

# Bewertungsverfahren für die Qualitätskomponenten Makrophyten und Angiospermen in der Tideelbe gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie

Endbericht

---



---

Hamburg, Februar 2005

Auftraggeber:  
Sonderaufgabenbereich Tideelbe - Wassergütestelle Elbe

Auftragnehmerin:  
Dipl.-Biol. Gabriele Stiller  
Biologische Kartierungen und Gutachten, Hamburg

# Bewertungsverfahren für die Qualitätskomponenten Makrophyten und Angiospermen in der Tideelbe gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie

Endbericht

## **Auftraggeber:**

Sonderaufgabenbereich Tideelbe - Wassergütestelle Elbe  
Neßdeich 120-121  
21129 Hamburg

## **Auftragnehmerin:**

Dipl.-Biol. Gabriele Stiller  
Biologische Kartierungen und Gutachten  
Jaguarstieg 6  
22527 Hamburg

Tel.: (040) 40 18 80 95

Fax: (040) 40 18 80 96

e-Mail: [Gabriele.Stiller@t-online.de](mailto:Gabriele.Stiller@t-online.de)

Hamburg, Februar 2005

## **Titelfotos**

---

links: Strandsimsen-Röhrich (*Scirpetum maritimi*) mit Strand-Aster (*Aster tripolium*) und  
Laugenblume (*Cotula coronopifolia*)  
rechts oben: Schilfröhrich mit Sumpfsimsen-Saum (*Phragmites australis*, *Eleocharis uniglumis*)  
rechts unten: Vegetationsbestände aus *Scirpetum maritimi* und *Scirpo-Phragmitetum*

## Inhaltsverzeichnis

<b>1</b>	<b>Einleitung und Aufgabenstellung</b> .....	<b>1</b>
<b>2</b>	<b>Datengrundlage</b> .....	<b>1</b>
<b>3</b>	<b>Beschreibung des Bearbeitungsgebietes und Gewässertypisierung</b> .....	<b>2</b>
3.1	Gewässerkategorie Fluss, Gewässertyp 20 „Sandgeprägter Strom“ .....	2
3.2	Gewässerkategorie Fluss, Gewässertyp 22 „Marschengewässer“ .....	2
3.3	Gewässerkategorie Übergangsgewässer, Gewässertyp T1 .....	3
3.4	Erheblich veränderte Wasserkörper (heavily modified waterbodies = HMWB) .....	3
<b>4</b>	<b>Hinweise zum Untersuchungsraum und zur Qualitätskomponente Gewässerflora</b> .....	<b>4</b>
<b>5</b>	<b>Beschreibung von Referenzbedingungen</b> .....	<b>5</b>
5.1	Vorgaben der EU-Wasserrahmenrichtlinie .....	5
5.2	Beschreibung relevanter Standortbedingungen .....	6
5.2.1	Tidenregime .....	6
5.2.2	Strömungsgeschwindigkeiten .....	6
5.2.3	Salinität .....	7
5.2.4	Ufermorphologie und Substrat .....	8
5.2.5	Exposition .....	8
5.3	Charakterisierung der gewässerspezifischen Vegetationsbestände .....	9
5.3.1	Zusammenfassender Überblick .....	9
5.3.2	Pflanzensoziologische Gliederung .....	11
5.3.3	Vegetationsbestände und ihre Zonierung .....	12
5.3.4	Verbreitung und Vorkommen .....	18
5.4	Degradationserscheinungen der Vegetationsbestände .....	21
<b>6</b>	<b>Entwicklung des Bewertungsverfahrens</b> .....	<b>23</b>
6.1	Überblick über vorhandene Bewertungsverfahren gemäß WRRL .....	23
6.2	Grundlagen des Bewertungsverfahrens „Standorttypieindex“ (LUNG 2002) .....	25
6.3	Anpassung des Standorttypieindex-Makrophyten (STI <sub>M</sub> ) für die Tideelbe .....	26
6.3.1	Gewässerspezifische Artenliste und Einstufung der Arten .....	26
6.3.2	Deckungsanteile und Berechnung des STI <sub>M</sub> .....	29
6.3.3	Besiedlungsstruktur und Auswahl von Zusatzkriterien .....	31
6.3.4	Gewässerspezifische Klassifizierungsskala .....	34
<b>7</b>	<b>Ausblick</b> .....	<b>38</b>
7.1	Erprobung des Bewertungsverfahrens und Monitoringprogramm .....	38
7.2	Anwendbarkeit auf andere Nordseezuflüsse bzw. Tidegewässer .....	39
<b>8</b>	<b>Zusammenfassung</b> .....	<b>40</b>

<b>9 Literaturverzeichnis .....</b>	<b>41</b>
9.1 Zitierte Literatur .....	41
9.2 Ausgewertete Literatur .....	45

## Abbildungs- und Tabellenverzeichnis

### Abbildungsverzeichnis

Abb. 1: Verbreitung charakteristischer Vegetationstypen in der Tideelbe. Die Salzgehaltsangaben folgen dem Venice-System und wurden ebenso wie die Lage der Salinitätsgrenzen der „UVU Fahrrinnenanpassung“ (1997) entnommen. ....	18
Abb. 2: Ökologische Kategorien für die Indikatorgruppe Makrophyten (LUNG 2002) .....	26
Abb. 3: Formel zur Berechnung des STI-Makrophyten (LUNG 2002) .....	31

### Tabellenverzeichnis

Tab. 1: Vorkommen aspektbildender, dominanter Arten in der Tideelbe unterhalb der MTHW-Linie in Abhängigkeit von abiotischen Faktoren. Ferner werden drei charakteristische Pflanzenarten gesondert aufgeführt. („+“ = Hauptvorkommen, „•“ = gelegentliche Vorkommen) .....	20
Tab. 2: Einstufung von 115 potenziell im Bearbeitungsgebiet Tideelbe unterhalb der MTHW-Linie auftretenden Pflanzenarten in die ökologischen Kategorien gemäß STI-Verfahren. ....	28-29
Tab. 3: Matrix zur Ermittlung der Deckungsanteile ökologischer Kategorien ( $K_{DA}$ -Wert) (LUNG 2002) .....	30
Tab. 4: Einschätzung der Beeinträchtigung der Vegetationsbestände im Hinblick auf die Zusatzkriterien zur Besiedlungsstruktur. ....	34
Tab. 5: Abstufung der Besiedlungsstruktur (verändert nach LUNG 2002) .....	34
Tab. 6: Vorläufige Klassifizierung des STI-Makrophyten für die Abschnitte der Tideelbe. ....	37

## 1 Einleitung und Aufgabenstellung

Die EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) strebt den guten ökologischen Zustand aller Oberflächengewässer bis zum Jahr 2015 an. Die ökologische Gewässerqualität wird dabei vorrangig über die biologischen Qualitätskomponenten Wirbellosen- und Fischfauna sowie **Gewässerflora** bestimmt. Diese sind regelmäßig zu untersuchen (Monitoring) und die Ergebnisse in ein 5-stufiges Klassifikationssystem einzuordnen, d. h. zu bewerten. Den Vorgaben der WRRL entsprechend sind folgende Schritte notwendig:

- (1) Zunächst muss im Zuge der Typisierung jeder Wasserkörper einem bestimmten Gewässertyp zugeordnet werden.
- (2) Im Anschluss hieran sollen für jeden Gewässertyp spezifische Referenzbedingungen aufgestellt werden. Diese Bedingungen stellen den „sehr guten ökologischen Zustand“ dar, d. h. den Zustand ohne oder mit nur geringfügigen anthropogenen Einflüssen.
- (3) Anhand von Degradationserscheinungen, die auf verschiedene Belastungen bzw. Störungen zurückgehen, müssen Kriterien für eine Abgrenzung der fünf Zustandsklassen definiert werden bzw. die Abweichungen über die Berechnung eines Indexes mit der Referenz in einem Bewertungsverfahren in Bezug gesetzt werden.
- (4) Die Bewertung der Gewässer soll schließlich anhand eines Vergleichs von aktuell ermittelten Daten mit denen des Referenzzustandes durchgeführt werden.

Während die Typisierung für die Tideelbe abgeschlossen ist, steht die Erarbeitung der gewässertypischen **Referenzbedingungen** sowie des **Bewertungsverfahrens** für die Gewässerflora noch aus und ist Gegenstand der vorliegenden Arbeit. Die Erprobung des Klassifizierungssystems und damit eine erste Bewertung von Gewässerabschnitten anhand der vorkommenden Gewässerflora ist für die kommende Vegetationsperiode 2005 vorgesehen. Im Hinblick auf dieses Projekt werden Hinweise zur Erfassung und zum Monitoring der Qualitätskomponente gegeben. Ferner wird die Anwendbarkeit des Verfahrens auf andere Nordseezuflüsse bzw. Tidegewässer diskutiert.

## 2 Datengrundlage

Grundlage für die Referenzbeschreibungen und die im Bewertungsverfahren zu betrachtenden Vegetationsbestände bzw. Pflanzenarten bildet die „Vorstudie zur Klärung der **Relevanz der Gewässerflora** (Makrophyten, Angiospermen, Großalgen) für die Bewertung des ökologischen Zustandes im Teileinzugsgebiet Tideelbe“ (ARGE ELBE 2001 - im Folgenden „Vorstudie“).

Die Vorgehensweise und die Ausführungen zum Bewertungsverfahren basieren auf den Arbeiten der Verfasserin zu Marschengewässern in Schleswig-Holstein. Hier wurden in den Jahren 2002 und 2003 im Auftrag des Landesamtes für Natur und Umwelt, Kiel-Flintbek, Untersuchungen in ausgewählten Flussunterläufen und Speicherbecken der Marschen nach den Vorgaben der EU-WRRL durchgeführt (STILLER 2003). Untersucht wurden u. a. die Makrophytenbestände der tidebeeinflussten Flussunterläufe der Unterelbe-Nebenflüsse Pinnau, Krückau und Stör sowie die Tideeider als Nordseezufluss.

Die dort erhobenen Daten bildeten die Grundlage für die Erarbeitung des Bewertungsverfahrens für die Qualitätskomponenten Makrophyten und Angiospermen in diesen Gewässern (STILLER in Vorb.). Aufgrund der Ähnlichkeiten dieser Gewässer mit der Tideelbe hinsichtlich Gewässertyp bzw. -kategorie, Standortbedingungen sowie biozönotischer Ausstattung dienten diese Daten auch als Grundlage für das Bewertungsverfahren für die Tideelbe - mit Hinblick auf ein **einheitliches Verfahren** für norddeutsche Tidegewässer.



### 3 Beschreibung des Bearbeitungsgebietes und Gewässertypisierung

Das Bearbeitungsgebiet umfasst die Tideelbe zwischen dem Wehr Geesthacht und der Seegrenze bei Cuxhaven ohne Nebengewässer. Nachfolgend soll eine kurze Charakterisierung der Gewässerkategorien bzw. -typen im Gebiet erfolgen, da diese Angaben für die spätere Beschreibung der charakteristischen Vegetation sowie der Standortbedingungen notwendig sind. Die Angaben sind der „Vorstudie“ sowie dem C-Bericht zur Umsetzung der WRRL entnommen (ARGE ELBE 2001, 2004).

#### 3.1 Gewässerkategorie Fluss, Gewässertyp 20 „Sandgeprägter Strom“

Dieser Gewässertyp reicht vom Wehr Geesthacht (Strom-km 585,9) bis zum Mühlenberger Loch (Strom-km 632,0) und schließt somit das Stromspaltungsgebiet mit dem Hamburger Hafen ein. Der Abschnitt ist durch **limnische** Verhältnisse gekennzeichnet. Vorherrschendes Substrat ist **Sand**, wodurch sich die Zuordnung zum Gewässertyp ergibt.

**Oberhalb Hamburgs** liegt die Gewässerbreite zwischen 100 und 200 m, nur selten werden größere Breiten erreicht (Stover, Altengamme, Drage, Zollenspieker, Overhaken). Der mittlere Tidenhub beträgt 2,70 m bei Zollenspieker und 3,30 m an der Bunthäuser Spitze. Die Ufer sind auf mehr als zwei Drittel ihrer Länge mit Steinschüttungen und Buhnen verbaut. Flachwasserbereiche sind nur an wenigen Stellen ausgebildet. Die bei ablaufendem Wasser frei werdenden Wattflächen sind, wie die Vordeichsflächen, überwiegend schmal.

Das **Stromspaltungsgebiet** ist nur auf einem kurzen Abschnitt oberhalb des Hafens ähnlich wie der zuvor beschriebene Abschnitt ausgebildet. Nur hier finden sich noch kleinere Wattflächen (Heuckenlock, Schweensand). Im Übrigen ist das Gebiet von den Umschlags- und Industrieanlagen des Hamburger Hafens geprägt. Entsprechend sind die Ufer zu mehr als 95 % mit Spundwänden und anderen massiven Uferbefestigungen verbaut. Flachwasser- und Wattbereiche fehlen nahezu völlig. Gleiches gilt für die Außendeichsflächen. Für St. Pauli wird ein mittlerer Tidenhub von 3,40 m angegeben.

#### 3.2 Gewässerkategorie Fluss, Gewässertyp 22 „Marschengewässer“

Während der zuvor beschriebene Abschnitt der Tideelbe noch weitgehend Flussgestalt aufweist, beginnt mit der Aufweitung des Elbestromes ab dem Mühlenberger Loch der eigentliche Mündungstrichter des Elbeästuars. Mit der Aufweitung bis zu einer Breite von mehreren Kilometern kommt es in Teilen zur starken Strömungsberuhigung und in der Folge zu großräumigen **Schlickwatt-Ausprägungen**. Neben Schlick findet sich jedoch an weniger strömungsberuhigten und/oder aufgespülten Standorten auch sandiges Substrat.

Die Strecke zwischen **Mühlenberger Loch** (Strom-km 632,0) und **Schwingemündung** (Strom-km 655,0) wurde zu den Marschengewässern gestellt, da sie noch überwiegend **limnisch** geprägt ist. Nur bei besonderen Westwind-Wetterlagen und/oder zu niedrigen Oberwasserabflüssen schiebt sich die oligohaline Zone etwa bis auf die Höhe von Wedel.

Die Tideelbe ist hier durch die Inseln Schweinesand, Neßsand, Hanskalbsand, Lühesand und einen Teil von Auberg/Drommel stärker strukturiert. Kennzeichnend sind ferner die großen Wattflächen im Mühlenberger Loch und bei Fährmannssand. Ansonsten überwiegen schmale Flusswattflächen und mit einer Ausnahme westlich von Lühe auch schmale Vordeichsflächen. Weniger als die Hälfte der Uferlänge ist verbaut. Der

Hauptstrom hat eine Breite von 1,0 bis 1,5 km. Am Pegel Schulau beträgt der mittlere Tidenhub 3,20 m.

### 3.3 Gewässerkategorie Übergangsgewässer, Gewässertyp T1

Der nachfolgende Elbeabschnitt von der Schwingemündung (Strom-km 655,0) bis zur Seegrenze bei Cuxhaven (Strom-km 727,0) ist durch zunehmenden Salzgehalt gekennzeichnet, der sich aufgrund der Nähe zum Küstengewässer der Elbe ergibt. Der WRRL-Definition entsprechend wird der gesamte **oligo-, meso- und polyhaline** Bereich der Tideelbe als Übergangsgewässer eingeordnet. Als Sedimente treten **Sand-, Schlick- und Mischwatt** auf.

Von der **Schwingemündung bis unterhalb von Glückstadt** ist das Gewässer durch die Elbinseln Auberg/Drommel, Bishorster Sand und Pagensand mit den dazugehörigen Nebeneiben sowie Schwarztonnensand und Rhinplate stark strukturiert. Bei Eschschallen, Asseler Sand und Krautsand treten größere Vordeichsflächen bis zu 1,5 km Breite auf. Die Breite des Hauptstromes beträgt zwischen 1,5 und 2,0 km. Unverbaute Uferabschnitte herrschen deutlich vor. Der mittlere Tidenhub weist bei Glückstadt 2,80 m auf.

**Unterhalb von Glückstadt** kommen keine Inseln mehr in der Tideelbe vor. Die Gewässerbreiten liegen hier bei 2 km und darüber. Das Nordufer ist bis Neufeld überwiegend verbaut und weist bis auf wenige Ausnahmen an der Störmündung und bei St. Margarethen nur schmale Watt- und Vordeichsflächen auf. Am gegenüberliegenden überwiegend unverbauten Gleitufer haben sich dagegen ausgedehnte Wattflächen gebildet. Landeinwärts schließen sich im Kehdinger Land über 1 km breite Außendeichsflächen (Allwöhrdener Außendeich) an.

Dieses Bild setzt sich am Südufer bis kurz unterhalb der Oste-Mündung mit Belumer und Haderer Außendeich fort. Hieran schließen sich von Otterndorf bis **Cuxhaven** verbaute Uferabschnitte mit schmalen Watt- und Vordeichsflächen an. Der mittlere Tidenhub beträgt ca. 3,00 m bei Cuxhaven. Am Nordufer öffnet sich das Elbeästuar bei Neufeld nach Norden hin dem Wattenmeer. Beginnend am **Neufelderkoog** erstrecken sich mehrere Kilometer breite Sand- und Wattflächen sowie Prielsysteme bis **Trischendam**. Die Außendeichsflächen weisen Breiten von 0,5 bis 1,5 km auf und sind von Salzwiesen geprägt.

### 3.4 Erheblich veränderte Wasserkörper (heavily modified waterbodies = HMWB)

Die zuvor beschriebenen Gewässerabschnitte von Geesthacht bis Cuxhaven wurden gemäß WRRL vorläufig als **erheblich veränderte Wasserkörper** eingeordnet (ARGE ELBE 2004). Grund hierfür sind wesentliche Veränderungen der Hydromorphologie der Tideelbe bedingt durch den Bau des Tidewehres bei Geesthacht, umfangreiche Deichbaumaßnahmen sowie die Vertiefung der Fahrinne. Die Veränderungen betreffen in erster Linie:

- Künstliche Begrenzung der Tidegrenze durch das Wehr
- Tiefen- und Breitenverhältnisse
- Tidenhub
- Strömungsgeschwindigkeiten
- Lage der Brackwassergrenze
- Verringerung von Flachwasserbereichen, z. T. Wattflächen und Vorlandsflächen
- Uferverbau in Form von Steinschüttungen und -pflasterungen, Bühnen etc.

Die Beeinträchtigungen bzw. Veränderungen der Hydromorphologie haben zu wesentlichen Veränderungen der natürlichen Standortbedingungen in der Tideelbe geführt, mit entsprechend erheblichen Auswirkungen auf die Gewässerflora.

#### 4 Hinweise zum Untersuchungsraum und zur Qualitätskomponente Gewässerflora

Die obere, d. h. landseitige Vegetationsgrenze für die Erfassung von Makrophyten in Fließgewässern und Seen des Binnenlandes bildet die Linie des mittleren Wasserstandes (**Untersuchungsraum**). Pflanzen, die unterhalb dieser Linie wachsen bzw. wurzeln gehören zur Gewässerflora (BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT 2004). Für den tidebeeinflussten Teil der Elbe entspricht diese mittlere Wasserlinie der mittleren Tidehochwasser-Linie (ARGE ELBE 2001, RAABE 1982). Bereiche unterhalb der mittleren Tidehochwasser-Linie (MTHW) sind ständig oder zweimal täglich von Wasser bedeckt.

Je nach Gewässerkategorie bzw. -typ sind gemäß WRRL unterschiedliche Pflanzengruppen zur Bewertung heranzuziehen. In Anlehnung an die „Vorstudie“ werden für das zu entwickelnde Bewertungsverfahren zur Tideelbe in der Gewässerkategorie Fluss die Makrophyten und in der Kategorie Übergangsgewässer zusätzlich die Angiospermen Berücksichtigung finden. Die Großalgen bleiben unberücksichtigt, da es sinnvoll erscheint die Bewertung dieser Pflanzengruppe über die Kategorie Küstengewässer vorzunehmen, wo sie die vorherrschende Gruppe innerhalb der Gewässerflora darstellen.

Zu den **Makrophyten** gehören makroskopisch sichtbare Armleuchteralgen (*Characeae*), Moose (*Bryophyta*) und Gefäßpflanzen (*Pteridophyta* und *Spermatophyta*), die untergetaucht wachsen oder ganzjährig bei mittlerem Wasserstand bzw. mittlerem Tidehochwasser im Gewässer wurzeln. Die völlig oder fast vollständig untergetaucht lebenden, submersen Pflanzen bilden die Gruppe der echten Wasserpflanzen oder Hydrophyten. Im Gegensatz dazu stehen die Sumpfpflanzen oder **Helophyten**, die lediglich mit ihren Wurzeln und untersten Sprosstteilen im Wasser stehen und somit aus dem Wasser herausragen (emerses Wachstum). Während die Armleuchteralgen und Moose zu den submersen Makrophyten gehören, finden sich unter den Gefäßpflanzen sowohl submerse als auch emerse Wuchsformen (ZANDER et al. 1992).

Außer den Helophyten kommen in den Tidegewässern unterhalb der mittleren Tidehochwasser-Linie regelmäßig Pflanzen vor, die im Gewässer selbst nicht längere Zeit überleben können. Hierunter finden sich zum einen Wechselfeuchte-, Wechsellösse- oder Überschwemmungszeiger und zum anderen Arten, die keiner dieser Gruppen angehören und nach ELLENBERG et al. (2001) eine Feuchtezahl von <9 aufweisen. Diese z. T. für feuchte bzw. nasse Standorte an sich untypischen Arten bilden aufgrund der besonderen Standortbedingungen charakteristische Bestandteile der Tideröhrichte und werden daher zu den Makrophyten gestellt.

Im Gegensatz zu binnenländischen Fließgewässern und Seen spielen submerse Wasserpflanzen in tidebeeinflussten Flussunterläufen eine untergeordnete Rolle. Hier sind emerse Röhricht- bzw. Makrophytenbestände aspektbildend. Dies gilt auch für große Teile der durch Salzwassereinfluss gekennzeichneten Übergangsgewässer. Hier kommen jedoch mit zunehmendem Salzgehalt im Wasserwechselbereich typische Salzpflanzengesellschaften hinzu. Diese Pflanzen werden gemäß WRRL als **Angiospermen** der Gewässerflora zugeordnet. Sofern im Folgenden der Begriff „Makrophyten“ verwendet wird, sind hierin die Angiospermen eingeschlossen, es sei denn, es wird ausdrücklich anderes beschrieben.



## 5 Beschreibung von Referenzbedingungen

### 5.1 Vorgaben der EU-Wasserrahmenrichtlinie

Bezugspunkt für die Bewertung der biologischen Qualitätskomponenten sind Referenzbedingungen, die dem **sehr guten ökologischen Zustand** entsprechen. Sie sind gewässertypspezifisch, d. h. für jeden Gewässertyp gesondert zu definieren und durch die biologischen Qualitätskomponenten zu charakterisieren. Die Bewertung der Qualitätskomponenten erfolgt durch Vergleich mit diesen gewässertypspezifischen **Referenzbedingungen**.

Wie im vorangegangenen Kapitel beschrieben, wurden alle Gewässerabschnitte der Tideelbe aufgrund der tief greifenden hydromorphologischen Veränderungen als „**erheblich verändert**“ eingestuft. Für erheblich veränderte Wasserkörper ist ein Wechsel in den Referenzbedingungen vom natürlichen Zustand zum potenziell Machbaren zu verzeichnen (höchstes ökologisches Potenzial).

Die Referenzbedingungen hängen hier in erster Linie von den hydromorphologischen Veränderungen ab, die notwendig sind, um die spezifischen Nutzungen aufrechtzuerhalten. Um dennoch die optimale Annäherung an ein natürliches aquatisches Ökosystem zu beschreiben, dient zur Festlegung des „**höchsten ökologischen Potenzials**“ der Referenzzustand desjenigen Wasserkörpers, der dem betreffenden erheblich veränderten Wasserkörper am ähnlichsten kommt (CIS-ARBEITSGRUPPE ECOSTAT 2003). Für die Tideelbe sind dies, die eingangs beschriebenen Gewässertypen „Sandgeprägter Strom“, „Marschengewässer“ und „Übergangsgewässer,“ für die jeweils gesonderte Referenzbedingungen hinsichtlich der Qualitätskomponenten zu erarbeiten sind.

