Berichte des NLWKN 2007

Niedersächsischer Landesbetrieb
für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz

Dipl.-Biol. Winny Adolph
Dipl.-Biol. Dr. Gabriele Petri
Dipl.-Biol. Dr. Sandra Jaklin
Dipl.-Ing. (FH) Birgit Petersen
Dipl.-Biol. Dr. Wilfried Heiber

Aufbau einer Bewertungsmatrix für die Gewässertypen nach EG-WRRL im Küstengebiet der Nordsee, Schwerpunkt Flussgebietseinheiten Weser und Elbe

Abschlussbericht - Teil B:

Makrophyten (Röhrichte, Brack- und Salzmarschen), Makrozoobenthos, Schadstoffe

Niedersachsen

Herausgeber :
Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft,
Küsten- und Naturschutz
2007

Projekt O 9.03 der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser, Boden und Abfall (LAWA) - gefördert aus Mitteln des Länderfinanzierungsprogramms „Wasser, Boden und Abfall" und des Umweltministeriums des Landes Niedersachsen

Betreuer des Vorhabens
Dr. Hartmut Heinrich
Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie, Hamburg

Projektleitung :
Dr. Wilfried Heiber
Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN), Betriebsstelle Brake-Oldenburg,
Dienstgebäude Wilhelmshaven
Fliegerdeich 1, 26382 Wilhelmshaven
Tel.: +49-(0) 4421/9471-82
Email: Wilfried.Heiber@nlwkn-bra.niedersachsen.de

Bezug :
Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz
Betriebsstelle Brake – Oldenburg
Heinestraße 1, 26919 Brake
Tel.: 04401 / 926-0
Fax : 04401 / 926-100

Zitiervorschlag:
ADOLPH, W., PETRI, G., JAKLIN, S., PETERSEN, B., & W. HEIBER (2007): Aufbau einer Bewertungsmatrix für die Gewässertypen nach EG-WRRL im Küstengebiet der Nordsee, Schwerpunkt Flussgebietseinheiten Weser und Elbe. Abschlussbericht Teil B: Makrophyten (Röhrichte, Brack- und Salzmarschen), Makrozoobenthos, Schadstoffe. Berichte des NLWKN 2007. 102 S. und 60 S. Anhang

Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft,

Küsten- und Naturschutz

Aufbau einer Bewertungsmatrix für die Gewässertypen nach EG-WRRL im Küstengebiet der Nordsee,

Schwerpunkt Flussgebietseinheiten Weser und Elbe

Abschlussbericht Teil B

Makrophyten (Röhrichte, Brack- und Salzmarschen), Makrozoobenthos, Schadstoffe

Dipl.-Biol. Winny Adolph
Dr. Gabriele Petri
Dr. Sandra Jaklin
Dipl.-Ing. (FH) Birgit Petersen

Projektleitung:
Dr. Wilfried Heiber (NLWKN)

Betreuer des Vorhabens:
Dr. Hartmut Heinrich
(Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie)

Auftraggeber:
Länderarbeitsgemeinschaft Wasser, Boden und Abfall (LAWA)

Brake – Oldenburg – Wilhelmshaven – Norderney
2007

Adolph, W., Petri, G., Jaklin, S., Petersen, B. & W. Heiber (2007): Aufbau einer Bewertungsmatrix für die Gewässertypen nach EG-WRRL im Küstengebiet der Nordsee, Schwerpunkt Flussgebietseinheiten Weser und Elbe. Abschlussbericht Teil B: Makrophyten (Röhrichte, Brack- und Salzmarschen), Makrozoobenthos, Schadstoffe		
Berichte des NLWKN	101 Seiten und 60 S. Anhang	Brake-Oldenburg-Wilhelmshaven-Norderney

Aufbau einer Bewertungsmatrix für die Gewässertypen nach EG-WRRL im Küstengebiet der Nordsee, Schwerpunkt Flussgebietseinheiten Weser und Elbe

Abschlussbericht Teil B: Makrophyten (Röhrichte, Brack- und Salzmarschen), Makrozoobenthos, Schadstoffe

Inhaltsverzeichnis

Zusammenfassung xi
1 Einleitung 1
5 Makrophyten 4
5.1 Erfordernisse gemäß Wasserrahmenrichtlinie 4
5.2 Bewertungsansatz für Makroalgen und Seegräser in Küsten- und Übergangsgewässern siehe Teil A, (JAKLIN et al. 2007) .....
5.3 Bewertungsansatz für Röhrichte, Brack- und Salzmarschen 5
5.3.1 Auswahl der Bewertungskriterien und Entwicklung von Referenzwerten und Klassengrenzen . 6
5.3.1.1 Fläche der Röhrichte, Salz- und Brackwiesen 7
5.3.1.1.1 Der Flächenparameter in den Bewertungssystemen, Belgiens, Großbritanniens und der Niederlande 7
5.3.1.1.2 Bewertungsansatz für die Wasserkörper der FGE Elbe, Weser und Ems 8
5.3.1.2 Zonierung der Vegetation in den Salzmarschen 9
5.3.1.2.1 Bewertung der Zonierung in den Klassifikatiionssystemen der Niederlande, Großbritanniens und Belgiens 9
5.3.1.2.2 Bewertungsansatz für die Wasserkörper der FGE Elbe, Weser und Ems 10
5.3.1.3 Ausgewogenheit und Diversität der vorhandenen Vegetationstypen 12
5.3.1.3.1 Bewertungsansatz für die Wasserkörper der FGE Elbe, Weser und Ems 12
5.3.1.4 Vorkommen charakteristischer, seltener und weiterer Arten 15
5.3.1.4.1 Das Artenspektrum in den Bewertungssystemen Großbritanniens und Belgiens 15
5.3.1.4.2 Bewertungsansatz für die Wasserkörper der FGE Elbe, Weser und Ems 16
5.3.1.5 Bewertung des ökologischen Potentials im Teilbereich „Unterweser“ 20
5.3.1.5.1 Fläche der Röhrichte, Brack- und Salzmarschen (Unterweser) 20
5.3.1.5.2 Biotoptypen der Vorländer im Bereich Unterweser 21
5.3.1.5.3 Bewertung des Röhrichtstreifens 21
5.3.2 Zusammenführung der Bewertung der Einzelparameter zu einer Gesamtbewertung für Röhrichte, Brack- und Salzmarschen 23

5.3.3 Validierung des Bewertungsansatzes anhand vorliegender Daten für Röhrichte, Brack- und Salzwiesen ... 24
5.3.3.1 Fläche der Röhrichte, Brack- und Salzmarschen ... 24
5.3.3.2 Zonierung der Vegetation ... 29
5.3.3.3 Ausgewogene Verteilung und Diversität der vorhandenen Vegetationstypen ... 32
5.3.3.4 Vorkommen charakteristischer, seltener und weiterer Arten ... 35
5.3.3.5 Teilgebiet „Unterweser" des Wasser-körpers NEA11-Weser ... 37
5.3.3.5.1 Fläche der Röhrichte, Brack- und Salzmarschen ... 37
5.3.3.5.2 Biotoptypen der Vorländer im Bereich Unterweser ... 37
5.3.3.5.3 Bewertung des Röhrichtstreifens ... 37
5.3.3.6 Zusammenführung zu einer Gesamt-bewertung für Röhrichte, Brack- und Salzmarschen 37
5.3.4 Weiterer Klärungsbedarf für Röhrichte, Brack- und Salzmarschen ... 39
5.4 Zusammenführung der Bewertungen für Makroalgen, Seegräser, Röhrichte, Brack- und Salzmarschen zu einer Gesamtbewertung für Makrophyten ... 41
5.5 Literatur Röhrichte, Brack- und Salz-marschen ... 42
6 Makrozoobenthos ... 46
6.1 Erfordernisse gemäß Wasserrahmen-richtlinie ... 46
6.2 Bewertungsansatz für die Küsten- und Übergangsgewässer der FGE Ems, Weser und Elbe ... 47
6.2.1 Schlüsselfaktoren zur Klassifizierung von Ökotopen ... 49
6.2.2 Habitatspezifische Charakterisierung der MZB-Gemeinschaften in den Küstengewässern der FGE Ems, Weser und Elbe ... 53
6.2.2.1 Beschreibung der Ökotope aus der Sicht historischer Arbeiten und zum heutigen Zustand ... 56
6.2.2.2 Wertgebende Faktoren ... 56
6.2.3 Bewertungssystem für das Makrozoobenthos des Weserästuars - Übergangsgewässer ... 59
6.2.3.1 Entwicklung von Referenzwerten und Klassengrenzen ... 61
6.2.3.1.1 Bewertung auf der Ebene der Ökotope im Gesamtsystem ... 61
6.2.3.1.2 Bewertung der benthischen Lebensgemeinschaft innerhalb des Ökotops ... 62
6.2.3.2 Validierung des Bewertungsansatzes anhand vorhandener Daten ... 66
6.2.3.3 Weiterer Klärungsbedarf ... 69
6.2.4 Bewertung des Makrozoobenthos im Küstengewässer der FGE Weser und Elbe nach WRRL – Bewertungsmodell MarBIT ... 71
6.2.4.1 Entwicklung von Referenzwerten und Klassengrenzen ... 71
6.2.4.2 Zusammenführung der Bewertungen der Einzelparameter zu einer Gesamtbewertung ... 72
6.2.4.3 Validierung des Bewertungsansatzes anhand vorhandener Daten ... 72
6.2.4.3.1 Kampagne HABAK-JADE 2000, BFG 2003 ... 73
6.2.4.3.2 Kampagne Jade-Weser-Port ... 75
6.2.4.3.3 Kampagne EUROPIPE-Begleitunter-suchungen - Sublitoral ... 76
6.2.4.4 Weiterer Klärungsbedarf ... 76
6.3 Stand des Bewertungssystems für Makrozoobenthos ... 77
6.4 Literatur Makrozoobenthos ... 77
7 Schadstoffe ... 81
7.1 Einleitung ... 81
7.2 Erfordernisse gemäß Wasser-rahmenrichtlinie ... 81

7.2.1 Probenahme und Auswertung 83
7.3 Bewertungsansatz für die Küsten- und Übergangsgewässer der FGE Ems, Weser und Elbe 85
7.3.1 Darstellung der Umweltqualitätsnormen 85
7.4 Validierung des Bewertungsansatzes anhand vorhandener Daten 85
7.5 Weiterer Klärungsbedarf 98
7.6 Ausblick 99
7.7 Literatur Schadstoffe 101
8 Anhang 102
8.1 Anhang zu Kapitel 5.3: Makrophyten – Röhrichte, Brack- und Salzmarschen A 2 – A 26
8.2 Anhang zu Kapitel 6: Makrozoobenthos A 27 – A 60

Inhaltsverzeichnis zum Teil A (JAKLIN ET AL. 2007)

Zusammenfassung iix

1 Einleitung 1

2 Nährstoffe 4

2.1 Erfordernisse gemäß Wasserrahmenrichtlinie 4

2.2 Bewertungsansatz für die Küsten- und Übergangsgewässer der FGE Ems, Weser und Elbe 5

2.2.1 Entwicklung von Referenzwerten und Klassengrenzen 6

2.2.2 Zusammenführung der Bewertungen der Einzelparameter zu einer Gesamtbewertung 10

2.3 Validierung des Bewertungsansatzes anhand vorhandener Daten 11

2.4 Weiterer Klärungsbedarf 16

2.5 Literatur Nährstoffe 17

3 Fische 19

3.1 Erfordernisse gemäß Wasserrahmenrichtlinie 19

3.2 Bewertungsansatz für die Küsten- und Übergangsgewässer der FGE Ems, Weser und Elbe 19

3.2.1 Entwicklung von Referenzwerten und Klassengrenzen 20

3.2.1.1 Ökologische Gilden 20

3.2.1.2 Abundanz und Altersstruktur 21

3.2.1.3 Zusatzmessgröße Stör 25

3.2.2 Zusammenführung der Bewertung der Einzelparameter zu einer Gesamtbewertung 25

3.3 Validierung des Bewertungsansatzes anhand vorliegender Daten 26

3.4 Weiterer Klärungsbedarf 26

3.5 Literatur Fische 27

4 Phytoplankton 28

4.1 Erfordernisse gemäß Wasserrahmenrichtlinie 28

4.2 Bewertungsansatz für die Küsten- und Übergangsgewässer der FGE Ems, Weser und Elbe 29

4.2.1 Entwicklung von Referenzwerten und Klassengrenzen 30

4.2.1.1 Durchschnittlicher Chlorophyll a –Gehalt 30

4.2.1.2 Chlorophyll a-Jahresmaxima 32

4.2.1.3 Gesamtbiovolumen 33

4.2.1.4 Biovolumen Biddulphiales 34

4.2.1.5 Blütenfrequenz von *Phaeocystis* spp. 34

4.2.1.6 Potenzielle Zeigerarten 37

4.2.2 Zusammenführung der Bewertung der Einzelparameter zu einer Gesamtbewertung 40

4.3 Validierung des Bewertungsansatzes anhand vorliegender Daten 41

4.3.1 Mittlerer Chlorophyll a –Gehalt 42

4.3.2 Chlorophyll a-Jahresmaxima 43

4.3.3 Gesamtbiovolumen 43

4.3.4 Biovolumen Biddulphiales 44

4.3.5 Blütenfrequenz von *Phaeocystis* spp. 45

4.3.6 Potenzielle Zeigerarten 45

4.3.7 Zusammenführung der Bewertung der Einzelparameter zu einer Gesamtbewertung für die Qualitätskomponente Phytoplankton 47

4.4 Weiterer Klärungsbedarf 51

4.5 Danksagung 52
4.6 Literatur Phytoplankton 52
5 Makrophyten 55
5.1 Erfordernisse gemäß Wasserrahmenrichtlinie 55
5.2 Bewertungsansatz für Makro-algen und Seegräser in Küsten- und Übergangsgewässern 55
5.2.1 Ausgewählte Bewertungskriterien und Entwicklung von Referenzwerten und Klassengrenzen für Makroalgen in Küsten- und Übergangsgewässern 58
5.2.1.1 Test-Bewertung und Validierung des Bewertungsansatzes für Makroalgen 70
5.2.1.2 Weiterer Klärungsbedarf für Makroalgen 73
5.2.2 Ausgewählte Bewertungskriterien und Entwicklung von Referenzwerten und Klassengrenzen für Seegras in Küsten- und Übergangsgewässern 73
5.2.2.1 Zusammenführung der Einzelkriterien zu einer Gesamtbewertung für Seegras 78
5.2.2.2 Test-Bewertung und Validierung des Bewertungsansatzes für Seegras 80
5.2.2.3 Weiterer Klärungsbedarf für Seegras 84
5.2.3 Literatur Makroalgen und Seegräser 84

Verzeichnis der Tabellen

Tab. 5.1: Begriffsbestimmungen für den sehr guten, guten und mäßigen ökologischen Zustand von Übergangs- und Küstengewässern gemäß EG-WRRL, Anhang V 1.2.3/1.2.4 für Makrophyten. 5

Tab. 5.2: Klassifizierung für das Bewertungskriterium „Flächenausdehnung der Röhrichte, Brack- und Salzmarschen" für die Küsten- und Übergangsgewässer der Flussgebietseinheiten Elbe, Weser und Ems 9

Tab. 5.3: Bewertung der Salzwiesenzonen in Relation zur Gesamtfläche der Salzwiesen vor den Hauptdeichen 11

Tab. 5.4: Klassengrenzen für das Qualitätskriterium „Zonierung der Brack- und Salzmarschen" für die Wasserkörper der FGE Elbe, Weser und Ems 11

Tab. 5.5: Obergrenzen des prozentualen Anteils der einzelnen Vegetationstypen innerhalb der entsprechenden Zonen zur Bewertung unausgewogener Dominanzverhältnisse 13

Tab. 5.6: Klassengrenzen für den Parameter Evenness der Vegetationsstruktur 14

Tab. 5.7: Klassifikation des Parameters „Ausgewogene Verteilung und Diversität der vorhandenen Vegetationstypen" 14

Tab. 5.8: Typische Arten der Salzmarsch-Zonen 15

Tab. 5.9: Referenzarten der Brack- und Salzmarsch 17

Tab. 5.11: Vorschlag zur Bewertung der Artenzusammensetzung für die Küste 19

Tab. 5.12: Vorschlag zur Bewertung der Artenzusammensetzung für die Inseln 19

Tab. 5.13: Klassengrenzen der erreichten Punktzahlen für das Qualitätskriterium „Vorkommen charakteristischer, seltener und weiterer Arten" für die Wasserkörper der FGE Elbe, Weser und Ems 20

Tab. 5.14: Häufigkeitsklassen in Anlehnung an die „DAFOR Skala" 20

Tab. 5.15: Maximales Ökologisches Potential (MÖP) und Klassengrenzen für den Parameter „Flächenanteil der Biotoptypen des Leitbildes an der Gesamtfläche des Weservorlandes" für den Bereich NEA11-Weser, Unterweser 21

Tab. 5.16: Klassifikationsschema für den Parameter „Röhrichtbreite" des Teilgebietes Unterweser 22

Tab. 5.17: Zuordnung der EQR-Werte zu den fünf ökologischen Zustandsklassen 23

Tab. 5.18: Das ebenenbezogene Konzept zur Bewertung von Ökosystemen nach YSEBAERT & HERMAN (2004) und Übersicht der im Rahmen dieser Studie vorgeschlagenen bzw. getesteten Bewertungsparameter. 24

Tab. 5.19: Herleitung der Referenzen für Salz- und Brackmarschflächen aus den größten prozentualen Flächenanteilen der Salzwiesenfläche an den Wasserkörpern der FGE Elbe, Weser und Ems nach Daten der Jahre (1650), 1750 und 2004 25

Tab. 5.20: Klassengrenzen für das Qualitätskriterium „Ausdehnung der Röhrichte, Brack- und Salzwiesen" für die Wasserkörper der FGE Elbe, Weser und Ems 27

Tab. 5.21: Bewertung des aktuellen ökologischen Zustands (bzw. des ökologischen Potentials für NEA11-Weser) für das Kriterium „Ausdehnung der Röhrichte, Brack- und Salzmarschen" für die Wasserkörper der FGE Elbe, Weser und Ems 27

Tab. 5.22: Bewertung und EQR-Werte der in den FGE Elbe, Weser und Ems betrachteten Wasserkörper und ihrer Teilbereiche für den Parameter „Fläche der Röhrichte, Brack- und Salzmarschen" 28

Tab. 5.23: Bewertung des ökologischen Zustands für das Kriterium „Vegetationszonierung der Brack- und Salzmarschen" für die Wasserkörper der FGE Elbe, Weser und Ems in den Jahren 1991 und 2004. 31

Tab. 5.24: Bewertung und EQR-Werte der in den FGE Elbe, Weser und Ems betrachteten Wasserkörper und ihrer Teilbereiche für den Parameter „Vegetationszonierung der Röhrichte, Brack- und Salzmarschen“ 32

Tab. 5.25: Die in der Biotoptypenkartierung 2004 erfassten Vegetationseinheiten im niedersächsischen Nationalpark 33

Tab. 5.26: Exemplarische Berechnung von Evenness und Shannon-Index für verschiedene Teilgebiete 34

Tab. 5.27: Exemplarische Bewertung von Dominanzverhältnissen und Evenness der Vegetationstypen für die Leybucht, den Jadebusen, Neuwerk, Nigehörn, Scharhörn und die Hamburger Hallig (Schleswig-Holstein) 34

Tab. 5.28: Dominanzverhältnisse der Vegetationstypen in den Wasserkörpern der FGE Elbe, Weser (NEA11 nur Außenweser) und Ems 34

Tab. 5.29: Stetigkeit und Deckung der Pflanzenarten an 101 Dauerflächen in der Leybucht für die Jahre 1995/96 und 2004 36

Tab. 5.30: Übersicht und Zusammenführende Bewertung der vorgeschlagenen und getesteten Parameter in den Wasserkörpern der FGE Elbe, Weser (NEA11-Weser nur Außenweser) und Ems, innerhalb der Ebenen des Ökosystems. 38

Tab. 5.31: Übersicht der Bewertungsergebnisse für den Teilbereich Unterweser 39

Tab. 5.32: Zusammenführung der in den Ebenen des Ökosystems jeweils erzielten Bewertungsergebnisse zu einer Gesamtbewertung der Wasserkörper in den FGE Elbe, Weser und Ems 39

Tab. 5.33: Zusammenführung der Bewertungen für die Teilkomponenten Makroalgen, Seegräser, Röhrichte, Brack- und Salzmarschen zu einer Gesamtbewertung für Makrophyten für die Wasserkörper in den FGE Elbe, Weser und Ems. 41

Tab. 6.1: Begriffsbestimmungen für den sehr guten, guten und mäßigen ökologischen Zustand von Übergangs- und Küstengewässern gemäß WRRL, Anhang V 1.2.3/1.2.4 für Makrozoobenthos 46

Tab. 6.2: Struktur der Datenbank zu den makrobenthischen Arten der Küstengewässer der FGE Ems, Weser und Elbe 55

Tab. 6.3: Ökotope im Übergangsgewässer der Weser für den hisorischen Vergleich und die Bewertung der benthischen Lebensgemeinschaften 60

Tab. 6.4: Kenndatenblatt zum Ökotop “Mesohalines Schlickwatt“ im Weserästuar (ÜG) 64

Tab. 6.5: Staffelung der Wertklassen nach der prozentualen Abweichung vom guten Zustand 65

Tab. 6.6: Wertzahlenvergabe für eine aktuelle Beprobung im Vergleich mit der Referenzzönose 66

Tab. 6.7: Vergleich ausgewählter aktueller Ökotope des Tide- und Übergangsgewässers mit denen des historischen Zustands (ca. 1880) 66

Tab. 6.9: Bewertung des oligohalinen Abschnitts des Übergangsgewässers der Weser nach der Entwicklung der Anteile der funktionalen Flächen im Gesamtsystem – Ebene 2 67

Tab. 6.10: Bewertung des meso-/polyhalinen Abschnitts des Übergangsgewässers Weser nach der Entwicklung der Anteile der funktionalen Flächen im Gesamtsystem – Ebene 2 68

Tab. 6.11: Exemplarische Bewertung der Lebensgemeinschaften im Übergangsgewässer der Weser 69

Tab. 6.12: Normierte Klassengrenzen der Indizes im MarBIT Bewertungsmodell 72

Tab. 6.13: Zusammengefasste Datensätze für die Probekampagne HABAK-Jade 2000 73

Tab. 6.14: Ergebnisse der Indexberechnung und ökologische Qualitätsquotienten (EQR) mit Hilfe von MarBIT anhand der Probenkampagne HABAK-Jade 2000 74

Tab. 6.15: Zusammengefasste Datensätze der Probenkampagne Jade-Weser-Port 75

Tab. 6.16: Ergebnisse der Indexberechnung und ökologische Qualitätsquotienten (EQR) mit Hilfe von MarBIT anhand der Probenkampagne Jade-Weser-Port 75

Tab. 7.1: Maximale Intervalle zur Überwachung der Qualitätskomponenten nach der Wasserrahmenrichtlinie (2000/60/EG) 83

Tab. 7.2: Übersicht über die prioritären Stoffe der Wasserrahmenrichtlinie und der festgelegten Probenahme nach dem Entwurf der Tochterrichtlinie vom Juli 2006 84

Tab. 7.3: Vergleich der Jahresdurchschnitt-Umweltqualitätsnormen (JD-UQN) und der zulässigen Höchstkonzentrationen (ZHK) prioritärer Stoffe für Binnengewässer und andere Gewässer (Übergangsgewässer, Küstengewässer, Hoheitsgewässer) nach dem Entwurf der UQN-Richtlinie vom Juli 2006 86

Tab. 7.4: Entwicklung der Qualitätsnormen für Übergangsgewässer zu den prioritären Stoffen in den verschiedenen Entwürfen zur Tochterrichtlinie 86

Forts. Tab. 7.5: Entwicklung der Qualitätsnormen für Übergangsgewässer zu den prioritären Stoffen in den verschiedenen Entwürfen zur Tochterrichtlinie 87

Tab. 7.6: Vergleich der Qualitätsnormen für Küstengewässer (sonstige Oberflächengewässer) der prioritären Stoffe nach dem Entwurf der UQN-Richtlinie mit den in Niedersachsen gemessenen Werten 88

Tab. 7.7: Vergleich der Qualitätsnormen für Küstengewässer (sonstige Oberflächengewässer) der prioritären Stoffe nach dem Entwurf der UQN-Richtlinie mit den in Niedersachsen gemessenen Werten 89

Tab. 7.8: Vergleich der Qualitätsnormen für Küstengewässer (sonstige Oberflächengewässer) der prioritären Stoffe nach dem Entwurf der UQN-Richtlinie mit den in Niedersachsen gemessenen Werten 90

Tab. 7.9: Vergleich der in niedersächsischen Küstengewässern gemessenen Werte mit den Qualitätsnormen für die Stoffe der Öko-Liste der niedersächsischen Verordnung zum wasserrechtlichen Ordnungsrahmen 91

Tab. 7.10: Vergleich der in niedersächsischen Küstengewässern gemessenen Werte mit den Qualitätsnormen für die Stoffe der Öko-Liste der niedersächsischen Verordnung zum wasserrechtlichen Ordnungsrahmen 92

Tab. 7.11: Vergleich der in niedersächsischen Küstengewässern gemessenen Werte mit den Qualitätsnormen für die Stoffe der Öko-Liste der niedersächsischen Verordnung zum wasserrechtlichen Ordnungsrahmen 93

Tab. 7.12: Vergleich der in niedersächsischen Küstengewässern gemessenen Werte mit den Qualitätsnormen für die Stoffe der Öko-Liste der niedersächsischen Verordnung zum wasserrechtlichen Ordnungsrahmen 94

Tab. 7.13: Vergleich der in niedersächsischen Küstengewässern gemessenen Werte mit den Qualitätsnormen für die Stoffe der Öko-Liste der niedersächsischen Verordnung zum wasserrechtlichen Ordnungsrahmen 95

Tab. 7.14: Vergleich der in niedersächsischen Küstengewässern gemessenen Werte mit den Qualitätsnormen für die Stoffe der Öko-Liste der niedersächsischen Verordnung zum wasserrechtlichen Ordnungsrahmen 96

Tab. 7.15: Vergleich der in niedersächsischen Küstengewässern gemessenen Werte mit den Qualitätsnormen für die Stoffe zur Einstufung des chemischen Zustands der niedersächsischen Verordnung zum wasserrechtlichen Ordnungsrahmen 97

Tab. 7.16: Vergleich der in niedersächsischen Küstengewässern gemessenen Werte mit den Qualitätsnormen für die Stoffe zur Einstufung des chemischen Zustands der niedersächsischen Verordnung zum wasserrechtlichen Ordnungsrahmen 98

Tab. 7.17: Bewertung der aktuellen Anwendung und Emissionssituation prioritärer gefährlicher Stoffe in Deutschland 100

Verzeichnis der Abbildungen

Abb. 1.1: Gewässertypen der Übergangs- und Küstengewässer der Nordseeküste 2

Abb. 5.1: Darstellung der Vorland-Zonen im Jahr 1991 für die Wasserkörper der FGE Ems, Weser und Elbe 29

Abb. 5.2: Darstellung der Vorland-Zonen im Jahr 2004 für die Wasserkörper der FGE Elbe, Weser und Ems 30

Abb. 5.3: Prozentualer Anteil der Salzwiesenzonen und des Grünlands für die Wasserkörper der FGE Elbe, Weser und Ems für die Jahre 1991 und 2004 30

Tab. 5.25: Die in der Biotoptypenkartierung 2004 erfassten Vegetationseinheiten im niedersächsischen Nationalpark 33

Abb. 6.1: Schematische Darstellung des Bewertungssystems für das Makrozoobenthos der Westerschelde nach ESCARAVAGE ET AL. (2004) 47

Abb. 6.2: Projektbegleitende Studien zur Klassifizierung von Ökotopen und zur Bewertung der Makrozoobenthos-Lebensgemeinschaften im Übergangs- und Küstengewässer der Nordsee 50

Abb. 6.3: Klassifizierung der Ökotope und Sonderökotope der Küstengewässer der Flussgebiets-einheiten Ems, Weser und Elbe auf Ebene 2 (Ökotope auf Systemebene) auf der Grundlage des hierarchischen Bewertungssystems nach ESCARAVAGE ET AL. (2004) 51

Abb. 6.4: Klassifikation der Ökotope und Sonderökotope im Küstengewässer der Flussgebietseinheiten Ems, Weser und Elbe im Sinne der Ebene 3 (Bewertung MZB innerhalb der Ökotope) des hierarchischen Bewertungssystems nach Escaravage et al. (2004) 52

Abb. 6.5: Definition und Darstellung der Ökotope mit Hilfe eines geographischen Informationssystems – hier am Beispiel des Gewässertyps NEA 26 - Euhalines Wattenmeer 54

Abb. 6.7: Wertgebende Faktoren für die Charakterisierung eines Ökotops nach dem Parameter benthische Lebensgemeinschaft 57

Abb. 6.8 Beispiele der Charakterisierung von Ökotopen anhand der Makrozoobenthos Lebensgemeinschaft 58

Abb. 6.9: Inhalte und Ablauf der Studie zur Charakterisierung der Ökotope im Küstengewässer der FGE Elbe, Weser und Ems 59

Abb. 6.10: Ökotope im meso-/polyhalinen Bereich des Übergangsgewässers der Weser 61

Abb. 6.11: Faktoren der Bewertung des benthischen Potentials im System Übergangsgewässer über den FLächenanteil der funktionalen Ökotope (Ebene 2 des Bewertungssystems) 62

Abb. 6.12: Parameter der Bewertung der Lebensgemeinschaften innerhalb der Ökotope im Übergangsgewässer der Weser 63

Abb. 6.13: Exemplarisches Bewertungsblatt für die Bewertung der benthischen Lebensgemeinschaft im Ökotop tiefes Sublitoral (> -6 m) im Oligohalinikum des Übergangsgewässers der Weser 70

Verzeichnis der projektbegleitenden Studien im Auftrag des NLWKN zu Teil B:

AQUA-MARIN (2006). Habitatspezifische Charakterisierung der MZB-Gemeinschaften in den Küstengewässern der FGE Ems, Weser und Elbe. Projektbericht im Auftrag des NLWKN Brake-Oldenburg: 98 S. unveröff.

ARENS, S. (2006): Bewertungssystem nach WRRL für die Angiospermen der Übergangs- und Küstengewässer der FGE Weser und für das Küstengewässer der FGE Elbe. Projektbericht im Auftrag des NLWKN Brake-Oldenburg. unveröff.

KÜFOG (2006): Ausarbeitung eines Bewertungssystems nach EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) für das Makrozoobenthos des Weserästuars. Projektbericht im Auftrag des NLWKN. 64 S. + Anhang.unveröff.

MARSCHEIDER-WEIDEMANN, F., HILLENBRAND, T. & M. STRAUCH (2006): Bewertung der Schadstoffe nach Wasserrahmenrichtlinie in niedersächsischen Übergangs- und Küstengewässern. Studie des Fraunhofer-Institut für System- und Innovationsforschung (Fraunhofer ISI), Karlsruhe. Unveröff.

MEYER, T., T. BERG & K. FÜRHAUPTER (2006). Bewertung von Makrozoobenthos im Küstengewässer der FGE Weser und Elbe nach WRRL. Test einer MarBIT-Erweiterung. Projektbereicht im Auftrag des NLWKN Brake-Oldenburg. Unveröff..

