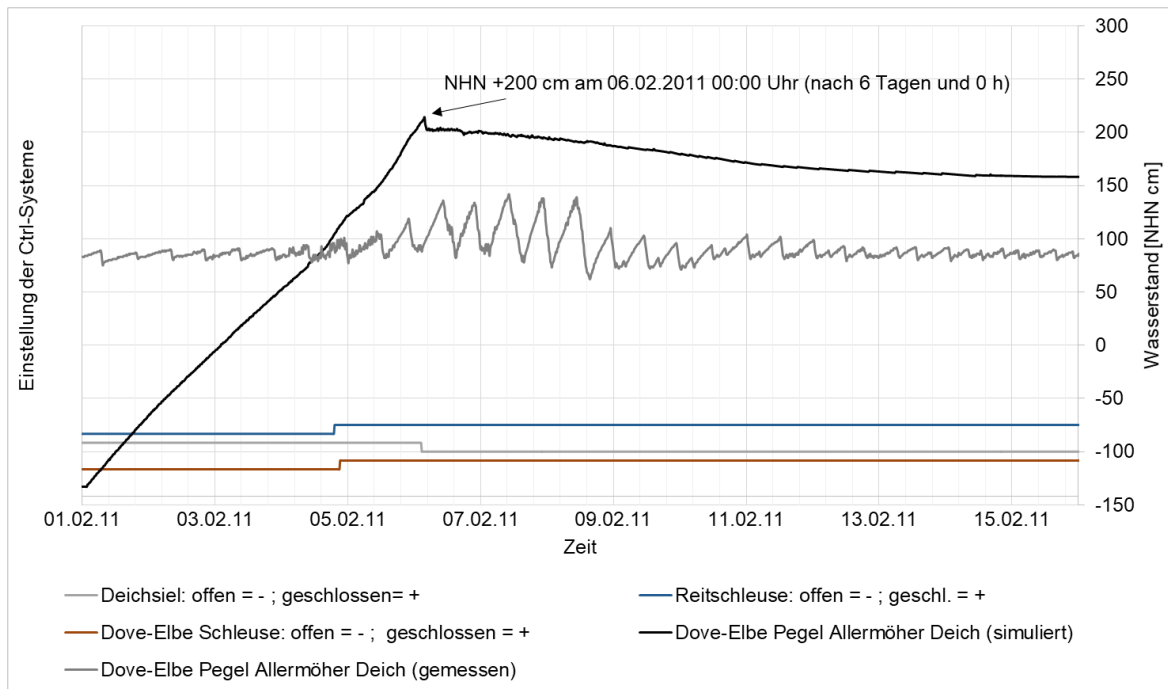


Abb. 180: Ergebnis der Simulation der Maßnahme ‚Maximale Absenkung und maximaler Einstau der Dove-Elbe‘ für das Szenario ‚Niederschlag 2035‘ am Pegel Allermöher Deich.

Mit dem Szenario ‚Meeresspiegelanstieg 2035‘ wird das MTnw von NHN -148 cm am Pegel Schöpfstelle auf NHN -133 cm angehoben. Der um 15 cm erhöhte Anfangswasserstand führt lediglich zu einem Verlust des möglichen Füllvolumens um ca. 8.000 m³. Die Füllzeit verkürzt sich dadurch nur um eine Stunde (Abb. 181).

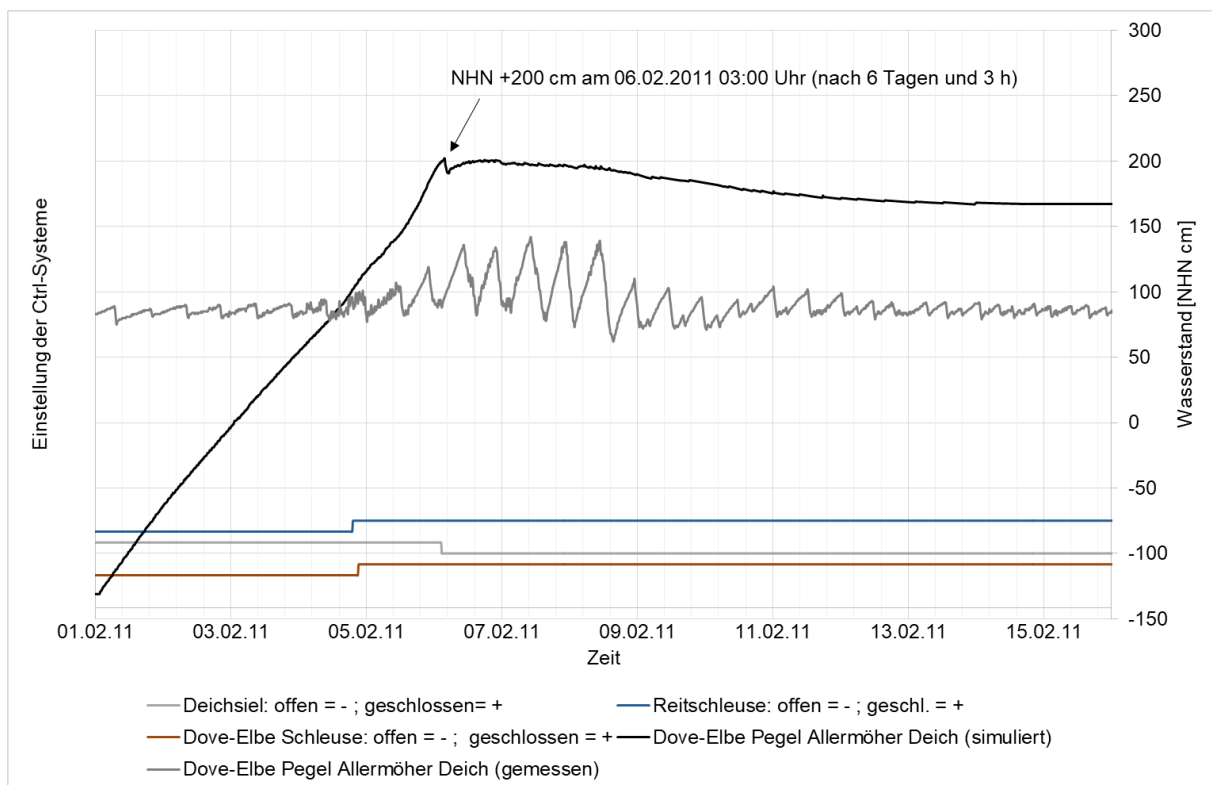


Abb. 181: Ergebnis der Simulation der Maßnahme ‚Maximale Absenkung und maximaler Einstau der Dove-Elbe‘ für das Szenario ‚Meeresspiegelanstieg 2035‘ am Pegel Allermöher Deich.

Die Kombination der Szenarien ‚Niederschlag 2035‘ und ‚Meeresspiegelanstieg 2035‘ führt sowohl zur Verringerung des Füllvolumens als auch zur Reduzierung der Füllzeit (Abb. 182).

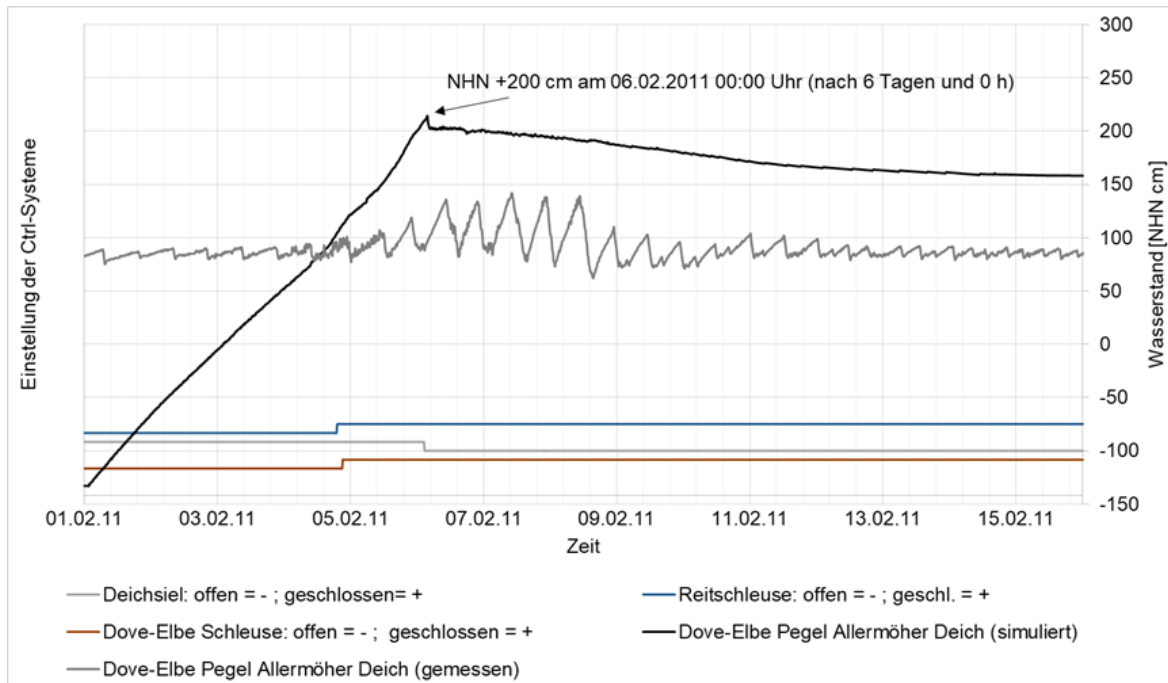


Abb. 182: Ergebnis der Simulation der Maßnahme ‚Maximale Absenkung und maximaler Einstau der Dove-Elbe‘ für die Szenarien ‚Niederschlag 2035‘ und ‚Meeresspiegelanstieg 2035‘ am Pegel Allermöher Deich.

8.2.4 Schaffung von Speichervolumen im Vorland

Die in Kap. 7.2.5 beschriebene Maßnahme ‚Schaffung von Speichervolumen im Vorland‘ wird auch mit den Szenarien für 2035 gerechnet. Aus Abb. 183 wird ersichtlich, dass die Maßnahme den zusätzlichen resultierenden Abfluss aus dem Szenario ‚Niederschlag 2035‘ nahezu kompensieren kann. Der Scheitelwasserstand steigt lediglich um 1 cm gegenüber dem IST-Zustand an.

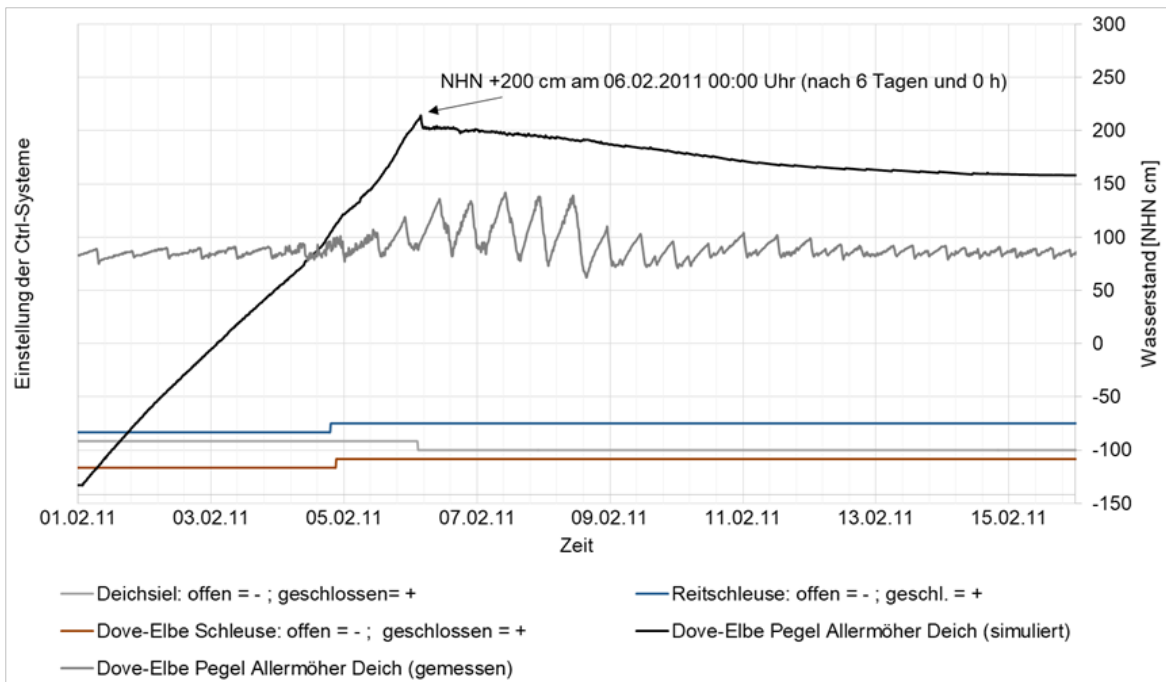


Abb. 183: Ergebnis der Simulation der Maßnahme ‚Schaffung von Speichervolumen im Vorland‘ für das Szenario ‚Niederschlag 2035‘ am Pegel Allermöher Deich.

Unter dem Szenario ‚Meeresspiegelanstieg 2035‘ verliert die Maßnahme kaum an Wirkung. Statt der 8 cm im IST-Zustand kann der Scheitelwasserstand noch um 5 cm abgesenkt werden (Abb. 184).

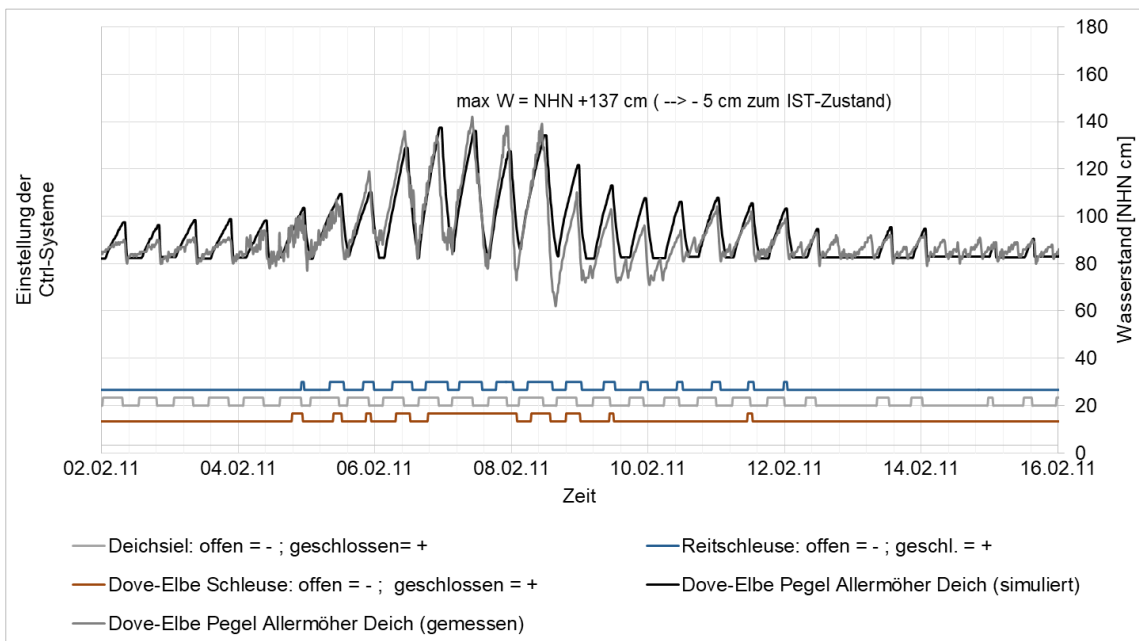


Abb. 184: Ergebnis der Simulation der Maßnahme ‚Schaffung von Speichervolumen im Vorland‘ für das Szenario ‚Meeresspiegelanstieg 2035‘ am Pegel Allermöher Deich.

In der kombinierten Berechnung der Szenarien ‚Niederschlag 2035‘ und ‚Meeresspiegelanstieg 2035‘ steigt der Scheitelwasserstand nur um 6 cm statt 14 cm gegenüber der Berechnung ohne Maßnahme an.

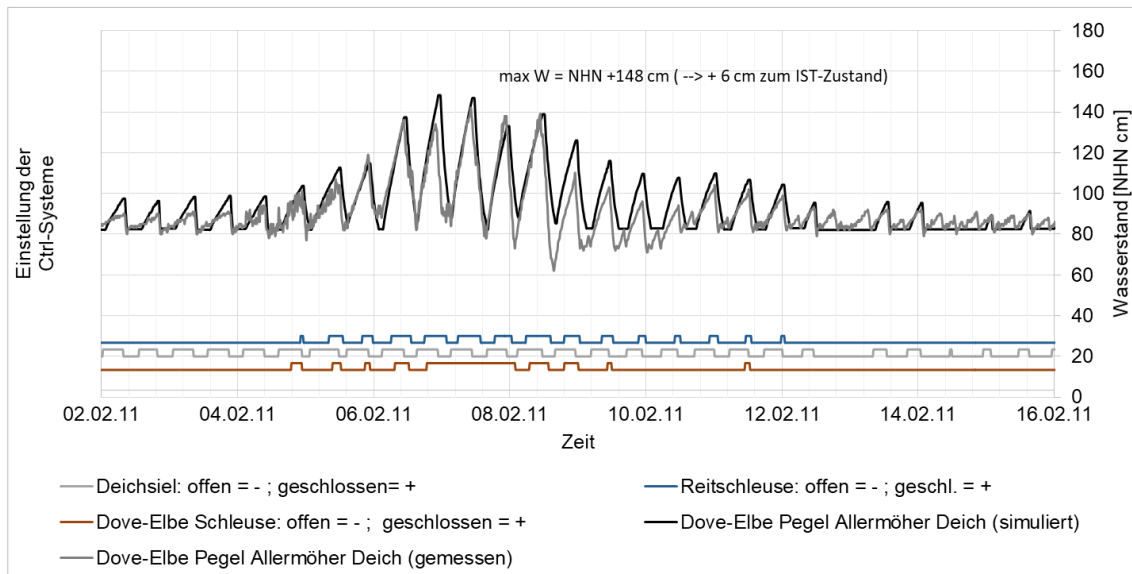


Abb. 185: Ergebnis der Simulation der Maßnahme ‚Schaffung von Speichervolumen im Vorland‘ für die Szenarien ‚Niederschlag 2035‘ und ‚Meeresspiegelanstieg 2035‘ am Pegel Allerhöher Deich.

8.2.5 Dezentrale Regenwasserbewirtschaftung Moorfleet

Die dezentralen Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen (DRWBM) werden im Kap. 7.2.6 eingeführt. Die Wirksamkeit der Maßnahmen zur Absenkung des Abflussscheitels und von Hochwasserständen im urbanen Schöpfwerksgebiet Moorfleet werden mit dem Szenario ‚Niederschlag 2035‘ simuliert. Es wird auf das Starkregenereignis vom August 2002 ein Klimawandelaufschlag von 15 % erhoben. Dadurch erhöhen sich Abfluss und Wasserstand im Moorfleeter Schlauchgraben (s. Abb. 186).

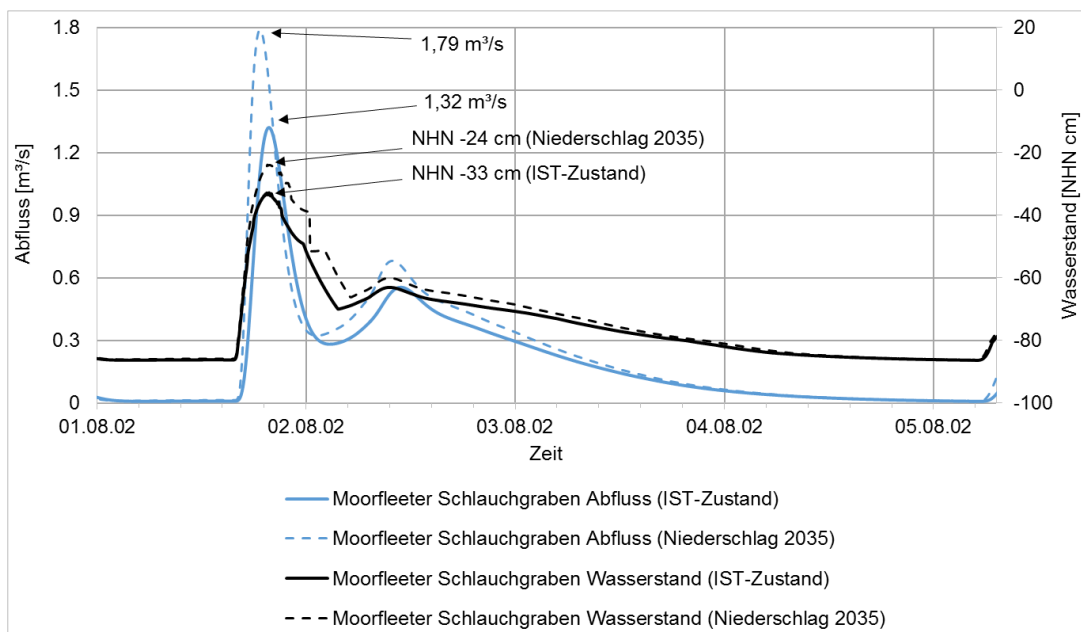


Abb. 186: Simulationsergebnis des Moorfleeter Schlauchgrabens für das Szenario ‚Niederschlag 2035‘ (Hellmers, 2020).

Mit der Maßnahme ‚Dezentrale Regenwasserbewirtschaftung Moorfleet‘ kann die Auswirkung des Szenarios ‚Niederschlag 2035‘ auf den Abfluss im Moorfleeter Schlauchgraben vollständig kompensiert werden. Die resultierenden Wasserstände können sogar deutlich gegenüber dem IST-Zustand abgesenkt werden (Abb. 187).

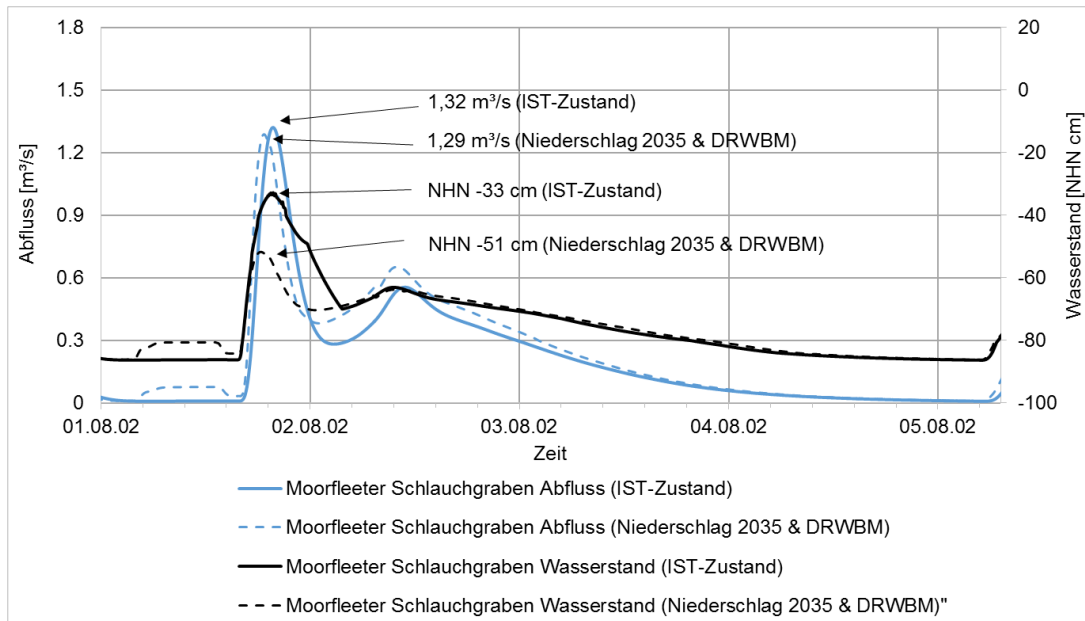


Abb. 187: Simulationsergebnis des Moorfleeter Schlauchgrabens für das Szenario ‚Niederschlag 2035‘ und der Maßnahme ‚Dezentrale Regenwasserbewirtschaftung Moorfleet‘ (Hellmers, 2020).

Durch die Maßnahme ‚Dezentrale Regenwasserbewirtschaftung Moorfleet‘ wird der Abflussscheitel im Unterlauf am Schöpfwerk Eichbaum auf $3,9 \text{ m}^3/\text{s}$ abgesenkt (Abb. 188). Es kommt hier zu keinem Aufstau und Rückstau des Wasservolumens in den Oberlauf des Moorfleeter Schlauchgrabens. Erläuterungen sind in (Hellmers, 2020) beschrieben.

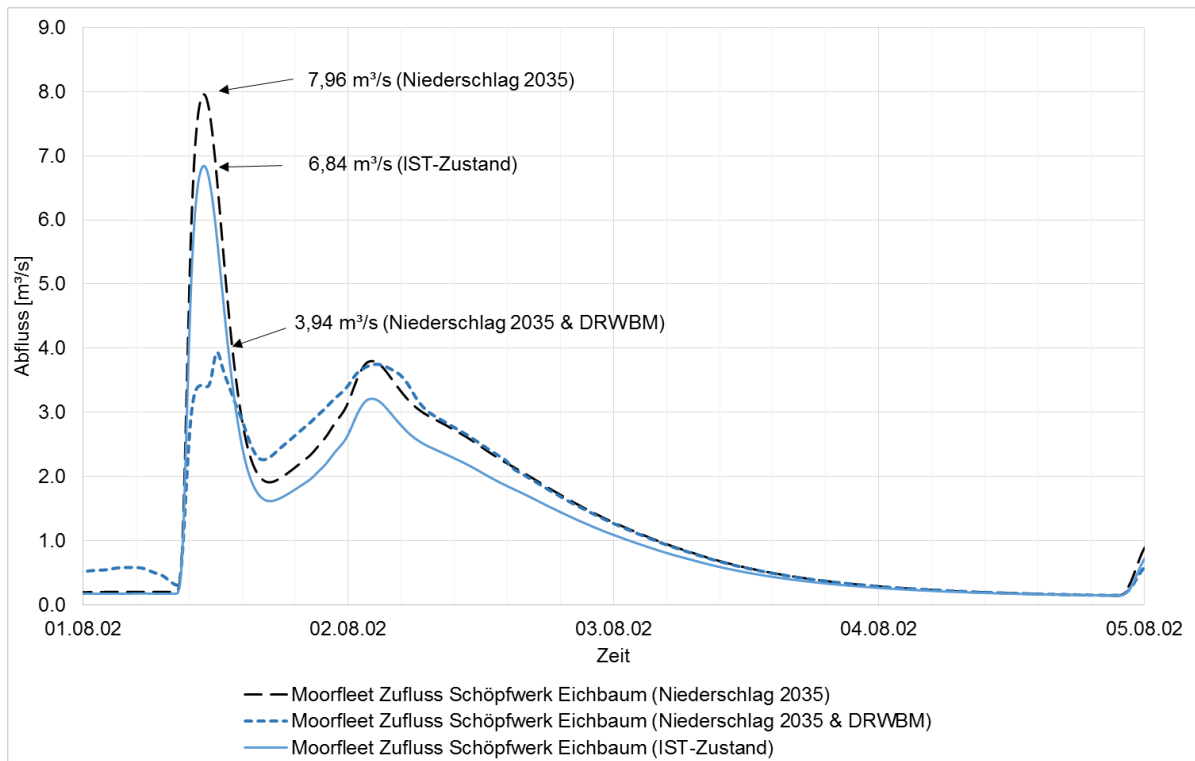


Abb. 188: Vergleich der Abflüsse am Schöpfwerk Eichbaum (Hellmers, 2020).

8.3 Zusammenfassung

Die Untersuchung des Einflusses der zukünftigen Entwicklung zeigt, dass insbesondere ein Klimawandel mit erhöhten Niederschlägen einen Einfluss auf die Abflüsse in den Gewässern haben wird. Dagegen sind die Auswirkungen der intensiveren Flächennutzung allein nur gering. In Kombination mit dem Klimawandel verstärkt jedoch selbst eine insgesamt geringe Zunahme der Versiegelung durch Nachverdichtung deutlich den Hochwasserabfluss. In tidebeeinflussten Gebieten wird der Einfluss erhöhter Niederschläge durch die zu erwartenden Einschränkungen der Binnenentwässerung aufgrund des Meeresspiegelanstiegs verstärkt.

In der Modellregion Kollau werden die jeweilige Wirkung der Maßnahmen ‚vorhersagebasierte Steuerung von HRB‘, ‚Drosselanpassung am HRB Steinwiesenweg‘, ‚Betrieb des HRB Brookgraben als Trockenbecken‘, ‚Umgestaltung aller Flachdächer zu Gründächern‘ und ‚Scheiteldämpfung durch Auenentwicklung‘ untersucht. Die Parameter für die Szenarien umfassen hier zum einen den Klimawandel (15 % mehr Niederschlagsintensität) und zum anderen die geänderte Flächennutzung im Jahr 2035. Für Ereignisse geringer Wiederkehrzeit (z. B. $T < 20$ a) zeigt die Maßnahme der Gründächer eine gute Wirksamkeit zur Reduktion von Spitzenabflüssen auf. Die Ergebnisse für Ereignisse mit höherer Wiederkehrzeit (z. B. $20 \text{ a} < T < 100 \text{ a}$) zeigen, dass für die aus lang andauernden Niederschlägen resultierenden Hochwasserereignissen erheblich mehr Stauraum genutzt werden muss. Dieses kann aufgrund des geringen Angebots an hierfür nutzbaren Flächen in der Regel nur durch eine verbesserte Ausnutzung bestehender Stauräume in den HRB erfolgen. Die Untersuchungsergebnisse zeigen, dass die Maßnahme ‚Umgestaltung von 22 Speicherelementen zu

Trockenbecken' durch die Veränderung der Einlass- und Auslassbauwerke sowie die Veränderung von einem im Hauptschluss liegenden in ein im Nebenschluss liegenden HRB zu einer wirksamen Reduzierung der Hochwasserabflüsse führt.

In der Modellregion Dove-Elbe werden vier Maßnahmen des Hochwassermanagements auf ihre Wirksamkeit analysiert. Die Parameter für die Szenarien umfassen hier zum einen Niederschlag (15 % mehr Niederschlag und einem Anstieg des Zuflusses um 10 %), zum anderen den Meeresspiegelanstieg MSLR (+15 cm T_{nw}) sowie die Kombination aus beiden. Eine geänderte Flächennutzung wurde als Szenario ausgeschlossen, da in den gemischt urban-ländlichen Gebieten keine Zunahme der Abflussspitzen zu erwarten ist (s. Kap. 5.2.2).

Die erste Maßnahme ist die ‚Vorabsenkung durch Betriebsänderung des Deichsiels Tatenberg‘ auf NHN +50 cm. Durch sie kann eine Absenkung des Scheitelwasserstands im IST-Zustand von 12 cm erreicht werden. Die Reduzierung des Wasserstands beeinflusst jedoch den Schiffsbetrieb und die Sielzugdauern am Deichsiel. Die Wahrscheinlichkeit von Sperrtiden erhöht sich durch den geringeren Binnenwasserstand, was die Modelldaten widerspiegeln.

In einer zweiten, hypothetischen Maßnahme wird der Wasserstand auf das Niveau des MT_{nw} (NHN –148 cm) abgesenkt und daraufhin ein maximaler Einstau auf NHN +200 cm simuliert. Es wird für diese Maßnahme eine Fülldauer von ca. sechs Stunden und ein Rückhaltevolumen von ca. 3.392.000 m³ berechnet. Durch den Anstieg des Meeresspiegels wird das MT_{nw} auf NHN –133 cm erhöht. Dadurch stehen im Szenario ‚Meeresspiegelanstieg 2035‘ ca. 8.000 m³ weniger Retentionsvolumen zur Verfügung, was 2,4 ‰ entspricht.

Als dritte Maßnahme ‚Schaffung von Speichervolumen im Vorland‘ wird im Flusslauf der Dove-Elbe ein Bodenaushub auf einer Fläche von ca. 331.277 m² über einen Meter vorgesehen. Diese Maßnahme zeigt in den Simulationsergebnissen aller Szenarien eine gute Wirksamkeit.

In der vierten Maßnahme ‚Dezentrale Regenwasserbewirtschaftung Moorfleet‘ werden im stark urban geprägten Schöpfwerksgebiet mehrere DRWBM sowie die Speicherung von rückstauenden Wasser untersucht. Diese Maßnahme zeigt durch die Kopplung von mehreren Maßnahmentypen eine höhere Wirksamkeit im Modellgebiet Moorfleet, um die Überflutung durch Rückstau auf die tiefliegenden Flächen ‚Moorfleeter Wanne‘ zu verhindern.