Die typspezifischen Referenzbedingungen können gemäß WRRL (Anhang II, 1.3) „raumbezogen“, d. h. von aktuell vorhandenen Referenzstellen oder aus **historischen Literaturangaben** abgeleitet werden. Aufgrund der erwähnten starken anthropogenen Überprägung der Tideelbe wird davon ausgegangen, dass in keinem der Gewässertypen reale Referenzzustände existieren. Infolgedessen wurden die Referenzbeschreibungen aus der Literatur entnommen.

Als Kriterien für die Bewertung der Qualitätskomponenten Makrophyten und Angiospermen sieht die WRRL die **Artenzusammensetzung und Abundanz** der Arten vor. Diese gilt es entsprechend für die charakteristischen Vegetationsbestände darzustellen. Während jedoch die Artenzusammensetzung zumindest teilweise rekonstruierbar bzw. in den meisten Fällen aus der Literatur herausgearbeitet werden kann, trifft dies für Angaben zur Abundanz in den allerseltensten Fällen zu (KÖHLER & VEIT 2003). Um dennoch zu einer Bewertung zu gelangen, wurde bei den Beschreibungen Wert darauf gelegt, charakteristische Vegetationsmerkmale (z. B. Vegetationszonierung) herauszustellen, die als **Zusatzkriterien** für die Bewertung eingesetzt werden können.

## 5.2 Beschreibung relevanter Standortbedingungen

Die Ausprägung der Vegetationsbestände der Tideelbe wird natürlicherweise durch die besonderen Gegebenheiten des Tideästuars bestimmt. Prägende Faktoren sind Tidenregime, Strömungsgeschwindigkeit, Salinität, Ufermorphologie und Substrat sowie Exposition. Dem natürlichen Tiderhythmus entsprechend sind diese Faktoren variabel. Hinzu kommen die Überlagerung durch das Oberwasser sowie anthropogene Eingriffe. Nachfolgend werden die relevanten Standortbedingungen sowie ihre anthropogenen Veränderungen und deren Auswirkungen auf die Vegetationsbesiedlung als Grundlage für die Bewertung von Degradationserscheinungen dargestellt.

### 5.2.1 Tidenregime

Die Tideneinfluss umfasst das gesamte Bearbeitungsgebiet bis zum Wehr bei Geesthacht, das eine künstliche Tidegrenze bildet. In natürlichen Ästuaren nimmt der Tidenhub von der Mündung ausgehend flussaufwärts u. a. infolge morphologischer Dämpfung ab. Während KÖTTER (1961) noch eine **Verringerung des Tidenhubs** von Cuxhaven bis Hamburg um 0,5 m beschreibt, ist heute das Gegenteil der Fall. Grund hierfür sind Ausbaumaßnahmen, die die morphologische Dämpfung reduzieren, wobei die Veränderung des Tidenhubs stromaufwärts stärker ausgeprägt ist als im Mündungsbereich (SCHUCHARDT 1995). Nach IMMEYER (1996) fand in der Zeit von 1945/55 bis 1990/94 eine **Tidenhuberhöhung** von 98 cm in Cranz, von 31 cm in Assel/Kollmar und in Höhe Brunsbüttel/Ostemündung von 13 cm statt.

Die größte Erhöhung des Tidenhubs kann für den Hamburger Raum verzeichnet werden. Bei St. Pauli ist der Tidenhub seit 1880 von 1,9 m auf 3,4 m gestiegen. Das bedeutet eine Erhöhung von 1,5 m, wovon allein 1 m auf die Jahre von 1950 bis 1981 entfällt (PREISINGER 1991). Dabei zeigt der zeitliche Verlauf eine langsame, aber kontinuierliche Zunahme ab etwa 1900 bis ca. 1960 und dann einen deutlich steileren Anstieg bis 1980.

Die Vergrößerung des Tidenhubs äußert sich etwa zu zwei Dritteln in einer Absenkung des MTNW und zu einem Drittel in einer Erhöhung des MTHW. Für die Pflanzen ist dabei die Erhöhung des MTHW entscheidend, da die charakteristischen Arten nur bis zu einer begrenzten Wassertiefe (1,5 m bis max. 2,0 m unter MTHW) im oberen Eulitoral siedeln können. Diese Standorte sind täglich 12 Stunden überflutet. Durch den Anstieg des MTHW ändern sich die **Überstauungszeiten**, d. h. die Pflanzen werden länger überstaut und müssen „nach oben“ ausweichen (IMMEYER 1996). In der Folge kommt es zu einer Verlagerung der unteren Vegetationsgrenze landeinwärts. Da die Erhöhung des MTHW jedoch nahe der MTHW-Linie längere Trockenfallzeiten bedingt (KURZ et al. 1997), können die an bestimmte Standortfeuchtigkeit angepassten Helophyten den wasserseitigen Flächenverlust nicht nach oben hin ausgleichen. Hier verhindern außerdem angrenzende Nutzung und/oder Uferverbau die Ausdehnung der Vegetation. Entsprechend kommt es zur Verringerung der Ausdehnung der Vegetationsbestände.

### 5.2.2 Strömungsgeschwindigkeiten

Naturgemäß schwanken die **Strömungsgeschwindigkeiten** der Tidegewässer in Abhängigkeit vom Tidegeschehen erheblich. Beim Kenterpunkt kommt es zum Strömungsstillstand, zwischen den Kenterpunkten treten maximale Flut- und Ebbestromgeschwindigkeiten auf. Diese lagen für die Tideelbe nach KÖTTER im Jahr 1961 bei ca. 1,1 m/s und erreichen heute ca. 1,5 m/s (ARGE ELBE 2002).

Ursache für die Zunahme der Strömungsgeschwindigkeiten sind Ausbaumaßnahmen, die zu einer Konzentration der Strömung auf die Fahrrinne abzielen (SCHUCHARDT 1995). Die veränderten Strömungsgeschwindigkeiten wirken sich auf die **Sedimentationsverhältnisse** im Gewässer aus. Die höhere Strömungsenergie führt beim Auflaufen der Flut zur verstärkten Erosion der zentralen Fahrrinne, während es in strömungsarmen Bereichen zur verstärkten Sedimentation kommt.

Einige der charakteristischen Röhrichtarten sind gegenüber hoher Sedimentation empfindlich und sterben bei Überschlickung ab. Der labile Boden („Fließschlick“) bleibt in der Folge unbesiedelt. Zu dieser indirekten Wirkung kommen direkte mechanische Einwirkungen der Strömung auf Halme, Blätter und Rhizome von Vegetationsbeständen an fahrrinnennahen Standorten. Auch hier zeigen die Arten unterschiedliche Empfindlichkeiten. Diese führen entweder zum Absterben von Pflanzenbeständen oder zumindest zu Artenverschiebungen.

### 5.2.3 Salinität

Das Übergangsgewässer der Tideelbe ist durch den seewärts zunehmenden Salzgehalt und eine damit einher gehende **Längszonierung** der Biozönosen gekennzeichnet. Der Abschnitt wird der Definition des Venice-Systems folgend in vier Salzgehaltzonen eingeteilt: limnisch (< 0,5 ‰), oligo- (0,5-5,0 ‰), meso- (5,0-17,5 ‰) und polyhalin (17,5-30,0 ‰). Die Lage dieser Zonen schwankt in Abhängigkeit von Oberwasserzufluss, Tidegeschehen und Windeinfluss stark (UVU Fahrrinnenanpassung 1997). Entsprechend reicht die oligohaline Zone teilweise bis in das Marschengewässer hinein.

Die Salinitätsangaben beziehen sich auf das Elbewasser, dessen Salzkonzentration vom Grunde der Strommitte über die Wasseroberfläche zum Ufer hin deutlich abnimmt. Im Wasserwechselbereich siedelnde höhere Pflanzen nehmen jedoch in erster Linie Wasser aus dem Boden auf. Daher ist der Salzgehalt des ufernahen Bodens wichtig (KÖTTER 1961). Hier wirken nur Sturmfluten stärker versalzend, da der Fluss dann weniger Oberwasser führt. Im Übrigen wird das Salz durch Regen wieder aus den ufernahen Bereichen ausgewaschen, so dass abweichende Bedingungen im Vergleich zum Wasserkörper herrschen.

Aufgrund dieser Tatsache wirkt sich der Salzeinfluss auf die Vegetation im Vergleich zu anderen Biozönosen erst weiter flussabwärts aus. Erst unterhalb von Glückstadt werden Auswirkungen auf die Artenzusammensetzung sichtbar, indem vereinzelt erste Salzpflanzen auftreten, während die an Süßwasser angepassten Arten allmählich zurückgehen. Im Hinblick auf diese Veränderungen der Vegetation entlang des Salzgradienten wird in den nachstehenden Ausführungen folgende Abschnittseinteilung für die Tideelbe verwendet:

Süßwasser-Bereich: Geesthacht bis unterhalb Glückstadt bzw. Freiburg  
Brackwasser-Bereich: Glückstadt bzw. Freiburg bis Neufelderkoog bzw. Oste-Mündung  
Salzwasser-Bereich: Neufelderkoog bzw. Oste-Mündung bis zur Seegrenze

Durch die Begrenzung des Tideneinflusses mit dem Tidewehr bei Geesthacht führt die als Folge der Fahrrinnenvertiefung festgestellte **Verschiebung der Brackwassergrenze** flussaufwärts (BERGEMANN 1995) zu einer Verkürzung des limnischen Tideabschnitts. Hierdurch ergibt sich eine Einengung des Areals der limnischen Flora.

#### 5.2.4 Ufermorphologie und Substrat

Unterhalb von Schulau wurden natürliche Ufer ausschließlich durch **Schlick** gebildet. Natürliche Sandstrände waren nur im Bereich des Geesthanges zwischen Hamburg und Schulau ausgebildet. Alle übrigen **Sandufer** in der Unterelbe sind künstlichen Ursprungs (KÖTTER 1961, RAABE 1986) und gehen u. a. auf die Aufspülung von Sanden aus der Fahrrinne zurück. Ihre ökologischen Eigenschaften sind jedoch bedingt mit denjenigen der natürlich entstandenen Flächen vergleichbar (PREISINGER 2002).

Auch oberhalb Hamburgs herrschten ursprünglich Schlickufer vor (SEELIG 1984), während heute Sandaufschüttungen und massive **Uferverbauungen** dominieren. Die Uferverbauungen (Steinschüttungen, -pflasterungen, Buhnen) sind u. a. durch die erhöhten Strömungsgeschwindigkeiten, verbunden mit der verstärkten Belastung der Ufer durch Schiffsschwell und der Versteilung der Ufer, notwendig geworden und finden sich über weite Strecken auch in der Unterelbe.

Die charakteristischen Vegetationsbestände der Unterelbe finden sich ausschließlich auf naturnahen Uferabschnitten (KÖTTER 1961). Die dominanten Arten zeigen z. T. starke Substratpräferenzen und eine enge Bindung zur Ufermorphologie. Geringe Veränderungen in der Uferneigung und/oder der Substratzusammensetzung führen zu Abweichungen in der natürlichen Vegetationsabfolge. Da die Ausdehnung der Röhrichte stark mit der Ufersteilheit und dem Substrat korreliert (IMMEYER 1996, STILLER in Vorb.), kommt es mit zunehmendem Uferverbau zur Abnahme der Ausdehnung und/oder zu Artenverschiebungen.

#### 5.2.5 Exposition

Ein wichtiger Faktor, der die Ausprägung der Vegetation beeinflusst, ist der Expositionsgrad. Insbesondere Wind, Wellenschlag, aber auch Eisgang und Treibselablagerungen können sich nachhaltig auf den Bewuchs auswirken. Exponierte Standorte werden von wenigen speziell angepassten Arten besiedelt. Nur in Extremfällen (z. B. Prallufeln) kommt es im naturnahen Zustand zum völligen Ausfall von höheren Pflanzen.

Gegenüber **Wind** ist die Vegetation wenig empfindlich. Brandende Wellen sind dagegen von erheblicher Bedeutung für die krautige Vegetation, unabhängig ob diese durch Wind oder Schiffe ausgelöst werden. Die mechanische Belastung durch **Wellenschlag** ist durch die mit der Fahrrinnenvertiefung einhergehende Erhöhung der schiffserzeugten Belastungen deutlich gestiegen und hat zu erheblichen Schäden geführt (IMMEYER 1996, KURZ et al. 1997). Dabei wird die Wirkung der Wellen durch Treibsel verstärkt.

In Verbindung mit der Strömungserhöhung und der Fahrrinnenannäherung an das Ufer führt der erhöhte Wellenschlag zu massiven Schäden an Halmen, Blättern und Rhizomen der wasserseitigen Vegetationsbestände, die bis zum Absterben der Pflanzen führen können. Diese **mechanischen Belastungen** sind vermutlich Ursache dafür, dass sich viele Pflanzenbestände weiter landeinwärts verlagert haben als aufgrund der Tidenhuberhöhung zu erwarten war (Kap. 5.2.1). Sie siedeln heute deutlich oberhalb der maximalen Siedlungstiefe (IMMEYER 1996). Strömung und Wellenschlag führen außerdem zur Bildung von Abbruchkanten, die wiederum die Ansiedlung von Pflanzen erschweren.

### 5.3 Charakterisierung der gewässerspezifischen Vegetationsbestände

Zur Beschreibung der naturnahen Vegetationsverhältnisse im Bearbeitungsgebiet wurden Literaturrecherchen unter besonderer Berücksichtigung der in der „Vorstudie“ (ARGE ELBE 2001) als relevant eingestuften Vegetationsbestände bzw. Pflanzenarten durchgeführt. Die Charakterisierung erfolgt zunächst unabhängig von der Gewässertypisierung, da einige der Bestände in mehreren Gewässertypen auftreten und somit Wiederholungen vermieden werden. Im Anschluss an die Beschreibung der Vegetationsbestände wird deren Verbreitung bezogen auf die Gewässertypen bzw. -abschnitte dargestellt.

#### 5.3.1 Zusammenfassender Überblick

Die Ausprägung der Vegetation im Bearbeitungsgebiet wird durch die zuvor beschriebenen besonderen Standortbedingungen bestimmt. Die Tidedynamik führt dabei zu einer **Gliederung der Vegetation** quer zur Hauptachse. Der im Verlauf des Ästuars zunehmende Salzgehalt führt außerdem zu einer Längsgliederung. Durch die Überlagerung beider Faktoren haben sich in Abhängigkeit von der jeweiligen Ufermorphologie besondere Vegetationsbestände in der Tideelbe entwickelt, die in der Vergangenheit Gegenstand zahlreicher Untersuchungen waren.

Die erste grundlegende und umfassende Bearbeitung der Vegetation wurde von KÖTTER (1951, 1961) für die Unterelbe von Hamburg bis Cuxhaven durchgeführt. Diesen Arbeiten sowie den Beschreibungen von RAABE (1986) ist zu entnehmen, dass zur damaligen Zeit die naturnahe Vegetation der Unterelbe unterhalb der MTHW-Linie aus einem **Röhrichtgürtel** und anschließenden **Hochstauden-Fluren** bestand. Auch WOLF (1988) betont für die von ihm untersuchten Röhrichte am Holsteinischen Elbufer, dass sie in ihrer floristischen Zusammensetzung der potentiellen natürlichen Vegetation sehr nahe kommen.

Die Röhrichte bilden bei etwa 1,5 m unter MTHW die untere Vegetationsgrenze höherer Pflanzen. Sie besiedeln die ufernahen oberen Bereiche des Eulitorals, während das untere Eulitoral sowie das anschließende Sublitoral keinen Bewuchs höherer Pflanzen aufweisen. Weder wurzelnde Schwimmblattpflanzen noch vollständig **submerse Makrophyten** können den mechanischen Beanspruchungen des täglichen Strömungswechsels und des großen Tidenubs standhalten. Gleiches gilt für frei flottierende Wasserpflanzen, die mit der Strömung verdriftet werden (ELLENBERG 1996). Darüber hinaus ist Lichtmangel infolge der natürlichen und anthropogen verstärkten hohen Trübung ein weiterer Grund für das Fehlen submerser Wasserpflanzen. Hinzu kommt schließlich, dass die aquatische Vegetation an den Küsten aufgrund des Salzeinflusses allgemein nur sehr artenarm und räumlich stark eingeschränkt ausgebildet ist (POTT & REMY 2000).

Nach ESCHENBURG (1928) wuchsen 1892 noch Wasserpflanzen, wie z. B. *Potamogeton pusillus*, *P. crispus* und *Zannichellia palustris* an den Elbufern. Zahlreiche Hinweise vor allem aus Herbarien deuten ebenfalls darauf hin, dass submerse Makrophyten bis Anfang 1900 vor allem in den Gewässerabschnitten von Geesthacht bis unterhalb Hamburgs (KURZ 1985), aber auch weiter flussabwärts (RAABE 1987), zusätzlich zu den Röhrichtbeständen in der Tideelbe vorkamen.

Mit Ausnahme von *Lemna* spp. und *Callitriche* spp. konnten von KÖTTER (1951, 1961) in der Unterelbe keine dieser submersen Makrophyten mehr nachgewiesen werden. Aufgrund der ähnlichen Standortbedingungen wird auch für den Abschnitt von Hamburg bis Geesthacht angenommen, dass submerse Pflanzen - zumindest seit der Zeit Anfang 1900 - nicht aspektbildend waren. Die emersen Makrophyten bilden seitdem die alleinige Vegetation der Tideelbe und sind Gegenstand der weiteren Bearbeitung.



Der von KÖTTER vorgefundene Zustand berücksichtigt somit nur einen Teil der natürlichen bzw. naturnahen Vegetation, da die submersen Makrophyten zur Zeit seiner Untersuchungen (1948-1951) durch den vorangegangenen Ausbau der Tideelbe bereits ausgefallen waren. Die von ihm beschriebenen Vegetationsverhältnisse können jedoch als **Referenzzustände für die emersen Makrophyten** verstanden werden und werden entsprechend in der vorliegenden Arbeit als solche dargestellt. Bei der Bewertung werden sie aufgrund des nutzungs- und ausbaubedingten Fehlens der submersen Makrophyten als Bezugspunkt für das höchste ökologische Potenzial vorgeschlagen (Kap. 6.3.4).

Beschrieben werden außer den Röhrichten und Hochstauden die in der Oberen Tideelbe unterhalb von MTHW kleinflächig auftretenden **Schlammufer-Fluren** (KIFL 2003, SEELIG 1992). Bedingt durch den zunehmenden Salzgehalt treten im äußersten Mündungsbereich der Unterelbe die Röhrichte zurück und werden von natürlichen **Salzpflanzengesellschaften** ersetzt (RAABE 1981). Diese finden gemäß WRRL als Angiospermen (Kap. 4) nachfolgend ebenfalls Berücksichtigung. Submerse, salztolerante Pflanzen (*Zostera* spp.) fehlen dagegen im Mündungstrichter völlig (KÖTTER 1961).

Sowohl die Salzpflanzen- als auch die Röhrichtgesellschaften, Hochstauden- und Schlammufer-Fluren der Tideelbe ordnen sich entlang der Ufer in Abhängigkeit von ihrer Überflutungstoleranz sowie ihrer Toleranz gegenüber mechanischer Beanspruchung (Wind, Wellen) von unten nach oben als parallele Gürtel an, wodurch sich die charakteristische Zonierung ergibt. Die Tideröhrichte stellen im Vergleich zu anderen Still- und Fließgewässer-Röhrichten des Binnenlandes eine Besonderheit dar und bilden ein **lokales Charakteristikum**:

- Im Gegensatz zu normalen Verlandungsabläufen von Gewässern des Binnenlandes tritt in der Unterelbe wasserseitig ein **Strandsimsen-Röhricht** (*Scirpetum maritimi*) auf (RAABE 1986).
- In dem für Unterelbe und Obere Tideelbe charakteristischen **Süßwasser-Tide-Schilfröhricht** (*Scirpo-Phragmitetum calthetosum*) kommen neben der Sumpf-Dotterblume (*Caltha palustris*) mit hoher Stetigkeit Blutweiderich (*Lythrum salicaria*) und Krauser Ampfer (*Rumex crispus*) vor. Diese Arten „trockenerer“ Standorte kommen außerhalb des Tidebereichs nicht zusammen mit den übrigen Röhrichtarten vor (PREISINGER 1991, WOLF 1988, ZONNEVELD 1960).
- In den Süßwasser-Tideröhrichten kommen mit der Wibel-Schmiele (*Deschampsia wibeliana*) und dem Schierlings-Wasserfenchel (*Oenanthe conioides*) zwei **endemische Arten** vor, die weltweit nur hier auftreten.

Auch die Salzpflanzengesellschaften weisen nur zum Teil eine der Nordsee ähnliche Artenzusammensetzung und Vegetationszonierung auf. Im Bereich des Neufelder Kooges tritt in der hier vorherrschenden **Queller-Flur** (*Salicornietum strictae*) als Besonderheit die Laugenblume (***Cotula coronopifolia***) auf. Diese Kombination gibt es nach RAABE (1981) nur an ganz wenigen Stellen Mitteleuropas. Sie stellt keine eigentliche Küstenvegetation mehr dar, sondern eher eine typische Brackwassergesellschaft, bildet also auch eine lokale Besonderheit der Unterelbe.

Die folgenden Beschreibungen der **natürlichen bzw. naturnahen Vegetationsverhältnisse** folgen für das Gebiet der Unterelbe von Cuxhaven bis Hamburg in erster Linie KÖTTER (1961), RAABE (1981, 1986) sowie WOLF (1988). Für das Hamburger Stromspaltungsgebiet werden naturnahe Vegetationsverhältnisse PREISINGER (1985, 1991) entnommen. Der Abschnitt oberhalb Hamburgs bis Geesthacht (Obere Tideelbe) wird abgeleitet aus SEELIG (1984, 1992). Darüber hinaus finden Arbeiten über verschiedene naturnahe Gebiete Eingang in die Beschreibungen, die an entsprechender Stelle zitiert werden.

### 5.3.2 Pflanzensoziologische Gliederung

Die überwiegende Zahl der Autoren hat die Vegetation der Tideelbe mit Hilfe der klassischen pflanzensoziologischen Methoden beschrieben. Hierbei wurden vor allem die Tideröhrichte bearbeitet, während die Salzpflanzengesellschaften und Schlammuferfluren nur in wenigen speziellen Arbeiten behandelt wurden.

Da - wie für viele Einheiten des pflanzensoziologischen Systems - auch zur Gliederung der Vegetation der Tideelbe unterschiedliche Auffassungen bestehen, sollen im Folgenden die wichtigsten pflanzensoziologischen Einheiten im Bearbeitungsgebiet als Grundlage für die nachfolgenden Beschreibungen aufgeführt werden.

**Röhrichte** neigen dazu wenig- bis einartige Bestände zu bilden. Dies gilt besonders für die Optimalphase der Bestände. Erst beim Übergang einer Zone in die nächst höher gelegene sowie generell mit ansteigender Geländehöhe, d. h. abnehmender Überflutungshäufigkeit, werden die Bestände artenreicher und weisen je nach Standort zahlreiche Begleitarten auf. Die charakteristische Artenarmut erschwert eine pflanzensoziologische Bearbeitung. Die Mehrzahl der Pflanzengesellschaften wird daher als **Dominanzbestände** der jeweils herrschenden Röhrichtart abgegrenzt und nach ihr benannt. Dies trifft auch auf die Röhrichte der Tideelbe zu (PREISINGER 1991).

