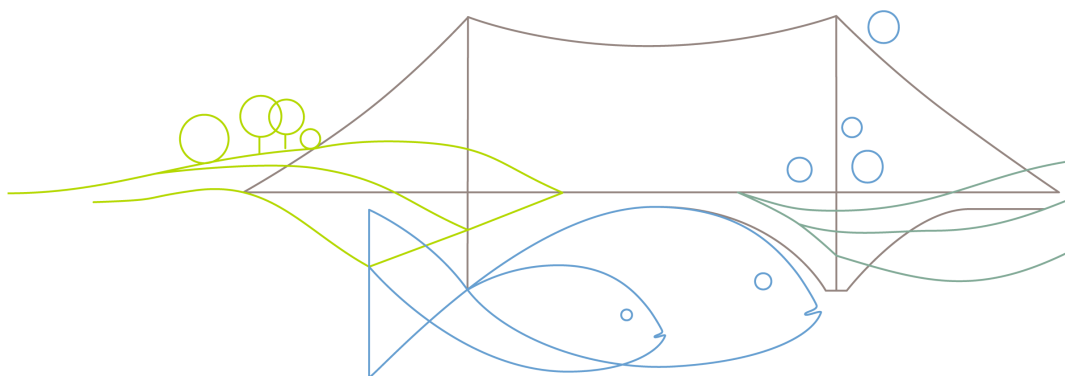


BfG-1910

Bericht

Das hydromorphologische
Erfassungs- und Bewertungsverfahren
Valmorph 2 für schiffbare
Oberflächengewässer



Bundesanstalt für
Gewässerkunde

BfG-1910
Valmorph

BfG-1910

Bericht

Das hydromorphologische Erfassungs- und Bewertungsverfahren Valmorph 2 für schiffbare Oberflächengewässer



Januar 2017

Auftraggeber: BMVI, Bonn

BfG-SAP-Nr.: M39610304065

Anzahl der Seiten: 132

Der Bericht darf nur ungekürzt vervielfältigt werden.

Die Vervielfältigung und eine Veröffentlichung bedürfen der schriftlichen Genehmigung der BfG.

Bearbeiter in der BfG:

Federführung:

Dr. Ina Quick

Fachbearbeiter:

Dr. Ina Quick

Dr. Frauke König

B.Sc. Yannik Baulig

Dipl.-Ing. Christine Borgsmüller

Dipl.-Ing. (FH) Sönke Schriever

DOI: 10.5675/BfG-1910-DT

URL: <http://doi.bafg.de/BfG/2017/BfG-1910-DT.pdf>

Zitiervorschlag:

Quick, I.; König, F.; Baulig, Y.; Borgsmüller, C.; Schriever, S. (2017): Das hydromorphologische Erfassungs- und Bewertungsverfahren Valmorph 2 für schiffbare Oberflächengewässer. BfG-Bericht Nr. 1910. Bundesanstalt für Gewässerkunde. Koblenz.

Inhaltsverzeichnis

1	Einleitung	8
1.1	Veranlassung und Zielsetzungen	9
1.2	Geltungsbereich schiffbare Oberflächengewässer	12
1.3	Hydromorphologie	12
2	Verfahrensbeschreibung Valmorph 2	14
2.1	Raum- und Zeitskalen	15
2.2	Hydromorphologische Indikatoren an Bundeswasserstraßen	15
2.3	Verfahrensablauf	20
2.3.1	Indikatorenauswahl	20
2.3.2	Ermittlung Vergleichs-Zustände	21
2.3.2.1	Natürliche Oberflächengewässer (Referenz-Zustand)	22
2.3.2.2	Erheblich veränderte und künstliche Oberflächengewässer (nutzungsgeprägter Zustand)	23
2.3.2.3	Kontext UVPG, Wasserbau, Natura 2000, Dynamik etc. (Szenarien-Zustand)	25
2.3.3	Ermittlung Ist-Zustand	25
2.3.4	Ermittlung Prognose-Zustand	26
2.3.5	Berechnung	26
2.3.6	Klassifizierung und Bewertung	26
2.4	Hydromorphologische Risikoanalyse und Ableitung von Handlungsempfehlungen	29
2.5	Maßnahmenumsetzung und Effizienzkontrollen, Monitoring	29
2.6	Aggregationsmöglichkeiten und Wichtung	30
2.6.1	Aggregationsmöglichkeiten	30
2.6.2	Wichtung	31
2.7	Bezug DPSIR-Konzept	31
2.8	Beispielhafte Anwendungen	32
3	Quantitative Erfassungs-, Berechnungs- und Bewertungsmethoden hydromorphologischer Indikatoren Binnen- und Küstenbereich	34
3.1	Breitenvariation	34
3.1.1	Definition	34
3.1.2	Methodik	35
3.1.3	Bewertung	37
3.1.4	Erläuterung der Vorgehensweise am Beispiel der Binnemelbe	39
3.2	Sedimentdurchgängigkeit	43
3.2.1	Definition	43
3.2.2	Methodik	44
3.2.3	Bewertung	46
3.2.4	Erläuterung der Vorgehensweise am Beispiel der Binnemelbe	50
3.3	Tiefenvariation	52
3.3.1	Definition	52
3.3.2	Methodik	53
3.3.3	Bewertung	54
3.3.4	Erläuterung der Vorgehensweise am Beispiel der Binnemelbe	55

3.4	Mittlere Sohlhöhenänderung	59
3.4.1	Definition	59
3.4.2	Methodik	60
3.4.3	Bewertung	62
3.4.4	Erläuterung der Vorgehensweise am Beispiel der Binnenelbe	63
3.4.5	Erläuterung der Vorgehensweise am Beispiel des Rheins	67
3.5	Schwebstoffhaushalt	69
3.5.1	Definition	69
3.5.2	Methodik	70
3.5.3	Bewertung	71
3.5.4	Erläuterung der Vorgehensweise am Beispiel des Rheins	73
3.5.5	Erläuterung der Vorgehensweise am Beispiel der Tideems	75
3.6	Sohlsubstrat	81
3.6.1	Definition	81
3.6.2	Methodik	82
3.6.3	Bewertung	84
3.6.4	Erläuterung der Vorgehensweise am Beispiel der Binnenelbe	85
3.7	Uferstruktur	87
3.7.1	Definition	87
3.7.2	Methodik	88
3.7.3	Bewertung	89
3.8	Flächenänderungen der eulitoralischen Zone	93
3.8.1	Definition	93
3.8.2	Methodik	94
3.8.3	Bewertung	95
3.8.4	Erläuterung der Vorgehensweise am Beispiel der Tideelbe	96
3.9	Flächenanteil überflutbarer Auen	98
3.9.1	Definition	98
3.9.2	Methodik	99
3.9.3	Bewertung	100
3.9.4	Erläuterung der Vorgehensweise am Beispiel der Binnenelbe	102
3.10	Sohlstrukturen und Auenstrukturen	105
3.10.1	Definition	105
3.10.2	Methodik	107
3.10.3	Bewertung	110
3.11	Diskussion der Unsicherheiten	112
4	Erfassungs- und Bewertungsmethoden hydromorphologischer Indikatoren Kanalbereich	115
4.1	Querbauwerke	116
4.2	Sohlensicherung	117
4.3	Ufersicherung	118
5	Zusammenfassung und Ausblick	119
	Danksagung	121
	Literaturverzeichnis	122
	Abkürzungsverzeichnis	131

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1:	Naturräumliche und anthropogene Faktoren, die die Ausprägung der Hydromorphologie und des Sedimenthaushaltes sowie ihr Zusammenwirken beeinflussen.	11
Abb. 2:	Bundeswasserstraßen und ihre Ausweisung als natürliche, erheblich veränderte und künstliche Gewässer.	13
Abb. 3:	Darstellungsebenen des Valmorph-Verfahrens (Raumskalen).	16
Abb. 4:	Übersicht der Bundeswasserstraßen und der jeweiligen Geltungsbereiche für die Teilverfahren „Fluss“, „Küste“ und „Kanal“ für die Indikatorenauswahl.	19
Abb. 5:	Beispielhafte Auswahl maßnahmen- und fragestellungsbezogener hydromorphologischer Indikatoren des Moduls Valmorph 2.	20
Abb. 6:	Das Modul Valmorph: Verfahrensablauf bei der Durchführung von Untersuchungen und Bewertungen hydromorphologischer Verhältnisse an Wasserstraßen.	21
Abb. 7:	Sedimentmanagementkonzept unter hydromorphologischen Aspekten.	28
Abb. 8:	Beispiel einiger Bewertungsergebnisse mit Hilfe der Methoden des Moduls Valmorph für den Oberlauf der Binnemelbe zwischen der deutsch-tschechischen Grenze (Elbe-km 0) und Dresden (Elbe-km 50).	33
Abb. 9:	Darstellung möglicher Ausprägungen der Breitenvariation.	34
Abb. 10:	Wasserflächen des Hauptgerinnes inklusive Seitenstrukturen und Nebenarmen im Referenz-Zustand und Ist-Zustand.	39
Abb. 11:	Überlagerung von Referenz-Zustand und Ist-Zustand zur Ermittlung der Breitenvariation (exemplarische Darstellung).	40
Abb. 12:	Gewässerbreite für den Referenz- und Ist-Zustand, ermittelt nach Methode 1 für Elbe- km 280 bis 380.	41
Abb. 13:	Breitenvarianz für den Referenz- und Ist-Zustand, ermittelt nach Methode 1 für Elbe-km 280 bis 380.	42
Abb. 14:	Bewertung Breitenvariation deutsche Binnemelbe von Elbe-km 0 bis 586 und Unterläufe Schwarze Elster, Mulde, Saale, Havel; ermittelt nach Methode 2.	42
Abb. 15:	Staustufe Iffezheim.	43
Abb. 16:	Hydromorphologischer Indikator Sedimentdurchgängigkeit, 2. Schritt Hauptgewässerbett und relevante Nebengewässer - schematische Visualisierung.	48
Abb. 17:	Hydromorphologischer Indikator Sedimentdurchgängigkeit, 3. Schritt kleinere Nebengewässer - schematische Visualisierung.	49
Abb. 18:	Ergebnisse des hydromorphologischen Indikators Sedimentdurchgängigkeit am Beispiel der Elbe.	52
Abb. 19:	Digitalisieren der Mittelwasserspiegellagen und der Sohlhöhen innerhalb eines Referenzkoordinatensystems, Ausschnitt aus dem historischen Längsschnitt der Elbe (Elbstromwerk, 1898).	56
Abb. 20:	Abgreifen der Wassertiefen zur Ermittlung der Standardabweichungen, exemplarisch anhand Elbe-km 260-270.	57
Abb. 21:	HYDAP-Szene mit Ausschnitt aus dem DGM 2004 bei Elbe-km 279,8 – 281,0.	57
Abb. 22:	Gegenüberstellung Standardabweichung der Wassertiefen der deutschen Binnemelbe im Referenz- und im Ist-Zustand.	58
Abb. 23:	Bewertung des hydromorphologischen Indikators Tiefenvariation für die deutsche Binnemelbe und die Unterläufe von Schwarzer Elster, Mulde, Saale und Havel.	59
Abb. 24:	Mittlere Sohlhöhenänderung und Wasserspiegellagenentwicklungen in cm/Jahr der Elbe zwischen 1898 und 2004.	64
Abb. 25:	Bewertung des hydromorphologischen Indikators Mittlere Sohlhöhenänderung für die deutsche Binnemelbe und die Unterläufe von Schwarzer Elster, Mulde, Saale und Havel.	66
Abb. 26:	Mittlere Sohlhöhenänderung in cm/Jahr von Rhein-km 640 bis Rhein-km 865 zwischen den Jahren 2000 und 2010.	69
Abb. 27:	Schwebstofftransportmessung im Gewässerquerprofil, Beispiel Tideems.	70
Abb. 28:	Mittlere jährliche Schwebstoffkonzentration und mittlerer Abfluss an der Messstelle Emmerich.	74

Abb. 29:	Schwebstoffgehalte (g/l) an den Dauermessstationen der Unterems (1979 – 1984 und 2013).	77
Abb. 30:	Bewertung des hydromorphologischen Indikators Schwebstoffhaushalt für die Tideems: Vergleich Ist-Zustand (2013) mit Szenarien-Zustand (1979 – 1984).	78
Abb. 31:	Schwebstoffgehalte (g/l) an den Dauermessstationen der Unterems (2001 – 2003 and 2012 – 2014).	79
Abb. 32:	Bewertung des hydromorphologischen Indikators Schwebstoffhaushalt für die Tideems: Vergleich Ist-Zustand (2012 – 2014) mit nutzungsgeprägtem Zustand (2001 – 2003).	81
Abb. 33:	Exemplarisches Sohlsubstrat, Beispiel Mosel.	82
Abb. 34:	Verlauf des mittleren Korngrößendurchmessers der deutschen Binnenelbe im Referenz- und im Ist-Zustand.	86
Abb. 35:	Bewertung des hydromorphologischen Indikators Sohlsubstrat.	87
Abb. 36:	Verbautes Ufer und gewässertypspezifisches natürliches / naturnahes Ufer entlang großer und schiffbarer Oberflächengewässer.	88
Abb. 37:	Beispiel unverbauter Uferlinien zwischen Bühnen.	91
Abb. 38:	Aufnahme der Wattfläche bei Hollerwettern.	94
Abb. 39:	Entwicklung der eulitoralischen Flächenanteile in der Tideelbe zwischen 1998 und 2010.	97
Abb. 40:	Exemplarische Ermittlung der Flächenangabe eines rezenten Auensegmentes.	103
Abb. 41:	Exemplarische Ermittlung der Flächenangabe eines Altauen-Segmentes.	104
Abb. 42:	Bewertung des hydromorphologischen Indikators Flächenanteil überflutbarer Auen für die deutsche Binnenelbe und die Unterläufe von Schwarzer Elster, Mulde, Saale und Havel.	104
Abb. 43:	Beispielhafte Sohl- und Auenstrukturen wie Sand- und Kiesbänke, Randsenke, Böschung und Stromspaltung.	106

Tabellenverzeichnis

Tab. 1:	Hydromorphologische Indikatoren des Moduls Valmorph 2.	17
Tab. 2:	Bewertungsmatrix für den Indikator Breitenvariation.	38
Tab. 3:	Bewertung des hydromorphologischen Indikators Sedimentdurchgängigkeit, 1. Schritt - Querbauwerksart und Absturzhöhen.	47
Tab. 4:	Bewertung des hydromorphologischen Indikators Sedimentdurchgängigkeit, 2. Schritt – Malussystem Hauptgewässerbett und als relevant ausgewiesene Nebengewässer.	48
Tab. 5:	Bewertung des hydromorphologischen Indikators Sedimentdurchgängigkeit, 3. Schritt – Malussystem einmündende kleinere Nebengewässer.	49
Tab. 6:	Bewertungsmatrix des hydromorphologischen Indikators Sedimentdurchgängigkeit.	50
Tab. 7:	Bewertungsmatrix des hydromorphologischen Indikators Tiefenvariation.	55
Tab. 8:	Bewertungsmatrix des hydromorphologischen Indikators Mittlere Sohlhöhenänderung.	62
Tab. 9:	Bewertungsmatrix des hydromorphologischen Indikators Mittlere Sohlhöhenänderung inklusive dazugehöriger Spannweitenklassen für das exemplarische Untersuchungsgewässer deutsche Binnenelbe in cm/a.	65
Tab. 10:	Bewertungsmatrix des hydromorphologischen Indikators Mittlere Sohlhöhen- änderung inklusive dazugehöriger Spannweitenklassen für einen exemplarischen Abschnitt am Niederrhein in cm/a.	67
Tab. 11:	Bewertung des hydromorphologischen Indikators Mittlere Sohlhöhenänderung für den Rhein von Rhein-km 640 bis Rhein-km 865 zwischen den Jahren 2000 und 2010.	68
Tab. 12:	Bewertungsmatrix für den hydromorphologischen Indikator Schwebstoffhaushalt (Zunahme).	72
Tab. 13:	Bewertungsmatrix für den hydromorphologischen Indikator Schwebstoffhaushalt (Abnahme).	73
Tab. 14:	Anwendung der Valmorph 2 Bewertungsmatrix für den Indikator Schwebstoffhaushalt (Ist-Zustand/nutzungsgeprägter-Zustand) für die exemplarische Messstelle Emmerich am Rhein.	74
Tab. 15:	Anwendung der Valmorph 2 Bewertungsmatrix für den Indikator Schwebstoffhaushalt (Ist-Zustand/Szenarien-Zustand).	77
Tab. 16:	Anwendung der Valmorph 2 Bewertungsmatrix für den Indikator Schwebstoffhaushalt (Ist- Zustand/Nutzungsgeprägter Zustand).	80
Tab. 17:	Bewertungsmatrix des Indikators Sohlsubstrat (D_m) entsprechend der prozentualen Abstufung vom Vergleichs-Zustand.	85
Tab. 18:	Bewertungsmatrix für den hydromorphologischen Indikator Uferstruktur.	90
Tab. 19:	Übersicht über Aufwertungskriterien (Bonus-System für natürliche Oberflächengewässer), Indikator Uferstruktur.	93
Tab. 20:	Bewertungsmatrix für den hydromorphologischen Indikator Flächenänderungen der eulitoralen Zone.	96
Tab. 21:	Anwendung der Bewertungsmatrix für den Indikator Flächenänderung der eulitoralen Zone für das exemplarische Untersuchungsgewässer Tideelbe.	98
Tab. 22:	Bewertungsmatrix für den hydromorphologischen Indikator Flächenanteil überflutbarer Auen.	101
Tab. 23:	Exemplarische Sohl- und Auenstrukturen.	105
Tab. 24:	Bewertungsmatrix für den hydromorphologischen Indikator Sohlstrukturen und Auenstrukturen.	111
Tab. 25:	Bewertungsmatrix für den hydromorphologischen Indikator Querbauwerke bei Kanälen.	117
Tab. 26:	Bewertungsmatrix für den hydromorphologischen Indikator Sohlensicherung bei Kanälen.	117
Tab. 27:	Bewertungsmatrix für den hydromorphologischen Indikator Ufersicherung bei Kanälen je Uferseite.	118

1 Einleitung

In den vergangenen Jahren wurde ein Verfahren zur Erfassung und Bewertung der Hydromorphologie an Bundeswasserstraßen in Deutschland entwickelt (Quick 2010, 2011a, 2011b; BfG 2011a; Quick et al. 2012a, 2014; Cron et al. 2014a; König et al. 2012, 2014; Rosenzweig et al. 2012). Die Methode Valmorph (= eVALuation of MORPHology) wurde von der Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG) im Auftrag des Bundesministeriums für Verkehr und digitale Infrastruktur (BMVI) als **quantitatives Verfahren zur Erfassung, Berechnung und Bewertung hydromorphologischer Zustände und Veränderungen im Fluss-, Ufer- und Auenbereich schiffbarer Oberflächengewässer** entwickelt.

Die Methode wird als Mess- und Bewertungsverfahren **zur Aufgabenunterstützung an Bundeswasserstraßen** eingesetzt. Es dient z. B. im Rahmen von

- Umweltverträglichkeitsuntersuchungen nach dem UVPG (1990),
- Sedimentmanagement und generell im Umgang mit Baggergut,
- Gewässerunterhaltung, z. B. im Sinne der wasserwirtschaftlichen Unterhaltung (BMVBS 2010),
- Beantwortungen wasserbaulicher Fragestellungen (z. B. Auswirkungsanalysen, -prognosen),
- der Umsetzung der EG-WRRL (2000) (Flussgebietsbewirtschaftung),
- nachhaltigem Wasserressourcenmanagement,
- Quantifizierungen hydromorphologischer Veränderungen,
- Untersuchungen dynamischer Prozesse und Entwicklungen,
- Kopplungen zur Biologie/Ökologie,
- Plausibilisierungen biologischen Monitorings,
- Schadstoffbelastungen,
- ökologischen Gewässerentwicklungen,
- Effizienzkontrollen / Monitoring umgesetzter Ausgleichs- und Ersatzmaßnahmen oder z. B. von Renaturierungsvorhaben,
- Maßnahmen aufstellungen und –umsetzungen,
- etc.

als Basis für Zustandserhebungen und –beurteilungen, Entscheidungsfindungen, Priorisierungen von Maßnahmenoptionen sowie für die Bewirtschaftungsplanung und –umsetzung. Auch können sedimentologische und hydromorphologische Ergebnisse für die Planung, Durchführung und Erfolgskontrolle von Bau- und Unterhaltungsmaßnahmen mittels des Moduls Valmorph bereitgestellt werden.

Es handelt sich um ein **indikatorbasiertes Verfahren**. Es dient der Praxis, z. B. indem es die Entscheidungsfindung im Vorfeld der Genehmigung eines Bauvorhabens im Rahmen einer Umweltverträglichkeitsprüfung unterstützen kann (Quick et al. 2016a). Die Wasserstraßen- und Schifffahrtsverwaltung des Bundes (WSV) hat den gesetzlichen Auftrag, für die Sicherheit und Leichtigkeit des Verkehrs auf den Bundeswasserstraßen zu sorgen. Maßnahmen, die zu Veränderungen im Fluss-, Ufer- und Auenbereich führen, müssen in ihren Auswirkungen erfasst und bewertet werden. Die **Vorhersage von Veränderungen im**

Gewässerökosystem infolge von Unterhaltungs- und Ausbaumaßnahmen oder z. B. des Klimawandels nimmt für die WSV einen wichtigen Stellenwert ein. Wesentliche Gründe dafür sind u. a. zu beachtende naturschutzrechtliche Vorgaben und die Aufgaben der WSV im Rahmen der wasserwirtschaftlichen Unterhaltung, die seit 2010 gelten (BMVBS 2010; WHG). Die BfG hat dieser Entwicklung frühzeitig Rechnung getragen und in den vergangenen Jahren das modular aufgebaute Integrierte Flussauenmodell **INFORM (INtegrated FIOodplain Response Model)** erstellt, mit dem ökologische Modellierungen durchgeführt werden können (s. z. B. BfG 2003a, 2007, 2010a, 2011a; BCE & Conterra 2010) und zu dem auch das Modul Valmorph (s. Rosenzweig et al. 2012) gehört, das erstmals die hydromorphologischen Komponenten beinhaltet. Das Verfahren Valmorph ist jedoch auch unabhängig von dem INFORM-Modellsystem über z. B. GIS- und verschiedene Tabellenkalkulationsprogramme wie z. B. Excel-Bearbeitungen und -auswertungen anwendbar und einsetzbar.

In diesem Bericht wird speziell das **hydromorphologische Erfassungs- und Bewertungsverfahren Valmorph 2** vorgestellt (kurz Valmorph). Es handelt sich hierbei um die Fortentwicklung des Moduls nach Rosenzweig et al. (2012). Es gehört zu den Aufgaben der BfG, u. a. die Erfassung, Dokumentation und Beurteilung des gewässerkundlichen Zustands der Bundeswasserstraßen sowie die Weiterentwicklung von Methoden, Verfahren, Modulen etc. durchzuführen. Weitere Informationen zur Anwendung im Rahmen von INFORM können z. B. Rosenzweig et al. (2012) oder BfG (2011a) entnommen werden.

Nach einer generellen Verfahrensbeschreibung in Kap. 2 wird Valmorph in Kap. 3 für den Binnen- und Küstenbereich vorgestellt. Die Vorgehensweise an Kanälen wird in Kap. 4 erläutert. Abschließend erfolgt im Kap. 5 eine Zusammenfassung.

1.1 Veranlassung und Zielsetzungen

Das Modul Valmorph soll die Lücke schließen, hydromorphologische Zustände und Veränderungen auf Basis quantitativer Werte berechnen und beurteilen zu können und Anforderungen gemäß z. B. EG-WRRL, Natura 2000 oder UVP-RL bzw. UVPG adäquat mit Hilfe konkreter Werte beachten zu können. Zudem soll es für die schiffbaren Oberflächengewässer, die als erheblich verändert und künstlich ausgewiesen wurden, einen Ansatz bereitstellen, der mit reduzierten Umweltzielen und Bewertungsgrundlagen für diese Gewässer arbeitet (s. Kap. 2.3.2.2).

Das hier vorgestellte Verfahren Valmorph 2 arbeitet mit repräsentativen hydromorphologischen Zeigern, sog. „Indikatoren“. Mit Hilfe des Verfahrens können klar definierte hydromorphologische Indikatoren für schiffbare Oberflächengewässer bearbeitet und mit quantitativ beleg- und bewertbaren Vergleichs- und Schwellenwerten für Spannweitenklasse unterlegt werden. Die Indikatoren werden herangezogen, um z. B. erforderliche hydromorphologische Verbesserungsmaßnahmen bzw. Handlungsempfehlungen auf fachwissenschaftlicher Basis ableiten zu können (vgl. z. B. CIS ECOSTAT 2012; COM 2015). Der vorliegende Bericht erläutert die fachlichen Grundlagen und Vorgehensweisen zur Erfassung, Berechnung und Bewertung der hydromorphologischen Indikatoren (s. Kap. 3.1 bis Kap. 3.10, Kap. 4).

Im Jahr 2000 trat die **EG-Wasserrahmenrichtlinie** (EG-WRRL 2000) in Kraft. Ziel war die Erreichung eines guten ökologischen (göZ) und chemischen Zustandes natürlicher Oberflächen- und Grundwasserkörper bis zum Jahr 2015 sowie des guten ökologischen Potenzials (göP) für erheblich veränderte und künstliche Oberflächenwasserkörper. Die Bewertung nach EG-WRRL orientiert sich an den biologischen Komponenten und spezifischen Schadstoffen. Unterstützend werden hydromorphologische und physikalisch-chemische Parameter betrachtet. Die erheblich veränderten Gewässer wurden auf der Grundlage der hydromorphologischen Verhältnisse sowie einer Analyse relevanter Nutzungen gemäß Art. 4 (3) EG-WRRL ausgewiesen (CIS 2003; CIS-ECOSTAT 2006; Rakon VI 2009, 2012). Die Ziele der EG-WRRL wurden in nationales Recht überführt und sind somit u. a. Teil des Wasserhaushaltsgesetzes (WHG) und der Oberflächengewässerverordnung (OGewV).

Der **gegenwärtige hydromorphologische Zustand** der Gewässer in Deutschland ist umfangreich anthropogen modifiziert worden (vgl. auch UBA 2016). Veränderungen der hydromorphologischen Ausprägungen an größeren Fließgewässern resultieren v. a. aus Flusslaufbegradigungen bzw. Laufverkürzungen, Strombaumaßnahmen, Uferverbauungen, Eindeichung von Überschwemmungsgebieten und Unterbindung der Sedimentdurchgängigkeit, die beispielsweise durch Querbauwerke lokal bis flussgebietsweit induziert wird. Diese anthropogenen Faktoren besitzen vielfältige Wechselwirkungen untereinander und überlagern sich teilweise in ihren Auswirkungen. Auf der anderen Seite spielen das Dargebot an Sedimenten sowie die im Gewässer stattfindenden Erosions-, Transport- und Sedimentationsprozesse neben weiteren wichtigen naturräumlichen Rahmenbedingungen eine entscheidende Rolle. Auch die anthropogenen und naturräumlichen Faktoren wirken in vielfältiger Weise zusammen und beeinflussen sich gegenseitig, s. Abb. 1 (Quick et al. 2013).

Hinsichtlich der **Zielerreichung** nach EG-WRRL sind die Bundeswasserstraßen in Deutschland bislang ebenso wie die gesamten bundesdeutschen Gewässer (s. UBA 2016) von dem göZ und dem göP noch entfernt: Die großen und schiffbaren Gewässer in Deutschland sind nahezu 80 % als erheblich veränderte und künstliche Gewässer ausgewiesen worden. Für sie gilt die Zielerreichung des guten ökologischen Potenzials nach EG-WRRL (2000) (Cron et al. 2014b, 2015).

Die Zustandsbewertung zeigt für die Bundeswasserstraßen (Flüsse und Kanäle) bezogen auf die Gewässerslänge eine Zielerreichung des guten ökologischen Zustands für natürliche Bundeswasserstraßen von < 3 % sowie eine Zielerreichung des guten ökologischen Potenzials für als erheblich verändert ausgewiesene Bundeswasserstraßen von < 2 % und < 1 % für künstliche Bundeswasserstraßen bzw. gemeinsam für erheblich verändert und künstlich ausgewiesene Bundeswasserstraßen unter 2 % (Cron et al. 2015).

Die **Ursachen für die Zielverfehlungen** in den Flussgebieten Deutschlands sind im Allgemeinen sehr vielfältig. Die Hydromorphologie spielt hierbei eine wesentliche Rolle: In allen zehn Flussgebieten Deutschlands werden die Hydromorphologie und die Durchgängigkeit als Gründe für die Zielverfehlungen genannt (UBA 2008, 2016). Nach EEA¹ weisen ca. 87 % der gesamten deutschen Wasserkörper signifikante hydromorphologische Beeinträchtigungen auf (EEA 2012). Im Umkehrschluss bedeutet dies, dass für die Zielerreichung nach EG-WRRL, WHG und OGewV ein umfangreicher Handlungsbedarf für die Zukunft abzuleiten ist und zahlreiche hydromorphologische Verbesserungsmaßnahmen

¹ EEA = European Environmental Agency

erforderlich sind (Rosenzweig et al. 2012; Quick et al. 2012; COM 2015; UBA 2016; Quick et al. 2016b). Für Gewässer, für die eine Fristverlängerung für die Zielerreichung über 2015 hinaus in Anspruch genommen wurde, sind spätestens nach den zwei weiteren Bewirtschaftungszyklen bis 2027 alle Umweltziele der Richtlinie zu verwirklichen (EG-WRRL 2000). Darüber hinaus stellen die „Verbesserung des hydromorphologischen Zustands von Gewässern“ sowie die „Verbesserung der linearen Durchgängigkeit“ zwei der insgesamt sechs für Deutschland seitens der Bund-Länder Arbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA) ausgewählten Schlüsselmaßnahmen dar (UBA 2013, 2016; Busskamp et al. 2013).

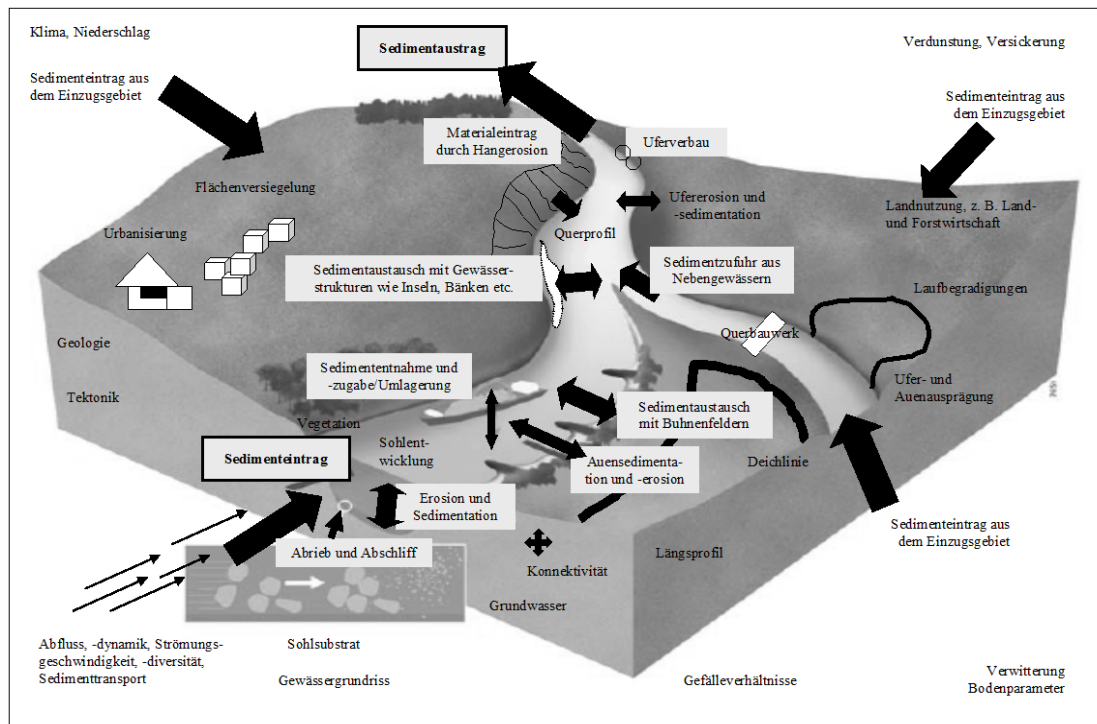


Abb. 1: Naturräumliche und anthropogene Faktoren, die die Ausprägung der Hydromorphologie und des Sedimenthaushaltes sowie ihr Zusammenwirken beeinflussen, verändert nach Charlton (2008) und Frings et al. (2014).

Quelle: Quick et al. (2013).

Neben der EG-WRRL sind für das Erfordernis der Verbesserung der hydromorphologischen Verhältnisse als abiotische Lebensraumvoraussetzungen auch die **EG-MSRL (2008)**, **FFH-RL (1992)**, **UVP-RL (1985)** bzw. **das UVP (1990)** etc. anzuführen. Dies unterstreicht die zukünftig weiterhin zu erwartende Relevanz der Hydromorphologie.

Auch unabhängig von der EG-WRRL und weiterer Richtlinien wurden in der Vergangenheit bereits umfangreiche **Bewertungsverfahren zur Gewässerstruktur** entwickelt (vgl. z. B. König 2011). Aus hydromorphologischer Sicht sind vor allem die Gewässerstruktur-gütekartierverfahren (LAWA 1999, 2001, 2002, 2017a, 2017b; LANUV NRW 2012; LUA NRW 2001; LWRP 1994, 1995, 1996; BfG 2001; LUBW 2008 etc.), sowie die später folgenden Vorgaben der Deutschen und Europäischen Normen DIN EN 14614 (2005), DIN EN 15843 (2010) und DIN EN 16503 (2013) zu nennen. Hierbei werden jeweils Strukturen

an Fließgewässern und ihrer unmittelbaren Umgebung erfasst und dienen folglich der Zustandsbeurteilung. Das in diesem Bericht vorgestellte Modul Valmorph beachtet die verschiedenen Bewertungsverfahren mit für die großen und schiffbaren Gewässer geltenden Aspekten. Darüber hinaus werden weitere Indikatoren berücksichtigt. **Für jeden betrachteten hydromorphologischen Indikator resultiert eine für die Bundeswasserstraßen entwickelte quantitative Erfassungs-, Berechnungs- und Bewertungsmethodik**, die zur Anwendung bereit steht (s. Kap. 3.1 bis Kap. 3.10).

1.2 Geltungsbereich schiffbare Oberflächengewässer

Eine Übersicht über das Bundeswasserstraßennetz, für das das Modul Valmorph entwickelt wurde, findet sich für sämtliche Oberflächengewässerkategorien der Wasserstraßen (Fluss, See, Übergangs- und Küstengewässer) inklusive ihrer jeweiligen Ausweisung als natürliche, erheblich veränderte oder künstliche Gewässer in Abb. 2.

1.3 Hydromorphologie

Die **Hydromorphologie** beschreibt die gewässertypspezifischen, abiotischen Gegebenheiten eines Gewässers bezüglich der hydrologisch/hydraulischen, sedimentologischen und strukturellen Charakteristik und deren Wirkungszusammenhänge. Dazu gehört die zeitliche und räumliche Entwicklung, Anordnung und Variabilität im und am Gewässer und ihren Auen sowie deren Bedeutungen für die Biota.

Sie betrachtet sämtliche Oberflächengewässerkategorien (Flüsse, Seen, Übergangs- und Küstengewässer) (u. a. EG-WRRL 2000; CIS ECOSTAT 2006; DIN EN 14614 2005; DIN EN 15843 2010; Quick et al. 2013, 2014). Die Hydromorphologie untersucht und beurteilt die jeweiligen Ausprägungen wie auch wechselseitigen Beeinflussungen zwischen den drei hydromorphologischen Komponentengruppen

- (1) Wasserhaushalt bzw. Tidenregime mittels der Parameter Abfluss, Abflussschwindigkeit, Strömungsgeschwindigkeiten, Tidenhub, Süßwasserzustrom, Verbindung zum Grundwasser etc.,
- (2) Sedimenthaushalt mittels der ökologischen Durchgängigkeit für Sedimente (Geschiebe- und Schwebstoffverhältnisse) und
- (3) Morphologie mit den Indikatoren Sohlenstrukturen, Sohlsubstrat, Laufentwicklung, Sohlentwicklung, Breiten-, Tiefenvariation, Uferausprägung, Auenrelief, Überflutungsflächen usw.

Zusätzlich zur Ausprägung der abiotischen Merkmale eines Gewässers beschäftigt sich die Hydromorphologie auch mit den Prozessen ihrer Entstehung. Hydromorphologische Eigenschaften sind darüber hinaus das Ergebnis der wechselseitigen Beeinflussungen

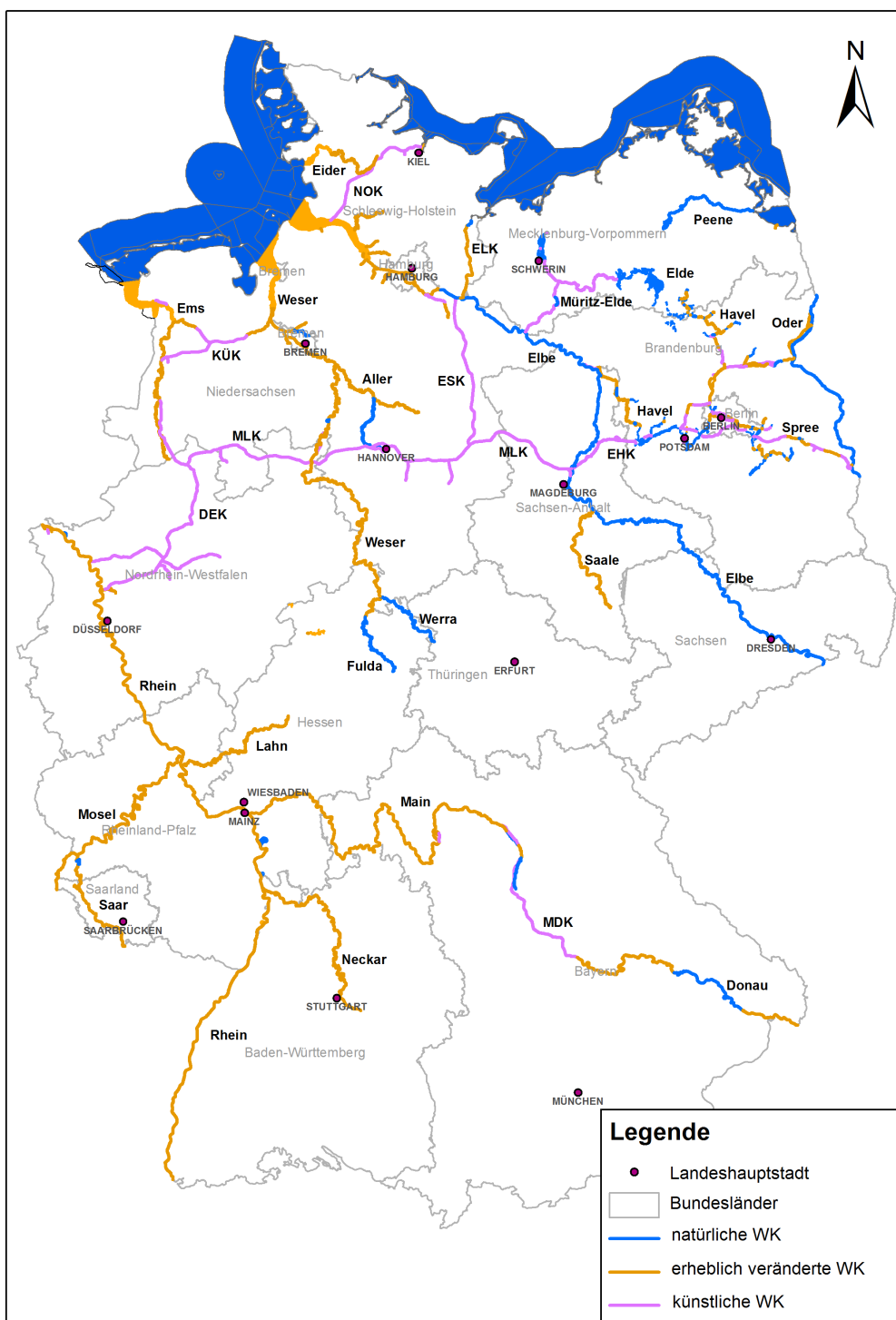


Abb. 2: Bundeswasserstraßen und ihre Ausweisung als natürliche, erheblich veränderte und künstliche Gewässer (WK = Wasserkörper).

Quelle: Cron (2017).

zwischen der Abiotik, der ökologischen Funktionsfähigkeit eines Gewässers, inklusive der Ausprägung sämtlicher morpho- und hydrodynamischer Prozesse sowie der Auswirkungen anthropogener Eingriffe und Beeinflussungen (z. B. DIN EN 16503, 2013; DIN EN 14614 2005; DIN EN 15843 2010; EG-WRRL 2000; OGewV; Quick et al. 2013, 2014; BfG 2011b).

Damit impliziert die Hydromorphologie wasserhaushalts-, tidenregime-, sedimenthaushalts- sowie gewässerstrukturgüterrelevante Aspekte. Zugleich ist sie für deren Wechselwirkungen und Ausprägungen hinsichtlich Habitatvorkommen und -eignung für Pflanzen und Tiere relevant (z. B. Jährling 2012; Hauer et al. 2013). Hydromorphologische Parameter wirken indirekt über die Beeinflussung physiko-chemischer Parameter auf die Artengemeinschaften, z. B. über die Modifikation von Sauerstoff-, Temperatur- oder Lichtverhältnissen. Die Hydromorphologie beschäftigt sich somit auch mit den Zusammenhängen zwischen abiotischen und biotischen Umweltfaktoren. Hydromorphologische Komponenten besitzen Zeigerfunktionen für die Habitatausprägung und sind daher z. B. als Bewertungselemente für die Ökologie/Biologie geeignet (Quick et al. 2012a). Sie sind u. a. im Rahmen der EU-Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL 2000) sowie der EU-Meeressstrategierahmenrichtlinie (EG-MSRL 2008; DIN EN 16503, 2013) und deren Umsetzungen in nationales Recht von Relevanz.

Ergänzend ist die Hydromorphologie für die Erstellung von Gewässertypologien, Wasserkörper-Zuordnungen, Ausweisungen erheblich veränderter Gewässer, Maßnahmenableitungen, -aufstellungen und -umsetzungen, höchstes/gutes ökologisches Potenzial (höP/göP) - Ermittlungen, Wirkungsanalysen, Monitoring usw. von entscheidender Bedeutung.

2 Verfahrenbeschreibung Valmorph 2

Die Quantität ist eine Besonderheit des Valmorph-Verfahrens: Mit der **quantitativen Vorgehensweise (Morphometrie)** unterscheidet sich Valmorph zu den verbalargumentativen und qualitativen Verfahren (Morphographie) in der Gewässermorphologie (Quick et al. 2012, 2016a; Rosenzweig et al. 2012). Durch das Arbeiten mit quantitativen Daten und Schwellenwerten für Spannweitenklassen erhöht sich die Objektivität von hydromorphologischen Erfassungs- und Bewertungsverfahren erheblich. Das Verfahren erfordert gute Datengrundlagen, die jedoch i. d. R. an schiffbaren Gewässern vorliegen. Die Zuordnung zu den Bewertungsklassen erfolgt in einem 5-stufigen Evaluierungssystem (s. Kap. 3.1 bis 3.10).

Die Erfassung der verschiedenen Vergleichs-Zustände (s. Kap. 2.3.2) kann für Flüsse und Ströme aufgrund der guten Datengrundlagen i. d. R. zu großen Teilen am Schreibtisch z. B. durch die Nutzung und Auswertung von Fernerkundungsdaten (vgl. Kap. 2.3.3) erfolgen.

Um das Verfahren anzuwenden, sind bei der Bearbeiterin / beim Bearbeiter Kenntnisse und Erfahrungen in der Gewässermorphologie und Hydromorphologie notwendig.

Im Folgenden wird das Verfahren mit seinen Inhalten und dem Verfahrensablauf beschrieben, bevor in den Kapiteln 3 und 4 konkret auf die hydromorphologischen Indikatoren eingegangen wird.

2.1 Raum- und Zeitskalen

Die Valmorph-Methode schließt die **räumliche und zeitliche Entwicklung** der jeweiligen Indikatoren ein. Zur Herleitung von Vergleichs-Zuständen (s. Kap. 2.3.2) können z. B. Daten zur Ausprägung der Indikatoren aus mehreren Jahren bis Jahrzehnten herangezogen werden und ermöglichen so den bewertbaren Vergleich verschiedener Zeitschnitte (Epochenvergleiche, baci-Ansatz etc.) (s. Kap. 2.3.2.3). Diese Vorgehensweise impliziert auch **fließgewässerdynamische Aspekte und deren Prozesse**.

Das Valmorph-Verfahren arbeitet prinzipiell mit quantitativen Daten von Messpunkten/-stellen, die für die hydromorphologischen Indikatoren erhoben bzw. herangezogen werden. Anschließend werden die Messergebnisse i. d. R. auf 1 km – Abschnittsbasis aggregiert. Diese 1 km langen Kartierabschnitte können dann variabel aggregiert werden. Valmorph ermöglicht daher basierend auf den umfangreichen Aggregationsmöglichkeiten der äquidistanten Abschnitte von 1 km Länge Betrachtungen auf verschiedenen räumlichen **Skalen**, z. B. von der lokalen Ebene über 5-km aggregierte Abschnitte als auch zu Wasserkörpern zusammengefasste bis hin zu Gewässerabschnitten und flussgebietsweiten Betrachtungen (Abb. 3).

Indikatoren, deren Datenbasis an einzelnen, fest installierten Messstellen über größere Distanzen erhoben wird, wie der Schwebstoffhaushalt, können jedoch nicht auf 1 km – Abschnittsbasis bearbeitet werden (vgl. Kap. 3. 5).

Um entlang längerer Strecken der großen und schiffbaren Oberflächengewässer geeignete Vergleiche untereinander zu ermöglichen, Trends erkennen zu können und detaillierte räumliche Zuordnungen beizubehalten, wird an Flüssen und Strömen die Bildung äquidistanter Abschnitte von 5 km Länge aus den 1-km Kartierabschnitten je hydromorphologischem Indikator gemäß Valmorph-Methode empfohlen.

2.2 Hydromorphologische Indikatoren an Bundeswasserstraßen

Die repräsentativen Indikatoren fungieren stellvertretend für die vorherrschenden hydromorphologischen Gegebenheiten des zu untersuchenden und zu beurteilenden Gewässers. Es handelt sich um aussagekräftige „Zeiger“ (Indikatoren), die sensitiv sind gegenüber anthropogenen Eingriffen in ein Gewässersystem und gegenüber entsprechenden Beeinflussungen des Wasser- und Sedimenthaushaltes.

Die gewässerstrukturelle Ausprägung der „Morphologie“ und „Durchgängigkeit“ für Sedimente wird entscheidend durch den „Wasserhaushalt“ und das „Tidenregime“ mitgeprägt

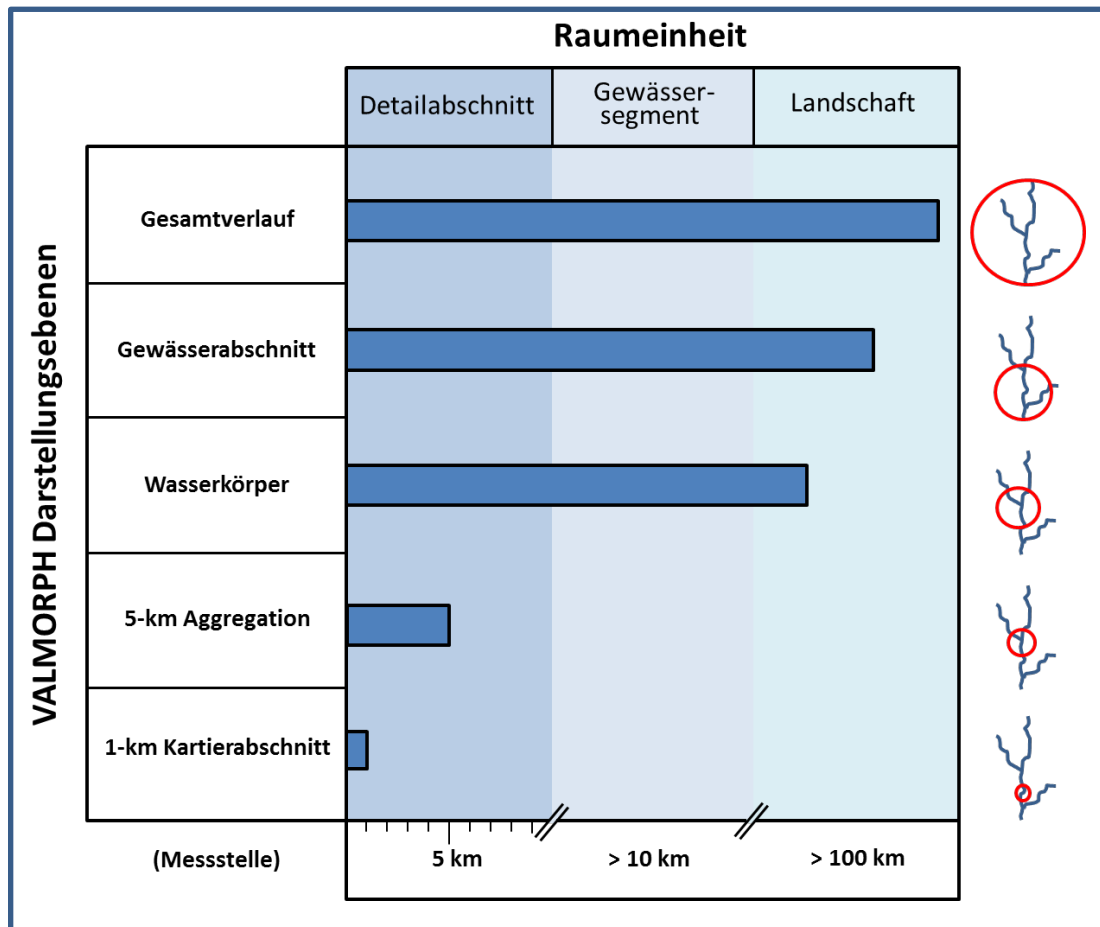


Abb. 3: Darstellungsebenen des Valmorph-Verfahrens (Raumskalen).

(s. Kap. 1.3). Auch umgekehrt beeinflussen die Morphologie und die Sedimentdurchgängigkeit den **Wasserhaushalt** (Bsp. Verbindung zu Grundwasserkörpern durch die Zusammensetzung und Ausprägung des Korngerüsts sowie Kolmationserscheinungen durch Feinsedimentakkumulationen z. B. vor Querbauwerken) wie auch das **Tidenregime** (Bsp. verändertes Längsprofil, veränderte Sohlrauhigkeitswerte, die beispielsweise einen modifizierten Tidehub mitbedingen können).

Bei der Erfassung und Beurteilung der hydromorphologischen Indikatoren mittels des Valmorph 2-Verfahrens wird daher stets die **Entwicklung der Abflüsse über die Zeit** sowie die **Abflussdynamik** mitbeachtet, (vgl. z. B. Kap. 3.1 Breitenvariation, Kap. 3.5 Schwebstoffhaushalt und Kap. 3.9 Verhältnis rezente Aue zu morphologischer Aue, Überflutungsfläche). Ebenso werden Kopplungen an die **Wasserspiegellagenentwicklungen der Oberflächengewässer** wie auch der **Grundwasserspiegellagen** mitbeachtet (vgl. z. B. Kap. 3.3 Tiefenvariation und Kap. 3.4 Mittlere Sohlhöhenänderung (König et al. 2012; Rosenzweig et al. 2012; Quick et al. 2014, 2016a).

Anhand von Tab. 1 zeigt sich, dass die Anzahl der möglichen zu bearbeitenden Indikatoren im Fluss- und Küstenbereich gleich ist (s. Kap. 3), jedoch bei Kanälen nur ein reduzierter Indikatorsatz zu bearbeiten ist (Schadindikatoren, s. Kap. 4).

Tab. 1: Hydromorphologische Indikatoren des Moduls Valmorph 2.

Icons	Indikatoren FLUSS (Binnengewässer) NWB und HMWB	Indikatoren KÜSTE (Gezeiten-, rückstau- und brackwasserbeeinflusste Gewässer sowie Küstengewässer) NWB und HMWB	Indikatoren KANAL (ausschließlich künstlich erschaffene Gewässer; nur Schadparameter) AWB
	Breitenvariation	Breitenvariation	
	Sedimentdurchgängigkeit	Sedimentdurchgängigkeit	Querbauwerke
	Tiefenvariation	Tiefenvariation	
	Mittlere Sohlhöhenänderung	Mittlere Sohlhöhenänderung	
	Schwebstoffhaushalt (Schwebstofffrachten, -konzentrationen)	Schwebstoffhaushalt (Menge, Schwebstofffrachten, -konzentrationen)	
	Sohlsubstrat	Sohlsubstrat (Flussbett, Gewässerboden, Meeresboden)	Sohlensicherung
	Uferstruktur	Uferstruktur	Ufersicherung
	Flächenänderungen (Entwicklung subaquatischer Flächen außerh. d. Fahrrinne bis MW)	Flächenänderungen der eulitoralen Zone	
	Flächenanteil überflutbarer Auen	Flächenanteil überflutbarer Auen / Marsch	
	Sohlstrukturen und Auenstrukturen	Sohlstrukturen und Strukturen des Supra- und Epilitorals / Aue / Marsch	

Quelle: Quick (2011a); Rosenzweig et al. (2012); Quick et al. (2016a) - verändert.

Für die **Auswahl der Indikatoren** für die **Geltungsbereiche „Fluss“, „Küste“ und „Kanal“** (vgl. BfG 2011b) sind folgende Begrenzungen heranzuziehen, die auch in Abb. 4 visualisiert werden:

Geltungsbereich Fluss: Anzuwenden an sämtlichen natürlichen und als erheblich verändert ausgewiesenen Gewässern des Binnenlandes. Gültig bis zur Grenze des Gezeiteneinflusses als Übergang zum Nordseeküstenbereich und bis zur strom-

aufwärtigen Grenzlage brackwasser- und rückstaubeinflusster Gewässer im Ostseeküstenbereich (blau dargestellt in Abb. 4).

Geltungsbereich *Küste*: Anzuwenden an sämtlichen natürlichen und als erheblich verändert ausgewiesenen Gewässern an der Nordsee-Küste, stromab der Grenze des Gezeiteninflusses und somit auch für den Typ Fluss der Marschen, Strom der Marschen, Übergangsgewässer bis einschließlich der Wattenmeere und offenen Küstengewässer. An der Ostsee-Küste stromab dem Rückstau- und Brackwassereinfluss (Ausweisung als Typ 23: Rückstau- bzw. brackwasserbeeinflusste Ostseezuflüsse, s. Anl. 1 zu § 3 Satz 1, Abs. 2 OGEV) bis einschließlich der inneren und offenen Küstengewässer (grün dargestellt in Abb. 4).

Geltungsbereich *Kanal*: Anzuwenden an allen ausschließlich künstlich erschaffenen Gewässern (BfG 2011b; Quick 2010, 2011a) (rot dargestellt in Abb. 4). Hierzu gehören keine Kanäle, die sich in ehemaligen Gewässerbetten erstrecken und somit als erheblich verändert ausgewiesene Gewässer deklariert wurden, wie z. B. der Dortmund-Ems-Kanal (DEK) in einigen Abschnitten seines Verlaufes, in denen er das Emsgewässerbett nutzt. In diesen Fällen ist daher nicht der Geltungsbereich Kanal, sondern je nachdem der Geltungsbereich Fluss bzw. Küste anzuwenden.

Für **Seen** sind die Methoden der relevanten Indikatoren in modifizierter Form anwendbar. Hier ist der jeweilige Geltungsbereich heranzuziehen, in dem eine Bundeswasserstraße durch einen See führt (vgl. DIN EN 16039, 2011).

Die hydromorphologischen Valmorph-Indikatoren decken sich teilweise mit den in der EG-WRRL (2000) geforderten hydromorphologischen Qualitätskomponenten. Darüber hinaus werden aber auch weitere Indikatoren bearbeitet, um z. B. den Ansprüchen für die Erarbeitung von Sedimentmanagementkonzepten und für ein gewässertypspezifisches Sedimentmanagement gerecht werden zu können (Quick 2012; Vollmer et al. 2012; IKSE 2014; Quick et al. 2014). Dieses erweiterte Wissen bietet eine wesentliche Grundlage zur Verbesserung der Ausprägungen von fluvialen Ökosystemen und ist u. a. eine Schlüsselfrage im Hinblick auf hydromorphologische Verbesserungsmaßnahmen (z. B. Kampa et al. 2013; UBA 2014; Quick & Jährling 2016; Gurnell et al. 2014; LAWA 2017a, 2017b; DIN EN 14614, 2005; DIN EN 15843, 2010 etc.).

Als relevante Indikatoren für die Ableitung von managementrelevanten Informationen werden z. B. nach Gurnell et al. (2014) Korngrößenparameter, Auenbreiten, Sedimenthaushalt, Ausdehnung und Struktur der Uferzone, Veränderungen der longitudinalen Durchgängigkeit für Sedimente, Gewässerbettbreite, Veränderungen des Zustandes des Gewässerbettes wie Sohlpanzerung, Kolmation, Eintiefung etc. genannt. Valmorph bildet diese Indikatoren gut ab. Darüber hinaus erweisen sich bestimmte hydromorphologische Indikatoren als besonders relevant hinsichtlich Struktureffekten auf den ökologischen Zustand. Beispielsweise üben einige Indikatoren einen deutlichen Einfluss auf die Besiedlung der Gewässer aus, die detaillierte Angaben zur Beschaffenheit der Sohlsubstrate, zu Überschwemmungsgebieten, zur Intensität dynamischer Prozesse im Gewässer oder z. B. zur ökologischen Durchgängigkeit liefern. Exemplarisch können hier die Sohlenerosion, die longitudinale und laterale Durchgängigkeit sowie der Geschiebehaushalt angeführt werden (UBA 2014; Quick et al. 2014), die ebenfalls mittels Valmorph 2 adressiert werden. Auch diese Erkenntnisse unterstreichen die Bedeutung hydromorphologischer Indikatoren und die Notwendigkeit ihrer Erweiterung über die EG-WRRL hinaus.

