

Fahrrinnenanpassung der Unter- und Außenweser an die Entwicklungen im Schiffsverkehr mit Tiefenanpassung der hafenbezogenen Wendestelle

Gutachterlicher Fachbeitrag 5

- Aktualisierung des Kapitels WRRL der UVU



GfL Planungs- und Ingenieurgesellschaft GmbH

Postfach 347017
28339 Bremen

Friedrich-Mißler-Straße 42
28211 Bremen

Telefon (0421) 20 32-6
Telefax (0421) 20 32-747



BIO CONSULT
Schuchardt & Scholle GbR
BioConsult
Schuchardt & Scholle GbR

Reeder-Bischoff-Straße 54
28757 Bremen

Telefon (0421) 6207108
Telefax (0421) 6207109



KÜFOG GmbH
Landschaftsökologische und
biologische Studien

Alte Deichstraße 39
27612 Loxstedt-Ueterlande

Telefon (04740) 1071 oder 681
Telefax (04740) 1027

Aktualisierung des Kapitels WRRL der UVU

Während der Erarbeitung der UVU lagen für die verschiedenen Qualitätskomponenten nach WRRL für die im Betrachtungsraum relevanten Wasserkörper noch keine Bewertungen des ökologischen Zustands vor, da die entsprechenden Bewertungsverfahren noch in Entwicklung waren.

Zwischenzeitlich ist die Entwicklung deutlich voran geschritten; der aktuelle Stand bezüglich der Bewertungsverfahren für den ökologischen Zustand und die Konsequenzen hinsichtlich der Beurteilung der vorhabensbedingten Auswirkungen werden daher im Folgenden dargestellt. Anschließend werden die vorliegenden Bewertungsergebnisse für den Status Quo zusammenfassend wiedergegeben. Da für Oberflächengewässer der ökologische und der chemische Zustand maßgeblich sind, werden beide kurz dargestellt.

Zu beachten ist, dass die Wasserkörper „Übergangsgewässer der Weser“ und „Tidebereich oberhalb Brake“ zu den im Sinne der WRRL „erheblich veränderten“ Wasserkörpern (heavily modified waterbodies – HMWB) zählen. Für diese Wasserkörper sind nach WRRL eigene Bewertungssysteme und Bewertungsverfahren vorgesehen. Statt der Erreichung des „guten ökologischen Zustands“ ist für „erheblich veränderte“ Wasserkörper die Erreichung des „guten ökologischen Potenzials“ Ziel der WRRL. Da aber noch keine eigenen Bewertungssysteme vorliegen, erfolgte die Bewertung bisher nach den gleichen Systemen wie für natürliche Wasserkörper.

Die Oberflächen-Wasserkörper der Nebenflüsse werden hier nicht betrachtet. Die maßnahmenbedingten Veränderungen der Tidekennwerte und der Strömungsverhältnisse in den Nebenflüssen der Unterweser sind zwar „großräumig“ und „andauernd“, aber im Vergleich zu den kumulierten Vorbelastungen, d.h. den Veränderungen durch alle vorangegangenen Maßnahmen, gering (Grad der Veränderung „<<-1 (sehr gering bis gering negativ)“). Auch auf das Grundwasser wird nicht eingegangen, da eine Betroffenheit des Grundwassers im Sinne der WRRL (chemischer und mengenmäßiger Zustand) durch die geplanten Vorhaben nicht angenommen wird.

Bewertungsverfahren für den ökologischen Zustand der Oberflächen-Wasserkörper des Betrachtungsraumes nach EG-WRRL

Durch biologische Bewertungsverfahren wird der ökologische Zustand eines Wasserkörpers bewertet, wobei sich der gute ökologische Zustand der Oberflächengewässer in erster Linie nach dem Vorkommen gewässerspezifischer Pflanzen- und Tierarten richtet.

Für die Bewertung des ökologischen Zustands sieht die EG-WRRL Monitoringprogramme vor, welche die Entwicklung der Gewässer bzw. der FFH-Gebiete überwachen. Die EG-WRRL unterscheidet drei Arten der Überwachung (bzw. des Monitorings):

- 1) Überblicksüberwachung für langfristige Trends und bekannte Belastungen,
- 2) operative Überwachung als intensive Überwachung bei nicht gutem Zustand und
- 3) Überwachung zu Ermittlungszwecken bei Unfällen und unbekanntem Belastungen.

Nach derzeitigem Stand werden für die Bewertung des ökologischen Zustands innerhalb der Küstengewässer, Übergangsgewässer und limnischen Fließgewässer die Qualitätskomponenten Phytoplankton, Makrophyten (Makroalgen und Angiospermen), benthische wirbellose Fauna sowie Fische und Rundmäuler herangezogen (Tabelle 1). Allerdings wird nicht zwingend jede Qualitätskomponente in jedem Wasserkörper beobachtet. So findet ein Monitoring der Fische nur in den Übergangsgewässern und limnischen Fließsystemen statt, während Phytoplankton nicht in den Übergangsgewässern überwacht wird (s. Tabelle 2). Neben diesen biologischen Qualitätskomponenten gibt es noch weitere begleitende hydromorphologische und physikalisch-chemische Qualitätskomponenten, welche unterstützend in die Bewertung des ökologischen Zustands eingehen (vgl. Tabelle 1).

Beim operativen Monitoring sind nicht alle biologischen Komponenten zu untersuchen, sondern eine Auswahl zu treffen bzgl. der Komponenten, die die ökologische Situation am besten darstellen. Die Bewertung des chemischen Zustands der Gewässer erfolgt in Niedersachsen und Bremen derzeit nach gesetzlich geregelten europäischen Umweltqualitätsnormen des Anhangs X sowie durch Umweltqualitätsnormen der niedersächsischen Verordnung zum wasserrechtlichen Ordnungsrahmen vom 27. Juli 2004 bzw. der Verordnung zum Schutz der Binnenoberflächengewässer, der Übergangsgewässer und des Grundwassers vom 06. Februar 2004 (Bremen). Seit dem 16.12.2008 ist jedoch die Richtlinie über Umweltqualitätsnormen im Bereich der Wasserpolitik (2008/105/EG) geltendes EU-Recht und muss bis Mitte 2010 in eine Bundesverordnung umgesetzt werden, welche dann die Länderverordnungen ablöst (NLWKN 2009).

In Tabelle 1 sind die derzeit gültigen Verfahren aufgelistet, anhand derer der ökologische und chemische Zustand der Wasserkörper bewertet wird. Die Wasserkörper werden in erster Linie anhand ihrer Biozönose bewertet und es wird überwiegend der ökologische Zustand festgestellt, da die Verfahren für eine Bewertung des ökologischen Potenzials, welches für die Wasserkörper „Tideweser oberhalb Brake“ und „Übergangsgewässer Weser“ gelten würde, zur Zeit noch nicht fertig gestellt sind. Die wichtigsten Parameter (metrics) innerhalb jeder Qualitätskomponente sind die gewässerspezifische Artzusammensetzung und die Artenhäufigkeit, bei der Fischfauna auch die Altersstruktur und beim Phytoplankton die Biomasse (NLWKN 2009). In den folgenden Abschnitten werden die einzelnen Bewertungsverfahren für die Qualitätskomponenten Phytoplankton, Makrophyten, benthische Wirbellosenfauna, und Fische genauer beschrieben.

Tabelle 1: Zusammenstellung des aktuellen Stands der Verfahren, mit denen die Bewertung des ökologischen Zustands für die verschiedenen Wasserkörper im Sinne der WRRL im Betrachtungsraum durchgeführt wird.

	Typ 22.3 Ströme der Marschen Weser/Tidebereich oberhalb Brake 26035	Übergangsgewässer Weser T1.4000.01	Polyhaline offene Küste N3.4900.01	Westliches Wattenmeer N4.4900.01	Östliches Wattenmeer N4.4900.02
Ökologischer Zustand					
Phytoplankton	verifiziertes Bewertungsverfahren z.Zt. nicht vorhanden	nach WRRL keine Bewertung vorgesehen	DÜRSELEN et al. (2006)		
Phytobenthos	keine Bewertung geplant				
Makrophyten (Makroalgen und Angiospermen)	STILLER (2005a, 2005b)	STILLER (2005a, 2005b), KOLBE (2006, 2007), ARENS (2006, 2009)	ARENS (2006, 2009), KOLBE (2006, 2007)		
Benthische wirbellose Fauna	AETV (KRIEG 2005, 2008)		M-AMBI (MUXIKA et al. 2007, HEYER 2009)		
Fische und Rundmäuler	FIBS (DUßLING et al. 2007)	FAT-TW (BIOCONSULT 2006)	nach WRRL keine Bewertung vorgesehen		
Unterstützende Qualitätskomponenten f. d. ökologischen Zustand					
Morphologische Bedingungen und Sediment	NLWKN-Forschungsstelle Küste (in Vorbereitung)				
Tideregime	NLWKN-Forschungsstelle Küste (in Vorbereitung)				
Allgemeine physikalisch-chemische Bedingungen	nach JAKLIN et al. (2007) abgeleitet aus BROCKMANN et al. (2006)				
Spezifische Schadstoffe „eco“-Stoffe	Nds. GVBI.Nr.21/2004				
Chemischer Zustand					
Prioritäre Stoffe, Stoffe Liste „chem“	Nds. GVBI.Nr.21/2004 + UQN Anhang X				