KÖTTER (1961) ermittelte insgesamt vier relevante Pflanzengesellschaften, von denen er einige nach den dominanten Arten weiter in Subtypen, Fazies bzw. Varianten gliederte:

- A. *Scirpetum maritimi* - Strandsimsen-Röhricht
- B. *Eleocharetum uniglumis* - Gesellschaft der Einspelzigen Sumpfsimse
  - b.1 Variante von *Phalaris arundinacea*
  - b.2 Variante von *Veronica anagallis-aquatica* agg.
- C. *Scirpo-Phragmitetum* - Teichröhricht
  - c.1 Variante von *Sagittaria sagittifolia*
  - c.2 Variante von *Typha angustifolia*
  - c.3 Variante von *Typha latifolia*
  - c.4 *Scirpo-Phragmitetum phalaridetosum arundinaceae*
  - c.5 Variante von *Glyceria maxima*
  - c.6 Fazies von *Phragmites australis* und Übergänge zu *Molinietalia***
- D. *Sonchus paluster-Archangelica*-Assoziation
  - d.1 Fazies von *Phragmites australis***
  - d.2 *Soncheto-Archangelicetum typicum*

Die bei KÖTTER als „Fazies von *Phragmites australis*“ bezeichneten Typen c.6 und d.1 entsprechen nach PREISINGER (1991) etwa dem Süßwasser-Tide-Schilfröhricht (***Scirpo-Phragmitetum calthetosum***) bei ZONNEVELD (1960) und WOLF (1988) bzw. dem „Dotterblumen-Schilfröhricht“ bei ELLENBERG (1996) und stellen den größten Teil der *Scirpo-Phragmitetum*-Bestände im Gebiet. Als Besonderheit treten hier die Sumpf-Dotterblume (*Caltha palustris*) als Charakterart des *Calthions* sowie Arten der Bachröhrichte (*Sparganio-Glycerion*) auf, jedoch ohne die namensgebenden Arten dieses Verbandes. Begleitet werden die Röhrichte außerdem von Sommerannuellen der Gänsefuß- und Zweizahngesellschaften (*Chenopodion* und *Bidention*), die in der Oberen Tideelbe auch eigene Vegetationsgürtel bilden können (Kap. 5.3.3).

Mit der Abgrenzung dieser Pflanzengesellschaft heben die Autoren die oben erwähnte ökologische Sonderstellung des Süßwasser-Tide-Schilfröhrichts im Vergleich zu anderen Still- und Fließgewässer-Röhrichten des Binnenlandes hervor. Unter d.1 und d.2 sind die

bei anderen Autoren als **Hochstauden-Fluren** bezeichneten Bestände zu verstehen. Kennzeichnende Arten sind Vertreter des *Filipendulion* und des *Calystegion*.

Außer diesen von KÖTTER beschriebenen Pflanzengesellschaften treten im Bearbeitungsgebiet die **Schlammufer-Fluren** (*Chenopodion rubri* und *Bidention tripartitae*) sowie die **Salzpflanzengesellschaften** (*Salicornietum strictae* - Queller-Fluren) auf. Innerhalb der Röhrichte sind ferner Arten der Flutrasen (*Agrostietea stoloniferae*) typisch.

Generell lassen sich in allen Abschnitten selten regelhafte Artenkombinationen auf der Ebene der Assoziation erkennen. Bei Betrachtung des gesamten Gewässers zeichnen sich jedoch fest gefügte, wiederkehrende Kombinationen der einzelnen ein- bis wenigartigen Assoziationen ab, die sich in Form der charakteristischen uferparallelen Zonierung äußern.

Autoren, wie z. B. RAABE (1986), verzichten daher bei ihren Beschreibungen der Vegetation der Unterelbe völlig auf eine pflanzensoziologische Betrachtung der Vegetationstypen und beschreiben die Vegetation anhand dieser Zonierung. Er gliedert die Röhrichte nach den vorherrschenden Pflanzenarten und ihrem Vorkommen in verschiedenen Wassertiefen bezogen auf MTHW. Auch bei den folgenden Beschreibungen wird der Vegetationszonierung bzw. den Dominanzbeständen Vorrang eingeräumt, denen jedoch die oben aufgeführte Gliederung bzw. Nomenklatur zugrunde liegt.

### 5.3.3 Vegetationsbestände und ihre Zonierung

Nachfolgend werden zunächst die Vegetationsbestände und ihre Zonierung im **Süßwasser-Bereich der Unterelbe** beschrieben, da es sich hierbei um das prägende Zonierungsmuster der Tideelbe handelt. Die typische Vegetationsabfolge unterhalb von MTHW besteht hier aus **vier Vegetationszonen**, die sich parallel zum Ufer anordnen. Dabei bilden die Charakterarten des Strandsimsen-Röhrichts (*Scirpetum maritimi*) die beiden unteren Zonen. Hieran schließen sich uferwärts zwei Zonen des *Scirpo-Phragmitetum* einschließlich der Hochstauden an:

- (1) Bei 1,5 m unter MTHW (max. 2,0 m) beginnt der erste Bewuchs höherer Pflanzen mit einer lockeren bis geschlossenen Zone aus Teichsimsen (*Schoenoplectus* spp.).
- (2) Ab 1,0 m unter MTHW folgt ein geschlossener Gürtel der Strandsimse (*Bolboschoenus maritimus*).
- (3) Hieran schließt sich ab 0,5 m unter MTHW ein Schilf-Gürtel (*Phragmites australis*) an.
- (4) Dieser wird kurz unterhalb der MTHW-Linie durch weitere Röhrichtarten sowie Hochstauden angereichert.

Das **Strandsimsen-Röhricht** (*Scirpetum maritimi*) wird oft als Brackwasser-Röhricht bezeichnet. Zwar liegt das Optimum der Gesellschaft im Brackwasser, sie bildet aber, wie KÖTTER (1961) nachwies, auch im Süßwasser ausgedehnte Bestände. Die Tidebewegung des Wasserspiegels gehört in den Ästuaren zu seinen erhaltenden Standortbedingungen, ohne die das Strandsimsen-Röhricht dem Schilf (*Phragmites australis*) unterlegen wäre. Die Strandsimse bzw. das Strandsimsen-Röhricht allein gibt somit keine unmittelbaren Hinweise auf die Salinitätsverhältnisse. Erst das Ausbleiben bzw. der Rückgang von begleitenden Süßwasserarten und das gleichzeitige Aufkommen von Salzpflanzen deuten auf Brackwasserbedingungen hin.

An ungestörten, maximal gering geneigten Standorten stellt sich diese mittelhohe, artenarme Initial-Dauergesellschaft sowohl an Schlick- als auch an Sandufern ein und bildet hier die untere Vegetationsgrenze der höheren Pflanzen. In naturnahen Ausprägungen lassen sich zwei Zonen mit jeweils zwei Entwicklungsphasen, wie folgt, abgrenzen.

### (1) Dominanz von Teichsimsen (*Schoenoplectus* spp.)

Der Bewuchs beginnt mit einer Initialphase aus lockeren, wenige qm großen, oft im Watt allein stehenden Beständen von *Schoenoplectus triquetus*, *Schoenoplectus x carinatus*, *Schoenoplectus pungens* sowie *Schoenoplectus tabernaemontani*, von denen die zuletzt genannte Salz-Teichsimse oft vorherrschend ist. Die Deckung des Bestandes beträgt 5-50 %. Der Bewuchs beginnt **ab 1,5 m unter MTHW** (gelegentlich ab 2,0 m). Nach oben hin verdichten sich die *Schoenoplectus*-Bestände und die Strandsimse (*Bolboschoenus maritimus*) tritt als weitere Kennart hinzu, wodurch die Randphase gebildet wird. Die Deckung nimmt auf über 50 % zu. Als einzige weitere Arten kommen *Alisma plantago-aquatica* bzw. an sehr ruhigen, schlickigen Ufern *Sagittaria sagittifolia*, das hier bis auf 2,0 m unter MTHW hinabsteigen kann.

Die Funktion von Initial- und Randphase liegt in erster Linie in einer Wind- und Wellenminderung ohne die die anschließende Optimalphase von *Bolboschoenus maritimus* nicht ausgebildet werden kann. Hier reicht bereits ein 1 Meter (!) breiter Streifen. Durch ihre binsenartige Wuchsform sind die *Schoenoplectus*-Arten sehr gut an die hohen mechanischen Belastungen durch Strömung und Wellen angepasst, so dass sie wenig hierunter leiden. Zumal sie aufgrund der Standorthöhe weit unter MTHW relativ schnell von der Flutwelle überstaut werden.

### (2) Dominanz der Strandsimse (*Bolboschoenus maritimus*)

Im Schutz der *Schoenoplectus*-Bestände schließt sich **ab 1,0 m unter MTHW** die Optimalphase des Strandsimsen-Röhrichts an. Sie ist durch üppige oftmals Reinbestände der Strandsimse (*Bolboschoenus maritimus*) charakterisiert. Die Deckung beträgt bis zu 100 %. Bei lichtereren Beständen können Algen (*Vaucheria* spp.) den Boden bedecken. Nur gelegentlich treten *Callitriche stagnalis* und/oder *Persicaria hydropiper* auf. Ab ca. 0,7 m unter MTHW dringen in die *Bolboschoenus*-Bestände die Arten des sich landseitig als Folgegesellschaft anschließenden Süßwasser-Tide-Schilfröhrichts (s. u.) ein und leiten die Degenerationsphase des Strandsimsen-Röhrichts ein.

Charakteristische Begleiter dieser Phase sind *Caltha palustris*, *Nasturtium officinale*, *Callitriche platycarpa* und *Alisma plantago-aquatica*. Auf sandigen Standorten reicht der *Bolboschoenus* -Gürtel gelegentlich auch bis in die Nähe der MTHW-Linie. Dann finden sich ufernah auch die übrigen Begleiter des Süßwasser-Tide-Schilfröhrichts ein.

In der Optimalphase sorgt das Strandsimsen-Röhricht aufgrund seiner feinen Blätter und der damit verbundenen größeren Oberfläche im Vergleich zu den vorgelagerten Simsen für starke Sedimentablagerungen. Hierdurch dient es als Wegbereiter für die landseitigen Folgegesellschaften. Vor allem Schilf (*Phragmites australis*) und Rohrkolben (*Typha angustifolia*) bewirken durch starke Beschattung ein rasches Absterben der Strandsimse und gelangen schließlich zur Vorherrschaft, weshalb Durchmischungen auf gleicher Standorthöhe selten auftreten.

Das **Süßwasser-Tide-Schilfröhricht (*Scirpo-Phragmitetum calthetosum*)** sowie die übrigen Vertreter der Teichröhrichte (*Scirpo-Phragmitetum*) sind an ruhiges Wasser gebunden und siedeln daher uferwärts im Schutz der zuvor beschriebenen Zonen.

### (3) Dominanz von Schilf (*Phragmites australis*)

Oberhalb der Strandsimse schließt sich **ab 0,5 m unter MTHW** ein geschlossener Schilf-Gürtel an. Die Deckung der hohen und dichten Bestände beträgt im Sommer 100 %. Infolge der starken Beschattung ist die Artenzahl zu dieser Jahreszeit entsprechend gering. Im Frühjahr nutzen dagegen niedrige Pflanzen das Lichtangebot - allen voran Scharbockskraut (*Ranunculus ficaria* ssp. *bulbilifer*) und Sumpf-Dotterblume (*Caltha palustris*), die den für die Tideröhrichte charakteristischen gelb blühenden Frühjahrsaspekt bilden. Im Lauf der Vegetationsperiode vegetieren diese dahin, so dass die Bestände schließlich durch Artenarmut gekennzeichnet sind. Da das Vorhandensein der Begleitarten für die Qualität der Bestände spricht, muss dieser „saisonale Rhythmus“ durch eine zusätzliche Geländebegehung in dieser Zeit berücksichtigt werden (Kap. 7.1).

Mit zunehmender Geländehöhe finden sich weitere charakteristische Begleiter ein, die die Eigenart des Süßwasser-Tideröhrichts ausmachen. Stete Arten sind *Alisma plantago-aquatica*, *Callitriche platycarpa*, *C. stagnalis*, *Lythrum salicaria*, *Nasturtium officinale*, *Persicaria hydropiper* und *Rumex crispus*. Regelmäßig gesellen sich außerdem hinzu *Veronica anagallis-aquatica*, *Veronica catenata* sowie *Agrostis stolonifera*. Als Besonderheiten treten die beiden Elbendemiten Wibel-Schmiele (*Deschampsia wibeliana*) und Schierlings-Wasserfenchel (*Oenanthe conioides*), der zu den prioritären Arten des Anhangs II der FFH-Richtlinie gehört (DER RAT DER EUROPÄISCHEN GEMEINSCHAFTEN 1992, 1997), auf.

Das Schilfröhricht findet sich sowohl auf Schlick- als auch auf Sandböden. An den sandigen Ufern bildet das Schilf lichtere Bestände, in denen regelmäßig die Wibel-Schmiele auftritt, während der Schierlings-Wasserfenchel auf die Bestände der Schlickufer beschränkt ist (BELOW 1999). Zwischen Schilfröhricht und Strandsimsen-Röhricht schiebt sich vor allem auf schlickigem Untergrund ab einer Höhe von 1,0 m bis 0,3 m unter MTHW wasserseitig ein Gürtel des Schmalblättrigen Rohrkolbens (***Typha angustifolia***). Im Unterwuchs findet sich *Callitriche stagnalis*. Im Übrigen sind die dichten, hohen Bestände artenarm und werden landseitig von den konkurrenzkräftigen Schilf-Beständen abgelöst.

An besonders **geschützten Ufern**, wie in den strömungsberuhigten Bereichen der Binnenelben und in Gleitufelage in größerer Entfernung vom Fahrwasser, kann das *Scirpo-Phragmitetum* die untere Vegetationsgrenze bilden, ohne dass der wasserseitige Vegetationssaum Beeinträchtigungen zeigt. Dies gilt sowohl für *Phragmites australis* (hier mit: *Sagittaria sagittifolia*) als auch für *Typha angustifolia*, zu denen die Teichsimse (*Schoenoplectus lacustris*) hinzukommt. Da die Arten bis in über 1,0 m Tiefe siedeln, fällt hier das *Scirpetum maritimi* aus. Diese Vegetationsverhältnisse entsprechen dann denen der Binnengewässer und finden sich in dieser Form auch in der Oberen Tideelbe.

### (4) Röhrichtarten des *Scirpo-Phragmitetum* einschließlich Hochstauden

Der obere *Phragmites*-Gürtel wird an zahlreichen Stellen aufgelockert durch geschlossene Siedlungen der niedriger bleibenden **Röhrichtarten** Rohrglanzgras (*Phalaris arundinacea*) oder Wasserschwaden (*Glyceria maxima*). Seltener tritt Breitblättriger Rohrkolben (*Typha latifolia*) auf. Die Besiedlung durch ihre Bestände beginnt bei **0,3-0,1 m unter MTHW**, wobei Wasserschwaden und Breitblättriger Rohrkolben staunasse Schlick-Standorte bevorzugen. Das Rohrglanzgras dagegen findet sich an schlickigen sowie sandigen Stand-



orten, da es gegenüber Bodenfeuchte und mechanischer Belastung gleichermaßen indifferent ist. Im Unterwuchs sind die Bestände durch die gleichen Pflanzen gekennzeichnet, wie das Schilfröhricht. Hinzu kommen erste Hochstauden, wie *Angelica archangelica*, *Aster x salignus*, *Epilobium hirsutum* oder *Filipendula ulmaria*.

Sofern es die angrenzende Nutzung erlaubt, setzen sich die in der Wasserwechselzone unterhalb von MTHW siedelnden Röhrichte auch oberhalb von MTHW fort. Der Übergang von Makrophyten- zu Ufervegetation ist dann an der weiteren Zunahme der **Hochstauden** auszumachen (z. B. *Anthriscus sylvestris*, *Calystegia sepium*, *Chaerophyllum bulbosum*, *Rumex obtusifolius*, *Senecio* spp., *Urtica dioica*). Diese lösen oberhalb von MTHW die Röhrichte ab, so dass sie das Erreichen der **MTHW-Linie** markieren.

Aus den Beschreibungen geht hervor, dass eine starre **Zuordnung der Begleitarten** zu den einzelnen Zonen außer für die Hochstauden nicht gegeben ist. Alle Dominanzbestände des *Scirpo-Phragmitetum* sind durch die gleichen Begleitarten charakterisiert, wie das *Scirpo-Phragmitetum calthetosum* selbst. Gleiches gilt für die *Scirpetum maritimi*-Bestände, sofern diese in den Bereichen des *Scirpo-Phragmitetum* siedeln. Entscheidend für die spätere Bewertung und die Beurteilung der Ausprägung der Vegetationszonierung sind daher die jeweils vorherrschenden Röhrichtarten und deren uferparallele Abfolge (Kap. 6.3.3). Die Begleitarten gehen anhand ihrer Wertigkeit unabhängig von der Zone, in der sie wachsen in die Bewertung ein.

Im **Brackwasser-Bereich der Unterelbe** zeigen sich Abweichungen von den beschriebenen Ausprägungen, wobei diese aspektmäßig zunächst nicht erkennbar sind, sondern erst bei der näheren Betrachtung der Bestände. Der zunehmende Salzgehalt lässt Pflanzen ausfallen und andere Pflanzengruppen hinzutreten. Ferner ist eine Verschiebung der Pflanzenzonierungen zu erkennen.

Im Gegensatz zum Süßwasser werden Initial- und Randphase des Strandsimsen-Röhrichts hier allein von der Salz-Teichsimse (*Schoenoplectus tabernaemontani*) gebildet, während die übrigen Teichsimsen bis auf vereinzelte Vorkommen von *Schoenoplectus x carinatus* völlig ausfallen. Die Bestände erreichen mit 0,8 m eine geringere Wuchshöhe und die untere Vegetationsgrenze verschiebt sich im Vergleich zum Süßwasser um bis zu 0,5 m nach oben, so dass der Bewuchs erst bei 1,0 m unter MTHW beginnt.

Die hieran anschließende Optimalphase der Strandsimse (*Bolboschoenus maritimus*) ist durch das regelmäßige Auftreten der Strand-Aster (*Aster tripolium*, s. Titelfoto, links), die zu den **Salzpflanzen** (Halophyten) gehört, gekennzeichnet. Der Deckungsgrad des artenarmen Bestandes ist hoch und die Pflanzen entfalten maximale Vitalität. Mit ansteigender Geländehöhe stellen sich wenig unterhalb von MTHW in der Degenerationsphase vor allem das Weiße Straußgras (*Agrostis stolonifera*) sowie weitere Salzpflanzen aus den Gesellschaften des Supralitorals ein (*Cochlearia anglica*, *Glaux maritima*, *Puccinellia maritima* u. a.). In dieser Ausprägung können die Bestände als **Brackwasser-Röhricht** bezeichnet werden.

Diese für den Brackwasser-Bereich beschriebene Zonierung trifft nur für die am weitesten westlich vorkommenden Röhrichte zu, wo Schilf aufgrund des hohen Salzgehaltes keine geschlossenen Bestände mehr bilden kann, da es im Gegensatz zur Strandsimse, die bis zu 15 ‰ erträgt, lediglich einen Salzgehalt von 6 ‰ toleriert.

Im übrigen Brackwasser-Bereich siedelt oberhalb des Strandsimsen-Gürtels ähnlich wie im Süßwasser ein Schilfbestand (s. Titelfoto, rechts unten), wobei der Beginn seiner

Besiedlung uferwärts zur MTHW-Linie hin verschoben ist. Die Bestände sind durch die gleichen Salzpflanzen, wie das Strandsimsen-Röhricht, gekennzeichnet und unterscheiden sich hierdurch als **Brackwasser-Schilfröhricht** (*Scirpo-Phragmitetum*) vom Süßwasser-Tide-Schilfröhricht. Nahe der MTHW-Linie treten Siedlungen des Rohrglanzgrases auf. Je nach Stärke des Salzwassereinflusses finden sich Arten der Hochstauden-Fluren (*Filipendulion*, *Calystegion*) oder der Salzwiesen- (*Asteretea tripolii*) und Flutrasen-Gesellschaften (*Agrostietea stoloniferae*) ein.

Die zuvor genannten Salzpflanzen gehören zu den am weitesten nach Osten vordringenden Arten. In dem Maße wie sich die Brackwasserzone durch diese Halophyten positiv charakterisieren lässt, zeichnet sie sich durch das Fehlen aller an Süßwasser gebundenen Arten aus, da Süßwasserarten und Salzpflanzen nur in einem kurzen Übergangsbereich nebeneinander in den Röhrichtbeständen vorkommen.

Die Brackwasser-Bestände werden jedoch noch durch eine Art gekennzeichnet, die als ausgesprochene Brackwasserart bezeichnet werden kann: die Krähenfußblättrige Laugenblume (*Cotula coronopifolia*). Die einjährige Art wurde vor über 250 Jahren aus Südafrika in das Elbegebiet eingebracht und gilt mittlerweile als eingebürgert. Aufgrund ihres ruderalen Charakters findet sie sich bevorzugt auf durch Beweidung offen gehaltenen Böden des Vordeichslandes. Ihr Vorkommen in den Brackwasser-Röhrichten (s. Titelfoto, links) im Tidebereich der Elbe stellt ebenso wie ihre Vorkommen in den Queller-Fluren (s. u.) eine lokale Besonderheit der Unterelbe dar.

### **Gesellschaft der Einspelzigen Sumpfsimse (*Eleocharetum uniglumis*)**

Die **Exposition** des Standorts ist neben den übrigen Standortbedingungen, wie Substrat und Salzgehalt, ein wichtiger Faktor im Hinblick auf die Ausprägung der Vegetation. An den extrem geschützten Standorten gibt es, wie bereits dargestellt, ebenso Abweichungen von der charakteristischen Zonierung sowie Artenverschiebungen, wie an den extrem exponierten Standorten. An diesen durch Wind, Wellenschlag, Strömung etc. beeinflussten Ufern tritt eine weitere Gesellschaft hinzu, die die zuvor beschriebenen Gesellschaften im Süßwasser- und im Brackwasser-Bereich der Unterelbe ersetzen kann.

Die Gesellschaft der Einspelzigen Sumpfsimse (*Eleocharetum uniglumis*) bildet an wellenschlagexponierten Prallhängen der tidebeeinflussten Unterläufe eine natürliche Gesellschaft. An beweideten Uferabschnitten ist sie dagegen als Ersatzgesellschaft der natürlichen Röhrichtbestände einzustufen. In der Initialphase findet sich die Gesellschaft an mäßig exponierten Ufern ab 1,5 m unterhalb von MTHW zusätzlich zu den Arten des Strandsimsen-Röhrichts ein. Reinbestände mit 100 % Deckung bildet die Sumpfsimse an Standorten mit extremer Belastung, an denen das *Scirpetum maritimi* völlig ausfällt. Die Sumpfsimse ist neben dem Schilf die einzige Art, deren Halme im Winter nicht verrotten, sondern überwintern und somit einen effektiven Erosionsschutz am jeweiligen Standort bilden. Wenn die Einwirkungen des Stromes jedoch zu stark werden, degenerieren auch diese Bestände. Hier wird das Sediment um die Horste herum abgetragen und es entstehen pilzhutähnliche Gebilde mit Restbeständen, die weiter auseinander brechen und verschwinden. An solchen vegetationsfreien Standorten bilden sich Abbruchkanten.

Darüber hinaus wächst die Sumpfsimse auch an weniger exponierten, sandigen Ufern, und zwar ab 0,7 m mit *Phalaris arundinacea* oder ab 0,5 m in der Variante mit *Veronica anagallis-aquatica* (s. Titelfoto, rechts oben).

### Salzpflanzengesellschaften (*Salicornietum strictae* - Queller-Flur)

Im äußersten Mündungsbereich treten die Röhrichte aufgrund des hohen Salzgehaltes von über 17,5 ‰ schließlich zurück. Als natürliche Dauer-Initialgesellschaft der Meeresküsten besiedeln hier Queller-Fluren die von Salzwasser überfluteten Wattflächen von MTHW bis ca. 0,4 m unterhalb davon (nach RAABE (1981) bis 1,0 m unter MTHW).

Die untere locker bewachsene Zone ist meist einartig und wird von **Schlickwatt-Queller (*Salicornia stricta*)** gebildet. In der oberen Zone verdichtet sich der Bewuchs und der Bestand wird artenreicher. Hier gesellen sich vor allem Strand-Aster (*Aster tripolium*), *Puccinellia maritima*, *Suaeda maritima*, *Spergularia* spp. sowie *Salicornia europaea* ssp. *europaea* hinzu. Die Vorherrschaft der genannten Arten zeigt die MTHW-Linie an. Als Besonderheit tritt innerhalb der Queller-Fluren die Laugenblume (*Cotula coronopifolia*) auf. Diese Vergesellschaftung von Arten stellt keine eigentliche Küstenvegetation mehr dar, sondern eher eine typische Brackwassergesellschaft, die in dieser Form nur an der Unterelbe anzutreffen ist.

