

# Fischbasiertes Bewertungswerkzeug für Übergangsgewässer der norddeutschen Ästuare



**Auftraggeber:**  
Land Niedersachsen, Land Schleswig-Holstein

Februar 2006

---

Auftraggeber: Land Niedersachsen, Land Schleswig Holstein

---

Titel: Fischbasiertes Bewertungswerkzeug für Übergangsgewässer der norddeutschen Ästuar

---

Auftragnehmer: BIOCONSULT  
Schuchardt & Scholle GbR

Reeder-Bischoff-Str. 54  
28757 Bremen  
Telefon 0421 · 620 71 08  
Telefax 0421 · 620 71 09

Klenkendorf 5  
27442 Gnarrenburg  
Telefon 04764 · 92 10 50  
Telefax 04764 · 92 10 52

Internet [www.bioconsult.de](http://www.bioconsult.de)  
eMail [info@bioconsult.de](mailto:info@bioconsult.de)

---

Bearbeiter: Dipl.-Biol. Jörg Scholle  
Dr. Bastian Schuchardt  
Dr. Dietmar Kraft

---

Datum: Februar 2006

# Inhalt

<b>Abbildungen und Tabellen</b> .....	<b>5</b>
<b>1. Aufgabe</b> .....	<b>9</b>
<b>2. Methodik</b> .....	<b>10</b>
2.1 Arbeitsschritte.....	10
2.2 Datengrundlage .....	10
2.3 Begriffsbestimmungen .....	11
2.3.1 Übergangsgewässer.....	11
2.3.2 Sehr guter ökologischer Zustand.....	12
2.3.3 Festlegung des Referenzzeitraumes.....	14
<b>3. Die Ästuare von Ems, Weser, Elbe und Eider als Übergangsgewässer: Charakteristik und Stressoren</b> .....	<b>17</b>
<b>4. Vorarbeiten</b> .....	<b>27</b>
4.1 Rekonstruktion der fischfaunistischen Referenzgemeinschaft.....	27
4.1.1 Artenspektrum .....	28
4.1.2 Häufigkeiten.....	35
4.2 Analyse der Variabilität und der verursachenden Faktoren .....	37
<b>5. Konzeption des Bewertungsverfahrens</b> .....	<b>45</b>
5.1 Überblick über Bewertungsverfahren europäischer Nachbarländer .....	45
5.2 Abstimmung der Randbedingungen .....	48
5.3 Auswahl bewertungsrelevanter Messgrößen (Metrics).....	49
5.3.1 Metrics 1-4: Gilden .....	49
5.3.2 Metrics 5-10: Abundanzen.....	50
5.3.3 Sondermetric 11(derzeit nicht bewertungsrelevant): Stör .....	54
5.3.4 Altersstruktur .....	54
5.4 Synergieeffekte mit der FFH-Richtlinie.....	54
5.5 Festlegung von Abundanz-Klassengrenzen für die Häufigkeitskategorien .....	55
5.6 Allgemeine Hinweise zu den quantitativen Messgrößen .....	60
<b>6. Das Bewertungswerkzeug</b> .....	<b>62</b>
6.1 Bewertungsvorgang .....	62
6.1.1 Vergabe von Wertpunkten (Scores).....	63
6.1.2 Bewertungstool .....	63
6.2 EQR (Ecological Quality Ratio).....	65
6.2.1 Ermittlung des EQR.....	65
6.3 Das höchste/gute ökologische Potenzial .....	66
<b>7. Anforderungen an die Datenerhebung</b> .....	<b>69</b>
<b>8. Schlussfolgerungen</b> .....	<b>71</b>
<b>9. Kurzanleitung WRRL Bewertungstool Übergangsgewässer T1</b> .....	<b>72</b>
9.1 Referenzdaten .....	72
9.2 Variablen.....	72

---

9.3 Eingabe	73
9.4 Bewertung	73
9.5 Info-Blätter	74
9.6 Allgemeines	75
<b>10. Literatur</b>	<b>76</b>
<b>Anhang 2: Herleitung der Klassengrenzen für die Zuordnung der Hamenfangzahlen zu Abundanzklassen 1 – 6</b>	<b>87</b>
<b>Anhang 3: Zuordnung von Fangzahlen zu Abundanzklassen (Grundlage Ind./h/80m<sup>2</sup>)</b>	<b>88</b>
<b>Anhang 4: Bewertungsbeispiele</b>	<b>90</b>
<b>Anhang 5: Anforderung Fangmethodik</b>	<b>93</b>

## Abbildungen und Tabellen

<b>Abb. 1:</b>	Abgrenzung der Übergangsgewässer Typ T1 (Ems, Weser, Elbe) und Typ T2 (Eider) im Sinne der Wasserrahmenrichtlinie. ....	11
<b>Abb. 2:</b>	Karte der Unter-Elbe. Herausgegeben von der Hochlöblichen Schifffahrts- und Hafen-Deputation in Vereinbarung mit der löblichen Commerz-Deputation in Hamburg, 1837 .....	15
<b>Abb. 3:</b>	Ordinationsdiagramm der Kanonischen Korrespondenzanalyse (CCA), Datengrundlage: Hamenfischereifänge ARGE Elbe 2000-2004. ....	38
<b>Abb. 4:</b>	Ordinationsdiagramm der CCA auf der Grundlage der Hamenfischereidaten aus der Elbe 2000-2004. Dargestellt ist die Abundanzverteilung der Flunder vor dem Hintergrund abiotischer Faktoren. ....	40
<b>Abb. 5:</b>	Ordinationsdiagramm der CCA auf der Grundlage der Hamenfischereidaten aus der Elbe 2000-2004. Dargestellt ist die Abundanzverteilung des Herings vor dem Hintergrund abiotischer Faktoren. ....	41
<b>Abb. 6:</b>	Schematische Verteilung von Fangzahlen, idealisierte Verteilung nach Transformation (z.B. durch Logarithmieren).....	58
<b>Abb. 7:</b>	Vorgehen zur Reduzierung zu vieler sich wiederholender Messwerte. ....	58
<b>Abb. 8:</b>	Fangzahlen (Ind./h/80 m <sup>2</sup> ) adulter Finten (>25 cm Totallänge) aus den norddeutschen Ästuaren. Datenquelle s.o. ....	59
<b>Abb. 9:</b>	Abgrenzung der Abundanzklassen auf der Grundlage von 15% (V) bzw. 20%-Quantilen für adulte Finten – <i>Alosa fallax</i> (>25 cm) aus den Hamenfängen aus den norddeutschen Ästuare.....	60
<b>Abb. 10:</b>	Anwendung Tool ÜG T1, Bewertungsbeispiele Elbe 1982, differenziert nach Einzelfangorten und summarischer Betrachtung. ....	90
<b>Abb. 11:</b>	Anwendung Tool ÜG T1, Ergebnisse Bewertungsbeispiele Elbe 2000 - 2004.....	91
<b>Abb. 12:</b>	Anwendung Tool ÜG T1, Ergebnisse Bewertungsbeispiel Eider Mittelwert aus Herbst 2002 und Frühjahr 2003 von 2 Fangorten (Tönning, Friedrichstadt). Darstellung des Bewertungsblattes des Tools. ....	92
<b>Tab. 1:</b>	Allgemeine WRRL-Begriffsbestimmungen für den Zustand von Flüssen, Seen, Übergangsgewässern und Küstengewässern (nach REFCOND 2.3).....	13
<b>Tab. 2:</b>	Allgemeine WRRL-Begriffsbestimmungen für den Zustand von Flüssen, Seen, Übergangsgewässern und Küstengewässern (nach REFCOND 2.3).....	14
<b>Tab. 3:</b>	Wesentliche Kenngrößen der inneren Ästuare von Eider, Elbe, Weser und Ems.....	19
<b>Tab. 4:</b>	Verklappte Baggergutmengen (in Mio. m <sup>3</sup> ) (nach Daten des Arbeitskreises „Baggerei Küste“ der WSV ergänzt durch Daten des Baggerbüros Küste, WSA Bremerhaven) (aus BIOCONSULT 2003). ....	23

<b>Tab. 5:</b>	Reduzierung der Ausdehnung von Vorlandflächen in den inneren norddeutschen Ästuaren (ohne Eider) (aus CLAUS 1998; aus SCHUCHARDT 2003; Ems ohne Dollart; Elbe und Ems ohne oberen Tidebereich).....	25
<b>Tab. 6:</b>	Einteilung des historischen Fischartenbestandes im Elbe/Weserästuar in ökologische Gilden (Typ der Gemeinschaft) nach ELLIOT & DEWAILLY (1995, leicht verändert). .....	29
<b>Tab. 7:</b>	Historisches Referenzartenspektrum der Gilde ‚Süßwasserarten‘ (Typ lim). Quelle: historische Schriften (s.o.). Für die Bewertung des ÜG mit Ausnahme des Kaulbarsches nicht bewertungsrelevant. Rheo = Fließgewässerart, indiff = strömungsindifferent, sg = Stillgewässerart, Auenarten. RL: Rote Liste nach: a = Bless et. al 1998, b = Fricke et al. 1998, c = Gaumert und Kämmereit 1993; Schirmer 1991. FFH (Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie): II = Anhang II-Arten gemeinschaftlichen Interesse, IV = Anhang IV- streng zu schützende Arten. Dem: demersale Arten, ben = benthische Arten, pel = pelagische Arten. Fs = bevorzugt auf Feinsubstrat, hs = bevorzugt im Bereich von Hartsubstraten. Artspezifische Häufigkeiten s. Tab. 12. ....	30
<b>Tab. 8:</b>	Historisches Referenzartenspektrum der Gilde ‚Diadrome Arten‘ (Subtypen: Transitarten-dia, äestuarin-dia/aes). Quelle: historische Schriften (s.o.). Rheo = Fließgewässerart, indiff = strömungsindifferent, sg = Stillgewässerart, Auenarten. K.E. = keine Einstufung. RL: Rote Liste nach: a = Bless et. al 1998, b = Fricke et al. 1998, c = Gaumert und Kämmereit 1993; Schirmer 1991. FFH (Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie): II = Anhang II-Arten gemeinschaftlichen Interesse, IV = Anhang IV- streng zu schützende Arten. Dem: demersale Arten, ben = benthische Arten, pel = pelagische Arten. Fs = bevorzugt auf Feinsubstrat, hs = bevorzugt im Bereich von Hartsubstraten. Artspezifische Häufigkeiten s. Tab. 12. ....	31
<b>Tab. 9:</b>	Historisches Referenzartenspektrum der Gilde ‚Ästuarine Arten‘. Quelle: historische Schriften (s.o.). K.E. = keine Einstufung. RL: Rote Liste nach: a = Bless et. al 1998, b = Fricke et al. 1998, c = Gaumert und Kämmereit 1993; Schirmer 1991. FFH (Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie): II = Anhang II-Arten gemeinschaftlichen Interesse, IV = Anhang IV- streng zu schützende Arten. Dem: demersale Arten, ben = benthische Arten, pel = pelagische Arten. Fs = bevorzugt auf Feinsubstrat, hs = bevorzugt im Bereich von Hartsubstraten. Artspezifische Häufigkeiten s. Tab. 12. ....	33
<b>Tab. 10:</b>	Historisches Referenzartenspektrum der Gilde ‚Marine Juvenile‘ und ‚Marine-Saisonal‘. Quelle: historische Schriften (s.o.). K.E. = keine Einstufung. RL: Rote Liste nach: a = Bless et. al 1998, b = Fricke et al. 1998, c = Gaumert und Kämmereit 1993; Schirmer 1991. FFH (Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie): II = Anhang II-Arten gemeinschaftlichen Interesse, IV = Anhang IV- streng zu schützende Arten. Dem: demersale Arten, ben = benthische Arten, pel = pelagische Arten. Fs = bevorzugt auf Feinsubstrat, hs = bevorzugt im Bereich von Hartsubstraten. Artspezifische Häufigkeiten s. Tab. 12. ....	34
<b>Tab. 11:</b>	Historisches Referenzartenspektrum der Gilde ‚Marine-Gäste‘. Quelle: historische Schriften (s.o.). K.E. = keine Einstufung. RL: Rote Liste nach: a = Bless et. al 1998, b = Fricke et al. 1998, c = Gaumert und Kämmereit 1993; Schirmer 1991. FFH (Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie): II = Anhang II-Arten gemeinschaftlichen Interesse, IV = Anhang IV- streng zu schützende Arten. Dem: demersale Arten, ben = benthische Arten, pel = pelagische Arten. Fs = bevorzugt auf Feinsubstrat, hs = bevorzugt im Bereich von Hartsubstraten. Artspezifische Häufigkeiten s. Tab. 12. ....	35

<b>Tab. 12:</b>	„Übersetzung“ der historischen Angaben in 6 Häufigkeitskategorien und Zuordnung zu Häufigkeitswerten.....	36
<b>Tab. 13:</b>	Ergebnisse der CCA. Erklärungswerte der Ordinationsachsen im Hinblick auf die Varianz der Fangdaten. Ergebnisse des Monte-Carlo Tests.....	39
<b>Tab. 14:</b>	Korrelationsanalyse (Spearman-Rang) der Elbedaten 2000-2004 (Auswahl der häufigsten Arten). .....	42
<b>Tab. 15:</b>	Unterschiedlichkeit der Fangzahlen in den verschiedenen Salinitätszonen am Beispiel der Hering-Fangdaten (Daten Wassergütestelle Elbe 2000-2004). * = Unterschiede signifikant.....	43
<b>Tab. 16:</b>	Übersicht über die verwendeten Metrics für die Bewertung von Übergangsgewässern. GB: Großbritannien, NL : Niederlande, BEL: Belgien (nach GOETHALS et al. 2004), ESP: Spanien. % ABW REF: Prozentuale Abweichung von der Referenz. Kat : Festlegung von Kategorien. (Stand Frühjahr 2005). XX = Klassengrenzen noch nicht festgelegt. X = Metric wird berücksichtigt, genaue Angaben s. DUßLING et al. (2004).....	46
<b>Tab. 17:</b>	Selected metrics and threshold values (calculated as average value per day per fyke net) for the fish-based Estuarine Biotic Integrity Index for the brackish Schelde estuary. (BREINE et al. 2005, schriftl.) .....	47
<b>Tab. 18:</b>	Einteilung des historischen Fischartenbestandes in ökologische Gilden (Typ der Gemeinschaft) nach ELLIOT & DEWAILLY (1995, leicht verändert). Daten aus Weser und Elbe. ....	50
<b>Tab. 19:</b>	Zuordnung von verbalen Häufigkeiten und tatsächlichen Fangzahlen zu Abundanzklassen (schematisch).....	55
<b>Tab. 20:</b>	Deskriptive Kennwerte der Hamenfangdatensätze der 6 Auswahlarten. Gelb: Daten der adulten Finte vor (ad.) und nach (ad.-mod) der Modifikation des Datensatzes (s. Text).....	59
<b>Tab. 21:</b>	Differenzierung der Größenklassen für Finte – <i>Alosa fallax</i> , Stint – <i>Osmerus eperlanus</i> sowie Angabe des jeweils optimalen Fangzeitpunktes und des Fangortes für alle quantitativ relevanten Arten. Einteilung der Altersgruppen leicht modifiziert nach LAVES, Abt. Binnenfischerei. ....	61
<b>Tab. 22:</b>	Zuordnung der Ähnlichkeit (%) zur Wertepunkteskala (Score). ....	63
<b>Tab. 23:</b>	Übersicht über die Messgrößen für die fischbasierte Bewertung der Übergangsgewässer Typ T1. FJ = Frühjahr, SO = Sommer, HE = Herbst. Score = Wertpunkte, IV (häufig) – V+ (sehr häufig - massenhaft) = Häufigkeitsklassen der ausgewählten Arten.....	64
<b>Tab. 24:</b>	Zuordnung des EQR-Wertes zu einer ökologischen Zustandsklasse bzw. zu den Kategorien des ökologischen Potenzials.....	67
<b>Tab. 25:</b>	Ausschnitt dem Tabellenblatt: Referenzdaten.....	72
<b>Tab. 26:</b>	Ausschnitt aus dem Blatt: Variablen. ....	73
<b>Tab. 27:</b>	Tabellenblatt: Bewertung .....	74
<b>Tab. 28:</b>	Tabellenblatt, Beispiel Gildenzuordnung, saisonale Fangzahlen. ....	74
<b>Tab. 29:</b>	Fish Community Index - Großbritannien (wurde bereits modifiziert 2005) .....	86
<b>Tab. 30:</b>	Angaben zur methodischen Vorgehensweise zur Erfassung der Fischfauna in norddeutschen Übergangsgewässern. ....	94

<b>Tab. 31:</b>	aus Kap. 5.6: Differenzierung der Größenklassen für Finte – <i>Alosa fallax</i> , Stint – <i>Osmerus eperlanus</i> sowie Angabe des jeweils optimalen Fangzeitpunktes und des Fangortes für alle quantitativ relevanten Arten. Einteilung der Altersgruppen leicht modifiziert nach LAVES, Abt. Binnenfischerei.....	95
-----------------	--	----

## 1. Aufgabe

Die EU-Wasserrahmen-Richtlinie schafft einen Ordnungsrahmen für den Schutz der Binnenoberflächengewässer, der Übergangsgewässer, der Küstengewässer und des Grundwassers. Für oberirdische Gewässer gelten die folgenden Ziele:

- Verwirklichung des guten ökologischen und chemischen Zustandes bis 2015
- Verwirklichung des guten ökologischen Potenzials und des guten chemischen Zustands bei erheblich veränderten oder künstlichen Gewässern bis 2015
- Verschlechterungsverbot

Bei künstlichen und erheblich veränderten Oberflächengewässern kann nach sorgfältiger Prüfung der Verbesserungsmöglichkeiten die Ausweisung als erheblich verändertes Gewässer erfolgen. Bei diesen Gewässern, bzw. bei Gewässerabschnitten, bei denen der gute ökologische Zustand nicht oder nicht mit verhältnismäßigen Mitteln wieder hergestellt werden kann und wenn durch die Wiederherstellung bestimmte Nutzungen, wie Wasserkraft, Schifffahrt, Hochwasserschutz entscheidend beeinträchtigt würden, muss nicht der gute ökologische Zustand erreicht werden, sondern das gute ökologische Potenzial.

Die Richtlinie definiert den ‚guten ökologischen Zustand‘ als ein Ziel, das bis 2015 (in Ausnahmen auch bis 2027) erreicht sein soll. Vor diesem Hintergrund ist es zunächst notwendig, den aktuellen Zustand der Gewässer zu beurteilen und damit den erforderlichen Handlungsbedarf im Hinblick auf das Ziel der WRRL aufzuzeigen. Um diesen ersten Schritt durchführen zu können, ist die Entwicklung geeigneter Bewertungsverfahren für die von der WRRL vorgegebenen Qualitätskomponenten erforderlich.

Vor diesem Hintergrund hat die vorliegende Arbeit die Aufgabe für den Gewässertyp ‚Übergangsgewässer-Nordsee‘ (Typ T1/T2) ein fischbasiertes Bewertungswerkzeug zu entwickeln, das den spezifischen Anforderungen der WRRL Rechnung trägt. Der Gewässertyp „Übergangsgewässer-Nordsee“ ist durch den ästuarinen Salinitätsgradienten charakterisiert und zeichnet sich durch das dynamische Zusammentreffen limnischer und mariner Elemente aus. Er bildet daher einen Lebensraum ganz eigener Prägung, der auch eine spezifische Fischfauna aufweist. Diese eigene Ausprägung machte im Hinblick auf die Qualitätskomponente Fischfauna einen spezifischen Bewertungsansatz für die Übergangsgewässer erforderlich.

Dazu ist in der vorliegenden Arbeit ein multimetrisches Bewertungsverfahren konzipiert worden, das die Aspekte Artenspektrum, Abundanz und Altersstruktur der Fischfauna umfasst und dabei auf eine historische Referenzzönose als Bewertungsmaßstab Bezug nimmt.

Mit der Erarbeitung eines entsprechenden fischbasierten Bewertungswerkzeuges wurde das Büro BioConsult Schuchardt & Scholle GbR im Dezember 2004 von den Ländern Schleswig-Holstein und Niedersachsen beauftragt. Die Koordination des Projektes oblag dabei der Wassergütestelle Elbe und wurde von einer Fachgruppe aus Vertretern der Länder Schleswig-Holstein, Niedersachsen und Hamburg begleitet.

## 2. Methodik

### 2.1 Arbeitsschritte

Das multimetrische Bewertungsverfahren, das die Aspekte Artenspektrum, Abundanz und Altersstruktur der Fischfauna umfasst und dabei auf eine historische Referenzzönose als Bewertungsmaßstab Bezug nimmt, wird anhand der folgenden Arbeitsschritte konzipiert:

- Rekonstruktion einer historischen Referenz als Bewertungsmaßstab,
- Analyse der natürlichen Variabilität der Fischfauna mittels verschiedener statistischer Verfahren,
- Sichtung vorhandener Bewertungsvorschläge für Übergangsgewässer aus europäischen Nachbarländern,
- Festlegung bewertungsrelevanter Metrics,
- Festlegung von Klassengrenzen für die Ermittlung des ökologischen Zustandes bzw. des ökologischen Potenzials in einem 5-stufigen System im Sinne der Wasserrahmenrichtlinie,
- Ausarbeitung eines computergestützten Bewertungswerkzeuges,
- Vorschläge für die Durchführung des WRRL-Monitorings.

### 2.2 Datengrundlage

Für die Bearbeitung des Projektes stehen verschiedene historische Arbeiten zur Fischfauna der Ästuare sowie eine Reihe von aktuellen Datensätzen zur Verfügung (s. Kap. 4). Letztere sind im Rahmen verschiedener Anlässe in den letzten Jahren in den Tideästuaren erhoben worden (ARGE ELBE 2000-2004, MÖLLER 1984 - Elbe, MÖLLER 1988 - Elbe, VOIGT 2003 - Weser, HAGGE 2003 - Eider, LFV EMDEN 2003 - Ems).

Die historischen Arbeiten bilden die Grundlage für die Referenzerstellung, die aktuellen Datensätze werden v.a. dazu benutzt, die räumliche und zeitliche Variabilität der Fischgemeinschaften zu analysieren und bilden neben einer eingeschränkten Anzahl quantitativer Daten aus historischen Arbeiten (APSTEIN 1894, SCHRÄDER 1941) auch die Grundlage für die Festlegung von Referenzhäufigkeiten für den Aspekt ‚Abundanz‘.

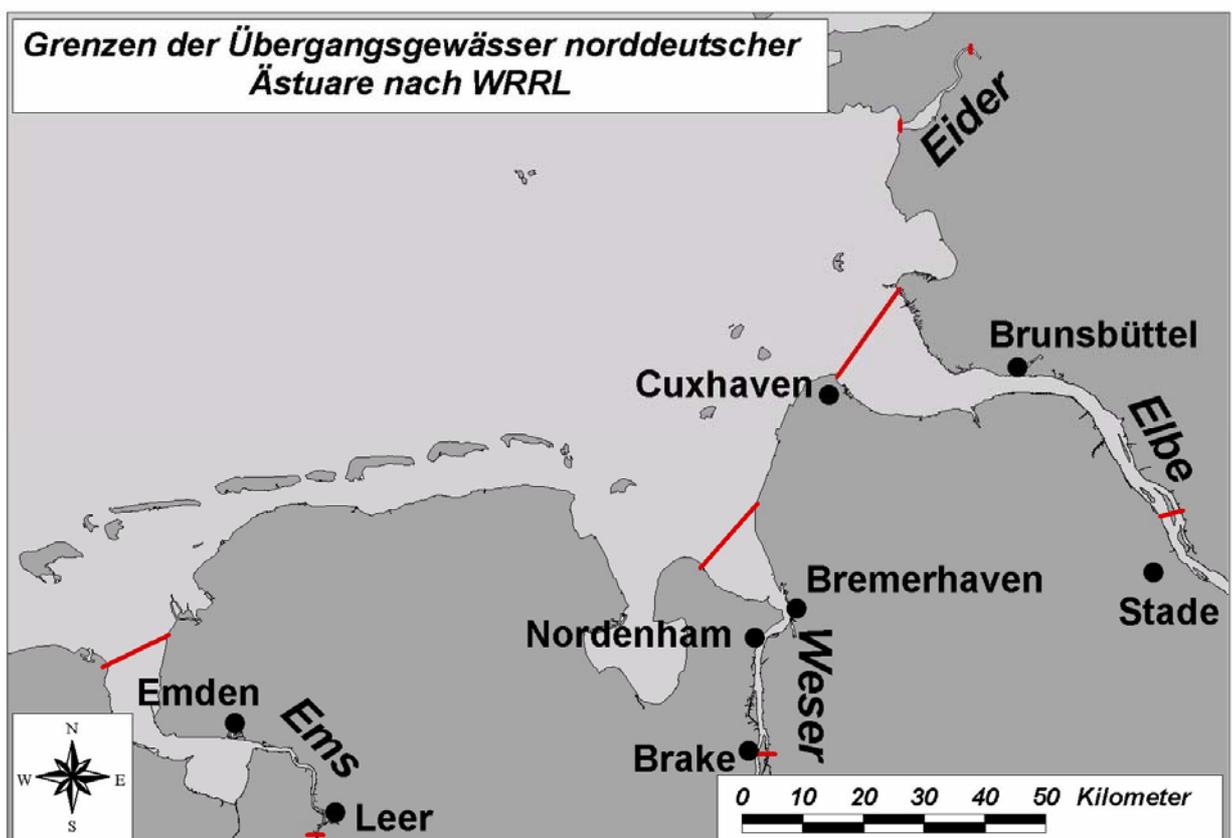
Alle vorliegenden aktuellen Datensätze (mit Ausnahme ARNTZ et al. 1994, Ems-Pfahlhamenfänge) wurden mit der gleichen Fischereimethode (Ankerhamenfängen) erhoben, allerdings z.T. in unterschiedlichen Jahreszeiten. Durch die identische Erfassungsmethodik ergibt sich nach einer Standardisierung der Daten auf Ind./h/80m<sup>2</sup> eine weitgehende qualitative und quantitative Vergleichbar-

keit der verschiedenen Datensätze. *Die spätere Anwendung des Bewertungsverfahrens setzt deshalb ebenfalls diese Fangmethodik als Standard voraus! (s. Anhang 5).*

## 2.3 Begriffsbestimmungen

### 2.3.1 Übergangsgewässer

Die v.a. durch die longitudinalen Gradienten von Salinität und Tidehub entstehende Charakteristik der Ästuarie ist in der WRRL durch die Zuordnung zu einem eigenen Gewässertyp, dem Übergangsgewässer, berücksichtigt worden. Nach der Definition der WRRL (vgl. REFOND 2.4) handelt es sich bei Übergangsgewässern (ÜG) um Oberflächenwasserkörper in der Nähe von Flussmündungen (*„...in the vicinity of a river mouth..“*), die aufgrund der Nähe zu den Küstengewässern einen gewissen Salzgehalt aufweisen bzw. durch einen entsprechenden Salzgradienten (*„... partly saline in character“*) gekennzeichnet sind, aber wesentlich auch vom Oberwasser beeinflusst werden (*„...substantially influenced by freshwater flow“*). Die stromauf befindliche Grenze des ÜG bildet die 0,5 ‰-Isohaline, die untere Grenze die 30 ‰-Isohaline. Abb. 1 zeigt die Abgrenzung der Übergangsgewässer-Nordsee Ems, Weser, Elbe und Eider.



**Abb. 1:** Abgrenzung der Übergangsgewässer Typ T1 (Ems, Weser, Elbe) und Typ T2 (Eider) im Sinne der Wasserrahmenrichtlinie.

Die Typisierung erfolgte an der deutschen Nordseeküste vor allem anhand der Salinität und der Exposition. Die geographische Lage und der Tidenhub sind nur zur ergänzenden Charakterisierung der Gewässertypen genutzt worden. Die in den Ästuaren als Übergangsgewässer ausgewiesenen Abschnitte weisen Salinitäten zwischen 0,5 und 30 ‰ Salzgehalt auf und umfassen damit nicht die limnischen Abschnitte der Ästuarie, die durch den (anthropogen z.T. stark vergrößerten) Tidehub geprägt werden und nach SCHUCHARDT et al. (1993) unter funktionalen Gesichtspunkten als Bestandteil des Ästuars betrachtet werden sollten. Diese für die Bestandsaufnahme 2005 entsprechend Artikel 5 WRRL vorgenommene Abgrenzung der Übergangsgewässer ist vorläufig und es sollte u.E. auch vor dem Hintergrund der eigentlichen Aufgabenstellung der WRRL geprüft werden, ob bei dem Management nicht die limnischen Abschnitte bis zur Tidegrenze in die Übergangsgewässer einbezogen werden sollten. Die Eider macht hier eine gewisse Ausnahme, da das Übergangsgewässer auch die kurze limnische Zone stromab des Tidewehrs Nordfeld einschließt.

### 2.3.2 Sehr guter ökologischer Zustand

Die Erfüllung des Europäischen Schutzzieles wird neben spezifischen chemischen und strukturellen Anforderungen wesentlich auch an biologisch-ökologischen Kriterien gemessen. Als Vergleichsmaßstab für diesen Zustand müssen die Gewässer typisiert und für jeden Typ die entsprechenden Referenzzustände festgelegt werden. Dazu sind die typspezifischen Bedingungen des sehr guten Zustandes, der bei Abwesenheit störender anthropogener Einflüsse vorliegt, möglichst anhand von Referenzgewässern für die biologischen, physikalisch-chemischen und hydromorphologischen Qualitätskomponenten zu definieren.

Für die Bewertung des ökologischen Zustandes nutzt die WRRL ein fünfstufiges Klassifizierungssystem. Tab. 1 benennt die allgemeinen WRRL-Kriterien für die Klassifizierung der ökologischen Qualität; Tab. 2 benennt die fischfaunistischen WRRL-Kriterien.

Tab. 1: Allgemeine WRRL-Begriffsbestimmungen für den Zustand von Flüssen, Seen, Übergangsgewässern und Küstengewässern (nach REFCOND 2.3)

	Sehr guter Zustand	Guter Zustand	Mäßiger Zustand
Allgemein	<p>Es sind bei dem jeweiligen Oberflächengewässertyp keine oder nur sehr geringfügige anthropogene Änderungen der Werte für die physikalisch-chemischen und hydromorphologischen Qualitätskomponenten gegenüber den Werten zu verzeichnen, die normalerweise bei Abwesenheit störender Einflüsse mit diesem Typ einhergehen (Referenzbedingungen).</p> <p>Die Werte für die biologischen Qualitätskomponenten des Oberflächengewässers entsprechen denen, die normalerweise bei Abwesenheit störender Einflüsse mit dem betreffenden Typ einhergehen, und zeigen keine oder nur sehr geringfügige Abweichungen an (Referenzbedingungen). Die typspezifischen Bedingungen und Gemeinschaften sind damit gegeben.</p>	<p>Die Werte für die biologischen Qualitätskomponenten des Oberflächengewässertyps oberirdischer Gewässer zeigen geringe anthropogene Abweichungen an, weichen aber nur in geringem Maße von den Werten ab, die normalerweise bei Abwesenheit störender Einflüsse mit dem betreffenden Oberflächengewässertyp einhergehen (Referenzbedingungen).</p>	<p>Die Werte für die biologischen Qualitätskomponenten des Oberflächengewässertyps weichen mäßig von den Werten ab, die normalerweise bei Abwesenheit störender Einflüsse mit dem betreffenden Oberflächengewässertyp einhergehen (Referenzbedingungen). Die Werte geben Hinweise auf mäßige, anthropogene Abweichungen und weisen signifikant stärkere Störungen auf, als dies unter den Bedingungen des guten Zustands der Fall ist.</p>

Tab. 2: Allgemeine WRRL-Begriffsbestimmungen für den Zustand von Flüssen, Seen, Übergangsgewässern und Küstengewässern (nach REFCOND 2.3)

	Sehr guter Zustand	Guter Zustand	Mäßiger Zustand
Fischfauna	<p>Zusammensetzung und Abundanz der Arten entsprechen vollständig oder nahezu vollständig den Referenzbedingungen.</p> <p>Alle typspezifischen störungsempfindlichen Arten sind vorhanden.</p> <p>Die Altersstrukturen der Fischgemeinschaften zeigen kaum Anzeichen anthropogener Störungen und deuten nicht auf Störungen bei der Fortpflanzung oder Entwicklung irgendeiner besonderen Art hin.</p>	<p>Aufgrund anthropogener Einflüsse auf die physikalisch-chemischen und hydromorphologischen Qualitätskomponenten weichen die Arten in Zusammensetzung und Abundanz geringfügig von den typspezifischen Gemeinschaften ab.</p> <p>Die Altersstrukturen der Fischgemeinschaften zeigen Anzeichen für Störungen aufgrund anthropogener Einflüsse auf die physikalisch-chemischen oder hydromorphologischen Qualitätskomponenten und deuten in wenigen Fällen auf Störungen bei der Fortpflanzung oder Entwicklung einer bestimmten Art hin, so dass einige Altersstufen fehlen können.</p>	<p>Aufgrund anthropogener Einflüsse auf die physikalisch-chemischen oder hydromorphologischen Qualitätskomponenten weichen die Fischarten in Zusammensetzung und Abundanz mäßig von den typspezifischen Gemeinschaften ab.</p> <p>Die Altersstruktur der Fischgemeinschaften zeigt größere Anzeichen anthropogener Störungen, so dass ein mäßiger Teil der typspezifischen Arten fehlt oder sehr selten ist.</p>

Gewässer, bei denen die Werte für die biologischen Qualitätskomponenten des betreffenden Typs oberirdischer Gewässer stärkere Veränderungen aufweisen und die Biozöosen erheblich von denen abweichen, die normalerweise bei Abwesenheit störender Einflüsse mit dem betreffenden Oberflächengewässertyp einhergehen (Referenzbedingungen), werden als unbefriedigend bzw. als schlecht eingestuft.

### 2.3.3 Festlegung des Referenzzeitraumes

Wie im vorangegangenen Kapitel deutlich geworden ist, bezieht sich der 5-stufige Bewertungsansatz der WRRL bzgl. des Optimums, also des sehr guten ökologischen Zustandes, auf eine Referenzsituation, bei der bei dem jeweiligen Gewässertyp keine oder nur sehr geringfügige anthropogene Änderungen der Werte für die physikalisch-chemischen und hydromorphologischen Qualitätskomponenten gegenüber den Werten zu verzeichnen, die normalerweise bei Abwesenheit störender Einflüsse mit diesem Typ einhergehen. Die Werte für die biologischen Qualitätskomponenten des Gewässers sollen denen entsprechen, die normalerweise bei Abwesenheit störender Einflüsse

mit dem betreffenden Typ einhergehen und die Ausprägung der Komponenten soll keine oder nur sehr geringfügige Abweichungen zeigen. Da in der südlichen Nordsee keine Übergangsgewässer existieren, die diesem Referenzzustand entsprechen, ist es sinnvoll, sich auf eine historische Referenz zu beziehen. Das ist für die Fischfauna als Qualitätskomponente auch deshalb möglich, da durch die ökonomische Bedeutung dieser Gruppe auch alte Daten in, verglichen mit anderen Komponenten wie etwa dem Benthos, relativ guter Qualität existieren (s.u.).

Im Rahmen der vorliegenden Arbeit legen wir den Referenzzeitraum auf Ende des 19. Jahrhunderts, also einem Zeitraum vor Beginn der die Ästuarie in den folgenden hundert Jahren so deutlich verändernden großen Strombaumaßnahmen. Gewässerstrukturell waren die Ästuarie in diesem Zeitraum durch direkte Maßnahmen noch relativ wenig beeinflusst (vgl. BFG 1992, SCHUCHARDT et al. 1993); die Deichlinien waren zu diesem Zeitpunkt allerdings schon länger geschlossen und damit große Teile der Aue vom Gewässer getrennt (KAUSCH 1996).

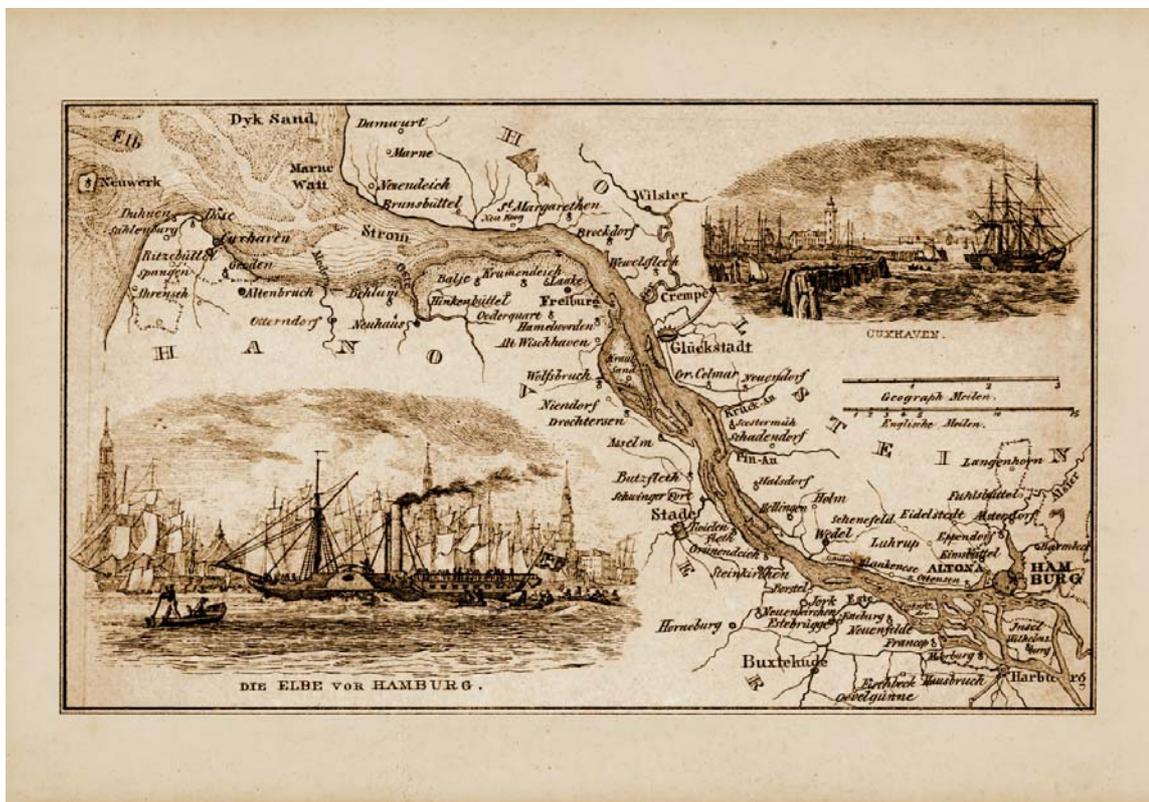


Abb. 2: Karte der Unter-Elbe. Herausgegeben von der Hochlöblichen Schiffahrts- und Hafen-Deputation in Vereinbarung mit der löblichen Commerz-Deputation in Hamburg, 1837

Die Gewässermorphologie war durch ein verzweigtes z.T. relativ flaches Mehr-Rinnen-System mit zwischengelagerten Platen bzw. Sänden gekennzeichnet, die Durchflussquerschnitte waren dadurch relativ gering (u.a. GRABEMANN et al. 1999). Die Deichbauten schränkten die Ästuarie zwar in ihrer lateralen Ausbreitungsmöglichkeit v.a. in den inneren Ästuarie ein und unterbrachen die Verbindung in großen Strecken zu der Aue. Die Flüsse selber und die Deichvorländer können zu diesem Zeitpunkt jedoch noch als weitgehend naturnah bezeichnet werden. Die Rinnen waren noch nicht durch strombauliche Maßnahmen festgelegt und eine dynamische Verlagerung der Rin-

nen, Platen und Sände war möglich. Die Strömung war nicht ausschließlich auf einen Arm bzw. eine Rinne konzentriert, die Strömungsgeschwindigkeiten waren insgesamt wesentlich geringer als heute. Die morphologischen Prozesse wurden in den inneren Ästuaren wie z.B. in dem der Weser fast ausschließlich durch die noch unverändert in die Flussmündung einlaufende Tidewelle mit dem stromauf stark abnehmenden Tidehub im Zusammenspiel mit den noch nicht geregelten Oberwasserzuflüssen gesteuert. Der Tidehub war historisch in allen Ästuaren gering bis mäßig, er nahm z.B. von Außen- in die Unterweser hinein von ca. 2,7-3,3 m auf <0,4 m ab.