Phytoplankton

Das Phytoplankton umfasst die Mikroalgen in der Wassersäule, die sich bei hohen Nährstoffangeboten und guten Lichtverhältnissen vermehren und Algenblüten bilden. Das Phytoplankton dient somit als Belastungsanzeiger für Eutrophierung. Für den Wasserkörper „Tideweser oberhalb Brake“ liegt zur Zeit noch kein verifiziertes Bewertungssystem vor (mdl. Mitt. Petra Neumann, NLWKN Oldenburg/Brake). Im Übergangsgewässer wird Phytoplankton nicht bewertet, da eine eigene Planktongemeinschaft fehlt und eine starke Maskierung der Gemeinschaftsausprägung durch die Trübung stattfindet. In den Küstengewässern der Weser erfolgt die Bewertung der Qualitätskomponente Phytoplankton anhand eines nationalen multifaktoriellen Bewertungssystems nach DÜRSELEN et al. (2006)

sowie eines interkalibrierten Parameters. Folgende fünf Parameter (metrics) gehen in die Bewertung des Phytoplanktons ein:

- Chlorophyll a-Gehalt (Frühjahrsmittel, nationales Bewertungssystem)
- Biovolumen gesamt (Frühjahrsmittel)
- Biovolumen der Bacillariophyceae (Frühjahrsmittel)
- Biovolumen indikativer Arten (Frühjahrsmittel relevanter und geeigneter Arten)
- Chlorophyll a-Gehalt (März-September 90 % Perzentile, interkalibriert)

Das nationale Bewertungssystem umfasst die ersten vier Parameter. Als Zusatzkriterium soll die Nährstoffsituation (N und P) in die Bewertung des Phytoplanktons eingehen. Das Bewertungskriterium „Chlorophyll a-Gehalt“ wird als Indikator für die Biomasse des Phytoplanktons verwendet und eine langfristige Zunahme des Chlorophyll a-Gehaltes wird als Zunahme der Eutrophierung negativ bewertet. Das Biovolumen ist ebenfalls ein Indikator für die Biomasse. Ein weiteres Bewertungskriterium, welches DÜRSELEN et al. (2006) erarbeiteten ist das Biovolumen der Bacillariophyceae. Diese Ordnung aus der Klasse der Bacillariophyceae kann als Zeiger gewertet werden, da ihre Biovolumina mit den anderen Variablen signifikant korrelieren. Eine Interkalibration erfolgte bisher nur für den Parameter Chlorophyll a-Gehalt, so dass zusätzlich das Kriterium Chlorophyll a-Gehalt in der Vegetationsperiode März bis September (90 % Perzentile) übernommen wurde. Aufgrund fehlender historischer Referenzwerte wurde die Referenz für das Bewertungssystem an BROCKMANN et al. (2006) angepasst, welches sich an wenigen historischen Werten, Modellergebnissen sowie Expertenwissen orientiert. In die Bewertung des Phytoplanktons nach dem nationalen System gehen die einzelnen metrics mit 3-facher Wichtung ein, nur das Biovolumen einzelner Arten wird mit dem Faktor 0,5 geringer gewichtet. Die jetzige Bewertung ist der Mittelwert aus dem EQR des nationalen Bewertungssystems und dem EQR aus der Interkalibration.

Makrophyten (Makroalgen und Angiospermen)

Eine Bewertung der Qualitätskomponente Makrophyten umfasst zum einen die emerse Vegetation der Vorlandbereiche wie z.B. Röhrichbestände, Queller- und Schlickgras-Flure und Brack- und Salzwiesen und zum anderen die emerse Vegetation auf den trockenfallenden Wattflächen wie Seegras und opportunistische Grünalgen. Generell fließen submerse Makrophyten wie z.B. Armleuchteralgen und Moose auch in die Bewertung der Fließgewässer (inkl. Übergangsgewässer) mit ein, da die hier betrachteten Wasserkörper jedoch als erheblich verändert eingestuft sind und submerse Makrophyten aus diesen Wasserkörpern weitestgehend verschwunden sind, werden nur emerse Makrophyten bewertet, da diese als das höchste ökologische Potenzial („Referenz“) definiert wurden (STILLER 2005c). Für submerse Makroalgen (Rot- und Braunalgen) in den Küstengewässern ist ein Bewertungssystem in Vorbereitung (pers. Mitt. Kerstin Kolbe, NLWKN Brake/Oldenburg).

Aufgrund der natürlicherweise variierenden Umweltbedingungen (z.B. Salzgehalt, Trübung, Exposition, Uferbebauung, Habitat) und der daraus resultierenden unterschiedlichen Vegetation, werden nicht alle potentiellen Parameter innerhalb eines Wasserkörpers untersucht. Die Bewertung des Wasserkörpers „Tideweser oberhalb Brake“ beschränkt sich auf eine Betrachtung der Vorlandvegetation. Im Übergangsgewässer wird neben der Vorlandvegetation auch das Vorkommen von Seegras auf den Wattflächen bewertet während opportunistische Grünalgen aufgrund ihres geringen Vorkommens nicht bewertet werden. Innerhalb der drei Küstengewässer der Weser wird die Vorlandvegetation, Seegras sowie das Vorkommen opportunistischer Grünalgen bewertet, wobei für das polyhaline offene Küstengewässer (N3) aufgrund einer gering und hochvariabel ausgeprägten Makrophytengemeinschaft eine Bewertung vorerst entfällt (NLWKN 2009). Im Folgenden werden die Bewertungssysteme für Makrophyten vorgestellt.

Makrophyten des Wasserkörpers „Tideweser oberhalb Brake“

Die obere, d.h. landseitige Vegetationsgrenze bildet die Linie des mittleren Wasserstandes, die im tidebeeinflussten Bereich der Weser der mittleren Hochwasserlinie entspricht (MThw). Je nach Gewässerkategorie bzw. -typ sind gemäß WRRL unterschiedliche Pflanzengruppen zur Bewertung heranzuziehen. Da in den tidebeeinflussten Flussunterläufen submerse Wasserpflanzen eine untergeordnete Rolle spielen, sind emerse Röhricht- bzw. Makrophytenbestände aspektbildend. Röhrichte erfüllen im Ökosystem vielfältige Funktionen und dienen als Brut-, Lebens- und Nahrungsraum für Vögel und Insekten, bieten Schutz gegenüber Ufererosion und sind für die Selbstreinigungskraft eines Gewässers von großer Bedeutung (GIERSCH & SCHIRMER 2002). Typischerweise bildet sich eine horizontale und eine vertikale Zonierung der Röhrichtgesellschaften entlang der Fließrichtung in Abhängigkeit von Tidenhub, Salzgehalt und Strömungsgeschwindigkeit aus. Anthropogen verursachte Belastungen durch Schiffswellen und Eutrophierung (erhöhte Fadenalgenbildung) führen zu einem Rückgang der Röhrichte (GIERSCH & SCHIRMER 2002).

Die Bewertung der Makrophyten erfolgt im limnischen bzw. oligohalinen Bereichen nach STILLER (2005a, 2005b). Das Bewertungssystem ist eine modifizierte Form des zur Bewertung von Makrophyten in Fließgewässern Mecklenburg-Vorpommerns konzipierten „Standorttypieindex-Makrophyten“ (STI_M, LUNG 2002). Das Verfahren orientiert sich am naturraumspezifischen Verhältnis von stenotopen und eurytopen Arten und bildet durch deren Verhältnis die Degradation in einem Fließgewässer ab. Die Parameter (metrics) des STI_M sind:

- Artzusammensetzung
- Abundanz
- Ausdehnung (Breite)
- Zonierung
- Vitalität

Die potentiell im Untersuchungsgebiet vorkommenden Arten wurden von STILLER (2005a) in vier ökologische Kategorien gemäß STI_M eingestuft. Neben der Artzusammensetzung und Abundanz geht als Zusatzkriterium die Ausdehnung (Röhrichtbreite) ein. In intakten Gewässern nehmen Röhrichte eine spezifische Breite ein, innerhalb derer die typischen Funktionen der Röhricht-Bestände erfüllt werden können. Ein weiteres Zusatzkriterium ist die Zonierung, die in einem intakten System durchgehend und deutlich erkennbar ist und durch typische Begleitarten charakterisiert ist. Zusätzlich wird die Vitalität betrachtet, da sich gesunde Röhricht-Bestände durch eine homogene Bestandsstruktur ohne Lücken auszeichnen und die wasserseitige Grenze durch einen gleichmäßigen Saum mit geradem Rand gekennzeichnet ist.