Die Verbreitung und Vorkommen der Queller-Fluren im Mündungsbereich der Tideelbe sind u. a. aufgrund der Einjährigkeit der Arten von Jahr zu Jahr verschieden. Hinzu kommt, dass der Queller starke Konkurrenz durch das **Schlickgras (*Spartina anglica*)** erfährt. Diese nicht einheimische Art wurde im Bereich der Elbmündung im Zuge der Landgewinnung Anfang 1900 eingebracht und angepflanzt. Das Schlickgras gehört ebenfalls zu den obligaten Halophyten, siedelt in der gleichen Höhe bezogen auf MTHW und ist dem Queller als ausdauernde Art überlegen. Infolgedessen breitet es sich vielfach auf potenziellen Standorten der natürlichen Queller-Fluren der Küste aus (PREISING et al. 1990). Da das Schlickgras nicht nur die einheimische Flora verdrängt, sondern auch nachteilige Wirkungen auf Bodenfauna sowie Bodenbildungsprozesse hat, sind hohe Anteile dieser Art innerhalb der Queller-Fluren von geringem Wert.

### Schlammufer-Fluren (*Chenopodium rubri* und *Bidention tripartitae*)

In den Röhrichten des *Scirpo-Phragmitetum* kommen im gesamten Gebiet Vertreter der der Gänsefuß- und Zweizahngesellschaften (*Chenopodium rubri* und *Bidention tripartitae*) vor. In der Oberen Tideelbe können diese einjährigen Pionierfluren eigene, lückige bis geschlossene, schmale Vegetationsgürtel unterhalb bzw. anstatt der Röhrichte bilden.

Bei vollständiger Ausbildung ist eine vertikale Zonierung erkennbar. Die meist sandige, obere Zone wird von den Arten des *Chenopodium* besiedelt (*Bidens frondosa*, *Chenopodium rubrum* u. a.). Auf den unteren, schlammigeren Bereichen siedeln die Vertreter des *Bidention* (*Bidens cernua*, *B. tripartita*, *Persicaria hydropiper*, *Ranunculus sceleratus*, *Rorippa* spp., *Veronica catenata* u. a.). In diesem Bereich kann auch der prioritäre, endemische Schierlings-Wasserfenchel (*Oenanthe conioides*) auftreten (KIFL 2003).

Die Vorkommen der **Schlammufer-Fluren** unterliegen starken jährlichen und räumlichen Schwankungen und hängen in hohem Maße von der Wasserstandsdynamik ab. Sie sind an flache, unverbauten Ufern gebunden, die im Winterhalbjahr überspült sind. Auf den im Sommer trocken fallenden Schlammuffern entwickelt sich die einjährige, nitrophytische Vegetation. Aufgrund der besonderen Standortbedingungen in der Tideelbe können sie an den tidebeeinflussten Ufern auch unter und um MTHW herum auftreten.

### 5.3.4 Verbreitung und Vorkommen

Die zuvor beschriebenen unter naturnahen Verhältnissen **charakteristischen Vegetationstypen** und ihre **Verbreitung** in den verschiedenen Gewässertypen der Tideelbe zeigt Abbildung 1. Die bei weitem größten Anteile im Gebiet bilden das Strandsimsen-Röhricht (*Scirpetum maritimi*) und die *Phragmites*-dominierten Bestände des *Scirpo-Phragmitetum*, das eigentliche Süßwasser-Tide-Schilfröhricht einschließlich der Hochstauden-Fluren. Beide Vegetationstypen erstrecken sich über mehrere Gewässertypen. Die übrigen Gesellschaften treten nur kleinflächig bzw. auf bestimmte Elbeabschnitte beschränkt auf.

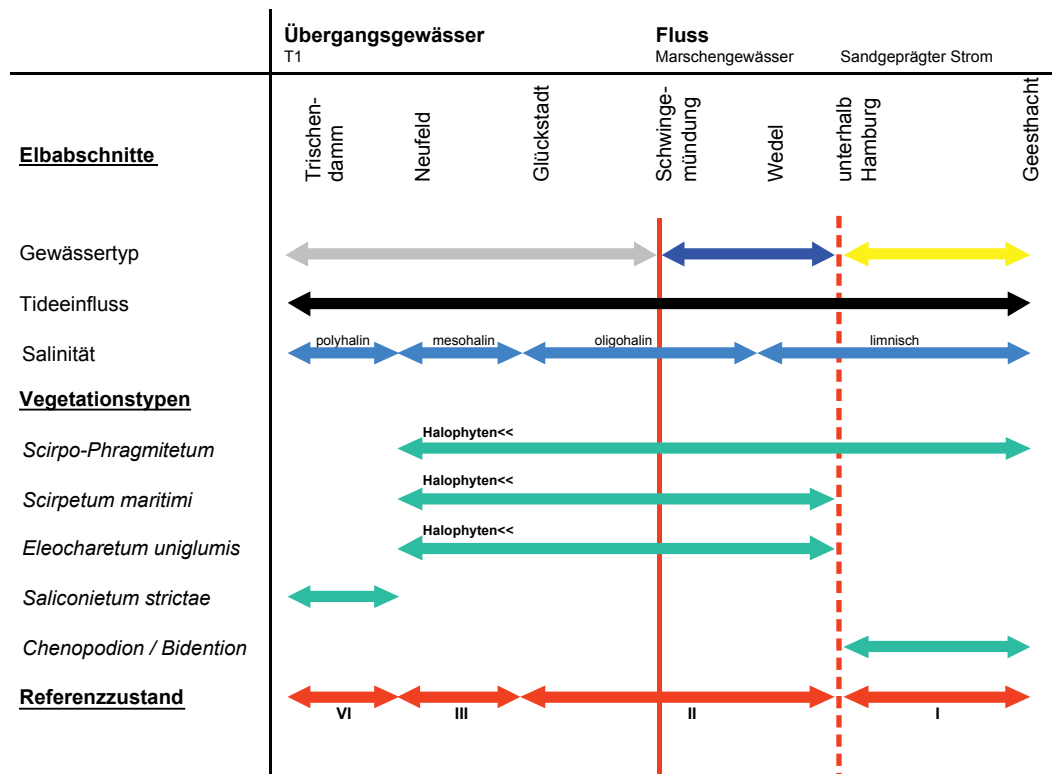


Abb.1: Verbreitung charakteristischer Vegetationstypen in der Tideelbe. Die Salzgehaltsangaben folgen dem Venice-System und wurden ebenso wie die Lage der Salinitätsgrenzen der „UVU Fahrrinnenanpassung“ (1997) entnommen.

Grundlage für die Bewertung der Makrophyten gemäß WRRL bilden **gewässertyp-spezifische Referenzzustände**. Aus der Abbildung geht hervor, dass die für die Makrophytenvegetation der Tideelbe abgegrenzten Referenzzustände nur bedingt mit der Grenzziehung der Gewässertypen übereinstimmen. Danach weist nur der „Sandgeprägte Strom“ einen eigenen Referenzzustand (I) auf. Im Übrigen erstreckt sich Referenzzustand II vom Marschengewässer in den Süßwasser-Bereich des Übergangsgewässers hinein. Dieses wiederum weist zwei weitere Abschnitte mit gesonderten Referenzbedingungen (III und IV) auf.

Während sich die Gewässertypen „Sandgeprägter Strom“ und „Marschengewässer“ in erster Linie morphologisch und im Hinblick auf das vorherrschende Substrat unterscheiden, wurde das Übergangsgewässer aufgrund seines Salzgehaltes hiervon abgegrenzt (Kap.3.3). Diese Grenzziehung zwischen Fluss und Übergangsgewässer deckt sich nicht mit dem Wechsel der Makrophytenbestände, da der Übergang vom limnischen zum

oligohalinen Abschnitt keinen erkennbaren Einfluss auf die Artenzusammensetzung der Makrophytenbestände hat. Erst der Wechsel von der oligo- zur mesohalinen Salzgehaltszone unterhalb von Glückstadt ist für die Makrophyten ökologisch relevant. Eine zweite Grenze existiert innerhalb des Übergangsgewässers beim Übertritt von der meso- in die polyhaline Zone.

Für das Bewertungsverfahren bedeutet diese Tatsache, dass sich die Klassifizierungsskala nicht an den Gewässertypen, sondern an den **gewässerspezifischen** Referenzzuständen orientieren muss, die folgende Vegetationsverhältnisse aufweisen:

#### **Referenzzustand I: Sandgeprägter Strom**

Die Makrophytenbestände werden allein von den vorherrschenden Röhrichtarten des *Scirpo-Phragmitetum* einschließlich der Hochstauden aufgebaut (zwei Zonen). Vertreter der Schlammufer-Fluren (*Bidention* und *Chenopodion*) finden sich kleinflächig im Röhricht oder können diesem als eigene Vegetationszonen vorgelagert sein.

#### **Referenzzustand II: Marschengewässer und Süßwasser-Bereich des Übergangsgewässers**

Den Hochstauden-Fluren und Beständen des *Scirpo-Phragmitetum* sind wasserseitig die Vegetationsgürtel des *Scirpetum maritimi* vorgelagert, so dass die idealtypische Ausprägung aus vier Zonen besteht. Bei den Begleitarten handelt es sich um Arten des Süßwassers. Das *Eleocharetum uniglumis* stellt eine Sonderform an stark exponierten Standorten dar, ebenso wie das alleinige Vorkommen des *Scirpo-Phragmitetum* in geschützten Uferbereichen.

#### **Referenzzustand III: Brackwasser-Bereich des Übergangsgewässers**

Wie im Süßwasser-Bereich sind den Hochstauden-Fluren und Beständen des *Scirpo-Phragmitetum* wasserseitig die Vegetationsgürtel des *Scirpetum maritimi* vorgelagert, so dass die idealtypische Ausprägung aus vier Zonen besteht. Die Begleitarten rekrutieren sich hier jedoch aus der Gruppe der Salzpflanzen. Zur Mündung hin tritt das *Scirpo-Phragmitetum* zurück. Seinen Platz nimmt das *Scirpetum maritimi* ein. Das *Eleocharetum uniglumis* stellt eine Sonderform an stark exponierten Standorten dar, wo es die zuvor genannten Gesellschaften ersetzt.

#### **Referenzzustand IV: Salzwasser-Bereich des Übergangsgewässers**

Dieser Abschnitt wird allein von der Gesellschaft des *Salicornietum strictae* einschließlich der *Spartina anglica*-Bestände beherrscht.

Die Abgrenzungen der Referenzzustände betreffend ist zu beachten, dass die Übergänge aufgrund der großen Variabilität des Salzgehaltes und der besonderen Standortbedingungen im Elbeästuar nicht abrupt, sondern fließend sind. Dementsprechend finden sich die beschriebenen idealtypischen Vegetationsbestände erst in einer gewissen Entfernung von den definierten Grenzen, was bei der Auswahl von Probestellen (Kap. 7.1) bzw. beim Vergleich von Geländedaten mit den hier dargestellten Idealtypen zu berücksichtigen ist.

Die fließenden Übergänge sprechen auch gegen eine starre Zuordnung der Pflanzenarten zu den Gewässertypen bzw. Referenzzuständen. So überlagert sich zum Beispiel das Ausklingen der Süßwasserpflanzen mit dem ersten Aufkommen der Salzpflanzen. Schließlich kommen ein großer Teil der dominanten Röhrichtarten sowie einige der charakteristischen Begleitarten fast in der gesamten Tideelbe vor. Aus diesen Gründen wird für das Bewertungsverfahren keine gewässertyp- oder referenzspezifische Artenliste erstellt, sondern eine **Gesamtartenliste** für das Bearbeitungsgebiet der Tideelbe.



Während die übergeordneten Pflanzengesellschaften über große Strecken im Gebiet vorkommen, zeigen zumindest einige der sie aufbauenden Arten Schwerpunkte innerhalb der Gewässerabschnitte. In der folgenden Tabelle sind die **Vorkommen** der dominanten sowie einiger besonderer Arten in Abhängigkeit von den Standortfaktoren Salinität, Substrat und Exposition dargestellt. Die aus der Tabelle hervorgehenden und auf Tidegewässer bezogenen autökologischen Ansprüche der Arten werden bei ihrer Verwendung als Indikatorart berücksichtigt. Darüber hinaus dienen die Angaben im Zuge der Bewertung als Grundlage für die Einschätzung des Zusatzkriteriums „Vegetationszonierung“ im Vergleich zur Referenz (Kap. 6.3).

Tab. 1: Vorkommen aspektbildender, dominanter Arten in der Tideelbe unterhalb der MTHW-Linie in Abhängigkeit von abiotischen Faktoren. Ferner werden drei charakteristische Pflanzenarten gesondert aufgeführt. („+“ = Hauptvorkommen, „•“ = gelegentliche Vorkommen)

Pflanzengesellschaft / dominante Arten	Gewässertyp			Tiefe bezogen auf MTHW	Salinität			Substrat		Exposition			
	ÜG T1	Typ 22	Typ 20		polyhalin	mesohalin	limnisch/oligohalin	Schllick	Sand	freie Stecke	geschützt	exponiert	
<b>Scirpo-Phragmitetum</b>				>MTHW bis -0,1m -0,1 bis -0,5 m -0,5 bis -1,0 m -1,0 bis -1,5 m									
<i>Phragmites australis</i>	+	+	+		+	•		+	+			+	
<i>Typha angustifolia</i>	+	+	+			+	•	+				+	
<i>Phalaris arundinacea</i>	+	+	+	+			+	+	+	+	+	+	
<i>Glyceria maxima</i>	+	+	+	+				+				+	
<i>Typha latifolia</i>	+	+	+	+				+				+	
Hochstauden	+	+	+	+				+	+	+	+	+	
<b>Scirpetum maritimi</b>													
<i>Schoenoplectus tabernaemontani</i>	+	•						+	+	+	+	•	+
<i>Schoenoplectus x carinatus</i>	+	+						•	+	+	+	+	
<i>Schoenoplectus pungens</i>	•	+							+	+	+	+	
<i>Schoenoplectus triqueter</i>	•	+							+	+	+	+	
<i>Bolboschoenus maritimus</i>	+	+							•	+		+	
<b>Eleocharetum uniglumis</b>													
<i>Eleocharis uniglumis</i>	+	+							+	+		•	+
<b>Salicornietum strictae</b>													
<i>Salicornia stricta</i>	+								+	+	+	+	+
<i>Spartina anglica</i>	+								+	+	+	+	+
<b>Schlammufer-Fluren</b>													
<i>Chenopodium rubri</i>			+						+			+	
<i>Bidenton tripartitae</i>			+						+			+	
<b>Pflanzenarten</b>													
<i>Cotula coronopifolia</i>	+								+	+		+	
<i>Deschampsia wibeliana</i>	+	+	+						+			+	
<i>Oenanthe conioides</i>	+	+	+						+			+	

#### 5.4 Degradationserscheinungen der Vegetationsbestände

Als Folge der Veränderungen der natürlichen Standortbedingungen (Kap. 5.2) zeigen die Vegetationsbestände der Tideelbe Abweichungen von den zuvor beschriebenen idealtypischen Ausprägungen.

Erste Untersuchungen, die sich mit den Auswirkungen von anthropogen bedingten Standortveränderungen auf die von KÖTTER (1951, 1961) beschriebenen **Tideröhrichte** beschäftigten stammen von MEYER (1957). Hierauf folgten SEELIG (1984, 1992), OERTLING (1988, 1992) und PREISINGER (1985, 1991, 2002). Weitere Daten wurden erhoben durch IMMAYER (1996) und im Zusammenhang mit der „UVU Fahrrinnenanpassung“ (1997). Ferner liegen die aktuellen Untersuchungen zu den Marschengewässern in Schleswig-Holstein vor (STILLER 2003 und in Vorb.).

Zusammenfassend kann aus den genannten Quellen folgendes Fazit gezogen werden: Auf anthropogene Beeinträchtigungen reagieren die Röhrichtbestände nicht nur mit Veränderungen von Artenzusammensetzung und Abundanz, sondern vor allem auch mit strukturellen Veränderungen. Es kommt zu folgenden Degradationserscheinungen:

- Verschiebung der unteren Vegetationsgrenze
- Verringerung der flächenhaften Ausdehnung der Bestände
- Sukzessiver Ausfall von Vegetationszonen
- Beeinträchtigung der Vitalität der verbleibenden Vegetationsbestände

Die Veränderungen in der Artenzusammensetzung und die relative Abundanz der Arten fließen im Gegensatz zu den übrigen Qualitätsmerkmalen direkt in das Bewertungsverfahren ein. Letztere werden nachfolgend im Hinblick auf ihre Eignung als Zusatzkriterium für die Bewertung der Röhrichte überprüft.

Die Lage der **unteren Vegetationsgrenze** der dominanten Röhrichtarten wurde bzw. wird durch die Tidenhuberhöhung und die damit verbundene längere Überstauungszeit, wie in Kapitel 5.2.1 ausgeführt, negativ beeinträchtigt. Sie stellt dennoch kein geeignetes Kriterium für die Bewertung dar, da hier eine zu starke natürliche Variation vorliegt. Die Pflanzenarten ändern je nach Substrat, Exposition (mechanische Einflüsse, wie Strömung und Wellenschlag) und vor allem mit zunehmendem Salzgehalt ihre Siedlungstiefe (Kap. 5.3.3). Ferner zeigen Geländeuntersuchungen (STILLER 2003), dass die Röhrichte an verbauten Ufern ähnliche Siedlungstiefen erreichen, wie an den flachen Schlickufern, so dass hierüber keine Differenzierung der Uferstruktur möglich ist. Die Siedlungstiefe fließt jedoch indirekt über die Ausdehnung und die Zonierung in die Bewertung ein (s. u.).

Die **Ausdehnung** der Vegetation im Gewässer ist ein entscheidender Faktor bei der Bewertung, da die ökologische Funktion der Gewässerflora, beispielsweise als Lebensraum für die Gewässerfauna oder als Uferschutz, erst ab einer gewissen Größe bzw. Breite der Vegetationsbestände gegeben ist. Für die Tidegewässer beschränkt sich der potenziell besiedelbare Raum auf das ufernahe tidebeeinflusste Eulitoral. Die maximale Siedlungstiefe der typischen Vegetationsbestände beträgt ca. 1,5-2,0 m unter MTHW. Hiervon gibt es unter naturnahen Bedingungen Abweichungen (s. o.), so dass in Abhängigkeit vom Standort unterschiedlich breit ausgebildete uferparallele Vegetationsbestände entstehen können. Da die Breite darüber hinaus stark durch anthropogene Einflüsse, wie z. B. Uferverbau, beeinträchtigt wird, soll sie als Kriterium bei der Bewertung berücksichtigt werden.

Die Tideröhrichte weisen, wie beschrieben, in Abhängigkeit von der Überflutungshäufigkeit und -dauer eine charakteristische **Zonierung** auf, die zunehmend durch die Verände-

rungen der Standortbedingungen gestört wird. Die einzelnen Arten haben aufgrund ihrer speziellen Anpassungsmechanismen innerhalb der Vegetationsbestände unterschiedliche Funktionen. Die wasserseitigen Vegetationsgürtel dienen der Wind- und Wellenminderung und ermöglichen erst hierdurch die Ansiedlung weiterer Vegetationszonen. Diese sind für die Ansammlung von Sediment und damit die Aufhöhung des Standortes zuständig. Die Vegetationsabfolge, die Vollständigkeit der Vegetationszonen bzw. das Vorhandensein bestimmter Entwicklungsphasen ist somit von zentraler Bedeutung für die Existenz eines Röhrichts überhaupt und somit für die Bewertung der Vegetationsbestände unentbehrlich.

Nur intakte Röhrichtbestände können den extremen Standortbedingungen der Tidegewässer Stand halten. Die Entwicklungsrichtung der Gesellschaften wird oft zuerst durch Vitalitätsänderungen der Arten angezeigt (BRAUN-BLANQUET 1964). Da die **Vitalität** u. a. infolge der anthropogen verstärkten mechanischen Belastungen massive Beeinträchtigungen erfährt (GIERSCH & SCHIRMER 2002), wird ihr Zustand als Kriterium für die Bewertung der Vegetationsbestände herangezogen.

Somit werden außer Artenzusammensetzung und relativer Abundanz bei der Bewertung der tidebeeinflussten Röhrichtbestände die Qualitätsmerkmale Ausdehnung, Vegetationszonierung und Vitalität als **Zusatzkriterien** berücksichtigt.

Auch die **Queller-Fluren** erfahren Beeinträchtigungen, die zum Rückgang ihrer Bestände führen. Da diese Gesellschaften einfacher strukturiert sind als die Röhrichte, treffen die zuvor beschriebenen Degradationserscheinungen und hieraus hergeleiteten Zusatzkriterien nur bedingt zu. Hier sind im Zuge der Erprobungsphase Daten zu ermitteln, aus denen spezifische Zusatzkriterien abgeleitet werden können.

Inwiefern die **Schlammufer-Fluren** aufgrund ihrer kleinflächigen und unsteten Vorkommen als gesonderter Referenzzustand anzusprechen sind, muss ebenfalls im Rahmen des Praxistests abschließend erörtert werden. Aufgrund des jetzigen Kenntnisstandes sollte ihr Fehlen nicht negativ in die Bewertung eingehen. Sofern sie zusätzlich zu den Röhrichten auftreten, könnten sie diese aufwerten. Als Bewertungskriterien wird neben der Artenzusammensetzung und Vollständigkeit der Zonierung, nach KIFL (2003) die Stetigkeit ihres Auftretens empfohlen.

## 6 Entwicklung des Bewertungsverfahrens

### 6.1 Überblick über vorhandene Bewertungsverfahren gemäß WRRL

Während im vorangegangenen Kapitel die Vegetationsverhältnisse speziell für die Tideelbe beschrieben wurden, sollte die Erarbeitung des Bewertungsverfahrens auch im Hinblick auf andere tide- bzw. tide- und salzwasserbeeinflusste Gewässer erfolgen. Als Ansatz für das Bewertungsverfahren dienten die für Pinnau, Krückau, Stör und Tideeider vorliegenden Geländedaten (Kap. 2).

Für die Qualitätskomponente Makrophyten existiert bis heute kein Bewertungsverfahren, welches den ökologischen Zustand von **Tidegewässern** gemäß WRRL beschreibt. Da die WRRL ursprünglich ein einheitliches Verfahren zur Bewertung anstrebt, sollte die Anpassung eines der vorhandenen Verfahren einer Neuentwicklung vorgezogen werden. Nachfolgend werden vier Verfahren, die im Zusammenhang mit der WRRL entwickelt wurden bzw. den Anforderungen dieser entsprechen, kurz charakterisiert.

Die Eignung der Verfahren für die Bewertung der Tideelbe bzw. von Tidegewässern allgemein wurde vor allem im Hinblick auf die Berücksichtigung von emersen Makrophyten und die Möglichkeit der Einbeziehung von Zusatzkriterien hin geprüft.

#### **PHYLIB-Verfahren** (BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT 2004)

Das Verfahren ist für den bundesweiten Einsatz geplant und basiert auf einer entwickelten Makrophyten-Typologie für Fließgewässer, wobei tidebeeinflusste Gewässer nicht berücksichtigt wurden. Jedem dieser Vegetationstypen können drei Artengruppen (typische, indifferente und Störzeiger) zugeordnet werden. Die Bewertung der Gewässerabschnitte erfolgt durch die Berechnung eines Referenzindex, der das Verhältnis der typischen Arten zu den Störzeigern widerspiegelt.

Es werden ausschließlich submerse Makrophyten ausgewertet, so dass eine Bewertung mit emersen Makrophyten nicht möglich ist. Durch die Ergänzung dieser Pflanzengruppe und die Einbindung von Zusatzkriterien im Verfahren würde die Anwendung dennoch nicht greifen, da die Ermittlung der Degradation über den Anteil von Störzeigern erfolgt. Diese spielen für die Bewertung der Vegetationsbestände der Tidegewässer eine untergeordnete Rolle (s. VAN DE WEYER-Verfahren).

#### **VAN DE WEYER-Verfahren** (VAN DE WEYER 2003)

Für die verschiedenen Fließgewässer in Nordrhein-Westfalen liegen Leitbilder vor, denen typische Pflanzengemeinschaften zugeordnet wurden, die weitgehend natürlichen Verhältnissen entsprechen. Zur Typisierung wurden die Arten Wuchsform-Typen zugeordnet, die anhand von Standortparametern weiter differenziert wurden. Die eigentliche Bewertung wird anhand des Anteils an Störzeigern, der im Vergleich zum Leitbild beurteilt wird, durchgeführt. Emerse Makrophyten werden als ein Vegetationstyp dargestellt, ohne weitere Typ-Differenzierung, so dass sie nicht zur Bewertung eingesetzt werden.