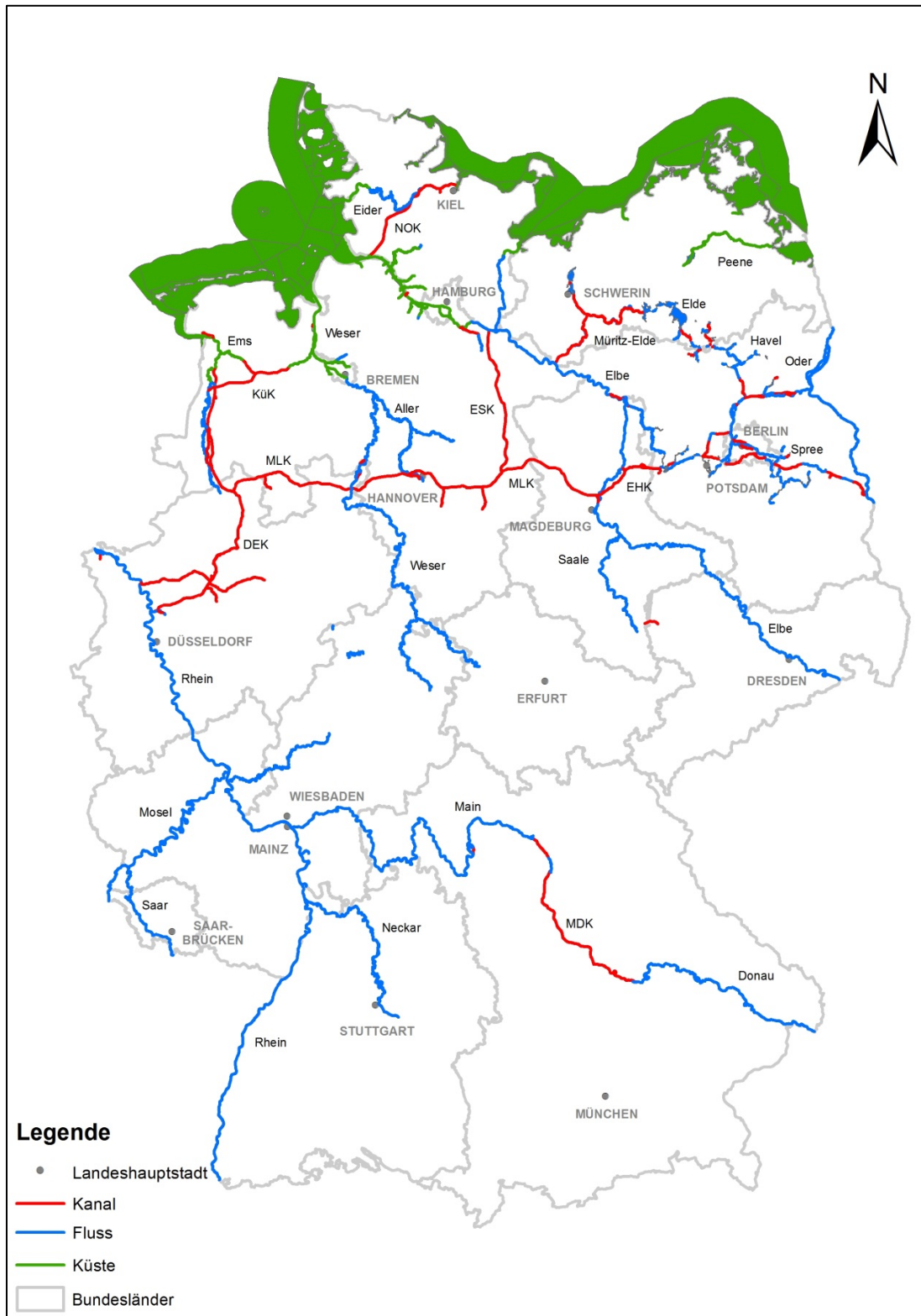


Abb. 4: Übersicht der Bundeswasserstraßen und der jeweiligen Geltungsbereiche für die Teilverfahren „Fluss“, „Küste“ und „Kanal“ für die Indikatorenauswahl.

Quelle: Quick (2011a), verändert.

2.3 Verfahrensablauf

Im Folgenden wird der Verfahrensablauf bei der Kartierung hinsichtlich der Durchführung von Untersuchungen, Berechnungen und Bewertungen hydromorphologischer Verhältnisse an Wasserstraßen geschildert. Nach einer maßnahmen- bzw. fragestellungsbezogenen Indikatorauswahl (Kap. 2.3.1) ist die Ermittlung der Vergleichs-Zustände mit Hilfe der Gewässerausweisungen (vgl. Abb. 2 und Abb. 4) vorzunehmen (vgl. auch Quick 2012; Quick et al. 2016a; s. Kap. 2.3.2). Anschließend erfolgt die Erhebung der Ist-Zustände sowie ggf. der Prognose-Zustände für die Indikatoren, bevor eine Berechnung, Klassifizierung und Bewertung durchgeführt werden kann (Kap. 2.3.3 bis Kap. 2.3.6).

2.3.1 Indikatorenauswahl

Je nach betrachtetem Vorhaben (z. B. Ausgleichs-, Ersatz-, Renaturierungs-, Unterhaltungsmaßnahme) sind nur die jeweils fallspezifisch betroffenen Indikatoren zu bearbeiten. Ist beispielsweise mit einer Maßnahme kein Auenbereich betroffen, so sind auch diese Indikatoren nicht zu bearbeiten. **Aus der Gesamtheit ist folglich nur ein jeweils maßnahmen- oder fragestellungsspezifisch relevanter Indikatorsatz auszuwählen** (s. Tab. 1, Abb. 5 und Abb. 6).

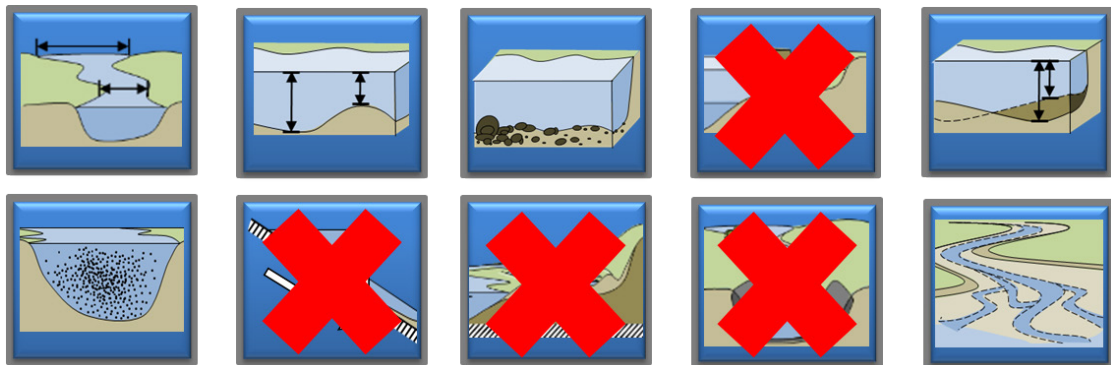


Abb. 5: Beispielfähige Auswahl maßnahmen- und fragestellungsbezogener hydromorphologischer Indikatoren des Moduls Valmorph 2.

Quelle: Quick et al. (2016a).

Die jeweils ausgewählten Kenngrößen können als Indikatoren des hydromorphologischen Zustands je Untersuchungsgewässer und Fragestellung fungieren. Mit ihrer Hilfe ist dann jeweils der **Grad der Beeinträchtigung** berechenbar und bewertbar. Die Auswahl von Indikatoren muss ebenso wie die Wahl der adäquaten räumlichen und zeitlichen Bezüge und Skalen (Kap. 2.1) an die Frage- und Zielstellungen angepasst werden (Buijse et al. 2013) (s. Kap. 3.1 bis 3.10).

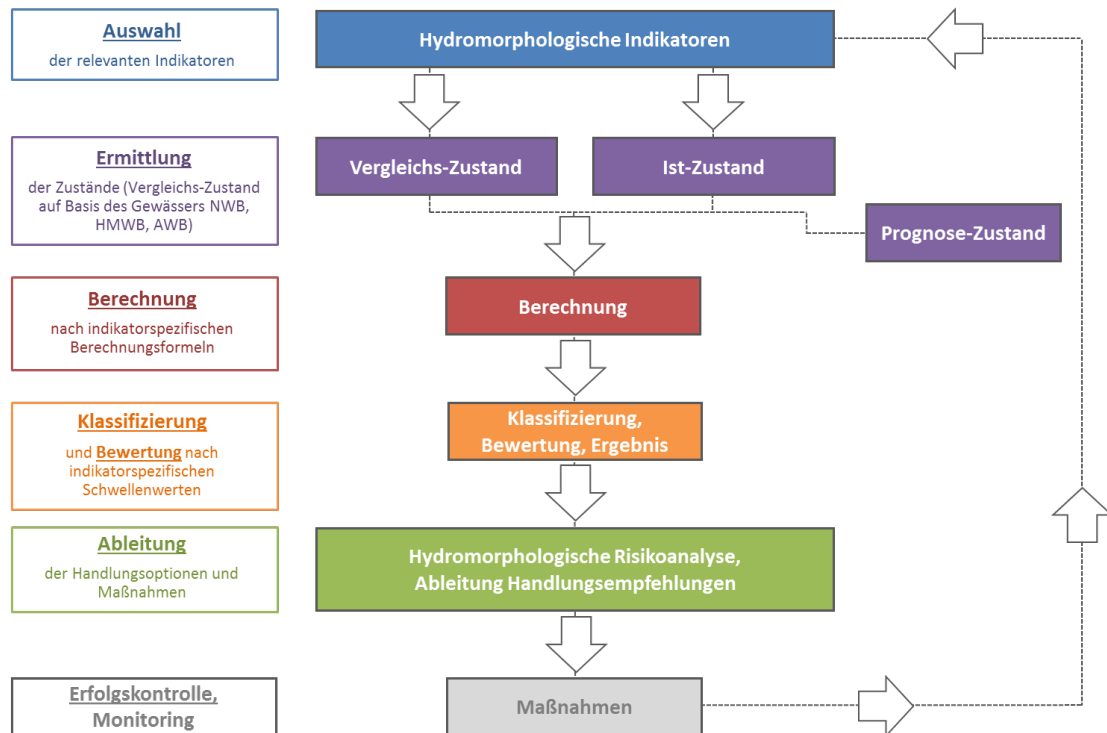


Abb. 6: Das Modul Valmorph: Verfahrensablauf bei der Durchführung von Untersuchungen und Bewertungen hydromorphologischer Verhältnisse an Wasserstraßen.

Quelle: Quick et al. (2016a).

2.3.2 Ermittlung Vergleichs-Zustände

Zunächst ist die Ermittlung von Vergleichs-Zuständen für die ausgewählten Indikatoren erforderlich (Kap. 2.3.2). Die spätere Bewertung des gegenwärtigen Zustands oder von Prognose-Zuständen erfolgt durch einen Abgleich mit dem Vergleichs-Zustand. Dieser wird für natürliche Gewässer (NWB = natural water body), als erheblich verändert ausgewiesene (HMWB = heavily modified water body) und künstliche Gewässer (AWB = artificial water body) im Kontext des Managements von Bundeswasserstraßen und der Flussgebietsbewirtschaftung im Rahmen des Moduls Valmorph 2 unterschiedlich definiert (Kap. 2.3.2.1 und 2.3.2.2). Im Folgenden wird daher i. d. R. Referenz-Zustand (NWB) oder nutzungsgeprägter Zustand (HMWB, AWB) zur Spezifizierung der jeweiligen Vergleichs-Zustände gewählt.

Im Kontext Natura 2000, wasserbaulicher Fragestellungen, Untersuchungen zur dynamischen Gewässerentwicklung etc. können auch Epochenvergleiche o. ä. für die schiffbaren Oberflächengewässer durchgeführt werden (Szenarien-Zustand, Kap. 2.3.2.3).

2.3.2.1 Natürliche Oberflächengewässer (Referenz-Zustand)

Für *natürliche Gewässer* handelt es sich bei dem Vergleichs-Zustand um einen *Referenz-Zustand* angelehnt an die gewässertypspezifischen Referenzbedingungen und daher wird der Begriff im Sinne eines historisch natürlichen oder naturnäheren Gewässerzustandes verwendet. Dieser wird u. a. mit Hilfe historischer Daten rekonstruiert (vgl. z. B. EG-WRRL 2000). An Bundeswasserstraßen liegen i. d. R. umfangreiche Daten vor, die für eine Ableitung eines historisch naturnahen oder naturnäheren, gewässertypspezifischen hydro-morphologischen Gewässerzustandes geeignet sind. Die Bewertung erfolgt im Rahmen von Valmorph 2 an natürlichen Gewässern anhand einer solchen Referenz (z. B. Rosenzweig et al. 2012; König et al. 2012; Vollmer et al. 2013).

Der Begriff Referenz-Zustand ist in Deutschland demgegenüber den Begriffen Leitbild, heutiger potentiell natürlicher Gewässerzustand (hpnG), gewässertypspezifische Referenzbedingungen und sehr guter ökologischer Zustand gleichgesetzt.

Der sehr gute ökologische Zustand bedeutet, dass bei dem jeweiligen Oberflächengewässertyp keine oder nur sehr geringfügige anthropogene Änderungen u. a. der hydro-morphologischen Parameter gegenüber den Werten zu verzeichnen sind, die normalerweise bei Abwesenheit störender Einflüsse mit diesem Gewässertyp einhergehen und somit keine oder nur sehr geringfügige Abweichungen anzeigen (EG-WRRL 2000; OGewV). Der Begriff des Leitbildes wurde in Deutschland bereits vor der WRRL eingeführt. Das Leitbild ist in Deutschland mit dem heutigen potenziell natürlichen Gewässerzustand (hpnG), den gewässertypspezifischen Referenzbedingungen bzw. dem sehr guten ökologischen Zustand gleichgesetzt (LANUV NRW 2012; LAWA 2015).

Das Valmorph-Verfahren verwendet den Begriff Referenz-Zustand in einem abgewandelten Sinn, da das Erfassungs- und Bewertungsverfahren mit quantitativen Werten und quantitativen Spannweitenklassen arbeitet. Hierzu sind entsprechend erhobene Datensätze notwendig. Zur Ermittlung von Referenz-Zuständen für natürliche Gewässer müssen quantitativ geeignete Daten vorliegen. Diese historischen Daten werden herangezogen, analysiert und ausgewertet. Die Eignung der Daten beruht auf dem Zeitpunkt sowie auf der Qualität der Datenerhebung. An den Bundeswasserstraßen liegen i. d. R. umfangreiche Daten vom Anfang bis zum Ende der ersten großen Ausbauphasen vor (bei den schiffbaren Fließgewässern zumeist ca. 1820 bis ca. 1900), die für eine Ableitung eines historisch naturnahen Gewässerzustandes geeignet sind. Zwar wurden quantitative morphologische Aufnahmen der Bundeswasserstraßen im Zuge von größeren wasser-baulichen Maßnahmen vorangetrieben, jedoch können diese Aufnahmen einen hydro-morphologischen Zustand beschreiben, der im Vergleich zum Ist-Zustand als deutlich weniger verändert zu charakterisieren ist und damit wesentlich naturnäher ausgebildet war als der rezente Zustand. Dies liegt u. a. daran, dass die volle Wirkung von wasserbaulichen Maßnahmen oft erst Jahre oder Jahrzehnte nach der Baumaßnahme mit Vollendung des sog. morphologischen Nachlaufs erzielt wird (Quick et al. 2012; Rosenzweig et al. 2012; Vollmer et al. 2013). Das Valmorph-Verfahren definiert den Referenz-Zustand folglich empirisch und statistisch, u. a. auf historischen Daten basierend.

Der Referenz-Zustand für natürliche Gewässer wird bei dem Valmorph-Verfahren indikatorweise und gewässertypkonform abschnittsbezogen basierend auf der **bestmöglichen verfügbaren quantitativen Datengrundlagen** ermittelt und ist daher an die gewässertypspezifischen Referenzbedingungen angelehnt. In der Regel entsprechen Zustände von vor

ca. über 100 Jahren und ihre damaligen Dokumentationen den Referenz-Zuständen der jeweiligen hydromorphologischen Indikatoren (Bsp. Elbstromwerk von 1898), sie bieten entsprechend hochwertige quantitative Datengrundlagen, die durchgehend für den Gewässerverlauf vorliegen.²

Klasse 1 entspricht bei natürlichen Gewässern den Verhältnissen im Referenz-Zustand, die Ableitung der weiteren Bewertungsstufen orientiert sich an diesem Bewertungsmaßstab als Bezugsgröße und klassifiziert Abweichungen von dieser Referenz anhand struktureller Merkmale. Die Merkmalsausprägungen sind jeweils innerhalb gewisser Spannweiten variabel und mit adäquaten quantitativen Werten je nach betrachtetem Indikator unterlegt (s. Kap. 3.1 bis Kap. 3.10).

2.3.2.2 Erheblich veränderte und künstliche Oberflächengewässer (nutzungsgeprägter Zustand)

Bei *erheblich verändert ausgewiesenen Gewässern* entspricht der Vergleichs-Zustand im Kontext des Managements von Bundeswasserstraßen und der Flussgebietsbewirtschaftung an die Erfordernisse der relevanten Nutzungen gemäß Art. 4 (3) EG-WRRL angepassten Ausprägungen. Somit werden reduzierte Umweltziele als Grundlage für die Berechnung und Klassifizierung mitbeachtet. Es handelt sich um einen *nutzungsgeprägten Zustand*.

Begründet ist dies bislang in Ermangelung der für quantitative Beurteilungen detailliert erforderlichen Kenntnisse des göP (abiotische Ausprägungen). Dieser sog. nutzungsgeprägte Zustand wird im Rahmen des Erfassungs- und Bewertungsverfahrens Valmorph 2 auf **das Jahr 1999 vor Einführung der EG-WRRL (2000)** gelegt, da die WRRL erst eine Ausweisung von „erheblich veränderten“ Gewässern mit reduzierten Umweltzielen mit sich brachte. Der Ansatz entspricht auch dem Ziel, eine Verschlechterung des Zustands der Oberflächenwasserkörper zu verhindern (EG-WRRL 2000). Sollten quantitative Datensätze zu einzelnen hydromorphologischen Indikatoren ggf. nur kurz vor oder kurz nach dem Jahr 1999 zur Verfügung stehen, so können diese alternativ für den nutzungsgeprägten Zustand dieser Indikatoren herangezogen werden; eine zeitliche Spanne von maximal 5 Jahren soll jedoch nicht überschritten werden.

Dieser Zeitpunkt vor Einführung der EG-WRRL liegt in der jüngeren Vergangenheit und war an Bundeswasserstraßen bereits anthropogen beeinflusst. D. h., der Ausbau zur Bundeswasserstraße und i. d. R. auch sein morphologischer Nachlauf waren schon, müssen aber nicht zwangsweise (vollständig) erfolgt sein (Rosenzweig et al. 2012). Die Festlegung auf das Jahr 1999 impliziert damit bereits die hydromorphologischen Zustände und die spezifizierten Nutzungen, die zu der Ausweisung als erheblich verändertes Gewässer geführt

² Sofern der historische Zustand der hydromorphologischen Indikatoren nur flussabschnittsweise in ausreichender Quantität abgebildet sein sollte, können anhand dieser Laufabschnitte durch den lokalen Vergleich mit entsprechenden späteren Zuständen oder den Ist-Zuständen Faktoren ermittelt werden, mit Hilfe derer auch für die historisch weniger gut abgebildeten Laufabschnitte des zu untersuchenden Gewässers eine Referenz generiert werden kann. In diesem Fall wären entweder der Ist-Zustand oder ein anderer aktueller Gewässerzustand, z. B. aus dem späten 20. Jahrhundert, mit einem derart abgeleiteten Faktor zu multiplizieren, um einen repräsentativen Wert für den Referenz-Zustand zu erhalten. Sollte für einen Fluss oder Strom keine belastbare Datengrundlage bestehen, kann ggf. aus der Übertragbarkeit von verfügbaren Messungen an vergleichbaren Gewässertypen Deutschlands oder an mitteleuropäischen, aber auch internationalen Gewässern des gleichen Typs auf das Referenzniveau geschlossen werden. Häufig sind jedoch zumindest lokal Referenzen zu Gewässerstrukturen vorhanden zur Herleitung des gewässertypspezifischen Referenz-Zustandes, dokumentiert aus der Historie oder in der Gegenwart noch vorhanden (Quick 2004).

haben. Der nutzungsgeprägte Zustand als Vergleichs-Zustand für erheblich veränderte Gewässer beschreibt somit einen Zustand, der aufgrund einer reduzierten Zielstellung für HMWB zu berücksichtigen ist. Er bietet zugleich einen vergleichbaren Zeitpunkt für alle Bundeswasserstraßen und sämtliche Indikatoren. Der nutzungsgeprägte Zustand wird empirisch und statistisch definiert.

Für **künstliche Gewässer** wird bei dem Modul Valmorph ein alternativer Ansatz verfolgt, bei dem nur sog. „Schadindikatoren“ in die Erfassung und Bewertung miteinfließen. Sie kennzeichnen den Ausbaugrad eines Kanals (s. Kap. 4).

Die Zielerreichung des göP für als erheblich verändert und künstlich ausgewiesene Gewässer adressiert in Deutschland demgegenüber eigentlich einen Zustand, der sich vom höchsten ökologischen Potenzial (höP) ableitet. Das höP wird dann erreicht, wenn alle hydromorphologischen Verbesserungsmaßnahmen ausgeführt sind (Umsetzung aller technisch machbaren Maßnahmen zur ökologischen Aufwertung eines Wasserkörpers), die keine signifikant negativen³ Auswirkungen auf die Nutzungen nach Artikel 4 Abs. 3 haben. Die diesen hydromorphologischen Bedingungen entsprechenden Werte der biologischen Qualitätskomponenten bestimmen das höP. Das göP darf in den biologischen Werten nur geringfügig vom höP abweichen (LAWA 2012, 2015).

In Ermangelung der detaillierten Kenntnis des göP inklusive quantitativer hydromorphologischer Verhältnisse an Bundeswasserstraßen, die mindestens kilometerweise entlang der gesamten Wasserstraßen im Längs- und Querprofil detailliert vorliegen müssten, **wird daher** mittels des Valmorph-Verfahrens **für HMWB und AWB der hier geschilderte vereinfachte Verfahrensweg gewählt**.

Es ist zu beachten, dass HMWB (Kap. 3.1 bis Kap. 3.10) und AWB (Kap. 4) aufgrund der vereinfachten Methode eine sehr gute bis gute Bewertung erhalten könnten, ohne dass dies dem höP/göP entspricht. Daher sollte der nutzungsgeprägte Zustand nur für Betrachtungen im Kontext der EG-WRRL zur Detektion des Verschlechterungsverbotes verwendet werden.

Bei HMWB und AWB kann bei der Bewertung die Farbcodierung verwendet werden, auf die Begriffe „sehr gut“, „gut“ etc. sollte jedoch verzichtet werden, da der Vergleichs-Zustand (nutzungsgeprägter Zustand) nicht unbedingt einen sehr guten oder guten Zustand darstellt. Eine als „gut“ bezeichnete, von dem Vergleichs-Zustand abhängige Bewertung kann daher u. U. irreführend sein; in diesem Fall sollte die Bewertung die Farbcodierung und den damit korrespondierenden Grad der Veränderung beinhalten (z. B. „gering verändert“).

³ Wenn die zum Erreichen eines göZ erforderlichen Änderungen der hydromorphologischen Merkmale dieses Wasserkörpers signifikant negative Auswirkungen auf die nach Artikel 4 Abs. 3 WRRL spezifizierten Nutzungen hätte, kann ein Oberflächenwasserkörper als erheblich verändert ausgewiesen werden. Zu diesen Nutzungen zählt z. B. die Schifffahrt (LAWA 2012). Die Definition und Beurteilung der Signifikanz wurde im Rahmen der LAWA (2015) nicht abschließend bearbeitet und wäre für die konkrete Festlegung des göP erforderlich. Es wurde für die Herleitung von Maßnahmen eine funktionale Definition verwendet, um eine Maßnahmenauswahl begründbar zu machen. Diese indirekte, rein funktionale Definition der Signifikanz über Maßnahmen, die keine signifikante Beeinträchtigung der Nutzung bewirken, bezieht sich hinsichtlich der Schifffahrt auf die Kriterien „Schiffbare Tage“ sowie „Sicherheit und Leichtigkeit der Schifffahrt“. Hier liegt keine signifikante Beeinträchtigung bei Maßnahmen und Maßnahmenkombinationen vor, deren Umsetzung die Anzahl der schiffbaren Tage und die Gewährleistung der Sicherheit und Leichtigkeit der Schifffahrt nicht beeinträchtigt (LAWA 2012). Bei erheblich veränderten Gewässern werden daher nicht die gewässertypspezifischen Referenzbedingungen als Bewertungsmaßstab genommen, sondern das Bewirtschaftungsziel wird in Deutschland über hydromorphologische Maßnahmen und die daraus resultierenden biologischen Werte abgeleitet (LAWA 2012, 2015; BMVI 2016). Auch weitere spezifizierte Nutzungen, die ebenfalls nicht signifikant negativ beeinträchtigt werden dürfen, beeinflussen die Ausprägung der hydromorphologischen Verhältnisse an den Bundeswasserstraßen (Hochwasserschutz, Wasserkraft, Urbanisierung etc.).

Für die Untersuchung von Gewässerentwicklungen, UVUen usw. entlang erheblich veränderter Gewässer sind entsprechende Szenarien-Zustände als Vergleichs-Zustände heranzuziehen (s. Kap. 2.3.2.3).

2.3.2.3 Kontext UVPG, Wasserbau, Natura 2000, Dynamik etc. (Szenarien-Zustand)

Sollten andere Fragestellungen im Kontext UVP-RL/UVPG, Natura 2000, wasserbaulicher Fragestellungen, Untersuchungen dynamischer Entwicklungen etc. betrachtet werden wie z. B. generell zur zeitlichen Entwicklung bestimmter Indikatoren, so können auch Epochenvergleiche, Zeitschnitte o. ä. für die schiffbaren Oberflächengewässer durchgeführt werden. Diese können auch bei als erheblich verändert ausgewiesenen Gewässern weiter zurückreichen als das Jahr 1999 (s. BfG 2017b). Epochenvergleiche und Zeitschnitte sind sowohl anhand der Daten als auch anhand der Bewertungen darstellbar (s. Kap. 3.5.5).

2.3.3 Ermittlung Ist-Zustand

Im Zuge des hydromorphologischen Erfassungs- und Bewertungsverfahrens Valmorph 2 ist der **Ist-Zustand** für die ausgewählten hydromorphologischen Indikatoren (Kap. 2.3.1) zu ermitteln (s. Abb. 6). Dies erfordert für jeden Indikator spezifische Datenakquisen, -analysen und -auswertungen, die in den Kapiteln 3.1 bis 3.10 beschrieben werden. Grundsätzlich kann eine Vielfalt von Daten für die Ermittlung des Ist-Zustandes herangezogen werden, wie

- Topographische Karten
- Geologische Karten
- Bodenkarten
- Luftbildaufnahmen
- Satellitenaufnahmen
- Drohnen (unbemannte Multikopter/UAS und bemannte Gyrokopter)
- LiDAR
- Landnutzungsdaten (z. B. CORINE)
- Biotoptypenkartierungen
- INSPIRE
- Existierende Datengrundlagen wie z. B. DBWK2, Überflutungsflächen der HWRM-RL
- Peildaten, Schummerungspläne, Differenzmodelle etc.
- Wasserspiegelfixierungen
- Modellierungsergebnisse
- etc.

Die Ermittlung des Ist-Zustandes kann aufgrund der umfangreichen Daten und Informationen i. d. R. überwiegend am Rechner erfolgen (s. z. B. auch Gurnell et al. 2014; Bizzi et al. 2016). Nur fehlende Daten müssen noch per Geländekartierung erhoben werden.

2.3.4 Ermittlung Prognose-Zustand

Prognose-Zustände können beispielsweise anhand von Planungsunterlagen oder mittels Modellierungen ermittelt werden. Infolge z. B. Renaturierungsplanungen, planfestzustellender Vorhaben oder beispielsweise Maßnahmenplanungen zur Gewässerunterhaltung im Sinne der wasserwirtschaftlichen Unterhaltung (BMVBS 2010) können Aussagen durch Zustandsvergleiche über zu erwartende Verbesserungen oder Verschlechterungen getroffen werden: Es können konkrete Beurteilungen verschiedenster Vorhaben durch Gegenüberstellung der Wertstufen anhand quantitativer Werte zur Abbildung des Grades der Veränderung vorgenommen werden.

Durch Gegenüberstellung der Wertstufen von Ist- und Prognose-Zustand wird der Grad der Veränderung durch eine konkrete Maßnahme (in positiver wie negativer Richtung) erkennbar. Durch den Vergleich von Ist- und Ziel-Zustand im Sinne eines Entwicklungszieles (auch Soll-Zustand genannt) wird das Handlungserfordernis sichtbar bezogen auf die Ableitung, Aufstellung und Auswahl geeigneter Maßnahmenempfehlungen (vgl. BfG 2011b; Quick 2012). Abb. 7 erläutert das Vorgehen zur Bewertung beispielhaft im Rahmen des Sedimentmanagements unter hydromorphologischen Aspekten (Quick 2012).

2.3.5 Berechnung

Anhand hinterlegter indikatorspezifischer Berechnungsmethoden und -formeln (s. Kap. 3.1 bis Kap. 3.10) erfolgen die Gegenüberstellungen von Vergleichs- und Ist- bzw. Prognose-Zuständen: Der jeweilige Vergleichs-Zustand wird in Bezug zu dem Ist-Zustand bzw. Prognose-Zustand zu dessen Bemessung gesetzt.

2.3.6 Klassifizierung und Bewertung

Die **Klassifizierung** erfolgt mittels eines 5-stufigen Klassifizierungssystems. Die Skala wird farblich visualisiert; Klasse 1 „sehr gut“ erhält für die Ausprägung der hydromorphologischen Verhältnisse die Farbkennzeichnung blau, Klasse 2 „gut“ grün, Klasse 3 „mäßig“ gelb, Klasse 4 „unbefriedigend“ orange und Klasse 5 „schlecht“ rot. In diesem Fall ist zu berücksichtigen, dass bei HMWB und AWB bei der Bewertung zwar die Farbcodierung verwendet werden kann, auf die verbalen Klassenbezeichnungen „sehr gut“, „gut“ etc. jedoch verzichtet werden sollte, da der Vergleichs-Zustand (nutzungsgeprägter Zustand) nicht unbedingt einen sehr guten oder guten Zustand darstellt. Hier ist die Farbcodierung mit dem damit korrespondierenden Grad der Veränderung (z. B. „gering verändert“) anzugeben (s. Kap. 2.3.2.2).

Für die Klassifizierung wurden je Indikator quantitative **Bewertungsklassenspannweiten** gebildet. Aufgrund der Klassenspannweiten ist eine Variabilität in den Ausprägungen der einzelnen Klassenzustände gegeben. Dies entspricht auch dynamischen Variationen einzelner hydromorphologischer Ausprägungen, die in Gewässersystemen charakteristisch sein können.

Die Klassengrenzen basieren auf Ergebniswerten entsprechenden Zustands-Wertigkeits-Relationen der exemplarischen Untersuchungsgewässer (s. Kap. 2.8). Diese wurden mittels Experteneinschätzungen bei Vorstellungen vor nationalen und internationalen Gremien (z. B.

LAWA-Expertenkreis Hydromorphologie und IKSE-Expertengruppe Sedimentmanagement) und auf nationalen wie internationalen Tagungen verifiziert und bestätigt (z. B. Quick 2010; Quick 2011a; Quick et al. 2012; IKSE 2014; Cron et al. 2014a; König et al. 2012, 2014; Quick & Langhammer 2015; Borgsmüller et al. 2016; vgl. auch DIN EN 14614, 2005; DIN EN 15843, 2010).

Mit dem Erfassungs- und Bewertungsverfahren werden somit Regeln für die Werteskalen der Indikatoren als repräsentative Zeiger für die Hydromorphologie festgelegt. Die Unterteilung der Skala sowie der Skalentyp, das so genannte Skalenniveau, werden indikatorspezifisch fixiert. Somit wird eine Objektivität, Reproduzierbarkeit, Validität, Verwendbarkeit und Transparenz bzw. Nachvollziehbarkeit der Bewertung gewährleistet (König 2011).

Durch die Festlegung der Bewertungsstufen und Zuordnung der Werte kann eine Beurteilung des Ist- und/oder des Prognose-Zustandes durchgeführt werden. Je nach Untersuchungsgewässer sind die quantitativen Daten zu analysieren und mittels indikatorspezifischer Berechnungen entsprechend der Berechnungsformeln und der Matrix zu klassifizieren (s. Kap. 3.1 bis 3.10; z. B. Quick 2010; Rosenzweig et al. 2012; Baulig 2014; König et al. 2015; Borgsmüller et al. 2016). Hierzu sind umfangreiche Auswertungen der vorliegenden Daten zur Hydromorphologie für den Vergleichs- und den Ist- bzw. Prognose-Zustand vorzunehmen (vgl. auch Abb. 6). Je Indikator resultieren quantitative Schwellenwerte als Klassengrenzen.

Die **Bewertung** im Rahmen des hier vorgestellten Verfahrensablaufes erfolgt

- an natürlichen Gewässern im Abgleich mit dem „Referenz-Zustand“,
- an erheblich veränderten Gewässern im Abgleich mit dem „nutzungsgeprägten Zustand“ und
- an künstlichen Gewässern durch die Beurteilung sog. Schadindikatoren.

Die Bewertung erfolgt ausgehend vom jeweiligen Grad der Abweichung vom Referenz- bzw. nutzungsgeprägten Zustand sowohl für den Ist- als auch für den Prognose-Zustand (s. Kap. 2.3.2, 2.3.3, 2.3.4) durch Gegenüberstellung der Wertstufen anhand quantitativer Werte (Quick et al. 2016a). Da die jeweilige Bewertungsmatrix jeweils prozentuale Abstufungen von dem Vergleichs-Zustand (Referenz-/nutzungsgeprägter Zustand) aufweist und eine Einordnung anhand der quantitativen Daten des Untersuchungsgewässers erfolgt, ist ein gewässertypspezifischer Bezug impliziert, sowohl für natürliche als auch für erheblich veränderte Gewässer.

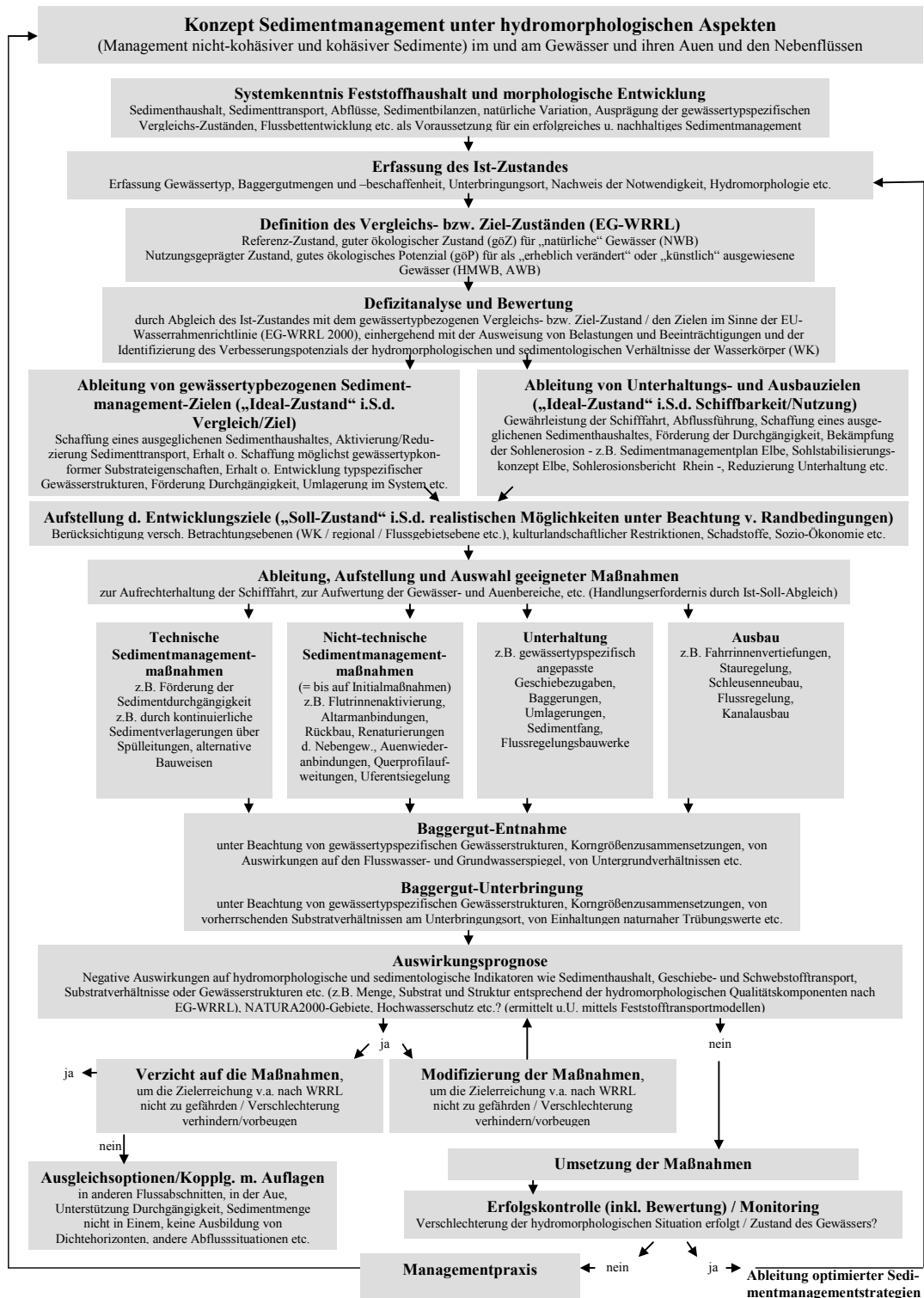


Abb. 7: Sedimentmanagementkonzept unter hydromorphologischen Aspekten.

Quelle: Quick (u. a. 2012).

2.4 Hydromorphologische Risikoanalyse und Ableitung von Handlungsempfehlungen

Die **hydromorphologische Risikoanalyse** ist ein Instrument zur Überführung der detaillierten Ergebnisse des angewendeten Moduls Valmorph 2 in die Praxis. Es handelt sich um eine optionale Weiterverwendung der mit Valmorph erzeugten Ergebnisse. Mit Hilfe einer hydromorphologischen Risikoanalyse wird die Kopplung zwischen den Ergebnissen und einer daraus resultierenden Ableitung von Handlungsempfehlungen erreicht:

Werden die Klassen 1 und 2 ermittelt, impliziert das an NWB sehr gute bis gute hydromorphologische und sedimentologische Verhältnisse. Es sind keine Vorschläge zur Verbesserung des hydromorphologischen Zustands erforderlich, da die Verhältnisse bereits gut oder besser ausgeprägt sind (FGG Elbe 2013, IKSE 2014) (Kap. 2.3.2.1). Ab Klasse 3 bei NWB sind Handlungsempfehlungen zur Verbesserung des hydromorphologischen Zustandes auszusprechen, um z. B. hinsichtlich des Aspekts Sedimentmanagement das Risiko der Zielverfehlung der Unterstützung eines ausgeglichenen Sedimenthaushaltes zu verhindern. Bei HMWB sind dagegen u. U. schon ab Klasse 1 und 2 Handlungen erforderlich, da der Vergleichs-Zustand (nutzungsgeprägter Zustand) nicht unbedingt einen „sehr guten“ oder „guten“ Zustand darstellt (s. Kap. 2.3.2.2).

Eine Bewertung mit der Klasse 2 und besser darf allerdings nicht zu der Schlussfolgerung führen, dass aufgestellte oder bereits (auch langfristig) aktive Bewirtschaftungskonzepte wie beispielsweise das Sedimentmanagement als abgeschlossen anzusehen sind, weder an NWB noch an HMWB. Die Bewertung ist in diesen Fällen als positives Resultat eines funktionierenden Flussgebietsmanagements zu verstehen und die Maßnahmen sind keineswegs einzustellen. Unter Beibehaltung der Randbedingungen würde dies ansonsten wiederum zu negativen Veränderungen führen (Bsp. Tiefenerosion, Indikator Mittlere Sohlhöhenänderung). Jeder Indikator wird mittels des fünfstufigen Klassifizierungssystems eingestuft und bewertet und fließt jeweils einzeln in die Risikoanalyse ein. Die Handlungsempfehlungen implizieren Vorschläge zu Maßnahmenoptionen zur Verbesserung der analysierten hydromorphologischen Ausprägungen (für nähere Informationen s. FGG Elbe 2013; IKSE 2014; Quick et al. 2014; Heininger et al. 2015). Je nach Fragestellung ist auch eine Gewichtung möglich (s. Kap. 2.6.2).

2.5 Maßnahmenumsetzung und Effizienzkontrollen, Monitoring

Valmorph kann auch nach Umsetzungen von Maßnahmen(optionen) der Effizienzkontrolle oder einem Monitoring dienen. Die Effizienzkontrolle bzw. das Monitoring würde gemäß Abbildung 6 ausgehend von den Maßnahmen wieder bei der Ist-Zustandserhebung der hydromorphologischen Indikatoren beginnen und den Verfahrensablauf zur Beurteilung der Maßnahmen durchlaufen (Quick et al. 2016a).

Hierbei ist zu beachten, dass der neue Ist-Zustand nach Maßnahmenumsetzungen im Abgleich mit dem Vergleichs-Zustand zu beurteilen ist, ebenso wie der alte Ist-Zustand vor Maßnahmenumsetzungen. Anschließend kann durch die Gegenüberstellung der Ergebnisse

für den neuen Ist-Zustand nach Maßnahmenumsetzung (z. B. unter Renaturierungsaspekten) und dem vorherigen Ist-Zustand vor Realisierung der Maßnahmen der Grad der Verbesserung durch eine Maßnahme (oder Maßnahmenkombinationen) mittels des Abgleichs der Klassenstufen angezeigt werden.

Dabei sind für Effizienzkontrollen und Monitoring im Rahmen der Gewässerrenaturierung an HMWB i. d. R. Szenarien-Zustände, die möglichst naturnahe Eigenschaften bezüglich des betrachteten Indikators aufweisen, als Vergleichs-Zustand heranzuziehen (unter Beachtung im Rahmen des Vorhabens definierter Ziele) und i. d. R. nicht der nutzungsgeprägte Zustand (Kap. 2.2.3.2). Nur so ist eine Beurteilung des Grades der Zielerreichung von Naturnähe im Rahmen von Gewässerrenaturierungen auch an HMWB möglich (vgl. BfG 2017b).

Bei zuvor eingetretenen erheblichen Verschlechterungen oder bei Verbesserungen, die nicht ausreichen, um Klassengrenzen zu überschreiten, ist es jedoch möglich, dass trotz einer erfolgten und quantitativ messbaren Verbesserung keine Verbesserung in den Klassenstufen sichtbar wird. In solchen Fällen sind die beibehaltenen Bewertungsstufen inklusive der gemessenen Verbesserung anhand der quantitativen Daten anzugeben.

2.6 Aggregationsmöglichkeiten und Wichtung

Empfohlen wird generell die Beibehaltung der einzelnen Evaluierungen der hydromorphologischen Indikatoren, um eine möglichst detaillierte Aussage zu den Ausprägungen vorliegen zu haben (vgl. Abb. 8). Mit Hilfe dieser detaillierten Ergebnisse lassen sich als Fazit z. B. konkrete Maßnahmen und deren Lokalisierungen ableiten zur Verbesserung des hydromorphologischen und sedimentologischen Zustands der Gewässer. Für das Gewässermanagement ist daher die getrennte Kenntnis der Bewertungen wichtig (DIN EN 15843 2010).

Sollte dennoch eine Aggregation oder Wichtung gewünscht sein, so existieren verschiedene Möglichkeiten:

2.6.1 Aggregationsmöglichkeiten

Als erste Möglichkeit ist eine arithmetische Mittelung anzuführen, in die sämtliche betrachteten Indikatoren gleichgewichtet eingehen. So sind alle Bewertungen von identischer Bedeutung für die Erzielung eines Gesamtergebnisses.

Insgesamt gibt es zehn hydromorphologische Indikatoren sowohl für den Binnen- als auch für den Küstenbereich. Diese stehen stellvertretend für die hydromorphologische Ausprägung eines Gewässers und besitzen auch unter Habitatqualitätsaspekten eine erhebliche Bedeutung (s. Tab. 1, s. Kap. 1.3, 2.2, 3.1 bis 3.10).

Vier der zehn Indikatoren untergliedern sich zudem in eine rechte und eine linke Seite: Uferstruktur, Flächenänderung der eulitoral Zone, Flächenanteil überflutbarer Auen und Sohlstrukturen und Auenstrukturen. Unter Beibehaltung der einzelnen Evaluierungen nach linker und rechter Gewässerseite sind folglich die Bewertungen von bis zu vierzehn Indikatoren für die Untersuchungsgewässer möglich. Die jeweils mit zwei Bewertungen für

die linke und rechte Seite vertretenen Indikatoren können zu einer Bewertungsklasse zusammengeführt werden durch die Bildung des arithmetischen Mittelwertes.

Ergänzend bestünde die Möglichkeit, die Indikatoren bei Bedarf nach Gewässerbett, Ufer und Aue zu aggregieren. Dies macht jedoch vor dem Hintergrund der ungleichen Verteilung der Indikatoren auf diese drei Gewässerkompartimente wenig Sinn, da der Bereich des Gewässers selbst mit dem Valmorph-Verfahren für schiffbare Oberflächengewässer am besten repräsentiert wird (vgl. Tab. 1).

Generell gilt, dass bei Kommazahlen eines gemittelten Endergebnisses eine Rundung durchzuführen ist (z. B. gemittelttes Endergebnis: 2,5 - Gesamtbewertung: 3). Die Ermittlung der jeweiligen Mittelwerte in den einzelnen Aggregationsschritten muss jeweils ohne vorherige Rundung erfolgen, da sich ansonsten das Endergebnis dadurch verfälschen kann.

Empfohlen wird jedoch generell die Beibehaltung der einzelnen Evaluierungen der hydromorphologischen Indikatoren.

2.6.2 Wichtung

Alternativ ist auch die Einführung einer Wichtung für hydromorphologische Indikatoren mit besonderer Bedeutung für eine bestimmte Fragestellung denkbar. Hier könnten beispielsweise Indikatoren von herausragender Bedeutung doppelt gewertet werden (Rosenzweig et al. 2012).

Es kann auch Sinn machen, bestimmte für konkrete Fragestellungen relevante Indikatoren prioritär in die Ableitung von Handlungsoptionen zur Verbesserung der hydromorphologischen Verhältnisse einzubeziehen. Dies war z. B. beim Sedimentmanagementkonzept für die Elbe (s. FGG Elbe 2013; IKSE 2014; Heininger et al. 2015) der Fall: Im Zuge der Bearbeitung mittels des Moduls Valmorph zeigten sich die beiden hydromorphologischen Indikatoren Mittlere Sohlhöhenänderung - Sedimentbilanz und Sedimentdurchgängigkeit im Kontext Sedimentmanagement für die Ableitung von Handlungsempfehlungen als besonders bedeutend, da sie für den Sedimenthaushalt eine besondere Zeiger- und damit Schlüssel-funktion besitzen. Im Rahmen der hydromorphologischen Risikoanalyse sind daher diese beiden Schlüssel-Indikatoren in einem ersten Schritt für die Ableitung von Handlungsempfehlungen zur Verbesserung der hydromorphologischen Verhältnisse priorisiert worden (FGG Elbe 2013; IKSE 2014; Heininger et al. 2015; Quick et al. 2016a).

2.7 Bezug DPSIR-Konzept

Das Modul Valmorph steht auch in engem Bezug zum **DPSIR-Konzept** (Driving Force-Pressure-State-Impact-Response) (OECD 1993, 1994; EEA 1999). Das Konzept behandelt Gewässermanagement als einen fünfstufigen Zyklus mittels eines systemanalytischen Blicks, der durch die ständigen Rückkopplungen zwischen Umwelt und Gesellschaft kontrolliert wird. Hinsichtlich hydromorphologischer Aspekte haben menschliche Aktivitäten ('Driving forces') und damit verbundene Gewässerbelastungen infolge Nutzung etc. ('Pressures') Auswirkungen auf die gewässertypspezifischen Randbedingungen und den quantitativen,

hydromorphologischen Gewässerzustand ('State'), die oberhalb eines bestimmten Belastungsgrades zu dessen Verschlechterung bzw. zu Nutzungseinschränkungen führen können ('Impact'). Dagegen können in jeder Phase Maßnahmen ('Responses') getroffen werden (nach vorhergehender Defizitanalyse). Folglich lassen sich Entscheidungsgrundlagen mit Hilfe des Moduls Valmorph 2 finden, v. a. indem auch verschiedene Prognoseszenarien ('Scenarios') durch Valmorph erfasst und beurteilt werden können. Mittels der Möglichkeit, auch Prognose-Zustände verschiedener Maßnahmenzenarien klassifizieren und evaluieren zu können, handelt es sich bei Valmorph 2 ebenso um ein Progenosetool, das die Maßnahmen-effizienz im Sinne einer nachhaltigen Wasserbewirtschaftung erfassen und beurteilen kann.

Das Verfahren kann mit seinen indikatorbezogenen Methoden auch Belastungsfaktoren für den hydromorphologischen Zustand von großen und schiffbaren Oberflächengewässern ausweisen sowie durch die Ableitung von Handlungsempfehlungen anhand detaillierter Ergebnisse ebenfalls Erfolgsfaktoren zu dessen Verbesserung und für das Management (lokal bis flussgebietsweit) definieren. Es dient u. a. der Unterstützung der Entscheidungsfindung (Quick et al. 2016a). Die Belastungsfaktoren beziehen sich dabei nicht ausschließlich auf Schifffahrt, sondern implizieren sämtliche Nutzungen, die die Ausprägung der schiffbaren Gewässer mit beeinflussen können, wie z. B. auch Hochwasserschutz und Urbanisierung.

2.8 Beispielhafte Anwendungen

Die im Rahmen der Anwendung des hier vorgestellten Moduls Valmorph möglichen hydromorphologischen Indikatoren sind jeweils anhand einer parametrisierten Methodik zu erheben, zu berechnen und zu bewerten. Diese Methoden werden in den Kap. 3 und 4 beschrieben.

Für die Erprobung, Verifizierung und Optimierung der Methoden wurden verschiedene Abschnitte von Bundeswasserstraßen als exemplarische Untersuchungsgebiete ausgewiesen. Hierbei wurden für den „Fluss“-Bereich Gewässerabschnitte der Binnemelbe als natürliches Gewässer (Typ 10: Kiesgeprägte Ströme und Typ 20: Sandgeprägte Ströme) untersucht. Gewässerabschnitte von Mosel (Typ 9.2: Große Flüsse des Mittelgebirges) und Rhein (im Bereich „Engtal-Typ des Mittelrheins“ nach IKS 2009; Typ 10: Kiesgeprägte Ströme im Bereich des Niederrheins) als erheblich veränderte Gewässer wurden ebenfalls für das Teilverfahren Fluss als Fallstudien betrachtet. Für den „Küsten“-Bereich fungierte die Peene exemplarisch für die Ostsee als natürliches Untersuchungsgewässer (Typ 23: Rückstau- bzw. brackwasserbeeinflusste Ostseezuflüsse, inneres und anschließend offenes Küstengewässer Ostsee). Für erheblich veränderte Gewässer ist für die Nordsee die Tide-Ems herangezogen worden (Typ 22: Fluss der Marschen, Übergangsgewässer und offenes Küstengewässer) (s. auch Kap. 3.8.4). Schließlich ist auch der „Kanal“-Bereich anhand von exemplarischen Gewässerabschnitten des Dortmund-Ems-Kanals (DEK) und des Nord-Ostsee-Kanals (NOK) erprobt worden (u. a. Untenecker 2009; Rupp 2009; Gültekin 2011; Quick 2010, 2011a; König et al. 2012, 2014; Borgsmüller et al. 2016). Darüber hinaus wurde die Valmorph-Methode für die Unterläufe der Schwarzen Elster (Typ 15: Große Sand- und lehmgeprägte Tieflandflüsse), Mulde (Typ 17: Kiesgeprägte Tieflandflüsse), Havel (Typ 20: Sandgeprägte Ströme) (jeweils natürlich) und Saale (Typ 17: Kiesgeprägte Tieflandflüsse) (erheblich verändert) angewendet (BCE 2012; FGG Elbe 2013; IKSE 2014).

In diesem Bericht werden exemplarisch Ergebnisse vorgestellt, die an Binnenelbe (natürliches Gewässer), Rhein, Tideelbe und Tideems (erheblich veränderte Gewässer) erzielt wurden, s. Kap. 3.1 bis 3.10. Ein Beispiel einiger Bewertungsergebnisse ist in Abb. 8 ersichtlich.

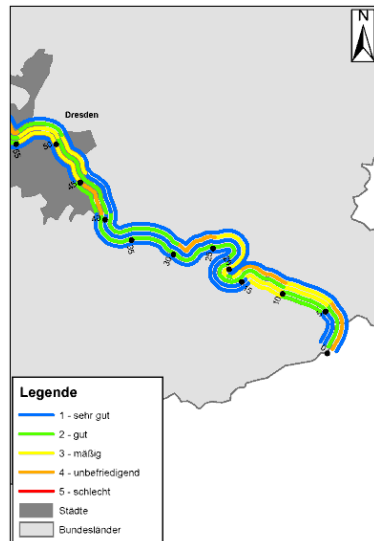


Abb. 8: Beispiel einiger Bewertungsergebnisse mit Hilfe der Methoden des Moduls Valmorph für den Oberlauf der Binnenelbe zwischen der deutsch-tschechischen Grenze (Elbe-km 0) und Dresden (Elbe-km 50).

Band links außen = Flächenanteil überflutbarer Auen links

Band links = Sohlsubstrat

Band Mitte = Mittlere Sohlhöhenänderung

Band rechts = Tiefenvariation

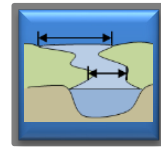
Band rechts außen = Flächenanteil überflutbarer Auen rechts

Quelle: FGG Elbe (2013); IKSE (2014).

Im Folgenden werden die hydromorphologischen Indikatoren des Moduls Valmorph 2 näher vorgestellt, die Bewertungsmethoden erläutert und exemplarisch mit Beispielen inklusive Bewertungsergebnissen unterlegt (Kap. 3 und 4).

3 Quantitative Erfassungs-, Berechnungs- und Bewertungsmethoden hydromorphologischer Indikatoren Binnen- und Küstenbereich

3.1 Breitenvariation



3.1.1 Definition

Die Variation der Breite des Wasserspiegels wird mittels der Breitenvariation bestimmt. Die Breitenvariation eines Gewässers ist ein repräsentativer hydromorphologischer Indikator für den gewässerkundlichen Zustand. Veränderungen in den Breitenverhältnissen spiegeln den Grad möglicher anthropogener Beeinflussungen direkt wider. Sie wirkt sich in Abhängigkeit des Abflusses insbesondere auf die Habitatverfügbarkeit und -diversität im Uferbereich und die laterale Vernetzung mit der Aue aus. Darüber hinaus besteht ein direkter Zusammenhang mit der Strömungsdiversität, der Tiefenvariation und dem vorherrschenden Sediment (Substratdiversität, Erosions- und Sedimentationsprozesse) (vgl. Abb. 9) (König et al. 2015; Pottgiesser et al. 2013; Jährling 2009; Patt et al. 2008).

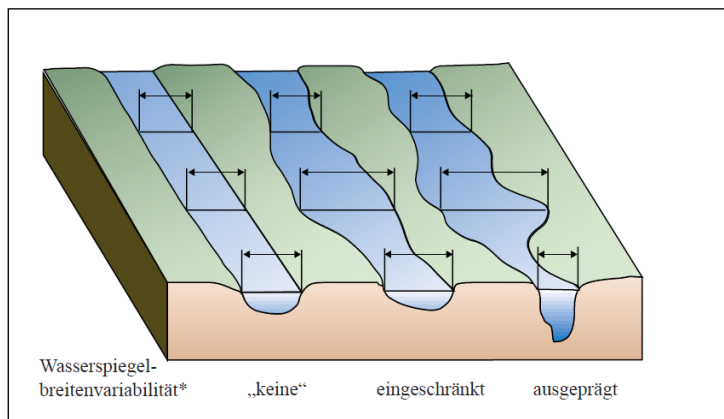


Abb. 9: Darstellung möglicher Ausprägungen der Breitenvariation.

Quelle: BUWAL (1998).

Die Breitenvariation kann in Engtalsituationen natürlicherweise vermindert sein. Sie variiert gewässertypspezifisch im Längsverlauf eines Gewässers sowie im abflussdynamisch wechselnden Rhythmus. Die Breitenvariation ist zur Unterstützung der biologischen Komponenten innerhalb der morphologischen Bedingungen einer der hydromorphologischen Parameter nach EG-WRRL (2000) und OGewV.