Die im Gelände geschätzten Pflanzenmengen der einzelnen Arten werden als erstes in metrische Quantitätsstufen umgewandelt. Hiernach muss zunächst die Gesamtquantität aller Pflanzen einer Probestelle berechnet werden bevor die relativen Quantitäten der einzelnen ökologischen Kategorien prozentual errechnet werden können. Die errechneten prozentualen Quantitäten der einzelnen ökologischen Kategorien werden dann anhand der sog. KDA-Werte aus der Matrix gemäß dem STI_M -Verfahren gewichtet. Der STI_M ergibt sich schließlich über die Aufsummierung der KDA-Werte, dividiert durch die Anzahl der vorkommenden ökologischen Kategorien und die Einbindung der Zusatzkriterien über die Besiedlungsstruktur.

Makrophyten im Vorland des Oligo- und Mesohalinikums des Übergangsgewässers (bis Bremerhaven)

In diesem Bereich der tidebeeinflussten Weser kommen sowohl Röhrichtbestände als auch mit zunehmendem Salzgehalt stromabwärts natürliche Salzpflanzengesellschaften vor. Letztere werden gemäß WRRL als Angiospermen der Gewässerflora zugeordnet. Brack- und Salzwiesen mit ihren vorgelagerten Pioniervegetationen und der sich landwärts anschließenden Brackmarsch erfüllen in den salzhaltigeren Gewässerabschnitten dieselben Funktionen wie Röhrichte. Aufgrund menschlicher Tätigkeiten wie z.B. Trockenlegung und Eindeichung, intensive Landwirtschaft, Rodung, Uferverbau und Besiedlung sind diese Bereiche stark gefährdet (ARENS 2009).

Eine Bewertung der Makrophyten in diesem Gewässerabschnitt erfolgt nach ARENS (2006 und 2009). Die einzelnen Parameter (metrics) des Bewertungssystems sind:

- Vorlandfläche
- Naturraumtypische Biotoptypen
- Röhrichtbreite
- Arten/Struktur des Röhrichtgürtels
- Vitalität und Soziabilität des Röhrichtgürtels

Die Vorlandfläche, berechnet als prozentualer Anteil an der Gesamtfläche des Wasserkörpers, bezieht sich nur auf den Bereich, der potenziell überflutet werden kann und wird anhand von

Luftbildauswertungen und Kartiererergebnissen ermittelt und dem Referenzzustand von 1860 gegenübergestellt. Unter den Parameter „naturraumtypische Biotopgrenzen“ fallen nur die begrünten Biotoptypen. Hierzu zählen natürliche Ufervegetation (Röhrichte, Pioniervegetation), artenreiches Extensivgrünland, artenreiches Feucht- und Nassgrünland, Magerrasen, Quellerwatt und Salzwiesen sowie Auenwälder. Als Leitbild für den Bereich der Unterweser wird von ARENS (2006) die heutige potentiell natürliche Vegetation gewählt. Dabei ist das Ziel die Definition des heutigen Naturpotentials und nicht die Rekonstruktion eines historischen Zustands. Irreversible Veränderungen werden als gegeben hingenommen. Aufgrund des Fehlens einer flächendeckenden Karte, wird als pragmatische Alternative für eine flächige Beurteilung naturraumtypischer Biotoptypen der Flächenanteil aller dieser Biotoptypen zusammen bewertet. Zielführend ist eine vollständige flächige Besiedlung mit naturraumtypischen Biotopen, auch wenn z. B. ausgedehnte Auwälder fehlen. Diese Situation wird hier als Referenzzustand angesetzt (100% Anteil naturraumtypische Biotoptypen an der Vorlandfläche). Ein Augenmerk liegt auf dem Vorkommen von Röhrichtbeständen. Von ARENS (2006) wurden für die Unterweser Mindestbreiten von Röhrichten festgelegt und der jeweiligen Wertstufe des ökologischen Zustands zugeordnet. In die Bewertung gehen die prozentualen Anteile der Uferstrecken mit den entsprechenden Röhrichtbreiten an der Gesamtuferlinie ein. Des Weiteren werden in Anlehnung an STILLER (2005a, 2005b) Arten und Struktur des Röhrichtgürtels bewertet. Hierfür werden entlang von Kartierabschnitten unterhalb MThw bis zur wasserseitigen Vegetationsgrenze die Abundanz der einzelnen Arten geschätzt sowie zusätzlich deren Vitalität und Soziabilität erfasst.

Makrophyten im Vorland des Polyhalinikums des Übergangsgewässers und den Küstengewässern

Im Polyhalinikum dominieren als Vorlandvegetation die Salz- und Brackmarschen. Eine Bewertung der Makrophyten in diesem Gewässerabschnitt erfolgt nach ARENS (2006 und 2009) und umfasst folgende Parameter (metrics):

- Vorlandfläche
- Vegetationszonierung
- Arten und Struktur der Pionierzone bzw. Röhrichtgürtels nach STI_M

Das Kriterium „Vorlandfläche“ umfasst alle vor dem Hauptdeich gelegenen Salz- und Brackmarschen sowie Grünländer. Flächen innerhalb der Sommerpolder sowie die stromseitigen Pionierzonen (Queller- und Schlickgras-Flure) gehen nicht mit ein. Anhand von Luftbildern und Kartierungen wird der prozentuale Anteil der Vorlandfläche berechnet und der Referenz als größtmöglicher Vorlandfläche (historisch oder aktuell) gegenübergestellt. Das Kriterium „Vegetationszonen“ gibt einen guten Überblick über Zonierungsverhältnisse innerhalb der Brack- und Salzmarschen, die sowohl eine Höhenzonierung als auch eine Altersentwicklung repräsentieren. Bewertet wird das Vorhandensein einzelner Zonen (Pionierzone, untere Salzwiese, obere Salzwiese, Brackmarsch) innerhalb eines definierten Bereiches. Zu Vergleichszwecken wird die Pionierzone bzw. der Röhrichtgürtel an ausgewählten Abschnitten der Uferzonen zusätzlich noch nach dem STI_M -Verfahren wie oben beschrieben bewertet.

Für eine Gesamtbewertung der Makrophyten werden zunächst die Parameter einzeln bewertet. Innerhalb des Wasserkörpers „Übergangsgewässer“ wird eine Unterteilung in Unter- und Außenweser vorgenommen (ARENS 2009). Die Ergebnisse der einzelnen Parameter werden für jeden Teilbereich ungewichtet addiert und durch die Anzahl der verwendeten Parameter geteilt. Bei einer Verrechnung der einzelnen Teilbereiche sollten aber beide Teilbereiche mindestens im mäßigen Zustand sein, um bei einer besseren Bewertung des anderen Teilbereichs insgesamt den guten Zustand bzw. das gute ökologische Potential zu erreichen.

Seegras im Übergangsgewässer und den Küstengewässern

Als „ecosystem engineers“ erfüllen Seegräser wichtige Funktionen im System (Habitat, Nahrung, Erosionsschutz) und ihr Vorkommen deutet auf einen guten ökologischen Zustand hin. Eindeichung, Eutrophierung, erhöhte Trübung und Landgewinnung haben negative Effekte auf Seegrasvorkommen (REISE et al. 2005). Zur Zeit wird nur das Vorkommen eulitoral Seegraswiesen bewertet, da keine verwertbaren Informationen über sublitorale Seegrasbestände vorliegen, auch wenn diese gesichert historisch vorkamen. Die Bewertung des Seegrases findet nach KOLBE (2006, 2007) statt und umfasst die Parameter (metrics):

- Artzusammensetzung der Seegraswiese (*Zostera marina* versus *Z. noltii*)
- Fläche Seegraswiese
- Dichte (% Bedeckung innerhalb des Vorkommens)

In den Küsten- und Übergangsgewässern der Weser kommen als einzige Vertreter der Angiospermen Seegräser der Gattung *Zostera* vor, wobei es sich um die zwei Arten *Zostera noltii* und *Zostera marina* handelt. Innerhalb des Kriteriums „Artzusammensetzung“ findet eine Herabstufung des ökologischen Zustandes statt, wenn eine der beiden potentiell in einem Wasserkörper vorkommenden Arten fehlt. Weiterhin geht die Fläche als Qualitätsmerkmal ein, wobei nur Seegraswiesen, d.h. Bestände mit einer Bedeckung >5%, berücksichtigt werden. Zusätzlich wird die Dichte der Seegrasbestände bewertet, die sich auf den Bedeckungsgrad in % der Fläche des Bestandes bezieht. Die Erfassung von Seegras erfolgt jährlich zur Vegetationsperiode an ausgewählten Standorten; alle 6 Jahre ist eine flächendeckende Kartierung geplant. Als Referenz dient die maximale Ausdehnung von Seegraswiesen, die jemals in einem Wasserkörper gemessen wurde. Die Referenzwerte für den Parameter Dichte ist aus Literaturangaben hergeleitet.