Direkte Eingriffe des Menschen durch Strombaumaßnahmen bzw. Baggerungen fanden so gut wie nicht statt. Die weitgehend unbeeinflusste Morphodynamik führt zu einer hohen Biotop- und Artenvielfalt: Hauptstrom, Flachwasserzonen, Watt, Röhrlichzonen, Sand- und Kiesbänke, Auengehölze, Seitengewässer und Altwässer. Die Verzahnung des Hauptstroms mit einmündenden Nebenflüssen war morphologisch z.T. sehr hoch, dieses trug zur hohen Habitatvielfalt der ästuarinen Lebensräume bei (SCHOLLE & SCHUCHARDT 1996) und die Ästuare entsprachen zum Referenzzeitpunkt noch weitgehend einem Zustand, wie er heute als naturschutzfachliches Leitbild definiert wird (s. CLAUS et al. 1994). Abb. 2 gibt beispielhaft einen Eindruck von der Morphologie der Unterelbe zum Anfang des 19. Jahrhunderts.

### 3. Die Ästuare von Ems, Weser, Elbe und Eider als Übergangsgewässer: Charakteristik und Stressoren

Im Folgenden sollen vor dem Hintergrund der Bewertung anhand der biologischen Qualitätskomponente Fischfauna die derzeitigen abiotischen Rahmenbedingungen und Beeinträchtigungen der 4 norddeutschen Ästuare Ems, Weser, Elbe und Eider vergleichend dargestellt werden. Diese Ästuare formen einen Lebensraum ganz eigener Prägung, der vor allem durch den Salzgradienten und den Tidehub gekennzeichnet ist. Sie unterliegen trotz ihrer ökologischen Besonderheit einem starken Nutzungsdruck, der in allen Gewässern besonders in den inneren Abschnitten zu deutlichen Veränderungen von Struktur und Funktion und damit auch zu einem Druck auf die aquatischen Lebensgemeinschaften insbesondere auch der Fischfauna geführt hat. Die einzelnen Nutzungen wie

- Schifffahrt,
- Küstenschutz,
- Baggergutumlagerung,
- Sand- und Kiesentnahme,
- Landwirtschaft,
- Fischerei,
- direkte und diffuse Stoffeinträge

waren und sind dabei in den vier Ästuaren unterschiedlich stark wirksam (SCHUCHARDT et al. 1999; ESSINK et al. 2005).

Während sich die Wasserqualität auch in den Flussmündungen in den letzten Jahren z.T. verbessert hat (z.B. SCHUCHARDT et al. 1989), ist die morphologische Verformung u.a. durch Fahrrinnenvertiefungen nicht nur in der Vergangenheit stark gewesen, sondern wird bei Umsetzung der anstehenden Planungen (Außenweser-/Unterweser- und Unterelbe-Anpassung) weiter vorangetrieben.

#### **Morphologie**

Die vier Ästuare unterscheiden sich hinsichtlich ihrer Morphologie und Größe und damit auch ihrer Hydrographie beträchtlich. Einige Kenngrößen sind in Tab. 3 zusammengestellt.

**Ems:** Im Emsästuar beginnt die Kilometrierung bei Papenburg mit km 0. Papenburg liegt 13 km unterhalb des Tidewehrs Herbrum. Die Unterems mäandriert auf dem Abschnitt bis zum Dollart relativ stark; mehrere Stromspaltungen sind vorhanden. Die Ems verbreitert sich von <100 m im inneren Bereich auf etwa 600 m bei Pogum (km 35). Hier erreicht die Unterems den etwa 10 x 10 km großen Dollart, der sich etwa bei km 53 an der Knock zur Außenems erweitert. Km 90 liegt bei Borkum; die Kilometrierung endet bei km 100 seewärts von Borkum. Die Fahrwassertiefe

stromauf von Emden beträgt etwa 4 m; stromab von Emden etwa 8 m und nimmt seewärts weiter zu. Das Übergangsgewässer der Ems beginnt oberhalb von Leer (Ems-km 26) und wird seewärtig begrenzt von der Linie Eemshafen-Pilsum.

**Weser:** Die Kilometrierung des Weserästuars beginnt in Bremen bei etwa 4,6 km stromab des Tidewehrs Bremen-Hemelingen mit km 0. Die rinnenförmige, relativ schmale Unterweser mit ihren zwei verbliebenen Nebenarmen erstreckt sich bis km 65,5 auf Höhe der Geestemündung in Bremerhaven. Die Breite vergrößert sich von ca. 300 m im bremischen Bereich auf ca. 1.500 m bei Bremerhaven. Die Solltiefe in der Fahrrinne beträgt 9 m. Ab Bremerhaven weitet sich das Weserästuar trichterförmig auf und wird von weiten eulitoralischen Flächen begleitet. Der Bereich zwischen km 65,5 und 120 wird als Außenweser bezeichnet. Hier beträgt die Solltiefe des Fahrwassers nach der letzten Anpassung 14 m. Das Übergangsgewässer der Weser beginnt etwa bei Brake (We-km 40) und wird außen etwa bei We-km 84 begrenzt.

**Elbe:** In der Elbe, dem größten der Ästuar, erfolgt die Kilometrierung ab dem Eintritt der Elbe in das Bundesland Sachsen mit Strom-km 0. Die obere Tidegrenze ist das Wehr Geesthacht bei km 585,9. Bis km 607,5 erstreckt sich die relativ schmale (200 m) sog. Tideelbe. Seewärts bis km 625,6 (alte Kilometrierung) schließt sich das Stromspaltungsgebiet mit der Stadt Hamburg an. Von diesem werden heute nur noch Norder- und Süderelbe bzw. Köhlbrand durchströmt. Zwischen km 625,6 und km 727,7 liegt die Unterelbe, die sich ungefähr ab Brunsbüttel (km 700) trichterförmig erweitert. Die Breite nimmt dabei zwischen Hamburg und Brunsbüttel von ca. 500 auf 2.000 m zu. Die Unterelbe besteht aus mehreren Rinnen, von denen jeweils eine zum Fahrwasser ausgebaut ist, während die Nebenelben z.T. einer stärkeren Auflandung unterliegen. Im Bereich der Nebenelben kann die Breite bis zu 6.000 m betragen. Die Unterelbe hatte vor der Anpassung an die Containerschiffahrt im Jahr 1999 eine Solltiefe im Fahrwasser von 13,5 m, die stromauf von Brunsbüttel im wesentlichen auch nur innerhalb der Fahrrinne bestand. Eulitorale Flächen sind in unterschiedlicher Breite vorhanden. Das anschließende breite, äußere Ästuar zwischen km 727,7 und 769,4 wird als Außenelbe bezeichnet. Hier wird das Fahrwasser von sehr breiten eulitoralischen Flächen begleitet. Die Fahrwassertiefe beträgt nach der letzten Anpassung an die Erfordernisse der Containerschiffahrt 1999 zwischen 14,4 und 15,3 m. Das Übergangsgewässer der Elbe beginnt etwa bei Grauerort (El-km 660) und endet an der Seegrenze bei Cuxhaven (El-km 727).

**Eider:** In der Eider erfolgt die Kilometrierung der Untereider ab Rendsburg mit km 0; die Obereider ist durch den Nord-Ostsee-Kanal vollständig von der Untereider getrennt. Das Tidewehr Nordfeld liegt bei km 78. Die Tideeider erstreckt sich zwischen dem Tidewehr und dem Eidersperrwerk bei km 109,8. Seewärts schließt sich die Außeneider an. Die Eider ist das kleinste der Ästuar mit ca. 30 km Länge zwischen der Tidegrenze und dem Sturmflutsperrwerk. Bis Tönning (km 100) ist das Ästuar sehr schmal und fast ohne begleitende eulitorale Flächen (<200 m). Das Fahrwasser weist Tiefen um 2-3 m unter SKN auf. Unterhalb von Tönning erweitern sich vor der Abdeichung des Katinger Watts die eulitorale Flächen sehr stark. Heute haben die Wattflächen hier maximal eine Breite von <2000 m. Sie werden von der 200-300 m breiten Rinne der Eider geteilt. Die Fahrwassertiefe beträgt auch hier zwischen 2 und 3 m unter SKN. Seewärts des Sturmflutsperrwerks begleiten noch über ca. 7 km eulitorale Flächen die Außeneider, bei Wassertiefen zwischen 3 und 8 m. Das Übergangsgewässer der Eider beginnt etwa unterhalb des Tidewehres bei Nordfeld und endet an der Seegrenze bei Tönning.

### Tidehub

Ein Parameter für das Ausmaß der Verformung besonders der inneren Ästuare durch die Anpassung der Fahrwassertiefen an steigende Schiffsgrößen und gleichzeitig eine Größe, die die Lebensbedingungen für die Biota des Ästuars in charakteristischer Weise prägt, ist der Tidehub. Die Veränderung des Tidehubs als Folge der verschiedenen wasserbaulichen Maßnahmen ist für die einzelnen Ästuare unterschiedlich detailliert dokumentiert (u.a. SIEFERT & JENSEN 1993, WIELAND 1993, GRABEMANN et al. 1993, BUSCH et al. 1984, SIEFERT 1982, WETZEL 1987 etc.). SCHUCHARDT (1995) liefert eine vergleichende Gegenüberstellung der historischen Veränderungen des Tidehubs in den vier Ästuaren, auf die hier wesentlich zurückgegriffen wird. Die Ausbaumaßnahmen umfassen nicht nur die Verbreiterung und Vertiefung der eigentlichen Fahrrinne, sondern auch deren Festlegung durch Leitdämme, Buhnen und die Verfüllung von Nebenarmen und damit die Konzentration der Stromkraft auf das Fahrwasser, wie es bereits von FRANZIUS (1895) für die Unterweser formuliert und umgesetzt worden ist.

Die vier Ästuare unterscheiden sich nicht nur durch ihre Größe und ihren Oberwasserzufluss, sondern auch durch die Höhe und den longitudinalen Gradienten des Tidehubs (Tab. 3). Im unverbauten Ästuar nimmt dieser als Folge der Energiedissipation der einlaufenden Tidewelle stromauf in Abhängigkeit von der Morphologie ab. Dies ist heute nur noch in der Eider der Fall. Hier sinkt der Tidehub von 3,1 m am Eidersperrwerk auf 2,0 m am Tidewehr Nordfeld; allerdings beeinflusst durch den Betrieb des Eidersperrwerks (WIELAND 1993).

Tab. 3: Wesentliche Kenngrößen der inneren Ästuare von Eider, Elbe, Weser und Ems.

Ems		Eider	
Einzugsgebiet bis Tidewehr (km <sup>2</sup> )	13.000	Einzugsgebiet bis Tidewehr (km <sup>2</sup> )	2.000
Länge inneres Ästuar (km)	50	Länge inneres Ästuar (km)	21 (30)
mittleres Oberwasser (m <sup>3</sup> /sec)	125	mittleres Oberwasser (m <sup>3</sup> /sec)	23
mittlerer Tidehub Ems (m)		mittlerer Tidehub Eider (m)	
<i>Emden</i>	3,2	<i>Eidersperrwerk Außenpegel</i>	3,1
<i>Pogum</i>	3,2	<i>Tönning</i>	2,6
<i>Papenburg</i>	3,1	<i>Friedrichstadt</i>	2,1
<i>Wehr Herbrum</i>	2,8	<i>Nordfeld</i>	2,0
Weser		Elbe	
Einzugsgebiet bis Tidewehr (km <sup>2</sup> )	38.000	Einzugsgebiet bis Tidewehr (km <sup>2</sup> )	135.000
Länge inneres Ästuar (km)	70	Länge inneres Ästuar (km)	120
mittleres Oberwasser (m <sup>3</sup> /sec)	323	mittleres Oberwasser (m <sup>3</sup> /sec)	725
mittlerer Tidehub Weser (m)		mittlerer Tidehub Elbe (m)	
<i>Bremerhaven Doppelschleuse</i>	3,7	<i>Cuxhaven</i>	3,0
<i>Brake</i>	3,8	<i>Glückstadt</i>	2,8
<i>Bremen-Oslebshausen</i>	4,0	<i>Hamburg - St. Pauli</i>	3,5
<i>Bremen-Weserwehr</i>	4,1	<i>Geesthacht</i>	2,4

In der Elbe erhöht er sich dagegen von 3,0 m in Cuxhaven auf 3,5 m in Hamburg/St. Pauli. Erst stromauf des Stromspaltungsgebietes Hamburg und damit auch außerhalb des für Seeschiffe aus-

gebauten Abschnitts sinkt der Tidehub bis auf 2,4 m am Tidewehr Geesthacht. In der Weser steigt der schon hohe Tidehub in Bremerhaven (3,7 m) auf 4,1 m am Weserwehr Hemelingen in Bremen, dem höchsten Tidehub an der deutschen Nordseeküste. An der Ems bleibt der Tidehub von Emden bis Papenburg, also im für Seeschiffe ausgebauten Abschnitt, etwa gleich (3,2 bzw. 3,1 m) und sinkt erst stromauf auf 2,8 m am Tidewehr Herbrum (SCHUCHARDT 1995).

In der Eider ist der Tidehub am Pegel Friedrichstadt von ca. 2,4 m zum Ende des letzten Jahrhunderts auf heute 2,1 m gesunken. In der Zwischenzeit lagen die Werte bei 3,4 und 1,6 m. Ursache der Veränderungen waren v.a. die Errichtung des Tidewehrs Nordfeld und des Eidersperrwerks Vollerwiek, das heute die Tidewelle drosselt. In den drei anderen Ästuaren ist der Tidehub deutlich angestiegen. Dies ist am stärksten in der Unterweser der Fall: hier hat sich der Tidehub in den letzten 110 Jahren in Bremen um den Faktor 20 erhöht. In der Ems ist der Tidehub in Papenburg in den letzten hundert Jahren etwa um den Faktor 2,2 gestiegen. In der Elbe ist der Tidehub von 1,9 auf 3,5 m in Hamburg/St. Pauli angestiegen, also um den Faktor 1,8 und damit etwas weniger stark als in der Ems. In der Jade beträgt der Tidehub am Pegel Voslapp 3,42 m. In allen vier Ästuaren ist es über die letzten 100 Jahre also zu deutlichen Veränderungen des Tidegeschehens gekommen (SCHUCHARDT 1995).

### **Oberwasser**

Das in die Ästuare fließende Oberwasser beeinflusst die Lage der Brackwasser- und damit der Trübungszone und ist von entscheidender Bedeutung für die Verweilzeiten des Wassers im Ästuar. Das Oberwasser folgt im allgemeinen einem typischen Jahresgang, der von den Niederschlägen im Einzugsgebiet und weiteren Parametern wie Schneeschmelze, Topographie u.a. abhängig ist.

Entsprechend der unterschiedlichen Größe der Einzugsgebiete unterscheidet sich auch der mittlere monatliche Oberwasserabfluss (MQ) der verschiedenen Ästuare deutlich. Die Verhältnisse betragen – normiert auf die Eider: 1 (Eider) : 5,4 (Ems) : 14 (Weser) : 31,5 (Elbe) und charakterisieren damit auch die unterschiedliche Größe der verschiedenen Ästuare (tatsächliche Größe und MQ, vgl. Tab. 1).

### **Salinität**

Die longitudinalen und vertikalen Gradienten der Salinität und ihre Dynamik sind die prägenden Parameter der Ästuare und von entscheidender Bedeutung für die Biozöosen (vgl. Kap. 6).

Die Position der Brackwasserzone wird zum einen durch die Gezeitengeprägt, die, wie oben gezeigt, in allen Ästuaren z.T. massiv verformt wurde (SCHUCHARDT 1995). Zum anderen ist für die Lage und Ausbildung der Brackwasserzone besonders der Oberwasserzufluss von Bedeutung. Durch die höhere Dichte des bodennah in das Ästuar vordringenden Salzwassers kommt es zur Ausbildung eines stromauf gerichteten Salzkeils, dem sich das abfließende leichtere Süßwasser überschichtet.

Für die Wattenmeer-Ästuare sind geringe sommerliche bzw. herbstliche Oberwasserabflüsse charakteristisch. Dabei dringen die oberen Ausläufer der Brackwasserzone u.U. weit in das innere Ästuar vor. Dieses „Stromaufvordringen“ geschieht aufgrund des Dichteeffekts und der Längseinschichtung des Salzes nur langsam und kann mehrere Wochen beanspruchen. Kommt es dann zu einem Anstieg des Oberwassers, verläuft der umgekehrte Prozess, die Verschiebung der Brackwas-

serzone stromab, sehr zügig innerhalb weniger Tage. Gezeiten und Oberwasserdynamik führen insgesamt zu einer sehr großen Variabilität der Salinität im Längsschnitt.

Die Lage der Brackwasserzone ist vermutlich durch die erfolgten Ausbauten der Ästuare langfristig nach stromauf verlagert worden (z.B. RIEDEL-LORJE et al. 1992, BERGEMANN 1995); allerdings fehlen bisher eindeutige Belege.

Vereinfachend wird die Salinität unter biologischen Gesichtspunkten nach dem Venice-System klassifiziert, das auch bei der Ausweisung der Übergangsgewässer genutzt wird. Dabei wird die limnische Zone mit Salinitäten  $<0,5$  PSU von der oligohalinen Zone (0,5-5 PSU), der mesohalinen Zone (5-18 PSU) und der polyhalinen Zone (18-30 PSU) unterschieden. Da Lage und Ausdehnung dieser Zonen in den Ästuaren sehr stark veränderlich sind, kann deren Position immer nur für bestimmte Oberwassersituationen angegeben werden. Das Venice-System macht dazu keine Aussagen. Sehr unterschiedliche Kriterien werden auch für die Definition der oberen Brackwassergrenze genannt (s. Zusammenstellung in RIEDEL-LORJE et al. 1992). In RIEDEL-LORJE et al. 1992 werden diese für niedrige Oberwassersituationen definiert. Sinnvoll erscheint eine Überprüfung der biologischen Wirksamkeit der Lage der Salinitätszonen, also eine Auseinandersetzung mit der Frage, ob die longitudinale Verbreitung einzelner Arten von den (kurzen) Situationen bei niedrigem Oberwasser, den mittleren Situationen oder aber von der Situation bei hohem Oberwasser geprägt werden.

**Ems:** Für die Ems gibt es relativ viele Einzelangaben, die IBL (1997) zusammengestellt hat. Auch hier wird die Schwierigkeit einer Abgrenzung und Definition von Salinitätszonen deutlich, die nur begrenzt mit den Artenspektren des Makrozoobenthos übereinstimmen. Näherungsweise können folgende Grenzen gezogen werden: Der Übergang der limnischen Zone zur oligohalinen Zone im Bereich zwischen km 20 und 27 (Nüstermoor bis Critzum), der Übergang zur mesohalinen Zone etwa bei km 30 (Oldersum) und der Übergang zur polyhalinen Zone bei km 51 (Knock). Borkum (km 97) kann als Übergang zur euhalinen Zone angenommen werden.

**Weser:** In der Weser wird die Situation für ein mittleres Oberwasser von WBNL (1998) nach älteren Angaben in der Literatur wie folgt angegeben: limnische Zone (allerdings anthropogen versalzen) bis km 50, oligohaline Zone bis km 65, mesohaline Zone bis km 85 und polyhaline Zone bis km 115. Bei geringem Oberwasser dringt aber auch in der Weser die obere Brackwassergrenze deutlich weiter in das Ästuar vor.

**Elbe:** Für die Elbe ist die Diskussion um die Abgrenzung der Salinitätszonen und ihre anthropogene Veränderung umfangreich geführt worden. Während CASPERS (1959) für ein niedriges Oberwasser die limnische Zone bei km 670 enden lässt (Oligohalinikum dann zwischen km 670 und 695; Mesohalinikum zwischen km 695 und 705) beschreiben RIEDEL-LORJE et al. (1992) für niedriges Oberwasser folgende Situation: die limnische Zone endet etwa bei km 650, das Oligohalinikum liegt dann zwischen km 650 und 690 und das Mesohalinikum zwischen km 690 und 720. Bei hohem Oberwasser stellt sich die Situation deutlich anders dar: Die oligohaline Zone liegt dann zwischen km 715 und 725. Angaben für mittlere Oberwasser-Verhältnisse waren nicht verfügbar.

**Eider:** Für die Eider liegen nur wenige Angaben vor, die SPRATTE (1992) zusammengestellt hat. Die polyhaline Zone reicht danach von See bis etwa km 107, also etwas stromauf des Sturmflutsperrwerks. Der Bereich bis km 95 kann als mesohalin eingestuft werden und der anschließende Bereich als Oligohalinikum: Der Übergang zur limnischen Zone ist kaum einzugrenzen, da er sehr

vom Spülbetrieb des Sperrwerks verändert wird. Diese Angaben stimmen nur begrenzt mit denen von FOCK & HEYDEMANN (1995) überein. Diese weisen auf die deutlich seewärtige Verschiebung und Aufteilung des ästuarinen Salinitätsgradienten als Folge des Baus des Eidersperrwerks und der Tidemanipulation hin. Der nur 6-7 km breite mesohaline Bereich wird bei einem Tideweg von ca. 10 km durch die Tide komplett verschoben. Auch Messungen von RICKLEFS (1998) zeigen eine geringere Ausdehnung des mesohalinen Bereichs als von SPRATTE (1992) angegeben. Insgesamt lassen sich mittlere Salzgehalte für die Eider aufgrund der Überformung und Beeinflussung noch eingeschränkter angeben als für die anderen Ästuar.

Es soll hier noch einmal darauf hingewiesen werden, dass eine räumliche Definition von Salinitätszonen aufgrund ihrer Verschiebung im Längsschnitt nur einen ganz groben Hinweis auf die Bedingungen geben kann, die die biotische Ausstattung an einem definierten Ort prägen. Diese Schwierigkeit wird u.a. durch die in verschiedenen Bereichen unterschiedlich starke vertikale Dichteschichtung verstärkt, die zu einem deutlich weiteren Vordringen salzigen Wassers in Bodennähe als oberflächennah führen kann. Letztlich ist die ökologisch relevante Salinität vermutlich eher über die Artenzusammensetzung abzuleiten als umgekehrt.

### **Sedimente**

Die Sedimentzusammensetzung in den Ästuaren von Eider, Elbe, Weser und Ems spiegelt primär ihre Hydrodynamik und Verformung wider. In den Ästuaren von Weser und Elbe dominieren Sande unterschiedlicher Korngröße. Ems und Eider werden durch eher schlickige Sedimente charakterisiert.

**Ems:** In der Unterems oberhalb von Emden ist seit Anfang der 80er Jahre eine deutliche Zunahme des Feinkornanteils in den Sedimenten zu beobachten, so dass heute in der Unterems der Schlickanteil 70-75% beträgt (IBL 1997). Für die Außenems hat DE JONGE (1988, 1995) einen Überblick gegeben. In der Außenems dominieren Sande - Mittel- und Grobsande - mit sehr geringem Feinkornanteil; auf den eulitoralischen Flächen, besonders landnah, kann der Feinkornanteil örtlich auch erhöht sein. Im äußeren Abschnitt des Ästuars bestehen 87% der Sedimente aus Sand; der mittlere Korndurchmesser beträgt 169 µm und der Silt-Gehalt im Mittel 13%. Der Ton-Anteil liegt mit 1,4% aufgrund des hohen Energieeintrages sehr niedrig. Im mittleren Abschnitt des Ästuars beträgt der Sand-Anteil 67%, der Silt-Anteil 33% und der Ton-Anteil 4,5%; die Verhältnisse im Sediment spiegeln also deutlich den abnehmenden Energieeintrag wider. Im Dollart nimmt der Ton-Anteil von 5% im zentralen Bereich auf bis zu 35% landnah zu. Die Rinnen und Fahrwasser weisen im allgemeinen aufgrund des hohen Energieeintrags nur einen sehr geringen Feinkornanteil auf. Dies gilt nicht für das Emdener Fahrwasser und Teile der Unterems, wo sich im Zusammenhang mit der Ausbildung der ästuarinen Trübungswolke Feinkorn an der Gewässersohle akkumuliert (SPINGAT 1997).

**Weser:** Die Sedimente der Fahrrinnensohle werden im Weserästuar von Sanden dominiert. Nur örtlich stehen kiesig/sandige Sedimente an, die Unterweser wird örtlich auch von höheren Schlickanteilen geprägt. Feinkörnige Sedimente finden sich vereinzelt in den Randbereichen des Fahrwassers (BfG 1992) und sind v.a. in Bühnenfeldern flächenmäßig bedeutsam.

**Elbe:** In der UVU Unterelbe sind die Daten zur Sedimentbeschaffenheit zusammengetragen und erweitert worden (PGÖK 1997). Danach stehen in der Fahrrinne v.a. ungeschichtete Mittelsande

an, während in den Seitenräumen Feinsande dominieren. Grobsande wie auch ältere Sedimente (z.B. Geschiebemergel) stehen nur örtlich an. Das gilt auch für Schlicke.

**Eider:** Die sedimentologische Situation in der Eider beschreibt RICKLEFS (1998): der äußere, sehr dynamische Abschnitt der Außeneider ist durch Fein- und Mittelsande gekennzeichnet. Flussauf nimmt die Korngröße sowohl in den Rinnen als auch auf den eulitoralischen Flächen ab. Zwischen Eidersperrwerk und Tönning dominieren bereits Misch- und Schlickwatten; oberhalb von Tönning sind die Sedimente im Eulitoral fast rein schlickig. Diese Tendenz spiegelt sich auch in den Rinnen wider, obwohl hier die Sedimente aufgrund der größeren hydraulischen Belastung etwas gröber sind. Von Bedeutung für die Zusammensetzung der Sedimente ist auch die Trübungszone, in der feinkörniges Material in der Wassersäule und an der Sohle akkumuliert wird. Diese befindet sich in der Eider im wesentlichen zwischen dem Sperrwerk und Tönning.

### Sedimentumlagerung

Um die planfestgestellten Wassertiefen in den Fahrwassern der Ästuar und der Jade zu halten, ist Unterhaltungsbaggerei notwendig. Die in den einzelnen Gewässern umgelagerten Mengen sind dabei sehr unterschiedlich (Tab. 4). Setzt man diese Mengen in Relation zur Länge der unterhaltenen Fahrwasser fallen die großen Mengen besonders in der Ems auf. In der Weser waren die Mengen bis 1998 ebenfalls stark rückläufig, v.a. als Resultat wasserbaulicher Maßnahmen zur Erhöhung der Räumkraft. In 1999 sind sie im Rahmen des 14 m-Ausbaus wieder deutlich angestiegen. Das Material wird überwiegend im Ästuar umgelagert; eine Unterbringung an Land erfolgt heute kaum noch. In der Eider sind 2001 einmalig nennenswerte Baggermengen in Höhe von 0,06 Mio. m<sup>3</sup> angefallen.

Tab. 4: Verklappte Baggergutmengen (in Mio. m<sup>3</sup>) (nach Daten des Arbeitskreises „Baggerei Küste“ der WSV ergänzt durch Daten des Baggerbüros Küste, WSA Bremerhaven) (aus BIOCONSULT 2003).

Jahr	Ems	Weser	Elbe
1995	9,2	1,5	11,7
1996	4	1	6,7
1997	5,3	1,9	11,9
1998	6,3	2,2	11,7
1999	6,9	5,8	7,1
2000	6,8	4,8	12
2001	6,3	4,7	9,9
2002	8,2	5,1	10,9
<b>MW/a</b>	6,63	3,38	10,24

### **Wasserqualität**

Die Wasserqualität in den Ästuaren hat v.a. in Elbe und Weser bis vor einigen Jahren zu ökologischen Beeinträchtigungen geführt; verantwortlich waren v.a. sommerliche Sauerstoffdefizite. Nach dem Ausbau der Kläranlagen sowohl am Ästuar selbst als auch bei den Oberliegern ist es zu deutlichen Verbesserungen gekommen (u.a. SCHUCHARDT et al. 1985; REINCKE 1995), allerdings treten noch immer besonders in der limnischen Zone des Elbeästuars sommerliche Defizite auf. Zu einer deutlichen Verschlechterung ist es in der Ems gekommen, wo sich in den letzten Jahren z.T. extreme sommerliche Sauerstoffdefizite etabliert haben. 1994 wurde die Gewässergüte zwischen Herbrum und Ledamündung (limnischer Abschnitt) von Klasse II auf Klasse III (stark verschmutzt) zurückgestuft (Stawa Aurich 1994 nach HÖPNER 1996). In der Gewässergütekarte des Jahres 2000 ist sie von der Mündung der Goldfischdever bis nördlich der Ledamündung in Klasse III-IV (sehr stark verschmutzt) rückgestuft worden (NLÖ 2001). In den äußeren Ästuaren ist die Sauerstoffversorgung in der Wassersäule allgemein als ausgeglichen zu bezeichnen.

### **Lebensraumverluste**

Die Besiedlung des Küstenraumes und seine Nutzung haben zu großräumigen und tiefgreifenden Umgestaltungen der natürlichen Lebensraumausstattung geführt, die anhand einiger Indikatoren skizziert werden soll. Für die Ästuare sind die Verluste einiger ästuartypischer Lebensraumtypen der letzten hundert Jahre relativ gut dokumentiert (ARGE ELBE 1984; CLAUS 1998 u.a.). Zu beachten ist dabei, dass die ursprüngliche Ausdehnung der Aue auch um 1900 durch den Deichbau bereits in großem Umfang reduziert war (PALUSKA 1992).

### **Flachwasserzonen**

Flachwasserbereiche haben eine herausragende Bedeutung für den Stoffkreislauf und für die aquatische Lebensgemeinschaft auch des tidebeeinflussten Flusses, da sie gegenüber den tieferen Bereichen deutlich strömungsreduziert sind und deshalb andere Substratverhältnisse aufweisen können (ARGE ELBE 1984). Von Bedeutung sind Flachwasserzonen (i.a. definiert als Bereiche mit Wassertiefen  $< 2$  m) u.a. für die planktische Primärproduktion. Durch das veränderte Verhältnis von durchlichteter Tiefe zur Gesamttiefe ist die planktische Primärproduktion oft um ein vielfaches gegenüber den tiefen Fahrwasserbereichen erhöht (SCHUCHARDT & SCHIRMER 1991), so dass sie wesentlich zu einer positiven Sauerstoffbilanz beitragen können (ARGE ELBE 1984).

Die Ausdehnung der Flachwasserzonen ist nach CLAUS (1998) zwischen 1887/93 und 1988 im limnischen Teil der Unterweser um 78% und im brackigen Bereich um 73% reduziert worden. Für die Unterelbe hat ARGE ELBE (1984) eine Reduzierung um ca. 25% ermittelt.

### **Wattflächen**

Das Eulitoral ist ein charakteristischer ästuariner Lebensraum, der je nach Lage im Ästuar als Süßwasser-, Brackwasser- oder Küstenwatt ausgeprägt sein kann. Es ist relativ artenarm, erreicht aber eine hohe Produktivität. Obwohl durch die ausbaubedingte Zunahme des Tidehubs, die zu 60-90% durch das Absinken des Tideniedrigwassers entsteht, zusätzliche eulitorale Flächen entstehen (vor allem zu Lasten der Flachwasserzonen), sind in der Vergangenheit in den Tideästuaren zahlreiche Wattgebiete verlorengegangen. Grund sind Baumaßnahmen wie Uferbefestigung, Zuschüttung von Alt- und Nebenarmen, Vorspülungen u.a.. Insgesamt ist die Reduzierung aber deutlich geringer als für Flachwasserzonen, da eulitorale Flächen durch den Absink des MTnw auch neu entstanden sind.

### Vorland und Salzwiesen

Das Vorland, als vor dem Deich liegendes Relikt der vor dem Deichbau sehr ausgedehnten Auen- und Küstenniederung, ist auch nach der frühen Errichtung einer geschlossenen Deichlinie weiter reduziert worden (Tab. 5). Auffällig ist besonders der sehr starke Rückgang von Vordeichsflächen in der Elbe; dies ist v.a. Folge der umfangreichen Vordeichungen nach der Sturmflut von 1962. An der Unterweser haben im Unterschied zur Unterelbe in der jüngeren Vergangenheit keine umfangreichen Vordeichungen mehr stattgefunden. Letzte größere Vordeichung war ca. 1920 die Eindeichung der Luneplate südlich von Bremerhaven. In den letzten Jahren sind Verluste von Vorland-Lebensräumen v.a. durch Hafenbau-Projekte erfolgt.

Tab. 5: Reduzierung der Ausdehnung von Vorlandflächen in den inneren norddeutschen Ästuaren (ohne Eider) (aus CLAUS 1998; aus SCHUCHARDT 2003; Ems ohne Dollart; Elbe und Ems ohne oberen Tidebereich).

Ästuar	Vorlandfläche um 1900 (ha)	Vorlandfläche um 1990 (ha)	Verlust (%)
Elbe	21.431	7.904	63
Weser	7.061	6.160	13
Ems	1.712	1.081	37

### Wasserbauliche Maßnahmen

Neben Deichbau, Gewerbeansiedlung und landwirtschaftlicher Nutzung haben v.a. wasserbauliche Maßnahmen zu den starken Veränderungen besonders der inneren Ästuare beigetragen.

**Eider:** Erster wesentlicher Eingriff war die Verkleinerung des Einzugsgebietes durch den Bau des Nord-Ostsee-Kanals (WIELAND 1992). Folge war eine Reduzierung des Ebbstroms und verstärkte Sedimentation (RHODE 1965). Durch die Errichtung des Tidewehrs bei Nordfeld (Begründung: Sturmflutschutz und Verbesserung der Vorflut der Eiderniederung) wurde der Flussabschnitt oberhalb von Nordfeld in ein quasi stehendes Gewässer umgewandelt (Binneneider) (RHODE 1965). Die Flussquerschnitte unterhalb von Nordfeld reduzierten sich in der Folge um 90 - 95 % (RHODE und TIMON 1963).

Wiederum begründet mit Sturmflutschutz und Verbesserung der wasserwirtschaftlichen Verhältnisse wurde das Sturmflutsperrwerk Vollerwiek in Betrieb genommen. Dazu wurde der Eider-Mündungstrichter durch einen 4,8 km langen Seedeich geschlossen und das 1250 ha große Kattinger Watt abgedeicht. Da sich der Sandeintrieb in die Tideeider jedoch weiter erhöhte (HARTEN 1979), wird seit 1980 der Flutstrom am Sperrwerk gedrosselt (WIELAND 1992).

**Elbe:** Bis zum Anfang dieses Jahrhunderts musste das Fahrwasser der relativ tiefen Unterelbe nur im Hamburgischen Bereich den wachsenden Schiffsgrößen durch insgesamt wenig umfangreiche Baggerungen angepasst werden (SCHLÜTER 1989). Zusätzlich wurden Strombaumaßnahmen durchgeführt. Dann wurde die Unterelbe zwischen 1922 und 1978 durch insgesamt 4 Ausbauten von SKN -10 m auf SKN - 13,5 m sukzessive den wachsenden Schiffsgrößen angepasst und das Tidewehr Geesthacht errichtet; 1999 wurde die Sohle der Außen- und Unterelbe auf SKN -14,4 bis

-15,3 m im Rahmen der Anpassung an die Erfordernisse der Containerschifffahrt vertieft; eine weitere Anpassung ist in Vorbereitung.

**Weser:** Erste größere Ausbaumaßnahme war die sog. "Weserkorrektion", bei der die Morphologie insgesamt deutlich umgestaltet wurde (BUSCH et al. 1984; GRABEMANN et al. 1993). Die dabei von FRANZIUS entwickelten Ausbauprinzipien gelten heute noch und wurden später auch in den anderen Flussmündungen angewandt:

- Ausbau nach dem Trichterprinzip, um die Räumkraft des Tidestroms zu stärken,
- Beseitigung von Stromspaltungen (Verfüllung von Nebenarmen) und
- strombauliche Maßnahmen zur Konzentration der Stromkraft (Buhnen- und Leitdammbau).

Es kam zu umfangreichen Baggermaßnahmen, Verfüllungen von Nebenarmen und Strombaumaßnahmen (BUSCH et al. 1984). Auf den 5 m-Ausbau folgten mit nur kurzen Unterbrechungen von wenigen Jahren 5 weitere Ausbauten in der Unterweser und einer in der Außenweser. In den 80er Jahren wurde ein umfangreiches Buhnenbauprogramm durchgeführt, um die hohen Mengen aus der Unterhaltungsbaggerei zu reduzieren. Heute wird nur noch Material umgelagert, d.h. entstehende Mindertiefen werden abgebagert und in Übertiefen verklappt bzw. zur Ufervorspülung verwendet (WETZEL 1987). 1999 erfolgte der 14 m-Ausbau der Außenweser (RODIEK & STEEGE 2001); ein weiterer Ausbau ist in Vorbereitung.