3.1.2 Methodik

Der Indikator wird in Abhängigkeit der Datenlage mit unterschiedlichen Methoden ermittelt. Grundsätzlich sollte die Ermittlung im Vergleichs-, Ist- und Prognose-Zustand auf gleichen Abflussverhältnissen basieren. Diese sollten je nach Datengrundlage und Fragestellung zwischen Niedrigwasser und bordvollen Abflussverhältnissen liegen. Häufig ist jedoch eine auf identischen Abflussverhältnissen basierende Gegenüberstellung aufgrund fehlender Informationen nicht möglich, insbesondere bei der Ermittlung des Referenz-Zustands. Im Folgenden werden daher zwei Methoden vorgestellt, die in Abhängigkeit der Datenlage eine Ermittlung und Bewertung der Breitenvariation ermöglichen. Anhand der Datenlage sollte die Auswahl für eine der beiden Methoden erfolgen, eine Kombination beider an einem Untersuchungsgewässer wird nicht empfohlen. Der Indikator sollte für eine längere Gewässerstrecke ermittelt werden, da er z. B. von dem Windungsgrad, dem Lauftyp, dem Feststofftransportgeschehen oder den Gefälleverhältnissen mitgeprägt wird. Daher wird eine Aggregation zu 5 km-Abschnitten empfohlen (Kap. 2.1, Kap. 3.1.3). Die Wasserspiegelbreite ist im rechten Winkel zur Gewässerachse zu ermitteln. Bei Nebenarmen oder mäandrierenden Gewässerverläufen wird die Breite im rechten Winkel zum gesamten betrachteten Abflusskorridor erfasst (s. auch Gurnell et al. 2014, vgl. z. B. BCE 2012).

Methodik 1 (exakte Wasserstands- und/oder Abflussangaben vorhanden)

Liegen sowohl für den Vergleichs- als auch für Ist- und Prognose-Zustand konkrete Abflussangaben vor, kann die Wasserspiegelbreite z. B. in ArcGIS in 100 m Abständen ermittelt werden, basierend auf topographischen Karten oder z. B. der DBWK2, Modellergebnissen oder Luftbildern. Die Varianz kann für aggregierte 5 km-Abschnitte für den entsprechenden Zustand berechnet werden. Das Hauptgerinne ist inklusive Seitenstrukturen und Nebenarmen zu betrachten (gesamte Wasserfläche). So kann z. B. auch das veränderte Angebot an Uferhabitaten abgeschätzt werden (vgl. Kap. 3.10). D. h., für den entsprechenden Abfluss dauerhaft durchflossene Bereiche (Nebenarme, Gewässerflächen z. B. hinter Leitdämmen, Häfen ohne Uferverbau etc.) sind in die Berechnungen mit einzubeziehen. Für die Abschnittslängen von 5 km wird zunächst die Varianz anhand der Werte der Wasserspiegelbreiten folgendermaßen ermittelt:

$$BV = \frac{\sum (x_i - \bar{x})^2}{n - 1}$$

\bar{x}	= Mittelwert aus allen Wasserspiegelbreiten eines Abschnittes
x_i	= jeweilige Wasserspiegelbreite, z. B. je 100 m
n	= Anzahl der addierten Wasserspiegelbreiten innerhalb eines Abschnittes
BV	= Breitenvarianz

Zur Glättung der Messdaten kann auch die gleitende Varianz bestimmt werden. Sind in den Datengrundlagen lediglich Wasserstandsangaben vorhanden, sind diesen die entsprechenden Durchflüsse zuzuordnen. Für den Ist- und Prognose-Zustand können die Wasserspiegelflächen für die im Vergleichs-Zustand vorhandenen Durchflüsse auch z. B. mit Hilfe des

Flusshydrologischen Moduls FLYS (BfG 2017a) berechnet werden (vgl. Kap. 3.1.4; König et al. 2015).

Methodik 2 (keine exakten Wasserstands- und/oder Abflussangaben vorhanden)

Sind bei der Ermittlung des Vergleichs-Zustandes weder Abfluss- noch Wasserstandsangaben vorhanden, ist eine Methodik anzuwenden, bei der die in den Datengrundlagen vorhandenen Wasserspiegelbreiten verwendet werden, ohne dass eine exakte Übereinstimmung der Abflussverhältnisse möglich ist. In diesen Fällen ist auf möglichst äquivalente Abflussbedingungen zu achten. Weichen die Abflussbedingungen zwischen Vergleichs- und Ist-Zustand sehr stark voneinander ab, ist eine Bestimmung der Breitenvariation nicht möglich. Diese Methodik kommt überwiegend bei natürlichen Gewässern und der Verwendung eines Referenz-Zustandes oder der Herleitung eines Szenarien-Zustandes zur Anwendung (historische Daten). Für andere Zustände (Nutzungsgeprägter Zustand, Prognose-Zustand) sollten Angaben zum Wasserstand bzw. zu Abflussverhältnissen vorhanden sein (Kap. 2.3.2).

Die Breite der Wasserspiegelflächen ist jeweils bei ähnlichen Abflüssen (z. B. MQ, bordvoll) zu ermitteln. Hierzu werden z. B. für alle 100 m-, 200 m- oder 1.000 m-Abschnitte der Minimal- und der Maximalwert der Wasserspiegelbreite abgemessen. Dafür sind per Augenscheinnahme sämtliche in Frage kommenden Breiten z. B. mit Hilfe von Karten (DGK5, DBWK2 etc.) im GIS zu erfassen, um die tatsächlich geringsten und größten Werte für den betrachteten Abschnitt abzumessen. Sollte die bordvolle Breite ermittelt werden, können unterstützend Böschungssignaturen und Geländehöhenangaben herangezogen werden.

Die hier dargestellte Breitenvariation bezeichnet keine Varianz im mathematischen Sinne. Sie wird nach folgender Formel berechnet:

$$BV_{Ist} = \frac{B_{\max_Ist}}{B_{\min_Ist}} - 1$$

$$BV_{Ver} = \frac{B_{\max_Ver}}{B_{\min_Ver}} - 1$$

BV_{Ist} = Breitenvariation im Ist-Zustand (bzw. BV_{Prog} für den Prognose-Zustand)

BV_{Ver} = Breitenvariation im Vergleichs-Zustand

$B_{\max_Ver / Ist}$ = Wert der größten Breite im Vergleichs- bzw. im Ist-Zustand
(bzw. B_{\max_Prog} für den Prognose-Zustand) innerhalb des betrachteten
Abschnittes in m (Maximum)

$B_{\min_Ver / Ist}$ = Wert der geringsten Breite im Vergleichs- bzw. im Ist-Zustand
(bzw. B_{\min_Prog} für den Prognose-Zustand) innerhalb des betrachteten
Abschnittes in m (Minimum)

Vorhandenes Inselareal ist bei vollständiger Anbindung und Durchströmung eines Mäanderbogens vom Hauptgewässerbett bis zum durchflossenen Nebenarm für die Ermittlung des Verhältnisses der größten zur kleinsten Gerinnebettbreite miteinzubeziehen

(BfG 2001). Im Bereich von Häfen oder nicht permanent angebundenen Auenstrukturen (z. B. Altarme, Kap. 3.10) wird die Breitenvariation nur im Hauptgewässerbett ermittelt.

Folgende Quellen sind für Methodik 1 und Methodik 2 heranziehbar:

Referenz-Zustand: Eine Ableitung des Referenz-Zustandes für natürliche Gewässer kann anhand von historischen Karten, digitalen Geländemodellen (DGM), Luftbildern, Ausbau-Unterlagen etc. erfolgen (s. Kap. 2.3.2.1). Auch aktuelle Datengrundlagen wie z. B. topographische oder geologische Karten können aufgrund der Persistenz gewässermorphologischer Strukturen wichtige Aussagen zu dem früheren Zustand eines Gewässers beinhalten.

Nutzungsgeprägter Zustand: Zur Ermittlung der Breitenvariation für erheblich veränderte Gewässer ist der nutzungsgeprägte Zustand heranzuziehen (Jahr 1999, s. Kap. 2.3.2.2). Als Datengrundlage können topographische Karten oder z. B. die DBWK2, Modellergebnisse und Fernerkundungsdaten (Multikopter/Gyrokopter, Luftbilder usw.) herangezogen werden.

Ist-Zustand: Die Ermittlung des Ist-Zustandes kann z. B. mittels Modellergebnissen, mit Hilfe von FLYS, Luft- und Satellitenbildern, Drohnenbefliegungen, DBWK2, Wasserspiegel-fixierungen, topographischen Karten etc. erfolgen.

Prognose-Zustand: Anhand von beispielsweise Planungsunterlagen oder Modellierungsergebnissen sind die Veränderungen bezüglich der Breitenvariation ermittelbar (s. Kap. 2.3.4). Die Methodik erfolgt wie oben erläutert.

Alternativ sind auch verschiedene andere Ansätze zielführend, wie z. B. ein Vergleich benetzter Wasserflächen oder von Uferlinienlängen (König et al. 2015; vgl. Kap. 3.10).

3.1.3 Bewertung

Die Breitenvariation wird durch den Abgleich des Vergleichs- und des Ist- bzw. Prognose-Zustandes bestimmt. Die Bewertung erfolgt für beide Methoden identisch, unabhängig davon, ob es sich um die Breitenvarianz im mathematischen Sinne nach Methode 1 oder um die Breitenvariation nach Methode 2 handelt. Die Bewertung erfolgt für aggregierte 5 km-Abschnitte nach der Berechnungsformel:

$$Bew_BV = \left(\frac{BV_{Ver} - BV_{Ist}}{BV_{Ver}} \right) * 100 \%$$

Bew_BV	=	Berechnung Breitenvariation als Grundlage für die Bewertung in %
BV _{Ver}	=	Breitenvariation Vergleichs-Zustand
BV _{Ist}	=	Breitenvariation Ist-Zustand (bzw. BV _{Prog} alternativ für den Prognose-Zustand)

Der anhand der Formel ermittelte prozentuale Wert wird mit der folgenden Bewertungsmatrix abgeglichen (Tab. 2):

Tab. 2: Bewertungsmatrix für den Indikator Breitenvariation.

Breitenvariation Klasse		Breitenvariation prozentuale Abweichung vom Vergleichs-Zustand	Bewertung
sehr gut	sehr gering verändert	< 10%	1
gut	gering verändert	< 25%	2
mäßig	mäßig verändert	< 50 %	3
unbefriedigend	stark verändert	< 75 %	4
schlecht	sehr stark verändert	< 100 %	5

Da für HMWB bereits der nutzungsgeprägte Zustand herangezogen wird (s. o.), muss keine weitere Differenzierung innerhalb der Bewertung erfolgen. Zur Bewertung wird daher sowohl für natürliche Gewässer als auch für erheblich veränderte Gewässer das Schema gemäß Tab. 2 angewandt (s. Kap. 2.3.6).

In **Sonderfällen**, in denen sich durch anthropogene Eingriffe eine erhöhte Breitenvariation im Ist-Zustand ergibt, sind Experteneinschätzungen vorzunehmen und ggf. ein Malussystem einzuführen. Ist die Breitenvariation im Ist-Zustand größer, kommt es zu einer negativen Abweichung. Im Falle einer Verbesserung der ökologischen Qualität eines Gewässers ist eine bessere Evaluierung gerechtfertigt. Sind jedoch anthropogene Eingriffe mit negativen gewässerökologischen Folgen wie beispielsweise künstliche Aufweitungen vor Querbauwerken mit reduzierten Sedimenttransportraten, Strömungsgeschwindigkeiten etc. und verstärkten Sedimentationsbereichen als Ursachen anzuführen (vgl. Kap. 3.2), ist eine bessere Evaluierung dieser Bereiche nicht zielführend (nicht gewässertypspezifisch) (Kap. 2.3.2). Zu solchen Sonderfällen gehören weiterhin z. B. ein Durchstich, der im Vergleichs-Zustand noch nicht vorhanden war und der keine natürlich entstandene Geländesituation bildet, sondern eine künstliche Gewässerbettaufweitung darstellt (große Maximalwerte). Ebenso ist eine Verringerung der minimalen Breite durch flussbauliche Maßnahmen bei gleichbleibender maximaler Breite anzuführen. Darüber hinaus kann eine hohe maximale und eine hohe minimale Breite im Vergleichs-Zustand ggf. den gleichen Quotienten wie eine niedrige maximale und eine niedrige minimale Breite im Ist-Zustand ergeben, trotz erfolgter erheblicher Einengungen des Gewässerbettes. Der Quotient zeigt daher nicht zwangsläufig gewässertypspezifische Breitenverhältnisse an. Aus diesen Gründen sind Überprüfungen der erzielten Ergebnisse durch Experten erforderlich und ein Malus von mindestens -1 bzw. -2 entsprechend der Fallbetrachtung zu vergeben (s. z. B. Rosenzweig et al. 2012; FGG Elbe 2013). Sollte ein Malus dazu führen, dass theoretisch eine Bewertung schlechter als mit Klasse 5 erfolgen müsste, so bleibt der Malus unberücksichtigt, da der Gewässerabschnitt bereits mit der schlechtesten Bewertungsstufe evaluiert wurde.

3.1.4 Erläuterung der Vorgehensweise am Beispiel der Binnenelbe

Bei der deutschen Binnenelbe handelt es sich um eine Bundeswasserstraße, die als natürliches Gewässer eingestuft wurde. Von Elbe-km 0 bis Elbe-km 96 entspricht sie dem Gewässertyp 10 „Kiesgeprägte Ströme“, flussabwärts bis zur Tidegrenze am Wehr Geesthacht dem Typ 20 „Sandgeprägte Ströme“. Die Binnenelbe wurde auf der gesamten Strecke mit Methode 2 erfasst und bewertet. Lediglich zwischen Elbe-km 280 (Aken) und Elbe-km 380 (Tangermünde) standen für den Referenz-Zustand Karten mit Angaben von älteren Wasserstandsinformationen zum Zeitpunkt der Aufnahme zur Verfügung. Für diesen 100 km langen Abschnitt konnte daher zusätzlich Methodik 1 angewendet werden.

Methodik 1: Die Referenz wurde basierend auf historischen Karten mit einem Maßstab von 1:5.000 aus dem Zeitraum von 1830-1850 ermittelt (BfG 2012a). Für den Abschnitt von Elbe-km 280 bis 380 waren auf den historischen Karten zusätzlich Wasserspiegelangaben zum Zeitpunkt der Kartierung angegeben.

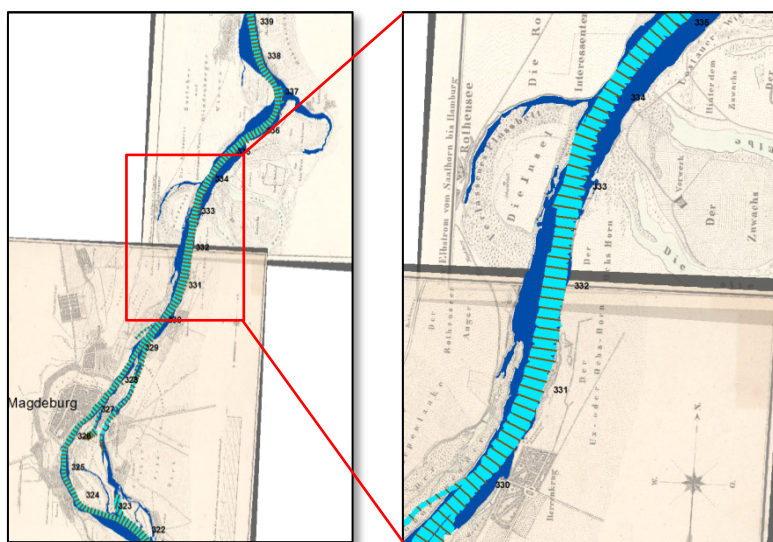


Abb. 10: Wasserflächen des Hauptgerinnes inklusive Seitenstrukturen und Nebenarmen im Referenz-Zustand (dunkelblau) und Ist-Zustand (hellblau; die Streifen zeigen Messungen der Gewässerbreite in einem Abstand von 100 m).

Quelle: König et al. (2015).

Dies ermöglichte einen Vergleich der Breitenverhältnisse im Referenz- und Ist-Zustand für identische Abflussverhältnisse. Dazu wurden den historischen Wasserstandsangaben die entsprechenden Durchflüsse zugeordnet. Für den Ist-Zustand wurden mit Hilfe von FLYS (BfG 2017a) für diese Durchflüsse Überflutungspolygone berechnet, basierend auf digitalen Geländemodellen aus den Jahren 2003-2007. Als Bezugspegel für die Wasserspiegel-lagenberechnung wurde Magdeburg gewählt. Das Hauptgerinne wurde inklusive Seitenstrukturen und Nebenarmen betrachtet (gesamte Wasserfläche) (vgl. Abb. 10, Kap. 3.1.2). Aus den berechneten und in ArcGiS bearbeiteten Überflutungspolygonen (Wasserflächen) lässt sich die mittlere Wasserspiegelbreite bestimmen. Die Ermittlung der

Breite der Wasserspiegellagen erfolgte automatisiert ebenfalls in ArcGIS in 100 m Abständen (vgl. Abb. 11).



Abb. 11: Überlagerung von Referenz-Zustand (Wasserflächen 1830-1850 als dunkelgrüne Linien, Inseln 1830-1850 in hellgrün) und Ist-Zustand (Gewässer hellblau, Gelände inklusive z. B. Deichen in violett) zur Ermittlung der Breitenvariation (exemplarische Darstellung).

Quelle: Vollmer et al. (2013) (Datengrundlagen BfG 2012a und DBWK2).

Teilweise war eine händische Nachbearbeitung notwendig, damit alle Linien quer zur Gewässerachse ausgerichtet waren, insbesondere in Nebenarmen und bei Laufkrümmungen. Die Breitenvarianz wurde für Abschnitte von 5 km Länge berechnet und anschließend bewertet (vgl. Kap. 3.1.3).

Methodik 2: Als Grundlage zur Ermittlung des Referenz-Zustandes wurde die digitale Rekonstruktion des Elbeverlaufes anhand der hydrographischen Karten von 1830-1850 (BfG 2012a) herangezogen. In dieser Rekonstruktion sind neben dem Uferverlauf Inseln, ehemalige Verzweigungen, Neben- sowie Altarme dargestellt (Kap. 3.10). Die historische Kartenüberlieferung ließ keine durchgängige Darstellung des Zustands „um 1830“ zu, so dass für ca. 125 km (ca. 21 %) der 586 Fluss-Kilometer stattdessen die Verhältnisse „um 1850“ verwendet wurden. Damit zeichnet diese Grundlage einen Zustand nach, zu dem die Elbe noch als vergleichsweise naturnah bezeichnet werden kann. Es existierten lokal Bühnen-

bauten etc., ein durchgehend systematischer Gewässerausbau hatte jedoch noch nicht stattgefunden (vgl. Kap. 2.3.2.1). Die Ermittlung der minimalen und maximalen Breiten erfolgte für jeden Kilometer durch Abmessen (BfG 2012a; Vollmer et al. 2013; FGG Elbe 2013; IKSE 2014), dazu wurden die Gewässerbreiten in einem Abstand von ca. 200 m gemessen. Zur Ermittlung des Ist-Zustands wurde die DBWK2 herangezogen (s. Abb. 4, Kap. 3.1.2).

Ergebnisse Methode 1 und Methode 2: Beide Methoden zeigen eine größere und heterogene Breitenvariation im Referenz-Zustand um 1830/50 (vgl. Abb. 10 und 11). Den Ergebnissen liegt die Beurteilung bei unterschiedlichen Wasserständen zugrunde. Bei Methode 1 lagen die Abflüsse im Bereich niedriger bis mittlerer Abflussverhältnisse, bei Methode 2 zwischen mittleren bis bordvollen Abflussverhältnissen. Die unterschiedlichen Abflusssituationen führen zu Unterschieden in den Bewertungen. Insgesamt ist zu beobachten, dass die Ergebnisse bei zunehmenden Abflüssen und somit größeren betrachteten Wasserflächen tendenziell im Mittel besser ausfallen (vgl. König et al. 2015). Die Ergebnisse sind beispielhaft in Abb. 12, Abb. 13 (Methode 1) und Abb. 14 (Methode 2) visualisiert.

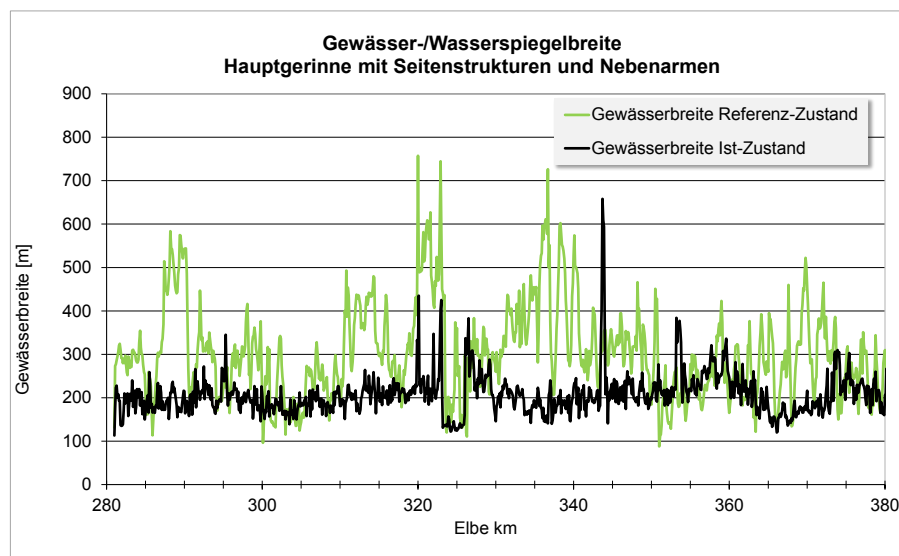


Abb. 12: Gewässerbreite für den Referenz- und Ist-Zustand, ermittelt nach Methode 1 für Elbe- km 280 bis 380.

Quelle: König et al. (2015).

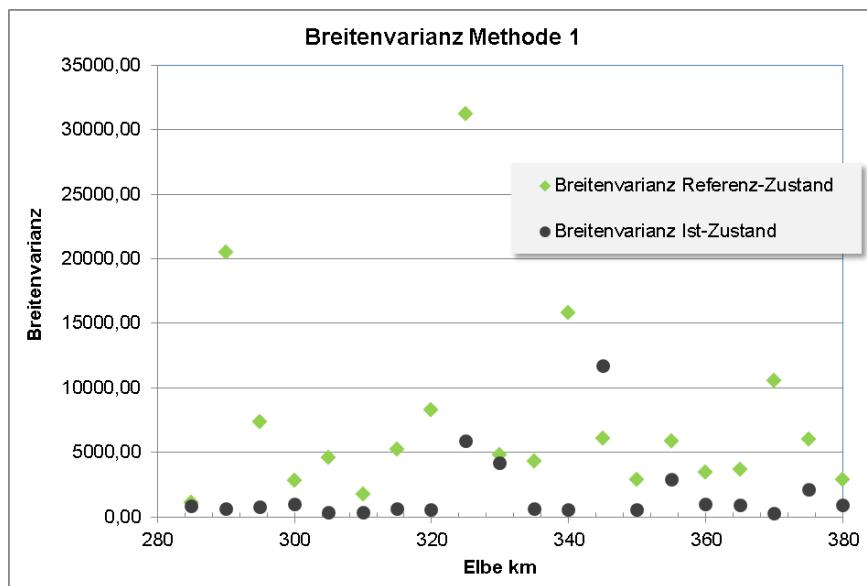


Abb. 13: Breitenvarianz für den Referenz- und Ist-Zustand, ermittelt nach Methode 1 für Elbe-km 280 bis 380.

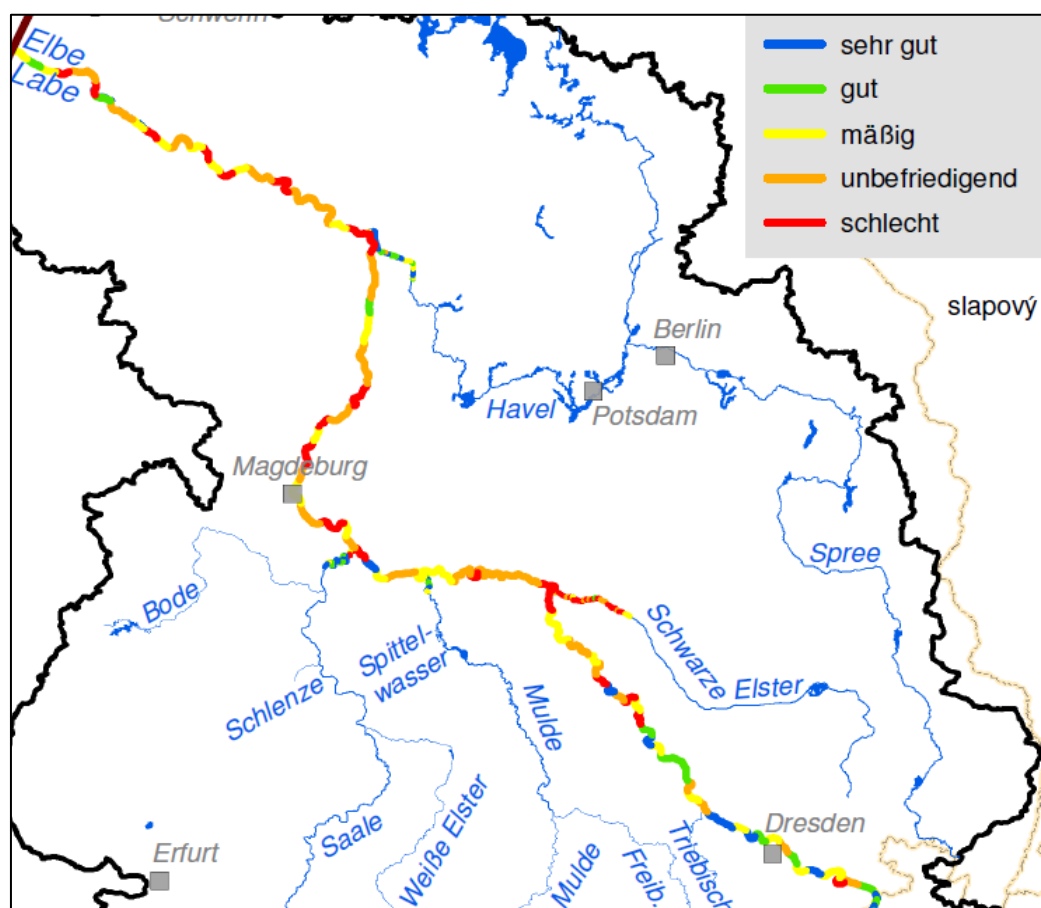
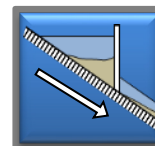


Abb. 14: Bewertung Breitenvariation deutsche Binnenelbe von Elbe-km 0 bis 586 und Unterläufe Schwarze Elster, Mulde, Saale, Havel; ermittelt nach Methode 2.

Quelle: Rosenzweig et al. (2012); Quick et al. (2012, 2014); FGG Elbe (2013); IKSE (2014).

3.2 Sedimentdurchgängigkeit



3.2.1 Definition

Unter Sedimentdurchgängigkeit wird ein gewässertypspezifischer Transport von Sedimenten (Geschiebe und Schwebstoffe) über die Zeit verstanden. Dabei muss der Transport nicht kontinuierlich stattfinden, sondern kann räumlich wie zeitlich variabel erfolgen (z. B. BMVI 2016). Zur Gewährleistung eines gewässertypspezifischen Sedimenttransportes sind entweder keine Querbauwerke vorhanden bzw. vorhandene sind verfallen oder existierende können zumindest teilweise für eine Passierbarkeit der Sedimente gesteuert (z. B. gelegt oder gezogen) werden.

Die Sedimentdurchgängigkeit steht in enger Beziehung zu den vorhandenen Querbauwerken aufgrund der möglichen Beeinflussungen z. B. der gewässerstrukturellen und substratbedingten Ausprägung eines Gewässers. Unter Querbauwerken werden Bauwerke verstanden, die eine Barrierewirkung im Gewässer besitzen und quer zur Fließrichtung angeordnet sind wie z. B. Wehre oder Staustufen (nach DIN 4047-5, 1989 und DIN 19661-2, 2000) (s. Abb. 15). Auch Sohlenbauwerke wie Rampen oder Gleiten sind der Kategorie sedimentrelevante Querbauwerke zuzuordnen.

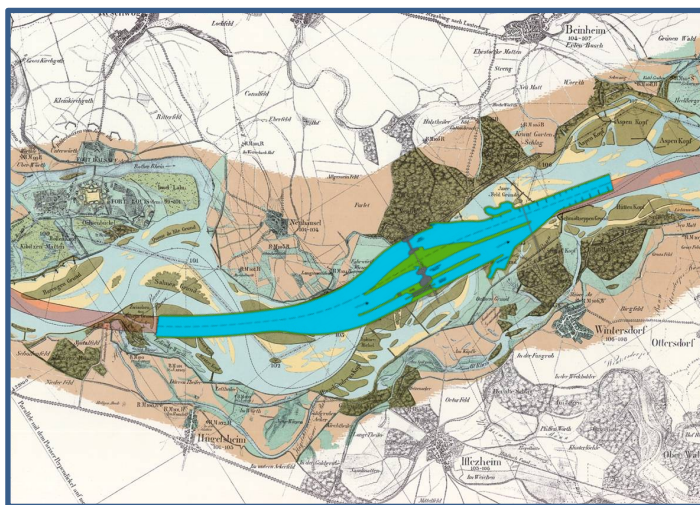


Abb. 15: Staustufe Iffezheim.

Quelle: Kempmann/WSA Freiburg (2012).

Querbauwerke verursachen häufig einen Rückstau mit gewässeruntypischen Strukturverhältnissen bei modifizierten, reduzierten Strömungsverhältnissen. Oftmals wird die Sedimentdurchgängigkeit reduziert bis vollständig unterbunden, die Querbauwerke wirken als Sedimentfallen im oberstromigen Bereich des Bauwerks. Neben der Unterbindung des Geschiebetransportes kommt es gleichfalls zu einer Verringerung bis Unterbindung des Schwebstofftransportes. Beide sind mit für die hydromorphologische Qualität eines Gewässers entscheidend (Rosenzweig et al. 2012; Quick & Langhammer 2015; Quick & Jährling 2016).

Messdaten zu Sedimentfrachten liegen für die schiffbaren Gewässer vor, sie werden durch die WSV mit fachtechnischer Unterstützung durch die BfG im Rahmen verschiedener Messnetze erfasst. Geschiebe wird in den freifließenden Strecken von Rhein, Elbe, Saale, Donau, Oder und Warthe an ca. 85 Messstellen an mehreren Punkten verteilt über die geschiebeführende Breite des Gewässerquerschnitts erfasst (bis zu 4 bis 6 Messungen pro Jahr). Ebenso werden in der freifließenden Strecke von Rhein, Elbe, Saale, Donau, Oder und Warthe zur Erfassung des Schwebstofftransports an ca. 65 Messstellen Vielpunktmessungen im Fließquerschnitt durchgeführt (bis zu 2 bis 3 Messungen pro Jahr). Zudem wird Schwebstoff an 67 Messstellen in freifließenden und staugeregelten Strecken der Bundeswasserstraßen in der Form von Einpunktmessungen erhoben (werk tägliche Stichprobenmessung) (s. BMVI 2016). Ansonsten sind bei den Gewässern in Deutschland quantitative Messdaten i. d. R. eher selten, z. B. aus einzelnen Messkampagnen, vorhanden.

Aufgrund der zurückgehaltenen Sedimente kommt es häufig stromabwärts der Querbauwerke in unmittelbarer Nähe oder in weiterer Entfernung zu Tiefenerosionen der Gewässersohle. Aufgrund der möglichen Beeinflussungen der gewässerstrukturellen Ausprägungen inklusive z. B. der Substratvielfalt kann der Indikator eine besondere Bedeutung für die Vielfalt des Habitatangebotes und die Habitateignung und -qualität für Arten besitzen (Quick et al. 2014; vgl. Kap. 3.4).

Die Sedimentdurchgängigkeit ist in der EG-WRRL (2000) ein Aspekt der hydromorphologischen Qualitätskomponentengruppen Durchgängigkeit für Flüsse. Die hydromorphologischen Qualitätskomponenten unterstützen die biologischen Qualitätskomponenten. Eine wiederhergestellte ungehinderte Sedimentdurchgängigkeit kann helfen, fehlende Habitate zu initiieren, muss aber nicht per se zu positiven Entwicklungen führen, da es z. B. zur Mobilisierung von schadstoffbelasteten Sedimenten kommen kann. Es ist essenziell, diese Gefahr zu beachten und auch z. B. bei einer Bauwerkssteuerung zu berücksichtigen. Es ist sicherzustellen, dass keine schadstoffbelasteten oder sauerstoffzehrenden Feinsedimente mobilisiert werden (vgl. auch BMVI 2016). Nicht typkonforme Sedimente beispielsweise in Form von erheblichen Feinsedimentmengen können z. B. zu Kolmationen oder Überdeckungen relevanter Gewässerstrukturen an anderer Stelle führen. Daher **dürfen nur unbelastete und gewässertypspezifische Substrate und Substratmengen entsprechend eines gewässertypkonformen Sedimenttransports mobilisiert werden**. Sie dürfen nicht andernorts negative Umweltauswirkungen induzieren.

Auch CIS-ECOSTAT (2006) unterstreicht die Bedeutung des Gewässertyps beim Sedimenttransport: Bei sedimentführenden Flüssen soll bei hydromorphologischen Maßnahmenplanungen und -umsetzungen dafür Sorge getragen werden, dass die natürliche Durchgängigkeit für den Sedimenttransport wiederhergestellt, dass insbesondere Geschiebe an das Unterwasser weitergegeben und dass der Sedimenttransport aufgrund der Durchführung dieser Maßnahmen nicht negativ beeinflusst wird. Bei gewässertypspezifisch nicht sedimentführenden Flüssen ist dies dagegen nicht zu beachten (s. CIS-ECOSTAT 2006; UBA 2008).

3.2.2 Methodik

Neben den hier betrachteten Querbauwerken wird die Sedimentdurchgängigkeit generell auch von zahlreichen weiteren naturräumlichen und anthropogenen Faktoren, die die Ausprägung der Hydromorphologie und des Sedimenthaushaltes sowie ihr Zusammenwirken

beeinflussen, mitbestimmt (vgl. Abb. 1). Diese weiteren Faktoren sind von der Anzahl und ihren Wechselwirkungen untereinander her zu vielgestaltig, als dass sie Gegenstand der Erhebung und Evaluierung der Sedimentdurchgängigkeit sein könnten. Kausale Zusammenhänge sind darüber hinaus nicht immer klar definierbar. Zu diesen Faktoren können z. B. auch Sedimentbewirtschaftungen und Geschiebeabgaben gehören. Aspekte zur Kompensation des Sedimentdefizits werden somit ebenfalls nicht mit betrachtet. Valmorph stellt daher eine **vereinfachte standardisierte Methode zur Klassifikation der Sedimentdurchgängigkeit zur Verfügung, die auf Basis der verfügbaren Datengrundlagen zu den Querbauwerken flächendeckend eingesetzt werden kann.**

Standardisierte Erfassungs- und Bewertungsverfahren zur Sedimentdurchgängigkeit existieren bisher nicht. Derzeit befindet sich ein LAWA LFP-Projekt u. a. zur Durchgängigkeit für Sedimente in Entwicklung, ein Praxistest schließt sich an. Es gibt weitere qualitativ-quantitative Vorgaben seitens der DIN EN 14614 (2005) und DIN EN 15843 (2010) für den Binnenbereich. Darüber hinaus machen z. B. Gurnell et al. (2014) dreistufige Vorschläge (count of high, medium and low impact blocking structures) zur Klassifizierung: (a) high – substantial structure and upstream storage area, sufficient to intercept > 90 % river flow, or the majority of transported sediment and wood; (b) medium – substantial structure completely blocking the channel but with relatively low storage giving lower impact on flow, sediment or wood continuity; (c) low – minor channel blocking (e.g. low check dam) structure with minor impact on flow, sediment, or wood continuity. Auch diese Vorschläge beziehen sich ausschließlich auf Querbauwerke bzw. im Flussbett errichtete künstliche Barrieren (DIN EN 15843 2010; Gurnell et al. 2014).

Referenz-Zustand: Für natürliche Oberflächengewässer ist eine Ermittlung des Referenz-Zustandes nicht erforderlich, da im natürlichen oder naturnahen Zustand eine Durchgängigkeit für Sedimente aufgrund fehlender oder steuerbarer, verfallener und somit sedimentdurchgängiger Querbauwerke gewährleistet ist (Quick et al. 2014). Entscheidend ist, dass die Sedimentdurchgängigkeit nicht durch menschliche Tätigkeiten oder Eingriffe gestört wird und der gewässertypische Transport von Sedimenten ungehindert möglich ist (EG-WRRL 2000; ; DIN EN 14614 2005; UBA 2008). Dies muss jedoch nicht kontinuierlich erfolgen, da auch unter natürlichen bis naturnahen Verhältnissen eine Sedimentdurchgängigkeit mit z. B. abflussinduziert unterbrochenen Transportprozessen gewässertypisch sein kann.

Nutzungsgeprägter Zustand: Im Falle der Sedimentdurchgängigkeit wird für erheblich veränderte Gewässer kein anderer Vergleichs-Zustand herangezogen als bei den natürlichen Gewässern. Dies ist dadurch bedingt, dass sowohl als natürlich ausgewiesene Wasserstraßen Querbauwerke besitzen (Bsp. Leine, Elbe, Havel, Fulda und Werra) als auch erheblich verändert ausgewiesene Wasserstraßen über lange Streckenabschnitte keine Querbauwerke besitzen können („freifließend“, Bsp. Rhein zwischen Iffezheim und der deutsch-niederländischen Grenze). Zudem können die vorkommenden Querbauwerke sowohl bei natürlichen als auch bei erheblich veränderten „sedimentdurchgängig“ (Klasse 1) sein oder könnten es werden. Theoretisch wäre auch bei HMWB eine Wiederherstellung der Sedimentdurchgängigkeit bei Gewährleistung nicht signifikanter Beeinträchtigungen der spezifizierten Nutzungen nach EG-WRRL (2000) oder der Vermeidung anderer negativer Umweltauswirkungen möglich (s. Kap. 3.2.1). Zudem muss eine Sedimentdurchgängigkeit nicht permanent gewährleistet sein – auch unter natürlichen oder naturnahen Verhältnissen

kann sie intermittierend erfolgen. Daher muss keine weitere Differenzierung innerhalb der Klassifizierung erfolgen.

Ist-Zustand: Aktuelle Querbauwerke können mittels verschiedener Quellen erhoben werden. Eine Erfassung ist aus dem Luftbild, von Drohnenbefliegungen (unbemannte Multikopter/UAS und bemannte Gyrokopter), auf Grundlage verschiedener Kartenwerke (z. B. DGK5, TK25), digitaler Datensätze (z. B. DBWK2) usw. möglich. Gegebenenfalls kann eine Nachfrage bei den zuständigen Behörden erfolgen. Bei den Bundesländern liegen häufig Querbauwerkskataster vor, eine Übersicht zum Zeitpunkt 2005 gibt ein UBA-Vorhaben (UBA 2005). Zukünftig werden auch z. B. die INSPIRE-Daten (Infrastructure for Spatial Information in the European Community) geeignet sein. Ergänzend kann auch auf Ergebnisse von Gewässerstrukturgütekartierungen zurückgegriffen werden. Bauwerkssteuerungen müssen i. d. R. bei den Betreibern erfragt werden.

Prognose-Zustand: Anhand z. B. von Ausbaununterlagen im Rahmen einer UVU sind die jeweiligen Änderungen (Absturzhöhen, Entfernungen von Querbauwerken im Haupt- und Nebengewässer) zu ermitteln. Infolge z. B. planfestzustellender Vorhaben können somit Aussagen über zu erwartende Verbesserungen oder Verschlechterungen getroffen werden. Der Prognose-Zustand kann auch beispielsweise für den Rückbau eines Wehres ermittelt werden.

3.2.3 Bewertung

Die Bewertung der Sedimentdurchgängigkeit hat zum Ziel, die Durchgängigkeit für Sedimente zu klassifizieren. Die Bewertung wird für 5 km aggregierte Abschnitte gemäß folgender Berechnungsformel durchgeführt:

$$Bew_SDG = QBW_{T, A \text{ Schritt } 1} - (M_{\text{Schritt } 2} E_{HG}) - (M_{\text{Schritt } 3} E_{KN})$$

Bew_SDG = Berechnung Sedimentdurchgängigkeit als Grundlage zur Bewertung
QBW_{T, A Schritt 1} = Querbauwerkstyp: Art der Querbauwerke und Absturzhöhe
M_{Schritt 2} E_{HG} = Malussystem Entfernung stromaufwärts vorhandener Querbauwerke im betrachteten Hauptgewässerbett des Untersuchungsgewässers und in als relevant ausgewiesenen Nebengewässerunterläufen
M_{Schritt 3} E_{KN} = Malussystem Entfernung stromaufwärts vorhandener Querbauwerke in einmündenden kleineren Nebengewässern

Diese **dreistufige Verfahrensweise** impliziert quantitative Angaben zu Art, Menge und Distanz der Querbauwerke und wird im Folgenden erläutert:

1. Schritt: Die Erfassung, Klassifizierung und Bewertung erfolgt im Hauptgewässerbett abschnittsbezogen anhand der Art der Querbauwerke (Staustufe, Talsperre, raue Rampe, Teilrampe etc.) und der vorliegenden Absturzhöhen gemäß Tab. 3 für den untersuchten 5 km-Abschnitt. Da sämtliche Arten von Querbauwerken dokumentiert werden sollen, sind Mehrfachnennungen für einen 5 km-Abschnitt möglich. In die Bewertung geht jedoch nur der schlechteste Wert ein („*pessimistische Bewertung*“, *worst case*).

Mit der Höhe des Bauwerkes und der Höhe der Wasserspiegel- bzw. der Sohlhöhendifferenz im Ober- und Unterwasser nimmt i. d. R. die Barrierewirkung bis zur vollständig unterbundenen Sedimentdurchgängigkeit zu. Als Absturzhöhe gilt hier i. d. R. die Bauwerkshöhe zur Wasserspiegelhöhe im Unterwasser des Querbauwerkes bei Mittelwasserverhältnissen.

Tab. 3: Bewertung des hydromorphologischen Indikators Sedimentdurchgängigkeit,
1. Schritt - Querbauwerksart und Absturzhöhen.

Querbauwerk (inkl. Sohlenbauwerke)	Absturzhöhe < 0,3 m	Absturzhöhe 0,3 – 1,0 m	Absturzhöhe > 1,0 m
Raue Rampe, raue Gleite	2	3	3
Teilrampe	2	2	2
Absturz, Glatte Gleite / glatte Rampe - ohne Wanderhilfe	3	5	5
Absturz, Glatte Gleite / glatte Rampe - mit Umgehungsgerinne	2	3	4
Absturz, Glatte Gleite / glatte Rampe - mit technischem Pass	2	4	4
Verfallenes Querbauwerk	1	1	1
Kein Querbauwerk, aber im Rückstau-Bereich eines Querbauwerkes gelegen	4	4	4
Staustufe, Wehr, Wasserkraftanlage - ohne Wanderhilfe	5	5	5
Staustufe, Wehr, Wasserkraftanlage - mit Fischtreppe / -pass / -schleuse / -aufzug	3	4	4
Staustufe, Wehr, Wasserkraftanlage - mit Fischtreppe / -pass / -schleuse / -aufzug und Umgehungsgerinne	3	3	4
Staustufe, Wehr, Wasserkraftanlage - mit Umgehungsgerinne	3	3	4
Talsperre, Staudamm	5	5	5
Steuerbares Querbauwerk	1	1	1
Kein Querbauwerk	1	1	1

Quelle: Quick (2011b); Rosenzweig et al. (2012); DIN EN 15843 2010; in Anlehnung an BfG (2001), LUA NRW (2001) und LAWA (2002); verändert.

2. Schritt: Die Bewertung der verschiedenen Querbauwerke und ihrer Absturzhöhen aus dem ersten Schritt wird nun mit der Entfernung stromaufwärts vorhandener Querbauwerke im betrachteten Hauptgewässerbett und in als relevant⁴ ausgewiesenen Nebengewässern von dem zu bewertenden 5 km-Abschnitt mit Hilfe eines Malussystems kombiniert. Dies ist von Bedeutung, da oberstrom gelegene Querbauwerke im Hauptgewässerbett und ebenso in aus

⁴ Nebenflüsse sind als „relevant“ auszuweisen, wenn sie aufgrund ihrer quantitativen Charakteristika einen signifikanten Einfluss auf die Situation im Hauptgewässerbett haben. Maßgebend hierfür können z. B. Flächenanteile am Einzugsgebiet, der Abfluss und/oder Schwebstofftransport sein. Festzulegen sind die Werte anhand des betrachteten Gewässers.

quantitativer Sicht relevanten Nebengewässern erheblichen Einfluss auf den Geschiebe- und Schwebstoffeintrag des betrachteten Gewässerabschnittes ausüben können – auch wenn in dem betrachteten 5 km-Abschnitt selbst kein Querbauwerk vorhanden ist.

Folgendes Malussystem (Tab. 4) ist für die im Hauptgewässerbett sowie identisch in den als relevant ausgewiesenen Nebengewässern anzuwenden:

Tab. 4: Bewertung des hydromorphologischen Indikators Sedimentdurchgängigkeit, 2. Schritt – Malussystem Hauptgewässerbett und als relevant ausgewiesene Nebengewässer.

2. Schritt	
Malussystem Entfernung stromaufwärts vorhandener Querbauwerke im betrachteten Hauptgewässerbett des Untersuchungsgewässers und in den als relevant ausgewiesenen Nebengewässern	
Entfernung eines Querbauwerkes bis 5 km Entfernung	= Malus -3
Entfernung eines Querbauwerkes in 5 bis 20 km Entfernung	= Malus -2
Entfernung eines Querbauwerkes in 20 bis 50 km Entfernung	= Malus -1

Quelle: Rosenzweig et al. (2012); Quick et al. (2014); Quick & Langhammer (2015).

Abb. 16 illustriert den 2. Schritt anhand einer vereinfachten Prinzipskizze.

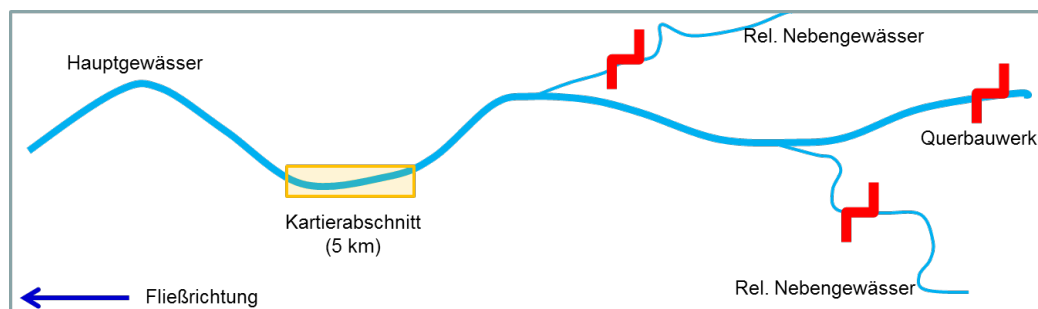


Abb. 16: Hydromorphologischer Indikator Sedimentdurchgängigkeit, 2. Schritt Hauptgewässerbett und relevante Nebengewässer - schematische Visualisierung. (Rel = Relevant, s. Fußnote 4)

3. Schritt: Im dritten Schritt erfolgt eine Bewertung der verschiedenen Querbauwerke und ihrer Absturzhöhen (1. Schritt) sowie der Entfernung vorhandener Querbauwerke stromaufwärts im Hauptgewässerbett bzw. in den als relevant ausgewiesenen Nebengewässern (2. Schritt) kombiniert mit vorhandenen Querbauwerken an einmündenden kleineren Nebengewässern. Hierzu wird eine Entfernung vorkommender Querbauwerke in kleineren Nebengewässern bis zu 10 km mit einem Malus von -1 versehen, s. Tab. 5. Einmündende kleinere Nebengewässer können durch Querbauwerke reduzierte Sedimenteinträge

einen nicht unerheblichen Einfluss auf die hydromorphologischen Verhältnisse und den Sedimenthaushalt des Untersuchungsgewässers ausüben.

Tab. 5: Bewertung des hydromorphologischen Indikators Sedimentdurchgängigkeit,
3. Schritt – Malusystem einmündende kleinere Nebengewässer.

3. Schritt	
Entfernung stromaufwärts vorhandener Querbauwerke in einmündenden kleineren Nebengewässern bis 10 km Entfernung	= Malus -1

Quelle: Rosenzweig et al. (2012); Quick et al. (2014); Quick & Langhammer (2015).

Abb. 17 illustriert den 3. Schritt anhand einer vereinfachten Prinzipskizze.

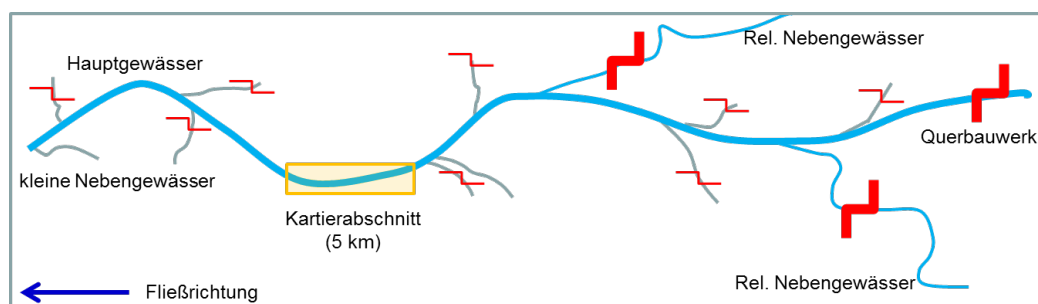


Abb. 17: Hydromorphologischer Indikator Sedimentdurchgängigkeit, 3. Schritt kleinere Nebengewässer - schematische Visualisierung. (Rel = Relevant, s. Fußnote 4)

Sollte der Malus in Schritt 2 und/oder Schritt 3 dazu führen, dass theoretisch eine Bewertung schlechter als mit der Klasse 5 erfolgen müsste, so bleibt es trotz der Berücksichtigung eines Malus bei der Klasse 5 (schlechteste Bewertungsstufe).

Die abschließende Gesamtbewertung als Klassifikation der Sedimentdurchgängigkeit ergibt sich somit insgesamt aus einer Abfolge der drei Bewertungsschritte. Die Bewertung erfolgt ausgehend vom jeweiligen Grad der Abweichung vom Vergleichs-Zustand (hier Klasse 1: Sedimentdurchgängig) sowohl für den Ist- als auch für den Prognose-Zustand (s. Tab. 6). Bei dieser vereinfachten Vorgehensweise zur Sedimentdurchgängigkeit wird davon ausgegangen, dass eine Passierbarkeit für Sedimente jeweils gewässertypspezifisch gegeben ist. Für mittelgroße und kleinere Gewässer wird eine kilometerweise Kartierung empfohlen (1 km-Abschnitte, die bei Bedarf auch später zu 5 km-Abschnitten aggregiert werden können, vgl. Abb. 3). Diese werden dann jeweils als Hauptgewässer betrachtet.

Mit der Valmorph-Methode ist die Bewertung auf unterschiedlichen räumlichen Skalen möglich (s. Kap. 2.1, s. Abb. 3), wie (1) lokal im untersuchten Gewässer (Standort Querbauwerk), (2) 1 km-Abschnitte, (3) 5 km-Abschnitte, (4) Wasserkörper (WRRL), (5) überregionale Gewässerabschnitte und (6) Gewässersystem.

Tab. 6: Bewertungsmatrix des hydromorphologischen Indikators Sedimentdurchgängigkeit.

Sedimentdurchgängigkeit		Abweichung von der Sedimentdurchgängigkeit	Bewertung
Klasse			
sehr gut	sedimentdurchgängig	keine	1
gut	weitgehend sedimentdurchgängig	1 Klassenstufe	2
mäßig	mäßig sedimentdurchgängig	2 Klassenstufen	3
unbefriedigend	gering sedimentdurchgängig	3 Klassenstufen	4
schlecht	nicht sedimentdurchgängig	4 Klassenstufen	5

3.2.4 Erläuterung der Vorgehensweise am Beispiel der Binnenelbe

Bei der deutschen Binnenelbe handelt es sich um eine Bundeswasserstraße, die als natürliches Gewässer eingestuft wurde. Von Elbe-km 0 bis Elbe-km 96 entspricht die Elbe dem Gewässertyp 10 „Kiesgeprägte Ströme“, flussabwärts bis zur Tidegrenze am Wehr Geesthacht dem Typ 20 „Sandgeprägte Ströme“. In Pilotstudien wurden auch fünf repräsentative Gewässerabschnitte der tschechischen Elbe mit einer Länge von insgesamt 119 km untersucht (Langhammer 2013; Quick & Langhammer 2015).

Wie in Kap. 2.3.2.1 dargelegt, ist für natürliche Gewässer eine Ermittlung des **Referenz-Zustandes** nicht erforderlich, eine Durchgängigkeit für Sedimente ist gegeben. Nestmann & Büchele (2002) weisen darauf hin, dass von einer relativ naturbelassenen Elbe bis in die Mitte bzw. bis an das Ende des 18. Jahrhunderts gesprochen werden kann. Obwohl bereits Eingriffe in Form der Anlage von Mühlen, Deichen und Durchstichen von Mäanderschlingen durchgeführt wurden, blieben die Einflüsse dieser Maßnahmen eher lokal beschränkt und wirkten sich nicht großräumig auf den Flusslauf oder die longitudinale Sedimentdurchgängigkeit aus.

Zur Ermittlung des Indikators im **Ist-Zustand** erfolgte eine Abfrage in den Bundesländern zu den vorhandenen Querbauwerken innerhalb des Einzugsgebietes. Querbauwerke im Hauptgewässerbett wurden erst in jüngerer Vergangenheit errichtet (z. B. Staustufe Usti nad Labem 1923-1936, Wehr Geesthacht 1957-1960). Es erfolgte eine Aktualisierung des UBA-Datensatzes (2005) (s. Rosenzweig et al. 2012).

Die **Klassifizierung und Bewertung** erfolgte im *ersten Schritt* anhand Tab. 3. Der größte Anteil der bewerteten Fließstrecke erzielt im ersten Schritt eine Evaluierung mit der Klasse 1 (sedimentdurchgängig), da in der deutschen Binnenelbe selbst nur das Wehr Geesthacht bei Elbe-km 586 vorhanden ist. Es befindet sich innerhalb des letzten stromabwärts zu bewertenden Abschnittes am Übergang zur Tideelbe. Hierbei handelt es sich gemäß Tab. 3 um die Kategorie „Staustufe, Wehr, Wasserkraftanlage – mit Fischtreppe/-pass/-schleuse und Umgehungsgerinne“. Die Absturzhöhe des Wehres beträgt 4,5 Meter (Vattenfall Europe AG

2012). Dementsprechend ist der Abschnitt mit der Klasse 4 zu bewerten. Aufgrund der Rückstauwirkung des Querbauwerkes, welche sich noch bis in eine Entfernung von 21,9 km oberstrom bei Mittelwasser erstreckt (IKSE 2005), werden auch die drei 5 km-Abschnitte oberhalb Geesthacht (Elbe-km 565-580) entsprechend mit der Klasse 4 bewertet („Kein Querbauwerk, aber im Rückstaubereich eines Querbauwerkes gelegen“, s. Tab. 3) (Quick et al. 2014; Quick & Langhammer 2015).

Im *zweiten Schritt* der Bewertung werden weitere Querbauwerke stromauf im Hauptgewässer identifiziert. Relevant für die Bewertung ist hier die oberstrom gelegene Staustufe in der tschechischen Elbe bei Strekov/Usti nad Labem. Die Distanz des Querbauwerkes bis zur deutschen Grenze beträgt ca. 35 km. Innerhalb der oberstromigen zu bewertenden 5 km-Abschnitte der deutschen Binnenelbe ergab sich infolgedessen von Elbe-km 0 bis einschließlich Elbe-km 15 die Einführung eines Malus von -1, da die Entfernung eines Querbauwerkes im Hauptgewässerbett in 20 bis 50 km Entfernung in einem Malus von -1 resultiert (s. Tab. 4). Für die ersten drei stromaufwärts gelegenen 5 km-Abschnitte der deutschen Binnenelbe ergab sich somit eine Reduktion des ersten Bewertungsschrittes von 1 auf Klasse 2. Die überwiegenden Elbeabschnitte (Elbe-km 15-565) erhielten keine Malusvergabe und blieben folglich in der Klassifizierungsstufe 1. Die letzten stromabwärtigen Laufkilometer von Elbe-km 565 bis 586 erhielten im zweiten Bewertungsschritt ebenfalls keinen Malus und blieben folglich bei der Klasse 4 aus dem ersten Schritt.

Des Weiteren wurden Querbauwerke in den als relevant⁵ ausgewiesenen Nebengewässern Schwarze Elster, Mulde, Saale und Havel mittels des Malussystems wie im Hauptgewässerbett betrachtet. Bei allen vier Nebenflüssen kam das Malussystem zum Einsatz. Die Methodik erfolgte in Absprache mit den Vertretern der Tschechischen Republik im Rahmen des Sedimentmanagementkonzeptes für die Elbe (IKSE 2014) und spiegelt den Einfluss von Querverbauungen auf den Sedimentfluss und den Sedimenteintrag wider (Quick et al. 2014; Quick & Langhammer 2015).

Zuletzt erfolgte die finale Klassifizierung und Bewertung im *dritten Schritt*: Sind kleinere Nebengewässer vorhanden, die bis zu 10 km stromaufwärts Querbauwerke besitzen, wurde ein Malus von -1 vergeben (Tab. 5).