Opportunistische Grünalgen in den Küstengewässern

Bei ausreichenden Nährstoff- und Lichtverhältnissen kann es zu einer starken Vermehrung von schnellwachsenden, grünen Makroalgen wie z.B. der Gattungen *Ulva* und *Enteromorpha* kommen, die dann dichte Algenmatten auf den trockenfallenden Wattflächen bilden. Das übermäßige Vorkommen von opportunistischen Grünalgen wird negativ als Zeichen von Eutrophierung gewertet. Eine Bewertung der Grünalgen erfolgt nach KOLBE (2006, 2007). Zum jetzigen Zeitpunkt wird nur ein Parameter (metric) bewertet:

- Fläche (% Grünalgenfläche an Gesamtfläche Eulitoral)

Die Bedeckung der Grünalgen wird anhand von digitalisierten Kartierungsdaten ermittelt, die aus monatlichen Befliegungen zur Vegetationsperiode stattfinden. Neben der Lage wird die Ausdehnung einzelner Algenvorkommen erfasst, wobei als Algenmatten nur Vorkommen gelten, deren Bedeckung innerhalb einer Grünalgenfläche 1 % beträgt. Um die interannuelle Variabilität zu kompensieren, findet die Bewertung anhand eines geglätteten Mittelwertes des jährlichen Maximums über 6 Jahre statt. Als Referenz wurde eine Bedeckung mit Grünalgen von 1 % des Eulitorals definiert (KOLBE 2007).

Benthische wirbellose Fauna

Das Makrozoobenthos zeigt frühzeitig indirekte Eutrophierungseffekte an und wird als Indikator für anthropogene Effekte durch Baggerarbeiten, Verklappungen, Schadstoffe, Fischerei, Baumaßnahmen und Klimaänderungen diskutiert. Eine Bewertung der benthischen Wirbellosenfauna findet aufgrund der variierenden Besiedlung in den einzelnen Wasserkörpern nach zwei unterschiedlichen Verfahren statt, die im Folgenden erläutert werden.

Ästuartypieverfahren in den Wasserkörpern „Tideweser oberhalb Brake“ und Übergangsgewässer

Das Ästuartypieverfahren (AETV) wurde von Krieg (2005) für die Elbe entwickelt und an die Verhältnisse der Weser angepasst (KRIEG 2008). Der dafür verwendete Ästuartypieindex (AeTI) stellt eine Anpassung des Potamon Typie Index (PTI) an die Verhältnisse in salzhaltigeren Gewässern dar und bewertet neben der Artenzusammensetzung und Abundanz vor allem das Vorhandensein autökologisch eng an das Ästuar gebundener Arten (typspezifische Arten). In die Bewertung gehen folgende Parameter (metrics):

- AeTI (ECO-Wert, Abundanz, Valenz)
- α -Diversität nach FISHER et al. (1943)
- mittlere Artenzahl

Ausgangspunkt des Ästuartypieverfahrens ist die Indizierung einer „offenen Taxaliste“, die alle im Ästuar vorkommenden Arten katalogisiert. Jede der systemtypischen Arten wird mit einem ECO-Wert von 1 bis 5 versehen, die Auskunft über die Qualität als Indikatorart gibt. Eingestuft werden die Arten prinzipiell nach ihrer Bindung zum Ästuar. Je ausgeprägter die Bindung einer Art an das Ästuar mit seinen speziellen Flusseigenschaften, desto besser ist der Eco-Wert. Die Zuweisung eines Indikationswerts basiert auf einem multifunktionalen Raster autökologischer Eigenschaften (Lebensformtypen, biozönotische Region, Habitat- und Strömungspräferenz, Ernährung, Fortbewegung, Halinität, Generationszyklen pro Jahr, Lebensdauer, r-/k-Strategie) einer einzelnen Spezies. Der AeTI errechnet sich aus dem gewichteten Mittel der Eco-Werte nach denen die nachgewiesenen Spezies eingestuft sind. Hierbei erfolgt die Wichtung nach der relativen Abundanz der Arten (A_i) und nach der Valenz (G_i , Schwankungsbereich der Aussagefähigkeit), der die stenöken Arten stärker, die euryöken Spezies schwächer wichtet. Um den AeTI zu berechnen, müssen bestimmte Prüfkriterien (max. zulässige Standardabweichung, Mindestzahl von Indikatorarten,

Abundanzverhältnis eingestufte Arten > 50% von Gesamt) erfüllt sein. Sollten die Prüfgrößen nicht erfüllt sein, so sind zusätzlich die mittlere Artendichte und die α -Diversität zu bestimmen und gegen den AeTI abzuwägen.

M-AMBI in den Küstengewässern

Das Bewertungsverfahren AMBI wurde auf Basis der Arbeiten von GRALL & GLEMAREC (1997) von BORJA et al. (2000) für Ästuar- und Küstengebiete entwickelt und in weiteren Schritten zum derzeitigen M-AMBI modifiziert (MUXIKA et al. 2007). Das M-AMBI-Verfahren bezieht sich auf eine multivariate Analyse, die Faktorenanalyse (FA), welche folgende Parameter (metrics) umfasst:

- AMBI (Abundanz sensibler und toleranter Arten)
- Artenzahl
- Diversität nach Shannon-Wiener

Der AMBI-Index (**A**zti **M**arine **B**iotic **I**ndex) bewertet eine Verschiebung des Artenspektrums innerhalb von fünf ökologisch begründeten Gruppen. Die Einteilung der inzwischen 3600 benthischen Arten in die ökologischen Gruppen erfolgt anhand ihrer Sensitivität gegenüber Umweltstress (primär organische Anreicherung, aber auch toxische Stoffe) und reicht von sehr sensitiv bis opportunistisch. Eine Wertänderung des AMBI ist dabei z.B. durch die Zunahme von opportunistischen Arten gegenüber der Referenz gekennzeichnet. Die Einteilung der Arten auf die fünf Klassen erfolgte nach Literatur- und Expertenwissen. Eine Bewertung der Qualitätskomponente Makrozoobenthos erfolgt auf Ebene einzelner Stationen anhand der prozentualen Häufigkeit der einzelnen Gruppen, wobei eine unterschiedliche Wichtung der ökologischen Gruppen erfolgt. Neben dem AMBI werden für die Berechnung des EQR noch die Diversität nach Shannon-Wiener und die Artenzahl berechnet. Die Festlegung der Referenz für jeden Wasserkörper bzw. jede Station erfolgte nach HEYER (2007) anhand von Datensätzen aus dem Zeitraum 1959 – 2001.

Fische und Rundmäuler

Die heimische Fischfauna unterliegt einem nachweislich bis heute andauernden Wandel, indem durch anthropogene Einflüsse Arten verschwinden, neue Arten hinzukommen oder sich die Populationsstruktur (Alter, Abundanz, Reproduktion) heimischer Arten verändert. Durch ihre ökologischen Ansprüche stellen Fische (inkl. Rundmäuler) eine geeignete Indikatorgruppe dar um den ökologischen Zustand eines Systems zu bewerten. Die Qualitätskomponente Fische wird nur im Fließgewässer und im Übergangsgewässer bewertet. Das Übergangsgewässer der Weser wird nach dem von BIOCONSULT (2006) entwickelten FAT-TW-Verfahren bewertet, der Wasserkörper „Tideweser oberhalb Brake“ nach dem FIBS-Verfahren (u. a. DUBLING et al. 2004, DIEKMANN et al. 2005, DUBLING et al. 2007).

In das FAT-TW-Verfahren von BIOCONSULT (2006) fließen 2 Qualitätsmerkmale ein, die sich in einzelne Parameter (metrics) unterteilen:

- Artenspektrum innerhalb ökologischer Gilden (5 metrics)
- Abundanz/(Altersstruktur) von Indikatorarten (6 metrics)

Das Artenspektrum wurde in Anlehnung an ELLIOT & DEWAILLY (1995) nach 5 ökologischen Gilden (diadrome „Transit“-Wanderarten, diadrome „ästuarine“-Wanderarten, residente ästuarine Arten, marin-juvenile Arten, marin-saisonale Arten) differenziert. Arten dieser Gilden haben jeweils mehr oder weniger spezifische Ansprüche an ihren Lebensraum und ermöglichen in gewissen Grenzen eine Indikation spezifischer Beeinträchtigungen. Bewertungsrelevante Größe ist die jeweilige Artenzahl der Gilden im Vergleich zur historischen Referenz. Der Parameter Abundanz ist als sog. artspezifische Häufigkeit definiert und beruht auf tatsächlichen Fangzahlen. Da es nicht möglich war für alle Arten Referenzhäufigkeiten herzuleiten, basiert die Bewertung auf 6 Indikatorarten (Kaulbarsch, Stint, Finte, Flunder, Großer Scheibenbauch, Hering), die charakteristisch für die ästuarine Fischgemeinschaft sind. Für die Arten Finte und Stint erfolgt eine Bewertung der Häufigkeit getrennt für jeweils drei Altersklassen. Die Bewertung dieser Art erfolgt über eine Mittelwertbildung aus den drei Altersklassen. Für die Berechnung des EQR wird ein Mittelwert aus allen metrics berechnet und im Vergleich zur historischen Referenz bewertet. Die Referenz der Fischbestände im Übergangsgewässer basiert auf quantitativen Daten bzw. qualitativen Informationen aus dem Zeitraum 1880 bis 1920.