Zusammenfassung

Makrophyten: Röhrichte, Brack- und Salzwiesen

Im vorliegenden Berichtsteil B wird der Bewertungsansatz der Teilkomponente Röhrichte, Brack- und Salzwiesen dargestellt (Kap. 5.3), der die Bewertung der Makrophyten vervollständigt. Zwei weitere Teilkomponenten, Makroalgen und Seegräser, wurden im Teil A des Abschlussberichtes (JAKLIN et al. 2007) betrachtet. Ausserdem erfolgt im vorliegenden Bericht eine die Teilkomponenten zusammenführende Gesamtbewertung der Qualitätskomponente Makrophyten (Kap. 5.4).

Zur Bewertung der Salzmarschen in den niedersächsischen Wasserkörpern gemäß WRRL werden die folgenden Parameter vorgeschlagen:

- die Flächenausdehnung der Röhrichte, Brack- und Salzwiesen
- die Zonierung, d.h. die Flächenanteile der Vegetationszonen Pionierzone, Brackmarsch, untere und obere Salzwiese
- die Ausgewogenheit und Diversität der vorhandenen Vegetationstypen (nach TMAP)
- das Vorhandensein charakteristischer Arten

Die Bewertungssysteme, die für die Fläche und die Zonierung der Salzmarschen entwickelt werden, orientieren sich an der Referenz der größten nachgewiesenen Flächenausdehnung bzw. an einer möglicht ausgewogenen Verteilung der Vegetationszonen. Beide Konzepte wurden mit vorhandenen Daten für Wasserkörper der FGE Elbe, Weser und Ems durchgerechnet und validiert. Die resultierenden Bewertungsergebnisse reichen, die Fläche betreffend, von „sehr gut" bis „schlecht" und von „gut" bis „unbefriedigend" bezüglich der Zonierung.

Zur Bewertung der Vegetationstypen werden zwei Methoden vorgeschlagen und mangels umfassenderer Daten für einige wenige Gebiete (Leybucht, Neuwerk, Nigehörn, Scharhörn, ein Teilbereich des Jadebusens und die Hamburger Hallig) zu Testzwecken exemplarisch umgesetzt. Als Referenz wird eine möglichst ausgewogene Verteilung der Vegetationstypen angesetzt. Für den Parameter „Dominanz von Vegetationstypen je Zone und Gesamtfläche" ergaben sich dabei Bewertungen von „gut" bis „unbefriedigend" für die einzelnen Gebiete, der Parameter „Evenness" wurde mit „sehr gut" bis „unbefriedigend" bewertet.

Weiterhin wird ein Bewertungsverfahren für das Vorhandensein charakteristischer Arten der Brack- und Salzmarschen entwickelt, das auch extreme Dominanzen einzelner Arten berücksichtigt. Eine dementsprechende Bewertung der Artenzusammensetzung wird exemplarisch für die Leybucht durchgeführt, da aus diesem Gebiet Datenerhebungen von 101 Dauerflächen aus den Jahren 1995/96 und 2004 vorliegen. Die Artenzusammensetzung in der Leybucht erreicht nach dieser Bewertung den guten ökologischen Zustand.

Für einen Teilbereich des Übergangsgewässers Weser, den Bereich „Unterweser", wird ein eigenes Bewertungsverfahren entwickelt, das neben der Brack- und Salzmarschenfläche die Biotoptypen der Vorländer und die Breite des Röhrichtstreifens betrachtet. Für eine weitere Bewertung des Röhrichtgürtels nach Arten und Struktur kann auf den Standorttypieindex-Makrophyten (STI_M) von STILLER (2005a) zurückgegriffen werden. Sowohl die Vorlandfläche als auch die Breite des Röhrichtsreifens werden im Bereich Unterweser als „gut" bewertet, die Biotoptypen der Vorländer als „mäßig".

Abschließend wird dargestellt, wie den Messwerten und Bewertungsergebnissen die nach EG-WRRL geforderten EQR-Werte (Ecological Quality Ratio) zugeordnet werden, und es wird eine Zusammenführung der Einzelbewertungen zu einer Gesamtbewertung für Röhrichte, Brack- und Salzmarschen entwickelt und durchgeführt. Die Bewertungskomponente Röhrichte, Brack- und Salzmarschen betreffend erhalten zwei Wasserkörper (NEA2-Ems und NEA2-Jade) eine gute Gesamtbewertung, und zwei Wasserkörper sind als mäßig (NEA4-Elbe) bzw. unbefriedigend (NEA4-Weser) zu bewerten.

Makrozoobenthos

Für das vorliegende Projekt stellte sich die Aufgabe, die Grundideen des 3-Ebenen-Modells nach Ysebaert et al. (2004) für die Bewertung der Küsten- und Übergangsgewässer der Nordsee aufzugreifen und an die Gegebenheiten der Ästuare und küstennahen Gewässer der Nordsee sowie an die vorliegenden Datenbestände anzupassen. Zu diesem Zweck wurden Ergebnisse verschiedener projektbegleitender Studien zusammengeführt, die im Auftrag des NLWKN Ökotopspezifizierungen als Grundlage für Bewertungsmodelle erarbeitet haben (AQUAMARIN 2006) oder auf die Ökotope bezogene Bewertungsmodelle für Küsten- und Übergangsgewässer der Nordsee entwickelten (KÜFOG 2006c, MARILIM 2006).

Die Grundlagen für die Erarbeitung eines systembezogenen Bewertungssystems nach Escaravage et al. (2004) sind mit der Definition und

Charakterisierung der Ökotope gegeben. Auf dieser Grundlage wurden flächenhafte Ökotope als Bewertungseinheiten auf der Ökotopebene (Ebene 2) definiert sowie spezifische Lebensräume und Sonderökotope für benthische Lebensgemeinschaften (Ebene 3) charakterisiert (JAKLIN 2006, AQUA-MARIN 2006, KüFOG 2006c) (siehe Kapitel 6.2.1 und 6.2.2).

Für die Bewertung der Ökotope auf Systemebene (Ebene 2) wurde für das Übergangsgewässer der Weser ein Bewertungsmodell vorgelegt, das zu plausiblen Ergebnissen führt und bei entsprechender Datenlage auf die Übergangsgewässer der Ems und Elbe angepasst werden kann (KüFOG 2006c) (siehe Kapitel 6.2.3). Auf der Ebene der benthischen Lebensgemeinschaften im Übergangsgewässer der Weser liegen erste Beschreibungen des Referenzzustandes anhand von Kenndatenblättern vor, sowie erste Bewertungen der Ökotope anhand der Parameter Abundanz von Leit- und Charakterarten sowie sensitive und tolerante Arten. Für die Bewertung der benthischen Lebensgemeinschaften im Übergangsgewässer der Weser stehen eine Plausibilitätsprüfung und eine vergleichende Bewertung mit bereits vorliegenden Bewertungsmodellen aus, ebenso sollte dieses Bewertungssystem im Praxistest erprobt werden. Der Bewertungsansatz nach KüFOG (2006c) wird als Alternativvorschlag im Rahmen der Interkalibration der NEA GIG Benthos diskutiert.

Für die Küstengewässer der Nordsee wurde ein Bewertungssystem der Ostsee zur Bewertung der benthischen Lebensgemeinschaften angepasst und erste Bewertungen für das Ökotop „Sublitoral 0-5 m“ im Gewässertyp NEA 26, euhalines Wattenmeer, vorgenommen (Meyer et al. 2006b) (siehe Kapitel 6.2.4). Es wurden Datensätze aus den Probenkampagnen der HABAK-Jade und der BFG in die Bewertung einbezogen, sowie Daten zu Untersuchungen zum Jade-Weser-Port. Für die Anwendung in einem Praxistest stehen weitere Plausibilitätsprüfungen, Bewertungen weiterer Ökotope sowie die Gesamtbewertung eines Wasserkörpers noch aus. Eine weitere Anpassung des Bewertungsmodells an das Arteninventar der Nordsee und die Beprobungsstrategie im Monitoring ist erforderlich.

Schadstoffe

Die projektbegleitende Studie im Auftrag des NLWKN wurde vom Fraunhofer Institut Karlsruhe bearbeitet und die Dokumentation in Orginalfassung in den vorliegenden Projektbericht übernommen.

Die Autoren stellen die Chronologie der Richtlinienanpassungen im Zuge der Einführung der WRRL vor. Die Vorlage eines endgültigen Richtlinienvorschlags wurde von der Kommission zwischenzeitlich mehrfach verschoben und erfolgte erst im Juli 2006 (KOM (2006) 397 endgültig: Vorschlag für eine RICHTLINIE DES EUROPÄISCHEN PARLAMENTS UND DES RATES über Umweltqualitätsnormen im Bereich der Wasserpolitik und zur Änderung der Richtlinie 2000/60/EG). Die Arbeiten zur Aktualisierung der Liste der prioritären Stoffe laufen derzeit.

Der Vergleich der in Niedersachsen in den Übergangsgewässern gemessenen Monitoring-Werte mit den Umweltqualitätsnormen des Entwurfs der Tochterrichtlinie bzw. der niedersächsischen Verordnung zum wasserrechtlichen Ordnungsrahmen zeigt bei allen Stoffen keine Überschreitungen. Die meisten Werte liegen unter der Bestimmungsgrenze. Allgemein gilt, dass die Bestimmungsgrenze 30 % der UQN nicht überschreiten soll

Bei breiteren Untersuchungen im Rahmen der Bestandsaufnahme für die WRRL gab es z.B. für Ems und Weser Überschreitungen für die Schwermetalle Blei und Cadmium sowie für PAK (Fluoranthen, Benzo(a)pyren, Benzo(b)fluoran-then, Benzo(ghi)perylen, Ideno(1,2,3-cd)pyren) und TBT.

Es werden Unterschiede in den Beprobungs- und Messmethoden der europäischen Länder aufgezeigt und Hinweise zu Monitoringstrategien und weiterführenden Projekten zur Identifikation von Problemstoffen in deutschen Gewässern gegeben.

1 Einleitung

Mit der Veröffentlichung der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) im Amtsblatt der Europäischen Union am 22. Dezember 2000 (EU 2000) wurde die Grundlage für eine ökologisch ausgerichtete Gewässerschutzpolitik in Europa geschaffen. Ein Ziel der Richtlinie ist es, einen Ordnungsrahmen für den Schutz der Gewässer zu schaffen, um eine weitere Verschlechterung zu vermeiden und den Zustand aquatischer Ökosysteme sowie der direkt von ihnen abhängigen Landökosysteme und Feuchtgebiete zu schützen und zu verbessern. Unter vielen weiteren Zielen soll eine nachhaltige Wassernutzung auf der Grundlage eines langfristigen Schutzes der Ressourcen gewährleistet werden. Die Richtlinie gilt sowohl für Grundwasser und Binnenoberflächengewässer als auch für Übergangs- und Küstengewässer. Zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie in Niedersachsen wurde am 27. Juli 2004 die Niedersächsische Verordnung zum wasserrechtlichen Ordnungsrahmen verabschiedet (LAND NIEDERSACHSEN 2004).

Die Entwicklung geeigneter Verfahren zur Bewertung des Gewässerzustandes hinsichtlich der vorgegebenen Qualitätskomponenten ist Bestandteil der Umsetzung der EG-WRRL. Grundlage der Bewertung soll der „anthropogen weitgehend unbeeinflusste Zustand" sein, der als Referenzzustand bezeichnet wird. Dieser kennzeichnet in der fünfstufigen Bewertungsskala nach EG-WRRL den „sehr guten Zustand". Der „gute Zustand" entspricht dem Zielzustand, der bis zum Jahr 2015 in allen Wasserkörpern erreicht sein muss. Die Gewässer, die diesen Zustand nicht aufweisen, werden entsprechend dem Grad ihrer Abweichung von den Referenzbedingungen in den „mäßigen", „unbefriedigenden" oder „schlechten Zustand" eingestuft.

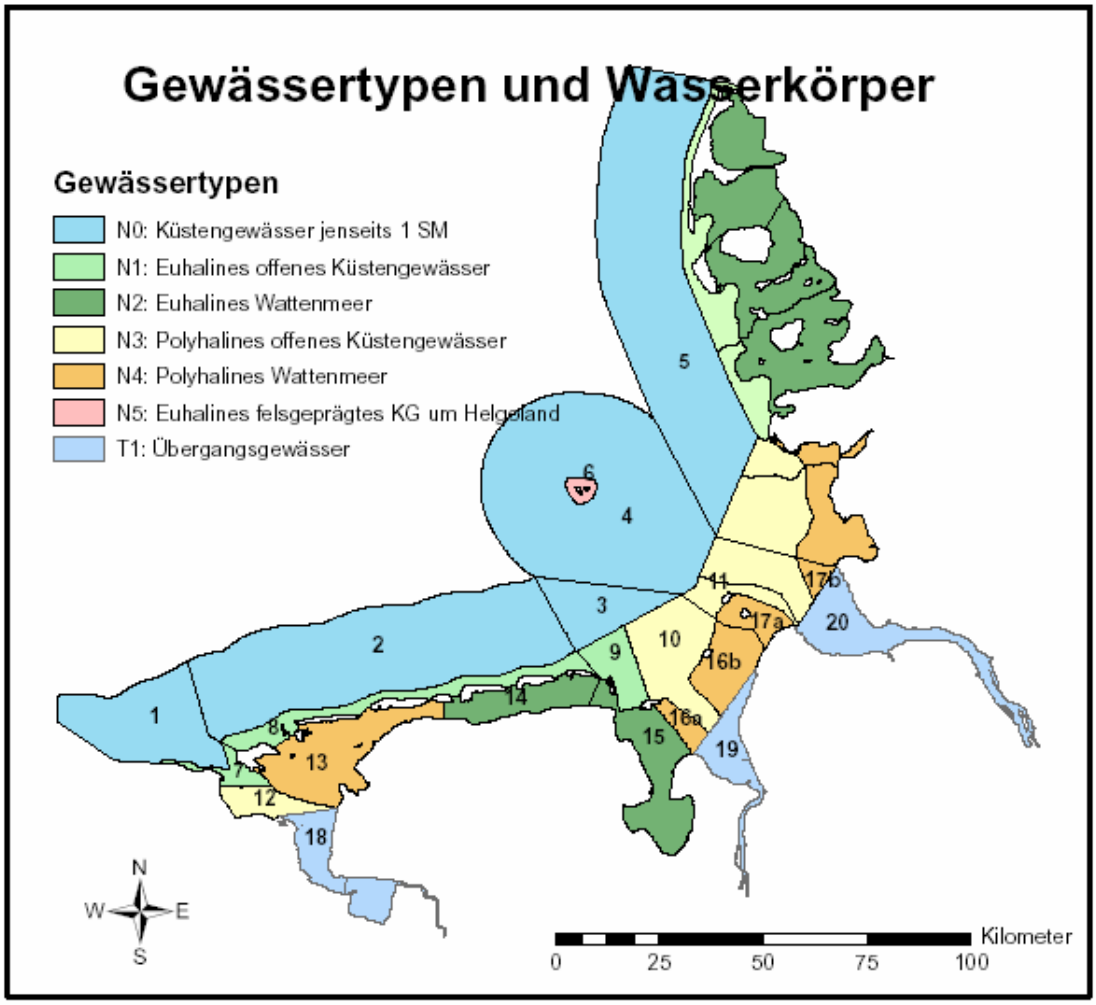
Für die ökologische Bewertung von Übergangs- und Küstengewässern nach WRRL werden als biologische Qualitätskomponenten Phytoplankton, Makrophyten und Makrozoobenthos herangezogen. In den Übergangsgewässern wird zusätzlich die Fischfauna bewertet. Chemische Komponenten, die einen Einfluss auf die biologischen Komponenten haben können, sind im Wesentlichen die Nährstoffverhältnisse und Schadstoffgehalte. Sie werden als unterstützende Komponenten für die Bewertung der Wasserkörper herangezogen.

Zur Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie in Deutschland wurden von der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser, Boden und Abfall (LAWA) verschiedene Projekte in Auftrag gegeben bzw. gefördert. Die vorliegende Studie stellt zugleich einen Teil (Teil B) des Abschlussberichts zum Projekt der LAWA „Aufbau einer Bewertungsmatrix für die Gewässertypen nach EG-WRRL im Küstengebiet der Nordsee, Schwerpunkt Flussgebietseinheiten Weser und Elbe" (LAWA Projekt O 9.03) dar. Zeitgleich erscheint auch Teil A (s. unten). Ziel des dieser Studie vorausgegangenen Projektes, das vom Niedersächsischen Landesamt für Ökologie (NLÖ, 10/2004 – 12/2004) und vom Niedersächsischen Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- und Naturschutz (NLWKN, 01/2005 – 12/2006) im Auftrag der LAWA durchgeführt wurde, war es, Entwürfe für Klassifizierungssysteme zur Bewertung des ökologischen Zustandes gemäß EG-WRRL für die Gewässertypen der Nordseeküste vorzulegen. Hierzu wurden im Rahmen des Projekts Bewertungsparameter für die verschiedenen Qualitätskomponenten dargestellt und überprüft. Die laufenden Ergebnisse wurden in drei Zwischenberichten vorgelegt (JAKLIN et al. 2005a, JAKLIN et al. 2005b, JAKLIN & PETERSEN 2006). Für die hier vorliegende Studie wurden noch offene Fragen zu den Parametern und Referenzzuständen auf nationaler und internationaler Ebene weiterführend diskutiert. Es wurden weitere Bewertungskriterien erarbeitet und geprüft. Schließlich wurden, sofern die Datenlage ausreichend war, Referenzen und Klassengrenzen für die verschiedenen Gewässertypen bzw. Wasserkörper vorgeschlagen. Ergebnis dieser Arbeiten sind die im Folgenden vorgestellten Bewertungssysteme für die Gewässer des Bearbeitungsgebietes.

Im deutschen Nordseebereich wurden im Zuge der Typisierung fünf Typen der Küstengewässer sowie ein Typ des Übergangsgewässers ausgewiesen (siehe Abb. 1.1). Die Gewässertypen unterscheiden sich hinsichtlich ihres Salzgehaltes und ihrer Exposition, aber auch in Bezug auf die Zusammensetzung des Substrats und den Tidenhub. Sie ordnen sich von West nach Ost den Flussgebietseinheiten Ems, Weser, Elbe und Eider zu.

Der Schwerpunkt der Forschungs- und Entwicklungsarbeit dieses Projektes und damit dieser Studie liegt auf den Küstengewässern der Flussgebietseinheiten (FGE) Weser und Elbe sowie dem Übergangsgewässer der Weser. Zu Vergleichszwecken werden in der Regel auch die Küstengewässer der FGE Ems mitbetrachtet. Für diese Gebiete stehen umfangreiche Datensätze und verschiedene Voruntersuchungen zur Verfügung, so dass sich diese Gebiete für die exemplarische Ausarbeitung von Klassifizierungssystemen für die an der deutschen Nordseeküste vertretenen Typen NEA 1, 26, 3, 4 und 11 anbieten.

Neben den Ergebnissen aus der eigenen Projektarbeit werden in dem hier vorliegenden Bericht insbesondere auch die Ergebnisse projektbegleitender Studien vorgestellt und für die Erarbeitung von Referenzzuständen und zur Bewertung der Übergangs- und Küstengewässer der Nordsee herangezogen. Die projektbegleitenden Studien untersuchten spezielle Teilfragen zu einzelnen Qualitätskomponenten oder Wasserkörpern.



Wasserkörper:

1: Küstenmeer Ems-West
2: Küstenmeer Ems-Ost
3: Küstenmeer Weser
4: Küstenmeer Elbe
5: Küstenmeer Eider
6: Helgoland (NEA 5)
7: Euhalines Küstengewässer Ems-West (NEA 1)
8: Euhalines Küstengewässer Ems-Ost (NEA 1)
9: Euhalines Küstengewässer Jade (NEA 1)
10: Polyhalines Küstengewässer Weser (NEA 3)
11: Polyhalines Küstengewässer Elbe (NEA 3)
12: Polyhalines Küstengewässer Ems (NEA 3)
13: Polyhalines Wattenmeer Ems (NEA 4)
14: Euhalines Wattenmeer Ems (NEA 26)
15: Euhalines Wattenmeer Jade (NEA 26)
16a: Polyhalines Wattenmeer Weser West (NEA 4)
16b: Polyhalines Wattenmeer Weser Ost (NEA 4)
17a: Polyhalines Wattenmeer Elbe West (NEA 4)
17b: Polyhalines Wattenmeer Elbe Ost (NEA 4)
18: Übergangsgewässer Ems (TW NEA 11)
19: Übergangsgewässer Weser (TW NEA 11)
20: Übergangsgewässer Elbe (TW NEA 11)

Abb. 1.1: Gewässertypen der Übergangs- und Küstengewässer der Nordseeküste (Bezirksregierung Weser-Ems & NLÖ-Forschungsstelle Küste 2004).

Der Abschlussbericht zu dem Projekt wird in zwei Teilen vorgelegt: Teil A (JAKLIN et al. 2007) behandelt die Qualitätskomponenten Nährstoffe, Phytoplankton, Fische sowie Makroalgen und Seegräser als Bestandteil der Makrophyten. Im Teil B (diese Studie) werden die Röhrichte, Brack- und Salzmarschen als weiterer Bestandteil der Makrophyten sowie die Qualitätskomponenten Makrozoobenthos und Schadstoffe vorgestellt. Zu allen Qualitätskomponenten werden jeweils die Erfordernisse nach WRRL, Vorschläge für Bewertungsansätze sowie Validierungen der Ansätze anhand vorhandener Daten dargestellt und noch zu klärende Punkte erörtert.

Literatur

EU, EUROPÄISCHE UNION (2000). Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung des Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften L 327 (Luxemburg): 72 S.

JAKLIN, S., PETERSEN, B. & U. TUENTE (2005a). Aufbau einer Matrix für die Gewässertypen nach EU-WRRL im Küstengebiet der Nordsee, Schwerpunkte Flussgebietseinheiten Weser und Elbe. 1. Zwischenbericht. 38 S. + Anhang.

JAKLIN, S., PETERSEN, B. & U. TUENTE (2005b). Aufbau einer Matrix für die Gewässertypen nach EU-WRRL im Küstengebiet der Nordsee, Schwerpunkte Flussgebietseinheiten Weser und Elbe. 2. Zwischenbericht. 47 S. + Anhang.

JAKLIN, S. & B. PETERSEN (2006). Aufbau einer Matrix für die Gewässertypen nach EU-WRRL im Küstengebiet der Nordsee, Schwerpunkte Flussgebietseinheiten Weser und Elbe. 3. Zwischenbericht. 63 S. + Anhang.

JAKLIN, S., PETERSEN, B., ADOLPH, W., PETRI, G. & W. HEIBER (2007). Aufbau einer Bewertungsmatrix für die Gewässertypen nach EG-WRRL im Küstengebiet der Nordsee, Schwerpunkt Flussgebietseinheiten Weser und Elbe. Abschlussbericht Teil A: Nährstoffe, Fische, Phytoplankton, Makrophyten (Makroalgen und Seegras). Berichte des NLWKN 2007. 86 S.

LAND NIEDERSACHSEN (2004). Niedersächsische Verordnung zum wasserrechtlichen Ordnungsrahmen vom 27. Juli 2004. Niedersächsisches Gesetz- und Verordnungsblatt Nr. 21/2004. 268-298

Danksagung

Besonderer Dank geht an die Länderarbeitsgemeinschaft Wasser, Boden und Abfall (LAWA) für die Förderung des Vorhabens und an Dr. Hartmut Heinrich (BSH, Hamburg) für die Betreuung des Projektes.

5 Makrophyten

Der Begriff Makrophyten wird in der Literatur in unterschiedlicher Weise verwendet. In der hier vorliegenden Studie über die Küsten- und Übergangsgewässer der Flussgebietseinheiten (FGE), Elbe, Weser und Ems werden als Makrophyten die Makroalgen und Angiospermen bezeichnet. Als Makroalgen werden im Folgenden makroskopisch sichtbare mehrzellige Algen verstanden. Hierzu zählen Rotalgen (Rhodophytae), Braunalgen (Phaeophytae) und Grünalgen (Chlorophytae). Nicht berücksichtigt werden Kieselalgen (Diatomeae) und Blaualgen (Cyanophytae). Die Gruppe der Angiospermen (Bedecktsamer) ist in der Systematik eindeutig als Untergruppe der Samenpflanzen (Spermatophyta) definiert. Im Untersuchungsgebiet sind neben den Seegräsern der Gattung *Zostera* und der Salde der Gattung *Ruppia* die höheren Pflanzen der Röhrichte, Brack- und Salzmarschen die einzigen Angiospermen.

Makrophyten reagieren auf anthropogene Störungen wie Eutrophierung, Fischerei, wasserbauliche Veränderungen und Baggerung, Verklappung und Einleitung technogener und toxischer Substanzen in unterschiedlicher Weise. In Küstengewässern profitieren z.B. opportunistische Grünalgen wie *Ulva* spp. von einem erhöhten Nährstoffangebot und reagieren hierauf mit erhöhten Abundanz- und Biomassewerten (z. B. REISE & SIEBERT 1994, KOLBE et al. 1995. Dagegen reagieren die als sensitiv gegenüber anthropogenen Störungen eingestuften Seegräser generell mit einem deutlichen Flächenverlust (z. B. DUARTE 2002). Röhrichte, Brack- und Salzmarschen sprechen vor allem auf Maßnahmen des Küstenschutzes an, sowie auf hydromorphologische Veränderungen infolge wasserbaulicher Umgestaltungen. Makrophyten zeigen somit als Bioindikatoren den ökologischen Zustand des Ökosystems an und gehen als biologische Qualitätskomponente in die Bewertung der Gewässer ein.

Die Entwicklung des Bewertungssystems für aquatische Makrophyten basiert auf den Datenzusammenstellungen und Arbeiten, die innerhalb des hier vorgestellten Projektes erfolgten, sowie auf den Ergebnissen projektbegleitender Studien zur Erarbeitung von Bewertungssystemen für Makroalgen und Seegräser (KOLBE 2006) sowie für Röhrichte, Brack- und Salzmarschen (ARENS 2006). Während die Bewertungssysteme für Makroalgen und Seegräser in Teil A des Abschlussberichtes (JAKLIN et al. 2007) dargestellt werden, findet sich das Bewertungssystem für Röhrichte, Brack- und Salzmarschen im hier vorliegenden Teil B beschrieben.

5.1 Erfordernisse gemäß Wasserrahmenrichtlinie

Makrophyten werden als eine der biologischen Qualitätskomponenten gemäß Wasserrahmenrichtlinie (WRRL, EG 2000) für die Bewertung der Gewässerqualität herangezogen. Dabei sollen die Artenzusammensetzung und Abundanz der Großalgen und Angiospermen als Bewertungskriterien dienen (s.Tab. 5.1).

Tab. 5.1: Begriffsbestimmungen für den sehr guten, guten und mäßigen ökologischen Zustand von Übergangsgewässern (ÜG) und Küstengewässern (KG) gemäß EG-WRRL, Anhang V 1.2.3/1.2.4 für Makrophyten.

	Sehr guter Zustand	Guter Zustand	Mäßiger Zustand
ÜG	Großalgen Die Zusammensetzung der Großalgentaxa entspricht den Bedingungen bei Abwesenheit störender Einflüsse. Keine erkennbaren Änderungen der Mächtigkeit der Großalgen aufgrund menschlicher Tätigkeiten.	Die Großalgentaxa weichen in ihrer Zusammensetzung und Abundanz geringfügig von den typspezifischen Gemeinschaften ab. Diese Abweichungen deuten nicht auf ein beschleunigtes Wachstum von Phytobenthos oder höheren Pflanzen hin, das das Gleichgewicht der in dem Gewässer vorhandenen Organismen oder die physikalisch-chemische Qualität des Wassers in unerwünschter Weise stören würde.	Die Zusammensetzung der Großalgentaxa weicht mäßig von den typspezifischen Bedingungen ab und ist in signifikanter Weise stärker gestört, als dies bei gutem Zustand der Fall ist. Es sind mäßige Änderungen der durchschnittlichen Großalgenabundanz erkennbar, die dazu führen können, dass das Gleichgewicht der in dem Gewässer vorhandenen Organismen in unerwünschter Weise gestört wird.
	Angiospermen Die taxonomische Zusammensetzung entspricht vollständig oder nahezu vollständig den Bedingungen bei Abwesenheit störender Einflüsse. Keine erkennbaren Änderungen der Abundanz der Angiospermen aufgrund menschlicher Tätigkeiten.	Die Angiospermentaxa weichen in ihrer Zusammensetzung geringfügig von den typspezifischen Gemeinschaften ab. Die Abundanz der Angiospermen zeigt geringfügige Anzeichen von Störungen.	Die Zusammensetzung der Angiospermentaxa weicht mäßig von der der typspezifischen Gemeinschaft ab und ist in signifikanter Weise stärker gestört, als dies bei gutem Zustand der Fall ist. Bei der Abundanz der Angiospermen sind mäßige Störungen festzustellen.
KG	Alle störungsempfindlichen Großalgen- und Angiospermentaxa, die bei Abwesenheit störender Einflüsse vorzufinden sind, sind vorhanden. Die Werte für die Großalgenmächtigkeit und für die Abundanz der Angiospermen entsprechen den Bedingungen bei Abwesenheit störender Einflüsse.	Die meisten störungsempfindlichen Großalgen- und Angiospermentaxa, die bei Abwesenheit störender Einflüsse vorzufinden sind, sind vorhanden. Die Werte für die Großalgenmächtigkeit und die Abundanz der Angiospermen zeigen Störungsanzeichen.	Es fehlt eine mäßige Zahl störungsempfindlicher Großalgen- und Angiospermentaxa, die bei Abwesenheit störender Einflüsse vorzufinden sind. Die Mächtigkeit der Großalgen und die Abundanz der Angiospermen sind mäßig gestört, was dazu führen kann, dass das Gleichgewicht der in dem Gewässer vorhandenen Organismen in unerwünschter Weise gestört wird.

5.2 Bewertungsansatz für Makroalgen und Seegräser in Küsten- und Übergangsgewässern (siehe Teil A, JAKLIN et al. 2007)

5.3 Bewertungsansatz für Röhrichte, Brack- und Salzmarschen

Die Röhrichte, Brack- und Salzmarschen der Küsten- und Übergangsgewässer bilden den Übergang von den rein aquatischen zu den rein terrestrischen Lebensräumen. Als ausgesprochene Feuchtbiotope sind sie über ein dichtes Gewässernetz, den Bodenwasserhaushalt sowie eine mehr oder minder große Anzahl von Überflutungen sehr eng mit dem angrenzenden offenen Gewässer verzahnt und damit Teil des amphibischen Gesamtsystems. Die Salzmarschen sind Lebensräume von großer ökologischer Bedeutung für die charakteristische, an diesen Lebensraum angepasste Flora, die Wirbellosenfauna und die Avifauna, für die sie Funktionen als Brut-, Nahrungs- und Rastgebiet erfüllt. Als Ablagerungsraum der Ästuare und des Wattenmeeres akkumulieren diese Räume in hohem Maße Feinsedimente und organisches Material, damit aber auch Schwermetalle und organische Schadstoffe. Unter naturnahen Be-

dingungen nehmen diese aquatisch-terrestrischen Bereiche der oberen Gezeitenzone an unseren Flachküsten einen in Relation zur offenen Wasserfläche hohen Flächenanteil ein, was auf die Übergangsgewässer in besonderem Maße zutrifft. Auf die Qualität des Wasserkörpers nach EG-WRRL können sich besonders die Funktionen der Salzmarschen als Senke für Feinsedimente und Nährstoffe aber auch für Schadstoffe auswirken (z.B. BOEDECKER & KNAPP 1996 in WANNER & RUDOLPHI 2006). So beschreiben z.B. QUAST et al. (2002) den Wasser- und Stoffrückhalt in Feuchtgebieten u.a. durch den Rückbau von Poldern als mögliche Maßnahmen zur Minderung diffuser Stoffeinträge und zur Erreichung der Ziele der WRRL (WANNER & RUDOLPHI 2006). Auch über Nährstoffexporte können Salzmarschen auf die angrenzenden Gewässer einwirken. BRYS et al. (2005) beschreiben die Silizium-Exporte aus Salzmarschen in das angrenzende Gewässer als einen wichtigen Faktor, der die ausgewogene Entwicklung der Phytoplanktongesellschaften beeinflusst. Der Zustand der Vegetation im Bereich der Salzmarschen wird daher als ein wichtiger Indikator für den ökologischen Zustand des Wasserkörpers angesehen. Er ist im Rahmen der Bewertung nach EG-WRRL als Bestandteil der Qualitätskomponente „Angiospermen" zu erfassen.