**Ems:** Zwischen 1900 und 1928 wurde neben der Errichtung des Wehrs Herbrum die stark mäandrierende Unterems zwischen Herbrum und Leerort durch mehrere Durchstiche um 15% verkürzt sowie Buhnen errichtet (HÖPNER 1994). Ab ca. 1950 begann relativ umfangreiche Unterhaltungs- baggerei (ARNTZ et al. 1992), mit der eine Fahrwassertiefe von 4,5 m unter MThw zwischen Leer und Papenburg und 5,5 m zwischen Leerort und Emden gehalten wurde. Besonders Anfang der 70er Jahre stiegen die Baggervolumina stark an. Nach Abschluss des eigentlichen Ausbaus von 1984/85 reduzierten sich die gebaggerten Mengen durch die dann erforderliche Unterhaltungs- baggerei relativ wenig (ARNTZ et al. 1992). Es folgten in kurzen Abständen mehrere Fahrwasservertie- fungen. Anders als in Weser und Elbe ist das formulierte Ziel der Ausbaumaßnahmen nicht die Herstellung einer dauerhaft tieferen Seeschifffahrtsstraße, sondern die aktuellen Vertiefungen dienen der (jeweils einmaligen) Überführung von Schiffsneubauten von Papenburg zur See (DETTE et al. 1994). 2003 ist bei Gandersum das Emssperrwerk in Betrieb gegangen, dass zum einen den Sturmflutschutz verbessern soll, zum anderen den Aufstau der Unterems zur Überführung tiefe- gender Schiffsneubauten ermöglicht.

## 4. Vorarbeiten

### 4.1 Rekonstruktion der fischfaunistischen Referenzgemeinschaft

Als Referenzzeitpunkt für den sehr guten ökologischen Zustand ist in der vorliegenden Arbeit die Zeit zum Ende des 19. Jahrhunderts, also der Zeitraum etwa zwischen 1880 und 1900 definiert (s.o.). Im Folgenden werden für diesen Zeitraum das Artenspektrum und die typischen Abundanzen rekonstruiert. Ein kurzer Überblick über die morphologische und hydrografische Situation während dieses Referenzzeitraumes ist oben bereits gegeben worden.

*„...und finden sich unter und um Bremen allerhand arth guter Fische, alß Störe, Lachse, deren in Bremen zwischen den Ringmauern jährlich etliche tausend gefangen, gedurut und an fremde örther, ihres guten geschmacks und fettigkeit halber, defiederieret und hauffenweiß verführet werden: Lamprese, Neunaugen oder Pricken, Karpen, Barben, Hechte, Brässem, Rotaugen, Aland, Aele, Persich, Gründling, Forellen, Quappen, Butte, Schnepfel, Stinte und in summa aller arth schmackhafte Rivier- und Seefische, hauffenweiß,; jedoch dass zu Bremen fast sonderbaher ein jeglicher Monat im Jahr seine besondere Fische für andere zeuget, welches anderer örther nicht bald zu finden...“ (Zit.: Beschreibung des Weser-Stroohms mit denen darin liegenden Inseln, von der känserl. Freien Reichs- und fürnehmen An-See-Stadt Bremen ab und biß in den Oceanum und offenbahre See, 1780?)*

Die Referenzgemeinschaft für Übergangsgewässer wurde im Rahmen der vorliegenden Arbeit vornehmlich aus historischen Arbeiten an Elbe und Weser (nur z.T. mit Bezug auf die Ems vgl. LOHMEYER 1907) hergeleitet, die überwiegend aus dem Zeitraum von ca. 1870 bis 1920 d.h. einen Zeitraum vor den ersten großen Strombaumaßnahmen, datieren. Da bereits zu diesem Zeitpunkt die Ästuaranthropogenen Nutzungen unterlagen (s.o.), stellt die Referenz zwar keinen pristinen Zustand dar, repräsentiert aber u.E. im Hinblick auf die Fischfauna dennoch einen (sehr) guten ökologischen Zustand, da die Artenvielfalt sehr hoch war und die wesentlichen Charakterarten der Ästuarzone wie z.B. Stör (*Acipenser sturio*), Nordseeschnäpel (*Coregonus oxyrinchus*), Maifisch (*Alosa* spp.), Lachs (*Salmo salar*) etc. noch in großen Mengen gefangen wurden. Nach NOLTE (1976) lagen um 1900 die Fangmengen z.B. des Nordseeschnäpels sogar über denen des zu diesem Zeitpunkt ebenfalls noch sehr häufigen Lachses.

SCHUCHARDT et al. (1985) verwiesen für den Zeitraum Anfang des 20. Jahrhunderts auf den in der Weser beginnenden und bis Mitte des 20. Jahrhunderts dann deutlichen Rückgang der meisten diadromen Wanderfischarten und Neunaugen. Analoge Rückgänge wurden auch in der Elbe dokumentiert (u.a. KÜHL 1976, RIEDEL-LORJE & GAUMERT 1982, MÖLLER 1988, MÖLLER 1991, COSTELLO et al. 2002). Insbesondere die Fangzahlen des Störes reduzierten sich in Ansätzen bereits Ende des 19. Jahrhunderts und nach 1910 sehr deutlich in allen Ästuaren der Nordseeküste, wobei sich das Hauptfanggebiet des Störes aus den Ästuaren weiter ins Wattenmeer verschob (u.a. LOZAN 1990, LOZAN et al. 1996). Gleichzeitig nahm auch die Größe der angelandeten Störe deutlich ab. So waren 1898 nach Angaben von EHRENBAUM (1916) noch 97% der Störe größer als 150 cm, nach 1910 betrug der Anteil dieser Größenklasse am Gesamtfang nur noch 12%.

Die für die Herleitung der Referenzzönose zugrunde liegende Literatur umfasst frühe Arbeiten zur Fischfauna von u.a. APSTEIN (1894), von dem BORNE (1883), RÜBCKE (1914), BOCHERDING (1889), HÄPKE (1876, 1880), LOHMEIER (1907), STERNER (1916a-1916e, 1918a-1918e), WIESE (1918) und SCHRÄDER (1941). Des Weiteren wurde auch ‚neuere‘ Literatur berücksichtigt (DUNCKER & LADIGES 1960, LOZAN et al. 1996, MEINKEN 1974, NOLTE 1976, MÖLLER 1984, MÖLLER 1991, PETERS et al. 1986, SCHOLLE 1997, SCHOLLE 2000, SCHUCHARDT et al. 1985, THIEL 1995) die ihrerseits Zusammenstellungen historischer fischfaunistischer bzw. fischereilicher Arbeiten beinhalten, wie z.B. die umfassende Arbeit von RIEDEL-LORJE & GAUMERT (1982), die u.a. eine Analyse des Fischbestandes der Unterelbe unter dem Einfluss von Strombau und Sieleinleitungen enthält. Auf dieser Datengrundlage ließ sich die ursprüngliche Struktur der Ichthyozönose der Tideästuare qualitativ recht gut rekonstruieren. Neben den aus der Literatur verfügbaren qualitativen Angaben wurden auch Hinweise zur Häufigkeit der Fische berücksichtigt, so dass, so weit möglich, für jede Fischart grobe Häufigkeitsangaben gemacht werden können.

### 4.1.1 Artenspektrum

Weitgehend unproblematisch und belastbar ist die Erstellung des **Referenz-Artenspektrums**, da die zur Verfügung stehenden Informationen aus qualitativer Sicht einen umfassenden Überblick über die damalige Fischfauna erlauben. Historisch belegt sind auf der Grundlage der vorliegenden Datenbasis für die Tideästuare mehr als 121 Arten (ohne heutige Neozoen). Die Arten lassen sich den sechs von ELLIOT & DEWAILLY (1995) für Ästuare differenzierten ökologischen Gilden zuordnen, die im Prinzip verschiedene ‚Nutzergruppen‘ des Ästuars darstellen (Tab. 6). Entlang des ästuarinen Salinitätsgradienten sind sie unter quantitativen und qualitativen Aspekten allerdings unterschiedlich bedeutsam.

Im Hinblick auf die limnischen Arten ist es nicht eindeutig zu belegen, dass diese Gilde auch im Übergangsgewässer ein typisches Faunenelement war. Anzunehmen ist aber in jedem Fall, dass die meisten Vertreter dieser Gilde nicht zu den prägenden Komponenten in der Brackwasserzone zählten. Die **Gilde der Süßwasserarten** umfasst nach den vorliegenden Angaben etwa 29 Arten, die sich innerhalb dieser Gilde im Hinblick auf den Faktor Strömung wiederum aus verschiedenen Subgilden mit spezifischen ökologischen Ansprüchen rekrutieren (Tab. 7).

Bestandsprägend waren die Arten in der limnischen Zone des Ästuars, die jedoch nicht mit zum Übergangsgewässer (Typ T1) gerechnet wird. Nur wenige dieser Arten wie Bachforelle (*Salmo trutta f. fario*), Groppe (*Cottus gobio*) oder die Bachschmerle (*Barbatulus barbatulus*) wurden z.B. von LOHMEIER (1907) im Tideästuar als selten angegeben. Arten wie Barbe (*Barbus barbus*), Hasel (*Leuciscus leuciscus*), Zährte (*Vimba vimba*) oder Quappe (*Lota lota*) als spezialisierte rheotypische (fließgewässertypische) Fischarten hatten einen hohen Anteil am Gesamtindividuenaufkommen in der Süßwasserzone (vgl. LOHMEYER 1907, RIEDEL-LORJE & GAUMERT 1982). Die Arten waren vorwiegend in strömungsreicheren Abschnitten vertreten und besiedelten je nach Art unterschiedliche Teilhabitate wie die Stromrinne (z.B. Barbe) oder flachere strukturreiche überströmte Bereiche (z.B. Bachforelle, Bachneunauge – *Lampetra planeri*).

Tab. 6: Einteilung des historischen Fischartenbestandes im Elbe/Weserästuar in ökologische Gilden (Typ der Gemeinschaft) nach ELLIOT &amp; DEWAILLY (1995, leicht verändert).

Ökologische Gilden Gemeinschafts-Typ	Definition	Anzahl Taxa in den Ästuaren zum Referenz- zeitpunkt
1. Süßwasser-Arten ( <i>fresh-water species</i> )	Süßwasser-Arten, die im limnischen Abschnitt des Ästuars prägend sind, ab der Brackwasserzone stromab aber nur gelegentlich auftreten. Der limnisch-oligohaline Abschnitt wird i.d.R. als Dauerlebensraum (Reproduktions-, Aufwachs-, Nahrungsgebiet) genutzt	29
2. Diadrome Wanderarten ( <i>diadromous migrant species</i> )	Wanderarten (anadrom oder katadrom), die artspezifisch unterschiedlich das Ästuar saisonal als Transitstrecke, zur Reproduktion, Aufwachs- oder als Nahrungsgebiet nutzen.	13
3. Ästuarine Arten ( <i>estuarine resident species</i> )	Echte ästuarine Arten, die überwiegend ihren gesamten Lebenszyklus in der Brackwasserzone (meso- polyhalin) vollziehen	19
4. Marine Arten – juvenil ( <i>marine juvenile migrants</i> )	Marine Arten, die als Juvenile in die Ästuar (v.a. meso- polyhalin) einwandern und diese v.a. als Aufwachsgebiet („Kinderstube“) nutzen	12
5. Marine Arten-saisonal ( <i>marine seasonal migrants</i> )	Marine Arten, die das Ästuar (v.a. mesoeuhalin) regelmäßig saisonal aufsuchen (Rückzugs- und Nahrungsgebiet)	9
6. Marine Arten ( <i>marine adventitious visitors</i> )	Marine Arten, die gelegentlich im Ästuar auftreten, überwiegend Gaststatus.	39 +

Eine zweite, unter quantitativen Gesichtspunkten ebenfalls bedeutsame Gruppe stellten die strömungsindifferenten und eher unspezialisierten Fischarten dar. Zu diesen gehörten eine Reihe karpfenartiger Fische wie Aland (*Leuciscus idus*), Brasse (*Abramis brama*) oder Rotaugen (*Rutilus rutilus*) sowie der Hecht (*Esox lucius*) und der Kaulbarsch (*Gymnocephalus cernua*). Der Kaulbarsch hatte um die Jahrhundertwende auch wirtschaftliche Bedeutung. So stand er auf dem zweiten Platz der Anlandungen in der Elbe. Nach MÖLLER (1991) wurde die Art v.a. zwischen Estemündung und Freiburg gefangen, d.h. auch zu großen Anteilen im heutigen Übergangsgewässer. Nach STERNER (1916) galten Kaulbarsche sogar als Volksnahrungsmittel. Es ist anzunehmen, dass die Art auch in den anderen Ästuaren häufig bis sehr häufig war (SCHUCHARDT et al. 1995, LOZAN et al. 1996), obwohl nach HÄPKE (1876) die Angaben hierzu nicht eindeutig sind. Neben dem Kaulbarsch waren die meisten der insgesamt 13 strömungsindifferenten Arten in den inneren Ästuaren häufig bis sehr häufig und besiedelten in erster Linie strömungsärmere Uferbereiche und Seitengewässer (Altwäs-

ser, Seitenarme), aber z.T. wohl auch die strömungsexponierten Stromrinnenbereiche wie u.a. auch der allerdings weniger häufige Steinbeißer (*Cobitis taenia*).

Tab. 7: Historisches Referenzartenspektrum der Gilde ‚Süßwasserarten‘ (Typ lim). Quelle: historische Schriften (s.o.). Für die Bewertung des ÜG mit Ausnahme des Kaulbarsches nicht bewertungsrelevant. Rheo = Fließgewässerart, indiff = strömungsindifferent, sg = Stillgewässerart, Auenarten. RL: Rote Liste nach: a = Bless et. al 1998, b = Fricke et al. 1998, c = Gaumert und Kämmerer 1993; Schirmer 1991. FFH (Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie): II = Anhang II-Arten gemeinschaftlichen Interesse, IV = Anhang IV- streng zu schützende Arten. Dem: demersale Arten, ben = benthische Arten, pel = pelagische Arten. Fs = bevorzugt auf Feinsubstrat, hs = bevorzugt im Bereich von Hartsubstraten. Artspezifische Häufigkeiten s. Tab. 12.

Ström-Typ	Fischart	lateinische Namen	RL	FFH	Gemein-Typ	Habitat	Substrat	Nahrungstyp	Reproduktion	His
	artssp. Häufigkeits-Kategorie									
rheo	Bachforelle	Salmo trutta f. fario	3 <sup>a</sup>		lim	dem	sand	invertivor/pisci	benthisch	2
rheo	Bachneunauge	Lampetra planeri	2 <sup>a</sup>	II	lim	ben	fs	invertivor/veg	benthisch	3
rheo	Barbe	Barbus barbus	2 <sup>a,b,c</sup>		lim	dem	sand	invertivor	benthisch	4
rheo	Döbel	Leuciscus cephalus			lim	pel	-	omni	Vegetation	5
rheo	Groppe	Cottus gobio	2 <sup>a</sup>	II	lim	ben	hs	invertivor/pisci	Brutpflege	2
rheo	Hasel	Leuciscus leuciscus	3 <sup>a</sup>		lim	pel	-	invert/veg	benthisch	5
rheo	Quappe	Lota lota	2 <sup>a,b</sup>		lim	dem	hs	invertivor/pisci	pelagisch	5
rheo	Rapfen	Aspius aspius	3 <sup>a,b,c</sup>	II	lim	pel	-	pisci/inver	benthisch	5
rheo	Schmerle	Barbatulus barbatulus	3 <sup>a</sup>		lim	ben	indiff	invertivor	benthisch	?
indiff	Aland	Leuciscus idus	3 <sup>a,b</sup>		lim	pel	-	invertivor	Vegetation	4
indiff	Brasse	Abramis brama			lim	pel	-	plank/inver	Vegetation	6
indiff	Flußbarsch	Perca fluviatilis			lim	pel	-	pisci/inver/plank	Vegetation	6
indiff	Gründling	Gobio gobio			lim	dem	sand	invertivor	Vegetation	4
indiff	Güster	Blicca bjoekna			lim	pel	-	plank/inver/veg	Vegetation	6
indiff	Hecht	Esox lucius	3 <sup>a,b</sup>		lim	dem	indiff	invertivor/pisci	Vegetation	4
indiff	Kaulbarsch	Gymnocephalus cernua			lim	dem	-	invertivor	Vegetation	5
indiff	Rotauge	Rutilus rutilus			lim	pel	-	plank/inver/veg	Vegetation	6
indiff	Steinbeißer	Cobitis taenia	2 <sup>a,b,c</sup>	II	lim	ben	fs	invertivor/veg	Vegetation	3
indiff	Ukelei	Alburnus alburnus			lim	pel	-	invertivor/pisci	Vegetation	4
indiff	Wels	Silurus glanis			lim	dem	fs	plank/inver/pisc	Brutpflege	3
indiff	Zährte	Vimba vimba	2 <sup>a,b</sup>		lim	pel	-	invertivor	benthisch	6
indiff	Zope	Abramis ballerus			lim	pel	-	-	benthisch	3
indiff	Zander	Sander lucioperca			lim	dem	hs	invertivor/pisci	benthisch	3
sg	Bitterling	Rhodeus sericeus/amarus	2 <sup>a</sup>	II	lim	ben	fs	plank/inver/veg	Muschel	3
sg	Karassche	Carassius carassius	3 <sup>a,b,c</sup>		lim	pel	-	omni	Vegetation	3
sg	Karpfen	Cyprinus carpio	2 <sup>a</sup>		lim	dem	indiff	omni	Vegetation	3
sg	Moderlieschen	Leucaspis delineatus	3 <sup>a</sup>		lim	pel	-	plank/inver/veg	Vegetation	3
sg	Rotfeder	Scardinius erythrophthalmus			lim	pel	-	inver	Vegetation	4
sg	Schlammpeitzger	Misgurnus fossilis	2 <sup>a</sup>	II	lim	ben	fs/veg	invertivor	Vegetation	4
sg	Zwergstichling	Pungitius pungitius			lim	pel	-	invertivor	Brutpflege	4

Eine dritte Gruppe der Süßwassergilde wird durch stillgewässertypische Arten gebildet. Hierzu sind in erster Linie so genannte Auenarten (z.B. Bitterling – *Rhodeus amarus*; Schlammpeitzger – *Misgurnus fossilis*) zu zählen; diese Arten waren offensichtlich in der Unterweser vertreten und kamen örtlich wohl auch in größerer Häufigkeit vor (vgl. LOZAN et al. 1996). Besiedlungsschwerpunkte waren Altwässer und strömungsarme Altarme. Alle Süßwasserarten nutzten den limnisch-oligohalinen Abschnitt als Dauerlebensraum, der damit alle ökologischen Funktionen als Reproduktions-, Aufwuchs- und Nahrungsgebiet übernahm. Voraussetzung hierfür war die gewässerstrukturelle Vielfalt von strömungsexponierten- und strömungsarmen, flachen und tiefen Bereichen sowie das Vorhandensein von Seitengewässern. Die Habitatvielfalt ermöglichte die hohe Artenvielfalt und die erfolgreiche Laichplatzsuche sowie gute Rekrutierung und damit einen auch unter wirtschaftlichen Gesichtspunkten bedeutsamen autochtonen Fischbestand.

Tab. 8: Historisches Referenzartenspektrum der Gilde ‚Diadrome Arten‘ (Subtypen: Transitarten-dia, ästuarin-dia/aes). Quelle: historische Schriften (s.o.). Rheo = Fließgewässerart, indiff = strömungsindifferent, sg = Stillgewässerart, Auenarten. K.E. = keine Einstufung, RL: Rote Liste nach: a = Bless et. al 1998, b = Fricke et al. 1998, c = Gaumert und Kämmerer 1993; Schirmer 1991. FFH (Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie): II = Anhang II- Arten gemeinschaftlichen Interesse, IV = Anhang IV- streng zu schützende Arten. Dem: demersale Arten, ben = benthische Arten, pel = pelagische Arten. Fs = bevorzugt auf Feinsubstrat, hs = bevorzugt im Bereich von Hartsubstraten. Artspezifische Häufigkeiten s. Tab. 12.

	Fischart	lateinische Namen	RL	FFH	Gemein- Typ	Habitat	Substrat	Nahrungstyp	Reproduktion	His	
Ström- Typ	<b>Diadrome Arten - 'transit', - ästuarin (rot)</b>										
	indiff	Aal	<i>Anguilla anguilla</i>	3 <sup>a,b</sup>		dia	ben	fs	plank/pisci/inver	nicht im Aest	5
	k.E.	Dünnlippige Meeräsche	<i>Liza ramada</i>			dia	pel	-	invertivor/pisci/det	pelagisch	?
	k.E.	Streifenbarbe	<i>Mullus surmuletus</i>			dia	pel	-	invertivor/pisci/det	pelagisch	?
	indiff	Dreist. Stichling	<i>Gasterosteus aculeatus</i>			dia	pel	-	invertivor/pisci	nicht im Aest	5
	rheo	Flußneunauge	<i>Lampetra fluviatilis</i>	2 <sup>a,b</sup>	II	dia	ben	fs	piscivor	nicht im Aest	5
	rheo	Lachs	<i>Salmo salar</i>	1 <sup>a,b</sup>	II	dia	pel	-	invertivor/pisci	nicht im Aest	5
	rheo	Maifisch	<i>Alosa alosa</i>	1 <sup>a,b,c</sup>	II	dia	pel	-	pisci	ben/ nicht i. Aest	3
	rheo	Meerforelle	<i>Salmo trutta</i>	2 <sup>a,b</sup>		dia	pel	-	invertivor/pisci	nicht im Aest	4
	rheo	Meerneunauge	<i>Petromyzon marinus</i>	2 <sup>a,b</sup>	II	dia	ben	fs	piscivor	nicht im Aest	3
	rheo	Finte	<i>Alosa fallax</i>	2 <sup>a,b,c</sup>	II	dia/aes	pel	-	plank/pisci	benthisch	5
	rheo	Stint	<i>Osmerus eperlanus</i>			dia/aes	pel	-	invertivor/pisci	benthisch	6
rheo	Stör	<i>Acipenser sturio</i>	0 <sup>a,b,c</sup>	I, IV	dia/aes	dem	sand	invertivor/pisci	benthisch	4	
rheo	Nordsee-Schnäpel	<i>Coregonus oxyrhynchus</i>	0 <sup>a,b</sup>	I, IV	aes/dia	pel	-	piscivor/inver	benthisch	5	

Die **Gilde der diadromen Arten** umfasst eine Reihe von auch wirtschaftlich besonders wichtigen Arten. Insgesamt sind 11 (12) diadrome Arten (fraglich ist das historische Vorkommen bzw. die Häufigkeit der aufgeführten Dünnlippigen Meeräsche (*Liza ramada*)) in den Ästuaren und deren angrenzenden Nebenflüssen dokumentiert (Tab. 8), wobei HÄPKE (1876) für das Weserästuar beschreibt, dass z.B. Stinte (*Osmerus eperlanus*) in der Lesum bzw. im Hamme-Wümmesystem nicht vorkamen. Er führte das auf das stärker huminhaltige Wasser insbesondere der Hamme zurück. Zu den Vertretern dieser Gilde gehört mit dem Aal (*Anguilla anguilla*) auch eine katadrome Art, die im Meer laicht und als Larve bzw. Jungfisch in die Flüsse zieht und aufwächst. Das Ästuar dient dem Aal als Transitstrecke nach stromauf bzw. stromab, aber auch als Lebensraum (Aufwachs- und Nahrungsgebiet). Die übrigen Arten dieser Gilde waren die im Süßwasser laichenden anadromen Wanderfische, zu denen der Lachs (*Salmo salar*) und die Meerforelle (*Salmo trutta*) gehören. Insbesondere der Lachs war etwa bis Mitte des 19. bis Anfang des 20. Jahrhunderts in der Weser und in der Elbe ein Massenfisch (u.a. MEINKEN 1974, MÖLLER 1988, MÖLLER 1991). Bedeutsam waren bis etwa 1900 v.a. auch die in die Ästuar aufsteigenden Störe (*Acipenser sturio*); selbst diese große Art, von denen in einem Jahr (1877) in der Weser bis zu 20 Tiere gefangen wurden, blieben nicht nur in den Hauptströmen selbst, sondern zogen offensichtlich auch in die Unterläufe der Nebenflüsse (HÄPKE 1880, BOCHERDING 1889, BRUMUND-RÜTHER 1994). Ähnliches gilt auch für die Elbe, so waren nach THIEL (1994) bedeutsame Störlaichplätze ursprünglich auch im Unterlauf der Oste vorhanden. Alle diadromen Arten, zu denen auch Maifische (*Alosa alosa*, *A. fallax*), der Nordseeschnäpel (*Coregonus oxyrhynchus*) und der Stint (*Osmerus eperlanus*) zählten, waren mit Ausnahme des Meerneunauges (*Petromyzon marinus*), das nach BOCHERDING (1889) und HÄPKE (1876) auch historisch nicht zu den individuenreichen Taxa gehörte, saisonal häufig bis sehr häufig anzutreffen (vgl. LOZAN et al. 1996, SCHUCHARDT et al. 1985). Nach STERNER (1916) wurden mittels Aalreusen jährlich z.B. ca. 500 Mio. Jungstinte gefangen.

Im Hinblick auf die Bedeutung des Ästuars lassen sich die anadromen Arten in zwei ‚Nutzergruppen‘ differenzieren: 1. diejenigen, die in den Oberläufen der Fließgewässer reproduzieren, 2. diejenigen, die im Ästuar reproduzieren. Im Hinblick auf die gewässerstrukturelle Ausstattung waren das Weserästuar und die Unterläufe der Nebenflüsse für erstere Gruppe, also u.a. für Lachs, Meerforelle, Maifisch (*A. alosa*) sowie für die Neunaugen (*P. marinus*, *Lampetra fluviatilis*) weniger von Bedeutung, da die tidebeeinflussten Abschnitte in erster Linie als Transitstrecke für das Erreichen der deutlich weiter stromauf im Binnenland befindlichen Laichplätze fungierte. Wichtig für diese Arten waren die ästuarinen Bedingungen hinsichtlich der ungehinderten Durchgängigkeit sowie im Hinblick auf eine gute Wasserqualität, die ggfls. ebenfalls eine Barrierewirkung entfalten kann. Eine unter ökologischer Sicht höhere Bedeutung kommt der 2. Gruppe der anadromen Arten zu, die das Tideästuar auch zur Reproduktion und u.U. auch als Aufwuchsgebiet aufsuchten, hierzu gehörten der Stör, die Finte (*A. fallax*) sowie der Stint, u.U. auch der Nordseeschnäpel (vgl. SCHEFFEL 1994). Es ist anzunehmen, dass alle genannten Arten Laichplätze im oligohalinen (z.T. auch im limnischen Abschnitt) und u.U. auch im oberen mesohalinen Abschnitt aufsuchten.

Die **Gilde der ästuarinen Arten**, also solcher Arten, die ihren gesamten Lebenszyklus überwiegend in den Ästuaren vollziehen, wurde durch etwa 19 Arten repräsentiert (Tab. 9). Mit Ausnahme der Flunder (*Platichthys flesus*) waren die meisten ästuarinen Arten kommerziell von untergeordneter Bedeutung. So hatten Flundern neben den Stinten z.B. 1918 in der Elbe den größten Anteil am kommerziellen Gesamtfang. Ein ähnliches Ergebnis wird von MÖLLER (1991) für den gesamten Zeitraum 1891 – 1920 genannt. Deutliche Rückgänge der Flunderanteile waren dann, wohl u.a. aufgrund des hohen fischereilichen Nutzungsdrucks einerseits und später auch durch eine rückläufige Nachfrage (SCHUCHARDT et al. 1985), im Zeitraum 1960 bis 1986 zu verzeichnen. SCHNAKENBECK (1926) wies bereits früh auf die schädigende Wirkung insbesondere der Schleppnetzfisherei auf den Jungfischbestand der Flunder hin, da durch diese Geräte große Mengen untermaßiger Fische gefangen wurden. Unklar ist nach MÖLLER (1991) sowie MÖLLER & DIEKWISCH (1992), in wie weit die Flunder auch das innere Ästuar zur Reproduktion aufsucht bzw. aufsuchte. DIEKWISCH (1987) vermutet Laichplätze der Flunder, neben ihrem Hauptlaichgebiet ‚südliche Nordsee‘, zumindest auch in salzreicheren Bereichen der Tideelbe. Historische Angaben hierzu liegen nicht vor. Die Präsenz sehr junger Flunderlarven zum Beispiel im Mühlenberger Loch ist nach SFB (1994) aber möglicherweise auf Verhaltensmechanismen zurückzuführen, mit denen die Larven den Flutstrom für einen zügigen Aufwärtstransport nutzen. Einen Hinweis auf Laichareale in Abschnitten der Tideelbe selbst geben die Autoren nicht. Auch SCHEFFEL (1989) vermutet aufgrund von fischfaunistischen Untersuchungen in der Unterweser, dass die Flunderlarven aus dem Küstenbereich in wenigen Tagen weite Strecken stromauf zurücklegen können; der Autor konnte 5 mm große Flundern (d.h. nur wenige Tage alte Tiere) im bremischen Abschnitt der Weser nachweisen. Den Ästuaren und insbesondere den Nebenrinnen kam im Hinblick auf die juvenilen Flundern besondere Bedeutung als Aufwuchsgebiet zu. Die meisten der ästuarinen Arten waren wohl vorwiegend auf den seewärtigen Teil des Ästuars beschränkt und wurden in der mesohalinen und polyhalinen Zone der Ästuarie gefangen. Dokumentiert sind diese Arten meist als Beifang; ihre kommerzielle Bedeutung beschränkte sich auf die Funktion als Tierfutter. Von LOHMEYER (1907) werden, mit Ausnahme des Seestichlings (*Spinachia spinachia*) und des Butterfisches (*Pholis gunellus*), die beide historisch offensichtlich nicht häufig waren bzw. selten in Fängen dokumentiert wurden, die meisten der ästuarinen Arten als häufig angegeben. Dies gilt auch für den Großen Scheibenbauch (*Liparis liparis*), der im Ems-Dollart sowie in der Elbe- und Wesermündung wohl häufig bis sehr häufig auftrat. LOHMEYER (1907) beschreibt, dass die Art in „fast allen Netzen“ zusammen mit der Grundel (*Gobius minutus* – *Potamoschistus minutus*) gefangen wurde und zu-

sammen mit dieser als Hühner- und Entenfutter diente. Über die Bestandsentwicklung der Arten gibt es keine Aufzeichnungen, es ist aber davon auszugehen, dass die Strombaumaßnahmen bzw. die resultierenden Unterhaltungsmaßnahmen zu Beeinträchtigungen der Bestände geführt haben. Die Ästuarie fungierten für die Arten als bedeutsames Laich-, Aufwachs- und Nahrungsgebiet.

Tab. 9: Historisches Referenzartenspektrum der Gilde ‚Ästuarine Arten‘. Quelle: historische Schriften (s.o.). K.E. = keine Einstufung. RL: Rote Liste nach: a = Bless et. al 1998, b = Fricke et al. 1998, c = Gaumert und Kämmerer 1993; Schirmer 1991. FFH (Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie): II = Anhang II-Arten gemeinschaftlichen Interesse, IV = Anhang IV- streng zu schützende Arten. Dem: demersale Arten, ben = benthische Arten, pel = pelagische Arten. Fs = bevorzugt auf Feinsubstrat, hs = bevorzugt im Bereich von Hartsubstraten. Artspezifische Häufigkeiten s. Tab. 12.

Ström- Typ	Fischart	lateinische Namen	RL	FFH	Gemein- Typ	Habitat	Substrat	Nahrungstyp	Reproduktion	His
	Ästuarine Arten									
indiff	Flunder	Platichthys flesus			aes/dia	ben	fs	invertivor/pisci	pelagisch	6
k.E.	Gr. Scheibenbauch	Liparis liparis	3 <sup>b</sup>		aes	ben	indiff	invertivor/pisci	Vegetation	5
k.E.	Kleine Schlangennadel	Nerophis ophidion			aes	dem	fs/veg	invertivor/pisci	Brutpflege	2
k.E.	Krum. Schlangennadel	Nerophis lumbriciformes			aes	ben	hs/veg	invertivor/pisci	Brutpflege	2
k.E.	Aalmutter	Zoarcetes viviparus			aes	ben	indiff	invertivor	Brutpflege-vivi	4
k.E.	Butterfisch	Pholis gunellus			aes	ben	indiff,veg	invertivor	Brutpflege	2
k.E.	Fleckengrundel	Potamoschistus pictus	R <sup>b</sup>		aes	ben	sand	invertivor	Nest	3
k.E.	Froschdorsch	Raniceps raninus			aes	dem	hs	invertivor	Nest	?
k.E.	Glasgrundel	Aphia minuta			aes	pel	-	piscivor	benthisch	2
k.E.	Gr. Seenadel	Syngnathus acus	3 <sup>b</sup>		aes	ben	indiff	invertivor/pisci	benthisch	4
k.E.	Grasnadel	Syngnathus typhle	3 <sup>b</sup>		aes	dem	indiff/veg	invertivor/pisci	Nest	2
k.E.	Kl. Sandaal	Ammodytes tobianus			aes	ben	sand	plank	benthisch	4
k.E.	Kl. Seenadel	Syngnathus rostellatus			aes	ben	sand, veg	invertivor	Nest	4
k.E.	Sandgrundel	Potamoschistus minutus			aes	ben	sand	invertivor	benthisch	5
k.E.	Schwarzgrundel	Gobius niger			aes	ben	ws/veg	invertivor	benthisch	?
k.E.	Seeskorpion	Myoxocephalus scorpius			aes	ben	fs	invertivor/pisci	Brutpflege	3
k.E.	Seestichling	Spinachia spinachia	3 <sup>b</sup>		aes	pel	-	piscivor	benthisch	2
k.E.	Steinpicker	Agonus cataphractus			aes	ben	fs	invertivor	Vegetation	5
k.E.	Strandgrundel	Potamoschistus microps			aes	ben	sand	invertivor	benthisch	5

Tab. 10: Historisches Referenzartenspektrum der Gilde ‚Marine Juvenile‘ und ‚Marine-Saisonal‘. Quelle: historische Schriften (s.o.). K.E. = keine Einstufung. RL: Rote Liste nach: a = Bless et. al 1998, b = Fricke et al. 1998, c = Gaumert und Kämmerer 1993; Schirmer 1991. FFH (Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie): II = Anhang II-Arten gemeinschaftlichen Interesse, IV = Anhang IV- streng zu schützende Arten. Dem: demersale Arten, ben = benthische Arten, pel = pelagische Arten. Fs = bevorzugt auf Feinsubstrat, hs = bevorzugt im Bereich von Hartsubstraten. Artspezifische Häufigkeiten s. Tab. 12.

	Fischart	lateinische Namen	RL	FFH	Gemein- Typ	Habitat	Substrat	Nahrungstyp	Reproduktion	His	
Ström- Typ	<b>Marine- Arten juvenil- saisonal</b>										
	k.E.	Dorsch	<i>Gadus morhua</i>			mar-juv	dem	fs	invertivor/pisci	pelagisch	4
	k.E.	Franzosendorsch	<i>Trisopterus luscus</i>			mar-juv	dem	indiff	invertivor/pisci	benthisch	3
	k.E.	Glattbutt	<i>Scophthalmus rhombus</i>			mar-juv	ben	fs	invertivor/pisci	benthisch	2
	k.E.	Hering	<i>Clupea harengus</i>			mar-juv	pel	-	invertivor/pisci	benthisch	5
	k.E.	Kliesche	<i>Limanda limanda</i>			mar-juv	ben	sand	invertivor/pisci	benthisch	5
	k.E.	Pollack	<i>Pollachius pollachius</i>			mar-juv	dem	hs	pisci	pelagisch	2
	k.E.	Roter Knurrhahn	<i>Trigla lucerna</i>			mar-juv	dem	fs	invertivor/pisci	benthisch	2
	k.E.	Scholle	<i>Pleuronectes platessa</i>			mar-juv	ben	fs	invertivor	pelagisch	4
	k.E.	Seezunge	<i>Solea solea</i>			mar-juv	ben	fs	invertivor	pelagisch	4
	k.E.	Steinbutt	<i>Psetta maxima</i>			mar-juv	ben	fs	piscivor	pelagisch	2
	k.E.	Wittling	<i>Merlangius merlangius</i>			mar-juv	dem	indiff	invertivor/pisci	benthisch	5
	k.E.	Wolfsbarsch	<i>Dicentrarchus labrax</i>			mar-juv	dem	indiff	invertivor/pisci	pelagisch	1
	k.E.	Dicklippige Meeräsche	<i>Chelon labrosus</i>			mar-saison	ben	hs/veg	pisci/invert/Det	pelagisch	2
	k.E.	Goldmeeräsche	<i>Liza aurata</i>			mar-saison	ben	indiff	pisci	pelagisch	?
k.E.	Fünfbärtl. Seequappe	<i>Ciliata mustela</i>			mar-saison	ben	indiff	pisci	pelagisch	4	
k.E.	Gemeiner Stechrochen	<i>Dasyatis pastinaca</i>	3 <sup>b</sup>		mar-saison	ben	fs	invertivor/pisci	lebend-Eier	1	
k.E.	Grauer Knurrhahn	<i>Eutrigla gurnardus</i>			mar-saison	ben	sand	invertivor/pisci	pelagisch	2	
k.E.	Hornhecht	<i>Belone belone</i>			mar-saison	pel	-	invertivor/pisci	Vegetation	4	
k.E.	Sardelle	<i>Engraulis encrasicolus</i>			mar-saison	pel	-	planktivor	pelagisch	2	
k.E.	Seehase	<i>Cyclopterus lumpus</i>	R <sup>2</sup>		mar-saison	ben	hs	invertivor/pisci	pelagisch	2	
k.E.	Sprotte	<i>Sprattus sprattus</i>			mar-saison	pel	-	planktivor	pelagisch	5	

Für die marinen Gilden (marin-juvenil, marin-saisonal, marine Arten) war die oligohaline Zone der Ästuare von untergeordneter Bedeutung. Das gilt nicht für juvenile Heringe (*Clupeus harengus*) und juvenile Sprotten (*Sprattus sprattus*), für die Hinweise auf saisonale Vorkommen in den oligohalinen Abschnitten vorliegen. Das äußere Übergangsgewässer war dagegen sehr wichtig für marine Fischarten, v.a. für die **Gilde der Marinen-Juvenilen**, die mit ca. 12 Arten im meso-euhalinen Bereich der Ästuare vertreten waren (Tab. 10). Unter quantitativen Gesichtspunkten sind u.a. juvenile Heringe, Scholle (*Platessa platessa*), Kliesche (*Limanda limanda*) und Kabeljau (*Gadus morhua*) aus dieser Gruppe hervorzuheben, die die Ästuare als Juvenile in großer Anzahl aufsuchten. So beschreibt HÄPKE (1876), dass Heringe „mitunter in Mengen“ gefangen wurden. Auch LOHMEYER (1907) führt auf, dass Heringe „in ansehnlicher Menge“ regelmäßig in jedem Frühjahr sogar zum Laichen die äußeren Ästuare (Ems-Dollart, Elbe, Weser) aufsuchten. Die Juvenilen der Heringe verblieben das ganze Jahr hindurch im äußeren Ästuar „woselbst sie dann in jedem Netze in Mengen gefangen werden“.