9 Ökonomische Analyse (AP 6, HWWI)

Malte Jahn, Andreas Röhlig, Marie-Christin Rische

AP 6 widmet sich der Ökonomischen Analyse eines nachhaltigen Regenwassermanagements in urbanen Räumen. Dazu werden Methoden der ökonomischen Erfassung und Bewertung mit dem Ziel der Entscheidungsunterstützung für die Praxis (weiter-)entwickelt. Insbesondere werden die Ergebnisse der hydrologischen Simulationen (AP 2) und der Ökosystemanalyse (AP 4) durch ökonomische Bewertung vergleichbar gemacht. Das Arbeitspaket ist in drei Unterarbeitspakete gegliedert: Flächennutzungskonkurrenzen (AP 6.1), Ökosystemleistungen (AP 6.2) und Risikobetrachtungen (AP 6.3).

9.1 Flächennutzungskonkurrenzen (AP 6.1)

Hintergrund dieses Unterarbeitspakets ist die besonders in urbanen Räumen vorherrschende Nutzungskonkurrenz von Flächen. Im Kontext des Hochwasserschutzes zeigt sich diese z. B. durch die (zunehmende) Verdichtung und Versiegelung von Flächen, wodurch sich Abflussspitzen bei Niederschlagsereignissen erhöhen können. Außerdem sind Hochwasserschutzmaßnahmen selbst oft mit Flächenverbrauch verbunden, welcher zu Lasten anderer Nutzungen (Landwirtschaft, Gewerbe, Wohnen) erfolgt. Schließlich gibt es auch einen direkten Einfluss auf Ökosystemleistungen (ÖSL), da Grünflächen in Einzugsgebieten von Fließgewässern Leistungen bereitstellen, welche in ihrem Ausmaß auch von der (räumlichen) Ausgestaltung von Hochwasserschutzmaßnahmen/-anlagen abhängen.

Maßgebliche Einflussgrößen der Flächennutzung sind vor allem sozio-ökonomische Parameter. So bestimmen Bevölkerungsentwicklung und Wanderungsprozesse den Bedarf an Wohnflächen und über die wirtschaftliche Prosperität mittelbar auch den Bedarf an Industrie- und Gewerbeflächen. In Hamburg und anderen (Groß-)Städten Deutschlands ist aufgrund demografischer und ökonomischer Entwicklungen in der Zukunft weiterhin mit einer Nutzungsintensivierung zu rechnen, die sich voraussichtlich sowohl durch die Ausweitung der Siedlungs- und Verkehrsfläche (SuV-Fläche) als auch deren Nachverdichtung zeigen wird. Entsprechend ist zu erwarten, dass sich (ungeachtet des Klimaeinflusses) Hochwasserrisiken erhöhen und gleichzeitig weniger Flächen für die Hochwasserregulierung zur Verfügung stehen.

Es ergeben sich folgende Aufgaben für die Analyse:

- Identifikation relevanter Parameter und Daten hinsichtlich der Flächennutzung
- Analyse des Zusammenhangs zwischen sozio-ökonomischen Variablen und der Flächennutzung
- Modellrechnungen für die StucK-Modellregionen in Hamburg:
 - Entwicklung sozio-ökonomischer Szenarien der Flächennutzung
 - Analyse des Zusammenhangs zwischen Flächennutzung und Bodenversiegelung und Abschätzung zukünftiger Versiegelungswerte
- Erstellung eines allgemeinen Leitfadens zur Berücksichtigung von Nutzungskonkurrenzen im Hochwassermanagement
- Analyse des Einflusses von Hochwasserrisiko auf Grundstückspreise in urbanen Räumen.

9.1.1 Flächenentwicklung

Die deskriptive Beschreibung der Flächenentwicklung in Hamburg und den Untersuchungsbezirken zeigt eine deutliche Ausweitung der SuV-Fläche im Beobachtungszeitraum 2000 bis 2014 – allerdings in unterschiedlichem Ausmaß. Während für Hamburg insgesamt auf Basis der für Neuordnungen korrigierten Daten ein Zuwachs von 5,4 % zu beobachten ist, beträgt die Veränderung in Eimsbüttel und Bergedorf 3,0 % respektive 17,4 % (s. Tab. 40). Insbesondere die Gebäude- und Freiflächen (GuF), zu denen unter anderem Wohnflächen oder öffentlich und wirtschaftlich genutzte Flächen zählen, sind Triebfedern dieser Entwicklung. Darüber hinaus tragen auch die Erholungs- und Verkehrsflächen zu der Expansion der SuV-Fläche bei. Trotz ähnlicher Grundtendenzen in den Entwicklungen sind mitunter Unterschiede in der Größenordnung der Veränderungen auszumachen. So ist es z. B. auffällig, dass in Eimsbüttel die Erholungsflächen vor den Gebäude- und Freiflächen den größten Anteil an der Ausweitung der SuV-Fläche haben. In Bergedorf hingegen ist es umgekehrt. Die unterschiedlichen Entwicklungen erklären sich insbesondere aus den verschiedenen Ausgangsbedingungen. So liegt im Basisjahr 2000 der Anteil der SuV-Fläche an der Bezirksfläche in Eimsbüttel mit 83 % deutlich über den 28 % in Bergedorf.

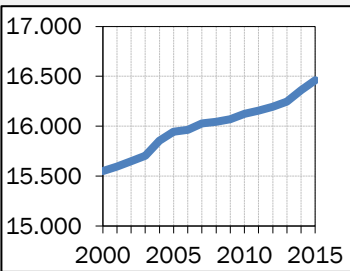
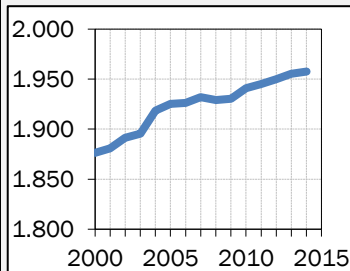
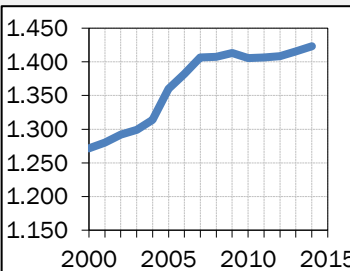
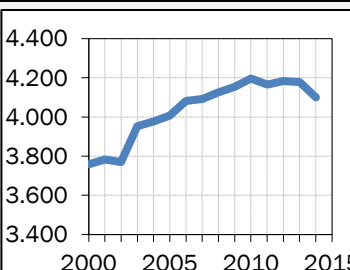
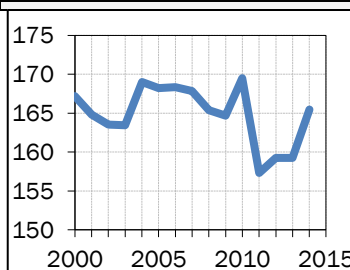
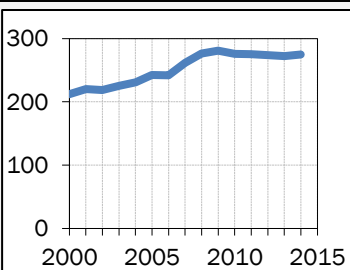
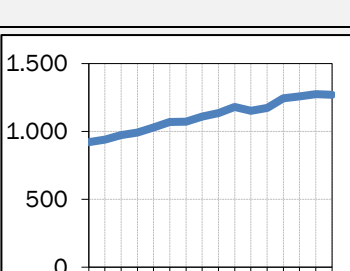
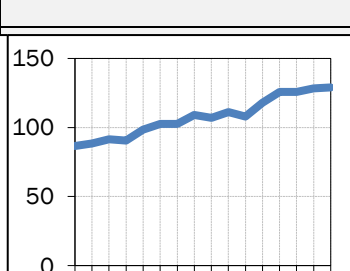
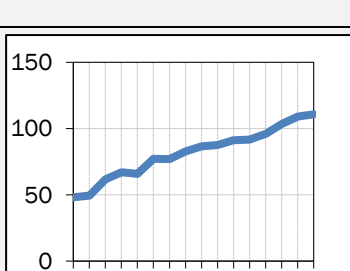
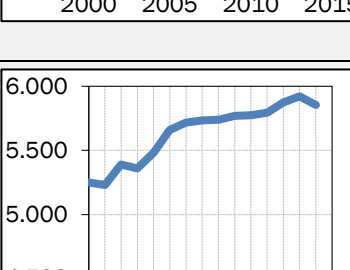
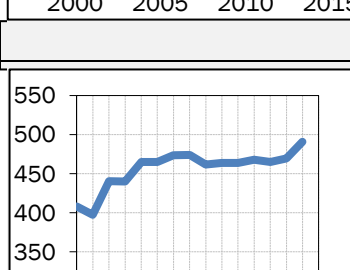
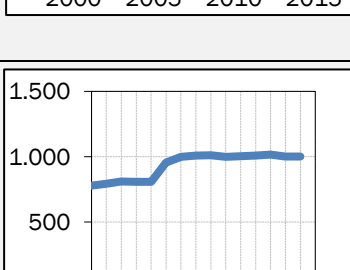
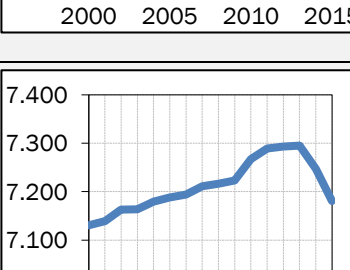
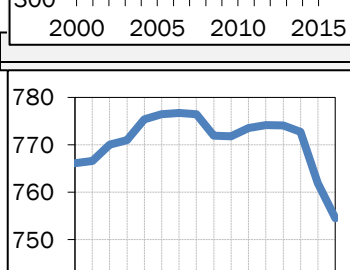
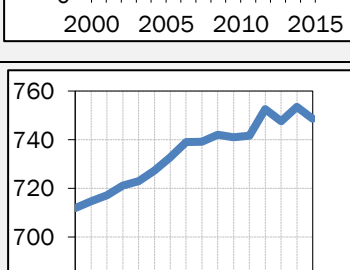
Tab. 40: Veränderung der Flächennutzung von 2000 bis 2014 (Statistik Nord, HWWI).

	Siedlungs- und Ver- kehrsflä- chen	Gebäude- und Frei- flächen	Erho- lungs- flächen	Ver- kehrs- flächen	Betriebs- flächen (ohne Ab- bauland)	Fried- höfe
Hamburg						
Veränderung ggü. 2000 [ha]	2307,4	1150,6	603,7	540,4	47,9	-35,1
Veränderung ggü. 2000 [%]	5,4	4,2	11,5	6,1	8,6	-4,2
Anteil an der Veränderung der SuV-Fläche [%]		49,9	26,2	23,4	2,1	-1,5
Eimsbüttel						
Veränderung ggü. 2000 [ha]	126,0	42,2	82,7	0,1	4,8	-3,7
Veränderung ggü. 2000 [%]	3,0	1,5	20,3	0,0	257,4	-13,4
Anteil an der Veränderung der SuV-Fläche [%]		33,5	65,6	0,0	3,8	-2,9
Bergedorf						
Veränderung ggü. 2000 [ha]	747,3	470,0	220,9	40,7	18,0	-2,3
Veränderung ggü. 2000 [%]	17,4	19,4	28,4	4,4	14,3	-8,6
Anteil an der Veränderung der SuV-Fläche [%]		62,9	29,6	5,4	2,4	-0,3

Die Verfügbarkeit ‚freier‘ Flächen (insbesondere Landwirtschaftsflächen) limitiert die expansive Entwicklung der SuV-Fläche maßgeblich. Die deutlich geringere Zunahme der SuV-Fläche in Eimsbüttel gegenüber Bergedorf spiegelt dies offenkundig wider.

Die expansive Entwicklung der SuV-Fläche insgesamt resultiert aus einer Zunahme in fast allen Subkategorien der SuV-Fläche (Tab. 41). Die Tendenzen in den Projektbezirken sind relativ ähnlich.

Tab. 41: Entwicklung der Nutzungsarten innerhalb der SuV-Flächen (LGV, HWWI).

	Hamburg	Eimsbüttel	Bergedorf
GuF-Fläche für Wohnen [ha]			
GuF-Fläche für Industrie und Gewerbe [ha]			
GuF-Fläche Handel und Dienstleistungen [ha]			
Erholungsfläche [ha]			
Straßen und Wege [ha]			

Auf Grundlage der deskriptiven Analyse der historischen Entwicklung wird im zweiten Schritt eine Projektion der zukünftigen Entwicklung der Flächennutzung erstellt. Die verwendete Methodik soll einfach und leicht übertragbar sein.

Aus der Analyse der vergangenen Daten zur Flächennutzung ergibt sich, dass sich unter verschiedenen möglichen sozio-ökonomischen Erklärungsfaktoren die Bevölkerungsentwicklung als die am besten geeignete Variable anbietet. Zum einen weist sie einen hohen Erklärungsanteil für die Entwicklung der verschiedenen SuV-Flächenkomponenten auf, zum anderen bieten Bevölkerungsdaten gegenüber anderen Erklärungsfaktoren wie der Bruttowertschöpfung den Vorteil, dass deren historische Entwicklung auch auf Bezirksebene verfügbar ist und Prognosen für die Zukunft weithin etabliert und frei verfügbar sind.

Die vorgenommene Projektion der Flächennutzungsentwicklung beruht daher auf dem geschätzten linearen Zusammenhang zwischen den jeweiligen SuV-Flächenkomponenten und der Bevölkerungszahl. Basierend auf den für den Beobachtungszeitraum errechneten Regressionsparametern und mit Hilfe vorliegender Bevölkerungsprognosen lassen sich Szenarien der zukünftigen Flächenentwicklung für die einzelnen SuV-Flächenkomponenten ableiten.

Der Vorteil des Regressionsansatzes gegenüber der Trendfortschreibung besteht insbesondere darin, dass er der Flächenentwicklung eine kausale Erklärung zugrunde legt. Unter der Annahme, dass der berechnete langfristige Zusammenhang zwischen der abhängigen Variable (Flächennutzung) und unabhängigen Variablen (Bevölkerung) beständig ist, lässt sich die für sich schwierig abschätzbare Entwicklung der Flächennutzung aus der besser abschätzbaren Entwicklung der Bevölkerung herleiten.

Die resultierenden Projektionsergebnisse sind für die beiden Projektbezirke Eimsbüttel und Bergedorf in Abb. 189 bis ins Jahr 2035 dargestellt. Die beiden gezeigten Projektionen beruhen auf dem W1 und W2 Szenario der 13. Koordinierten Bevölkerungsvorausberechnung des Bundes und der Länder (Statistikamt Nord, 2015). Während beide Varianten gleiche Geburten- und Sterbeziffern annehmen, geht Variante W2 von einem höheren jährlichen Zuwanderungssaldo aus.²

Im Ergebnis zeigt sich, dass für beide Bezirke mit einer Zunahme der SuV-Fläche zu rechnen ist, wobei der Anstieg im W2 Szenario konstruktionsbedingt stärker ausfällt. Aufgrund einer sich abschwächenden Bevölkerungsentwicklung, nimmt auch der Anstieg der SuV-Fläche im Zeitverlauf ab. Die projizierten Veränderungen sind, wie schon in der Vergangenheit, für Bergedorf deutlich größer. Während in Eimsbüttel mit einer Zunahme der SuV-Fläche entsprechend der Szenarien mit 72,5 ha (1,7 %) bis 112,8 ha (2,6 %) zu rechnen ist, zeigt sich eine projizierte Zunahme der SuV-Fläche in Bergedorf von 825,41 ha (16,4 %) bis 1.277,6 ha (25,4 %).

Auffällig ist, dass in beiden Bezirken der Großteil des SuV-Flächenwachstums durch die Gebäude- und Freiflächen aber auch durch die Zunahme von Erholungsflächen begründet ist. Aufgrund des geringen Flächenanteils spielt das Wachstum der Betriebsflächen und die

² Es wird angenommen, dass das aktuelle Zuwanderungssaldo für Deutschland bis zum Jahr 2021 zurückgeht. Variante W1 rechnet ab dann mit einer konstanten jährlichen Netto-Zuwanderung von 100.000 Personen wohingegen Variante W2 von einem konstanten Saldo von 200.000 Personen ausgeht. Der Anteil Hamburgs wird entsprechend gegebener Quoten ermittelt.

projizierte Schrumpfung der Friedhofsflächen keine nennenswerte Rolle für die Gesamtentwicklung.

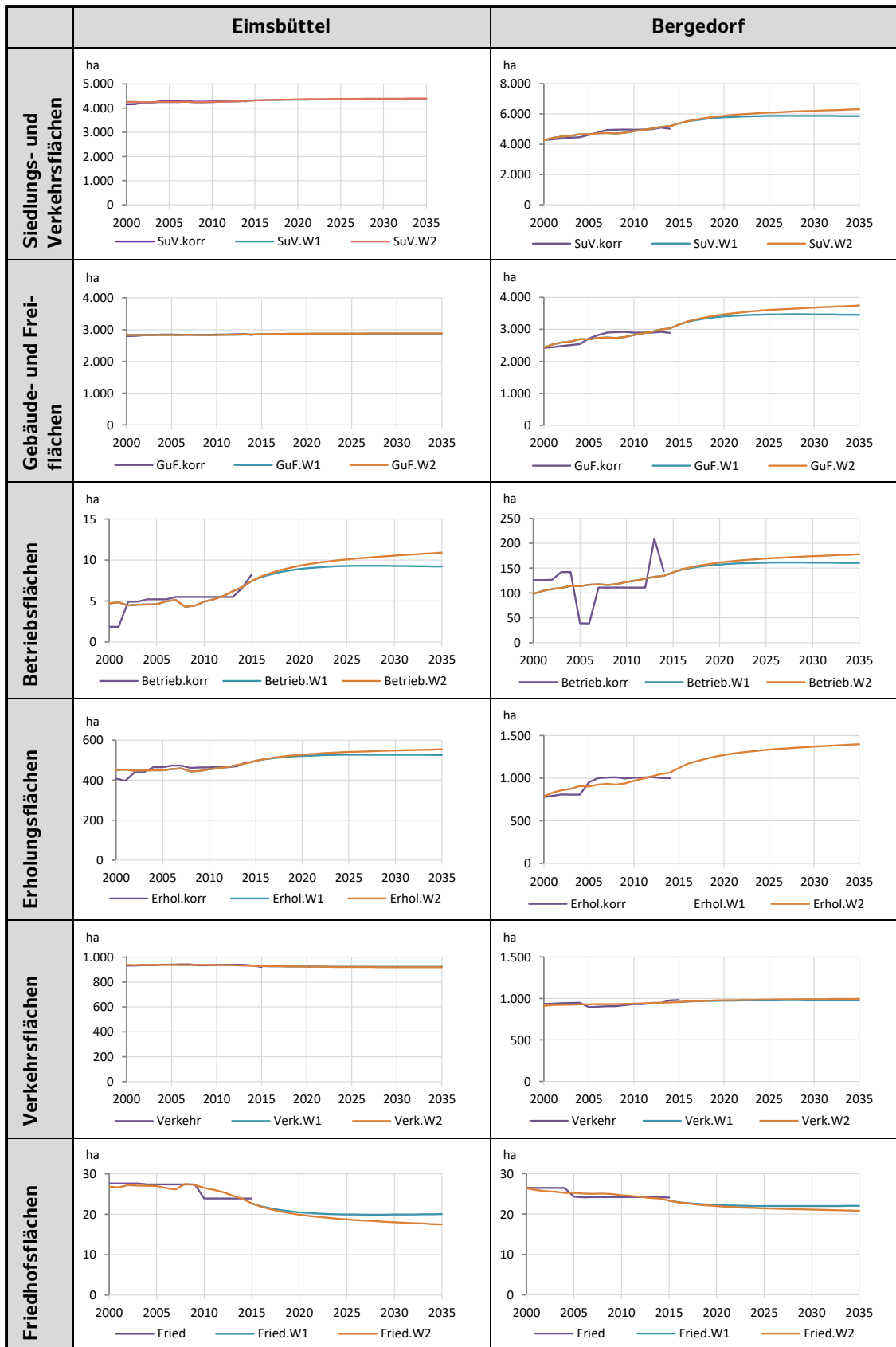


Abb. 189: Flächenentwicklung bis 2035 (Statistikamt Nord, HWWI).

9.1.2 Bodenversiegelung

Unter der Flächen- bzw. Bodenversiegelung versteht man das partielle bis komplette Abdichten offener Böden durch die Überbauung mit Gebäuden, Verkehrswegen oder auch Erholungs- und Freizeitanlagen (Sachs & Kaule, 2000, Arbeitsgruppe Umweltökonomische Gesamtrechnungen der Länder, 2008) (UGRdL, 2008). Indem sie das Retentionspotenzial beeinflusst, wirkt sich die Versiegelung auf Hochwasserrisiken aus. Entsprechend müssen städtische Entwässerungs- und Hochwasserschutzkonzepte die Bodenversiegelung als Komponente in ihre langfristigen Planungen einbinden. Der Versiegelungsgrad wird jedoch nicht für alle Regionen und Städte statistisch erfasst (vgl. Frie & Hensel, 2007). Daher müssen für die Projektbezirke Eimsbüttel und Bergedorf die Versiegelungsgrade geschätzt werden.

Dazu wird auf den Ansatz der Umweltökonomischen Gesamtrechnung der Länder (UGRdL) zurückgegriffen (Frie & Hensel, 2007). Diese Methodik weist den einzelnen Nutzungsarten der SuV –Fläche einen individuellen Versiegelungsgrad zu und korrigiert diesen für die Dichte der Bebauung, welcher als Anteil der SuV-Fläche an der Gesamtfläche (Fläche der tatsächlichen Nutzung) im betrachteten Gebiet gemessen wird. Die insgesamt versiegelte Fläche ergibt sich entsprechend als Summe der durch die einzelnen Nutzungsarten versiegelten Flächen. Formal bedeutet dies:

$$A_v = \sum_i ((\beta_{i,1} + \beta_{i,2} * D) * A_i).$$

Hierbei ist A_v die insgesamt versiegelte Fläche (in ha), i der Index für die Nutzungsarten ($i \in$ [Gebäude- und Freiflächen, Verkehrsflächen, Erholungsflächen, Betriebsflächen, Friedhofsflächen]), A_i ist die von Nutzungsart i eingenommene Fläche, $\beta_{i,1}$ und $\beta_{i,2}$ sind Parameter, die empirisch für die jeweilige Nutzungsart ermittelt wurden und D beschreibt das Dichtemaß, welches sich als Quotient der SuV-Fläche und der Gesamtfläche errechnet. Über das Dichtemaß wird berücksichtigt, dass dichter besiedelte Gebiete eine engere Bebauung aufweisen. Dies impliziert, dass die Flächen bestimmter Nutzungsarten bei einer Erhöhung des SuV-Flächenanteils intensiver genutzt werden und entsprechend stärker versiegelt sind.³ Nimmt der Anteil der SuV-Fläche an der Bodenfläche zu, so wird über den Anstieg des Parameters D die zu erwartenden Nachverdichtungstendenz berücksichtigt.

Der beschriebene Berechnungsansatz nutzt die von der amtlichen Statistik frei zur Verfügung gestellten Flächennutzungsdaten. Für die Projektion der zukünftigen Bodenversiegelung kann daher auf die Szenarien der Flächenentwicklung, die in Kapitel 9.1.1 beschrieben wurden, zurückgegriffen werden.

Die berechneten Versiegelungswerte von 2000 bis 2035 (basierend auf dem Flächenentwicklungsszenario W2) sind für Hamburg und die beiden Projektbezirke Eimsbüttel und Bergedorf in Tab. 42 wiedergegeben. Da sich die Versiegelung im Wesentlichen aus der Entwicklung der SuV-Fläche ergibt, ist mit der unter Kapitel 9.1.1 beschriebenen Zunahme der SuV-Komponenten auch eine Zunahme der Bodenversiegelung verbunden. Sowohl für

³ Dies gilt innerhalb des zugrunde gelegten Ansatzes streng genommen nur für die Gebäude- und Freiflächen sowie die Verkehrsflächen. Von den Erholungsflächen wird hingegen angenommen, dass sie mit zunehmendem Anteil der SuV-Fläche an der Bodenfläche weniger stark versiegelt sind. Betriebs- und Friedhofsflächen haben einen konstanten Versiegelungsanteil.

Hamburg insgesamt als auch für die beiden Projektbezirke ist mit einem Anstieg der Bodenversiegelung zu rechnen, wobei sich die Entwicklungen in ihrem Ausmaß erneut unterscheiden.

Vergleicht man die beiden Jahre 2015 und 2035 miteinander, so beträgt die Zunahme der versiegelten Fläche in Eimsbüttel laut Berechnung 31 ha bzw. 1,3 %. In Bergedorf ist der Anstieg hingegen deutlich höher und beträgt 394 ha oder 17,0 %. Dass hier der Anstieg sowohl absolut als auch relativ deutlich stärker ausfällt, erklärt sich zum einen aus dem generell stärkeren Wachstumspotenzial der SuV-Fläche in Bergedorf. Zum anderen ist dies jedoch auch darauf zurückzuführen, dass der Anteil der Gebäude- und Freiflächen sowie der Betriebs- und Verkehrsflächen an der SuV-Flächenausweitung in Bergedorf deutlich größer ist als in Eimsbüttel. Dies bedeutet also, dass besonders die stark versiegelten Flächentypen innerhalb der SuV-Fläche zunehmen. Der Bezirk Eimsbüttel ist bereits relativ stark versiegelt, sodass der Anteil der versiegelten Fläche (Versiegelungsgrad) nur noch geringfügig weiter steigen wird.

Tab. 42: Bodenversiegelung (2000–2035) (HWWI).

Jahr	Hamburg		Eimsbüttel		Bergedorf	
	Versiegelte Fläche [ha]	Anteil der versiegelten Fläche an der Bodenfläche [%]	Versiegelte Fläche [ha]	Anteil der versiegelten Fläche an der Bodenfläche [%]	Versiegelte Fläche [ha]	Anteil der versiegelten Fläche an der Bodenfläche [%]
2000	21.158	28,0	2.335	46,6	1.834	11,9
2005	22.035	29,2	2.398	47,9	1.973	12,7
2010	22.391	29,6	2.395	48,1	2.120	13,7
2015	22.978	30,4	2.398	48,1	2.312	14,9
2020	23.628	31,3	2.417	48,5	2.518	16,3
2025	23.925	31,7	2.423	48,6	2.609	16,9
2030	24.098	31,9	2.426	48,7	2.662	17,2
2035	24.242	32,1	2.429	48,8	2.706	17,5

9.1.3 Bedeutung der Hochwassersicherheit für Grundstückswerte

Ein weiterer Aspekt der Flächennutzung ist eine durch den Klimawandel getriebene potenzielle Veränderung des Werts bestimmter Flächen. Während aufgrund der sozio-ökonomischen Trends Flächen in urbanen Räumen in Zukunft immer knapper und damit allgemein teurer werden, können einige Flächen durch die mit dem Klimawandel einhergehenden Risiken relativ an Wert verlieren. Dürren, Fluten oder andere durch das Klima beeinflusste Ereignisse können die Nutzbarkeit von Flächen verändern, einschränken oder unmöglich machen. Diese Einschränkungen gehen mit einem Wertverlust einher und erhöhen zusätzlich die Konkurrenz um die noch uneingeschränkt nutzbaren Flächen. In Deutschlands urbanen Räumen sind hierbei insbesondere Binnenhochwasserereignisse und der Hochwasserschutz relevant. Die ursprünglich geplante Untersuchung der Auswirkungen von (Informationen zu) Hochwasserrisiken auf Immobilienpreise in der Modellregion kann nicht sinnvoll durchgeführt werden. Wesentlicher Grund hierfür ist der Mangel an Daten über

adressbezogene Immobilienpreise, welche für die Verknüpfung mit Überflutungsrisikokarten nötig gewesen wären. Darüber hinaus erweisen sich die vorhandenen Daten zu Bodenrichtwerten als zu ungenau.

9.2 Ökosystemleistungen (ÖSL) (AP 6.2)

Urbane Gewässer und ihre Randbereiche bilden eigenständige Ökosysteme, die in der dichten Bebauung des städtischen Umfelds zu den wenigen ökologisch wertvollen Gebieten gehören. Dabei erfüllen sie verschiedene Funktionen und stellen eine Reihe nutzenstiftender Leistungen, sog. Ökosystemleistungen (Millennium Ecosystem Assessment Board, 2003) bereit.

Zu diesen Ökosystemleistungen (ÖSL) zählen unter anderem die Regulierung des urbanen Mikroklimas und Lärmpegels, die Schaffung eines Habitats für die städtische Flora und Fauna, Naherholungsmöglichkeiten, aber auch die Bereitstellung von Überschwemmungs- und Retentionsflächen für den Hochwasserschutz. In Anbetracht der Vielfältigkeit ihrer Leistungen, der hohen Bevölkerungszahl, die in städtischen Gebieten davon profitieren kann, aber auch aufgrund der Knappheit naturnaher Flächen, ist ein besonders hoher ‚Wert‘ für diese urbanen Ökosysteme anzunehmen. Da die meisten der erbrachten Leistungen jedoch nicht explizit erfasst sind, wird ihre Bedeutung in der Stadtplanung und -entwicklung leicht übersehen. Die Bewertung eines Ökosystems mit Hilfe ökonomischer Methoden kann hierbei Abhilfe schaffen und Entscheidungsgrundlagen verbessern.

Auch beim urbanen Entwässerungsmanagement sollte die Bewertung von ÖSL in die Entscheidungsfindung einbezogen werden. Hier gilt es, technische Lösungen (z. B. steuerbare Regenrückhaltebecken) und naturnahe Lösungen (z. B. Auen und Überschwemmungsflächen) gegeneinander abzuwägen. Dass häufig zugunsten leicht zu unterhaltender und steuerbarer technischer Lösungen entschieden wird, liegt auch daran, dass ein Großteil der nutzenstiftenden Aspekte naturnaher Hochwasserschutzmaßnahmen nicht adäquat berücksichtigt wird.

Aufgabe des AP 6.2 ist die Untersuchung der Einbindungsmöglichkeiten ökonomischer Bewertungsverfahren als Mittel der Entscheidungsunterstützung in das urbane Entwässerungsmanagement. Hierfür sollen relevante ÖSL urbaner Gewässer identifiziert und ein geeignetes Bewertungsverfahren gefunden werden.

9.2.1 Ökosystemleistungen urbaner Gewässer und deren Randbereiche

ÖSL sind ein Untersuchungsgegenstand, der von verschiedenen wissenschaftlichen Disziplinen unterschiedlich definiert wird. Es erscheint daher sinnvoll, zunächst mit der hier verwendeten Definition einiger wichtiger Begriffe zu beginnen. Die gängigste Definition der Ökosystem(dienst)leistungen entstammt dem UN-Programm Millennium Ecosystem Assessment (MA), das die Veränderungen von Ökosystemen und deren Auswirkungen auf das menschlichen Wohlergehen untersucht, um Umweltaspekte wissenschaftlich fundiert in die politische Entscheidungsfindung einzubinden. Im Wortlaut heißt es:

“Ecosystem services are the benefits people obtain from ecosystems. These include provisioning services such as food and water; regulating services such as regulation of floods, drought, land degradation, and disease; supporting services such as soil formation and nutrient cycling; and cultural services such as recreational, spiritual, religious and other nonmaterial benefits” (Millennium Ecosystem Assessment Board, 2003).

Zur Einordnung sei angemerkt, dass der Begriff *Ökosystemleistung* zunächst zwei Aspekte impliziert. Erstens steht der Mensch im Zentrum der Analyse. Es geht also darum, zu bestimmen, welche Leistung bzw. welchen Nutzen ein Ökosystem *für Menschen* bereitstellt. Im gewissen Gegensatz dazu steht der Begriff der Ökosystemfunktion, bei dem es um die deskriptive Untersuchung der Funktionsweise des Ökosystems geht, unabhängig vom Nutzen dieser Funktion für den Menschen. Zweitens bezieht sich der Begriff Leistung definitionsgemäß auf eine Stromgröße (Messeinheit/Zeiteinheit), analog zur physikalischen oder wirtschaftlichen Leistung.

Mit Hilfe einer umfassenden Literaturrecherche werden zunächst potenziell existierende ÖSL urbaner Gewässer und ihrer Randbereiche ermittelt und anhand der in Millennium Ecosystem Assessment Board (2003), TEEB - The Economics of Ecosystems and Biodiversity (2011) und Kowarik, Bartz & Brenck (2016) verwendeten Kategorisierung in Versorgungsleistungen (provisioning services), Regulationsleistungen (regulating services), Kulturleistungen (cultural services) und Basisleistungen (supporting services) unterteilt. Dies ist in Tab. 43 gezeigt.

Tab. 43: Übersicht potenzieller ÖSL urbaner Gewässer und deren Randbereiche (HWWI, basierend auf Kowarik, Bartz & Brenck, 2016).