Die abschließende Gesamtbewertung kann Abb. 18 entnommen werden. Die Rot- und Orangefärbungen in den Unterläufen der Nebenflüsse und in Tschechien zeigen die Ursachen in den querbauwerksbeeinflussten Gewässerbereichen auf. Auch der Rückstau des Wehres Geesthacht ist ersichtlich (FGG Elbe 2013; IKSE 2014; Quick et al. 2014; Quick & Langhammer 2015). Die Mündungsbereiche der Nebengewässer überprägen streckenweise unterstrom der Einmündungen auch die Elbe. Klasse 1 „sehr gut“ entsprechend des Referenz-Zustandes wurde in 21,4 % der Streckenlänge der deutschen Binnenelbe erreicht (Quick et al. 2014).

⁵ Als wichtigstes quantitatives Signifikanzkriterium wurde gemäß FGG Elbe (2013) und IKSE (2014) ein mindestens 10%-iger Anteil an der mittleren Schwebstofffracht (Jahre 2003-2008) der jeweiligen Bezugsmessstelle unterhalb der Einmündung in die Elbe angeführt. Relevante Nebenflüsse dieser Kategorie sind Schwarze Elster, Mulde, Saale und Havel. Die Schwarze Elster erfüllt streng genommen das 10%-Kriterium nicht, mündet als bedeutsamer Nebenfluss der Elbe jedoch in einen der quantitativ am stärksten defizitären Elbabschnitte. Daher wurde die Schwarze Elster trotzdem in diese Kategorie eingereiht (FGG Elbe 2013; IKSE 2014; Heiningen et al. 2015).

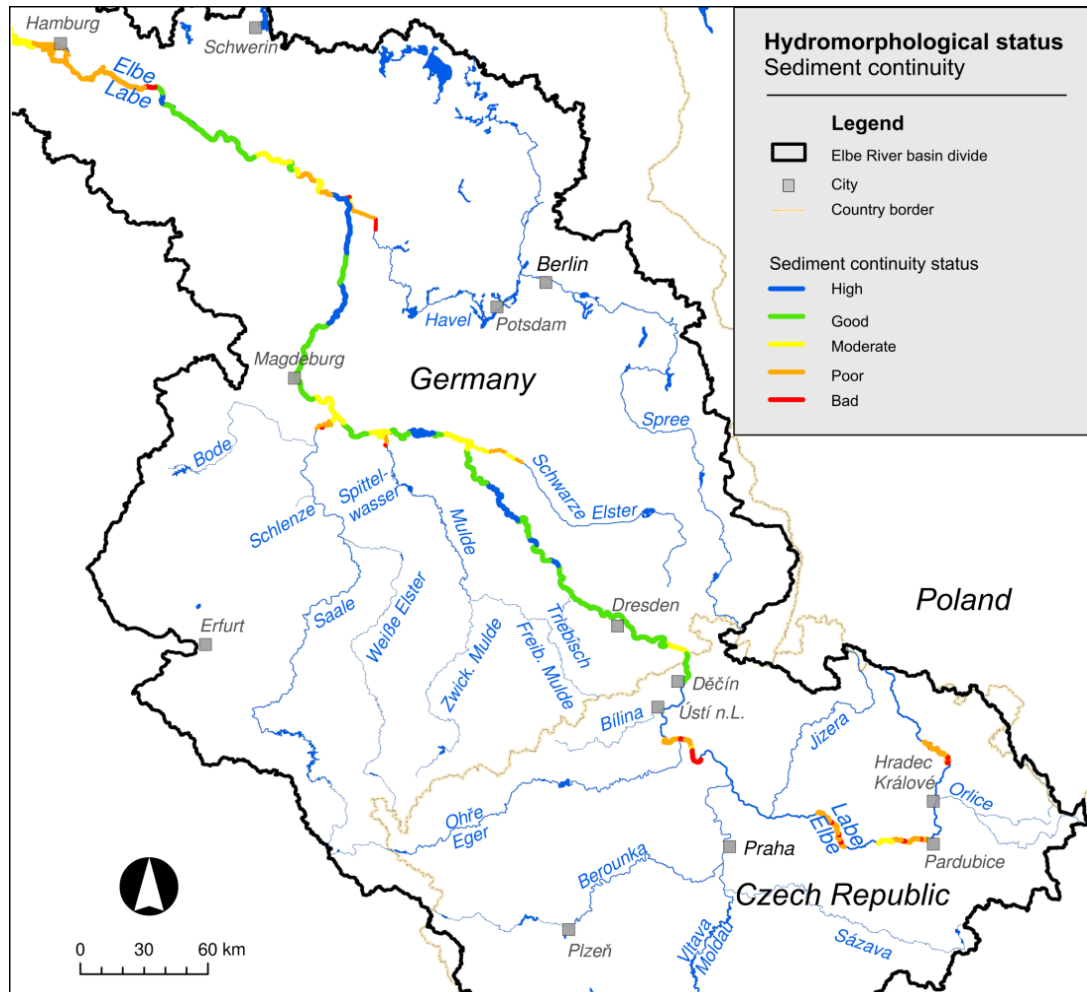
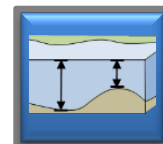


Abb. 18: Ergebnisse des hydromorphologischen Indikators Sedimentdurchgängigkeit am Beispiel der Elbe.

Quelle: IKSE (2014); Quick & Langhammer (2015).

3.3 Tiefenvariation



3.3.1 Definition

Unter der Tiefenvariation ist die Häufigkeit und das Ausmaß des räumlichen Wechsels der Wassertiefe im Längsprofil bei mittleren Abflüssen zu verstehen. Sie ist ein Indikator sowohl für die hydraulisch, sedimentologisch als auch für die biologisch wirksame Differenziertheit des Gewässerbettes und des Wasserkörpers. Je häufiger und stärker die Tiefe des Mittelwasserbettes wechselt, umso größer ist z. B. die Variabilität der vorkommenden Sedimentfraktionen und die Strömungsdiversität. Die Tiefenvariation ist somit auch ein Indikator für die Breite des Habitatangebotes und des potentiellen biologischen Artenspektrums und weist

z. B. durch die Anzahl an Mesohabitaten (Pool und Riffle, etc.) auf die ökologische Qualität eines Gewässers hin (LAWA 2001; LUA NRW 2001; Quick et al. 2012; König et al. 2012, 2015).

3.3.2 Methodik

Als statistisches Maß für die Tiefenvariation wird die Standardabweichung verwendet. Gegenüber der Varianz hat sie den Vorteil, die Variabilität auf der Messgrößenskala (üblicherweise Wassertiefe in Meter) abzubilden. Es empfiehlt sich, die Tiefenvariation flussabschnittsweise über 5 km-Abschnitte zu ermitteln (s. Kap. 2.1). Die Standardabweichung wird aus den Wassertiefen innerhalb dieser Bewertungsabschnitte berechnet. Durch dieses Vorgehen werden übergeordnete Trends innerhalb der Variabilität der Tiefe entlang der Flussachse gut abgebildet. Weiterhin erlaubt die Betrachtung größerer Abschnitte die Berechnung der Tiefenvariation ggf. auch für Datensätze mit geringer Auflösung.

Für die festgelegten Abschnittslängen wird die Standardabweichung anhand der Werte der Wassertiefen in m (Berechnung der Wassertiefen mit Hilfe der Angaben aus Sohlpeilungen und mittlerer Wasserspiegellage, Wassertiefe = mittlere Wasserspiegellage - Sohlhöhe) folgendermaßen ermittelt:

$$\sigma^2 = \frac{\sum (x_i - \bar{x})^2}{n - 1}$$

$$\sigma = \sqrt{\sigma^2(x)}$$

\bar{x}	= Mittelwert aus mehreren Wassertiefen eines Abschnittes
x_i	= jeweilige Wassertiefe eines Abschnittes
n	= Anzahl der addierten Wassertiefen innerhalb eines Abschnittes
σ	= Standardabweichung
σ^2	= Varianz

Bezüglich der Wasserspiegellagen empfiehlt sich die Verwendung des Mittelwassers, da Mittelwasserspiegellagen i. d. R. sowohl historisch als auch aktuell am besten dokumentiert sind. Grundsätzlich ist darauf zu achten, dass sich die zu vergleichenden Wasserspiegellagen auf dieselben Durchflüsse beziehen (vgl. Kapitel 3.2.4). Im Sinne der Vergleichbarkeit sind die Sohlhöhen und Wasserspiegellagen der Vergleichs-Zustände an übereinstimmenden Fluss-Kilometern zu entnehmen oder in entsprechend übereinstimmender Weise abschnittsweise zu mitteln. Auch die übereinstimmende Lage der Sohlhöhen im Querschnitt (z. B. im Talweg) ist zu beachten. Durch die heute gängige Praxis der Flächenpeilungen an Bundeswasserstraßen ist es möglich, beliebige Flusslängsschnitte zu definieren, entlang derer die Sohlhöhen entnommen werden können. Im Sinne der Vergleichbarkeit zwischen historischen und aktuellen Daten ist zu beachten, wie historische Längspeilungen erfolgten. Sollte das Vorgehen zur Ermittlung der Vergleichs-Zustände bei Peilungen in alten Quellen kaum oder nicht beschrieben sein, so ist anzunehmen, dass Flusslängspeilungen in der Historie entlang der Stromachse oder auch entlang einer eventuell schon vorhandenen Fahrrinnenmitte und somit im Talweg erfolgt sind, s. Kap. 3.3.4 und Kap. 3.4.

Referenz-Zustand: Für natürliche Gewässer (s. Kap. 2.3.2.1) sollen, soweit vorhanden, die ältesten verfügbaren und als geeignet eingestuften historischen Daten der Gewässersohle und der Wasserspiegellagen als Referenz-Zustand herangezogen werden.

Bereits vor den systematischen Ausbaumaßnahmen wurden stellenweise Wasserstände aufgezeichnet, so beispielsweise seit 1782 täglich am Rhein (Pegel Köln). Systematische Wasserstandsbeobachtungen begannen i. d. R. erst später, im Falle des Beispiels vom Kölner Pegel etwa 1815 mit der Installation eines neuen Hauptpegels (Eckholdt 1971; KHR 1978).

Daten zum Wasserstand und zur Gewässersohle liegen zumeist als historische Karten mit eingezeichneten Werten oder in tabellarischer Auflistung beispielsweise in Archiven oder Monographien vor (z. B. Elbstromwerk 1898). Im Regelfall ist der Referenz-Zustand im Vergleich zum Ist-Zustand durch eine höhere Tiefenvariation gekennzeichnet, da es sich bei den heutigen Bundeswasserstraßen früher um Flüsse und Ströme mit einem heterogener ausgeprägten Gewässerbett und differenzierteren Strömungsgeschwindigkeiten gehandelt hat.

Nutzungsgeprägter Zustand: Zur Ermittlung der Tiefenvariation für erheblich veränderte Gewässer ist der nutzungsgeprägte Zustand heranzuziehen, der in der jüngeren Vergangenheit liegt (Jahr 1999, s. Kap. 2.3.2.2).

Ist-Zustand: Zur Ermittlung der Tiefenvariation im Ist-Zustand sind die Sohliefen bzw. -lagen entweder direkt aus Messungen (Sohlpeilungen) oder aus daraus generierten digitalen Geländemodellen (DGM) (je nach vorhandener Datenlage, vorzugsweise im Längsschnitt) zu entnehmen.

Sollten keine Sohlpeilungen oder daraus generierte Digitale Geländemodelle vorliegen, sind möglichst andere Tiefenaufnahmen wie z. B. Tiefenprofilmessungen bzw. Vertikalprofilaufnahmen (s. z. B. BfG 2011c), ADCP-Messungen, Peilstangenerhebungen in flacheren Bereichen etc. heranzuziehen. Wasserspiegellagen können z. B. mit Hilfe der Flusshydrologischen Software (FLYS) ermittelt werden (s. Kap. 3.3.4).

Prognose-Zustand: Anhand von beispielsweise Planungsunterlagen oder Modellierungsergebnissen (z. B. mit Hilfe von ein- oder mehrdimensionalen Modellierungen, vgl. z. B. Rosenzweig et al. 2012) sind die Veränderungen bezüglich der Tiefenvariation zu prognostizieren. Infolge z. B. planfestzustellender Vorhaben können somit Aussagen über zu erwartende Verbesserungen oder Verschlechterungen der Tiefenvariation getroffen werden. So können z. B. im Rahmen von UVUen konkrete Beurteilungen des Vorhabens anhand quantitativer Werte zur Abbildung des Grades der Veränderung vorgenommen werden (vgl. BfG 2011b; s. Kap. 2.3.2.3). Auch Maßnahmen der Gewässerunterhaltung im Sinne der wasserwirtschaftlichen Unterhaltung (BMVBS 2010) können anhand der geschilderten Vorgehensweise erfasst und beurteilt werden. Die Methodik erfolgt wie oben erläutert. Auf die Vergleichbarkeit der Zustände ist zu achten (vgl. auch Kapitel 3.11.)

3.3.3 Bewertung

Die Tiefenvariation wird durch den Vergleich der Standardabweichungen des Vergleichs- und des Ist- bzw. Prognose-Zustandes bestimmt. Die Bewertung erfolgt nach der Formel:

$$\text{Bew_TV} = \left(1 - \left(\frac{\sigma_{\text{Ist}}}{\sigma_{\text{Ver}}} \right) \right) * 100 \%$$

- Bew_TV = Berechnung Tiefenvariation in % als Grundlage zur Bewertung
 σ_{Ist} = Standardabweichung der Wassertiefe im Ist-Zustand bezogen auf den Abschnitt (bzw. σ_{Prog} alternativ für den Prognose-Zustand)
 σ_{Ver} = Standardabweichung der Wassertiefe im Vergleichs-Zustand bezogen auf den Abschnitt

Das hieraus resultierende Ergebnis wird anschließend mit der Bewertungsmatrix (s. Tab. 7) abgeglichen.

Da für HMWB bereits der nutzungsgeprägte Zustand als Vergleich herangezogen wird (s. Kap. 2.3.2.2 und 3.3.2), muss keine weitere Differenzierung innerhalb der Bewertung erfolgen. Zur Klassifizierung und Bewertung wird daher sowohl für natürliche Gewässer als auch für erheblich veränderte Gewässer die Matrix gemäß Tab. 7 angewandt. Innerhalb der Bewertungsmatrix werden sowohl positive als auch negative prozentuale Abweichungen berücksichtigt. Positive prozentuale Abweichungen zeigen, dass die Standardabweichung des Ist-Zustandes zum Vergleichs-Zustand geringer geworden ist, wohingegen negative prozentuale Abweichungen eine Zunahme der Standardabweichung des Ist-Zustandes zum Vergleichs-Zustand anzeigen.

Tab. 7: Bewertungsmatrix des hydromorphologischen Indikators Tiefenvariation.

Tiefenvariation		Tiefenvariation prozentuale Abweichung vom Vergleichs-Zustand	Bewertung
Klasse			
sehr gut	sehr gering verändert	-15 % bis 15 %	1
gut	gering verändert	< -15 % / > 15 %	2
mäßig	mäßig verändert	< -30 % / > 30 %	3
unbefriedigend	stark verändert	< -45 % / > 45%	4
schlecht	sehr stark verändert	< -60 % / > 60 %	5

3.3.4 Erläuterung der Vorgehensweise am Beispiel der Binnenelbe

Das Elbstromwerk (1898) „Der Elbstrom. Sein Stromgebiet und seine wichtigsten Nebenflüsse“ wurde als geeignete Datengrundlage zur Definition des **Referenz-Zustandes** der Tiefenvariation für die als natürlich ausgewiesene deutsche Binnenelbe eingestuft. Das Elbstromwerk stellt die einzige binnenelbeweit verfügbare Datengrundlage dar, in der in

ausreichender Auflösung historische Daten zur Verfügung stehen, um Aussagen zur Entwicklung der Tiefenvariation zu ermöglichen. Die Daten wurden 1898 publiziert und stellen einen Zustand noch vor Abschluss des sog. morphologischen Nachlaufs dar. Des Weiteren stellen die Daten im Bereich unterstrom von Elbe-km 430 einen recht natürlichen Zustand dar, da größere Regulierungs- und Ausbaumaßnahmen für die Schifffahrt nicht vor dem zweiten Weltkrieg begannen (König et al. 2012).

Aus dem im Kartenband illustrierten Längsschnitt der Elbe wurde die Sohlhöhe sowie eine dem Mittelwasser entsprechende Wasserspiegellage digitalisiert (die Wasserspiegellagen sind für spezifische Tage angegeben), s. Abb. 19.

Der Abstand zwischen den einzelnen Sohlpeilungen im historischen Längsschnitt beträgt im Mittel 160 m, variiert aber zum Teil stark. Im Extremfall existiert nur ein Messwert auf einer Länge von einem Flusskilometer (bei Elbe-km 134, 157, 164, 184, 189 und 213). An dieser Stelle wird deutlich, weshalb Bewertungsabschnitte mehrere Flusskilometer umfassen sollten. Sofern es nur einen historischen Wert für die Sohlage bzw. die Wassertiefe gibt, kann ansonsten keine Standardabweichung bestimmt werden. Bei den Wasserspiegellagen ist dies nicht problematisch, durch lineare Interpolation können die entsprechenden Daten an beliebigen Flusskilometern gewonnen werden. Die Angaben zu den Elbe-Wasserständen und -Sohllagen wurden für 5 km-Abschnitte gemittelt, anschließend wurde dann die Tiefenvariation in Form der Standardabweichung berechnet (s. Abb. 20).

Für den **Ist-Zustand** wurde ein digitales Geländemodell (DGM 2004) basierend auf Fächerecholotaufnahmen von 2004 und weiteren Daten (z. B. LIDAR Daten) aus dem

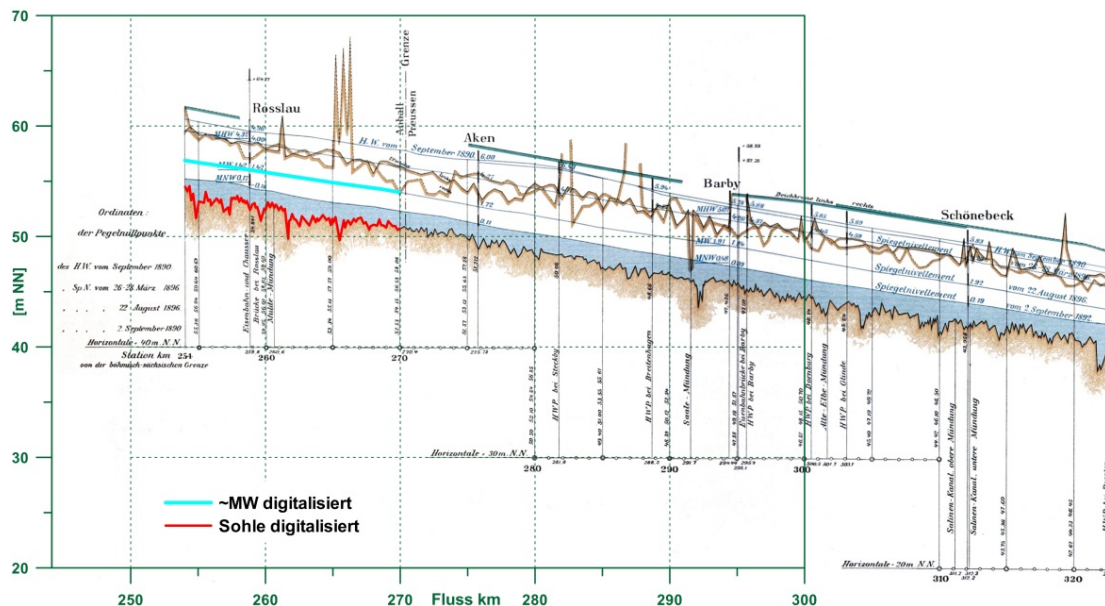


Abb. 19: Digitalisieren der Mittelwasserspiegellagen (hellblau) und der Sohlhöhen (rot) innerhalb eines Referenzkoordinatensystems, Ausschnitt aus dem historischen Längsschnitt der Elbe (Elbstromwerk, 1898).

Quelle: Quick et al. (2012).

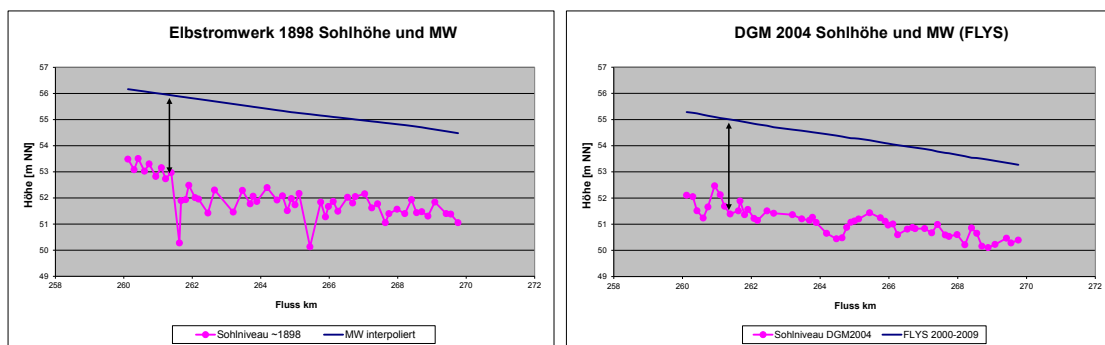


Abb. 20: Abgreifen der Wassertiefen zur Ermittlung der Standardabweichungen, exemplarisch anhand Elbe-km 260-270 ($\sigma_{\text{hist}} = 0.54 \text{ m}$, $\sigma_{\text{rezent}} = 0.31 \text{ m}$).

Quelle: Rosenzweig et al. (2012); FGG Elbe (2013); IKSE (2014).

Zeitraum 2003-2006 (BfG 2008) als Grundlage für die Ermittlung der Sohlhöhen verwendet. Die mittlere Auflösung der Peildaten beträgt ca. 1 m. An den Punkten (Flusskilometern und Talweg), an denen historische Peildaten vorlagen, wurden die rezenten Sohlhöhen aus dem DGM 2004 abgegriffen, s. Abb. 21. Die Wasserstände wurden in regelmäßigen Abständen entnommen und auf die Flusskilometer interpoliert, an denen Peildaten der Gewässersohle ausgewählt wurden und abschließend auf 5 km-Abschnitte gemittelt. Über diese wurde dann die Tiefenvariation in Form der Standardabweichung berechnet (s. Kap. 3.3.2, s. Abb. 20).

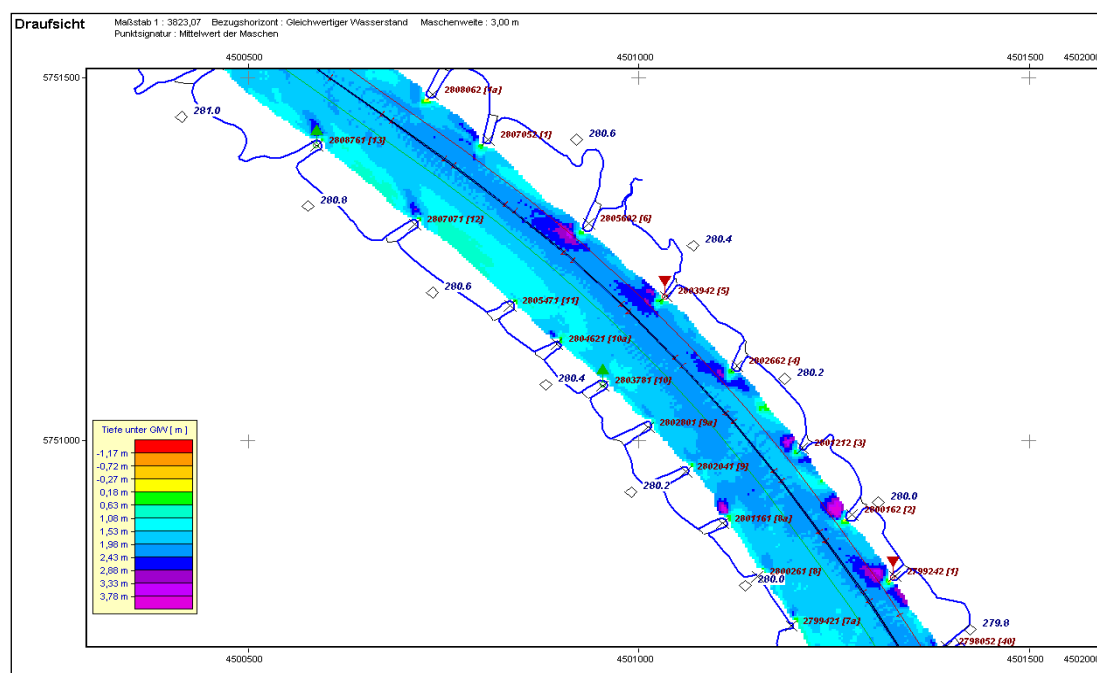


Abb. 21: HYDAP-Szene mit Ausschnitt aus dem DGM 2004 bei Elbe-km 279,8 – 281,0. (die schwarze Linie illustriert den Korridor, an dem die Sohlhöhen entnommen wurden; Sohlhöhen aus DGM 2004 (Fahrinne) im Abstand von 0,5 – 2 m).

Quelle: Rosenzweig et al. (2012); FGG Elbe (2013); IKSE (2014).

Für die Vergleichbarkeit ist es von elementarer Bedeutung, die rezenten Wasserspiegellagen aus Abflüssen zu generieren, die den historischen, im Elbstromwerk (1898) dokumentierten Wasserspiegellagen entsprechen. Zu den historisch vorgenommenen Nivellierungen wurden jedoch keine Abflussdaten dokumentiert. Basierend auf hydrologischen Berechnungen, die am Karlsruher Institut für Technologie durchgeführt wurden, konnten die Abflüsse zu den angegebenen Wasserspiegellagen (Tageswerte) im Elbstromwerk ermittelt werden (KIT 2012). Mithilfe der Flusshydrologischen Software (FLYS) der BfG wurden die Wasserspiegellagen des Ist-Zustandes für diese Abflüsse ermittelt. Diese wurden dann ebenfalls auf die konkreten Flusskilometer interpoliert, die durch den historischen Datensatz vorgegeben wurden. Die ermittelten Abflüsse entsprechen ca. niedrigen (\sim NQ), mittleren (\sim MQ) und erhöhten (\sim MHQ) Abflussbedingungen (Quick et al. 2012).

Analog zur Ermittlung der Tiefenvariation im Referenz-Zustand wurde aus den Wassertiefen über 5 km-Abschnitte die Standardabweichung für den Ist-Zustand berechnet (vgl. Abb. 22).

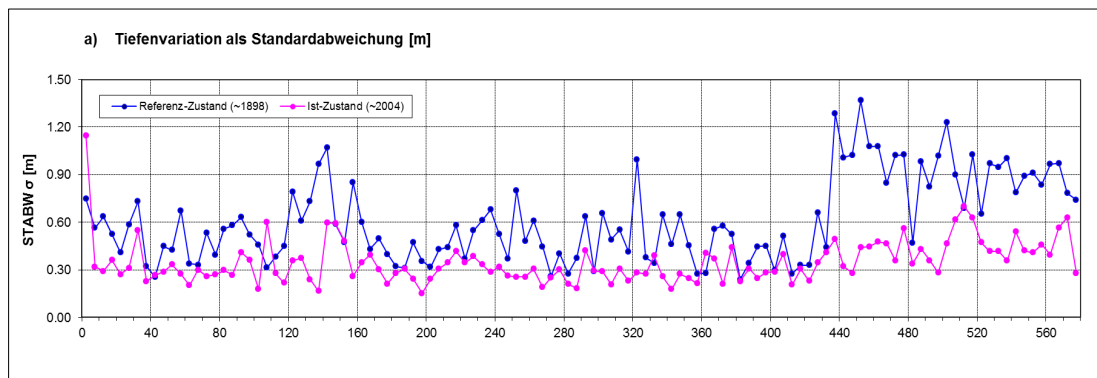


Abb. 22: Gegenüberstellung Standardabweichung der Wassertiefen der deutschen Binnemelbe im Referenz- und im Ist-Zustand.

Quelle: Rosenzweig et al. (2012); FGG Elbe (2013); IKSE (2014).

Bei der Bewertung wird deutlich, dass die Tiefenvariation im Referenz-Zustand (NWB) die Tiefenvariation des Ist-Zustandes übersteigt. Der Indikator ist im Referenz-Zustand entlang der Elbe deutlich heterogener ausgebildet als die vergleichsweise gleichförmige Tiefenvariation im Ist-Zustand. Auffällig ist vor allem der Anstieg der Tiefenvariation im Referenz-Zustand ab km 430 (Abb. 22). Ab Elbe-km 430 treten große Transportkörper (subaquatische Dünen) auf. Hier befindet sich die Havelmündung, die als Sedimentlieferant fungierte und das Material für die Transportkörperbildung zusätzlich zur zunehmend sandigen Elbesohle zur Verfügung stellte. Transportkörper sind auch heute ein dominierendes Strukturmerkmal in diesem Bereich der Elbe. Jedoch ist das durch sie induzierte Relief gegenüber dem historischen Zustand deutlich schwächer ausgeprägt, bedingt u. a. durch Materialentnahmen im Sinne einer ungefährdeten Binnenschiffahrt (Quick et al. 2012; König et al. 2012).

Die folgende Abbildung 23 illustriert die auf der beschriebenen Methodik basierenden Ergebnisse für Bewertungsabschnitte von 5 km Länge.

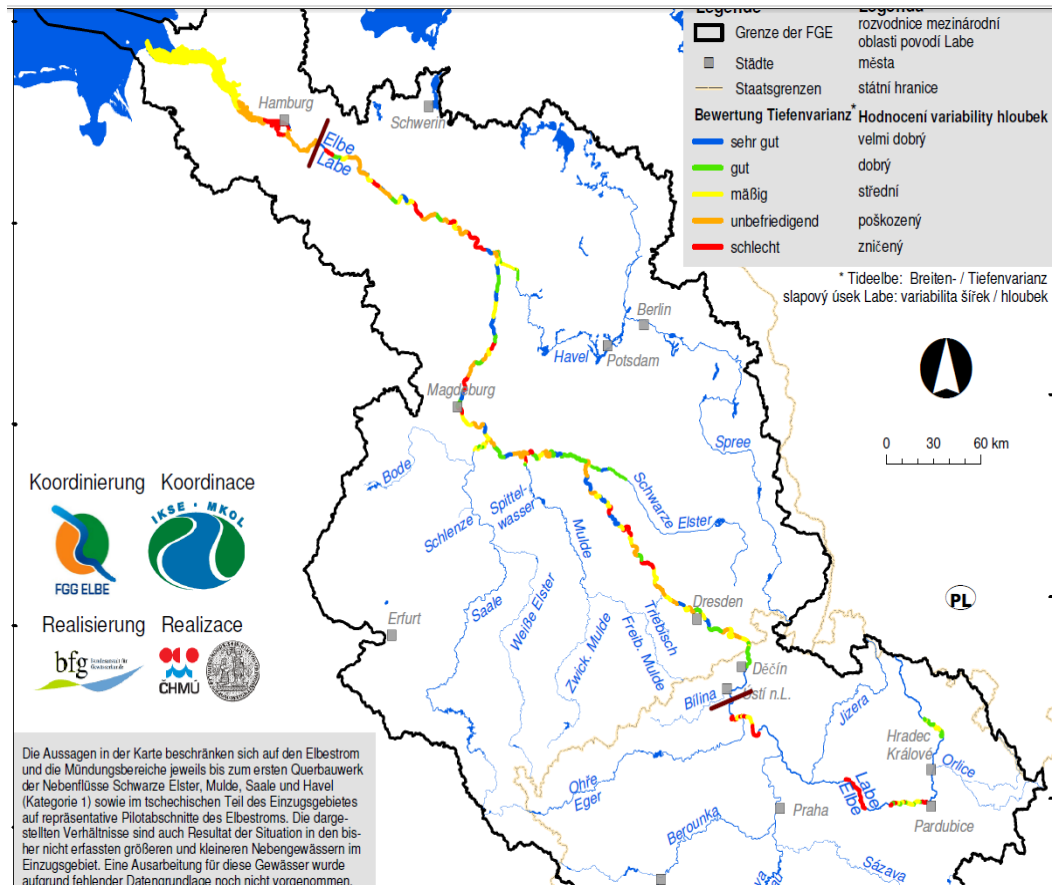
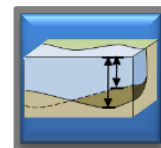


Abb. 23: Bewertung des hydromorphologischen Indikators Tiefenvariation für die deutsche Binnenelbe und die Unterläufe von Schwarzer Elster, Mulde, Saale und Havel.

Quelle: IKSE (2014); FGG Elbe (2013); Quick et al. (2012, 2014); Rosenzweig et al. (2012); König et al. (2012); BCE (2012).

3.4 Mittlere Sohlhöhenänderung



3.4.1 Definition

Der Indikator Mittlere Sohlhöhenänderung wird als Änderungsrate, d. h. Höhenänderung über die Zeit, z. B. in cm/a ausgedrückt und ermittelt. Die Mittlere Sohlhöhenänderung ist ein Maß für mögliche Auflandungs-/Sedimentationsprozesse bzw. Eintiefungs-/Erosionsprozesse in einem definierten Zeitraum bzw. weist sie ggf. einen ausgeglichenen Sedimenthaushalt aus. Es werden langfristige und räumlich ausgedehnte Sohlhöhenänderungen betrachtet und keine im Rahmen der natürlichen Morphodynamik stattfindenden lokalen und temporären oder nur kurze Zeiträume umfassenden Sohlhöhenänderungen. Der hydromorphologische Indikator kennzeichnet anhand der Entwicklung des Sedimenthaushalts über die Zeit ein Gewässersystem als defizitär, überschüssig oder ausgeglichen (Quick et al. 2012, 2014).

Sedimentations-, Transport- und Erosionsprozesse stehen in direkter Wechselwirkung mit dem Abflussverhalten (Fließgeschwindigkeit, Sohlschubspannung usw.) und können zu Schwierigkeiten mit der Fahrwassertiefe für Schiffe, zu Schäden an der baulichen Infrastruktur im und am Gewässer sowie zu ökologischen Beeinträchtigungen führen. Bundeswasserstraßen im Binnenland sind aufgrund ihrer Lauffestlegung und -verkürzungen, der Flächenversiegelungen im gesamten Einzugsgebiet, der Uferverbauungen, Eindeichungen, Querbauwerke etc. i. d. R. erosiv geprägt und weisen eine defizitäre Sedimentbilanz auf. Tiefenerosion wirkt sich aus gewässerökologischer Sicht beispielsweise auf die Aue (Wirkmechanismus über mittleren Wasserspiegellagenverfall, geringere Überflutungshäufigkeiten, -höhen und -dauern, Grundwasserabsenkung usw.) negativ aus. Dies geht häufig mit einem Rückgang an autotypischen Lebensräumen, Tier- und Pflanzenarten einher (u. a. Hügin 1962; Dister 1983; Gallusser & Schenker 1992; Tittizer & Krebs 1996; Vollmer et al. 2013; Schleuter et al. 2014).

Ziel ist es daher, mittels der Mittleren Sohlhöhenänderung die Entkopplung von Fluss und Aue und damit insbesondere die Tiefenerosion zu klassifizieren.

3.4.2 Methodik

Zur Ermittlung der Mittleren Sohlhöhenänderung wird die Differenz aus Sohlhöhen des Referenz- bzw. des nutzungsgeprägten Zustandes und des Ist- bzw. des Prognose-Zustandes ermittelt (s. Kap. 2.3). Diese Differenz kann entweder als Absolutwert in m oder als Durchschnittswert in cm/Jahr angegeben werden. Negative Werte zeigen eine Eintiefung/Erosion an, positive Werte eine Anlandung/Sedimentation (vgl. Abb. 24). Um eine bessere Analyse der Daten und Vergleiche untereinander zu ermöglichen, Trends erkennen zu können und lokale Schwankungen auszugleichen, wird an Flüssen und Strömen eine Bildung äquidistanter Abschnitte von 5 km Länge (s. Kap. 2.1) und die Bildung des gleitenden Mittels empfohlen. Als Datengrundlage können z. B. Peilungen (Flächen- und Querprofilpeilungen) verwendet werden. Gegebenenfalls können die mittleren Sohlhöhen auch dem Flusshydrologischen Modul FLYS (BfG 2017a) entnommen werden.

Die Sohlhöhenänderungen (cm/a) können durch Differenzenbildung zwischen den verschiedenen Zuständen (z. B. Referenz- und Ist-Zustand) ermittelt werden. **Es sollten nur Zustände mit einer Zeitdifferenz von mindestens 10 Jahren verglichen werden**, da sonst Unsicherheiten und lokale Schwankungen zu stark ins Gewicht fallen. Im Sinne der Vergleichbarkeit sollten die Sohlhöhen an übereinstimmenden Flusskilometern entnommen werden und in entsprechend übereinstimmender Weise abschnittsweise gemittelt (5-km Abschnitte) worden sein. Auch die übereinstimmende Lage der Sohlhöhen im Querschnitt (z. B. im Talweg) ist zu beachten.

Zur Validierung des Indikators sollte zusätzlich die Differenz der Wasserspiegellagen betrachtet werden. Insbesondere Niedrigwasserspiegellagen zeichnen die Gewässersohlenlage sehr gut nach und sind daher zur Validierung geeignet. Die Wasserspiegellagen im Längsschnitt sollten ebenfalls analog an den entsprechenden Flusskilometern ermittelt werden, können jedoch auch interpoliert werden (s. Kap. 3.3).

Weiterhin sind Frachtbilanzierungen aus Transportmessungen ein weiteres adäquates Mittel, um die erzielten Ergebnisse abzusichern. Die Mittlere Sohlhöhenänderung kann zur

Erstellung einer Sedimentbilanz herangezogen werden (Quick et al. 2012; Vollmer et al. 2014). Auch Abflussentwicklungen sind mit zu beachten.

Referenz-Zustand: Für natürliche Gewässer (s. Kap. 2.3.2.1) können die Referenzbedingungen anhand der holozänen Eintiefungstendenz, von vergleichbaren Gewässertypen und/oder unter Verwendung geeigneter historischer Daten ermittelt werden, die einen möglichst natürlichen oder naturnäheren Zustand repräsentieren. Die holozäne Eintiefungstendenz bedeutet, dass die Entwicklung der Eintiefung eines Gewässers im Zeitraum des Holozäns (Beginn ca. 11.000 Jahre vor heute) hergeleitet wird. Nach Dröge et al. (1993) beträgt die holozäne Eintiefungstendenz beispielsweise für den Rhein 0,1 mm/a. **Im natürlichen oder naturnahen Zustand haben sich Gewässerbett und Aue als ökologische Einheit in der Höhenlage gemeinsam miteinander entwickelt, so dass keine Entkopplung stattfand.**

Historische Daten (z. B. aus dem letzten Jahrhundert) können Aufnahmen der Gewässer-sohlenlagen im Längs- oder Querprofil mit detaillierten Tiefenangaben beinhalten. Gegebenenfalls müssen diese, je nach verwendetem Maßstab, noch in heute gültige Längen- und Tiefenmaßangaben umgerechnet werden (s. auch Kap. 3.11). Eventuell kann basierend auf den historischen Daten auch ein Geländemodell erstellt werden (s. Kap. 3.4.3).

Nutzungsgeprägter Zustand: Zur Ermittlung der Mittleren Sohlhöhenänderung für erheblich veränderte Gewässer ist ein nutzungsgeprägter Zustand heranzuziehen, der den Zustand vor dem Jahre 2000 und somit möglichst von 1999 repräsentiert (vgl. Kapitel 2.3.2.2). Daten können z. B. aus vorhandenen Sohlpeilungen oder älteren digitalen Geländemodellen herangezogen werden (s. Kap. 3.4.3).

Ist-Zustand: Zur Ermittlung der Mittleren Sohlhöhenänderung im Ist-Zustand werden aktuelle Sohlpeilungen und/oder daraus generierte digitale Geländemodelle herangezogen. Diese spiegeln die unter der Randbedingung der derzeitigen Gewässergeometrie repräsentativen gewässermorphologischen Verhältnisse wieder.

Prognose-Zustand: Anhand von beispielsweise Planungsunterlagen oder Modellierungsergebnissen sind die Veränderungen bezüglich der Mittleren Sohlhöhenänderung zu prognostizieren. Die Resultate sind anschließend dem Referenz-, dem nutzungsgeprägten oder dem Ist-Zustand für eine Bewertung gegenüberzustellen. Dabei ist auf die Vergleichbarkeit der Zustände zu achten (vgl. Kapitel 3.11).

3.4.3 Bewertung

Die Klassifizierung und Bewertung der Mittleren Sohlhöhenänderung erfolgt mit Hilfe folgender Berechnungsformel:

$$Bew_MSH = \left(\frac{h_{Ist} - h_{Ver}}{n} \right) * 100$$

- Bew_MSH = Berechnung Sohlhöhenänderung in z. B. cm/a als Grundlage zur Bewertung
 h_{Ist} = Wert der Sohlhöhe im Ist-Zustand, Angabe als Höhe ü. NN in m (bzw. h_{Prog} alternativ für den Prognose-Zustand)
 h_{Ver} = Wert der Sohlhöhe im Vergleichs-Zustand, Angabe als Höhe ü. NN in m
 n = Anzahl der Jahre zwischen Vergleichs- und Ist-Zustand

Dabei ist darauf zu achten, dass die Lage (im Quer- und Längsprofil) und/oder Mittelung (z. B. Rastergrößen) der verwendeten Sohlhöhen weitgehend identisch ist. Die Ergebnisse werden dann auf 5 km lange Abschnitte gemittelt und mit der folgenden Bewertungsmatrix (s. Tab. 8) abgeglichen. Die ermittelten quantitativen Werte sind auf zwei Dezimalstellen zu reduzieren ohne zu Runden.

Tab. 8: Bewertungsmatrix des hydromorphologischen Indikators Mittlere Sohlhöhenänderung.

Sohlhöhenänderung Klasse		Sohlhöhenänderung prozentuale Abweichung vom Vergleichs-Zustand	Bewertung
sehr gut	Akkumulation / keine Erosion	0 %	1
gut	geringe Erosion	> 0 % – 15 %	2
mäßig	mäßige Erosion	>15 % – 30 %	3
unbefriedigend	große Erosion	> 30 % – 60 %	4
schlecht	sehr große Erosion	> 60 %	5

Für Klasse 1 wird eine Eintiefung des Gewässers gegenüber der Aue von annähernd 0 cm angenommen. Die holozäne Eintiefungsrate des Rheins von 0,1 mm/Jahr liegt sehr nah an dieser Angabe (vgl. Kapitel 3.4.2). Vorkommende lokale Schwankungen eines morphodynamisch aktiven Gewässers werden durch den Toleranzwert von - 0,25 cm/Jahr

berücksichtigt. Die Klasse 1 ist damit, im Gegensatz zu den anderen Klassen, auf eine maximale Erosionsrate von - 0,25 cm/Jahr begrenzt; dies wird einer Abweichung von 0 % gleichgesetzt. Akkumulationen im Gewässerbett werden ebenfalls mit einer 1 bewertet (> 0,0 cm/a), da sie keine Grundwasserabsenkungen oder verringerte Überflutungshäufigkeiten etc. nach sich ziehen und der Fokus bei diesem Indikator auf der Klassifizierung der Tiefenerosion respektive der Entkopplung von Flussbett und Aue liegt (Quick et al. 2014). So werden zudem auch weitere gewässerökologische Aspekte adressiert (s. Kap. 3.4.1, vgl. Schleuter et al. 2014). Die gewässertypspezifischen quantitativen Spannweiten für die Klassen 2 bis 5 ergeben sich mit folgender Formel:

$$S_n = P / 100 * \Delta s + (-0,25)$$

S_n	= quantitative Spannweitenklassen
P	= prozentuale Klassengrenzen
Δs	= Max E - (-0,25)
Max E	= jeweilige auftretende größte Erosionsrate (kleinster Wert), die bei der Ermittlung der Sohlhöhendifferenz zwischen den verschiedenen Zuständen für 5 km lange Abschnitte auftritt

Die größten auftretenden Erosionsraten können je nach Gewässer, anthropogener Beeinflussung etc. sehr unterschiedlich ausfallen. An der Elbe betragen sie z. B. ca. 1,93 cm/a (vgl. Kapitel 3.4.2), am Rhein ca. 2,22 cm/a (vgl. Kapitel 3.4.2) sowie beispielsweise an der Donau flussabwärts von Wien ca. 2 bis 3 cm/a (Donau-km 1921,0 bis Donau-km 1872,70) (s. Habersack et al. 2008b; Tögel 2015).

Die Bewertungsmatrix gilt für freifließende Gewässer und wurde für die Gewässertypen 10 (Kiesgeprägte Ströme) und 20 (Sandgeprägte Ströme) entwickelt. Für andere Gewässertypen als die hier genannten ist gegebenenfalls eine fachkundige gewässertypspezifische Anpassung der Klassengrenzen notwendig. Es wird empfohlen, aufgrund der vorherrschenden Erosionsraten auch internationaler Gewässer (Gintz 2017) den Wert der größten Erosionsrate für kies- und sandgeprägte Ströme auf 3 cm/a zu begrenzen, z. B. für internationale Vergleiche. Höhere Erosionsraten können meist durch singuläre Ereignisse (z. B. Sohldurchschlag) bedingt sein und betroffene Abschnitte können dann ergänzend entsprechend der Klasse 5 zugewiesen werden.

Da für HMWB bereits der nutzungsgeprägte Zustand als Vergleichs-Zustand herangezogen wird, muss keine weitere Differenzierung innerhalb der Bewertung erfolgen. Zur Klassifizierung und Bewertung wird daher sowohl für natürliche Gewässer als auch für erheblich veränderte Gewässer das Schema gemäß Tab. 8 angewandt.

3.4.4 Erläuterung der Vorgehensweise am Beispiel der Binnenelbe

Bei der deutschen Binnenelbe handelt es sich um eine Bundeswasserstraße, die als natürliches Gewässer eingestuft wurde. Von Elbe-km 0 bis Elbe-km 96 entspricht die Elbe dem Gewässertyp 10 „Kiesgeprägte Ströme“, flussabwärts bis zur Tidegrenze am Wehr Geesthacht dem Typ 20 „Sandgeprägte Ströme“.

Das Elbstromwerk „Der Elbstrom. Sein Stromgebiet und seine wichtigsten Nebenflüsse“ (1898) wurde als geeignete Datengrundlage zur Definition des **Referenz-Zustandes** an der Elbe eingestuft (Rosenzweig et al. 2012; König et al. 2012; Quick et al. 2012, 2014; IKSE 2014; FGG Elbe 2013). Aus dem im Kartenband illustrierten historischen Längsschnitt der Elbe wurden die Sohlhöhen und zur Validierung die Wasserspiegellagen digitalisiert (s. Abb. 24). Eine detaillierte Beschreibung der Vorgehensweise ist der Beschreibung des Indikators Tiefenvariation (Kap. 3.3) zu entnehmen. Das Elbstromwerk stellt die einzige binneneilweit verfügbare Datengrundlage dar, in der in ausreichender Auflösung historische Daten zur Verfügung stehen, um Aussagen zur Entwicklung der mittleren Sohlhöhe zu ermöglichen.

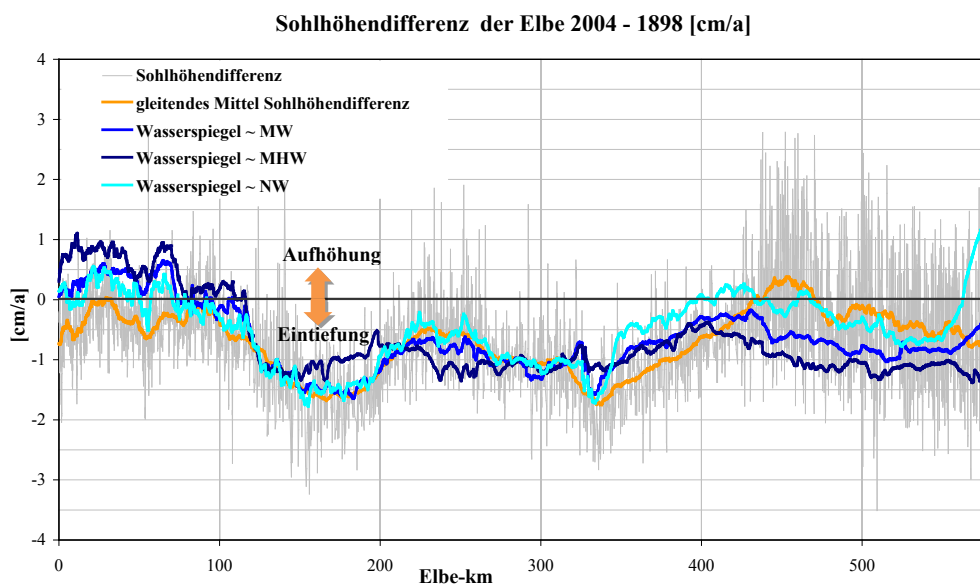


Abb. 24: Mittlere Sohlhöhenänderung und Wasserspiegellagenentwicklungen in cm/Jahr der Elbe zwischen 1898 und 2004.

Quelle: Quick et al. (2012).

Für den **Ist-Zustand** wurde ein digitales Geländemodell (DGM 2004) basierend auf Fächerecholotaufnahmen von 2004 und weiteren Daten (z. B. LIDAR Daten) aus dem Zeitraum 2003-2006 (BfG 2008) als Grundlage für die Ermittlung der Sohlhöhe verwendet. Die mittlere Auflösung der Peildaten beträgt ca. 1 m. Die Daten stammen von Peilungen der WSÄ Dresden, Magdeburg und Lauenburg. An den Punkten (Flusskilometern und Talweg), an denen historische Peildaten vorlagen, wurden die rezenten Sohlhöhen aus dem DGM 2004 abgegriffen. Nach 1990 liegen eine Reihe von Sohlpeilungen in den Bereichen der Binneneilbe als originäre digitale Datengrundlagen vor. Mit Ausnahme des DGM 2004 gibt es jedoch keine durchgängige Sohlenerfassung für den gesamten Binneneilbebereich von km 0 bis 586 (Vollmer et al. 2013), daher wurde das DGM 2004 als geeignetste Datengrundlage herangezogen (u. a. IKSE 2014; FGG Elbe 2013).

Zur **Klassifizierung und Bewertung** der Mittleren Sohlhöhenänderung der Elbe wurde die Differenz aus den Sohlhöhen des Referenz-Zustandes und den Sohlhöhen des Ist-Zustandes an übereinstimmenden Kilometern im Talweg ermittelt, auf 5-km Abschnitte gemittelt und anschließend mit Hilfe der Bewertungsmatrix (s. Tab. 8 und Tab. 9) evaluiert. **Anhand der**

konkreten quantitativen Datensätze zum Referenz- und zum Ist-Zustand der Elbe konnten die quantitativen Spannweitenklassen aus der prozentualen Abweichung der Sohlhöhenänderung abgeleitet werden (vgl. Kapitel 3.4.3).

Hierbei werden die ermittelten Werte auf zwei Dezimalstellen reduziert ohne zu Runden. Die Abbildung 25 (vgl. auch Abb. 24) illustriert die auf der beschriebenen Methodik basierenden Ergebnisse für Bewertungsabschnitte von 5 km Länge. Es ist zu beachten, dass die Eintiefungen der Sohle im Zeitraum 1898 bis 2004 keine Rückschlüsse zulassen, mit welcher Geschwindigkeit die Erosion in dem 106 Jahre langen Zeitraum voranschritt, da die Erosion entweder kontinuierlich erfolgen kann oder ebenso in der Folge z. B. von Hochwasserereignissen. Eine ähnliche mittlere Erosionsrate wie für den 106 Jahre langen betrachteten Zeitraum ergab sich auch aus den Auswertungen für die letzten beiden Jahrzehnte (Vollmer et al. 2013; Vollmer et al. 2014).

Tab. 9: Bewertungsmatrix des hydromorphologischen Indikators Mittlere Sohlhöhenänderung inklusive dazugehöriger Spannweitenklassen für das exemplarische Untersuchungsgewässer deutsche Binneneibe in cm/a (Max E = -1,93 cm/a).

Sohlhöhenänderung Klasse	Sohlhöhenänderung prozentuale Abweichung vom Vergleichs-Zustand	Sohlhöhenänderung Spannweiten [cm/Jahr]	Bewertung
Akkumulation / keine Erosion	0 %	bis - 0,25	1
geringe Erosion	> 0 % – 15 %	< - 0,25 bis - 0,5	2
mäßige Erosion	> 15 % – 30 %	< - 0,5 bis - 0,75	3
große Erosion	> 30 % – 60 %	< - 0,75 bis - 1,25	4
sehr große Erosion	> 60 %	< - 1,25	5

Quelle: Rosenzweig et al. (2012); Quick et al. (2012, 2014); FGG Elbe (2013); IKSE (2014).

Die zur Validierung berechnete mittlere Wasserspiegellagenänderung zeigt einen analogen Verlauf wie die Sohlhöhenänderung. Abweichungen finden sich lediglich von Elbe-km 0 bis Elbe-km 60 und ab Elbe-km 430. Im oberstromigen Bereich sind diese Abweichungen auf methodische Ungenauigkeiten zurückzuführen: Aufgrund nicht vorhandener Informationen aus Tschechien konnten die Abflüsse zu den im Elbstromwerk angegebenen Wasserspiegellagen nur bis zum Pegel Dresden (Elbe-km 55,6) ermittelt werden. Die Abflüsse bis zur tschechischen Grenze wurden extrapoliert. Darüber hinaus könnten die Abweichungen im oberstromigen Bereich darauf zurückzuführen sein, dass der Mittelwasserausbau in Sachsen zuerst erfolgte (Rommel 2000) und vor Erstellung des Elbstromwerkes (1898) abgeschlossen war. Bereits vor dem Zeitraum von 1898 erfolgte Eintiefungen des Gewässerbettes in diesem Bereich sind nicht mitbetrachtet worden. Gekoppelt mit einer größeren Gewässersohle dort sind die Verhältnisse seit 1898 weitgehend stabil und zeichnen sich daher durch häufiger sehr gute und gute Bewertungen aus (s. Abb. 25).

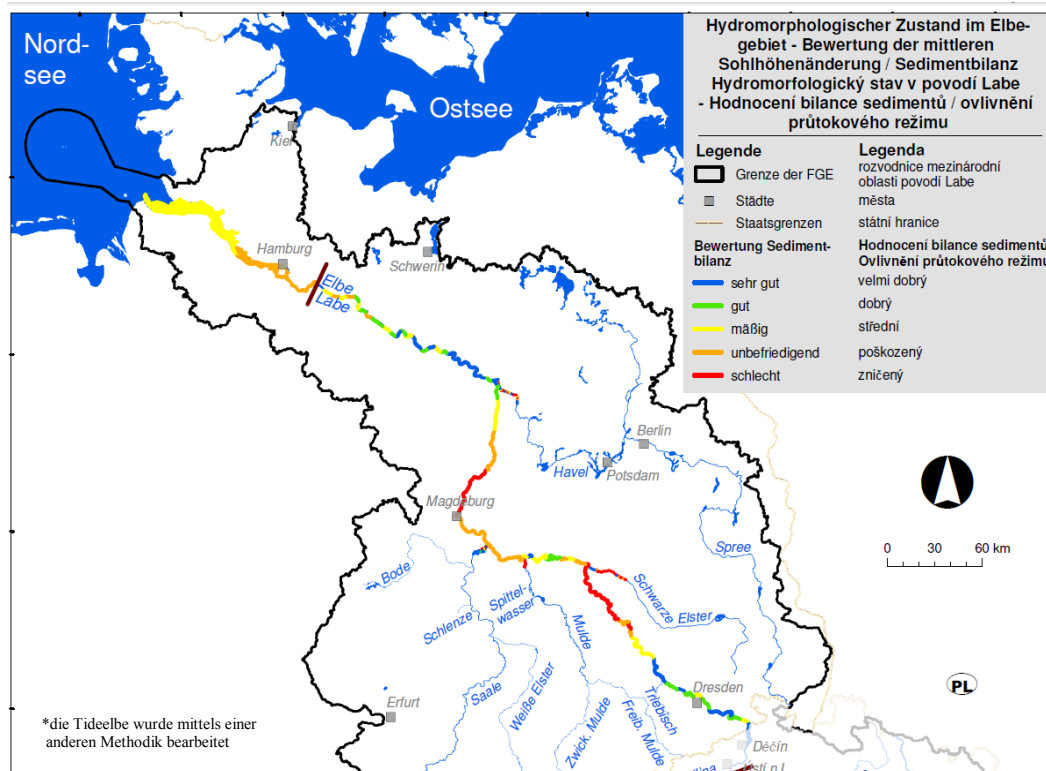


Abb. 25: Bewertung des hydromorphologischen Indikators Mittlere Sohlhöhenänderung für die deutsche Binneneibe und die Unterläufe von Schwarzer Elster, Mulde, Saale und Havel.

Quelle: Quick et al. (2014); IKSE (2014); FGG Elbe (2013); Rosenzweig et al. (2012); Quick et al. (2012); König et al. (2012); BCE (2012).

Die Variationen ab km 430 sind vermutlich auf die Transportkörperbildung in diesem Bereich zurückzuführen (Quick et al. 2012; Faulhaber 1999; Wirtz 2004). Unterstrom von Neu Darchau (km 536,4) kam es seit dem Bau der Staustufe Geesthacht 1960 zu einer Wasserspiegelstützung (IKSE 2005; s. Kap. 3.2 und 3.3).

Eine Auswertung der Abflüsse an den Pegeln Dresden und Neu Darchau ergab über den Zeitraum ab 1898 bis heute einen leichten Anstieg der Niedrigwasserabflüsse (hier sind jedoch u. U. auch die anthropogenen Einflüsse über Talsperrenbewirtschaftung etc. als Ursachen anzuführen). Hinsichtlich der Mittelwasserabflüsse zeigten sich nahezu keine bis sehr leichte Zunahmen in den letzten 113 Jahren (Quick et al. 2012). Eine Verringerung der Abflüsse kann daher nicht ursächlich sein für die Entwicklung der Wasserspiegellagen; hier folgen die Wasserspiegellagen weitgehend den Sohlhöhenentwicklungen in der Elbe, wenn die Sohlhöhenänderung die dominierende Systemveränderung ist bzw. wenn sich nicht weitere relevante Randbedingungen ändern (Vollmer et al. 2013).