Das jetzige Bewertungsverfahren FIBS nach DUßLING et al. (2007) stellt eine Modifikation vorheriger Versionen(u.a. DUßLING et al. 2004, DIEKMANN et al. 2005) dar und umfasst 6 Qualitätsmerkmale, die sich wiederum in einzelne Parameter (metrics) aufteilen:

- Arten- und Gildeninventar: 6 Parameter für Fließgewässer ≥ 10 Referenzarten, 10 Parameter für Fließgewässer < 10 Referenzarten
- Arten- und Gildenstruktur: 3 Parameter für alle Fließgewässer
- Altersstruktur: 1 Parameter für alle Fließgewässer
- Migration (indexbasiert): 1 Parameter für alle Fließgewässer
- Fischregion (indexbasiert): 1 Parameter für alle Fließgewässer
- Dominante Arten (indexbasiert): 2 Parameter für Fließgewässer mit ≥ 10 Referenzarten, 1 Parameter für Fließgewässer mit < 10 Referenzarten

Alle für Deutschland relevanten Fischarten sind als Grundlage der Gewässerbewertung mit FIBS vorab entsprechend ihrer natürlichen Auftrittswahrscheinlichkeiten im Längsverlauf der Fließgewässer charakterisiert und in ökologische Gilden eingeteilt worden. Das Bewertungsverfahren vergleicht im Grundsatz die Verteilung der ökologischen Gilden, das Arteninventar und die relativen Anteile der Fischarten in der Referenz (historisch oder modelliert) mit denen des aktuellen Probefangs. Zusätzlich gehen bestimmte Indices (Fischregionsindex, Migrationsindex, Leitartenindex s.u.) in die Bewertung ein. Im Bewertungsverfahren werden die Referenzarten je nach niedrigem, mittlerem und hohem relativen Anteil am Gesamtfischbestand in die drei Gruppen Begleitarten, typspezifische

Arten und Leitarten unterteilt. Diese Gruppen gehen in einen mathematischen Algorithmus des Verfahrens ein, wobei v.a. die Leitarten (definiert nach rel. Häufigkeitsanteil: $\geq 5\%$) und typspezifische Arten ($\geq 1\%$) eine besondere Bedeutung für die Klassifizierung haben. Präsenz oder Fehlen von Begleitarten ($< 1\%$) haben i.d.R. dagegen weniger Einfluss auf das Bewertungsergebnis.

Bewertung des ökologischen Zustands der Oberflächengewässer

Die Bewertung des ökologischen Zustandes der Wasserkörper erfolgt mittels der fünfstufigen Skala: sehr gut, gut, mäßig, unbefriedigend und schlecht. Die Bewertung des ökologischen Zustands/Potenzials erfolgt nach dem Ergebnis der schlechtesten Komponente (Worst Case Prinzip). Der chemische Zustand wird zweistufig als gut oder nicht gut bewertet. Insgesamt erreicht ein Wasserkörper den guten Zustand nach EG-WRRL, wenn sowohl der gute chemische als auch der gute ökologische Zustand vorliegen. Einzelheiten zum Vorgehen der Zustandsbewertung sind der CIS-guidance zu entnehmen.

Die Bewertungsergebnisse des ökologischen und chemischen Zustands der für diesen Bericht relevanten Wasserkörper der Weser sind **Tabelle** zu entnehmen und wurden dem Berichts-Entwurf NLWKN (2009) entnommen, der vom NLWKN-Brake/Oldenburg zur Verfügung gestellt wurde. Die Ergebnisse für die Küstengewässer wurden von Dr. Jan Witt (NLWKN Brake/Oldenburg) zur Verfügung gestellt. Die Bewertung ist in manchen Fällen noch als vorläufig anzusehen, da die Bewertungsverfahren z.T. noch angepasst und im europäischen Vergleich interkalibriert werden müssen (NLWKN 2009). Die folgenden Informationen entstammen ebenfalls überwiegend dem Bericht NLWKN (2009).

Das Phytoplankton der Küstengewässer wurde nach dem Verfahren von DÜRSELEN et al. (2006) bewertet, das neben Chlorophyll a auch das Biovolumen und Indikatorarten des Planktons berücksichtigt. Die Ergebnisse nach Monitoringdaten aus dem Jahr 2008 zeigen für alle Wasserkörper eine mäßige Einstufung (Tab. 2).

Die Makrophyten des polyhalinen offenen Küstengewässers (N3) wurden aufgrund einer gering und hochvariabel ausgeprägten Makrophytengemeinschaft vorerst nicht bewertet. Die restlichen Küstengewässer wurden aufgrund vorhandener Daten aus den Jahren 1999 bis 2008 bewertet. Die Küstengewässer des Typs N4 wurden nach KOLBE (2007) und ARENS (2006, 2009) als mäßig bewertet. Die Qualitätskomponente Makrophyten wird im Übergangsgewässer nach kombinierten Methoden aus STILLER (2005a, 2005b), KOLBE (2007) und ARENS (2006, 2009) bewertet und weist insgesamt einen mäßigen Zustand auf. Der Wasserkörper „Tideweser oberhalb Brake“ wird nach dem Bewertungsverfahren von STILLER (2005a, 2005b) als unbefriedigend eingestuft (Tab. 2).

Das Makrozoobenthos der Küstengewässer wurde mit dem M-AMBI Verfahren nach MUXIKA et al. (2007) und HEYER (2009) auf Datengrundlage von 2006 und 2007 als mäßig bewertet. Da das Verfahren noch weiter entwickelt wird, sind die Ergebnisse unter Vorbehalt zu sehen. Das Übergangsgewässer wurde mit dem AETV (Ästuartypie-Verfahren) nach

KRIEG (2005, 2008) bewertet und anhand der Daten von 2007 insgesamt als mäßig eingestuft. Der limnische Teil der Unterweser wurde aufgrund struktureller Defizite und einer wenig typspezifischen Artenzusammensetzung (AETV) als ungenügend bewertet.

Die Fische des Wasserkörpers „Übergangsgewässer Weser“ wurden nach dem FAT-TW von BIOCONSULT (2006), die des Wasserkörpers „Tideweser oberhalb Brake“ nach dem FIBS-Verfahren (DUBLING et al. (2007) anhand von Daten des Jahres 2007 bewertet. Die Einstufung der Fische nach EG-WRRL war für beide Wasserkörper mäßig.

Für die Ermittlung des ökologischen Zustands der Wasserkörper insgesamt (**Tabelle**) wurde die niedrigste Bewertung der entsprechenden Einzelkomponente herangezogen (one out- all out-Verfahren). Die unterstützenden Komponenten aus Hydromorphologie und ökologisch relevanten Stoffen („eco“ Liste) sind formal nur für die Einstufung guter/sehr guter Zustand heranzuziehen und daher hier nicht relevant, außerdem liegen die Bewertungsverfahren z.T. noch nicht vor (s. Tabelle 1). Daher wird auf eine gesonderte Erläuterung des aktuellen Zustandes verzichtet, der Vollständigkeit halber werden die Auswirkungen des Vorhabens auf die unterstützenden Qualitätskomponenten aber im folgenden Kapitel kurz dargestellt. Die Ergebnisse der vorläufigen Gesamtbewertung zeigen einen überwiegend mäßigen Zustand und einen unbefriedigenden Zustand im limnischen Teil der Tideweser. Zu beachten ist, dass die Wasserkörper „Übergangsgewässers der Weser“ und „Tidebereich oberhalb Brake“ zu den im Sinne der WRRL „erheblich veränderten“ Wasserkörpern zählen und sich hinsichtlich der Bewertung des ökologischen Potenzials gegenüber der des ökologischen Zustands noch Änderungen ergeben können.

Bewertung des chemischen Zustands der Oberflächengewässer

Für Oberflächengewässer ist außerdem der chemische Zustand Teil der gesamten Bewertung eines Wasserkörpers. Ein guter chemischer Zustand liegt vor, wenn kein Schadstoff in einer höheren Konzentration vorkommt als in den entsprechenden Umweltqualitätsnormen festgelegt.

Die Tochterrichtlinie (2008/105/EWG) wird vor ihrer Umsetzung in nationales Recht nicht in die Bewertung eingehen. Da das chemische Monitoring für die Oberflächenwasserkörper sehr aufwendig ist, ist eine stufenweise Einführung vorgesehen, die in den nächsten Jahren eine weitgehend flächendeckende Bewertung ermöglicht. Hinsichtlich der chemischen Bewertung (prioritäre Stoffe) nach derzeit geltendem Recht wurde für alle Qualitätskomponenten und somit auch für alle Wasserkörper insgesamt zurzeit ein guter chemischer Zustand festgestellt (Tabelle 2).