Hauptgruppe	Untergruppe	Elemente
Versorgungsleistungen	Trinkwasser	<ul style="list-style-type: none"> • Oberflächenwasser • Grundwasser
	Nahrungsmittel	<ul style="list-style-type: none"> • Kulturpflanzen • Wildtiere und Fische • Pflanzliche Biomasse für die Landwirtschaft
	Rohstoffe	<ul style="list-style-type: none"> • Pflanzliche Rohstoffe für die Weiterverarbeitung • Brauchwasser für die Industrie (Kühlwasser, Bewässerung, etc.)
	Energieträger	<ul style="list-style-type: none"> • Pflanzliche Energierohstoffe • Wasserkraft
	Genetische Ressourcen	<ul style="list-style-type: none"> • Artenvielfalt im Habitat
	Transportwege	<ul style="list-style-type: none"> • Schifffahrt
Regulationsleistungen	Hochwasserschutz	<ul style="list-style-type: none"> • Regulation des Abflussverhaltens und der Pegelstände
	Retention und Reinigung	<ul style="list-style-type: none"> • Aufnahme und Abbau organischer Stoffe (org. Kohlenstoff) • Aufnahme und Abbau anorganischer Stoffe (insbes. Nitrate, Phosphate) • Aufnahme weiterer Schadstoffe (bspw. PM2.5)
	Globales Klima	<ul style="list-style-type: none"> • Kohlenstoffsequestrierung und Speicherung
	Regionales Klima	<ul style="list-style-type: none"> • Temperaturregulation (Schattenbildung, Verdunstung, Kaltluftschneisen)
	Lärmschutz	<ul style="list-style-type: none"> • Verringerung des Lärmpegels
Kulturleistungen	Erholung und Tourismus	<ul style="list-style-type: none"> • Breitstellung von Flächen u. Raumstruktur für Freizeitaktivitäten → Wasserbezogene Freizeitaktivitäten (Wassersport, Angeln, ...) → Allgemeine Freizeitaktivitäten (Wandern, Naturbeobachtung, ...)
	Landschaftsästhetik	<ul style="list-style-type: none"> • Elemente des Landschafts-/Stadtbildes, die das Wohlbefinden beeinflussen
	Natur- und Kulturerbe	<ul style="list-style-type: none"> • Schützenswertes, ortstypisches Naturelement • Schützenswerter Kulturbestandteil • Element religiöser oder spiritueller Rituale • Begegnungsort • Inspirationsquelle
	Bildungs- und Wissenschaft	<ul style="list-style-type: none"> • Ort der (Umwelt-)Bildung und Sensibilisierung für Umweltthemen • Ausgangspunkt wissenschaftlicher Forschung
Basisleistungen	Biodiversität	<ul style="list-style-type: none"> • Habitat für urbane Flora und Fauna
	Nahrungsnetze	<ul style="list-style-type: none"> • Aufrechterhaltung von Nahrungsnetzen
	Nährstoffkreislauf	<ul style="list-style-type: none"> • Bodenbildung
	Morphologie	<ul style="list-style-type: none"> • Gewässer- und Auenstruktur

Die Besonderheit urbaner Ökosysteme ist, dass sie integraler Bestandteil anthropogen geprägter Räume sind und ihre Morphologie und Funktionen daher maßgeblich vom Menschen beeinflusst werden. Die ÖSL, die Gewässer innerhalb einer Stadt bereitstellen, können sich daher deutlich von denen unterscheiden, die in ländlichen Regionen verfügbar sind. Die begrenzte Verfügbarkeit nicht bebauter Flächen kann für größenabhängige ÖSL dazu führen, dass diese ÖSL in der Stadt nicht oder nur in geringem Umfang verfügbar sind. Dies betrifft insbesondere die Versorgungsleistungen. Gleichzeitig bedeutet die räumlich Nähe zum Menschen, dass bestimmte ÖSL verstärkt genutzt werden. Vor allem gilt dies für die kulturellen Leistungen wie die im Projekt Stuck relevante Erholungsleistung.

9.2.2 Bewertung von Ökosystemleistungen

Für die in/an urbanen Gewässern potenziell existierenden ÖSL (Tab. 43) sind geeignete Bewertungsverfahren zu bestimmen und notwendige Voraussetzungen für deren Anwendung zu untersuchen.

Die Berücksichtigung von Umweltaspekten innerhalb des Hochwassermanagements erfolgt aus ökonomischer Sicht über die Bewertung der (voraussichtlichen) Veränderung der ÖSL infolge der Implementierung geplanter Maßnahmen. Bevorzugte Bewertungsmethode ist der Nutzentransferansatz (benefit transfer). Dies gilt insbesondere für die Bewertung von Regulations- und Kulturleistungen.⁴ Das Verfahren greift auf Forschungsergebnisse existierender Primärstudien zurück und überträgt entsprechende Werte auf den jeweiligen Projekt-Kontext, indem für standortsbezogene Faktoren korrigiert wird (Johnston et al., 2015, Rolfe, Johnston & Rosenberger, 2015). Dies kann sowohl die Charakteristika des betrachteten Ökosystems als auch sozio-ökonomische Kennziffern betreffen. Entscheidender Vorteil bei der praktischen Anwendung gegenüber anderen Bewertungsmethoden ist, dass keine kosten- und zeitintensiven Primärstudien durchgeführt werden müssen. Dies wird umso bedeutender, je mehr ÖSL zu berücksichtigen sind. Für praktische Problemstellungen hat sich der Ansatz daher innerhalb der Kosten-Nutzen-Analyse etabliert. Aus theoretischer Sicht sind Exaktheit und Validität der Ergebnisse jedoch genau zu prüfen. Voraussetzung für die Übertragbarkeit von Bewertungsergebnissen ist dabei die Ähnlichkeit des Untersuchungs- und Referenzgebietes (Rolfe, Johnston & Rosenberger, 2015, Boyle & Bergstrom, 1992). Dies umfasst sowohl bio-physikalische Bedingungen als auch sozio-ökonomische Charakteristika der betroffenen Bevölkerung sowie Form und Ausmaß der Umweltveränderung.

Im Wesentlichen existieren zwei verschiedene Nutzentransfer-Ansätze. Der (adjusted) ‚unit-transfer‘ nutzt die (angepassten) Werte der Primärstudie für die Untersuchungsregion wohingegen der *transfer-function* Ansatz eine aus Primärdaten geschätzte parametrische Funktion überträgt (Rolfe, Johnston & Rosenberger, 2015). Die grundlegenden Schritte der Nutzentransfer-Methode zur Bewertung von ÖSL werden in Tab. 44 überblicksartig dargestellt.

⁴ Versorgungsleistungen können oftmals mit ihren Marktpreisen bewertet werden, wodurch sich die Anwendung der Nutzentransfermethode erübrigen kann.

Tab. 44: Schritte der Nutzentransfer-Methode (HWWI, basierend auf Johnston & Wainger, 2015).

(1) Definition des Kontexts der Ökosystembewertung	<ul style="list-style-type: none"> • Abgrenzung des Evaluierungs- und Policy-Kontextes. • Feststellung, welche ökonomischen Informationen benötigt werden. • Welche Werte sind relevant? • Welchen Zweck verfolgt die Bewertung?
(2) Begründung für die Notwendigkeit und Durchführbarkeit des Nutzentransfers	<ul style="list-style-type: none"> • Abwägung, ob der Nutzentransfer gegenüber einer Primärstudie vorzuziehen ist <ul style="list-style-type: none"> a) Zeit- und Budgetrestriktionen; b) Datenverfügbarkeit; c) Genauigkeitsanforderungen für die Datenrezipienten; e) Relation zwischen Politikauswirkung und Kosten einer Primärstudie; f) Qualität verfügbarer Primärstudien.
(3) Entwicklung der konzeptionellen Fundierung der Bewertung	<ul style="list-style-type: none"> • Zusammenhang zwischen Ökosystem-Prozessen und menschlichem Nutzen. • Welche Wohlfahrtsindikatoren werden verwendet (WTP vs. WTA etc.)?
(4) Definition der ÖSL und der Bevölkerung	<ul style="list-style-type: none"> • Abgrenzung der zu betrachtenden ÖSL; Vermeidung von Doppelbewertung • Definition der relevanten Bevölkerung
(5) Quantifizierung der Effekte auf die ÖSL	<ul style="list-style-type: none"> • Bestimmung der Ausgangswerte und der Veränderung in den ÖSL (Quantität und Qualität).
(6) Sammeln und Einschätzen der Daten	<ul style="list-style-type: none"> • Literaturrecherche • Datenverfügbarkeit • Prüfung auf Qualität der Primärstudie • Prüfung der Ähnlichkeit zwischen Referenz- und Modellregion
(7) Festlegung der zu verwendenden Nutzentransfermethode	<ul style="list-style-type: none"> • Entscheidung darüber, welche Transfermethode am besten genutzt werden kann und für den verfolgten Zweck angemessen ist; • Kriterien: vorhandene Informationen, Anzahl verfügb- und verwendbarer Studien, Bewertungstyp, Ähnlichkeit zwischen den Gebieten; vorhandene Expertise; Zeit, Geld, benötigte Genauigkeit
(8) Design und Implementierung des Transfers	<ul style="list-style-type: none"> • Durchführung des Nutzentransfers. • Verwendete Transfermethode gibt weitestgehend das Design und Implementierung vor. • Zu berücksichtigen sind insbesondere die Größe des jeweiligen Ökosystems und des Ausmaßes der untersuchten Umweltänderung.
(9) Aggregation der Werte	<ul style="list-style-type: none"> • Aggregation der Transferergebnisse über Bevölkerung, Raum und/oder Zeit.
(10) Sensitivitätsanalyse und Reliabilität-Test	<ul style="list-style-type: none"> • Änderungen der Modellierungsansätze, der Annahmen oder der Parameter. • Auswirkungen auf die Ergebnisse testen.
(11) Resultate	<ul style="list-style-type: none"> • Bericht der Ergebnisse • Einschränkungen nennen

Die im Wesentlichen genutzte Methodik zur monetären Bewertung von konkreten ÖSL in der Modellregion Kollau ist die ‚adjusted unit transfer‘-Methode (s. z. B. Johnston et al., 2015). Dies bedeutet, dass einzelne monetäre Werte aus Referenzstudien entnommen und

unter Berücksichtigung des sozio-ökonomischen wie auch ökologischen Kontextes auf die jeweilige Modellregion übertragen werden.

Ökosysteme stellen unabhängig von ihrer Größe eine Vielzahl verschiedener ÖSL zu Verfügung. Es kann angenommen werden, dass auch räumlich kleine Ökosysteme so komplex sind, dass es unmöglich ist, sämtliche ‚existierende‘ ÖSL zu identifizieren oder gar zu bewerten. Daher ist in der Regel nur ein Vergleich von Zuständen sinnvoll, sodass über die alternativen Zustände als konstant betrachtete ÖSL für eine (relative) Bewertung der Zustände nicht berücksichtigt werden müssen. Im Folgenden werden deshalb mit dem Begriff ‚relevante‘ ÖSL solche beschrieben, deren Ausprägung sich zwischen den zu untersuchenden Szenarien/Alternativen unterscheidet. Innerhalb der relevanten ÖSL ist jedoch möglicherweise nur eine Teilmenge ‚operationalisierbar‘. Dies bedeutet, dass eine relevante ÖSL mittels Messungen (Anzahlen, physikalischen Einheiten, ...) erfassbar ist bzw. erfasst wurde. Dieser Schritt verdeutlicht die Wichtigkeit, die objektive Erfassung von der notwendigerweise subjektiven (monetären) Bewertung zu trennen.

Aus der Teilmenge der operationalisierbaren ÖSL lassen sich schlussendlich die ‚monetär bewertbaren‘ ÖSL identifizieren. Diese haben die zusätzliche Voraussetzung, dass monetäre Werte (aus der Literatur, durch eigene Befragungen) vorhanden sind, welche sich auf den Projektkontext anwenden lassen. An dieser Stelle finden unvermeidlich subjektive Kriterien (Auswahl der Bewertungsmethoden/Referenzstudien,...) Anwendung. Das gesamte Schema ist in Abb. 190 dargestellt.

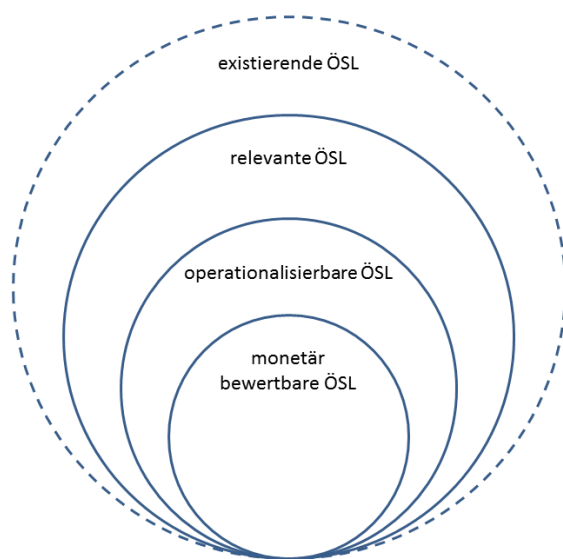


Abb. 190: Schema Ökosystemleistungen (HWWI).

ÖSL in der Modellregion Kollau

Die monetär bewertbaren ÖSL im Einzugsgebiet der Kollau sind die Freizeit-/Erholungsleistung von Grünflächen, sowie die Kohlenstoffspeicherung in Vegetation und Oberboden. Die Hochwasserschutzleistung wird ebenfalls häufig als Leistung eines Gewässers betrachtet, dieser Aspekt wird in Kap. 9.3 behandelt.

Weitere im AP 4 betrachtete ökologische Aspekte sind die Habitatfunktion (Rote-Liste-Arten) und das Schadstoffinventar in RHB. Eine Bewertung gestaltet sich jedoch problematisch, da unbekannt ist, wie sich die entsprechenden Leistungen in ihrer Ausprägung zwischen den betrachteten Alternativen/Szenarien unterscheiden. Die Problematik der

Operationalisierbarkeit und der Verfügbarkeit von übertragbaren monetären Werten besteht darüber hinaus.

Monetäre Bewertung der Freizeit-/Erholungsleistung

Die Freizeit-/Erholungsleistung ist eine relevante ÖSL, da das Szenario ‚Flächennutzung 2035‘ neben einer Versiegelungszunahme der Flächen auch von einer teilweisen Nutzungsänderung von Flächen in der Modellregion ausgeht. Die Operationalisierung erfolgt mittels des Biotopkatasters (Dorendorf et al., 2015, s. AP 4). Im Biotopkataster als ‚Erholungsflächen‘ definierten Flächen in der Modellregion Kollau wird dabei grundsätzlich eine Freizeit-/Erholungsfunktion zugesprochen. Eine weitere Quelle der Flächennutzung stellt das hydrologische Modell aus dem AP 2 dar. Erholungsflächen nach Biotopkataster wird kein Freizeit-/Erholungsfunktion zugesprochen, sofern die Flächennutzungsangabe aus dem hydrologischen Modell dazu widersprüchlich ist. Die endgültige Zuweisung ist in Abb. 191 für den IST-Zustand der Modellregion Kollau dargestellt. Insgesamt sind ca. 9,3 km² des 33,6 km² großen Gebiets Flächen mit Freizeit-/Erholungsfunktion.

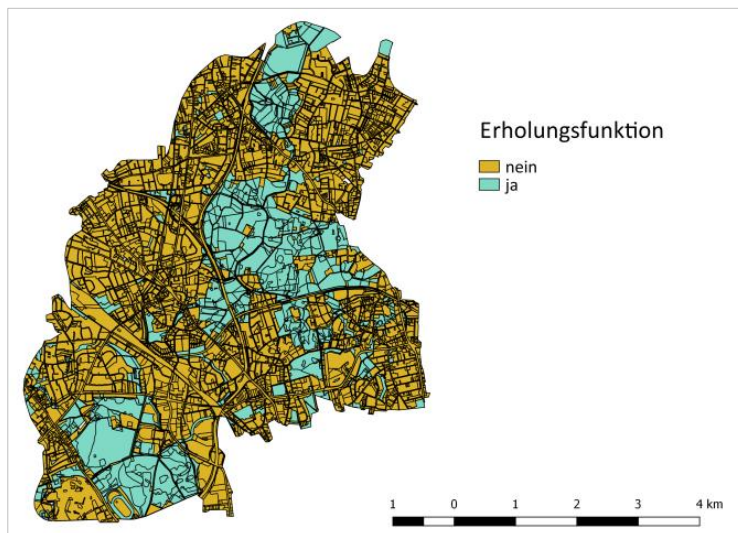


Abb. 191: Freizeit/Erholungsfunktion von Flächen in der Modellregion Kollau (IST-Zustand) (HWWI).

Die Freizeit-/Erholungsleistung ist, wie eingangs erwähnt, auf die Menschen zu beziehen, welche diese Leistung in Anspruch nehmen. Da sowohl im Biotopkataster als auch im hydrologischen Modell Gebäude- und Freiflächen für Wohnzwecke identifiziert werden können, ist es mittels GIS-gestützter Analyse möglich, die für die Menschen in der Modellregion erreichbaren Freizeit-/Erholungsflächen zu approximieren. Dazu wird zunächst die Einwohnerzahl in der Modellregion geschätzt, indem die Größe des Gebiets (33,6 km²) mit der Bevölkerungsdichte des Bezirks Eimsbüttel (ca. 5.100 Einwohner/km²) multipliziert wird. Die Bevölkerung von ca. 172.000 Personen wird dann gleichmäßig auf alle Wohnflächen in der Modellregion verteilt. Da in der Regel hauptsächlich wohnortnahe Grünflächen genutzt werden, wird für jede Wohnfläche die Größe der Freizeit-/Erholungsflächen innerhalb eines Radius von 1 km bestimmt. Weiter vom Wohnort entfernte Flächen (oder Flächen außerhalb der Modellregion) generieren per Annahme keinen Nutzen. Dieser Wert liegt innerhalb der Bandbreite der in der Literatur üblicherweise angenommenen oder als erstrebenswert erachteten Erreichbarkeitsradien von 0,3 bis 5 km (z. B. Walter, 2015, The Trust for Public Land, 2018, Richter & Grunewald, 2017). Die im Projekt Stuck als erreichbar definierten Freizeit-/Erholungsflächen sind in Abb. 192 dargestellt. Jeder Punkt repräsentiert dabei

eine Fläche mit Wohnfunktion, die Farbintensität beschreibt die Größe der von diesem Punkt aus erreichbaren Freizeit-/Erholungsflächen.

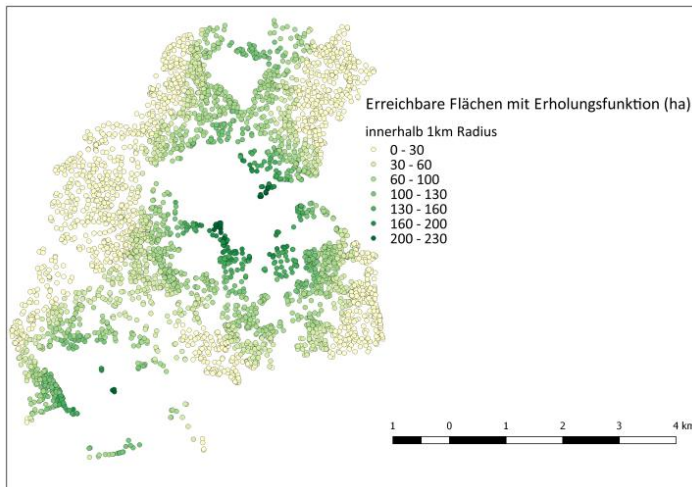


Abb. 192: Erreichbare Freizeit/Erholungsflächen in der Modellregion Kollau (IST-Zustand) (HWWI).

Die für die Übertragung von monetären Werten wichtigste Quelle ist ein Freizeit-/Erholungswert von 1,92 \$, welcher in einer Studie für die Stadt San Francisco pro Parkbesuch ermittelt wurde (The Trust for Public Land, 2018). Dieser Wert bezieht sich auf ‚general park use‘ (deutsch: allgemeine Parknutzung), eine Leistung, die für alle hier definierten Freizeit-/Erholungsflächen angenommen werden kann. Umgerechnet auf die GröÙer der Parkflächen in San Francisco, lässt sich bei unterstellten 100 Parkbesuchen pro Jahr und Person (Walter, 2015) ein Erholungs-/Freizeitwert von 10,96 \$ pro Person, Jahr und km² ableiten. Kaufkraftbereinigt (Basisjahr 2015) entspricht das einem Wert von ca. 8,55 € (adjusted unit transfer). Addiert man für alle Personen den Wert der erreichbaren Flächen, ergibt sich somit eine gesamte Erholung/Freizeitleistung in der Modellregion Kollau von 754.097 € pro Jahr im IST-Zustand.

Für das Szenario ‚Flächennutzung 2035‘ ergibt sich durch bereits absehbare Änderungen der Flächennutzung eine Abnahme der Freizeit-/Erholungsflächen um 7 ha (-0,75 %). Es sei darauf hingewiesen, dass aufgrund des begrenzten Nutzungsradius die genaue Position der verlorenen Freizeit-/Erholungsflächen in die monetäre Bewertung einfließt. Von vielen Menschen erreichbare Flächen haben pro m² einen höheren Wert als von wenigen Menschen erreichbare Flächen. Konkret ergibt sich für den Wegfall der 7 ha ein Rückgang der Erholungsleistung um 5.243 € auf 748.854 € pro Jahr (-0,70 %).

Monetäre Bewertung der Kohlenstoffspeicherung

Die ÖSL Kohlenstoffspeicherung ist relevant, da erstens die modellierte Versiegelungszunahme und der Verlust von Grünflächen mit einem Rückgang der Vegetation (und somit des gebundenen Kohlenstoffs) im Szenario ‚Flächennutzung 2035‘ einhergeht, und zweitens für die (Kompensations-)Maßnahme ‚Umgestaltung von 22 Speicherelementen zu Trockenbecken‘ modellierten trockenen Rückhaltebecken eine andere Vegetationsstruktur als im IST-Zustand vorherrscht.

Die Informationen über die Kohlenstoffspeicherung im Einzugsgebiet der Kollau beziehen sich auf die ‚Pools‘, also die Menge an eingelagertem Kohlenstoff. Die eigentliche Leistung des Ökosystems wäre die Menge an Kohlenstoff, die pro Jahr netto von der Vegetation und

dem Boden eingelagert werden (Leistung = Messeinheit/Zeiteinheit). Die verfügbaren Zahlen zu den C-Pools sind in Tab. 45 dargestellt.

Tab. 45: C-Pools in der Modellregion Kollau(UHH, HWWI).

	IST-Zustand 2015	Flächennutzung 2035	Umgestaltung von 22 Speicherelementen zu Trockenbecken unter Flächennutzung 2035
C Vegetation [t]	104.595	103.544	103.604
C Boden [t]	190.263	188.263	188.863
gesamt C [t]	294.858	291.807	292.466
gesamt CO₂ [t]	1.082.127	1.070.930	1.073.352

Die Bewertung der C-Speicherung findet hinsichtlich der Klimawirkung des Kohlenstoffs bei hypothetischer Freisetzung in die Atmosphäre statt. Der Nutzen entspricht also dem vermiedenen (Klima-)Schaden. Aus einem Gramm elementarem Kohlenstoff entstehen 3,67 Gramm CO₂. Die Klimaschadenskosten einer Tonne CO₂ sind Gegenstand vieler Untersuchungen. Wir verwenden den mittleren Schadenswert der Interagency Working Group on the Social Cost of Greenhouse Gases (IWGSCGG 2016), welcher durch Einbeziehung von Inflation und Kaufkraftparität (KKP) im Basisjahr 2015 einem Wert von 33,02 € pro Tonne CO₂ entspricht (Tab. 46). Da das Problem des Klimawandels sich in der Zukunft verstärkt, geht die Interagency Working Group von einem deutlichen Anstieg der Schadenskosten bis 2035 aus, welche somit in den betrachteten Szenarien berücksichtigt werden müsste. Die letzte Zeile von Tab. 46 zeigt zusätzlich aber auch die Gesamtschadenskosten bei konstanten Schadenskosten je Tonne.

Tab. 46: Schadenskosten bei hypothetischer Freisetzung des Kohlenstoffs (IWGSCGG, 2016, HWWI).

	IST-Zustand 2015	Flächen-nutzung 2035	Umgestaltung der 22 Speicher-elemente zu Trockenbecken unter Flächennutzung 2035
Kosten CO ₂ [\$/t]	42,33	64,67	64,67
Kosten CO ₂ [€/t, KKP]	33,02	50,45	50,45
hyp. Kosten [Mio. €]	35,730	54,023	54,145
hyp. Kosten [Mio. €] (bei 33,02 €/t)	35,730	35,361	35,441

Es zeigt sich, dass durch die Abnahme von Grünflächen im Szenario ‚Flächennutzung 2035‘ ggü. dem IST-Zustand der Wert der C-Pools um 122.145 € niedriger ist (Bezugsjahr 2035). Im Szenario ‚Umgestaltung von 22 Speicherelementen zu Trockenbecken‘ liegt er um 79.950 € niedriger als im IST-Zustand. Wie bereits erwähnt, lässt sich dieser Wert nicht direkt mit der zuvor berechneten Erholungsleistung vergleichen, da er keinen Zeitbezug hat, sondern sich auf eine Bestandsgröße bezieht.

Die Umrechnung eines Bestandswerts in einen äquivalenten jährlichen Zahlungsstrom findet in der Ökonomie durch die Multiplikation des Bestandswerts mit einem Zinssatz statt. So würde z. B. ein Wohnhaus, dessen Marktwert 400.000 € beträgt, bei einem Zinssatz von 3 % pro Jahr ungefähr eine jährliche Mietzahlung 12.000 € rechtfertigen. Anders ausgedrückt: Der Bestandswert entspricht dem 33-fachen der jährlichen Mietzahlung (Leistung).

Bezüglich der C-Pools würde dieses Verhältnis vor allem durch die jährlichen Nettozuwachsrate der C-Pools bestimmt, welche aber unbekannt ist.

Somit lässt sich mit einem lediglich ökonomisch realistischen Zinssatz von 3 % der Bestandwert nur in grober Näherung in einen jährlichen Wert von 1.072 Mio. € für die gesamte Modellregion Kollau im IST-Zustand umrechnen. Bei konstanten spezifischen Schadenskosten würde die Kombination der Szenarien ‚Flächennutzung 2035‘ und ‚Niederschlag 2035‘ einen Rückgang der Leistung um 11.091 € pro Jahr bedeuten und die Maßnahme ‚Umgestaltung von 22 Speicherelementen zu Trockenbecken‘ könnte diesen Rückgang auf 8.693 € beschränken. Der Nutzen der Maßnahme (mit den spezifischen CO₂-Kosten für 2035) wäre 3.664 € pro Jahr. Es sei an dieser Stelle nochmals darauf hingewiesen, dass die berechneten Werte lediglich in ihrer Größenordnung aussagekräftig sind. Eine zuverlässige Bewertung der Klimaschutzleistung sollte auf Basis der (gemessenen) jährlichen Zunahme der C-Pools, also einer Stromgröße, basieren.

Schadstoffretention in Rückhaltebecken

Gemäß der Systematik der ÖSL ist die Schadstoffretention keine ‚relevante‘ ÖSL, da es keinen Anhaltspunkt dafür gibt, dass sich ihre Ausprägung zwischen den betrachteten Szenarien unterscheidet. Informationen zur Schadstoffretention liegen in der Art vor, dass Proben aus dem Schlamm am Boden der Rückhaltebecken genommen wurden. Die Konzentration einiger Schadstoffe wird dann pro kg Schlamm bestimmt (Schadstoffinventar, s. AP4). Grundsätzlich kann argumentiert werden, dass die Klärung dieser Stoffe aus dem Wasser eine Leistung des Beckens darstellt. Für eine Bewertung dieser Leistung wären jedoch mehr Informationen über Verluste/Schäden nötig, die bei einem Nicht-Vorhandensein der Becken durch die Schadstoffe entstünden. Hinsichtlich der Schädwirkung der Stoffe (auf Organismen) wäre vermutlich die Konzentration der Schadstoffe im Wasser die maßgebliche Messgröße zur Operationalisierung. Alternativ könnte versucht werden, den Verlust/Schaden durch Kosten für technische Filteranlagen zu approximieren. Da Filterkosten jedoch normalerweise ebenfalls pro Volumeneinheit Wasser (und ggf. pro Zeiteinheit) angegeben werden, ist eine Bewertung der Schadstoffretentionsleistung der Rückhaltebecken auf Basis des Schadstoffinventars nicht durchführbar. Jedoch ist, wie bereits erwähnt, auch nicht davon auszugehen, dass die Schadstoffretention eine für die Bewertung der vorhanden Alternativen relevante Ökosystemleistung darstellt.

Rote-Liste-Arten

In der Modellregion Kollau wurden an drei Standorten Pflanzen nachgewiesen, die in Hamburg als gefährdet gelten, in der Modellregion Dove-Elbe an sieben Standorten (s. Kap. 6.2). Eine Schwierigkeit bei der Bewertung von Basisleistungen wie dem Bereitstellen einer Habitatfunktion ist, dass diese lediglich die Voraussetzungen für die Existenz von Ökosystemleistungen im engeren Sinne schaffen. So wäre die hypothetische ÖSL ‚Speisefischversorgung‘ ohne die Bereitstellung des entsprechenden Habitats nicht denkbar. Der Nutzen der Habitatfunktion wäre jedoch bereits (zumindest teilweise) in der Bewertung der (eigentlichen) ÖSL ‚Speisefischversorgung‘ enthalten. Innerhalb des hier verwendeten Rahmens stellt das Vorhandensein einer Pflanzen/-Tierart an einem bestimmten Ort keine unmittelbare Leistung für Menschen dar und sollte somit auch nur im Zusammenhang mit den daraus abgeleiteten Leistungen bewertet werden.

Bezogen auf den konkreten Projektkontext der gefährdeten Pflanzen ist jedoch entscheidend, dass deren Vorhandensein sich nicht zwischen den betrachteten Szenarien unterscheidet und somit für eine relative Bewertung der Szenarien/Maßnahmen nicht relevant ist.

Modellregion Dove-Elbe

Zum Zeitpunkt der Berichtserstellung lagen keine Informationen zu den Biotopen in der Modellregion Dove-Elbe vor, sodass eine Bewertung der Kohlenstoffspeicherung und Erholungsleistung nicht durchgeführt werden konnte.

9.3 Risikobetrachtungen (AP 6.3)

Hochwasserrisiken bilden einen der zentralen Erkenntnisgegenstände des Projektes Stuck. Es wird eine Methodik zur ökonomischen Bewertung von Hochwasserschäden in kleinräumigen urbanen Gebieten entwickelt. Darüber hinaus ist es das Ziel, verschiedene Szenarien und Maßnahmen (Klimawandel und insbesondere Hochwassermanagement) hinsichtlich ihrer Auswirkung auf zu erwartende Hochwasserschäden konkret für die Modellregionen zu bewerten.

9.3.1 Methodik der Schadenspotenzialanalyse

Ausgangspunkt der Schadenserfassung ist zunächst die gängige Kategorisierung von Hochwasserschäden (Abb. 193).

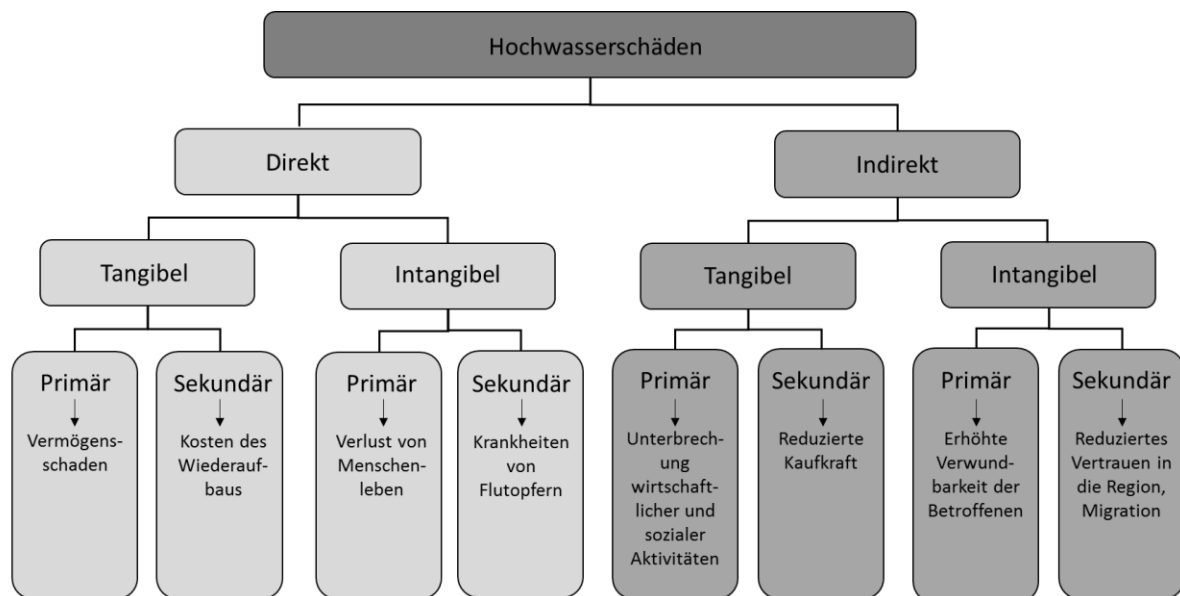


Abb. 193: Kategorisierung von Hochwasserschäden (HWWI, nach Smith & Ward, 1998).