Vorkommen, Ausdehnung, taxonomische Zusammensetzung sowie die Struktur der Vorlandvegetation hängen deutlich vom Ausmaß anthropogener Einwirkungen ab. Einflussfaktoren sind neben Eindeichungen (z.B. BEHRE 1985, DIJKEMA 1994, MARENCIC et al. 1996), Wasserbau- und Küstenschutzmaßnahmen (z.B. HÖPNER 1994), die Anlage künstlicher Entwässerungssysteme in den Vorländern (z.B. STOCK, 1994), Beweidung (BAKKER et al. 1993, SCHERFOSE 1993, STOCK 1994), die Einbringung neuer Arten wie z.B. *Spartina* (z.B. DIJKEMA 1983, Reise 1994), aber auch Eutrophierung und Schadstoffbelastung (BAKKER 1993, KIEHL et al. 1997, DE JONG et al.1999 nach LEENDERTSE 1991) sowie auch der zunehmende Anstieg des Meeresspiegels. Als Gefährdungen der Tideröhrichte sind nach SPIEKER (2001) insbesondere Deichbaumaßnahmen zu nennen, sowie Sandaufspülungen, Beweidung der Vorländer, erhöhter Wellenschlag, veränderte Strömungsverhältnisse infolge von Baumaßnahmen und Uferverbau. Die Auswirkungen anthropogener Störungen auf Süßwasser-Tide-Schilfröhrichte äußern sich in Artenverarmung, die bis zur Einartigkeit führen kann, in Verkleinerung, Auflichtung und Verinselung von Röhrichtbeständen insbesondere bei Uferverbau mit Steinpackungen und bei verstärkten Eingriffen mit Niedrigwuchs. Weiterhin wurde die Umkehrung der natürlichen Zonierung beobachtet sowie die Verdrängung des Tide-Schilfröhrichtes oder auch des gesamten Röhrichts (SPIEKER et al. 2001).

Der in den folgenden Kapiteln vorgestellte Vorschlag eines Bewertungssystems für Röhrichte, Brack- und Salzwiesen beruht hauptsächlich auf den Ergebnissen einer Auftragsstudie (ARENS 2006), die im Rahmen des dieser Studie vorausgegangenen Projekts vergeben wurde, sowie ausserdem auf Vorarbeiten aus einem Projekt zur Umsetzung der EG-WRRL im Ems-Dollart Gebiet (ADOLPH & PETRI 2005). Einzelne Bestandteile des hier dargestellten Systems wie die Flächenbewertung und ansatzweise auch die Betrachtung der Zonierung wurden bereits im Rahmen der AG Salzwiesen der UAG Benthos (BLMP AG WRRL) diskutiert. Da die Arbeiten zur Betrachtung der Salzmarschen im Rahmen der EG-WRRL etwas später begonnen wurden, als die zu den übrigen Qualitätskomponenten, und von daher in den Zwischenberichten dieses Projektes noch nicht enthalten waren, werden in den folgenden Kapiteln auch vorliegende Bewertungsansätze benachbarter Länder kurz dargestellt.

5.3.1 Auswahl der Bewertungskriterien und Entwicklung von Referenzwerten und Klassengrenzen

Nach EG-WRRL, Anhang V 1.2.3/1.2.4 sind für die Bewertung des ökologischen Zustands der Angiospermen (hier: Vegetation der Salzmarschen) die taxonomische Zusammensetzung, die Abundanz und der Anteil störungsempfindlicher Arten heranzuziehen (s. Tab. 5.1).

Derzeit liegen zur Bewertung von Salzmarschen im Rahmen der EG-WRRL Ansätze aus den Niederlanden, aus Belgien und Großbritannien vor (DIJKEMA et al. 2005, BRYS et al. 2005, BEST et al. 2006). Allen gemeinsam ist zunächst die Betrachtung der vorhandenen Salzmarschenfläche als Bewertungsparameter. Weiterhin werden die Fläche oder Flächenanteile der einzelnen Vegetationszonen bewertet (NL, UK) und verschiedene Parameter zur taxonomischen Zusammensetzung. So wird mit dem niederländischen Bewertungssystem die Dominanz zweier Klimaxstadien negativ bewertet, und für das britische System ist vorgesehen, das Vorhandensein charakteristischer Arten zu überprüfen, während in Belgien verschiedene Diversitätsmaße Anwendung finden. Auch für die Bewertung der niedersächsischen Wasserkörper in den FGE Elbe, Weser und Ems werden im Rahmen dieser Studie die Parameter Fläche und Zonierung vorgeschlagen. Des Weiteren werden Verfahren für eine Bewertung des Vor-

kommens und der Verteilung von Vegetationstypen und Arten vorgestellt. Die Bewertung des Übergangsgewässers wird am Beispiel des Wasserkörpers NEA11-Weser behandelt. Für die Bearbeitung und Bewertung wird NEA11-Weser in die Teilbereiche „Außenweser" und „Unterweser" unterteilt Dies geschieht aufgrund der gegenüber der Außenweser und den übrigen Wasserkörpern erheblich abweichenden Standortbedingungen im Bereich der Unterweser. Der Teilbereich Unterweser wird einem eigenen Bewertungsverfahren unterzogen, das in den Kapiteln 5.3.1.5 und 5.3.3.5 dargestellt ist.

5.3.1.1 Fläche der Röhrichte, Salz- und Brackwiesen

Innerhalb der letzten Jahrhunderte kam es gerade auch aufgrund von Maßnahmen des Menschen im Vorlandbereich zu ausgeprägten Flächenveränderungen der Salzmarschen. Als solche Maßnahmen sind Eindeichungen, in geringerem Maße auch Deichrückverlegungen, die Anlage von Lahnungsfeldern und Flächenaufspülungen zu nennen. Im Rahmen der natürlichen Prozesse waren zudem besonders an der Festlandküste Abtragungsverluste u.a. durch Sturmfluten zu verzeichnen, während vor allem im Bereich der ostfriesischen Inseln durch natürliche Anlandungsvorgänge Zuwachs erreicht wurde (s. ARENS 2006). Für die Angiospermen der Brack- und Salzmarschen ist die Größe des verfügbaren Lebensraumes die Grundlage, auf deren Basis eine natürliche Entwicklung von Morphologie und Vegetation der Salzwiesen mit allen Aspekten der zugehörigen natürlichen Prozesse erst stattfinden kann. Es wird daher empfohlen, die Fläche der Röhrichte, Brack- und Salzmarschen als Parameter für die Bewertung der Angiospermen nach EG-WRRL zu verwenden.

5.3.1.1.1 Der Flächenparameter in den Bewertungssystemen, Belgiens, Großbritanniens und der Niederlande

Der belgische Bewertungsansatz von BRYS et al. (2005) ist konzipiert für Übergangsgewässer, die als „erheblich veränderte Wasserkörper" (hmwb) ausgewiesen sind. Die Referenz für die Flächenausdehnung der Salzmarschen wird über verschiedene Ansätze und für unterschiedliche Systemebenen ermittelt. Auf der Ebene des Ökosystems (I.Ebene, s.u.) wird das maximale ökologische Potential (MEP) über einen hydromorphologischen Ansatz hergeleitet. Es wird definiert als die seitliche Ausdehnung, die ein natürliches Ästuar benötigt, um ein dynamisches Gleichgewicht von Erosion und Sedimentation – und damit dauerhaft Salzmarschen – aufrecht zu erhalten. Berechnet wird diese Größe über ein topographisches Grenzwert-Profil des Neigungswinkels vom Fahrrinnenboden bis zur oberen Hochwasserlinie. Das gute ökologische Potential (GEP) auf dieser Ebene wird funktionell bestimmt und als die Fläche an Salzmarsch verstanden, die nötig ist, um bei heutiger Wasserqualität eine Silizium-Limitation der Primärproduktion (durch Diatomeen) zu vermeiden. Diese Fläche wird ermittelt über die Silizium-Exporte von Salzmarschen in Sommermonaten mit Silizium-Mangel, gemittelt über den gesamten Salinitätsgradienten. Für die spezielleren Ebenen, die Ebene der Wasserkörper (Ebene II) sowie die Ebene der einzelnen Salzmarschflächen (Ebene III), werden nach BRYS et al. (2005) die Referenzbedingungen der Salzmarschflächen ebenfalls über den oben beschriebenen hydromorphologischen Ansatz ermittelt. Die genannten Ebenen des Ökosystems beziehen sich auf ein Konzept von YSEBAERT & HERMAN (2004), das in Kap. 6 kurz vorgestellt wird (s. z.B. Abb. 6.1).

Dem niederländischen wie auch dem britischen Bewertungsansatz liegt dagegen die Annahme zugrunde, dass die Salzmarschenfläche sich unter Referenzbedingungen in einem Zustand dynamischer Stabilität oder des Wachstums befindet (DIJKEMA et al. 2005, BEST et al. 2006). Da weder für die Niederlande noch für Großbritannien gegenwärtig Referenzflächen existieren, anhand derer der sehr gute Zustand abgeleitet werden könnte, wird in beiden Vorgehensweisen versucht, aus historischen Daten eine Referenz zu rekonstruieren. Aufgrund der zum Teil problematischen Datenlage kann dies für den **britischen Bewertungsansatz** nach BEST et al. (2006) bedeuten, dass die ersten Erhebungen die Referenz bilden oder soweit vorhanden, die größte jemals dokumentierte Flächenausdehnung. Alternativ könne die maximal unter natürlichen Bedingungen mögliche oder die in einem Wasserkörper zu erwartende Salzwiesenfläche modelliert werden. Die Ermittlung der Referenz ist in England noch nicht abgeschlossen. Der **niederländische Bewertungsansatz** liegt hingegen seit 2005 vor. DIJKEMA et al. (2005) sehen den Zustand, in dem sich die Prozesse von Salzwiesenneubildung und -verlusten die Waage halten, als Referenzsituation an. Eine solche Situation war nach DIJKEMA (1987) im niederländischen Wattenmeer in der Zeit von 1600 – 1800 in der Bilanz gegeben. Allerdings waren zu dieser Zeit die natürlichen Prozesse, die unter natürlichen Bedingungen zu Verlusten und Gewinnen von Salzmarschen führen, bereits ersetzt und ergänzt durch menschliche Eingriffe wie Eindeichungen (Verluste) und Landgewinnungsmaßnahmen (Gewinne). Für diese somit zeitlich festgelegte Re-

ferenzsituation wurde der mittlere Anteil der Salzmarschen (einschließlich Pioniervegetation > 5 % Deckung) in Prozent des Gezeitenbereiches ermittelt. Aus diesem Anteil wurde anschließend berechnet, welche Salzmarschfläche gegenwärtig, in einem auch durch menschliche Einflüsse kleiner gewordenem Wattenmeer vorhanden sein sollte. Dies ist nach DIJKEMA et al. (2005) der potentielle Referenzzustand, der dann für die einzelnen Gewässertypen und Wasserkörper berechnet wurde. Zusätzlich wird eine notwendige Mindestgröße von 500 ha Salzwiesen- und Röhrichtfläche angesetzt, die in jedem Gewässer, gleich welcher Größe, vorhanden sein sollte, um den Ablauf natürlicher Prozesse zu ermöglichen. Damit soll die Verteilung des Salzmarschhabitates innerhalb des Gesamtsystems einbezogen werden: Bei einer Mindestfläche von 500 ha können mehrere größere (> 100 ha) und kleinere (< 100 ha) Salzmarschen bestehen oder ein einziger zusammenhängender Bestand dieser Größe. Beides soll den natürlichen Entwicklungsstadien den nötigen Raum geben, nebeneinander zu existieren.

5.3.1.1.2 Bewertungsansatz für die Wasserkörper der FGE Elbe, Weser und Ems

Basierend auf den Resultaten von ARENS (2006) wird das folgende Vorgehen zur Bewertung der Fläche von Röhrichten, Brack- und Salzmarschen nach EG-WRRL vorgeschlagen:

Da keine quantitativen Daten zu dem „vom Menschen ungestörten Zustand" der Salz- und Brackmarschen in den Küsten- und Übergangsgewässern der deutschen Nordsee vorliegen, wird ein Referenzzustand unter Verwendung und Auswertung der vorhandenen historischen Daten, die einen weniger vom Menschen beeinflussten Zustand widerspiegeln und unter Zuhilfenahme qualitativer Erkenntnisse abgeleitet. Das Bewertungssystem wird zudem unter Berücksichtigung des aktuellen Zustands der deutschen Nordseeküste konzipiert, d.h. die festgelegte Küstenlinie mit den bestehenden Deichen wird als gegeben hingenommen und der Bewertung zugrundegelegt. Ein historischer Referenzzustand nach EG-WRRL könnte nach DIJKEMA et al. (2005) etwa in der Zeit vor den ersten Eindeichungen vorgelegen haben, in Niedersachsen also vor dem 11. Jahrhundert. Diese Situation lässt sich einerseits jedoch nicht quantifizieren und andererseits auch nicht wieder herstellen. Unter dieser Prämisse erscheint der oben beschriebene Ansatz von DIJKEMA et al (2005) als geeigneter Ausgangspunkt für eine Bewertung auch der niedersächsischen Salzmarschen, wenngleich sich das Bestehen des genannten Gleichgewichtszustandes in der Zeit von 1600 – 1800 mangels historischer Daten für den niedersächsischen Raum nicht belegen lässt. Die ältesten verfügbaren Daten im Bereich des Bearbeitungsgebietes liegen erst aus der Mitte des 17. Jh. vor (HOMEIER 1964, 1969a-e, 1972, 1974, 1982a+b, 1983 in ARENS 2006), aus diesen sollte daher die Referenz für die Flächengröße der Röhrichte, Salz- und Brackmarschen ermittelt werden. Für Wasserkörper, in denen sich aus jüngeren oder aktuellen Erhebungen ein größerer Bestand an Salzmarschen erkennen lässt, sollen diese Daten herangezogen werden, um jeweils die maximal mögliche und nachgewiesene Ausdehnung als Referenz anzusetzen. Wie schon bei DIJKEMA et al. (2005) wird die Fläche der Salzmarschen in Relation zur Größe des Wasserkörpers zum jeweiligen Zeitpunkt gesetzt, so dass die Referenz als prozentualer Anteil der Salzmarschen am Wasserköper angegeben wird. Dieser wird anschließend für die gegenwärtige Wasserkörpergröße berechnet. Auf diese Weise wird die historische Einengung der Gezeitenzone im Wattenmeer durch Eindeichungen und Inselzuwachs bei der Festlegung der Referenz bereits berücksichtigt. DIJKEMA et al. (2005) benennen nach DE JONG (2004) den von ihnen ermittelten Referenzzustand (zum Verfahren s.o.) als „potentielle Referenz" (P-REF), was VAN DER MOLEN et al. (2004) bereits mit dem „maximalen ökologischen Potential" (MEP) gleichsetzen. Auch für die nicht als erheblich verändert (hmwb) eingestuften Wasserkörper Niedersachsens gelten in diesem Fall ähnliche Kriterien, die aus der Einengung der Wasserkörper im Vergleich zu früheren Jahrhunderten, dem jetzigen Verlauf der Hauptdeichlinie, sowie den Auswirkungen menschlicher Aktivitäten wie Campingplätzen und alten Spülfeldern herrühren. Daher werden auch im Rahmen dieser Studie die Kategorien „höchstes" und „gutes ökologisches Potential" den Kategorien „sehr guter" und „guter Zustand" gleichgesetzt.

Die auf diese Weise ermittelte Referenz wird aufgrund der begrenzten Datendichte als Untergrenze des „sehr guten Zustandes" angesetzt, so dass die Klassifikation nach oben hin offen bleibt. Die weiteren Statusklassen werden abweichend von DIJKEMA et al. (2005), ähnlich dem britischen Bewertungssystem (BEST et al. 2006) gleichmäßig eingeteilt in Abschnitte von jeweils 25 % Verlust an Salzmarschenfläche (Tab. 5.2).

Tab. 5.2: Klassifizierung für das Bewertungskriterium „Flächenausdehnung der Röhrichte, Brack- und Salzmarschen“ für die Küsten- und Übergangsgewässer der Flussgebietseinheiten Elbe, Weser und Ems (nach ARENS 2006)

Qualitätskriterium	sehr gut	gut	mäßig	unbefriedigend	schlecht
Fläche der Röhrichte, Brack- und Salzmarschen	≥ 100 % (100% = Maximum der Flächenausdeh-nung seit 1650)	99 – 75 % der maximalen Flächenausdeh-nung seit 1650	74 – 50 % der maximalen Flächenausdeh-nung seit 1650	49 – 25 % der maximalen Flächenausdeh-nung seit 1650	< 25 % der maximalen Flächenausdehnung seit 1650

Für den Teilbereich „Unterweser“ des Wasserkörpers NEA11-Weser wird nach (ARENS 2006) dasselbe Verfahren zur Bewertung der Flächengrößen vorgeschlagen (s. Kap. 5.3.1.5.1).

5.3.1.2 Zonierung der Vegetation in den Salzmarschen

Auch der qualitative Aspekt der Komponente Angiospermen, (hier: der Salzmarschvegetation) ist im Text der EG-WRRL als Bewertungskriterium vorgesehen. Die taxonomische Zusammensetzung (ÜG) sowie die Anwesenheit störungsempfindlicher Taxa (KG) sind an den Bedingungen bei Abwesenheit störender Einflüsse zu messen (s. Tab. 5.1).

In der Regel weisen Salz- und Brackmarschen ein vergleichsweise eingeschränktes Artenspektrum auf, lokale Unterschiede (sandiges bzw. toniges Sediment, salin-brackig, Ost-West) schränken das Artenspektrum innerhalb der verschiedenen Brack- und Salzmarschen bzw. Wasserkörper ein, und wichtige Vegetationstypen werden oft von wenigen charakteristischen Arten dominiert (z.B. DIJKEMA et al. 2005, ARENS 2006). Noch oberhalb der Artebene bilden sich jedoch, abhängig von der Geländehöhe und der damit verbundenen Anzahl von Überflutungen, dem Sediment, dem Salzgehalt und auch der Nutzung verschiedene Zonen der Salzmarschen mit den ihnen eigenen Vegetationstypen heraus. Bereits auf dem Niveau der Vegetationszonen lässt sich, wie hier vorgeschlagen, die botanische Struktur der Salz- und Brackmarschen überschlägig bewerten. Die Ausgewogenheit und Diversität der vorhandenen Vegetationstypen und der Arten werden anschließend auf nachgeordneten Ebenen speziell bewertet (s. Kap 5.3.1.3 und 5.3.1.4).

Nach DIJKEMA et al. (2005) repräsentieren die verschiedenen Salzmarschzonen sowohl eine Höhenzonierung als auch eine Altersentwicklung. Ist ein Vorlandbereich sehr hoch aufgewachsen und ändern sich die hydromorphologischen Randbedingungen, können Teilbereiche durch Erosion abgetragen werden, und der Zyklus von Sedimentation und Erosion kann aufs Neue beginnen. Ein Salzwiesenbereich kann sich am Beginn, in der Mitte oder am Ende dieses Kreislaufes befinden, doch für die Gesamtheit der Vorländer großer Raumeinheiten, wie hier der Wasserkörper, muss ein gewisses Gleichgewicht in den Anteilen der einzelnen Zonen bestehen. Das erhebliche Überwiegen einer Zone bedeutet demnach in der Regel, dass die natürlichen Prozesse in dem Wasserkörper gestört sind und wichtige Funktionen der Salzwiese ausfallen. DIJKEMA et al. (2005) gehen davon aus, dass im eigentlichen Referenzzustand ein dynamisches Gleichgewicht der Zonierung herrschte, da genügend Raum vorhanden war, die Zyklen der Anlagerung und Abtragung vollständig zu durchlaufen.

5.3.1.2.1 Bewertung der Zonierung in den Klassifikatiionssystemen der Niederlande, Großbritanniens und Belgiens

Das Niederländische Bewertungssystem nach DIJKEMA et al. (2005) bewertet die Qualität der Salzmarschen über eine ausgewogene Verteilung der Vegetationszonen, verknüpft mit der Bedingung, dass die oberen Vegetationszonen jeweils nicht von Klimaxstadien dominiert werden dürfen. Zwei Formen der Klimax-Vegetation können sich hier einstellen: Schilf-Röhricht (*Phragmites australis*) in brackigen Bereichen und Strand-Quecke (*Elymus pycnanthus*) in salinen und stark brackigen Bereichen (DIJKEMA et al. 2005). Beide Arten haben das Potential, stark dominant zu werden. Bei einem begrenzten Anstieg des mittleren Meeresspiegels, wie zurzeit in den Niederlanden der Fall, stellt eine solche artenarme Klimaxvegetation nach DIJKEMA et al. (2005) den Endzustand der Entwicklung dar. Der niederländische Maßstab zur Klassifikation der Qualität der Salzmarschen wurde über Vergleiche der jeweiligen Vegetationszonierung nach Kartierungsergebnissen aus den Jahren 1980, 1990 und 2000

entwickelt. Dabei werden innerhalb der Salzmarschvegetation fünf Zonen unterschieden: Pionierzone, untere, mittlere und obere Salzwiese, sowie die brackige Zone. Abhängig davon, wie viele dieser Zonen im jeweiligen Wasserkörper auftreten (sollten), erhält jede Vegetationszone, die nicht weniger als 5% und nicht mehr als 35 bzw. 40% der Gesamtfläche einnimmt, eine positive Bewertung. Eine zusätzliche positive Bewertung erhalten die Vegetationszonen, in denen eine mögliche Klimaxvegetation von Schilf oder Strand-Quecke nicht mehr als 50% der Fläche bewächst. Die so verteilten Punkte werden dann in einem Klassifikationsschema in die fünf Statusklassen nach EG-WRRL umgesetzt.

Auch aus Großbritannien und Belgien liegen inzwischen Vorschläge und Bewertungssysteme zur Beurteilung der Brack- und Salzmarschqualität vor, die hier kurz vorgestellt werden:

In **Großbritannien** wurde von BEST et al. (2006) ein Vorschlag für ein Bewertungssystem entwickelt, in dem die Zonierung der Salzmarschen danach beurteilt wird, ob die Vegetationszonen in einem Wasserkörper jeweils zugenommen haben, ihre Größe gehalten haben, oder eine als Referenz bestimmte Größe um verschiedene Prozentsätze unterschreiten. Ausgangspunkt dafür sind drei Szenarien der Salzmarschentwicklung, wie sie unter natürlichen Bedingungen zu erwarten sind, und die damit einen Referenzzustand darstellen: Demnach können die Salzmarschzonen an Größe zunehmen, indem sie sich landwärts und/oder seewärts ausdehnen, sie können zweitens ihre jeweilige Größe beibehalten, während aber die Marsch insgesamt sich in Richtung Land oder See verlagert, oder drittens kann sich die Größe der Zonen wie auch die Positionierung der Marsch nicht verändern.

Das Belgische Bewertungssystem nach BRYS et al. (2005) bewertet die Qualität der Marschen, in diesem Fall Brack- und Süßwassermarschen, über ein Maß der Vegetationsdiversität, die Artenzahl und einen Index der floristischen Qualität. Die Diversität der Vegetation wird dabei unter Verwendung des Shannon-Wiener-Index basierend auf der Häufigkeitsverteilung unterschiedlicher Vegetationstypen innerhalb verschiedener Marschgebiete ermittelt. Der Shannon-Wiener-Index gibt ein kombiniertes Maß für Anzahl und Abundanzen der Vegetationseinheiten. Unterteilt wurde nach BRYS et al. (2005) in Pioniervegetation, Krautartige und Röhricht für die Brackmarschen, während in den Süßwassermarschen zusätzlich eine Strauch- und Wald-Zone auftritt. Aufgrund der unterschiedlichen prozentualen Anteile der verschiedenen Vegetationsformen konnten mittels Clusteranalyse für die Brackmarschen drei signifikant voneinander verschiedene Cluster unterschieden werden, für die Süßwassermarschen ergaben sich 4 verschiedene Gruppen. Die „geclusterten" Einheiten (Marschflächen) wurden gegen ihre zugehörigen Diversitäts-Werte nach Shannon-Wiener aufgetragen, dabei zeigten sich wenig bis keine Überschneidungen bezüglich des verwendeten Diversitätsmaßes. Auf diese Weise konnten zwischen den diskreten Clustern über die ermittelten Diversitätswerte nach Shannon-Wiener jeweils die Klassengrenzen gut/mäßig, mäßig/unbefriedigend (und z.T. die Grenze unbefriedigend/schlecht) festgelegt werden. Da für den brackigen Bereich nur drei Cluster ermittelt wurden, konnte der schlechte Zustand hier nicht vom unbefriedigenden Zustand abgegrenzt werden

5.3.1.2.2 Bewertungsansatz für die Wasserkörper der FGE Elbe, Weser und Ems

Grundlage der Bewertung ist eine Referenz, in der die lebensraumtypischen Vegetationszonen, d.h. die Abfolge von der Pionierzone über die untere zur oberen Salzmarsch und der Brackmarsch in einem Gewässertyp vollständig und in einem relativ ausgewogenen Verhältnis vorhanden sind. Nach dem aktuellen TMAP-Schlüssel der Salzwiesenzonen werden Pionierzone, untere und obere Salzwiese, Brackmarsch sowie „Grüne Strände" und eine Grünlandzone unterschieden (CWSS 2003). Während die „Grünen Strände" als Stranddünen-Gesellschaften im Bearbeitungsgebiet nicht auftreten, wird die Grünlandzone indirekt in die Bewertung einbezogen, indem sie mit zur Gesamtfläche der Vorländer gerechnet wird, dem Bezugsraum, für den anschließend die prozentualen Anteile der zu bewertenden Salzwiesenzonen berechnet werden. Ein obligatorischer Grünlandanteil wird dabei nicht angesetzt. Die Bewertung der Flächenanteile einzelner Vegetationszonen bezieht sich damit auf die gesamte Fläche der Salzmarschen und Grünländer vor den Hauptdeichen, einschließlich der in den Sommerpoldern gelegenen Flächen. Nach ARENS (2006) wird vorgeschlagen, die nach dem TMAP-Schlüssel unterschiedenen Vegetationszonen Pionierzone, untere und obere Salzwiese sowie Brackmarschzone über ein gestaffeltes Punktesystem zu bewerten. Wie in Tab. 5.3 dargestellt, werden dabei für jede Zone prozentuale Anteile an der Gesamtfläche festgesetzt, die als „ausgewogen„ bzw. „weniger ausgewogen" gelten und die mit maximaler bzw. reduzierter Punktzahl bewertet werden. So erhalten alle Vegetationszonen eines Wasserkörpers,

die einen Flächenanteil innerhalb des als „ausgewogen" bewerteten Bereiches innehaben, die maximale Anzahl von 2 Punkten. Eine zwar positive aber reduzierte Bewertung (1 Punkt) erhalten diejenigen Zonen, deren Flächenanteil noch innerhalb einer gewissen Grenze unterhalb bzw. oberhalb des als ausgewogen angesehenen Bereichs liegen. Darunter bzw. darüber liegende Flächenanteile erhalten keine positive Bewertung (0 Punkte). Brackmarschvorkommen sind im Bereich der Festlandsküste wegen des Deiches, der Anlage von Sielen und den infolgedessen reduzierten Süßwasserzuflüssen erheblich eingeschränkt. Auf den weitgehend natürlich entstandenen Inseln ist der Anteil der Brackmarsch aufgrund der spezifischen Standortbedingungen ebenfalls relativ gering. Dem wird Rechnung getragen, indem die Brackmarschzone für die Bewertung der Küstengewässer weniger stark gewichtet wird und insgesamt nur eine reduzierte Punktzahl für relativ geringfügige Flächenanteile erhalten kann. Alles in allem sind demnach bei einem ausgewogenen Verhältnis aller Vegetationszonen in einem Wasserkörper 8 bzw. 7 Punkte in den Küsten- bzw. Übergangsgewässern zu erreichen (s. Tab. 5.3). Die Einteilung der Klassengrenzen ist in Tab. 5.4 dargestellt. Dieser Vorschlag, insbesondere auch die in Tab. 5.3 dargestellten Klassengrenzen, bleibt mit den zuständigen Salzwiesen-Experten Schleswig-Holsteins und Hamburgs abzustimmen, was z.B. im Rahmen der AG Salzwiesen der UAG Benthos (BLMP AG WRRL) geschehen könnte. In Kapitel 5.3.3.2 werden die Resultate der von ARENS (2006) auf der Basis dieses Bewertungsschemas durchgeführten Bewertungen von Wasserkörpern der FGE Elbe, Weser und Ems mit den vorhandenen Daten vorgestellt.

Tab. 5.3: Bewertung der Salzwiesenzonen in Relation zur Gesamtfläche der Salzwiesen vor den Hauptdeichen (einschließlich der Fläche der Grünländer und Sommerpolder) nach ARENS (2006)
ÜG = Übergangsgewässer Weser T1, außerdem Elbe N4 (Begründung siehe Text), KG = Küstengewässer

	Anteil der Salzwiesenzone an der Gesamtfläche (einschließlich Grünland) der Salzwiesen vor dem Hauptdeich		
Salzwiesenzone	Maximale Punktzahl 2 Punkte	Reduzierte Punktzahl 1 Punkt	
Pionierzone	10 – 30%	5 – 10%	30 – 35%
Untere Salzwiese	20 – 50%	10 – 20%	50 – 60%
Obere Salzwiese	20 – 50%	10 – 20%	50 – 60%
Brackmarsch (ÜG)	20 – 40%	5 – 20%	--
Brackmarsch (KG)	--	1 – 10%	--

Tab. 5.4: Klassengrenzen für das Qualitätskriterium „Zonierung der Brack- und Salzmarschen" für die Wasserkörper der FGE Elbe, Weser und Ems nach ARENS (2006)
ÜG = Übergangsgewässer Weser T1, außerdem Elbe N4 (Begründung siehe Text), KG = Küstengewässer

Qualitätskriterium	sehr gut	gut	mäßig	unbefriedigend	schlecht
Anteil der Salzwiesenzonen an der Gesamtfläche der Salzwiesen (KG)	7	5 – 6	4	2 – 3	0 – 1
Anteil der Salzwiesenzonen an der Gesamtfläche der Salzwiesen (ÜG)	8	6 – 7	4 – 5	2 – 3	0 – 1

5.3.1.3 Ausgewogenheit und Diversität der vorhandenen Vegetationstypen

Als weiterer Schritt zur Bewertung des ökologischen Zustands wird die Zusammensetzung der Vegetation auf der Ebene von Vegetationstypen erfasst und bewertet. Der von ARENS (2006) hierzu erarbeitete Vorschlag umfasst als Parameter die prozentualen Flächenanteile, sowie Diversität und Ausgeglichenheit (Evenness) der vorkommenden Vegetationstypen nach dem TMAP-Schlüssel (CWSS 2003).