Ursprünglich war die Anpassung dieses Verfahrens für die Tideelbe vorgesehen. Während die Differenzierung des dort beschriebenen Vegetationstyps „Helophyten“, wie angedacht, erfolgen konnte, erwies sich die Ermittlung der Degradation anhand von Störzeigern als nicht durchführbar. Störzeiger spielen für die Bewertung der Vegetationsbestände der Tideelbe eine untergeordnete Rolle, da sich hier der Degradationsverlauf in

erster Linie durch Ausfall von Pflanzengemeinschaften äußert. Da auch eine rein verbale Beschreibung der Degradation über die Anzahl der Vegetationszonen und/oder die Dominanzverhältnisse der Röhrichtarten nicht zum Erfolg führte und eine Einbindung von Zusatzkriterien nicht vorgesehen ist, wurde dieser Weg nicht weiter verfolgt.

#### **ELBO-Verfahren** (SCHUBERT et al. 2003)

Dieser Klassifizierungsansatz wurde für die oligo- und mesohalinen inneren Küstengewässer der Ostseeküste Mecklenburg-Vorpommerns entwickelt. Es wurden alle in Frage kommenden Gewässer einbezogen und für jedes Gewässer die spezifische Beschreibung des Referenzzustandes sowie aller Degradationsstufen vorgenommen. Die Degradationsbeschreibung erfolgt über eine Kombination der Faktoren Ausfall von Pflanzengesellschaften, d. h. Wandel zu verarmten Restgesellschaften und Rückgang der unteren Vegetationsgrenze. Die Bewertung erfolgt direkt - ohne Indexberechnung - durch die Zuordnung der Vegetationsbestände zu den beschriebenen Degradationsstufen.

Der Ansatz ist in dieser Form für die Tideelbe nicht umsetzbar, da aufgrund der Vielzahl nicht alle möglichen Vegetationsausprägungen bzw. Degradationsstufen gesondert beschrieben werden können. Als Degradationserscheinungen sind jedoch die Kriterien „Ausfall von Pflanzengemeinschaften“ und „Rückgang der unteren Vegetationsgrenze“ auch für die Vegetationsbestände der Tideelbe zutreffend. Sie werden bei der Bewertung der Makrophyten entsprechend Berücksichtigung finden.

#### **Verfahren „Standorttypieindex“** (BIOTA 1995-2001, LUNG 2002)

Zur Bewertung von Biozönosen in Fließgewässern existiert auf Länderebene ein weiteres Verfahren, das bisher im Zusammenhang mit der WRRL und der Bewertung von Makrophyten bundesweit nicht zur Diskussion stand. Der **Standorttypieindex (STI)** wurde ursprünglich für die Wirbellosenfauna in Fließgewässern Mecklenburg-Vorpommerns konzipiert (BIOTA 1995-1997). Er stellt ein Analogon zum Potamon-Typie-Index (PTI) dar, der zur Bewertung des Makrozoobenthos in Mittelläufen großer Fließgewässer gemäß WRRL eingesetzt (SCHÖLL et al. im Druck) und zurzeit für die Tideelbe modifiziert wird (KRIEG in Vorb.).

Mit der Ausweitung des STI auf die Qualitätskomponente Makrophyten wurde das ursprünglich **rein indikative Verfahren** zum **leitbildorientierten Verfahren** gemäß WRRL weiterentwickelt (BIOTA 1998-2001). Durch Ermittlung des Verhältnisses von Arten verschiedener ökologischer Kategorien bildet der STI die allgemeine Degradation in einem Fließgewässer ab. Da in die Berechnung außer Artenzusammensetzung und Abundanz auch die Besiedlungsstruktur einfließt und das Verfahren bereits submerse und emerse Wuchsformen einbezieht, bietet sich der STI-Makrophyten als Grundlage für ein Bewertungsverfahren für Tidegewässer an.

Bevor jedoch eine Bewertung der Makrophytenbestände der Tideelbe mit dem STI erfolgen kann sind Anpassungen notwendig, da das Verfahren bisher noch keine tide- bzw. tide- und salzwasserbeeinflussten Gewässertypen berücksichtigt. Die notwendigen Schritte ergeben sich aus der folgenden Beschreibung der Grundlagen des Verfahrens und werden im Anschluss daran durchgeführt.



## 6.2 Grundlagen des Bewertungsverfahrens „Standorttypieindex“ (LUNG 2002)

Der Standorttypieindex (STI) ist ein Kennwert, der sich am naturraumspezifischen Verhältnis von stenotopen und eurytopen Arten orientiert. Grundlage des Verfahrens ist die Ausrichtung an dem unter naturnahen Verhältnissen vorhandenen Artenspektrum, welches als Messlatte für die Bewertung definiert wird. Dabei wird vorausgesetzt, dass in einem naturnahen Lebensraum eine stabile Biozönose vorhanden ist, die auf Veränderungen in spezifischer Art und Weise z. B. mit Veränderungen der Artenzusammensetzung und/oder Abundanz reagiert und somit bioindikatorisch genutzt werden kann.

Basierend auf der Zuordnung der Arten zu ökologischen Kategorien liegt dem Verfahren die leitbildbezogene Ausprägung von bewertungsrelevanten Teilen der Phytozönose zugrunde, wodurch das Verfahren den Anforderungen der WRRL gerecht wird. Dabei wird sowohl das **qualitative und quantitative Arteninventar** als auch die **Besiedlungsstruktur** des Untersuchungsabschnitts berücksichtigt.

Die anhand der vorgefundenen Arten ermittelten Anteile der ökologischen Kategorien werden im Sinne des gewichteten Mittelwerts verrechnet. Es wird davon ausgegangen, dass unter naturnahen Bedingungen ein annähernd stabiles Verhältnis dieser ökologischen Gruppen zueinander besteht. Damit kann eine ökologische Nische zwar von unterschiedlichen Arten besetzt sein, diese haben aber ähnliche Standortansprüche und werden damit in gleiche Bewertungskategorien eingeordnet. Der STI muss daher in vergleichbaren naturnahen Lebensräumen in etwa konstant sein. Die STI-Werte werden in eine typspezifische, 5-stufige Klassifizierungsskala eingeordnet, aus der die ökologischen Zustandsklassen abgeleitet werden können.

Voraussetzung für die Verwendung von Indikatorarten für die Gebietsbewertung ist die Aufstellung biototypenspezifischer, regional differenzierter Referenzlisten. Da die meisten Arten in Teilen ihres Areals abweichende Umweltansprüche haben (PLACHTER 1991), müssen auch die Einstufungen regional bzw. gewässer(typ)spezifisch vorgenommen werden. Die bereits vorhandene **Artenliste** des STI-Verfahrens ist entsprechend abzugleichen bzw. zu ergänzen. Grundlage für die Ermittlung der **Besiedlungsstruktur** ist die Beschreibung des naturnahen **Referenzzustandes**. Dieser ist ebenso wie die **Klassifizierungsskala** typspezifisch zu ermitteln, wobei letztere mit den Begriffsbestimmungen der WRRL (Anhang V, 1.2) abgestimmt werden muss.

Aus den Ausführungen ergeben sich folgende Schritte, die notwendig sind, um den **Standorttypieindex-Makrophyten (STI<sub>M</sub>)** für die Tideelbe anwenden zu können:

- (1) Aufstellen einer gewässerspezifischen Artenliste und Einstufung dieser Arten in die ökologischen Kategorien
- (2) Bestimmung der Deckungsanteile und Berechnung des STI<sub>M</sub>
- (3) Ermittlung der Besiedlungsstruktur und Auswahl von Zusatzkriterien
- (4) Prüfen des STI<sub>M</sub> auf Plausibilität und Erstellen einer gewässerspezifischen Klassifizierungsskala

## 6.3 Anpassung des Standorttypieindex-Makrophyten (STI<sub>M</sub>) für die Tideelbe

### 6.3.1 Gewässerspezifische Artenliste und Einstufung der Arten

Die Anpassung der Pflanzenarten an Fließgewässerlebensräume bildet die Grundlage des Bewertungsverfahrens STI-Makrophyten. Je geringer die Bindung der Arten an bestimmte Gewässertypen bzw. Standortbedingungen, desto weiter ist die ökologische Amplitude dieser (eurytopen) Arten. Umgekehrt können stenotope Arten aufgrund ihrer engen ökologischen Amplitude nur an dem Spezialstandort überleben, an den sie angepasst sind.

Zunächst wurde anhand der Literaturrecherchen zu den Referenzbedingungen eine Liste von potenziell im Bearbeitungsgebiet vorkommenden Arten erstellt. Die hieraus resultierenden 115 Arten wurden anschließend in die vier ökologischen Kategorien gemäß STI-Verfahren eingestuft. Berücksichtigt wurden hierbei die für die Marschengewässer in Schleswig-Holstein nachgewiesenen **autökologischen Ansprüche** der dominanten Röhrichtarten sowie deren Begleiter (STILLER in Vorb.). Außerdem fanden die bereits für Mecklenburg-Vorpommern vorgenommenen Einstufungen sowie allgemeine bzw. gewässerspezifische Literaturangaben Beachtung.

Hiernach wurden eurytopen Arten, die überwiegend in gestörten Fließgewässer- und Uferbiozönosen mit hoher Vitalität auftreten sowie standortfremde (allochthone) Arten der Kategorie 1 zugeschlagen. Stenotope und/oder endemische Arten, die nur in naturnahen Fließgewässer- und Uferbiozönosen mit hoher Vitalität auftreten, wurden in die Kategorie 4 eingestuft. Die Kategorien 2 und 3 vermitteln zwischen diesen beiden Extremen. Die genauen Definitionen der Kategorien folgender Abbildung entnommen werden.

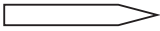
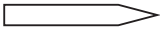
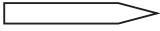
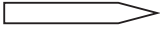
<b>Kategorie 1</b>		Allochthone bzw. eurytopen Arten, die <b>überwiegend in gestörten</b> Fließgewässer- und Uferbiozönosen mit hoher Vitalität auftreten
<b>Kategorie 2</b>		Eurytopen Arten, die in <b>naturnahen und gestörten</b> Fließgewässer- und Uferbiozönosen mit hoher Vitalität auftreten
<b>Kategorie 3</b>		Eury- und stenotope Arten, die <b>überwiegend in naturnahen</b> Fließgewässer- und Uferbiozönosen mit hoher Vitalität auftreten
<b>Kategorie 4</b>		Stenotope Arten, die <b>nur in naturnahen</b> Fließgewässer- und Uferbiozönosen mit hoher Vitalität auftreten

Abb.2: Ökologische Kategorien für die Indikatorgruppe Makrophyten (LUNG 2002)

Das Ergebnis der Einstufungen aller 115 Arten ist in Tabelle 2 am Ende dieses Kapitels dargestellt. Danach hat der größte Teil der in den untersuchten Gewässern auftretenden Arten eine weite ökologische Amplitude. Mit 45 % überwiegt Kategorie 2, während Kategorie 1 mit 26 % vertreten ist, da regelrechte Störzeiger in den Vegetationsbeständen der Tidegewässer seltener sind. Kategorie 3 wurden 23 % der vorgefundenen Arten zugeordnet, 6 % der Kategorie 4.

Die Verteilung der Arten entspricht der Tatsache, dass viele der emersen Makrophyten über ein großes ökologisches Potenzial verfügen. Aufgrund dessen können sie in verschiedenen Gewässern unterschiedliche Wertigkeiten einnehmen und sind somit immer regional bzw. gewässer(typ)bezogen einzustufen (KORTE 2004). Als Indikator sind i. Allg. Arten mit enger ökologischer Amplitude besser geeignet als solche mit unspezifischen Standortansprüchen. Da nach ZANDER et al. (1992) „viele Arten wohl unter

vielen Bedingungen vorkommen, aber nicht unter allen Bedingungen **dominieren** können, ergibt sich dennoch eine Zeigerfunktion gerade von Dominanzgesellschaften“, wie sie für die Tidegewässer typisch sind.

Nachfolgend werden die Einstufungen der in Kapitel 5.3.3 und 5.3.4 beschriebenen vorherrschenden bzw. typischen Röhrichtarten sowie der wichtigsten Salzpflanzen in die ökologischen Kategorien kurz begründet. Ferner werden Beispiele für die Zuordnung der Begleitarten angeführt.

Die Geländedaten zu den Marschengewässern zeigten, dass Rohrglanzgras (*Phalaris arundinacea*) eine sehr breite ökologische Amplitude aufweist und gerade in stärker degradierten Gewässerabschnitten mit sehr hoher Vitalität verstärkt auftritt und damit zur **Kategorie 1** gehört. Die Art ist indifferent gegenüber Bodenfeuchte und Uferverbau, so dass sie sowohl an den bedingt naturnahen, wassergesättigten Schlickstandorten als auch auf den naturfernen, „trockeneren“ Steinschüttungen siedeln kann. Da es auch mechanische Belastungen erträgt, kann Rohrglanzgras das Schilfröhricht an beiden Standorten ersetzen. Von den Begleitarten der Tideröhrichte gehört hierher z. B. *Barbarea stricta*, das innerhalb der Steinschüttungen seine stetigsten Vorkommen hat.

Das Schlickgras (*Spartina anglica*) wurde an der Nordsee erst um 1900 im Zuge der Landgewinnung eingebracht und angepflanzt. Es wird als allochthone Art der Kategorie 1 zugeordnet, da es die potenziellen Standorte der natürlichen Queller-Fluren besiedelt und diese verdrängt (PREISING et. al 1990).

Die wichtigste Art des Süßwasser-Tideröhrichts ist das Schilf (*Phragmites australis*). Die Schilfbestände treten jedoch nicht nur unter naturnahen Bedingungen mit sehr hoher Vitalität auf, sondern finden sich auch regelmäßig auf Steinschüttungen ein, sofern diese einen gewissen Schlickanteil aufweisen. Dies wurde bei Pinnau, Krückau und Stör beobachtet und wird durch zahlreiche Untersuchungen für die Tideelbe bestätigt, wo Schilf neben der Wibel-Schmiele (*Deschampsia wibeliana*) typisch ist an verbauten und unverbauten Uferabschnitten. Beide Arten werden entsprechend der **Kategorie 2** zugeordnet.

Der Wasserschwaden (*Glyceria maxima*) kommt an Steinschüttungen ohne Schlickanteil nicht in nennenswerter Menge vor, da er schwere Böden mit Staunässe bevorzugt. Er tritt in höheren Anteilen sowohl an den stärker verschlickten Steinschüttungen als auch auf den flachen Schlickufern auf, wo er mitunter die Bestände des Schilfröhrichts einschränkt. Gleiches gilt für Kalmus (*Acorus calamus*). Die neophytische Art meidet ebenfalls die schlickfreien Uferverbauungen und besiedelt an den bedingt naturnahen Schlickufern von Pinnau, Krückau und Stör ab ca. 1 m unterhalb von MTHW häufig die Wuchszone des Schilfröhrichts. Möglicherweise ist er dem Schilf hier aufgrund seiner Unempfindlichkeit gegenüber mechanischer Belastung (Wellenschlag, Strömung) überlegen. Er wird zwar in der Literatur als typische Art der Tideröhrichte genannt (KÖTTER 1961), jedoch nicht unter den dominanten Arten, die er an den Marschengewässern offensichtlich verdrängt und somit die typische Zonierung beeinträchtigt.

Typisch für die Tideröhrichte ist auch der Breitblättrige Rohrkolben (*Typha latifolia*). Anhand von Literaturangaben ist sein Verhalten mit dem der zuvor beschriebenen Arten vergleichbar, so dass er ebenfalls zur Kategorie 2 gestellt. Hierher wurden auch die charakteristischen Tideröhricht-Begleiter Blutweiderich (*Lythrum salicaria*), Wasser-Pfeffer (*Persicaria hydropiper*) und Wasser-Ehrenpreis (*Veronica anagallis-aquatica*) gestellt, die sowohl an gestörten als auch naturnahen Ufern größere, vitale Bestände bilden können.

Im Gegensatz zu den vorherigen kommen die übrigen Röhrichtarten in hoher Vitalität überwiegend an naturnahen Standorten vor und wurden der **Kategorie 3** zugeordnet. Hierzu gehören die beiden Charakterarten des Strandsimsen-Röhrichts, d. h. die Strandsimse (*Bolboschoenus maritimus*) und die Salz-Teichsimse (*Schoenoplectus tabernaemontani*), sowie Schmalblättriger Rohrkolben (*Typha angustifolia*), als Vertreter des Süßwasser-Tideröhrichts. Sie alle traten in den Marschengewässern in nennenswerter Menge durchweg nur an flachen Schlickufeln auf, was die Literaturangaben bestätigt.

Von den typischen Begleitern kommen Sumpf-Dotterblume (*Caltha palustris*) und Gemeine Brunnenkresse (*Nasturtium officinale*) zwar auch auf Steinschüttungen vor, jedoch nur in Einzelexemplaren und ohne zur Blüte bzw. Fruchtreife zu gelangen. Mit hoher Vitalität sind sie nur an naturnahen Standorten anzutreffen und werden daher ebenfalls in Kategorie 3 eingestuft. Die Strand-Aster (*Aster tripolium*), die die zuvor genannten Arten im Brackwasser-Bereich unter ansonsten gleichen Standortbedingungen ersetzt, wurde in dieselbe Kategorie eingestuft.

Unter den Salzpflanzen sind die Quellerarten (*Salicornia stricta*, *Salicornia europaea* ssp. *europaea*) als stenöke Arten typische Beispiele für **Kategorie 4**. Dieser Gruppe wurde auch der im Unterelberaum endemische Schierlings-Wasserfenchel (*Oenanthe conioides*) zugeschlagen, ebenso wie die seltenen Teichsimsen (*Schoenoplectus x carinatus*, *Sch. pungens*, *Sch. triqueter*). Unter den dominanten Röhrichtarten finden sich dagegen weder endemische noch stenotope Arten.

Tab. 2: Einstufung von 115 potenziell im Bearbeitungsgebiet Tideelbe unterhalb der MTHW-Linie auftretenden Pflanzenarten in die ökologischen Kategorien gemäß STI-Verfahren. (Siehe Hinweise zur Qualitätskomponente in Kapitel 4.)

Pflanzenname	ökol. Kat.	Pflanzenname	ökol. Kat.
<i>Acorus calamus</i>	2	<i>Chaerophyllum bulbosum</i>	2
<i>Agrostis gigantea</i>	2	<i>Chenopodium rubrum</i>	1
<i>Agrostis stolonifera</i>	2	<i>Cicuta virosa</i>	3
<i>Alisma plantago-aquatica</i>	2	<i>Cochlearia anglica</i>	3
<i>Angelica archangelica</i>	2	<i>Cotula coronopifolia</i>	2
<i>Anthriscus sylvestris</i>	1	<i>Cuscuta europaea</i>	2
<i>Aster tripolium</i>	3	<i>Deschampsia wibeliana</i>	2
<i>Aster x salignus</i>	2	<i>Eleocharis palustris</i>	2
<i>Atriplex littoralis</i>	1	<i>Eleocharis uniglumis</i>	3
<i>Atriplex portulacoides</i>	1	<i>Epilobium hirsutum</i>	1
<i>Atriplex prostrata</i>	1	<i>Equisetum fluviatile</i>	3
<i>Barbarea stricta</i>	1	<i>Equisetum palustre</i>	2
<i>Berula erecta</i>	2	<i>Eupatorium cannabinum</i>	2
<i>Bidens cernua</i>	1	<i>Festuca arundinacea</i>	2
<i>Bidens frondosa</i>	1	<i>Filipendula ulmaria</i>	2
<i>Bidens tripartita</i>	1	<i>Galium palustre</i>	3
<i>Bolboschoenus maritimus</i>	3	<i>Glaux maritima</i>	3
<i>Callitriche platycarpa</i>	3	<i>Glyceria maxima</i>	2
<i>Callitriche stagnalis</i>	2	<i>Iris pseudacorus</i>	2
<i>Caltha palustris</i>	3	<i>Juncus articulatus</i>	2
<i>Calystegia sepium</i>	2	<i>Juncus compressus</i>	1
<i>Cardamine amara</i>	3	<i>Juncus gerardii</i>	3
<i>Carex hirta</i>	1	<i>Lycopus europaeus</i>	2

Tab. 2: Fortsetzung

Pflanzenname	ökol. Kat.	Pflanzenname	ökol. Kat.
<i>Lysimachia nummularia</i>	2	<i>Rumex maritimus</i>	1
<i>Lythrum salicaria</i>	2	<i>Rumex obtusifolia</i>	1
<i>Mentha aquatica</i>	2	<i>Rumex thyrsoiflorus</i>	1
<i>Mentha arvensis</i>	1	<i>Rumex triangulivalvis</i>	1
<i>Myosotis scorpioides</i>	2	<i>Sagittaria sagittifolia</i>	3
<i>Nasturtium officinale</i>	3	<i>Salicornia europaea</i> ssp. <i>europ.</i>	4
<i>Oenanthe conioides</i>	4	<i>Salicornia stricta</i>	4
<i>Persicaria amphibia</i> var. <i>terrestre</i>	1	<i>Salix viminalis</i>	2
<i>Persicaria dubia</i>	2	<i>Schoenoplectus lacustris</i>	3
<i>Persicaria hydropiper</i>	2	<i>Schoenoplectus pungens</i>	4
<i>Persicaria lapathifolia</i>	2	<i>Schoenoplectus tabernaemontani</i>	3
<i>Petasites hybridus</i>	1	<i>Schoenoplectus triqueter</i>	4
<i>Phalaris arundinacea</i>	1	<i>Schoenoplectus x carinatus</i>	4
<i>Phragmites australis</i>	2	<i>Senecio aquaticus</i>	3
<i>Plantago coronopus</i>	3	<i>Senecio paludosus</i>	4
<i>Plantago major</i>	1	<i>Senecio sarracenicus</i>	3
<i>Plantago maritima</i>	3	<i>Sium latifolia</i>	2
<i>Poa annua</i>	1	<i>Solanum dulcamara</i>	2
<i>Poa trivialis</i>	2	<i>Sonchus arvensis</i>	1
<i>Potentilla anserina</i>	1	<i>Sonchus palustris</i>	2
<i>Puccinellia distans</i>	2	<i>Spartina anglica</i>	1
<i>Puccinellia maritima</i>	3	<i>Spergularia media</i>	2
<i>Pulicaria dysenterica</i>	2	<i>Spergularia salina</i>	2
<i>Pulicaria vulgaris</i>	3	<i>Stachys palustris</i>	2
<i>Ranunculus ficaria</i> ssp. <i>bulbilifer</i>	2	<i>Sueda maritima</i>	3
<i>Ranunculus repens</i>	1	<i>Triglochin maritimum</i>	3
<i>Ranunculus sceleratus</i>	1	<i>Typha angustifolia</i>	3
<i>Rorippa amphibia</i>	2	<i>Typha latifolia</i>	2
<i>Rorippa anceps</i>	2	<i>Urtica dioica</i>	1
<i>Rorippa palustris</i>	1	<i>Valeriana procurrens</i>	2
<i>Rorippa sylvestris</i>	1	<i>Valeriana sambucifolia</i>	2
<i>Rumex acetosa</i>	2	<i>Veronica anagallis-aquatica</i>	2
<i>Rumex aquaticus</i>	3	<i>Veronica beccabunga</i>	2
<i>Rumex crispus</i>	2	<i>Veronica catenata</i>	2
<i>Rumex hydrolapathum</i>	2		

### 6.3.2 Deckungsanteile und Berechnung des STI<sub>M</sub>

Grundlage für die Ermittlung des STI-Makrophyten ist neben der Besiedlungsstruktur (Kap. 6.3.3) die Erhebung von Artenszusammensetzung und Abundanz. Die genaue Vorgehensweise hierzu kann der Verfahrensanleitung zum Standorttypindex entnommen werden (LUNG 2002). Im Folgenden werden die wichtigsten Schritte kurz dargestellt.