Eine ähnliche Bedeutung hatten die Ästuare auch für die **Gilde der marinen-saisonalen Fische**, die durch insgesamt 8 Arten vertreten waren (Tab. 10). Besonders zahlreich in den äußeren Ästuaren waren Arten wie die Fünfbärtelige Seequappe (*Ciliata mustela*) oder die Sprotte (*Sprattus sprattus*), die im Vergleich zum Hering z.B. in der Wesermündung wohl etwas weniger häufig auftrat (HÄPKE 1876). Die äußeren Ästuare fungierten für die Arten der genannten ökologischen Gilden vor allem als wichtige Kinderstube und als Nahrungsgebiet. Die besondere Funktion der Ästuarre im Hinblick auf die genannten ökologischen Funktionen für juvenile marine Arten wird u.a. auch von ELLIOT et al. (1990) hervorgehoben.

Der größte Anteil mariner Arten wird von denjenigen ausgemacht, die nur sporadisch im Ästuar auftreten. Etwa 39 Spezies (inkl. fraglicher Taxa) aus der Gilde der Marinen-Gäste sind dokumentiert worden (Tab. 11). Mit wenigen Ausnahmen ist davon auszugehen, dass die Arten nur gelegentlich und in geringer Zahl das äußere Ästuar aufsuchten. Besondere spezifische ökologische Funktionen des Ästuars für die Vertreter dieser Gilde sind nicht anzunehmen.

Tab. 11: Historisches Referenzartenspektrum der Gilde ‚Marine-Gäste‘. Quelle: historische Schriften (s.o.). K.E. = keine Einstufung. RL: Rote Liste nach: a = Bless et. al 1998, b = Fricke et al. 1998, c = Gaumert und Kämmereit 1993; Schirmer 1991. FFH (Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie): II = Anhang II-Arten gemeinschaftlichen Interesse, IV = Anhang IV- streng zu schützende Arten. Dem: demersale Arten, ben = benthische Arten, pel = pelagische Arten. Fs = bevorzugt auf Feinsubstrat, hs = bevorzugt im Bereich von Hartsubstraten. Artspezifische Häufigkeiten s. Tab. 12.

Ström- Typ	Fischart	lateinische Namen	RL	FFH	Gemein- Typ	Habitat	Substrat	Nahrungstyp	Reproduktion	His
	<b>Marine- Arten Gäste</b>									artssp. Häufigkeits- Kategorie
k.E.	Felsenbarsch	<i>Ctenolabrus rupestris</i>			mar	dem	hs/veg	invertivor	pelagisch	2
k.E.	Gefleckter Dornhai	<i>Squalus acanthias</i>	3 <sup>b</sup>		mar	ben	fs	invertivor/pisci	lebend-Eier	1
k.E.	Gefleckter Glatthai	<i>Mustelus asterias</i>	R <sup>b</sup>		mar	dem	indiff	invertivor/pisci	lebend-Eier	3
k.E.	Gestreifter Leierfisch	<i>Callionymus lyra</i>			mar	ben	fs	invertivor	pelagisch	1
k.E.	Glattrochen	<i>Raja batis</i>			mar	dem	sand	invertivor	Nest	1
k.E.	Gr. Sandaal	<i>Ammodytes lanceolatus</i>			mar	ben	s	plank/pisci	benthisch	1
k.E.	Gr. Schlangennadel	<i>Entelurus aequoreus</i>	R <sup>b</sup>		mar	dem	indiff	?	lebend-Eier	2
k.E.	Großes Petermännchen	<i>Trachinus draco</i>	1 <sup>b</sup>		mar	ben	fs	invertivor/pisci	pelagisch	2
k.E.	Heilbutt	<i>Hippoglossus hippoglossus</i>			mar	ben	fs	invertivor/pisci	pelagisch	2
k.E.	Heringskönig	<i>Zeus faber</i>	2 <sup>b</sup>		mar	pel	hs/veg	invertivor/pisci	pelagisch	1
k.E.	Kleines Petermännchen	<i>Trachinus vipera</i>			mar	ben	fs	invertivor/pisci	pelagisch	1
k.E.	Kleingefleckter Katzenhai	<i>Scyliorhinus caniculus</i>			mar	dem	fs	invertivor/pisci	Nest	2
k.E.	Kristallgrundel	<i>Crystallogobius linearis</i>			mar	pel	- veg		Brutpflege	1
k.E.	Lammzunge	<i>Arnoglossus laterna</i>			mar	ben	fs	invertivor/pisci	benthisch	1
k.E.	Leng	<i>Molva molva</i>			mar	dem	hs	invertivor/pisci	benthisch	2
k.E.	Limande	<i>Microstomus kitt</i>			mar	ben	fs	invertivor	pelagisch	2
k.E.	Lozano Grundel	<i>Potamoschistus lozani</i>			mar	ben	sand	invertivor	benthisch	3
k.E.	Makrele	<i>Scomber scombrus</i>			mar	pel	-	invertivor/pisci	pelagisch	1
k.E.	Meeraal	<i>Conger conger</i>			mar	ben	fs	invertivor/pisci	pelagisch	2
k.E.	Mittelm. Seequappe	<i>Gaidropsarus mediterraneus</i>			mar	ben	hs	invertivor/pisci	pelagisch	1
k.E.	Nagelrochen	<i>Raja clavata</i>	3 <sup>b</sup>		mar	dem	sand	invertivor	Nest	?
k.E.	Rauher Rochen	<i>Raja fullonica</i>			mar	dem	sand	invertivor	Nest	1
k.E.	Sandaal	<i>Ammodytes marinus</i>			mar	ben	sand	plan/invertivor/pisci	benthisch	1
k.E.	Schellfisch	<i>Melogrammus aeglefinus</i>			mar	dem	indiff	invertivor/pisci	benthisch	2
k.E.	Seebull	<i>Taurulus bubalis</i>			mar	ben	hs	invertivor/pisci	Vegetation	2
k.E.	Seehecht	<i>Merluccius merluccius</i>			mar	dem	indiff	invertivor/pisci	benthisch	1
k.E.	Seekuckuck	<i>Aspitriglia cuculus</i>			mar	ben	fs	invertivor/pisci	benthisch	1
k.E.	Seelachs	<i>Pollachius virens</i>			mar	dem	hs	invertivor/pisci	pelagisch	1
k.E.	Seeteufel	<i>Lophius piscatorius</i>			mar	ben	indiff	pisci	Nest	1
k.E.	Seewolf	<i>Anarhichas lupus</i>			mar	dem	hs	invertivor	benthisch	1
k.E.	Sternrochen	<i>Raja radiata</i>			mar	dem	sand	invertivor	Nest	1
k.E.	Stöcker	<i>Trachurus trachurus</i>			mar	dem	hs	invertivor/pisci	pelagisch	1
k.E.	Streifenbarbe	<i>Mullus surmuletus</i>			mar	ben	hs	invertivor	pelagisch	2
k.E.	Vierbärtl. Seequappe	<i>Rhinonemus cimbricus</i>			mar	ben	fs	invertivor	pelagisch	2
k.E.	Zungenbutt	<i>Glyptocephalus cynoglossus</i>			mar	ben	fs	invertivor/pisci	benthisch	2
k.E.	Zwergbutt	<i>Phrynorhombus norvegicus</i>			mar	ben	fs	invertivor/pisci	benthisch	2
k.E.	Zwergdorsch	<i>Trisopterus minutus</i>			mar	dem	hs	invertivor/pisci	benthisch	1
k.E.	Zwergzunge	<i>Buglossidium luteum</i>			mar	ben	sand	invertivor	pelagisch	2

#### 4.1.2 Häufigkeiten

Im Gegensatz zur Herleitung des Artenspektrums gibt es im Hinblick auf die **historischen Abundanz** der Arten dagegen nur sehr begrenzt belastbare quantitative Daten; allerdings liegen eine Vielzahl von Häufigkeitsbeschreibungen (massenhaft, gemein etc.) vor, die z.T. im vorangegangenen Kapitel bereits erwähnt worden sind. Um diese beschreibenden Häufigkeitseinschätzungen für

das WRRL-Bewertungsverfahren nutzbar zu machen, wurden die verbalen Angaben in 6 Kategorien eingeteilt und numerischen Werten (= ‚artspezifische Häufigkeitswerte‘) zugeordnet (Tab. 12). Es ist dabei zu beachten, dass sich hinter beschreibenden Begriffen wie z.B. ‚häufig‘, oder ‚vereinzelt‘ je nach Spezies unterschiedliche Abundanzen verbergen können. Daher verwenden wir den Begriff ‚artspezifische Häufigkeitswerte‘. Die Nutzung einer solchen Messgröße in der Referenz bzw. im Bewertungsverfahren erfordert auch für den Ist-Zustand eine Zuordnung von tatsächlichen Fangdaten zu diesen Kategorien (s.u.). Eine wichtige Quelle für die Festlegung der Referenzhäufigkeiten für ausgewählte Arten (s.u.) ist v.a. die Arbeit von APSTEIN (1894), der Hamenfänge in der Tidelbe unter wissenschaftlichen Gesichtspunkten auch quantitativ ausgewertet hat; das gilt mit Einschränkung auch für SCHRÄDER (1941; Hamenfänge in 1929).

**Tab. 12:** ‚Übersetzung‘ der historischen Angaben in 6 Häufigkeitskategorien und Zuordnung zu Häufigkeitswerten.

Historische Beschreibung	Kategorie - verbal	Kategorie – numerisch (artspezifischer Häufigkeitswert)
<i>„massenhaft, in Scharen“</i>	sehr häufig - massenhaft	6
<i>„überall gemein, zahlreiche Exemplare“</i>	häufig - sehr häufig	5
<i>„häufiges Vorkommen, bedeutend“</i>	mittelhäufig –häufig	4
<i>„überall recht häufig, vorkommend“</i>	selten - mittel	3
<i>„gelegentlich“</i>	sehr selten – selten	2
<i>einzelne Stücke, vereinzelt</i>	vereinzelt - sehr selten	1

Den Tab. 7 bis Tab. 11 ist neben dem Arteninventar auch die jeweilige Häufigkeitskategorie für die Arten zu entnehmen. Es wird ersichtlich, dass der überwiegende Teil der Fische häufig war. Es ist in diesem Zusammenhang darauf hinzuweisen, dass mit den o.g. genannten Ausnahmen den historischen Angaben nicht oder nur sehr begrenzt zu entnehmen war auf welchen Abschnitt und welchen saisonalen Zeitpunkt des Ästuars sich die beschreibenden Häufigkeitsangaben beziehen. I.d.R. handelt es sich wohl um zusammenfassende Einschätzungen, die das gesamte Tideästuar einschlossen.

Es ist aber davon auszugehen, dass die Häufigkeiten artspezifisch sowohl räumlich als zeitlich sehr variierten und nur ein kleinerer Teil der Arten im gesamten Übergangsgewässer stetig und in ähnlicher Häufigkeit angetroffen wurde. Die Wahrscheinlichkeit war insbesondere bei einigen den ästuarin-residenten Arten (Grundeln, Flunder) und bei diadrom-ästuarinen Arten wie Stint bzw. wohl auch Finte hoch, da diese im Frühjahr-Frühsummer als Adulte von der polyhalinen bis in die lim-

nisch-oligohaline Zone präsent waren und später im Jahr dann als Juvenile im Übergangsgewässer anzutreffen waren.

## 4.2 Analyse der Variabilität und der verursachenden Faktoren

Eine hohe Variabilität vieler abiotischer und biotischer Parameter auf verschiedenen Raum- und Zeitskalen ist ein Charakteristikum der Küstengewässer (z.B. NIESEL & GÜNTHER 1999) und eine wichtige Voraussetzung der zentralen Stabilitätseigenschaft, der Resilienz (GRIMM 1999). Im Ästuar ist diese Variabilität durch die Veränderlichkeit des Oberwassers mit seinen Konsequenzen für u.a. den Salinitätsgradienten und die Position der Trübungswolke noch verstärkt (GRABEMANN et al. 1995; GRABEMANN & KRAUSE 1998).

Diese über Raum und Zeit sehr veränderlichen abiotischen Rahmenbedingungen einerseits und artspezifische Verhaltensweisen (z.B. Nahrungsverhalten, Reproduktionsverhalten) andererseits haben eine ebenso ausgeprägte Variabilität der Kennwerte aquatischer Lebensgemeinschaften zur Folge. Dies gilt auch für die Fischfauna eines Ästuars, deren Variabilität im Hinblick auf Artenzahl und Häufigkeiten sich auf verschiedenen räumlichen und zeitlichen Skalen manifestiert (vgl. THIEL & POTTER 2001). Folgende Faktoren sind in diesem Zusammenhang als bedeutsam anzusehen:

**räumlich:** v.a. Salinitätszonen, gewässerstrukturelle Habitateigenschaften, Reproduktion, Auftreten von Nahrungsorganismen;

**zeitlich:** v.a. Ebbe- und Flut, Saisonalität, interannuelle Populationsschwankungen, Reproduktion, Auftreten von Nahrungsorganismen.

Vor dem Hintergrund der WRRL-Bewertung muss dem Aspekt ‚Variabilität der Fischgemeinschaft‘ besonders unter zwei Aspekten berücksichtigt werden:

1. bei der Ermittlung und Festlegung der Klassengrenzen der Referenz-Häufigkeiten;
2. für die Anforderung an die räumliche und zeitlich Fangintensität bei Anwendung des Bewertungsverfahrens.

Im Folgenden wird die Variabilität der Fischfauna auf den o.g. Skalen beispielhaft anhand aktueller Hamenfischereidaten aus der Weser (VOIGT 2003) und Elbe (ARGE ELBE 2000-2004) dargestellt. Die Analysen erfolgen durch unterschiedliche statistische Methoden (Multivariate Analyse: Canoni-sche Korrespondenzanalyse (CCA), Rangkorrelationsanalyse, Signifikanztests). Alle Daten sind vor den Analysen auf Ind./h/80 m<sup>2</sup> standardisiert (s. Kap. 5) und für einige Analysen log-transformiert worden.

Zunächst wird anhand der Elbedaten (Fangdaten: verschiedene Salinitätszonen, Jahreszeiten sowie Flut- und Ebbfänge) die Bedeutung der die Variabilität beeinflussenden Faktoren durch eine Gradientenanalyse dargestellt. In die Analyse fließen zeitliche (kurz-langfristig) sowie räumliche Faktoren ein. Welche Bedeutung diese Faktoren haben, wird durch Abb. 3 verdeutlicht. Im Ordinations-

diagramm ist vor dem Hintergrund der fischfaunistischen Daten der Einfluss ‚abiotischer‘ Faktoren dargestellt. Dabei wird durch die Länge der Gradientenpfeile die (relative) Bedeutung der jeweiligen Faktoren veranschaulicht. Abb. 3 macht deutlich, dass Salinität und Saison besonders maßgeblich sind. Auf der Raumskala wird der Aspekt ‚Salinität‘ durch die Gradienten-Pfeile ‚oligo-meso-‘, ‚meso-‘ sowie ‚polyhalin‘ veranschaulicht, die sich entlang der 1. Achse des Ordinationsdiagramms positionieren. Die entgegengesetzte Richtung der verschiedenen ‚Salinitätspfeile‘ zeigt, dass sich die Fischgemeinschaft der polyhalinen und der oligo-mesohalinen Zone deutlich unterscheidet. Ähnlich bedeutsam ist der Aspekt Saisonalität: beide diesbezüglichen Pfeile (Herbst, Frühjahr), die sich an der 2. Hauptachse der Ordination anordnen, tragen ebenfalls wesentlich zur Strukturierung des Datensatzes bei.

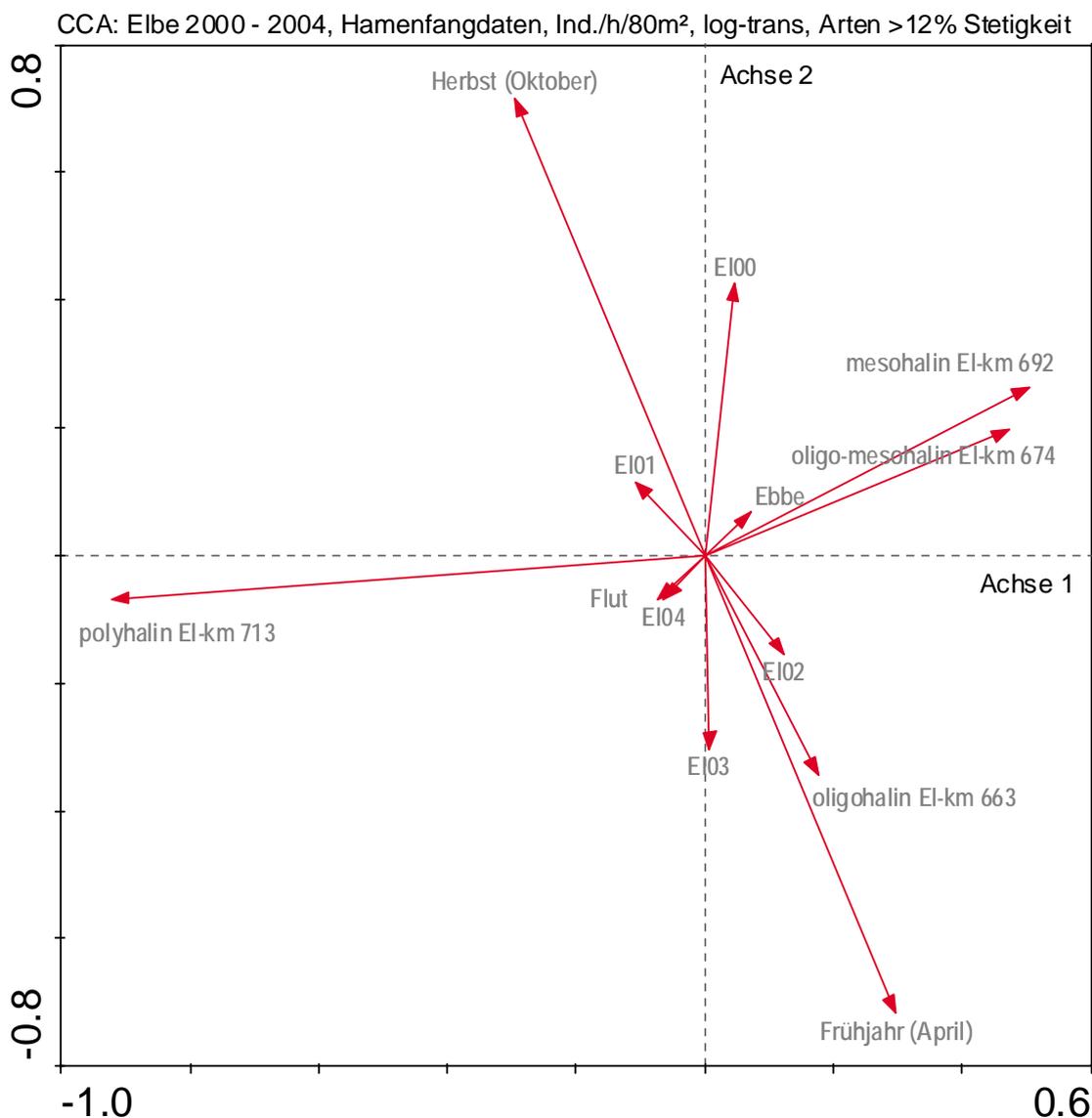


Abb. 3: Ordinationsdiagramm der Kanonischen Korrespondenzanalyse (CCA), Datengrundlage: Hamenfische-reifänge ARGE Elbe 2000-2004.

Das Ergebnis zeigt weiterhin, dass neben den o.g. Aspekten Salinität und Saisonalität auch interannuelle Unterschiede und diurnale Faktoren (Tidephasen) zur Strukturierung der Fischgemeinschaften beitragen. Die Bedeutung dieser Aspekte ist aber gegenüber den zuerst genannten Faktoren relativ geringer, dies deutet sich durch die z.T. wesentlich kürzeren Gradientenpfeile an. In Hinblick auf den Faktor ‚Tidephase‘ weisen die diametral gegenüberliegenden Pfeile (Flut/Ebbe) darauf hin, dass Unterschiede zwischen Ebb- und Flutfängen bestehen. Im Vergleich ist die Bedeutung dieser Variabilitätsskala aber geringer als diejenige, die sich durch den Salinitätsgradienten und einem saisonalen Gradienten ergeben. Die ersten beiden Hauptachsen erklären die Varianz der Fischdaten (*Cumulative percentage variance of species data*) zu insgesamt 33,7% eher mäßig. Die Arten-Umweltbeziehung (*species-environment relation*) wird dagegen durch die ersten beiden Hauptachsen mit 75,1% recht gut erklärt. Der durchgeführte Monte-Carlo Permutationstest weist die Beziehung zwischen Arten und den hier berücksichtigten abiotischen Faktoren als signifikant aus (P-value <0,01, s. Tab. 13)

Tab. 13: Ergebnisse der CCA. Erklärungswerte der Ordinationsachsen im Hinblick auf die Varianz der Fangdaten. Ergebnisse des Monte-Carlo Tests.

**** Summary ****					
Axes	1,0	2,0	3,0	4,0	Total inertia
Eigenvalues :	0.289	0.070	0.057	0.030	1065,0
Species-environment correlations :	0.938	0.750	0.649	0.700	
Cumulative percentage variance					
of species data :	27.1	33.7	39.0	41.9	
of species-environment relation:	60.4	75.1	87.0	93.4	
Sum of all eigenvalues					1065,0
Sum of all canonical eigenvalues					0.478
**** Summary of Monte Carlo test ****					
Test of significance of first canonical axis: eigenvalue = 0.289					
F-ratio = 24.919					
P-value = 0.0020					
Test of significance of all canonical axes : Trace = 0.478					
F-ratio = 6.062					
P-value = 0.0020					

Welche Arten zu diesen Unterschieden beitragen, soll für 2 Arten anhand des oben genannten Datensatzes (Elbe 2000-2004) dargestellt werden. Es handelt sich dabei u.a. um die Flunder (*Plathichthys flesus*, Gilde: Ästuarin-Resident), deren Abundanzen in den Herbstfängen deutlich höher lagen als in den Frühjahrsfängen und die zudem in der polyhalinen Zone in höheren Abundanzen zu erwarten ist. Dieses Muster wurde bei einer gewissen interannuellen Variabilität in jedem Untersuchungsjahr verzeichnet. Abb. 4 verdeutlicht das Ergebnis der Analyse. Die Isolinien kennzeichnen die zunehmenden Häufigkeiten entlang des Salinitätsgradienten und auch die Beziehung hoher Flunderanzahlen zu den Herbstfängen. Die Korrelationen sind statistisch signifikant (t-Test, P<0,01).

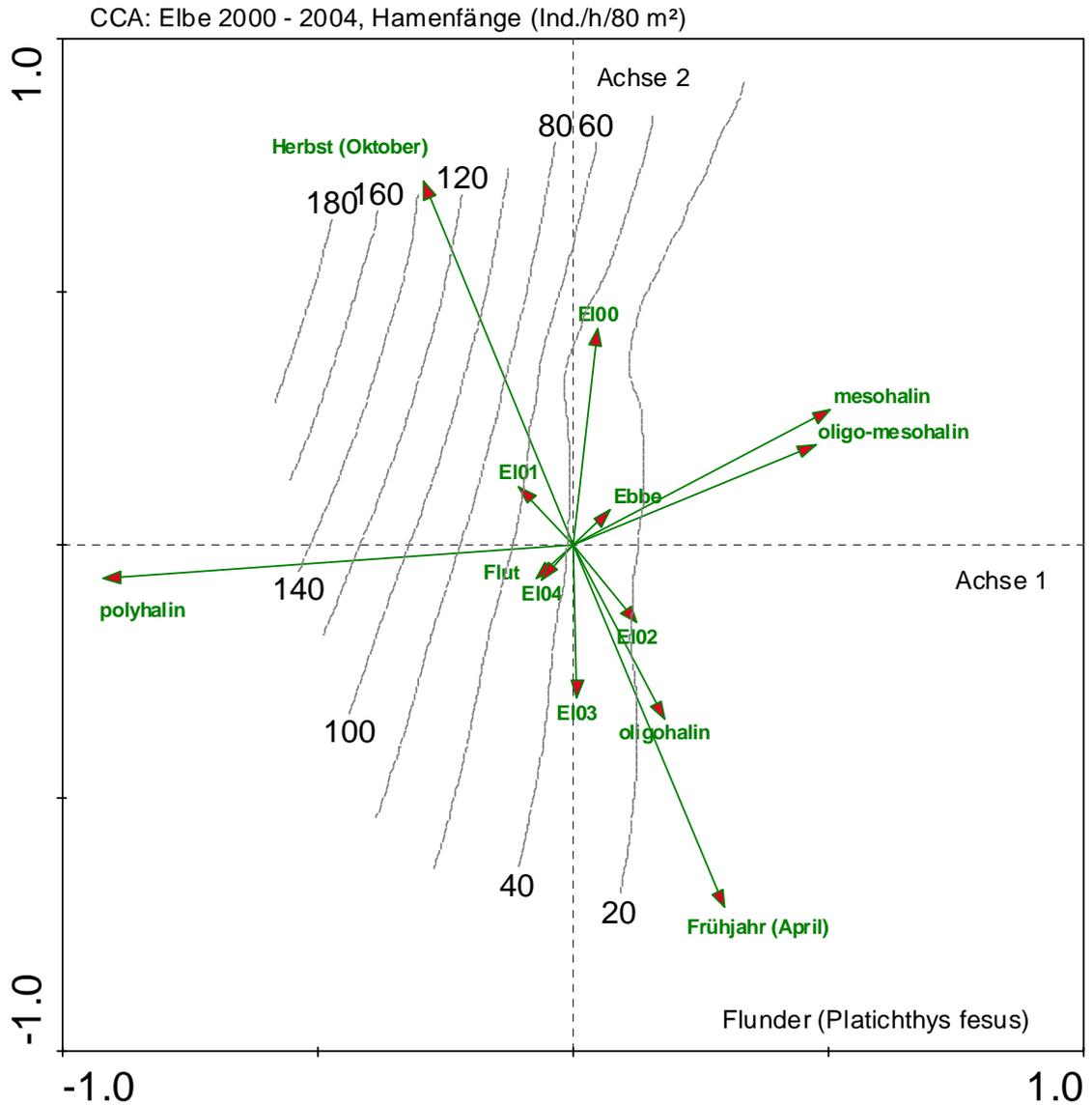


Abb. 4: Ordinationsdiagramm der CCA auf der Grundlage der Hamenfischereidaten aus der Elbe 2000-2004. Dargestellt ist die Abundanzverteilung der Flunder vor dem Hintergrund abiotischer Faktoren.

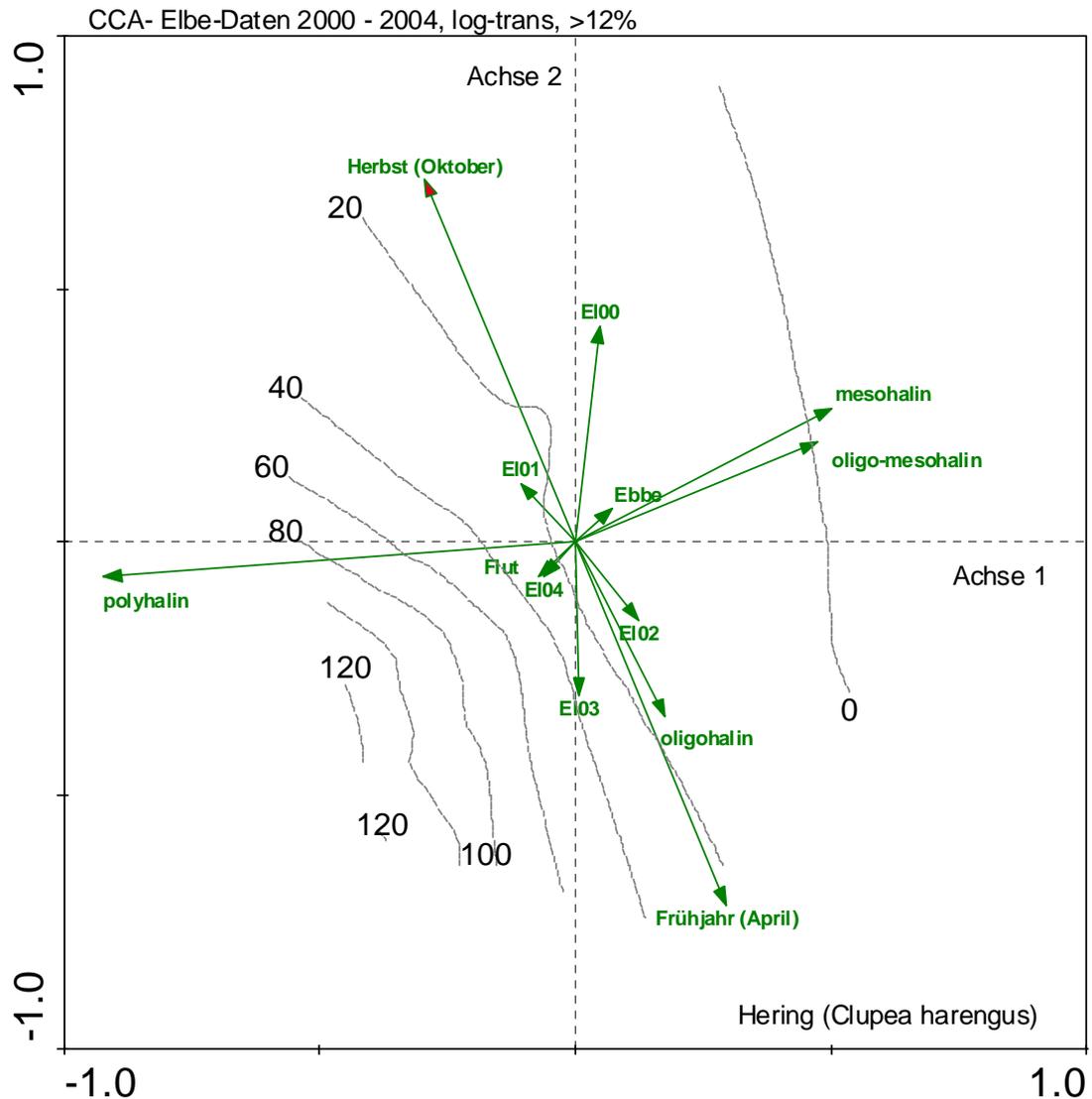


Abb. 5: Ordinationsdiagramm der CCA auf der Grundlage der Hamenfischereidaten aus der Elbe 2000-2004. Dargestellt ist die Abundanzverteilung des Hering vor dem Hintergrund abiotischer Faktoren.

Abb. 5 zeigt das Ergebnis für den Hering (*Clupea harengus*, Gilde: Marin-Juvenil), einer weiteren typischen Art der Übergangsgewässer. Im Hinblick auf die Häufigkeitsverteilung dieser Art zeigt sich eine klare Beziehung höherer Abundanzen in Bereichen mit höheren Salzgehalten. Die Art ist in der meso-polyhalinen Zone signifikant häufiger (t-Test,  $P < 0,01$ ) als im oligohalinen Abschnitt des Übergangsgewässer. Heringe treten zwar auch in Bereichen geringerer Salzgehalte auf, jedoch nicht regelmäßig und in eher geringer Abundanz. Für diese Art ist eine ausgeprägte saisonalbedingte Variabilität der Häufigkeiten im Vergleich zu Frühjahr und Herbst nicht festzustellen. In der Tendenz wurden zwar im Frühjahr höhere Fangzahlen verzeichnet, allerdings waren diese Unterschiede nicht signifikant (t-Test,  $P > 0,1$ ). Ein ähnliche räumliche Verbreitung wurde auch historisch festgestellt, so beschreibt DUNCKER (1960), dass Heringe in der Elbe etwa bis Glückstadt auftraten.

Die Ergebnisse einer auf der Grundlage des Elbedatensatzes von 2000-2004 durchgeführten Korrelationsanalyse zeigt für die häufigsten Fische noch einmal zusammenfassend die Skalen der Variabilität (Tab. 14). Die farbig gekennzeichneten Zellen bedeuten für die jeweilige Fischart signifikant höhere (blau) oder signifikant geringere (rot) Abundanzen bezogen auf die jeweilige Betrachtungsskala. Es wird ersichtlich, ohne auf artspezifische Details einzugehen, dass v.a. saisonale und erwartungsgemäß auch räumliche (Salinität) Aspekte die Abundanzen der Fische stark mit bestimmen. Die interannuellen Unterschiede sind auf der Basis dieses Datensatzes weniger bedeutsam. Ein Vergleich der Salinitätszonen in Bezug auf die Artenabundanzen verdeutlicht ebenfalls die jeweils besondere Bedeutung dieser Zonen für die Häufigkeit der Arten durch die überwiegend signifikanten Unterschiede (Tab. 15). Insbesondere das Meso- und Polyhalinikum weisen jeweils im Hinblick auf die Artenabundanzen charakteristischer Fischarten deutliche Unterschiede zum Oligohalinikum bzw. auch zum Übergang zwischen Oligo- und Mesohalinikum (hier Glückstadt) auf.

Tab. 14: Korrelationsanalyse (Spearman-Rang) der Elbedaten 2000-2004 (Auswahl der häufigsten Arten).

p<0,05 signifikant	interannuell					saisonal		räumlich entlang Salinität			
	2000	2001	2002	2003	2004	FJ	HE	Pagen	Glück	Bruns	Medem
									oligohalin		polyhalin
<i>Korrelationskoeffizient</i>	0,05955	0,12453	0,04331	-0,02707	-0,20033	-0,0693	0,0693	0,18005	-0,07502	-0,41012	0,30509
<i>Stint</i>	40	40	40	40	40	40	40	40	40	40	40
<i>Einseitige Signifikanz</i>	0,35753	0,22195	0,39535	0,43415	0,10759	0,33544	0,33544	0,13311	0,32272	0,00428	0,02778
<i>Hering</i>	-0,24791	-0,01652	-0,10467	0,19282	0,17629	-0,02644	0,02644	-0,59543	-0,30535	0,22392	0,67686
	40	40	40	40	40	40	40	40	40	40	40
	0,06148	0,45968	0,26017	0,11661	0,13825	0,43566	0,43566	2,53E-05	0,02768	0,08241	8,12E-07
	-0,00711	-0,05695	-0,11035	0,18155	-0,00711	-0,26485	0,26485	-0,32884	-0,32884	-0,05919	0,71687
<i>Kleine Seenadel</i>	40	40	40	40	40	40	40	40	40	40	40
	0,48261	0,36351	0,24892	0,1311	0,48261	0,0493	0,0493	0,01913	0,01913	0,35837	9,78E-08
	0,03248	-0,18408	-0,17325	0,04331	0,28154	-0,28587	0,28587	0,36511	0,3351	-0,04501	-0,6552
<i>Kaulbarsch</i>	40	40	40	40	40	40	40	40	40	40	40
	0,42113	0,12774	0,1425	0,39535	0,0392	0,03686	0,03686	0,01026	0,01726	0,39134	2,24E-06
	0,32486	-0,12994	-0,24364	0	0,04872	-0,30753	0,30753	-0,26508	-0,37511	-0,02	0,6602
<i>Flunder</i>	40	40	40	40	40	40	40	40	40	40	40
	0,02041	0,21209	0,06488	0,5	0,38262	0,02677	0,02677	0,04915	0,00853	0,45123	1,78E-06
	-0,17425	0,22325	0,00816	-0,14157	0,0844	0,85818	-0,85818	-0,1509	0,11821	0,16851	-0,13581
<i>Dreistachliger Stich</i>	40	40	40	40	40	40	40	40	40	40	40
	0,1411	0,08305	0,48005	0,19175	0,30229	7,35E-13	7,35E-13	0,17631	0,23377	0,1493	0,20168
	0,02271	-0,09653	-0,15616	0,1306	0,09937	-0,24077	0,24077	-0,51669	-0,24654	0,00262	0,76062
<i>Sprotte</i>	40	40	40	40	40	40	40	40	40	40	40
	0,44467	0,27673	0,16796	0,2109	0,2709	0,06724	0,06724	3,21E-04	0,06256	0,49359	6,16E-09
	-0,49974	0,0795	0,12209	0,21579	0,08234	-0,30211	0,30211	-0,1836	-0,36721	0,13901	0,4118
<i>Strandgrundel</i>	40	40	40	40	40	40	40	40	40	40	40
	5,13E-04	0,31289	0,22646	0,09055	0,30673	0,02906	0,02906	0,12837	0,00987	0,19613	0,00414
	0,2972	0,12355	-0,19034	-0,08014	-0,15027	0,18166	-0,18166	-0,28071	-0,2622	-0,02776	0,57067
<i>Sandgrundel</i>	40	40	40	40	40	40	40	40	40	40	40
	0,03127	0,22375	0,1197	0,3115	0,17734	0,13096	0,13096	0,03966	0,05107	0,43248	6,03E-05
	-0,08121	0,03248	-0,01082	0,09746	-0,0379	0,16893	-0,16893	-0,06252	-0,16756	0,12004	0,11004
<i>Finte</i>	40	40	40	40	40	40	40	40	40	40	40
	0,30916	0,42112	0,47356	0,27482	0,40819	0,14868	0,14868	0,35076	0,15069	0,23031	0,24953

Tab. 15: Unterschiedlichkeit der Fangzahlen in den verschiedenen Salinitätszonen am Beispiel der Hering-Fangdaten (Daten Wassergütestelle Elbe 2000-2004). \* = Unterschiede signifikant.

t-Test für gepaarte Stichproben: p-Werte (salinität.sta)				
Markierte Differenzen signifikant für $p < ,05000$				
	OLIGO	OLI_MES	MESO	POLY
OLIGO	1,0000			
OLI_MES	0,2264	1,0000		
MESO	0,0076*	0,0076*	1,0000	
POLY	0,0001*	0,0001*	0,0001*	1,0000

Die Variabilität lässt sich also wie folgt charakterisieren:

- interannuelle Unterschiede (Arten-Abundanzen) sind deutlich, aber nur in einigen Fällen signifikant; saisonale Unterschiede (Frühjahr-Herbst) sind für viele Arten signifikant;
- auch wöchentlich erfasste Abundanzen weisen z.T. signifikante Unterschiede auf (hier nicht dargestellt; Unterschiede entlang des Salinitätsgradienten sind für viele Arten signifikant).