Für deren Erfassung in kleineren Gebietseinheiten kommen entweder mikro- oder mesoskalige Methoden in Frage. Die mikroskalige Untersuchung findet auf der Ebene einzelner Gebäude oder Flurstücke statt, während bei der mesoskaligen Untersuchung Flächennutzungen auf der Ebene von Fluren oder topographischen Raumeinheiten genutzt werden.

Schadensfunktionen, welche Informationen zur konkreten Bebauung benötigen (Tab. 47), sind für das Projekt Stuck nicht geeignet, da derartig detaillierte Informationen für das Kollaeinzugsgebiet nicht verfügbar sind.

Tab. 47: Schadensfunktionen auf Basis konkreter Bebauung (Reese, Markau & Sterr, 2003).

Schadenskategorie	Überflutungshöhe über Geländeoberkante in m																			
	0,25	0,50	0,75	1,00	1,25	1,50	1,75	2,00	2,25	2,50	2,75	3,00	3,25	3,50	3,75	4,00	4,25	4,50	4,75	5,00
Gebäude (Evaluation gesamte Gebäudesubstanz)	Schäden in %																			
2 geschossige Gebäude mit Keller	4,25	5,50	6,75	8,00	9,25	10,50	11,75	13,00	14,25	15,50	16,75	18,00	19,25	20,50	21,75	23,00	24,25	25,50	26,75	28,00
2 geschossige Gebäude ohne Keller	1,25	2,50	3,75	5,00	6,25	7,50	8,75	10,00	11,25	12,50	13,75	15,00	16,25	17,50	18,75	20,00	21,25	22,50	23,75	25,00
4 geschossige Gebäude mit Keller	3,75	4,50	5,25	6,00	6,75	7,50	8,25	9,00	9,75	10,50	11,25	12,00	12,75	13,50	14,25	15,00	15,75	16,50	17,25	18,00
4 geschossige Gebäude ohne Keller	0,75	1,50	2,25	3,00	3,75	4,50	5,25	6,00	6,75	7,50	8,25	9,00	9,75	10,50	11,25	12,00	12,75	13,50	14,25	15,00
Hallenartige Gebäude	3,125	6,25	9,38	12,50	15,63	18,75	21,88	25,00	28,13	31,25	34,38	37,50	40,63	43,75	46,88	50,00	53,13	56,25	59,38	62,50
Gebäudeinhalt (Evaluation einzelner Stockwerke)																				
Privates Inventar	30	42,43	51,96	60,00	67,08	73,48	79,37	84,85	90,00	95,00										
Ausrüstungsvermögen Dienstleistung + Verwaltung	33,5	45,31	54,36	62,00	68,73	74,81	80,40	85,61	90,50	95,00	95,00	95,00								
Ausrüstungsvermögen Produktionsgewerbe (Hallenbauweise)	8,5	12,00	15,50	19,00	22,50	26,00	29,50	33,00	36,50	40,00	43,50	47,00	50,50	54,00	57,50	60,00				
Ausrüstungsvermögen Produktionsgewerbe (Geschossbauweise)	9,59	14,17	18,76	23,34	27,93	32,51	37,10	41,68	46,27	50,85	55,44	60,00								
Vorratsvermögen (Hallenbauweise)	13,00	21,00	29,00	37,00	45,00	53,00	61,00	69,00	77,00	85,00	93,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00				
Vorratsvermögen (Geschossbauweise)	14,50	24,00	33,50	43,00	52,50	62,00	71,50	81,00	90,50	100,00	100,00	100,00								
Sonstige																				
PKW	0	25,00	27,19	38,13	49,06	60,00	60,00	60,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00
Nutzfahrzeuge	0	0,00	0,00	25,00	25,00	30,00	42,50	55,00	60,00	60,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00	100,00
Windkraftanlagen	0,575	1,15	1,73	2,30	2,88	3,45	4,03	4,60	4,60	4,60	4,60	4,60	4,60	4,60	4,60	4,60	4,60	4,60	4,60	4,60

Daher wird bezüglich der Methodik der Schadensanalyse ein Ansatz über Schadensfunktionen auf Basis von Landnutzungsklassen gewählt (Tab. 48).

Tab. 48: Landnutzungsspezifische Schadensfunktionen (Fugro Consult GmbH, 2014).

Schadensfunktionstyp	Schadensfunktion		
	Immobil	Mobil	PKW
Siedlungsflächen	$Y = 2x^2 + 2x$; max. $Y = 100$	$Y = 11.4x + 12,62$ 5	$Y = 16x - 4$; für $x < 0,25$ m: $Y = 0$; für $x > 1,5$ m: $Y = 20$
Industrie- und Gewerbeflächen	$Y = 2x^2 + 2x$; max. $Y = 100$	$Y = 7x + 5$	$Y = 0$
Verkehrsflächen	$Y = 10x$; für $x > 1$: $Y = 10$	$Y = 10x$; für $x > 1$: $Y = 10$	$Y = 0$
Grün-, Sport-, Freizeitflächen	$Y = 0$	$Y = 10$	$Y = 0$
Acker-, Garten-, Weinbau	$Y = 0$	$Y = 50$	$Y = 0$
Grünland	$Y = 0$	$Y = 10$	$Y = 0$
Wald- und Forstflächen	$Y = 0$	$Y = 5x$ für $x > 1$: $Y = 5$	$Y = 0$
Sonstige	$Y = 0$	$Y = 0$	$Y = 0$

Bei den verwendeten landnutzungsspezifischen Schadensfunktionen handelt es sich um relative Schadensfunktionen. Relative Schadensfunktionen haben den Vorteil, dass eine Übertragung auf andere Gebiete/Zeitpunkte leicht möglich ist. Um den absoluten monetären Schaden zu erhalten, werden die Funktionen mit ebenfalls landnutzungsspezifischen Vermögenswerten kombiniert (Tab. 49).

Tab. 49: Landnutzungsspezifische Vermögenswerte (Fugro Consult GmbH, 2014).

Nutzungsklassen	Immobil [€/m ²]	Mobil [€/m ²]	PKW [€/m ²]
Siedlungsflächen	259,00	42,00	13,60
Industrie- und Gewerbeflächen	207,00	72,00	
Verkehrsflächen	200,00	2,00	
Grün-, Sport-, Freizeitflächen	0,00	0,20	
Acker-, Garten-, Weinbau	0,00	0,40	
Grünland	0,00	0,20	
Wald- und Forstflächen	0,00	1,00	
Sonstige	0,00	0,00	

9.3.2 Modellrechnungen für die Modellregionen

Da im Arbeitspaket 6.3 keine eigenen Schadensfunktionen entwickelt oder Vermögenswerte erfasst werden, ist eine Übertragung der landnutzungsspezifischen Vermögenswerte aus der Literatur auf den Projektkontext notwendig. Inhaltlich beziehen sich die Werte in Tab. 49 auf das Bundesland Sachsen des Jahres 2005. Es ist davon auszugehen, dass die spezifischen Vermögenswerte in Hamburg im Basisjahr 2015 aufgrund höherer räumlicher Konzentration sowie einem höheren Preisniveau größer sind. Für die Neuberechnung der Werte wird auf das Nettoanlagevermögen in Hamburg gemäß der Volkswirtschaftlichen Gesamtrechnung der Länder zurückgegriffen (Tab. 50).

Tab. 50: Nettoanlagevermögen Hamburg (Wiederbeschaffungswert) 2011 (VGRdL, 2014, HWWI).

	Ausrüstung und Anlagen [Mio. €]	Bauten [Mio. €]
Produzierendes Gewerbe	7.897,80	8.083,80
Wohnbauten (Annahme: 60 % aller Bauten)		88.308,80

Ausrüstungen und Anlagen sind als mobiles, Bauten als immobiles Vermögen zu verstehen. Im Bundesdurchschnitt sind über die Zeit relativ stabil 60 % aller Bauten Wohnbauten, diese Annahme wird hier auch für Hamburg getroffen. Unter Zuhilfenahme von Flächennutzungsdaten (LGV 2016) ergeben sich folgende Durchschnittswerte je Quadratmeter (Tab. 51):

Tab. 51: Spezifisches Anlagevermögen Hamburg, 2011 (LGV, HWWI).

	Fläche HH 2011 [m ²]	Mobil [€/m ²]	Immobil [€/m ²]
Produzierendes Gewerbe	41.647.652	189,60	194,10
Wohnbauten (Annahme: 60 % aller Bauten)	161.552.028		546,60

Die Kategorien der Vermögenswerte aus Tab. 50 und Tab. 51 sind nicht identisch, eine Umrechnung ist teilweise notwendig. Die Wohnbauten befinden sich in der Regel auf Siedlungsflächen, sodass sich dieser Wert direkt übertragen lässt. Die nutzungsspezifischen

Vermögenswerte auf den Industrie- und Gewerbeflächen (mobil und immobil) werden durch das berechnete Anlagevermögen des Produzierenden Gewerbes geschätzt. Die übrigen Werte aus Tab. 49 werden dadurch aktualisiert, dass der Faktor zwischen neuem (546,6 €) und altem (259 €) siedlungsflächenspezifischen immobilien Anlagevermögen auch auf die übrigen alten Werte angewandt wird. Zuletzt ist noch eine Fortschreibung der Werte von 2011 bis ins Basisjahr 2015 nötig, wobei die bundesdeutschen Wachstumsraten in dieser Zeit (immobil: 10,75 %, mobil: 4,42 %) als Grundlage dienen.

Tab. 52: Nutzungsspezifische Vermögenswerte in Hamburg, 2015 (Fugro Consult GmbH, 2014; VGRdL, 2014, HWWI).

Nutzungsklassen	Immobil [€/m ²]	Mobil [€/m ²]	PKW [€/m ²]
Siedlungsflächen	605,40	92,60	30,00
Industrie- und Gewerbeflächen	215,00	198,00	0,00
Verkehrsflächen	467,50	4,40	0,00
Grün-, Sport-, Freizeitflächen	0,00	0,40	0,00
Acker-, Garten-, Weinbau	0,00	0,90	0,00
Grünland	0,00	0,40	0,00
Wald- und Forstflächen	0,00	2,20	0,00
Sonstige	0,00	0,00	0,00

Mit den aktualisierten Vermögenswerten (Tab. 52) und den relativen Schadensfunktionen sind nun die konkreten Berechnungen der Schadenspotenziale in den Modellregionen möglich. Das gesamte Schadenspotenzial eines Ereignisses ergibt sich aus der Addition der Schadenspotenziale in den acht Nutzungsklassen und den drei Vermögenskategorien.

Kollau: Erwartungswert der jährlichen Überflutungsschäden

In der Modellregion Kollau sind die Überflutungsflächen (und somit die Schadenspotenziale) für das HQ₁₀, HQ₁₀₀ und H₂₀₀ im IST-Zustand bekannt (Tab. 53). Die Eigenschaft ‚betroffen‘ bezieht sich auf Flächen mit einem Wasserstand von mindestens 1 cm.

Um das Überflutungsrisiko unter dem IST-Zustand oder einem anderen gegebenen Szenario bzw. Maßnahme umfassend zu bewerten, sollte im Idealfall die gesamte Wahrscheinlichkeitsverteilung bekannt sein. In der Praxis ist vor allem der (jährliche) Erwartungswert (der Wahrscheinlichkeitsverteilung) der Überflutungsschäden maßgeblich. Der jährliche Erwartungswert erlaubt es, die (vermiedenen) Schäden unter einer Entscheidungsalternative mit deren Kosten (Baukosten, jährliche Unterhaltungskosten) zu vergleichen, um die Sinnhaftigkeit der Alternative einschätzen zu können.

Tab. 53: Schadenspotenziale Kollau, IST-Zustand (HWWI).

Wiederkehrintervall [a]	Eintrittswahrscheinlichkeit [1/a]	Schadenspotenzial [€]	Betroffene Fläche [ha]
10	0,1	370.310	4,6
100	0,01	935.646	11,8
200	0,005	1.160.197	14,1

Die Kenntnis von (lediglich) drei Schadensereignissen verschiedener Jährlichkeiten stellt eine große Herausforderung bei der Bestimmung des Erwartungswerts im IST-Zustand dar. Die einzige Lösungsmöglichkeit besteht darin, den Typ der Wahrscheinlichkeitsverteilung per Annahme festzulegen. Die Kenntnis von drei Schadensereignissen impliziert, dass diese angenommene Wahrscheinlichkeitsverteilungsfunktion durch maximal drei Parameter gekennzeichnet sein darf, da sich aus jedem Datenpaar ‚Jährlichkeit-Schadenspotenzial‘ genau ein Parameter bestimmen lässt. Eine für Überflutungsschäden häufig angenommene Verteilungsfunktion ist die Verallgemeinerte Extremwertverteilung (englisch: generalized extreme value (GEV) distribution), welche durch drei Parameter charakterisiert ist.

Die Verteilungsfunktion der GEV-Verteilung mit Lokationsparameter μ , Skalenparameter σ und Formparameter ξ ist $F(x, \mu, \sigma, \xi) = \exp\left(-\left(1 + \frac{\xi(x-\mu)}{\sigma}\right)^{-\frac{1}{\xi}}\right)$. Aus technischen Gründen wird hier $x \geq \mu - \sigma/\xi$ und $0 < \xi < 1$ angenommen.

Der Erwartungswert der GEV-Verteilung bestimmt sich als $E = \mu + \sigma(\Gamma(1 - \xi) - 1)/\xi$, wobei $\Gamma(\cdot)$ die Gammafunktion bezeichnet.

Die drei mit den bekannten Schadenspotenzialen kompatiblen Parameterwerte (Tab. 54) ergeben gemäß der Formel einen jährlichen Erwartungswert der Schäden von $E = 126.475$ €.

Tab. 54: Parameterwerte GEV-Verteilung Schadenspotenziale Kollau (HWWI).

Parameter	Wert
μ	27.541
σ	120.832
ξ	0,19842

Dies berücksichtigt noch nicht die Information, dass für Ereignisse mit einer Jährlichkeit von weniger als fünf Jahren keine Schäden zu erwarten sind. Damit ergibt sich näherungsweise ein (niedrigerer) Erwartungswert des Schadenspotenzials von $E = 86.477$ € pro Jahr im IST-Zustand. Eine grafische Darstellung der Schadenspotenziale im IST-Zustand zeigt Abb. 194. Die blaue Fläche stellt den Erwartungswert dar, die Zahlen direkt über der blauen Fläche zeigen die bekannten Punkte der Verteilung an.

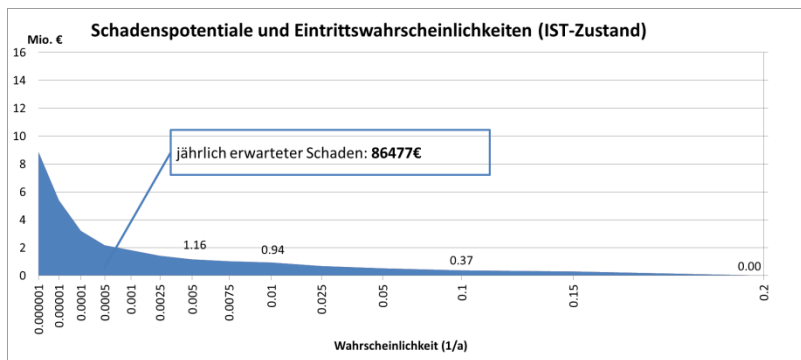


Abb. 194: Schadenspotenziale und Eintrittswahrscheinlichkeiten Kollau (IST-Zustand) (HWWI).

Als nächster Schritt können nun Simulationen durchgeführt werden, um die Veränderung der jährlich erwarteten Überflutungsschäden durch Maßnahmen am Gewässer oder anderen Entwicklungen wie der Versiegelungszunahme zu bestimmen.

Bezüglich der Modellregion Kollau werden im Projekt Stuck Überflutungsflächen für die Szenarien ‚Flächennutzung 2035‘ und ‚Niederschlag 2035‘ berechnet. Das eine wird als Worst-Case-Szenario betrachtet und berücksichtigt die erwartete Zunahme der Versiegelung (vgl. AP 6.1) sowie eine Zunahme der Niederschlagsmenge eines zum HQ_{100} führenden Regenerignisses um 15 % (Klimawandel). Das andere wird als Kompensationsszenario betrachtet und beinhaltet zusätzlich zu den Elementen des Worst-Case-Szenarios die Maßnahme ‚Umgestaltung von 22 Speicherelementen zu Trockenbecken‘ in der Modellregion Kollau zur Reduzierung von Abflussspitzen.

Für die Bestimmung der Wahrscheinlichkeitsverteilung der Schäden unter den beiden betrachteten Szenarien ist Kenntnis über die Schadenspotenziale von je mindestens drei verschiedenen Ereignissen (Jährlichkeiten) nötig. Bekannt ist jedoch jeweils nur die Veränderung des HQ_{100} .

Da für den IST-Zustand eine GEV-Verteilung angenommen wurde, ist es plausibel, dass dieser Verteilungstyp auch unter den Szenarien Worst-Case und Kompensation Gültigkeit hat. Somit stellt sich (lediglich) die Frage, wie sich die drei Parameter der GEV-Verteilung verändern, sodass das Schadenspotenzial eines HQ_{100} -Ereignisses dem simulierten Schadenspotenzial entspricht. Leider gibt es dafür immer noch unendlich viele Möglichkeiten. Es sind weitere Annahmen nötig, um die möglichen Parameteränderungen einzugrenzen. Im Folgenden wird die Eingrenzung dadurch vorgenommen, dass unterstellt wird, dass die Veränderung immer nur einen der drei Parameter betrifft.

Für das Szenario Worst-Case ergibt das simulierte Schadenspotenzial des HQ_{100} an der Kollau einen Wert von 1.631.806 €. Tab. 55 zeigt drei Möglichkeiten, wie aus der Veränderung je eines Parameters drei GEV-Verteilungen entstehen, die mit diesem simulierten Schadenspotenzial des HQ_{100} kompatibel sind. Es ist nicht möglich, eine statistische Aussage darüber zu treffen, welche der drei Erwartungswerte am plausibelsten ist.

Tab. 55: Worst-Case-Szenario Kollau: Mögliche Ausprägungen (HWWI).

Parameter	Änderung nur Lokation	Änderung nur Skala	Änderung nur Form
μ	723.708	27.541	27.541
σ	120.833	213.466	120.833
ξ	0,19842	0,19842	0,400875
Erwartungswert [€/a]	208.305	149.077	131.389

Tab. 55 ist zu entnehmen, dass eine (alleinige) Veränderung des Lokationsparameters die größte Zunahme des erwarteten Schadens verursachen würde. Eine Änderung des Lokationsparameters ist so zu interpretieren, dass sich die gesamte Verteilung (horizontal) verschiebt und würde somit am ehesten dem Szenario einer allgemeinen Zunahme der Niederschlagsmengen entsprechen. Die (alleinige) Änderung des Formparameters würde die geringste Zunahme des Erwartungswerts bedeuten, die Änderung des Skalenparameters stellt in unseren Analysen generell die ‚mittlere‘ Ausprägung dar. Die Interpretation des Skalenparameters ist die Variabilität bzw. die Tendenz des Auftretens extremer Werte. Somit entspricht die Erhöhung des Skalenparameters am ehesten einem Klimawandelszenario in dem vor allem Extremniederschläge zunehmen. Aus beiden genannten Gründen wird die Veränderung des Skalenparameters als die repräsentative Ausprägung der analysierten Szenarien betrachtet. Abb. 195 zeigt die Zunahme des jährlich erwarteten Schadens im Verhältnis zum IST-Zustand (Abb. 194).

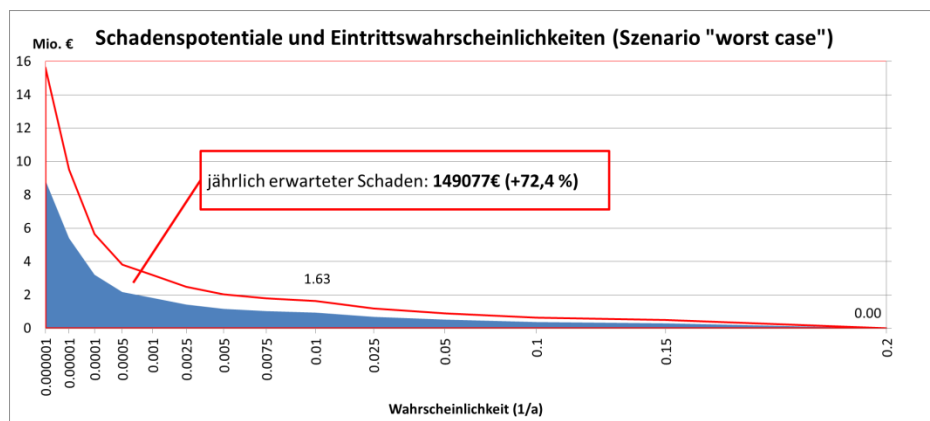


Abb. 195: Schadenspotenziale und Eintrittswahrscheinlichkeiten Kollau (Worst-Case) (HWWI).

Analog lässt sich auch bezüglich des Kompensations-Szenarios vorgehen. Hier ist zu beachten, dass die Differenz zwischen dem Erwartungswert der Schäden im Worst-Case-Szenario und Kompensationsszenario den Nutzen der Steuerungsmaßnahme bestimmt. Die Unsicherheit der beiden Szenarien kumuliert sich also bei der Bewertung des Nutzens. Leider ist es mangels weiterer Daten nicht möglich, diese Unsicherheit zu quantifizieren.

Tab. 56 zeigt die möglichen Ausprägungen des Kompensationsszenarios, analog zum Worst-Case-Szenario in Tab. 55. Das bekannte Schadenspotenzial des HQ₁₀₀ unter diesem Szenario beträgt 1.188.473 €.

Tab. 56: Kompensationsszenario Kollau: Mögliche Ausprägungen (HWWI).

Parameter	Änderung Lokation	Änderung Skala	Änderung Form
μ	280.375	27.541	27.541
σ	120.833	154.475	120.833
ξ	0,19842	0,19842	0,288704
Erwartungswert [€/a]	130.723	109.212	102.766

Die (alleinige) Änderung des Skalenparameters repräsentiert wieder das Kompensationsszenario im Vergleich mit den anderen Szenarien. Die grafische Darstellung im Verhältnis zum IST-Zustand zeigt Abb. 196.

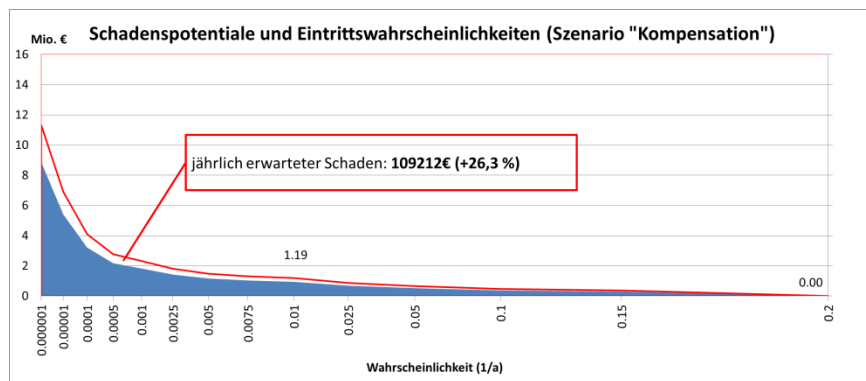


Abb. 196: Schadenspotenziale und Eintrittswahrscheinlichkeiten Kollau (Kompensation) (HWWI).

Das abschließende Ergebnis der Hochwasserrisikoanalyse ist, dass die untersuchte Steuerungsmaßnahme die Zunahme von Hochwasserschäden durch den (modellierten) Klimawandel an der Kollau nicht verhindern kann, das Ausmaß der Zunahme aber deutlich reduziert. Gemäß der Differenz der Erwartungswerte (vermiedene Schäden) hat die Maßnahme einen ungefähren hochwasserschutzbezogenen Nutzen von 39.865 € pro Jahr. Dies bedeutet, dass sich die Maßnahme risikothoretisch lohnt, sofern die (jährlichen) Kosten für die Umsetzung der Kompensationsmaßnahmen diesen Wert unterschreiten.

Dove-Elbe

Für die Modellregion Dove-Elbe im Hamburger Bezirk Bergedorf sind die Informationen weniger detailliert. Untersuchungsgegenstand ist ein einzelnes Starkregenereignis aus dem August 2002. Für dieses Ereignis kann die Jährlichkeit nur grob auf 30 bis 50 Jahre geschätzt werden. Insbesondere ist die Verteilungsfunktion der Überflutungsschäden und damit deren Erwartungswert aus dem einzelnen Ereignis nicht bestimmbar.

Die Risikoanalyse konzentriert sich somit auf das im AP2 hydrologisch simulierte Einzereignis von 2002. Es bietet sich an dieser Stelle an, einen detaillierten Blick auf die Zusammensetzung des Schadenspotenzials (Nutzungsklassen, Vermögenskategorien) zu werfen (Tab. 57). Die Berechnungsmethode entspricht der für die Modellregion Kollau. Gemessen an den ökonomischen Werten und Preisen des Basisjahrs 2015 hat das Ereignis ein Schadenspotenzial von 81.187 €.

Tab. 57: Schadenspotenzial Starkregenereignis August 2002 im Modellgebiet Moorfleet (Bergedorf) (HWWI).

	Immobil [€]	Mobil [€]	PKW [€]	gesamt [€]	betroffene Fläche [ha]
Siedlungsflächen	4.601	63.056	0	67.657	0,5
Industrie- und Gewerbeflächen	0	0	0	0	0,0
Verkehrsflächen	0	0	0	0	0,0
Grün-, Sport-, Freizeitflächen	0	210	0	210	0,5
Acker-, Garten-, Weinbau	0	13.306	0	13.306	3,0
Wald- und Forstflächen	0	14	0	14	0,2
gesamt	4.601	76.586	0	81.187	4,2

Die genauere Betrachtung von Tab. 57 zeigt, dass vor allem Schäden an mobilen Vermögenwerten (Maschinen, Geräte, Inventar etc.) auf Siedlungs- und landwirtschaftlichen Flächen relevant sind. Bezogen auf die 4,2 ha große betroffene Überflutungsfläche handelt es sich zu ca. 70 % um landwirtschaftliche Fläche. Auch wenn eine exakte Bestimmung des jährlichen Erwartungswerts nicht möglich ist, so ist auf Basis der Ergebnisse für die Modellregion Kollau davon auszugehen, dass dieser ungefähr zwischen 5 % und 20 % des Schadenspotenzials des bekannten 30- bis 50-jährlichen Ereignisses liegt, sprich zwischen 4.000 und 16.000 €.

Als erstes Szenario wird das Szenario ‚Niederschlag 2035‘ mit einer Zunahme der Niederschlagsmenge von 15 % bezogen auf das Ereignis sowie einem um 10 % erhöhten Zufluss von Regenwasser aus den nördlich gelegenen Gebieten gerechnet (Tab. 58).

Tab. 58: Schadenspotenzial Szenario ‚Niederschlag 2035‘ Modellgebiet Moorfleet (Bergedorf) (HWWI).

	Immobil [€]	Mobil [€]	PKW [€]	gesamt [€]	betroffene Fläche [ha]
Siedlungsflächen	11.400	67.876	0	79.276	0,5
Industrie- und Gewerbeflächen	0	0	0	0	0,0
Verkehrsflächen	0	0	0	0	0,0
Grün-, Sport-, Freizeitflächen	0	210	0	210	0,5
Acker-, Garten-, Weinbau	0	13.306	0	13.306	3,0
Wald- und Forstflächen	0	33	0	33	0,2
gesamt	11.400	81.424	0	92.824	4,2

Die Ergebnisse zeigen, dass die Zunahme des Schadenspotenzials fast ausschließlich auf die Siedlungsflächen entfällt. Dies ist insofern zu erklären, dass sich erstens die betroffenen Flächen nicht ändern und zweitens für landwirtschaftliche Flächen ein pauschaler, wasserstandsunabhängiger relativer Schaden angenommen wird (vgl. Tab. 48). Im Vergleich zum tatsächlichen Ereignis von 2002 liegt das Schadenspotenzial im Szenario

‚Niederschlag 2035‘ um 14,3 % höher. Dies bedeutet in Bezug auf den jährlichen Erwartungswert des Schadenspotenzials eine Zunahme von bis zu 3.000 €.

Das Maßnahmen-Szenario ‚Regenwasserbewirtschaftung Moorfleet‘ simuliert die Implementierung einiger DRWBM (Kap. 5.2.4, 7.2.6 und 8.2.5). Es wird davon ausgegangen, dass diese Maßnahmen die Nutzbarkeit der Flächen nicht einschränken. Für dieses Szenario entsteht keine Überflutung mehr, sodass auch keine Schadenspotenzialberechnungen nötig sind. Es lässt sich ableiten, dass die Umsetzung der Regenwasserbewirtschaftungsmaßnahmen aus risikotheorischer Sicht lohnenswert ist, sofern die (zusätzlichen) jährlichen Kosten nur wenige Tausend Euro betragen. Unter Berücksichtigung der großen Unsicherheiten wäre bei Kosten bis 5.000 € ein positiver Hochwasserschutznutzen sehr wahrscheinlich und bei Kosten bis 20.000 € zumindest noch denkbar.

10 Kommunikation und Vernetzung (AP 7, hydro & meteo)

Thomas Einfalt, Alexander Strehz, Alrun Jasper-Tönnies

10.1 Projektwebseite

Für die Außendarstellung wurde unter www.stuck-hh.de eine Projektwebseite eingerichtet.

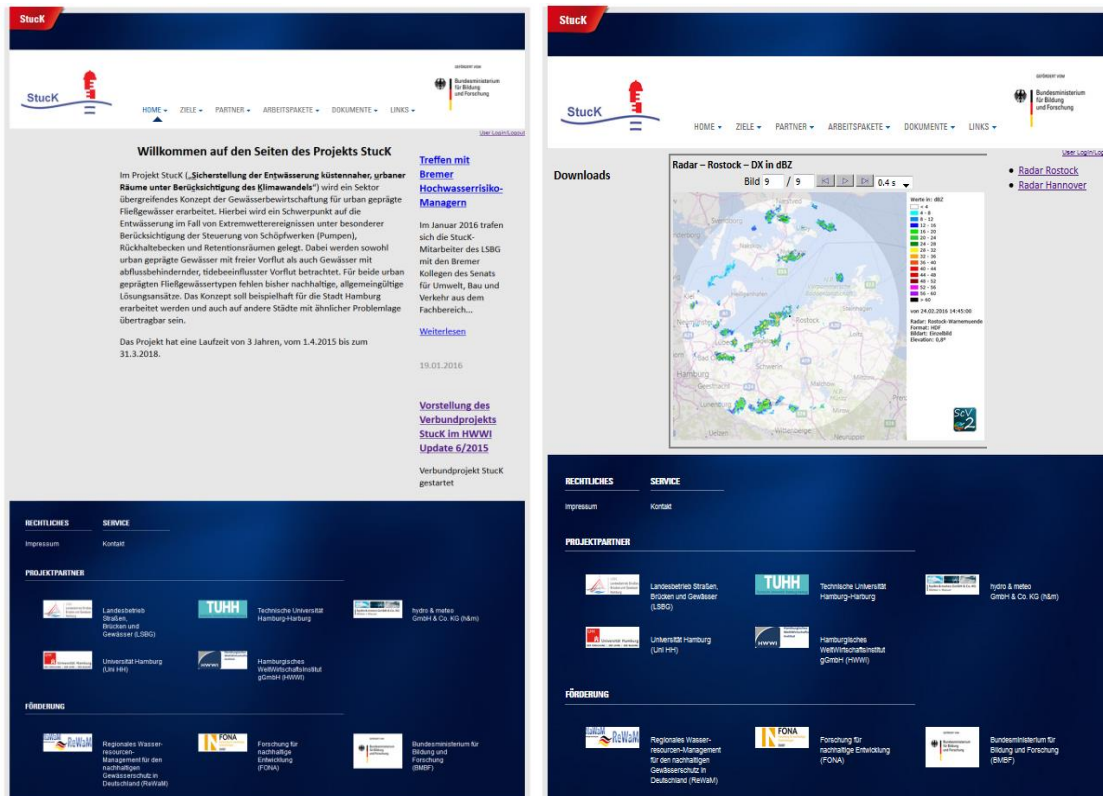
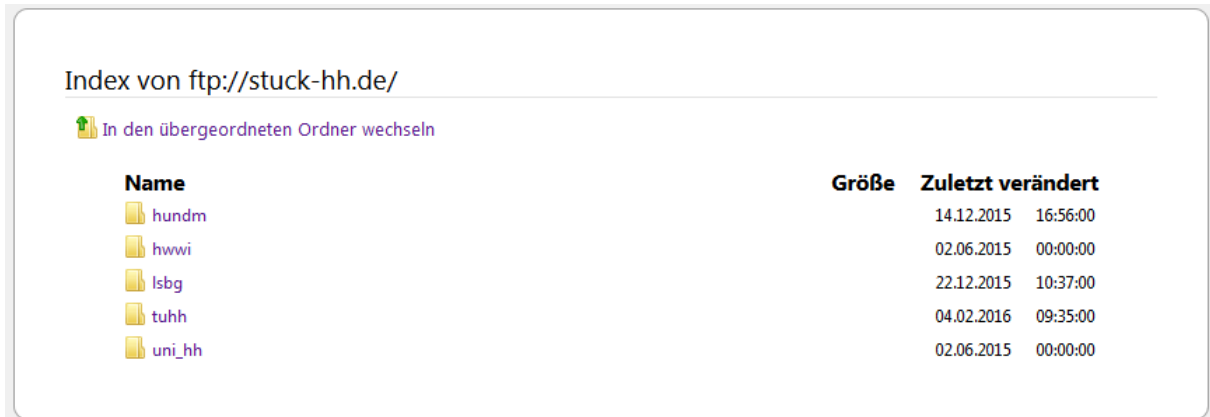


Abb. 197: Die Projektwebseite www.stuck-hh.de. Links ist die Startseite mit den verlinkten News der einzelnen Arbeitspakete in der rechten Spalte zu sehen. In der rechten Abbildung ist die passwortgeschützte Seite des AP 1 zu sehen. Hier werden zurzeit die korrigierten Radardaten der Standorte Rostock/Warnemünde und Hannover in Echtzeit dargestellt.