Die Erfassung der Makrophyten erfolgt anhand einer Abschnittskartierung. Im Gegensatz zu vegetationskundlichen Methoden, bei denen Kleinstprobeflächen (Minimumareal) innerhalb homogener Bestände untersucht werden, werden mit dieser Abschnitts-



kartierung ganze Gewässerabschnitte bearbeitet, die im klassischen Sinne "inhomogen" sind (ZANDER et al. 1992). Auf diese Weise werden jedoch Daten erzeugt, die die **Verhältnisse der Arten** untereinander widerspiegeln, wie sie für die Bewertung der Gewässervegetation bzw. der untersuchten Abschnitte benötigt werden.

In einem 100 m langen Kartierabschnitt werden die im Gewässer siedelnden Pflanzenarten zunächst qualitativ erfasst. Im Anschluss hieran erfolgt die Bestimmung der Quantitäten. Hierzu werden die **prozentualen Deckungsanteile** für alle Arten einer ökologischen Kategorie gemeinsam geschätzt, wobei die Gesamtdeckung aller Kategorien 100 % entspricht.

Für die Schätzung der Deckungsanteile sind fünf Intervalle vorgesehen (Tab. 3). Aus den Geländedaten zu den Marschengewässern und aus den Literaturrecherchen (DIERSCHKE 1994) geht hervor, dass viele Pflanzenarten in den typischen Röhrichten der Tidegewässer bzw. den Queller-Fluren nur in Einzelexemplaren, aber nicht mit hoher Deckung vorkommen. Inwiefern diese Verhältnisse mit der  $STI_M$ -Schätzskala hinreichend genau erfasst werden, lässt sich anhand der vorliegenden Datenmenge zum jetzigen Zeitpunkt nicht sagen. Für die geplante Erprobung des Verfahrens in der Tideelbe werden dahingehend Empfehlungen gegeben, die in Kapitel 7.1 gemeinsam mit weiteren Hinweisen zur Kartiermethode genannt werden.

Zur Berechnung des  $STI_M$  werden für die prozentualen Deckungsanteile der ökologischen Kategorien die sog.  **$K_{DA}$ -Werte** aus einer Matrix gemäß dem  $STI_M$ -Verfahren ermittelt. Basis der Matrix ist eine Indikationsgewichtung, wobei die Deckungsanteile der jeweiligen ökologischen Kategorien äquidistant gewichtet werden (Tab. 3). Da die Matrix auf dem Grundsatz basiert, dass sehr hohe Deckungsanteile der Kategorie 1 auf vorhandene ökologische Defizite hindeuten, wurde die Reihung der  $K_{DA}$ -Werte der Kategorie 1 umgekehrt. Hierdurch erfahren hohe Anteile dieser Kategorie die geringste Wichtung.

Tab. 3: Matrix zur Ermittlung der Deckungsanteile ökologischer Kategorien ( $K_{DA}$ -Wert) (LUNG 2002)

Anteil an der Gesamtdeckung	Ökologische Kategorien			
	1	2	3	4
	$K_{DA}$ -Wert			
5 %	5	6	11	16
> 5 10 %	4	7	12	17
> 10 25 %	3	8	13	18
> 25 50 %	2	9	14	19
> 50 %	1	10	15	20

Die Berechnung des Standorttypieindex-Makrophyten erfolgt nach Ermittlung der  $K_{DA}$ -Werte und unter Einbeziehung des Faktors zur Besiedlungsstruktur (s. u.) mit der auf der folgenden Seite in Abbildung 3 dargestellten Formel.

Abb. 3: Formel zur Berechnung des STI-Makrophyten (LUNG 2002)

$$STI_M = Bs \frac{\sum K_{DA}}{nK}$$

STI <sub>M</sub>	=	Standorttypieindex-Makrophyten
Bs	=	Besiedlungsstruktur des Gewässerabschnitts (Bs-Faktor)
K <sub>DA</sub> -Wert	=	Deckungsanteil der ökologischen Kategorie an der Gesamtbesiedlung
nK	=	Anzahl der vorkommenden ökologischen Kategorien

Die charakteristischen Vegetationsbestände der Tideelbe zeichnen sich, wie in Kapitel 5.3 ausgeführt wurden, überwiegend durch Dominanzbestände oder zumindest hohe Anteile einzelner Arten aus, die gemäß Tabelle 2 (Kap. 6.3.1) zu den ökologischen Kategorien 2 und 3 gehören. Während die Bestände der Kategorie 2 (z. B. *Phragmites australis*) auch an gestörten Standorten vorkommen können und dann entsprechend gering zu bewerten sind, trifft dies für naturnahe Bestände der Kategorie 2 nicht zu. Sie sind grundsätzlich nicht schlechter zu bewerten als naturnahe Bestände der Kategorie 3 (z. B. *Typha angustifolia*).

Dieser Besonderheit der Tideröhrichte wird das STI<sub>M</sub>-Verfahren gerecht, da hohe Anteile der Kategorien 2 bzw. 3 bei ansonsten identischer Verteilung bzw. identischen Deckungsanteilen anderer Kategorien gleiche K<sub>DA</sub>-Summen ergeben. Hier ergibt sich eine Differenzierung in der Bewertung allein anhand der abweichenden Besiedlungsstruktur, die für die Qualität der Röhrichte entscheidend ist.

### 6.3.3 Besiedlungsstruktur und Auswahl von Zusatzkriterien

Auf anthropogene Beeinträchtigungen reagieren die charakteristischen Vegetationsbestände der Tideelbe nicht nur mit Veränderungen von Artenzusammensetzung und Abundanz, sondern vor allem auch mit strukturellen Veränderungen. Im Zusammenhang mit der Beschreibung der Referenzzustände und deren Degenerationserscheinungen wurden charakteristische Vegetationsmerkmale herausgestellt (Kap. 5.4), die als **Zusatzkriterien** in die Bewertung einfließen sollen.

Ihre Einbindung ist über die Besiedlungsstruktur, die als Faktor in das STI-Verfahren eingeht, vorgesehen. Mit der Einbeziehung dieses zusätzlichen Faktors ermöglicht das STI-Verfahren die Berücksichtigung starker ökologischer Defizite in den untersuchten Fließgewässerabschnitten, die über das Artenspektrum allein nicht erfassbar sind.

Grundlage für die Ermittlung des Faktors „Besiedlungsstruktur“ gemäß STI-Verfahren ist die räumliche Verteilung bzw. Ausdehnung der Gewässer- und Uferpflanzen, die im Vergleich zur Referenz beurteilt wird. Für die Röhrichtbestände der Tideelbe sollen zusätzlich zur Ausdehnung auch Vegetationszonierung und Vitalität berücksichtigt werden. Für die Queller-Fluren wird bisher nur das Kriterium Ausdehnung vorgeschlagen. Angaben zu den Schlammufer-Fluren können erst anhand von aktuellen Geländedaten gemacht werden (Kap. 5.4).

Die Ausprägung dieser drei Qualitätsmerkmale wird anhand einer drei-stufigen Einschätzung im Vergleich zu den in Kapitel 5.3.3 und 5.3.4 beschriebenen Referenzzuständen beurteilt. Zu den einzelnen Stufen werden im Folgenden Kriterien formuliert, die für die Berechnung in Form von Punkten ausgedrückt werden. Dabei werden für die minimale Ausprägung 1 Punkt (starke Abweichung) und für die maximale Ausprägung 3 Punkte (Referenzzustand) vergeben. Eine mittlere Ausprägung entspricht 2 Punkten.

### Zusatzkriterium Ausdehnung

Im Zuge der Literaturrecherche zu den Referenzen wurde besonderes Augenmerk gelegt auf Angaben zur Breite der Röhrichte. Der größte Teil der Arbeiten beschränkt sich auf Angaben wie „schmale“, „breite“ oder „ausgedehnte“ Röhrichte, ohne diese Formulierungen zu präzisieren. Nur in wenigen Untersuchungen zur Tideelbe werden Hinweise zur Breite gegeben bzw. lassen sich ermitteln (GREISER et al. 1996, IMMEYER 1986, PREISINGER 1991). Hiernach zeigen sich zwei Tendenzen: Die Gewässerabschnitte von Geesthacht bis unterhalb von Hamburg, in denen allein das *Scirpo-Phragmitetum* vorherrscht, weisen Röhrichtbreiten bis ca. 10 m auf. Die aus den Vegetationszonen des *Scirpo-Phragmitetum* und des *Scirpetum maritimi* bestehenden Bestände ab unterhalb Hamburgs sind mindestens 20 m breit, meist 30 m bis 50 m. Auch CLAUS (1998) führt im Zusammenhang mit der Leitbildentwicklung für typische Vegetationsbestände der Ästuarie Elbe, Weser und Ems eine Mindestbreite von 20-30 m an.

In der übrigen Literatur handelt es sich bei der quantitativen Beurteilung der Röhrichte i. Allg. um **relative** Angaben, die eine Zu- oder Abnahme eines bestimmten Vegetationsbestandes beschreiben. Bei einer Erstbewertung, wie sie die WRRL vorsieht, müssen jedoch zunächst **absolute** Werte definiert werden, die als Bezugspunkt für die Bewertung dienen. Somit ist die Festlegung von Mindestgrößen bzw. -breiten notwendig, auch wenn solche Schwellenwerte ökologisch schwer zu begründen und in der Literatur entsprechend umstritten sind (DRACHENFELS 2004, RIECKEN 1998).

Eine fachlich akzeptable Herleitung von Mindestgrößen kann nach RIECKEN (1998) nur über die Funktionsfähigkeit von Biotopen erfolgen. Zu klären ist, ab welcher Flächengröße bzw. -breite beherbergt ein Bestand noch eine mehr oder weniger typische Lebensgemeinschaft bzw. erfüllt seine typische Funktion. Unter Berücksichtigung dieser Aspekte sowie der Angaben zu Mindestbreiten für geschützte Biotope (DRACHENFELS 2004, LANU 1998) und der oben angeführten Literaturangaben werden die in Tabelle 4 am Ende dieses Kapitels aufgeführten Mindestbreiten für Röhrichte sowie Queller-Fluren vorgeschlagen.

### Zusatzkriterium Vegetationszonierung

*Die Zonierung zeigt keine bis geringe Abweichungen vom Referenzzustand.*

Die Vegetationszonierung ist mehr oder weniger vollständig. Die Vegetationsgürtel sind durchgehend und deutlich erkennbar bzw. abgrenzbar parallel zum Ufer angeordnet. Es kommen typische Begleitarten vor. Die untere Vegetationsgrenze kann geringfügig höher liegen als die maximal mögliche Eindringtiefe der Pflanzen.

*Die Zonierung weicht mäßig vom Referenzzustand ab.*

Die natürliche Vegetationszonierung ist aufgelöst. Ansatzweise sind noch durchgehende, uferparallele Vegetationsgürtel ausgebildet. Im Abschnitt mit Referenzzustand I muss die untere Zone des *Scirpo-Phragmitetum* (*Phragmites australis* oder *Typha angustifolia*)

ausgebildet sein. Die obere Vegetationszone kann fehlen oder fragmentarisch ausgebildet sein. Bei Gewässerabschnitten mit den Referenzzuständen II und III kann das *Scirpo-Phragmitetum* zurücktreten, während das *Scirpetum maritimi* durch höhere Anteile zumindest einer der Kennarten vertreten sein muss (*Bolboschoenus maritimus* oder *Schoenoplectus* spp.). Die dominanten Röhrichtarten der unterschiedlichen Zonen siedeln jedoch mehr oder weniger auf der gleichen Höhe bezogen auf MTHW oder es kommt zu einer Umkehrung der natürlichen Zonierung, d. h. Arten der oberen Zonen wachsen unterhalb der Arten der unteren Vegetationszonen. Die untere Vegetationsgrenze liegt deutlich höher als die maximal mögliche Eindringtiefe der Pflanzen.

*Die Zonierung weicht stark vom Referenzzustand ab.*

Es kommt zum weiteren Ausfall von Vegetationstypen bzw. -zonen. Im Abschnitt mit Referenzzustand I fällt *Phragmites australis* aus, d. h. übrig bleibt hier die obere Vegetationszone des *Scirpo-Phragmitetum* und/oder Restgesellschaften bzw. Einzelpflanzen seiner typischen Vertreter. Bei Gewässerabschnitten mit den Referenzzuständen II und III ist nur das *Scirpo-Phragmitetum* vertreten, während die Arten des *Scirpetum maritimi* bis auf Einzelexemplare völlig fehlen und/oder es sind keine größeren, durchgehenden Vegetationsgürtel ausgebildet. Die Siedlungstiefe der verbliebenen Arten ist suboptimal, wobei die Bestände sowohl zu hoch als auch zu tief siedeln können.

### Zusatzkriterium Vitalität

*Die Vitalität der Vegetationsbestände ist nicht bis gering beeinträchtigt.*

Gesunde, intakte Röhrichtbestände zeichnen sich durch eine homogene Bestandsstruktur ohne Lücken aus. Die wasserseitige Grenze ist durch einen gleichmäßigen Saum mit geradem Rand ohne Ausbuchtungen gekennzeichnet. Der Übergang zum offenen Wasser verläuft gleichmäßig, wobei die Halmhöhe kontinuierlich abnimmt.

*Die Vitalität der Vegetationsbestände ist mäßig beeinträchtigt.*

Der wasserseitige Saum ist ausgefranst. Die Ausbreitungsfront ist entsprechend nicht mehr geschlossen. Es kommt zur Auflichtung. Die Wuchshöhe der dominanten Arten nimmt ab. Die Bestände sind zunehmend locker ausgebildet, d. h. es kommt zur flächenhaften Verringerung der Halmdichte. Es treten wasserseitig erste freigespülte Rhizome bzw. Wurzeln auf.

*Die Vitalität der Vegetationsbestände ist stark beeinträchtigt.*

Es sind nur sehr schmale (< 5 m) und/oder keine geschlossenen Röhrichtbestände mehr ausgebildet. Der wasserseitige Saum ist durch Auskolkungen und Lücken gekennzeichnet. Es kommt zur starken Auflichtung bis hin zur Verinselung der Bestände. Die dominanten Arten sind niedrigwüchsig. Die Bestände sind aufgrund der flächenhaften Verringerung der Halmdichte sehr locker ausgebildet. Rhizome bzw. Wurzeln liegen teilweise oder völlig frei.

Die beschriebenen Ausprägungen der Zusatzkriterien werden anhand des in Tabelle 4 auf der folgenden Seite dargestellten Punkteschemas umgesetzt. Auf der Grundlage der Einzelbeurteilungen ergibt sich durch Addition eine Gesamtpunktzahl. Maximal können 9 Punkte (Referenzzustand) erreicht werden, minimal sind es 3 Punkte (starke Abweichung). In Tabelle 5 wurden die möglichen Punkte einem Faktor für die **Besiedlungsstruktur** zugeordnet. Ferner wurde ein Faktor (0,25) eingeführt, der zum Einsatz kommt, wenn keine Besiedlungsstruktur erkennbar ist, da große Teile der typischen Biozönose fehlen und maximal zerstreute Einzelpflanzen bzw. -horste vorkommen.

Tab. 4: Einschätzung der Beeinträchtigung der Vegetationsbestände im Hinblick auf die Zusatzkriterien zur Besiedlungsstruktur. (Definitionen für die Einstufung siehe Text.)

Kriterium	Umfang der Beeinträchtigung	Punktzahl
<b>Ausdehnung</b>		
<b>Röhrichte</b> Tideelbe Geesthacht bis unterhalb Hamburg	keine bis gering (> 10m) mäßig (5-10 m) stark (< 5 m)	3 2 1
<b>Röhrichte und Queller-Fluren</b> Tideelbe ab unterhalb Hamburg	keine bis gering (> 50 m) mäßig (25-50 m) stark (< 25 m)	3 2 1
<b>Vegetationszonierung</b>	keine bis gering mäßig stark	3 2 1
<b>Vitalität</b>	keine bis gering mäßig stark	3 2 1

Tab. 5: Abstufung der Besiedlungsstruktur (verändert nach LUNG 2002)

Faktor (Bs)	Punktzahl	Kriterium (Bs=Besiedlungsstruktur)
1,0	9	Bs entspricht weitgehend dem Referenzzustand, maximal geringfügige Abweichungen
0,75	6-8	Bs weicht mäßig vom Referenzzustand ab
0,5	3-5	Bs weicht stark vom Referenzzustand ab
0,25	entfällt	Bs nicht erkennbar, da große Teile der typischen Biozönose fehlen, nur zerstreute Einzelpflanzen bzw. -horste

#### 6.3.4 Gewässerspezifische Klassifizierungsskala

Die eigentliche Bewertung von Gewässerabschnitten erfolgt durch Zuordnung der  $STI_M$ -Werte zu einer Klassifizierungsskala. Für die Marschengewässer in Schleswig-Holstein wurde eine vorläufige Skala erarbeitet, die für die Vegetationsbestände der Tideelbe als Orientierung dient (STILLER in Vorb.). Sie muss jedoch durch aktuelle Kartierdaten im Zuge der Erprobungsphase und erneuten Literaturabgleich für die Gewässerabschnitte der Tideelbe überprüft und geeicht werden.

Der  $STI_M$  ist ursprünglich an naturnahen Referenzbiozönosen ausgerichtet. Da keine Referenzstellen für die untersuchten Gewässer Pinnau, Krückau, Stör und Tideeider vorlagen, die als Messlatte dienen konnten, erfolgte die Festlegung von Klassengrenzen bzw. -breiten und die Zuordnung zu den Zustandsklassen anhand der Geländedaten und durch Literaturvergleiche, die mit den WRRL-Begriffsbestimmungen abgestimmt wurden.

Zur Überprüfung inwiefern die errechneten  $STI_M$ -Werte tatsächlich Degradationsverläufe widerspiegeln wurden die Probestellen von Pinnau, Krückau und Stör nach dem **Natürlichkeitsgrad** eingestuft. Es zeigte sich, dass die relativen Voreinschätzungen dieser Probestellen anhand des Natürlichkeitsgrades (Uferneigung, Substrat) durch die berech-



neten  $STI_M$ -Werte gut abgebildet werden. Die „bedingt naturnahen“ Standorte wiesen die höchsten  $STI_M$ -Werte auf. Mittlere Werte ergaben sich für die „bedingt naturfernen“ Standorte, während die „naturfernen“ Standorte durchweg die geringsten Indizes zeigten. Der  $STI_M$  spiegelt damit die Degradationsverläufe innerhalb dieser Gewässer wider.

Die für Pinnau, Krückau und Stör ermittelten Werte rangieren zwischen 3,0 und 8,44. Diese Spanne erklärt sich anhand von qualitativen und quantitativen Verschiebungen in den prozentualen Deckungsanteilen der ökologischen Kategorien sowie über Beeinträchtigungen in der Besiedlungsstruktur. Theoretisch kann der  $STI_M$  bei Dominanz von Arten der Kategorie 4 ohne Vorkommen von Arten anderer Kategorien ein Maximum von 20 erreichen. In der Praxis wird dieser Wert jedoch selbst bei den Queller-Fluren (s. u.) nicht erreicht, da durch die Kartiermethode alle Vegetationszonen unterhalb der MTHW-Linie gemeinsam erfasst werden, so dass sich generell ein Spektrum von Arten aus verschiedenen ökologischen Kategorien ergibt. Das Minimum liegt bei 0,25 bzw. 0, wenn keine Makrophyten vorkommen.

Die Probestellen, die die höchsten  $STI_M$ -Werte aufweisen, zeichnen sich durch ein ausgewogenes Verhältnis der Arten der ökologischen Kategorien 2 und 3, geringe Anteile der Kategorie 1 und das vereinzelte Auftreten von Arten der Kategorie 4 aus. Diese Verteilung der Kategorien entspricht in etwa der der Referenzzustände dieser Gewässertypen. Allerdings unterscheiden sich die untersuchten Vegetationsbestände hiervon durch Beeinträchtigungen in der Besiedlungsstruktur (Bs-Faktor = 0,75), so dass diese Werte nicht der maximalen Ausprägung entsprechen. Bestände ohne strukturelle Beeinträchtigungen, d. h. mit einem Bs-Faktor von 1,0, können  $STI_M$ -Werte über 11,0 erreichen und wurden als **Zustandsklasse 1** definiert. Die höchsten Werte der Marschengewässer (7,8-8,44) wurden als Maßstab für die **Zustandsklasse 2** herangezogen.

Mittlere  $STI_M$ -Werte (5,5-6,5) für Pinnau, Krückau und Stör fallen durch ähnlich hohe Anteile der ökologischen Kategorien 2 und 3 oder durch Dominanz der Arten der Kategorie 2 auf, während Kategorie 4 durchweg fehlt. Der Anteil der Kategorie 1 ist noch relativ gering und die Besiedlungsstruktur weicht nach wie vor mäßig ab (Bs-Faktor = 0,75). Diese Bestände wurden der **Zustandsklasse 3** zugeordnet.

Bei Gewässerabschnitten mit noch niedrigeren  $STI_M$ -Werten zeigte die Vegetation stärkere Abweichungen in der Besiedlungsstruktur (Bs-Faktor = 0,5). Außerdem sind hohe Anteile der ökologischen Kategorien 1 und 2 bei sehr geringen Anteilen der Vertreter der Kategorie 3 typisch. Die für die Marschengewässer ermittelten niedrigen  $STI_M$ -Werte zwischen 3,0 und 4,0 stehen für starke Degradation, was sich in der Zuordnung zur **Zustandsklasse 4** äußert.

Den Begriffbestimmungen der WRRL entsprechend ist **Zustandsklasse 5** nicht zwangsläufig mit dem Fehlen jeglicher Makrophytenvegetation verbunden, sondern ist bereits erreicht, wenn große Teile der typischen Lebensgemeinschaften fehlen. Dies entspricht der Tatsache, dass das vollständige Fehlen von Pflanzen i. Allg. nur auf wenige Extremstandorte beschränkt ist, so dass bereits eine Beschränkung auf wenige euryöke und/oder allochthone Arten, d. h. Dominanz der Arten der Kategorie 1, als schlechtesten ökologischer Zustand angesehen werden kann (SCHUBERT et al. 2003).

Wiederum muss das völlige Fehlen von höheren Pflanzen nicht zwangsläufig auf einen schlechten ökologischen Zustand eines Gewässerabschnitts hindeuten. Ursache hierfür können natürliche **Expositionsergebnisse**, wie zum Beispiel eine ausgeprägte Prallhanglage, sein. Derartige erosionsgefährdete Standorte sind in einem durch dynamische Vorgänge gekennzeichneten Ästuar natürlicherweise vorhanden. Ihnen stehen Bereiche mit Sedimentationsprozessen gegenüber. Im Ästuar ergibt sich somit

natürlicherweise ein Wechselspiel von Erosions- und Sedimentationsprozessen. Dieser Prozess ist durch verschiedene Strombaumaßnahmen, Ufersicherung, Deichbau etc. heute in der Tideelbe überwiegend gestört (Kap. 5.2). Bei der Bewertung derartiger Standorte ist somit zwischen einem von Natur aus bedingten Fehlen von Makrophyten und einer anthropogen bedingten Makrophytenverödung zu unterscheiden

Die beschriebenen Verhältnisse von Pinnau, Krückau und Stör sind mit denen des **Süßwasser-Bereichs der Tideelbe** von Geesthacht bis Glückstadt vergleichbar. Die anhand der  $STI_M$ -Werte für diese Gewässer vorgeschlagene Skala (Tab. 6) dient somit zur Orientierung für die entsprechenden Abschnitte der Tideelbe. Eine unterschiedliche Klassifizierungsskala für die Abschnitte ober- und unterhalb Hamburgs ist dabei anhand der bisher vorliegenden Daten trotz der unterschiedlichen Referenzzustände in diesen Abschnitten nicht notwendig. Grund hierfür ist, dass die Abschnitte zwar von unterschiedlichen Arten besiedelt werden, diese aber ähnliche Standortansprüche aufweisen und damit gleichen Bewertungskategorien angehören.