### Natürliche und anthropogene Variabilität

Die beschriebene Variabilität umfasst nicht nur die natürliche Variabilität, sondern enthält auch eine ‚anthropogene‘ Komponente. Darunter verstehen wir die Veränderung der natürlichen Variabilität durch anthropogene Maßnahmen, die entweder die abiotischen Parameter verändern, die für die Struktur der Fischgemeinschaften von Bedeutung sind, oder aber Arten auch direkt beeinflussen. Dies können z.B. Strombaumaßnahmen und die damit verbundenen Veränderungen des Strömungsregimes oder anderer Habitatbedingungen sein oder auch unmittelbare Einwirkungen z.B. durch erhöhten Schiffsverkehr (Sog und Schwell).

Der Komplex aus natürlicher und anthropogener Variabilität ist nur eingeschränkt im Rahmen eines Monitorings zu differenzieren. Eine hohe natürliche Variabilität ist eine charakteristische Systemeigenschaft des Ästuars und wesentliche Voraussetzung der zentralen Stabilitätseigenschaft, der Resilienz (s.o.). Als Resilienz wird die Eigenschaft eines Systems bezeichnet, nach einer Änderung auslösenden externen Impuls wieder in den Referenzzustand bzw. besser die Referenzdynamik zurückzukehren (GRIMM 1999).

Es sind eine Vielzahl von Faktoren, die zur natürlichen Variabilität der Struktur und Verteilung der Fischgemeinschaften beitragen (u.a. Temperatur, Oberwasser, Sedimentzusammensetzung, Fraßdruck, Nahrungsgrundlage, langfristige Zyklen in der Populationsdynamik einzelner Arten, Neueinwandern von Arten). Diese sind im Rahmen von Monitoring-Untersuchungen niemals vollständig zu erfassen.

Um die Wirkung möglicher Stressoren von der natürlichen Variabilität abgrenzen zu können, müssen die Skalen der Variabilität definiert und das Probenahmedesign auf eine Erfassung dieser Vari-

abilität (auf der „richtigen“ Ebene) ausgerichtet werden. Zentrales Problem dabei ist, neben dem zu realisierenden Aufwand, die natürliche Variabilität so zu operationalisieren, dass sie als Maßstab benutzt werden kann. Die ‚Messung‘ und damit auch die Operationalisierung der Variabilität hängt dabei wesentlich von der betrachteten räumlichen und zeitlichen Skala ab, die in Abhängigkeit eines möglichen Störsignals festgelegt werden muss.

## 5. Konzeption des Bewertungsverfahrens

Die vorliegende Arbeit hat die Aufgabe für den Gewässertyp ‚Übergangsgewässer-Nordsee‘ (Typ T1/T2) ein fischbasiertes Bewertungsverfahren zu entwickeln, das den spezifischen Anforderungen der WRRL Rechnung trägt. Der Gewässertyp „Übergangsgewässer-Nordsee“ ist durch den ästuarinen Salinitätsgradienten charakterisiert und zeichnet sich durch das dynamische Zusammentreffen limnischer und mariner Elemente aus. Er bildet daher einen Lebensraum ganz eigener Prägung, der auch eine spezifische Fischfauna aufweist. Diese eigene Ausprägung machte im Hinblick auf die Qualitätskomponente Fischfauna einen spezifischen Bewertungsansatz für die Übergangsgewässer erforderlich; eine Übernahme des Verfahrens z.B. von DUBLING et al. (2004) für Binnengewässer ist nicht sinnvoll möglich.

Aufbauend auf die Vorarbeiten im vorangegangenen Kapitel und unter Einbeziehung von vorliegenden Bewertungsvorschlägen aus europäischen Nachbarländern für Übergangsgewässer (s. Kap. 5.1) halten wir ein multimetrisches Bewertungsverfahren für erforderlich, das die Aspekte Artenspektrum, Abundanz und Altersstruktur der Fischfauna umfasst und dabei auf die historische Referenzzönose als Bewertungsmaßstab Bezug nimmt.

Eine Anforderung war es, das Bewertungswerkzeug bzw. den Bewertungsvorgang transparent und nachvollziehbar, d.h. so ‚einfach‘ wie möglich zu konzipieren. Bei der Auswahl der Metrics haben wir deshalb auch einen Focus auf die Vermeidung von möglichen Redundanzen oder Doppelbewertungen gelegt. Insgesamt werden 11 qualitative und quantitative Metrics ausgewählt, die in ihrer Kombination den ökologischen Zustand der ÜG über die Fischfauna im Sinne der WRRL abzubilden und Hinweise auf mögliche Stressoren bzw. Stressorenkomplexe abzuleiten.

### 5.1 Überblick über Bewertungsverfahren europäischer Nachbarländer

Die Auswahl der Metrics erfolgte auch unter Einbeziehung von vorliegenden Bewertungsvorschlägen aus europäischen Nachbarländern; im Folgenden wird deshalb zunächst ein kurzer Überblick über die verschiedenen Ansätze gegeben. Berücksichtigt wurden v.a. die Bewertungsansätze aus Großbritannien (COATES et al. 2004), den Niederlanden (JAGER 2004), Belgien (GOETHALS et al. 2002, BREINE et al. 2005) und Spanien (BORJA et al. 2004). Tab. 16 zeigt einen zusammenfassenden Überblick über die den jeweiligen Verfahren zugrunde liegenden bewertungsrelevanten Metrics, wobei die in 2005 erfolgten Modifikationen (COATES schriftl., BREINE schriftl.) allerdings noch nicht berücksichtigt sind. Ein aktueller Bewertungsvorschlag aus Belgien ist exemplarisch in detaillierter dargestellt (BREINE schriftl.). Aus Deutschland liegt ebenfalls ein Bewertungsvorschlag für Binnengewässer vor (vgl. DUBLING et al. 2004, BISCHOFF et al. 2004).

Tab. 16: Übersicht über die verwendeten Metrics für die Bewertung von Übergangsgewässern. GB: Großbritannien, NL : Niederlande, BEL: Belgien (nach GOETHALS et al. 2004), ESP: Spanien. % ABW REF: Prozentuale Abweichung von der Referenz. Kat : Festlegung von Kategorien. (Stand Frühjahr 2005). XX = Klassengrenzen noch nicht festgelegt. X = Metric wird berücksichtigt, genaue Angaben s. DUBLING et al. (2004).

Metrics	GB-ÜG	NL-ÜG	BEL-ÜG	ESP-ÜG	GER-Binnen
<b>GEMEINSCHAFTSEBENE</b>				*Crustacea einbezogen	
Artenzahl - Gesamt	ANZAHL-KATEGORIEN		ANZAHL-KATEGORIEN*	ANZAHL-KATEGORIEN*	X
<b>Artspezifische Häufigkeitsklassen</b>					
relative Abundanz (häufigste)	%-ABW_REF				X
Artenzusammensetzung (nur stetige )	%-ABW_REF				
Dominanzstruktur	%-KATEGORIEN				X
Seltene und gef. Arten	JA_NEIN				
Alterstruktur					X
<b>GILDEN-NUTZERTYPEN</b>					
Limnische Arten (diff. Subgilden: Rheo, Still, Auen)					X
Artenzahl					X
Häufigkeitskategorien					
rel. Abundanz					X
diadrome Arte (Laichplätze im Ästuar)					X
Artenzahl		ANZAHL-KAT			
Häufigkeitskategorien					
rel. Abundanz			%-KATEGORIEN		
<b>Ästuarine Arten</b>					
Artenzahl	ANZAHL-KAT	ANZAHL-KAT	ANZAHL-KAT	ANZAHL-KAT*	
Häufigkeitskategorien					
rel. Abundanz	%-KATEGORIEN			%-KATEGORIEN*	
<b>Marin-juvenil/Marin saisonal</b>					
Artenzahl	ANZAHL-KAT	ANZAHL-KAT			
Häufigkeitskategorien					
rel. Abundanz	%-KATEGORIEN		%-KATEGORIEN		
<b>GILDEN-TROPHIE</b>					X
<b>Omnivore Arten</b>					
Artenzahl					
Häufigkeitskategorien					
rel. Abundanz			%-KATEGORIEN	%-KATEGORIEN	
<b>Piscivore Arten</b>					
Artenzahl	ANZAHL-KAT				
Häufigkeitskategorien					
rel. Abundanz	%-KATEGORIEN		%-KATEGORIEN	%-KATEGORIEN	
<b>Invertivore Arten</b>					
Artenzahl	ANZAHL-KAT				
Häufigkeitskategorien					
rel. Abundanz	%-KATEGORIEN				
<b>GILDEN-Reproduktion</b>					X
<b>GILDEN-Habitat</b>					X
<b>ARTEBENE</b>					
Abundanz Stint		XX			
Abundanz Aalmutter		XX			
Abundanz juv. Plattfische					
Anteil Stint			KATEGORIEN		
Anteil Plattfische /insbs. Flunder			KATEGORIEN	KATEGORIEN	
Gesundheit Flundern (Rate äußere Geschwüre)		%-KATEGORIEN			
<b>SONSTIGE</b>					
Gesundheit Krankheitsrate, Verletzungsrate				KATEGORIEN	
Artspezifischer Toleranzwert (Artindikatorwerte)			KATEGORIEN		
Andere Indices integriert					
FRI					X
Migrationsindex					X
Leitartenindex					X
<b>Lokale Indikatoren</b>					
Verschmutzungsindikatoren				JA_NEIN*	
Neozoa	JA_NEIN			JA_NEIN*	

Alle Bewertungsansätze (in Tab. 16 ergänzt um das Verfahren von DUBLING et al. 2004 für Binnengewässer) umfassen die von der WRRL geforderten Aspekte Artenspektrum und Häufigkeiten. Einige integrieren weitere Messgrößen wie Krankheitsraten bestimmter Arten (JAGER 2004) oder die Berücksichtigung von Indikatorarten (BORJA et al. 2004: Verschmutzungsindikatoren - Spanien). Des Weiteren werden sowohl von Spanien (BORJA et al. 2004) als auch von den Niederlan-

den (JAGER 2004) Crustacea (z.B. *Crangon crangon*) als eine für Übergangsgewässer relevante Messgröße angesehen. Seltene oder gefährdete Arten sowie Neozoen werden von Großbritannien berücksichtigt. Neben den ökologischen Artengilden („Nutzertypen“), die in allen Verfahren verwendet werden, sind z.B. von COATES et al. (2004) sowie von DUßLING et al. (2004) auch Trophiegilden (z.B. Anzahl und Anteil fisch- und wirbellosenfressende Arten) in die Bewertung einbezogen. Bereits bestehende Indices (z.B. Fischregionsindex, Migrationsindex) werden von DUßLING et al. (2004) u.a. als weitere Messgrößen genutzt.

Der Aspekt ‚Abundanz‘ wird mit Ausnahme des niederländischen Verfahrens durch die Betrachtung relativer Häufigkeiten berücksichtigt. Im Hinblick auf die Bewertung gibt es zwischen den verschiedenen Ansätzen unterschiedliche Herangehensweisen. So erfolgt die Bewertung nur z.T. als Abweichung von einer Referenz, überwiegend aber über festgelegte Kategorien (z.B. Artenzahlen) oder über ‚Ja-Nein‘-Alternativen.

Tab. 17: Selected metrics and threshold values (calculated as average value per day per fyke net) for the fish-based Estuarine Biotic Integrity Index for the brackish Schelde estuary. (BREINE et al. 2005, schriftl.)

Metric	Score				
	0	0.25	0.5	0.75	1
<b>Species richness and composition</b>					
Total number of species	≤7	>7	>9	>10	>11
% Smelt individuals	≤0.33		>0.33	>1.12	>2.68
% Marine juvenile migrating individuals	≤33.0	>33.0	>54.2	>73.1	>82.0
<b>Trophic composition and habitat use</b>					
% Omnivorous individuals	≥16.44	<16.44	<7.90	<3.37	<1.17
% Piscivorous individuals	≤12.84	>12.84	>19.44	>27.23	>41.19

Wir haben diese Verfahren exemplarisch und soweit sinnvoll möglich mit Weser bzw. Elbedaten angewendet, um eine mögliche Übertragbarkeit der Ansätze auch für die norddeutschen Ästuare zu testen. Mehrere Rahmenbedingungen sind in diesem Zusammenhang allerdings zu beachten, die eine ‚direkte‘ Übertragung eines der Ansätze als nicht praktikabel erscheinen lassen:

- Die Arbeiten an den Bewertungsvorschläge waren während der Erstellung des vorliegenden Berichts z.T. noch nicht abgeschlossen. So wurde der britische Vorschlag von COATES (2004) im Verlauf von 2005 modifiziert (COATES schriftl.). Das niederländische Verfahren ist derzeit noch nicht in allen Aspekten konkretisiert (vgl. JAGER 2004, VAN DER MOLEN 2004). Die von GOETHALS et al. (2004) vorliegenden belgischen Bewertungsvorschläge sind ebenfalls noch überarbeitet worden (BREINE schriftl.).
- Insbesondere in Großbritannien sind verschiedene Typen von Übergangsgewässer zu bewerten, auf die die Metrics des UK-Ansatzes spezifisch ausgerichtet sind. Der belgische Ansatz ist im Hinblick auf Messgrößen und deren Grenzwerte ‚Schelde-spezifisch‘ festgelegt worden und nicht ohne weiteres übertragbar (vgl. Tab. 17).

- Die Bewertung der einzelnen Metrics erfolgt überwiegend über Festlegung von Kategorien, dies entspricht nicht dem hier präferierten Ansatz, die Bewertung über den Vergleich mit einem historischen Referenzzustand durchzuführen.
- mit Ausnahme von den Niederlanden basieren die Bewertungsvorschläge auf i.d.R. qualitativen bzw. semiquantitativen Erfassungsmethoden (verschiedene Netzbefischungen, Uferfänge etc.). Die Beurteilung der norddeutschen Ästuare erfolgt dagegen auf der Grundlage von quantitativen Hamenfängen. Dies hat Konsequenzen für die Auswahl der Metrics insbesondere im Hinblick auf den Aspekt Abundanz.

## 5.2 Abstimmung der Randbedingungen

Die Analyse der verschiedenen Ansätze führte zu folgenden Schlussfolgerungen, die wir in Rahmen der vorliegenden Arbeit im Hinblick auf die grundsätzliche methodische Vorgehensweise berücksichtigt haben. Der methodische Ansatz sowie die Auswahl der relevanten Messgrößen für die norddeutschen Übergangsgewässer (ÜG) ist auch Ergebnis einer mit der fachbegleitenden Arbeitsgruppe (WASSERGÜTESTELLE ELBE, LANU SH, LAVES NDS, UMWELTBEBÖRDE HH) erfolgten Abstimmung im April/Mai 2005. Die fachliche Abstimmung hatte folgende Ergebnisse:

Ein Bewertungsverfahren über einen multimetrischer Ansatz ist sinnvoll und wird auch für die norddeutschen ÜG verfolgt.
Eine differenzierte Betrachtung ökologischer Gilden im ÜG ist sinnvoll, da die Abschnitte entlang des Salinitätsgradienten für die einzelnen Gruppen unterschiedlich bedeutsam sind.
Eine Verwendung ökologischer Gilden als Messgrößen ist sinnvoll.
Die limnische ( <i>freshwater species</i> ) und die rein marine Gilde ( <i>marine adventitious visitors</i> ) werden nicht als Metric verwendet.
Die Bewertung erfolgt durch Ermittlung der Abweichung von einem Referenzzustand.
Die Berücksichtigung des Abundanzaspektes als ‚relative Abundanz‘ ist problematisch und soll vermieden werden.
Für die norddeutschen ÜG soll der Aspekt ‚Häufigkeit‘ Abundanzklassen auf Artebene berücksichtigt werden (für ausgewählte Arten).
Der Parameter Altersstruktur, der in den meisten Verfahren als Messgröße unberücksichtigt bleibt, soll für wenige ausgewählte Arten berücksichtigt werden. Der Focus liegt dabei auf den FFH-Zielarten, um Synergieeffekte zwischen WRRL und FFH-RL zu ermöglichen.
Problematisch ist die Einbeziehung von bereits ‚gemeinschaftsbewertenden‘ Indices (z.B. Fischregionsindex etc.) als Metric, da hier die Gefahr von ungewollten Redundanzen bzw. ‚double countings‘, gerade im Rahmen eines multimetrischen Ansatzes noch zusätzlich erhöht wird. Solche Indices werden hier nicht als Messgröße verwendet.

## 5.3 Auswahl bewertungsrelevanter Messgrößen (Metrics)

### 5.3.1 Metrics 1-4: Gilden

Analog zu internationalen Bewertungsvorschlägen für Übergangsgewässer (u.a. COATES-UK 2004/2005, JAGER-NL 2004, BREINE et al.-BEL (2005), GOETHALS et al.-BEL 2004, BORJA-ESP 2004) werden ökologische Typus-Gilden der Fische unterschieden (vgl. ELLIOT & DEWAILLY 1995, Tab. 2) und als bewertungsrelevantes Metric verwandt. Die Berücksichtigung von Gilden ist sinnvoll, da die verschiedenen Gilden unterschiedliche ‚Nutzungsansprüche‘ an das Ästuar stellen und daher geeignet sind, durch ihre ‚Ausprägung‘ (Artenspektrum, Häufigkeiten) die Identifikation von Hinweisen auf spezifische Beeinträchtigungen zu ermöglichen. Abweichend von ELLIOT & DEWAILLY (1995) wird hier die Gilde der ‚*Diadromen Arten*‘ in zwei Subgilden unterteilt. Wir gehen davon aus, dass für die Bewertung die Arten die das Ästuar ‚nur‘ als Transitstrecke nutzen (z.B. Neunaugen, Meerforellen etc.), weniger hervorgehoben werden müssen als solche diadromen Arten, für deren Lebenszyklus das Ästuar weit mehr Bedeutung besitzt. Zur letzteren Gruppe zählende Arten wie Finte (*Alosa fallax*), Nordseeschnäpel (*Coregonus oxyrhynchus*), Stint (*Osmerus eperlanus*) oder Stör (*Acipenser sturio*) reproduzier(t)en sich im Ästuar und nutz(t)en es als Aufwuchsgebiet. In der Bewertung soll diese Subgilde deshalb als eigenständiges Metric verwandt werden. Durch die Eigenständigkeit erfolgt im Hinblick auf die Bewertung eine (beabsichtigte) Höhergewichtung. Die Transit-Gruppe soll dagegen schwächer gewichtet werden. Insgesamt werden 5 Gilden herangezogen, die als jeweils eigene Messgröße unter **qualitativen** Gesichtspunkten (Artenspektrum) bewertet werden.

Abweichend von anderen Bewertungsvorschlägen (z.B. COATES 2004) nehmen wir den Aspekt ‚Nahrungstypus‘ nicht in die Bewertung mit auf, da nicht wenige Fischarten je nach Alterstadium auf unterschiedliche Nahrungsressourcen zurückgreifen, so dass eine eindeutige Zuordnung zu einer Nahrungsgilde problematisch ist. So findet dieser Aspekt auch im niederländischen Ansatz keine Berücksichtigung (vgl. JAGER 2004).

Neozoen bleiben ebenfalls unberücksichtigt, einerseits aufgrund ihres überwiegend sporadischen Vorkommens und ihrer i.d.R. noch unklaren ökologischen Ansprüche, andererseits deutet ihre Präsenz allein u.E. nicht zwangsläufig auf einen möglichen Stressor im Übergangsgewässer hin.

Tab. 18: Einteilung des historischen Fischartenbestandes in ökologische Gilden (Typ der Gemeinschaft) nach ELLIOT & DEWAILLY (1995, leicht verändert). Daten aus Weser und Elbe.

Ökologische Gilden Gemeinschafts-Typ	Definition	Historische Anzahl
Süßwasser-Arten ( <i>freshwater species</i> ) – diese Gilde ist für ÜG nicht bewertungsrelevant	Süßwasser-Arten, die im limnischen Abschnitt des Ästuars prägend sind, ab der Brackwasserzone stromab aber nur gelegentlich auftreten. Sie sind im ÜG eher am Rande ihrer Verbreitungsgrenze.	ca. 29
<b>Metric 1a:</b> Diadrome ‚Transit‘-Wanderarten ( <i>diadromous migrant species-group 1</i> )	Wanderarten (anadrom oder katadrom), die artspezifisch unterschiedlich das Ästuar saisonal überwiegend als Transitstrecke nutzen.	ca. 7
<b>Metric 1b:</b> Diadrome ‚aestuarine‘ Wanderarten ( <i>diadromous migrant species-group 2</i> )	Wanderarten (anadrom), die artspezifisch unterschiedlich das Ästuar zur Reproduktion, Aufwachs- oder als Nahrungsgebiet nutzen.	4
<b>Metric 2:</b> ‚Echte‘ aestuarine Arten ( <i>estuarine resident species</i> )	Echte aestuarine Arten, die größtenteils ihren gesamten Lebenszyklus in der Brackwasserzone (meso- polyhalin) vollziehen.	19
<b>Metric 3:</b> Marine Arten – juvenil ( <i>marine juvenile migrants</i> )	Marine Arten, die als Juvenile in die Ästuare (v.a. meso- polyhalin) einwandern. Nutzung v.a. als Aufwachsgebiet („Kinderstube“).	12
<b>Metric 4:</b> Marine Arten-saisonal ( <i>marine seasonal migrants</i> )	Marine Arten, die das Ästuar (v.a. meso- euhalin) regelmäßig saisonal aufsuchen (Rückzugs- und Nahrungsgebiet).	9
Marine Arten ( <i>marine adventitious visitors</i> ) – diese Gilde ist für ÜG nicht bewertungsrelevant	Marine Arten, die gelegentlich im Ästuar auftreten, überwiegend Gaststatus.	ca. 39

### 5.3.2 Metrics 5-10: Abundanzen

Die ‚Abundanz‘ wird, wie oben beschrieben, in mehreren vorliegenden Bewertungsvorschlägen (z.B. COATES et al. 2004 (UK), BREINE et al. 2005 (B), DUSSLING et al. 2004 (GER)) durch die Messgröße ‚relative Abundanz‘ repräsentiert; nicht verwandt wird dieser Ansatz von JAGER 2004 (NL). Im Rahmen der vorliegenden Arbeit wird der Aspekt ‚Häufigkeit‘ der Arten aus folgenden Gründen ebenfalls nicht als ‚relative Abundanz‘ berücksichtigt:

- die Festlegung von historischen Referenzwerten ist (noch) schwieriger, da keine tatsächlichen Fangdaten vorliegen;
- die (natürliche) Variabilität der Abundanzen und die damit für die Bewertung u.U. entstehenden Probleme werden kaum abgepuffert;
- rel. Abundanzwerte sagen nur wenig über die tatsächliche Bestandsentwicklung aus;
- die Bewertung der quantitativen Metrics erfolgt nicht ‚unabhängig‘: so hat die Veränderung der Fangzahlen schon einer Art zwangsläufig auch einen u.U. ungewollten Einfluss auf den rel. Abundanzanteil aller anderen Arten/Gilden.

Alternativ zur Verwendung von ‚relativen Abundanzen‘ verwenden wir *artspezifische Häufigkeitswerte* (s.o.), die auf den tatsächlichen Fangzahlen beruhen. Im Hinblick auf diesen Aspekt wird allerdings nicht das gesamte vorkommende Artenspektrum in die Bewertung einbezogen, da es sehr schwierig ist, für jede Art Referenz-Häufigkeitswerte festzulegen, d.h. tatsächliche Fangzahlen zu diesen Kategorien zuzuordnen. Stattdessen wird dieser Aspekt auf ausgewählte Arten fokussiert. Es sind solche Arten, die bedeutsamen Typus-Gilden bzw. unterschiedlichen ‚Nutzergruppen‘ (Diadrom-aestuarine, Aestuarine Residents, Marine-Juvenile) angehören und des Weiteren auch verschiedene Habitatgilden (nach ELLIOT & DEWAILLY 1995: benthische -, demersale- oder pelagische Lebensweise) repräsentieren.

Für das Bewertungsverfahren haben wir auf dieser Grundlage insgesamt 6 Arten (s.u.) ausgewählt, die jeweils als eine eigenständige ‚Messgröße‘ bewertet werden. Im Hinblick auf ihre Habitatanforderungen haben die Auswahlarten unterschiedliche Ansprüche und zeitliche und räumliche Vorkommensschwerpunkte und sind daher geeignet durch ‚signifikante‘ Bestandsveränderungen mögliche Stressoren zu reflektieren. Sie decken damit als Stellvertreter der Fischgemeinschaften der Übergangsgewässer insgesamt den im Sinne der WRRL zu beurteilenden Aspekt Häufigkeit/Abundanz ab. Alle im folgenden kurz beschriebenen Arten sind historisch als häufig – sehr häufig in den Ästuaren beschrieben worden.

METRIC 5: Der **Kaulbarsch (*Gymnocephalus cernua*)** wird hier unter dem Aspekt ‚Häufigkeit‘ berücksichtigt, obwohl er zur Gilde der Süßwasserarten gehört, die insgesamt für das Übergangsgewässer nicht als bewertungsrelevant eingeschätzt wurde (s.o.). Als Charakterart der nach ihm benannten Kaulbarsch-Flunderregion (vgl. THIENEMANN 1928), die sich zumindest auf Teile des Übergangsgewässer erstreckt, erschien es sinnvoll die Art in die Bewertung einzubeziehen. Historisch waren Kaulbarsche in den Tideästuaren häufig und wurden z.T. in großen Mengen gefangen (s. o.). Die Art lebt demersal und ist Besiedler eher strömungsruhiger Zonen; die Reproduktion erfolgt an Vegetation oder Hartsubstraten. Anfang der 60er Jahre brach die Kaulbarschpopulation in der Weser (SCHUCHARDT et al. 1985) zusammen; auch für die Elbe sind deutliche Bestandrückgänge dokumentiert (MÖLLER 1991). Mögliche Ursachen liegen u.U. in der phasenweise starken Stoffbelastung der Ästuare sowie dem Wellenschlag durch den zunehmenden Schiffsverkehr, der den in Flachwasserzonen an Steinen oder anderen Substraten angehefteten Laich vernichten konnte. Insbesondere für den oligohalinen Abschnitt kann die Bestandsentwicklung des Kaulbarsches Hinweise auf die Wirkung gewässerstruktureller Stressoren oder Stoffbelastungen ermöglichen.

METRICS 6a-c+7a-c: Als heutige Charakterarten der Ästuare werden aus der Subgilde der Diadromen-ästuarinen Arten **Stint (*Osmerus eperlanus*)** und **Finte (*Alosa fallax*)** im Bewertungsverfahren berücksichtigt, die aufgrund ihrer Lebensweise geeignet sind Stressoren wie Stoffbelastung und Habitatveränderungen in ihrem Lebensraum durch ihre Bestandsdynamik zu reflektieren. Das gesamte Übergangsgewässer übernimmt als Reproduktions-, Aufwuchs- Nahrungs- und Rückzugslebensraum die wesentlichen ökologischen Funktionen. Beide Arten waren historisch in allen Ästuaren sehr häufig und der Stint auch wirtschaftlich von großer Bedeutung. Sowohl Stint als auch Finte leben pelagisch und ziehen im Frühjahr bis Frühsommer zu ihren ästuarinen Laichplätzen, wobei sich die Hauptlaichplätze im limnischen Bereich der Ästuare befinden (THIEL et al. 1996, GERKENS & THIEL 2001, BIOCONSULT 2005). Eine Reproduktion im Bereich der Brackwasserzone ist aber nicht auszuschließen (BIOCONSULT 2005).

Stinte wurden historisch mehr oder weniger ganzjährig befishet und z.T. massenhaft gefangen. Abgelaichte Stinte und junge Stinte fungierten als Dünger oder Viehfutter oder als Köder für die Aalhamenfischerei (SCHNACKENBECK 1928). Die Art war um die Jahrhundertwende die ertragreichste Fischart z.B. der Tideelbe (rd. 400 t/Jahr) und erreichte ihr Anlandungsmaximum 1914/15 mit ca. 1.200t (MÖLLER 1991). Im Laufe des 20. Jahrhunderts gingen die Fangzahlen deutlich zurück, wobei unklar ist, ob dies in ursächlichem Zusammenhang mit einer Reduzierung der Bestandsgrößen stand, oder eine geringere wirtschaftliche Nachfrage nach Stinten zu den geringen Anlandungen geführt haben (SCHUCHARDT et al. 1985). MÖLLER (1991) vermutet, dass letzterer Faktor eine nicht unwesentliche Rolle spielte. Für weitgehend analoge Entwicklungen in der Weser werden von NOLTE (1976) ähnliche Zusammenhänge angenommen. Nicht auszuschließen ist aber auch ein Einfluss von Stoffbelastungen (Sauerstoffdefizite), die v.a. in den Laich- und Aufwuchsgebieten der Art auftraten und somit zur Beeinträchtigung der Bestandsdichten geführt haben könnten (vgl. WILKENS & KÖHLER 1977). In anderen europäischen Ästuaren wurde ab Mitte 1960 ein sehr deutlicher Rückgang der Stintanzahlen registriert, wie z.B. im Forth-Ästuar in Ost-Schottland. COSTELLO et al. (2002) führen diese Entwicklung auf anthropogene Einflüsse wie Überfischung, Stoffbelastung und Habitatveränderungen insbesondere im Bereich der Reproduktionsareale zurück. Eine Erholung der Bestände setzte mit der Entlastung der Ästuare durch die Stoffbelastungen ein. In der Elbe, und das gilt mit hoher Wahrscheinlichkeit auch für die Weser, sind nach THIEL et al. (1995) sowie THIEL (2001) die Bedingungen im Vergleich zu anderen Ästuaren für den Stint weniger pessimal gewesen, so dass analoge dramatische Bestandseinbrüche wie im Forth-Ästuar nicht auftraten.

Als eine weitere Art dieser ökologischen Gilde wird die Finte im Rahmen der Bewertung berücksichtigt. Diese zu den Heringsartigen gehörende Art war und ist z.T. heute noch im Vergleich zur historischen Situation durch deutliche Bestandsrückgänge gekennzeichnet. Die Reproduktion der Finte erfolgt in der limnischen und z.T. auch in der oligohalinen Zone. Die frei in der Wassersäule treibenden Eier sind nach der Laichzeit nahezu im gesamten Oligohalinikum anzutreffen (BIOCONSULT 2005, GERKENS & THIEL 2001). Ab April bis mindestens Herbst sind Finten verschiedener Altersklassen im inneren und äußeren Ästuar präsent. In der Weser verwies NOLTE (1960) auf die drastisch rückläufigen Fangzahlen nach 1955. Ab 1960 wurde sie in den Fangstatistiken der Weser gar nicht mehr aufgeführt (vgl. SCHUCHARDT et al. 1985). WILKENS & KÖHLER (1977) sowie KAUSCH (1996) verweisen auf eine räumliche Verlagerung der historischen Fintenlaichplätze und führen dies auch auf den Einfluss der Stoffbelastung und der erfolgten Strombaumaßnahmen zurück. Beide Faktoren sowie z.B. auch die hohen Verluste durch Kühlwasserentnahmen können wohl auch für die erheblichen Bestandsrückgänge der Finte in den Tideästuaren mitverantwortlich gemacht werden (u.a. FRICKE 2004). Auch von APRHAMIAN et al. (2003) werden die Faktoren Wasserverschmutzung, Strombaumaßnahmen und Zerschneidung von Gewässern für die Beeinträchtigung der Fintenbestände mitverantwortlich gemacht. In jüngerer Vergangenheit zeigen Untersuchungsergebnisse eine (beginnende) Zunahme der Bestände z.B. in der Weser an (SCHULZE & SCHIRMER 2004, BIOCONSULT 2005). FRICKE (2004) verweist für die Elbe ebenfalls auf eine leichte Erholung der Bestände. In wie weit das auch für Ems und Eider zutrifft, bleibt aufgrund der eingeschränkten Datenlage offen. COSTELLO et al. (2002) verweisen allerdings auf grundsätzliche Wissensdefizite im Hinblick die Einschätzung einer theoretisch möglichen Größe von Fintenbeständen.

METRICS 8 + 9: Aus der Gilde der ‚Ästuarinen residenten‘ Arten werden die **Flunder** (*Pleuronectes/Platichthys flesus*) und der **Große Scheibenbauch** (*Liparis liparis*) für die Abundanzbetrachtung berücksichtigt.

Die **Flunder** lebt benthisch und nutzt die Ästuare als Aufwuchsareal. Die Bestandsdichte der Art, die im Prinzip im gesamten Übergangsgewässer anzutreffen ist, ist auch abhängig von anthropogenen Stressoren wie Stoffbelastung oder Habitatveränderungen. Die Jungflundern wandern aus der südlichen Nordsee als Juvenile in die Ästuare ein. Ob in gewissem Maße auch in den äußeren Ästuaren eine Reproduktion erfolgt ist unklar (vgl. MÖLLER 1991). Mit ca. 400 t jährlicher Fangmenge gehörte die Flunder historisch zu den sehr häufigen und wirtschaftlich bedeutenden Fischen. Nach 1920 erfolgte ein starker Rückgang der Flunderfischerei, wobei nicht klar, ob v.a. die massive Befischung zu einem Bestandsrückgang geführt hat (MÖLLER 1991). Aus der Arbeit von KÖHLER (1981) ließen sich weitere anthropogene Stressoren ableiten, die zumindest zu einem veränderten Wanderverhalten der Art führten. So korrelierten niedrige Flunderfangzahlen mit starken Sauerstoffdefiziten, dies zeigten Fangerträge z.B. bei Pagensand (km 642), die bei sehr schlechten Sauerstoffbedingungen auf Null sanken (KÖHLER 1981). Von PETERS et al. (1986) wird hervorgehoben, dass Flundern im Vergleich zum historischen Zustand in geringerer Anzahl stromauf wandern und sich dementsprechend die Bestandsmaxima immer weiter in Richtung des äußeren Ästuar verschoben haben.

Der **Große Scheibenbauch** ist wie die Flunder ebenfalls eine benthisch lebende Fischart. Scheibenbäuche vollziehen ihren Lebenszyklus weitgehend in der meso-euhalinen Zone der Ästuare. Die eher stationäre Art bevorzugt wohl Flachwasserzonen mit Algenbewuchs, ist aber auch im tieferen Wasser insbesondere im Bereich der durch Hartsubstrat geprägten Habitaten verbreitet, an die sich die Scheibenbäuche mit ihre Saugscheibe anheften. Die Reproduktion erfolgt v.a. in Vegetation von Flachwasserzonen. Im Rahmen einer Makrozoobenthosuntersuchung in der Außenweser konnte im Bereich natürlicher Hartsubstrate (Steinfelder mit entsprechenden Auswuchsorganismen in tieferen Kolken) eine hohe Zahl von Scheibenbäuchen erfasst werden (BIOCONSULT 2001). Gleichsinnige Beobachtungen machte auch WITT (2004) in diesem Bereich; so wurden juvenile Scheibenbäuche fast ausschließlich in Bereichen von Stein- oder Schilffeldern mit Hydrozoenbewuchs in z.T. hohen Anzahlen festgestellt. Aufgrund ihrer Lebensweise mit einer relativ engen Bindung an spezifische Habitate ist die Art u.E. geeignet, v.a. gewässerstrukturelle Habitatveränderungen über Veränderungen ihrer Bestandsgröße zu reflektieren. Da Scheibenbäuche nicht zu den kommerziell genutzten Fischarten gehörten gibt es allerdings kaum Hinweise auf historische Häufigkeiten, es ist aber davon auszugehen, dass die Art in den Tideästuaren v.a. im Bereich des heutigen Übergangsgewässer häufig war (s.o.).

METRIC 10: Aus der Gruppe der ‚Marinen-juvenile‘ wird als marine Komponente die Häufigkeit der **Heringe (*Clupea harengus*)** im Rahmen der Bewertung berücksichtigt. Juvenile Heringe, die mehr oder weniger während des ganzen Jahres im Bereich der meso-euhalinen Zone des Ästuars anzutreffen sind, nutzen das Ästuar v.a. als Aufwuchs- und Nahrungsareal. Heringe gehörten historisch zu den wichtigen Arten der Ästuarfischerei, sind aber insgesamt unbedeutender geworden. Die ökologische Funktion der Ästuare als Aufwuchsareal wird aber auch heute noch wahrgenommen. So gehören juvenile Heringe im Meso- und Polyhalinikum der Elbe neben dem Stint zu den individuenreichsten Arten (vgl. THIEL & POTTER 2001, ARGE ELBE 2000-2004). Aus der Regelmäßigkeit und Anzahl juveniler Heringe können Hinweise auf mögliche Beeinträchtigungen der o.g. ökologischen Funktionen abgeleitet werden.

### 5.3.3 Sondermetric 11 (derzeit nicht bewertungsrelevant): Stör

Als besonderer Repräsentant des sehr guten/guten ökologischen Zustands kann bei Bedarf im Bewertungsverfahren der **Stör (*Acipenser sturio*)** als eine historische Charakterart besonders berücksichtigt werden. Dessen Präsenz oder Fehlen wird abweichend von der Häufigkeitsbetrachtung der o.g. Arten erfasst (s. Kap. 6.1).

Es ist aber derzeit nicht vorgesehen, den ‚Stör‘ als bewertungsrelevante Messgröße für das Verfahren zu nutzen.

### 5.3.4 Altersstruktur

Gemäß WRRL ist auch der Parameter Altersstruktur im Rahmen der Bewertung zu berücksichtigen, für die Übergangsgewässer ist dies jedoch nicht zwingend notwendig. Die Berücksichtigung erscheint uns aber inhaltlich sinnvoll, da der Parameter Aufschlüsse darüber geben kann, ob die Ästuar ihre Funktion als Reproduktions- und Aufwuchsstätte (Spiegel u.a. für gewässerstrukturelle Bedingungen, Wasserqualität) ausreichend erfüllen. Dieser Aspekt wird von uns allerdings nicht als eigenständiges Metric im Bewertungsverfahren aufgenommen, sondern wird im Rahmen der Häufigkeitsbetrachtung berücksichtigt.

Um diesen Parameter sinnvoll nutzen zu können, müssen bestimmte Voraussetzungen erfüllt sein. Es sollten Arten betrachtet werden, die natürlicherweise regelmäßig in allen Alterstadien im Ästuar anzutreffen sind. Damit entfallen die Arten der marinen Gilden, die das Ästuar nur in bestimmten Alterstadien aufsuchen. Des Weiteren sollten die verschiedenen Alterstadien ähnlich gut zu erfassen sein. Es ist daher sinnvoll, die Messgröße ‚Altersstruktur‘ anhand nur einer oder weniger ausgewählter bzw. besonderer Arten zu bearbeiten. Die Beschränkung auf einzelne oder wenige Arten ist u.E. auch mit den normativen Begriffsbestimmungen der WRRL vereinbar „...*Die Altersstrukturen der Fischgemeinschaften zeigen kaum Anzeichen anthropogener Störungen und deuten nicht auf Störungen bei der Fortpflanzung oder Entwicklung irgendeiner besonderen Art hin...*“, s.o.. Wir schlagen diesbezüglich mit der Finte und dem Stint 2 Arten vor, die die oben genannten Kriterien zum einen erfüllen, da sie im gesamten Übergangsgewässergewässer zumindest im Frühjahr bis Herbst durch mehrere Altersgruppen vertreten sind. Zum anderen sind sie aus naturschutzfachlichen Gründen (Finte, FFH-Richtlinie s.u.) und aus wirtschaftlichen Gründen (Stint) von Bedeutung.