Auch in dem **niederländischen Bewertungssystem** nach DIJKEMA et al. (2005) ist ein Parameter dieser Art enthalten, indem als übermäßig betrachtete Flächenanteile (> 50%) möglicher Klimaxvegetation von Schilf oder Strand-Quecke innerhalb der oberen Vegetationszonen als negativ bewertet werden (s.o.). Dieser Parameter könnte ebenso zur Betrachtung auf Artniveau gezählt werden, da die Bestände der Strand-Quecke und Schilfröhrichte größtenteils nur von einer Art gebildet werden.

5.3.1.3.1 Bewertungsansatz für die Wasserkörper der FGE Elbe, Weser und Ems

Es wird von einem relativ ausgewogenen Verhältnis der Vegetationstypen als Referenzzustand ausgegangen. Das gesamte, unter den sedimentologischen und hydromorphologischen Standortbedingungen zu erwartende Spektrum der Vegetationstypen sollte innerhalb eines Wasserkörpers vertreten sein, ohne dass einzelne Typen zur absoluten Dominanz innerhalb einer Zone der Salzmarschen gelangen. Folgende Kriterien werden von ARENS (2006) zur Bewertung der Vegetationstypen vorgeschlagen bzw. getestet:

1. Flächenanteil (Dominanz) der Vegetationstypen je Salzwiesen-Zone und in Bezug auf die Gesamtfläche
2. Diversität (Shannon-Index) und Ausgewogenheit (Evenness)

<u>Flächenanteil (Dominanz) von Vegetationstypen</u>

In einem als ausgeglichen zu bezeichnenden Zustand sollte nach ARENS (2006) in der Regel kein Vegetationstyp mehr als 70% einer Salzwiesen-Zone einnehmen. Abhängig von der jeweiligen Zone oder dem betrachteten Gebiet können allerdings auch andere Obergrenzen sinnvoll sein: So kann z.B. in der Pionierzone der Salicornia spp. / Suaeda maritima-Typ auch vollständig dominieren, da das Vorkommen des einzigen weiteren Vegetationstyps dieser Zone, des Spartina anglica-Typs, aufgrund seiner vom Menschen begünstigten Ansiedlung bzw. Entwicklung nicht positiv bewertet werden kann. Der Spartina anglica-Typ sollte seinerseits nicht mehr als 50% der Pionierzone einnehmen. In Tab. 5.5 sind die Grenzen dargestellt, die die jeweiligen Anteile der verschiedenen Vegetationstypen innerhalb der entsprechenden Salzwiesen-Zone nicht überschreiten sollten, die Begründungen dafür sind im Einzelnen der Arbeit von ARENS (2006) zu entnehmen. Anhand dieser Tabelle werden unerwünschte Dominanzen einzelner Vegetationstypen innerhalb der Vegetationszonen abgeprüft. In dieser Tabelle nicht enthalten sind Angaben zu Mindest-Flächengrößen relevanter und möglicherweise unterrepräsentierter Vegetationstypen, anhand derer bewertet werden kann, ob die unter natürlichen Bedingungen zu erwartenden Vegetationstypen auch vollständig vertreten sind. Solche Mindestgrenzen müssten jedoch gebietsspezifisch ermittelt werden, wozu derzeit die Datengrundlage nicht ausreicht.

Zur Bewertung des Parameters „Flächenanteile/Dominanz von Vegetationstypen“ wird für jede Zone, in der alle vorhandenen Vegetationstypen innerhalb der in Tab. 5.5 dargestellten Grenzen bleiben, ein Punkt vergeben. In den Küstengewässern wird dabei die Brackmarsch-Zone von der Bewertung ausgenommen, da ihr Flächenanteil in diesen Bereichen zu gering ist und aufgrund der spezifischen Standortbedingungen nicht mit einem ausgewogenen Verhältnis zu rechnen ist. In den hohen Salzwiesenbereichen oder in Deichnähe kann hier der Phragmites australis-Typ überwiegen, während für die übrigen Brackmarsch-Typen oft die Standortbedingungen nicht gegeben sind.

Ein zusätzlicher Punkt je Wasserkörper wird vergeben, sofern keiner der Vegetationstypen mehr als 40% der Gesamtfläche an Brack- und Salzmarschen in einem Wasserkörper inne hat. Dabei werden der Elymus athericus- und der Elymus repens-Typ zusammengefasst, ebenso der Atriplex portulacoides / Puccinellia maritima-Typ und den Atriplex portulacoides / Artemisia maritima-Typ.

Die Klassengrenzen für diesen Parameter sind in Tab. 5.7 aufgeführt.

Tab. 5.5: Obergrenzen des prozentualen Anteils der einzelnen Vegetationstypen innerhalb der entsprechenden Zonen zur Bewertung unausgewogener Dominanzverhältnisse, aus ARENS (2006)

Vegetationszonen / -typen	Prozentualer Anteil
Pionierzone	
Spartina anglica type	≤50%
Salicornia spp. / Suaeda maritima type	>50%
Untere Salzmarsch	
Puccinellia maritima type	bis 100%
Limonium vulgare / Puccinellia maritima type	bis 100%
Aster tripolium / Puccinellia maritima type	≤70%
Atriplex portulacoides / Puccinellia maritima type	≤70%
Obere Salzmarsch	
Limonium vulgare / Juncus gerardi type	≤70%
Juncus gerardi / Glaux maritima type	≤70%
Festuca rubra type	≤70%
Atriplex portulacoides / Artemisia maritima type	≤50%
Artemisia maritima / Festuca rubra type	≤70%
Juncus maritimus / Festuca rubra / Juncus gerardi type	≤70%
Elymus athericus type (zusammen mit Elymus repens type)	≤50%
Carex extensa type	≤70%
Atriplex prostrata / Atriplex littoralis type	≤50%
Agrostis stolonifera / Trifolium fragiferum type	≤70%
Plantago coronopus / Centaurium littorale type	≤70%
Ononis spinosa / Carex distans type	≤70%
Elymus repens type	zusammen mit Elymus athericus type
Brackmarsch (nur ÜG)	
Bolboschoenus + Schoenoplectus type	≤70%
Phragmites australis type	≤50%
Brackish flooded grassland type	≤70%
Juncus maritimus / Oenanthe lachenalii type	≤70%

Diversität und Evenness

In gestörten Systemen nimmt im Allgemeinen die Vielfalt der Arten, die Biodiversität, ab. Dabei wird meistens nicht nur die Anzahl der Arten reduziert, auch die Verteilung der verbleibenden Arten wird zunehmend ungleich. Da flächendeckende Aufnahmen der Brack- und Salzmarscharten sehr aufwendig wären, testet ARENS (2006) versuchsweise eine Betrachtung von Diversität und Gleichverteilung der Vegetationstypen mittels entsprechender Indices. Das am häufigsten verwendete Diversitätsmaß ist der Shannon-Wiener-Index. Er beschreibt die Vielfalt der betrachteten Einheiten - hier der Vegetationstypen - unter Berücksichtigung sowohl ihrer Anzahl als auch der Abundanz, was hier der Größe der eingenommenen Fläche entspricht. Allerdings ist ein einzelner, nach Shannon berechneter Wert nur schwer zu interpretieren, während gleichzeitig Diversitätswerte aus Gebieten mit unterschiedlicher Anzahl an Vegetationstypen nicht vergleichbar sind.

$$H_s = -\sum_{i=1}^{S} p_i \log p_i$$

Hs = Ausmaß der Mannigfaltigkeit in einer Gruppe von s Einheiten, hier: Vegetationstypen
s = Anzahl (hier: Fläche) der vorhandenen Vegetationstypen;
p_i = die relative Abundanz des i-ten Vegetationstyps

Auch Abweichungen in der Kartiermethode in verschiedenen Gebieten können einen Vergleich dieses Diversitätsmaßes erschweren oder gar sinnlos machen. BRYS et al. (2005) trennen – bei der Entwicklung des belgischen Bewertungsverfahrens – die verschiedenen Flächen ihres Bearbeitungsgebietes nach deren unterschiedlichen Dominanzstrukturen mittels Clusteranalyse für die Jahre 1992, 1996 und 2003 auf. Durch die überwiegend gute Tren-

nung dieser Gruppen auch in Bezug auf die zugehörigen Werte des Shannon-Index konnten anschließend Klassengrenzen nach Shannon-Werten festgelegt werden. Dabei konnte eine Gruppe von Flächen mit ausgewogenem Vegetationsverhältnis als Referenz des guten ökologischen Potentials herangezogen werden. BRYS et al. (2005) unterscheiden die Kategorien Pioniervegetation, Krautartige, Röhricht sowie Gesträuch/Wald, daher wurde diese Herangehensweise eingangs bereits unter dem Parameter Vegetationszonierung kurz angeführt. Grundsätzlich wäre ein ähnliches Verfahren auch gut zur Klassifizierung der Diversität von Vegetationstypen nach dem TMAP-Schlüssel zu verwenden, allerdings wäre dafür eine umfangreichere Datengrundlage nötig, als derzeit vorhanden.

Aus diesem Grund greift ARENS (2006) zunächst auf die Evenness zurück. Als Maß der Gleichverteilung gibt Pielou`s Evenness Index den Quotienten aus dem erreichten und dem maximal möglichen Shannon-Wert einer Fläche an (J´ = Hs / Hs_{max}). Damit sind Ergebnisse im Bereich von 0 bis 1 erreichbar, was einen Vergleich unterschiedlicher Flächen ermöglicht, unabhängig von deren Anzahl an Vegetationstypen. Bei einer Evenness von J`= 1 liegen die betrachteten Vegetationstypen in größtmöglicher Gleichverteilung vor, nehmen also dieselben Flächenanteile ein. Für einen ersten Testlauf der Bewertung wurden die Klassengrenzen provisorisch in gleichmäßigen Abständen gesetzt (s. Tab. 5.6).

Der Diversitäts-Index nach Shannon-Wiener reagiert positiv auf die Anzahl auftretender Vegetationstypen und erfasst damit ein Kriterium, das über die Bewertung der prozentualen Flächenanteile - wie in Tab. 5.5 gezeigt - hinausgeht. Dies ist bei der Evenness nicht der Fall. Es muss außerdem bedacht werden, dass das absolut gleichverteilte Auftreten der Vegetationstypen, wie es von beiden Indices positiv gewertet wird, nicht unbedingt bis zur letzten Konsequenz einen sehr guten Zustand repräsentieren muss, auch wenn das Konzept tendenziell stimmt. Die Diversität nach Shannon-Wiener sowie auch die Evenness können damit jeweils nur ergänzende Parameter darstellen!

Tab. 5.6: Klassengrenzen für den Parameter Evenness der Vegetationsstruktur nach ARENS (2006)

Qualitätskriterium: Gleichverteilung der auftretenden Vegetationstypen (Evenness)	sehr gut	gut	mäßig	unbefriedigend	schlecht
Klassengrenzen	1 – 0,8	0,8 – 0,6	0,6 – 0,4	0,4 – 0,2	0,2 - 0
Punkte	5	4	3	2	1

Tab. 5.7: Klassifikation des Parameters „Ausgewogene Verteilung und Diversität der vorhandenen Vegetationstypen“ nach ARENS (2006)

KG = Küstengewässer, ÜG = Übergangsgewässer

[1] = Flächenanteil (Dominanz) der Vegetationstypen je Salzwiesenzone und in Bezug auf die Gesamtfläche

[2] = Für diesen Parameter können derzeit noch keine Klassengrenzen festgelegt werden

Qualitätskriterium	sehr gut	gut	mäßig	unbefriedigend	schlecht
Dominanzverhältnisse Vegetationstypen [1] (ÜG)	5	4	3 - 2	1	0
Dominanzverhältnisse Vegetationstypen[1] (KG)	4	3	2	1	0
Evenness der Vegetationsstruktur	5	4	3	2	1
Shannon-Index der Vegetationsstruktur [2]	5	4	3	2	1
Klassengrenzen Gesamt (ÜG)	10 - 9	8 - 7	6 - 5	4 - 3	0
Klassengrenzen Gesamt (KG)	9 - 8	7 - 6	5 - 4	3 - 2	1 - 0

Für eine Gesamtbewertung der ausgewogenen Verteilung und Diversität vorhandener Vegetationstypen werden die Punkt-Ergebnisse aus den Parametern „Dominanz der Vegetationstypen je Salzwiesen-Zone und in Bezug auf die Gesamtfläche“ und „Diversität (Shannon-Index) und Ausgewogenheit (Evenness)“ wie in Tab. 5.7 dargestellt den Zustandsklassen nach EG-WRRL zugeordnet. Das Ergebnis für die Dominanzverhältnisse der Vegetationsstruktur erhält damit die gleiche Wichtung wie die für Dominanz und die Evenness berechneten Ergebnisse zusammengenommen.

5.3.1.4 Vorkommen charakteristischer, seltener und weiterer Arten

Über die Betrachtung der Vegetationstypen wird das taxonomische Spektrum der Brack- und Salzmarschen nicht auf der Artebene dargestellt. Zwar lassen sich Aussagen über die Vorkommen einiger dominanter Kennarten treffen, andere Kenn- und Begleitarten und insbesondere seltene Arten werden auf diese Weise jedoch nicht erfasst. Zudem kommen viele Arten nicht nur innerhalb des durch sie charakterisierten Vegetationstyps vor, sondern auch in anderen Typen.

5.3.1.4.1 Das Artenspektrum in den Bewertungssystemen Großbritanniens und Belgiens

Für **Großbritannien** ist nach BEST et al. (2006) vorgesehen, die Anwesenheit charakteristischer Arten innerhalb jeder Zone zu bewerten. Dieser Parameter befindet sich noch in Bearbeitung. Als Grundlage dient soweit die „Common Standards Monitoring (CSM) Guidance for Saltmarshes“ (JNCC 2004), aus der auch die Liste der für jede Zone charakteristischen Arten entnommen wurde (s.Tab. 5.7).

Ausgehend von dieser Liste sollen die folgenden Kriterien abgeprüft werden:

- Pionierzone: mindestens eine der Arten regelmäßig („frequent“) und eine weitere Art gelegentlich vorkommend („occasional“)
- „Low-mid marsh“: mindestens eine der Arten *Puccinellia maritima*, *Atriplex portulacoides* oder *Salicornia* spp. ist dominant und zwei weitere Arten der Liste sind mindestens regelmäßig („frequent“) anzutreffen
- „Mid-upper marsh“: mindestens eine Art der Liste sehr häufig („abundant“) und drei weitere regelmäßig („frequent“)
- Übergangszone: Arten ortspezifisch und daher nicht in der Liste enthalten, mindestens eine charakterisierende Art dieser Zone lokal häufig („abundant“)

.

Tab. 5.8: Typische Arten der Salzmarsch-Zonen aus BEST et al. (2006) nach JNCC (2004)

Pioneer zone	Low-mid marsh	Mid-upper marsh	
Salicornia spp.	*Puccinellia maritima*	*Festuca rubra*	*Juncus maritimus*
Suaeda maritima	*Triglochin maritima*	*Juncus gerardii*	*Triglochin maritima*
Puccinellia maritima	*Plantago maritima*	*Armeria maritima*	*Blysmus rufus*
Aster tripolium	*Atriplex portulacoides*	*Agrostis stolonifera*	*Eleocharis uniglumis*
	Aster tripolium	*Limonium vulgare*	*Artemisia maritima*
	Spergularia maritima	*Glaux maritima*	*Leontodon autumnalis*
	Suaeda maritima	*Seriphidium maritimum*	*Carex flacca*
	Salicornia spp.	*Plantago maritima*	*Carex extensa*
	Turf fucoids	*Aster tripolium*	Turf fucoids

Mit dem **belgischen Bewertungssystem** nach BRYS et al (2005) wird die Bewertung auf dem Artniveau über die Artenzahl und die Artenzusammensetzung der Marschgebiete vorgenommen. Dabei wird die Zusammensetzung der Arten nach LOPEZ & FENNESSY (2002) und COHEN et al. (2004) (beides in BRYS et al. 2005) im Sinne einer „floristischen Qualität" mit dem „Floristischen Qualitätsindex" (FQI) dargestellt; seine Formel lautet:

$$FQI = \Sigma ZC_{ij} \sqrt{N_j}$$

Wobei ZC_{ij} = Seltenheits-Koeffizient der Art i am Ort j und N = Gesamtanzahl der Arten am Ort j

Der Seltenheitswert der Arten basiert auf einem allgemeinen Maß der Seltenheit (von 1 - 10) der höheren Pflanzen Flanderns nach BIESBROUCK et al. (2001).

5.3.1.4.2 Bewertungsansatz für die Wasserkörper der FGE Elbe, Weser und Ems

In Anlehnung an BEST et al. (2006) und WANNER & RUDOLPHI (2006) entwickelt ARENS (2006) ein Bewertungsverfahren für das Vorhandensein störungsempfindlicher Arten, d.h. hier der charakteristischen Arten der Brack- und Salzmarschen. Im sehr guten ökologischen Zustand sollten danach die naturraumtypischen Arten nahezu vollständig vorkommen und einige der häufiger vorkommenden Arten eine zumindest regelmäßige Abundanz aufweisen. Außerdem sollten aus Gründen der Ausgewogenheit keine extremen Dominanzen einzelner Arten vorkommen. Zur Bestimmung des Referenzzustands der charakteristischen Arten wurde unter Verwendung von Erstnachweisen eine Liste der historisch in den bearbeiteten Wasserkörpern der FGE Elbe, Weser und Ems vorkommenden Arten zusammengestellt (s. ARENS 2006 und im Anhang A.5.6). Ein Großteil der Literaturangaben für die ostfriesischen Inseln stammt aus BRÖRING et al. (1993a, b) sowie aus aktualisierten, doch unveröffentlichten Daten von NIEDRINGHAUS, (schriftl. Mitteilung), außerdem flossen Angaben nach METZING (2005) in die Auswertung mit ein (ARENS 2006). Da die in den Floren angegebenen Gebiete mit den Grenzen der Wasserkörper nicht übereinstimmen, wurden alle Angaben für das Festland zusammengefasst und nur für die Inseln separat aufgeführt.

In einem weiteren Schritt wurde (aus Daten seit 1990) eine aktuelle Florenliste für die Wasserkörper des Bearbeitungsgebietes aufgestellt (einzusehen bei ARENS 2006), aus der anschließend unter Abgleich mit den historisch nachgewiesenen Arten die charakteristischen Pflanzenarten der Brack- und Salzmarschen ausgewählt und zusammengestellt wurden. Die Auswahl aus den 494 aus aktuellen Daten ermittelten Arten des Bearbeitungsgebietes erfolgte zunächst unter Verwendung der Zeigerwerte nach ELLENBERG et al. (2001), indem nur Arten mit einer Salzzahl ≥1 berücksichtigt wurden. Des Weiteren wurden die Kennarten des TMAP-Schlüssels (CWSS 2003) und des lebensraumtypischen Arteninventars für den FFH-Lebensraumtyp „Atlantische Salzwiesen" (nach einem Entwurf für Bewertungskriterien zur Einschätzung des Erhaltungszustands für den Lebensraumtyp Atlantische Salzwiesen (LRT 1330), in gekürzter Fassung z.B. in ARENS 2006) einbezogen. Angaben zu Rückgangstendenzen einzelner Arten wurden aus GARVE (2004) entnommen. Arten der Dünen und Dünentäler wurden mit Hilfe von Angaben aus der vorliegenden Literatur aussortiert. Für die Referenzliste wurden dabei Gruppen von Arten mit hoher und geringer Abundanz unterschieden, sowie als weitere Gruppe die Arten, die auch außerhalb der Brack- und Salzmarschen auftreten. Vom Menschen angepflanzte oder verwilderte Neophyten wie *Spartina anglica* und *Hordeum jubatum* wurden von der Liste ausgeschlossen und die verbliebenen Arten nach ihrem Vorkommen den Salzwiesenzonen zugeordnet. Auf diese Weise wurde die Referenzartenliste charakteristischer Brack- und Salzmarschenpflanzen für das Bearbeitungsgebiet erstellt (Tab. 5.9). Angaben zum Vorkommen der charakteristischen Brack- und Salzmarscharten innerhalb der bearbeiteten Wasserkörper der FGE Elbe, Weser und Ems sind bei ARENS (2006) und im Anhang (A.5.7) zu finden.

Tab. 5.9: Referenzarten der Brack- und Salzmarsch aus ARENS (2006)

AH = charakteristische Arten mit hoher Abundanz
AN = charakteristische Arten mit niedrigerer Abundanz
A? = charakteristische Arten mit unbekannter Abundanz
?? = bestimmungskritische Art, deren Verbreitung kaum bekannt ist
X = Arten, die auch außerhalb von Salzmarschen verbreitet sind

Abundanz	Zone / Art
	Pionierzone
AH (Inseln) /S (Festland)	*Salicornia europaea L. ssp. europaea*
AH	*Salicornia europaea ssp. brachystachya (G. Mey.) Dahmen & Wisskirchen*
AH (Inseln) / AN (Festland)	*Salicornia procumbens Sm.*
AH	*Salicornia stricta Dumort.*
AH	*Suaeda maritima (L.) Dum. ssp. maritima*
	Untere Salzmarsch
AH	*Aster tripolium L. ssp. tripolium*
AN	*Atriplex pedunculata L.*
AH	*Atriplex portulacoides L.*
AN	*Cochlearia anglica L.*
AH (Inseln) / AN (Festland)	*Limonium vulgare Mill.*
AH	*Plantago maritima L. ssp. maritima*
AN	*Puccinellia capillaris (Lilj.) Jansen*
X	*Puccinellia distans (Jacq.) Parl.*
AH	*Puccinellia maritima (Huds.) Parl.*
AH	*Spergularia media (L.) C. Presl*
AH	*Spergularia salina J. & C.Presl*
AH	*Triglochin maritimum L.*
	Mittlere Salzmarsch
X	*Agrostis stolonifera L.*
AH	*Armeria maritima Willd. ssp. maritima*
AH	*Artemisia maritima L.*
AH	*Atriplex littoralis L.*
AN	*Atriplex longipes Drejer ssp. longipes*
X	*Atriplex prostrata Boucher ex DC.*
AN	*Carex distans L.*
AH	*Festuca rubra ssp. litoralis (G. Mey) Auquier*
AH	*Glaux maritima L.*
AH	*Juncus gerardii Loisel.*
AN	*Parapholis strigosa (Dum.) C.E. Hubb.*
AN	*Tripleurospermum maritimum (L.) W. D. J. Koch*
	Hohe Salzmarsch
AN	*Bupleurum tenuissimum L.*
AN	*Carex extensa Good.*
AN	*Centaurium littorale ssp. littorale (Turner) Gilmour*
X	*Centaurium pulchellum (Sw.) Druce ssp. pulchellum*
AN	*Cochlearia danica L.*
AN	*Cochlearia officinalis L.*
AH	*Elymus athericus (Link) Kerguelen*
AH	*Elymus repens ssp. littoreus (Schumach.) Conert*
A?	*Elymus x oliveri (Druce) Melderis & D. C. McClint.*
AN	*Hordeum secalinum Schreb.*
AH (Inseln) / AN (Festland)	*Juncus anceps Laharpe*
X	*Leontodon autumnalis L. ssp. autumnalis*
X	*Leontodon saxatilis Lam.*
X	*Lolium perenne L.*
X	*Lotus corniculatus L.*
AN	*Lotus tenuis Waldst. & Kit. ex Willd.*
AN	*Odontites litoralis (Fr.) Fr.*
X	*Odontites vulgaris Moench*
AN	*Ononis spinosa L.*
AN	*Plantago coronopus L.*
??	*Plantago major ssp. winteri (Wirtg. ex Geisenh.) W. Ludw.*

Forts. Tab. 5.10: Referenzarten der Brack- und Salzmarsch aus ARENS (2006)	
Abundanz	**Zone / Art**
X	*Poa humilis Ehrh. ex Hoffm.*
X	*Poa trivialis L. ssp. trivialis*
X	*Ranunculus repens L.*
X	*Rumex crispus L.*
AN	*Sagina maritima G. Don*
AN	*Sagina nodosa (L.) Fenzl*
X	*Taraxacum officinale agg.*
AN	*Trifolium fragiferum L. ssp. fragiferum*
X	*Trifolium pratense L.*
X	*Trifolium repens L.*
	Brackmarsch
AN	*Alopecurus bulbosus Gouan*
X	*Alopecurus geniculatus L.*
AN	*Apium graveolens L.*
AN	*Blysmus rufus (Huds.) Link*
X	*Chenopodium glaucum L.*
X	*Chenopodium rubrum L.*
AN	*Cotula coronopifolia L.*
X	*Festuca arundinacea Schreb. ssp. arundinacea*
X	*Inula britannica L.*
X	*Juncus articulatus L.*
X	*Juncus bufonius L.*
X	*Juncus ranarius Perr. et Son.*
AN	*Juncus maritimus Lam.*
AN	*Oenanthe lachenalii C.C. Gmel.*
X	*Potentilla anserina L.*
AN	*Ranunculus sardous Crantz*
X	*Ranunculus sceleratus L.*
AN	*Triglochin palustre L.*
	Brackröhrichte
AH	*Phragmites australis (Cav.) Trin. ex Steud.*
AH	*Bolboschoenus maritimus (L.) Palla*
AH (Inseln) / AN (Festland)	*Eleocharis uniglumis (Link) Schult.*
AH (Inseln) / AN (Festland)	*Schoenoplectus tabernaemontani (C. C. Gmel.) Palla*

Tab. 5.11 und Tab. 5.12 zeigen den Vorschlag für ein Bewertungsschema der in den Brack- und Salzmarschen der Festlandküste und Inseln vorkommenden Arten nach ARENS (2006). Grundgedanke ist, das Vorkommen der Arten mit hoher (AH) und niedrigerer Abundanz (AN), sowie der Arten, die auch außerhalb der Salzmarschen verbreitet sind (X), in jeder Vegetationszone anhand der angegebenen Kriterien mit Punkten zu bewerten. Die Stetigkeit der Arten wird dabei in Anlehnung an die DAFOR-Skala (s Tab. 5.14) betrachtet. Die Dominanz einzelner Arten wird als wertmindernd angesehen.

Nach diesem Bewertungsschema erreichen die Arten mit hoher Abundanz (AH, s. Tab. 5.9) je Zone maximal 10 Punkte, die Vorkommen der seltenen Arten (AN) bekommen an der Festlandküste maximal 6 Punkte, sie werden mit doppelter Punktzahl je Art gewertet. Die „X"-Arten erhalten bei Anwesenheit jeweils einen Punkt, sofern sie nicht dominant auftreten, insgesamt sind für die Küste hier 4 Punkte je Zone möglich. Die Arten der Brackmarsch sollen in den Küstengewässern über Sonderpunkte berücksichtigt werden wie in Tab. 5.11 dargestellt. Für die Salzmarschen der Inseln ist ein weiter gefasstes Arteninventar zu erwarten. Zu ihrer Bewertung wurden daher andere Kriterien aufgestellt und es ergeben sich höhere Punktzahlen, wobei wiederum zwischen älteren und jüngeren Inseln zu unterscheiden ist (s. Tab. 5.12).

Der Vorschlag zur Einteilung der Klassengrenzen für Inseln und Festland der Küsten- und Übergangsgewässer ist in Tab. 5.13 nach ARENS (2006) dargestellt. Die vorgestellten Bewertungskriterien und die Zuordnung der Punkte sollten jedoch anhand von Praxistests überprüft werden.