Gut erkennbar sind die Erosionsstrecken von Elbe-km 130 bis 220 sowie im Bereich von Magdeburg (Elbe-km 326) und der verschärft regulierten Strecke von Elbe-km 333 bis 344. Gemittelt für den rund 300 km langen Streckenbereich der Binneneibe zwischen Elbe-km 75

und 370 ergibt sich eine mittlere Erosionsrate von ca. -1,0 bis -1,25 cm/a für den 106 Jahre langen Zeitraum. Die Wasserspiegellagenentwicklungen zeigen ein ähnliches Muster (Vollmer et al. 2013; FGG Elbe 2013; Quick et al. 2014; IKSE 2014). Berechnungen der Sedimentbilanz wurden unterstützend ebenfalls durchgeführt. Weitere Erläuterungen diesbezüglich sind im BfG-Bericht „Sedimenttransport und Flussbettentwicklung der Elbe“ dargestellt (Vollmer et al. 2014).

3.4.5 Erläuterung der Vorgehensweise am Beispiel des Rheins

Die Methodik für erheblich veränderte Gewässer wird an einem Abschnitt des Niederrheins von Rhein-km 640 bis Rhein-km 865 erläutert. Der Rhein ist in diesem Abschnitt dem Gewässertyp 10 „Kiesgeprägter Strom“ und dem Gewässertyp 20 „Sandgeprägter Strom“ (Sommerhäuser & Pottgießer 2004, 2008) bzw. „Mittelgebirgsgeprägter Typ des Niederrheins“ (Rhein-km 639 bis 701), „Nebengerinnearmer Typ des Niederrheins“ (Rhein-km 701 bis 775) und „Nebengerinnereicher Typ des Niederrheins“ (Rhein-km 775 bis 865,5) (IKSR 2009) zugeordnet.

Für den **nutzungsgeprägten Zustand** wurden Daten aus der 5-Jahres-Epoche um das Jahr 2000 verwendet, da die Datenlage aus dem Jahr 1999 nicht vorhanden war (vgl. Kap. 2.3.2.2). Als Grundlage für die Ermittlung wurden Querprofilpeilungen in der Fahrrinne, die vom Wasserstraßen- und Schifffahrtsamt Duisburg-Rhein zur Verfügung gestellt wurden, verwendet. Zur Ermittlung des **Ist-Zustands** wurden Querprofilpeilungen der Fahrrinne aus dem Jahr 2010 verwendet und analog zum Vorgehen bei der Ermittlung des nutzungsgeprägten Zustandes prozessiert.

Zur **Klassifizierung und Bewertung** der Mittleren Sohlhöhenänderung des Rheinabschnittes wurde die Differenz aus den Sohlhöhen des nutzungsgeprägten Zustandes und den Sohlhöhen des Ist-Zustandes bestimmt, auf 5-km Abschnitte gemittelt und anschließend mit Hilfe der Bewertungsmatrix (s. Tab. 10) evaluiert. Anhand der konkreten quantitativen Datensätze zum nutzungsgeprägten und zum Ist-Zustand des Rheins konnten die quantitativen Spannweitenklassen aus der prozentualen Abweichung der Sohlhöhenänderung abgeleitet werden (vgl. Kapitel 3.4.3). Bei als erheblich verändert ausgewiesenen Gewässern (HMWB) sollte bei der Bewertung möglichst auf die Klassenbezeichnung „sehr gut“, „gut“ etc. verzichtet werden (vgl. Kap. 2.3.2.2 und 2.3.6).

Tab. 10: Bewertungsmatrix des hydromorphologischen Indikators Mittlere Sohlhöhenänderung inklusive dazugehöriger Spannweitenklassen für einen exemplarischen Abschnitt am Niederrhein in cm/a (Max E= -2,22 cm/a).

Sohlhöhenänderung Klasse	Sohlhöhenänderung prozentuale Abweichung vom Vergleichs-Zustand	Sohlhöhenänderung Spannweiten [cm/Jahr]	Bewertung
Akkumulation / keine Erosion	0 %	bis - 0,25	1
geringe Erosion	> 0 % – 15 %	< - 0,25 bis - 0,54	2
mäßige Erosion	> 15 % – 30 %	< - 0,54 bis - 0,84	3
große Erosion	> 30 % – 60 %	< - 0,84 bis - 1,43	4
sehr große Erosion	> 60 %	< - 1,43	5

Die folgende Tabelle 11 sowie Abbildung 26 illustrieren die auf der oben beschriebenen Methodik basierenden Ergebnisse.

Tab. 11: Bewertung des hydromorphologischen Indikators Mittlere Sohlhöhenänderung für den Rhein von Rhein-km 640 bis Rhein-km 865 zwischen den Jahren 2000 und 2010 (Daten: WSA Duisburg – Rhein).

Rhein-km	Bewertung	Rhein-km	Bewertung
640 - 645	4	755 - 760	2
645 - 650	2	760 - 765	4
650 - 655	2	765 - 770	1
655 - 660	1	770 - 775	1
660 - 665	2	775 - 780	1
665 - 670	4	780 - 785	3
670 - 675	3	785 - 790	1
675 - 680	1	790 - 795	1
680 - 685	3	795 - 800	5
685 - 690	1	800 - 805	5
690 - 695	3	805 - 810	1
695 - 700	1	810 - 815	1
700 - 705	3	815 - 820	1
705 - 710	4	820 - 825	1
710 - 715	1	825 - 830	2
715 - 720	3	830 - 835	1
720 - 725	1	835 - 840	1
725 - 730	1	840 - 845	1
730 - 735	2	845 - 850	2
735 - 740	3	850 - 855	1
740 - 745	4	855 - 860	3
745 - 750	3	860 - 865	1
750 - 755	1		

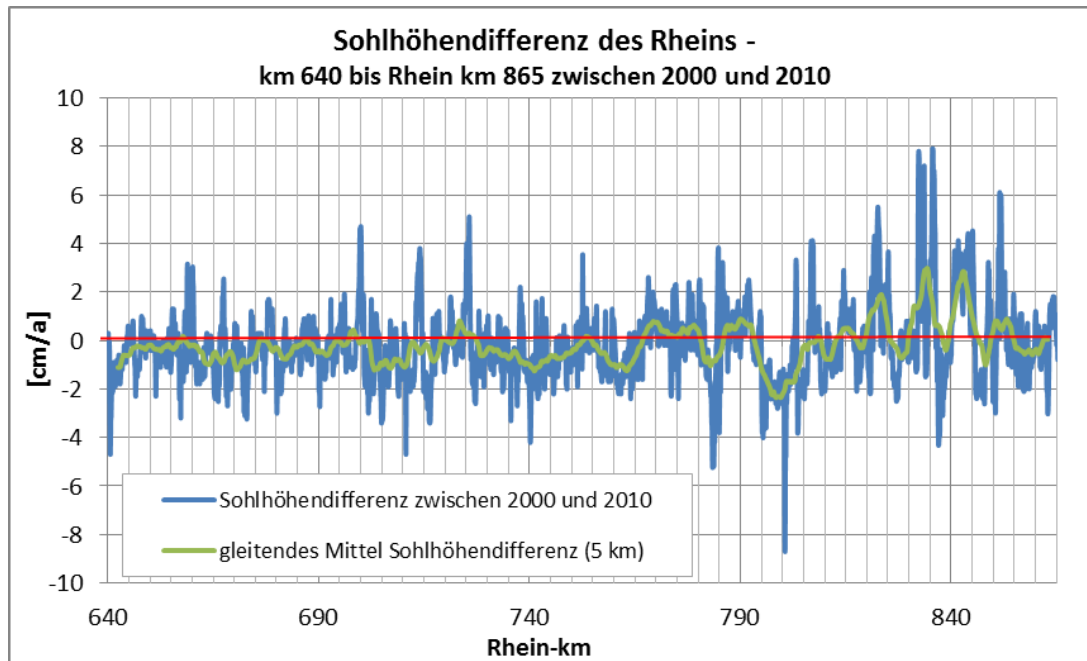
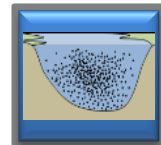


Abb. 26: Mittlere Sohlhöhenänderung in cm/Jahr von Rhein-km 640 bis Rhein-km 865 zwischen den Jahren 2000 und 2010 (Daten: WSA Duisburg – Rhein).

3.5 Schwebstoffhaushalt



3.5.1 Definition

Bei den Schwebstoffen handelt es sich um sehr feines, oft kohäsives Material mit einem variierendem organischen Anteil, das im Oberlauf aus dem Sohlen-, Ufer- und Auensubstrat herausgelöst wurde, aus Abriebprozessen stammt oder durch Oberflächenerosion im Einzugsgebiet eingetragen wurde. Im ästuarinen Bereich werden Schwebstoffe sowohl aus dem Binnengebiet über die Tidegrenze als auch von See her eingetragen. Im Ästuar kommt es somit zu einer Vermischung mariner und fluvialer Schwebstoffe, das Mischungsverhältnis ist abhängig vom binnenseitigen Oberwasserzufluss sowie von Form und Gestalt des Mündungstrichters. Schwebstoffe werden generell als Partikel in der Wassersäule transportiert und folglich i. d. R. ohne Sohlenkontakt in der Strömung mitgeführt (s. Abb. 27). Temporär können die Schwebstoffe jedoch auch an der Sohle abgelagert werden, bei zunehmenden Sohlschubspannungen können sie dann wieder resuspendiert werden (DWA 2012; Jürging & Patt 2005).

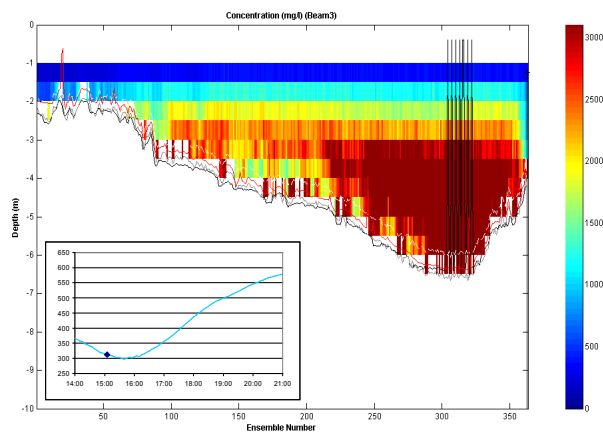


Abb. 27: Schwebstofftransportmessung im Gewässerquerprofil, Beispiel Tideems.

Quelle: BfG (2010b).

Der Schwebstoffhaushalt (Schwebstofftransport, -mengen/-frachten, -konzentrationen) kann maßgeblich gewässertypspezifische Korngrößenzusammensetzungen, Kolmationsprozesse, Feinmaterialablagerungen im Vorland, Verlandungen von Auengewässern, Trübungen und damit einhergehende Sauerstoffgehalte etc. beeinflussen. Daher besitzt der hydromorphologische Indikator Schwebstoffhaushalt eine hohe Bedeutung für die Habitatqualität und Habitatdiversität (z. B. Kemp et al. 2011; Jones et al. 2012a, 2012b; Quick et al. 2013; Murphy et al. 2015).

3.5.2 Methodik

An den Bundeswasserstraßen wird der Schwebstoffhaushalt als Schwebstoffkonzentration an Dauermessstellen i. d. R. als Einzelmessung mit optischen oder akustischen Verfahren zeitlich hoch aufgelöst erfasst oder durch die Entnahme von Pump- oder Schöpfproben in einem regelmäßigen Turnus bestimmt. Dabei ist zu berücksichtigen, dass mit den optischen Verfahren die Gewässertrübung ermittelt wird, die erst im Nachgang durch die Korrelation mit Schwebstoffproben aus dem Gewässer in Schwebstoffkonzentrationen umgerechnet werden kann. In der Vergangenheit wurden die Schwebstoffgehalte meist durch Schöpf- oder Pumpproben in oft deutlich geringerer zeitlicher Auflösung bestimmt. **Bei einem Vergleich von historischen mit aktuellen Schwebstoffzeitreihen sind die unterschiedlichen Erfassungsintervalle und -methoden sowie ggf. unterschiedliche Entnahmetiefen zu berücksichtigen.**

Der hydromorphologische Indikator Schwebstoffhaushalt wird i. d. R. durch die mittleren jährlichen Schwebstoffkonzentrationen repräsentiert. Zusätzlich zu Schwebstoffdaten von Dauermessstellen können Ergebnisse von Messkampagnen und Einzelmessungen für die Beschreibung der jeweiligen Zustände herangezogen werden. Auch Daten aus Sedimentationskästen / Zentrifugen der Länder können herangezogen werden, sollten keine Schwebstoffkonzentrationen o. ä. in anderer Form existieren. Liegen ausreichend Schwebstoff-Proben in einem Querprofil (z. B. im Zuge von Schwebstoffvielpunkt- oder

ADCP/PDT-Messungen, vgl. auch Kap. 3.2.1) sowie ein zugehöriger Abfluss vor, können auch Schwebstofftransporte bzw. -frachten ermittelt werden. Da die Schwebstoffdaten i. d. R. punktuell und nicht im vollständigen Längsprofil vorliegen, erfolgt die Berechnung der Änderung anhand der Messwerte punktuell im Gewässer (s. Kap. 2.3.2.).

Referenz-Zustand: Für natürliche Gewässer können historische Daten zur Bestimmung des Referenz-Zustandes herangezogen werden (s. Kap. 2.3.2.1). Für die Ermittlung des Wertes für den Referenz-Zustand sollte eine lange Zeitreihe vorliegen. Als Wert für den Referenz-Zustand wird das arithmetische Mittel der ersten fünf Jahre der Zeitreihe empfohlen. So soll gewährleistet werden, dass der Vergleichswert keinen temporären Schwankungen unterlag: Ein stark abweichender Wert für die Zustände könnte beispielsweise durch besonders hohe bzw. niedrige Jahresabflüsse zustande kommen.

Nutzungsgeprägter Zustand: Zur Ermittlung des hydromorphologischen Indikators Schwebstoffhaushalt für erheblich veränderte Gewässer ist der nutzungsgeprägte Zustand heranzuziehen, der vor der Einführung der EG-WRRL (2000) liegt (1999, s. Kapitel 2.3.2.2). Liegt eine Zeitreihe mit Jahresmittelwerten vor, wird für die Ermittlung des Wertes für den nutzungsgeprägten Zustand der einfache gleitende Mittelwert empfohlen, zentriert auf das Jahr 1999 (siehe Abb. 28). Die Länge der Zeitreihensegmente sollte fünf Jahre betragen. Bei der Anwendung des einfachen gleitenden Mittelwertes wird für gleich lange Zeitreihensegmente das zugehörige arithmetische Mittel berechnet und den jeweiligen zeitlichen Mittelpunkten der Segmente zugeordnet.

Ist-Zustand: Zur Ermittlung des Schwebstoffhaushaltes im Ist-Zustand können Daten z. B. aus der Schwebstoffdatenbank der BfG (SchwebDB) und falls dort nicht vorhanden ggf. aus der Sedimentdatenbank der BfG (SedDB), von Messkampagnen und Dauermessstellen der Länder entnommen werden. Es wird eine Mittelung der letzten fünf verfügbaren Jahreswerte zur Bestimmung des Ist-Zustandes empfohlen.

Prognose-Zustand: Die Ermittlung des Prognose-Zustandes kann z. B. im Rahmen von UVUen mit Hilfe der Ausbauplanunterlagen sowie der Vorhabensbeschreibung erfolgen. Diese Unterlagen enthalten oft wesentliche Informationen inklusive Modellierungen der möglichen Veränderungen. Weitere Informationen können ggf. auch bereits erfolgten Modellierungen wie beispielsweise von der BAW oder anderweitigen Fachgutachten entnommen werden.

3.5.3 Bewertung

Zu- und Abnahmen der Schwebstoffkonzentrationen oder z. B. -frachten gegenüber dem Vergleichs-Zustand sind quantitativ zu bewerten. Die aktuellen Schwebstoffkonzentrationen, -transportraten, -frachten (Menge) können gegenüber dem Vergleichs-Zustand heute sowohl höher als auch niedriger sein. Im Binnenbereich herrscht häufig an Flüssen und Strömen eine Abnahme der Schwebstoffgehalte und Schwebstofftransportraten im Ist-Zustand vor, da z. B. Querbauwerke, Flächenversiegelungen, Uferverbau etc. den Sedimenteintrag in das Gewässer vermindern oder verhindern (vgl. Abb. 1; Kap. 1.1; Quick et al. 2013). Eine Bewertung des Indikators muss daher sowohl die Reduktion als auch die Zunahme der Schwebstoffgehalte berücksichtigen.

Da die jeweils herangezogenen Ausgangswerte bei NWB und HMWB bereits differieren, ist bei beiden die gleiche Vorgehensweise zur Evaluierung vorzunehmen und führt zu entsprechend unterschiedlichen Ergebnissen. Um zu berücksichtigen, dass die Schwebstoffgehalte sich in einem längeren Zeitraum stärker verändern als in einem kurzen betrachteten Zeitraum wird die prozentuale Veränderung jährlich ermittelt. Die Bewertung des Indikators Schwebstoff-haushalt erfolgt gemäß der Bewertungsmatrix der nachstehenden Tabellen 12 und 13 aus den zuvor bestimmten Werten für den Vergleichs- und Ist-Zustand nach folgender Berechnungs-formel (s. Kap. 3.5.2):

Für eine Abnahme der Schwebstoffgehalte gegenüber dem Vergleichs-Zustand:

$$Bew_SH = \left(1 - \left(\frac{C_{Ist}}{C_{Ver}} \right) \right) * \frac{100}{n} [\%]$$

Für eine Zunahme der Schwebstoffgehalte gegenüber dem Vergleichs-Zustand:

$$Bew_SH = \left(\left(\frac{C_{Ist}}{C_{Ver}} \right) - 1 \right) * \frac{100}{n} [\%]$$

- Bew_SH = Abweichung der mittleren Schwebstoffkonzentration vom Vergleichs-Zustand in % als Grundlage zur Bewertung
 C_{Ist} = Mittlere Schwebstoffkonzentration im Ist-Zustand bezogen auf den Abschnitt (bzw. C_{Prog} alternativ für den Prognose-Zustand)
 C_{Ver} = Mittlere Schwebstoffkonzentration im Vergleichs-Zustand bezogen auf den Abschnitt
 n = Länge des betrachteten Zeitraumes in Jahren

Tab. 12: Bewertungsmatrix für den hydromorphologischen Indikator Schwebstoffhaushalt (Zunahme).

Schwebstoffhaushalt		Jährliche Abweichung der gemittelten Schwebstoffkonzentration (oder -fracht etc.) vom Vergleichs-Zustand – Zunahme	Bewertung
Klasse			
sehr gut	sehr gering verändert	0 - 2 % / a	1
gut	gering verändert	> 2 – 5 % / a	2
mäßig	mäßig verändert	> 5 - 7,5 % / a	3
unbefriedigend	stark verändert	> 7,5 - 10 % / a	4
schlecht	sehr stark verändert	> 10 % / a	5

Tab. 13: Bewertungsmatrix für den hydromorphologischen Indikator Schwebstoffhaushalt (Abnahme).

Schwebstoffhaushalt		Jährliche Abweichung der gemittelten Schwebstoffkonzentration (oder -fracht etc.) vom Vergleichszustand – Abnahme	Bewertung
Klasse			
sehr gut	sehr gering verändert	0 - 0,75 % / a	1
gut	gering verändert	> 0,75 – 1,5 % / a	2
mäßig	mäßig verändert	> 1,5 - 1,8 % / a	3
unbefriedigend	stark verändert	> 1,8 - 3,5% / a	4
schlecht	sehr stark verändert	> 3,5% / a	5

3.5.4 Erläuterung der Vorgehensweise am Beispiel des Rheins

Bei dem Rhein handelt es sich um ein als erheblich verändert ausgewiesenes Gewässer (IKSR 2009). Als Datengrundlage zur exemplarischen Veranschaulichung der Methodik wurden Daten aus der SchwebDB (Binnen) der Bundesanstalt für Gewässerkunde der Messstelle Emmerich herangezogen.

Nutzungsgeprägter Zustand: Für den hydromorphologischen Indikator Schwebstoffhaushalt wurde das Jahr 1999 als nutzungsgeprägter Zustand für den Rhein (HMWB) herangezogen (Kap. 2.3.2.2). Abb. 28 verdeutlicht die Entwicklung der Schwebstoffkonzentrationen des Rheins an der Messstelle Emmerich, nahe der deutsch-niederländischen Grenze. Für diese Messstelle liegt die mittlere jährliche Schwebstoffkonzentration ab dem Jahr 1971 vor. Der ermittelte Wert von 31,56 g/m³ für den nutzungsgeprägten Zustand ergibt sich aus dem gleitenden Mittelwert, zentriert auf das Jahr 1999. Der rot markierte Bereich in Abb. 28 zeigt die Jahre, aus denen die mittleren Schwebstoffkonzentrationen für die Ermittlung des Wertes für den nutzungsgeprägten Zustandes herangezogen wurden.

Ist-Zustand: Für den hydromorphologischen Indikator Schwebstoffhaushalt wurden die vorherrschenden Schwebstoffkonzentrationen für den Ist-Zustand ebenfalls den in Kap. 3.5.2 genannten Quellen entnommen. Der ermittelte Wert von 16,4 g/m³ für den Ist-Zustand ergibt sich aus dem arithmetischen Mittel der letzten fünf verfügbaren mittleren jährlichen Schwebstoffkonzentrationen. Der grün markierte Bereich zeigt die Jahre, aus denen die mittleren Schwebstoffkonzentrationen für die Ermittlung des Wertes für den Ist-Zustand herangezogen wurden (s. Abb. 28).

Bewertung: Die Schwebstoffkonzentrationen bzw. -frachten werden über die Abweichung vom Vergleichszustand evaluiert. Für den Rhein lassen sich anhand der Daten der Messstelle Emmerich signifikante Reduzierungen der Schwebstoffkonzentrationen fest-

stellen. Es ergeben sich unter Berücksichtigung der Bewertung nach Tab. 13 für die Abnahme der Schwebstoffkonzentration in dem betrachteten Zeitraum von 14 Jahren folgende in Tab. 14 genannten Werte.

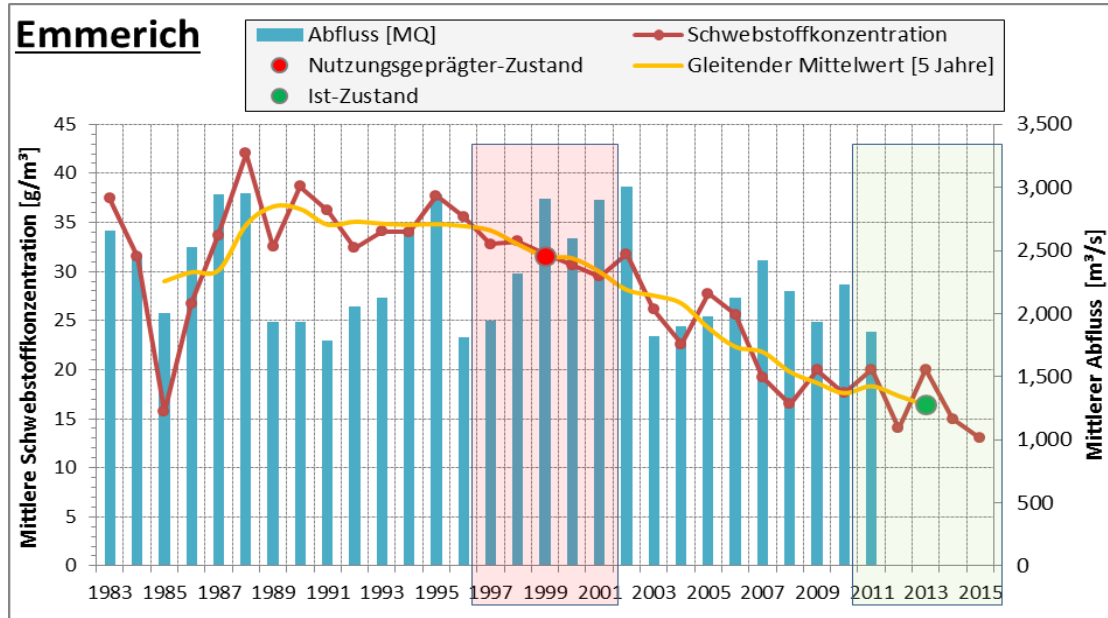


Abb. 28: Mittlere jährliche Schwebstoffkonzentration und mittlerer Abfluss an der Messstelle Emmerich (Daten: BfG Schwebstoffdatenbank (SchwebDB)).

Tab. 14: Anwendung der Valmorph 2 Bewertungsmatrix für den Indikator Schwebstoffhaushalt (Ist-Zustand/nutzungsgeprägter-Zustand) für die exemplarische Messstelle Emmerich am Rhein.

<u>Messstelle</u>	Jährliche Abweichung der mittleren jährlichen Schwebstoffkonzentration (Ist-Zustand) vom nutzungsgeprägten-Zustand – Abnahme [%/a]	Bewertung
Emmerich (km 851,90)	3,4	4

Bezogen auf die Schwebstoffkonzentrationen für den Rhein bei Emmerich von 31,56 g/m³ und 16,4 g/m³ für den Vergleichs- und den Ist-Zustand ergibt sich eine Reduktion der Werte um 15,16 g/m³ (3,4%/a). Die gemittelten jährlichen Schwebstoffkonzentrationen haben sich etwas weniger als halbiert, woraus eine Bewertung mit der Bewertungsklasse 4 resultiert. Der Schwebstoffhaushalt hat demgemäß im Vergleich zum nutzungsgeprägten Zustand starke Modifikationen erfahren. Bei als erheblich verändert ausgewiesenen Gewässern (HMWB)

sollte bei der Bewertung möglichst auf die Klassenbezeichnung „sehr gut“, „gut“ etc. verzichtet werden (vgl. Kap. 2.3.2.2 und 2.3.6).

3.5.5 Erläuterung der Vorgehensweise am Beispiel der Tideems

Die Anwendung der Valmorph Methode wird für das als erheblich verändert ausgewiesene Gewässer Tideems zwischen Knock und Herbrum beschrieben, welches im betrachteten Abschnitt seewärts von Leer als Übergangsgewässer und zwischen Leer und Herbrum als Fluss der Marschen ausgewiesen wurde.

In der Tideems kam es seit Beginn des 20. Jahrhunderts zu großen anthropogen verursachten morphologischen Veränderungen. Durch die Konstruktion des Geiseleiddammes, Fahrrinnenvertiefungen in der Außenems und die Konstruktion eines Wehres in Herbrum, welches die Tidegrenze darstellt, kam es zu signifikanten Veränderungen der Tidedynamik. Damit größeren Schiffen die Passage in die Nordsee ermöglicht wird, wurde die Unterems zwischen Papenburg und Emden insgesamt drei Mal zwischen 1985 und 1996 von früher 4 m auf heute 7,30 m vertieft (KÜFOG 2014; Borgsmüller et al. 2016). Seit Beginn der Fahrrinnenvertiefungen können grundlegende Veränderungen der Schwebstoffverteilung und insbesondere ein Anstieg der Schwebstoffgehalte in der Unterems beobachtet werden, die auf eine ausbaubedingte Zunahme der Tideasymmetrie und das dadurch verursachte tidal pumping, also den verstärkten Stromauftransport von Schwebstoffen, zurückzuführen sind (de Jonge et al. 2014; Deltares 2012).

Um diese Veränderungen detailliert untersuchen zu können, wird in dem folgenden Unterkapitel „Szenarien-Zustand“ mittels einer Szenarienbetrachtung die Veränderung der Schwebstoffgehalte seit Beginn der Fahrrinnenvertiefungen mit dem Erfassungs- und Bewertungsverfahren Valmorph 2 untersucht (Vergleich Ist-Zustand mit Szenarien-Zustand). Ein solcher Szenarien-Zustand ermöglicht z. B. die Betrachtung von zeitlichen Entwicklungen, Beurteilung von Auswirkungen und entspricht Zielen z. B. im Rahmen von Natura 2000 (Kap. 2.3.2.3). Da es sich bei der Unterems um ein HMWB handelt, werden reduzierte Umweltziele für die Klassifizierung zu Grunde gelegt (Kap. 2.3.2.2). Um diesen reduzierten Umweltzielen Rechnung zu tragen, wird im Unterkapitel „Nutzungsgeprägter Zustand“ die Veränderung des Schwebstoffhaushaltes der Tideems unter Berücksichtigung eines nutzungsgeprägten Zustandes unmittelbar vor Einführung der WRRL beschrieben.

Szenarien-Zustand (1979 bis 1984, vor Beginn der Fahrrinnenvertiefungen in der Unterems)

Zur Beschreibung eines **Szenarien-Zustandes**, der den Schwebstoffhaushalt vor Beginn der Fahrrinnenvertiefungen repräsentiert, wurden Schöpfproben aus den Jahren 1979 bis 1984 herangezogen. Die große zeitliche und räumliche Variabilität der Schwebstoffgehalte im ästuarinen Bereich stellt eine besondere Herausforderung in Bezug auf die Vergleichbarkeit der unterschiedlichen Datensätze dar.

Um die Veränderungen im Schwebstoffhaushalt abschnittsweise zu quantifizieren, wurden zur Beschreibung des **Ist-Zustandes** Daten der Schwebstoffkonzentration von acht Dauermessstellen sowohl aus dem oligohalinen als auch aus dem limnischen Bereich der

Tideems verwendet, die vom Niedersächsischen Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN) und von der BfG betrieben werden.

Die Daten der Jahre 1979 bis 1984 wurden im Rahmen einer jährlich durchgeführten Messung erhoben, bei der vom Wasserwirtschaftsamt Aurich an allen Messstationen der Unterems die Schwebstoffgehalte über eine gesamte Tide in zwei verschiedenen Wassertiefen mit Hilfe von Schöpfproben erfasst wurden. Dem gegenüber besteht der Datensatz des Ist-Zustandes aus hochaufgelösten Sondenmessungen (gespeichert als 5 Minuten Werte) an den Dauermessstellen, die in der Mitte der Wassersäule erfasst werden.

Bei der Anwendung der Valmorph Methodik mussten die unterschiedlichen Datenerhebungsverfahren, der Einfluss des Abflusses aus dem Binnenland sowie die starke Schwankung der Schwebstoffgehalte in Abhängigkeit der Tidephase und der Entnahmetiefe berücksichtigt werden, um die Vergleichbarkeit der Datensätze zu gewährleisten (Borgsmüller et al. 2016). Dazu wurden die zur Beschreibung des Ist-Zustandes verwendeten hochaufgelösten Schwebstoffdaten aus dem Jahr 2013 jeweils über eine Tidephase gemittelt. Hierzu wurde exemplarisch das Jahr 2013 zur Darstellung der Vorgehensweise herausgegriffen. Auf Grund von Datenlücken in den anderen Jahren wurde von der Betrachtung eines 5-jährigen Mittelwertes abgesehen. Für die weitere Analyse wurden ausschließlich Datensätze der Abflussklasse 40 – 60 m³/s berücksichtigt, da die historischen Datensätze nahezu alle bei diesen Abflussbedingungen erfasst wurden und somit eine Vergleichbarkeit der hydrologischen Randbedingungen garantiert werden kann. Aus den Tidemittelwerten wurde zur Beschreibung des Ist- Zustandes anschließend ein Jahresmittelwert für das Jahr 2013 erzeugt.

Auch die historischen Datensätze der Jahre 1979 bis 1984 wurden jeweils über die gesamte erfasste Tide und über die Wassertiefe gemittelt. Auch hier wurden für die weitere Analyse aus Gründen der Vergleichbarkeit nur Daten aus der Abflussklasse 40 – 60 m³/s verwendet, die anschließend für den gesamten Zeitraum gemittelt wurden, so dass für jede Messstation ein historischer Wert zur Verfügung steht. Im nächsten Schritt wurde die Abweichung der Schwebstoffkonzentrationen des Ist-Zustandes (2013) vom Szenarien-Zustand an jeder Station (abschnittsweise) quantifiziert. In der folgenden Grafik werden die Ergebnisse der Datenanalyse abschnittsweise für die verschiedenen Stationen der Unterems dargestellt (siehe Abb. 29).

Die Klassifizierung und Bewertung wurde mit Hilfe der in Kapitel 3.5.3 vorgestellten Bewertungsmatrix durchgeführt (Tab. 12). In der folgenden Bewertungsmatrix für den Indikator Schwebstoffhaushalt (Zunahme) wird die Abweichung vom Szenarien-Zustand abschnittsweise dargestellt und mit der entsprechenden Farbgebung versehen, s. Tab. 15 und Abb. 30.

Die Ergebnisse (Tab. 15, Abb. 30) sind insbesondere wertvoll für das Systemverständnis, da sie die Veränderungen der Schwebstoffgehalte seit Beginn der Fahrrinnenvertiefungen der Unterems abschnittsweise quantifizieren können. Hier wird deutlich, dass sich im limnischen Teil der Unterems die Schwebstoffverhältnisse grundlegend verändert haben, während im oligohalinen Abschnitt, der in der Vergangenheit das Zentrum der Trübungszone darstellte, nur moderate Erhöhungen der Schwebstoffkonzentrationen festgestellt wurden. Eine detaillierte Analyse dieser Veränderungen kann Borgsmüller (2016) entnommen werden.

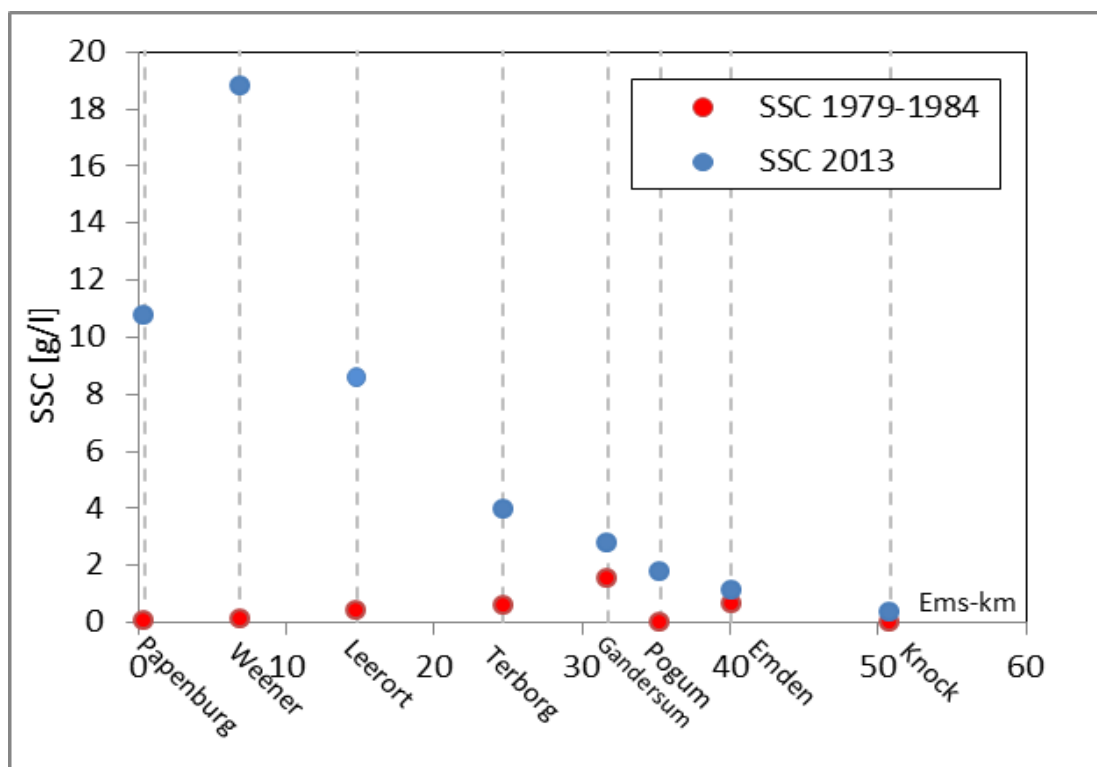


Abb. 29: Schwebstoffgehalte (g/l) an den Dauermessstationen der Unterems (1979 – 1984 und 2013).

Datengrundlage: Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten-und Naturschutz (NLWKN), BfG.

Tab. 15: Anwendung der Valmorph 2 Bewertungsmatrix für den Indikator Schwebstoffhaushalt (Ist-Zustand/Szenarien-Zustand).

<u>Betrachtungsabschnitte</u>	Jährliche Abweichung der mittleren jährlichen Schwebstoffkonzentration (Ist-Zustand) vom Szenarien-Zustand Zunahme [%/a]	Bewertung
Emden (km 40,1)	2,1	2
Gandersum (km 31,7)	2,6	2
Terborg (km 24,6)	18,4	5
Leerort (km 14,7)	63,2	5
Weener (km 6,8)	449,6	5
Papenburg (km 0,3)	591,2	5

Diese Veränderungen werden in einer mehr als 500 %-tigen jährlichen Erhöhung der Schwebstoff-gehalte in Papenburg gegenüber dem Zeitraum vor Beginn der ersten Fahrrinnenvertiefung sichtbar.

Diese drastische Erhöhung der Schwebstoffkonzentrationen wird allerdings allein durch die Farbgebung in der Bewertungsmatrix nicht sichtbar, da die Klassengrenze $> 10 \%/a$ deutlich überschritten wurde. Aus diesem Grund wurden in der tabellarischen Darstellung zusätzlich die absoluten Abweichungen als Zahlenwerte angegeben. Bei HMWB sollte bei der Bewertung möglichst auf die Bezeichnung „sehr gut“, „gut“ etc. verzichtet werden (vgl. Kap. 2.3.2.2 und 2.3.6).

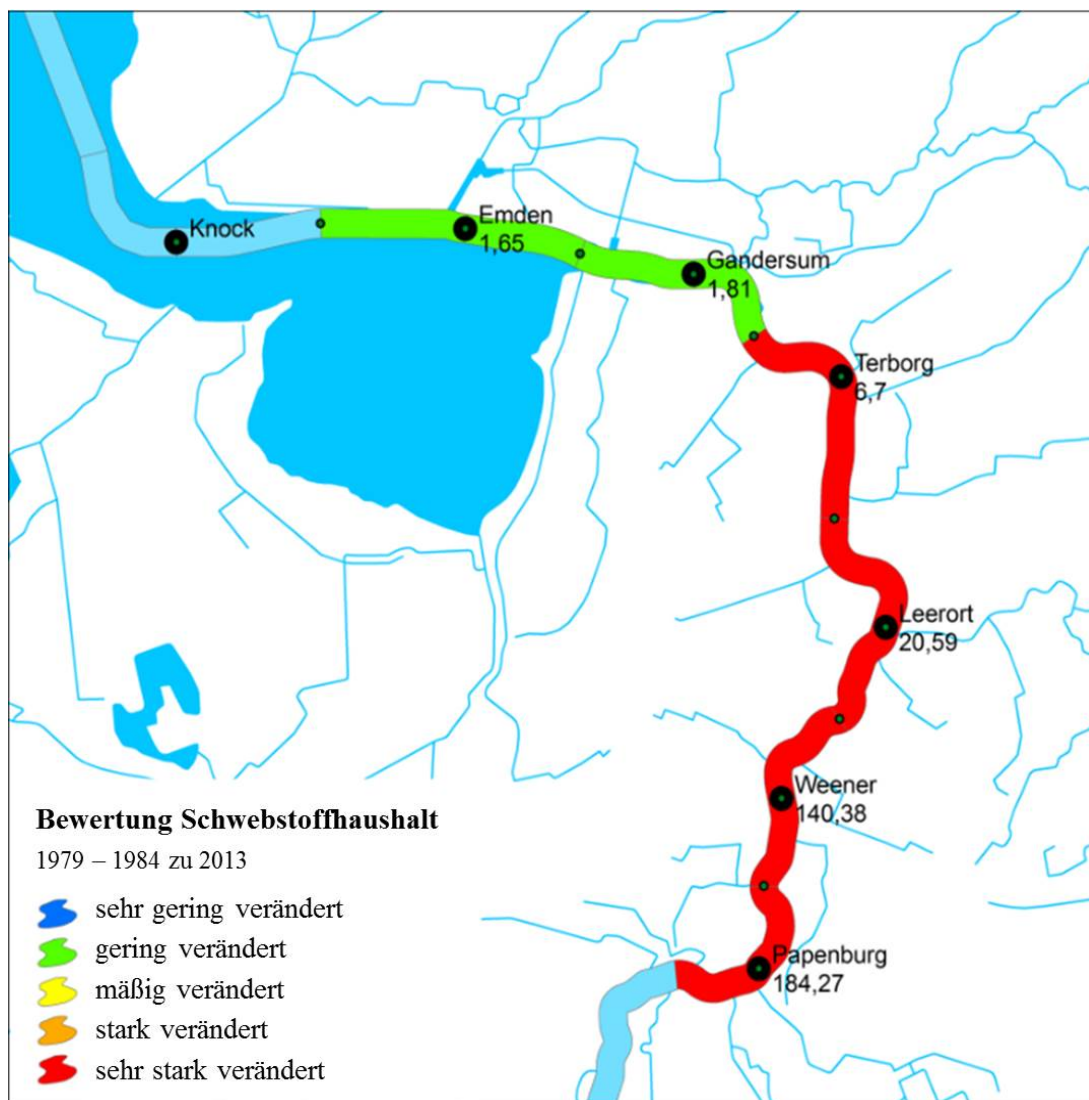


Abb. 30: Bewertung des hydromorphologischen Indikators Schwebstoffhaushalt für die Tideems: Vergleich Ist-Zustand (2013) mit Szenarien-Zustand (1978 – 1984, vor Beginn der Fahrrinnenvertiefungen).

Nutzungsgeprägter Zustand (2001 - 2003)

Zur Ermittlung der Veränderungen des Schwebstoffhaushaltes für erheblich veränderte Gewässer ist der nutzungsgeprägte Zustand heranzuziehen (Jahr 1999, s. Kap. 2.3.2.2, s. Kap. 3.5.2). Für die Ems stehen an acht Dauermessstellen seit dem Jahr 2001 Schwebstoffdaten zur Verfügung, die mit Hilfe von Trübungssonden zeitlich hochaufgelöst erfasst werden. Anders als bei der im vorherigen Unterkapitel dargestellten Anwendung kann hier somit sowohl für den nutzungsgeprägten Zustand als auch für den Ist-Zustand auf einen einheitlichen, mit den gleichen Methoden erzeugten Datensatz zurückgegriffen werden. Im Folgenden werden somit Schwebstoffdatensätze der Jahre 2012 bis 2014 für den Ist-Zustand mit Datensätzen der Jahre 2001 bis 2003 für den nutzungsgeprägten Zustand verglichen.

Allerdings weisen die Datensätze, die für den nutzungsgeprägten Zustand zu Grunde gelegt wurden, häufig große Datenlücken auf, so dass sie zum Teil nicht mehr als repräsentativ für ein Jahr gelten können. Ein weiteres Problem stellt die immer wieder vorgenommene Anpassung des Messbereichs der Sonden an einigen Messstellen dar, die die Vergleichbarkeit der meisten Datensätze aus den beiden Zeiträumen erheblich einschränkt. Deshalb konnte nicht für alle Stationen ein Vergleich durchgeführt werden und an einigen Stationen konnten nur Datensätze einzelner Jahre zu Grunde gelegt werden. Von dem in der Methodik empfohlenen Betrachtungszeitraum von 5 Jahren für die jeweiligen Zustände (Kap. 3.5.2) musste aus den oben genannten Gründen abgewichen werden. Die Mittelung der Datensätze zu einem Jahresmittelwert bzw. zu einem die drei Jahre 2012 - 2014 erfassenden Wert wurde wie in Unterkapitel Szenarien-Zustand beschrieben durchgeführt (s. o.). In der folgenden Abb. 31 werden die mittleren jährlichen Schwebstoffgehalte für die beiden Zeiträume (Ist-Zustand und nutzungsgeprägter Zustand) entlang der Flusslängsachse dargestellt.

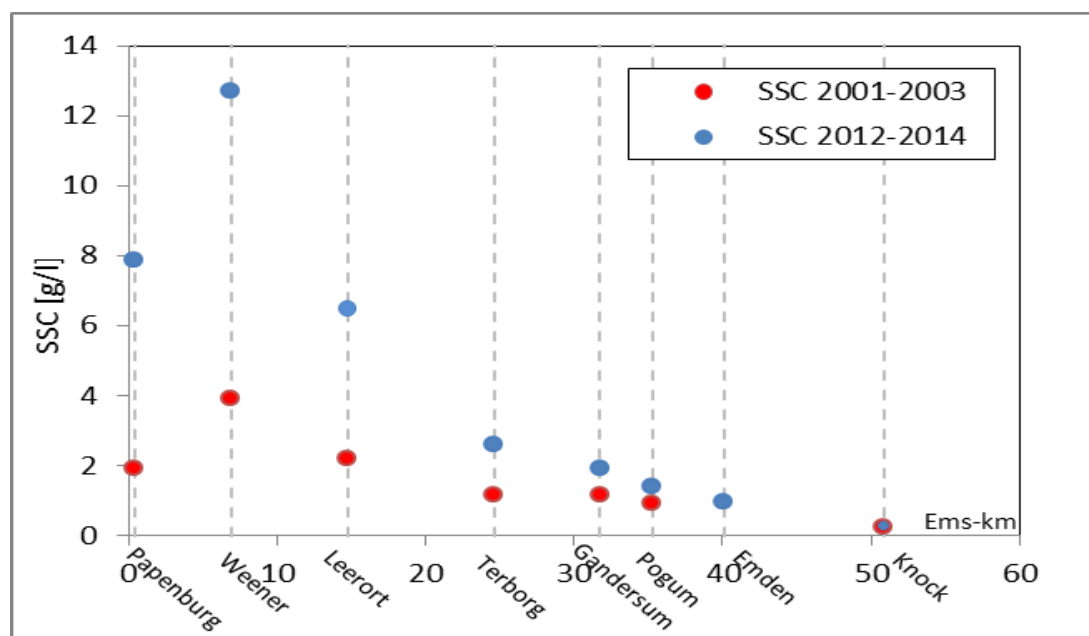


Abb. 31: Schwebstoffgehalte (g/l) an den Dauermessstationen der Unterems (2001 – 2003 und 2012 -2014).

Datengrundlage: Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten-und Naturschutz (NLWKN), BfG.

Anschließend wurde auch für diese beiden Zeiträume die **Klassifizierung und Bewertung** mit Hilfe der in Kapitel 3.5.3 vorgestellten Bewertungsmatrix durchgeführt (Tab. 12). Hierfür wurde die Abweichung der Schwebstoffkonzentrationen des Ist-Zustandes (2012 - 2014) vom nutzungsgeprägten Zustand (2001 - 2003) an jeder Station quantifiziert und tabellarisch und grafisch dargestellt, s. Tab. 16 und Abb. 32.

Obwohl der betrachtete Vergleichszeitraum in diesem Beispiel deutlich kürzer ist, treten auch hier die größten Änderungen im Schwebstoffhaushalt im limnischen Abschnitt des Ästuars auf, die auf grundlegende Änderungen im Schwebstoffhaushalt oberhalb von Leerort hinweisen (Borgsmüller et al. 2016). Auf die Klassenbezeichnung „sehr gut“, „gut“ etc. sollte bei der Bewertung von erheblich verändert ausgewiesenen Gewässern (HMWB) verzichtet werden (vgl. Kap. 2.3.2.2 und 2.3.6).

Tab. 16: Anwendung der Valmorph 2 Bewertungsmatrix für den Indikator Schwebstoffhaushalt (Ist- Zustand/Nutzungsprägter Zustand).

<u>Betrachtungsabschnitte</u>	Jährliche Abweichung der mittleren jährlichen Schwebstoffkonzentration (Ist-Zustand) vom nutzungsgeprägten Zustand – Zunahme [%/a]	Bewertung
Knock (km 50,8)	0,9	1
Pogum (km 35,3)	4,4	2
Gandersum (km 31,7)	5,6	3
Terborg (km 24,6)	10,7	5
Leerort (km 14,7)	17,8	5
Weener (km 6,8)	20,2	5
Papenburg (km 0,3)	27,7	5

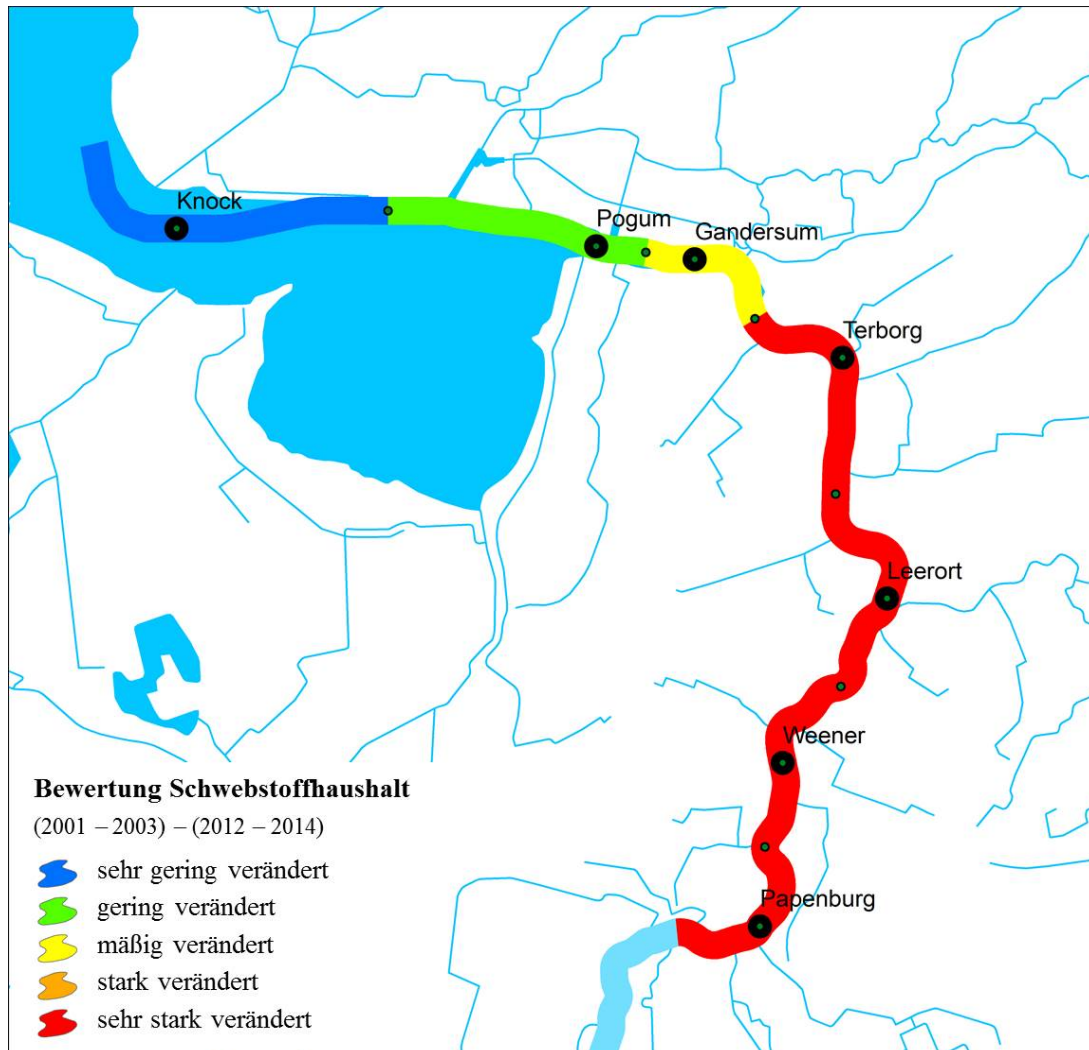


Abb. 32: Bewertung des hydromorphologischen Indikators Schwebstoffhaushalt für die Tideems: Vergleich Ist-Zustand (2012 – 2014) mit nutzungsgeprägtem Zustand (2001 - 2003).

3.6 Sohlsubstrat



3.6.1 Definition

Das Sohlsubstrat spielt eine wesentliche Rolle im Sedimenthaushalt und der Gewässermorphologie und besitzt einen bedeutsamen Einfluss auf die Habitateignung für Flora und Fauna. Der mittlere (oder auch charakteristische) Korngrößendurchmesser D_m ist eine repräsentative Kenngröße zur Beschreibung des anstehenden Sohlsubstrates und wird

hier als Indikator verwendet. Der D_m steht repräsentativ für die im Gewässer vorherrschende Korngröße. Er wird auch von den Abflussverhältnissen und der Abflusshistorie mitbestimmt. Durch die Korngröße wird die Erosion, der Transport und die Ablagerung von Sedimentpartikeln entscheidend beeinflusst (Folk & Ward 1957; Friedman 1979). Der D_m gehört zu den statistischen Parametern, ebenso wie z. B. die Sortierung oder die Schiefe. Die statistischen Parameter können in unterschiedlichen Verfahren berechnet werden, um Sedimentproben gemäß ihrer Korngrößenverteilung zu charakterisieren. Der D_m wurde als repräsentative Kenngröße gewählt, weil für den Referenz-Zustand (Kap. 2.3.2.1) i. d. R. keine Sedimentprobenahmen und -auswertungen entsprechend den quantitativen Ansprüchen der Valmorph-Methode verfügbar sind und er für den Referenz-Zustand berechnet werden kann (s. Kap. 3.6.2).



Abb. 33: Exemplarisches Sohlsubstrat, Beispiel Mosel (links: Bereich Lehmen, rechts: Bereich Wintrich).

Das Substrat des Flussbettes bzw. des Gewässerbodens und des Meeresbodens entspricht einem Parameter der hydromorphologischen Qualitätskomponentengruppe Morphologie der WRRL für die Gewässerkategorien Fluss, See, Übergangs- und Küstengewässer (EG-WRRL, OGewV, s. Abb. 33).

3.6.2 Methodik

Der mittlere Korngrößendurchmesser wird arithmetisch nach Meyer-Peter und Müller (1948) folgendermaßen berechnet:

$$D_m = \frac{\sum D_i \Delta p_i}{100}$$

Δp_i = Anteil der Fraktion am Gesamtgewicht
 D_i = mittlerer Korndurchmesser einer Fraktion

Referenz-Zustand: Für natürliche Gewässer sind zur Ermittlung des mittleren Korngrößendurchmessers D_m im besten Falle Aufzeichnungen über historische Sedimentproben bzw. Korngrößenverteilungen und mittlere Korndurchmesser zu verwenden.

Stehen diese nicht zur Verfügung, sind eventuell tiefere Horizonte verfügbarer Sedimentproben (beispielsweise Gefrierkerne) oder sonstige Informationen (historische Beschreibungen, Ausbauunterlagen, Forschungsarbeiten, Auswertungen tieferer Horizonte von Bühnenfeldbeprobungen, Publikationen etc. beispielsweise zu beprobten ehemaligen Gewässerläufen) auszuwerten.

Es ist darauf zu achten, dass die Sedimentinformationen möglichst den Standorten entsprechen, die auch heute im Bereich der Fahrrinne liegen und die gewässertypische Kornverteilung in dem entsprechenden Gewässerabschnitt repräsentieren (s. auch Kap. 2.3.2.1).

Im Allgemeinen sind Informationen zum Sediment im Referenz-Zustand jedoch kaum dokumentiert worden und damit i. d. R. nicht vorhanden. In diesen Fällen wird mittels verfügbarer historischer Wassertiefen, Wasserspiegellagen und/oder Sohldaten aus dem Ist-Zustand die mittlere Sohlschubspannung als indirekte Methodik zur Herleitung des historischen Korngrößendurchmessers D_m angewandt. Die mittlere Sohlschubspannung ist wie folgt zu berechnen:

$$\tau = \rho g h I_E$$

τ = Sohlschubspannung [kN/m²]

ρ = Dichte von Wasser [kg/m³]

g = Erdbeschleunigung [m/s²]

h = Wassertiefe [m] (Wandeeinfluss ist vernachlässigbar und h über die Breite konstant)

I_E = Energiegefälle (Annahme stationärer, gleichförmiger Abfluss, hier wurde das Wasserspiegelliniengefälle verwendet)

Die dabei verwendeten Wassertiefen sollten etwa dem Mittelwasserabfluss entsprechen. Zur Validierung können höhere Abflüsse herangezogen werden. Die Ermittlung des D_m im Referenz-Zustand erfolgt unter der Annahme, dass die Sohlschubspannung, in Abhängigkeit des Abflusses, einen signifikanten Einfluss auf die Kornverteilung der Sohlimente besitzt und das Verhältnis der Sohlschubspannungsverteilungen im historischen und rezenten Zustand somit dem Verhältnis der mittleren Korngrößendurchmesser im Referenz- und Ist-Zustand entspricht (s. König et al. 2012):

$$\frac{\tau_{historisch}}{\tau_{rezent}} = \frac{D_{m\,historisch}}{D_{m\,rezent}}$$

Nutzungsgeprägter Zustand: Zur Ermittlung des mittleren Korngrößendurchmessers (D_m) für HMWB ist der nutzungsgeprägte Zustand heranzuziehen, der auf das Jahr 1999 festgelegt wurde (s. Kap. 2.3.2.2). Für den nutzungsgeprägten Zustand kann der mittlere Korngrößendurchmesser auf Grundlage von Messdaten des Jahres 1999 berechnet werden. Diese können z. B. der Sedimentdatenbank der BfG (SedDB), aus Länderdaten, Forschungsprojekten, Publikationen oder sonstigen Geländekampagnen (Sohlbehebungen, Geschiebemessungen, etc.) stammen.

Ist-Zustand: Die Bestimmung des mittleren Korngrößendurchmessers D_m für den Ist-Zustand erfolgt anhand der genannten Quellen wie für den nutzungsgeprägten Zustand, nur für den Zeitraum des Ist-Zustandes. Bei entsprechend validierten Modellen kann der Ist-

Zustand auch mithilfe von Modellen bestimmt werden. Geeignet sind auch neuere Techniken wie z. B. die automatische Objekterkennung zur Bestimmung der Korngrößenverteilung von Detert & Weitbrecht (2012).