## 5.4 Synergieeffekte mit der FFH-Richtlinie

Durch die besondere Berücksichtigung der Finte, einer „Art gemeinschaftlichen Interesses“ (Anhang II der FFH-RL), ergeben sich gewünschte Synergieeffekte mit den Erfordernissen der FFH-Richtlinie. So ist für das Elbeästuar, das partiell als FFH-Gebiet ausgewiesen ist, u.a. der gute Erhaltungszustand der Finte als Ziel formuliert. Die im Rahmen der FFH-Richtlinie erforderliche Bestandsbeurteilung der Finte umfasst analog zur WRRL die Berücksichtigung der Parameter ‚Abundanz‘ und ‚Altersstruktur‘.

Vorläufige diesbezügliche Beurteilungskriterien, die allerdings bisher relativ unkonkret bleiben, wurden im Auftrag des BFN von SCHNITTER & SCHÜTZ (2004) erarbeitet. Die Autoren führen im

Hinblick auf den Aspekt Bestandsgröße das ‚massenhafte Abwandern‘ von juvenilen Finten sowie das ‚massenhafte Vorkommen‘ adulter Finten als Kriterien für den ‚hervorragenden Fintenbestand‘ auf. Der ‚regelmäßige Nachweis‘ sowohl juveniler als auch adulter Tiere repräsentiert den ‚guten‘ Bestand. Eine ‚seltener Nachweis‘ weist den Fintenbestand als ‚mittel bis schlecht‘ aus.

Die im Rahmen des WRRL-Monitorings zu generierenden Daten sind für die notwendige Dokumentation des Erhaltungszustandes der Finte im Sinne der FFH-Richtlinie (Bestandsgröße, Bestandsstruktur) vollständig nutzbar und sollten dies umgekehrt auch sein. Die Hervorhebung der Finte für die Bewertung des Übergangsgewässers vor dem Hintergrund der WRRL birgt also sowohl inhaltliche als auch materielle Synergieeffekte.

## 5.5 Festlegung von Abundanz-Klassengrenzen für die Häufigkeitskategorien

### Vorgehensweise

Wie oben bereits benannt, erfordert die Nutzung artspezifischer Häufigkeitskategorien, die aus den historisch überwiegend verbalen Beschreibungen ‚übersetzt‘ wurden, die Zuordnung tatsächlicher Fangzahlen (vgl. Tab. 19).

Tab. 19: Zuordnung von verbalen Häufigkeiten und tatsächlichen Fangzahlen zu Abundanzklassen (schematisch).

Kategorie - verbal z.B. Stint	Abundanzklassen/ artspezifische Häufigkeitswerte	Fangzahlen (Hamen: Ind./h/80 m <sup>2</sup> ) MW aus allen Fängen, z.B.
sehr häufig - massenhaft	6	$>3n^3$
häufig - sehr häufig	5	$n^3 < 3n^3$
mittelhäufig - häufig	4	$3n^2 < n^3$
selten - mittelhäufig	3	$n^2 < 3n^2$
sehr selten - selten	2	$n < n^2$
vereinzelt - sehr selten	1	$< n$

Die große (natürliche) Variabilität der Abundanzen kann durch die Zuordnung zu Häufigkeitskategorien zwar abgepuffert werden, bleibt letztlich aber immer fehlerbehaftet. Eine Einschätzung der

abgeleiteten Abundanzklassen erfordert zusätzlich eine Plausibilitätsprüfung über ein „*expert judgement*“. Da nur in sehr begrenztem Maße tatsächliche historische Fangzahlen aus Hamenfängen vorliegen, wurde hier v.a. der Ansatz verfolgt, die Referenz-Abundanzklassen auch über die aktuellen Datensätze zu plausibilisieren. Für Arten wie Finte, Flunder, Kaulbarsch und Stint liegen, wie oben bereits benannt, begrenzt historische Abundanzdaten vor (APSTEIN 1894, z.T. SCHRÄDER 1941), die ebenso wie die aktuellen Daten aus einer Hamenfischerei entlang des Salinitätsgradienten stammen. Um die Daten insgesamt soweit möglich vergleichbar zu machen, sind die historischen Daten wie die aktuellen Datensätze auf Ind./h/80 m<sup>2</sup> standardisiert worden. Dabei wurden ausschließlich Frühjahrs- und Herbstfänge berücksichtigt, da die ab 2000 durchgeführten Untersuchungen aus Weser, Elbe und Eider nur zu diesen beiden saisonalen Zeitpunkten erfolgten. Ebb- und Flutfänge wurden jeweils zusammengefasst. In diesem Zusammenhang ist aber darauf hinzuweisen, dass sich die Fänge insofern methodisch unterscheiden, als dass z.T. sehr unterschiedliche Hamengrößen verwandt wurden. Insbesondere der historische Hamen war deutlich kleiner als die modernen Hamen. Ein Einfluss auf den Fangenerfolg ist anzunehmen. Über die Vergleichbarkeit der historischen mit aktuellen Hamenfängen setzen sich PETERS et al. (1986) und MÖLLER (1988, 1991) z.T. kontrovers auseinander.

Die hier durchgeführte Standardisierung kann einen möglichen (kaum quantifizierbaren) fangmethodischen Fehler nicht ausgleichen. Des Weiteren muss beachtet werden, dass es sich bei der überwiegenden Anzahl der vorliegenden Fangzahlen nicht um Referenzdaten im eigentlichen Sinne handelt. Für die Festlegung der Abundanzklassen sind zwei Ankerpunkte notwendig, wobei die Festlegung der unteren Abundanzklassen vergleichsweise einfach zu bestimmen ist. Durch nur sehr wenige Individuen wird der untere Ankerpunkt widergespiegelt. Wir gehen des Weiteren davon aus, dass die höchsten Fangzahlen den oberen Ankerpunkt repräsentieren, also den hohen Häufigkeitskategorien entsprechen. Die historischen Hamenfangdaten wurden dabei gewissermaßen als orientierende ‚Benchmark‘ herangezogen. Dabei zeigte sich, dass die höchsten aktuellen Einzel-Fangzahlen in einigen Fällen durchaus vergleichbar oder z.T. sogar höher lagen als die historischen Werte.

Für die 6 ausgewählten Fischarten, deren Häufigkeiten als Messgröße in das Verfahren eingehen, wurde bei der Klassengrenzen der Häufigkeitskategorien wie folgt vorgegangen:

1. eine ‚Anonymisierung‘ der vorliegenden Einzel-Fänge (Mittelwert aus Ebbe-/Flutfängen, standardisiert auf Ind./h/80 m<sup>2</sup>) durch Zusammenführung der Fangdaten aus allen Ästuarren, allen Salinitätszonen und Fangzeitpunkten (nur Frühjahr und Herbst) für jede der ausgewählten Arten (Weser: Daten aus 1928 (SCHRÄDER 1941), u.a. VOIGT 2003, Elbe: Daten aus 1894 (APSTEIN), 1982, 1985/86 (MÖLLER), 2000-2004 (ARGE ELBE), Eider 2003 (LANU SH)). Für die Ems liegen zum jetzigen Zeitpunkt noch keine digitalisierten Daten vor;
2. Keine Berücksichtigung von Nullfängen (wir gehen davon aus, dass alle Arten zum Referenzzeitpunkt immer nachweisbar waren);
3. Aufsteigende Sortierung der standardisierten Fangzahlen;
4. Analyse der Daten durch deskriptive Statistik. Ermittlung u.a. von Schiefe, Median, Mittelwert der Datenreihen. Bei großer Schiefe der Datensätze, in Folge sehr vieler niedriger

Werte, wurden die Datensätze modifiziert (s. Punkt 5). In Abb. 6 (oben) ist eine solche asymmetrische Verteilung der Fänge schematisch dargestellt. Sie zeigt, dass verhältnismäßig deutlich mehr kleine als große Werte vorkommen und dass die Messergebnisse sich über einen sehr breiten Bereich erstrecken;

5. Um den Einfluss sehr vieler niedriger Messwerte zu verringern, wird der Mittelwert der gesamten Datenreihe als Median des modifizierten Datensatzes definiert. Die außerhalb liegenden sehr kleinen Messwerte bleiben somit für die Berechnung der Abundanzklassen unberücksichtigt (Abb. 7). Dies soll zu einer gleichmäßigeren Verteilung führen, wie in Abb. 6 (unten) dargestellt ist.
6. Je nach historischer Häufigkeit Ermittlung der 16,7% (bei Häufigkeitsklasse 6) bzw. 20% Quantile (bei Häufigkeitsklasse 5) der modifizierten Datenreihen. Eine Ausnahme macht in diesem Zusammenhang der Scheibenbauch, aufgrund der Datenverteilung wurde bei dieser Art auf eine Modifizierung verzichtet. Die Aufteilung der Datenreihen in entsprechende Quantile ermöglicht die Zuordnung zu den differenzierten Häufigkeitskategorien (s. Tab. 19). Das heißt, die Spannweite der Daten des ersten Quantils des Datensatzes wird der Häufigkeitsklasse 1 zugeordnet, das zweite Quantil der Häufigkeitsklasse 2 usw.. Wenn trotz Modifizierung weiterhin eine ausgeprägte Asymmetrie vorlag, wurden die letzten beiden Quantile (die den Abundanzklassen 5 oder 6 entsprechen) verkleinert.

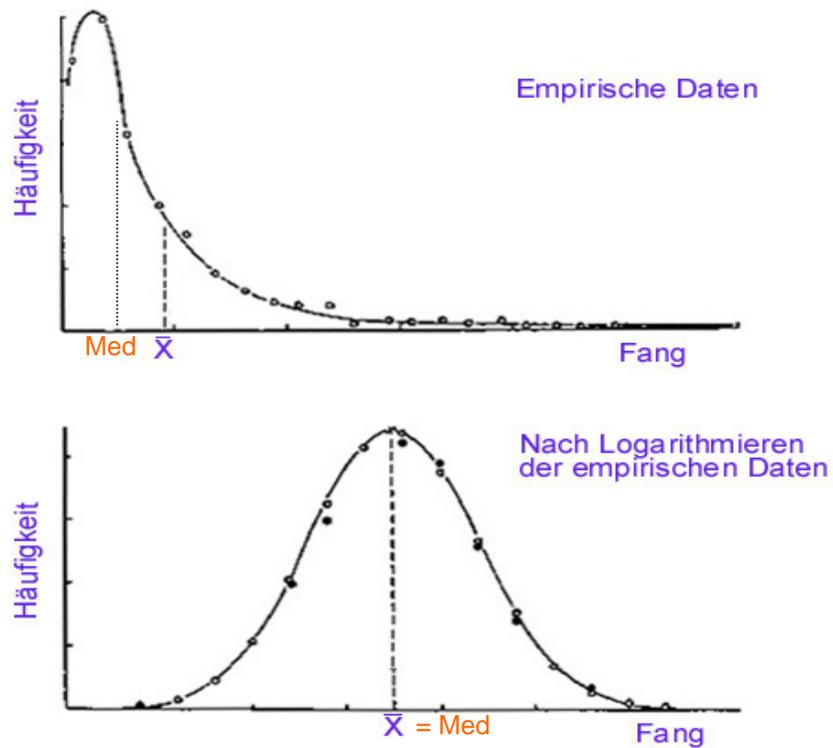


Abb. 6: Schematische Verteilung von Fangzahlen, idealisierte Verteilung nach Transformation (z.B. durch Logarithmieren).

<b>MED</b>												
0,1	0,1	0,1	0,2	0,3	0,5	0,5	2,5	4,0	5,0	12,0	13,0	25,0
<b>MW</b>												
0,1	0,1	0,1	0,2	0,3	0,5	0,5	2,5	4,0	5,0	12,0	13,0	25,0
↓												
<b>MED</b>												
0,1	0,1	0,1	0,2	0,3	0,5	0,5	2,5	4,0	5,0	12,0	13,0	25,0

Abb. 7: Vorgehen zur Reduzierung zu vieler sich wiederholender Messwerte.

Dieses methodische Vorgehen wurde bei allen 6 ausgewählten Arten sowie bei Finte und Stint auch für deren differenzierte Altersstufen durchgeführt. Die ermittelten Abundanzwerte gehen in das Bewertungsverfahren ein und dienen als Referenzwerte für die Häufigkeitsklassen.

**Beispiel Finte**

1. Schritt: Zusammenführung aller Hamenfangdaten adulter Finten, Sortierung der Fänge nach Fangzahl (Abb. 8).

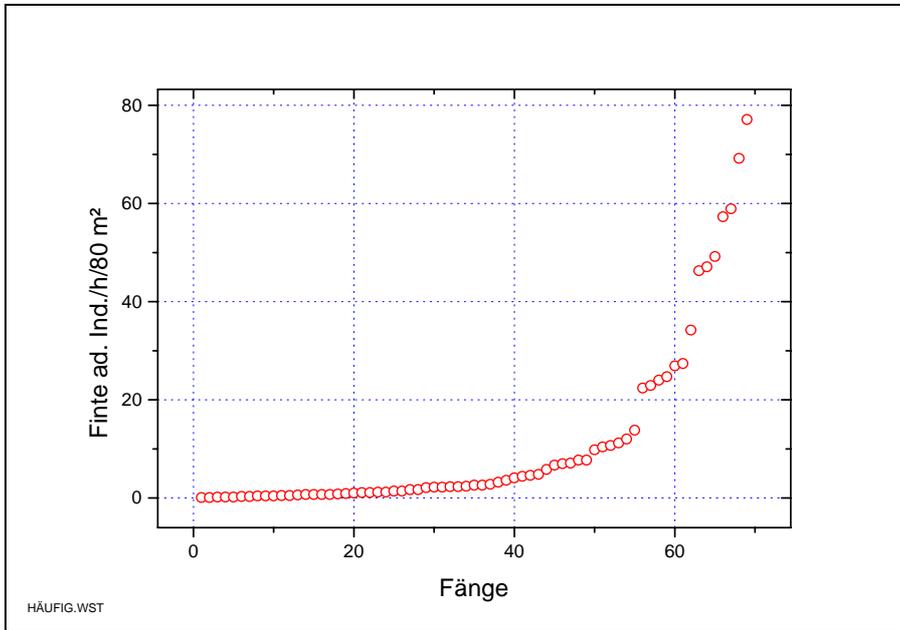


Abb. 8: Fangzahlen (Ind./h/80 m<sup>2</sup>) adulter Finten (>25 cm Totallänge) aus den norddeutschen Ästuaren. Datenquelle s.o..

2. Schritt: Ermittlung der Datenkennwerte wie Median und Mittelwert (Tab. 22) und Ausschluss sehr geringer Werte durch Modifikation des Datensatzes (Verschiebung Mittelwert zum Median, s.o.).

Tab. 20: Deskriptive Kennwerte der Hamenfangdatensätze der 6 Auswahlarten. Gelb: Daten der adulten Finte vor (ad.) und nach (ad.-mod) der Modifikation des Datensatzes (s. Text). Scheibenbauchdaten nicht modifiziert.

	Stint ad.	Finte ad.	Finte ad.-mod	Flunder	Hering	Scheibenbauch	Kaulbarsch-alle
Fälle	79,0	69,0	33,0	81,0	85,0	37,0	67,0
Mittelwert	291,2	11,1	22,0	32,4	324,2	506,5	52,2
Std.Fehler	55,6	2,2	3,7	5,4	48,2	125,0	13,4
Std.Abweichung	493,9	18,0	21,2	48,8	444,0	760,2	109,7
Variationskoeff.	1,7	1,6	1,0	1,5	1,4	1,5	2,1
rel.V.koeff.(%)	19,1	19,5	16,8	16,7	14,9	24,7	25,7
Schiefe	3,6	2,1	1,2	3,3	1,7	1,5	3,6
Kurtosis	14,3	3,7	0,2	13,1	2,7	1,3	14,7
Minimum	2,2	0,1	2,8	0,3	0,1	0,2	0,1
Maximum	2781,0	77,1	77,1	308,4	1997,7	2873,0	661,7
Spanne	2778,8	77,0	74,3	308,1	1997,6	2872,8	661,6
5. Perzentil	3,1	0,2	3,1	0,8	0,2	0,3	0,1
10. Perzentil	5,3	0,3	3,8	2,1	1,2	1,5	0,1
25. Perzentil	28,0	0,8	6,3	6,6	14,3	5,7	0,8
Median	129,0	2,6	11,2	14,4	106,9	73,0	7,5
75. Perzentil	358,3	11,0	30,8	38,7	534,9	938,2	37,9
90. Perzentil	643,3	46,3	58,3	83,9	950,4	1739,9	182,1
95. Perzentil	1310,0	58,1	71,6	121,2	1246,5	2202,4	241,3

**3. Schritt:** Ermittlung der Abundanzklassengrenzen auf der Grundlage von 20%-Quantilen. Die Abundanzklasse V (=Referenzhäufigkeit) basiert abweichend aufgrund der nur geringen Anzahl von hohen Werten auf dem 16,7%-Quantil.

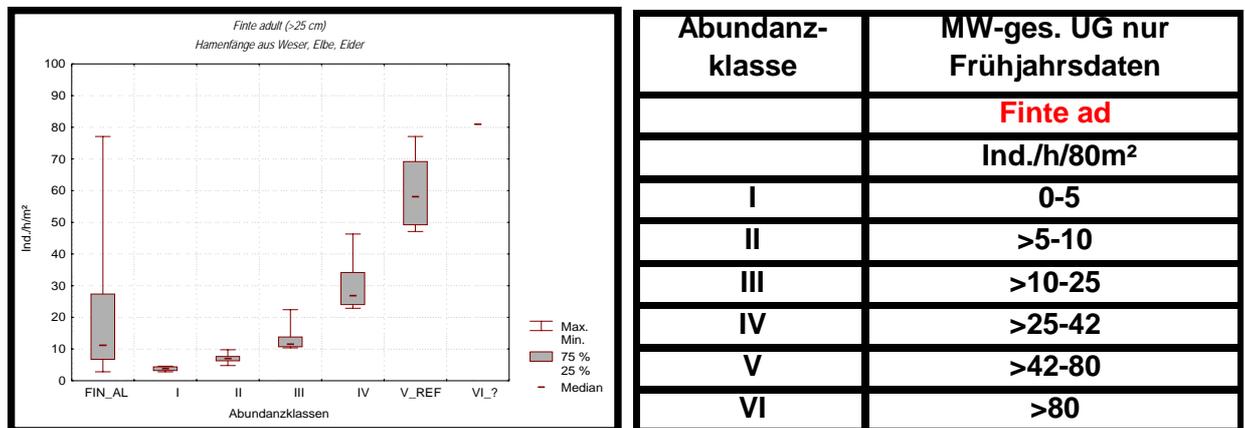


Abb. 9: Abgrenzung der Abundanzklassen auf der Grundlage von 15% (V) bzw. 20%-Quantilen für adulte Finten – *Alosa fallax* (>25 cm) aus den Hamenfängen aus den norddeutschen Ästuare.

Aufgrund der Tatsache, dass adulte Finten die Ästuare nur im Frühjahr in größeren Mengen aufsuchen und damit auch nachzuweisen sind (s. BIOCONSULT 2004, 2005), werden im Rahmen des Bewertungsverfahrens nur die Frühjahrsfänge berücksichtigt. Die angegebenen Abundanzklassen beziehen sich je nach der Anzahl der Hols auf den Frühjahrsmittelwert (Ind./h/80 m<sup>2</sup>) des gesamten Übergangsgewässers (alle Salinitätszonen). Subadulte Finten sind sowohl im Frühjahr als auch im Herbst in den äußeren Ästuaren vorhanden. Im Bewertungsverfahren werden für diese Altersgruppe nur Daten aus der mesohalinen und polyhalinen Zone berücksichtigt. Die Abundanzklassen beziehen sich also auf den Jahresmittelwert (Ind./h/80 m<sup>2</sup>) der genannten Salinitätszonen. Für die Erfassung bzw. Beurteilung der Finten der Altersgruppe 0+ sollten nur die Herbstfänge zugrunde gelegt werden.

## 5.6 Allgemeine Hinweise zu den quantitativen Messgrößen

Für jede der in der Bewertung quantitativ relevante ‚Indikatorart‘ (s. Metrics 5-10) sollten für die Ermittlung des ökologischen Zustands/Potenzials die Fangergebnisse (grundsätzlich als Mittelwert der Flut- und Ebbfänge) ausschließlich aus dem jeweiligen optimalen Fangzeitpunkt (saisonal) sowie des optimalen Fangortes (Salinitätszonen) zugrunde gelegt werden. Das Verfahren ist diesbezüglich zu überprüfen und zu plausibilisieren. In Tab. 21 sind hierzu entsprechende Vorgaben aufgelistet.

Tab. 21: Differenzierung der Größenklassen für Finte – *Alosa fallax*, Stint – *Osmerus eperlanus* sowie Angabe des jeweils optimalen Fangzeitpunktes und des Fangortes für alle quantitativ relevanten Arten. Einteilung der Altersgruppen leicht modifiziert nach LAVES, Abt. Binnenfischerei.

Art	Altersgruppeneinstufung nach Größe (cm)	für die Bewertung relevanter Fangzeitpunkt	für die Bewertung relevanter Fangort
Finte 0+	<11	nur Herbst	oligohalin, mesohalin
Finte subadult	11-23	nur Frühjahr	mesohalin, polyhalin
Finte adult	>23	nur Frühjahr	oligohalin, mesohalin
Stint 0+	<6	Herbst, Frühjahr	mesohalin
Stint subadult	7-10	Herbst	oligo-mesohalin
Stint adult	>10	Frühjahr	oligo-mesohalin
Kaulbarsch	Keine Differenzierung	Frühjahr, Herbst	oligohalin
Flunder	Keine Differenzierung	Frühjahr, Herbst	oligo-mesohalin
Scheibenbauch	Keine Differenzierung	Frühjahr	mesohalin
Hering	Keine Differenzierung	Frühjahr	mesohalin

## 6. Das Bewertungswerkzeug

### 6.1 Bewertungsvorgang

Im folgenden soll der Bewertungsvorgang kurz erläutert werden. Der/das ökologische Zustand/Potenzial wird über die Abweichung von bzw. über die Ähnlichkeit zur historischen Referenz ermittelt.

Dies ist uneingeschränkt möglich für den Aspekt ‚Artenspektrum‘ auf der Ebene der Nutzergilden (s. Tab. 23: **Metrics 1-4**). Die historischen Artenzahlen jeder Gilde stellen dabei den 100%-Wert dar. Wären die aktuellen Artenspektrum jeder Gilde vollkommen identisch mit der Referenz, so wäre für die betreffenden Messgrößen dementsprechend eine Ähnlichkeit von jeweils 100% gegeben. Wären Arten einer ökologischen Gilde z.B. gar nicht vertreten, würde die Ähnlichkeit zur Referenz dagegen 0% betragen.

Ein analoges Vorgehen erfolgt auf der Ebene der ausgewählten Arten für den Aspekt Abundanz (s. Tab. 23: **Metrics 5-10**). Eine 100%ige Ähnlichkeit mit dem Referenzwert würde vorliegen, wenn die aktuellen Fangdaten einer Häufigkeitsklasse zugeordnet würden, die auch historisch für diese Art hergeleitet wurde. Entspräche dieser historische Wert beispielsweise der Häufigkeitsklasse V, wäre eine Ähnlichkeit von 80% dann erreicht, wenn die aktuellen Fangzahlen der Häufigkeitsklasse IV zugeordnet würden. Lägen die Fangzahlen in der Größenordnung der Häufigkeitsklasse III wäre eine Ähnlichkeit von 60% gegeben, usw.

Für den Aspekt Altersstruktur ist die o.g. Vorgehensweise wegen des fehlenden Referenzzustandes nicht direkt möglich. Dieser Aspekt geht aber indirekt in das Verfahren ein. Dies erfolgt über eine altersgruppenbezogene Häufigkeitsbetrachtung von zwei Charakterarten (Finte, Stint, s. Tab. 23: **Metrics 6a-c, 7a-c**). In diesem Zusammenhang sind 3 Altersgruppen ‚adult‘, ‚subadult‘ und ‚juvenil‘ (0+ Gruppe) unterschieden worden. Die Referenzwerte für die drei Altersklassen wurden nach der gleichen Methodik ermittelt, wie für den Aspekt Abundanz beschrieben (s. Kap. 5.5). Dies gilt auch für die Bewertung. Ein Unterschied besteht diesbezüglich jedoch insofern, als dass die Alterklassen nicht als jeweils eigenständige Messgrößen, sondern summarisch über Mittelwertbildung als Metric in das Verfahren eingehen. Dies sei an einem hypothetischen Beispiel kurz verdeutlicht: wären juvenile Finten in aktuellen Fängen nicht vertreten, würde dies zu einem Ähnlichkeitswert von 0% für das Metric 6a führen (vgl. Tab. 23), wenn gleichzeitig subadulte und adulte Finten der Referenz entsprechend vorhanden wären, bedeutet dies Ähnlichkeitswerte von jeweils 100% für die Metrics 6b und 6c. Der Mittelwert aus allen drei Ähnlichkeitswerten läge bei ca. 66,7%, dies wäre dann der bewertungsrelevante Wert für das Metric 6. Eine Abweichung bereits eines Altersgruppenwertes gegenüber der definierten Referenzhäufigkeit kann also zu einer mehr oder weniger deutlichen Abwertung des Metrics ‚Häufigkeit Finte‘. Da der Aspekt ‚Altersstruktur‘ nicht als eigenständige Messgröße, sondern indirekt über die Abundanz in das Verfahren eingeht, ist dieser Aspekt vor dem Hintergrund der Gesamtbewertung allerdings weniger ‚gewichtig‘.

### 6.1.1 Vergabe von Wertpunkten (Scores)

Nach der Ermittlung der Ähnlichkeiten bzw. der Abweichungen der jeweiligen Metrics von der Referenz erfolgt je nach berechnetem Ähnlichkeitswert eine Vergabe von sogenannten Wertpunkten (Scores). Die Skala umfasst dabei Werte zwischen 1 und 5, wobei der Wertpunkt 5 vergeben wird, wenn im Sinne der normativen Begriffsdefinition nach REFCOND (s. Kap. 2.3) die Abweichung vom Referenzzustand Schlechtestenfalls sehr gering ist. Im vorliegenden Bewertungssystem ist dies der Fall, wenn die Messgröße eine Ähnlichkeit zur Referenz von mindestens 90% aufweist.

Der Wertpunkt 1 wird vergeben, wenn die Ähnlichkeit des Metrics zur Referenz sehr gering ist. Eine Ähnlichkeit von >20% wird hier als eine sehr geringe Übereinstimmung definiert. Da nach den normativen Begriffsbestimmungen der WRRL (s. Kap. 2.3) der sehr gute Zustand sehr eng gefasst wird, spiegelt sich diese Vorgabe auch bei Festlegung der Klassengrenzen der Ähnlichkeitswerte im Hinblick auf die Zuordnung der Scorepunkte wider. Zuordnung von Wertpunkten Die Abstufung ist Tab. 22 zu entnehmen.

Tab. 22: Zuordnung der Ähnlichkeit (%) zur Wertepunkteskala (Score).

Ähnlichkeit	Score
>=90%	5
60% - <90%	4
40% - <60%	3
20% - <40%	2
>0% - <20%	1

**Zusatz:** Abweichend vom bisherigen methodischen Ansatz wird (würde) das optionale **Metric 11** (Präsenz Stör) nicht über einen Referenzmaßstab bewertet, sondern über folgende 3 einfache, festgelegte Kategorien bewertet:

- Verifizierter Nachweis/Hinweis auf mehrere Exemplare führt zu einer Vergabe von 5 Wertpunkten
- Verifizierter Nachweis von Einzelexemplaren führt zu einer Vergabe von 3 Wertpunkten
- Kein Nachweis von Stören führt zu einer Vergabe von 1 Wertpunkt

### 6.1.2 Bewertungstool

Die Bewertung selbst erfolgt computergestützt auf der Grundlage einer ‚Datenbank‘, die die historischen und artspezifischen Charakteristika (Zugehörigkeit zu Nutzer-, Habitat, Reproduktionsgilden, artspezifische Häufigkeiten etc.) umfasst. Aktuelle Fangdaten können mittels einer Eingabemaske

eingespeist werden. Der Bewertungsvorgang erfolgt danach automatisiert unter Berücksichtigung der o.g. Metrics durch den oben beschriebenen Vergleich Ist-Zustand/Referenz. Das Ergebnis wird ein Mittelwert aus den Ergebnissen aller Metrics sein, die im Prinzip alle gleichgewichtig in das Endergebnis eingehen (mit Ausnahme von Metric 1a und des Aspektes Altersstruktur).

Der abschließende Schritt ist die Zuordnung des Ergebnisses zum EQR-Wert (Ecological Quality Ratio), der nach einem 5-stufigen System Werte zwischen 0 – 1 annimmt und eine entsprechende Zustandsklasse (ökol. Zustand/bzw. ökol. Potenzial) ausweist (s. Kap. 6.2).

Tab. 23 gibt eine zusammenfassende Übersicht über die Metrics und der Zuordnung von Ähnlichkeitswerten zu den Wertpunkten.

Tab. 23: Übersicht über die Messgrößen für die fischbasierte Bewertung der Übergangsgewässer Typ T1. FJ = Frühjahr, SO = Sommer, HE = Herbst. Score = Wertpunkte, IV (häufig) – V+ (sehr häufig - massenhaft) = Häufigkeitsklassen der ausgewählten Arten

Metric	Qualitativ	Vorkommen-räumlich	Vorkommen-zeitlich	Referenz-Artenzahlen	Ähnlichkeit Ist/Referenz (%)		Score
1a	Diadrome-Transit (geringere Gewichtung)	limnisch-polyhalin	FJ, HE	4	n%		
1b	Diadrome - ästuarin	limnisch- polyhalin	FJ-HE	7	n%	n%	1-5
2	Ästuarine Residents	oligo-polyhalin	*/- ganzjährig	17	n%		1-5
3	Marine-Juvenile	oligo- polyhalin	FJ-SO	12	n%		1-5
4	Marine-Saisonale	meso- polyhalin	FJ-SO	12	n%		1-5
Metric	Quantitativ inkl. Altersstruktur			artspezifische AK			
	Limnisch - euryhalin						
5	Kaulbarsch ( <i>Gymnocephalus cernua</i> )*	oligo-mesohalin		5	n%		1-5
	Diadrome - ästuarin*						
6a	Finte ( <i>Alosa fallax</i> ) -adult >25 cm	limnisch-polyhalin	FJ	5	n%	MW	
6b	Finte ( <i>Alosa fallax</i> )-subadult >10 - <25 cm	limnisch-polyhalin	FJ-HE	5	n%	n%	1-5
6c	Finte ( <i>Alosa fallax</i> ) - 0+ <10 cm	limnisch-polyhalin	SO-HE	5	n%		
7a	Stint ( <i>Osmerus eperlanus</i> ) -adult >11 cm	limnisch-polyhalin	FJ-HE	6	n%	MW	
7c	Stint ( <i>Osmerus eperlanus</i> )-subadult >6 - 10 cm	limnisch-polyhalin	FJ-HE	6	n%	n%	1-5
7d	Stint ( <i>Osmerus eperlanus</i> ) - 0+ <6 cm	limnisch-polyhalin	FJ-HE	6	n%		
	Ästuarine Residents						
8	Flunder ( <i>Platichthys flesus</i> )	limnisch-polyhalin	ganzjährig	6	n%		1-5
9	Gr. Scheibenbauch ( <i>Liparis liparis</i> )**	meso-polyhalin	ganzjährig (FJ, HE)	4	n%		1-5
	Marine-Juvenile						
10	Hering ( <i>Clupea harengus</i> )**	(oligo) meso-polyhalin	ganzjährig (FJ, HE)	5	n%		1-5
Metric	Präsenz Stör						
11	Acipenser sturio***	(oligo) meso-polyhalin	(FJ, HE)				1,3,5
				Summe	Maximum		50
				Summe	Minimum		10
				Summe	Ist		

## 6.2 EQR (Ecological Quality Ratio)

Die abschließende Bewertung des ökologischen Zustands/Potenzials erfolgt anhand des sogenannten EQR (Ecological Quality Ratio). Der EQR ist ein einheitsloses Maß, das den Zustand als Grad der Abweichung von der Referenz auf der Basis ökologischer Qualitätsquotienten bemisst. Ein analoger Ansatz wurde im vorliegenden Verfahren ja bereits für auf der Ebene der Messgrößen angewandt. Der EQR kann wie folgt berechnet werden:

$$EQR = \frac{\text{Beobachtungswert}}{\text{Referenzwert}} \text{ eines biologischen Qualitätselements.}$$

Der EQR nimmt Werte zwischen 0 und 1 an, wobei durch Festlegung von Qualitätsklassen nach einem 5-stufigen System, sich der Zustand anhand des EQR-Wertes widerspiegelt. Je nach Festlegung der Klassengrenzen für die verschiedenen ökologischen Zustände (vgl. REFCOND 2.3), signalisiert aber ein EQR-Wert von  $>0,8$  i.d.R. den sehr guten Zustand.  $<0,6-0,8$  den guten Zustand usw.. Diese lineare Skalierung ist aber nicht bindend, sondern kann je nach Herleitung auch modifiziert werden.

### 6.2.1 Ermittlung des EQR

Bei den im vorliegenden Verfahren 10 festgelegten bewertungsrelevanten Messgrößen (ohne das Metric ‚Stör‘), von denen jede zwischen 1 und 5 Punkten erreichen kann, kann eine maximale Punktzahl von 55 und eine minimale Anzahl von 10 erreicht werden. Die Berechnung erfolgt nach folgendem Vorgehen (vgl. a. COATES 2005, schriftl.):

$$EQR\text{-}\ddot{U}G = \frac{\text{Summe Ist-} - \text{Summe-Min}}{\text{Summe Max} - \text{Summe Min}}$$

Bei einer hypothetischen Gesamtpunktzahl von z.B. 34 würde sich nach der o.g. Formel ein EQR von  $34-10/55-10 = 0,53$  ergeben.

Die Einteilung der Klassengrenzen zur Feststellung des EQR bzw. der ökologischen Qualität orientiert sich an den in der WRRL benannten ‚normativen Begriffsbestimmungen‘ (s. o.). Dabei erfolgte die Festlegung der Klassengrenzen auf Grundlage der normativen Begriffe interpretativ, wobei aber vor dem Hintergrund der großen Variabilität der Fischgemeinschaft von Übergangsgewässern leicht von der nach REFCOND (2.3) vorgeschlagenen Einteilung der Klassengrenzen abgewichen wurde. In der folgenden Übersicht wird die Zuordnung verdeutlicht (rote Werte in Klammern Einteilung nach REFCOND für alle Typen von Flüssen):

Normative Begriffsbestimmung	Bewertung/Ähnlichkeit zur Referenz	Festlegung des EQR-Wertes	Ökologischer Zustand
..vollständig oder nahezu..., kaum Abweichungen	>= 90%ige Übereinstimmung aller Messgrößen (Mittelwert)	>=0,9 (>=1 - 0,85)	Sehr gut (5* s.u.)
.. geringfügige Abweichung..., Anzeichen für anthropogene Störungen	mindestens 60%ige Übereinstimmung aller Messgrößen (Mittelwert)	0,7 - <0,9 (0,85 - 0,7)	Gut (4)
...mäßige Abweichung, größere Anzeichen anthropogener Störung..	mindestens 40%ige Übereinstimmung aller Messgrößen (Mittelwert)	0,5 - <0,7 (0,7 - 0,55)	Mäßig (3)
... erhebliche Abweichung..	mindestens 20% Übereinstimmung aller Messgrößen (Mittelwert)	0,25 - <0,5 (0,55 - 0,4)	Unbefriedigend (2)
...große Teile der Biozönosen fehlen...	< 20% Übereinstimmung aller Messgrößen (Mittelwert)	<0,25 (<0,4)	Schlecht (1)

Wann auf der Grundlage des hier vorgeschlagenen Bewertungsverfahrens welche Zustandsklasse erreicht wird, soll im Folgenden exemplarisch grob skizziert werden:

- Der sehr gute Zustand (1) kann nur erreicht werden, wenn 9 der 10 Metrics dem Referenzzustand entsprechen.
- Der gute Zustand (4) bezogen auf dessen untere Klassengrenze wird erreicht, wenn 1 Metric dem Referenzzustand entspricht und 8 weitere Metrics mindestens einen Ähnlichkeitswert von mindestens 60% aufweisen.
- Der mäßige Zustand (3) bezogen auf dessen untere Klassengrenze liegt vor, wenn z.B. wenigstens 2 Metrics einen Ähnlichkeitswert von 60% erreichen und alle anderen mindestens eine 40%ige Übereinstimmung mit der Referenz aufweisen.
- Ein unbefriedigender Zustand (2) bezogen auf dessen obere Klassengrenze liegt vor, wenn z.B. 1 Metric einen Ähnlichkeitswert von 60% erreicht und 8 weitere Metrics mindestens eine 40%ige Übereinstimmung mit der Referenz aufweisen.
- Ein schlechter Zustand (1) bezogen auf dessen obere Klassengrenze liegt unter den Annahme des ‚fehlenden‘ Störs vor, wenn alle Messgrößen eine Ähnlichkeit zur Referenz von 40% unterschreiten.

### 6.3 Das höchste/gute ökologische Potenzial

Da die Übergangsgewässer Typ T1 vermutlich als ‚stark veränderte Gewässer‘ eingestuft werden, ist das Ziel der Umsetzung der WRRL nicht der gute ökologische Zustand, sondern die Erreichung

des guten/maximalen ökologischen Potenzials. Dies wird auch durch die in Kap. 3 beschriebenen stattgefundenen morphologischen und hydrologischen Veränderungen der Ästuarde deutlich und auch in Zukunft werden die Ästuarde starken anthropogenen, nicht zu vermeidenden Nutzungsansprüchen ausgesetzt sein.