Tab. 5.11: Vorschlag zur Bewertung der Artenzusammensetzung für die Küste aus ARENS (2006)
AH = Arten mit hoher Abundanz
AN = Arten mit niedrigerer Abundanz
X = Arten, die auch außerhalb von Salzmarschen verbreitet sind
Pkt. = Punkte, gibt die jeweils erreichbaren Punkte an

	sehr gut	Pkt.	gut	Pkt.	mäßig	Pkt.	unbefr.	Pkt.	schlecht	Pkt.
Pionierzone	• mind. 3 AH, davon 1 häufig – regelm.	10	• 3 AH	8	• 2 AH	6	• 1 AH	4	• 0	0
Untere Salzmarsch	• mind. 7 AH, davon 2 häufig – regelm.	10	• 6 AH, davon 2 häufig – regelm.	8	• 5 AH, davon 1 häufig – regelm.	6	• 4 AH	4	• 3 AH	2
	• mind. 1 AN	2	• 1 AN	2	• 0 AN	0	• 0 AN	0	• 0 AN	0
Mittlere + Hohe Salzmarsch	• mind. 7 AH, davon 2 häufig – regelm.	10	• 6 AH, davon 1 häufig – regelm.	8	• 5 AH	6	• 4 AH	4	• 3 AH	2
	• mind. 3 AN	6	• 2 AN	4	• 2 AN	4	• 1 AN	2	• 0 AN	0
	• mind. 4 X	4	• 3 X	3	• 2 X	2	• 1 X	1	• 0 X	0
Gesamtpunkte (KG)	- -	42	- -	33	- -	24	- -	15	- -	4
Brackmarsch	• mind. 2 AH, davon 2 häufig – regelm.	10	• 2 AH, davon 1 häufig – regelm.	8	• 2 AH	6	• 1 AH	4	• 0 AH	0
	• mind. 2 AN	4	• 1 AN	2	• 1 AN	2	• 0 AN	0	• 0 AN	0
	• mind. 3 X	3	• 2 X	2	• 1 X	1	• 0 X	0	• 0 X	0
Gesamtpunkte (ÜG)	- -	59	- -	45	- -	33	- -	19	- -	4

Tab. 5.12: Vorschlag zur Bewertung der Artenzusammensetzung für die Inseln aus Arens (2006)
G = Arten mit hoher Abundanz
S = Arten mit niedrigerer Abundanz
X = Arten, die auch außerhalb von Salzmarschen verbreitet sind

	sehr gut	Pkt.	gut	Pkt.	mäßig	Pkt.	unbefr.	Pkt.	schlecht	Pkt.
Pionierzone	• mind. 4 AH, davon 1 häufig - regelmäßig	10	• 4 AH	8	• 3 AH	6	• 2 AH	4	• 1 AH	0
Untere Salzmarsch	• mind. 8 AH, davon 2 häufig – regelm.	10	• 7 AH, davon 2 häufig – regelm.	8	• 6 AH, davon 1 häufig – regelm.	6	• 5 AH	4	• 4 AH	2
	• mind. 1 AN	2	• 1 AN	2	• 0 AN	0	• 0 AN	0	• 0 AN	0
Mittlere+Hohe Salzmarsch	• mind. 8 AH, davon 2 häufig – regelm.	10	• 7 AH, davon 1 häufig – regelm.	8	• 6 AH	6	• 5 AH	6	• 4 AH	4
	• mind. 10 AN	20	• 8 AN	16	• 6 AN	12	• 4 AN	8	• 3 AN	6
	• mind. 9 X	9	• 7 X	7	• 5 X	5	• 3 X	3	• 2 X	2
Gesamtpunkte (jüngere Inseln)	- -	61	- -	49	- -	35	- -	25	- -	14
Brackmarsch	• mind. 3 AH	10	• 2 AH	8	• 1 AH	6	• 0 AH	0	• 0 AH	0
	• mind. 5 AN	10	• 4 AN	8	• 3 AN	6	• 2 AN	4	• 1 AN	2
	• mind. 5 X	5	• 4 X	4	• 3 X	3	• 2 X	2	• 1 X	1
Gesamtpunkte (ältere Inseln)	- -	86	- -	69	- -	50	- -	31	- -	17

Tab. 5.13: Klassengrenzen der erreichten Punktzahlen für das Qualitätskriterium „Vorkommen charakteristischer, seltener und weiterer Arten“ für die Wasserkörper der FGE Elbe, Weser und Ems nach ARENS (2006)

	sehr gut	gut	mäßig	unbefriedigend	schlecht
Festlandküste: Küstengewässer	≥ 42	41 – 33	32 – 24	23 – 15	< 15
Festlandküste: Übergangsgewässer	59	58 – 45	44 – 33	32 – 19	< 19
Ältere Inseln	86	85 – 69	68 – 50	49 – 31	< 31
Jüngere Inseln	≥ 61	60 – 49	48 – 35	34 – 25	< 25

Tab. 5.14: Häufigkeitsklassen in Anlehnung an die „DAFOR Skala“ (JNCC, 2004) aus ARENS (2006)

Dominant - **d**ominant -	Die Art kommt mit über 60% Stetigkeit vor, und die Deckung liegt bei über 50%
Häufig - **a**bundant -	Die Art kommt mit über 60% Stetigkeit vor, und die Deckung liegt unter 50%
Regelmäßig - **f**requent -	Die Art weist eine Stetigkeit von 41-60% auf
Gelegentlich - **o**ccasional -	Die Art weist eine Stetigkeit von 21-40% auf
Selten - **r**are -	Die Art weist eine Stetigkeit von > 0-20% auf

5.3.1.5 Bewertung des ökologischen Potentials im Teilbereich „Unterweser“

Das Übergangsgewässer (NEA11) der Weser umfasst den gesamten oligo- und mesohalinen Bereich und einen Großteil des polyhalinen Bereichs der tidebeeinflussten Weser. Es ist somit geprägt von einem in nördlicher Richtung zunehmenden Salzgehalt. Für die Bewertung der Röhrichte, Brack- und Salzmarschen erscheint es sinnvoll, diesen Wasserkörper in zwei Bereiche zu unterteilen (ARENS 2006): Der Bereich der Außenweser deckt den nördlichen Teil des Wasserkörpers bis Nordenham / Bremerhaven ab und beinhaltet den β-mesohalinen und polyhalinen Bereich der Weser. Er wird mit denselben Bewertungsverfahren betrachtet, wie die übrigen Wasserkörper des Bearbeitungsgebietes. Für das Gebiet der Unterweser, den oligo- und α-mesohalinen Bereich der Weser, in dem keine Salzmarschen mehr auftreten, wird ein eigenes Verfahren vorgeschlagen. Neben der Flächenausdehnung der Vorländer (potentiell überflutbare Fläche), kann nach ARENS (2006) die Qualität dieser Flächen über den Flächenanteil naturraumtypischer und naturnaher Biotoptypen bewertet werden. Weiterhin sollen Ausprägung und Qualität der Röhrichtstreifen an den Ufern der Weser über die Betrachtung der Röhrichtbreiten und weiterer artenbezogener Parameter in die Bewertung einbezogen werden. Hierzu liegt von STILLER (2005) ein Bewertungsverfahren für die Makrophyten (Angiospermen) vor, das gemäß EG-WRRL für die Tideelbe konzipiert wurde. Dieses Verfahren, der **Standort-Typieindex-Makrophyten, STI_M** bewertet das ökologische Potential der Tideelbe (hmwb) anhand der Parameter Zusammensetzung und relative Abundanz der Arten sowie Ausdehnung, Vegetationszonierung und Vitalität des Röhrichtstreifens. Mit diesem Index könnte die Bewertung der Röhrichtbreiten um die Bewertung der Qualität ergänzt werden. Der Wasserkörper NEA11-Weser wurde nach der Bestandsaufnahme 2004 vorläufig als „erheblich verändertes Gewässer“ ausgewiesen (EG-WRRL-BERICHT 2005). Irreversible Veränderungen sind aus diesem Grund als gegeben hinzunehmen und die spezifischen Nutzungen bei der Ermittlung des „höchsten ökologischen Potentials“ ohne signifikante Einschränkungen zu gewährleisten (CIS-AG 2.2 2002). Im Folgenden wird dementsprechend von einer Beibehaltung der im Untersuchungsgebiet vorliegenden Nutzungen ausgegangen.

5.3.1.5.1 Fläche der Röhrichte, Brack- und Salzmarschen (Unterweser)

Die Bewertung des Flächenparameters soll für den Teilbereich Unterweser in derselben Weise geschehen, wie unter Kapitel 5.3.1.1 für die übrigen Gebiete beschrieben. Sowohl die Wasserfläche, als auch das sich anschließende Land bis zu den Weserdeichen unterlagen im Bereich der Unterweser seit 1650 stetigen Einengungen. Der weite Raum, den die Unterweser mit ihren Nebenarmen um 1650 noch einnahm, wurde in den folgenden Jahrhunderten durch Eindeichungen und Trockenlegungen wesentlich reduziert. Dennoch zeigte die Weser vor den ersten Weserkorrektionen noch einen weitgehend naturnahen Verlauf, so dass als Flächenreferenz der Zustand von 1860 gewählt

wurde. Auch wenn große Bereiche der beidseitig der Weser gelegenen Vorlandflächen bereits in früheren Jahrhunderten eingedeicht worden waren, wurde zu dieser Zeit die landwirtschaftliche Nutzung noch nicht intensiv betrieben, und entlang der Weser sowie seiner Nebenarme befanden sich ausgedehnte Röhrichtbestände (ARENS 2006). Ein höherer relativer Vorlandanteil als für 1860 beschrieben erscheint unter den heutigen Bedingungen mit festgelegten Weserdeichen nicht sinnvoll, da dies zwangsläufig eine weitere Einengung des Flussbettes bedeuten würde.

5.3.1.5.2 Biotoptypen der Vorländer im Bereich Unterweser

Um die Qualität der vorhandenen Vorlandflächen auf der Ebene der Habitate/Ökotope (nach YSEBAERT & HERMAN 2004, s. Kapitel 5.3.2.) zu bewerten, können nach ARENS (2006) die im Gebiet vorkommenden Biotoptypen verwendet werden. Zur Ermittlung des höchsten ökologischen Potentials stellt Arens (2006) in Anlehnung an CLAUS et al. (1994) unter Einbeziehung von Daten der Biotoptypenkartierung 2004 nach JANOWSKY & GÄHLER (2006) eine Liste naturraumtypischer Biotoptypen als Leitbild zusammen, die unter naturnahen Bedingungen im Bereich der Unterweser vorhanden sein sollten. Ausschließlich die von Pflanzen bewachsenen Biotoptypen der Vorländer wurden dabei berücksichtigt. Folgende Biotoptypen sind in diesem Leitbild nach ARENS (2006) enthalten:

- natürliche Ufervegetation (Röhrichte, Pioniervegetation der Uferbereiche)
- artenreiches Extensivgrünland mäßig feuchter bis mäßig trockener Standorte
- artenreiches Feucht- und Nassgrünland
- Magerrasen
- Quellerwatt und Salzwiesen
- Auenwälder

Die jeweiligen Flächenanteile der zu diesem Leitbild zählenden Biotoptypen zu ermitteln, lag nicht im Rahmen der Auftragsstudie von ARENS (2006). Aus diesem Grund wurde pragmatisch eine Bewertung anhand des summierten Flächenanteils aller zum Leitbild zählenden Biotoptypen an der Gesamtfläche durchgeführt. Das maximale ökologische Potential wird dabei in einer vollständigen Einnahme der Vorlandflächen von den natürlichen und naturnahen Biotoptypen des Leitbildes gesehen. Davon ausgehend wurden die Klassengrenzen in Schritten von jeweils 25 % gesetzt (s. Tab. 5.15).

5.3.1.5.3 Bewertung des Röhrichtstreifens

Der Röhrichtgürtel bildet den Übergangsbereich von der Wasserfläche zur Aue, auf den besonderes Augenmerk gerichtet werden soll. Röhrichtgürtel beherbergen arten- und individuenreiche Epiphyten bzw. Epizoen, die vielfach als Nahrung für Fische dienen, insbesondere für Jungfische. Für viele Vögel bildet das Röhricht den nahezu ausschließlichen Brutplatz und den bevorzugten Lebensraum. Ein intakter Röhrichtsaum trägt außerdem zur Reinhaltung des Wassers durch direkte Aufnahme von Nährstoffen und Schadstoffen bei. Die Wurzeln und Rhizome festigen den Unterboden, und die widerstandsfähigen, elastischen Halme mindern die erodierende Kraft des bewegten Wassers, sofern sie nicht dem starken, durch Schiffe hervorgerufenen Wellenschlag ausgesetzt sind (HEINRICH & MÜHLNER 1981). Die Röhrichte, die gegen Ende des 20. Jh. an der Unterweser einen fast durchgehenden Schilfgürtel ausgebildet hatten (IBL 1990), wurden im Lauf des letzten Jahrhunderts streckenweise stark dezimiert (IBL 1990, HEINRICH & MÜHLNER 1981 in ARENS 2006).

Tab. 5.15: Maximales Ökologisches Potential (MÖP) und Klassengrenzen für den Parameter „Flächenanteil der Biotoptypen des Leitbildes an der Gesamtfläche des Weservorlandes“ für den Bereich NEA11-Weser, Unterweser nach ARENS (2006)

Qualitätskriterium	Maximales ÖP	gut	mäßig	unbefriedigend	schlecht
Anteil der Biotoptypen des Leitbildes an der Gesamtfläche	≥ 100 %	99 – 75 %	74 – 50 %	49 – 25 %	< 25 %

Ursache für den Rückgang des Röhrichts sind nach IBL (1990) die Auswirkungen der Weserkorrektionen und -vertiefungen, die Neuanlage von Industriesiedlungen und Bebauung, die Erweiterung der landwirtschaftlichen Nutzfläche sowie die Verlegung der Deiche. Auch das Zuschütten von Altarmen führte zum Rückgang der Röhrichte (HEINRICH & MÜHLNER 1981). Die Vertiefungen der Unterweser wirken sich direkt auf die Ufer aus, indem mit zunehmender Tiefe und gleichzeitiger Einengung des Flussbettes (höherer Tidenhub, stärkere Strömung) die Ufer stärker der Gefahr des Abrutschens ausgesetzt werden, wobei Wellenschlag und Sogwirkung vorbeifahrender Schiffe die Belastungen des Ufers und damit des Röhrichts noch verstärken können. Aus diesem Grund wurden örtlich Vorspülungen durchgeführt, was die Besiedlung mit röhrichtbildenden Arten ebenfalls stark einschränkt. Wegen der derart erschwerten Verhältnisse (steiles Ufer, Wellenschlag, Sogwirkung der Schiffe) werden die Uferbereiche nur langsam besiedelt und durch Vorspülungen z.T. wieder vernichtet (IBL 1990). Die Eutrophierung zeigt hingegen nicht die vielfach gefürchteten Auswirkungen auf die Röhrichte, sie kommt aber als allgemeiner Stressfaktor unter anderweitig ungünstigen Umständen in Betracht (IBL 1990).

ARENS (2006) schlägt eine flächendeckende Bewertung des Röhrichstreifens über dessen Breite vor, ein Vorschlag, der an dieser Stelle kurz dargestellt, aber nicht diskutiert wird. Als Grundlage für das maximale ökologische Potential werden große, ausgedehnte Röhrichtgürtel im Uferbereich angesehen, so wie sie auch jetzt noch in Teilbereichen entlang der Weser und ihrer Nebenarme vorkommen, und wie sie Anfang des 20. Jh. noch wesentlich stärker vertreten waren (Arens 2006). Entlang der Weser können nach Arens (2006) Röhrichtbreiten von über 800m erreicht werden (Strohauser Plate). Für den Bereich der Tideelbe unterhalb Hamburgs gibt Stiller (2005a) Röhrichtbreiten von mindestens 20m, meist 30–50m an. In Anlehnung an die Arbeit von Stiller (2005a) werden von Arens (2006) für die Unterweser Mindestbreiten von Röhrichten festgelegt und entsprechend klassifiziert (s. Tab. 5.16). Der prozentuale Anteil der Uferstrecken entsprechender Röhrichtbreiten an der Gesamtuferlinie wird als Faktor für die weitere Berechnung eingesetzt, indem er mit den jeweils zugehörigen Punkten verrechnet wird (z.B. bei 44% Uferlinie mit einer Röhrichtbreite >75m entsprechend der höchsten Wertstufe von 5 Punkten wird die Punktzahl (5) mit dem Faktor 0,44 multipliziert). Die einzelnen Ergebnisse werden addiert und den jeweiligen Klassen des ökologischen Potentials zugeordnet (Tab. 5.16). Das Bewertungskonzept für den Teilbereich Unterweser kann an dieser Stelle nicht abschließend dargestellt werden, es ist ARENS (2006) zu entnehmen. Die Bewertung der Röhrichtbreiten nach ARENS (2006) könnte z.B. durch den **Standort-Typieindex-Makrophyten (STI_M)** um eine qualitative Komponente erweitert werden. Die Breite der Röhrichte würde dabei doppelt betrachtet, allerdings berücksichtigt der Vorschlag von ARENS (2006) die Fläche des gesamten Uferstreifens, während der **STI_M** nur stichpunktartig erhobene Daten verwendet.

Tab. 5.16: Klassifikationsschema für den Parameter „Röhrichtbreite“ des Teilgebietes Unterweser, nach ARENS (2006)

	Maximales ÖP	gut	mäßig	unbefriedigend	schlecht
Röhrichtbreite (m)	≥75	<75 - 50	<50 – 25	<25 - 10	<10
Punktzahl für Faktorberechnung für die Teilabschnitte der Uferlinie	5	4	3	2	1
Klassengrenzen für den Parameter Röhrichtbreite, bezogen auf die gesamte Uferlinie des Teilgebiets Unterweser	≥4,5	<4,5 – 3,5	<3,5 – 2,5	<2,5 – 1,5	<1,5

5.3.2 Zusammenführung der Bewertung der Einzelparameter zu einer Gesamtbewertung für Röhrichte, Brack- und Salzmarschen

Werden für einen Wasserkörper mehrere Untergebiete getrennt betrachtet und bewertet, wie z.B. im Fall der Vorlandfläche für die Inseln und die Festlandsküste, sollte zunächst die Bewertung des jeweiligen Parameters je Wasserkörper berechnet werden. Die Werte des Ecological Quality Ratio nach EG-WRRL (EQR-Werte) zu vorliegenden Messwerten und Ergebnissen können durch lineare Interpolation berechnet werden (siehe Formel). Die so bestimmten EQR-Werte der Teilgebiete können anschließend miteinander verrechnet werden. Der EQR ist eine von der EG-WRRL vorgeschriebene Größe mit Werten von 0 – 1, in die die Bewertungen aller Qualitätskomponenten letztlich zu überführen sind. Die EQR-Werte sind wie in Tab. 5.17 dargestellt den fünf ökologischen Zustandsklassen nach EG-WRRL zuzuordnen. Damit ein Wasserkörper für einen Parameter insgesamt einen guten Zustand bzw. ein gutes Potential erreichen kann, sollte sich jedoch keines der Teilgebiete in einem Zustand befinden, der schlechter als mäßig ist. Anderenfalls wäre der Parameter für diesen Wasserkörper insgesamt als mäßig zu bewerten.

Die Zusammenführung der einzelnen Parameter zu einer Gesamtbewertung für Röhrichte, Brack- und Salzmarschen wird über die Verrechnung der auf der Parameterebene ermittelten EQR-Werte durchgeführt. Der Konzeption einer Gesamtbewertung kann dabei das ebenenbezogene Konzept zur Bewertung von Ökosystemen nach YSEBAERT & HERMAN (2004) hilfreich zugrunde gelegt werden. Wie bei ADOLPH & PETRI (2005) sowie auch im Kapitel 6 (Makrozoobenthos) dieses Berichtes näher ausgeführt, basiert dieses Modell auf der Bewertung von Systemeigenschaften auf drei qualitativ unterschiedlichen Ebenen. Während die Gesamtfunktion des Systems auf der übergeordneten, der Systemebene, betrachtet wird, liegt das Augenmerk auf der zweiten und dritten Ebene auf der Vollständigkeit, Flächenausdehnung und Verteilung der zu erwartenden Ökotope bzw. auf der ökologischen Qualität innerhalb dieser Ökotope (s. Tab. 5.18). Die in Kapitel 5.3.1 vorgeschlagenen Parameter zur Bewertung der Röhrichte, Brack- und Salzmarschen können dieses Modell wie in Tab. 5.18 dargestellt, ausfüllen und dementsprechend in die Gesamtbewertung eingehen.

Formel zur linearen Interpolation von EQR-Werten:

$$EQR_{Messwert} = Obergrenze_{EQR-Klasse} - \frac{(Messwert - Obergrenze_{Klassenwert})}{(Untergrenze_{Klassenwert} - Obergrenze_{Klassenwert})} * 0{,}2$$

Tab. 5.17: Zuordnung der EQR-Werte zu den fünf ökologischen Zustandsklassen hier exemplarisch für das Qualitätskriterium „Flächenausdehnung der Röhrichte, Brack- und Salzmarschen". Für Messwerte, die in der Zustandsklasse „sehr gut" liegen, wird der Wert der Untergrenze verdoppelt, um eine Obergrenze zu erhalten, mit der interpoliert werden kann.

	EQR	Klassengrenze	Salzmarschfläche
sehr gut	1,0-0,8	Obergrenze - Untergrenze	≥ 100%
gut	< 0,8 - 0,6	Obergrenze - Untergrenze	99 - 75%
mäßig	< 0,6 - 0,4	Obergrenze - Untergrenze	74% - 50%
unbefriedigend	< 0,4 - 0,2	Obergrenze - Untergrenze	49% - 25%
schlecht	< 0,2 - 0,0	Obergrenze - Untergrenze	25 - 0%

Tab. 5.18: Das ebenenbezogene Konzept zur Bewertung von Ökosystemen nach YSEBAERT & HERMAN (2004) und Übersicht der im Rahmen dieser Studie nach ARENS (2006) vorgeschlagenen bzw. getesteten Bewertungsparameter.

Systemebene	Ebene der Habitate / Ökotope	Habitatinterne Ebene
Gesamtfunktion des Systems z.B. Filter- und Pufferfunktion des Ästuars in den Schadstoff-, Kohlenstoff- und Nährstoffwegen zwischen Land und See.	**Vollständigkeit der** nach morpho- und hydrodynamischen Gesichtspunkten zu erwartenden **Habitate / Ecotope** **Flächenausdehnung** und **Verteilung** der Habitate / Ecotope	**Ökologische Qualität der einzelnen Ökotope** über Indikatoren für den Einfluss unterschiedlicher Stressoren, z.B. lokale, biogeochemische, …
NEA4-Ems, NEA2-Ems, NEA2-Jade, NEA4-Weser, NEA4-Elbe, Außenweser (NEA11-Weser)		
Fläche der Röhrichte, Brack- und Salzmarschen	Zonierung der Vegetation (Flächenanteile der Vegetationszonen P, U, O, B)	Ausgewogenes Verhältnis der Vegetationstypen Vollständige Repäsentanz lebensraumtypischer Pflanzenarten
Unterweser (NEA11-Weser)		
Fläche der Röhrichte, Brack- und Salzmarschen	Biotoptypen der Vorländer (Flächenanteil PNV)	Breite des Röhrichtgürtels evtl. STI_M

5.3.3 Validierung des Bewertungsansatzes anhand vorliegender Daten für Röhrichte, Brack- und Salzmarschen

5.3.3.1 Fläche der Röhrichte, Brack- und Salzmarschen

Grundlage für die Berechnung der historischen Salzmarschenflächen, wie sie von ARENS (2006) vorgenommen wurden, sind die Karten von HOMEIER (1964, 1969a-e, 1972, 1974, 1982a+b, 1983, alle in ARENS 2006), die im Maßstab 1:50.000 vorliegen. Digitalisierte Fassungen dieser Karten, Voraussetzung für die Flächenberechnungen mittels Arc View, lagen bis Ende der Projektlaufzeit nur für die Jahre 1750 und 1860 vor, die historisch ältesten Daten (1650) konnten nur exemplarisch für NEA4-Elbe digitalisiert und berechnet werden. Dem Augenschein nach gingen jedoch die Flächenausdehnungen der Salzmarschen 1650 in den meisten Wasserkörpern über das für 1750 dokumentierte Ausmaß hinaus. Dies bleibt dringend zu überprüfen, da die Referenz aus der maximalen seit 1600 belegten Salzmarschfläche herzuleiten ist. Die Daten zum aktuellen Zustand der Röhrichte, Salz- und Brackwiesen stammen aus der Biotoptypenkartierung 2004 von NATURE-CONSULT (2006), die im Auftrag der Nationalparkverwaltung Niedersächsisches Wattenmeer (NLP-V) durchgeführt wurde.

Ob in den historischen Karten auch die Pionierzone zum Vorland gezählt wurde, ist den Quellen nicht zu entnehmen, es wird aber davon ausgegangen, dass dies nicht der Fall war. Daher wird auch für die aktuellen Erhebungen (aus der Biotoptypenkartierung 2004) die Pionierzone getrennt dargestellt und in die Berechnung der Flächen nicht einbezogen (s. Tab. 5.18). Die Pionierpflanze *Spartina* (Schlickgras) war in früheren Jahrhunderten nicht vorhanden, sie wurde erst 1927 in das Bearbeitungsgebiet eingebracht. Zwar wächst *Spartina* im Bearbeitungsgebiet heute überwiegend im Bereich der wattnahen Pionierzone, sie kann aber ebenso wie einige der zur Pionierzone zählenden Queller- und Sodenbestände auch innerhalb der Salzwiesen Bestände ausbilden. Prinzipiell sollten diese „internen" Pionierstandorte mit zur Salzmarschfläche gerechnet werden. Da diese Flächen aus den vorliegenden Daten nicht ohne größeren Aufwand separiert werden können und der größte Anteil der Schlickgras- und Quellerbestände im Bereich der wattnahen Pionierzone wächst, wurden diese Standorte im Rahmen dieser Studie insgesamt nicht in die Flächenberechnung einbezogen. Um exaktere Daten über die Ausdehnung der Salzmarschfläche zu erhalten, müssten die innerhalb der Salzwiesen gelegenen Pionierstandorte im GIS in einem Folgeprojekt separiert werden, insbesondere sollte auch bei zukünftigen Vegetationsaufnahmen in dieser Weise vorgegangen werden.

Tab. 5.19: Herleitung der Referenzen (dunkelblau) für Salz- und Brackmarschflächen aus den größten prozentualen Flächenanteilen der Salzwiesenfläche an den Wasserkörpern der FGE Elbe, Weser und Ems nach Daten der Jahre (1650), 1750 und 2004 (hellblau). Daten: HOMEIER 1964, 1969a-e, 1972, 1974, 1982a+b, 1983, IFAUM, 2005, NATURE-CONSULT 2006, sämtlich aus ARENS (2006)

1) = Salzwiesenfläche sowie Grünland des Festlands ohne Priele der Inseln (bis auf Minsener Oog, Mellum, Nigehörn und Scharhörn) sowie ohne Pionierzone und ohne Salzmarsch und Grünland innerhalb der Sommerpolder. Innerhalb der Sommerpolder befinden sich zusätzlich für NEA4-Ems: 25 ha Salzmarsch, 291 ha Grünland, NEA2-Ems: 11 ha Salzmarsch, 127 ha Grünland, NEA2-Jade: 1 ha Salzmarsch, 37 ha Grünland, NEA11-Weser (Außenweser): 17 ha Salzmarsch, 346 ha Grünland, NEA4-Weser: 14 ha Salzmarsch, 589 ha Grünland, NEA4-Elbe : 84 ha Salzmarsch. In den historischen Karten wurden die großen Priele nicht zum Vorland gerechnet. Dies entspricht in etwa auch der Erfassung aus 2004. Überwiegend kleine Priele wurden zum Vorland gerechnet (insgesamt für die gesamte Festlandsküste 162 ha).

2) = Flächengröße des Spartina anglica Typus, enthalten in der Pionierzone (Inseln/ Küste)

Gewässertyp	Historischer Zustand						Aktuelle Salzwiesenfläche		
	1650		1750		1860		2004[1)]		Referenzzustand
	%	ha	%	ha	%	ha	%	ha	ha
NEA4-Ems									
Inseln	k.A.	k.A.	1,15	673	1,57	880	2,88	1505	1505
Küste	k.A.	k.A.	2,24	1304	1,19	663	2,56	1334	1334
Gesamt	k.A.	k.A.	3,39	1977	2,76	1542	5,44	2839	2839
dazu Pionierzone [2)]								492 (63/70)	
dazu Sommerpolder								317	
NEA2-Ems									
Inseln	k.A.	k.A.	1,66	518	2,23	627	4,74	1253	1253
Küste	k.A.	k.A.	4,71	1465	4,04	1137	1,78	471	1245
Gesamt	k.A.	k.A.	6,37	1983	6,26	1764	6,5	1723	2498
dazu Pionierzone [2)]								395 (47/31)	
dazu Sommerpolder								138	
NEA26-Weser									
Inseln	k.A.	k.A.	0,18	89	0,15	74	0,6	271	271
Küste	k.A.	k.A.	5,15	2580	4,68	2263	5,0	1984	2232
Gesamt	k.A.	k.A.	5,33	2669	4,83	2337	5,5	2260	2503
dazu Pionierzone [2)]								321 (3/50)	
dazu Sommerpolder								38	
NEA4-Weser									
Gesamt	k.A.	k.A.	3,04	725	2,83	673	0,9	212	717
dazu Pionierzone [2)]								69 (69)	
dazu Sommerpolder								604	
NEA11-Weser (Aussenweser)									
Gesamt	k.A.	k.A.	8,60	1713	6,57	1304	3,7	704	1643
dazu Pionierzone [2)]								97 (62)	
dazu Sommerpolder								364	
NEA4-Elbe									
Inseln	2,8	352	2,25	280	1,53	191	0,8	95	344
Küste	2,8	350	1,39	173	0,42	52	0,6	76	342
Gesamt	5,6	702	3,63	454	1,95	243	1,4	171	686
dazu Pionierzone [2)]								100 (8/18)	
dazu Sommerpolder								84	

Die innerhalb der Wasserkörper vorhandene Überflutungsfläche wurde gegenüber den historisch dokumentierten Zuständen im Lauf der Zeit zunehmend eingeengt, eine Tatsache, die in dem hier angewandten Bewertungssystem als gegeben hingenommen wird. Um die Entwicklung der Salz- und Brackmarschflächen im Lauf der Zeit vergleichbar darzustellen, und zur Herleitung der Referenz wird daher der prozentuale Flächenanteil an der Überflutungsfläche des Wasserkörpers betrachtet (s. Kap. 5.3.1.1). Wie sich herausstellte, hat der prozentuale Salz- und Brackmarschanteil für alle Wasserkörper im Zeitraum von 1750 bis 1860 abgenommen, so dass die Daten aus 1860 grundsätzlich nicht zur Ermittlung der Referenzsituation geeignet sind. Dementsprechend werden die aus den vorliegenden Daten für 1750 (bzw. für NEA4-Elbe exemplarisch für 1650) berechneten Flächenanteile auf die heutigen Wasserkörper bezogen und zur Herleitung der Referenzen für die Salzwiesenflächen verwendet (in Tab. 5.18 dunkelblau markiert). In einigen Wasserkörpern lag im Jahr 2004 der größte bisher dokumentierte Flächenanteil an Salzmarschen vor, in diesen Fällen bildet dann der aktuelle Bestand die Referenz (s. Tab. 5.18). Die Auswertung der Daten ergab außerdem, dass sich die Situation für die meisten Inseln anders als für die Festlandküste darstellt, die beiden Bereiche entwickeln sich also unterschiedlich. Zudem können die Salzmarschen der Inseln und der Vorländer unterschiedliche Funktionen im System ausfüllen. Aus diesen Gründen werden in den Tab. 5.20 und Tab. 5.21 die Inseln und Festlandsalzwiesen für jeden Gewässertyp getrennt berechnet und dargestellt. Wie Tab. 5.18 zeigt, nahmen im Zeitraum von 1750 bis 2004 die Insel-Salzmarschen der Wasserkörper NEA4-Ems, NEA2-Ems und NEA2-Jade ebenso wie die Festlandssalzmarschen des Gewässertyps NEA4-Ems an Fläche zu. Die übrigen Brack- und Salzmarschen haben dagegen z. T. erheblich an Fläche verloren.

Nach DIJKEMA et al. (2005) liegen gegenwärtig die prozentualen Flächenanteile der Salzmarschen an den Überflutungsflächen der Wasserkörper zwischen 7,5 – 14% bei günstigen Auflandungsbedingungen bzw. wenigen Eindeichungen (Dänisches Wattenmeer, Dollart, Westerschelde, Wash) und 1,5 – 4% bei ungünstigen Auflandungsbedingungen bzw. vielen Eindeichungen (Wattenmeer von Schleswig-Holstein, Niedersachsen und den Niederlanden; Osterschelde). Nach den von ARENS (2006) durchgeführten Berechnungen liegen die Werte für die einzelnen Wasserkörper im Bearbeitungsgebiet für 2004 zwischen 0,9% und 6,5% und kennzeichnen damit Wasserkörper mit ungünstigen Auflandungsbedingungen bzw. vielen Eindeichungen. Die für das Jahr 1750 berechneten Flächenanteile der Salzmarschen lagen bei 3% bis 8,6% (Tab. 5.18). Für die Niederlande liegen die Werte nach DIJKEMA (1987) für den Zeitraum 1600 – 1800 bei 0,6 – 10,2%.

Anschließend wurden dem Klassifikationssystem in Tab. 5.2 entsprechend, die Klassengrenzen (in ha) für das Qualitätskriterium „Ausdehnung der Röhrichte, Brack- und Salzmarschen" für die Wasserkörper der FGE Elbe, Weser und Ems berechnet (s. Tab. 5.20). Der aktuelle Zustand der Salzmarschfläche in den einzelnen Wasserkörpern findet sich in Tab. 5.21 entsprechend eingestuft.