Auf der Webseite hat jedes Arbeitspaket eigene Unterseiten, welche von den für dieses Arbeitspaket verantwortlichen Projektpartnern mit Inhalt gefüllt werden. Das einfache Einpflegen neuer Inhalte durch alle Projektpartner wird unterstützt durch ein Content-Management-System (typo3.org). Darüber hinaus ist für jedes Arbeitspaket eine eigene News-Kategorie angelegt, welche ebenfalls von den Mitarbeitern des entsprechenden Arbeitspaketes gepflegt wird. Um auch die Startseite aktuell und interessant zu halten, werden diese News auch auf die Startseite verlinkt und dort nach Datum sortiert dargestellt. Für die interne Vernetzung innerhalb des Projektes steht für jedes Arbeitspaket eine passwortgeschützte Unterseite zur Verfügung. Dies bietet unter anderem die Möglichkeit den Arbeitsfortschritt den anderen Projektpartnern und assoziierten Partnern zu veranschaulichen. Weitere Inhalte der Webseite werden von hydro & meteo nach Rücksprache oder im Auftrag von dem Projektleiter LSBG geändert. Weiterhin steht hydro & meteo allen Projektpartnern bei Fragen bezüglich der Webseite zur Verfügung.

10.2 FTP-Server

Für den Datenaustausch zwischen den Projektpartnern innerhalb des Projektes wurde ein FTP-Server eingerichtet (Abb. 198). Der Datenaustausch ist wie folgt organisiert: Jeder Projektpartner hat Schreibrechte in seinem eigenen Bereich, kann hier also Inhalte für die anderen Projektpartner zur Verfügung stellen; auf allen anderen Bereichen des Servers hat man nur lesenden Zugriff, sodass die bereitgestellten Inhalte anderer Projektpartner genutzt aber nicht verändert werden können.



Index von ftp://stuck-hh.de/

[In den übergeordneten Ordner wechseln](#)






Name	Größe	Zuletzt verändert
 hundm		14.12.2015 16:56:00
 hwwi		02.06.2015 00:00:00
 lsbg		22.12.2015 10:37:00
 tuhh		04.02.2016 09:35:00
 uni_hh		02.06.2015 00:00:00

Abb. 198: Der Datenaustauschserver des Projektes Stuck.

11 Projektmanagement (AP 8, LSBG)

Gabriele Gönnert, Dieter Ackermann, Fred Hesser, Heiko Westphal, Matthias Strauer, Sarah Gennis

Das Arbeitspaket dient der regelmäßigen Organisation und Durchführung von Projektgruppen-, erweiterten Projektgruppen- und Arbeitstreffen, sowohl innerhalb des Verbundes als auch mit externen Partnern. Weiterhin wird hier die zeitliche und inhaltliche Koordination der Aufgaben zwischen Stuck und dem übergeordneten Forschungsverbund ReWaM und dem Projektträger Jülich (PTJ) des Bundesministeriums für Bildung und Forschung (BMBF) wahrgenommen. Auch die Berichterstattung gegenüber dem PTJ/BMBF ist hier angesiedelt. Nachfolgend werden die im Berichtszeitraum durchgeführten Treffen, Vernetzungsaktivitäten, Veröffentlichungen etc. aufgelistet.

11.1 Externe fachliche Vernetzung

11.1.1 Besuch von Tagungen, Kolloquien und Seminaren

- 6. Mai 2015, 5. Ökologisches Kolloquium der BfG in Koblenz (UHH)
- 28. Mai 2015, Fachtagung ‚Leben im Gewässerkorridor‘ des Projektes Lebendige Alster in Hamburg (UHH)
- 23. September 2015, beim Landesamt für Umwelt, Wasserwirtschaft und Gewerbeaufsicht Rheinland-Pfalz mit dem Titel ‚Ensemble-Vorhersagen mit COSMO-DE-EPS‘ (hydro & meteo)
- 11. November 2015, ReWaMnet-Auftaktveranstaltung in Koblenz (LSBG, TUHH, UHH, hydro & meteo, HWWI)
- 1. Dezember 2015, Kolloquiumsvortrag der Deutschen Meteorologischen Gesellschaft e. V. mit dem Thema ‚Extreme Gebietsniederschläge im Klimawandel in Mitteleuropa – das Projekt WETRAX‘ (Vortragender: Prof. Dr. Jucundus Jacobeit) (LSBG)
- 1.–5. Dezember 2015, 10. Internationale Tagung zu ‚Precipitation in Urban Areas‘ (Urban-Rain15, <http://www.ifu.ethz.ch/urbanrain>) (hydro & meteo)
- 12. Januar 2016, Kolloquiumsvortrag der Sektion Norddeutschland der DMG mit dem Thema ‚Warnen oder nicht Warnen, das ist hier die riskante Frage – Das transdisziplinäre Projekt WEXICOM des Hans-Ertel-Zentrums für Wetterforschung‘ (Vortragender: Dr. Martin Göber) (hydro & meteo)
- 29. Januar 2016, Fachtagung ‚Leben in und an Hamburgs Fleeten‘ des Projektes Lebendige Alster in Hamburg (UHH)
- 17./18. März 2016, Tag der Hydrologie 2016 (LSBG, TUHH, hydro & meteo)
- 20. April 2016, Fachtagung "Sturmfluten in Hamburg- aber sicher!" in Hamburg (UHH)
- 28. April 2016, 2. Lenkungskreissitzung in Frankfurt/Main (LSBG)
- 3. Mai 2016, Vorstellung des TEEB DE-Stadtberichtes (UHH)
- 12. Mai 2016, Küstenworkshop des BMVI-Expertennetzwerks (Kick-Off), ‚Themenfeld 1 – SP 108 Fokusgebiet Küste‘ (BSH Hamburg) (LSBG)
- 26. Mai 2016, Fachtagung ‚Leben im Gewässerkorridor‘ des Projektes Lebendige Alster in Hamburg (UHH)

- 3. Juni 2016, 8. Hydrologisches Gespräch, veranstaltet von LLUR und LKN in Husum (LSBG, TUHH)
- 15. Juni 2016, QT1-Treffen in Hamburg (LSBG, TUHH, hydro & meteo)
- 24. Juni 2016, Fachtagung ‚Stadtentwicklung und Naturschutz in Hamburg‘ in der Hafencity Universität Hamburg (UHH)
- 28. Juni 2016, Novatech 2016 in Lyon (TUHH, hydro & meteo)
- 6. September 2016, Regenwassertage Ahrensburg (TUHH)
- 16. September 2016, 33. Deutscher Naturschutztag in Magdeburg (UHH)
- 20. September 2016, ‚Wassersensible Stadtentwicklung in der wachsenden Stadt Hamburg‘ (TUHH)
- 21. September 2016, ‚Klimaanpassung leicht gemacht!‘ Besichtigung des Pilotprojektes Regenspielplatz Neugraben-Fischbek (TUHH)
- 27. September 2016, Auftaktveranstaltung des Projektes KAREL (‚KlimaAnpassung des Regenwassernetzes von Elmshorn und UmLand‘) in Elmshorn (LSBG, TUHH)
- 10. Oktober 2016, ‚European Conference on Radar in Meteorology and Hydrology‘ in Antalya, Türkei (hydro & meteo)
- 27. Oktober 2016, 3. Lenkungskreissitzung in Berlin (LSBG)
- 2. November 2016, Klimawandel Norddeutschland – 4. Regionalkonferenz des Bundes, der norddeutschen Länder und Berlin in Hannover (LSBG)
- 17. November 2016, Stadtwerkstatt 13: ‚Eine Stadt für alle‘, Dialog zur zukünftigen Stadtentwicklung Hamburgs (LSBG)
- 5. Dezember 2016: ‚Starkregenereignisse im urbanen Raum – Vorsorge und Strategien‘, Veranstaltung in der Behörde für Umwelt und Energie in Hamburg (LSBG, TUHH)
- 8. Dezember 2016, Kick-off-Meeting des Projektes ‚Ökologisches Potential urbaner Gewässer‘ in Berlin
- 11. Januar 2017, 47. IWASA. Internationales Wasserbau-Symposium Aachen (LSBG, TUHH, hydro & meteo)
- 12./13. Januar 2017, 47. Internationales Wasserbau-Symposium Aachen (IWASA) (LSBG, TUHH, hydro & meteo)
- 24. Januar 2017, 2. Arbeitstreffen des Querschnittsthemas 3 (UHH, HWWI)
- 25./26. Januar 2017, ReWaM-Statuskonferenz in Dresden (LSBG, TUHH, hydro & meteo, UHH, HWWI)
- 26. Januar 2017, 4. Lenkungskreissitzung in Dresden (LSBG)
- 23./24. März 2017, Tag der Hydrologie 2017 (LSBG, TUHH, hydro & meteo)
- 11. April 2017, Meeresspiegelworkshop des BMVI-Expertennetzwerks, ‚Themenfeld 1 – SP 108 Fokusgebiet Küste‘ (BSH Hamburg) (LSBG)
- 24. April 2017, EGU-Tagung in Wien (UHH)
- 4. Mai 2017, QT1-Workshop in Berlin (LSBG)
- 12. Mai 2017, 9. Hydrologisches Gespräch Schleswig-Holstein in Flintbek (LSBG)

- 16.–18. Mai 2017, Auenökologischer Workshop in Koblenz (UHH)
8. Juni 2017, Fachtagung ‚Gewässer in der Stadt‘ des Projektes Lebendige Alster in Hamburg (UHH)
14. Juni 2017, Wassertage Münster/SaMuWa Abschlussveranstaltung (TUHH)
16. Juni 2017, Fachtagung ‚Metropolregion Hamburg ohne Plan?‘ in Hamburg (UHH)
19. Juni 2017, 5. Lenkungskreissitzung in Berlin (LSBG)
29. Juni 2017, Infoveranstaltung des Projektes KAREL in Elmshorn (LSBG)
4. September 2017, Tagung der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft 2017 in Göttingen (UHH)
6. September 2017, 3. Arbeitstreffen des Querschnittsthemas 3 (HWWI)
10. September 2017, International Conference on Urban Drainage ICUD 2017 (LSBG, TUHH, hydro & meteo)
13. September 2017, Kolloquium zu "Statistischen Methoden in der hydrologischen Vorhersagepraxis und deren Nutzen" an der BfG in Koblenz (LSBG)
- 25.–28. September 2017, Jahrestagung der Deutschen Gesellschaft für Limnologie (DGL) in Cottbus
27. September 2017, Workshop "Klimaanpassung", Behörde für Umwelt und Energie, Leitstelle Klima, Hamburg (LSBG)
24. Oktober 2017, Buchvorstellung "Hamburger Klimabericht" und wissenschaftliche Diskussion (LSBG)
28. November 2017, 2. Lenkungskreissitzung in Berlin (LSBG)
26. Januar 2018, Erfahrungsaustausch zum Thema Vorfeuchte (API) und Entwässerung im BSH-Hamburg
22. März 2018, Tag der Hydrologie 2018 in Dresden (LSBG, TUHH, hydro & meteo)
3. Mai 2018, QT1-Treffen in Berlin (hydro & meteo)
8. Mai 2018, ReWaMnet-Abschlusskonferenz in Berlin (LSBG, TUHH, UHH, HWWI, hydro & meteo)
9. Mai 2018, 7. Lenkungskreissitzung in Berlin (LSBG)
25. Mai 2018, Hydrologisches Gespräch Schleswig-Holstein in Husum (LSBG, hydro & meteo)
6. Juni 2018, DWA-Tagung Starkregen und Sturzfluten in München (LSBG)
14. Juni 2018, Workshop Starkregenvorsorge in Lübeck (LSBG, hydro & meteo)
4. Juli 2018, Auftaktveranstaltung zur Fortschreibung des Hamburger Klimaplanes, Behörde für Umwelt und Energie, Klimaleitstelle in Hamburg (LSBG)
22. August 2018, Abschlussveranstaltung Stuck in Hamburg (LSBG, TUHH, UHH, HWWI, hydro & meteo)
12. September 2018, 30. Hamburger Kolloquium zur Abwasserwirtschaft (LSBG)

- 15. Oktober 2018, Fachtagung "Klimasicheres Entwässerungsmanagement an der Nordseeküste" in Oldenburg (LSBG)
- 6. Dezember 2018, UrbanRain18 in Pontresina (hydro & meteo)
- 26. Februar 2019, Wassertage Münster (LSBG)
- 27. März 2019, Tag der Hydrologie in Karlsruhe (LSBG, hydro & meteo)
- 1.–5. Juli 2019, 10th International Conference Novatech 2019 (TUHH, hydro & meteo)
- 26. August 2019, Bodenkundliche Jahrestagung in Bern (UHH)
- 08. November 2019, Abschlussveranstaltung Aufstockungsphase Stuck in Hamburg (LSBG, TUHH, UHH, HWWI, hydro & meteo)

11.1.2 Wissenschaftlicher Austausch

Treffen mit Vertretern des Bundesamtes für Seeschifffahrt und Hydrographie (BSH) am 02.11.2015

LSBG, hydro & meteo

Das BSH wird im Rahmen des Expertennetzwerkes die Entwässerung des Nord-Ostsee-Kanals bearbeiten. Es ergeben sich deshalb thematische Überschneidungen, die besprochen wurden. Das BSH hat reges Interesse gezeigt bezüglich der Niederschlagsprognose mittels Radar und dessen Möglichkeiten und Grenzen. Darüber hinaus wurde über die Berechnung eines Vorfeuchte-Indexes für EZG diskutiert (Schröter et al., 2015). Das BSH hat einen Vorfeuchte-Index für das Dezember Hochwasser 2014 ermittelt und ein plausibles Ergebnis erhalten. Mit Herrn Einfalt wurde beschlossen, einen solchen Vorfeuchte-Index auch im operationellen Betrieb des Warndienstes zu testen.

Treffen mit Vertretern des DFG-Projektes PATTERN (Universität Hamburg) am 18.01.2016

LSBG, hydro & meteo, TUHH

Im Projekt PATTERN werden lokale Niederschläge mit x-Band-Radaren im Raum Itzehoe und Hamburg ermittelt. In einem weiteren DFG-Projekt (HyFox, Katharina Lengfeld, 2015–2017) soll mit einem nachgeschaltetem N-A-Modell der aus den Radaren ermittelte Niederschlag genutzt werden, um den resultierenden Abfluss in einem gebirgigen Einzugsgebiet in Spanien und einem (urbanen) Gebiet in Hamburg zu berechnen. Es wurde bei diesem Treffen zum einen beschlossen, dass die langen Messzeitreihen vom Wettermast Hamburg dem Stuck-Projekt zur Kalibrierung des N-A-Modells der Dove-Elbe zur Verfügung gestellt werden und zum anderen, dass Frau Lengfeld einen entsprechend aufbereiteten Datensatz des Niederschlags aus dem Hamburger X-Band-Radar an hydro & meteo weitergibt, der wiederum so aufbereitet wird, dass er für das N-A-Modell der Kollau als Input genutzt werden kann. Die Ergebnisse der N-A-Modellierung werden an Frau Lengfeld zurückgegeben. Für das Stuck-Projekt ist es von Interesse, ob zeitlich und räumlich höher aufgelöste Niederschlagsinformationen zu einer Verbesserung der Ergebnisse auf einer ‚größeren‘ Einzugsgebietsebene führen.

Treffen mit Vertretern des Bezirksamtes Wandsbek am 03.03.2016

LSBG

Mit zwei Vertretern des Bezirksamtes Wandsbek wurde über deren Praxiserfahrungen mit der 3-Wehrsteuerung, einer ereignisbezogenen automatischen Steuerung von drei Wehren,

basierend auf Niederschlagsmesswerten, gesprochen. Die 3-Wehrsteuerung wurde vom LSBG im Rahmen des Forschungsprojektes SAWA entwickelt.

Treffen mit Vertretern des ReWaM-Projektes KOGGE im LSBG am 08.03.2016

LSBG, hydro & meteo, TUHH, UHH, HWWI

Beim Besuch einer Delegation von Mitarbeitern des ReWaM-Projektes KOGGE aus Rostock wurden vormittags die Projekte KOGGE und Stuck in mehreren Vorträgen gegenseitig vorgestellt. Nach einer abschließenden Diskussion wurde am Nachmittag die Modellregion Kollau aufgesucht und vor Ort zentrale Elemente des Hochwasserschutzes erläutert.

Ortsbegehung der Trockenbecken in Münster 05.10.2016

UHH, Tiefbauamt Münster

Es wurden ausgewählte HRB vorgestellt, die als Trockenbecken angelegt sind und eine hohe Biodiversität aufweisen.

Treffen mit Vertretern des ReWaM-Projektes ‚In_StröHmunG‘ und der Hamburger Bezirksämter Hamburg-Nord, Wandsbek und Altona im LSBG am 05./06.04.2017

LSBG, TUHH, UHH, HWWI

Den Vertretern der Bezirksämter wurde die Arbeit der beiden Forschungsprojekte vorgestellt. Ein Schwerpunkt lag auf dem Thema ‚ökologischer Hochwasserschutz‘. Nach einem Kurzvortrag über den Hochwasserschutz in der Hafencity wurde dieser bei einer anschließenden Ortsbegehung in Augenschein genommen. Der zweite Tag diente dem Austausch der Forschungsprojekte zum Thema Einsatz von hydrodynamisch-numerischen Modellen in der wasserbaulichen Planung.

Ortsbegehung von HRB in der Modellregion Kollau mit Vertreterin der Uni Osnabrück am 28.04.2017

UHH, Uni Osnabrück

Es wurden ausgewählte HRB und deren Fauna vorgestellt und Entwicklungspotenzial erfragt.

Treffen mit Vertretern des BUND beim LSBG am 29.06.2017

LSBG, BUND

Es wurden mit dem BUND Ansätze einer Berücksichtigung von ökologischen Aspekten im Hochwasserschutz diskutiert und hier insbesondere angefragt, welche Faktoren hier besondere Beachtung finden sollen.

Arbeitsgespräch mit der Firma planula im LSBG am 04.07.2017

LSBG, planula

Es wurden die Differenzen in der Höhenvermessung zwischen planula und LSBG des HRB Steinwiesenweg besprochen. Zudem wurde die Art der künftigen Unterhaltung des HRB erfragt.

Arbeitstreffen mit Vertretern des LLUR-SH in Flintbek am 29.06.2017

LSBG, LLUR-SH

Es wurden seitens des LLUR die Datenhaltungssoftware HydroNET und WISKI vorgestellt.

Arbeitsgespräch mit der Firma planula in Klein Flottbek am 07.09.2017

UHH, planula

Austausch der Ergebnisse der Kartierungen des Rückhaltebeckens Steinwiesenweg sowie der Planung der Umgestaltung des Beckens.

Arbeitstreffen mit Vertretern des LLUR-SH in Hamburg am 20.02.2018

LSBG, LLUR-SH

Es wurde diskutiert, welche potenzielle Synergien sich in der Verwendung hydrologischer Software zwischen LLUR-SH und LSBG ergeben können.

Treffen mit Vertretern des NABU beim LSBG am 03.12.2018

LSBG, NABU

Zu dem Treffen waren Vertreter des NABU eingeladen, die Arbeiten am Retentionsraum Mühlenau durchzuführen, bzw. betreuen. Es wurden die aktuellen Arbeiten des NABU erfragt und potenzielle Arbeiten diskutiert.

Treffen mit Vertretern der Hamburger Bezirksämter beim LSBG am 22.01.2019

LSBG, BA Bergedorf, BA Eimsbüttel, BA Harburg, BA Nord, BA Wandsbek

Zu dem Treffen waren Vertreter der Bezirksämter eingeladen, die die Unterhaltung der HRB verantworten. Es wurden die jeweiligen Schwerpunkte und Herausforderungen bei der Unterhaltung der HRB erörtert und Verbesserungsvorschläge erfragt. Zudem wurden die bisherigen Stuck-Ergebnisse hierzu kurz erläutert.

Ortsbegehung der Trockenbecken in Münster 09.05.2019

LSBG, Tiefbauamt Münster

Zunächst wurden die Unterhaltungspläne und Tabellen der HRB vorgestellt. Bei der anschließenden Begehung wurden ausgewählte HRB vorgestellt, die als Trockenbecken angelegt sind und eine hohe Biodiversität aufweisen.

Ortsbegehung und Erfahrungsaustausch über die HRB in Hamburg 24.06.2019

LSBG, Tiefbauamt Münster, BA Eimsbüttel

Bei einem Gegenbesuch der Kollegen aus Münster wurden zunächst die Ergebnisse aus Stuck vorgestellt und anschließend eine Begehung des Retentionsraums Mühlenau und andere HRB in EZG der Kollau vorgenommen. Dabei fand auch ein Austausch mit dem mBA Eimsbüttel statt.

Treffen mit Vertretern des NABU und BUND beim LSBG am 01.07.2019

LSBG, NABU, BUND

Zu dem Treffen waren Vertreter des NABU und BUND eingeladen, um die Gestaltung der Vorzugsvariante zu diskutieren.

Treffen mit Vertretern des Projektes Natürlich Hamburg! In der BUE am 15.08.2019

LSBG, Natürlich Hamburg!

Bei diesem Treffen wurden gegenseitig die Ergebnisse bzw. Pläne vorgestellt und Synergien mit dem Großprojekt Natürlich Hamburg! ausgelotet.

Treffen mit Fachberaterin der Gewässerunterhaltung der BUE im LSBG am 16.08.2019

LSBG, Fachberaterin Gewässerunterhaltung

Bei dem Treffen wurden die Ergebnisse von Stuck vorgestellt und eine Stellungnahme der Fachberaterin erfragt. Auch über die in Frage kommenden Gerätschaften zur Unterhaltung des Retentionsraums Mühlenau wurde diskutiert.

11.2 Interne fachliche Vernetzung

Stuck Kick-Off am 18.05.2015

LSBG, hydro & meteo, TUHH, UHH, HWWI, assoziierte Projektpartner sowie Projektträger Jülich

Das Projekt und seine Struktur wurden vorgestellt, Interessen der Teilnehmer bekundet und Ziele des Projektes diskutiert.

1. Projektgruppentreffen am 29.05.2015

LSBG, hydro & meteo, TUHH, UHH, HWWI

Bei diesem Treffen wurden die Themen Kooperationsvereinbarung, Projektablauf, Datenaustausch, Szenarios und Standorte angesprochen und diskutiert.

Arbeitsgespräch mit Projektpartnern am 05.06.2015

LSBG, hydro & meteo, TUHH, UHH, HWWI

Bei diesem Arbeitsgespräch wurde, unter anderem, über mögliche Szenarien einer zukünftigen Gewässerbewirtschaftung gesprochen. Eine Ortbegehung der Modellregionen wurde beschlossen.

Ortsbegehung am 07.07.2015

LSBG, hydro & meteo, TUHH, UHH, HWWI

Die beiden Modellregionen Kollau und Dove-Elbe wurden begangen, potenzielle Untersuchungsstandorte erkundet und die wasserwirtschaftliche Steuerung vor Ort in Augenschein genommen.

Arbeitstreffen mit Projektpartnern am 15.07.2015

LSBG, hydro & meteo, TUHH, UHH, HWWI

Dieses kurze Arbeitstreffen diente der weiteren Konkretisierung möglicher zukünftiger Szenarien der Gewässerbewirtschaftung und äußerer Rahmenbedingungen (Klimawandel).

Arbeitstreffen am 18.08.2015

LSBG, hydro & meteo, TUHH

Themen des Treffens waren Datenübergabe, Datentransfer zwischen TUHH und hydro & meteo, Auswahl von Niederschlagsereignissen, Datenverfügbarkeit, Kalibrierungen, Modellierungen, weiterer Datenbedarf und Abstimmung des Textbeitrages der ReWaMnet-Broschüre sowie zum Stuck-Logo.

2. Projektgruppentreffen am 18.09.2015

LSBG, hydro & meteo, TUHH, UHH, HWWI

Es wurde über die Erweiterung der assoziierten Partner, den Sachstand der Projektarbeit, die Modellregionen, den Internetauftritt, die Vernetzung durch ReWaMnet sowie das Projektgruppentreffen mit assoziierten Partnern gesprochen.

Arbeitsgespräch mit den Bezirksämtern Bergedorf und Eimsbüttel am 12.10.2015

LSBG, UHH

Es wurde über wasserwirtschaftliche Details in den Modellregionen Kollau und Dove-Elbe diskutiert. Das Fachwissen beider Ansprechpartner in den Bezirksämtern erweist sich als sehr hilfreich.

Arbeitsgespräch zwischen LSBG und HWWI am 16.12.2015

Es wurde anhand einer geplanten Gewässer-Renaturierungsmaßnahme besprochen, wie diese ökonomisch bewertet werden kann, auch in Hinblick auf ihre Ökosystemleistung.

Treffen mit Freie Hansestadt Bremen, SUBV am 05.01.2016

Im Januar 2016 trafen sich die Stuck-Mitarbeiter des LSBG mit den assoziierten Partnern vom Hochwasserrisikomanagement des Senats für Umwelt, Bau und Verkehr der Freien Hansestadt Bremen.

Bei einem gemeinsamen Gespräch über die wasserwirtschaftliche Situation in Bremen und einer anschließenden Geländebegehung stellte sich heraus, dass die naturräumlich bedingte Entwässerungssituation in Bremen der in Hamburg sehr stark ähnelt. In beiden Städten gibt es tidebedingt Zeiten ohne Binnenentwässerungsmöglichkeiten, die zu einem Rückstau in den Binnengewässern führen können. Wie im Einzugsgebiet der Kollau in Hamburg, finden sich auch in Bremen vergleichsweise kurze Gewässer mit einem kleinen Einzugsgebiet und einer dementsprechend sehr schnell durchlaufenden Hochwasserwelle. Dies erfordert im Ereignisfall eine sehr kurze Reaktionszeit, die durch eine präzisere Niederschlagsprognose verkürzt werden kann. Insofern werden die für Hamburg in Stuck ermittelten Ergebnisse sehr gut auf die Gegebenheiten in Bremen übertragbar sein. Der gemeinsame Ideenaustausch soll Synergien schaffen und zukünftig fortgesetzt werden.

Arbeitsgespräch zwischen TUHH und HWWI am 07.01.2016

Abstimmung zu den Modellierungen hinsichtlich Ökosystemleistungen.

Arbeitsgespräch zwischen APÖ und IfB (UHH) am 08.01.2016

Abstimmung zu operationalisierbarkeit von Ökosystemleistungen.

3. Projektgruppentreffen am 20.01.2016

LSBG, hydro & meteo, TUHH, UHH, HWWI

Es wurde über den Sachstand der Projektarbeit, über die Erstellung des 1. Zwischenberichtes, die Internetseite www.stuck-hh.de, die ReWaMnet Auftaktveranstaltung in Koblenz, Berichte bisheriger Treffen, das erweiterte Projektgruppentreffen mit assoziierten Partnern und PTJ/BMBF sowie die Teilnahme an Tagungen gesprochen.

Arbeitsgespräch zwischen APÖ und IfB (beide UHH) am 06.04.2016

UHH

Vorbereitung zum erweiterten Projektgruppentreffen.

Arbeitsgespräch zwischen TUHH und hydro & meteo am 16.06.2016

TUHH, hydro & meteo

Schnittstellen und Datenübergabe für operationelles Modell Modellregion Kollau.

1. Erweitertes Projektgruppentreffen am 25.05.2016

LSBG, hydro & meteo, TUHH, UHH, HWWI sowie assoziierte Projektpartner

Beim ersten erweiterten Projektgruppentreffen wurden, vornehmlich den assoziierten Projektpartnern, die bisherigen Arbeitsschritte und erste Zwischenergebnisse aus den Arbeitspaketen berichtet. In einer gemeinsamen Diskussion konnten alle Teilnehmer Ihre Anregungen, Fragen und Wünsche einbringen.

Ortsbegehung Dove-Elbe/Gose-Elbe am 07.07.2016

LSBG, Bezirksamt Bergedorf

Zusammen mit dem Bezirksamt Bergedorf fand der Ortstermin vom Schiff aus statt. Kernpunkte waren die Steuerung der wasserbaulichen Anlagen sowie die allgemeine Entwässerung der Vier- und Marschlande.

Arbeitsgespräch zum Thema Datenhaltung, Datentransfer und Datenmanagement am 26.07. und 03.08.2016

LSBG, TUHH und hydro & meteo

Diskutiert wurden der mögliche Einsatz verschiedener Softwareprodukte um das Handling und die Analyse der im Projekt aufkommenden Daten zu verbessern. Diskutiert wurden die Programme WISKI (Fa. Kisters), Timeview (Fa. Hydrotec), KueDaDe (TUHH) und HydroNET (Fa. HydroLogic Systems).

Arbeitsgespräch zum Thema Datenhaltung, Datentransfer und Datenmanagement am 21.09.2016

LSBG und hydro & meteo

Vorstellung der Software TopoDesk.

4. Projektgruppentreffen am 28.09.2016 in Lübeck

LSBG, hydro & meteo, TUHH, UHH, HWWI

Es wurde sehr ausführlich über den Sachstand der Arbeiten in den einzelnen Arbeitspaketen und dem daraus resultierenden weiteren Vorgehen gesprochen. Der Sachstand der ReWaMnet-Querschnittsthemen wurde an alle Projektpartner berichtet, sowie, im Rahmen der Möglichkeiten, um eine Mitarbeit gebeten. Die Vorbereitung des Stuck-Workshops erfolgte gesondert am 11.10.2017.

Arbeitsgespräch am 11.10.2016 zur Vorbereitung des Stuck-Workshops

LSBG, TUHH, UHH und HWWI

Die Inhalte, Ziele und organisatorischen Abläufe des zweitägigen Stuck-Workshops im November wurden besprochen.

Arbeitsgespräch am 10.11.2016 zur Vorbereitung des Stuck-Workshops

LSBG und HWWI

Die monetären Themen zum zweitägigen Stuck-Workshop im November wurden besprochen.

Stuck-Workshop in der Elbauenstation Pevestorf, 30.11.–01.12.2016

LSBG, hydro & meteo, TUHH, UHH, HWWI

Die Inhalte der Zukunfts-Szenarien wurden sehr detailliert bezüglich modelltechnischer Umsetzbarkeit, Berücksichtigung des Klimawandels, zukünftiger Stadt- und Flächenentwicklung diskutiert. Unterschiedliche Instrumente und Steuerungsmaßnahmen des Hochwasserschutzes wurden präsentiert. Im Sommer 2017 wird ein nächster Workshop angedacht, zur Diskussion der bis dahin vorliegenden Ergebnisse.