Im Rahmen des Bewertungsverfahrens muss dem Aspekt ‚Feststellung des Zustands des ökologischen Potenzials‘ Rechnung getragen werden. Dies wäre über verschiedenen Wege denkbar: einerseits über die Veränderung der Referenz oder über die Verschiebung der Klassengrenzen bei der Ermittlung des EQR andererseits. Im hier vorgeschlagenen Verfahren wird letzterer Ansatz verfolgt, d.h. nicht die Referenzgemeinschaft (= sehr guter ökologischer Zustand) wird modifiziert, sondern der Maßstab für das gute/maximale ökologische Potenzial wird über die Festlegung der Klassengrenzen der Bewertungsstufen gesteuert (s. Tab. 24).

Tab. 24: Zuordnung des EQR-Wertes zu einer ökologischen Zustandsklasse bzw. zu den Kategorien des ökologischen Potenzials

EQR	ökologischer Zustand	ökologisches Potenzial	EQR
0,9	sehr gut		
0,7 - <0,9	gut	gut-maximal	>0,5 - >0,7
0,5 - <0,7	moderat	moderat	>0,25 - 0,5
0,25 - <0,5	unbefriedigend	unbefriedigend	>0,15 - 0,25
<0,25	schlecht	schlecht	<0,15

In diesem Zusammenhang schlagen wir vor, den EQR-Wert für den mäßigen/moderaten ökologischen Zustand als relevante Größe für das ‚gute ökologische Potenzial‘ anzusehen. Dies erscheint uns plausibel, da vor dem Hintergrund der Nutzungsansprüche an die Ästuarde und deren weitgehend irreversible morphologische Veränderungen nicht davon auszugehen ist, dass sich durch denkbare Maßnahmen die historisch vielfältige und individuenreiche Fischgemeinschaft wieder dem sehr guten bzw. guten ökologischen Zustand entsprechend einstellen kann. Dies gilt sowohl auf der qualitativen Ebene (Wiederetablierung heute verschwundener Arten) sowie v.a. auf der quantitativen Ebene (Bestandsdichten). Allein aufgrund der umfangreichen Flächenverluste der Ästuarde (Verlust von Seitenarmen, Altarmen, Flachwasserzonen) durch die Konzentrierung auf die Fahrrinne ist davon auszugehen, dass die ehemaligen Bestände der Arten nur sehr eingeschränkt historische Populationsgrößen wieder erreichen können. [*\*ergänzende Zusatzbemerkung: Die Überprüfung letzteren Aspekts ist allerdings durch ein Monitoring kaum möglich, da bezogen auf eine einzelne Befischung die Fangzahlen z.T. durchaus historischen Fangzahlen einer einzelnen Befischung ähneln können, wie der Vergleich aktueller mit quantitativen historischen Daten gezeigt hat. Es ist aber darauf hinzuweisen, dass die fischereilichen Aktivitäten im Ästuar heute gegenüber einem historischen Zustand nur noch marginal sind und damit die Gesamtfangerträge heute im Vergleich insgesamt ungleich geringer sind.*]

Wird die Grenze zwischen gutem und mäßigem ökologischen Potenzial bei einem EQR von  $>0,5$  gesetzt, bedeutet dies, dass sowohl in Hinblick auf die qualitativen Metrics als auch bei den quantitativen Metrics mehr als 50% Ähnlichkeit zur Referenz notwendig ist, um die Zustandsklasse ‚gutes Potenzial‘ zu erreichen; dies erscheint sowohl vor dem Hintergrund der ausgeprägten Variabilität der Fischgemeinschaften als auch unter Berücksichtigung der gewässerstrukturellen Veränderungen der Ästuare ein plausibler Grenzwert.

## 7. Anforderungen an die Datenerhebung

### Anforderungen Datenerhebung

Der Einsatz des hier vorgeschlagenen fischbasierten Bewertungsansatzes der Übergangsgewässer Typ T1 stellt konkrete Anforderungen an die Datenerhebung. Das Verfahren ist auf die Fangmethode Ankerhamen geeicht und setzt daher diese Methodik für eine Anwendung voraus.

Eine wichtige Rolle im Hinblick auf die Konzipierung eines geeigneten Monitorings spielt die hohe räumliche und zeitliche Variabilität der ästuarinen Fischgemeinschaften. Um belastbare Bewertungsergebnisse im Hinblick auf den ökologischen Zustand bzw. das ökologische Potenzial der Übergangsgewässer zu generieren sollten folgende Aspekte berücksichtigt werden:

#### 1. Umfang pro Untersuchungsjahr

- a) Messstellen (MS) entlang des Salinitätsgradienten (oligo-, meso- und polyhaliner Bereich); die Anzahl der MS richtet sich nach der Größe des Ästuars und sollte im Fall der Eider wenigstens 2, im Fall der anderen Ästuarie 3 – 4 Messstellen betragen;
- b) Untersuchungszeitpunkte im Frühjahr und im Herbst;
- c) Fänge über beide Tidephasen (Ebbe und Flut);
- d) die Frühjahrsuntersuchung sollte im Mai als bestem Zeitpunkt zur Erfassung (adulter) Finten und Scheibenbäuche erfolgen. Damit ist ein gewisser Informationsverlust im Hinblick auf die Stinte zu erwarten, die ihr Abundanzmaximum i.d.R. bereits vor Mai erreichen. Es ist aber auf der Grundlage der vorhandenen Daten zu erwarten, dass auch im Mai die Stinte ausreichend zu erfassen sind;
- e) Ermittlung von 3 Altersklassen in Anlehnung an die bestehende Praxis der ARGE Elbe (s. Hamenbefischungen 2000-2004);
- f) Befragung und Aufnahme von Informationen Dritter zum Nachweis des Störs.

In **Anhang 5** sind die fangmethodischen Anforderungen für die Anwendung des Bewertungsverfahrens weiter detailliert und tabellarisch zusammengefasst.

## 2. Untersuchungsfrequenz in den 6-jährigen Berichtszeiträumen

Bis zur Erstellung des ersten Erwirtschaftungsplanes der Ende 2009 vorgelegt werden muss, schlagen wir eine jährliche Erhebung vor, um zu gewährleisten, dass für die praktische Anwendung des Verfahrens für jedes Übergangsgewässer T1 eine ausreichend breite Datenbasis bis Berichtsfassung 2009 zur Verfügung steht. Dies gilt vor allem vor dem Hintergrund einer erforderlichen grundsätzlichen Überprüfung/Verifizierung des im Wesentlichen auf Elbedaten basierenden Bewertungsverfahrens.

Für den 2. Berichtszeitraum (2010-15) sollte eine dreimalige Beprobung (in 2-jährigem Abstand) ausreichen. Auf dieser Datenbasis sollte dann die weitere Untersuchungsfrequenz festgelegt werden.

Auf Datendefizite ist insbesondere für Ems (keine Daten aus dem ÜG T1) und Eider (nur 1 Untersuchungskampagne aus 2002/03) sowie partiell auch für die Weser (oligo- und polyhaliner Bereich) hinzuweisen. Eine Überprüfung, ob und wenn ja, in welchem Rahmen ggf. eine Anpassung des Verfahrens speziell für Ems und Eider erforderlich sein wird, ist aufgrund der eingeschränkten Datenlage derzeit nicht oder nur eingeschränkt möglich (s.u.).

### Anwendungsmöglichkeiten

Wir gehen davon aus, dass sowohl die Metrics als auch die zur Bewertung der Metrics festgelegten Klassengrenzen für die Übergangsgewässer des Typs T1 (Elbe, Weser, Ems) grundsätzlich anwendbar sind. Für das Übergangsgewässer der Eider (ÜG Typ T2), das einen limnisch geprägten und im Vergleich zu den übrigen Ästuare nur einen sehr kleinen mesohalinen Bereich aufweist, ist vermutlich eine gewisse Modifikation des Bewertungsmaßstabes erforderlich. Dieses muss im Rahmen eines Tests abschließend beurteilt werden, der aber eine ausreichende Datenbasis erfordert (s.o.).

## 8. Schlussfolgerungen

Das in der vorliegenden Studie entwickelte Verfahren zur Bewertung des ökologischen Zustandes der Übergangsgewässer orientiert sich als Bezugspunkt für die Definition des sehr guten ökologischen Zustandes an einem historischen Referenzzustand, dem Zustand, in dem nur geringfügige anthropogene Eingriffe und Einflüsse zu verzeichnen sind und die gewässertypspezifischen Lebensgemeinschaften weitgehend unverändert sind (s. Kap. 2.3). Ausgehend davon erfolgt die entsprechend WRRL fünfstufige Klassifizierung des ökologischen Zustandes der Übergangsgewässer anhand der Fischfauna. Die WRRL fordert für die Erstellung der Referenz die Berücksichtigung sowohl des qualitativen (Artenspektrum) als auch des quantitativen Aspektes (Abundanzen); dies leistet der hier entwickelte Ansatz.

Dabei gehen wir davon aus, dass für die Übergangsgewässer der norddeutschen Ästuare (Typ T1) die gleiche Referenzgemeinschaft mit jeweils nur geringen spezifischen Anpassungen definiert werden kann. Für den Typ T2 (Eider) muss eine Übertragung geprüft werden. Es sind vermutlich Modifikationen notwendig, da das Übergangsgewässer der Eider auch eine limnische Komponente umfasst.

Eine Testphase durch koordinierte Datenerhebungen in allen 4 Übergangsgewässern ist erforderlich, um das Verfahren zu überprüfen und zu plausibilisieren.

## 9. Kurzanleitung WRRL Bewertungstool Übergangsgewässer T1

Das WRRL Bewertungstool ist als Microsoft Excel Arbeitsmappe angelegt. Zum Arbeiten mit dem Bewertungstool müssen die Makros im Arbeitsblatt aktiviert werden. Die Arbeitsmappe ist thematisch gegliedert und besteht aus insgesamt sieben Tabellenblättern.

### 9.1 Referenzdaten

Die Daten für 129 Fischarten sind im Blatt „Referenzdaten“ abgelegt und stellen die inhaltliche wie methodische Grundlage für die Bewertung dar (Tab. 25). Das Bewertungstool greift unmittelbar auf die hier abgelegten Informationen zurück und bezieht diese in die Berechnungen ein. *(WICHTIG: sämtliche Änderungen an Einträgen in den Referenzdaten können zu weit reichenden Veränderungen in der Bewertung führen bzw. diese verfälschen und unbrauchbar machen!)*

Im Referenzdatensatz ist eine Vielzahl von Hintergrundinformationen (Gefährdungsgrad, Zugehörigkeit zum jeweiligen Gemeinschaftstyp, Nahrungstyp, Substratpräferenz etc.) sowie für die Bewertung relevanter Parameter (historische Häufigkeitsklassen) abgelegt. Zudem werden hier Zwischenschritte der Berechnung gespeichert.

Fischart	lateinische Namen	RL	FFH	Gemein-Typ	Ström-Typ	Reserve	Gilde/Subgilde	Habitat	Substrat	Nahrungstyp	Reproduktion	Häufigkeit#Klasse#Historisch	Häufigkeit#Historisch	Indikator
Aal	Anguilla anguilla	3 a,b		dia	indiff	dia	ben	fs	plank/pisci/inv	invertvor	nicht im Aest	5 mittel	Nein	
Aalmutter	Zoarces viviparus		aes	k.E.	aes	ben	indiff	invertvor	invertvor	Brutpflege-viv		4 mittel	Nein	
Aland	Leuciscus idus	3 a,b		lim	indiff	lim-indiff	pel	-	invertvor	Vegetation		4 mittel	Nein	
Bachforelle	Salmo trutta f. fano	3 a		lim	rheo	lim-rheo	dem	sand	invertvor/pisci	benthisch		2 selten	Nein	
Bachneunauge	Lampetra planan	2 a	II	lim	rheo	lim-rheo	ben	fs	invertvor/veg	benthisch		3 selten	Nein	
Barbe	Barbus barbus	2 a,b,c		lim	rheo	lim-rheo	dem	sand	invertvor	benthisch		4 selten	Nein	
Bitterling	Rhodeus scenceus/amarus	2 a	II	lim	sg	lim-sg	ben	fs	plank/inv/veg	Muschel		3 selten	Nein	
Brasse	Abramis brama			lim	indiff	lim-indiff	pel	-	invertvor/pisci	Vegetation		6 mittel	Nein	
Butterfisch	Pholis gunellus		aes	k.E.	aes	ben	indiff/veg	invertvor	invertvor	Brutpflege		4 selten	Nein	
Dicklippige Meeräsche	Chelon labrosus		mar-saison	k.E.	mar-saison	ben	hs/veg	pisci/inv/Det	invertvor	pelagisch		2 selten	Nein	
Döbel	Leuciscus cephalus			lim	rheo	lim-rheo	pel	-	omni	Vegetation		5 mittel	Nein	
Doggerscharbe	Hippoglossus platessoides		mar	k.E.	mar	ben	fs	invertvor/pisci	invertvor/pisci	pelagisch		2 selten	Nein	
Dreistachliger Stichling	Gasterosteus aculeatus		dia	indiff	dia	pel	-	plank/pisci	invertvor	nicht im Aest		5 oft	Nein	
Felsenbarsch	Ctenolabrus rupestris		mar	k.E.	mar	dem	hs/veg	invertvor	invertvor	pelagisch		1 selten	Nein	
Finte 0+	Alosa fallax	2 a,b,c	II	dia/aes	rheo	dia-aes	pel	-	plank/pisci	benthisch		2	5 Finte_0	Indikatorart
Finte adult	Alosa fallax	2 a,b,c	II	dia/aes	rheo	dia-aes	pel	-	plank/pisci	benthisch		4	5 Finte_adult	Indikatorart

Tab. 25: Ausschnitt dem Tabellenblatt: Referenzdaten.

### 9.2 Variablen

Im Tabellenblatt „Variablen“ sind die grundlegenden Bewertungsklassen sowie einzelnen interne Variablen abgelegt (Tab. 26). Die Bewertungsklassen bestimmen die Zuordnung der einzelnen Abundanzwerte zu den Häufigkeitsklassen. Wie im Begleittext dargestellt, erfolgt die Klassenzuordnung spezifisch nach Indikatorart bzw. nach Häufigkeitsgruppen. Die Einträge dürfen ebenfalls nicht geändert werden. Im Variablenblock ‚Korrekturfaktoren‘ sind solche Werte abgelegt, die den Rechenweg des Bewertungstools unmittelbar beeinflussen.

Vom Benutzer kann an dieser Stelle z.B. der Korrekturfaktor für Dauer des Fangs und die Größe des Hamen eingegeben werden, der dann automatisch berechnet und in die Bewertung einbezogen wird. Die Übrigen Variablen sollten ebenfalls nicht verändert werden!

Tab. 26: Ausschnitt aus dem Blatt: Variablen.

Klassen Oft		Klassen Finte 0+		Klassen Stint 0+		Klassen Flunder		Klassen Kaulbarsch		Klassen Anteile Bewertung	
Klasse		Finte 0+	Klasse	Stint 0+	Klasse	Flunder	Klasse	Kaulbarsch	Klasse		
0	1	0	1	0	1	0	1	0	1	0%	1
1	2	45	2	777	2	15	2	18	2	20%	2
100	3	64	3	1542	3	20	3	38	3	40%	3
500	4	131	4	2855	4	33	4	75	4	60%	4
1000	5	331	5	4955	5	57	5	680	5	90%	5
5000	6	2400	6	11285	6	121	6	1000	6		
Klassen selten		Klassen Finte subadult		Klassen Stint subadult		Klassen Großer Scheibenbauch		Klassen Stör		Klassen Bewertung Zustand	
Klasse		Finte subadult	Klasse	Stint subadult	Klasse	Großer Scheibenbauch	Klasse	Stör	Klasse		
0	1	0	1	0	1	0	1	0	1	0 schlecht	
1	2	5	2	580	2	4	2	1	3	0,25 unbefriedigend	
10	3	15	3	1079	3	40	3	2	5	0,5 moderat	
50	4	30	4	1696	4	240	4	1	3	0,7 gut	
100	5	52	5	2095	5	1250	5	2	5	0,9 sehr gut	
500	6	110	6	5900	6	1200	6				
Klassen nie		Klassen Finte Adult		Klassen Stint adult		Klassen Hering				Klassen Bewertung Potential	
Klasse		Finte adult	Klasse	Stint adult	Klasse	Hering	Klasse				
0	1	0	1	0	1	0	1			0 schlecht	
1	2	6	2	104	2	100	2			0,15 unbefriedigend	
5	3	10	3	226	3	190	3			0,25 moderat	
10	4	25	4	313	4	480	4			0,5 gut-maximal	
20	5	44	5	440	5	1120	5				
50	6	81	6	1145	6	2000	6				

Korrekturfaktoren	
Korrektur Ham und Zeit	1
Hamengröße Soll [m2]	80
Hamengröße Ist [m2]	80
Dauer Fang Soll [min]	60
Dauer Fang Ist [min]	60

### 9.3 Eingabe

Die Eingabe von Fangdaten erfolgt im Tabellenblatt „Eingabe“. Durch auswählen des Blattes wird automatisch eine Eingabe-Formular gestartet. Das Formular ermöglicht einerseits die Eingabe der Art und ihrer Fangzahlen je Jahreszeit, stellt andererseits aber auch die wesentlichen Kennwerte für die einzelnen Arten dar. Die Steuerung der Eingabe erfolgt über die Steuerknöpfe auf der rechten Formulareseite. Im Hintergrund füllt sich während der Eingabe die Datenbank mit den Einträgen auf. Beendet werden kann die Eingabe durch den Knopf „Schließen“.

### 9.4 Bewertung

Die Bewertung der eingegebenen Fangdaten erfolgt automatisch beim Aufrufen des Tabellenblattes „Bewertung“. Die Bewertungsergebnisse sind in drei Blöcken gegliedert nach qualitativer und quantitativer Bewertung unter Angabe des berechneten Ecological Quality Ratio (EQR).

Der EQR-Wert wird unten rechts dargestellt und zudem noch für den ökologischen Zustand und das ökologische Potenzial klassifiziert.

Durch umschalten der drei Knöpfe rechts von den Tabellen, lassen sich einzelne Gruppen bzw. Arten aus der Bewertung ausschließen, die Bewertung wird dann automatisch erneuert.

Tab. 27: Tabellenblatt: Bewertung

Qualitative Bewertung (Metrics 1-4)		Absolute Anzahl angetroffener Arten je Gilde				
Gilde	Gemein-Typ	Artenzahl		Teilergebnis	Bewertung (1-5)	
		Aktuell	Referenz			
Marin	Marin	0	39	0,0%		<input type="checkbox"/> Marin berücksichtigen
	Marine-Juvenile	2	12	16,7%	1	
	Marine-Saisonale	0	9	0,0%		1
Ästuarin	Ästuarine	1	19	5,3%		1
Diadrom	Diadrome-Transit	1	8	12,5%	1	wird 1/3 gewertet
	Diadrome-Ästuarin	7	9	77,8%	4	3
Limnisch	Limnische-Indifferent	1	17	5,9%		*
	Limnische-Reophil	1	9	11,1%		*
	Limnische-Stillgewässer	0	7	0,0%		*
<b>Gesamtergebnis</b>		13	129	10,1%	Summe:	6

\*: Typ geht nicht in Bewertung ein

Quantitative Bewertung (Metrics 5-10)		Relative Häufigkeit angetroffener Arten je Indikatorart					
Arten	Fischart	Häufigkeit			Teilergebnis	Bewertung (1-5)	
		Aktuell	Referenz	Ähnlichkeit			
Finten	Finte 0+	3	5	60,0%	4		
	Finte adult	3	5	60,0%	4	Mittel Finten	
	Finte subadult	0	5	0,0%	1		
Stinte	Stint 0+	6	6	100,0%	5		4
	Stint adult	3	6	50,0%	3	Mittel Stint	
	Stint subadult	5	6	83,3%	4		
Flunder	Flunder	6	6	100,0%			5
Scheibenbauch	Großer Scheibenbauch	6	4	150,0%			5
Hering	Hering	6	5	120,0%			5
Kaulbarsch	Kaulbarsch	6	6	100,0%			5
Stör	Stör	5	4	125,0%			*
<b>Mittelwerte:</b>		4,4	5,1	86,2%	Summe:	26	

Stör berücksichtigen

Ecological Quality ratio		Fangvariablen	
Summe Ist:	32	EQR	0,55
Summe Min:	10	Zustand	moderat
Summe Max:	50	Potenzial	gut-maximal

Fangzeit [min]: 60  
Hamengröße [m2]: 80

### 9.5 Info-Blätter

In den Tabellenblättern „Info“ finden sich die Abundanzen nach einzelnen Gruppen zusammengefasst dargestellt. Diese Tabellen dienen der zusätzlichen Information und stellen keinen Bewertungsschritt dar.

Tab. 28: Tabellenblatt, Beispiel Gildenzuordnung, saisonale Fangzahlen.

Abundanzen nach Gilde und Art		Daten					
Gilde	Fischart	Summe - Frühjahr	Summe - Sommer	Summe - Herbst	Summe - Winter	Summe - Häufigkeit	Summe - Klasse
aes	Großer Scheibenbauch	0	1234	0	0	1234	6
dia	Aal	0	12	0	0	12	3
dia-aes	Finte 0+	0	0	0	1000	1000	3
	Finte adult	23	0	0	0	23	3
	Flunder	0	10000	100	0	10100	11
	Stint 0+	100000	0	0	0	100000	6
	Stint adult	11	0	0	0	11	3
	Stint subadult	0	0	1234	0	1234	5
	Stör	0	20	0	0	20	5
lim-indiff	Kaulbarsch	0	1234	0	0	1234	6

## 9.6 Allgemeines

Das WRRL Bewertungstool bzw. die Microsoft Excel Arbeitsmappe kann beliebig umbenannt und gespeichert werden, es beinhaltet keine externen Bezüge.

## 10. Literatur

- APRAHAMIAN, M.W., BAGLINIERE J.L., SABATIE, M.R. & P. ALEXANDRINO, 2003: Biology, Status, and conservation of the Anadromous Atlantic Twaite shad *Alosa fallax fallax*. American fisheries Society Symposium 35: 103-124.
- APSTEIN, C., 1894: Bericht über die im Auftrage des Deutschen Seefischerei-Vereins unternommene Untersuchung der Steerthamen in der Unterelbe. Handschriftl. Manuskript, unveröffentlicht, pp 229.
- ARGE ELBE, 1984: Gewässerökologische Studie. Arbeitsgemeinschaft der Länder zur Reinhaltung der Elbe (ARGE ELBE), Hamburg. 64 S.
- ARGE ELBE, 2000-2004: Ergebnisse der Hamenbefischungen in der Unterelbe aus den Jahren 2000-2004. Hamburg, Wassergütestelle Elbe.
- ARNTZ, W., C. SCHADWINKEL, C.-P. GÜNTHER & H. MEINKEN, 1992: Fischereibiologisch-fischereiwirtschaftliches Gutachten. - (unveröff. Studie im Auftrag des Wasser- und Schifffahrtsamtes Emden) ohne S.
- BERGEMANN, M., 1995: Die Lage der oberen Brackwasserzone im Elbeästuar. - Deutsche Gewässerkundliche Mitteilungen 39 (4/5): 134-137.
- BFG, 1992: Umweltverträglichkeitsuntersuchung. Anpassung der Fahrrinne der Außenweser an die künftig weltweit gültigen Anforderungen der Containerschifffahrt Bericht der Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz BfG-0664: 218 S.
- BIOCONSULT, 2001: Makrozoobenthos-Untersuchungen zur HABAK in der Außenweser (Tiefwasserklappstellen). Auftraggeber: WSA Bremerhaven, unveröffentlicht.
- BIOCONSULT, 2003: BfG-Ästuarmonitoring in Ems, Jade, Weser, Elbe und Eider. - Bioconsult im Auftrag der BfG Koblenz, Bremen.
- BIOCONSULT, 2005 (in Bearb.): Untersuchungen zur Reproduktion der Finte in der Unterweser. Auftraggeber WSA Bremerhaven.
- BIOCONSULT, 2004: Bestimmung der Hauptaufstiegszeiten der Finte (*Alosa fallax*) in der Außenweser während der Reproduktionzeit - Zwischenbericht 2004. - Bericht im Auftrag von bremenports GmbH 40 S.
- BISCHOFF, A. WYSUJACK, K. & C. WOLTER, 2004: Erfassung und Bewertung der Fischgemeinschaftsstruktur großer Fließgewässer und Flusseen des zentralen Flachlandes sowie Auswahl von Referenzstrecken für eine fischereiliche Gewässerüberwachung nach EG-Wasserrahmenrichtlinie. BMBF-Projekt 0330044, pp 115.
- BLESS, R., A. LELEK & A. WATERSRAAT, 1998: Rote Liste der in Binnengewässern lebenden Rundmäuler und Fische. Schriftenreihe f. Landespflege und Naturschutz 55: 53-60.
- BORCHERDING, F., 1889: Das Tierleben auf und an der "Plate" bei Vegesack. - Abh. naturw. Ver. Bremen 11: 265-279.

- BORJA, A., FRANCO, J., VALENCIA, V., BALD, J., MUXIKA, I., BELZUNCE, M.J. & O. Solaun, 2004: Implementation of the European water framework directive from the Basque country (northern Spain): a methodological approach. *Marine Pollution Bulletin* 48: 206-218.
- BREINE, J.J., MAES, J., QUATAERT, P., Van den BERGH, E., SIMOENS, I. Van THUYNE, I. & C. BELPAIRE, 2005 (in Bearb.): A fish-based assessment tool for the ecological quality of the brackish Schelde estuary in Flanders (Belgium).
- BRUMUND-RÜTHER, E., 1994: Die Fischfauna der mittlere und unteren Hunte. - In: AKKERMANN (Hrsg.), *Die Hunte*. Isensee-Verlag, Oldenburg: 141-163.
- BUSCH, D., SCHIRMER, M., SCHRÖDER, K. & B. SCHUCHARDT, 1984: Der Ausbau der Unterweser zum Großschiffahrtsweg und seine Auswirkungen auf das Flußökosystem und die Flußfischerei. *N. Arch. f. Nds.* 33 (1), 60-80.
- CASPERS, H., 1959: Vorschläge einer Brackwassernomenklatur, „The Venice-System“. *Internationale Revue der Gesamten Hydrobiologie* 44: 313-316.
- CLAUS, B., 1998: Länderübergreifendes Schutzkonzept für die Ästuare Elbe, Weser und Ems. - WWF BUND, Bremen: ohne S.
- CLAUS, B., P. NEUMANN & M. SCHIRMER, 1994: Rahmenkonzept zur Renaturierung der Unterweser und ihrer Marsch. Band 2: Konkretisierung der Entwicklungsziele, Maßnahmen/Entwicklungskonzept, Landwirtschaftliche Perspektiven. - Veröffentlichung der Gemeinsamen Landesplanung Bremen/Niedersachsen Nr. 8-94. XXIV, Niedersächsisches Innenministerium, Senator für Umweltschutz und Stadtentwicklung der Freien Hansestadt Bremen, Bremen: 232 S. und Anhang.
- COATES, S.A., 2005 (schriftl.): Update Classification Scheme.
- COATES, S.A., COLCLOUGH, S.R., ROBSON, M. & T.D. HARRISON, 2004: Development of an Estuarine Classification Scheme for the Water Framework Directive. Phase 1&2 – Transitional Fish Component. R&D Technical Report E1-131. Environment Agency, Thames region.
- COSTELLO, M. , ELLIOT, M. & R. THIEL, 2002: Endangered and Rare Species. In: ELLIOT, M. & K.L. HEMINGWAY: *Fishes in Estuaries*, 217-262. Blackwell Science.
- DE JONGE, V., 1988: The abiotic environment.- In: BARETTA, J. & P. RUARDIJ (Hrsg.) *Tidal Flat Estuaries. Simulation and Analysis of the Ems Estuary*. Springer-Verlag, Berlin: 15-35.
- DE JONGE, V., 1995: The Ems estuary, The Netherlands. - In: A. MCCOMB (Hrsg.) *Eutrophic shallow estuaries and lagoons*.CRC Press, Boca Raton: 81-107.
- DETTE, H. H., RAUDKIVI, A., TRAMENAU, T. & N. MAGNERE-WEND, 1994: Anpassung des Emsfahrwassers an ein 7,3 m tiefgehendes Schiff - Beurteilung der Auswirkungen aus der Sicht der Hydrologie. Bericht Nr. 770 aus dem Leichtweiss-Institut für Wasserbau der TU Braunschweig, Braunschweig.
- DIEKWISCH, B., 1987: Die Verteilung der Fischbrut in der Unterelbe. - (Diplomarbeit) Universität Kiel, Kiel: o. S.
- DUNCKER G., 1960: *Fische der Nordmark*. Komm.-Verlag Cram, De Gruyter, Hamburg.

- DUNCKER, G. & W. LADIGES, 1960: Die Fische der Nordmark. Hamburg. Komm.-Verlag Cram, pp 432.
- DUBLING, U., BISCHOFF, A., HABERBOSCH, R., HOFFMANN, A., WOLTER, C., WYSUJACK, K. & R. BERG, 2004: Entwurf eines fischbasierten Bewertungsverfahrens für Fließgewässer gemäß WRRL. Kurzbericht, Projekt gefördert vom BMBF.
- EHRENBAUM, E., 1916: Zum Antrage auf Erhöhung des gesetzlichen Mindestmaßes für den Stör. Fischerbote 8, 31-33.
- ELLIOTT, M. & F. DEWAILLY, 1995: The structure and components of european estuarine fish assemblages. - Netherlands journal of Aquatic Ecology 29(3-4): 397-417.
- ELLIOTT, M., M. G. O'REILLY & C. J. L. TAYLOR, 1990: The Forth estuary: a nursery and overwintering area for North Sea fishes. - Hydrobiologia 195: 89-103.
- ESSINK, K. ; H. BÜTTNER ; J. FRIKKE ; H. LEUCHS ; H. MARENCIC ; P. WALKER & M. WETZEL, 2005: Estuaries. Wadden Sea Quality Status Report 2005, Wadden Sea Ecosystem 19, Wilhelmshaven: 259-263.
- FOCK, H. & B. HEYDEMANN, 1995: Vom Meer abgesperrte Flußsysteme - die Eider.- In: M. LÜTZENKIRCHEN (Red.), Wasser zwischen Land und Meer - Flußmündungen unter Druck. WWF Tagungsbericht (Bremen) 10: 263-277.
- FRANZIUS, L., 1895: Die Korrektio n der Unterweser Bd. 1 und Bd. 2 einschließlich Tiefenkarten der Unter- und Außenweser aus den Jahren 1887, 1890, 1893. - Wilhelm Engelmann Verlag, Leipzig: 32 S.
- FRICKE, R., 2004: Der Maifisch. Hrsg.: Verband Deutscher Sportfischer e.V.. Offenbach a. Main
- FRICKE, R., R. BERGHAHN, O. RECHLIN, T. NEUDECKER, H. WINKLER, H.-D. BAST & E. HAHLBECK, 1998: Rote Liste der in Küstengewässern lebenden Rundmäuler und Fische (Cyclostomata & Pisces). - In: BINOT, M., R. BLESS, P. BOYE, H. GRUTTKE & P. PRETSCHER (Hrsg.), Rote Liste gefährdeter Tiere Deutschlands. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 55. Bundesamt für Naturschutz, Bonn: 60-64.
- GAUMERT, D. & M. KÄMMEREIT, 1993: Süßwasserfische in Niedersachsen. Niedersächsisches Landesamt für Ökologie, Hildesheim.
- GERKENS, M. & R. THIEL, 2001: Habitat use of age-0 twaite shad (*Alosa fallax* Lacepede, 1803) in the tidal freshwater region of the Elbe River, Germany. Bulletin Francais de la Peche et de la Pisciculture, 363.
- GOETHALS, P.L.M., ADRIAESSENS, V., MAES, J., ERCKEN, D., BREINE, J., SIMOENS, I., Van LIEFERINGE, C., VERHAEGEN, G., OLLEVIER, F., De PAUW, N. & C. BELPAIRE, 2002: Assessment of fish communities in the Scheldt estuary in Flanders (Belgium) by means of an Index of Biotic Integrity, in: MEIRE, P. et al. (2002). ECSA Local Meeting: ecological structures and functions in the Scheldt Estuary: from past to future, Antwerp, Belgium October 7-10, 2002: Abstract Book. pp. 43.
- GRABEMANN, H.-J., H.-J. GRABEMANN, A. MÜLLER, H. J. STREIF, S. BISCHOFF, M. SCHIRMER, J. KETTLER, B. STEINWEG, V. VANEK & W. SCHÜTZ, 1999: Die Unterweser 1999. - (veröffentlicht auf der Homepage von BUISY - Bremer Umweltinformationssystem) Senator für Bau und Umwelt Bremen, o. S.

- GRABEMANN, H.-J., I. GRABEMANN & A. MÜLLER, 1999: Ergebnisse der Modellierung zum Klimaszenario. Bund-Länder-Programm Klimaänderung und Küste. Projekt Klimaänderung und Unterweserregion.
- GRABEMANN, I. & G. KRAUSE, 1998: Response of the turbidity maximum in the Weser Estuary to pulses in freshwater runoff and to storms.- In: J. Dronkers; M. Scheffers (eds.) *Physics of Estuaries and Coastal Seas*.- A. A. Balkema Rotterdam: 83-91.
- GRABEMANN, I., KRAUSE, G. & G. SIEDLER, 1983: Langzeitige Änderungen des Salzgehaltes der Unterweser. *Dt. Hydrogr. Z.* 36, 61-77.
- GRABEMANN, I., MÜLLER, A. & B. KUNZE, 1993: Ausbau der Unter- und Außenweser. Morphologie und Hydrologie.- In: UVP- Förderverein, Hrsg., *Umweltvorsorge für ein Fluß- Ökosystem*. Vertrieb für Bau- und Planungsliteratur, Dortmund, 21-36.
- GRABEMANN, I.; J. KAPPENBERG & G. KRAUSE, 1995: Aperiodic variations of the turbidity maxima of two German Coastal Plain Estuaries.- *Netherlands Journal of Aquatic Ecology* 29(3-4): 217-227
- GRIMM, V., 1999: Stability Properties in the Wadden Sea.- In: S. Dittmann (ed.) *The Wadden Sea Ecosystem. Stability Properties and Mechnisms*.- Springer-Verlag Heidelberg: 227-259.
- GÜNTHER, C.-P. & V. NIESEL, 1999: Effects of the ice winter 1995/96.-.- In: S. Dittmann (ed.) *The Wadden Sea Ecosystem. Stability Properties and Mechnisms*.- Springer-Verlag Heidelberg: 194-206.
- HAGGE, A., 2003: Untersuchungen zur EU-Wasserrahmenrichtlinie in ausgewählten Flussunterläufen (Hypopotamal) und Speicherbecken der Marschen von Schleswig-Holstein. Auftraggeber: Landesamt für Natur und Umwelt des Landes Schleswig-Holstein, Kiel-Flintbek, unveröffentlicht, pp. 52 + Anhang.
- HÄPKE, L., 1876: Fische und Fischerei im Wesergebiet. *Abh. Naturw. Verein Bremen* 5, 165-192.
- HÄPKE, L., 1880: Fische und Fischerei im Wesergebiet. *Abh. Naturw. Verein Bremen* 6(3): 577-587.
- HARTEN, H., 1979: Ausbaumaßnahmen in Tideästuarien der deutschen Nordseeküste und die Auswirkung auf das Tidegeschehen. *Die Küste* 34, 150-158.
- HÖPNER, T., 1994: Auswirkungen der Ästuarvertiefung in der Emsmündung. In: LOZAN, J., RACHOR, E., REISE, K., VON WESTERNHAGEN, H., LENZ, W., Hrsg., *Warnsignale aus dem Wattenmeer*. Blackwell-Wiss. Verlag Berlin, 171-175.
- HÖPNER, T., 1996: Die Ems – der kleine Tieflandstrom. – In: LOZÁN, J. & H. KAUSCH (Hrsg.), *Warnsignale aus Flüssen und Ästuaren*. Parey-Verlag, Berlin: 52-59.
- IBL, 1997: UVS zum Antrag auf Planfeststellung für die Errichtung eines Emssperrwerks zwischen Gandersum und Nendorp bei Strom-km 32,2.- Studie im Auftrag der Bezirksregierung Weser-Ems - Projektteam „Bau eines Emssperrwerks“, Oldenburg, unveröffentlicht.
- JAGER, Z., 2004: Implementatie KRW vis in overgangswateren. Rijksinstituut voor Kust en Zee/Rikz. 44 S + Anhang.
- KAUSCH, H., 1996: Die Elbe – ein immer wieder veränderter Fluss. - In Lozan & KAUSCH: *Warnsignale aus Flüssen und Ästuaren*, 43-52. Parey Buchverlag Berlin.

- KELLER, H., 1901: Weser und Ems. Ihre Stromgebiete und ihre wichtigsten Nebenflüsse. Berlin.
- KÖHLER, A., 1981: Fluktuationen der Fischfauna im Elbe-Ästuar als Indikator für ein gestörtes Ökosystem. Helgol. Meeresunters. 34, 263-285.
- KÜHL, H., 1976: Zum Stand der Hamenfischerei in der Unterelbe. Neues Archiv f. Niedersachsen, 25: 315-324.
- LFV WESER-EMS, 2003: Fauna der unteren Ems. Untersuchungsbericht Oktober 2001 – Oktober 2002. Landesfischereiverband Weser-Ems e.V..
- LOHMEYER, C., 1907: Übersicht der Fische des unteren Ems-, Weser- und Elbegebietes. Abh. Naturw. Bremen 19(1), 149-180.
- LOZÁN, J. L., 1990: Zur Gefährdung der Fischfauna - das Beispiel der diadromen Fischarten und Bemerkungen über andere Spezies. - In: LOZÁN, J.L., W. LENZ, E. RACHOR, W. B. & H. VON WESTERNHAGEN (Hrsg.), Warnsignale aus der Nordsee: wissenschaftliche Fakten. Parey, Berlin, Hamburg: 231-250.
- LOZAN, J. L., KÖHLER, CH., SCHEFFEL, H.-J. & H. STEIN, 1996: Gefährdung der Fischfauna der Flüsse Donau, Elbe, Rhein und Weser. In LOZAN & KAUSCH (Hrsg.): Warnsignale aus Flüssen und Ästuaren, 217-227.
- MEINKEN, H., 1974: Zur Verbreitung der Fische und Kriechtiere im Bremer Gebiet, 1905 bis 1965. Abh. Naturw. Verein. Bremen 37 (3/4): 453-486.
- MÖLLER, H. & B. DIEKWISCH, 1992: Larval fish production in the tidal River Elbe 1985-1986. - J. Fish. Biol. 38: 829-838.
- MÖLLER, H., 1984: Daten zur Biologie der Elbfische. Kiel, Möller, pp 217.
- MÖLLER, H., 1988: Fischbestände und Fischkrankheiten in der Unterelbe 1984 – 1986. Kiel, Möller, pp. 344.
- MÖLLER, H., 1991: Der Zustand der Fischfauna der Elbe. - Fischökologie 4: 23-44.
- NIESEL, V. & C.-P. GÜNTHER, 1999: Distribution of Nutrients, Algae and Zooplankton in the Spiekeroog Backbarrier System. - In: DITTMANN, S. (Hrsg.), The Wadden Sea Ecosystem: Stability Properties and Mechanisms. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg: 77-94.
- NLÖ, 2001: Gewässergütebericht 2000. – Oberirdische Gewässer 13/2001. Niedersächsisches Landesamt f. Ökologie, Hildesheim.
- NOLTE, W., 1976: Die Küstenfischerei in Niedersachsen. - Forschungen zur niedersächsischen Landeskunde Bd. 105
- PALUSKA, A., 1992: Geographie und geologische Vorgeschichte der norddeutschen Ästuar, erläutert am Beispiel der Elbe.- Berichte aus dem Zentrum für Meeres- und Klimaforschung Hamburg 19: 1-32.
- PETERS, N., SCHMIDT, W., GERCKEN, J., KRANZ, H. & B. WATERMAN, 1986: Die Fische der Unterelbe im Vergleich der Jahre 1894 und 1982 – eine Richtigstellung. Archiv f. Fischereiwissenschaft 36: 287-304.