Als Nordseezufluss steht die Tideeider im Gegensatz zu den zuvor beschriebenen Gewässern unter Salzwassereinfluss und soll daher als Ansatz für die Klassifizierung des salzwasserbeeinflussten Bereichs der Unterelbe herangezogen werden. Hier lassen sich zwei grundsätzliche Tendenzen erkennen: Die  $STI_M$ -Werte liegen für die Tideeider zwischen 3,67 und 7,25, das heißt sie erreichen trotz der durchweg „bedingt naturnahen“ Uferstrukturen nicht die Höhe der zuvor beschriebenen Marschengewässer. Ursache hierfür ist, dass in keinem der Röhrichtbestände Arten der Kategorie 4 vorkommen. Auffallend sind ferner die hohen Anteile der Kategorie 3 an nahezu allen Probestellen. Dabei handelt es sich fast überwiegend um *Bolboschoenus maritimus*. Lokal treten *Typha angustifolia* und *Eleocharis uniglumis* als weitere Vertreter dieser Kategorie auf, die im Gegensatz zu den kleineren Marschengewässern auch für die Unterelbe typisch sind.

Für die Tideeider liegen nur wenige Angaben zur Ausprägung der Röhrichte vor (KÖNIG 1957, SCHMIDT 1992). Hieraus kann jedoch geschlossen werden, dass die für die Marschengewässer beschriebenen Arten der Kategorie 4 in dem Abschnitt der heutigen Tideeider nicht vorkommen. Damit können die Vegetationsbestände in der Tideeider keine derart hohen Werte annehmen, wie im Falle der Marschengewässer. Die für die Tideeider ermittelten niedrigeren Werte wären somit kein Hinweis auf Degradation, so dass die Klassifizierungsskala entsprechend angepasst werden müsste (Tab. 6).

In Bezug auf die Arten der Kategorie 4 kann für den **Brackwasser-Bereich der Unterelbe** zwischen Glückstadt und Neufelderkoog Ähnliches angenommen werden. Da alle in Tabelle 2 in Kapitel 6.3.1 aufgeführten Arten dieser Kategorie (mit Ausnahme von *Salicornia* spp.) ihren Verbreitungsschwerpunkt im Süßwasser-Tideebereich der Elbe haben, gehen ihre Vorkommen mit zunehmendem Salzgehalt zurück. Entsprechend würden sich auch hier niedrigere  $STI_M$ -Werte ergeben. Für diesen Abschnitt der Unterelbe wird aufgrund dessen zunächst ebenfalls die für die Tideeider angedachte Klassifizierungsskala empfohlen.

Für den **Salzwasser-Bereich der Unterelbe** zwischen Neufelder- und Friedrichskoog, wo die Röhrichtarten ausbleiben und Queller-Fluren dominieren, können die Daten der Tideeider aufgrund des durch den Sperrwerksbau bedingten Wandels der Vegetation (RICKLEFS 1998) nicht herangezogen werden. Anhand der Literaturrecherchen zeichnen sich naturnahe Bestände in der Unterelbe in der unteren Quellerzone durch Reinbestände des Quellens aus. Da diese Art zur Kategorie 4 gehört, ergeben sich sehr hohe  $STI_M$ -Werte. Diese nähern sich jedoch je nach Anteil der Arten der übrigen Kategorien, die in der oberen Quellerzone zunehmend auftreten können, den Werten für die Süßwasser-Bereiche der Unterelbe an. Basierend auf diesem Kenntnisstand wäre entsprechend

keine gesonderte Klassifizierungsskala notwendig. Da dieser Vegetationstyp natürlicherweise durch extreme Artenarmut charakterisiert ist, muss die Anwendung des STI-Verfahrens hier grundsätzlich geprüft werden.

Die folgende Tabelle zeigt die vorläufige Klassifizierung des STI-Makrophyten. Aufgrund der relativ geringen Datenmenge müssen die Klassifizierungsskalen als erster Ansatz gesehen werden. Dies gilt insbesondere für die Vegetationsbestände im meso- und polyhalinen Bereich, da hier nur wenige bzw. keine mit der Tideelbe vergleichbaren Daten vorlagen. Ferner sind die Bereiche, in denen ein Wechsel der zu verwendenden Skala angezeigt ist, im Zuge der Erprobung des Verfahrens genauer zu ermitteln. Hierbei muss jedoch die Tatsache Berücksichtigung finden, dass die Übergänge zwischen den Pflanzengemeinschaften aufgrund der besonderen Standortbedingungen im Elbeästuar fließend sind (Kap. 5.3.4).

Tab. 6: Vorläufige Klassifizierung des STI-Makrophyten für die Abschnitte der Tideelbe.

Zustands- / Potenzial-Klasse gemäß WRRL	sehr gut	gut	mäßig	unbefriedigend	schlecht
	1	2	3	4	5
Süßwasser- und Salzwasser-Abschnitte	10,0	< 10,0 7,5	< 7,5 5,0	< 5,0 2,5	< 2,5
Brackwasser-Abschnitt	8,0	< 8,0 6,0	< 6,0 4,0	< 4,0 2,0	< 2,0

In den Ausführungen zu den Referenzbedingungen in Kapitel 5.1 war darauf hingewiesen worden, dass alle Wasserkörper der Tideelbe vorläufig als „erheblich verändert“ gekennzeichnet sind. Aufgrund dessen muss anstelle des Umweltziels „guter ökologischer Zustand“ das „gute ökologische Potenzial“ definiert werden. In diesem Kontext sind die folgenden Überlegungen zu berücksichtigen:

Grundlage für die vorangegangenen Ausführungen zur Makrophytenvegetation der Tideelbe bildeten die Beschreibungen von KÖTTER (1951, 1961). Seine Untersuchungen stammen aus den Jahren 1948-1951, das heißt aus einer Zeit, zu der die Tideelbe bereits umfangreiche anthropogene Eingriffe bzw. Veränderungen erfahren hatte, denen jedoch weitere tief greifende Veränderungen folgten.

Da die ausbau- bzw. nutzungsbedingten Beeinträchtigungen ab ca. 1900/1920 zum Ausfall der submersen Makrophytenvegetation in der Tideelbe geführt hatten, berücksichtigt der von KÖTTER vorgefundene und beschriebene Zustand nur einen Teil der natürlichen bzw. naturnahen Vegetation. Dieser wurde in der vorliegenden Arbeit als **Referenzzustand für die emersen Makrophyten** definiert und entsprechend als solcher dargestellt.

Dieser Zustand steht jedoch zwischen dem ursprünglichen Referenzzustand mit submersen und emersen Makrophyten und dem heutigen Zustand, der durch zunehmende Beeinträchtigung der emersen Vegetation gekennzeichnet ist. Aufgrund des nutzungs- und ausbaubedingten Fehlens der submersen Makrophyten werden die im Vorangegangenen beschriebenen emersen Makrophytenverhältnisse bei der Bewertung als Bezugspunkt für das **höchste ökologische Potenzial** gemäß WRRL vorgeschlagen. Hiernach entsprechen die in Tabelle 6 dargestellten Klassifizierungsstufen nicht den ökologischen Zustandsklassen, sondern den ökologischen Potenzialklassen.

## 7 Ausblick

### 7.1 Erprobung des Bewertungsverfahrens und Monitoringprogramm

Die Erprobung des hier aufgestellten Klassifizierungssystems und damit eine erste Bewertung von Gewässerabschnitten anhand der vorkommenden Gewässerflora ist für die kommende Vegetationsperiode 2005 im Zuge des vorläufigen Monitorings vorgesehen. Dieser Praxistest muss außer der Überprüfung der eigentlichen Bewertungsmethodik auch die Optimierung der Geländeerhebungen einbeziehen.

Die **Erfassung der Vegetation** erfolgt prinzipiell gemäß der Anleitung des STI-Verfahrens (LUNG 2002). Die besonderen Vegetationsverhältnisse in der Tideelbe machen jedoch zum einen Änderungen in der Vorgehensweise der Geländeerhebungen notwendig. Zum anderen wird empfohlen zusätzliche, vegetationspezifische Daten zu erheben. Diese sollen Fehlinterpretationen hinsichtlich Veränderungen der Artenzusammensetzung und Häufigkeiten verhindern, die zu Änderungen in der Einstufung der Gewässerabschnitte führen könnten. Folgende Änderungen bzw. Ergänzungen sind zu berücksichtigen:

- Begrenzung des Untersuchungsraums auf den Bereich unterhalb der MTHW-Linie
- Berücksichtigung des saisonalen Rhythmus der Tideröhrichte durch Erfassung des Frühjahrsaspekts (Kap. 5.3.3)
- Anwendung von Abschnitts- und Transektkartierungen für ausgedehnte, zonierte Vegetationsbestände im Vergleich
- Kombination aus Deckungsgrad und Individuenzahl (Artmächtigkeit) für den unteren Bereich der Schätzskala (Kap. 6.3.2)
- Erarbeitung eines standardisierten Kartierprotokolls

Im Anschluss an die Kartierung muss die **Bewertungsmethodik** anhand der ermittelten Geländedaten erprobt werden. Der Datensatz dient somit der Verifizierung des Verfahrens, wobei im Einzelnen folgende Aspekte zu beachten sind:

- Überprüfung der Artenliste und der Einstufung der Arten
- Definition von Mindest-Artenzahl bzw. Mindest-Deckungsgrad zur Bewertung
- Beurteilung der Eignung der verwendeten Zusatzkriterien
- Eichung der Klassifizierungsskala (Klassengrenzen, -breiten), endgültige Festlegung

Für das **Monitoring** werden in Abhängigkeit von den Gewässertypen und den relevanten Vegetationsbeständen für Süß-, Brack- und Salzwasser-Bereiche zunächst 12 Probenahmestellen vorgeschlagen. Diese verteilen sich - soweit möglich und sinnvoll - in Abstimmung mit den Probestellen für die Wirbellosenfauna auf die beiden Uferseiten der Tideelbe. Das Gebiet des Hamburger Hafens bleibt mangels ausreichender Vegetationsbestände ausgenommen.

Die im Gelände ermittelten Daten sind anhand des vorliegenden Bewertungsverfahrens auszuwerten und die untersuchten Gewässerabschnitte zu bewerten. Im Anschluss hieran muss der Bezug der Ergebnisse der ausgewählten Standorte auf das gesamte Bearbeitungsgebiet sowie die Anzahl der Messstellen geprüft und gegebenenfalls korrigiert werden. Aufgrund des Fehlens langjähriger Beobachtungsdaten in der für die WRRL erforderlichen Untersuchungstiefe, wird als Grundlage für das Monitoring zunächst eine jährliche Beprobung vorgeschlagen (SCHUBERT et al. 2003). Hierdurch sollen in erster Linie Daten zum Einfluss klimatischer Ereignisse auf die Ausprägung der Vegetation gesammelt und ausgewertet werden, um diese von den anthropogenen Einflüssen differenzieren zu können.

## 7.2 Anwendbarkeit auf andere Nordseezuflüsse bzw. Tidegewässer

Bei der Erarbeitung des Bewertungsverfahrens sollte eine mögliche Anwendbarkeit auf andere Nordseezuflüsse (Eider, Ems und Weser) beachtet werden. Wie bereits erwähnt, ist das hier vorgestellte Verfahren auf der Grundlage von Daten aus Untersuchungen zu Tidegewässern in Schleswig-Holstein erarbeitet worden (STILLER in Vorb.).

Hierbei handelt es sich zum einen um die **schleswig-holsteinischen Nebenflüsse der Untereibe** Pinnau, Krückau und Stör und zum anderen um die **Tideeider** als Nordseezufluss. Damit fand das Verfahren Anwendung auf verschiedene Gewässertypen (Marschengewässer und Übergangsgewässer). Entscheidend sind hierbei jedoch nicht die Gewässertypen, sondern vielmehr der allen gemeinsame Tideneinfluss und im Falle der Eider der Salzwassereinfluss, die zur Entwicklung der besonderen Vegetationsverhältnisse geführt haben.

Für die **niedersächsischen Nebenflüsse der Untereibe** können für die Wümme nach FLÜGGER et al. (1985) Übereinstimmungen der vorherrschenden Vegetationsbestände mit Pinnau, Krückau und Stör festgestellt werden. Dies betrifft sowohl das Arteninventar als auch die charakteristische Vegetationszonierung. Literaturrecherchen zu **Ems und Weser** ergeben Hinweise auf Ähnlichkeiten hinsichtlich Artenzusammensetzung und Vegetationsstruktur mit der Tideelbe (FOCKE 1914/15, zit. in: KÖTTER 1961, GIERSCH & SCHIRMER 2002, GROTHJAHN 1982, RUNGE 1979). Prägende Vegetationsbestände dieser Gewässer sind Süßwasser- und Brackwasser-Röhrichte sowie Salzpflanzengesellschaften in den Nordseezuflüssen. Submerse Makrophyten fehlen heute vermutlich ähnlich wie in der Tideelbe, da die genannten Gewässer vergleichbare anthropogene Eingriffe erfahren haben, wenn auch zu unterschiedlichen Zeitpunkten (SCHUCHARDT 1995).

Die großen Flussästuare Elbe, Weser, Ems und Eider haben dennoch einen gewissen individuellen Charakter, der sich u. a. im Vorkommen von Endemiten widerspiegelt und anhand von Literaturrecherchen sowie Geländeerhebungen **gewässerspezifisch** erarbeitet werden muss. Entsprechend ist ein Abgleich der Referenzbedingungen bzw. des ökologischen Potenzials und des gewässerspezifischen Arteninventars durchzuführen. Sofern sich hierdurch Abweichungen von den für die Tideelbe beschriebenen Verhältnissen ergeben, ist eine Anpassung bzw. Eichung der Klassifizierungsskala notwendig.

Darüber hinaus sind gegebenenfalls aus der Erprobung des Verfahrens resultierende Änderungen (Kap. 7.1) zu berücksichtigen. Bei der Einstufung der Arten, den Berechnungen sowie den Zusatzkriterien sind keine grundlegenden Änderungen zu erwarten. Das für die Tideelbe angepasste Verfahren „Standorttypieindex-Makrophyten“ zur Bewertung von Makrophyten und Angiospermen ist aufgrund der Ausführungen grundsätzlich auch für die Bewertung dieser Qualitätskomponenten in anderen tidebeeinflussten Gewässern geeignet.



## 8 Zusammenfassung

Ziel der vorliegenden Arbeit war es entsprechend den Vorgaben der EU-Wasserrahmenrichtlinie ein Bewertungsverfahren für die Qualitätskomponente Makrophyten einschließlich der Angiospermen in der Tideelbe zu erarbeiten. Darüber hinaus sollten Referenzbedingungen für die verschiedenen Gewässertypen beschrieben werden, die als Bezugspunkt für die Bewertung erforderlich sind.

Aufgrund der starken anthropogenen Veränderungen des Elbeästuars wurde davon ausgegangen, dass in keinem der Gewässerabschnitte reale Referenzzustände existieren. Infolgedessen mussten die Referenzbedingungen aus Literaturangaben abgeleitet werden. Grundlegende Vegetationsbeschreibungen für die Tideelbe finden sich bei KÖTTER (1961). Diese wurden in der vorliegenden Arbeit als **Referenzzustand für die emerse Makrophytenvegetation** definiert und als solcher dargestellt. Insgesamt wurden vier Referenzbiozönosen im Verlauf des Tideelbestromes abgegrenzt, die sich zum einen an den Gewässertypen und zum anderen am Salzgradienten innerhalb des Übergangsgewässers orientieren.

Die Untersuchungen von KÖTTER stammen aus den Jahren 1948-1951, das heißt aus einer Zeit, zu der die Tideelbe bereits umfangreiche Veränderungen erfahren hatte. Diese ausbau- bzw. nutzungsbedingten Beeinträchtigungen haben ab ca. 1900/1920 zum Ausfall der submersen Makrophytenvegetation in der Tideelbe geführt. Der von KÖTTER vorgefundene und beschriebene Zustand berücksichtigt somit nur einen Teil der natürlichen bzw. naturnahen Vegetation. Aufgrund des nutzungsbedingten Fehlens der submersen Makrophyten werden die emersen Makrophytenbestände als Bezugspunkt für das **höchste ökologische Potenzial** bei der Bewertung der erheblich veränderten Wasserkörper der Tideelbe gemäß WRRL vorgeschlagen.

Die Erarbeitung des **Bewertungsverfahrens** fand auf der Grundlage von Geländedaten zu Marschen- und Übergangsgewässern in Schleswig-Holstein statt. Unter Berücksichtigung dieser Daten und der besonderen Vegetationsverhältnisse der Tideelbe wurde die Anwendung existierender Bewertungsverfahren geprüft. Dabei erwies sich der zur Bewertung von Makrophyten in Fließgewässern Mecklenburg-Vorpommerns konzipierte „Standorttypieindex-Makrophyten“ ( $STI_M$ ) als geeignet. Durch Ermittlung des Verhältnisses von Arten verschiedener ökologischer Kategorien bildet der  $STI_M$  die Degradation in einem Fließgewässer ab. Während die eigentliche Bewertungsmethodik übernommen werden konnte, mussten gewässerspezifische Anpassungen durchgeführt werden.

Nach deren Umsetzung wurde das Verfahren auf die vorliegenden Daten angewandt. Die Berechnungen ergaben, dass die relativen Voreinschätzungen dieser Probestellen anhand ihres Natürlichkeitsgrades durch die  $STI_M$ -Werte gut abgebildet werden. Diese Feststellung ist für die Tideelbe im Zuge der **Erprobung** des Verfahrens zu überprüfen. Der Praxistest, der für das Jahr 2005 im Zuge des vorläufigen **Monitorings** vorgesehen ist, muss außer der Überprüfung der Bewertungsmethodik auch die Optimierung der Geländeerhebungen einbeziehen. Hierzu werden Hinweise zur Erfassung der Vegetation und zur Verifizierung des Verfahrens gegeben.

Da das Verfahren anhand von Daten tidebeeinflusster Marschen- und Übergangsgewässern in Schleswig-Holstein erarbeitet wurde, kann von einer Anwendbarkeit auf andere **Nordseezuflüsse bzw. Tidegewässer** ausgegangen werden. Dabei muss jedoch ein Abgleich der Referenzbedingungen und des gewässerspezifischen Arteninventars erfolgen. Ferner sind die Ergebnisse aus der Erprobung des Verfahrens für die Tideelbe zu berücksichtigen.

## 9 Literatur

### 9.1 Zitierte Literatur

- ARGE ELBE** (2001): Vorstudie zur Klärung der Relevanz der Gewässerflora (Makrophyten, Angiospermen, Großalgen) für die Bewertung des ökologischen Zustandes im Teileinzugsgebiet Tideelbe - Wassergütestelle Elbe, Hamburg, 33 S. + Anhang.
- ARGE ELBE** (2002): Typisierung des Übergangsgewässers in der Flussgebietseinheit Elbe nach EG-Wasserrahmenrichtlinie. - www.arage-elbe.de, 6 S. + Anhang.
- ARGE ELBE** (2004): Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) im Koordinierungsraum Tideelbe. Bestandsaufnahme und Erstbewertung (Anhang II / Anhang IV der WRRL) des Tideelbestroms (C-Bericht). - Entwurf, Stand 31.08.2004, Sonderaufgabenbereich Tideelbe, Bericht der Wassergütestelle Elbe, Hamburg, 49 S. + Anhang.
- BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT** (2004): Handlungsanweisung für die ökologische Bewertung von Fließgewässern zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie: Makrophyten und Phytobenthos (PHYLIB), München, 88 S.
- BELOW, H.** (1999): Der Schierlings-Wasserfenchel (*Oenanthe coniooides*). - Anmerkungen zur Ökologie und Biologie einer endemischen Pflanzenart der Tideelbe. In: Die Elbtalau, Geschichte, Schutz und Entwicklung einer Flusslandschaft - Festschrift Prof. Dr. U. Amelung, 137-144.
- BERGEMANN, M.** (1995): Die Lage der oberen Brackwassergrenze im Elbeästuar. - DGM 39, Heft 4/5, 134-137.
- BIOTA** (1995-1997): Modellhafte Erarbeitung einer Methodik zur Beurteilung des ökologischen Gewässerzustandes rückgestauter Bereiche von Fließgewässern in Mecklenburg-Vorpommern. - Gutachten i. A. des Landesamtes für Umwelt und Natur Mecklenburg-Vorpommern, Stralsund.
- BIOTA** (1998): Eichung und Erprobung des für Mecklenburg-Vorpommern entwickelten Standorttypieindex (STI) an einem typischen Fließgewässer - dem Moltenower Bach. - Gutachten i. A. des Staatlichen Amtes für Umwelt und Natur, Rostock, 99 S.
- BIOTA** (1999): Bewertung des ökologischen Zustandes von Abschnitten des Kleinen Hellbaches mittels Standorttypieindex und Verfahrensentwicklung. - Gutachten i. A. des Staatlichen Amtes für Umwelt und Natur, Rostock, 75 S.
- BIOTA** (2001): Ökologische Bewertung von Fließgewässern der Sander und sandigen Aufschüttungen mittels Standorttypieindex. - Gutachten i. A. des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern, Güstrow, 106 S.
- BRAUN-BLANQUET, J.** (1964): Pflanzensoziologie. - Wien, New-York, 865 S.
- CIS-ARBEITSGRUPPE 2 A** (2003): Ökologischer Zustand (ECOSTAT) - Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) - Gemeinsame Umsetzungsstrategie - Generelle Vorgehensweise für die Einstufung des ökologischen Zustands und des ökologischen Potenzials. - 27.11.2003, Rom, 61 S. - www.umweltdaten.de.
- CLAUS, B.** (1998): Länderübergreifendes Schutzkonzept für die Ästuare Elbe, Weser und Ems. - AG Ästuare. (BUND, WWF, Nieders. Umweltministerium), 237 S.
- DER RAT DER EUROPÄISCHEN GEMEINSCHAFTEN** (1992): Richtlinie 92/43/EWG des Rates vom 21. Mai 1992 zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen. - Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften. Reihe L 206, 7-50.

- DER RAT DER EUROPÄISCHEN GEMEINSCHAFTEN** (1997): Richtlinie 97/62/EWG des Rates vom 27. Oktober 1997 zur Anpassung der Richtlinie 92/43/EWG zur Erhaltung der natürlichen Lebensräume sowie der wildlebenden Tiere und Pflanzen an den technischen und wissenschaftlichen Fortschritt. - Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften. Reihe L 305, 42-65.
- DIERSCHKE, H.** (1994): Pflanzensoziologie. - Stuttgart, 683 S.
- DRACHENFELS, O. v.** (2004): Kartierschlüssel für Biotoptypen in Niedersachsen unter besonderer Berücksichtigung der nach § 28a und § 28b NNatG geschützten Biotope sowie der Lebensraumtypen von Anhang I der FFH-Richtlinie. - Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen, Hannover, A/4, 240 S.
- ELLENBERG, H.** (1996): Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen. - Stuttgart.
- ELLENBERG, H., H. E. WEBER, R. DÜLL, V. WIRTH & W. WERNER** (2001): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. - Scripta Geobotanica XVIII, Göttingen, 262 S.
- ESCHENBURG, H.** (1928): Gemarkungsflora von Holm. - Schriften Naturw. Ver. f. Schleswig-Holstein, 18, 62-161.
- FLÜGGER, J., H. KRAMER & H. CORDES** (1985): Untersuchungen zum Einfluss der Tide auf die Vegetation im Außendeichsbereich der unteren Wümme bei Bremen. - Verh. Ges. Ökol. XIII, 229-234.
- GIERSCH, K. & M. SCHIRMER** (2002): Kommentierte Literaturstudie zum Thema Röhricht. Universität Bremen, 71 S.
- GREISER, N., J. BORNHOLDT, P. GOLOMBEK, A. HAGGE & R. THIEL** (1996): Das Mühlenberger Loch bei Hamburg. Hydrobiologie, Sedimentologie und Biologie einer Elbstrombucht. - Literaturstudie i. A. der Freien und Hansestadt Hamburg, Umweltbehörde, Amt für Umweltschutz, Gewässer und Bodenschutz, 78 S. + Anhang.
- GROTJAHN, M.** (1982): Die eulitorale Ufervegetation der Wesermündung. - Forschungsstelle für Insel- und Küstenschutz, Jahresbericht 1982, 34, 95-118 + Anlagen.
- IMMEYER, J.** (1996): Untersuchungen zur Veränderung der ökologischen Bedingungen der Tideröhrichte an der Unterelbe zwischen den Kartierungen von KÖTTER und heute (1961-1995). - Diplomarbeit, Institut für Angewandte Botanik, Universität Hamburg, 104 S. + Anhang.
- KIFL (KIELER INSTITUT FÜR LANDSCHAFTSÖKOLOGIE)** (2003): Kartierung und Bewertung der Lebensraumtypen des Anhangs I der FFH-Richtlinie in Hamburg. Teil 1: Lebensraumtypen des Binnenlandes. (Entwurf Stand Dez. 2003) - Gutachten i. A. der Freien und Hansestadt Hamburg, Behörde für Umwelt und Gesundheit, Naturschutzamt, 206 S.
- KOHLER, A. & U. VEIT** (2003): Makrophyten als biologische Qualitätskomponenten bei der Fließgewässer-Bewertung. - Naturschutz u. Landschaftsplanung, 35 (12), 357-363.
- KÖNIG, D.** (1957): Einige ökologische Bemerkungen über das Eiderwatt. - Deut. gewässerkd. Mitt., 5/6, 87-91.
- KORTE, T.** (2004): Untersuchungen zur Bewertung von Fließgewässern mit Makrophyten. - Diplomarbeit, Universität Essen, Studiengang Ökologie, 166 S.
- KÖTTER, F.** (1951): Die Litoralfloora des Elbe-Ästuars. - Diplomarbeit, Univ. Hamburg, 82 S.
- KÖTTER, F.** (1961): Die Pflanzengesellschaften im Tidegebiet der Unterelbe. - Arch. Hydrobiol. / Suppl. Elbe-Aestuar XXVI (1/2), 106-184.
- KRIEG, H.-J.** (in Vorb.): Entwicklung eines modifizierten Potamon-Typie-Index (PTI) zur Bewertung des ökologischen Zustands der Tideelbe von Geesthacht bis zur Seegrenze. - Gutachten i. A. der ARGE ELBE, Wassergütestelle Elbe, Hamburg.
- KURZ, H.** (1985): Schutzprogramm für gefährdete Unterwasser- und Schwimmblattpflanzen Hamburgs. - Naturschutz und Landschaftspflege in Hamburg, 15, 75 S.