Tabelle 2: Ergebnisse der Bewertung des ökologischen und des chemischen Zustands für die Wasserkörper nach WRRL im Betrachtungsraum (NLWKN 2009).

Qualitätskomponente	Typ 22.3 Ströme der Marschen Weser/Tidebereich oberhalb Brake 26035	Übergangsgewässer Weser T1.4000.01	Polyhaline offene Küste N3.4900.01	Westliches Wattenmeer N4.4900.01	Östliches Wattenmeer N4.4900.02
Ökologischer Zustand					
Phytoplankton	nicht bewertet	nicht bewertet	3 (mäßig)	3 (mäßig)	3 (mäßig)
Großalgen und Angiospermen	4 (unbefriedigend)	3 (mäßig)	nicht bewertet	3 (mäßig)	3 (mäßig)
Benthische wirbellose Fauna	4 (unbefriedigend)	3 (mäßig)	3 (mäßig)	3 (mäßig)	3 (mäßig)
Fische und Rundmäuler	3 (mäßig)	3 (mäßig)	nicht bewertet	nicht bewertet	nicht bewertet
Morphologische Bedingungen und Sediment	nicht bewertet	nicht bewertet	nicht bewertet	nicht bewertet	nicht bewertet
Tideregime	nicht bewertet	nicht bewertet	nicht bewertet	nicht bewertet	nicht bewertet
Allgemeine physikalisch-chemische Bedingungen	nicht bewertet	3 (mäßig)	3 (mäßig)	3 (mäßig)	3 (mäßig)
Spezifische Schadstoffe, eco-Liste (summarisch) Anhang V (1.42. (III))	1 (gut)	1 (gut)	1 (gut)	1 (gut)	1 (gut)
Ökologischer Zustand 2009 (Gesamtbewertung)	4 (unbefriedigend)	3 (mäßig)	3 (mäßig)	3 (mäßig)	3 (mäßig)
Chemischer Zustand					
Schwermetalle aus der Liste der prioritären Stoffe	1 (gut)	1 (gut)	1 (gut)	1 (gut)	1 (gut)
Pestizide aus der Liste der prioritären Stoffe	1 (gut)	1 (gut)	1 (gut)	1 (gut)	1 (gut)
Industrielle Stoffe aus der Liste der prioritären Stoffe	1 (gut)	1 (gut)	1 (gut)	1 (gut)	1 (gut)
Andere prioritäre Stoffe aus der Liste der prioritären Stoffe	1 (gut)	1 (gut)	1 (gut)	1 (gut)	1 (gut)
„Nitrat“	1 (gut)	1 (gut)	1 (gut)	1 (gut)	1 (gut)
Chemischer Zustand 2009 (Gesamtbewertung)	1 (gut)	1 (gut)	1 (gut)	1 (gut)	1 (gut)

Auswirkungen auf die Qualitätskomponenten

In der UVU von 2006 wurde konstatiert, dass aufgrund noch ausstehender Bewertungsverfahren bzw. –schritte detaillierte Aussagen zu den Auswirkungen des Vorhabens vor dem Hintergrund der WRRL noch nicht möglich waren. Wie im vorangegangenen Kapitel dargestellt, liegen die Bewertungen für die verschiedenen Qualitätskomponenten der WRRL nunmehr vor.

Aufbauend auf der Auswirkungsprognose der UVU können deshalb nunmehr die Auswirkungen auf die verschiedenen in Tabelle 1 aufgeführten Qualitätskomponenten und Wasserkörper der WRRL abgeschätzt werden. In der Auswirkungsprognose WRRL werden dabei insbesondere die Auswirkungen auf die für die Bewertung der einzelnen Qualitätskomponenten relevanten Parameter (metrics) berücksichtigt.

Ökologischer Zustand

Phytoplankton

Wie bereits in der UVU dargestellt, sind die baubedingten Auswirkungen auf das Phytoplankton (im Wesentlichen Verringerung der Photosynthese) „vorübergehend“, „örtlich begrenzt“ und in der Kombination mit dem „sehr geringen bis gering negativem“ Grad der Veränderung „unerheblich negativ“. Auch die betriebsbedingten Auswirkungen in den unterhaltenen Bereichen bzw. im Bereich der Klappstellen sind trotz der „langzeitigen“ bis „andauernden“ Wirkungen aufgrund des „sehr geringen bis gering negativem“ Grades der Veränderung „unerheblich negativ“. Anlagebedingt kommt es durch die Veränderung des Tidehubs und die Vergrößerung der Wassertiefe in gebaggerten Bereichen ebenfalls zu „unerheblich negativen“ Auswirkungen, während die Stromaufverlagerung der oberen/unteren Brackwassergrenze und der damit verbundene „andauernde“ Verlust limnischer Bereiche in der Unterweser im Sinne der UVS als „erheblich negativ“ bewertet wurden.

Vor dem Hintergrund der WRRL ist die Stromaufverlagerung allerdings anders zu bewerten, da das Phytoplankton im Rahmen der WRRL v.a. als Belastungsanzeiger für Eutrophierung dient und im Betrachtungsraum nur für den limnischen Teil der Unterweser und die Küstengewässer als Qualitätskomponente berücksichtigt wird (s. Kap. Bewertungsverfahren). Eine durch die Stromaufverlagerung verursachte negative Veränderung des ökologischen Zustandes der Qualitätskomponente Phytoplankton ist vor diesem Hintergrund nicht zu erwarten. Eine vorhabenbedingte Erhöhung der Phytoplankton-Biomasse durch die mögliche Nährstofffreisetzung bei Baggerungen, die aus Sicht der WRRL als negative Veränderung des Zustandes zu bewerten wäre, ist ebenfalls nicht zu erwarten, da es nur zu einer „geringen Erhöhung der Nährstoffgehalte in der Wasserphase“ kommt (vgl. Unterlage F.3, Kap. 9.2.1.2).

Makrophyten (Makroalgen und Angiospermen)

Durch Baggerungen und Verklappungen sind laut UVU (Unterlage F.3, Kap. 12.2 und 12.4) keine Beeinträchtigungen von Makrophyten zu erwarten, da die betroffenen Flächen bzw. ihre nähere Umgebung nicht von höheren Pflanzen besiedelt werden. Eine Beeinträchtigung der Qualitätskomponente Makrophyten ist nur anlagebedingt in der Unterweser durch den veränderten Tidehub und durch die Verschiebung der Brackwassergrenzen denkbar, anlagebedingte Auswirkungen im Bereich der Außenweser sind laut UVU aufgrund der geringen Tidehubänderung im Bereich der Wattflächen und Ufer auszuschließen.

Für die an der Unterweser vorkommenden Röhrichte wurden im Rahmen der UVU Flächenverluste durch den Anstieg des MThw ausgeschlossen, da von einem Aufwachsen der Vorland- bzw. Wattflächen ausgegangen wird. Die bisher an den Ufern der Unterweser zu beobachtenden Sedimentationsprozesse werden sich demnach fortsetzen, so dass das erhöhte MThw mit einer gewissen Zeitverzögerung kompensiert werden kann. Je nach Anstieg des MThw und lokalen Gegebenheiten wird von einer Verzögerung von 1-7 Jahren ausgegangen. Die in den letzten Jahren der Summe positive Entwicklung der Röhrichtbestände an der Unterweser durch eine wasserseitige Ausdehnung wird sich ebenso wie der Rückgang an einzelnen Uferabschnitten „*vermutlich weiter fortsetzen, da vorhabensbedingt von einer Fortsetzung bestehender Prozesse auszugehen ist.*“ (Unterlage F.3, Kap. 12.3.1.2).

Eine mehr als graduelle Verschlechterung des Zustandes der Qualitätskomponente Makrophyten durch die Veränderung des Tidehubs ist auch für den Bereich der Unterweser daher auszuschließen, da die für die Bewertung wesentlichen metrics Artzusammensetzung, Abundanz, Ausdehnung/Breite/Vorlandfläche, Zonierung und Vitalität nicht bzw. kaum verändern.

Die Stromaufverschiebung der Brackwassergrenzen kann zwar zu einer „geringfügigen Verschiebung in der Artenzusammensetzung führen.“ (Unterlage F.3, Kap. 12.3.3.2), laut UVU „wird sich ihre Verschiebung an der Vegetation nur unwesentlich ablesen lassen“, da „die Brackwassergrenze in Abhängigkeit von Oberwasserabfluss und Überflutungsereignissen jährlichen Schwankungen unterliegt“ (ebd.).