- PGÖK, 1997: Umweltverträglichkeitsuntersuchung zur Anpassung der Fahrrinne der Unter- und Außenelbe an die Containerschifffahrt. - Textband. Erstellt durch: Planungsgruppe Ökologie und Umwelt Nord, Hamburg i. A. d. Wasser- und Schifffahrtsverwaltung des Bundes, Wasser- und Schifffahrtsamt Hamburg und der Freien Hansestadt Hamburg, Wirtschaftsbehörde, Amt Strom- und Hafenausbau, Hamburg: 328 S.
- REFCOND 2.3 : Leitfaden zur Ableitung von Referenzbedingungen und zur Festlegung von Grenzen zwischen ökologischen Zustandsklassen für oberirdische Binnengewässer. CIS-Arbeitsgruppe 2.3 – Referenzbedingungen für oberirdische Binnengewässer.
- REFCOND 2.4 : Leitlinien zur Typologie, zu Referenzbedingungen und Klassifikationssystemen für Übergangs- und Küstengewässer. CIS-Arbeitsgruppe 2.4 (Coast).
- REINCKE, H., 1995: Wie hat sich die Gewässerqualität im Elbeinzugsgebiet verändert? - In: UMWELTBÜRO HAMBURG (Hrsg.), Situation der Elbe 5 Jahre nach der Wende: 7-23.
- RHODE, H., 1965: Die Veränderungen der hydrographischen Verhältnisse des Eidergebietes durch künstliche Eingriffe. Dt. Gewässerkundl. Mitt. 1965 (Sonderheft), 57-68.
- RHODE, H. & A. TIMON, 1963: Die Versandung der Eider. Wasserwirtschaft 6, 8-15.
- RICKLEFS, K., 1998: Das Mündungsgebiet der Eider. - In: LANDESAMT FÜR DEN NATIONALPARK SCHLESWIG-HOLSTEINISCHES WATTENMEER & UMWELTBUNDESAMT (Hrsg.): Umweltatlas Wattenmeer Bd. 1. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart: 162-163.
- RIEDEL-LORJE, J. C.; U. KOHLA & B. VAESSEN, 1992: Das Vordringen ausgewählter Bodentiere im Elbe-Ästuar als Indikation für eine Verlagerung der oberen Brackwasserzone. - Deutsche Gewässerkundliche Mitteilungen 39 (4/5): 137-145.
- RIEDEL-LORJE, J.-C. & T. GAUMERT, 1982: 100 Jahre Elbe-Forschung. Hydrobiologische Situation und Fischbestand 1842-1943 unter dem Einfluss von Stromverbau und Siedeleitungen. Archiv für Hydrobiologie Supplement 61: 317-376.
- RODIEK, W. & V. STEEGE, 2001: Die Vertiefung der Aussenweser und ihre Kompensationsmaßnahmen. - HANSA 2001 Nr. 2: 44-55.
- RÜBCKE, R., 1914: Die Fischerei in der Unterelbe. Fischerbote 6: 264, 316, 419.
- SCHEFFEL, H. J., 1989: Untersuchungen zum Jungfischauftreten in der Bremer Unterweser. - (Diplomarbeit) Universität Bremen, ohne S.
- SCHEFFEL, H. J., 1994: Studie über die Wiederansiedlung des Nordseeschnäpels in niedersächsischen Gewässern. - (unveröffl.) Erst. f. d. Nationalpark Niedersächsisches Wattenmeer, Wilhelmshaven: 76 S.
- SCHIRMER, M., 1991: Die Verbreitung der Fische im Lande Bremen. - Abhandlungen des Naturwissenschaftlichen Vereins zu Bremen 41 (3): 405-466.
- SCHIRMER, M., 1994: Ökologische Konsequenzen des Ausbaus der Ästuarie von Elbe und Weser. In: LOZAN, J., RACHOR, E., REISE, K., VON WESTERNHAGEN, H., LENZ, W., Hrsg., Warnsignale aus dem Wattenmeer. Blackwell-Wiss. Verlag Berlin, 164-171.
- SCHITTER, P. & C. SCHÜTZ, 2004: Rundmäuler (Cyclostomata) und Fische (Pisces). Entwurf zur Erfassung und Einschätzung von Beständen. Bundesamt f. Naturschutz, Bonn.

- SCHLÜTER, K., 1989: Die Strombauarbeiten an der Unter- und Außenelbe. *Hansa* 126 (3/4), 238-344.
- SCHNACKENBECK, W., 1926: Biologische Untersuchungen über den Elbutt und die Schleppnetzfisherei in der Unterelbe. *Fischerbote* 18, 232-241.
- SCHNACKENBECK, W., 1928: Handbuch der Seefischerei Nordeuropas - Die Nordseefischerei. - Band 5 Heft 1, E. Schweizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart: 229 S.
- SCHNITZER P. & C. SCHÜTZ, 2004: Erfassung und Einschätzung von FFH-Arten – Rundmäuler und Fische. Bundesamt für Naturschutz, Bonn.
- SCHOLLE, J. & B. SCHUCHARDT, 1996: Nebenflüsse - ihre Bedeutung für die Regeneration der Biozönose des Hauptgewässers. In: J. LOZAN & H. KAUSCH (Hrsg.): Warnsignale aus Flüssen und Ästuaren. Blackwell Verlag, Berlin: 286-292.
- SCHOLLE, J., 1997: Die Entwicklung der Fischfauna in der Huchtinger Ochtum. *Bremer Beiträge für Naturkunde und Naturschutz*, 3: 177-189.
- SCHOLLE, J., 2000: Zum Einfluss einer Klimaänderung auf die Fischfauna der Unterweser. Auftraggeber Universität Bremen, pp 39.
- SCHRÄDER, T., 1941: Fischereibiologische Untersuchungen im Wesergebiet - 2. Hydrographie, Biologie und Fischerei der Unter- und Außenweser. - *Z. Fisch.* 39: 527-693.
- SCHUCHARDT, B. & M. SCHIRMER, 1991: Phytoplankton maxima in two coastal plain estuaries.- *Est. Coast. Shelf Sci.* 32: 187-206.
- SCHUCHARDT, B., 1995: Die Veränderung des Tidenhubs in den inneren Ästuaren von Eider, Elbe, Weser und Ems. Ein Indikator für die ökologische Verformung der Gewässer.- *Naturschutz und Landschaftsplanung* 27 (6): 211-217.
- SCHUCHARDT, B., 2003: Die Wiederherstellung von tidebeeinflussten Lebensräumen: eine Übersicht.- *Bremer Beiträge für Naturkunde und Naturschutz* 6: 7-17.
- SCHUCHARDT, B., BUSCH, D., SCHIRMER, M. & K. SCHRÖDER, 1985: Die aus Fangstatistiken rekonstruierbare Bestandsentwicklung der Fischfauna der Unterweser seit 1891: ein Indikator für Störungen des Ökosystems. *Natur und Landschaft* 60, 11: 441-444.
- SCHUCHARDT, B., E. M. RIEGER & M. SCHIRMER, 1995: Untersuchungen zur ökologischen Bedeutung der tideoffenen Bremer Seehäfen: abiotische Parameter und Plankton. - *Dt. Gewässerkundl. Mitt.* 39 (1): 6-10.
- SCHUCHARDT, B., HAESLOOP, U. & M. SCHIRMER, 1993: The tidal freshwater reach of the Weser Estuary: riverine or estuarine?- *Neth. J. Aquatic Ecol.* 27 (2-4), 215-226.
- SCHUCHARDT, B., MÜLLER, M. & M. SCHIRMER, 1989: Veränderungen im Sauerstoff-Haushalt der Unterweser nach der Reduzierung kommunaler und industrieller Einleitungen. *Dt. Gewässerkundl. Mitt.* 33 (3/4), 98-103.
- SCHUCHARDT, B., SCHIRMER, M. & B. JATHE, 1993: Vergleichende Bewertung des ökologischen Zustands der tidebeeinflussten Flußunterläufe Norddeutschlands.- *Jb. Natursch. Landschaftspfl.* 48, 137-152.

- SCHUCHARDT, B.; M. SCHIRMER; G. JANSSEN; S. NEHRING & H. LEUCHS, 1999: Estuaries and Brackish Waters.- Wadden Sea Quality Status Report.- Wadden Sea Ecosystem 9, Wilhelmshaven: 175-186.
- SCHULZE, S. & M. SCHIRMER, 2004: Die Wiederentdeckung der Finte in der Unterweser. DGL-Tagungsbericht Potsdam.
- SFB, 1994: Wechselwirkungen zwischen abiotischen und biotischen Prozessen der Tide-Elbe. - Tätigkeitsbereich des Sonderforschungsbereichs 1992-1994: 327 Seiten
- SIEFERT, W., 1982: Bemerkenswerte Veränderungen der Wasserstände in den deutschen Tideflüssen. Die Küste 37: 1-37.
- SIEFERT, W. & J. JENSEN, 1993: Fahrrinnenvertiefung und Tidewasserstände in der Elbe.- Hansa 130 (10), 119-125.
- SPINGAT, F.M., 1997: Analyse der Schwebstoffdynamik in der Trübungszone eines Tideflusses. - Sonderdruck aus Heft 139 der Mitteilungen des Leichtweiß-Instituts für Wasserbau der techn. Univ. Braunschweig: 187 S.
- SPRATTE, S., 1992: Daten zur limnischen Fischfauna im Eidergebiet.- Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft, Forsten und Fischerei des Landes Schleswig-Holstein und Landessportfischerverband Schleswig-Holstein (Hrsg.), Kiel: 137 S.
- STERNER, E., 1916a: Die niederelbische Küstenfischerei, Fischerbote 8: 69-76.
- STERNER, E., 1916b: Die niederelbische Küstenfischerei II. Die Fischereiarten. 1. Die Buttffischerei Fischerbote 8: 117-132.
- STERNER, E., 1916c: Die niederelbische Küstenfischerei II. Die Fischereiarten. 2. Die Aalfischerei Fischerbote 8: 190-202.
- STERNER, E., 1916d: Die niederelbische Küstenfischerei II. Die Fischereiarten. 3. Die Stintfischerei Fischerbote 8: 240-244.
- STERNER, E., 1916e: Die niederelbische Küstenfischerei II. Die Fischereiarten. 4. Die Sturenfischerei Fischerbote 8: 311-314.
- STERNER, E., 1918a: Die niederelbische Küstenfischerei II. Die Fischereiarten. 5. Der Maifischfang Fischerbote 10: 13-16.
- STERNER, E., 1918b: Die niederelbische Küstenfischerei II. Die Fischereiarten. 6. Die Schnepel- und Neesenfischerei. Fischerbote 10: 17-19.
- STERNER, E., 1918c: Die niederelbische Küstenfischerei II. Die Fischereiarten. 7. Die Quappenfischerei. Fischerbote 10: 72-75.
- STERNER, E., 1918d: Die niederelbische Küstenfischerei II. Die Fischereiarten. 8. Die Lachsfischerei. Fischerbote 10: 13-16.
- STERNER, E., 1918e: Die niederelbische Küstenfischerei II. Die Fischereiarten. 9. Die Störfischerei. Fischerbote 10: 13-16.
- THIEL, R. & I.C. POTTER, 2001: The ichthyofauna composition of the Elbe Estuary: an analysis in space and time. Marine Biology 138: 603-616.

- THIEL, R., 1994: Die Fischgemeinschaft der Ostemündung. AG. WSA Cuxhaven, unveröffentlicht, pp. 53.
- THIEL, R., 1995: Die Fischfauna der Tideelbe – historische Entwicklung, gegenwärtiger Zustand, fischereiliche Perspektive. In: GERKSEN, D. & M. WERNER (HRSG.): Ökologie Forum 11. Mai 1995: Situation der Elbe 5 Jahre nach der Wende, 31:64-71. Umweltbehörde Hamburg.
- THIEL, R., 2001: Spatial gradients of food consumption and production of juvenile fish in the lower river Elbe. *Archiv für Hydrobiologie*, 135 (2-4 Suppl. 1): 441-462.
- THIEL, R., H. WINKLER & L. URHO, 1996: Zur Veränderung der Fischfauna. - In: LOZÁN, J.L., R. LAMPE, W. MATTHÄUS, E. RACHOR, H. RUMOHR & H. VON WESTERNHAGEN (Hrsg.), Warnsignale aus der Ostsee. Paul Parey Verlag, Berlin: 181-188.
- THIEL, R., MEHNER, T., KÖPCKE, B. & R. KAFEMANN, 1996: DIET niche relationships among early stages of fish in Germany estuaries. *Mar. Freshw. Re.* 47: 123-136.
- THIEL, R., SEPULVEDA, A., KAFEMANN, R. & W. NELLEN, 1995: Environmental factors as forces structuring the fish community of the Elbe estuary. *J. Fish Biol.* 46: 47-69.
- THIENEMANN, A., 1925: Die Süßwasserfische Deutschlands eine Tiergeographische Skizze. In: *Handbuch der Binnenfischerei*. 27
- VAN DER MOLEN, D.T., 2004: References and classification tools for transitional and coastal waters for the purpose of the Water Framework Directive. Ministry of Transport, Public Works and Water Management, Netherland, pp. 71.
- VOIGT, M., 2003: Erfassung der Fischfauna der Unterweser. Bericht i. Auftrag des NLÖ, Dez. Binnenfischerei, unveröffentlicht, pp. 27 + Anhang.
- VON DEM BORNE, M., 1883: Die Fischerei-Verhältnisse des Deuteschen Reiches, Oesterreich-Ungarns, der Schweiz und Luxemburgs. Berlin.
- WBNL, 1998: Ergebnisse des CTIII Monitoringprogramms zur Sandentnahme und Verklappung in der Außenweser - Zusammenfassung und vertiefte Auswertung, Gutachten im Auftrag des Hansestadt Bremischen Hafenamtes Bremerhaven, Loxstedt: 223 S.
- WETZEL, V., 1987: Der Ausbau des Weserfahrwassers von 1921 bis heute. *Jb. Hafentechn.* Ges. 42, 83-105.
- WIELAND, P., 1992: Deichschutz und Binnenentwässerung im Eidergebiet. In: DVWK, Hrsg., *Historischer Küstenschutz*. Verlag Konrad Wittwer, Stuttgart, 463-486.
- WIELAND, P., 1993: Deichschutz und Binnenentwässerung im Eidergebiet. - In: DVWK (Hrsg.), *Historischer Küstenschutz*. Verlag Konrad Wittwer, Stuttgart: 463-486.
- WIESE, E., 1918: Die Fischerei an der Niederelbe im Jahre 1917. *Fischerbote* 10: 277-285.
- WILKENS, H. & A. KÖHLER, 1977: Die Fischfauna der unteren und mittleren Elbe: die genutzten Arten 1950 – 1975. *Abhandlungen und Verhandlungen des naturwissenschaftlichen Vereins zu Hamburg* 20: 185-222.

WITT, J., 2004: Analysing brakish benthic communities of the Weser estuary: Spatial distribution, variability and sensitivity of estuarine invertebrates. Diss. Universität Bremen, pp. 160 + Anhang.

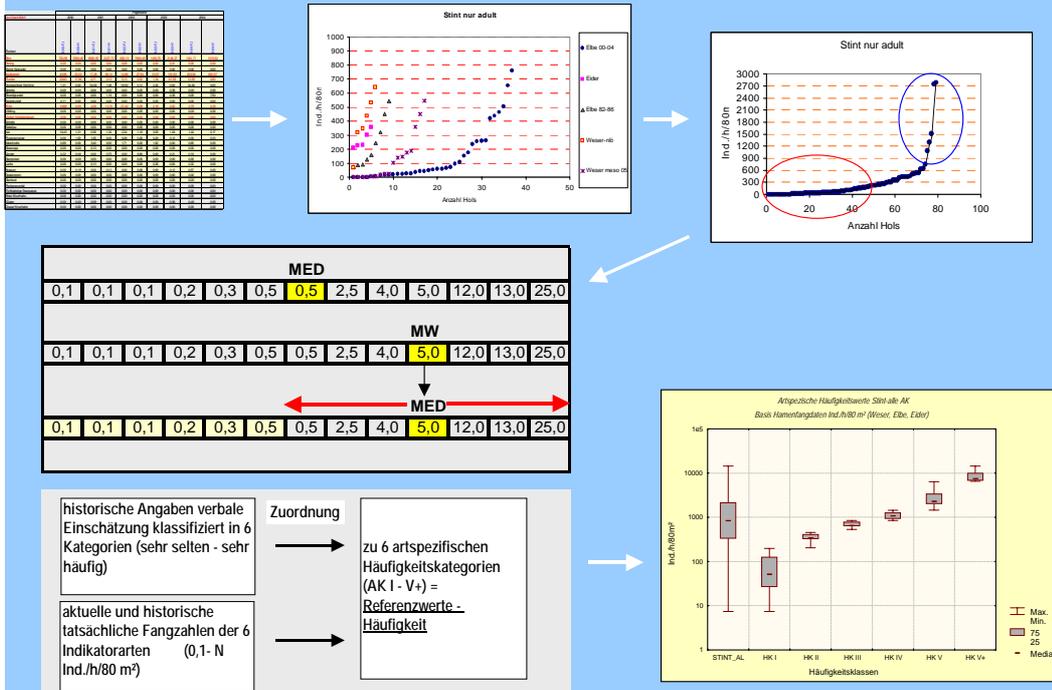
## Anhang 1: Metrics UK (Coates 2004)

Tab. 29: Fish Community Index - Großbritannien (wurde bereits modifiziert 2005)

Fish Community Index Metrics	Bewertung			Reaktion auf Stress
	5	3	1	
<b>Diversität und Artenzusammensetzung</b>				
1) Gesamtanzahl Taxa	≥ 20	< 20 und ≥ 12	< 12	verringert
2) Seltene/gefährdete Arten	vorhanden	fehlen		fehlen
3) Exotische und eingeschleppte Arten		fehlen	Vorhanden	vorhanden
4) Artenzusammensetzung	≥ 80% Ähnlichkeit	< 80% und ≥ 50% Ähnlichkeit	< 50% Ähnlichkeit	verringert
<b>Abundanz</b>				
5) Anzahl der Arten, die 90% der Abundanz ausmachen	≥ 9	< 9 und ≥ 5	< 5	verringert
6) relative Abundanz	≥ 60% Ähnlichkeit	< 60% und ≥ 40% Ähnlichkeit	< 40% Ähnlichkeit	verringert
<b>Funktion als Aufwuchsgebiet</b>				
7) Anzahl der ästuarinen Dauerbewohner	≥ 5	< 5 und ≥ 3	< 3	verringert
8) Anzahl der vom Ästuar abhängigen marinen Arten	≥ 14	< 14 und ≥ 8	< 8	verringert
9) Relative Abundanz der ästuarinen Dauerbewohner	25 – 60%	≥ 5% und < 25% oder > 60% und ≤ 90% Ähnlichkeit	< 5% oder > 90%	sehr niedrig oder sehr hoch
10) Relative Abundanz der vom Ästuar abhängigen marinen Arten	25 – 70%	≥ 10% und < 25% oder > 70% und ≤ 90% Ähnlichkeit	< 10% oder > 90%	sehr niedrig oder sehr hoch
<b>Trophische Integrität</b>				
11) Anzahl der benthivoren Taxa	≥ 6	< 6 und ≥ 3	< 3	verringert
12) Anzahl der piscivoren Taxa	≥ 3	< 3 und ≥ 1	< 1	verringert
13) Relative Abundanz benthopagen Taxa	≥ 10%	< 10% und ≥ 5%	< 5%	verringert
14) Relative Abundanz der piscivoren Taxa	≥ 5%	< 5% und ≥ 1%	< 1%	verringert

## Anhang 2: Herleitung der Klassengrenzen für die Zuordnung der Hamenfangzahlen zu Abundanzklassen 1 – 6

### Festlegung der Klassengrenzen



Anhang 3: Zuordnung von Fangzahlen zu Abundanzklassen (Grundlage Ind./h/80m<sup>2</sup>). Rot markierte Klasse 6 (sehr häufig - massenhaft) nicht historisch belegt.

<b>Klassen Finte 0+</b>		<b>Klassen Stint 0+</b>	
<b>Finte 0+</b>	<b>Klasse</b>	<b>Stint 0+</b>	<b>Klasse</b>
0	1	0	1
45	2	777	2
64	3	1542	3
131	4	2855	4
331	5	4955	5
2500	6	11285	6
<b>Klassen Finte subadult</b>		<b>Klassen Stint subadult</b>	
<b>Finte subadult</b>	<b>Klasse</b>	<b>Stint subadult</b>	<b>Klasse</b>
0	1	0	1
5	2	580	2
15	3	1079	3
30	4	1696	4
52	5	2095	5
110	6	5900	6
<b>Klassen Finte Adult</b>		<b>Klassen Stint adult</b>	
<b>Finte adult</b>	<b>Klasse</b>	<b>Stint adult</b>	<b>Klasse</b>
0	1	0	1
6	2	104	2
10	3	226	3
25	4	313	4
44	5	440	5
81	6	1145	6

<b>Klassen Flunder</b>	
<b>Flunder</b>	<b>Klasse</b>
0	1
15	2
20	3
33	4
57	5
121	6

<b>Klassen Großer Scheibenbauch</b>	
<b>Großer Scheibenbauch</b>	<b>Klasse</b>
0	1
4	2
40	3
240	4
1250	5
1250	6

<b>Klassen Hering</b>	
<b>Hering</b>	<b>Klasse</b>
0	1
100	2
190	3
480	4
1120	5
2000	6

<b>Klassen Kaulbarsch</b>	
<b>Kaulbarsch</b>	<b>Klasse</b>
0	1
18	2
38	3
75	4
680	5
680	6

<b>Klassen Stör</b>	
<b>Stör</b>	<b>Klasse</b>
0	1
1	3
2	5

## Anhang 4: Bewertungsbeispiele

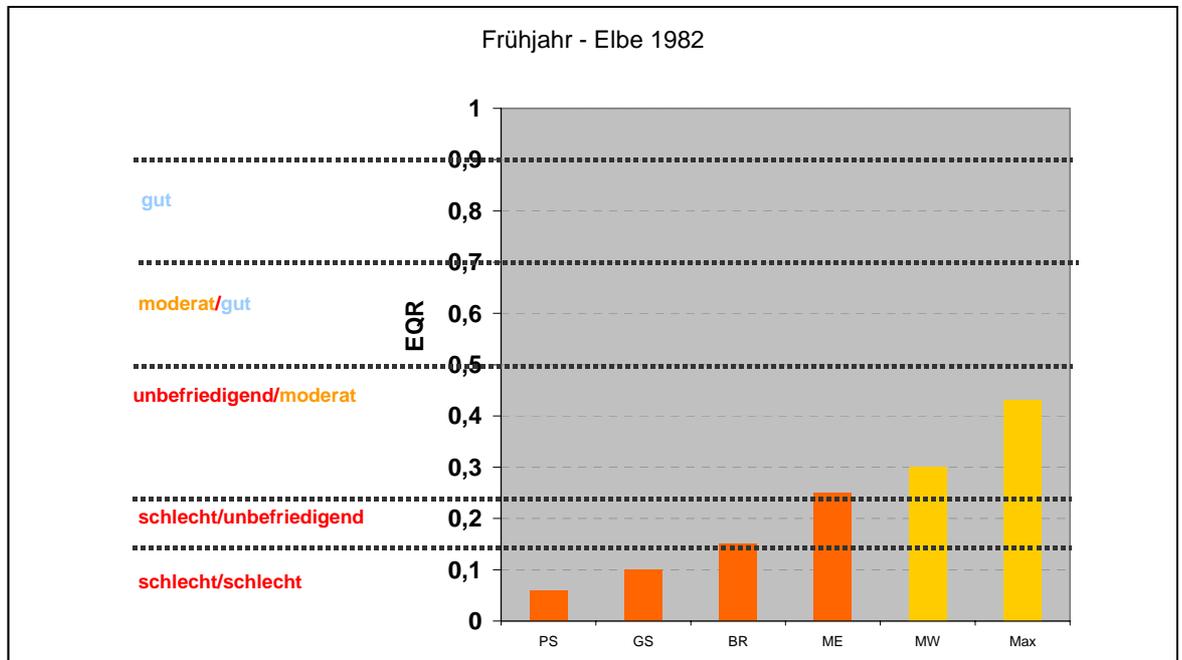


Abb. 10: Anwendung Tool ÜG T1, Bewertungsbeispiele Elbe 1982, differenziert nach Einzelfangorten und summarischer Betrachtung. Bewertungseinstufung schlecht – gut für den ‚ökologischen Zustand‘ (links) bzw. für das ‚ökologische Potenzial‘ (rechts)

PS = Pagensand (oligohalin), GS = Glückstadt (oligo/mesohalin), BR = Brunsbüttel (mesohalin), Medem (meso/polyhalin).

Nur für die quantitativen Metrics relevant: MW = Mittelwert aus allen Fängen, Max = Berücksichtigung des jeweiligen Fangmaximums.

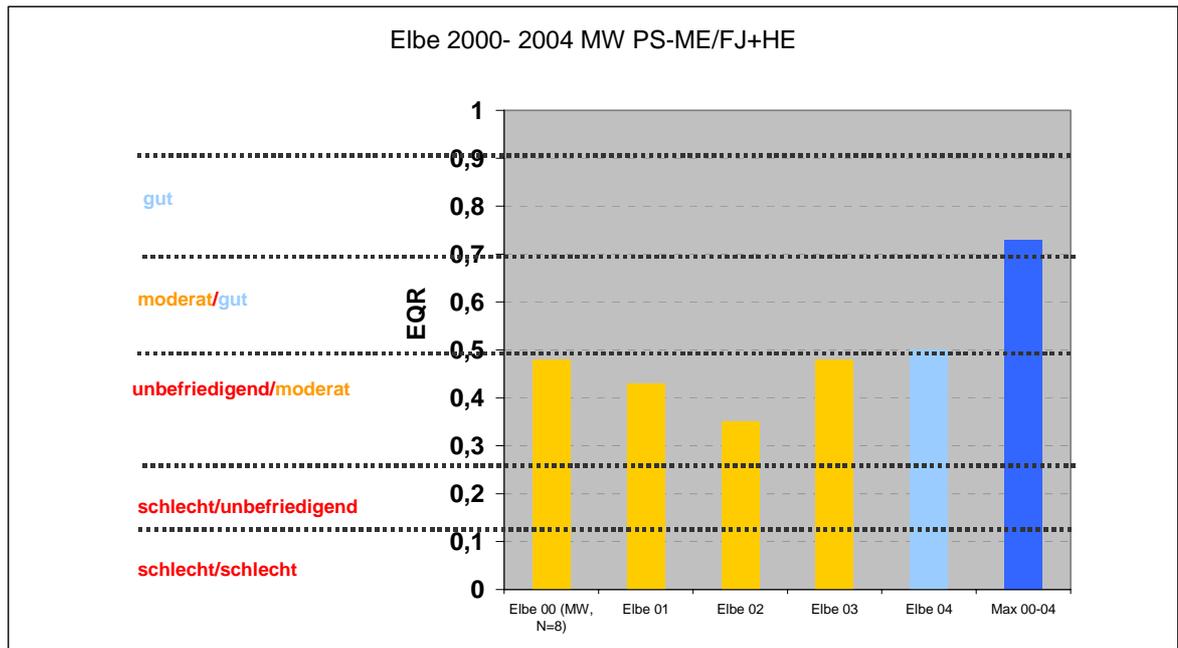


Abb. 11: Anwendung Tool ÜG T1, Ergebnisse Bewertungsbeispiele Elbe 2000 - 2004. Bewertungseinstufung schlecht – gut für den ‚ökologischen Zustand‘ (links) bzw. für das ‚ökologische Potenzial‘ (rechts)

Berechnet mit dem jeweiligen Jahresmittelwert (Frühjahrs – FJ und Herbstfänge HE) von PS = Pagensand (oligo/halin), GS = Glückstadt (oligo/mesohalin), BR = Brunsbüttel (mesohalin) und Medem (meso/polyhalin).

Max 00-04: Hypothetischer Datensatz = Bewertung basiert auf einer Gesamtartenliste der Elbe von Pagensand bis Medem der Jahre 2000 – 2004, für die quantitativen Metrics wurde zudem jeweils der höchste Fang berücksichtigt.

Qualitative Bewertung (Metrics 1-4)		Absolute Anzahl angetroffener Arten je Gilde				
Gilde	Gemein-Typ	Artenzahl		Bewertung		
		Aktuell	Referenz	Teilerggebnis	(1-5)	
Marin	Marin	1	41	2,4%	*	
	Marine-Juvenile	3	12	25,0%	2	
	Marine-Saisonale	3	10	30,0%	2	
Ästuarin	Ästuarine	2	19	10,5%	1	
Diadrom	Diadrome-Transit	5	8	62,5%	4	wird 1/3 gewertet
	Diadrome-Ästuarin	6	9	66,7%	4	4
Limnisch	Limnische-Indifferent	6	17	35,3%	*	
	Limnische-Reophil	1	9	11,1%	*	
	Limnische-Stillgewässer	1	7	14,3%	*	
<b>Gesamtergebnis</b>		28	132	21,2%	Summe:	9

\*: Typ geht nicht in B

Quantitative Bewertung (Metrics 5-10)		Relative Häufigkeit angetroffener Arten je Indikatorart				
Arten	Fischart	Häufigkeit			Bewertung	
		Aktuell	Referenz	Ähnlichkeit	Teilerggebnis	(1-5)
Finten	Finte 0+	0	5	0,0%	1	1
	Finte adult	2	5	40,0%	3	Mittel Finte
	Finte subadult	0	5	0,0%	1	
Stinte	Stint 0+	3	6	50,0%	3	4
	Stint adult	6	6	100,0%	5	Mittel Stint
	Stint subadult	6	6	100,0%	5	
Flunder	Flunder	5	6	83,3%	4	
Scheibenbauch	Großer Scheibenbauch	0	4	0,0%	1	
Hering	Hering	5	5	100,0%	5	
Kaulbarsch	Kaulbarsch	1	6	16,7%	1	
Stör	Stör	0	4	0,0%	*	
<b>Mittelwerte:</b>		2,0	5,1	39,1%	Summe:	16

**Ecological Quality ratio**

	Summe Ist:	25		EQR	0,38
	Summe Min:	10		Zustand	unbefriedigend
	Summe Max:	50		Potenzial	moderat

Abb. 12: Anwendung Tool ÜG T1, Ergebnisse Bewertungsbeispiel Eider Mittelwert aus Herbst 2002 und Frühjahr 2003 von 2 Fangorten (Tönning, Friedrichstadt). Darstellung des Bewertungsblattes des Tools.

## Anhang 5: Anforderung Fangmethodik

Wie bereits in Kap. 2.2 erläutert setzt die Anwendung des Bewertungsverfahrens die **Ankerhamenbefischung** als Erfassungsmethodik voraus.

Die in den norddeutschen Ästuaren eingesetzte **Hamengröße** variierte von ca. 90 m<sup>2</sup> (Elbe), 95 m<sup>2</sup> (Eider) und 150 m<sup>2</sup> (Weser). Eine genaue Festlegung bzw. Vorgabe der Hamengröße wird u.E. nicht umzusetzen sein, da für die Befischungen auf das vorhandene Gerät der kommerziellen Kutter zurückgegriffen werden muß. Durch die rechnerische Normierung auf 80 m<sup>2</sup> werden u.U.fangmethodisch bedingte Unterschiede, die auf die Hamengrößen zurückzuführen sind zumindest teilweise aufgefangen. Aus unserer Sicht sollte die Hamengröße eine Mindestgröße von etwa 70 m<sup>2</sup> aber nicht unterschreiten.

Die typischerweise eingesetzten **Maschenweiten** (im Steert) waren 8 - 11 mm in der Elbe, 6 - 12 mm in der Weser sowie 8 mm in der Eider. Im Rahmen dieser Spannweite sollten auf die zukünftigen Befischungen durchgeführt werden.

Bei den z.B. in der Weser zur Verfügung stehenden Hamenkuttern kann nur einseitig befischt werden. Im Rahmen der Bestandserhebungen in der Elbe wurde ebenfalls einseitig befischt. Dies sollte aus unserer Sicht auch in Zukunft so erfolgen.

Je Befischungsstelle und Fangtermin ist aus unserer Sicht eine Erhebung über 1 **gesamte Tidephase** (jeweils 1 Ebb - und 1 Fluthol) ausreichend.

Die Ebb- und Flut-Hols sollten getrennt ausgewertet werden, das wurde auch in der Vergangenheit routinemäßig gemacht.

**Gewichts - und Längenmessungen** auf Artebene (bei großen Fangmengen mittels geeigneter Unterproben, s.u.) gehören zum Routineprogramm der Befischungen. Selbst wenn solche Daten (insbesondere Gewichtsbestimmungen) nicht direkt für die WRRL-Bewertung genutzt werden, sollte u.E. in Zukunft nicht darauf verzichtet werden. Der Verzicht auf die Bestimmung o.g. Parameter führt u.E. nicht zu einer nennenswerten Kostenreduktion, aber zu einem deutlichen Informationsverlust.

Das Vorgehen zur Entnahme bzw. die Größe von Unterproben für Abundanz und Biomasse ist art- und fangspezifisch unterschiedlich, so dass eine generelle %-Angabe im Hinblick auf eine Mindestgröße der Unterprobe nicht allgemein festzulegen ist. Gewährleistet muß jedoch sein, dass es sich um eine jeweils repräsentative Unterprobe handelt und das Vorgehen entsprechend nachvollziehbar protokolliert wird. Von den Bearbeitern muß aus fachlicher Sicht verlangt werden können, die Repräsentativität einer jeweiligen Unterprobe beurteilen zu können. Wir werden aber noch prüfen, ob man die Entnahme von Unterproben so weit möglich methodisch standardisieren kann.

Für die Bestimmung des Artenspektrums ist anders als bei den o.g. quantitativen Parameter der Fang immer komplett zu bearbeiten.

Weitere Hinweise zur Durchführung der fischfaunistischen Untersuchung sind in Kap. 8 aufgeführt und lassen sich in der Übersicht den Tab. 30 und Tab. 31 entnehmen.

Tab. 30: Angaben zur methodischen Vorgehensweise zur Erfassung der Fischfauna in norddeutschen Übergangsgewässern.

<b>Qualitätskomponente Fischfauna in Übergangsgewässern</b>	
<b>Fangmethodische Rahmenbedingungen</b>	
1	Anzahl und Position Messstellen (MS) <i>mind. 1 MS je Salinitätszone</i>
2	Fangart <i>Ankerhamen</i>
3	Netzgröße des Hamens <i>&gt;70 m<sup>2</sup></i>
4	Maschenweiten (im Steert) <i>6 - 12 mm</i>
5	Hamenposition <i>einseitig (ggf. beidseitig bei kleineren Hamengrößen)</i>
6	Exposition/Untersuchungstermin <i>über die gesamte Tidephase</i>
7	Tidephase - a <i>Ebbhol</i>
8	Tidephase - b <i>Fluthol</i>
Untersuchungszeitpunkte	
9	Frühjahr <i>zwingend, Mai</i>
10	Sommer <i>nicht zwingend, (Juli, August)</i>
11	Herbst <i>zwingend, September/Okttober</i>
12	Winter <i>nicht zwingend</i>
Fangdokumentation	
10	Expositionszeit <i>je Hol (Angabe in Min, vom Einsetzen bis zum Einholen)</i>
11	durchfiltriertes Wasservolumen <i>Messung je Hol (Angabe: in m<sup>3</sup>)</i>
Auswertung Fang	
12	Ebb- und Fluthols <i>getrennte Auswertung</i>
13	Taxonomische Ansprache <i>gesamtes Artenspektrum</i>
Längenmessungen <i>ja, 1cm below, Individuenebene/Art (bei hohen Fangzahlen geeignete Unterprobe)</i>	
14	Gewichtsbestimmung <i>ja, Angaben in g, Gesamtfanggewicht/Art (bei hohen Fangzahlen geeignete Unterprobe)</i>
Altersgruppen	
15	Anzahl 0+ <i>ja (zwingend bei Finte und Stint)</i>
16	Anzahl subadult <i>ja (zwingend bei Finte und Stint)</i>
17	Anzahl adult <i>ja (zwingend bei Finte und Stint)</i>

Tab. 31: aus Kap. 5.6: Differenzierung der Größenklassen für Finte – *Alosa fallax*, Stint – *Osmerus eperlanus* sowie Angabe des jeweils optimalen Fangzeitpunktes und des Fangortes für alle quantitativ relevanten Arten. Einteilung der Altersgruppen leicht modifiziert nach LAVES, Abt. Binnenfischerei.

Art	Altersgruppeneinstufung nach Größe (cm)	für die Bewertung relevanter Fangzeitpunkt	für die Bewertung relevanter Fangort
Finte 0+	<11	nur Herbst	oligohalin, mesohalin
Finte subadult	11-23	nur Frühjahr	mesohalin, polyhalin
Finte adult	>23	nur Frühjahr	oligohalin, mesohalin
Stint 0+	<6	Herbst, Frühjahr	mesohalin
Stint subadult	7-10	Herbst	oligo-mesohalin
Stint adult	>10	Frühjahr	oligo-mesohalin
Kaulbarsch	Keine Differenzierung	Frühjahr, Herbst	oligohalin
Flunder	Keine Differenzierung	Frühjahr, Herbst	oligo-mesohalin
Scheibenbauch	Keine Differenzierung	Frühjahr	mesohalin
Hering	Keine Differenzierung	Frühjahr	mesohalin