Tab. 5.20: Klassengrenzen für das Qualitätskriterium „Ausdehnung der Röhrichte, Brack- und Salzwiesen“ für die Wasserkörper der FGE Elbe, Weser und Ems, nach ARENS (2006)

Wasserkörper	sehr gut	gut	mäßig	unbefriedigend	schlecht
Ausdehnung der Röhrichte, Brack- und Salzmarschen in ha					
NEA4 – Ems_Inseln	≥ 1500	< 1500 - 1125	< 1125 - 750	< 750 - 375	< 375
NEA4 – Ems_Küste	≥ 1330	< 1330 - 998	< 998 - 665	< 665 - 333	< 333
NEA2 – Ems_Inseln	≥ 1250	< 1250 - 938	< 938 - 625	< 625 - 313	< 313
NEA2 – Ems_Küste	≥ 1240	< 1240 - 930	< 930 - 620	< 620 - 310	< 310
NEA2 - Jade_Inseln	≥ 270	< 270 - 203	< 203 - 135	< 135 - 68	< 68
NEA2 - Jade_Küste	≥ 2230	< 2230 - 1673	< 1673 - 1115	< 1115 - 558	< 558
NEA4 - Weser	≥ 710	< 710 - 533	< 533 - 355	< 355 - 178	< 178
NEA11 – Weser (Aussenweser)	≥ 1640	< 1640 - 1230	< 1230 - 820	< 820 - 410	< 410
NEA11 – Weser (Unterweser)	≥ 2190	< 2190 - 1643	< 1643 - 1095	< 1095 - 548	< 548
NEA4 - Elbe_Inseln	≥ 340	< 340 - 255	< 255 - 170	< 170 - 85	< 85
NEA4 - Elbe_Küste	≥ 340	< 340 - 255	< 255 - 170	< 170 - 85	< 85

Tab. 5.21: Bewertung des aktuellen ökologischen Zustands (bzw. des ökologischen Potentials für NEA11-Weser) für das Kriterium „Ausdehnung der Röhrichte, Brack- und Salzmarschen“ für die Wasserkörper der FGE Elbe, Weser und Ems nach den in Tab. 5.20 berechneten Klassengrenzen (nach Daten von 2004 aus NATURE-CONSULT 2006). Der ökologische Zustand ist dem Farbcode der EG-WRRL entsprechend markiert (verändert nach ARENS 2006)

NEA4 – Ems		NEA2 – Ems		NEA2 - Jade		NEA4 – Weser	NEA11 -Weser		NEA4 - Elbe		
Inseln	Küste	Inseln	Küste	Inseln	Küste		Aussenweser	Unterweser	Inseln		Küste
1505	1334	1253	471	271	1984	212	704	1970	95	(+84)	76

Die Flächenausdehnung der Salzmarschen (Salzwiesen, Brackmarsch und Grünland außerhalb von Sommerpoldern) wird demnach für die Wasserkörper NEA4-Weser, NEA4-Elbe sowie NEA11-Weser (Außenweser) und die Festlandküste in NEA2-Ems als unbefriedigend bzw. schlecht bewertet (s. Tab. 5.21). Dagegen weisen die Wasserkörper NEA4-Ems und NEA2-Jade sowie die Inseln in NEA2-Ems einen sehr guten bzw. guten ökologischen Zustand auf.

Im Wasserkörper NEA4-Elbe wurde nach ARENS (2006) die Vegetation innerhalb des Sommerpolders von Neuwerk im Jahr 2004 überwiegend als Salz- und Brackmarsch erfasst (IFAUM 2004), und nicht wie in den anderen Sommerpoldern überwiegend als Grünland. Aus diesem Grund sollte die Sommerpolderfläche von 84 ha in diesem Fall evtl. mit zur Salzmarschfläche gerechnet werden. Damit ergäbe sich für die Inseln in NEA4-Elbe eine Fläche von 179 ha Salzmarsch und ein nunmehr mäßiger ökologischer Zustand. Dasselbe Vorgehen, das Einbeziehen der innerhalb der Sommerpolder gelegenen Salz- und Brackmarschen, würde in den Wasserkörpern NEA11-Weser und NEA4-Weser die Bewertungen nicht ändern, mit 17 ha und 14 ha steuern die Sommerpolder hier zu wenig Salz- und Brackmarschfläche bei.

Die unbefriedigenden bzw. schlechten Bewertungsergebnisse für die Wasserkörper NEA4-Weser, NEA11-Weser (Außenweser), NEA4-Elbe und die Festlandküste in NEA2-Ems erscheinen nach ARENS (2006) plausibel. So gingen beispielsweise im Bereich von NEA4- und NEA11-Weser große Salzmarschflächen durch die Anlage von Sommerpoldern verloren, was in NEA4-Weser auch durch die Anlage von Lahnungsfeldern nicht ausgeglichen werden konnte. Im Gebiet von NEA11-Weser verloren die

Salzwiesen infolge von Kantenerosion erheblich an Fläche, ohne dass dieses an anderer Stelle durch Anwachs kompensiert worden wäre. Die Flächenverluste an der Festlandküste des Wasserkörpers NEA2-Ems liegen nach ARENS (2006) vor allem an den Vordeichungen, die zwischen 1750 und 2004 stattfanden, sowie an der Anlage von Sommerpoldern. Ebenso fanden in NEA4-Elbe zwischen 1750 und 2004 Vordeichungen an der Festlandküste statt, die zu Salzwiesenverlusten führten und aufgrund der exponierten Lage nicht durch Anwachs ausgeglichen wurden. Die Insel Neuwerk in demselben Wasserkörper verlor hingegen aufgrund von Abbrüchen bei Sturmfluten an Fläche. Inwieweit sich die touristische Nutzung im Bereich des Festlands über z.B. Sandvorspülungen negativ auf potentielle Salzwiesenneubildungen ausgewirkt hat, bleibt zu prüfen (ARENS 2006), aufgrund der begrenzten Strecken wird diesem Faktor aber eher geringe Bedeutung beigemessen.

Der Teilbereich Unterweser im Wasserkörper NEA11-Weser wird hinsichtlich der Mehrzahl der Parameter einem anderen Bewertungsverfahren unterzogen als der Bereich Außenweser von NEA11-Weser - zu lesen in Kapitel 5.3.1.5. Die Bewertung des Flächenparameters geschieht analog zu dem hier für die übrigen Gebiete durchgeführten Vorgehen, daher werden die Ergebnisse der Flächenbewertung der Übersicht halber auch für den Bereich Unterweser schon in die Tab. 5.20 bis Tab. 5.22 aufgenommen.

Zusammenführung der Bewertung für den Parameter „Fläche" auf Ebene der Wasserkörper

Für die Salzmarschflächen (in ha) der einzelnen Teilbereiche, wie Inseln und Festlandküste, wurden die EQR-Werte berechnet, wie in Kapitel 5.3.2 dargestellt. Da die Salz- und Brackmarschflächen der Inseln und des Festlandes sowie der Unter- und Außenweser als gleichermaßen bedeutend eingeschätzt werden, wurden die EQR-Werte dieser Teilgebiete gleichgewichtet miteinander verrechnet.

Tab. 5.22: Bewertung und EQR-Werte der in den FGE Elbe, Weser und Ems betrachteten Wasserkörper und ihrer Teilbereiche für den Parameter „Fläche der Röhrichte, Brack- und Salzmarschen". Der ökologische Zustand ist dem Farbcode der EG-WRRL entsprechend markiert (Flächen der Salzmarschen nach ARENS 2006).

Wasserkörper	Teilgebiet	Salzmarschfläche (ha)		EQR (Teilgebiet)		EQR (Wasserkörper)	
NEA4 – Ems	Inseln	1505		0,801		0,798	
	Küste	1334		0,795			
NEA2 – Ems	Inseln	1253		0,80048		0,552175	
	Küste	471		0,30387			
NEA2 - Jade	Inseln	271		0,80074		0,756205	
	Küste	1984		0,71167			
NEA4 – Weser	gesamt	212		0,23841		0,23841	
NEA11 -Weser	Aussenweser	704		0,3434		0,5314	
	Unterweser	1970		0,71956			
NEA4 - Elbe	Inseln	95	179	0,2235	0,421	0,20116	0,29991
	Küste	76		0,17882			

5.3.3.2 Zonierung der Vegetation

Im Jahr 1976 wurde eine grobe Erfassung der Vegetationszonierung im Maßstab 1: 100.000 durchgeführt (DIJKEMA 1983a). Zu dieser Zeit wurden allerdings noch große Vorlandbereiche intensiv landwirtschaftlich genutzt, so dass die von dieser Kartierung erfassten Verhältnisse in vielen Bereichen keine Erkenntnisse über einen möglichen Referenzzustand zulassen. Flächendeckende frühere Erfassungen für das Bearbeitungsgebiet liegen nicht vor. Damit stammen die ältesten flächendeckenden Daten, die zu diesem Zeitpunkt über die Vegetationszonierung der Salz- und Brackmarschen an der niedersächsischen Küste zur Verfügung stehen, aus einer Erfassung von 1991 (NLP-V 1994). Sie wurden fünf Jahre nach Gründung des Nationalparks und dem damit verbundenen Beginn von Extensivierungsmaßnahmen erhoben. Abb. 5.1 zeigt die Flächengrößen der Vegetationszonen für die Wasserkörper der FGE Elbe Weser und Ems im Jahr 1991. Die aktuellen Verhältnisse sind anhand von Daten aus dem Jahr 2004 (NATURE-CONSULT, 2006) in Abb. 5.2 dargestellt. Gut zu erkennen sind hier die Abnahme der unteren Salzmarsch und die Zunahme der oberen Salzmarsch innerhalb von 13 Jahren in allen Wasserkörpern. Zu den für die Inseln in NEA4-Ems und NEA2-Ems erhobenen Daten besteht z.T. noch Überprüfungsbedarf, da kleinere Flächen der zu den Brack- und Salzmarschen zählenden Vegetationstypen auch im Bereich von eingepolderten Flächen u. ä. vorkommen. Dem konnte im Rahmen dieser Studie (ARENS 2006) nicht weiter nachgegangen werden.

Die prozentualen Anteile der Vegetationszonen an der Gesamtfläche der vor den Hauptdeichen gelegenen Marschen sind in Abb. 5. für die einzelnen Wasserkörper in den Jahren 1991 und 2004 dargestellt. Die betrachteten Wasserkörper wurden dabei jeweils nach Inseln und Festland unterteilt. Der vergleichsweise hohe Grünlandanteil einiger Gebiete ist nach ARENS (2006) auf große Flächen sommerbedeichter ehemaliger Salzwiesen zurückzuführen, die mittlerweile überwiegend mit Grünlandvegetation bestanden sind. Zu großen Teilen handelt es sich dabei um potentielle Salzwiesenstandorte. Auch im Bereich des Weserästuars befinden sich Ästuarsalzwiesen, die bei den 1991 und 2004 im Auftrag der NLP-V durchgeführten Erfassungen teilweise als Grünland kartiert wurden (NLP-V 1994, NATURE-CONSULT 2006). Bei JANOWSKY & GÄHLER (2006) wurden einige dieser Grünlandflächen dagegen als Salzwiesen der Ästuare bzw. als obere Salzwiese erfasst. Nach ARENS (2006) wäre für diese Bereiche bei einer Aufgabe der bestehenden Nutzung zu erwarten, dass sich hier Brackröhrichte oder andere Brackmarschtypen einstellen würden.

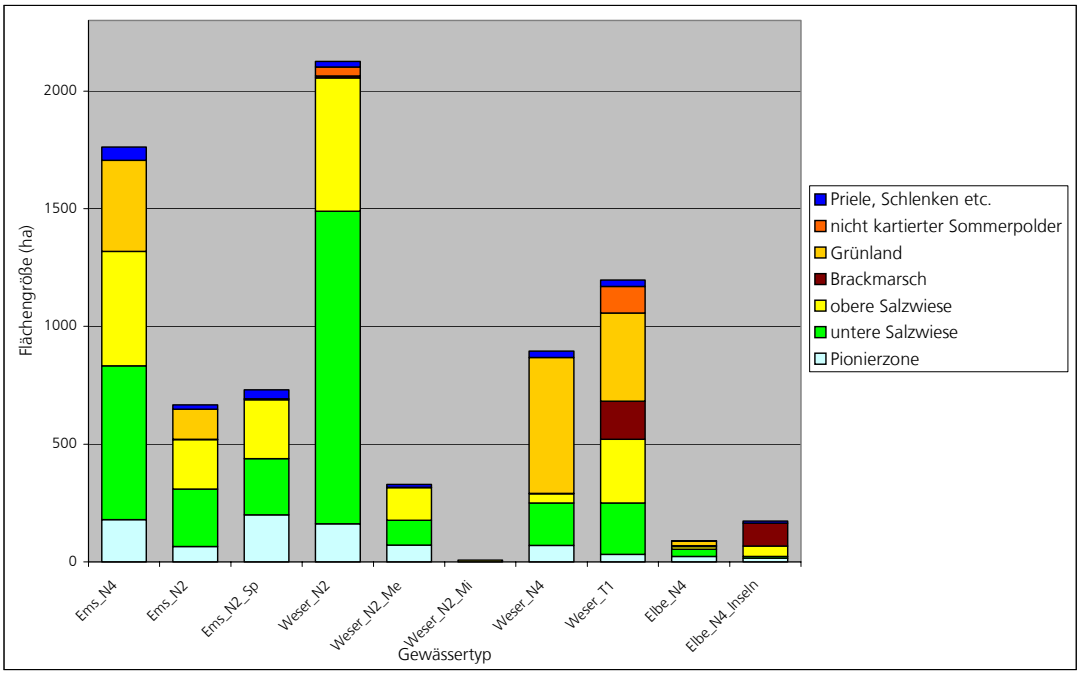


Abb. 5.1: Darstellung der Vorland-Zonen im Jahr 1991 für die Wasserkörper der FGE Ems (ohne Inseln bis auf Spiekeroog), der Weser (NEA11 nur Außenweser) sowie der Elbe; nach ARENS (2006) Daten von Neuwerk aus 1995, Scharhörn und Nigehörn aus 1997 (IFAUM 1995-1999). Bei den Daten aus 1991 (NLP-V 1994) wurde der Langwarder Sommerpolder (überwiegend Grünland) nicht erfasst (= nicht kartierter Sommerpolder)

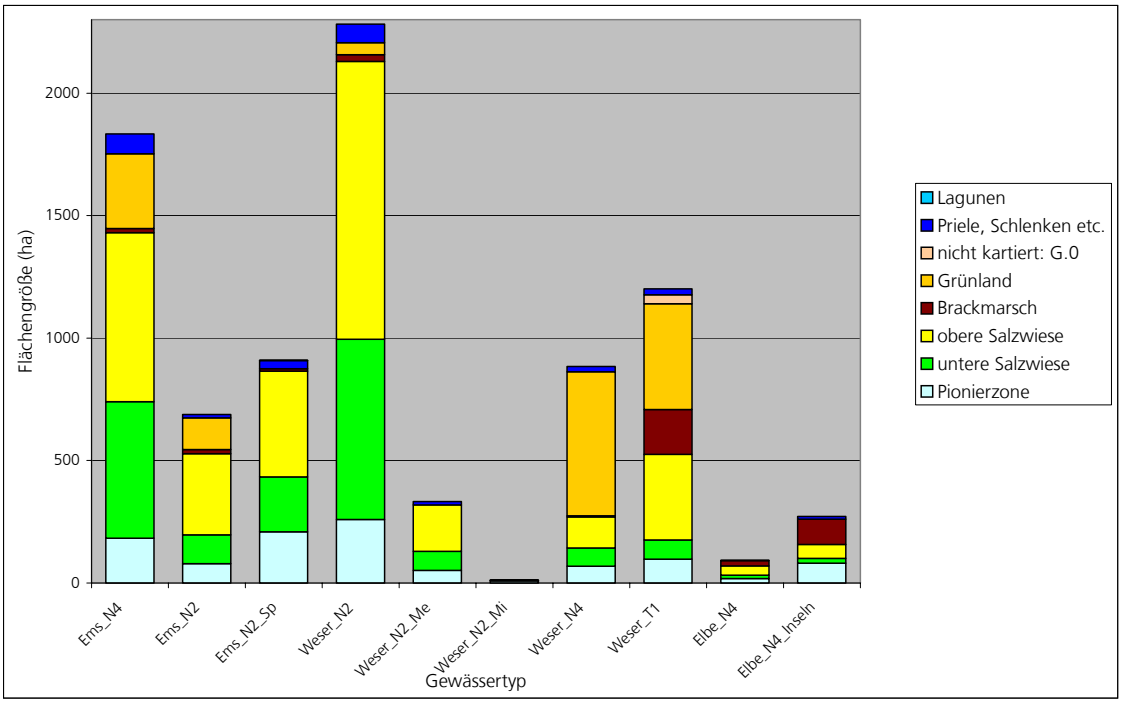


Abb. 5.2: Darstellung der Vorland-Zonen im Jahr 2004 für die Wasserkörper der FGE Elbe, Weser (NEA11 nur Außenweser) und Ems (ohne Inseln bis auf Spiekeroog); nach ARENS (2006). Im Bereich der Wurster Küste wurden größere Bereich von Grünland nicht kartiert
Quelle: NATURE-CONSULT (2006), Leybucht: ARENS (2005), Neuwerk + Scharhörn: IFAUM (2005), Langlütjen: KÜFOG GMBH (2005b).

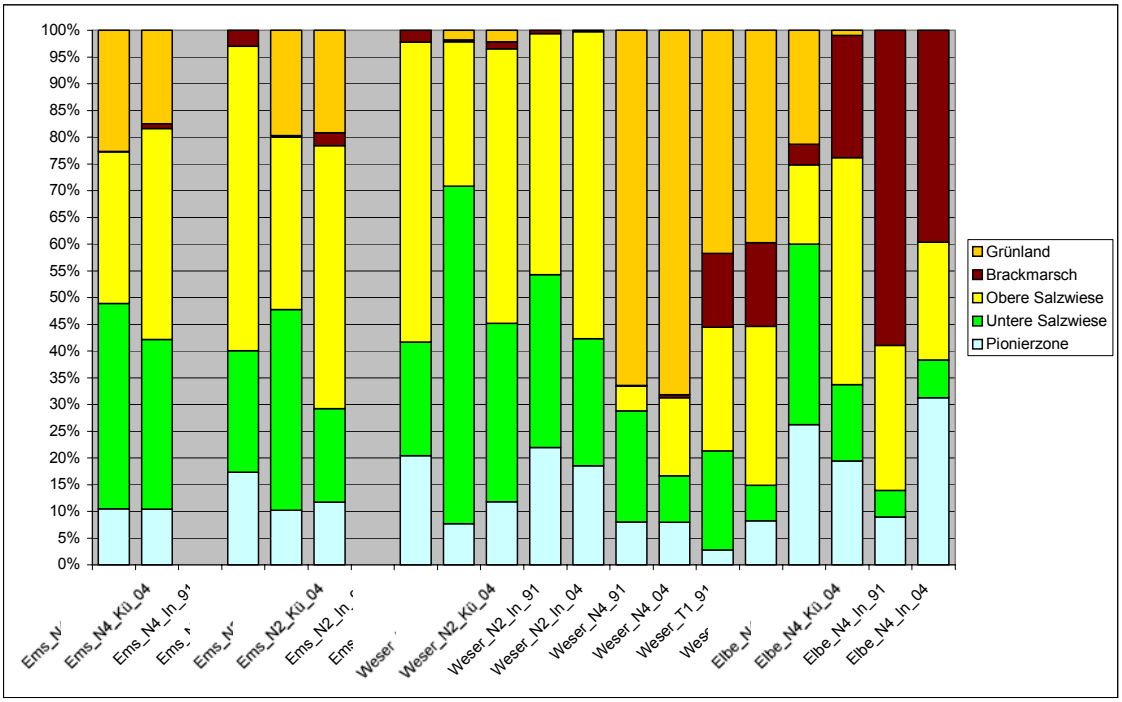


Abb. 5.3: Prozentualer Anteil der Salzwiesenzonen und des Grünlands für die Wasserkörper der FGE Elbe, Weser (NEA11 nur Außenweser) und Ems für die Jahre 1991 und 2004; nach ARENS (2006). Für 1991 fehlen Daten der Inseln für die Wasserkörper NEA4-Ems und NEA2-Ems.)

Tab. 5.23: Bewertung des ökologischen Zustands für das Kriterium „Vegetationszonierung der Brack- und Salzmarschen“ für die Wasserkörper der FGE Elbe, Weser und Ems in den Jahren 1991 und 2004. Dargestellt ist die nach dem Bewertungsschema in Tab. 5.3 und Tab. 5.4 erreichte Punktzahl sowie die Bewertung nach EG-WRRL, dem Farbcode entsprechend markiert

P = Pionierzone, U = Untere Salzmarsch, O = Obere Salzmarsch, B = Brackmarsch

Wasserkörper	1991					2004				
	P	U	O	B	Gesamt-punkte	P	U	O	B	Gesamt-punkte
NEA4-Ems Küste	2	2	2	0	6	2	2	2	0	6
NEA4-Ems Inseln	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	2	2	1	1	6
NEA2-Ems Küste	2	2	2	0	6	2	1	2	1	6
NEA2-Ems Inseln	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	2	2	1	1	6
NEA2-Jade Küste	1	0	2	0	3	2	2	1	1	6
NEA2-Jade Inseln	2	2	2	0	6	2	2	1	0	5
NEA4-Weser	1	2	0	0	3	1	0	1	0	2
NEA11-Weser (Außenweser)	0	1	2	1	4	1	0	2	1	4
NEA4-Elbe Küste	2	2	1	0	5	2	1	2	2	7
NEA4-Elbe Inseln	1	0	2	0	3	1	0	2	2	5

Die Bewertung des aktuellen ökologischen Zustandes der Salzmarschen über den Parameter „Vegetationszonierung“ wird auf Grundlage der in Abb. 5. dargestellten Flächenanteile durchgeführt, zunächst wieder getrennt nach Inseln und Festlandküste (s. Tab. 5.23). Der Wasserkörper NEA4-Elbe wird dabei nach dem Klassifikationsschema der Übergangsgewässer behandelt, da er anscheinend doch relativ stark vom Süßwassereinfluss der Elbe (v.a. im Bereich der Inseln) sowie der angrenzenden Geest (Festlandküste) geprägt ist. Im Gegensatz zu allen anderen außerhalb der Ästuare gelegenen Wasserkörpern weisen die Marschen hier einen vergleichsweise hohen Brackmarschanteil auf. Die der Bewertung zugrundeliegenden Daten der Flächen und Flächenanteile (in ha und %) finden sich bei ARENS 2006 und im Anhang A.5.2 bis A.5.4.

Für die Vegetationszonierung der Salzmarschen im Jahr 2004 ergibt sich demnach eine Einstufung in den „guten ökologischen Zustand“ für die Wasserkörper NEA4-Ems, NEA2-Ems, NEA2-Jade sowie die Festlandküste des Wasserkörpers NEA4-Elbe (s. Tab. 5.23). Die Wasserkörper NEA11-Weser (Außenweser) und die Inseln in NEA4-Elbe sind als „mäßig“ zu bewerten und der Wasserkörper NEA4-Weser nur als „unbefriedigend“.

In den Wasserkörpern NEA11-Weser und NEA4-Weser wirkt sich der vergleichsweise hohe Grünlandanteil von ca. 40% und 68% indirekt über den relativ geringen prozentualen Anteil der anderen Zonen auf die Bewertung aus. Bei NEA4-Weser ist die Bewertung als „unbefriedigend“ ausschließlich dem hohen Grünlandanteil geschuldet. Im Bereich NEA11-Weser wirkt sich zusätzlich noch der vergleichsweise geringe prozentuale Anteil der unteren Salzwiese wertmindernd aus (ARENS 2006).

Die Einstufung der Inseln im Wasserkörper NEA4-Elbe beruht auf der unterrepräsentierten unteren Salzwiese und dem hohen Anteil der Pionierzone, der sich auf der anderen Seite positiv auf die Bewertung der Brackmarschzone auswirkt. So hat die Brackmarschfläche von 1991 bis 2004 zugenommen und würde bei gleicher Fläche der Pionierzone wie 1991 außerhalb des als ausgewogen anzusehenden Bereichs liegen. Aufgrund der Flächenzunahme der Pionierzone von 1991 bis 2004 im Bereich der jungen Inseln Scharhörn und Nigehörn hat jedoch der prozentuale Anteil der Brackmarsch rechnerisch abgenommen und bleibt damit knapp unter die 40% Grenze im optimalen Bereich (ARENS 2006).
Generell ist zu beachten, dass die Fläche der Pionierzone von Jahr zu Jahr sehr unterschiedlich ausgeprägt sein kann. In dem vorliegenden Bewertungsschema wirken sich diese annuellen Schwankungen über die Ermittlung der prozentualen Anteile indirekt auch auf die Bewertung der übrigen Zonen aus.

Tab. 5.24: Bewertung und EQR-Werte der in den FGE Elbe, Weser und Ems betrachteten Wasserkörper und ihrer Teilbereiche für den Parameter „Vegetationszonierung der Röhrichte, Brack- und Salzmarschen". Der ökologische Zustand ist dem Farbcode der EG-WRRL entsprechend markiert. Bewertungsergebnisse der Zonierung nach ARENS 2006

Wasserkörper	Teilgebiet	Punktzahl Zonierung 2004	EQR (Teilgebiet)	EQR (Wasserkörper)
NEA4 – Ems	Inseln	6	0,8	0,8
	Küste	6	0,8	
NEA2 – Ems	Inseln	6	0,8	0,8
	Küste	6	0,8	
NEA2 - Jade	Inseln	5	0,6	0,7
	Küste	6	0,8	
NEA4 – Weser	gesamt	2	0,2	0,2
NEA11 -Weser	Aussenweser	4	0,4	- -
	Unterweser	- -	- -	
NEA4 - Elbe	Inseln	5	0,6	0,7
	Küste	7	0,8	

Dem könnte möglicherweise begegnet werden, indem man aus den vorgestellten Klassengrenzen der prozentualen Flächenanteile absolute Flächenangaben für die Klassengrenzen in den jeweiligen Wasserkörpern ermittelt und der Bewertung zugrundelegt.

Zusammenführende Bewertung des Parameters „Vegetationszonierung" auf Ebene der Wasserkörper

Für die Salzmarschflächen (ha), die für die einzelnen Teilbereiche der Wasserkörper (z.B. Inseln und Festlandsküste) ermittelt wurden, wurden wie in Kapitel 5.3.2 beschrieben, die EQR-Werte berechnet. Da die Salz- und Brackmarschflächen der Inseln und des Festlandes, sowie der Unter- und der Außenweser als gleichermaßen bedeutend eingeschätzt werden, wurden die EQR-Werte dieser Teilgebiete ungewichtet miteinander verrechnet (Tab. 5.24).

5.3.3.3 Ausgewogene Verteilung und Diversität der vorhandenen Vegetationstypen

Da für die wenigsten Bereiche der niedersächsischen Küste aktuelle Kartierungsdaten auf dem Niveau von Vegetationstypen vorliegen (s. Tab. 5.25), und da auch der Bewertungsansatz aus Kap. 5.3.1.3 nur ein allererster Vorschlag ist, wurden von ARENS (2006) nur Daten einiger weniger Gebiete exemplarisch und zu Testzwecken für alle Parameter der Vegetationsstruktur durchgerechnet. Die so betrachteten Gebiete sind die Leybucht, die Inseln Neuwerk, Nigehörn, Scharhörn, ein Teilbereich des Jadebusens und die Hamburger Hallig (Schleswig-Holstein).

Um für die schleswig-holsteinischen, hamburgischen und niedersächsischen Gebiete eine vergleichbare Datengrundlage zu erhalten, wurden in den niedersächsischen und hamburgischen Daten folgende Vegetationstypen zusammengefasst:

- Limonium vulgare / Puccinellia maritima-Typ und Aster tripolium / Puccinellia maritima-Typ wurden dem Puccinellia maritima type zugerechnet
- Atriplex portulacoides / Artemisia maritima-Typ wurde dem Limonium vulgare / Puccinellia maritima-Typ zugerechnet
- Limonium vulgare / Juncus gerardi-Typ wurde der unspezifischen Oberen Salzmarsch zugerechnet
- Bolboschoenus + Schoenoplectus-Typ wurde dem Phragmites australis-Typ zugerechnet

Der Juncus maritimus / Oenanthe lachenalii-Typ kommt in Schleswig-Holstein nicht vor. Flächengrößen der als unspezifisch erfassten Zonen wie z.B. „unspezifische untere Salzmarsch" wurden als solche aufgenommen, so dass sie jeweils eine eigene Einheit bilden.

Tab. 5.25: Die in der Biotoptypenkartierung 2004 erfassten Vegetationseinheiten im niedersächsischen Nationalpark nach NATURE-CONSULT (2006); aus ARENS (2006)

Vegetationszone / -Typ	Erfasst?
Pionierzone	
Spartina anglica type	**ja**
Salicornia spp. / Suaeda maritima type	**ja**
Untere Salzmarsch	**ja**
Puccinellia maritima type	**ja**
Limonium vulgare / Puccinellia maritima type	
Aster tripolium / Puccinellia maritima type	
Atriplex portulacoides / Puccinellia maritima type	**ja**
Obere Salzmarsch	**ja**
Limonium vulgare / Juncus gerardi type	
Juncus gerardi / Glaux maritima type	
Festuca rubra type	
Atriplex portulacoides / Artemisia maritima type	
Artemisia maritima / Festuca rubra type	
Juncus maritimus / Festuca rubra / Juncus gerardi type	
Elymus athericus type (zusammen mit Elymus repens type)	**ja**
Carex extensa type	
Atriplex prostrata / Atriplex littoralis type	
Agrostis stolonifera / Trifolium fragiferum type	
Plantago coronopus / Centaurium littorale type	
Ononis spinosa / Carex distans type	
Elymus repens type	
Brackmarsch	**ja**
Bolboschoenus + Schoenoplectus type	**ja**
Phragmites australis type	**ja**
Brackish flooded grassland type	
Juncus maritimus / Oenanthe lachenalii type	

Die für die betrachteten Gebiete berechneten Diversitäts- und Evenness-Werte sind nach ARENS (2006) in Tab. 5.27 angegeben. Da für die Diversitätswerte bislang keine Klassengrenzen ermittelt werden konnten, kann hier, wie auch in der folgenden Tabelle (Tab. 5.27), keine Bewertung der Diversität stattfinden. Die Evenness wurde entsprechend den vorläufigen Klassengrenzen aus Tab. 5.6 im Farbcode der WRRL markiert. Es zeigt sich, dass die gemeinsame Berechnung stark unterschiedlicher Teilgebiete wie hier der hamburgischen Inseln („Elbe-Inseln zusammen" in Tab. 5.25) zu einem irreführenden Ergebnis führt, indem ein deutlich besseres Resultat erzielt wird, als dies bei einer Einzelbetrachtung der Fall ist (s. „Neuwerk", „Nigehörn", „Scharhörn" in Tab. 5.25 und 5.26). Dasselbe trifft auch bei der Betrachtung der Dominanzverhältnisse zu (s. Tab. 5.28 und Tab. 5.28).

In Tab. 5.27 finden sich die Bewertungsresultate der Dominanzverhältnisse sowie der Evenness im Überblick. Es fällt auf, dass die Evenness mit den jetzt verwendeten Klassengrenzen zu übereinstimmenden bis leicht besseren Ergebnissen führt, als die Betrachtung der Dominanzen.

Der Diversitäts-Index nach Shannon-Wiener reagiert positiv auf die Anzahl auftretender Vegetationstypen und erfasst damit ein Kriteri-um, das über die Bewertung der prozentualen Flächenanteile (siehe Tab. 5.5) hinausgeht. Dies ist bei der Evenness nicht der Fall. Es muss außerdem bedacht werden, dass das absolut gleichverteilte Auftreten der Vegetationstypen, wie es von beiden Indices positiv gewertet wird, nicht unbedingt bis zur letzten Konsequenz einen sehr guten Zustand repräsentieren muss, auch wenn das Konzept tendenziell stimmt. Die Diversität nach Shannon-Wiener sowie auch die Evenness können damit jeweils nur ergänzende Parameter darstellen!