Eine mehr als graduelle Verschlechterung des Zustandes der Qualitätskomponente Makrophyten durch die Stromaufverschiebung der Brackwassergrenzen ist daher auszuschließen

Benthische wirbellose Fauna

Im Rahmen der UVU wurden die Ausbaubaggerungen in bisher nicht durch Unterhaltung vorbelasteten Bereichen und bei Vorkommen besonderer Strukturen sowie Verklappungen auf Klappstellen mit einer „deutlichen Erhöhung der Klappmengen und/oder geringer Vorbelastung“ als „erheblich negativ“ eingestuft (s. Unterlage F.3, Kap. 14.5). Gleiches gilt auch für die vorhabensbedingt zusätzlichen Unterhaltungsbaggerungen und –verklappungen in diesen Bereichen. Alle übrigen Auswirkungen auf die benthische wirbellose Fauna wurden aufgrund ihres als „neutral“ oder „<<-1 (sehr gering bis gering negativ)“ eingestuften Grades der Veränderung als „unerheblich negativ“ bewertet.

Das Makrozoobenthos dient als Qualitätskomponente für die WRRL v.a. als Störungszeiger. Dies spiegelt sich in den Bewertungsverfahren wieder, die u.a. die Artenzahlen, Diversität, Gemeinschaftsstruktur sowie Abundanzen verwenden und sich auf eine (ästuar)typische Referenzzönose beziehen. Das Bewertungsverfahren der UVU weist damit bezüglich der verwendeten Parameter und grundsätzlichen Herangehensweise eine gewisse Übereinstimmung mit den Verfahren der WRRL auf. Es kann also davon ausgegangen werden, dass die Ausbau- und Unterhaltungsbaggerungen sowie –verklappungen auch vor dem Hintergrund der WRRL als negativ zu beurteilen sind. Da die Auswirkungen aber nur einen Teil des Betrachtungsraumes umfassen und auf den betroffenen Flächen zwar eine

Veränderung der Zönose zu beobachten ist, aber keine dauerhafte Entsidelung stattfindet, ist eine Verschlechterung der Zustandsklasse von derzeit „mäßig“ bzw. „unbefriedigend“ (Weser/ Tidebereich oberhalb Brake) nicht zu erwarten. Gleiches gilt auch für die im Rahmen der UVU für sich genommen jeweils als „unerheblich negativ“ eingestuften Auswirkungen der Veränderung des Tidehubs, der Flut- und Ebbestromgeschwindigkeiten und die Verlagerung der oberen Brackwassergrenzen. Diese wurden zwar in ihrer Summe mit den anderen als „unerheblich negativ“ eingestuften Auswirkungen auf andere Schutzgüter als „erheblich negativ“ eingestuft, da sich das ökologische System Weserästuar *„tendenziell weiter vom historischen Referenzzustand entfernt und die Auswirkungen der vorangegangenen Ausbauten des Weserästuars fortgesetzt bzw. schwach verstärkt werden“* (Unterlage F.3, Kap. 25.3). Aber auch diese über die Veränderung des Tidehubs erfassten Veränderungen führen in ihrer Summe nicht zu einer Verschlechterung der Zustandsklasse. Insgesamt kommt es nur zu einer tendenziellen Verschlechterung des Zustandes der Qualitätskomponente benthische wirbellose Fauna.

Fische und Rundmäuler

Die vorhabenbedingten Beeinträchtigungen des Schutzgutes Tiere – Fische wurden im Rahmen der UVU größtenteils als „unerheblich negativ“ bewertet. Ausnahmen bilden die Beeinträchtigungen der Fischfauna in Bereichen mit Hartsubstraten innerhalb der Baggerstrecken bzw. von Klappstellen mit einer „deutlichen Erhöhung der Klappmengen und/oder geringen Vorbelastung“ (Lebensraum- bzw. Laichsubstratverlust für einzelne Arten) sowie die mit dem MTnw-Absenk verbundene Abnahme an sublitoralen Dauerlebensräumen und Vergrößerung der Wattflächen in der Unterweser.

Die WRRL-Bewertungsverfahren für die Qualitätskomponente Fische und Rundmäuler berücksichtigen im Wesentlichen das Artenspektrum bzw. –inventar innerhalb der ökologischen Gilden sowie die Abundanz/Altersstruktur (z.T. von Indikator- bzw. Referenzarten). Da die o.g. als „erheblich negativ“ eingestuften vorhabenbedingten Beeinträchtigungen ebenso wie die als „unerheblich negativ“ eingestuften Beeinträchtigungen durch Baggerungen, die Veränderung der Flut- und Ebbestromgeschwindigkeit und die Verlagerung der Brackwassergrenzen nicht zu einer dauerhaften deutlichen Veränderungen des Artenspektrums bzw. –inventars sowie der Abundanz/Altersstrukturen führen, ist eine Zustandsverschlechterung um eine Wertstufe auszuschließen. Es kommt aber im Falle der Hartsubstrate „kleinräumig“ bzw. durch den MTnw-Absenk „großräumig“ zu einer „andauernden“ Verringerung der UVU-Wertstufe, was zusammen mit den o.g. „unerheblich negativen“ Auswirkungen eine graduelle Verschlechterung der Lebensbedingungen für Fische im Ästuar bedingt.

Unterstützende hydromorphologische und physikalisch-chemische Qualitätskomponenten

Die unterstützenden Qualitätskomponenten „Morphologische Bedingungen und Sediment“, „Tideregime“ und „Allgemeine physikalisch-chemische Bedingungen“ werden durch das Vorhaben ebenfalls in unterschiedlichem Maße verändert, während „Spezifische Schadstoffe“ nicht freigesetzt werden. Mögliche Veränderungen sind z.B. die Erhöhung der Wassertiefe in gebaggerten Bereichen

Die Auswirkungen auf diese in der UVU unter dem Schutzgut Wasser (Hydrologie, Morphologie, Wasserbeschaffenheit, Sedimente) zusammengefassten Qualitätskomponenten wurden dort ohne Ausnahme als „unerheblich negativ“ eingestuft, da der Grad der Veränderung immer „<<-1 (sehr gering bis gering negativ)“ ist, d.h. nur tendenzielle Beeinträchtigungen weit unterhalb einer Wertstufenänderung nach UVU auftreten. Die Auswirkungen wurden in der UVU zusammenfassend wie folgt beschrieben: „*Die Auswirkungen sind insgesamt relativ gering, setzen aber die negativen Auswirkungen vergangener Ausbauten fort.*“ (Unterlage F.3, Kap. 9.5).

Auch vor dem Hintergrund der WRRL kann diese Einschätzung bestehen bleiben. Für die unmittelbar durch die Vertiefung betroffenen Wasserkörper ist eine tendenzielle Verschlechterung der aktuellen Situation, nicht jedoch eine Veränderung der Zustandsklasse zu erwarten. Da die morphologisch/sedimentologischen Veränderungen und die des Tideregime in der Unterweser und in den unmittelbar durch die Vertiefung betroffenen Teilen der Außenweser am Größten sind, ist in den übrigen Wasserkörpern bzw. Wasserkörperteilen, soweit diese Beurteilung ohne Vorliegen der Bewertungsverfahren möglich ist, keine Verschlechterung im Sinne der WRRL zu erwarten.

Chemischer Zustand

Schwermetalle, Pestizide, industrielle Stoffe und andere prioritäre Stoffe aus der Liste der prioritären Stoffe: für alle genannten Stoffgruppen ist der Zustand als „gut“ bewertet. Wie in der UVU dargestellt, sind mit dem Vorhaben keine neuen Einträge dieser Stoffgruppen in die verschiedenen Wasserkörper verbunden. Allerdings kann es örtlich durch die Umlagerung (Baggerung und Verbringung) von älteren Sedimenten zu einer geringen Remobilisierung von in den älteren Sedimenten festgelegten v.a. Schwermetallen kommen. Die Mengen sind jedoch so gering, dass eine Verschlechterung der Wasserqualität auch vor dem Hintergrund WRRL nicht zu besorgen ist.

Nitrat: für den Pflanzennährstoff Nitrat ist der Zustand als „gut“ bewertet. Wie in der UVU dargestellt, sind mit dem Vorhaben keine neuen Einträge von Nitrat in die verschiedenen Wasserkörper verbunden. Allerdings kann es örtlich durch die Umlagerung (Baggerung und Verbringung) von älteren Sedimenten zu einer geringen Remobilisierung von in den älteren Sedimenten festgelegten Stickstoff-Verbindungen kommen. Die Mengen sind jedoch so gering, dass eine Verschlechterung der Wasserqualität auch vor dem Hintergrund WRRL nicht zu besorgen ist.