Arbeitsgespräch zu Hochwasserrückhaltebecken in der Modellregion Kollau am 13.12.2016

LSBG und Bezirksamt Eimsbüttel

Das Steuerungspotenzial der in der Modellregion vorhandenen HRB wurde besprochen um mögliche Steuerungsansätze im Rahmen von Stuck zu entwickeln.

Arbeitsgespräch zu Sachstand/Projektverlängerung am 20.12.2016

LSBG, hydro & meteo, TUHH, UHH, HWWI

Der Sachstand der AP sowie aktuelle Schwierigkeiten/Probleme wurden kurz berichtet. Die Möglichkeiten einer kostenneutralen und grundsätzlichen Verlängerung des Projektes Stuck wurden besprochen.

Arbeitsgespräch zwischen UHH (APÖ) und LSBG am 02.02.2017

Vorstellung der Arbeiten des APÖ vor Ort und Vorbereitung 5. Projektgruppentreffen.

Arbeitsgespräch mit den Bezirksamt Eimsbüttel am 14.02.2017

LSBG, TUHH

Es wurde erfragt, welche HRB sich für die Modellierung mit dem N-A-Modell im Rahmen von Stuck eignen, und welche Veränderungen an den HRB seit 2011 erfolgten.

5. Projektgruppentreffen am 21.02.2016

LSBG, hydro & meteo, TUHH, UHH, HWWI

Es wurde über den Sachstand der Arbeiten in den einzelnen AP berichtet. Das Vorgehen für eine angedachte Projektverlängerung und die Erstellung des zweiten Zwischenberichts wurde abgestimmt. Die Planungen für das zweite erweiterte Projektgruppentreffen und das Treffen mit dem ReWaM-Projekt In_StröHmunG wurden vorgestellt. Der aktuelle Stand aus den ReWaMnet-Querschnittsthemen wurde an alle Teilnehmer berichtet.

2. Erweitertes Projektgruppentreffen am 25.04.2017

LSBG, hydro & meteo, TUHH, UHH, HWWI, assoziierte Projektpartner und Gäste

Beim zweiten erweiterten Projektgruppentreffen wurden die bisherigen Arbeitsschritte und Zwischenergebnisse aus den Arbeitspaketen berichtet. Die Teilnahme einiger externer Gäste verdeutlicht das große Interesse am Projekt Stuck. In zwei gemeinsamen Diskussionsrunden konnten alle Teilnehmer Ihre Anregungen, Fragen und Wünsche einbringen und den Fortschritt des Projektes so begleiten.

Arbeitsgespräch zum Thema Datenhaltung, Datentransfer und Datenmanagement am 17.05.2017

LSBG, hydro & meteo und Firma Hydrologic

Vorstellung der Software HydroNET.

Arbeitsgespräch zum Thema Datenhaltung, Datentransfer und Datenmanagement am 01.06.2017

LSBG und hydro & meteo

Vergleich der Niederschlagsdaten von Stationen und Radaren.

Arbeitsgespräch zwischen LSBG und TUHH am 15.06.2017

LSBG und TUHH

Besprechung der Ergebnisse der Simulationen für die Modellregion Kollau.

6. Projektgruppentreffen am 20.06.2017

LSBG, hydro & meteo, TUHH, UHH, HWWI

Vorstellung der Untersuchungsschwerpunkte in den Modellregionen durch den LSBG. In der Modellregion Kollau erfolgt momentan eine Konzentration auf das Hochwasserrückhaltebecken (HRB) Steinwiesenberg. In der Modellregion Dove-Elbe werden die Idee einer gedämpften Tide und die Vorabsenkung im gesamten Einzugsgebiet der Dove-Elbe und ggf.

unterer Teil der oberen Bille geprüft. Deren ökologische Auswirkungen sollen diskutiert werden. Die jeweiligen Entwicklungen werden zwischen den AP werden als eine Art „Ping-Pong-Spiel“ weiter verarbeitet. Die TUHH kann das Modell der Dove-Elbe etwa im September mit Szenarien starten. Seitens AP 4 läuft die Kartierung der Vögel. Insgesamt werden rund 80 HRB kartiert. Aus Sicht der TUHH wären die Informationen zu HRB in Bergedorf für das Dove-Elbe-Modell interessant. Auch die Datensammlung aller HRB wäre gut um hier einen Informationsstand zu erhalten.

Arbeitsgespräch zwischen LSBG und TUHH am 25.07.2017

LSBG und TUHH

Besprechung zu den Ergebnissen der Szenarienrechnungen in den Modellregionen.

Arbeitsgespräch zwischen LSBG und HWWI am 15.08.2017

LSBG und HWWI

Besprechung zur Berechnung der Schadenspotenziale aus den Ergebnissen der Szenarienrechnungen in den Modellregionen.

Arbeitsgespräch zwischen LSBG und hydro & meteo am 21.08.2017

LSBG und hydro & meteo

Besprechung zur Evaluierung der Ergebnisse der Ensemblevorhersagen.

Arbeitsgespräch zwischen LSBG und HWWI am 20.09.2017

LSBG und HWWI

Besprechung zur monetären Bewertung von Ökosystemleistungen, insbesondere Diskussion über Inwertsetzung von Biodiversität und Habitatvielfalt.

Arbeitsgespräch zwischen UHH (IfB) und LSBG am 10.10.2017

LSBG und UHH

Besprechung des Sachstands im AP 4 bzgl. bodenkundlichen Arbeiten und deren Einbindung in das Projekt.

Arbeitsgespräch zwischen LSBG und hydro & meteo am 11.10.2017

LSBG und hydro & meteo

Besprechung des Sachstands im AP 1 bzgl. Niederschlagsvorhersagen und deren Einbindung in das Projekt und WabiHa.

Arbeitsgespräch zwischen UHH (APÖ) und LSBG am 13.10.2017

LSBG und UHH

Besprechung des Sachstands im AP 4 bzgl. vegetationskundlichen Arbeiten und deren Einbindung in das Projekt.

Arbeitsgespräch zwischen LSBG und Bezirksamt Bergedorf am 02.11.2017

LSBG und BA Bergedorf

Besprechung zu Hochwasserereignissen und deren Dokumentation. Welche Ereignisse eignen sich zur Einbindung in das Projekt?

Arbeitsgespräch mit allen Projektpartnern am 03.11.2017

LSBG, UHH, TUHH, HWWI und hydro & meteo

Arbeitstreffen zum Thema "Kostenneutrale Verlängerung von Stuck"

Arbeitsgespräch zwischen LSBG und hydro & meteo am 12.11.2017

LSBG und hydro & meteo

Besprechung des Sachstands im AP 1 bzgl. Niederschlagsvorhersagen und deren Einbindung in das Projekt und den Warndienst Binnenhochwasser Hamburg.

Arbeitsgespräch zwischen UHH, HWWI und LSBG am 16.11.2017

LSBG, UHH und HWWI

Abstimmung der Datenübergabe in der Bodenkunde.

3. Erweitertes Projektgruppentreffen am 21.11.2017

LSBG, hydro & meteo, TUHH, UHH, HWWI, assoziierte Projektpartner und Gäste

Beim dritten erweiterten Projektgruppentreffen wurden die bisherigen Arbeitsschritte und Zwischenergebnisse aus den Arbeitspaketen berichtet. Externe Gäste interessierten sich insbesondere für die Niederschlagsvorhersage. Auch die Unterhaltung der HRB, die einen guten ökologischen Zustand erhalten soll, war Gegenstand der Diskussion.

Arbeitsgespräch zwischen TUHH, UHH, HWWI und LSBG am 16.11.2017

LSBG, TUHH, UHH und HWWI

Einbindung von Modellierungsergebnissen und ÖSL in die AP 4, 5 und 6.

Arbeitsgespräch zwischen APÖ und IfB (beide UHH) am 05.03.2018

UHH

Abstimmung der Ergebnisse zur Vorbereitung auf das 7. Projektgruppentreffen.

7. Projektgruppentreffen am 06.03.2018

LSBG, hydro & meteo, TUHH, UHH, HWWI

Es wurde über den Sachstand der Arbeiten in den einzelnen AP berichtet. Es wird ein neues Portal des Warndienstes Binnenhochwasser Hamburg wird vorbereitet. Auf diesem Portal werden die Entwicklungen aus dem Projekt implementiert und getestet. Die Implementierung des Rückstaus in KalypsoHydrology ist abgeschlossen. Die Validierung wurde für die Hochwasserereignisse Februar 2011, Februar 2002 (Sperrtiden) und Juli 2002 (sehr hohe Niederschläge) durchgeführt. Der Wasserstandsverlauf auf überschwemmten Flächen kann über die Zeit ausgegeben werden. Derzeit läuft die Fragebogenaktion von AP 4 zur Beschaffung von Hintergrundinformationen der HRB. Bezirksämter und Hamburg Wasser werden dazu nacheinander angefragt. Ein neuer Samenbankversuch mit Proben aus dem HRB Farnhornstieg wurde gestartet. Die Kohlenstoffmessstellen laufen bis Ende März 2018; Der Betrieb einiger Bodenmessstellen wird dann ebenfalls enden. Die Diver zur Messung der Wasserstände der Kollau laufen noch weiter. Derzeit wird in AP 6 überlegt, ob der Freizeitwert als Ökosystemleistung (ÖSL) betrachtet wird. Darüber hinaus wird auch der Parameter „Nutzeranzahl“ bei den Szenarien einbezogen (nutzungsabhängige ÖSL). Die Berechnung konkreter Euro-Werte ist hier schwierig, Werte können aber aus der Literatur verwendet werden. AP6 wartet auf die Daten zur CO₂-Speicherung im Boden. Wenn diese da sind, erfolgt die Umrechnung in Euro.

Arbeitsgespräch zwischen UHH und LSBG am 03.04.2018

LSBG und UHH

Besprechung des Sachstands im AP 4 und Möglichkeiten weiterer Arbeiten im Falle einer Verlängerung.

Arbeitsgespräch zur Aufstockung des Stuck-Projektes am 27.04.2018

LSBG, hydro & meteo, TUHH, UHH, HWWI

Die Möglichkeiten einer einjährigen Aufstockungsphase des Projektes Stuck wurden besprochen.

8. Projektgruppentreffen am 09.10.2018

LSBG, hydro & meteo, TUHH, UHH, HWWI

Vorstellung der vorab ausgewählten HRB (Kronsaalsweg, Von-Eicken-Park, Steinwiesenberg, Farnhornsteig) kurz vor. Beim HRB Von-Eicken-Park sind bisher keine bodenkundlichen Untersuchungen durchgeführt worden und können im Rahmen der Aufstockung auch nicht durchgeführt werden. Zudem übersteigt der Zulauf dort auch bei sehr starken Ereignissen nicht $0,5 \text{ m}^3/\text{s}$, was es aus hydrologischer Sicht uninteressant macht. Letzteres trifft auch auf das HRB Kronsaalsweg an der Düngelau zu. Als Alternative wird der Retentionsraum an der Mühlenau vorgeschlagen. Die Grundlagen und die Gebietsbeschreibung sollen noch im November erstellt werden und Ende November ein erneutes Treffen stattfinden.

9. Projektgruppentreffen am 07.12.2018

LSBG, hydro & meteo, TUHH, UHH, HWWI

Vorstellung der Ergebnisse zur Untersuchung der Libellen, Amphibien und höheren Gefäßpflanzen an 79 Rückhaltebecken (RB) von Münster durch die Universität Osnabrück. Diese werden jeweils verglichen mit einem nahe gelegenen Gewässer (unabhängig von dessen Art). Es zeigen sich mehr Pflanzenarten in den RB. Vorstellung des Ist-Zustands von Geländehöhen und Abflüssen, Darstellung der Volumenberechnung, Recherche der Bauunterlagen, Luftbildauswertung und Ergebnisse aus einem Treffen mit Vertretern des NABU. Ablaufknoten von HRB können bereits in gesteuerter Form im N-A-Modell abgebildet werden (abhängig von N-Intensität, Wasserstand und Abfluss als Funktion der Zeit). Eine Steuerung am Zulaufknoten wird noch bis Januar implementiert. Erfahrungsbericht von BA Eimsbüttel.

Arbeitsgespräch zwischen UHH, HWWI und LSBG am 24.01.2019

LSBG, UHH und HWWI

Es wurde diskutiert, welche ÖSL im Retentionsraum Mühlenau betrachtet werden.

10. Projektgruppentreffen am 05.02.2019

LSBG, hydro & meteo, TUHH, UHH, HWWI

Welche Dinge werden für die Bewertung nach RESI gebraucht? Die Zielgrößen sind nach RESI einzelne ÖSL, die definiert werden müssen. Jede ÖSL benötigt einen Indikator, der quantitativ ermittelt werden kann und zur Einstufung in eine Klasse genutzt werden kann. Es muss nicht RESI (River Ecosystem Service Index) sein, sondern ggf. ein System für HRB bzw. RR. Auch die Anzahl der Klassen kann ggf. erhöht werden. Das am 22.01.2019 geführte Gespräch mit den Bezirksämtern war wertvoll und führte auch zu Diskussionen zwischen den Bezirksämtern. Es wurden Ansätze diskutiert, wie Gestaltungsvarianten unter den Gesichtspunkten der einzelnen AP mit einem Index bewertet werden können und wie sich ein Kombinations-/Vorzugsvariante entwickeln lässt.

11. Projektgruppentreffen am 06.03.2019

LSBG, hydro & meteo, TUHH, UHH, HWWI

Vorstellung eines vom HWWI entwickelten Bewertungsindex für Rückhaltebecken (Ecological Urban Floodwater Retention Index (EUFRI)). AP 4 stellt dar, dass das Ziel des Wunschzenarios eine hohe Habitatheterogenität sei. Anhand einer Karte der Vegetationszonen des Retentionsraums wird dargestellt, welche Bereiche aus ökologischer Sicht optimiert werden sollten. Zur Unterhaltung wird festgehalten, dass eine jährliche Mahd erfolgen sollte, diese aber mosaikartig und nicht auf allen Flächen gleichzeitig. Hierbei ist dies auf die jeweilige Vegetation abzustimmen.

Aus den Berechnungen mit Hilfe des RESI-Faktors wird der derzeitige Habitatwert mit 2,6 eingestuft. Nach der Umgestaltung würde sich dieser auf 3,2 erhöhen. Die Wertung nach RESI wird diskutiert. Alle Wunschzenarien müssen von allen Partnern aus ihrer jeweiligen Sicht bewertet werden.

Arbeitsgespräch zur Ermittlung der Vorzugsvariante am 20.05.2019

LSBG, UHH

Es wurde der UHH vorgestellt, wie sich der LSBG eine Vorzugsvariante vorstellt und eine Stellungnahme der UHH eingeholt.

12. Projektgruppentreffen am 29.05.2019

LSBG, hydro & meteo, TUHH, UHH, HWWI

Der LSBG stellt den ersten Entwurf einer Vorzugsvariante vor, der in dieser Form zunächst Zustimmung findet. Ergebnisse aus dem N-A-Modell zeigen, dass die Steuerung für den Hochwasserfall geändert werden muss, da der Retentionsraum zu schnell überläuft. Zudem wird im Langzeitmodell die nötige Fluthöhe für den Flutrasen noch zu selten erreicht. Für die Langzeitsimulation wird vereinbart, dass für feuchte und nasse hydrologische Jahre auf bereits gerechnete Jahre zurückgegriffen wird, die ein solches Szenario repräsentieren. Für trockene Jahre stehen z. B. 2003 und 2018 und für nasse Jahre z. B. 2002 und 2017. Aus den Histogrammen dieser Jahre lassen sich die Dauerstauhöhen ablesen und Anpassungsmaßnahmen ableiten.

Arbeitsgespräch zur Zielsetzung der Vorzugsvariante am 20.06.2019

LSBG, UHH

Es wurde von der UHH erfragt, welche Zielsetzung die Vorzugsvariante hinsichtlich der Bodenkunde haben soll.

Arbeitsgespräch zwischen LSBG und HWWI am 28.06.2019

LSBG und HWWI

Besprechung über die Integration der Herstellungs- und Unterhaltungskosten eines HRB in den Bewertungsindex EUFRI.

13. Projektgruppentreffen am 07.08.2019

LSBG, hydro & meteo, TUHH, UHH, HWWI

Im AP 1 erfolgte die Umstellung auf COSMO-D2 und rotierte Gitter. Es wird überlegt, ob die Vorhersage einzugsgebietsscharf erstellt werden soll. Von der Entwicklungsplattform werden im Vorhersage- und Eintrittsfall von Hochwasser viele E-Mails verschickt, die auf einzelne Veränderungen hinweisen. Dies ermöglicht eine umfassende Dokumentation von Vorhersagen und Warnungen während eines Hochwasserereignisses. Der Solution Readiness Level des Stuck-Projektes kann um drei Stufen angehoben werden.

Ein Pflegeplan muss erstellt werden, die Unterhaltungskosten müssten von Naturschutz, Wasserwirtschaft und Naherholung bestritten werden, was eine komplizierte Mittelbeantragung nach sich zieht. Deshalb ist eine übergeordnete Steuerung der Unterhaltung vom Staatsrat erforderlich. Darauf drängt der LSBG über die BUE in den Senat. Der prototypisch multifunktionale Raum spart aufgrund seiner Mehrfachnutzung Geld gegenüber jeweiligen Einzelflächen mit Einzelfunktionen. Die Fläche darf nicht zum Naturschutzgebiet werden, da sonst Nutzungseinschränkungen drohen.

Arbeitsgespräch zwischen LSBG, TUHH und hydro & meteo am 20.08.2019

Bei diesem Gespräch wurde die statistische Auswertung der bisherigen Niederschlags- sowie operationelle Wasserstandsvorhersage vorgestellt und diskutiert.

11.3 Veröffentlichungen, Publikationen und Präsentationen

11.3.1 Publikationen in peer-reviewed Journal

WESTPHAL, H., D. ACKERMANN, F. HESSER & G. GÖNNERT, 2017. Implementierung einer unter ökologischen und ökonomischen Aspekten verbesserten, küstennahen Binnentwässerung. Korrespondenz Abwasser, Abfall, **10**(5), 300-305.

JASPER-TÖNNIES, A., S. HELLMERS, T. EINFALT, A. STREHZ & P. FRÖHLE, 2018. Ensembles of radar nowcasts and COSMO-DE-EPS for urban flood management. Water Science & Technology, wst2018079. Verfügbar unter: doi:10.2166/wst.2018.079

ASDONK, M., N. LENZEWSKI, K. JENSEN & K. LUDEWIG, 2019. Diversity decrease due to loss of tidal influence at the Dove Elbe River between 1951 and 2016. Flora, **258**, 151438. Verfügbar unter: doi:10.1016/j.flora.2019.151438

11.3.2 Publikationen in Journal

RÖHLIG, A., 2018. Interdisziplinäre Zusammenarbeit im Verbundprojekt. Herausforderungen und kritische Faktoren einer erfolgreichen Forschungsk Kooperation. HWWI Research Paper 181.

11.3.3 Berichte und Leitfäden

LSBG (LANDESBETRIEB STRAßEN, BRÜCKEN UND GEWÄSSER), Hg., 2016. Sicherstellung der Entwässerung küstennaher, urbaner Räume unter Berücksichtigung des Klimawandels - BMBF-Projekt Stuck -. Ackermann, D., et al. Projektbericht Gewässer und Hochwasserschutz Nr. 7.

LSBG (LANDESBETRIEB STRAßEN, BRÜCKEN UND GEWÄSSER), Hg., 2017. BMBF-Projekt Stuck – Zwischenbericht 2016–2017. Sicherstellung der Entwässerung küstennaher, urbaner Räume unter Berücksichtigung des Klimawandels – das BMBF-Forschungsprojekt Stuck. Zweiter Zwischenbericht 2016–2017. Ackermann, D., et al. Projektbericht Gewässer und Hochwasserschutz Nr. 1/2017.

HYDRO & METEO GMBH & CO. KG, Hg., 2017. Sicherstellung der Entwässerung küstennaher, urbaner Räume unter Berücksichtigung des Klimawandels – das BMBF-Forschungsprojekt Stuck. 2. Zwischenbericht aus dem Arbeitspaket 1: Niederschlagsvorhersagen und Starkregenwarnungen aus Radarmessdaten, Radarnowcast und numerischer Wettervorhersage. Jasper-Tönnies, A., Einfalt, T. & A. Strehz. Verfügbar unter: https://www.stuck-hh.de/fileadmin/user_upload/Stuck_2ter_Zwischenbericht_hm_final.pdf.

JAHN, M., M.-C. RISCHE & A. RÖHLIG, 2017. Überblick zur Datenverfügbarkeit und -qualität bei den Ökosystemdienstleistungen und der Risikobetrachtung. Meilenstein 6.2.

JAHN, M., M.-C. RISCHE & A. RÖHLIG, 2019. Leitfaden zur Bewertung von Ökosystemleistungen. Ökologische Aspekte des Hochwassermanagements [Zugriff am: 27.08.2019]. Verfügbar unter: https://www.stuck-hh.de/fileadmin/Documents/Docs_AP6/LeitfadenOESLWebsite.pdf.

LSBG (LANDESBETRIEB STRAßEN, BRÜCKEN UND GEWÄSSER), Hg., 2019. Leitfaden zur Gestaltung von Hochwasserrückhaltebecken. Fischer, F., et al. Projektbericht Gewässer und Hochwasserschutz Nr. 11/2019.

11.3.4 Studentische Arbeiten

LSBG

FISCHER, F., 2018. Präventives Hochwassermanagement für ein tidebeeinflusstes Einzugsgebiet am Beispiel der Dove-Elbe. Ein GIS-gestütztes Managementkonzept auf Grundlage von meteorologischen und hydrologischen Prognosen. Master Thesis.

GENNIS, S., 2016. Anwendung und Evaluierung eines Vorgeuchteindex zur Ermittlung des Abflussverhaltens am Beispiel der Bille. Bachelor Thesis.

ZEDLER, K., 2019. Untersuchung der potentiellen Auenentwicklung eines ökologischen Hochwassermanagements, am Beispiel der Kollau in Hamburg. Master Thesis.

TUHH

CASPARI, O., 2016. Analyse der Wirksamkeit von unterschiedlichen Steuerungsstrategien für Hochwasserrückhaltebecken in urbanen Gewässern. Projektarbeit.

KHALIFA, O. K. M., 2019. Numerische Modellierung der Steuerung von Hochwasserrückhaltebecken unter wasserwirtschaftlich und ökologisch motivierten Randbedingungen. Master Thesis.

LEESE, N. S., 2015. Aufbereitung und Auswertung von Vorhersage-Ensembles für Niederschlagsereignisse und korrespondierende Abflüsse am Beispiel des Hochwassermanagements für urbane Gebiete. Master Thesis.

MIKKELSEN, A. K. L., 2017. Analysis of hydrological parameters and modelling the impacts of land use change, climate change and SUDS implementations in an urban catchment. Master Thesis.

REGMI, B., 2017. Application of GIS - based methods to assess the hydrological impacts of land use change in urban catchments using a rainfall runoff model. Projektarbeit.

SCHNEIDER, A., 2016. Berücksichtigung von Rückstauwirkungen in hydrologischen Modellen. Recherche zu bestehenden Methoden und Erarbeitung eines neuen Verfahrens. Projektarbeit.

SCHWAN, K., 2016. Hydrologische Methoden zur Abbildung von Wechselwirkungen in Entwässerungssystemen der Dezentralen Regenwasserbewirtschaftung – Stand des Wissens und Systemanalyse. Recherche zu bestehenden Methoden und Erarbeitung eines neuen Verfahrens. Bachelor Thesis.

STÖBERT, L., 2016. Modellierung der Abflusskonzentration von DRWBM in N-A-Modellen. Stand des Wissens und Systemanalyse. Projektarbeit.

STÖBERT, L., 2017. Recherche, Analyse und Erarbeitung von Methoden für wasserbauliche Steuerungsanlagen - am Beispiel eines städtischen Einzugsgebietes in Hamburg. Master Thesis.

STOCKBURGER, M., 2016. Analyse der Retentionswirkung von begrünten Mehrschichtaufbauten und Rückhaltesystemen am Beispiel des Bauprojektes "A7-Tunnel Stellingen" in Hamburg. Master Thesis.

ZEIDAN, A., 2018. Calibration of hydrological parameters of a sub-catchment in the moraine and marsh region in North Germany. Projektarbeit.

UHH-APÖ

ASDONK, M., 2017. Langfristige Vegetationsentwicklung nach Verlust des Tide-Einflusses entlang der Dove Elbe in Hamburg. Master Thesis.

DREWS, P., 2018. Einfluss anthropogener Strukturen auf die Biodiversität urbaner Rückhaltebecken. Bachelor Thesis.

LISSOWSKY, N., 2018. Einfluss naturnaher räumlicher Strukturen auf den Artenreichtum der Gefäßpflanzen urbaner Rückhaltebecken. Bachelor Thesis.

WILLAMOWSKI, L., 2017. Biodiversity, biomass and carbon storage of riparian ecosystems in Hamburg. Master Thesis.

UHH-IfB

ASSALL, S., 2017. Bewertung der Infiltrationsleistung von Böden im Überschwemmungsgebiet der Kollau in der Stadt Hamburg. Bachelor Thesis.

GRASMIK, A., 2016. Nährstoff- und Kohlenstoffgehalte in Sedimenten von Rückhaltebecken im Einzugsgebiet der Kollau. Bachelor Thesis.

KIEDRZYN, M., 2018. Schadstoffgehalte in den Uferböden der Dove-Elbe. Master Thesis.

REINHARD, J., 2016. Schadstoffeintrag in Sedimente von urbanen Rückhaltebecken. Bachelor Thesis.

11.3.5 Konferenzen

ReWaMnet-Konferenz: Auftaktveranstaltung Kick-off 2015

GÖNNERT, G. & WESTPHAL, H. (2015): Stuck – Sicherstellung der Entwässerung küstennaher, urbaner Räume unter Berücksichtigung des Klimawandels, Poster, ReWaM-Konferenz: Auftaktveranstaltung Kick-off 10./11.11.2015, Koblenz.

GÖNNERT, G., ACKERMANN, D., WESTPHAL, H., HESSER, F., GENNIS, S. & STRAUER, M. (2015). Stuck – Sicherstellung der Entwässerung küstennaher, urbaner Räume unter Berücksichtigung des Klimawandels, Vortrag, ReWaM-Konferenz: Auftaktveranstaltung Kick-off 10./11.11.2015, Koblenz.

Tag der Hydrologie 2016 in Koblenz

HELLMERS, S., A. STREHZ, N. S. LEESE, T. EINFALT & P. FRÖHLE, 2016. Optimierung der Niederschlag-Abfluss-Modellierung für städtische Hochwasservorwarnsysteme durch Einsatz von Ensemble Radar Nowcasts. In: FACHGEMEINSCHAFT HYDROLOGISCHE WISSENSCHAFTEN IN DER DWA, Hg. Wasserressourcen – Wissen in Flussgebieten vernetzen. Abstractband TdH 2016, S. 15.

WESTPHAL, H., F. B. HESSER, S. GENNIS, M. STRAUER & G. GÖNNERT, 2016. Sicherstellung der Entwässerung küstennaher, urbaner Räume unter Berücksichtigung des Klimawandels - Stuck. In: FACHGEMEINSCHAFT HYDROLOGISCHE WISSENSCHAFTEN IN DER DWA, Hg. Wasserressourcen – Wissen in Flussgebieten vernetzen. Abstractband TdH 2016, S. 76.

Novatech 2016 in Lyon

HELLMERS, S., A. STREHZ, N. S. LEESE, T. EINFALT & P. FRÖHLE, 2016b. Optimisation of Rainfall Runoff Modelling for Urban Flood Management with Ensemble Radar Nowcasts. In: RHONE-ALPS RESEARCH GROUP ON INFRASTRUCTURE AND WATER und INSA LYON, Hg. Proceedings of the 9th International Conference Novatech. Verfügbar unter: <http://documents.irevues.inist.fr/bitstream/handle/2042/60459/2C3P15-224HEL.pdf>.

ERAD 2016 in Antalya

STREHZ, A. & T. EINFALT, 2016. Stuck radar composite for Northern Germany. In: TURKISH STATE METEOROLOGICAL SERVICE, Hg. Programme of the European Conference on Radar in Meteorology and Hydrology. Verfügbar unter: <https://erad2016.mgm.gov.tr/abstracts?userId=57>.

IWASA 2017 in Aachen

HESSER, F. B., G. GÖNNERT, P. FRÖHLE, T. EINFALT, A. ESCHENBACH, K. JENSEN & M. JAHN, 2017. Stuck – Implementierung einer unter ökologischen und ökonomischen Aspekten verbesserten wasserwirtschaftlichen Steuerung. In: H. SCHÜTTRUMPF, Hg. 47. IWASA Internationales Wasserbau-Symposium Aachen 2017, S. 43-58 [Zugriff am: 15.11.2017]. Verfügbar unter: http://www.iww.rwth-aachen.de/download/pdf/symposium/proceeding/IWASA2017/IWASA2017_Tagungsbeitrag_Hesser_Goennert_et%20al.pdf.

Tag der Hydrologie 2017 in Trier

STREHZ, A., A. JASPER-TÖNNIES, T. EINFALT & S. HELLMERS, 2017. Radarkomposit und Hochwasserwarnungen mit Radarensembles und COSMO-DE-EPS im Projekt Stuck. In: UNIVERSITÄT TRIER, Hg. Abstract-Sammlung zu Posterbeiträgen eingereicht zum Tag der Hydrologie 2017, S. 40.

ACKERMANN, D., H. WESTPHAL, F. B. HESSER & G. GÖNNERT, 2017. Hochwassermanagement an Hamburger Binnengewässern - Eine wasserwirtschaftliche, ökologische und ökonomische Optimierung im Forschungsprojekt Stuck (Sicherstellung der Entwässerung küstennaher, urbaner Räume unter Berücksichtigung des Klimawandels). In: FACHGEMEINSCHAFT HYDROLOGISCHE WISSENSCHAFTEN IN DER DWA, Hg. Den Wandel messen – Wie gehen wir mit der Nichtstationarität um? Beiträge zum Tag der Hydrologie am 23./24. März 2017 an der Universität Trier, S. 327-340.

HELLMERS, S., D. ACKERMANN, T. EINFALT & P. FRÖHLE, 2017. Konzeptstudie zur Steuerung von wasserwirtschaftlichen Anlagen auf der Grundlage von Ensemble Kurzzeitvorhersagedaten. In: FACHGEMEINSCHAFT HYDROLOGISCHE WISSENSCHAFTEN IN DER DWA, Hg. Den Wandel messen – Wie gehen wir mit der Nichtstationarität um? Beiträge zum Tag der Hydrologie am 23./24. März 2017 an der Universität Trier, Poster.

European Geophysical Union (EGU) 2017 in Wien

KALINSKI, K., A. GRÖNGRÖFT & A. ESCHENBACH, 2017b. Retention of contaminants in constructed and semi-natural wetland soils in urban river systems. In: EUROPEAN GEOSCIENCES UNION, Hg. Geophysical Research Abstracts EGU2017.

7. Auenökologischer Workshop 2017 in Koblenz

ASDONK, M., N. LENZEWSKI & K. JENSEN, 2017. Vegetationsveränderungen der Auen eines ehemaligen tidebeeinflussten Flusses 65 Jahre nach der Abdämmung von der Tideelbe. In: BUNDESANSTALT FÜR GEWÄSSERKUNDE, Hg. 7. Auenökologischer Workshop. Daten und Modelle: Anwendung in der Praxis, 61.

Jahrestagung der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft 2017 in Göttingen

KALINSKI, K., A. GRÖNGRÖFT & A. ESCHENBACH, 2017. Retention of contaminants and its controlling factors in constructed and semi-natural floodplain soils in urban river systems. In: DEUTSCHE BODENKUNDLICHE GESELLSCHAFT, Hg. Horizonte des Bodens. Jahrestagung der Deutschen Bodenkundlichen Gesellschaft. Verfügbar unter: http://eprints.dbges.de/1451/1/abstracts_DBG2017_159.pdf.

14th IWA/IAHR International Conference on Urban Drainage 2017 in Prag

GÖNNERT, G., D. ACKERMANN, H. WESTPHAL & F. B. HESSER, 2017. Safeguarding flood management in coastal cities. In: J. MARSALEK und I. KABELKOVA, Hg. 14th IWA/IAHR International Conference on Urban Drainage. Conference Proceedings, 1986–1991.

JASPER-TÖNNIES, A., S. HELLMERS, T. EINFALT, A. STREHZ & P. FRÖHLE, 2017. Ensembles of radar nowcasts and NWP for rainfall runoff modelling and urban flood management. In: J. MARSALEK und I. KABELKOVA, Hg. 14th IWA/IAHR International Conference on Urban Drainage. Conference Proceedings, S. 1623-1626.