Tab. 5.26: Exemplarische Berechnung von Evenness und Shannon-Index für verschiedene Teilgebiete; nach ARENS (2006)
(Hamburger Hallig: Daten des NPA S.-H. Wattenmeer aus 2001, alle anderen Daten aus 2004
(Leybucht: ARENS 2005, Jadebusen: PLANUNGSGRUPPE GRÜN 2006, Elbe Inseln: IFAUM 2005)

	Anzahl der Einheiten	Flächengröße (ha)	Evenness	Shannon-Index H' (log p zur Basis e)	H' max
Hamburger Hallig (Schleswig-Holstein)	13	1002,30	0,87	2,24	2,56
Leybucht (Niedersachsen)	15	963,38	0,60	1,61	2,71
Jadebusen (Niedersachsen)	14	1251,44	0,66	1,75	2,64
Neuwerk (Hamburg)	15	161,30	0,54	1,46	2,83
Nigehörn (Hamburg)	8	62,62	0,59	1,23	2,71
Scharhörn (Hamburg)	5	36,80	0,30	0,49	2,08
Elbe-Inseln zusammen (Hamburg)	17	260,72	0,63	1,79	1,61

Tab. 5.27: Exemplarische Bewertung von Dominanzverhältnissen und Evenness der Vegetationstypen für die Leybucht, den Jadebusen, Neuwerk, Nigehörn, Scharhörn und die Hamburger Hallig (Schleswig-Holstein); nach ARENS (2006). Die Diversität kann mangels Klassengrenzen nicht bewertet werden.

P = Pionierzone, U = Untere Salzmarsch, O = Obere Salzmarsch, B = Brackmarsch

	Dominanz der Vegetationstypen je Salzwiesen-Zone*				Dominanz von > 40% in Bezug auf Gesamtfläche	Summe Dominanzen	Evenness	Shannon-Index
	P	U	O	B				
Leybucht	1	1	0	-	1	3	4	k.A.
Jadebusen	1	1	0	-	0	2	4	k.A.
Neuwerk (inkl. Sommerpolder)	0	1	1	0	0	2	3	k.A.
Nigehörn	1	1	0	-	0	2	3	k.A.
Scharhörn	1	1	0	-	0	2	2	k.A.
Hamburger Hallig	0	1	1	-	1	3	5	k.A.

Tab. 5.28: Dominanzverhältnisse der Vegetationstypen in den Wasserkörpern der FGE Elbe, Weser (NEA11 nur Außenweser) und Ems nach ARENS (2006).

* = Dominanz nach Tab. 5.5
P = Pionierzone, U = Untere Salzmarsch, O = Obere Salzmarsch, B = Brackmarsch

Wasserkörper	Dominanz der Vegetationstypen je Salzwiesen-Zone*				Dominanz von > 40% in Bezug auf Gesamtfläche	Summe
	P	U	O	B		
NEA4-Ems (Küste)	1	1	0	-	1	3
NEA4-Ems N4 (Inseln)	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
NEA2-Ems (Küste)	1	1	0	-	0	2
NEA2-Ems (Spiekeroog)	1	1	1	-	1	4
NEA2-Jade (Küste)	1	1	0	-	0	2
NEA2-Jade (Inseln)	1	1	0	-	1	3
NEA4-Weser	0	1	1	-	1	3
NEA11-Weser (Außenweser)	0	1	0	0*	1	2
NEA4-Elbe (Küste)	0	1	0	0	1	2
NEA4-Elbe Inseln	1	1	1	0	1	4

Eine Bewertung nur des Parameters „Dominanz der Vegetationstypen je Salzwiesen-Zone und in Bezug auf die Gesamtfläche" kann nach ARENS (2006) auch mit der relativ unvollständigen Datengrundlage aus der Biotoptypenkartierung des Jahres 2004 der NLP-V (NATURE-CONSULT 2006) für die Wasserkörper der FGE Elbe, Weser und Ems durchgeführt werden. Dies ist deshalb möglich, weil diejenigen Vegetationstypen, die übermäßige Dominanzen überhaupt ausbilden können, wie z.B. der Elymus-Typ, von der Kartierung erfasst worden sind (s. Tab. 5.25). Wie schon bei der Bewertung der Vegetationszonierung in Kapitel 5.3.1.2, wird das Küstengewässer NEA4-Elbe auch hier nach dem Bewertungsschema der Übergangsgewässer bewertet.

In der Außenweser wurden von NATURE-CONSULT (2006) 169 ha als Phragmites australis-Typ erfasst, während nach JANOWSKY & GÄHLER (2006) davon rund 28 ha dem Bolboschoenus + Schoenoplectus-Typ zuzuordnen sind. Eine Überprüfung und ggf. Korrektur der Daten steht noch aus, aber auch bei Änderung der Daten würde der Phragmites australis Typ mit rund 77% noch weit über dem Grenzwert innerhalb der Zone liegen.

Die Umrechnung der Punktbewertungen in den Ecological-Quality-Ratio (EQR) geschieht erneut mit dem bereits beschriebenen Interpolationsverfahren (s. Kap. 5.3.2). In den Fällen, da eine Klasse durch nur eine Punktzahl gekennzeichnet ist, also keine separaten Ober- und Untergrenzen existieren, wird das Klassenmittel der EQR-Klassen (s. Tab. 5.17) verwendet. Die Teilgebiete „Festlandküste" und „Inseln" wurden für jeden Wasserkörper gleichwertig miteinander verrechnet. Für den Wasserkörper NEA2-Jade ergab sich ein Wert genau auf der Grenze der EQR-Klassen für „gut" und „mäßig". Hier wurde die Einstufung (mäßig) der Festlandküste übernommen, da diese im Wasserkörper den größeren Raum einnimmt. Die EQR-Werte finden sich in der Gesamtübersicht (Tab. 5.30).

5.3.3.4 Vorkommen charakteristischer, seltener und weiterer Arten

Daten zum Arteninventar in den Wasserkörpern der FGE Elbe, Weser und Ems liegen nur in begrenztem Umfang vor, und auch um den Rahmen der Studie nicht zu sprengen, führt ARENS (2006) eine Bewertung der Artenzusammensetzung nach dem in Kap. 5.3.1.4 vorgeschlagenen System exemplarisch nur für die Leybucht durch. Aus diesem Gebiet sind Daten von 101 Dauerflächen (a $4m^2$) entlang 11 diskontinuierlicher Transekte vorhanden. Die verwendeten Daten stammen aus 1995/96 und 2004 (ARENS 1997, 2005) und enthalten Schätzungen der prozentualen Deckung je Art und Dauerfläche. Die Angaben zu Stetigkeit und Deckung der 1995/96 bzw. 2004 nachgewiesenen Arten sind Tabelle Tab. 5.29 zu entnehmen. Demnach erhalten die Arten in den Dauerflächen 41 Punkte (bzw. 45 Punkte unter Einbeziehung der Brackmarscharten) für 1995/96 und 33 Punkte im Jahr 2004, was gemäß der Klassifizierung (s. Tab. 5.10) in beiden Fällen dem guten ökologischen Zustand entspricht. Wird die Brackmarsch in die Bewertung einbezogen, ist sogar der sehr gute ökologische Zustand erreicht. Das für 1995/96 bessere Ergebnis beruht nach ARENS (2006) auf den Arten der Hohen Salzmarsch, die zu der Zeit noch in dem damaligen Sommerpolder vorkamen. Es stellt sich die Frage, inwieweit Sommerpolder mit in die Bewertung einbezogen werden sollten. Dasselbe gilt auch für Sonderstandorte, wie z.B. die nahe am Deich des Buscher Hellers gelegenen sandhaltigeren Flächen, die vermutlich aus früheren Deichbaumaßnahmen stammen und bis 1995/96 einige der seltenen Arten der Hohen Salzmarsch beherbergten. Nach Einstellung der Nutzung waren diese Arten bis 2004 verschwunden.

Tab. 5.29: Stetigkeit und Deckung der Pflanzenarten an 101 Dauerflächen in der Leybucht für die Jahre 1995/96 und 2004 nach Daten von ARENS (1997, 2005), die Spalte „Punkte" gibt die Summe der nach Tab. 5.11 je Salzwiesenzone erreichten Punkte an, aus ARENS (2006)

* = Salicornia spec. = Salicornia europaea ssp. brachystachya und Salicornia stricta

Abundanz	Jahr	1995/96			2004		
		Deckung (%)	Stetigkeit	Punkte	Deckung (%)	Stetigkeit	Punkte
	Pionierzone						
	Spartina anglica	2,35	31,25	10	1,69	20,79	*10*
AH	*Salicornia spec.**1	1,66	51,04		1,75	32,67	
AH	*Suaeda maritima*	1,60	67,71		3,69	45,54	
	Untere Salzmarsch						
AH	*Aster tripolium*	10,18	98,96	11	7,72	66,34	*10*
AH	*Atriplex portulacoides*	<0,01	2,08		0,02	0,99	
AN	*Cochlearia anglica*	<0,01	3,13				
AH	*Plantago maritima*	2,90	41,67		2,32	26,73	
X	*Puccinellia distans*	0,02	1,04				
AH	*Puccinellia maritima*	29,78	84,38		11,09	54,46	
AH	*Spergularia media*	0,16	51,04		0,09	5,94	
AH	*Spergularia salina*	0,01	12,50		0,01	0,99	
AH	*Triglochin maritimum*	1,51	15,63		1,00	15,84	
	Mittlere Salzmarsch						
X	*Agrostis stolonifera*	18,00	62,50	Wird gemeinsam mit hoher SM gezählt	4,41	34,65	Wird gemeinsam mit hoher SM gezählt
AH	*Artemisia maritima*	0,23	3,13		0,24	8,91	
AH	*Atriplex littoralis*	<0,01	6,25		0,97	10,89	
X	*Atriplex prostrata*	1,22	63,54		5,74	58,42	
AH	*Festuca rubra*	11,09	57,29		6,40	37,62	
AH	*Glaux maritima*	3,96	42,71		3,18	26,73	
AH	*Juncus gerardii*	2,32	11,46		1,90	7,92	
	Parapholis strigosa	<0,01	1,04		0	0	
	Hohe Salzmarsch						
AN	*Carex extensa*	<0,01	1,04	20 (s.o.)			*13 (s.o.)*
AH	*Elymus athericus*	3,33	14,58		19,57	42,57	
AH	*Elymus repens*	1,97	8,33		6,34	21,78	
AN	*Hordeum secalinum*	0,24	11,46		0	0	
X	*Leontodon autumnalis*	0,29	13,54		0,06	1,98	
X	*Lolium perenne*	0,35	5,21		0,06	2,97	
X	*Taraxacum officinale*	0,03	6,25		0	0	
AN	*Trifolium fragiferum*	0,07	5,21		0,03	0,99	
X	*Trifolium repens*	0,04	7,29		0	0	
	Brackmarsch						
	Juncus ranarius	<0,01	1,04	(4) Nicht bewertet	0	0	*(0)* Nicht bewertet
X	*Potentilla anserina*	2,37	10,42		0	0	
AN	*Triglochin palustre*	<0,01	2,08		0	0	
	Begleiter						
	Cirsium arvense	1,07	14,58	*Werden nicht bewertet*	0,13	2,97	*Werden nicht bewertet*
	Plantago major	0,97	13,54		0,06	1,98	
	Poa annua	0,01	1,04				
	Sonchus arvensis	<0,01	1,04		0,01	0,99	
Gesamtdeckung		97,74		41(45)	78,48		*33*

5.3.3.5 Teilgebiet „Unterweser“ des Wasserkörpers NEA11-Weser

5.3.3.5.1 Fläche der Röhrichte, Brack- und Salzmarschen

Das zwischen den Hauptdeichen gelegene Wesergebiet verlor zwischen 1750 und 2004 durch Eindeichungen 2125 ha an Fläche (27%). Dabei nahm die Fläche der Vorlandgebiete bis 1850 um 905ha zu und bis 2004 wieder um 170ha ab (s. Abb. 5.4). Die Wasserfläche verringerte sich von 1750 bis 2004 um 2859ha (49%) (ARENS 2006). Die Flächenangaben für 2004 nach JANOWSKY & GÄHLER (2006) beziehen sich dabei auf das gesamte vor den Weserdeichen gelegene Vorland einschließlich der durch Sommerdeiche geschützten Bereiche, aufgespülten Flächen, Grünanlagen der Siedlungsbereiche, Gebäude, Verkehrs- und Industrieflächen sowie Acker- und Gartenbau-Biotope. Um den tatsächlichen Anteil des potentiellen Überflutungsbereiches dieser Vorlandflächen zu bestimmen, fehlen zurzeit flächendeckende Höhendaten (ARENS 2006). Für die Bewertung des aktuellen Zustands werden daher die oben beschriebenen Flächen, von denen anzunehmen ist, dass sie in Höhenbereichen liegen, die bei Überflutungen nicht überschwemmt werden, von der Vorlandfläche ausgenommen.

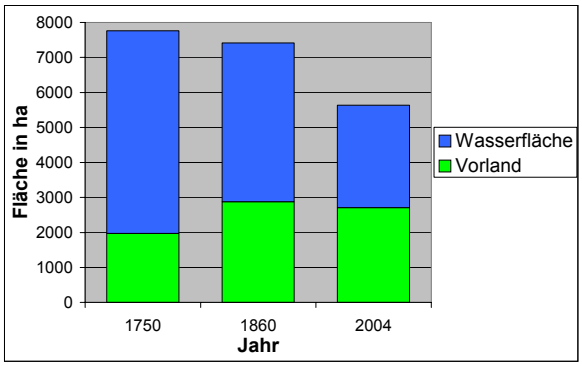


Abb. 5.4: Flächen und Flächenanteile von Wasserfläche und Vorland für den Unterweserraum 1750, 1850 und 2004 nach Daten von HOMEIER, JANOWSKY & GÄHLER (2006), aus ARENS (2006)

ARENS (2006) geht von einem historischen Referenzzustand um 1860 aus, mit einem Anteil der Vorlandflächen von 38,9% des damaligen Wasserkörpers. Übertragen auf die heute gegebenen Rahmenbedingungen eines insgesamt verkleinerten Wasserkörpers von 5637 ha und unter der Annahme, dass um 1860 das Vorland kaum verbaut war und als Überflutungsraum diente, wird eine Vorlandfläche von 2193 ha als Untergrenze des maximalen ökologischen Potentials angesetzt. Von der aktuellen Vorlandfläche von 2859 ha (nach Daten von JANOWSKY & GÄHLER 2006, in ARENS 2006) sind insgesamt 889 ha abzuziehen. Diese Fläche umfasst die von Sommerdeichen umgebenen Flächen (ca. 518 ha), sowie Acker- und Gartenbau-Biotope, Grünanlagen der Siedlungsbereiche, Gebäude, Verkehrs- und Industrieflächen, Deiche, Sand- und Badestrand Küstenschutzbauwerke. (insgesamt 371 ha). Damit beträgt die potentielle Überflutungsfläche im Bereich der Unterweser noch 1970 ha und erreicht nach dem unter 5.3.1.1 (Tab. 5.2) beschriebenen Klassifikationsschema das gute ökologische Potential (s. Tab. 5.21).

5.3.3.5.2 Biotoptypen der Vorländer im Bereich Unterweser

Auf der Grundlage digital vorliegender Daten von JANOWSKY & GÄHLER (2006) berechnet ARENS (2006) einen Flächenanteil der dem Leitbild entsprechenden Biotoptypen von 43% an der gesamten vor den Weserdeichen liegenden Flächen. Wattflächen, Strände, Priele und Gewässer wurden dabei von der Gesamtfläche ausgenommen. Zur Ermittlung des ökologischen Potentials sind jedoch die spezifischen Nutzungen innerhalb des vorläufig als hmwb ausgewiesenen Wasserkörpers zu gewährleisten, und demnach von einer Beibehaltung der bestehenden Nutzungen auszugehen. Also wurden auch die gegenwärtig stark anthropogen veränderten Flächen aus der Bezugsfläche herausgenommen, das betrifft Küstenschutzbauwerke, Deiche, Hafenbecken an Flüssen, Acker- und Gartenbau-Biotope, Grünanlagen der Siedlungsbereiche, Gebäude, Verkehrs- und Industrieflächen. Damit erreicht der Flächenanteil potentieller natürlicher Biotoptypen nunmehr 50,4% der Gesamtfläche und entsprechend der Klassifizierung (Tab. 5.15) ein mäßiges ökologisches Potential. Die den Berechnungen zugrunde liegenden Flächenangaben sind bei ARENS (2006) angegeben und auch im Anhang A.5.5 zu finden.

5.3.3.5.3 Bewertung des Röhrichtstreifens

Die Bewertung der Röhrichtbreiten ist bei ARENS (2006) nachzulesen.

5.3.3.6 Zusammenführung zu einer Gesamtbewertung für Röhrichte, Brack- und Salzmarschen

Für die Bewertungsergebnisse aller Parameter wurde mittels Interpolation der zugehörige EQR-Wert ermittelt. Wenn die Bewertungsklasse nur eine Ausprägung umfasste, wurde das Klassenmittel der zugehörigen EQR-Klasse verwendet. Die Teilbereiche „Inseln“ und „Festlandküste“ sowie „Außenweser“ und „Unterweser“ wurden gleich gewichtet und zu einer Bewertung für den Wasserkörper verrechnet.

Um dabei zu einer guten Bewertung eines Wasserkörpers zu kommen, darf kein Teilbereich schlechter als mäßig bewertet sein. Anschließend wurden für jeden Wasserkörper die verschiedenen Parameter zu einer Bewertung auf der jeweiligen Ebene des Ökosystems nach YSEBAERT et al. (2004) zusammengeführt. Da nur auf der Habitatinternen Ebene unterschiedliche Bewertungsparameter vorgesehen sind, war diese Zusammenführung also nur dort notwendig.

Tab. 5.30: Übersicht und Zusammenführende Bewertung der vorgeschlagenen und getesteten Parameter in den Wasserkörpern der FGE Elbe, Weser (NEA11-Weser nur Außenweser) und Ems, innerhalb der Ebenen des Ökosystems. (-- = kann derzeit nicht berechnet werden)

Systemebene (I. Ebene)				
Fläche der Röhrichte, Brack- und Salzmarschen (EQR)				EQR Systemebene
NEA4 – Ems	Inseln	0,80	0,80	0,80
	Küste	0,80		
NEA2 – Ems	Inseln	0,80	0,55	0,55
	Küste	0,30		
NEA2 – Jade	Inseln	0,80	0,76	0,76
	Küste	0,71		
NEA4 – Weser	gesamt	0,24	0,24	0,24
NEA11 – Weser	Außenweser	0,34	0,53	0,53
	Unterweser	0,72		
NEA4 – Elbe	Inseln	0,22 / 0,42	0,20 / 0,30	0,25
	Küste	0,18		
Ebene der Habitate / Ökotope (II. Ebene)				
Vegetationszonierung der Brack- und Salzmarschen				EQR Habitat-Ebene
NEA4 – Ems	Inseln	0,80	0,80	0,80
	Küste	0,80		
NEA2 – Ems	Inseln	0,80	0,80	0,80
	Küste	0,80		
NEA2 – Jade	Inseln	0,60	0,70	0,70
	Küste	0,80		
NEA4 – Weser	gesamt	0,20	0,20	0,20
NEA11 – Weser	Außenweser	0,40	**0,40**	**0,40**
NEA4 – Elbe	Inseln	0,60	0,70	0,70
	Küste	0,80		
Habitatinterne Ebene (III. Ebene)				
Dominanzverhältnisse der Vegetationstypen				EQR habitatinterne Ebene
NEA4 – Ems	Inseln	- -	- -	- -
	Küste	0,70		
NEA2 – Ems	Spiekeroog	0,90	0,70	Vorläufig 0,70
	Küste	0,50		
NEA2 – Jade	Inseln	0,70	0,60	Vorläufig 0,60
	Küste	0,50		
NEA4 – Weser	gesamt	0,70	0,70	Vorläufig 0,70
NEA11 – Weser	Außenweser	0,40	0,40	Vorläufig 0,40
NEA4 – Elbe	Inseln	0,70	0,55	Vorläufig 0,55
	Küste	0,40		
Diversität (Shannon-Wieser)				
Alle Wasserkörper s.o.		- -	- -	- -
Evenness				
Alle Wasserkörper s.o.		- -	- -	- -
NEA4 – Elbe Inseln	Neuwerk (HH)	0,54	0,48	s.o.
	Nigehörn (HH)	0,59		
	Scharhörn (HH)	0,30		
Vorkommen charakteristischer, seltener und weiterer Arten				
Alle Wasserkörper s.o.		- -	- -	- -

Tab. 5.31: Übersicht der Bewertungsergebnisse für den Teilbereich Unterweser

Systemebene (I. Ebene)	
Vorland-Fläche	EQR d. Ebene
0,72	0,72
Ebene der Habitate / Ökotope (II. Ebene)	
Biotoptypen der Vorländer	EQR d. Ebene
0,40	0,40
Habitatinterne Ebene (III. Ebene)	
Breite des Röhrichtstreifens	EQR Ebene
Gut, siehe ARENS (2006)	- -
Weitere Parameter	
ausstehend	

Tab. 5.32: Zusammenführung der in den Ebenen des Ökosystems jeweils erzielten Bewertungsergebnisse zu einer Gesamtbewertung der Wasserkörper in den FGE Elbe, Weser und Ems (-- = kann derzeit nicht berechnet werden)

	NEA4 Ems	NEA2 Ems	NEA2 Jade	NEA4 Weser	NEA11 Weser	NEA4 Elbe
I. Ebene	0,80	0,55	0,76	0,24	0,53	0,25
II. Ebene	0,80	0,80	0,70	0,20	0,40	0,70
III. Ebene	--	Vorläufig 0,70	Vorläufig 0,60	Vorläufig 0,70	--	Vorläufig 0,55
Gesamtbewertung	--	Vorläufig 0,68	Vorläufig 0,69	Vorläufig 0,38	--	Vorläufig 0,50

Abschließend wurden die Gesamtbewertungen der jeweiligen Ebenen miteinander verrechnet, um zu einer Gesamtbewertung je Wasserköper zu kommen. Auch dies geschah hier zunächst unter gleicher Wichtung. Auch hier wird das Prinzip vorgegeben, dass die Gesamtbewertung nicht mehr gut ausfallen kann, wenn eine der Systemebenen schlechter als mäßig abschneidet. Eine Übersicht und Zusammenführung der einzelnen Bewertungsergebnisse innerhalb der Systemebenen ist für die Wasserkörper der FGE Elbe, Weser und Ems in Tab. 5.30 zusammengestellt. Die Ergebnisse für den Teilbereich Unterweser finden sich in Tab. 5.31. Auf der dritten Ebene, der habitat-internen Ebene, wurden vorläufig nur die Ergebnisse der Dominanzverhältnisse berücksichtigt, da für die übrigen Parameter noch keine Bewertungen vorliegen. Die vorläufige Gesamtbewertung ist in Tab. 5.32 durchgeführt.

5.3.4 Weiterer Klärungsbedarf für Röhrichte, Brack- und Salzmarschen

Während die Verwendung der Parameter Fläche und Zonierung der Röhrichte, Brack- und Salzmarschen auch in der AG Salzwiesen der UAG Benthos (BLMP AG WRRL) bereits (an-) diskutiert wurde, sollte für die weiteren Parameter diese Diskussion noch stattfinden. Auch für das Vorgehen bei der Bewertung der Vegetationszonierung, besonders auch die genauen Kriterien und Klassengrenzen, besteht noch Diskussionsbedarf.

Die zur Bewertung der III. Ebene (habitatinterne Ebene) vorgeschlagenen Parameter sind u.a. aus zeitlichen Gründen bisher nicht abschliessend ausgearbeitet. Ferner lagen die Daten z.T nicht ausreichend detailliert vor. Deshalb wurden z.B. die Parameter Diversität und Evenness der Vegetationstypen sowie die Zusammensetzung der Arten vorerst nur exemplarisch und testweise für einige wenige Gebiete durchgeführt. Anhand der daraus zu gewinnenden Erkenntnisse sollte weiter gearbeitet und diskutiert werden.

Das Bewertungsverfahren für die Unterweser auf der III. Ebene war zu dem Zeitpunkt, als dieser Bericht inhaltlich abgeschlossen wurde, noch in Bearbeitung. Von ARENS (2006) existiert ein Vorschlag zur Bewertung der Röhrichtbreiten, der auch mit den vorhandenen Daten umzusetzen ist. In diesen Bericht ist dieser Vorschlag kurz zitiert, die Bewertung konnte nicht mehr aufgenommen werden, sie ist bei ARENS (2006) nachzulesen. Für eine weitergehende qualitative Bewertung der Röhrichtstreifen in der Unterweser käme evtl. der von STILLER

(2005) entwickelte STI_M in Frage. Die Datengrundlage für eine Bewertung des Übergangsgewässers der Weser (und ggf. auch der Ems) mit dem STI_M müsste jedoch erst geschaffen werden. Die Verrechnung von Bewertungen der Teilgebiete, Parameter und Systemebenen, hier jeweils ungewichtet durchgeführt, sollte gegebenenfalls anhand konkreter Problemstellungen überprüft werden.

Im Einzelnen sind noch verschiedene Daten zu überprüfen oder in Ergänzung vorhandener Daten zu erheben (ARENS 2006). So wurden zur Ermittlung der Flächenreferenz der Brack- und Salzmarschen die digitalisiert vorliegenden Daten von HOMEIER (1964 - 1983) aus dem Jahr 1750 verwendet. Es sollten auch die Daten von 1650 digitalisiert werden, gegebenenfalls sind dann die Referenzwerte und Klassengrenzen für diesen Parameter entsprechend anzupassen.

5.4 Zusammenführung der Bewertungen für Makroalgen, Seegräser, Röhrichte, Brack- und Salzmarschen zu einer Gesamtbewertung für Makrophyten

Makroalgen und Angiospermen zählen gemeinsam zur Qualitätskomponente Makrophyten, die jeweiligen Bewertungsergebnisse müssen daher zu einer Gesamtbewertung zusammengeführt werden. Die Bedeutung von Makroalgen, Seegräsern sowie der Röhrichte, Brack- und Salzmarschen für das System ist als ebenbürtig anzusehen, so dass sie in einer Gesamtbewertung gleich gewichtet werden sollten. Da jede der Gemeinschaften für elementare und unterschiedliche Funktionen im System steht, ist der ökologische Zustand der Makrophyten insgesamt nicht besser als mäßig zu bewerten, sofern entweder Makroalgen, Seegräser oder Röhrichte, Brack- und Salzmarschen die ökologische Güte „unbefriedigend" oder „schlecht" aufweisen.

In der nachfolgenden Tabelle 5.32 wird beispielhaft eine Gesamtbewertung der Qualitätskomponente Makrophyten durchgeführt - soweit anhand der in den Teilen A (JAKLIN et al. 2007) und B (dieser Teil) dieser Studie ermittelten Bewertungen für Makroalgen, Seegras, Röhrichte, Brack- und Salzwiesen möglich. Die Tabelle dient vor allem der Veranschaulichung, alle aufgeführten Einzelbewertungen sind in ihrem jeweiligen Kontext zu sehen, wie in den betreffenden Kapiteln beschrieben. So enthalten z.B. die Bewertungen der Seegrasbestände noch keine Wertungen bezüglich der Wuchsdichten.

Da zudem nicht alle Teilbereiche und Wasserkörper bewertet werden konnten, gelten außerdem die folgenden Einschränkungen: Die Makroalgen im Wasserkörper NEA4-Elbe konnten nur im Teilbereich NEA4-Elbe-West bewertet werden. Diese Bewertung wird hier – unter Vorbehalt – exemplarisch für den Wasserkörper NEA4-Elbe eingesetzt. Für den Wasserkörper NEA4-Weser wurden die Resultate der Makroalgenbewertung aus den beiden Teilbereichen Ost und West gleichwertig miteinander verrechnet. Es ist jedoch zu überdenken, ob für diese Zusammenführung die Flächenanteile der beiden Bereiche berücksichtigt werden sollten. Die Qualität der Röhrichte, Brack- und Salzmarschen konnte für zwei Wasserkörper, NEA4-Ems und NEA11-Weser auf der dritten Ebene nicht für alle Teilbereiche ermittelt werden: Für NEA4-Ems liegt eine solche Bewertung nur für die Festlandsküste vor und für NEA11-Weser nur für den Bereich der Außenweser. Auch hier wurde die Gesamtbewertung wieder exemplarisch anhand der vorhandenen Bewertungen umgesetzt und ist somit unter Vorbehalt zu sehen.

Für die Wasserkörper NEA2-Ems und NEA4-Ems liegt derzeit keine Bewertung der Seegrasbestände vor. Da jedoch die Makroalgen in beiden Wasserkörpern als „unbefriedigend" eingestuft wurden, kann auch die Gesamtbewertung für Makrophyten jeweils höchstens „mäßig" ausfallen. Damit können Makrophyten gegenwärtig für keinen Wasserkörper besser als „mäßig" eingestuft werden.

Tab. 5.33: Zusammenführung der Bewertungen für die Teilkomponenten Makroalgen, Seegräser, Röhrichte, Brack- und Salzmarschen zu einer Gesamtbewertung für Makrophyten für die Wasserkörper in den FGE Elbe, Weser und Ems. Angaben in EQR-Werten (Ecological Quality Ratio nach WRRL)

Gesamtbewertung Teilkomponente	NEA4 – Ems	NEA2 – Ems	NEA2 – Jade	NEA4 – Weser	NEA11 – Weser	NEA4 – Elbe
Grünalgen	0,35	0,36	0,35	West: 0,31 Ost: 0,49 Ges: 0,401	0,63	nur Ost: 0,49
Seegras	- -	- -	0,55	0,10	0,21	0,1
Röhrichte, Brack- und Salzwiesen	0,76 (Ebene 3 ohne Inseln)	0,68	0,69	0,38	0,44 (Ebene 3 ohne Unterweser)	0,50
Gesamtbewertung Makrophyten	Nicht besser als mäßig	Nicht besser als mäßig	0,53	0,29 (unter Vorbehalt, siehe Text)	0,43 (unter Vorbehalt, siehe Text)	0,36 (unter Vorbehalt, siehe Text)

5.5 Literatur Röhrichte, Brack- und Salzmarschen

ADOLPH, W. & G. PETRI (2005). Umsetzung der EG-WRRL im Übergangsgewässer – Ökologische Bewertungskonzepte am Beispiel des Ems-Dollart-Ästuars. Bericht des NLWKN, Brake-Oldenburg-Wilhelmshaven. 145 S. (unveröfftl.).

ARENS, S. (1997). Beweissicherung Küstenschutz Leybucht. Vegetationsentwicklung der Leybucht von 1948-1996. Dienstber. Forschungsstelle Küste 10/1997. Norderney / Wilhelmshaven. 108 S. u. 17 Anlagen. (unveröfftl.).

ARENS, S. (2005). Beweissicherung Küstenschutz Leybucht. Vegetationsentwicklung in der Leybucht 1995 - 2004. Bericht des NLWKN, Brake-Oldenburg-Wilhelmshaven. 108 S. u. 11 Anlagen.

ARENS, S. (2006): Bewertungssystem nach WRRL für die Angiospermen der Übergangs- und Küstengewässer der FGE Weser und für das Küstengewässer der FGE Elbe. Projektbericht im Auftrag des NLWKN Brake-Oldenburg. unveröff.