- KURZ, H., B. KÜVER, E. BULLMER, H. BRACHT, H.-H. HENTSCHEL, M. LINDNER-EFFLAND, K. BILLERBECK & G. STILLER** (1997): Umweltverträglichkeitsuntersuchung zur Anpassung der Fahrrinne der Unter- und Außenelbe an die Containerschifffahrt. Materialband VI: Schutzgut Tiere und Pflanzen. Terrestrische Lebensgemeinschaften. Anhang 1: Biotoptypenkartierung und Kartierung gefährdeter Pflanzenarten im Außendeichsbereich der Tideelbe und der tidebeeinflussten Abschnitte ihrer Nebenflüsse. - Ist-Zustand, Bewertung und Prognose. Hamburg, 436 S. - [www.cux.wsd-nord.de](http://www.cux.wsd-nord.de).
- LANU (LANDESAMT FÜR NATUR UND UMWELT DES LANDES SCHLESWIG-HOLSTEIN)** (1998): Kartierschlüssel: Die nach § 15a Landesnaturschutzgesetz gesetzlich geschützten Biotope in Schleswig-Holstein. - Kiel-Flintbek, 62 S.
- LUNG (LANDESAMT FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND GEOLOGIE MECKLENBURG-VORPOMMERN)** (2002): Verfahrensanleitung zur ökologischen Bewertung von Fließgewässern in Mecklenburg-Vorpommern mittels Standorttypieindex. - Schriftenreihe Nr. 02, Güstrow, 36 S. + Anhang.
- MEYER, F.** (1957): Über Wasser- und Stickstoffgehalt der Röhrichte und Wiesen im Elballuvium bei Hamburg. - Mitt. Staatsinst. f. Allg. Botanik in Hamburg, 11, 137-203.
- OERTLING, W.** (1988): Beiträge zur Kenntnis der uferverbauenden Vegetation unterhalb der mittleren Tidehochwasser-Linie der Unterelbe. - Diplomarbeit, Univ. Hamburg, 150 S.
- OERTLING, W.** (1992): Profil-Typen der Ufer-Vegetation der Unterelbe im Bereich und unterhalb der Mitteltidehochwasser-Linie. In: Institut für Angewandte Botanik der Universität Hamburg: Ufervegetation an Elbe und Nordsee, Beiheft 3, 37-74.
- PLACHTER, H.** (1991): Naturschutz. - Stuttgart, 463 S.
- POTT, R. & D. REMY** (2000): Gewässer des Binnenlandes. - Stuttgart, 255 S.
- PREISING, E., H.-C. VAHLE, D. BRANDES, H. HOFMEISTER, J. TÜXEN & H. E. WEBER** (1990): Die Pflanzengesellschaften Niedersachsens - Salzpflanzengesellschaften der Meeresküste und des Binnenlandes. - Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen, Hannover, 20/7, 1-44.
- PREISINGER, H.** (1985): Die aktuelle Vegetation der Tideröhricht und Auenwaldstandorte im Hamburger Hafen- und Hafenrandgebiet. - Verh. Ges. f. Ökologie, 13, 139-149.
- PREISINGER, H.** (1991): Strukturanalyse und Zeigerwert der Auen- und Ufervegetation im Hamburger Hafen- und Hafenrandgebiet. - Diss. Bot. 174, 296 S.
- PREISINGER, H.** (2002): Die Vegetation der Elbinsel Neßsand bei Hamburg vor dem Hintergrund der Gefährdung tidebeeinflusster Auen. - Botan. Verein zu Hamburg e. V., 20, 37-53.
- RAABE, E.-W.** (1981): Über das Vorland der östlichen Nordsee-Küste. - Mitt. Arbeitsgemeinschaft Geobotanik Schleswig-Holstein und Hamburg, 31, 118 S.
- RAABE, E.-W.** (1982): Die Zerstörung der Urlandschaft der Haseldorfer Binnenelbe. - Zeitschrift für Natur- und Landeskunde von Schleswig-Holstein und Hamburg: Die Heimat, 89/8, 261-269.
- RAABE, E.-W.** (1986): Die Gliederung der Ufervegetation der Elbe unterhalb Hamburg. - Mitt. zum Natur- und Umweltschutz in Hamburg, 2, 117-141.
- RAABE, E.-W.** (1987): Atlas der Flora Schleswig-Holsteins und Hamburgs. - (Hrsg.: K. DIERSSEN & U. MIERWALD), Neumünster, 654 S.
- RICKLEFS, K.** (1998): Das Mündungsgebiet der Eider. - In: LANDESAMT NATIONALPARK SCHLESWIG-HOLSTEINISCHES WATTENMEER; UMWELTBUNDESAMT: Umweltatlas Wattenmeer. Bd. 1. Nordfriesisches und Dithmarscher Wattenmeer, Stuttgart, 162-163.

- RIECKEN, U.** (1998): Vorschlag zu „Bagatelluntergrenzen“ für die Flächengröße von besonders geschützten Biotopen nach § 20c BNatSchG. - Natur und Landschaft, 73 (11), 492-499.
- RUNGE, F.** (1981): Die Pflanzengesellschaften der Ems. - Decheniana, 134, Bonn, 71-86.
- SCHMIDT, J.** (1992): Die Vegetation des Naturschutzgebietes „Dithmarscher Eidervorland mit Watt“. - Gutachten i. A. des Kreises Dithmarschen, Alt-Bennebek, Bd. 1, 105 S.
- SCHÖLL, F., A. HAYBACH & B. KÖNIG** (im Druck): Das erweiterte Potamotypieindexverfahren zur ökologischen Bewertung von Bundeswasserstraßen (Fließgewässertypen 10 und 20, kies- und sandgeprägte Ströme, Qualitätskomponenten Makrozoobenthos) nach Maßgabe der EU-Wasserrahmenrichtlinie. - Hydrologie und Wasserwirtschaft.
- SCHUBERT, H., C. BLÜMEL, A. EGGERT, T. RIELING, M. SCHUBERT & U. SELIG** (2003): Forschungsbericht zum BMBF Projekt ELBO. Entwicklung von leitbildorientierten Bewertungsgrundlagen für innere Küstengewässer der deutschen Ostseeküste nach der EU-WRRL. - Universität Rostock, Institut für Aquatische Ökologie, 167 S. + Anhang.
- SCHUCHARDT, B.** (1995): Die Veränderung des Tidehubs in den inneren Ästuaren von Eider, Elbe, Weser und Ems. Indikator für die ökologische Verformung der Gewässer. - Naturschutz u. Landschaftsplanung, 27 (6), 211-217.
- SEELIG, A.** (1984): Beiträge zur Kenntnis der uferverbauenden Vegetation im Bereich der MTHW-Linie der Elbe unterhalb von Geesthacht.- Diplomarbeit, Universität Hamburg, FB Biologie, 107 S. + Anhang.
- SEELIG, A.** (1992): Profil-Typen und Standorte der Elbufer-Vegetation zwischen Staustufe Geesthacht und Bunthäuser Spitze im Bereich der Mitteltidehochwasserlinie. In: Institut für Angewandte Botanik der Universität Hamburg: Ufervegetation an Elbe und Nordsee, Beiheft 3, 5-36.
- STILLER, G.** (2003): Untersuchungen zur EU-Wasserrahmenrichtlinie in ausgewählten Flussunterläufen (Hypopotamal) und Speicherbecken der Marschen von Schleswig-Holstein. - Teil: Makrophyten. In: HAGGE, A., F. EGGERS, H.-J. KRIEG, H.-J. SCHUBERT & G. STILLER, Gutachten i. A. des Landesamtes für Natur und Umwelt Schleswig-Holstein, Kiel-Flintbek, Bd. 1-8.
- STILLER, G.** (in Vorb.): Bewertung der Qualitätskomponente Makrophyten in ausgewählten tidebeeinflussten Unterläufen und Speicherbecken in den Marschen von Schleswig-Holstein gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie. - Gutachten i. A. des Landesamtes für Natur und Umwelt Schleswig-Holstein, Kiel-Flintbek.
- UVU Fahrrinnenanpassung (WASSER- UND SCHIFFFAHRTSVERWALTUNG DES BUNDES, WASSER- UND SCHIFFFAHRTSAMT HAMBURG & FREIE UND HANSESTADT HAMBURG, AMT FÜR STROM- UND HAFENBAU)** (1997): Umweltverträglichkeitsuntersuchung zur Anpassung der Fahrrinne der Unter- und Außenelbe an die Containerschifffahrt. Textband. - [www.cux.wsd-nord.de](http://www.cux.wsd-nord.de).
- WEYER, K. VAN DE** (2003): Kartieranleitung zur Erfassung und Bewertung der aquatischen Makrophyten der Fließgewässer von Nordrhein-Westfalen gemäß den Vorgaben der EU-WRRL. - LUA-Merkblatt Nr. 39, Essen, 60 S.
- WOLF, A.** (1988): Röhrichte und Rieder des holsteinischen Elbufers unterhalb Hamburgs. - Schr. Naturwiss. Ver. Schlesw.-Holst., 58, 55-68.
- WRRL (Wasserrahmenrichtlinie)**: Richtlinie 2000/60/EG des europäischen Parlaments des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik.- Abl. L 327 vom 22.12.2000, geändert durch Entscheidung Nr. 2455/2001/EG des europäischen Parlaments und des Rates vom 20. November 2001 - Abl. L 331 vom 15.12.2001.



- ZANDER, B., U. WOHLFAHRT & G. WIEGLEB** (1992): Typisierung und Bewertung der Fließgewässer der Bundesrepublik Deutschland. - unveröff. Gutachten i. A. des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU), Oldenburg, Band 1: Text, 344 S.
- ZONNEVELD, I. S.** (1960): De Brabantse Biesbosch. Een Studie van Bodem en Vegetatie van een Zoetwatergetijdendelta. Meded. Stichting Bodenkartering, Bodenk. Stud., Bd. A, 127-184.

## 9.2 Ausgewertete Literatur

- ARGE ELBE** (1984): Gewässerökologische Studie der Elbe von Schnackenburg bis zur See. - Hamburg, 98 S.
- ARGE ELBE** (1991): Wasserwirtschaftliche Maßnahmen zur Verbesserung des gewässerökologischen Zustandes der Elbe zwischen Schnackenburg und Cuxhaven. - Hamburg, 60 S.
- ARGE ELBE** (1999): Erfolgskontrolle einer gewässerökologischen Gestaltungsmaßnahme im Naturschutzgebiet „Zollenspieker“ an der Oberen Tideelbe. - Wassergütestelle Elbe, Hamburg, 32 S. + Anhang.
- ARGE ELBE** (1999): Vergleichende Untersuchung der Ufervegetation, des Zoobenthos und des Fischbestandes von drei Teichen und einem Priel im Vorland von St. Margarethen. - Wassergütestelle Elbe, Hamburg, 37 S.
- BELOW, H.** (2001): Schierlings-Wasserfenchel (*Oenanthe coniooides*). In: FATMANN, T., H. GUNNEMANN, P. SALM & E. SCHRÖDER (2001): Berichtspflichten in Natura-2000-Gebieten - Empfehlungen zur Erfassung der Arten des Anhangs II und Charakterisierung der Lebensraumtypen des Anhangs I der FFH-Richtlinie. - Angewandte Landschaftsökologie, 42, Münster, 124-130.
- BELOW, H. & C. HOBOHM** (1998): Fahrwasservertiefung in der Tideelbe und mögliche Auswirkungen auf den Bestand des Schierlings-Wasserfenchels (*Oenanthe coniooides*). Jb. Naturw. Verein Fstm. Lbg., 41, S. 103-115.
- BELOW, H., H.-H. POPPENDIECK & C. HOBOHM** (1996): Verbreitung und Vergesellschaftung von *Oenanthe coniooides* (Nolte) Lange im Tidegebiet der Elbe. - Tuexenia 16, Göttingen, 299-310.
- CIS-ARBEITSGRUPPE 2.2** (2002): Leitfaden zur Identifizierung und Ausweisung von erheblich veränderten und künstlichen Wasserkörpern (HMWB, AWB). - [www.wasserblick.net](http://www.wasserblick.net).
- CIS-ARBEITSGRUPPE 2.3** (o. J.): Leitfaden zur Ableitung von Referenzbedingungen und zur Festlegung von Grenzen zwischen ökologischen Zustandsklassen für oberirdische Binnengewässer (REFCOND). - [www.wasserblick.net](http://www.wasserblick.net).
- CIS-ARBEITSGRUPPE 2.4** (o. J.): Leitfaden zur Typologie, zu Referenzbedingungen und Klassifikationssystemen für Übergangs- und Küstengewässer (COAST). - [www.wasserblick.net](http://www.wasserblick.net).
- DIERSSEN, K., H. V. GLAHN, W. HÄRDLE, H. HÖPER, U. MIERWALD, J. SCHRAUTZER & A. WOLF** (1988): Rote Liste der Pflanzengesellschaften Schleswig-Holsteins. - Landesamt für Naturschutz und Landschaftspflege Schleswig-Holstein, Kiel, 6, 157 S. + Anhang.
- FREIE UND HANSESTADT HAMBURG** (1993): Küstenschutz in Hamburg. Deichbau und Ökologie. - Baubehörde, Amt für Wasserwirtschaft, 26 S.
- FREIE UND HANSESTADT HAMBURG** (o. J.): Die Uferstrukturen an der Stromelbe in Hamburg und im Hamburger Hafen. Eine Kartierung. - Umweltbehörde, Amt für Umweltschutz, Gewässer und Bodenschutz, 19 S.

- FREIE UND HANSESTADT HAMBURG** (1995): Die Entwicklung des Hamburger Stromspaltungsgebietes der Elbe von 1950 bis 1994. - Amt für Strom- und Hafenbau, Statusbericht, 52 S.
- HAGGE, A., F. EGGERS, H.-J. KRIEG, H.-J. SCHUBERT & G. STILLER** (2003): Untersuchungen zur EU-Wasserrahmenrichtlinie in ausgewählten Flussunterläufen (Hypopotamal) und Speicherbecken der Marschen von Schleswig-Holstein. - Gutachten i. A. des Landesamtes für Natur und Umwelt Schleswig-Holstein, Kiel-Flintbek, Bd. 1-8.
- HÖRGER, S.** (1996): Die Außendeichsvegetation an der Unterelbe zwischen Freiburg und Cuxhaven-Altenbruch. - Mitt. zum Natur- und Umweltschutz in Hamburg, 2, 1-117.
- IRMER, U.** (2000): Die EG-WRRL: Was ist an der Zustandsbewertung der Oberflächengewässer neu? - Symposium der LAWA zur EU-WRRL am 13./14. Dezember 2000, Schwerin, 65-78.
- JUNGE, P.** (1912): Über die Verbreitung der *Oenanthe conioides* (Nolte) Garcke im Gebiete der Unterelbe. - Jahrb. Hamburgisch. Wiss. Anstalten, 19, 3, 123-128.
- KAUSCH, H.** (1992): Die Unterelbe, natürlicher Zustand und Veränderungen durch den Menschen. - Ber. aus d. Zentrum f. Meeres- u. Klimaforschung Hamburg, 19, 260 S.
- KAUSCH, H.** (1996): Biologische Langzeitaspekte von Fahrwasservertiefungen. - In: SCHUTZGEMEINSCHAFT DEUTSCHE NORDSEEKÜSTE E. V. (Hrsg.): Fahrwasservertiefungen und ihre Auswirkungen auf die Umwelt. - Schriftenr. Schutzgem. Dt. Nordseeküste e. V., 1/1995, 83-89.
- KOHLER, A.** (1978): Methoden zur Kartierung von Flora und Vegetation von Süßwasserbiotopen. - Landschaft + Stadt, 10 (2), 73-85.
- KÖHLER, S. & G. OBST** (2004): Entwicklung von Vegetation und Morphologie am neu angelegten Priel und Vergleich mit altbekannten Standorten des Schierlings-Wasserfenchels. Auszug aus: E+E-Vorhaben „Pilotprojekt zur nachhaltigen Sicherung des Lebensraumes des Schierlings-Wasserfenchels (*Oenanthe conioides*) an der Elbe in Hamburg. - Behörde für Umwelt und Gesundheit, Hamburg, 32 S.
- KÖRBER, P.** (1987): Landschaftsökologische Untersuchungen im Vorland des Neufelder Kooges. - Diplomarbeit, Botanisches Institut der Christian-Albrecht-Universität, Kiel, 142 S. + Anhang.
- KOTT, R.** (2004): Diskussionspapier „Festlegung des guten ökologischen Potenzials von Wasserkörpern - Referenzbedingungen und Maßnahmen“ - Behörde für Stadtentwicklung und Umwelt, Hamburg, 4 S.
- KURZ, H.** (2001): Zwischenbericht Schierlings-Wasserfenchel (Kurzbericht). - UVU- und Beweissicherungsdatenbank zur Anpassung der Unter- und Außenelbe an die Containerschiffahrt. - www.cux.wsd-nord.de.
- LANU (LANDESAMT FÜR NATUR UND UMWELT DES LANDES SCHLESWIG-HOLSTEIN)** (2001): Leitbilder für die Fließgewässer in Schleswig-Holstein.- Kiel-Flintbek, 62 S.
- LANDESANSTALT FÜR ÖKOLOGIE, LANDSCHAFTSENTWICKLUNG UND FORSTPLANUNG NW & LANDESAMT FÜR WASSER UND ABFALL NW** (1985): Bewertung des ökologischen Zustands von Fließgewässern. Teil I: Bewertungsverfahren. - Düsseldorf, Recklinghausen, 25 S. + Anhang.
- MARCHAND, M. & S. NOLTE** (1995): Zur Situation der Ästuarie von Ems, Weser, Elbe und Eider: Eine Flächenbilanz und Vorschläge zur Problemlösung. - Studie i. A. der Umweltstiftung WWF-Deutschland, 59 S.
- MÖLLER, H.** (1971): Einige Bemerkenswerte Pflanzenvorkommen im NSG Heuckenlock. - Kieler Notizen zur Pflanzenkunde in Schleswig-Holstein, 3/2, 2-4.
- OBERDORFER, E.** (1994): Pflanzensoziologische Exkursionsflora. - Stuttgart, 1050 S.

- ORTEGA, J., V. STEEGE & H. KAUSCH** (1994): Hydrologische Untersuchungen im Hamburger Hafen. Vorschläge zur Verbesserung der gewässerökologischen Situation im Hafen. - Gutachten i. A. der Umweltbehörde Hamburg, Amt für Umweltschutz, Gewässer und Bodenschutz, Bd. I-III.
- PASSAUER, B., P. MEILINGER, A. MELZER & S. SCHNEIDER** (2002): Beeinflusst die Struktur-  
güte von Fließgewässern das Vorkommen von Makrophyten? - Acta hydrochim.  
hydrobiol., 30, 4, 197-206.
- POTT, R.** (1992): Die Pflanzengesellschaften Deutschlands. - Stuttgart, 427 S.
- POTTGIESSER, T & M. SOMMERHÄUSER** (2004): Vorläufige Steckbriefe der deutschen  
Fließgewässertypen. Stand: Februar 2004. - www.wasserblick.net.
- PREISING, E., H.-C. VAHLE, D. BRANDES, H. HOFMEISTER, J. TÜXEN & H. E. WEBER** (1990):  
Die Pflanzengesellschaften Niedersachsens - Wasser- und Sumpfpflanzen des  
Süßwassers. - Naturschutz und Landschaftspflege in Niedersachsen, Hannover,  
20/8, 47-161.
- RAABE, E.-W.** (1975): Über die großen *Scirpus*-Arten unserer Gewässer. - Kieler Notizen  
zur Pflanzenkunde in Schleswig-Holstein, 7 (3) 46-57.
- RAABE, E.-W.** (1975): Die *Vaucheria-Deschampsia wibeliana*-Gesellschaft. - Kieler Noti-  
zen zur Pflanzenkunde in Schleswig-Holstein, 7 (4) 94-97.
- SCHUMACHER, A.** (1961): Die biologischen Verhältnisse in Nebenflüssen der Unterelbe.  
(Untersuchungen im Tidegebiet von Este, Lühe, Schwinge und Oste).- Arch.  
Hydrobiol. / Suppl. Elbe-Aestuar XXVI (1/2), 185-219.
- SOMMERHÄUSER, M. & H. SCHUMACHER** (2003): Handbuch der Fließgewässer Norddeut-  
schlands. Typologie - Bewertung - Management. Atlas für die limnologische Praxis.  
Landsberg, 278 S.
- STUHR, J. & K. JÖDICKE** (2003): Makrophyten in Fließgewässern - Typisierung der  
Fließgewässervegetation Schleswig-Holstein als Grundlage für eine ökologische  
Zustandsbewertung gemäß WRRL. - Gutachten i. A. des Landesamtes für Natur  
und Umwelt Schleswig-Holstein, Kiel-Flintbek, 53 S. + Anhang.
- WEIHE, K. V. & G. REESE** (1968): *Deschampsia wibeliana* (Sonder) Parlatores - Beiträge  
zur Monographie einer Art des Tidegebietes. - Botanische Jahrbücher, 88, 1-48
- WEYER, K. VAN DE** (2001): Klassifikation der aquatischen Makrophyten der Fließgewässer  
von Nordrhein-Westfalen gemäß Vorgaben der EU-WRRL. - LUA-Merkblatt Nr. 30,  
Essen, 108 S.
- WINTER, C.** (2001): Zur morphodynamischen Modellierung am Beispiel der Tideeider.  
Dissertation, Mathematisch-Naturwissenschaftliche Fakultät, Christian-Albrechts-  
Universität, Kiel, 136 S.
- WOLF, A.** (1979): Vegetationszonierung im Brackwasserbereich der Elbe. - Kieler Notizen  
zur Pflanzenkunde in Schleswig-Holstein, 11 (1) 11-19.
- WOLFRAM, C., U. HÖRCHER, U. KRAUS, D. LORENZEN, R. NEUHAUS & K. DIERSSEN** (1998):  
Die Vegetation des Beltringhader Kooges 1987-1998 (Nordfriesland). - Mitt.  
Arbeitsgemeinschaft Geobotanik Schleswig-Holstein und Hamburg, 58, 220 S.
- WASSER- UND SCHIFFFAHRTSVERWALTUNG DES BUNDES, WASSER- UND SCHIFFFAHRTSAMT  
HAMBURG & FREIE UND HANSESTADT HAMBURG, AMT FÜR STROM- UND HAFENBAU**  
(2000-2003): 1.-3. Bericht zur Beweissicherung zur Anpassung der Fahrinne der  
Unter- und Außenelbe an die Containerschifffahrt. Textband. - www.cux.wsd-  
nord.de.