Prognose-Zustand: Anhand von beispielsweise Modellierungsergebnissen (z. B. mit Hilfe des 1D-Modells SOBEK) sind die Veränderungen bezüglich der Korngrößenverteilung des Sohls substrates zu prognostizieren. Infolge z. B. planfestzustellender Vorhaben können somit Aussagen über zu erwartende Veränderungen des D_m getroffen werden, so dass z. B. im Rahmen von UVUen konkrete Beurteilungen des Vorhabens anhand quantitativer Werte zur Abbildung des Grades der Veränderung vorgenommen werden können (vgl. BfG 2011b). Auch Maßnahmen der Gewässerunterhaltung im Sinne der wasserwirtschaftlichen Unterhaltung (BMVBS 2010) können anhand der geschilderten Vorgehensweise erfasst und beurteilt werden. Die Methodik erfolgt wie oben erläutert.

Zur Beschreibung der Sedimentverteilungen kann ergänzend auch z. B. die Ungleichförmigkeitszahl oder die Porosität betrachtet werden.

3.6.3 Bewertung

Bewertet wird die Abweichung des mittleren Korngrößendurchmessers D_m im Ist- oder Prognose-Zustand vom Vergleichs-Zustand unter Verwendung folgender Berechnungsformel:

$$\text{Bew_Kgv} = \left(1 - \left(\frac{D_{m_Ist}}{D_{m_Ver}} \right) \right) * 100 \%$$

Bew_Kgv = Berechnung der Abweichung des mittleren Korngrößendurchmessers in % als Grundlage zur Bewertung

D_{m_Ist} = mittlerer Korngrößendurchmesser innerhalb eines Abschnittes im Ist-Zustand z. B. in cm oder mm (bzw. D_{m_Prog} für den Prognose-Zustand)

D_{m_Ver} = mittlerer Korngrößendurchmesser innerhalb eines Abschnittes im Vergleichs-Zustand (z. B. in cm oder mm)

Die prozentuale Abstufung des ermittelten Ist-Zustandes oder/und dem ermittelten Prognose-Zustand vom Vergleichs-Zustand ermöglicht die Bewertung nach Tabelle 17. Zu beurteilen ist grundsätzlich, ob sich die Substrate gewässertypspezifisch entwickeln oder ob sie sich davon entfernen. Bei defizitären Flusssystemen (wie z. B. der Elbe und dem Rhein in weiten Teilen der deutschen Flusssysteme) und vorherrschender Erosionstendenz findet über die Zeit tendenziell eine Vergrößerung der Korngrößenzusammensetzung statt (bedingt durch hohe Fließgeschwindigkeiten, geringe Strömungsdiversität, versiegelte Einzugsgebietsareale, verringerten Sedimenteintrag aus den Zubringern aufgrund Querbauwerken und verbauten Seitenbereichen, s. Kap. 3.2, usw.). Dies ist an einer Zunahme des D_m abzulesen. Die Erscheinung ist typisch für Gewässer des Binnenbereiches (Quick 2011a; Rosenzweig et al. 2012). Im Küstenbereich ist teilweise die gegenläufige Entwicklung festzustellen. Hier ist zum Teil aufgrund von erhöhtem marinen Schwebstoffeintrag eine Zunahme der feineren Fraktionen zu verzeichnen und somit eine Abnahme des D_m . Da sowohl eine Zu- als auch eine Abnahme des D_m vom Vergleichs-Zustand möglich sein kann, müssen die Abweichungen für beide Fälle quantitativ bewertbar sein (s. Tab. 17).

Tab. 17: Bewertungsmatrix des Indikators Sohlsubstrat (D_m) entsprechend der prozentualen Abstufung vom Vergleichs-Zustand.

Sohlsubstrat Klasse		D_m prozentuale Abweichung vom Vergleichs-Zustand	Bewertung
sehr gut	sehr gering verändert	-10 % bis 10 %	1
gut	gering verändert	< -10 % / > 10 %	2
mäßig	mäßig verändert	< -25 % / > 25 %	3
unbefriedigend	stark verändert	< -50 % / > 50 %	4
schlecht	sehr stark verändert	< -75 % / > 75 %	5

Da die jeweils herangezogenen Ausgangswerte bei NWB und HMWB bereits differieren, ist bei beiden die gleiche Vorgehensweise bei der Wertung vorzunehmen, die zu entsprechend variierenden Ergebnissen führt.

3.6.4 Erläuterung der Vorgehensweise am Beispiel der Binnenelbe

Von Elbe-km 0 bis Elbe-km 96 entspricht die Elbe dem Gewässertyp 10 „Kiesgeprägte Ströme“, flussabwärts bis zur Tidegrenze am Wehr Geesthacht dem Typ 20 „Sandgeprägte Ströme“. Für den Indikator Korngrößenverteilung des Sohlsubstrates waren keine Informationen zum Sohlsubstrat der als natürlich ausgewiesenen deutschen Binnenelbe im Referenz-Zustand vorhanden. Daher wurde mittels historischer Wassertiefen, Wasserspiegellagen und Sohldaten aus dem Ist-Zustand die mittlere Sohlschubspannung als indirekte Methodik zur Herleitung des historischen Korngrößendurchmessers D_m angewandt (s. Kap. 3.6.2; König et al. 2012). Dank dem Elbstromwerk (1898) lag eine geeignete Datengrundlage zur Berechnung der mittleren Sohlschubspannung und Herleitung des charakteristischen mittleren Korngrößendurchmessers D_m des Referenz-Zustandes für Gewässerabschnitte an der Elbe mit einer Länge von 5 km (vgl. Kap. 2.1) vor. Aus dem im Kartenband illustrierten Längsschnitt der Elbe (vgl. Abb. 19) wurden die Sohlhöhen und die Wasserspiegellagen digitalisiert und anschließend die Wassertiefe ermittelt (s. Kap.3.3).

Anschließend wurde die Sohlschubspannung für den Ist-Zustand berechnet (s. Kap. 3.6.2). Dabei wurden sich - analog zu der Vorgehensweise bei den Indikatoren Tiefenvariation (Kap. 3.3) und Mittlere Sohlhöhenänderung (Kap. 3.4) - Daten aus Peilungen der WSV und berechnete Wasserspiegellagen zunutze gemacht. Der mittlere Korngrößendurchmesser für

den Ist-Zustand wurde anhand von Sedimentproben aus der SedDB der Bundesanstalt für Gewässerkunde bestimmt. Die Sedimentproben stammten aus den Jahren 1993/1994 und 2006. Die Werte wurden ebenfalls auf Abschnitte mit 5 km Länge gemittelt und vereinzelt interpoliert, sofern die Daten nicht vollständig vorlagen.

Abb. 34 zeigt den Verlauf des mittleren Korngrößendurchmessers D_m im Ist-Zustand (rot dargestellt) und im gemäß der oben geschilderten Methodik rechnerisch ermittelten Referenz-Zustand (blau dargestellt) für die Binnenelbe von Elbe-km 0 bis 586. Die Berechnungen wurden für mittlere Abflüsse durchgeführt, eine Validierung mit höheren Abflüssen ergab eine gute Übereinstimmung. Die mittleren Korngrößendurchmesser zeigen insgesamt starke Schwankungen und unterliegen naturräumlichen Einflüssen (z. B. vorhandenes Sohlmaterial entsprechend der Ablagerungen aus dem Holozän und Pleistozän, Nebengewässer-einmündungen, variierende Strömungsgeschwindigkeiten gemäß des Gerinnebettmusters usw.).

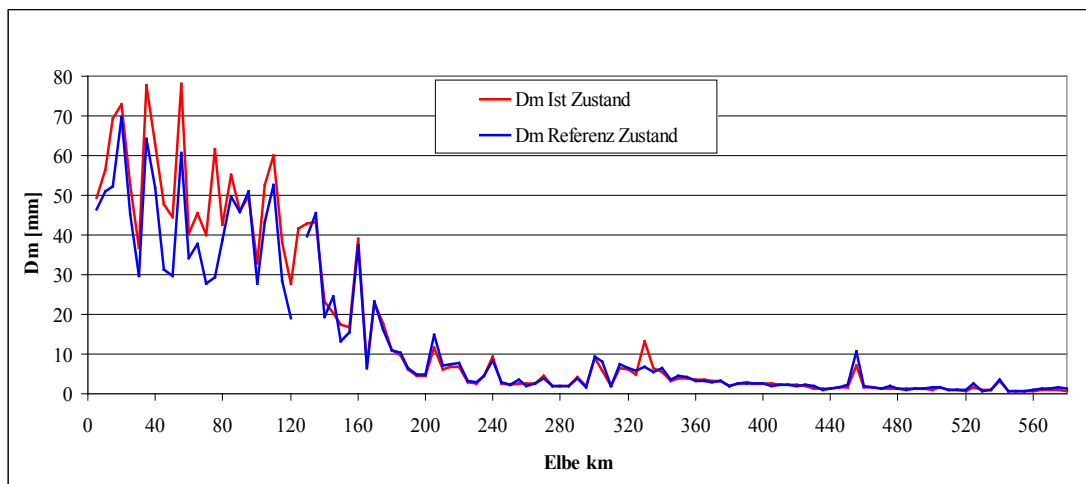


Abb. 34: Verlauf des mittleren Korngrößendurchmessers der deutschen Binnenelbe im Referenz- (blau) und im Ist-Zustand (rot).

Quelle: IKSE (2014); FGG Elbe (2013); König et al. (2012); Rosenzweig et al. (2012).

Bis Elbe-km 120 (oberhalb Mühlberg) zeigen die Ergebnisse eine Vergrößerung der vorherrschenden Korngrößen des Gewässerbettes zwischen den Jahren 1898 und 2006 an. In diesem Bereich herrscht eine Abpflasterung der Sohle vor. Unterstrom von ca. Elbe-km 125 besitzen die D_m -Werte des Referenz- und des Ist-Zustandes einen annähernd identischen Verlauf und liegen damit in den Jahren 1898 und 2006 in ähnlichen Bereichen (König et al. 2012). Als Ursache hierfür können einerseits tatsächlich geringe Änderungen in der mittleren Korngröße des an der Gewässersohle vorliegenden Materials zwischen den Jahren 1898 und 2006 angeführt werden. Die Elbe ist auf weiten Strecken erosionsgeprägt (s. Kap. 2.4), so dass die anstehenden holozänen und pleistozänen Sedimente angeschnitten werden und sich das Korngrößenspektrum u. U. nicht geändert hat. Andererseits ist es möglich, dass durch die verwendete Methodik, basierend auf mehreren vereinfachenden Annahmen (s. Kap. 3.6.2), kleinere Änderungen nicht erkennbar sind. Auf methodische Ursachen ist auch der ähnliche Verlauf der mittleren Korngrößendurchmesser zurückzuführen (König et al. 2012). Untersuchungen von Rohde (1971) zeigten sowohl für historische als auch für rezente

Zustände einen etwas größeren mittleren Korndurchmesser, insbesondere unterstrom von Elbe-km 115. Rohde (1971) beschreibt jedoch ebenso eine starke Variation der Werte. Insgesamt ist der abnehmende D_m der Elbesohle im Verlauf von Elbe-km 0 bis 586 zu erkennen.

Der im Ist-Zustand bei ca. Elbe-km 330 größere D_m der Elbesohle ist u. U. auf die in diesem Bereich mündende Alte Elbe bei Magdeburg und den Bereich unterhalb des Magdeburger Domfelsens zurückzuführen (Abb. 34). Die Vergrößerungen bei ca. Elbe-km 450 befinden sich in einer Akkumulationsstrecke (vgl. Abb. 34 und Abb. 24 und 25 in Kapitel 3.4), die eventuell Einfluss auf die Korngrößenzusammensetzungen ausübt. Auch die Mündungen der Havel (Elbe-km 428 und 438), von denen die untere ("Gnevsdorfer Vorfluter") umgestaltet und verlegt wurde, können hier Einfluss auf die Kornverteilung haben.

Aufgrund der ehemaligen Grenze zwischen Sachsen und Preußen sind die Daten im Elbstromwerk nicht durchgängig, woraus die Datenlücke bei ca. Elbe-km 121,75 resultiert (s. Abb. 34 und 35). Die erzielten Ergebnisse (IKSE 2014; FGG Elbe 2013) werden gemäß der Bewertungsmatrix (Tab. 17) für die betrachteten 5 km-Abschnitte folgendermaßen bewertet:

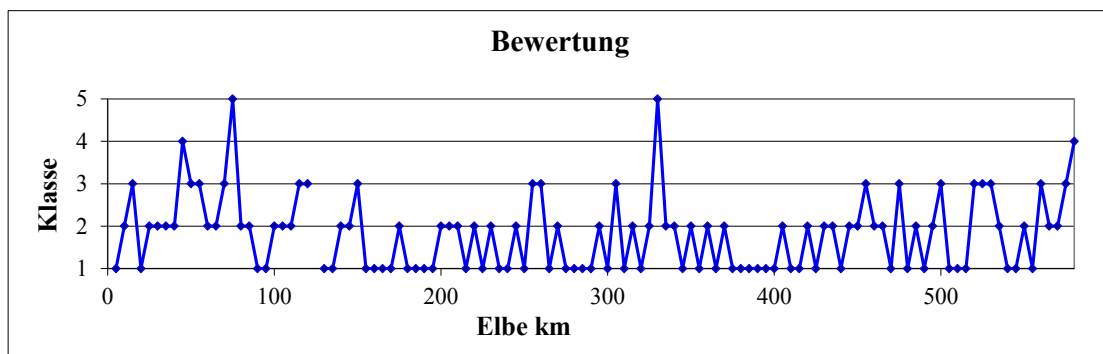


Abb. 35: Bewertung des hydromorphologischen Indikators Sohlsubstrat.

Quelle: IKSE (2014); FGG Elbe (2013); Rosenzweig et al. (2012).

3.7 Uferstruktur



3.7.1 Definition

Zur Bestimmung des hydromorphologischen Indikators Uferstruktur wird die Abweichung (Abnahme) der Naturuferlänge gegenüber dem Vergleichs-Zustand berechnet. Dies erfolgt entlang der untersuchten Gewässerabschnitte (vgl. Abb. 36, Kap. 3.7.2, Kap. 3.7.3).

Die obere Begrenzung des Ufers stellt die Böschungsoberkante dar, die untere Begrenzung wird von dem Mittelwasserstand bzw. dem MThw bei Übergangs- und Küstengewässern

markiert, so dass die Uferzone nur bei höheren Abflüssen als Mittelwasser bzw. MThw überströmt wird (DIN EN 15843 2010).



Abb. 36: Verbautes Ufer (links) und gewässertypspezifisches natürliches / naturnahes Ufer (rechts) entlang großer und schiffbarer Oberflächengewässer.

Quelle: Quick (2012, 2016).

Die Uferstruktur im natürlichen oder naturnahen Zustand ist weitgehend unverbaut. Zugleich können naturbelassene oder naturnahe Ufer als Quelle und/oder Senke für den Sedimenthaushalt fungieren (DIN EN 15843 2010; Cron et al. 2014a; König et al. 2015) und zahlreiche Habitate für Flora und Fauna bilden.

Für den Indikator Uferstruktur wird die Länge des natürlichen bzw. naturnahen Ufers erhoben. Zum Naturufer werden alle nicht verbauten und nicht profilierten Uferabschnitte gezählt. Damit einhergehend werden auch die verbauten Uferanteile ermittelt. Als veränderte Ufer werden mittels Steinschüttungen, Buhnen, Spundwänden usw. befestigte oder künstlich gestaltete (profilierte) Uferabschnitte verstanden. Uferareale, die zwar ursprünglich befestigt waren, deren Uferbefestigung allerdings in so starkem Grad zerstört ist, dass eine Naturuferähnliche Form dominiert, werden ebenfalls als Naturufer kartiert.

Das Vorkommen von sedimentüberdeckten Uferbefestigungen, unverbauten Bereichen zwischen Buhnen und einer Vegetationsstruktur der Uferzone unter hydromorphologischen Aspekten kann ebenso wie ggf. besondere Uferstrukturen bei Erreichen eines jeweiligen Mindestkriteriums zu einer Aufwertung des Indikators Uferstruktur mittels eines Bonus-Systems (Kap. 3.7.3) führen.

3.7.2 Methodik

Zur Erhebung und Bewertung wird grundsätzlich eine Kartierung von 1 km-Abschnitten empfohlen, die später zu 5 km-Abschnitten aggregiert werden können (vgl. Kap. 2.1). Sollte die amtliche Stationierung nicht den 1 km - Abschnitten entsprechen (z. B. aufgrund von Mäanderdurchstichen nach Festlegung der Kilometrierung), sind die Kartierabschnitte an der vorherrschenden Kilometer-Angabe zu orientieren und ggf. fehlende Laufkilometer herauszulassen. Fehlende Laufkilometer sind zu vermerken.

Für jeden Abschnitt wird für die jeweiligen Zustände die Länge der Naturufer in m ausgemessen, getrennt für beide Uferseiten nach rechtem und linkem Ufer in Fließrichtung

(bzw. im Tidenregime seewärts). Die Uferlinienlänge wird i. d. R. auf 1 km-Abschnitte bezogen (vgl. Kap. 3.1; vgl. König et al. 2015, LAWA 2017a, BfG 2017b).

Es werden generell nur die das Hauptgewässerbett begleitenden Ufer kartiert unter Beachtung der folgenden Vorgaben: (1) Bei Längswerken/Parallelwerken, die einen mit Wasser bespannten Bereich hinter dem Bauwerk besitzen, der ab Mittelwasser (MW) permanent an das Hauptgewässer angebunden ist und mindestens eine Öffnung zum Hauptgewässerbett besitzt, ist die dahinter liegende Uferlinie des Geländes als Ufer zu kartieren und nicht das Längswerk selbst. (2) Wasserflächen, wie an das Hauptgewässerbett angrenzende Nebenarme, Nebenrinnen und Kiesseen, sind als „Naturufer“-Anteile zu kartieren. Schließt sich als angebundene Wasserfläche ein Hafen an, so wird diese angrenzende Wasserfläche als „verändertes Ufer“ kartiert. (3) Sollten Inseln vorhanden sein, so ist das jeweilige Inselufer der entsprechenden Uferseite zuzurechnen (BfG 2001; Vollmer & Groß 2004; Rosenzweig et al. 2012; Cron et al. 2014a). Dabei gehen die jeweiligen unverbauten Inseluferlängen sowohl in den Ist-/Prognose-Zustand als auch Vergleichs-Zustand ein.

Referenz-Zustand: Im Referenz-Zustand wird die Uferstruktur überwiegend von einer natürlichen / naturnahen Uferausprägung (vgl. Kap. 3.7.3) gebildet. Die Stufe 1 weist für NWB noch eine gewisse Schwankungsweite auf (unverändert bis sehr gering negativ verändert). Die Berechnungen (Kap. 3.7.3) erfolgen für NWB mit 100 % Naturuferanteil, d. h. i. d. R. 1.000 m Länge (s. o. Ausnahme Inselufer).

Nutzungsgeprägter Zustand: Zur Ermittlung des Indikators für erheblich veränderte Gewässer als Vergleichs-Zustand für eine Klassifizierung und Bewertung ist ein nutzungsgeprägter Zustand heranzuziehen, für den bei der Valmorph 2 - Methode das Jahr vor Einführung der WRRL herangezogen wird (1999, s. Kap. 2.3.2.2). Daten zur damals aktuellen Uferstruktur können z. B. aus älteren Karten, Ausbauunterlagen oder damaligen Fernerkundungsdaten herangezogen werden.

Ist-Zustand: Der Ist-Zustand wird durch Fernerkundungsdaten (Luftbildaufnahmen, Satellitenaufnahmen, Drohnen - unbemannte Multikopter oder bemannte Gyrokopter -, LiDAR) erhoben. Ergänzend ist auch das Heranziehen topographischer Karten wie der DGK5 und von Ausbauunterlagen zu empfehlen. Die DBWK2 enthält darüber hinaus detaillierte Informationen, die z. B. aus Luftbildern nicht zu entnehmen sind (z. B. Vorhandensein von Steinschüttungen unter Sedimentbedeckungen). In Ausnahmefällen sind auch Geländebegehungen durchzuführen.

Prognose-Zustand: Anhand von Planunterlagen oder der Vorhabensbeschreibung kann festgestellt werden, ob zukünftig weitere Uferbereiche verändert werden und der Anteil an Naturuferstrecken reduziert bzw. erhöht wird. Die Methodik erfolgt wie oben erläutert. Nachdem die Streckenänderungen ermittelt wurden, erfolgt die Bewertung des Prognose-Zustandes (s. Kap. 3.7.3), um Aussagen zu den Veränderungen durch die anvisierte Maßnahme zu erzielen.

3.7.3 Bewertung

Die Bewertung ergibt sich anhand der Ermittlung der Abweichungen (Abnahme) der Naturuferlänge zwischen dem Ist-/bzw. Prognose-Zustand mit dem jeweiligen Vergleichs-Zustand (vgl. Tab. 18) und wird folgendermaßen berechnet:

$$Bew_US = \left(1 - \left(\frac{L_{Ist}}{L_{Ver}} \right) \right) * 100\%$$

- Bew_US = Berechnung der Abweichungen der Naturuferlänge in % als Grundlage zur Bewertung
 L_{Ist} = Naturuferlänge Ist-Zustand - Naturuferanteil innerhalb eines betrachteten Abschnittes im Ist-Zustand in m (Länge) (bzw. L_{Prog} für den Prognose-Zustand), jeweils für linkes und rechtes Ufer
 L_{Ver} = Naturuferlänge Vergleichs-Zustand - Naturuferanteil innerhalb eines betrachteten Abschnittes im Vergleichs-Zustand in m (Länge)
 - Bezug NWB: Naturuferlänge im Referenz-Zustand (1.000 m),
 - Bezug HMWB: Naturuferlänge des nutzungsgeprägten Zustandes, jeweils für linkes und rechtes Ufer

Der berechnete Wert ist entsprechend der Bewertungsmatrix einzuordnen (Tab. 18).

Da für erheblich veränderte Gewässer bereits ein i. d. R. veränderter Vergleichs-Zustand herangezogen wird, muss keine weitere Differenzierung innerhalb der Bewertung erfolgen. Es gilt jedoch zu beachten, dass HMWB eine sehr gute bis gute Bewertung erhalten können, ohne dass dies dem höP/göP entspricht (vgl. Kap. 1 und Kap. 2). Dieser Vergleichs-Zustand (Jahr 1999) sollte daher nur für Betrachtungen im Kontext der EG-WRRL zur Detektion des Ausmaßes des Verschlechterungsverbotes erfolgen, für UVUen etc. sind entsprechende Szenarien-Zustände als Vergleichs-Zustände heranzuziehen (s. Kap. 2.3.2.3).

Sollte der Nenner (Vergleichs-Zustand) null sein (0 m Naturuferlängenanteil im Jahr 1999), so gilt als Sonderfall automatisch eine Beurteilung mit der Klasse 1. Sollte ein HMWB mit dieser Methode eine Evaluierung mit der Klasse 1 erhalten haben, jedoch Uferrückbauten in der Zwischenzeit erfolgt sein oder zukünftig erfolgen (Prognose-Zustand), so ist die Klasse 1 zusätzlich mit einem * zu versehen (d. h. 1*) in Anlehnung an DIN EN 15843 (2010). Auf diese Weise werden Uferabschnitte hervorgehoben, die trotz der Ausgangsbasis (nutzungsgeprägter Zustand 1999) einen im Vergleich dazu erhöhten Naturuferanteil aufweisen (vgl. auch BfG 2017 b).

Tab. 18: Bewertungsmatrix für den hydromorphologischen Indikator Uferstruktur (Abweichung Abnahme) (verändert nach BfG 2001, Rosenzweig et al. 2012, Cron et al. 2014a).

Uferstruktur Klasse	Uferstruktur Abweichungen vom Vergleichs-Zustand Abnahme	Bewertung
verbessert / unverändert bis sehr gering negativ verändert	< 10 %	1
gering bis mäßig negativ verändert	10 - < 40 %	2
mäßig bis stark negativ verändert	40 - < 70 %	3
stark bis sehr stark negativ verändert	70 - < 90 %	4
extrem negativ verändert	≥ 90 %	5

Ergänzend zum derart berechneten Ergebnis können bestimmte **Aufwertungskriterien (Bonus-System)** greifen, die zu einer Vergabe von Bonuspunkten führen. Dabei ist zu berücksichtigen, dass vollständig verbaute Uferbereiche trotz Vergabe von Boni final nicht besser als mit der Bewertungsklasse 3 beurteilt werden sollten. Für HMWB erfolgt keine Anwendung eines solchen Bonus-Systems, da für sie bereits stark reduzierte Zielstellungen gelten (s. o.). Das Bonus-System für NWB bzw. ggf. auch für Szenarien-Zustände (Epochenvergleiche und Zeitschnitte, Kap. 2.3.2.3) greift in folgenden Sonderfällen:

(1) Sedimentüberdeckte Uferbefestigungen. Diese können vorhanden sein, ohne dass diese Bauwerke an der Geländeoberfläche erkennbar sind. Sollten intakte, jedoch mit Sediment überdeckte Uferbefestigungen zwischen 30 und 60 % der Uferlänge für eine kartierte Uferseite in Naturufer-ähnlicher Form vorliegen, so wird die vergebene Bewertungsklasse für den Kartierabschnitt um eine Klasse erhöht (**S1**: Bonus +1). Übersteigt der Anteil 60 %, wird die vergebene Bewertungsklasse um 2 Klassen aufgewertet (**S2**: Bonus +2). In Zweifelsfällen können im Untergrund liegende Uferbefestigungen ggf. mittels Ausbauunterlagen, historischen Karten, der DBWK2 oder durch Behördenabfrage ermittelt werden.

(2) Unverbaute Bereiche zwischen Buhnen. Bei Ufersicherungen durch Buhnen ist zwischen befestigten und unbefestigten Buhnenfeldern entlang der Ufer (s. Abb. 37) zu differenzieren. Sind die Uferabschnitte zwischen den einzelnen Buhnen mindestens entlang von 30 % des Gewässerabschnitts unverbaut, wird die vergebene Bewertungsklasse erhöht (**B1**: Bonus +1). Die DBWK2 enthält Signaturen zu Ufersicherungen und -verbau, welche zur Unterscheidung verbauter und unverbauter Ufer an Bundeswasserstraßen herangezogen werden können.



Abb. 37: Beispiel unverbauter Uferlinien zwischen Buhnen.

Quelle: WSV GeoViewer (2011); DBWK2.

(3) Vegetationsstruktur der Uferzone unter hydromorphologischen Aspekten. Einzelne Tothölzer und Treibselansammlungen an Bundeswasserstraßen gehen nicht in die Erfassung und Evaluierung der Uferstruktur mit ein (vgl. (4)). Wichtig ist jedoch die Vegetationsstruktur der Uferzone unter hydromorphologischen Aspekten, die zur Habitatbildung am Ufer sowie den angrenzenden Bereichen führen kann. Es handelt sich um standorttypische komplexe Strukturen beispielsweise aus Bäumen, Sträuchern und krautigen Pflanzen, teilweise um naturbedingt vorkommende offene Flächen. Diese Vegetationsstruktur der Uferzone kann einen erheblichen Einfluss auf das Sedimentations- und Erosionsgeschehen in den Gewässerrandbereichen bei höheren Abflüssen haben und kann somit die Lauf- und Profilentwicklung des Gewässers mitprägen (DIN EN 14614 2005; Rosenzweig et al. 2012; Cron et al. 2014a). Der Uferbewuchs gibt darüber hinaus Hinweise auf relative Veränderungen der Geländehöhen aufgrund der typischen Vegetationszonierungen (sollten z. B. keine hochauflösenden Digitalen Geländemodelle vorliegen): Beispielsweise visualisieren die Auenwaldstufen Weichholzaue, Übergangsaue, tiefe, mittlere, hohe und oberste Hartholzaue als gewässertypspezifische Auenstufen indirekt die differierenden Geländehöhen (IRP BW 2005; Quick 2006). Aufgrund des Reliefs und der ihnen jeweils zugeordneten Überflutungshöhen und -dauern können sie auf das Abflussgeschehen, den Sedimenthaushalt und die Biota Einfluss nehmen. Ohne deutlich abgrenzbare Böschung wird eine Breite von ca. 10 m bzw. ca. 5 m als „Ufer“ angenommen (s. o.). Für die Eruiierung der Vegetationsstruktur bieten sich speziell CIR-Luftbilder, Biotoptypenkartierungen, Drohnenbefliegungen oder auch Angaben zur Verbreitung von FFH-Lebensraumtypen an. Sollten typische oder naturnahe Vegetationsstrukturen mindestens entlang von 30 % des Kartierabschnitts auf einer Uferseite vorliegen, so wird die jeweils vergebene Bewertungsklasse für den Kartierabschnitt um eine Bewertungsstufe erhöht (**V1**: Bonus +1).

Ergänzend können darüber hinaus z. B. im Rahmen eines Monitorings (mittels Geländebegehungen oder Fernerkundungsdaten, beispielsweise per Multikopter/Gyrokopter) besondere Uferstrukturen als Aufwertungskriterien herangezogen werden:

(4) Besondere Uferstrukturen. Zu ihnen gehören gewässertypspezifische Formenelemente wie Gleitufer, Abbruchufer, Prallhänge, Steilwände, Felsenufer, Uferbuchten, Uferunterspülungen und -absackungen, Ufervorsprünge (Sporne), Sturzbäume, große Totholzansammlungen, Uferwälle und Flutrinnenbildungen im Uferbereich (DIN EN 15843 2010; Quick 2004; LAWA 2017a, 2017b; LANUV NRW 2012; vgl. Kap. 3.10). Sie sind typische Indikatoren für naturbelassene oder naturnahe Gewässerabschnitte, Ausdruck der Morphodynamik und kennzeichnend für das Entwicklungsvermögen (LAWA 2017a; DIN EN 15843 2010; Cron et al. 2014a). Sollte die Uferzone nicht klar abgrenzbar sein (vgl. Kap. 3.7.1), wird bei Gewässern im Binnenbereich ohne deutlich abgrenzbare Böschung mit einer Gewässerbettbreite ab 20 m und größer eine pauschale Breite von ca. 10 m als „Ufer“ angenommen, bei kleineren Gewässerbreiten ca. 5 m (jeweils landeinwärts). Bei flachen Naturufern kann die Abgrenzung des Ufers u. U. einzelfallabhängig geklärt werden (z. B. BfG 2001; LAWA 2001, 2017b; LUA NRW 2001). Die besonderen Uferstrukturen sind in diesem Bereich zu erheben. Sie müssen deutlich erkennbar sein. Ab sechs besonderen Uferstrukturen ist ein Bonus von +1 zu vergeben (**U1**), ab zehn Uferstrukturen entlang des betrachteten Abschnittes ein Bonus von +2 (**U2**) (vgl. LAWA 2017a).

Die Kriterien für die Vergabe von Bonuspunkten sind zur Übersicht noch einmal in Tab. 19 zusammengefasst.

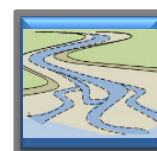
Tab. 19: Übersicht über Aufwertungskriterien (Bonus-System für natürliche Oberflächengewässer), Indikator Uferstruktur.

Aufwertungskriterien	Kürzel	Bonus
Sedimentüberdeckte Uferbefestigungen (<i>> 30 % des Abschnittes</i>)	S1	1
Sedimentüberdeckte Uferbefestigungen (<i>> 60 % des Abschnittes</i>)	S2	2
Unverbaute Ufer zwischen Buhnen (<i>> 30 % des Abschnittes</i>)	B1	1
Vegetationsstrukturen unter hm Aspekten (<i>> 30 % des Abschnittes</i>)	V1	1
Besondere Uferstrukturen (<i>> sechs, je Abschnitt</i>)	U1	1
Besondere Uferstrukturen (<i>> zehn, je Abschnitt</i>)	U2	2

Quelle: Rosenzweig et al. (2012); Cron et al. (2014a); FGG Elbe (2013); IKSE (2014); LAWA (2017a) - verändert. [hm = hydromorphologisch]

Die Beibehaltung beider Uferseitenbewertungen wird empfohlen, da die gegenüberliegenden Uferseiten konträr ausgebildet sein können (s. Kap. 2.6).

3.8 Flächenänderungen der eulitoral Zone



3.8.1 Definition

Der Indikator kann vornehmlich für die Gewässertypen Flüsse der Marschen (Subtyp 22.2), Ströme der Marschen (Subtyp 22.3) und Übergangsgewässer (Typ T1 und Typ T2) angewendet werden, da hier größere Wattenmeer-Bereiche (Eulitoral) vorkommen. Im tidegeprägten Ästuarbereich nimmt die eulitorale Zone größere Ausdehnungen an.

Als eulitorale Zone wird der Bereich der Gezeitenzone zwischen Tidehoch- und Tideniedrigwasser definiert, welche vom Wechsel zwischen Ebbe und Flut geprägt ist. Laut DIN EN ISO 19493 (2007) entspricht das Eulitoral der marinen Gezeitenzone, die sich entweder periodisch mit den Gezeiten im Wasser befindet oder herausragt, oder die aperiodisch, bedingt durch andere Faktoren, sich manchmal unter der Wasserlinie, manchmal oberhalb befindet.

Da der Tidehub an der Ostsee-Küste im Dezimeter-Bereich liegt und von anderweitig verursachten Wasserstandsschwankungen (z. B. windinduziert, temperaturbedingt) überlagert

wird, wird dort der Bereich der jährlichen aperiodischen Schwankungen als Eulitoral bezeichnet (Reinheimer 1996).



Abb. 38: Aufnahme der Wattfläche bei Hollerwettern.

Aufnahme: Schmidt-Wygasch (2012).

3.8.2 Methodik

In der Valmorph Methodik werden 5-km Abschnitte als Grundlage für die abschnittsweise Betrachtung empfohlen. Wenn Datensätze schon durchgeführter bereichsweiser Flächenerfassungen verwendet werden, die sich alternativ an einer anderen Gebietsunterteilung orientieren, kann von den äquidistanten Abschnitten abgewichen werden.

Referenz-Zustand: Für natürliche Gewässer können historische Daten zur Bestimmung des Referenz-Zustandes herangezogen werden (s. Kap. 2.3.2.1). Die Ableitung des Referenz-Zustandes erfolgt anhand der Ermittlung der historischen Flächenverteilung bzw. der historischen Flächenanteile der eulitoralischen Zone. Diese Information kann aus historischen Karten, Forschungsarbeiten, Digitalen Geländemodellen, Luftbildern, Fernerkundungsdaten etc. entnommen werden.

Nutzungsgeprägter Zustand: Zur Ermittlung der Flächenveränderung des Eulitorals für erheblich veränderte Gewässer ist der nutzungsgeprägte Zustand heranzuziehen, der in der jüngeren Vergangenheit liegt (Jahr 1999, s. Kap. 2.3.2.2).

Da für diesen Indikator aussagekräftige Datensätze meist maßnahmenbezogen erfasst werden und oft nur für wenige Jahre vorliegen, können zur Beschreibung des nutzungsgeprägten Zustandes alle verfügbaren Daten aus einem Zeitfenster von 5 Jahren vor- und nach dem Zeitpunkt der Einführung der Wasserrahmenrichtlinie verwendet werden (zur Bildung eines gleitenden Mittels über fünf Jahre). In diesem Zeitraum können Daten z. B. aus älteren Gutachten, Beweissicherungsergebnissen, Luftbilddaufnahmen oder topographischen Karten herangezogen werden. Als Datenquellen können hier insbesondere für die Tideems und die Tideweser die Ergebnisse des HARBASINS-Projektes (2008) und für die Tideelbe die Ergebnisse der Beweissicherung der Fahrrinnenanpassung 1999 angeführt werden, die u. a. die Flächenentwicklungen der eulitoralischen Zone veranschaulichen (WSV 2017). Die Methodik erfolgt wie oben geschildert für natürliche Gewässer.

Ist-Zustand: Die Bestimmung des hydromorphologischen Indikators kann für den Ist-Zustand anhand von Digitalen Geländemodellen, Fernerkundungsdaten (z. B. Luftbilder, Satellitenaufnahmen, Drohnenbefliegungen), Geländekampagnen oder aktuellen Forschungsarbeiten usw. ermittelt werden. Dabei werden die rezenten Flächenanteile der eulitoral Zone abschnittsweise erhoben.

Prognose-Zustand: Mögliche Änderungen im Prognose-Zustand können sich anhand der Ausbauunterlagen und der Vorhabensbeschreibung eines Projektes ableiten lassen. Auch mit Hilfe von ArcGIS können Flächenänderungen ermittelt werden. Eventuell können auch Modellierungsergebnisse verwendet werden.

Im Binnenbereich sollte alternativ z. B. die Entwicklung der subaquatischen Flächen außerhalb der Fahrrinne bis zur Mittelwasserlinie betrachtet werden. Beide Gewässerseiten können getrennt oder gemeinsam betrachtet werden.

3.8.3 Bewertung

Betrachtet werden die Flächenanteile der heutigen (Ist-Zustand) bzw. zukünftigen (Prognose-Zustand) eulitoral Zone (Wattflächen) im Vergleich zu den Flächenanteilen der eulitoral Zone des Vergleichs-Zustandes (Kap. 2.3.2). Die prozentuale Abweichung der Flächenanteile des Ist- bzw. Prognose-Zustandes vom Vergleichs-Zustand ergibt die jeweilige Bewertung. Diese wird abschnittsweise vorgenommen und die Ergebnisse im Anschluss tabellarisch oder in Kartenform unter Berücksichtigung der entsprechenden Farbcodierung dargestellt.

Für die Ermittlung einer Abnahme der eulitoral Flächen gegenüber dem Vergleichs-Zustand gilt folgende Berechnungsformel:

$$Bew_{EU} = \left(1 - \left(\frac{A_{Ist}}{A_{Ver}} \right) \right) * \frac{100}{n} \text{ [%]}$$

Bew _{EU}	=	jährliche Abnahme des Eulitorals in % als Grundlage zur Bewertung
A _{Ist}	=	Fläche des Eulitorals im Ist-Zustand bezogen auf den Abschnitt (bzw. A _{Prog} alternativ für den Prognose-Zustand)
A _{Ver}	=	Fläche des Eulitorals im Vergleichs-Zustand bezogen auf den Abschnitt
n	=	Länge des betrachteten Zeitraumes in Jahren

Da sich die jeweils herangezogenen Ausgangswerte bei NWB und HMWB bereits auf andere Zeitpunkte in der Vergangenheit beziehen, ist bei beiden die gleiche Bewertungsvorgehensweise vorzunehmen und führt zu entsprechend unterschiedlichen Ergebnissen. Um die in einem längeren Zeitraum entsprechend höhere natürliche Flächenveränderung des Eulitorals zu berücksichtigen, wird die prozentuale Flächenänderung jährlich bestimmt. Diese zeitliche Berücksichtigung findet sich auch in der Festlegung der Klassengrenzen wieder.

Die Bewertungsmatrix kann der folgenden Tab. 20 entnommen werden:

Tab. 20: Bewertungsmatrix für den hydromorphologischen Indikator
Flächenänderungen der eulitoral Zone.

Flächenänderung der eulitoral Zone		Jährliche Flächenänderung eulitoral Zone, prozentuale Abweichung vom Vergleichs-Zustand	Bewertung
Klasse			
sehr gut	sehr gering	< 0,1 % / a	1
gut	gering	0,1 – 0,499 % / a	2
mäßig	mäßig	0,5 – 0,999 % / a	3
unbefriedigend	groß	1 – 1,999 % / a	4
schlecht	sehr groß	> 2 % / a	5

In der Bewertungsmatrix führt nur die Abnahme von Wattflächen zu einer Beurteilung. Kommt es im Betrachtungszeitraum zu einer Zunahme von Wattflächen, so ist das grundsätzlich als positiv zu bewerten, da Wattbereiche aufgrund ihrer Naturnähe und Seltenheit als schützenswert gelten (BfG 2003b). So wird in der EG-WRRL sowohl für Übergangs- als auch für Küstengewässer der Parameter „Struktur der Gezeitenzone“ als hydromorphologische Komponente in Unterstützung der biologischen Komponenten herangezogen (EG-WRRL 2000). In der FFH-Richtlinie wird das vegetationsfreie Sand-, Schlick- und Mischwatt als Lebensraumtyp definiert. Dieses sind natürliche und naturnahe Lebensräume von gemeinschaftlichem Interesse, für deren Erhaltung besondere Schutzgebiete ausgewiesen werden sollen (FFH-RL 2006).

Es gilt zu beachten, dass die jährliche Flächenänderung nicht angibt, ob es sich dabei um kontinuierlich voranschreitende oder sporadisch in unterschiedlichem Ausmaß erfolgende Flächenänderungen (z. B. im Zuge von Hochwasser- oder Sturmflutereignissen) handelt.

3.8.4 Erläuterung der Vorgehensweise am Beispiel der Tideelbe

Bei der Tideelbe handelt es sich aufgrund der Vielzahl von Gewässernutzungen um ein als erheblich verändert ausgewiesenes Gewässer (ARGE Elbe 2004).

Im Rahmen der Beweissicherung wurde an der Tideelbe abschnittsweise die prozentuale Entwicklung der Niveauflächenverteilung von Tiefwasser, Flachwasser, Watt und Vorland zwischen 1998 und 2010 untersucht (WSV 2017).

Die Ergebnisse dieser Untersuchung für die Entwicklung der eulitoral Zone (Wattfläche) werden in der folgenden Abb. 39 abschnittsweise dargestellt.

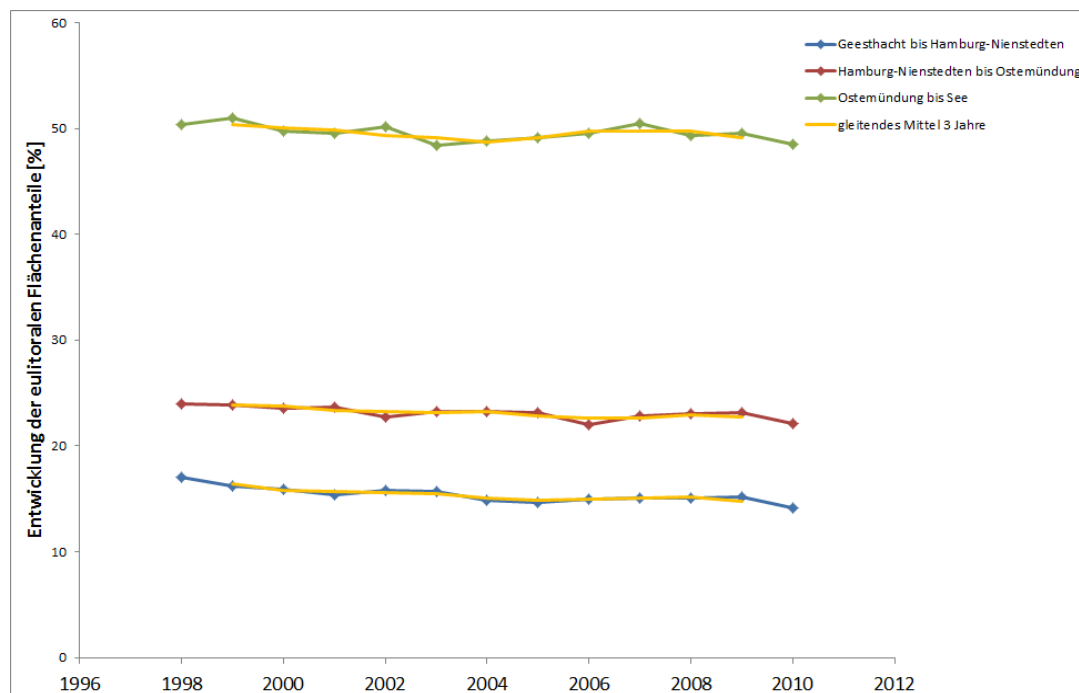


Abb. 39: Entwicklung der eulitoralen Flächenanteile in der Tideelbe zwischen 1998 und 2010.

Datenquelle: WSV (2017)

Hierbei wurde von der abschnittswisen Betrachtung in 5-km Abschnitten nach Valmorph abgewichen, da hier die Datensätze der schon durchgeführten Flächenbetrachtung verwendet wurden (vgl. Kap. 3.8.2), die nur drei deutlich größere Flächenabschnitte berücksichtigt.

Für die drei Abschnitte der Tideelbe wurde für den betrachteten Zeitraum jeweils ein 3-jähriges gleitendes Mittel berechnet. Da die Zeitreihen mit 13 Datenpunkten relativ kurz sind, wurde von der Empfehlung, ein gleitendes Mittel über fünf Jahre zu bilden abgewichen, um möglichst viele Werte zu berücksichtigen. Anschließend wurde der gleitende zentrierte Mittelwert des Jahres 2009 (Ist-Zustand) mit dem des Jahres 1999 (nutzungsgeprägter Zustand) verglichen. In diesem Zeitraum hat der Anteil der Wattflächen zwischen Geesthacht und Hamburg-Nienstedten von 16,3 auf 14,8 % der Gesamtfläche abgenommen. Im mittleren Betrachtungsabschnitt zwischen Hamburg-Nienstedten und der Ostemündung reduzierte sich die eulitorale Zone von 23,9 auf 22,7 % der Gesamtfläche. Im äußeren Bereich der Tideelbe von der Ostemündung bis zur See nahmen die Wattflächen von 50,4 auf 49,1 % der Gesamtfläche ab.

Die Ergebnisse zeigen für den äußeren Ästuarbereich, der die großen Wattbereiche im Mündungstrichter umfasst, die prozentual geringsten Abweichungen (s. Tab. 21). Hierbei ist allerdings zu berücksichtigen, dass die absolute Abnahme (in ha) aufgrund der großen Flächenausdehnung dieses Bereiches hier am größten ist. Bei als erheblich verändert ausgewiesenen Gewässern (HMWB) sollte bei der Bewertung möglichst auf die Bezeichnung „sehr gut“, „gut“ etc. verzichtet werden (Flächenänderungen gering und mäßig, s. Tab. 21 und vgl. Kap. 2.3.2.2 und 2.3.6).

Tab. 21: Anwendung der Bewertungsmatrix für den Indikator Flächenänderung der eulitoral Zone für das exemplarische Untersuchungs-gewässer Tideelbe.

<u>Betrachtungsabschnitte</u>	Jährliche Flächenänderung der eulitoral Zone, prozentuale Abweichung vom Vergleichs-Zustand [% / a]	Bewertung
Geesthacht bis Hamburg-Nienstedten	0,87 % / a	3
Hamburg-Nienstedten bis Ostemündung	0,46 % / a	2
Ostemündung bis See	0,23 % / a	2

3.9 Flächenanteil überflutbarer Auen



3.9.1 Definition

Unter dem hydromorphologischen Indikator Flächenanteil überflutbarer Auen werden Änderungen der überflutbaren Auenflächen betrachtet. Für natürliche Gewässer wird das Flächenverhältnis der rezenten Aue (aktuelle Überflutungsfläche) zur morphologischen Aue (ursprüngliche Überflutungsfläche) untersucht. Für erheblich veränderte Gewässer im Kontext WRRL-relevanter Fragestellungen wird das Flächenverhältnis der rezenten Aue (aktuelle Überflutungsfläche) zur überflutbaren Auenfläche des nutzungsgeprägten Zustandes aus dem Jahr 1999 herangezogen (s. Kap. 2.3.2.2, s. Kap. 3.9.2).

Die rezente Aue ist durch anthropogene Eingriffe wie Deichbau, Aufschüttungen u. ä. von der sog. Altaue abgegrenzt, die sich landeinwärts hinter den Deichen befindet und aktuell nicht mehr überflutet wird. Der Bereich der rezenten Aue entspricht den Überschwemmungsgebieten, in denen statistisch gesehen mindestens einmal in einhundert Jahren ein Hochwasserereignis mit Überflutung stattfindet (HQ 100, hundertjähriges Hochwasser / Wiederkehrintervall $T = 100$ a). Die Fläche erstreckt sich daher bis zum Hochwasserschutzdeich oder schließt direkt an höher gelegene Geländeareale an. Weniger hohe Sommerdeiche werden nicht als Begrenzung herangezogen.

Die morphologische Aue ergibt sich aus den gesamten Flächenanteilen der rezenten Aue und der Altaue. Diese morphologische Aue definiert das Hochflutbett und somit die ursprüngliche Auenausdehnung aus dem Holozän (Brunotte et al. 2009; Günther-Diringer et al. 2007; Quick et al. 2007) (vgl. Abb. 40 und 41), die als Überflutungsfläche zur Verfügung stand.

3.9.2 Methodik

Referenz-Zustand: Im Referenz-Zustand steht die gesamte morphologische Aue potenziell für Flusslaufverlagerungen und Überschwemmungen und somit auch für Sediment-austauschprozesse zwischen Gewässer und Aue zur Verfügung. Die morphologische Aue kann somit von der Gewässerentwicklung und von der Abflussdynamik des Gewässers überprägt werden und entspricht einem 100%-igen Flächenanteil überflutbarer Auen.

Ausweisungen der morphologischen Auen sind für die Flüsse und Ströme ab einer Einzugsgebietsgröße von 1.000 km² in dem F+E-Vorhaben „Bilanzierung der Auen und Überschwemmungsgebiete an Flüssen in Deutschland“ im Auftrag des Bundesamtes für Naturschutz (BfN) erarbeitet worden (Brunotte et al. 2009; Günther-Diringer et al. 2007; Quick et al. 2007). Die Ergebnisse sind über den interaktiven Kartendienst des BfN zur Nutzung bereitgestellt (Web-Mapping-Anwendung). Die Flächen sind in ihrer Ausdehnung digital als Flächenpolygone verfügbar und werden in Hektar (ha) angegeben (Brunotte et al. 2009; BfN 2012). Die dort hinterlegten Flächen von rezenter Aue und Altaue werden für jede Auenseite und jedes „Segment“ (= bereits vordefinierte Querschnitte der Auen, definiert in den BfN-Datensätzen, vgl. Abb. 40 und 41) aufaddiert und ergeben somit die Gesamtfläche (ha) der morphologischen Aue. Es ist jedoch bei Verwendung des BfN-Datensatzes zu berücksichtigen, dass aufgrund der bereits vorliegenden Segmentierung im Datensatz keine exakt äquidistanten Abschnitte angelehnt an die Gewässerkilometrierung ausgewertet werden können (vgl. Kap. 3.9.4).

Sollte das betrachtete Gewässer nicht in der Bearbeitungskulisse des BfN-Projektes abgedeckt sein, so können die Ausdehnungen der morphologischen Auen mit Hilfe z. B. geologischer Karten, Bodenkarten, Satellitenaufnahmen usw. und topographischer Karten aufgrund der Ablagerungen, Bodenbildungen sowie der Persistenz der gewässermorphologischen Strukturen in der Landschaft und der vorherrschenden Geländehöhen, Siedlungsstrukturen und Vegetationsbestände rekonstruiert werden (s. z. B. LUA NRW 2003; Quick 2004).

Unter Umständen existieren auch über Leitbild- und Typologieentwicklungen aus verschiedenen Bundesländern Arbeiten, die als Grundlage Verwendung finden können.

Nutzungsgeprägter Zustand: Zur Ermittlung des Indikators für erheblich veränderte Gewässer als Vergleichs-Zustand für eine Klassifizierung und Bewertung ist ein nutzungsgeprägter Zustand heranzuziehen, für den das Jahr vor Einführung der WRRL herangezogen wird (1999, s. Kap. 2.3.2). Die überflutbare Auenfläche des nutzungsgeprägten Zustandes aus dem Jahr 1999 entspricht den zu dem damaligen Zeitpunkt ausgewiesenen Flächenanteilen der bei einem HQ 100 überflutbaren Auen.

Daten zur damals aktuellen Überflutungsfläche können z. B. aus älteren topographischen Karten, Luftbildaufnahmen, Überschwemmungskartensystemen, geologischen Karten, Forschungsarbeiten, Dokumentationen von Meliorationen oder Ausbauunterlagen herangezogen werden.

Ist-Zustand: Auch im Ist-Zustand erfolgt die Datenabfrage an Flüssen und Strömen in Deutschland mit Hilfe des Auenbilanzierungsprojektes (Brunotte et al. 2009; BfN 2012), hier jedoch nur für die rezent überflutbaren Auenanteile. Mit ArcGIS und den darin enthaltenen Informationswerkzeugen lassen sich die Flächenanteile der aktuellen Überflutungsfläche in Hektar (ha) ermitteln. Aus dem Datensatz werden aus den jeweiligen „Segmenten“ die ha-

Angaben der rezenten Aue für jede Auenseite selektiert und ausgelesen. Es ist zu berücksichtigen, dass aufgrund der bereits vorliegenden Segmentierung im BfN-Datensatz keine exakt äquidistanten Abschnitte angelehnt an die Gewässerkilometrierung ausgewertet werden können.

Ist das betrachtete Gewässer nicht in der Bearbeitungskulisse des BfN-Projektes enthalten, so können die Ausdehnungen der rezenten Aue mit Hilfe z. B. von Drohnenbefliegungen oder topographischen Karten erfolgen, die Deichlinien, ehemalige Gewässerstrukturen wie Altarme und Flutrinnen usw., Randsenken oder Terrassenkanten enthalten und somit das Auenrelief nachzeichnen (vgl. Kap. 3.10). Alternativ kann ggf. auch auf geologische Karten, Bodenkarten, Hochwasserrisikomanagementpläne oder Leitbild- und Typologiebeschreibungen der Bundesländer zurückgegriffen werden (s. auch Kap. 2.3.3).

Prognose-Zustand: Der Prognose-Zustand wird mit Hilfe der Informationen aus vorhandenen Planungsunterlagen und der Vorhabensbeschreibung eines Projektes gewonnen. Mögliche Flächenveränderungen wie z. B. bei Deichrückverlegungen sollten hierbei auch ohne Modellierungen ableitbar sein. Anschließend erfolgt eine Bewertung der neu ermittelten Flächenanteile (s. Kap. 3.9.3).

Im Küstenbereich ist der Indikator als Flächenanteil überflutbarer Auen / Marsch zu bezeichnen (s. Tab. 1). Unter der morphologischen Aue bzw. Marsch ist die ursprüngliche Auenausdehnung bzw. das Supra- und Epilitoral (von Spritzwasser, Hochwasser und Sturmfluten überschwemmter Bereich der Flachküsten im Gezeitenbereich) zu verstehen. Als rezente Aue bzw. junge Marsch wird der Bereich innerhalb der morphologischen Aue bzw. Marsch bezeichnet, der durch anthropogene Veränderungen wie Deiche, Aufschüttungen u. ä. begrenzt wird, jedoch heute noch überflutbar ist. Im Küstenbereich erfolgt in der jungen Marsch häufig eine Aufhöhung der Marschgebiete durch Sedimentationen. Der Begriff Altaue bzw. alte Marsch bezeichnet dagegen die nicht mehr überflutbaren Bereiche der morphologischen Aue bzw. Marsch. In der alten Marsch finden gegenwärtig im Küstenbereich eher Sackungen der Areale statt (Brunotte et al. 2002, 2009; Quick 2011a).

3.9.3 Bewertung

Die Ermittlung des prozentualen Anteils der rezenten Aue des Ist-Zustands an der morphologischen Aue bei natürlichen Gewässern bzw. der rezenten Aue für den Vergleichszustand von erheblich veränderten Gewässern (s. Kap. 3.9.1, Kap. 3.9.2) zur Klassifizierung der aktuellen Überflutungsfläche erfolgt anhand folgender Berechnungsformel:

$$Bew_RA = \frac{A_{Ist}}{A_{Ver}} * 100 \%$$

- Bew_RA = Berechnung rezente Aue in % als Grundlage zur Bewertung des Flächenanteils überflutbarer Auen
- A_{Ist} = Fläche rezente Aue (aktuelle Überflutungsfläche) innerhalb eines betrachteten Gewässerabschnittes im Ist-Zustand in ha (bzw. A_{prog} für den Prognose-Zustand), jeweils für rechte und linke Gewässerumfeldseite
- A_{Ver} = Fläche rezente Aue (aktuelle Überflutungsfläche) innerhalb eines betrachteten Gewässerabschnittes im Vergleichs-Zustand in ha (Kap. 3.9.1), jeweils für rechte und linke Gewässerumfeldseite

Der anhand der Formel ermittelte prozentuale Flächenanteil wird mit der Bewertungsmatrix abgeglichen und entsprechend klassifiziert, s. Tab. 22.

Da für erheblich veränderte Gewässer bereits ein veränderter Vergleichs-Zustand herangezogen wird, muss keine weitere Differenzierung innerhalb der Bewertung erfolgen. Es gilt zu beachten, dass erheblich veränderte Gewässer somit aufgrund der vereinfachten Methode eine sehr gute bis gute Bewertung erhalten können, ohne dass dies dem höp/göP entspricht (vgl. Kap. 1 und Kap. 2.3.2.2). Dieser Vergleichs-Zustand sollte nur für Betrachtungen im Kontext der EG-WRRL zur Detektion des Verschlechterungsverbotens erfolgen, für UVUen etc. sind entsprechende Szenarien-Zustände als Vergleichs-Zustände heranzuziehen (s. Kap. 2.3.2.3).

Tab. 22: Bewertungsmatrix für den hydromorphologischen Indikator Flächenanteil überflutbarer Auen.