Konsequenzen für die UVU

Die in der Zwischenzeit für die Qualitätskomponenten der EG-WRRL entwickelten Bewertungsschemata wurden eingehend geprüft und hinsichtlich ihrer aktuellen Ergebnisse für das Weserästuar gewürdigt. Die Ergebnisse der vorliegenden Bewertungen entsprechen inhaltlich weitgehend jenen Bewertungen, die schon im Rahmen der UVU zur Fahrrinnenanpassung der Unter- und Außenweser an die Entwicklungen im Schiffsverkehr und der Tiefenanpassung der hafenbezogenen Wendestelle getroffen wurden:

„Es ist danach davon auszugehen, dass der aktuelle Zustand der Wasserkörper „tidebeeinflusste Ströme Typ 20“ und „Übergangsgewässer Typ T1“ der Weser durch die vorhabenbedingten Veränderungen hydromorphologischer und ggfls. auch biologischer Qualitätskomponenten negativ verändert wird (...) Eine erste Einschätzung lässt für die Wasserkörper des Typs Küstengewässer keine Verschlechterung im Sinne der WRRL erwarten. Für die Wasserkörper „tidebeeinflusste Ströme Typ 20“ und „Übergangsgewässer Typ T1“ der Weser ist bei Realisierung der vorgesehenen Kompensationsmaßnahmen trotz der vorhabenbedingten Auswirkungen allenfalls eine tendenzielle Verschlechterung der aktuellen Situation, nicht jedoch eine Veränderung der Zustandsklasse zu erwarten“ (Unterlage F.3, Kap. 27). Auch die Weiteren im Kap. WRRL in der UVU getroffenen Einschätzungen müssen nicht verändert werden.

Es ergeben sich auch hinsichtlich der teilweise zusätzlichen Betrachtungsebenen keinerlei neue Erkenntnisse, die Neubewertungen der Auswirkungsprognosen der UVU notwendig erscheinen ließen. Es ergeben sich keine Veränderungen hinsichtlich der Beurteilung der vorhabensbedingten Auswirkungen.

Literatur

- ARENS, S. (2006): Bewertungssystem nach WRRL für die Angiospermen der Übergangs- und Küstengewässer der FGE Weser und für das Küstengewässer der FGE Elbe. - Bericht des NLWKN - Betriebsstelle Brake-Oldenburg-Wilhelmshaven. 94 S.
- ARENS, S. 2009: Erfassung und Bewertung der Makrophyten/Angiospermen im Rahmen eines Praxistests zur Umsetzung der EG-WRRL in den Übergangsgewässern von Weser und Ems. Bericht i. A. des NLWKN Brake-Oldenburg, 63 S.
- BIOCONSULT 2006: Fischbasiertes Bewertungswerkzeug für Übergangsgewässer der norddeutschen Ästuare. Bericht i. A. des Landes Niedersachsen und Landes Schleswig-Holstein, 95 S.
- BORJA, A., FRANCO, J., PEREZ, V. 2000. A marine biotic index to establish the ecological quality of soft bottom benthos within European estuarine and coastal environments. *Marine Pollution Bulletin* 40: 1100–1114.
- BORJA, A., JOSEFSON, A.B., MILES, A., MUXIKA, I., OLSGARD, F., PHILLIPS, G., RODRIGUEZ, J.G., RYGG, B., 2007.: An approach to the intercalibration of benthic ecological status assessment in the North Atlantic ecoregion, according to the European Water Framework Directive. *Marine Pollution Bulletin* 55: 42–52.
- BROCKMANN, U., D. TOPCU, M. SCHÜTT, C. DÜRSELEN, K. HEYER 2006: Conception and application of an eutrophication assessment for the German Bight in the frame of OSPAR and WFD - Final report. Institute of Biogeochemistry and Marine Chemistry of the University of Hamburg. Bericht i. A. des Umweltbundesamtes, FKZ 2001 25 218.
- DÜRSELEN, C., GRAGE, A., EHMEN, S., SCHULZ, M., WÜBBEN, A. 2006: Erstellung eines multifaktoriellen Bewertungssystems für Phytoplankton der deutschen Nordsee-Küstengewässer im Zuge der EG-Wasserrahmenrichtlinie. Gutachten im Auftrag des NLWKN, 132 S..
- DUßLING, U., BISCHOFF, A., HABERBOSCH, R., HOFFMANN, A., KLINGER, H., WOLTER, C., WYSUJACK, K. & R. BERG 2004: Entwurf eines fischbasierten Bewertungsverfahrens für Fließgewässer gemäß WRRL – Kurzbeschreibung. – Fischereiforschungsstelle, 13. S. (erhältlich im Download bei <http://www.lvvg-bw.de> und "Fischereiforschungsstelle").
- DUßLING U., A. BISCHOFF, R. HABERBOSCH, A. HOFFMANN, H. KLINGER, C. WOLTER, K. WYSUJACK & R. BERG (2007): Das fischbasierte Bewertungssystem für Fließgewässer – fiBS. Kurzbeschreibung – Stand: März 2007
- DIEKMANN, M., U. DUßLING & R. BERG (2005): Handbuch zum fischbasierten Bewertungssystem für Fließgewässer (FIBS). - Webseite der Fischereiforschungsstelle Baden-Württemberg, www.LVVG-BW.de.
- ELLIOTT, M. & F. DEWAILLY 1995: The structure and components of European estuarine fish assemblages. *Netherlands Journal of Aquatic Ecology* 29: 397-417.
- FISHER, R. A., CORBET, A. S. & C. B. WILLIAMS 1943: The relation between the number of species and the number of individuals in a random sample of an animal population. – *J. Anim. Ecol.* 12, 42-58.
- GIERSCH, K & M. SCHIRMER 2002: Kommentierte Literaturstudie zum Thema Röhricht. Universität Bremen, 71 S.
- HEYER, K. 2009: "Bestimmung von deutschen Referenzwerten für das "M-AMBI-Bewertungsverfahren" und Neuberechnung der Daten des NLWKN Praxistests sowie der Hamburger und Schleswig-Holsteiner Monitoringstationen." Unveröff. Bericht i.A. d. NLWKN Brake-Oldenburg, 51 S.

- JAKLIN, S., B. PETERSEN, W. ADOLPH, G. PETRI & W. HEIBER 2007: Aufbau einer Bewertungsmatrix für die Gewässertypen nach EG-WRRL im Küstengebiet der Nordsee, Schwerpunkt Flussgebietseinheiten Weser und Elbe. Abschlussbericht Teil A: Nährstoffe, Fische, Phytoplankton, Makrophyten (Makroalgen und Seegras). - Bericht des NLWKN im Auftrag der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser 96 S.
- KOLBE, K. 2007: Intercalibration Report (NEA GIG). Assessment of German Coastal Waters (NEA1/26, NEA3/4) and Transitional Waters (NEA11) by Macroalgae and Angiosperms. Bericht i. A. NLWKN Brake-Oldenburg, 22 S.
- KRIEG, H.-J. 2005: Die Entwicklung eines modifizierten Potamo-Typie-Indexes (Qualitätskomponente Makrozoobenthos) zur Bewertung des ökologischen Zustands der Tideelbe von Geesthacht bis zur Seegrenze. Im Auftrag der Wassergütestelle Elbe, Hamburg, 38 S.
- KRIEG, H.-J. 2008: Prüfung des Ästuartypieverfahrens (AETV) als geeignete Methode für die Bewertung der Qualitätskomponente benthische Wirbellosenfauna gemäß EG-Wasserrahmenrichtlinie für das Weserästuar. Praxistest des Verfahrens anhand aktueller Daten der benthischen wirbellosen Fauna im Untersuchungsraum Außen und Unterweser (2007). Bericht i. A. des NLWKN Brake- Oldenburg, 33S.
- LUNG (Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern) 2002: Verfahrensanleitung zur ökologischen Bewertung von Fließgewässern in Mecklenburg-Vorpommern mittels Standorttypieindex. - Schriftenreihe Nr. 02, Güstrow, 36 S.
- NLWKN 2009: Fachbeitrag Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) innerhalb des Integrierten Bewirtschaftungsplans Weser (IBP Weser), Entwurf September 2009, 47 S.
- REISE, K., JAGER, Z., DE JONG, D., VAN KATWIJK, M. & A. SCHANZ 2005: Seagrass. In: Wadden Sea Quality Status Report 2004. Wadden Sea Ecosystem No. 19-2005. S. 201-207.
- STILLER, G. (2005a): Bewertungsverfahren für die Qualitätskomponenten Makrophyten und Angiospermen in der Tideelbe gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie. - Gutachten i. A. der ARGE ELBE, Wassergütestelle Elbe, Hamburg, 47 S.
- STILLER, G. (2005b): Bewertung der Qualitätskomponente Makrophyten in ausgewählten tidebeeinflussten Flussunterläufen und Koog-Gewässern in den Marschen von Schleswig-Holstein gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie. - Gutachten i. A. des Landesamtes für Natur und Umwelt Schleswig-Holstein, Kiel-Flintbek, 76 S.
- STILLER, G. (2005c): Erprobung des Bewertungsverfahrens für die Qualitätskomponenten Makrophyten und Angiospermen in der Tideelbe im Rahmen des vorläufigen Monitorings gemäß EG-Wasserrahmenrichtlinie. Gutachten i. A. der ARGE ELBE, Wassergütestelle Elbe, Hamburg, 35 S.