HELLMERS, S., J. PATZKE & P. FRÖHLE, 2017. Multi-layered local scale drainage measures – Model implementation and validation. In: J. MARSALEK und I. KABELKOVA, Hg. 14th IWA/IAHR International Conference on Urban Drainage. Conference Proceedings, S. 970-973.

Tag der Hydrologie 2018 in Dresden

GENNIS, S., I. FRERK, T. EINFALT, F. FISCHER, H. WESTPHAL, F. HESSER, D. ACKERMANN & G. GÖNNERT, 2018. Ein vereinfachter Ansatz zur operationellen Vorhersage von Abflussspitzen mit dem antecedent precipitation index (API). In: N. SCHÜTZE, U. MÜLLER, R. SCHWARZE, T. WÖHLING und J. GRUNDMANN, Hg. M³ - Messen, Modellieren, Managen in Hydrologie und Wasserressourcenbewirtschaftung. Beiträge zum Tag der Hydrologie am 22./23. März 2018 an der Technischen Universität Dresden, S. 179-180.

UrbanRain18 in Pontresina

STREHZ, A., A. JASPER-TÖNNIES & T. EINFALT, 2019. Stuck: Improving the warning system for urban floods in Hamburg. In: Rainfall monitoring, modelling and forecasting in urban environments. UrbanRain18. 11th International Workshop on Precipitation in Urban Areas. Conference Proceedings, S. 113-118.

6. Wassertage Münster

GÖNNERT, G., F. FISCHER, F. HESSER & D. ACKERMANN, 2019. Hochwasserschutz unter Berücksichtigung ökologischer Aspekte (BMBF-Projekt Stuck). In: IWARU INSTITUT FÜR INFRASTRUKTUR · WASSER · RESSOURCEN · UMWELT, Hg. Stadt und Land im Fluss - Starke Kommunen! Wassertage Münster 2019. Tagungsband, S. 131-137.

Tag der Hydrologie 2019 in Karlsruhe

FISCHER, F., G. GÖNNERT, F. HESSER & D. ACKERMANN, 2019. Präventives Hochwassermanagement für ein tidebeeinflusstes Einzugsgebiet. In: FACHGEMEINSCHAFT HYDROLOGISCHE WISSENSCHAFTEN IN DER DWA, Hg. Information und Organisation in der hydrologischen Forschung und Praxis. Beiträge zum Tag der Hydrologie am 28./29. März 2019 am Karlsruher Institut für Technologie (KIT), S. 61-70.

STREHZ, A., T. EINFALT & M. ALDERLISTE, 2019. HydroNET-SCOUT – Ein Webportal zum Zugriff auf qualitätsgeprüfte Niederschlagsdaten. In: FACHGEMEINSCHAFT HYDROLOGISCHE WISSENSCHAFTEN IN DER DWA, Hg. Information und Organisation in der hydrologischen Forschung und Praxis. Beiträge zum Tag der Hydrologie am 28./29. März 2019 am Karlsruher Institut für Technologie (KIT), S. 51-56.

Novatech 2019 in Lyon

EINFALT, T., S. HELLMERS & A. JASPER-TÖNNIES, 2019. Urban Flood Prevention Based on Ensemble Precipitation Forecasts. In: RHONE-ALPS RESEARCH GROUP ON INFRASTRUCTURE AND WATER und INSA LYON, Hg. Proceedings of the 10th International Conference Novatech [Zugriff am: 16.12.2019]. Verfügbar unter: <http://www.novatech.graie.org/documents/auteurs/2B52-158EIN.pdf>.

HELLMERS, S. & P. FRÖHLE, 2019. Integrating real-time control functions of local and meso scale drainage measures in hydrological modelling. In: RHONE-ALPS RESEARCH GROUP ON INFRASTRUCTURE AND WATER und INSA LYON, Hg. Proceedings of the 10th International Conference Novatech [Zugriff am: 16.12.2019]. Verfügbar unter: <http://www.novatech.graie.org/documents/auteurs/3B72-032HEL.pdf>.

11.3.6 Seminare

Zur Förderung der Zusammenarbeit und Interdisziplinarität erfolgte eine Vorstellung der Arbeiten des Instituts für Wasserbau (von Frau S. Hellmers) im Rahmen eines Seminars für Masterstudenten/Doktoranden an der Universität Hamburg des Instituts für Bodenkunde im laufenden Wintersemester 2015.

Desgleichen erfolgte eine Vorstellung der Arbeiten durch Dieter Ackermann (LSBG) am Institut für Geographie der Universität Hamburg im Rahmen einer Vorlesung im Wintersemester 2016/2017.

12 Synopse

Gabriele Gönnert, Dieter Ackermann, Fred Hesser, Heiko Westphal

Insgesamt fünf Projektpartner erarbeiten im Verbundforschungsprojekt StucK ein Sektorübergreifendes Konzept der küstennahen Gewässerbewirtschaftung für urban geprägte Fließgewässer unter Berücksichtigung des Klimawandels. Der Schwerpunkt liegt dabei auf der Entwässerung im Fall von Extremwetterereignissen unter besonderer Berücksichtigung der Steuerung von Schöpfwerken (Pumpen), Hochwasserrückhaltebecken (HRB) und Retentionsräumen bei heutigen und zukünftigen (klimatischen) Bedingungen. Die konkrete Umsetzung erfolgt in den Modellregionen Kollau und Dove-Elbe.

Die Modellregion Kollau ist mit etwa 32 km² ein vergleichsweise kleines Einzugsgebiet und gekennzeichnet durch einen teilweise hohen Bodenversiegelungsgrad und damit sehr schnell auf Niederschläge reagierende Gewässer, beispielsweise die Mühlenau in 30–60 Minuten bei Starkregenereignissen. Entsprechend wird eine sehr kurzfristige und kleinräumige Niederschlagsprognose benötigt. In der Modellregion sind insgesamt 18 sehr kleine HRB und drei RR vorhanden, deren Einbindung in eine optimierte Steuerung ist ein Ziel des Forschungsprojektes.

Die Modellregion Dove-Elbe ist im Vergleich zu der der Kollau wesentlich größer. Das Gesamteinzugsgebiet, inkl. des Zuflusses der Bille aus Schleswig-Holstein, beträgt ca. 507 km² und weist im Schnitt deutlich geringere Bodenversiegelungsraten auf. Daraus erklärt sich eine wesentlich langsamere Reaktion auf starke Niederschlagsereignisse im Einzugsgebiet. Die Besonderheit dieser Modellregion ist die direkte tideabhängige Entwässerung in die Elbe. Am Deichsiel Tatenberg kann ausschließlich bei niedrigeren Außenwasserständen aus der Dove-Elbe in die Tideelbe entwässert werden. Im Fall von länger andauernden hohen Außenwasserständen, sog. Sperrtiden, kann kein Sielzug erfolgen. Treten zusätzlich hohe Niederschläge im Einzugsgebiet auf, können Wasserstände in der Dove-Elbe entstehen, die einen Rückstau mit kritischen Wasserständen im Schleusen-graben, der oberen Dove-Elbe und der Gose-Elbe zur Folge haben. Die Verbesserung des Managements solcher Situationen, unter Berücksichtigung ökologischer und ökonomischer Aspekte, ist ein weiteres Ziel des Forschungsprojektes.

Die AP 3 und AP 5 enthalten das Hochwassermanagement und dessen Umsetzung in den Modellregionen, und damit auch den Schutz vor Hochwasserereignissen. Der Umgang mit dem Hochwasserschutz variiert bundeslandbezogen, in Hamburg erfolgt die Umsetzung mit dem sog. Drei-Säulen-Konzept:

1. Vorbeugender Hochwasserschutz. Dieser betrifft die Aspekte ‚natürlicher Wasser-rückhalt in der Fläche‘, ‚Risikokommunikation zum Bürger‘ und die ‚Ausweisung von Überschwemmungsgebieten‘ durch Hochwasserrisiko- und Gefahrenkarten.
2. Technischer Hochwasserschutz. Hierunter werden bauliche Maßnahmen wie beispielsweise Deiche, Schutzwände/Mauern, Schöpfwerke/Deichsiele und HRB.
3. Operativer Gewässerschutz. In dieser Säule werden z. B. die Deichverteidigung, der Warndienst Binnenhochwasser, die Abwehr einer Hochwassergefahr sowie Betrieb, Unterhaltung und Inspektion von Anlagen und Gewässern zusammengefasst.

Die Verbesserung des Warndienstes Binnenhochwasser und die Entwicklung alternativer und übertragbarer Steuerungsstrategien, welche ökologischen Ansprüchen genügen und ökonomisch (bestenfalls) positiv bewertet werden sind wesentliche Merkmale dieser Ar-

beitspakete. Um verbesserte Steuerungsstrategien zu entwickeln, werden zunächst die wesentlichen hydrologischen Gewässercharakteristika erfasst und statistisch ausgewertet. Die statistischen Auswertungen von Hochwasserereignissen und den diese auslösenden Wetterlagen führen zu einem verbesserten operativen Hochwasserschutz, der betroffene Bürger auf vor eventuellen Risiken besser schützt. Auch die Häufigkeit eines Zusammentreffens von hohen Tidewasserständen und Niederschlagsereignissen wird betrachtet.

Um die sich wandelnden Bedingungen abzubilden, denen sich der Hochwasserschutz stellen muss, werden Szenarien entwickelt, die den Klimawandel und die urbane Entwicklung als entscheidende Parameter beschreiben. Zur konkreten Erfassung und Darstellung der Wirkung der Parameter auf die Modellregionen und daraus resultierenden Maßnahmen des Hochwassermanagements wird der Klimawandel hinsichtlich der Entwicklung der Niederschläge und des Meeresspiegels konkret mit Ansätzen hinterlegt. Die städtische Entwicklung wird durch Aktualisierung der Nutzung, Integration vorhandener Planungen (z. B. Bebauungspläne) und einer auf einem Regressionsverfahren beruhenden Abschätzung beschrieben. Zielhorizont der Entwicklung ist das Jahr 2035.

Grundlegend für die Verbesserung des Warndienstes Binnenhochwasser ist eine Optimierung der Niederschlagsprognose. Dazu erfolgt im AP 1 die Auswertung von Radardaten, numerischen Wettervorhersagedaten und Stationsmessdaten. Als Grundlage dienen die Radardaten der vier Standorte Emden, Hannover, Boostedt und Rostock. Diese Daten werden kompositiert und einer Onlinekorrektur unterzogen (Bodenechos und Strahlenfehler), was zu homogeneren Niederschlagsmustern führt. Die Niederschlagsvorhersage erfolgt mittels der Software SCOUT, indem Niederschlagszellen in ihrer Größe, Form und Intensität erfasst werden und über 2D-Geschwindigkeitsvektoren eine Vorhersage erstellt wird. Hervorgehoben werden muss die hohe räumliche (1 x 1 km) und zeitliche (5 Minuten) Auflösung der Niederschlagsprognose, welche nur so den kurzfristigen Bedarf für ein schnell reagierendes Einzugsgebiet, wie das der Modellregion Kollau, decken kann. Für die längerfristige Vorhersage aus den Modellrechnungen des DWD (COSMO-DE-EPS) mit einem Vorhersagezeitraum von bis zu 27 Stunden ist die zeitliche Auflösung mit einer Stunde geringer. In einem Blending-Verfahren werden die COSMO-DE-EPS Vorhersagen alle fünf Minuten mit den jeweils aktuellen Nowcasts kombiniert. In den ersten beiden Stunden werden die Vorhersagen durch die Verwendung der Nowcasts erheblich verbessert. Für längere Vorhersagen ergibt sich eine erkennbare Verbesserung durch die Verwendung der Ensembles (COSMO DE-EPS) gegenüber der Einzelvorhersage (COSMO-DE).

Vom AP 1 wird ein operationeller Testwarndienst aufgebaut, in den die Ergebnisse der vorangegangenen Auswertungen einfließen. Im Testwarndienst gehen anstelle von nur einem Radar und einem Lauf eines numerischen Wettervorhersagemodells Daten von 4 Radaren, 20 Vorhersageläufen und zahlreiche Stationsmessungen ein. Neu ist auch die Umsetzung der gemessenen Niederschlagsinformation in einen eigenen Warnstatus und die damit einhergehende räumliche Differenzierung des Niederschlags. Für ein Gebiet, für das kein Niederschlagsabflussmodell zur Verfügung steht, wird der vielversprechende Ansatz der Schätzung des Spitzenabflusses unter Verwendung eines Vorfeuchteindex im Testwarndienst erprobt.

Die von hydro & meteo in AP 1 berechneten Echtzeit- und Vorhersagedaten werden in das von der TUHH im AP 2 verwendete Modell KalypsoHydrology eingebettet und dienen der Modellierung der hydrologischen Prozesse und Abflüsse in Echtzeit mit einem operationellen Modell. Durch fortlaufend aktuelle Niederschlagsprognosen (s. o.) kann ein operationel-

ler Einsatz ermöglicht werden und damit eine weitere Verbesserung des Warndienstes Binnenhochwasser. Die Implementierung wechselnder Außenwasserstände (Tide), Rückstau in linearen Speicherketten und alternativer Steuerungsstrategien von wasserwirtschaftlichen Regelungsbauwerken in KalypsoHydrology stellt einen weiteren wichtigen Baustein in AP 2 dar. Diese Weiterentwicklungen ermöglichen die Modellierung und somit Quantifizierung der Wirkung der Szenarien und Maßnahmen, die im AP 5 entwickelt werden.

In AP 4 wird von der Universität Hamburg die Ökologie der Gewässer und ihrer Randbereiche in den Modellregionen erfasst. An ausgewählten Standorten erfolgt eine pflanzenökologische und bodenkundliche Kartierung und Bewertung des IST-Zustands sowie zukünftiger Szenarien einer veränderten Gewässerbewirtschaftung. Die nicht versiegelten Überschwemmungsflächen entlang der Kollau und Dove-Elbe sind demnach größtenteils durch eine landwirtschaftliche Nutzung und einen starken anthropogenen Einfluss geprägt. Dies zeigt sich in der Artenzusammensetzung der krautigen Vegetation beider Überschwemmungsflächen. Eine intensive Nutzung der Überschwemmungsflächen als Grünland spiegelt sich in einem hohen Anteil von Wirtschaftsgräsern und niedrigen Artenzahlen wider. Rote Liste Arten konnten in den Grünländern von Kollau und Dove-Elbe nur sehr wenige und nur einzelne Exemplare nachgewiesen werden. Die untersuchten Röhrichte entlang der Kollau und Dove-Elbe können als naturnah beschrieben werden. Rote Liste Arten sind jedoch auch hier unterrepräsentiert.

Die untersuchten feuchten Wälder und Gebüsche entlang der Kollau sind durch eine hohe Anzahl von Nitrophyten bei einer insgesamt niedrigen Artenzahl der Krautschicht charakterisiert. In den untersuchten feuchten Wäldern wurden als häufigste Gehölze Schwarz-Erle gefolgt von Weiden identifiziert. In den Untersuchungsflächen entlang der Dove-Elbe waren hingegen Brombeere und Silber-Weide die häufigsten Gehölze. Die ermittelten mittleren gewichteten Ellenberg Feuchtwerte der Untersuchungsflächen sind für beide Gewässer für aktive Auen mit Ausnahme der Röhrichte entlang der Kollau zu niedrig und deuten auf seltene Überschwemmungen der Auen hin. Ohne Einfluss des Menschen würde sich in der Aue der Kollau und Dove-Elbe eine typische Vegetationszonierung von Gehölzfreier Aue, Weichholzaue und Hartholzaue abhängig von der Häufigkeit der Überflutung der Flächen etabliert haben, wobei in der Aue der Dove-Elbe charakteristische, an die tägliche Tide angepasste Vegetationsstrukturen, wie z. B. Tideröhrichte, vorkommen würden.

Sowohl in der Aue der Kollau als auch in der Aue der Dove-Elbe finden sich aueähnliche Vegetationsstrukturen, die sich aber nicht auf Grund einer regelmäßigen Überstauung der Flächen etabliert hat, sondern durch hohen Grundwasserspiegel im Boden. Es besteht allerdings kleinräumig das Potenzial, dass bei regelmäßigen Überschwemmungen der Aue von Kollau und Dove-Elbe und durchgeführten wasserbaulichen Maßnahmen an beiden Gewässern eine Sukzession der bestehenden Vegetation hin zu charakteristischen Vegetationsstrukturen der gehölzfreien Aue, Weichholzaue und Hartholzaue induziert werden kann.

Die in diesem Projekt untersuchten Hochwasser- und Regenrückhaltebecken in Hamburg zeichnen sich durch sehr heterogene Habitatbedingungen und als Folge davon durch ein insgesamt breites Spektrum an Gefäßpflanzenarten aus. Unter den identifizierten Gehölzen in den Hochwasser- und Regenrückhaltebecken finden sich an feuchte bis nasse Böden angepasste Arten. Die Böschungen von Dauerstau- und Trockenbecken unterscheiden sich mit im Mittel 55 Arten nicht in der Artenzahl. Im Gegensatz hierzu ist die Ebene von Dauerstaubecken deutlich artenärmer als die Ebene von Trockenbecken, da in den Dauerstaubereichen häufig einige wenige Wasserpflanzenarten bestandsbildend sind. Die Anzahl Arten in den Böschungen von Dauerstau- und Trockenbecken wird maßgeblich durch die

Flächengröße und den hier untersuchten mittleren gewichteten Ellenberg Zeigerwerten bestimmt. In den untersuchten Hochwasser- und Regenrückhaltebecken konnten 82 Arten der Hamburger Roten Liste identifiziert werden. Hinsichtlich des Ellenberg Feuchtwerts decken die Rote Liste Arten ein breites Spektrum von frischen bis dauerhaft überstauten Böden ab. Die untersuchten Hochwasser- und Regenrückhaltebecken in diesem Projekt zeigen die Bedeutung dieser z. T. stark anthropogen beeinflussten Ökosysteme für das urbane Umfeld auf.

Sowohl Feuchtwiesen, regelmäßig trockenfallende Gewässer als auch größere, intakte Röhrichtbestände und trockenrasenähnliche Habitate sind in urbanen, versiegelten Gebieten deutlich unterrepräsentiert, sodass Hochwasser- und Regenrückhaltebecken unterschiedlichster Ausprägung hier wichtige Ersatzhabitate darstellen können. Um die Artenvielfalt in den Rückhaltebecken zu erhalten und ein Aufkommen von ubiquitären krautigen und holzigen Gefäßpflanzenarten zu verhindern, sollten die Rückhaltebecken regelmäßig geflutet werden und eine an die Überflutungshäufigkeit angepasst Mahd durchgeführt werden. Darüber hinaus sollte in den Rückhaltebecken die natürliche Sukzession zugelassen und ein kleinräumiges Muster aus Mikrohabitaten eingerichtet bzw. erhalten werden.

Eine Analyse ausgewählter Standorte an der Dove-Elbe ergibt, dass die Tide der Elbe einen signifikanten Einfluss auf die Standortbedingungen hat und durch die Abdämmung der Dove-Elbe sich die Bedingungen soweit verändert haben, dass die Artendiversität abgenommen und der Anteil seltener Pflanzen zurückgegangen ist.

Das Kollau-Einzugsgebiet ist durch einen ruralen Bereich im Norden und einen urbanen Bereich im Süden geprägt. Überschwemmungen treten über das Jahr verteilt auf. Im gesamten Überschwemmungsbereich der Kollau dominieren die grundwasserbeeinflussten Gleye. Natürliche Nassgleye und Brauneisengleye sind für die rural geprägten nördlichen Bereiche typisch, während im urban geprägten Süden Kolluvisol-Gleye durch Einbringung von organikreichem technogenem Material und an Standorten mit Torfbändern im Untergrund Anmoorgleye entstanden sind. In den natürlichen Böden ist ein abnehmender C-Pool mit zunehmender Bodentiefe zu beobachten, während bei den anthropogen geprägten Böden hohe C-Pools auch in den Unterböden festgestellt wurden. Die höchsten C-Pools in den Unterböden wurden an Standorten mit Torfbändern im Unterboden ermittelt.

Eine hohe Wasserspeicherfähigkeit ist an Standorten mit sandigen Bodeneigenschaften und niedrigem Grundwasserstand erfasst worden. Insgesamt können die Böden an der Kollau im Hochwasserfall wenig Wasser aufgrund von hohen Grundwasserständen und organikreichen Oberböden aufnehmen. Abhilfe würde durch eine wesentliche Ausweitung der Überschwemmungsflächen erfolgen. Der Bodenwasserhaushalt von Böden, die weiter im Hinterland liegen, wird vor allem durch den Grundwasserspiegelanstieg und durch Regenwasser beeinflusst. Mit den Oberflächenabflüssen und Überschwemmungen gelangen Nähr- und Schadstoffe in die Überflutungsbereiche und Rückhaltebecken. Bei günstigen Sedimentationsverhältnissen können diese Stoffe abgelagert und im Oberboden angereichert werden. In den Böden der Überschwemmungsböden wurden deutlich geringere Schadstoffgehalte ermittelt als in den Rückhaltebecken. In Rückhaltebecken mit einem angrenzenden Schilfbereich können Schlämme und daran gebundene Schad- und Nährstoffe effektiver im Becken akkumulieren und so zu einer erhöhten Senkenfunktion beitragen. So würden unterstromige Ökosysteme vor Belastungen geschützt werden. Regelmäßige Entschlammungen stellen dabei die absolute Entfernung der Schadstoffe aus den Ökosystemen sicher.

In der Modellregion Dove-Elbe können die bodenkundlichen Standortbedingungen kleinräumig sehr unterschiedlich sein. Teilweise wurde stark belastetes Material mit Mächtigkeiten bis zu 2 m auf die natürlichen Böden aufgeschüttet. In den ufernahen Bereichen wurden natürliche Böden der rezenten Flusskleimarschen und an aufgeschütteten Standorten Kolluvisole und Regosole kartiert. In den höher gelegenen Bereichen sind Gleye anstehend. Die C-Pools der Oberböden weisen durchschnittliche Werte auf. In den niedrig gelegenen Bereichen kommt es an manchen Standorten zu deutlich höheren C-Pools in den Oberböden. Die C-Pools in den Unterböden dieser Standorte variieren stark. An höher gelegenen Standorten wurden die höchsten C-Pools in den Unterböden festgestellt, wenn die Böden aus Aufschüttungen mit einem organikreichem Material bestehen.

Eine häufigere Überflutung der Uferbereiche an der Dove-Elbe, würde die Ökosystemleistung der Kohlenstoffspeicherung deutlich erhöhen. Es könnte mehr organische Substanz auf die Böden aufgetragen werden und die teils anaeroben Verhältnisse würden zu einer Kohlenstofffixierung beitragen.

Ein wichtiger Baustein in AP 4 sind die genannten Ökosystemleistungen Wasserrückhaltevermögen, Kohlenstoffspeicherung und Schadstoffretention, welche in AP 6 in die ökonomische Bewertung eingehen.

Im AP 5 werden Maßnahmen entwickelt, um die Hochwasserscheitel abzusenken. Diese werden für den IST-Zustand und die Zukunftsszenarien mit dem N-A-Modell gerechnet. Bei Ereignissen geringer Wiederkehrzeit (z. B. $T < 20$ a) zeigt die Maßnahme der Gründächer eine gute Wirksamkeit zur Reduktion von Spitzenabflüssen auf. Die Ergebnisse für Ereignisse mit höherer Wiederkehrzeit (z. B. $20 \text{ a} < T < 100$ a) zeigen, dass für die aus lang andauernden Niederschlägen resultierenden Hochwasserereignissen erheblich mehr Stauraum genutzt werden muss. Dieses kann aufgrund des geringen Angebots an hierfür nutzbaren Flächen in der Regel nur durch eine verbesserte Ausnutzung bestehender Stauräume in den HRB erfolgen. Die Untersuchungsergebnisse zeigen, dass die Maßnahme ‚Umgestaltung von 22 Speicherelementen zu Trockenbecken‘ durch die Veränderung des Einlass- und Auslassbauwerken sowie die Veränderung von einem im Hauptschluss liegenden in ein im Nebenschluss liegenden HRB zu einer wirksamen Reduzierung der Hochwasserabflüsse führt.

Im ersten Teil des Arbeitspaketes 6 vollzieht das Hamburgische WeltWirtschaftsinstitut eine ökonomische Flächenanalyse. Sie befasst sich mit zunehmender Nutzungskonkurrenz und Flächenknappheit in urbanen Räumen. Insbesondere zwischen dem Hochwasserschutz in Form von Retentionsflächen und der Versiegelung der Flächen in Form von Siedlungs- oder Verkehrsflächen bestehen gegensätzliche Nutzungsansprüche. Eine Bebauung wirkt sich häufig kontraproduktiv auf den Hochwasserschutz aus, weil durch die zunehmende Versiegelung eine höhere Belastung der Kanalisations- und Flusssysteme erfolgt. Der Anteil von Siedlungs- und Verkehrsflächen ist bislang Statistischen Jahrbüchern entnommen. In Zukunft sollen diese Flächen in ihren einzelnen Funktionen detaillierter dargestellt und in kleinerem Maßstab erfasst werden.

Im zweiten Teil des AP 6 erfolgen die Erfassung von Ökosystemleistungen und deren ökonomische Bewertung unter Berücksichtigung alternativer Nutzungsmöglichkeiten. Grünflächen am Gewässer dienen nicht nur als Retentions- oder Überschwemmungsflächen, sondern bieten gleichzeitig Naherholungsmöglichkeiten, sind ein Habitat für städtische Fauna und Flora und können das urbane Mikroklima und den Lärmpegel regulieren. Diese Funkti-

onen sind zwar sehr wichtig, werden aber häufig in der Stadtplanung aufgrund des Platzmangels/Raumdrucks nicht berücksichtigt, deswegen soll dessen Wert gegenüber anderen Nutzungsformen in diesem Arbeitspaket verdeutlicht werden.

Abschließend erfolgt in AP 6 eine Kosten-Nutzen-Abschätzung bereits vorhandener Maßnahmen. Dabei soll der Wert der Maßnahme oder eines Bauwerkes zum Hochwasserschutz daran festgemacht werden, welcher Schaden entstünde, wenn diese Maßnahmen oder das Bauwerk nicht existieren würden. Am Beispiel von Extremsituationen wird dargestellt, welcher maximale Schaden entstehen könnte.

In Arbeitspaket 7 hat hydro & meteo die Projektwebseite und einen FTP-Server zum projektinternen Austausch von Daten und Forschungsergebnissen erstellt. Die Pflege und Wartung beider Produkte erfolgt an zentraler Stelle in AP 7.

Das Projektmanagement und die Koordination von Stuck sind im Arbeitspaket 8 verankert. Hier erfolgt durch den LSBG die regelmäßige Organisation von Projektgruppen- und Arbeitstreffen, bei Bedarf auch mit externen Partnern, die Berichterstattung und Kommunikation zum PTJ, dem BMBF sowie zum Vernetzungsverbund ReWaMnet.

13 Literatur

3. DVO/HWaG, 1966. Verordnung über Überschwemmungsgebiete am Unterlauf der Dove- und Gose-Elbe (3. DVO/HWaG). Fassung: 19.06.1966. Fundstelle: HmbGVBl. 1966, S. 190 [Zugriff am: 04.05.2016]. Verfügbar unter: <http://www.hamburg.de/contentblob/4273948/3000266b16fcddb40ac22d6927d6546e/data/download-dovegose-verordnung.pdf>.
- ARBEITSGRUPPE UMWELTÖKONOMISCHE GESAMTRECHNUNGEN DER LÄNDER, Hg., 2008. Umweltökonomische Gesamtrechnung der Länder. Fläche und Raum [Zugriff am: 04.04.2017]. Verfügbar unter: www.ugrdl.de.
- ARBEITSGRUPPE UMWELTÖKONOMISCHE GESAMTRECHNUNGEN DER LÄNDER, Hg., 2008. Umweltökonomische Gesamtrechnungen der Länder. Fläche und Raum, Analysen und Ergebnisse [Zugriff am: 08.04.2016]. Verfügbar unter: <http://www.ugrdl.de/veroeffentlichungen.htm>.
- ATENCIA, A., et al., 2011. Effect of radar rainfall time resolution on the predictive capability of a distributed hydrologic model. *Hydrology and Earth System Sciences*, **15**(12), 3809-3827. Verfügbar unter: [doi:10.5194/hess-15-3809-2011](https://doi.org/10.5194/hess-15-3809-2011)
- BERTRAM, H.-U. & C.G. BANNICK, 2004. Die LAGA-Mitteilung 20 – Möglichkeiten und Grenzen. *WLB-TerraTech*, **5**, 4-7.
- BGR (BUNDESANSTALT FÜR GEOWISSENSCHAFTEN UND ROHSTOFFE), Hg., 2005. Bodenkundliche Kartieranleitung. Mit 103 Tabellen und 31 Listen. 5., verb. und erw. Aufl.
- BOYLE, K. J. & J.C. BERGSTROM, 1992. Benefit transfer studies: Myths, paradigms and idealism. *Water Resources Research*, **28**(3), 657-663.
- BRADLEY, C., 2002. Simulation of the annual water table dynamics of a floodplain wetland, Narborough Bog, UK. *Journal of Hydrology*, **261**(1-4), 150-172. Verfügbar unter: [doi:10.1016/S0022-1694\(02\)00012-4](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(02)00012-4)
- BRUNOTTE, E., U. KOENZEN, D. MEHL, P. AMBERGER, R. BONN & M. DÖPKE, Hg., 2009. Flussauen in Deutschland. Erfassung und Bewertung des Auenzustandes. *Naturschutz und biologische Vielfalt*, 87. 2009.
- BUE (BEHÖRDE FÜR UMWELT UND ENERGIE DER FREIEN UND HANSESTADT HAMBURG), 2015. Shape Dateien mit Daten von Bodenprofilaufnahmen der Behörde für Umwelt und Energie.
- BUE (BEHÖRDE FÜR UMWELT UND ENERGIE DER FREIEN UND HANSESTADT HAMBURG). Hydro-Web. der hydrologische Internet/Intranet-Dienst von HYDRO 6.1. Verfügbar unter: <http://hydroweb.geronimus.info/>.
- BWS GMBH, Hg., 2002. Hydrologisch-wasserwirtschaftliche Untersuchungen im Einzugsgebiet Dove-Elbe/Bille. Grundlagenermittlung und Bestandsaufnahme. Krob, L., et al.,
- BWS GMBH, Hg., 2011. Erweiterter Vergleich von Planungsvarianten zur Verbesserung des Binnenhochwasserschutzes im Bereich der Vier- und Marschlande. Hydraulische Untersuchungen im Einzugsgebiet der Dove-Elbe/Bille. Petersen, N., Lorenz, K. & L. Krob,
- CASPARI, O., 2016. Analyse der Wirksamkeit von unterschiedlichen Steuerungsstrategien für Hochwasserrückhaltebecken in urbanen Gewässern. Projektarbeit.

DONALDSON, R. J., R.M. DYER & M.J. KRAUS, 1975. An objective evaluator of techniques for predicting severe weather events. Preprints: 9th Conf. Severe Local Storms, Norman, OK. Amer. Met. Soc., 321-326.

DORENDORF, J., et al., 2015. Both tree and soil carbon need to be quantified for carbon assessments of cities. *Urban Forestry & Urban Greening*, **14**(3), 447-455. Verfügbar unter: doi:10.1016/j.ufug.2015.04.005

DWA (DEUTSCHE VEREINIGUNG FÜR WASSERWIRTSCHAFT, ABWASSER UND ABFALL E. V.), Hg., 2009. Merkblatt DWA-M 609-1 Entwicklung urbaner Fließgewässer – Teil 1: Grundlagen, Planung und Umsetzung. DWA-Regelwerk: Merkblatt DWA-M, 609-1.

DWA (DEUTSCHE VEREINIGUNG FÜR WASSERWIRTSCHAFT, ABWASSER UND ABFALL E. V.), Hg., 2013. Starkregen und urbane Sturzfluten. Praxisleitfaden zur Überflutungsvorsorge. August 2013. DWA-Themen, 2013,1.

DWD (DEUTSCHER WETTERDIENST), 2016. REGNIE-Unterstützungsdokument. Geografische Darstellung von REGNIE-Daten.

DWD (DEUTSCHER WETTERDIENST), Hg., 2015. KOSTRA-DWD-2010. Starkniederschlagshöhen für Deutschland. Bezugszeitraum 1951 bis 2010. Malitz, G. & H. Ertel [Zugriff am: 15.08.2019]. Verfügbar unter: https://www.dwd.de/DE/leistungen/kostra_dwd_rasterwerte/download/bericht_kostra_dwd_2010_pdf.pdf?__blob=publicationFile&v=11.

DWD (DEUTSCHER WETTERDIENST), Hg., 2016. Starkniederschläge in Deutschland. Krienkamp, F., et al.,

DWD (DEUTSCHER WETTERDIENST), Hg., 2018. Database Reference Manual for ICON and ICON-EPS. Version 1.2.3. Research and Development at DWD.