Flächenanteil überflutbarer Auen		Flächenanteil überflutbarer Auen, prozentualer Anteil vom Vergleichs-Zustand	Bewertung
Klasse			
sehr gut	sehr gering verändert	> 80 %	1
gut	gering verändert	60 - 80 %	2
mäßig	mäßig verändert	30 - 60 %	3
unbefriedigend	stark verändert	10 - 30 %	4
schlecht	sehr stark verändert	< 10 %	5

Sollte der Nenner (Vergleichs-Zustand) aufgrund natürlicher Gegebenheiten null sein, so gilt als Sonderfall automatisch eine Beurteilung mit der Klasse 1. Sollte ein HMWB mit dieser Methode bereits eine Evaluierung mit der Klasse 1 erhalten haben, jedoch Deichrückverlegungen in der Zwischenzeit erfolgt sein sollten oder zukünftig erfolgen (Prognose-Zustand), so ist die Klasse 1 zusätzlich mit einem * zu versehen (d. h. 1*), in Anlehnung an DIN EN 15843 (2010). Auf diese Weise werden Gewässerabschnitte hervorgehoben, die trotz der Ausgangsbasis des nutzungsgeprägten Zustandes von 1999 Erweiterungen der aktuellen Überflutungsflächen aufweisen.

3.9.4 Erläuterung der Vorgehensweise am Beispiel der Binnenelbe

Bei der deutschen Binnenelbe handelt es sich um eine Bundeswasserstraße, die als natürliches Gewässer eingestuft wurde. Von Elbe-km 0 bis Elbe-km 96 entspricht die Elbe dem Gewässertyp 10 „Kiesgeprägte Ströme“, flussabwärts bis zur Tidegrenze am Wehr Geesthacht dem Typ 20 „Sandgeprägte Ströme“.

Referenz-Zustand: Für die deutsche Binnenelbe wurden Lage und Größe der morphologischen Aue dem Auenbilanzierungsprojekt des BfN entnommen (Brunotte et al. 2009; Günther-Diringer et al. 2007; BfN 2012). Anhand eines Beispiels von der Elbe bei Lutherstadt Wittenberg wird die Methodik im Nachfolgenden näher erläutert: Durch Selektion der Daten in ArcGIS können die Flächenangaben für die rezente Aue und für die Altaue jeweils links und rechts des Gewässers in ha angegeben werden (Kap. 3.9.2). In Abb. 40 ist exemplarisch ein ausgewähltes Segment (definiert in den Bestandsdaten) dargestellt. Entsprechend des dargestellten Beispiels ergibt sich für die rezente Aue links ein Wert von 175,8 ha. Wie in Abb. 41 dargestellt, wird die Ermittlung der Flächenangabe für die Altaue auf dieselbe Weise durchgeführt. Für die Altaue links ergibt sich entsprechend ein Wert von 587,6 ha.

Der Flächenanteil der gesamten Ausdehnung der linken morphologischen Aue ergibt sich durch Addition der Fläche der rezenten Aue links mit der Fläche der Altaue links, d. h. $175,8 \text{ ha} + 587,6 \text{ ha} = 763,4 \text{ ha}$. Dieser ermittelte Wert entspricht dem maximalen Referenz-Zustand des linken Gewässerumfeldes (= 100 %).

Ist-Zustand: Mit Hilfe der vorliegenden Daten der BfN-Auenbilanzierung können an der Elbe für jede Auenseite die Flächenanteile der rezenten Aue ermittelt werden (Kap. 3.9.2). Der Anteil der heute noch vorhandenen Aue der linken Gewässerseite (rezente Aue) beträgt für das zuvor exemplarisch geschilderte Beispiel der Elbe bei Lutherstadt Wittenberg 175,8 ha. Dies entspricht einem verbleibenden Anteil der aktuellen zu der ursprünglichen Überflutungsfläche von ca. 23 %.

Die **Bewertung** dieses verbleibenden Anteils wird entsprechend der Bewertungsmatrix (s. Tab. 22) mit der Bewertungsklasse 4 evaluiert. Diese Bewertung spiegelt die aktuelle Situation einer zum großen Teil ausgedeichten Altauenfläche wider, die mit dem Gewässer nicht mehr in direkter Verbindung steht und somit außer über das Grundwasser keine Konnektivität mehr besitzt.

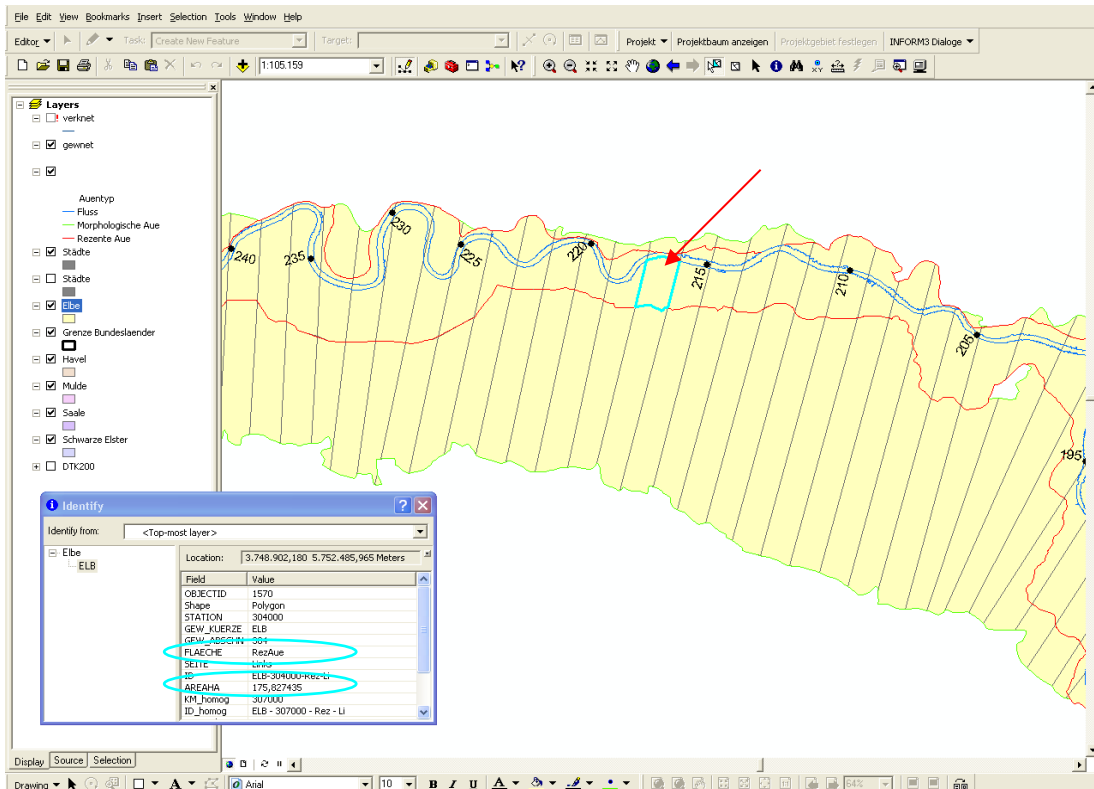


Abb. 40: Exemplarische Ermittlung der Flächenangabe eines rezenten Auensegmentes (Nähe Lutherstadt Wittenberg; rezente Aue = rot umrandet, morphologische Aue = grün umrandet).

Quelle: Brunotte et al. 2009; BfN (2011, 2012; <http://www.geodienste.bfn.de/flussauen>).

Die Bewertungsergebnisse der deutschen Binneneibe wurden je Auenseite für die Segmente von ca. 5 km Länge zusammengefasst, gemittelt und visuell dargestellt (s. FGG Elbe 2013 und IKSE 2014; s. Kap. 3.9.2, Kap. 3.9.3, Abb. 42).

Anhand der ermittelten Bewertungsklassen dieses Indikators lässt sich ableiten, dass die Auenflächen heute für Überflutungen und ebenso für einen Sediment austausch nur noch reduziert zur Verfügung stehen. Neben größeren Ausdeichungen existieren jedoch auch noch Auenbereiche, die eine Evaluierung mit gut und besser erzielt haben. Lokale Zuordnungen der erzielten Bewertungen können folgender Abb. 42 entnommen werden.

Es wird die Beibehaltung der Betrachtung beider Seiten des Gewässerumfeldes empfohlen, da die Evaluierungen sehr unterschiedlich sein können, selbst bei unmittelbar einander gegenüberliegenden Auenseiten.

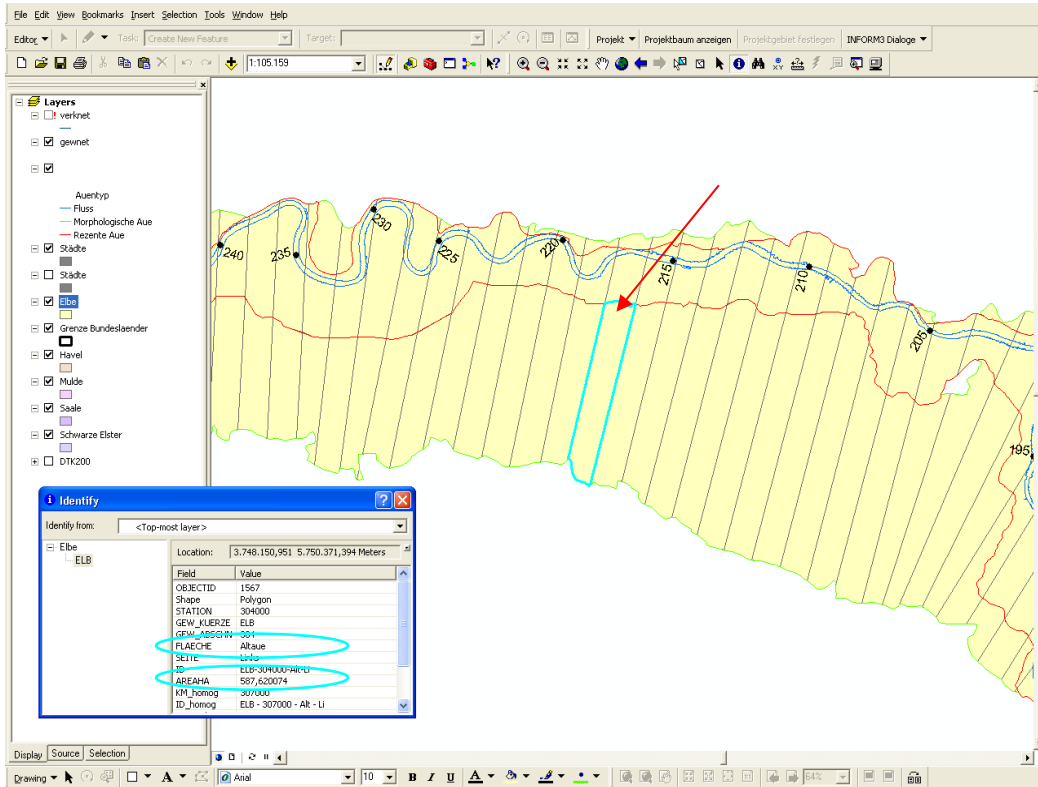


Abb. 41: Exemplarische Ermittlung der Flächenangabe eines Altauen-Segementes (Nähe Lutherstadt Wittenberg; rezente Aue = rot umrandet, morphologische Aue = grün umrandet).

Quelle: Brunotte et al. 2009; BfN (2011, 2012; <http://www.geodienste.bfn.de/flussauen>).

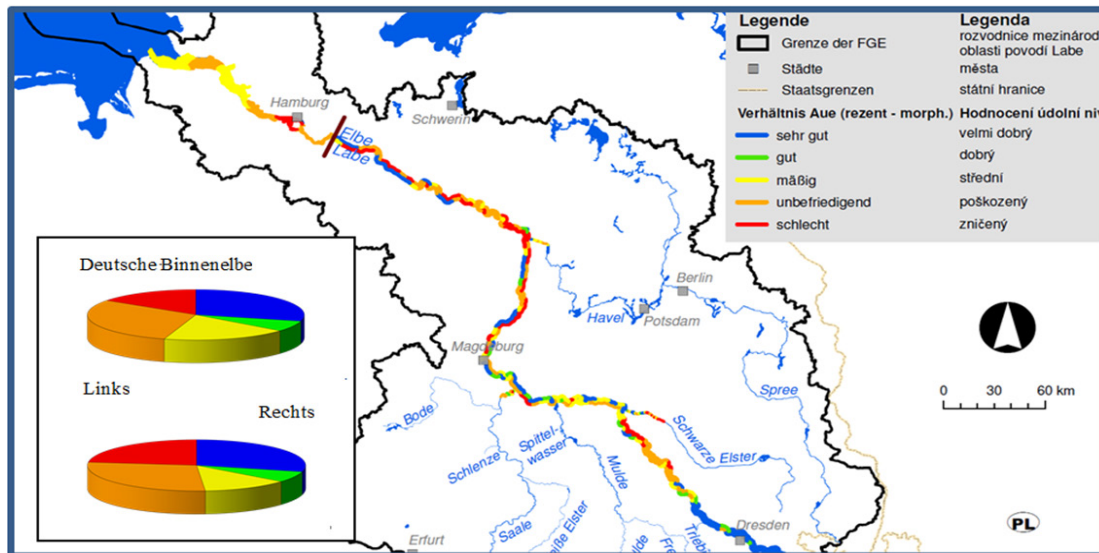


Abb. 42: Bewertung des hydromorphologischen Indikators Flächenanteil überflutbarer Auen für die deutsche Binneneibe (linke und rechte Gewässerumfeldseite) und die Unterläufe von Schwarzer Elster, Mulde, Saale und Havel.

Quelle: IKSE (2014); FGG Elbe (2013); Quick et al. (2012, 2014); Rosenzweig et al. (2012); König et al. (2012); BCE (2012); BfN (2011, 2012); verändert.

3.10 Sohlstrukturen und Auenstrukturen



3.10.1 Definition

Der hydromorphologische Indikator Sohlstrukturen und Auenstrukturen entspricht einem Maß für die Strukturgüte eines Gewässers. Sohl- und Auenstrukturen entsprechen dem durch fluviale Prozesse gebildeten natürlichen Oberflächenrelief der Gewässersohle und der Auen. Je nach Gewässertyp lassen sich entsprechend ausgeprägte Sohl- und Auenstrukturen unterscheiden, die häufig auch im Rahmen der Gewässerstrukturgütekartierungen als ‘Besondere Sohlenstrukturen‘ und ‘Besondere Umfeldstrukturen‘ bezeichnet werden (z. B. LAWA 2017a, 2017b; LANUV NRW, 2012). Es handelt sich um Formenelemente, die eine natürliche morphologische Zeigerfunktion besitzen. Zu ihnen gehören z. B. (s. Tab. 23):

Tab. 23: Exemplarische Sohl- und Auenstrukturen.

Sohlstrukturen	Auenstrukturen
Gründe	Uferwälle
Bänke (Kiesbänke, Sandbänke etc.)	Flutrinnen oder Auenrinnen
Inseln	Nahtrinnen
temporäre Sohlstrukturen	Flutmulden
angelandete Sohlstrukturen	Randsenken
Spombänke	Nebengerinne und Gießen
Verzweigungen, Stromspaltungen	Nebenarme
Flachwasserzonen	Altarme
Pools	Altwasser
Riffles	Auenterrassen
Tiefenrinnen	Auenterrassenkanten
Kolke	Strudellöcher
Kehrwasser (natürliche Hindernisse)	Böschungen
Kaskaden	Rehnen

Im abflussdynamisch wechselnden Rhythmus können die Sohl- und Auenstrukturen permanent oder zeitweise mit Wasser bespannt oder unbespannt sein. Die Reliefformen der Sohle und Auen kommen auch gemeinsam vor, wie beispielsweise in Nebenarmen mit Bank- und Inselbildungen (vgl. Abb. 43; Schirmer 1983; Brunotte et al. 1994; Quick 2004; UBA 2014).

Intakt ausgeprägte Bereiche der Sohl- und Auenstandorte sind für den Erhalt der biologischen Vielfalt und als Achsen für den Biotopverbund von besonderer Bedeutung. Ein natürliches oder naturnahes Relief mit gewässertypspezifischen Sohl- und Auenstrukturen bietet eine Vielfalt an Lebensräumen (Habitaten). Je größer der morphologische Formenschatz eines Gewässerbettes und seiner Auen ist, desto vielfältiger ist i. d. R. die Biotop- und Artendiversität von Flora und Fauna.

Die Sohlstrukturen sind den Begriffen Sohlstrukturgüte, Gewässerstrukturen, Besondere Sohlenstrukturen, Struktur des Flussbetts, des Gewässerbodens und des Meeresbodens gleichgesetzt. Letztere drei sind auch Parameter der hydromorphologischen Qualitätskomponentengruppe Morphologie nach EG-WRRL (2000), die jeweils für die Gewässerkategorien Flüsse, Seen, Übergangs- und Küstengewässer von Relevanz sind.



Abb. 43: Beispielhafte Sohl- und Auenstrukturen wie Sand- und Kiesbänke, Randsenke, Böschung und Stromspaltung.

Quelle: Quick (2012, 2016).

Gewässerbetten großer Gewässer unterliegen häufig zahlreichen anthropogenen Beeinflussungen, so dass die Strukturgüte häufig reduziert ist. Das natürliche Auenrelief mit seinem auentypischen Formeninventar ist heute vielerorts durch anthropogene Einwirkungen überformt und häufig nur noch in Resten vorhanden. Die Lebensräume und das entsprechende Artvorkommen (Diversität und Abundanz) können daher in allen Gewässerkompartimenten reduziert sein (s. z. B. Brunotte et al. 2009, 2012; Dister 1983, 1986;

Jährling 2009; Habersack et al. 2008a; Hügin 1962). Die anthropogenen Einflüsse implizieren z. B. Querbauwerke und Strombaumaßnahmen im Gewässerbett oder z. B. durch Landwirtschaft stark nivellierte Geländebereiche, Abgrabungsgewässer wie beispielsweise Kiesseen, Gewässerverlegungen, Aufschüttungen, Wededämme, Siedlungen usw. in den Auen.

3.10.2 Methodik

Die Sohl- und Auenstrukturen, die das Feinrelief der Flusssohle und Auen bilden und prägen, können durch ihre räumliche Ausdehnung anhand ihres Flächeninhalts oder ihres Umfangs in ihrer Größe quantitativ ermittelt werden. Bei nicht flächenhaftem Vorkommen (z. B. Böschungen) können sie stattdessen anhand ihrer Längen ermittelt werden.

Grundsätzlich sind alle Strukturen als gleichrangig zu betrachten. Dabei kann je nach Maßnahme, Frage- und Zielstellung auch eine Priorisierung hinsichtlich der Untersuchung bestimmter Strukturen erfolgen. Auch in Anbetracht der Größe eines Untersuchungsgebietes kann auf bestimmte ausgewählte Strukturen fokussiert werden. Entscheidend ist zudem die Datenverfügbarkeit, -qualität und -vergleichbarkeit. D. h., es kann eine **Selektion der Sohl- und Auenstrukturen** vorgenommen werden. Folglich sind nicht alle in Tab. 23 genannten Strukturen stets zu untersuchen. Zu beachten sind bei der Erhebung z. B.

- die gewässertypspezifischen Verhältnisse,
- identische Wasserstände (Mittel- oder Niedrigwasserverhältnisse),
- die Qualität, Eindeutigkeit und Eignung insbesondere der historischen Grundlagen für die Detektion von Strukturen,
- eine Vergleichbarkeit historischer und aktuellerer Daten hinsichtlich der zu erhebenden Strukturen (z. B. Maßstab/ Detailtreue) sowie
- vollständige Erfassungen der Strukturen (Relieferhebungen und -depressionen) (vgl. auch Kap. 3.11).

Dynamische Entwicklungen der **Sohlstrukturen** sind aufgrund wasserhaushalts- und tidenregimerelevanter Parameter gewässertypspezifisch charakteristisch (Abfluss, Abflussdynamik, Wasserstandsdynamik, Süßwasserzustrom, Seegangsbelastung sowie Richtung vorherrschender Strömungen usw., s. z. B. EG-WRRL 2000; OGewV). Gut detektierbar können insbesondere Sohlstrukturen wie Inseln, Bänke, angelandete Sohlstrukturen oder Spornbänke aufgrund historischer Kartenwerke oder früherer Sohlaufnahmen sein. Kleinere Strukturen wie Pools und Riffles oder Kolke können im Referenz-Zustand ggf. nur schwer oder nicht detektierbar sein. Heutzutage können Sohlstrukturen dagegen mit Methoden wie Fächerecholotpeilungen oder Differenzmodellen erfasst werden. Neben Inseln, Bänken, Gründen usw. können dabei auch Pools und Riffles, Tiefenrinnen und Kolke detektiert werden. Um die Änderungen der Flächen oder Umfänge und Längen der Sohlstrukturen ermitteln zu können, sind als Grundlagen zur Erfassung Peildaten, Schummerungspläne, Fernerkundungsdaten (z. B. Luftbilder oder unbemannte Multikopter und bemannte Gyrokopter), historische Kartenwerke, Ausbauunterlagen usw. heranzuziehen. Daneben lassen sich bei entsprechenden Fragestellungen und Bedarf fallspezifisch ergänzend ggf. auch

Aussagen zu räumlichen Verlagerungsgeschwindigkeiten über die Zeit bei Gebieten mit hoher Detailschärfe der Datenaufnahmen ableiten.

Für **Auenstrukturen** der *rezenten Auen* (s. Kap. 3.9.1) ist eine Erfassung und Bewertung der Entwicklung z. B. im 5-Jahres-Rhythmus im Rahmen eines detaillierten Monitorings (z. B. über Luftbilder oder Drohnenbefliegungen) möglich. Aufgrund der überflutbaren Auenflächen sind dynamische Entwicklungen der Strukturen durch die Abflussüberprägungen denkbar (BfG 2017b). Sollten Auengebiete mit hoher Detailgenauigkeit aufgenommen worden sein, lassen sich fallspezifisch bei Bedarf ggf. auch Aussagen zu Verlagerungsgeschwindigkeiten der Auenstrukturen ableiten. Für Auenstrukturen der *morphologischen Auen* (s. Kap. 3.9.1) ist dagegen nicht bis kaum mit Veränderungen zu rechnen. Bedingt ist dies durch die fehlende Dynamik aufgrund i. d. R. lange bestehender großräumiger Ausdeichungen, Infrastruktur etc. Hier sind jedoch Verlandungsprozesse möglich, die zu reduzierten wasserführenden Bereichen über die Zeit führen können. Die Erhebung der Auenstrukturen ist jeweils für die wasserbespannten wie -unbespannten Bereiche durchführbar (Bsp. Altarm: Wasserfläche bei Mittelwasser und ergänzend vertiefte Geländestruktur eines früheren Gewässerverlaufes, die bei Mittelwasser nicht wasserführend ist). Dies gewährleistet die Erfassung der gesamten Auenstrukturen und ermöglicht auch eine getrennte Auswertung wasserbespannter und -unbespannter Auenstrukturen (i. d. R. bei Mittelwasserverhältnissen) (Quick 2006). Da beide Gewässerseiten sehr unterschiedlich ausgeprägt sein können (vgl. auch Kap. 3.9), sind die Auenstrukturen jeweils je Gewässerumfeldseite zu untersuchen. Im Küstenbereich sind die Auenstrukturen als Strukturen des Supra- und Epilitorals / Aue / Marsch zu bezeichnen (s. Tab. 1). Das Supra- und Epilitoral entspricht dem von Spritzwasser, Hochwasser und Sturmfluten überschwemmten Bereich der Flachküsten im Gezeitenbereich (s. Kap. 3.9.2).

Referenz-Zustand: An als natürlich ausgewiesenen Gewässern kann der Referenz-Zustand der **Sohlstrukturen** im Gewässerbett anhand älterer topographischer Karten wie der bundesweiten Kartenwerke Ur- und Neuaufnahme aus dem 19. Jahrhundert, historischer Karten, archivalischer Unterlagen oder z. B. Ausbauunterlagen inklusive früherer Sohlhöhenaufnahmen analysiert und ausgewertet werden. Sie sind im GIS zu verorten und zu digitalisieren (Flächenpolygone und Linien je Sohlstrukturart, vgl. Tab. 23). Fläche oder Umfang und Länge der insgesamt ermittelten Sohlstrukturen entsprechen dem Referenz-Zustand (s. Kap. 2.3.2.1; vgl. z. B. Brunotte & Ihben 2000; Quick 2004; Quick & Brunotte 2006). Unterstützend kann ggf. auch auf Detailstudien und Datensätze zu Leitbild- und Typologiefindungen beispielsweise aus den Bundesländern zurückgegriffen werden. Der Referenz-Zustand für **Auenstrukturen** ist i. d. R. anhand der Strukturen innerhalb der gesamten morphologischen Aue (s. Kap. 3.9.1) zu ermitteln. Zur quantitativen Detektion der Flächen- oder Umfang- und Längenausdehnungen der Auenstrukturen sind als Ermittlungsgrundlagen u. a. geologische Karten (im Maßstab < 1:100.000), Bodenkarten (im Maßstab < 1:50.000), ältere topographische Karten wie die bundesweiten Kartenwerke Ur- und Neuaufnahme aus dem 19. Jahrhundert, frühere Luftbildaufnahmen, historische Karten, archivalische Unterlagen usw. heranzuziehen. Diese Quellen sind hinsichtlich der Auenstrukturen zu analysieren und auszuwerten. Sie eignen sich zur Verortung von früheren Auenstrukturen. Aus ihnen sind die Ausdehnungen für den Referenz-Zustand nach ggf. vorheriger Georeferenzierung zu digitalisieren (Erstellung von Flächenpolygonen und Linien je Auenstrukturart im GIS). Der Referenz-Zustand entspricht der Fläche (oder Umfang) und Länge der derart quantitativ hergeleiteten Auenstrukturen (s. Kap. 2.3.2.1; vgl. z. B. Brunotte

& Ihben 2000; Quick 2004; Quick & Brunotte 2006). Unterstützend kann gegebenenfalls auch auf Detailstudien und Datensätze zu Leitbild- und Typologiefindungen beispielsweise aus den Bundesländern zurückgegriffen werden.

Nutzungsgeprägter Zustand: Zur Ermittlung des Indikators für HMWB ist ein nutzungsgeprägter Zustand heranzuziehen, der in der jüngeren Vergangenheit liegt. Für den Zeitpunkt zur Ermittlung des nutzungsgeprägten Zustandes wird für HMWB das Jahr 1999 vor Einführung der EG-WRRL (2000) gewählt (s. Kap. 2.3.2.2). Die notwendigen Daten aus dieser Zeit können für **Sohlstrukturen** mittels Luftbildern, Sohlpeilungen, Schummerungsplänen, Differenzmodellen oder beispielsweise Messkampagnen Dritter erhoben werden. Für **Auenstrukturen** können die Daten z. B. aus älteren Fernerkundungsdaten, topographischen Karten, geologischen Karten, Geländekartierungen, Ausbauunterlagen, Gutachten, digitalen Geländemodellen etc. zum damaligen Zeitpunkt ermittelt werden. Häufig kann bereits durch Selektion der digitalen Datensätze (digitale Selektion von z. B. Wasserflächen, Bodenarten, geologischen Ablagerungen, Biotopen, geomorphologischen Detailkartierungen inklusive Flutrinnen etc. in den entsprechenden Quellen) die flächenmäßige oder linienhafte Erfassung erfolgen. Die Methodik impliziert die quantitativen Analysen und Auswertungen dieser Grundlagen wie bei dem Referenz-Zustand erläutert (s. o.). Die Auenstrukturen für den Vergleichs-Zustand für HMWB müssen nur innerhalb der überflutbaren Auen des Jahres 1999 betrachtet werden, sofern diese zu diesem Zeitpunkt schon eingedeicht und somit reduziert waren (vgl. auch EG-WRRL 2000; s. Kap. 2.3.2.2). Ansonsten sind sämtliche Auenstrukturen der überflutbaren Auen im Jahr 1999 zu ermitteln (vgl. Kap. 3.9.2; s. Kap. 3.10.3).

Ist-Zustand: Die **Sohlstrukturen** werden im Ist-Zustand mittels Fernerkundungsdaten wie Drohnen (unbemannte Multikopter und bemannte Gyrokopter) oder Luftbildern, Sohlpeilungen, Schummerungsplänen, Differenzmodellen etc. erfasst. Zur Erfassung der **Auenstrukturen** ist als Beurteilungsgrundlage die Verwendung von topographischen Karten, z. B. im Maßstab 1:5.000 (DGK 5) oder 1:25.000 (TK 25), geologischen Karten (Maßstab 1:100.000, 1:50.000, 1:25.000, 1:5.000), hochauflösenden digitalen Geländemodellen, Biotoptypenkartierungen oder Fernerkundungsdaten (Satellitenbilder, Luftbilder, Drohnenbefliegungen) usw. zu empfehlen (vgl. Kap. 2.3.3). Auch hier kann häufig durch Selektion der digitalen Datensätze im GIS (Wasserflächen, Bodenarten, geologische Ablagerungen, Biotope, geomorphologische Detailkartierungen etc.) eine flächenmäßige und linienhafte Strukturierung erfolgen. Die Methodik erfolgt wie oben geschildert. Die Auenstrukturen des Ist-Zustandes sind bei natürlichen Gewässern im identischen Bereich wie bei der Referenz zu ermitteln (i. d. R. morphologische Aue). Demgegenüber sind die Auenstrukturen des Ist-Zustandes bei erheblich veränderten ausgewiesenen Gewässern im Bereich der aktuell überflutbaren Auen zu ermitteln und mit denen des nutzungsgeprägten Zustandes abzugleichen (überflutbare Auen des Jahres 1999; vgl. auch EG-WRRL 2000; s. Kap. 2.3.2.2 und Kap. 3.10.3).

Prognose-Zustand: Mögliche Änderungen sind den relevanten Planunterlagen und der Vorhabensbeschreibung von Projekten zu entnehmen (s. Kap. 2.3.4 und Kap. 3.10.3). Die Methodik erfolgt wie oben geschildert. Die Auenstrukturen des Prognose-Zustandes sind mit den Auenstrukturen im Bereich der entsprechenden Flächen der Vergleichs-Zustände abzugleichen (s. o., s. Kap. 2.3.2.2 und Kap. 3.10.3).

3.10.3 Bewertung

Die Bewertung der Flächeninhalte oder Umfangsermittlungen und Längenausdehnungen der Sohl- und Auenstrukturen erfolgt durch den Abgleich des Ist- bzw. Prognose-Zustandes zu dem Referenz- bzw. nutzungsgeprägten Zustand oder Szenarien-Zustand (s. Kap. 2.3.2.3). Die Klassifizierung erfolgt anhand folgender Berechnungsformeln und ist **getrennt für die Sohlstrukturen und Auenstrukturen** (jeweils rechte und linke Gewässerumfeldseite) für aggregierte 5 km-Abschnitte (s. Kap. 2.1) durchzuführen:

$$Bew_{-}SAS = \frac{A_{Ist}(A_{1Ist} + A_{2Ist} + \dots + A_{nIst})}{A_{Ver}(A_{1Ver} + A_{2Ver} + \dots + A_{nVer})} * 100\%$$

- Bew_SAS = Berechnung **Fläche** Sohlstrukturen und Auenstrukturen in %
als Grundlage zur Bewertung
- A_{Ist} = Fläche (A) Sohl- bzw. Auenstrukturen innerhalb eines betrachteten
Gewässerabschnittes im Ist-Zustand (z. B. in ha, m², km²)
(bzw. A_{prog} für den Prognose-Zustand)
- A_{Ver} = Fläche (A) Sohl- bzw. Auenstrukturen innerhalb eines betrachteten
Gewässerabschnittes im Vergleichs-Zustand (z. B. in ha, m², km²)

ODER

$$Bew_{-}SAS = \frac{U_{Ist}(U_{1Ist} + U_{2Ist} + \dots + U_{nIst})}{U_{Ver}(U_{1Ver} + U_{2Ver} + \dots + U_{nVer})} * 100\%$$

- Bew_SAS = Berechnung **Umfang** Sohlstrukturen und Auenstrukturen in %
als Grundlage zur Bewertung
- U_{Ist} = Umfang (U) Sohl- bzw. Auenstrukturen innerhalb eines betrachteten
Gewässerabschnittes im Ist-Zustand (z. B. in m oder km)
(bzw. U_{prog} für den Prognose-Zustand)
- U_{Ver} = Umfang (U) Sohl- bzw. Auenstrukturen innerhalb eines betrachteten
Gewässerabschnittes im Vergleichs-Zustand (z. B. in m oder km)

UND

$$Bew_{-}SAS = \frac{L_{Ist}(L_{1Ist} + L_{2Ist} + \dots + L_{nIst})}{L_{Ver}(L_{1Ver} + L_{2Ver} + \dots + L_{nVer})} * 100\%$$

- Bew_SAS = Berechnung **Länge** Sohlstrukturen und Auenstrukturen in %
als Grundlage zur Bewertung
- L_{Ist} = Länge (L) Sohl- bzw. Auenstrukturen innerhalb eines betrachteten
Gewässerabschnittes im Ist-Zustand (z. B. in m oder km)
(bzw. L_{prog} für den Prognose-Zustand)
- L_{Ver} = Länge (L) Sohl- bzw. Auenstrukturen innerhalb eines betrachteten
Gewässerabschnittes im Vergleichs-Zustand (z. B. in m oder km)

Der anhand der Formel getrennt für die Sohl- und Auenstrukturen ermittelte prozentuale Anteil wird mit der Bewertungsmatrix abgeglichen und entsprechend klassifiziert, s. Tab. 24. Dabei sind die Auenstrukturen jeweils je Gewässerumfeldseite zu untersuchen. Sollten sowohl Flächeninhalte oder Umfangsermittlungen als auch Längenausdehnungen der Sohlstrukturen und Auenstrukturen berechnet worden sein wird empfohlen, die jeweiligen Ergebnisse beizubehalten und nicht zu mitteln (s. Kap. 2.6.1).

Tab. 24: Bewertungsmatrix für den hydromorphologischen Indikator Sohlstrukturen und Auenstrukturen (Auenrelief je Auenseite) (in Anlehnung an DIN EN 15843 2010).

Sohlstrukturen und Auenstrukturen		Sohlstrukturen und Auenstrukturen, prozentualer Anteil vom Vergleichs-Zustand	Bewertung
Klasse			
sehr gut	unverändert bis sehr gering verändert	> 95 %	1
gut	gering verändert	> 85 %	2
mäßig	mäßig verändert	> 65 %	3
unbefriedigend	stark verändert	> 25 %	4
schlecht	sehr stark verändert	< 25 %	5

Da für HMWB bereits ein veränderter Vergleichs-Zustand herangezogen wird, muss keine weitere Differenzierung innerhalb der Klassifizierung und Bewertung erfolgen (s. Kap. 2.3.2.2, Tab. 24). Sollte ein HMWB eine Bewertung mit der Klasse 1 aufgrund gleichgebliebener Anteile zwischen dem Ist- und Vergleichs-Zustand erhalten haben, jedoch Renaturierungen (Gewässersohle, Auen) oder Deichrückverlegungen (Auen) erfolgt sein oder zukünftig erfolgen, die zu einer Erhöhung des prozentualen Anteils der Sohl- und Auenstrukturen führen, so ist die Klasse 1 in diesen Fällen zusätzlich mit einem * zu versehen (d. h. 1*), in Anlehnung an DIN EN 15843 (2010). So werden Gewässerabschnitte an HMWB hervorgehoben, die trotz der Ausgangsbasis des nutzungsgeprägten Zustandes von 1999 und unveränderter Verhältnisse im bisherigen Ist-Zustand gewässertypspezifisch Erweiterungen der Sohl- und Auenstrukturen durch Renaturierungen oder Deichrückverlegungen erfahren haben oder werden.

3.11 Diskussion der Unsicherheiten

Die Erfassung und Bewertung der hydromorphologischen Indikatoren erfolgt jeweils unter Verwendung der besten verfügbaren Datengrundlagen. Dennoch gilt es, hinsichtlich der verwendeten Daten und angewendeten Methoden gewisse Unsicherheiten zu berücksichtigen, auf die im Folgenden exemplarisch hingewiesen wird. Hinweise und Empfehlungen zum Umgang mit möglichen Unsicherheiten und welche Aspekte zur Fehlerreduktion zu beachten sind, finden sich im Folgenden sowie ergänzend indikatorspezifisch in den Kap. 3.1 bis 3.10.

Es ist darauf zu achten, dass je nach vorherrschenden Abflussverhältnissen zum Aufnahmezeitpunkt die Kartiererergebnisse und damit die vorliegenden Datengrundlagen auf variierenden **Abflusssituationen** basieren können. Wichtig ist es daher, vergleichbare Abflussverhältnisse zu betrachten (vgl. z. B. Kap. 3.1). Teilweise kann auch auf aktuelle Rekonstruktionen früherer Abflüsse zu angegebenen Wasserspiegellagen zurückgegriffen werden (s. z. B. Kap. 3.3).

Auch der **Maßstab** ist bei der detailliert erforderlichen Betrachtung der Indikatoren von Bedeutung. Ist er zu klein gewählt, werden zahlreiche gewässermorphologische Strukturen u. U. nicht angezeigt. Aber auch die im Allgemeinen erforderlichen Generalisierungen bei der Erstellung von beispielsweise topographischen Karten können u. U. hydromorphologische Indikatoren nicht mehr hinreichend darstellen. Daher sind stets entsprechend der Fragestellung passende größere Maßstäbe heranzuziehen. Zudem können Umrechnungen historischer Maßstäbe in heutige gültige Längen-, Tiefeneinheiten und Höhensysteme erforderlich werden. Hier gilt es, auf korrekte Bezugssysteme zu achten.

Es bestehen auch Unsicherheiten bei der Verwendung von **Modellierungsergebnissen**, da generell auch Modell- und Vorhersagefehler möglich sind. In diesen Fällen gilt es, Zuverlässigkeitsaussagen zu den verwendeten Modellierungsergebnissen zu berücksichtigen. Unter Umständen ist auch die Vergleichbarkeit zwischen Modellen und realen Zuständen (basierend auf Naturmessdaten) nur eingeschränkt gegeben. Darüber hinaus können auch aktuelle Datengrundlagen wie digitale Geländemodelle fehlerhaft sein.

Es gilt, neben den bestmöglichen und -verfügbaren Datengrundlagen ebenso auf **Expertenwissen** zurückzugreifen (FGG Elbe 2013; IKSE 2014; DIN EN 14614 2005; DIN EN 15843 2010; DIN EN 16503 2013; CIS-Ecostat 2012). Schließlich sollten auch die verwendeten Quellen sowie die erzielten Ergebnisse mittels Expertenwissen und -verifizierungen plausibilisiert werden. Dazu kann z. B. auf Präsentationen auf nationalen und internationalen Fachveranstaltungen, vor Expertenkreisen, Fachpublikationen wie auch die Bildung von Facharbeitsgruppen (begleitende Arbeitskreise, wissenschaftlicher Beirat usw.) verwiesen werden. Ergänzend sollte darauf geachtet werden, nach Möglichkeit für den gesamten betrachteten Gewässerlauf je hydromorphologischem Indikator nur solche Grundlagen zu verwenden, die einheitlich für die gesamten betrachteten Untersuchungsabschnitte oder zumindest größere zusammenhängende Gewässerabschnitte vorliegen, da die Zusammenführung verschiedener Datenquellen im Längsverlauf eines untersuchten Gewässers auch Unsicherheiten und Fehlerquellen in sich bergen kann. Die Zustände implizieren zudem nur insoweit Aussagen zu den Indikatoren wie ihre Zeitspanne reicht. Diese ist oftmals von der jeweiligen Datenverfügbarkeit abhängig. Frühere, vor dem Aufnahmedatum historischer Quellen erfolgte hydromorphologische Änderungen können folglich nicht mit betrachtet werden (vgl. z. B. Kap. 3.4).

Generell können **historische Quellen** wie Karten oder archivalische Unterlagen Fehler beinhalten. Aufgrund von Unsicherheiten und Messfehlern bei der Erhebung und Auswertung von Daten allgemein und von historischen Quellen ist generell ein Vergleich über längere Zeiträume zu empfehlen. Unsicherheiten und Messfehler können durch die Vorgehensweise, je Indikator über möglichst repräsentative und/oder lange Zeiträume Daten heranzuziehen, reduziert werden und fallen weniger ins Gewicht. Weiterhin ist ein Abgleich mit weiteren Quellen zu empfehlen. Auch so können Fehlinterpretationen vermieden und Fehlerquellen reduziert werden (Vollmer et al. 2013; Quick 2004).

Teilweise sind bei der Bearbeitung historischer Quellen **Annahmen** zu treffen, die ebenfalls mit weiteren Betrachtungen abgesichert werden sollten. Beispielsweise ist für den Indikator Tiefenvariation anzuführen, dass für das Beispiel der Binnenelbe angenommen wurde, dass die Peilungen zur Erstellung eines historischen Längsschnittes des Gewässers entlang des Talweges als tiefster Bereich der Gewässersohle für die damalige Schifffahrt durchgeführt wurden. Ob dies in der Historie tatsächlich so erfolgt ist, wurde nicht dokumentiert und ist daher nicht mit Sicherheit belegt (Quick et al. 2012). Aufnahmen des Gewässerbettes aus der Zeit des 18. und 19. Jahrhunderts haben jedoch aufgrund der damaligen Akteure - wie Jasmund (1900) oder Tulla (1812, 1825) - schon ein hohes Maß an Genauigkeit inne gehabt. Inhaltlich ähnlich aufgebaute Schriften mit vergleichbaren Kartenbeilagen und Längsprofilschnitten wie das Elbstromwerk (1898), dokumentieren die Gewässersohllage im Längsprofil als „Thalwegsohle“ (Beispiel Rhein, Großh. Badischen Centralbureau für Meteorologie u. Hydrographie 1889). Darüber hinaus existierten schon wasserbauliche Vorgaben wie in der „Anweisung zur Wasserbaukunst“ von Gilln & Entelwein (1818). Zu diesem Zeitpunkt begann bereits der Oberrheinausbau (Jahre 1817-1876) durch Tulla. Bis 1900 war ebenfalls der Niederrheinausbau abgeschlossen, den Nobiling als Direktor der „Preußischen Rheinstrombauverwaltung“ realisierte. Die Tiefenprofilaufnahmen im Elbstromwerk aus der Zeit vor 1898 beziehen sich daher mit großer Wahrscheinlichkeit auf den Talweg der im Kartenband dargestellten „Stromthalkarte der Elbe“, Blatt 12 bis 19 (1898) (Rosenzweig et al. 2012).

Weiterhin können Unsicherheiten durch **vereinfachende Vorgehensweisen** bestehen. Diese müssen getroffen werden müssen, wenn keine Daten zum Vergleichs-Zustand (s. Kap. 2.3.2, Kap. 2.3.2.1, Kap. 2.3.2.2) vorliegen. Beispielhaft sei hier die Ermittlung des Sohlsubstrates für den Referenz-Zustand anzuführen: Allgemein wurden Informationen zum Sediment für den Referenz-Zustand kaum bis nicht dokumentiert. In solchen Fällen arbeitet das Valmorph-Verfahren mit einer indirekten Methodik zur Herleitung des Korngrößendurchmessers im Referenz-Zustand (s. Kap. 3.6). Hinsichtlich der Ermittlung der Korngrößenverteilung von Sedimentproben mittels verschiedener Verfahren (wie Siebung, Laseroptische-Granulometrie oder Messung der hydraulischen Partikelgröße über die Partikel-Sinkgeschwindigkeit) ist darauf hinzuweisen, dass jedes Verfahren Vor- und Nachteile beispielsweise bezüglich des methodischen und zeitlichen Aufwandes oder der Genauigkeit besitzt. In der Wasserstraßen- und Schifffahrtsverwaltung des Bundes (WSV) in Deutschland sowie an der BfG hat sich die arithmetische Methode nach Meyer-Peter & Müller (1948) zur Berechnung der mittleren Korngröße durchgesetzt. Die Methode wurde schon in frühen Arbeiten verwendet (z. B. Wendworth 1922; Krumbein & Pettijohn 1938). Bei der arithmetischen Methode zur Ermittlung der mittleren Korngröße fallen die groben Anteile der Gesamtverteilung stärker ins Gewicht als feine (McManus 1988). Folglich wird anderenorts auch die geometrische oder logarithmische Methode zur Berechnung der mittleren Korngröße verwendet (Blott &

Pye 2001). Zudem kann auch die Einteilung der Korngrößenklassen innerhalb verschiedener geowissenschaftlicher Disziplinen bzw. zwischen verschiedenen Autoren oder zwischen verschiedenen Nationalitäten variieren. Im deutschsprachigen Raum ist die Klassifikation nach DIN 4022 bzw. DIN EN ISO 14688 weit verbreitet. Hier ist folglich stets auf die Verwendung mit vergleichbar erzielten Ergebnissen (anhand gleicher Methoden und verwendeter Klassifizierungsschemen) zu achten. Prinzipiell ist zu beachten, dass die mittlere Korngröße als isolierter statistischer Parameter unzureichend geeignet ist, um generell Verteilungen von Korngrößen zu beschreiben. Zur Beschreibung dieser kann ergänzend – bei entsprechender Datenlage - z. B. auch die Ungleichförmigkeitszahl oder die Porosität betrachtet werden (s. Kap. 3.6).

Bei der Valmorph-Methode sind die Entwicklungen der Indikatoren über die Zeit nicht direkt bestimmten Ereignissen zuzuordnen. Hier ist beispielhaft der Indikator **Mittlere Sohlhöhenänderung** zu nennen: Die mit Hilfe der Methodik ermittelten Werte in cm/Jahr stellen Durchschnittswerte der Sohlhöhenlagenentwicklungen dar und lassen keinen Rückschluss auf die jeweilige zeitliche Entwicklung oder konkrete Ereignisse zu. Messunsicherheiten bestehen im gewissen Grade auch bei Sohlpeilungen. Daher gilt es, möglichst weitere Datenquellen für die Verifizierung mittlerer Sohlhöhenänderungen heranzuziehen. Hierfür sind Vergleiche mit Auswertungen von Geschiebetransportmessungen für die letzten Jahrzehnte, Frachtbilanzierungen und Ermittlungen von Wasserpiegellagedifferenzen vorzunehmen. Insbesondere Niedrigwasserspiegellagen zeichnen Gewässersohlenlagen sehr gut nach. Auch Abflussentwicklungen in den betrachteten Zeiträumen sind zur Absicherung der erzielten Ergebnisse zu analysieren. Nähere Informationen zu Unsicherheiten von Geschiebetransportmessungen sind z. B. BfG (2012b) oder Vollmer et al. (2014), von Schwebstoffmessungen z. B. IKSE (2014) oder BfG (2015) zu entnehmen. Das Verhältnis der Unsicherheiten bei der Auswertung von Sohlpeilungen nimmt in Relation zu der Größe des Messsignals der Sohlhöhenänderung mit der Länge des Zeitraumes ab, über den verglichen wird (Vollmer et al. 2013; Busch et al. 2013). Demzufolge sind für die Herleitungen von Vergleichs-Zuständen möglichst lange Zeiträume heranzuziehen (s. Kap. 3.4). Es gilt zu beachten, dass die Entwicklung einiger Indikatoren (wie Mittlere Sohlhöhenänderung, Tiefenvariation oder Substrat) auch von Baggermaßnahmen oder weiteren Maßnahmen des Sedimentmanagements mit beeinflusst sein kann.

Wie in Kap. 3 verdeutlicht, bieten sich gerade Bundeswasserstraßen aufgrund der guten **Datenlagen** für die quantitative Erfassung und Bewertung der Indikatoren an, der hydromorphologische Zustand ist häufig gut bestimm- und bewertbar. Die Eignung der Daten beruht auf dem Zeitpunkt sowie der Qualität der Datenerhebung und -dokumentation. Es ist stets auf eine Vergleichbarkeit der Zustände zu achten. Ergänzend ist als Qualifikation für die Anwendung des Valmorph 2 - Verfahrens auch ein gewisses gewässermorphologisches und hydromorphologisches Fachwissen der Kartierer/in bzw. Anwender/in erforderlich und entscheidend. Der notwendige Ausbildungsgrad variiert dabei vom Bachelor of Science zu Post Graduate, das Fachwissen der Bearbeiter/in sowie die Datenlage sind jedoch essentiell. Insbesondere für (kleinere) Gewässer ohne Schifffahrt fehlen oft quantitative Daten, teilweise aber auch für verkehrlich weniger intensiv genutzte Wasserstraßen. Eine Übertragbarkeit der Methoden ist gewährleistet, jedoch ist in diesen Fällen zumeist zunächst eine Erhebung ggf. fehlender Daten notwendig.

Die resultierenden Ergebnisse der hydromorphologischen Indikatoren sind schließlich auch von den untersuchten **Gewässerabschnittslängen**, den gewählten **Methoden** und

Aggregationsstufen sowie der **Stützbereichsgröße des gleitenden Mittels** abhängig. Um hier für die Bundeswasserstraßen unter Beibehaltung detaillierter Ergebnisse möglichst repräsentative Aussagen erlangen zu können, wurden entsprechende Abschnittslängen, Aggregationsstufen usw. empfohlen (s. Kap. 2, 3 und 4). Durch die Mittelung über größere Abschnitte (beispielsweise 10 km) würden durch die damit verbundene Glättung des Bewertungsspektrums viele der besseren und schlechteren Bewertungen (Note 1 und 5) entfallen bzw. zu moderateren Werten gemittelt werden. Um adäquate Handlungsempfehlungen zur Verbesserung der hydromorphologischen Verhältnisse ableiten zu können, sollten die Bewertungsergebnisse jedoch möglichst detailliert vorgehalten werden (Kap. 2.6) (s. z. B. IKSE 2014; Heininger et al. 2015).

Zusammenfassend lässt sich festhalten, dass bei der Valmorph-Methode wie oben erläutert verschiedene Grundsätze zur größtmöglichen Absicherung der Ergebnisse verfolgt werden, um mögliche Fehlerquellen zu reduzieren und eine schlussendliche Einschätzung des Grades der Unsicherheiten zu ermöglichen. Vor dem Hintergrund der häufig guten Datengrundlagen an den deutschen Wasserstraßen und den detailliert dokumentierten indikatorspezifischen Vorgehensweisen zur Erfassung und Beurteilung der hydromorphologischen Verhältnisse werden die Unsicherheiten insgesamt als gering eingestuft (s. auch FGG Elbe 2013; IKSE 2014; Quick et al. 2014).

4 Erfassungs- und Bewertungsmethoden hydromorphologischer Indikatoren Kanalbereich

In Kanälen, die als künstliche Gewässer ausgewiesen sind, ist die Beurteilung der hydromorphologischen Situation oder auch von Veränderungen im und am Gewässer schwierig, da bisher keine oder kaum Bewertungsgrundlagen oder erforderliche detaillierte Vergleichs-Zustände existieren (vgl. Kap. 1, Kap. 2.2, Kap. 2.3.2.2; LAWA 2015).

Die im Folgenden dargestellten hydromorphologischen Indikatoren sind an ausschließlich künstlich geschaffenen Kanälen anzuwenden (s. Kap. 2.2; BfG 2011b; Quick 2010). Für Kanäle, die ehemalige Gewässerbetten nutzen, sind die Indikatoren für den Binnen- und Küstenbereich heranzuziehen (s. Kap. 3), da in diesen Fällen die Gewässer als HMWB und nicht als AWB ausgewiesen worden sind (Kap. 2.2, Kap. 2.8). Beispiele für diese Gewässerabschnitte sind einige Abschnitte des Dortmund-Ems-Kanals (DEK), entlang derer das ursprüngliche Emsgewässerbett genutzt wird oder der Main-Donau-Kanal (MDK), der u. a. das Gewässerbett der Altmühl auf über ca. 34 km nutzt (s. Abb. 2, Abb. 4).

Kanäle sind überwiegend durch geringe Strömungsgeschwindigkeiten und eine fehlende Morphodynamik gekennzeichnet, darüber hinaus herrschen generell annähernd konstante Wasserspiegellagen vor. Aufgrund dieser Voraussetzungen wurde eine **schlank gehaltene, stark vereinfachte und leicht anwendbare Methode** zur Bewertung exemplarischer Indikatoren umgesetzt. Diese Methodik impliziert die nachstehenden repräsentativen hydromorphologischen Indikatoren, mit deren Hilfe die unterschiedliche Wertigkeit zwischen verschiedenen Kanälen belegt und entsprechend eingestuft werden kann (s. auch Tab. 1). Für AWB

als rein künstlich geschaffene Wasserkörper werden nur **sog. „Schad-Indikatoren“** erfasst und beurteilt:

- (1) Querbauwerke
- (2) Sohlensicherung
- (3) Ufersicherung

Auch ausbaubedingte Veränderungen an Kanälen werden durch die Valmorph-Methode dokumentiert und lassen sich bewerten. Die Festlegung der jeweiligen Bewertungsmatrix für die drei hydromorphologischen Indikatoren erfolgte unter der Prämisse, je weniger naturfern Längsprofil, Gewässersohle und Ufer eines Kanals ausgeprägt sind, desto besser die Bewertung (s. Tab. 25, 26 und 27) (Gültekin 2011; Quick 2011a). Die drei Indikatoren stehen stellvertretend für die hydromorphologische Ausprägung des untersuchten AWB. Sie werden in 1 km - bzw. 5 km - Abschnitten erhoben (vgl. Kap. 2.1).

Bei Bedarf kann für die Gesamtbewertung eine arithmetische Mittelwertbildung aus den Ergebnissen der jeweiligen Indikatoren erfolgen. Neben einer gleichrangigen Gewichtung wäre als weitere Aggregationsmöglichkeit alternativ die Einführung einer verstärkten Wichtung für einen der hydromorphologischen Schad-Indikatoren mit besonderer Bedeutung für eine bestimmte Fragestellung denkbar (vgl. Kap. 2.6, Kap. 3.11). Generell wird jedoch auch für die Kanäle eine Beibehaltung der Bewertung der einzelnen Indikatoren empfohlen, um bei Bedarf eine möglichst detaillierte Aussage zu den Ausprägungen vorliegen zu haben.

4.1 Querbauwerke

Definition, Methodik und Bewertung

Definition: Vorhandene Querbauwerke (wie z. B. Schleusen, Wehr- / Wasserkraftanlagen u. ä. nach DIN 4047-5 1989 und DIN 19661-2 2000) verursachen einen Rückstau und vermindern oder unterbinden aufgrund der geringen Strömungsgeschwindigkeiten eine Sedimentdurchgängigkeit (vgl. Kap. 3.2), so dass ein Sedimenttransport i. d. R. in Kanälen nicht vorhanden bis nur gering ausgeprägt oder höchstens schiffsinduziert ist.

Methodik: An Bundeswasserstraßen ist eine Erfassung der Querbauwerke z. B. aus Fernerkundungsdaten (z. B. Luftbildern etc.) oder auf Grundlage verschiedener Kartenwerke (z. B. DGK5, DBWK2) möglich (vgl. Kap. 3.2). Eine Differenzierung der Querbauwerksart wird nicht vorgenommen, es erfolgt vereinfachend eine „Ja/Nein“-Erhebung kombiniert mit der Entfernung des Querbauwerkes zum untersuchten Kanalabschnitt gemäß Tab. 25.

Bewertung: Die Evaluierung ist anhand der Bewertungsmatrix in nachstehender Tab. 25 vorzunehmen. Je weiter ein Querbauwerk entfernt ist, desto geringer ist sein Einfluss hinsichtlich des Längsprofils, der Strömungsgeschwindigkeiten und u. U. auch eines bestimmten Sedimenttransportes. Daher erfolgt die Evaluierung in Abhängigkeit von der Querbauwerksentfernung.

Tab. 25: Bewertungsmatrix für den hydromorphologischen Indikator Querbauwerke bei Kanälen.

Querbauwerke	Bewertung
Querbauwerk im betrachteten Abschnitt	5
Querbauwerk bis 5 km Entfernung	4
Querbauwerk bis 50 km Entfernung	3
Querbauwerk über 50 km Entfernung	2
Querbauwerk nur am Ein- und Ausgang des Kanals	1

4.2 Sohlensicherung

Definition, Methodik und Bewertung

Definition: Hierzu gehören - sofern verwendet - die Verbaumaterialien an der Kanalsohle zur Sicherung dieser sowie in den Seitenbereichen des Kanalbettes unterhalb Mittelwasser.

Methodik: Die Sohlensicherung kann z. B. anhand vorliegender Ausbau- oder Planunterlagen, Behördenabfragen oder ggf. bei Geländekampagnen ermittelt werden.

Bewertung: Je nach verwendetem Material bzw. Verbauart zur Sicherung der Kanalsohle erfolgt die Bewertung entsprechend folgender Matrix, s. Tab. 26. Je weniger stark der Verbau ist, desto bessere Bewertungsstufen resultieren je betrachteten Kanalabschnitt.

Tab. 26: Bewertungsmatrix für den hydromorphologischen Indikator Sohlensicherung bei Kanälen.

Sohlensicherung	Bewertung
Beton, Spundwände, Massivsohle ohne Sediment	5
Beton, Spundwände, Massivsohle mit Sediment, Steinschüttung, Deckwerk aus Wasserbausteinen, verklammert	4
Steinschüttung, Deckwerk aus Wasserbausteinen, unverklammert	3
Alternative Sohlensicherung (z. B. Vegetationsmatten)	2
Unverbaute Sohle	1

4.3 Ufersicherung

Definition, Methodik und Bewertung

Definition: Zu der Ufersicherung gehört – soweit vorhanden – der Verbau der beiden Kanalufer oberhalb der Mittelwasserlinie. Ufersicherungen dienen dem Zweck der Befestigung des Ufers bzw. zum Erhalt einer Schifffahrtsrinne und eines festgelegten Gewässerverlaufes. Ufersicherungen stellen im Vergleich zu natürlichen bzw. naturnahen Uferausprägungen aus gewässerstruktureller Sicht degradierte Uferabschnitte dar.

Methodik: Zum Beispiel anhand der DBWK2, Ausbau- oder Planunterlagen, Drohnenbefliegungen oder anderweitigen Kartengrundlagen kann der Verbau des Ufers festgestellt werden. Eine Geländebegehung ist i. d. R. bei großen Gewässern nicht notwendig.

Bewertung: Je nach erfolgtem Verbau ist die Evaluierung entsprechend der Bewertungsmatrix in Tab. 27 durchzuführen. Die Vergabe der Bewertungsklassen erfolgt dabei umso besser, je weniger stark die Ufer des betrachteten Kanalabschnittes gesichert sind (vgl. z. B. Quick 2011a).