EINFALT, T., 2009. The SCOUT Documentation. Version 3.3.

ELLENBERG, H., et al., 1991. Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. *Scripta Geobotanica* 18.

FHH (Freie und Hansestadt Hamburg), 1982. Verordnung über das Überschwemmungsgebiet der Bille zwischen der Landesgrenze und der Alten Holstenstraße Vom 20. April 1982. Fassung: 05.10.2004. Fundstelle: HmbGVBl. 19822, S. 97 [Zugriff am: 15.08.2019]. Verfügbar unter: <http://www.hamburg.de/contentblob/4273952/257e54ec8b199b751a733d14e8eb5094/data/download-bille-verordnung.pdf>.

FHH (FREIE UND HANSESTADT HAMBURG), Hg., 2016. Überprüfung des vorläufig gesicherten Überschwemmungsgebiets der Dove-Elbe. Projektbericht Gewässer und Hochwasserschutz Nr. 5/2016.

FHH (Freie und Hansestadt Hamburg). Verordnung über das Überschwemmungsgebiet der Kollau Vom 5. Dezember 2017. Fassung: 05.12.2017. Fundstelle: HmbGVBl. 2017, S. 376, 382 [Zugriff am: 24.09.2019]. Verfügbar unter: <https://www.hamburg.de/contentblob/4325864/03c9e45218462fc22cc5a82ea28b52f6/data/d-kollau-uebersichtskarte.pdf>.

FREIE HANSESTADT BREMEN – DER SENATOR FÜR UMWELT, BAU UND VERKEHR, Hg., 2003. Hochwasserschutz im Land Bremen. Bericht des Senats zur Hochwasserschutzsituation im Land Bremen und Folgerungen anlässlich der Flutkatastrophe an der Elbe im August 2002. Hochwasserschutzbericht Land Bremen 2002. Bremischer Deichverband am linken Weserufer, et al. [Zugriff am: 25.01.2016]. Verfügbar unter: www.dvr-bremen.de/Deichverband/web/download/hochwasser_in_bremen.pdf.

- FUGRO CONSULT GMBH, 2014. Hochwasserschutzkonzept für die Stadt Braunschweig. Stufe 1: Vorstudie. Fugro Consult GmbH im Auftrag des Wasserverbands Mittlere Oker. Siemon, C. & N. Krätzschar,
- GABELLA, M. & R. NOTARPIETRO, 2002. Ground clutter characterization and elimination in mountainous terrain. In: H. RUSSCHENBERG, Hg. Proceedings 2nd European Conference on Radar Meteorology [Zugriff am: 30.03.2016]. Verfügbar unter: <http://www.copernicus.org/erad/online/erad-305.pdf>.
- GENNIS, S., 2016. Anwendung und Evaluierung eines Vorfeuchteindex zur Ermittlung des Abflussverhaltens am Beispiel der Bille. Bachelor Thesis.
- GOLDING, B. W., 1998. Nimrod. A system for generating automated very short range forecasts. *Meteorological Applications*, **5**(1), 1-16. Verfügbar unter: doi:10.1017/S1350482798000577
- GÖNNERT, G. & W. SIEFERT, 1998. Sturmflutatlant Cuxhaven. Studie, Strom- und Hafenbau in Hamburg, *Strombau/Hydrologie <24>*, Nr. 91.
- GÖNNERT, G., et al., 2009. Der Meeresspiegelanstieg – Ursachen, Tendenzen und Risikobewertung. *Die Küste*, **76**, 225-256.
- HAMBURG WASSER, 2015. Datengrundlage Gebührensplitting Abwasser.
- HEIN, H., S. MAI & U. BARJENBRUCH, 2014. Klimabedingt veränderte Tidekennwerte und Seegangsstatistik in den Küstengewässern. Schlussbericht KLIWAS-Projekt 2.03. KLIWAS Schriftenreihe 33/2014.
- HELLMERS, S. & E. PASCHKE, 2011. Hydrologische Wirkungsanalyse des Klimawandels und Anpassungsmaßnahmen auf der Grundlage von hochaufgelösten Klimadaten. In: G. BLÖSCHL und R. MERZ, Hg. *Hydrologie & Wasserwirtschaft - Von der Theorie zur Praxis*. Beiträge zum Tag der Hydrologie am 24./25. März 2011.
- HELLMERS, S. & P. FRÖHLE, 2017a. Integrating Local Scale Drainage Measures in Meso Scale Catchment Modelling. *Water*, **9**(2), 71. Verfügbar unter: doi:10.3390/w9020071
- HELLMERS, S. & P. FRÖHLE, 2017b. Supplementary Materials: The Applied Software KalypsoNA and KalypsoHydrology. *Water*, **9**(2), 71. Verfügbar unter: doi:10.3390/w9020071
- HELLMERS, S., 2010. Hydrological Impacts of Climate Change on Flood Probability in Small Urban Catchments and Possibilities of Flood Risk Mitigation. Master Thesis. *Hamburger Wasserbau-Schriften*, 13 [Zugriff am: 31.01.2017]. Verfügbar unter: https://www.tuhh.de/t3resources/wb/Publikationen/wb-schriften/Wasserbauschrift_Band13.pdf.
- HELLMERS, S., 2016. Abbildbarkeit mehrfach vernetzter heterogener dezentraler Maßnahmen in NA-Modellen. In: FACHGEMEINSCHAFT HYDROLOGISCHE WISSENSCHAFTEN IN DER DWA, Hg. *Räumliche Heterogenität - Erkennen, Abbilden, Validieren oder Ignorieren?*, S. 75-84.
- HELLMERS, S., 2020. Integrating local scale drainage measures in meso scale hydrological modelling of backwater affected catchments. Im Druck. Dissertation, unveröffentlicht.
- HELLMERS, S., et al., 2015. Modellierung der Wirksamkeit dezentraler Maßnahmen zur Minderung des Hochwasserrisikos. In: FACHGEMEINSCHAFT HYDROLOGISCHE WISSENSCHAFTEN IN DER DWA, Hg. *Aktuelle Herausforderungen im Flussgebiets- und Hochwassermanagement. Prozesse | Methoden | Konzepte*. Beiträge zum Tag der Hydrologie am 19./20. März 2015 an der Universität Bonn.

HELLMERS, S., et al., 2016a. Ensemble Radar Nowcasts and Rainfall Runoff Modelling for Urban Flood Management. 9. Internationale Konferenz. NOVATECH 2016.

HELLMERS, S., et al., 2016b. Ensemble Radar Nowcasts and Rainfall Runoff Modelling for Urban Flood Management. Internationale Konferenz NOVATECH 2016.

HELLMERS, S., et al., 2016c. Modelling decentralised systems for urban drainage and flood mitigation. *Journal of Applied Water Engineering and Research*, **5**(1), 61-69. Verfügbar unter: doi:10.1080/23249676.2015.1128368

HELLMERS, S., et al., 2016d. Optimierung der Niederschlag-Abfluss-Modellierung für städtische Hochwasservorwarnsysteme durch Einsatz von Ensemble Radar Nowcasts. In: FACHGEMEINSCHAFT HYDROLOGISCHE WISSENSCHAFTEN IN DER DWA, Hg. Wasserressourcen – Wissen in Flussgebieten vernetzen. Abstractband TdH 2016, S. 15.

HELLMERS, S., et al., 2016e. Optimisation of Rainfall Runoff Modelling for Urban Flood Management with Ensemble Radar Nowcasts. In: RHONE-ALPS RESEARCH GROUP ON INFRASTRUCTURE AND WATER und INSA LYON, Hg. Proceedings of the 9th International Conference Novatech. Verfügbar unter: <http://documents.irevues.inist.fr/bitstream/handle/2042/60459/2C3P15-224HEL.pdf>.

HELLMERS, S., et al., 2017. Konzeptstudie zur Steuerung von wasserwirtschaftlichen Anlagen auf der Grundlage von Ensemble Kurzzeitvorhersagedaten. In: FACHGEMEINSCHAFT HYDROLOGISCHE WISSENSCHAFTEN IN DER DWA, Hg. Den Wandel messen – Wie gehen wir mit der Nichtstationarität um? Beiträge zum Tag der Hydrologie am 23./24. März 2017 an der Universität Trier.

HELLMERS, S., et al., 2018. Multiple linked sustainable drainage systems in hydrological modelling for urban drainage and flood risk management. *Journal of Flood Risk Management*, **11**(S1), 5-16. Verfügbar unter: doi:10.1111/jfr3.12146

HELLMERS, S., G. BELGER & P. FRÖHLE, 2016. Mapping of multiple linked green infrastructure systems in rainfall-runoff models. In: NATIONAL CHENG KUNG UNIVERSITY, Hg. ICHE2016 Proceedings of the 12th International Conference on Hydrosience & Engineering (ICHE). *Hydro-Science & Engineering for Environmental Resilience*, 179-182.

HELLMERS, S., J. PATZKE & P. FRÖHLE, 2017. Multi-layered local scale drainage measures – Model implementation and validation. In: J. MARSALEK und I. KABELKOVA, Hg. 14th IWA/IAHR International Conference on Urban Drainage. *Conference Proceedings*, S. 970-973.

HPA (HAMBURG PORT AUTHORITY), Hg., 2019. *Schiffsverkehr Tatenbergerschleuse 2018*.

HUTYRA, L. R., B. YOON & M. ALBERTI, 2011. Terrestrial carbon stocks across a gradient of urbanization. A study of the Seattle, WA region. *Global Change Biology*, **17**(2), 783-797. Verfügbar unter: doi:10.1111/j.1365-2486.2010.02238.x

INGENIEURGEMEINSCHAFT KLÜTZ & COLLEGEN ITZEHOE GMBH, Hg., 2012. Aktualisierung der Modelle im Einzugsgebiet der Kollau. *Erläuterungsbericht*.

IPCC (INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE), 2014. *Climate change 2014: Synthesis report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*.

IWGSCGG (INTERAGENCY WORKING GROUP ON SOCIAL COST OF GREENHOUSE GASES), Hg., 2016. *Technical Support Document: Technical Update of the Social Cost of*

Carbon for Regulatory Impact Analysis - Under Executive Order 12866 [Zugriff am: 15.08.2018]. Verfügbar unter: https://www.epa.gov/sites/production/files/2016-12/documents/sc_co2_tsd_august_2016.pdf.

JACOB, D., et al., 2014. EURO-CORDEX. New high-resolution climate change projections for European impact research. *Regional Environmental Change*, **14**(2), 563-578 [Zugriff am: 11.10.2016]. Verfügbar unter: doi:10.1007/s10113-013-0499-2

JÄGER, E.J., Hg., 2017. Rothmaler - Exkursionsflora von Deutschland. 21., durchgesehene Auflage.

JASPER-TÖNNIES, A. & M. JESSEN, 2014. Improved radar QPE with temporal interpolation using an advection scheme. extended abstract. ERAD2014 [Zugriff am: 02.10.2018]. Verfügbar unter: http://www.pa.op.dlr.de/erad2014/programme/ExtendedAbstracts/377_JasperToennies.pdf.

JASPER-TÖNNIES, A., et al., 2017. Ensembles of radar nowcasts and NWP for rainfall runoff modelling and urban flood management. In: J. MARSALEK und I. KABELKOVA, Hg. 14th IWA/IAHR International Conference on Urban Drainage. Conference Proceedings, S. 1623-1626.

JASPER-TÖNNIES, A., et al., 2018. Ensembles of radar nowcasts and COSMO-DE-EPS for urban flood management. *Water Science & Technology*, wst2018079. Verfügbar unter: doi:10.2166/wst.2018.079

JENKINS, J. C., et al., 2003. National scale biomass estimators for United States tree species. *Forest Science*, **40**, 12-35 [Zugriff am: 27.04.2017]. Verfügbar unter: https://www.fs.fed.us/ne/durham/4104/papers/Heathbiomass_eqns.pdf.

JENSEN, J., T. FRANK & T. WAHL, 2011. Analyse von hochaufgelösten Tidewasserständen und Ermittlung des MSL an der deutschen Nordseeküste (AMSeL). *Die Küste*, **78**, 59-163 [Zugriff am: 03.02.2017]. Verfügbar unter: <http://vzb.baw.de/die-kueste/0/k078103.pdf>.

JOHNSTON, R. J. & L.A. WAINGER, 2015. Benefit Transfer for Ecosystem Service Valuation: An Introduction to Theory and Methods. In: R.J. JOHNSTON, J. ROLFE und R.S. ROSENBERGER, Hg. Benefit Transfer of Environmental and Resource Values. A Guide for Researchers and Practitioners, S. 237-273.

JOHNSTON, R. J., et al., 2015. Introduction to Benefit Transfer Methods. In: R.J. JOHNSTON, J. ROLFE und R.S. ROSENBERGER, Hg. Benefit Transfer of Environmental and Resource Values. A Guide for Researchers and Practitioners, S. 19-60.

KHALIFA, O. K. M., 2019. Numerische Modellierung der Steuerung von Hochwasserrückhaltebecken unter wasserwirtschaftlich und ökologisch motivierten Randbedingungen. Master Thesis.

KLIMZUG-NORD VERBUND, Hg., 2014. Kursbuch Klimaanpassung. Handlungsoptionen für die Metropolregion Hamburg [Zugriff am: 14.12.2015]. Verfügbar unter: http://klimzug-nord.de/file.php/2014-03-20-Kursbuch_Komplett_20140320_web.pdf.

KLOTZ, S. & I. KÜHN, 2002. Ökologische Strategietypen. In: S. KLOTZ, I. KÜHN und W. DURKA, Hg. BIOLFLOR – eine Datenbank mit biologisch-ökologischen Merkmalen der Gefäßpflanzen von Deutschland, S. 197-201.

KLOTZ, S., I. KÜHN & W. DURKA, Hg., 2002. BIOLFLOR – eine Datenbank mit biologisch-ökologischen Merkmalen der Gefäßpflanzen von Deutschland. Schriftenreihe für Vegetationskunde, 38.

KORNECK, D., et al., 1998. Warum verarmt unsere Flora? Auswertung der Roten Liste der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands. In: BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ, Hg. Ursachen des Artenrückgangs von Wildpflanzen und Möglichkeiten zur Erhaltung der Artenvielfalt: Referate und Ergebnisse des gleichlautenden Symposiums am 14. und 15. Juli 1997 in Bonn und Auswertung der Roten Liste der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands, S. 299-444.

KOWARIK, I., R. BARTZ & M. BRECK, Hg., 2016. Ökosystemleistungen in der Stadt. Gesundheit schützen und Lebensqualität erhöhen.

KÜHNLEIN, C., et al., 2014. The impact of downscaled initial condition perturbations on convective-scale ensemble forecasts of precipitation. Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society, **140**(682), 1552-1562. Verfügbar unter: doi:10.1002/qj.2238

LASSE WALTER UNTERNEHMENSBERATUNG, Hg., 2015. Umfrage zur städtischen Parknutzung.

LDS-NRW (LANDESAMT FÜR DATENVERARBEITUNG UND STATISTIK NORDRHEIN-WESTFALEN), Hg., 2007. Schätzverfahren zur Bodenversiegelung: UGRdL-Ansatz. Statistische Analysen und Studien Nordrhein-Westfalen 44.

LEESE, N. S., 2015. Aufbereitung und Auswertung von Vorhersage-Ensembles für Niederschlagsereignisse und korrespondierende Abflüsse am Beispiel des Hochwassermanagements für urbane Gebiete. Master Thesis.

LENZEWSKI, N., K. DUDAS & K. JENSEN, 2017. Zusammenfassende Darstellung des Ist-Zustandes der Dove Elbe und Kollau in Hamburg im Hinblick auf die EG-WRRL. Stuck-Projektbericht.

LLUR (LANDESAMT FÜR LANDWIRTSCHAFT, UMWELT UND LÄNDLICHE RÄUME SCHLESWIG-HOLSTEIN). Hochwasser-Sturmflut-Information. Wasserstand [Zugriff am: 15.08.2019]. Verfügbar unter: <http://www.umweltdaten.landsh.de/public/hsi/index.html>.

LSBG (LANDESBETRIEB STRAßEN, BRÜCKEN UND GEWÄSSER), Hg., 2009. Hochwasserschutz für die Hamburger Binnengewässer. Müller, A., et al. Berichte des Landesbetriebes Straßen, Brücken und Gewässer Nr. 3.

LSBG (LANDESBETRIEB STRAßEN, BRÜCKEN UND GEWÄSSER), Hg., 2014. Überschwemmungsgebiete in Hamburg. Gönnert, G., et al. Berichte des Landesbetriebes Straßen, Brücken und Gewässer Nr. 15.

LSBG (LANDESBETRIEB STRAßEN, BRÜCKEN UND GEWÄSSER), Hg., 2016. Sicherstellung der Entwässerung küstennaher, urbaner Räume unter Berücksichtigung des Klimawandels - BMBF-Projekt Stuck -. Ackermann, D., et al. Projektbericht Gewässer und Hochwasserschutz Nr. 7.

LSBG (LANDESBETRIEB STRAßEN, BRÜCKEN UND GEWÄSSER), Hg., 2020a. BMBF-Projekt Stuck – Abschlussbericht Aufstockung 2018–2019. Sicherstellung der Entwässerung küstennaher, urbaner Räume unter Berücksichtigung des Klimawandels – das BMBF-Forschungsprojekt Stuck. Ackermann, D., et al. Projektbericht Gewässer und Hochwasserschutz Nr. 2/2020.

LSBG (LANDESBETRIEB STRAßEN, BRÜCKEN UND GEWÄSSER), Hg., 2020b. Leitfaden zur Gestaltung von Hochwasserrückhaltebecken. Fischer, F., et al. Projektbericht Gewässer und Hochwasserschutz Nr. 4/2020.

LSBG (LANDESBETRIEB STRAßEN, BRÜCKEN UND GEWÄSSER), Hg., 2020c. Maßnahmen und Management hydrologisch und ökologisch wertvolle Trockenbecken. Sicherstellung der Entwässerung küstennaher, urbaner Räume unter Berücksichtigung des Klimawandels – das BMBF-Forschungsprojekt Stuck. Ackermann, D., et al. Projektbericht Gewässer und Hochwasserschutz Nr. 3/2020.

MEYER, F., 1954. Vegetationsuntersuchungen an der Doveelbe. Diplomarbeit.

MIKKELSEN, A. K. L., 2017. Analysis of hydrological parameters and modelling the impacts of land use change, climate change and SUDS implementations in an urban catchment. Master Thesis.

MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT BOARD, Hg., 2003. Ecosystems and human well-being. A Framework for Assessment.

MLUR-SH (MINISTERIUM FÜR LANDWIRTSCHAFT, UMWELT UND LÄNDLICHE RÄUME), Hg., 2007. Binnenhochwasserschutz und Hochwasserrückhalt – Schleswig-Holstein. Generalplan.

NIEDERSÄCHSISCHES MINISTERIUM FÜR UMWELT, ENERGIE UND KLIMASCHUTZ & FREIE HANSESTADT BREMEN – DER SENATOR FÜR UMWELT, BAU UND VERKEHR, Hg., 2012. Die Umsetzung der Hochwasserrisikomanagement-Richtlinie in Niedersachsen und Bremen [Zugriff am: 25.01.2016]. Verfügbar unter: http://www.umwelt.niedersachsen.de/download/74244/Broschuere_Die_Umsetzung_der_Hochwasserrisikomanagement-Richtlinie_in_Niedersachsen_und_Bremen_Dez._2012_.pdf.

NLWKN (NIEDERSÄCHSISCHER LANDESBETRIEB FÜR WASSERWIRTSCHAFT, KÜSTEN- UND NATURSCHUTZ), Hg., 2005. Hochwasserschutz in Niedersachsen. Oberirdische Gewässer 23 [Zugriff am: 08.12.2015]. Verfügbar unter: http://www.nlwkn.niedersachsen.de/portal/live.php?navigation_id=7903&article_id=44328&psmand=26.

PLAN.ET, 2015. Standortbezogene Vorprüfung des Einzelfalls für den Ausbau des Rückhaltebeckens RRB südlich Farnhornstiege/östlich der Mühlenau im B-Plan Bahrenfeld 37/Eidelstedt 64.

POPPENDIECK, H.-H., H. BERTRAM, I. BRANDT, B. ENGELSCHALL & J. von PRONDZINSKI, Hg., 2010. Der Hamburger Pflanzenatlas. von a bis z. mit Roter Liste und CD-ROM. Verfügbar unter: <http://www.botanischerverein.de/aktuelle-informationen-detail/items/hamburger-pflanzenatlas.html>.

REESE, S., H.-J. MARKAU & H. STERR, 2003. MERK – Mikroskalige Evaluation der Risiken in überflutungsgefährdeten Küstenniederungen. Abschlussbericht.

REGMI, B., 2017. Application of GIS - based methods to assess the hydrological impacts of land use change in urban catchments using a rainfall runoff model. Project Work.

RICHTER, B. & K. GRUNEWALD, 2017. Erreichbarkeit von Grünflächen in Städten – ein bundesweiter Überblick [Zugriff am: 15.08.2019]. Verfügbar unter: <http://www.esp-de.de/erreichbarkeit-von-gruenflaechen-in-staedten-ein-bundesweiter-ueberblick/>.

RIEDEL, G., 2004. Ein hydrologisches Modell für tidebeeinflusste Flussgebiete. Dissertation [Zugriff am: 30.05.2016]. Verfügbar unter: <http://digisrv-1.biblio.etc.tu-bs.de/docportal/>

servlets/MCRFileNodeServlet/DocPortal_derivate_00001644/Document.pdf;jsessionid=81C3007C6649E76EE2CF5A4612340656.

ROLFE, J., R.J. JOHNSTON & R.S. ROSENBERGER, 2015. Benefit Transfer of Environmental and Resource Values. In: R.J. JOHNSTON, J. ROLFE und R.S. ROSENBERGER, Hg. Benefit Transfer of Environmental and Resource Values. A Guide for Researchers and Practitioners, S. 3-17.

ROSENHAGEN, G. & M. SCHATZMANN, 2011. Das Klima der Metropolregion auf Grundlage meteorologischer Messungen und Beobachtungen. In: H. von STORCH und M. CLAUSSEN, Hg. Klimabericht für die Metropolregion Hamburg.

SACHS, N. & G. KAULE, 2000. Vorprojekt zur Entwicklung und Anwendung eines räumlich differenzierten Indikatorsystems zur Messung einer nachhaltigen Entwicklung in Baden-Württemberg. Programm Lebensgrundlage Umwelt und ihre Sicherung (BWPLUS). Forschungsbericht FZKA-BWPLUS. Gütthler, M., et al.,

SCHICKHOFF, U. & A. ESCHENBACH, 2018. Terrestrische und semiterrestrische Ökosysteme. In: H. von STORCH, I. MEINKE und M. CLAUßEN, Hg. Hamburger Klimabericht – Wissen über Klima, Klimawandel und Auswirkungen in Hamburg und Norddeutschland, S. 109-145.

SCHLÜNZEN, K. H., et al., 2010. Long-term changes and regional differences in temperature and precipitation in the metropolitan area of Hamburg. *International Journal of Climatology*, **30**(8), 1121-1136 [Zugriff am: 04.01.2016]. Verfügbar unter: doi:10.1002/joc.1968

SCHNEIDER, S., 2015. Hochwasserrückhaltebecken im Einzugsgebiet der Kollau. mündlich.

SCHOLZ, M., D. MEHL, C. SCHULZ-ZUNKEL, H.D. KASPERIDUS, W. BORN & K. HENLE, Hg., 2012. Ökosystemfunktionen von Flussauen. Analyse und Bewertung von Hochwasserretention, Nährstoffrückhalt, Kohlenstoffvorrat, Treibhausgasemissionen und Habitatfunktion: Ergebnisse des F+E-Vorhabens (FKZ 3508 850 100). *Naturschutz und biologische Vielfalt*, 124.

SCHOLZ, M., S. STAB, F. DZIOCK & K. HENLE, Hg., 2005. Lebensräume der Elbe und ihrer Auen. Mit 31 Tabellen. *Konzepte für die nachhaltige Entwicklung einer Flusslandschaft*, 4.

SCHRÖTER, K., et al., 2015. What made the June 2013 flood in Germany an exceptional event? A hydro-meteorological evaluation. *Hydrology and Earth System Sciences*, **19**(1), 309-327 [Zugriff am: 26.11.2015]. Verfügbar unter: doi:10.5194/hess-19-309-2015

SCHRUM, C., et al., 2016. Projected Change—North Sea. In: M. QUANTE und F. COLIJN, Hg. *North Sea Region Climate Change Assessment*, S. 175-217.

SEIFFERT, R. & F. HESSER, 2014. Investigating Climate Change Impacts and Adaptation Strategies in German Estuaries. *Die Küste*, **81**, 551-563.

SEIFFERT, R., et al., 2014. Auswirkungen des Klimawandels auf die deutsche Küste und die Ästuare. Mögliche Betroffenheiten der Seeschiffahrtsstraßen und Anpassungsoptionen hinsichtlich der veränderten Hydrodynamik und des Salz- und Schwebstofftransports. Schlussbericht KLIWAS-Projekt 2.04/3.02. KLIWAS Schriftenreihe 36.

SENAT DER FREIEN UND HANSESTADT HAMBURG, 2012. Schriftliche Kleine Anfrage. des Abgeordneten Dr. Kurt Duwe (FDP) vom 10.01.2012 und Antwort des Senats. Drucksache 20/2801 20/2801.

SMITH, K. & R. WARD, 1998. Floods. Physical processes and human impacts. Verfügbar unter: <http://www.loc.gov/catdir/description/wiley034/2003268678.html>.

Statistikamt Nord (STATISTISCHES AMT FÜR HAMBURG UND SCHLESWIG-HOLSTEIN), 2015. Bevölkerungsentwicklung in Hamburg 2015. Fortschreibung zum 31.12.2015 auf Basis des Zensus 2011. Statistische Berichte Kennziffer: A I 1 - j 15 HH.

STOCKBURGER, M., 2016. Analysis of the retention effect of green multilayer systems and retention systems on the projekt „A7-Tunnel Stellingen“ in the city of Hamburg. Analyse der Retentionswirkung von begrünten Mehrschichtaufbauten und Rückhaltesystemen am Beispiel des Bauprojektes „A7-Tunnel Stellingen“ in Hamburg. Master Thesis.

STORCH, H. von & M. CLAUSSEN, Hg., 2011. Klimabericht für die Metropolregion Hamburg.

STREHZ, A., et al., 2017. Radarkomposit und Hochwasserwarnungen mit Radarensembles und COSMO-DE-EPS im Projekt Stuck. In: UNIVERSITÄT TRIER, Hg. Abstract-Sammlung zu Posterbeiträgen eingereicht zum Tag der Hydrologie 2017, S. 40.

TEEB - THE ECONOMICS OF ECOSYSTEMS AND BIODIVERSITY, 2011. TEEB Manual for Cities: Ecosystem Services in Urban Management. Mader, A., et al.,

TESSENDORF, A. & T. EINFALT, 2012. Ensemble radar nowcasts – a multi-method approach. In: R.J. MOORE, S.J. COLE und A.J. ILLINGWORTH, Hg. Weather radar and hydrology. Proceedings of a symposium held in Exeter, UK, April 2011, S. 310-316.

THE TRUST FOR PUBLIC LAND, 2018. ParkScore 2018 [Zugriff am: 01.08.2018]. Verfügbar unter: <http://parkscore.tpl.org/methodology.php>.

TIEDEMANN, A., 2006. Studie: Hochwassergefahr an Alster, Bille, Kollau. Hamburger Abendblatt, 05.04.2006 [Zugriff am: 15.10.2019]. Verfügbar unter: <https://www.abendblatt.de/hamburg/article107104993/Studie-Hochwassergefahr-an-Alster-Bille-Kollau.html>.

TOCKNER, K. & J.A. STANFORD, 2002. Riverine flood plains: Present state and future trends. *Environmental Conservation*, **29**(3), 308-330. Verfügbar unter: doi:10.1017/S037689290200022X

TUHH (TECHNISCHE UNIVERSITÄT HAMBURG HARBURG), Hg., 2003. Hydrologische Modellierung des Gewässernetzes im Einzugsgebiet der Kollau in der Freien und Hansestadt Hamburg. Pilotprojekt. Brüning, C. & E. Pasche,

TUHH (TECHNISCHE UNIVERSITÄT HAMBURG HARBURG), Hg., 2010. Ergänzung und Plausibilisierung der Überschwemmungsgebiete an der Kollau. Gutachten. Behzadnia, N. & E. Pasche,

TUTECH INNOVATION GMBH, 2011. Dokumentation der Onlinediskussion „Hochwasserschutz – wat tut Not?“. Im Rahmen des Verbundprojektes KLIMZUG-NORD. Lührs, R. & B. Hohberg,

VGRDL (VOLKSWIRTSCHAFTLICHE GESAMTRECHNUNGEN DER LÄNDER), Hg., 2014. Reihe 1 Band 4: Anlagevermögen in den Ländern der Bundesrepublik Deutschland 1991 bis 2011 Reihe 1, Länderergebnisse Band 4. Verfügbar unter: <https://www.statistik-bw.de/VGRdL/tbls/>.

WEHLING, U., 2015. Persönliche Mitteilung. Besprechung.

Weser-HwGebV, 2013. Verordnung über hochwassergefährdete Gebiete im tidebeeinflussten Einzugsgebiet der Weser, der Lesum und der Ochtum in der Stadtgemeinde Bremen

(Hochwassergebietsverordnung Weser - Weser-HwGebV). Fassung: 21.11.2013 [Zugriff am: 25.01.2016]. Verfügbar unter: <http://bauumwelt.bremen.de/sixcms/media.php/13/Hochwassergebietsverordnung%20Weser.pdf>.

WHG, 2009. Gesetz zur Ordnung des Wasserhaushalts (Wasserhaushaltsgesetz - WHG). Fassung: 29.03.2017. Fundstelle: BGBl. I S. 2585 [Zugriff am: 06.06.2017]. Verfügbar unter: http://www.gesetze-im-internet.de/bundesrecht/whg_2009/gesamt.pdf.

WILKS, D. S., 1995. Statistical methods in the atmospheric sciences. An introduction. International geophysics series, 59.

WISSKIRCHEN, R. & H. HAEUPLER, 1998. Standardliste der Farn- und Blütenpflanzen Deutschlands. Mit Chromosomenatlas von Focke Albers.

WUNSCH, J., 2016. Aufgaben der Bremischen Deichverbände hinsichtlich Hochwasserschutz. mündlich.

Aufstellungsvermerk

Bearbeitet und aufgestellt von:

Dieter Ackermann, LSBG (Textbeiträge)
Dr. Thomas Einfalt, hydro & meteo (Textbeiträge und Grafiken)
Prof. Dr. Annette Eschenbach, UHH (Textbeiträge)
Friederike Fischer (Textbeiträge und Grafiken)
Prof. Dr.-Ing. Peter Fröhle, TUHH (Textbeiträge)
Sarah Gennis, LSBG (Textbeiträge und Grafiken)
Dr. Alexander Gröngröft, UHH (Textbeiträge)
Sandra Hellmers, TUHH (Textbeiträge und Grafiken)
Fred Hesser, LSBG (Textbeiträge und Grafiken)
Dr. Malte Jahn, HWWI (Textbeiträge und Grafiken)
Alrun Jasper-Tönnies, hydro & meteo (Textbeiträge und Grafiken)
Prof. Dr. Kai Jensen, UHH (Textbeiträge)
Kira Kalinski, UHH (Textbeiträge und Grafiken)
Nikola Lenzewski, UHH (Textbeiträge und Grafiken)
Edgar Nehlsen, TUHH (Textbeiträge)
Marie-Christin Rische, HWWI (Textbeiträge und Grafiken)
Andreas Röhlig, HWWI (Textbeiträge und Grafiken)
Matthias Strauer, LSBG (Textbeiträge und Grafiken)
Alexander Strehz, hydro & meteo (Textbeiträge und Grafiken)
Dr. Heiko Westphal, LSBG (Textbeiträge und Grafiken)

Der Projektbericht ist fachtechnisch nicht abgestimmt und präsentiert den Sachstand der jeweiligen Bearbeitung.

Hamburg, den 09. März 2020

elektronisch gezeichnet

Prof. Dr. Gabriele Gönnert
(Fachbereichsleiterin)

Freie und Hansestadt Hamburg
Landesbetrieb Straßen, Brücken und Gewässer
Sachsenfeld 3-5
20097 Hamburg

Titelbild:
Die Tatenberger Schleuse (Mündung der Dove-
Elbe in die Elbe) („RK 1009 9963 Tatenberger
Schleuse“ von Reinhard Kraasch – Eigenes Werk.
Lizenziert unter CC BY-SA 3.0 über Wikimedia
Commons, Aufnahme 10.9.10.)