Tab. 27: Bewertungsmatrix für den hydromorphologischen Indikator Ufersicherung bei Kanälen je Uferseite.

Ufersicherung	Bewertung
Beton, Spundwände, Pflaster an der Oberfläche	5
Beton, Spundwände, Pflaster mit Sedimenten und/oder Bewuchs bedeckt	4
Steinschüttung/-wurf, Deckwerk aus Wasserbausteinen, unverfugt	3
Alternative Ufersicherung (z. B. Vegetationsmatten, Lebendverbau, Holzverbau)	2
Unverbautes Ufer	1

5 Zusammenfassung und Ausblick

An der Bundesanstalt für Gewässerkunde wurde das Valmorph 2 - Verfahren als **hydromorphologisches Erfassungs- und Bewertungsverfahren** für sämtliche Bundeswasserstraßen und ihre Auen in Deutschland entwickelt. Es ermöglicht eine abschnittsweise **Quantifizierung hydromorphologischer Gewässerzustände und Modifizierungen**. Der mit Valmorph verfolgte Ansatz der quantitativen Gewässerkunde (Morphometrie) ermöglicht eine fachwissenschaftliche Bearbeitung mit gewässertypspezifisch quantitativ beleg- und bewertbaren Vergleichs- und Schwellenwerten. Eine Evaluierung erfolgt ausgehend vom jeweiligen Grad der Übereinstimmung bzw. Abweichung vom Vergleichs-Zustand, der als Berechnungs- und Bewertungsgrundlage fungiert. Valmorph dient der Unterstützung von Entscheidungsfindungen, z. B. im Rahmen des Sedimentmanagements oder von UVUen. Auch Prognose-Zustände verschiedener Maßnahmenzenarien der Gewässerentwicklung, eines Gewässerausbaus etc. können mit Hilfe des fünfstufigen Bewertungssystems gegenüber einem Vergleichs-Zustand hydromorphologisch klassifiziert werden.

Das Verfahren basiert auf den zehn repräsentativen **Indikatoren** Breitenvariation, Sedimentdurchgängigkeit, Tiefenvariation, Mittlere Sohlhöhenänderung, Schwebstoffhaushalt, Sohlsubstrat, Uferstruktur, Flächenänderungen der eulitoral Zone, Flächenanteil überflutbarer Auen sowie Sohl- und Auenstrukturen. Diese werden nach Betroffenheit und Relevanz für jeweilige Fragestellungen ausgewählt. Die Ausprägung der Indikatoren wird mit Hilfe eindeutiger parametrisierter Methoden ermittelt (s. Kap. 3.1 bis 3.10).

Das Valmorph-Verfahren impliziert **verschiedene Zielerreichungszustände** für natürliche, als erheblich verändert und künstlich ausgewiesene Gewässer. Das Verfahren ist für sämtliche Oberflächengewässerkategorien sowie für alle Gewässertypen anwendbar. Die großen und schiffbaren Gewässer werden anhand von Messpunkten, Messquerschnitten und/oder flächigen Datenerhebungen erfasst und analysiert. An Wasserstraßen wird i. d. R. die Bildung und Beibehaltung äquidistanter Abschnitte von 5 km Länge je Indikator gemäß Valmorph-Methode empfohlen, um detaillierte räumliche Zuordnungen und entlang längerer Fließstrecken geeignete Vergleiche untereinander zu ermöglichen sowie Trends erkennen zu können. Die Ergebnisse können unter Beibehaltung der 1 km-Kartierabschnitte oder 5 km aggregierten Abschnitte bei Bedarf jeweils für Wasserkörper, überregionale Gewässerabschnitte (z. B. entlang von Tiefenerosionsstrecken) bis hin zum gesamten Gewässerverlauf und Gesamtsystem visualisiert werden (s. Kap. 2.1).

Valmorph 2 stellt ein unterstützendes Werkzeug für das **Management großer und schiffbarer Oberflächengewässer** dar. Mit Hilfe der detaillierten Erfassung und Evaluation können Defizite und Lokalisationen für effektive Verbesserungsmaßnahmen bis hin zu Renaturierungen aufgezeigt werden. Dabei sind die Wirkungen von Handlungsempfehlungen bzw. Maßnahmenumsetzungen auf defizitäre Bereiche auszurichten. Die ermittelten Ergebnisse können darüber hinaus zu Identifikationen guter Gewässerabschnitte genutzt werden, so dass diese geschützt werden können. Als Monitoring-Tool für Effizienzkontrollen ist das Valmorph-Verfahren ebenso geeignet (vgl. Kap. 2). Es wurde z. B. im Rahmen des zweiten Bewirtschaftungsplans für die Elbe eingesetzt und stellt ein Hintergrunddokument zum Bewirtschaftungsplan der Elbe dar (Rosenzweig et al. 2012, IKSE 2014 und FG Elbe 2013). Es steht in engem Bezug zum Driving Force-Pressure-State-Impact-Response - Konzept (DPSIR) (Kap. 2.7) sowie im Kontext mit den aktuellen rechtlichen Vorgaben und

fachwissenschaftlichen nationalen und internationalen Regelungen (z. B. EG-WRRL 2000; WHG; OGewV; DIN EN 14614 2005; DIN EN 15843 2010; BfG 2011b; LAWA 1999 ff.). Damit gewährleistet die Valmorph-Methode durch ihren Einsatz auch eine Einhaltung der Anforderungen, Vereinheitlichung und Verkürzung der Arbeiten und Laufzeiten von Projekten an Bundeswasserstraßen.

Der **Aufbau der vorliegenden Verfahrensbeschreibung** schildert einleitend in Kap. 1 Veranlassung und Zielsetzungen, den Geltungsbereich sowie Erläuterungen zum Verständnis der Hydromorphologie. In Kap. 2 erfolgt die Verfahrensbeschreibung inklusive Ausführungen zu möglichen Einsatzmöglichkeiten, bevor sich in Kap. 3 die detaillierten Dokumentationen der hydromorphologischen Indikatoren und ihrer Methoden zur Untersuchung und Bewertung finden. Die Vorstellung der Indikatoren erfolgt jeweils untergliedert in Definition, Methode und durchzuführende Bewertung einschließlich entsprechender Berechnungsformeln. Es werden alle erforderlichen, relevanten Inhalte von den Daten, deren Analysen bis zur Bewertung dokumentiert. Teilweise finden sich auch Fallbeispiele. Eine Diskussion der Unsicherheiten erfolgt in Kap. 3.11, bevor in Kap. 4 speziell künstliche Wasserstraßen thematisiert werden.

Die **Abgrenzung zu anderen hydromorphologischen Methoden** ergibt sich bei dem Valmorph-Verfahren durch den Einsatz quantitativer Daten, dem daraus resultierenden hohen Grad an Detailgenauigkeit, dem Arbeiten mit einem überschaubaren Indikatorsatz sowie angepassten Vorgehensweisen im Hinblick auf wasserstraßenrelevante Aspekte. Exemplarisch ist hier die Verwendung reduzierter Umweltziele für erheblich verändert und künstlich ausgewiesene Oberflächengewässer zu nennen. Beispielsweise beziehen sich Verfahren zur Gewässerstrukturgütekartierung auf den heutigen potenziell natürlichen Zustand (hnpG, Kap. 2.3.2.1); dies führt i. d. R. zu schlechten Evaluierungen der als erheblich verändert und künstlich ausgewiesenen großen und schiffbaren Gewässer. Diesem Umstand trägt die Valmorph-Methode Rechnung (Kap. 2.3.2.2, Kap. 3.1 bis 3.10). Ein weiterer wesentlicher Unterschied zu anderen Verfahren (bei denen das Gewässerbett schiffbarer Gewässer häufig unterrepräsentiert ist) liegt darin, dass bei Valmorph der Bereich des Gewässerbettes selbst am besten repräsentiert wird (Kap. 2.6.1). Zudem können durch die abschnittsweise, sehr genaue Betrachtung mittels Valmorph auch kleinräumige, lokale Veränderungen gegenüber der Vergleichs-Zustände erkannt werden.

Auch zukünftig gehört u. a. die **Weiterentwicklung** von Methoden, Modellen und Werkzeugen sowie die Einbeziehung aktueller fachwissenschaftlicher, umweltschutzrelevanter wie auch technischer Entwicklungen zu den Aufgaben der Bundesanstalt für Gewässerkunde als Bundesoberbehörde. Für die schiffbaren Oberflächengewässer könnten daher zukünftig bei Bedarf z. B. Anpassungen hydromorphologischer Indikatoren entwickelt werden. Sollten zukünftig relevante Fortschritte aus fachwissenschaftlicher Sicht (z. B. Kap. 2.3.2.2) und/oder Anforderungen aus Gesetzgebung und Rechtsprechung erfolgen und/oder weitere Datengrundlagen erschlossen werden und vorliegen, so sind diese jeweils für an das Management der Bundeswasserstraßen angepasste Vorgehensweisen und für aktualisierte Bearbeitungen heranzuziehen.

Danksagung

Unser Dank gilt dem Auftraggeber Bundesministerium für Verkehr und digitale Infrastruktur (BMVI). Dank für die fachliche Mitarbeit und Unterstützung gilt Dr. Dorothea Gintz, Dr. Stefan Vollmer, Nathalie Cron, Stephan Rosenzweig, Christian Svenson, Doreen Faltis, Nicole Gehres, Klaudia Krötz, Helmut Giebel, Dr. Michael Schleuter und Frank Loy (Bundesanstalt für Gewässerkunde). Weiterhin bedanken wir uns bei Johanna Untenecker, Zuhal Gültekin, Heike Rupp, Paul Schattan und Katja Arenz für die hilfreiche Unterstützung. Im Besonderen danken wir der Wasserstraßen- und Schifffahrtsverwaltung des Bundes (WSV) - beispielhaft sei hier das WSA Duisburg-Rhein und im Besonderen Herr Dietmar Abel genannt sowie die WSÄ Dresden, Magdeburg und Lauenburg -, dem Bundesamt für Naturschutz (Bernd Neukirchen, Thomas Ehlert) sowie allen weiteren Behörden wie z. B. dem NLWKN, die Daten zur Verfügung stellten. Unser Dank gilt auch dem Karlsruher Institut für Technologie (KIT), im Speziellen Martin Helms, sowie der Fa. Björnsen Beratende Ingenieure, hier stellvertretend Hr. Hens. Weiterhin gilt unser Dank der FGG Elbe sowie der IKSE. Ein besonderer Dank geht an die verschiedenen Fachexperten, z. B. im Rahmen der Arbeiten der IKSE Expertengruppe Sedimentmanagement und der Arbeitsgruppe Schadstoffe / Sedimentmanagement der AG Oberflächengewässer der Flussgebietsgemeinschaft Elbe: Hier insbesondere Karl-Heinz Jährling (LHW Sachsen-Anhalt), Dr. Diethard Fricke (NLWKN), Christine Anlanger (LHW Sachsen-Anhalt), Prof. Dr. Jakub Langhammer (Karls-Universität, Prag), Dr. Peter Heininger (Bundesanstalt für Gewässerkunde) sowie Dr. René Schwartz (BUE Hamburg). Ergänzend möchten wir dem LAWA-Expertenkreis Hydromorphologie danken, vor allem Herrn Christoph Linnenweber als Obmann des Expertenkreises.

Literaturverzeichnis

- ARGE Elbe (2004): Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL), Koordinierungsraum Tidelbe, Bestandsaufnahme und Erstbewertung, Wassergütestelle Elbe 2004.
- Baulig, Y. (2014): Untersuchung der Schwebstoffkonzentrationen im Rhein und Verifizierung einer Methodik zur Bewertung des Schwebstoffhaushalts. Univ. Koblenz-Landau. [unveröff.]
- BCE & ConTerra GmbH (2010): Integriertes Flussauenmodell INFORM Vers. 3. Handbuch, Koblenz.
- BCE (2012): ad-hoc AG SSeM Nebenflüsse Elbe -Erfassung und Bewertung hydromorphologischer Parameter von relevanten Nebengewässern der Elbe. Im Auftrag der Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz. [unveröff.]
- BfG (2001): Strukturgüte-Kartierverfahren für Wasserstraßen. Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz, Januar 2001.
- BfG (2003a): Einsatz von ökologischen Modellen in der Wasser- und Schifffahrtsverwaltung – Das integrierte Flussauenmodell INFORM. Mitteilung Nr.25 der Bundesanstalt für Gewässerkunde. Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz.
- BfG (2003b): Untersuchung des ökologischen Entwicklungspotenzials der Unter- und Außenelbe - Teil 3. BfG-Bericht 2917, Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz.
- BfG (2007): Anforderungen an die Weiterentwicklung des integrierten Flussauenmodells INFORM (Version 3). Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz.
- BfG (2008): Auswertung digitaler Fernerkundungsaufnahmen des Elbe-Wasserlaufes (FE-Datenauswertung Elbe). BfG-1580, Koblenz.
- BfG (2010a): Ökologische Modellierungen für die Wasser- und Schifffahrtsverwaltung. Das Integrierte Flussauenmodell INFORM in seiner neuesten Fassung, Juni 2010. BfG-Bericht 1667, Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz.
- BfG (2010b): Einsatz des Emssperrwerkes zur Reduzierung des Schwebstoffeintrages in die Unterems. Naturmessprogramm der Bundesanstalt für Gewässerkunde zum Probetrieb im September 2009. BfG-Bericht 1664, Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz.
- BfG (2011a): Ökologische Modellierungen für die Wasser- und Schifffahrtsverwaltung – Das integrierte Flussauenmodell INFORM in seiner neuesten Fassung (Version 3). BfG-Bericht 1667, Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz.
- BfG (2011b): Verfahren zur Bewertung in der Umweltverträglichkeitsuntersuchung an Bundeswasserstraßen - Anlage 4 des Leitfadens zur Umweltverträglichkeitsprüfung an Bundeswasserstraßen des BMVBS (2007). BfG-Bericht 1559, Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz.
- BfG (2011c): Einsatz des Emssperrwerkes zur Reduzierung des Schwebstoffeintrages in die Unterems. Naturmessprogramm der Bundesanstalt für Gewässerkunde zur zweiten Versuchsphase im Juli/August 2010. BfG-Bericht 1718, Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz.
- BfG (2012a): Recherche und Aufbereitung von Inhalten historischer Karten der Elbe zur Nutzung in der Flusshydrologischen Software FLYS. Erstellt im Rahmen des EU-Interreg-Projekts „LABEL – Anpassung an das Hochwasserrisiko im Elbeinzugsgebiet“. BfG-Bericht 1724, Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz.
- BfG (2012b): Messverfahren des Geschiebetriebes für Wasserstraßen. BfG-Bericht 1761, Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz.
- BfG (2015): Neuausrichtung des WSV-Messstellennetzes Schwebstoffmonitoring. BfG-Bericht 1799, Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz.
- BfG (2017a): Flusshydrologische Software (FLYS) der Bundesanstalt für Gewässerkunde.
URL: http://www.bafg.de/DE/08_Ref/M2/03_Fliessgewmod/01_FLYS/flys_node.html
- BfG (2017b): Hydromorphologisches Monitoring an Bundeswasserstraßen. BfG-Bericht 1911, Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz. [in Bearb.]
- BfN (2011): Freundliche zur Verfügungstellung der GIS-Daten durch das BfN im Rahmen der Erarbeitung des Sedimentmanagementplanes für die Elbe.
- BfN (2012): Bundesamt für Naturschutz – ArcGIS Daten „Flussauen in Deutschland – Kartendienst“ (<http://www.geodienste.bfn.de/flussauen>).

- Bizzi, S.; Demarchi, L.; Grabowski, R.; Weissteiner, C.; Van de Bund, W. (2016): The use of remote sensing to characterise hydromorphological properties of European rivers. *Aquatic Sciences: research across boundaries* 78: 57-70.
- Blott, S.J., Pye, K. (2001). GRADISTAT: a grain size distribution and statistics package for the analysis of unconsolidated sediments. *Earth Surface Processes and Landforms* 26, 1237-1248.
- BMVBS (2010): Rahmenkonzept Unterhaltung. Verkehrliche und wasserwirtschaftliche Unterhaltung der Bundeswasserstraßen. Bundesministerium für Verkehr, Bau und Stadtentwicklung, Bonn.
- BMVI (2016): Sedimentdurchgängigkeit der Bundeswasserstraßen im Binnenbereich. Metastudie. Bundesanstalt für Wasserbau (BAW) und Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG), Karlsruhe, Koblenz.
- Borgsmüller, C.; Quick, I.; Baulig, Y. (2016): Application of the hydromorphological assessment framework Valmorph to evaluate the changes in suspended sediment distribution in the Ems estuary. *Proceedings of the 13th International Symposium on River Sedimentation ISRS 2016*, Stuttgart, Germany.
- Brunotte, E. & Ihben, I. (2000): Geomorphologische Leitbildentwicklung in NRW für mittelgroße bis große Fließgewässer sowie für den Niederrhein. In: Fischer, H. & Graafen, R. [Hrsg.], *Koblenzer Geographisches Kolloquium. Themenheft „Flusslandschaften zwischen Persistenz und Überformung“*. 23. Jg., Jahresheft. Zugl. Kulturlandschaft. *Zeitschr. f. Angewandte Historische Geographie*. Jg. 10. H. 1 (2000): 200-208, Koblenz.
- Brunotte, E. et al. (2002): *Lexikon der Geographie*. Heidelberg.
- Brunotte, E.; Dister, E.; Günther-Diringer, D.; Koenzen, U.; Mehl, D. (2009): Flussauen in Deutschland – Erfassung und Bewertung des Auenzustandes. In: *Schriftenreihe „Naturschutz und Biologische Vielfalt“* Bd. 87 des Bundesamtes für Naturschutz, Bonn-Bad Godesberg.
- Buijse, T.; Cowx, I.; Friberg, N.; Gurnell, A.; Hering, D.; Kampa, E.; Mosselman, E.; Rinaldi, M.; Wolter, C. (2013): Deliverable 7.7.: Stakeholder Workshop on River Restoration to Support Effective Catchment Management, Discussion Paper. Projekt: Restoring rivers FOR effective catchment Management (REFORM).
- Busch, N.; Vollmer, S.; Hatz, M. (2013): Neue Auswertemethode zum Nachweis von Wasserstandsänderungen im Zusammenhang mit der morphologischen Entwicklung an Bundeswasserstraßen – dargestellt am Beispiel der Mittleren Elbe. *HyWa* 57, H. 1.
- Busskamp, R.; Richter, S.; Mohaupt, V. (2013): Kurzbericht Umsetzung der Maßnahmenprogramme nach der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie in Deutschland – nationale Festlegungen und ausgewählte Zwischenergebnisse aus den Flussgebieten sowie an den Bundeswasserstraßen. *HyWa* 57, H. 6, S. 289-292.
- BUWAL (1998): *Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Fliessgewässer: Modul-Stufen-Konzept*. Mitteilungen zum Gewässerschutz 26, Bern.
- Charlton, R. (2008): *Fundamentals of fluvial geomorphology*. Routledge, London.
- CIS-ECOSTAT (2006): Alternative methodology for defining Good Ecological Potential (GEP) for Heavily Modified Water Bodies (HMWB) and Artificial Water Bodies (AWB). Annex II in: *Good practice in managing the ecological impacts of hydropower schemes; flood protection works; and works designed to facilitate navigation under the Water Framework Directive*”, final Version.
- CIS-ECOSTAT (2012): *Common Implementation Strategy (CIS) Ecostat Workshop Hydromorphology*. 12 to 13 June 2012. Conclusions and recommendations.
- CIS (2003): *Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC) Guidance Document No. 4: Identification and Designation of Artificial and Heavily Modified Waterbodies*. Published by the Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.
- COM (2015): Mitteilung der Kommission an das Europäische Parlament und den Rat. Wasserrahmenrichtlinie und Hochwasserrichtlinie – Maßnahmen zum Erreichen eines guten Gewässerzustands in der EU und zur Verringerung der Hochwasserrisiken. COM 120 final, 9.3.2015, Brüssel.
- Cron, N.; Quick, I.; Vollmer, S. (2014a): Quantitative evaluation of hydromorphological changes in navigable waterways as contribution to sustainable management. In: Hipel, K.W.; Fang, L.; Cullmann, J.; Bristow, M. (eds.) (2014): *Conflict Resolution in Water Resources and Environmental Management*, S. 245–262, Springer Verlag, Berlin, Heidelberg.

- Cron, N.; Zumbroich, T.; Quick, I. (2014b): Bewertung und Prognose des ökologischen Potentials von Bundeswasserstraßen – Gewässerkategorien, Gewässertypen und Ausweisungsgründe nach Wasserrahmenrichtlinie. In: Deutsche Gesellschaft für Limnologie – Erweiterte Zusammenfassungen 2013 (Potsdam-Berlin), 151 - 156, Hardegsen.
- Cron, N.; Quick, I.; Zumbroich, T. (2015): Assessing and predicting the hydromorphological and ecological quality of federal waterways in Germany – development of a methodological framework. In: Multifunctionality of large rivers, *Hydrobiologia* (2015). Springer.
- Cron (2017): Bewertung und Prognose des ökologischen Potentials von Bundeswasserstraßen. Dissertation. [in Bearb.]
- De Jonge, V.; Schuttelaars, H.; Van Beusekom, J.; Talke, S.; De Swart, H. (2014): The influence of channel deepening on estuarine turbidity levels and dynamics, as exemplified by the Ems estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 139, S. 46-59.
- Deltares (2012): Mud Dynamics in the Eems-Dollart, Research Phase 2. Im Auftrag von Rijkswaterstaat Waterdienst. 132 S.
- Detert, M. & Weitbrecht, V. (2012): Automatische Objekterkennung zur Bestimmung der Korngrößenverteilung von Flusssohlen. In: 14. Gewässermorphologisches Kolloquium – Dynamik des Sedimenthaushaltes von Wasserstraßen. S. 67-76, Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz.
- DIN 4047-5 (1989): Landwirtschaftlicher Wasserbau; Begriffe. Ausbau und Unterhaltung von Gewässern.
- DIN 19661-2 (2000): Richtlinien für Wasserbauwerke – Sohlenbauwerke. Teil 2: Abstürze, Absturztreppe, Sohlenrampen, Sohlengleiten, Stützwälle, Grundschrägen, Sohlenschwellen.
- DIN EN ISO 14688 (2003). Benennung, Beschreibung und Klassifizierung von Boden.
- DIN EN 14614 (2005): Wasserbeschaffenheit – Anleitung zur Beurteilung hydromorphologischer Eigenschaften von Fließgewässern.
- DIN EN 15843 (2010): Wasserbeschaffenheit – Anleitung zur Beurteilung von Veränderungen der hydromorphologischen Eigenschaften von Fließgewässern.
- DIN EN 16039 (2011): Wasserbeschaffenheit - Anleitung zur Beurteilung hydromorphologischer Eigenschaften von Standgewässern.
- DIN EN 16503 (2013): Wasserbeschaffenheit - Anleitung zur Beurteilung der hydromorphologischen Merkmale der Übergangs- und Küstengewässer.
- DIN EN ISO 19493 (2007): Wasserbeschaffenheit – Anleitung für meeresbiologische Untersuchungen von Hartsubstratgemeinschaften.
- Dister, E. (1983): Anthropogene Wasserstandsänderungen in Flußauen und ihre ökologischen Folgen. Beispiele vom Oberrhein und Rio Magdalena. In: *Verh. Ges. Ökol.* 11, S. 89-100.
- Dister, E. (1986): Hochwasserschutzmaßnahmen am Oberrhein. Ökologische Probleme und Lösungsmöglichkeiten. In: *Geowissenschaften in unserer Zeit* Bd. 4, S. 194-203.
- Dröge, B.; Gözl, E.; Engel, H. (1993): Entwicklung und Beobachtung der Sohlenerosion im Längsverlauf des Rheins. Deutsche Übersetzung eines Beitrages zum Oslo-Symposium August 1992; IAHS No. 2010, 1992 „Erosion and Sediment Transport Monitoring Programmes in River Basins“. Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz.
- DWA (2012): Sedimentmanagement in Fließgewässern – Grundlagen, Methoden, Fallbeispiele. Merkbl. DWA-M 525, Hennef.
- EC Floods Directive (2007): Directive 2007/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2007 on the assessment and management of flood risks.
- Eckholdt, M. (1971): 200 Jahre Wasserstandsbeobachtung am Rhein. In: *Beiträge zur Rheinkunde*, H. 23, S. 15-23, Koblenz.
- EEA - European Environmental Agency (1999): Environmental indicators: Typology and overview. Technical report 25/1999.
- EEA - European Environmental Agency (2012): State of water assessment, Peter Kristensen Project Manager - Integrated Water Assessments, EEA, European Topic Centre, Inland, coastal, marine Waters.
- EG-WRRL (2000) / Europäische Wasserrahmenrichtlinie: Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für

- Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften vom 22. Dezember 2000. L 327, Luxemburg.
- Elbstromwerk (1898): Der Elbstrom, sein Stromgebiet und seine wichtigsten Nebenflüsse. Königliche Elbstromverwaltung zu Magdeburg, Berlin.
- Faulhaber, P. (1999): Untersuchungen der Auswirkung von Maßnahmen im Elbevorland auf die Strömungssituation und die Flussmorphologie am Beispiel der Erosionsstrecke und der Rückdeichungsgebiete zwischen Wittenberge und Lenzen. Tagungsband Statusseminar Elbe-Ökologie, S. 32 – 35, Berlin.
- FFH-RL (1992): Richtlinie 92/43/EWG des Rates vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen. L 206/7.
- FFH-RL (2006): Richtlinie 2006/105/EG des Rates vom 20. November 2006 zur Anpassung der Richtlinien 73/239/EWG, 74/557/EWG und 2002/83/EG im Bereich Umwelt anlässlich des Beitritts Bulgariens und Rumäniens. Lebensraumtypen gemäß FFH Richtlinie, Anhang 1: Natürliche Lebensraumtypen von gemeinschaftlichem Interesse, für deren Erhaltung besondere Schutzgebiete ausgewiesen werden müssen.
- FGG Elbe (2013): Sedimentmanagementkonzept der FGG Elbe - Vorschläge für eine gute Sedimentmanagementpraxis im Elbegebiet zur Erreichung überregionaler Handlungsziele. Magdeburg. Bearbeiter: Heininger, P.; Blondzik, K.; Gabriel, T.; Kasimir, P.; Keller, I.; Netzband, A.; Pfeiffer, P.; Quick, I.; Rickert-Niebuhr, K.; Rohde, S.; Schulz, F.; Schwandt, D.; Schwartz, R.; Steffen, D.; Tobian, I.; Vollmer, S.; von Seggern, D.; Wenzel, C.; Wilke, R.; Wolf, M.
- Folk, R.L. & Ward, W.C. (1957): Brazos River bar. A study in the significance of grain size parameters. *Journal of Sedimentary Petrology* 27: 3-26.
- Friedman, G.M. (1979): Differences in size distributions of populations of particles among sands of various origins. *Sedimentology* 26: 3-32.
- Frings, R.M.; Gehres, N.; Promny, M.; Middelkoop, H.; Schüttrumpf, H.; Vollmer, S. (2014): Today's sediment budget of the Rhine River channel, focusing on the Upper Rhine Graben and Rhenish Massif. *Geomorphology*. Volume 204, 1 January 2014, Pages 573-587.
- Gallusser, W. A.; Schenker, A. (1992): Die Auen am Oberrhein. Les zones alluviales du Rhin supérieur. Basel, Boston, Berlin.
- Gilln, D. & Entelwein, J.U. (1818): Anweisung zur Wasserbaukunst. Berlin.
- Gintz, D. (2017): Zusammenstellung von Erosionsraten internationaler Gewässer. Entwurf. Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz. [unveröff.]
- Großh. Badischen Centralbureau f. Meteorologie u. Hydrographie (1889): Der Rheinstrom und seine wichtigsten Nebenflüsse von den Quellen bis zum Austritt des Stromes aus dem Deutschen Reich. 22 Kartenbeilagen.
- Gültekin, Z. (2011): Erprobung, Überprüfung und Änderung des UVU- Bewertungsrahmens Hydromorphologie Kanal und des Moduls Valmorph Kanal auf der Strecke des Nord-Ostsee-Kanals, Kanalkilometer (Kkm) 80 bis 93,5. Bundesanstalt für Gewässerkunde / Universität Koblenz-Landau. [unveröff.]
- Günther-Diringer, D.; Dister, E.; Döpke, M.; Mehl, D.; Quick, I. (2007): Bilanzierung von Auen und Überschwemmungsgebieten an Flüssen in Deutschland. In: Deutsche Gesellschaft für Limnologie – Erweiterte Zusammenfassungen 2006 (Dresden): 162-167. Hamburg, Berlin.
- Gurnell, A. M.; Belletti, B.; Bizzi, S.; Blamauer, B.; Braca, G.; Buijse, T.; Bus-settini, M.; Camenen, B.; Comiti, F.; Demarchi, L.; García De Jalón, D.; González Del Tánago, M.; Grabowski, R.C.; Gunn, I.D.M.; Habersack, H.; Hendriks, D.; Henshaw, A.; Klösch, M.; Lastoria, B.; Latapie, A.; Marcinkowski, P.; Martínez-Fernández, V.; Mosselman, E.; Mountford, J.O.; Nardi, L.; Okruszko, T.; O'Hare, M.T.; Palma, M.; Percopo, C.; Rinaldi, M.; Surian, N.; Weissteiner, C.; Ziliani, L. (2014): A multi-scale framework and indicators of hydromorphological processes and forms. Deliverable 2.1, a report in four parts of REFORM (REstoring rivers FOR effective catchment Management), a Collaborative project (large-scale integrating project) funded by the European Commission within the 7th Framework Programme under Grant Agreement 282656.
- Habersack, H.; Dister, E.; Döpke, M.; Harms, O.; Hauer, C.; Piquette, E.; Quick, I.; Schober, B.; Wintz, M. (2008a): Flood risk reduction by preserving and restoring river floodplains – Pro Floodplain. Final Report. CRUE Funding Initiative on Flood Risk Management Research. CRUE

- Research Report No. I-3. 147 S. Vienna, Rastatt, Strasbourg. [http://www.crue-eranet.net/partner_area/documents/Final_Report_PRO_Floodplain.pdf]
- Habersack, H.; Liedermann, M.; Tritthart, M.; Gmeiner, P.; Haimann, M.; Hauer, C.; Klösch, M.; Schober, B. (2008b): Flussbauliches Gesamtprojekt Donau östlich von Wien. Zwischenbericht Premonitoring Naturversuchsstrecke Bad Deutsch Altenburg, Messprogramm 2005-2008 via donau, BMVIT, 103.
- HARBASINS (2008): HARBASINS Report “Long-term Spatial Development of Habitats in the Ems-Dollard Estuary”. Lower Saxony Water Management, Coastal Defence and Nature Conservation Agency - Coastal Research Station -, Herrling G. & Niemeyer, H.D. Norden, Aurich, Oldenburg, Wilhelmshaven. And HARBASINS Report “Hydro- and Morphological Pressures and Impacts”. Lower Saxony Water Management, Coastal Defence and Nature Conservation Agency - Coastal Research Station -, Herrling G. & Niemeyer, H.D. Norden, Aurich, Oldenburg, Wilhelmshaven.
- Hauer, C.; Unfer, G.; Habersack H.; Pulg, U.; Schnell J. (2013): Bedeutung von Flussmorphologie und Sedimenttransport in Bezug auf die Qualität und Nachhaltigkeit von Kieslaichplätzen. *Korrespondenz Wasserwirtschaft*, 4, S.189-197.
- Heininger, P.; Keller, I.; Quick, I.; Schwartz, R.; Vollmer, S. (2015): Sediment Management on River-Basinscale: The River Elbe. In: Cullmann, J. & Heininger, P. (eds.), *Sediment Matters*, 201-247, Springer.
- Hügin, G. (1962): Wesen und Wandlung der Landschaft am Oberrhein. *Beiträge zur Landespflege*. Bd. 1, S. 186-250.
- IKSE (2005): Die Elbe und ihr Einzugsgebiet. Ein geographisch-hydrologischer und wasserwirtschaftlicher Überblick. Internationale Kommission zum Schutz der Elbe. Schönebeck.
- IKSE (2014): Sedimentmanagementkonzept der IKSE - Vorschläge für eine gute Sedimentmanagementpraxis im Elbegebiet zur Erreichung überregionaler Handlungsziele. Magdeburg. Bearbeiter: Heininger, P.; Hildebrandt, T.; Kasimir, P.; Netzband, A.; Quick, I.; Rohde, S.; Schwandt, D.; Schwartz, R.; Vollmer, S.; Dušek, B.; Halířová, J.; Kliment, V.; Langhammer, J.; Medek, J.
- IKSR (2009): International koordinierter Bewirtschaftungsplan für die internationale Flussgebietseinheit Rhein. Koblenz.
- IRP BW (2005): Risikoanalyse Wald. Praxisorientierter Leitfaden. Hrsg. Regierungspräsidium Freiburg. Materialien zum Integrierten Rheinprogramm Baden-Württemberg. Band 12. Freiburg.
- Jährling, K.-H. (2009): Zur Situation autotypischer Gewässer aus historischer Sicht und Erfahrungen bei der Altarmreaktivierung an der Elbe. *Naturschutz im Land Sachsens - Anhalt* 46, Sonderheft 2009/1, *Forschung und Management im Biosphärenreservat MittelElbe*, 17-28.
- Jährling, K.-H. (2012): Die Bedeutung des Feststoffhaushaltes für die Gewässerstruktur und Morphodynamik der Elbe – Grundlagen, Maßnahmen, Kompromisse. In: *Die Elbe und ihre Sedimente*, Magdeburger Gewässerschutzseminar 2012, Tagungsband, Hamburg: S. 41-46.
- Jasmund (1900): Die Arbeiten der Rheinstrombauverwaltung 1851-1900. Denkschrift anlässlich des 50 jährigen Bestehens der Rheinstrombauverwaltung und Bericht über die Verwendung der seit 1880 zur Regulierung des Rheinstroms bewilligten ausserordentlichen Geldmittel. Halle a. d. Saale.
- Jones, J. I.; Collins, A. L.; Naden, P. S.; Sear, D. A. (2012a): The relationship between fine sediment and macrophytes in rivers. *River Res. Applic.* 28: 1006–1018.
- Jones, J. I.; Murphy, J. F.; Collins, A. L.; Sear, D. A.; Naden, P. S.; Armitage, P. D. (2012b): The impact of fine sediment on macro-invertebrates. *River Res. Applic.* 28: 1055–1071.
- Jürging & Patt (2005): *Fließgewässer- und Auenentwicklung*. Heidelberg.
- Kampa, E.; Buijse, T.; Cowx, I.; Friberg, N.; Zeeman, W.; Hering, D.; Rinaldi, M.; Bussettini, M.; Catalinas, M.; O'Hare, M.T.; Okruszko, T.; Mosselman, E. (2013): Deliverable 7.3.: Summary report REFORM stakeholder workshop. Projekt: Restoring rivers FOR effective catchment Management (REFORM).
- Kemp, P.; Sear, D.; Collins, A.; Naden, P.; Jones, I. (2011): The impacts of fine sediment on riverine fish. *Hydrol. Process.* 25, 1800–1821.
- KHR (1978): *Le bassin du Rhin. Monographie hydrologique / Das Rheingbiet. Hydrologische Monographie*, s Gravenhage.
- KIT (2012): Martin Helms, Institut für Wasser- und Gewässerentwicklung (IWG), Bereich Hydrology. *Karlsruher Institut für Technologie (KIT)*, November 2011 – April 2012.

- König, F. (2011): Methode zur hydromorphologischen und soziokulturellen Bewertung urbaner Fließgewässer. Karlsruher Institut für Technologie (KIT). Karlsruhe.
- König, F.; Quick, I.; Vollmer S. (2012): Defining quantitative morphological changes in large rivers for a sustainable and effective sedimentmanagement applied to the River Elbe, Germany. Proceedings Tenth International Conference of Hydrosience and Engineering, November 2012, Orlando, USA.
- König, F.; Quick, I.; Vollmer, S. (2014): Spatial and temporal changes of the width and width variability – A Case Study of the Inland Elbe River (Germany). In: 10th International Symposium on EcoHydraulics 2014 (ISE 2014). Trondheim, 23.06.2014 - 27.06.2014. Trondheim: Norwegian University of Science and Technology (NTNU).
- König, F.; Jährling, K.-H.; Quick, I. (2015): Hydromorphologische Methoden zur Beurteilung von Breitenverhältnissen am Beispiel der Elbe. HyWa 59, H. 6, 366-379.
- Krumbein W.C, Pettijohn .F.J. (1938). Manual of Sedimentary Petrography. Appleton-Century-Crofts: New York.
- KÜFOG (2014): Integrierter Bewirtschaftungsplan Ems Ästuar (IBP Ems). Fachbeitrag 1: Natura 2000, Stand Februar 2014, Loxstedt-Ueterlande.
- Langhammer, J. (2013): HEM-S Methodology for assessment of hydromorphological status of streams in relation to the sediment management. Charles University, Prague.
- LANUV NRW (2012): Gewässerstruktur in Nordrhein-Westfalen. Kartieranleitung für die kleinen bis großen Fließgewässer. LANUV-Arb.bl. 18. Recklinghausen.
- LAWA (1999): Gewässerstrukturgütekartierung in der Bundesrepublik Deutschland. Übersichtsverfahren. Roth.
- LAWA (2001): Gewässerstrukturgütekartierung in der BRD. Verfahren für kleine und mittelgroße Fließgewässer. Berlin.
- LAWA (2002): Empfehlung Gewässerstrukturgütekartierung in der BRD. Verfahren für mittelgroße bis große Fließgewässer. o.O.
- LAWA (2012): Entwurf Endbericht Bewertung von HMWB / AWB – Fließgewässern und Ableitung des HÖP / GÖP (LFP 3.10). Stand April 2012. [unveröff.]
- LAWA (2015): Handbuch zur Bewertung und planerischen Bearbeitung von erheblich veränderten Wasserkörpern (HMWB) und künstlichen Wasserkörpern (AWB). Erstellt im Rahmen des Länderfinanzierungsprogramms, Projekt „Bewertung von HMWB / AWB – Fließgewässern und Ableitung des HÖP / GÖP“ (LFP 3.10). Hilden, Essen.
- LAWA (2017a): Überarbeitung der Verfahrensbeschreibung der Gewässerstrukturgütekartierung in der Bundesrepublik Deutschland. Verfahren für kleine bis mittelgroße Fließgewässer. [in Bearbeitung]
- LAWA (2017b): Überarbeitung der Verfahrensbeschreibung der Gewässerstrukturgütekartierung in der Bundesrepublik Deutschland. Verfahren für mittelgroße bis große Fließgewässer. [in Bearbeitung]
- LUA NRW (2001): Gewässerstrukturgüte in Nordrhein-Westfalen. Anleitung für die Kartierung mittelgroßer bis großer Fließgewässer. Merkbl. Nr. 26. Essen.
- LUA NRW (2003): Morphologisches Leitbild Niederrhein. Merkbl. Nr. 41. Essen.
- LUBW (2008): Gewässerstrukturkartierung in Baden-Württemberg. Feinverfahren. Karlsruhe.
- LWRP (1994): Gewässerstrukturgütekartierung in der Bundesrepublik Deutschland – Verfahrensvorschlag für kleine und mittelgroße Fließgewässer in der freien Landschaft, im Bereich der Mittelgebirge, des Hügellandes und des Flachlandes. Mainz.
- LWRP (1995): Pilotprojekt Gewässerstrukturgütebestimmung in Rheinland-Pfalz – Bericht über die Verfahrensentwicklung für kleine und mittelgroße Fließgewässer in der freien Landschaft, im Bereich der Mittelgebirge, des Hügellandes und des Flachlandes. LfW-Bericht 224/95. Mainz.
- LWRP (1996): Gewässerstrukturgütekartierung in der Bundesrepublik Deutschland – Verfahrensbeschreibung Stand Mai 1996. LfW-Bericht 221/96. Mainz.
- McManus J. (1988). Grain size determination and interpretation. In: Techniques in Sedimentology, Tucker M (ed.). Blackwell: Oxford; 63–85.
- Meyer-Peter, E. & Müller, R. (1948): Formulas for Bed-Load Transport. In: Proceedings 2nd Meeting Int. As. Hydraulic Structure Research, P. 1-26.

- MSRL (2008): Richtlinie 2008/56/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 17. Juni 2008 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Meeresumwelt (Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie). Amtsblatt der Europäischen Union vom 25. Juni 2008. L 164/19.
- Murphy, J. F.; Jones, I. J.; Pretty, J. L.; Duerdoth, C. P.; Hawczak, A.; Arnold, A.; Blackburn, J. H.; Naden, P. S.; Old, G.; Sear, D. A.; Hornby, D.; Clarke, R. T.; Collins, A. L. (2015): Development of a biotic index using stream macroinvertebrates to assess stress from deposited fine sediment. *Freshwater Biology* (2015) 60, 2019–2036.
- Nestmann, F. & Büchele, B. [Hrsg.] (2002): Morphodynamik der Elbe. – Schlussbericht des BMBF-Verbundprojektes FK 0339566. Karlsruhe.
- OECD (1993): Environmental Indicators for Environmental Performance Reviews.
- OECD (1994): Environmental Indicators, Core Set, Paris.
- OGewV: Verordnung zum Schutz der Oberflächengewässer (Oberflächengewässerverordnung – OGewV) vom 20. Juni 2016. Bundesgesetzblatt Nr. 28, S. 1373, Bonn.
- Patt, H.; Jürging, P.; Kraus, W. (2008): Naturnaher Wasserbau: Entwicklung und Gestaltung von Fließgewässern. Springer Verlag, Berlin Heidelberg.
- Pottgiesser, T.; Ehlert, T.; Jährling, K.-H. (2013): Altgewässertypologie – Ein Instrument zur naturnahen Entwicklung potamaler Altgewässer der Elbe in Sachsen-Anhalt. – In: Naturschutz im Land Sachsen-Anhalt, 50, S 24 – 38.
- Quick, I. (2004): Geomorphologisches Leitbild des Niederrheins. Methodik zur Leitbildentwicklung für Ströme in Hinblick auf die Gewässerstrukturgütebewertung. Univ. Köln In: Reihe Wissenschaft Bd. 21, E. Ferger Verlag. 229 S, Bergisch Gladbach.
- Quick, I. & Brunotte, E. (2006): The significance of irreversible changes in natural environmental conditions for the development of geomorphological watercourse models on large rivers: A case study of the Lower Rhine (Germany). In: Zeitschrift für Geomorphologie / Annals of Geomorphology. N.F., Suppl.-Vol. 142: 245-264. Wissenschaftsverlage Schweizerbart und Gebr. Borntraeger. Berlin, Stuttgart.
- Quick, I. (2006): Erfassung von Auengewässerstrukturen am Beispiel der Aue des Oberrheins im Gebiet des geplanten Hochwasserretentionsraumes Bellenkopf / Rappenwört – Auengewässertypen, Kartiermethoden –. In: Deutsche Gesellschaft für Limnologie. Tagungsbericht 2005 (Karlsruhe): 75-79. Hamburg, Berlin.
- Quick, I.; Dister, E.; Döpke, M.; Günther-Diringer, D.; Mehl, D. (2007): Methodik zur bundesweiten Bilanzierung von Auen und Überschwemmungsgebieten großer Flüsse. In: Deutsche Gesellschaft für Limnologie – Erweiterte Zusammenfassungen 2006 (Dresden): 172-177. Hamburg, Berlin.
- Quick, I. (2010): Entwicklung und Anwendung hydromorphologischer Bewertungsverfahren zur Evaluierung in der Umweltverträglichkeitsuntersuchung an Bundeswasserstraßen am Beispiel des Ästuars der Tide-Ems. In: Deutsche Gesellschaft für Limnologie – Erweiterte Zusammenfassungen 2009 (Oldenburg), 386-391, Hamburg, Berlin.
- Quick, I. (2011a): Ermittlung und Bewertung hydromorphologischer Indikator-Parameter an Bundeswasserstraßen. In: 13. Gewässermorphologisches Kolloquium - Erfassung und Bewertung des hydromorphologischen Zustandes in Wasserstraßen. S. 27-40, Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz.
- Quick, I. (2011b): Kriterien zur Erfassung und Beurteilung des Sedimenthaushaltes als Teil des hydromorphologischen Gewässerzustandes. 13. WRRL-Forum des BUND – Ökologische Durchgängigkeit. Themenschwerpunkt: Geschiebehaushalt / Sedimentmanagement, 21.05.2011, Fulda. (http://www.bund.net/themen_und_projekte/wasser/wasserrahmenrichtlinie)
- Quick, I. (2012): Sediment management concept with special regard to hydromorphological aspects. In: Die Elbe und ihre Sedimente, Magdeburger Gewässerschutzseminar 2012, Tagungsband, Hamburg: S. 167-168.
- Quick, I.; König, F.; Svenson, C.; Cron, N.; Schriever, S.; Vollmer, S. (2012): Hydromorphologische Bewertung und Praxisprojekte mit Schnittstelle zur Gewässerökologie. In: Hydro-Ökologische Modellierungen und ihre Anwendungen. Ökol. Kolloq., Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz: S. 43-62.

- Quick, I.; Cron, N.; Schriever, S.; König, F.; Vollmer, S. (2013): Die Bedeutung der Sedimente für die Ausprägung der Hydromorphologie großer Fließgewässer als unterstützende Komponente für die Zielerreichung nach Wasserrahmenrichtlinie. In: Deutsche Gesellschaft für Limnologie - Erweiterte Zusammenfassungen 2012 (Koblenz). 370-375, Hamburg, Berlin.
- Quick, I.; Jährling, K.-H.; Vollmer, S.; Anlanger, C.; Fricke, D. (2014): Hydromorphologische Indikatoren als Zeiger für den Status des Sedimenthaushaltes der Elbe zwischen der deutsch-tschechischen Grenze und Geesthacht. In: Fachbeiträge zum Sedimentmanagementkonzept Elbe. Schriftenreihe Mitteilungen der Bundesanstalt für Gewässerkunde 30, S. 77-141. Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz.
- Quick, I. & Langhammer, J. (2015): Sediment continuity – survey, assessment and derivation of recommendations for restoring the hydromorphological indicator. 9th International SedNet conference, Solving societal challenges: working with sediments, 23.-26.09.2015, Kraków, PL.
- Quick, I.; König, F.; Borgsmüller, C.; Baulig, Y.; Gintz, D.; Vollmer, S. (2016a): Verfahren zur Untersuchung und Bewertung hydromorphologischer Verhältnisse großer und schiffbarer Oberflächengewässer in Deutschland. In: Wernecke et al. [Hrsg.] (2016): Wasserressourcen – Wissen in Flussgebieten vernetzen. Beiträge zum Tag der Hydrologie am 17./18. März 2016. Forum für Hydrologie und Wasserbewirtschaftung; Heft 37.16, 327 – 338. Fachgemeinschaft Hydrologische Wissenschaften, 2016.
- Quick, I.; Anlauf, A.; Neukirchen, B.; Henschel, T.; Jährling, K.-H. (2016b): Erfolgsfaktoren hydromorphologischer Maßnahmen an großen Fließgewässern und ihren Auen. In: KW Korrespondenz Wasserwirtschaft 9/2016, 537-544, DWA, Hennef.
- Quick, I. & Jährling, K.-H. (2016): Sedimentmanagement unter hydromorphologischen und morphodynamischen Aspekten. Dessau.
(http://www.gewaesserbewertung.de/files/wct05_sedimentmanagement.pdf)
- Rakon VI (2009): Rahmenkonzept VI - Ermittlung des guten ökologischen Potentials. LAWA-Expertenkreis Hydromorphologie, Stand Mai 2009.
- Rakon VI (2012): Ermittlung des guten ökologischen Potentials - Fließgewässer -. LAWA-Expertenkreis Hydromorphologie, Stand August 2012. (2017 in Überarbeitung)
- Reinheimer, G. (1996): Meereskunde der Ostsee. 2. Auflage, Springer, Berlin, Heidelberg.
- Rohde (1971): Eine Studie über die Entwicklung der Elbe als Schifffahrtstraße. In: Mitteilungen des Franzius-Instituts für Grund- und Wasserbau der Technischen Universität Hannover, Heft 36.
- Rommel, J. (2000): Laufentwicklung der deutschen Elbe bis Geesthacht seit ca. 1600. AG: BfG, Koblenz. (<http://elise.bafg.de/?3167>)
- Rosenzweig, S.; Quick, I.; Cron, N.; König, F.; Schriever, S.; Vollmer, S.; Svenson, C.; Grätz, D. (2012): Hydromorphologische Komponenten im Flussauenmodell INFORM - Entwicklung und Anwendung der morphologischen Systemkomponente MORPHO und des Bewertungsmoduls Valmorph zur quantitativen Erfassung und Bewertung hydromorphologischer Veränderungen in Fluss und Aue. BfG-Bericht 1657, Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz.
- Rupp, H. (2009): Erprobung des neu entwickelten UVU-Bewertungsrahmens Hydromorphologie Küste. Ableitung hydromorphologischer Indikator-Parameter für das Modul Valmorph im Rahmen von INFORM3. Bundesanstalt für Gewässerkunde / Universität Stuttgart. [unveröff.]
- Schirmer, W. (1983): Die Talentwicklung an Main und Regnitz seit dem Hochwurm. In: Geol. Jb. Bd. A 71, S. 11-43, Hannover.
- Schleuter, M.; Vollmer, S.; Quick, I.; König, F. (2014): Computing the degradation of riparian floodplains by means of a water-level difference curve, “Salix231” - a new approach to determine riverbed level variations. In: 10th International Symposium on EcoHydraulics 2014 (ISE 2014). Trondheim, 23.06.2014 - 27.06.2014. Trondheim: Norwegian University of Science and Technology (NTNU).
- Sommerhäuser & Pottgießer (2004, 2008): Karte der biozönotisch bedeutsamen Fließgewässertypen Deutschlands.
- Tittizer, T. & Krebs, F. (1993): Ökosystemforschung. Der Rhein und seine Auen. Eine Bilanz. Koblenz.
- Tögel, R. (2015): Pilotprojekt Bad Deutsch-Altenburg – Projektmotivation, Maßnahmen, Prozessbeteiligung. In: Fachtagung zu den Erkenntnissen aus dem Pilotprojekt Bad Deutsch - von viadonau – Österreichische Wasserstraßen-Gesellschaft mbH, der Sparte Transport und Verkehr

- der Wirtschaftskammer Österreich sowie der Nationalpark Donau-Auen GmbH. Wien, 16.10.2015.
- Tulla, J.G. (1812): Die Grundsätze, nach welchen die Rheinbauarbeiten künftig zu führen seyn möchten. Karlsruhe.
- Tulla, J.G. (1825): Über die Rektifikation des Rheins, von seinem Austritt aus der Schweiz bis zu seinem Eintritt in das Großherzogthum Hessen.
- UBA (2005): Bundesweites Kataster der ökologisch wirksamen, funktional differenzierten Querverbauungen der Fließgewässer. Umweltforschungsplan des BMU. Binnengewässer. FKZ (UFOPLAN) 203 24 289. AG: UBA. Bearb.: Zumbroich, T.; Müller, A. Bonn/Essen.
- UBA (2008): Wasserrahmenrichtlinie und Hydromorphologie. Dokumente der gemeinsamen Umsetzungsstrategie der EU-Staaten (CIS). 17/08. Dessau-Roßlau.
- UBA (2013): Die Wasserrahmenrichtlinie – Eine Zwischenbilanz zur Umsetzung der Maßnahmenprogramme 2012.
- UBA (2014): Strategien zur Optimierung von Fließgewässer-Renaturierungsmaßnahmen und ihrer Erfolgskontrolle. Dessau-Roßlau.
- UBA (2016): Endbericht Workshop Hydromorphologie III. Dessau-Roßlau.
- Untenecker (2009): Erprobung des überarbeiteten UVU-Bewertungsrahmens Hydromorphologie Fluss. Erprobung der Systemkomponente Valmorph aus INFORM. Bundesanstalt für Gewässerkunde / Universität Gießen. [unveröff.]
- UVPG (1990): Gesetz über die Umweltverträglichkeitsprüfung (UVPG). Ausfertigungsdatum: 12.02.1990. Gesetz über die Umweltverträglichkeitsprüfung in der Fassung der Bekanntmachung vom 24. Februar 2010 (BGBl. I S. 94), zuletzt geändert durch Art. 4 G v. 13.10.2016 (BGBl. I S. 2258), das durch Artikel 2 des Gesetzes vom 30. November 2016 (BGBl. I S. 2749) geändert worden ist (Änderung durch Art. 2 G v. 30.11.2016 I 2749 (Nr. 57) textlich nachgewiesen, dokumentarisch noch nicht abschließend bearbeitet).
- UVP-RL (1985): Richtlinie 85/337/EWG des Rates vom 27. Juni 1985 über die Umweltverträglichkeitsprüfung bei bestimmten öffentlichen und privaten Projekten bzw. Richtlinie 2014/52/EU des europäischen Parlaments und des Rates vom 16. April 2014 zur Änderung der Richtlinie 2011/92/EU über die Umweltverträglichkeitsprüfung bei bestimmten öffentlichen und privaten Projekten. Amtsblatt der Europäischen Union vom 25.4.2014. L 124/1. Straßburg.
- Vattenfall Europe AG (2012): Elbfische auf dem besten Weg. Infolyer zur Fischaufstiegsanlage. (http://www.vattenfall.de/de/moorburg/file/110811_Infolyer_Fischaufstieg_WEB.pdf_18506009.pdf_19085661.pdf)
- Vollmer & Groß (2004): Entwurf zur Überarbeitung des UVU-Bewertungsrahmens unter vereinfachter Verwendung des Strukturgüte-Kartierverfahrens für Wasserstraßen, unveröffentlichte BfG-Arbeitsgrundlage.
- Vollmer, S.; Quick, I.; Moser, H. (2012): Sedimenthaushalt und Managementaspekte der Binnenwasserstraße Elbe. In: Die Elbe und ihre Sedimente. Magdeburger Gewässerschutzseminar 2012, Tagungsband, Hamburg: S. 34-37.
- Vollmer, S.; Quick, I.; König, F. (2013): Hydromorphologische Entwicklung der Binnenelbe. In: 15. Gewässermorphologisches Kolloquium – Geomorphologische Prozesse unserer Flussgebiete, S. 75-87. Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz.
- Vollmer, S.; Grätz, D.; Schriever, S.; Krötz, K.; König, F.; Svenson, C.; Promny, M.; Busch, N.; Hatz, M. (2014): Sedimenttransport und Flussbettentwicklung der Elbe. KLIWAS Schriftenreihe, KLIWAS-67/2014, Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz.
- WHG: Wasserhaushaltsgesetz vom 31. Juli 2009 (BGBl. I S. 2585), zuletzt durch Artikel 1 des BGBl. I S. 2771 vom 28. Juli 2017 geändert.
- Wirtz, C. (2004): Hydromorphologische und morphodynamische Analyse von Bühnenfeldern der unteren Mittel-elbe im Hinblick auf eine ökologische Gewässerunterhaltung. Freie Universität Berlin. Berlin.
- WSV (2017): Zentrales Datenmanagement der Wasserstraßen- und Schifffahrtsverwaltung des Bundes, Generaldirektion Wasserstraßen und Schifffahrt Außenstelle Nord, Hamburg.

Abkürzungsverzeichnis

a:	Jahre
ADCP:	Acoustic Doppler Current Profiler
AWB:	artificial water body = künstlicher Wasserkörper
baci-Ansatz:	Before-After-Control-Impact (zum Monitoring von Auswirkungen)
BAW:	Bundesanstalt für Wasserbau
BfG:	Bundesanstalt für Gewässerkunde
BMVI:	Bundesministerium für Verkehr und digitale Infrastruktur
bzw.:	beziehungsweise
ca.:	circa
CIR:	Color-Infrarot
cm:	Zentimeter
DBWK 2	Digitale Bundeswasserstraßenkarte im Maßstab 1: 2.000
DGK 5	Deutsche Grundkarte im Maßstab 1: 5.000
DGM	Digitales Geländemodell
DIN:	Deutsches Institut für Normung
DIN EN:	Deutsches Institut für Normung, Europäische Norm
etc.:	et cetera
ff.:	fortfolgende
FLYS	Flusshydrologische Software der BfG
ggf.:	gegebenenfalls
GGInA:	Gewässerkundliches Geografisches Informations- und Analysesystem der BfG
göP:	gutes ökologisches Potenzial
göZ:	guter ökologischer Zustand
ha:	Hektar
HMWB	heavily modified water body = erheblich veränderter Wasserkörper
höP:	höchstes ökologisches Potenzial
hpnG	heutiger potenziell natürlicher Gewässerzustand
i. d. R.:	in der Regel
INFORM	Integriertes Flussauenmodell der BfG (INtegrated FLOODplain Response Model)
LAWA	Bund-/Länder-Arbeitsgemeinschaft Wasser
LIDAR:	Light detection and ranging
Kap.:	Kapitel
km:	Kilometer
m:	Meter
mm:	Millimeter
MThw:	Mittleres Tidehochwasser (eines bestimmten betrachteten Zeitraums)
NWB	natural water body = natürlicher Wasserkörper
o. ä.:	oder ähnlich
s.	siehe
SchwebDB	Schwebstoff-Datenbank der BfG
SedDB	Sediment-Datenbank der BfG
sog.:	sogenanntes
TK 25	Topographische Karte im Maßstab 1: 25.000
UBA	Umweltbundesamt
usw.:	und so weiter
u. a.:	unter anderem
u. ä.:	und ähnlich
u. U.:	unter Umständen
UVU:	Umweltverträglichkeitsuntersuchung
Valmorph:	eVALUation of MORPHology
vgl.:	vergleiche
WSA:	Wasserstraßen- und Schifffahrtsamt
WSÄ:	Wasserstraßen- und Schifffahrtsämter
WSV:	Wasserstraßen- und Schifffahrtsverwaltung des Bundes
z. B.:	zum Beispiel

Bundesanstalt für
Gewässerkunde

BfG-1910
Valmorph