BAKKER, J.P., de Leeuw, J., Dijkema, K.S., Leendertse, P.C., Prins, H.H.T., & J. Rozema (1993). Salt marshes along the coast of The Netherlands. Hydrobiologia. 265. 73-95.

BEHRE, K.E. (1985). Die ursprüngliche Vegetation in den deutschen Marschgebieten und deren Veränderung durch die prähistorische Besiedlung und Meeresspiegelbewegungen. Verh. Ges. Ökol.. 13. 85-96.

BEST, M., MASSEY, A. & A. PRIOR (2007). Developing a saltmarsh classification tool for the European water framework directive. Mar. Poll. Bull. 55. Bd. 1-6. 2007. 205-214.

BIESBROUCK, B., ES, K., VAN LANDUYT, W., VANHECKE, L., HERMY, M. & P. VAN DEN BREMPT (2001). Een ecologisch register voor hogere planten als instrument voor het natuurbehoud in Vlaanderen. VLINA 00/01.

BOEDECKER, D. & H.D. KNAPP (1996). Ökologie der Salzwiesen, Dünen und Schären. In: Rheinheimer, G. (Hrsg.). Meereskunde der Ostsee. 2.Aufl. Berlin. 222-229.

BRÖRING, U., DAHMEN, R., HAESELER, V., VON LEMM, R., NIEDRINGHAUS, R. & W. SCHULZ (1993a). Dokumentation der Daten zur Flora und Fauna terrestrischer Systeme im Niedersächsischen Wattenmeer. Berichte aus der Ökosystemforschung. 2/1993, Band 1. 119 S.

BRÖRING, U., DAHMEN, R., HAESELER, V., VON LEMM, R., NIEDRINGHAUS, R. & W. SCHULZ (1993b). Dokumentation der Daten zur Flora und Fauna terrestrischer Systeme im Niedersächsischen Wattenmeer. Berichte aus der Ökosystemforschung. 2/1993, Band 2. 207 S.

BRYS, R., YSEBAERT, T., ESCARAVAGE, V., VAN DAMME, S., VAN BAECKEL, A., VANDEVOORDE, B. & E. VAN DEN BERGH (2005). Afstemmen van referentiecondities en evaluatiesystemen in functie van de KRW: Afleiden en beschrijven van typespecifieke referentieomstandigheden en/of MEP in elk Vlaams overgangswatertype vanuit de – overeenkomstig de KRW – ontwikkelde beoordelingssystemen voor biologische kwaliteitselementen. Eindrapport. VMM. AMO. KRW. REFCOND OW. Instituut voor natuurbehoud IN.O. 2005.7. 173 S.

CIS-AG 2.2 (2002). Leitfaden zur Identifizierung und Ausweisung von erheblich veränderten und künstlichen Wasserkörpern (HMWB, AWB). 129 S

CLAUS, B., NEUMANN, P. & M. SCHIRMER (1994). Rahmenkonzept zur Renaturierung der Unterweser und ihrer Marsch; Teil 1. Veröffent-lichungen der gemeinsamen Landesplanung Bremen / Niedersachsen. Nr. 1-94. 369 S.

COHEN, M.J., CARSTENN, S. & LANE, C.R. (2004). Evaluation of floristic quality indices for biotic assessment of depressional marsh condition in Florida. Ecological Applications. 14. 784-794.

CWSS, COMMON WADDEN SEA SECRETARIAT (2003). TMAP Saltmarsh Typology. – http://www.waddensea-secretariat.org/workshops/saltmarsh/TMAP-SM-typologie (Nov.2003).xls

DE JONG, F., BAKKER, J.F., VAN BERKEL, C.J.M., DANKERS, N.M.J.A., DAHL, K., GÄTJE, C., et al. (1999). Wadden Sea Quality Status Report 1999. Wadden Sea Ecosystem No. 9. CWSS, TMAG & QSR Group.

DE JONG, D.J. (2004). Water Framework Direktive: determination of the Reference condition and Potential-REF/Potential-GES and formulation of indices for plants in the coastal waters, CW-NEA3 (K1), CW-NEA4 (K2), CW-NEA1 (K3), transitional waters, TW-NEA11 (O2), and large saline lakes, NEA26 (M32), in the Netherlands. (No. RIKZ / OS / 2004. 832.x; final draft).

DIJKEMA, K.S. (1983a): Inventory on landscape and vegetation. In: Dijkema, K.S. & W.J. Wolff (Hrsg.). Flora and vegetation of the Wadden Sea area. Report 9 of the Wadden Sea Working Group. 85-116.

DIJKEMA, K.S. (1983). The salt-marsh vegetation of the mainland coast, estuaries and Halligen. Rep. Wadden Sea Working Group. 9. 185-220.

DIJKEMA, K. (1987). Changes in salt-marsh area in the Netherlands Wadden Sea after 1600. In A.H.L. Huiskes et al. (Hrsg.). Vegetation between land and sea. Structure and processes (11 ed.). Dordrecht: Junk Publishers. 42-51.

DIJKEMA, K. (1994). Auswirkung des Meeresspiegelanstieges auf die Salzwiesen. In: J.E.A. Lozán (Hrsg.). Warnsignale aus dem Wattenmeer. Berlin. Parey. 196-200.

DIJKEMA, K.S., DE JONG, D.J., VREEKEN-BUIS, M.J. & W.E. VAN DUIN (2005). Salt Marshes in the Water Framework Direktive. Development of Potential Reference Conditions and of Potential Good Ecological Statuses. RIKZ / 2005.020. 66 S.

EG-WRRL BERICHT (2005). Bestandsaufnahme zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie-Oberflächengewässer - Bearbeitungsgebiet Unterweser. Aufgestellt: Bezirksregierung Weser – Ems, Dezernat 502, Nds. Landesbetrieb für Wasserwirtschaft und Küstenschutz, Nds. Landesamt für Ökologie & Senator für Bau, Umwelt und Verkehr Bremen. Stand: 21.12.04. 55 S. http://www.wrrl-kommunal.de/seiten/umsetzung/bestandsaufnahme_2004/downloads/c-berichte_ow/26_unterweser/C_Bericht_Unterweser_041222.pdf

ELLENBERG, H., WEBER, H.E., DÜLL, R., WIRTH, V. & W. WERNER (2001). Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. Scripta Geobotanica. Bd. 18. E. Goltze KG, Göttingen. 3. durchges. Aufl.. 262 S.

GARVE, E. (2004). Rote Liste und Florenliste der Farn- und Blütenpflanzen in Niedersachsen und Bremen. Informationsdienst Naturschutz Niedersachsen. Hildesheim. 1/2004. 1-76.

HEINRICH, T. & G. MÜHLNER (1981). Beurteilung der Röhrichtbestände an der Unterweser im Bereich des Landkreises Wesermarsch im Hinblick auf ihre Schutzwürdigkeit. Landkreis Wesermarsch, Amt für Landschaftspflege. Brake. 27 S. und Anhang. (unveröfftl.)

HOMEIER, H. (1964). Beiheft zur Historischen Karte Nr. 7. Forsch.-Stelle Norderney, Norderney. 29 S., 1 Karte, 6 Anlagen.

HOMEIER, H. (1969a). Beiheft zur Historischen Karte Nr. 11. Forsch.-Stelle Norderney, Norderney. 23 S., 1 Karte, 5 Anlagen.

HOMEIER, H. (1969b): Beiheft zur Historischen Karte Nr. 12. Forsch.-Stelle Norderney, Norderney. 21 S., 1 Karte, 5 Anlagen.

HOMEIER, H. (1969c): Beiheft zur Historischen Karte Nr. 13. Forsch.-Stelle Norderney, Norderney. 20 S., 1 Karte, Anlagen.

HOMEIER, H. (1969d): Beiheft zur Historischen Karte Nr. 14. Forsch.-Stelle Norderney, Norderney. 18 S., 1 Karte, Anlagen.

HOMEIER, H. (1969e): Beiheft zur Historischen Karte Nr. 15. Forsch.-Stelle Norderney, Norderney. 20 S., 1 Karte, 5 Anlagen.

HOMEIER, H. (1972): Beiheft zur Historischen Karte Nr. 4. Forsch.-Stelle für Insel- u. Küstenschutz, Norderney. 25 S., 1 Karte, 8 Anlagen.

HOMEIER, H. (1974): Beiheft zur Historischen Karte Nr. 8. Forsch.-Stelle für Insel- u. Küstenschutz, Norderney. 20 S., 1 Karte, 6 Anlagen.

HOMEIER, H. (1982a): Beiheft zur Historischen Karte Nr. 10. Forsch.-Stelle für Insel- u. Küstenschutz, Norderney. 25 S., 1 Karte, 7 Anlagen.

HOMEIER, H. (1982b): Beiheft zur Historischen Karte Nr. 9; Forsch.-Stelle für Insel- u. Küstenschutz, Norderney. 22 S., 1 Karte u. 3 Anlagen.

HOMEIER, H. (1983): Beiheft zur Historischen Karte Nr. 11a; Forsch.-Stelle für Insel- u. Küstenschutz, Norderney. 27 S., 1 Karte u. 13 Anlagen.

HÖPNER, T. (1994). Auswirkungen der Ästuarvertiefung in der Emsmündung. In: J.E.A. Lozán (Hrsg.). Warnsignale aus dem Wattenmeer. Berlin. Parey. 171-175.

IBL (1990). Schilfröhricht Weser und ostfriesische Binnenmeere. Gutachten im Auftrag der Bezirksregierung Weser-Ems (Obere Naturschutzbehörde). Oldenburg. 120 S. (unveröfftl.).

IFAUM, Institut für Angewandte Umweltbiologie und Monitoring (2005). Biotopkartierung auf den Inseln Neuwerk, Scharhörn und Nigehörn im Rahmen des Monitoring-Programms für den Nationalpark Hamburgisches Wattenmeer. Im Auftrag der Freien und Hansestadt Hamburg, Behörde für Umwelt u. Gesundheit. Nationalparkverwaltung, Hamburg. 46 S. u. Anhang (unveröfftl.).

JAKLIN, S., PETERSEN, B., ADOLPH, W., PETRI, G. & W. HEIBER (2007). Aufbau einer Bewertungsmatrix für die Gewässertypen nach EG-WRRL im Küstengebiet der Nordsee, Schwerpunkt Flussgebietseinheiten Weser und Elbe. Abschlussbericht Teil A: Nährstoffe, Fische, Phytoplankton, Makrophyten (Makroalgen und Seegras). Berichte des NLWKN 2007. 86 S

JANOWSKY, R. & M. GÄHLER (2006). Biotoptypen-/Vegetationskartierung von Vordeichsflächen an Unter- und Außenweser auf Grundlage einer HRSC-AX-Befliegung (28. Juli 2002). Endbericht , Stand: Mai 2006.- FZG der Hochschule Vechta im Auftrag des Wasser- und Schifffahrtsamtes Bremerhaven. 42 S. u. digitale Daten. http://www.weseranpassung.de/downloads/dateien/Ergaenzende_Gutachten/XVI_Janowsky_Gaehler_FZG_Weser_Biotoptypen.pdf

JNCC; JOINT NATURE CONSERVATION COMMITTEE (2004). Common Standards Monitoring Guidance for Saltmarsh Habitats. Version August 2004, updated from February 2004. ISSN 1743-8160 (online).

KIEHL, K., ESSELINK, P., & J. BAKKER, (1997). Nutrient limitation and plant-species composition in temperate salt marshes. Oecologia. 111. 325-330.

LEENDERTSE, P.C. (1991). Kwelderontwikkeling in relatie tot de waterkwaliteit van de Waddenzee. Univ. Amsterdam.

LOPEZ, R.D. & F.S. FENNESSY (2002). Testing the floristic quality assessment index as an indicator of wetland condition. Ecological Applications. 12. 487-497.

MARENCIC, H., BAKKER, J., FARKE, H., GÄTJE, C., DE JONG, F., KELLERMANN, A., et al. (1996). The Trilateral Monitoring and Assessment Program (TMAP). Report of the Expert Workshops 1995/1996. Wadden Sea Ecosystem. 6. 205 S.

METZING, D. (2005). Küstenflora und Klimawandel – der Einfluss der globalen Erwärmung auf die Gefäßpflanzenflora des deutschen Küstengebietes von Nord- und Ostsee. Diss. Uni. Oldenburg. 420 S.

NATURE-CONSULT (2006). Kartierung der gesamten terrestrischen Bereiche des Nationalparks Niedersächsisches Wattenmeer im Jahr 2004. Im Auftrag der Nationalparkverwaltung Niedersächsisches Wattenmeer. 125 S. u. digitale Daten. (unveröfftl.)

NLP-V, Nationalparkverwaltung Niedersächsisches Wattenmeer (Hrsg.) (1994). Biotoptypenkartierung terrestrischer Bereiche des Nationalparks Nieders. Wattenmeer auf der Basis der CIR-Luftbilder vom August 1991. (unveröfftl.).

PLANUNGSGRUPPE GRÜN (2006). Landschaftspflegekonzept Vorland Jadebusen. Gutachten im Auftrag des II. Oldenburgischen Deichbands, Brake. Ovelgönne-Frieschenmoor. 187 S. + Anhänge. Stand: 19.07.2006. (unveröfftl.).

QUAST, J., STEIDL, J., MÜLLER, K. & H. WIGGERING (2002). Minderung diffuser Stoffeinträge. In: von Keitz, S. & Schmalholtz, M. (Hrsg.). Handbuch der Wasserrahmenrichtlinie: Inhalte, Neuerungen und Anregungen für die nationale Umsetzung. Berlin. 177-219.

REISE, K. (1994). Das Schlickgras *Spartina anglica*: die Invasion einer neuen Art. In J.E.A Lozán (Hrsg.). Warnsignale aus dem Wattenmeer. Berlin: Parey. 211-214.

SCHERFOSE, V. (1993). Zum Einfluss der Beweidung auf das Gefäßpflanzen-Artengefüge von Salz- und Brackmarschen. Z. Ökologie und Naturschutz. 2. 201-211.

SPIEKER, J., OBST, G., KÖHLER, S., & G. RAMM, (2001). Vorstudie zur Klärung der Relevanz der Gewässerflora (Makrophyten, Angiospermen, Großalgen) für die Bewertung des ökologischen Zustandes im Teileinzugsgebiet Tideelbe. Endbericht. Hamburg. ARGE Elbe, Wassergütestelle Elbe.

STILLER, G. (2005). Bewertungsverfahren für die Qualitätskomponenten Makrophyten und Angiospermen in der Tideelbe gemäß EU-Wasserrahmenrichtlinie. Endbericht. Iim Auftrag der ARGE ELBE, Wassergütestelle Elbe. Hamburg. Feb.2005: 47 S.

http://www.arge-elbe.de/wge/Download/Berichte/05MP_Bewert_TEL.pdf

STILLER, G. (2005). Erprobung des Bewertungsverfahrens für die Qualitätskomponenten Makrophyten und Angiospermen in der Tideelbe im Rahmen des vorläufigen Monitorings gemäß EG-Wasserrahmenrichtlinie. Endbericht. Im Auftrag der ARGE ELBE, Wassergütestelle Elbe. Hamburg. Dez. 2005. 35 S. u. Anhang. http://www.arge-elbe.de/wge/Download/Berichte/05MP_Erprob_TEL.pdf

STOCK, M. & KIEHL, K. (1994). Natur- oder Kulturlandschaft? Wattenmeersalzwiesen zwischen den Ansprüchen von Naturschutz, Küstenschutz und Landwirtschaft. In J.E.A. Lozán (Hrsg.) *Warnsignale aus dem Wattenmeer*. Parey. Berlin. 190-196.

VAN DER MOLEN, D.T.H. (2004). References and classification tools for transitional and coastal waters for the purpose of the Water Framework Directive - English version october 2004. www.stowa.nl.

WANNER & RUDOLPHI (2006). Vorläufiger Endbericht an das Landesamt für Natur und Umwelt Schleswig-Holstein. Salzrasen und -röhrichte an der Ostsee in der Bewertung von Küstengewässern nach der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL): Prüfung der Tauglichkeit und Vorschlag für ein Bewertungsverfahren. Hamburg, Kiel. 37 S. (unveröfftl.)

YSEBAERT, T. & P.M.J. HERMAN (2004). The assessment of the ecological status of coastal and transitional waters based on benthic macro-invertebrates: classification and intercalibration within the Water Framework Directive. NIOO-CEME Report 2004-1.

6 Makrozoobenthos

Benthosorganismen sind komplexe Elemente des marinen Systems in den küstennahen und ästuarinen Gewässern. Sie dienen als Futterressource für Fische und Vögel und sind damit Bindeglied zwischen verschiedenen trophischen Ebenen des Nahrungsnetzes (ENGLE 1998), ggf. bis hin zum Endverbraucher Mensch. Einige Arten des Benthos werden vom Menschen auch direkt konsumiert, wie z. B. Muscheln und Garnelen. Durch den Kontakt zum Sediment als Siedlungs- und Lebensraum können benthische Organismen empfindlich akute oder chronische Sedimenttoxizität des Untersuchungsgebietes widerspiegeln und geben darüber hinaus Aufschluss über den Verlauf von Belastungssituationen (BILYARD 1987). Sie spielen eine wichtige Rolle in den Umsetzungsprozessen von Nährstoffen und Materialien und stellen darüber ein Bindeglied zwischen Sediment und Wassersäule dar. Makrozoobenthoslebensgemeinschaften sind in der Regel relativ ortstreu und können somit den regionalen Standortverhältnissen nicht ausweichen, haben eine relativ lange Lebensspanne und setzen sich aus unterschiedlich sensitiv reagierenden Arten zusammen. Nach BORJA ET AL. 2003 besteht in der Fachwelt breite Übereinstimmung, dass die Artenzusammensetzung einer Benthoslebensgemeinschaft als guter Indikator für die Qualität bzw. den Grad der Beeinträchtigung eines Ökosystems herangezogen werden kann (GRALL 1997). Die im Rahmen der WRRL (EU 2000) aufzustellenden Bewertungsmaßstäbe sollen das Maß des menschlichen Einflusses auf das Ökosystem beurteilen. Für das Makrozoobenthos im Küsten- und Übergangsgewässer sind u.a. folgende Stressfaktoren relevant: Eutrophierung, Aussüßung oder Versalzung, Bagger- und Verklapparbeiten, Stromunterhaltungsmaßnahmen, Fischerei, Einschleppung neuer Arten (Neozoen), chemische Verunreinigung. Ein Beurteilungssystem gemäß WRRL mit quantitativen Grenzen für die Zustandsbewertungen sehr gut, gut und mäßig im Küstengewässer lag in Deutschland ebenso wie in den Niederlanden (VAN DER MOLEN 2004) bislang nicht vor. Als Quelle für Indikatorvariablen sind folgende Bewertungsansätze nutzbar: Ecological Quality Objectives (OSPAR); EUNIS, ein Habitatklassifikationssystem auch für marine Habitate (DAVIES 2002); AMBI, ein Bewertungsprogramm anhand von klassifizierten Artenlisten im Küsten- und Flußmündungsbereich (BORJA 2000, BORJA, 2003), ein systemumfassendes Bewertungsprogramm für Küstengewässer auf Grundlage eines 3-Ebenen-Modells für das Übergangsgewässer der Westerschelde von ESCARAVAGE ET AL. 2004 (VAN HOEY ET AL. 2006, RIKZ), Ästuar Typie Index (AETI) (KRIEG 2005) oder ein Bewertungssystem für das Makrozoobenthos der Ostsee nach verschiedenen Indices und der Bewertung des Anteils sensitiver Arten (MARILIM 2006).

6.1 Erfordernisse gemäß Wasserrahmenrichtlinie

Eine Qualitätskomponente zur Ermittlung der ökologischen Qualität eines Wasserkörpers nach WRRL (EU 2000) ist das Makrozoobenthos. Die von der WRRL geforderten Bewertungsparameter sind die Zusammensetzung der Arten und die Abundanz der benthischen wirbellosen Fauna. Die Definitionen für die Bestimmung des sehr guten, guten und mäßigen Zustands des Wasserkörpers anhand des Makrozoobenthos (WRRL, Anhang V 1.2.3/1.2.4) sind in Tab. 6.1 zu finden. Wie aus den Definitionen hervorgeht, ist als weiterer Parameter neben der Artzusammensetzung und der Abundanz der Anteil störungsempfindlicher Taxa an der Lebensgemeinschaft des Makrozoobenthos qualitätsbestimmend.

Tab. 6.1: Begriffsbestimmungen für den sehr guten, guten und mäßigen ökologischen Zustand von Übergangsgewässern (ÜG) und Küstengewässern (KG) gemäß WRRL, Anhang V 1.2.3/1.2.4 für Makrozoobenthos

	Sehr guter Zustand	Guter Zustand	Mäßiger Zustand
ÜG und KG	Der Grad der Vielfalt und Abundanz der wirbellosen Taxa liegt in dem Bereich, der normalerweise bei Abwesenheit störender Einflüsse festzustellen ist. Alle störungsempfindlichen Taxa, die bei Abwesenheit störender Einflüsse gegeben sind, sind vorhanden.	Der Grad der Vielfalt und der Abundanz der wirbellosen Taxa liegt geringfügig außerhalb des Bereichs, der typspezifischen Bedingungen entspricht. Die meisten empfindlichen Taxa der typspezifischen Gemeinschaften sind vorhanden.	Der Grad der Vielfalt und der Abundanz der wirbellosen Taxa liegt mäßig außerhalb des Bereichs, der typspezifischen Bedingungen entspricht. Es sind Taxa vorhanden, die auf Verschmutzung hindeuten. Viele empfindliche Taxa der typspezifischen Gemeinschaften fehlen.

6.2 Bewertungsansatz für die Küsten- und Übergangsgewässer der FGE Ems, Weser und Elbe

In den europäischen Ländern wurden in der vergangenen Zeit der Einführung der WRRL unterschiedliche Bewertungsmodelle bzw. Bewertungsansätzen für das Makrozoobenthos entwickelt und vorgestellt sowie einige Ansätze im Prozess der Interkalibration getestet und evaluiert. Diese Ansätze wurden in den Zwischenberichten zum vorliegenden Projekt näher beschrieben und deren Anwendung für die niedersächsischen Übergangs- und Küstengewässer geprüft, jedoch eine Übernahme eines bereits vorliegenden Bewertungsansatzes für die niedersächsichen Übergangs- und Küstengewässer bisher in Frage gestellt (ADOLPH & PETRI 2005; JAKLIN et al. 2005a, 2005b; JAKLIN & PETERSEN 2006). Eine vergleichende niederländische Studie zu Bewertungsansätzen für Makrozoobenthos (NIOO/RIKZ-Modell, UK-multimetric Ansatz) mit Daten der Weser, Westerschelde, Eems-Dollard und Humber, wurde im November 2005 veröffentlicht (BURGERS ET AL. 2005). Dabei wurde herausgearbeitet, dass die Ergebnisse der angewandten Bewertungsmodelle nicht vergleichbar sind und somit weitere Anstrengungen von Seiten der NEA GIG Interkalibrationsgruppe unternommen werden müssen, um zu einer Angleichung der Bewertungsmodelle für Übergangs- und Küstengewässer zu gelangen.

Als Ergebnis der Interkalibrationsarbeit der deutsch-niederländischen Kooperation im Übergangs- und Küstengewässer der Ems soll ein zukünftiges Bewertungssystem für Makrozoobenthos analog dem Bewertungsansatz von ESCARAVAGE ET AL. (2004) und YSEBAERT ET AL. (2004) erarbeitet werden. Die vorgenannten Autoren beurteilten das Makrozoobenthos in der Westerschelde über drei hierarchische Ebenen im Ökosystem (Abb. 6.1).

Mit Hilfe des dreistufigen hierarchischen Modells nach YSEBAERT & HERMAN (2004) wird der ökologische Zustand des Wasserkörpers als Gesamtergebnis der Bewertungen auf der Ebene des Ökosystems, der Ökotope im System sowie innerhalb der Ökotope auf der Ebene der Makrozoobenthos-Gemeinschaften beurteilt.

Auf Ebene 1 (Ökosystem - Systemebene) wird der Wasserkörper als Gesamtsystem betrachtet. Die Bewertungsparameter sind hier die Makrozoobenthos-Biomasse (g AFDW m^{--1}) sowie die Primärproduktion (g C m^{-2} $Jahr^{-1}$), die im ausgewogenen Zustand des Ästuars in einem bestimmten Verhältnis stehen.

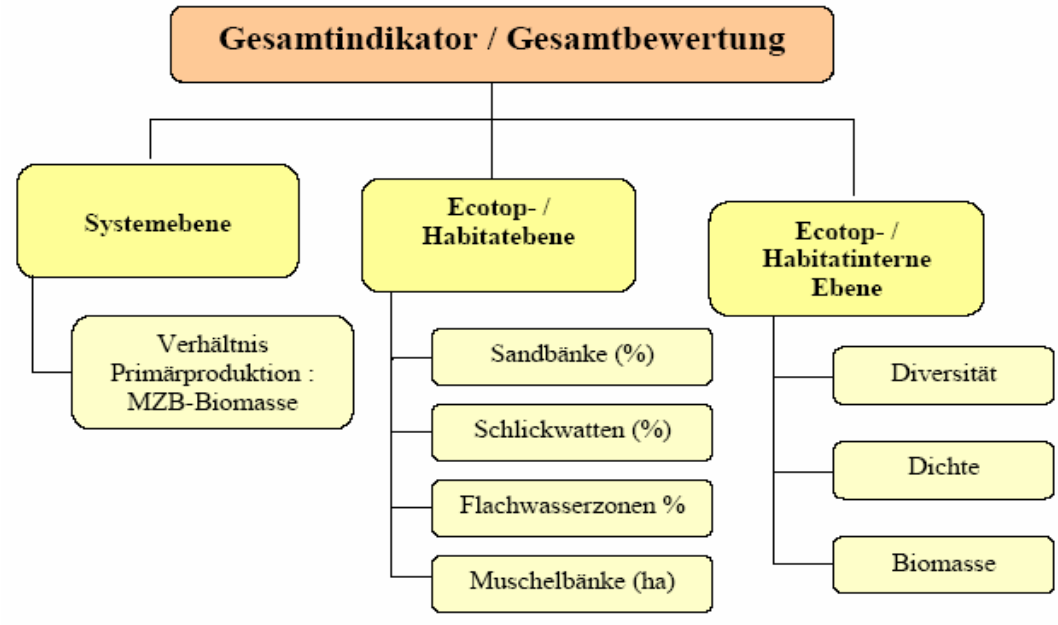


Abb. 6.1: Schematische Darstellung des Bewertungssystems für das Makrozoobenthos der Westerschelde nach ESCARAVAGE ET AL. (2004): Ebene 1: Systemebene, Ebene 2: Ecotop/Habitatebene, Ebene 3: Ecotop/Habitatinterne Ebene.

Eine Abweichung weist auf ein Ungleichgewicht im Ökosystem hin, wie z. B. Eutrophierung oder Masseninvasion nicht heimischer Benthosarten. ESCARAVAGE ET AL. (2004) erarbeiteten, basierend auf umfangreichen Literatur-, Modell- und Versuchsdaten, dass das ausgewogene Verhältnis von Makrozoobenthos-Biomasse zu Primärproduktion etwa bei 1:10 liegt.

Auf Ebene 2 (Ökotopebene - Systemebene) wird das Vorkommen bzw. die Verteilung von Ökotopen, d. h. Untereinheiten im Gesamtsystem, zur Bewertung herangezogen. Die Ausdehnung der einzelnen Ökotope beeinflusst die Möglichkeiten der Habitatfindung und Überlebenschancen für Populationen und Lebensgemeinschaften im Ökosystem. Für die Bewertung wird der Wasserkörper in verschiedene Ökotope eingeteilt, die sich hinsichtlich ihrer Salinität (marin, brackig), Tiefe (oberes Litoral, mittleres bis unteres Litoral, Sublitoral), Dynamik (hoch, gering) und ihrer Sedimenteigenschaften (sandig, schlickig) unterscheiden. Prinzip der Bewertung ist die heutige Ausgestaltung des Systems hinsichtlich der potentiellen Lebensräume und Ansiedlungsmöglichkeiten für benthische Evertebraten im Vergleich zu einer historischen Referenz. In der Westerschelde wurde der Flächenanteil von fünf Ökotopen (Salzwiesen, Schlickwatt, Sandwatt, Flaches Sublitoral, tiefes Sublitoral) um 1900 mit dem um 1996 verglichen. In der Westerschelde stehen deutliche Abnahmen der Schlickwatten und der flachen Sublitoralbereiche Zunahmen von Sandwatt und tiefen Sublitoralbereichen gegenüber. Weiterhin werden aufgrund ihrer ökologischen Bedeutung im System eines Ästuars Muschelbänke als Sonderökotop in die Bewertung mit einbezogen. In der Westerschelde kommen zurzeit keine Muschelbänke vor; die potenzielle maximale Ausdehnung wird auf 200 ha geschätzt. Diese Fläche wird in der Westerschelde als höchstes ökologisches Potential angesetzt.

Auf Ebene 3 (innerhalb der Ökotope) wird die Qualität der Ökotope anhand der Diversität, Abundanz und Biomasse der sie besiedelnden Makrozoobenthos-Gemeinschaft bewertet. Die Diversität wird dabei durch die Artenzahl und die Artenzusammensetzung beschrieben. Für die Westerschelde wurden die Referenzwerte zur Definition des Höchsten ökologischen Potentials aus relativ jungen Zeitreihen von 1978 bis 1999 ermittelt, da historische Daten zur Ermittlung dieser Parameter fehlten.

Der Parameter Artenzusammensetzung wurde anhand von ökotoptypischen Referenz-Artenlisten bewertet. Da für das Übergangsgewässer Westerschelde etwa 7000 detaillierte Datensätze vorlagen, konnte der Parameter prozentuale Auftretenswahrscheinlichkeit einer Art im Zusammenhang mit der beprobten Fläche bewertet werden.

Die Bewertung der Parameter Biomasse und Abundanz wurde von ESCARAVAGE ET AL. (2004) als kritisch eingeschätzt, da selbst bei hoher Anzahl von Proben eine hohe Variabilität vorliegt, die eine abgestufte Bewertung des ökologischen Zustands bzw. Potentials nach WRRL nicht zuläßt. Deshalb wurden für die Parameter Biomasse und Abundanz nur das höchste ökologische Potential und der schlechte Zustand definiert und bewertet.

Die Gesamtbewertung des Wasserkörpers vereint zunächst die Teilbewertungen innerhalb der Ebenen und führt dann zu einer Gesamtbewertung über die drei Ebenen. Dabei geht die Bewertung der Ebene 1 (Ökosystemebene) einfach, die Bewertung der Ebene 2 (Ökotopebene) sowie die der Ebene 3 (innerhalb der Ökotope) jeweils doppelt in das Gesamtergebnis ein. Das berechnete Gesamtergebnis zeigt schließlich den ökologischen Zustand bzw. das ökologische Potential des Wasserkörpers an (ESCARAVAGE ET AL. 2004).

Durch seinen hierarchischen Aufbau zeigt dieser Bewertungsansatz Störungen auf verschiedenen Ebenen an. Dabei ist der Bewertungsablauf nachvollziehbar, so dass Veränderungen auf der jeweiligen Ebene sowie in den durch die Parameter beschriebenen Elementen der Ebene erkannt werden können.

Ebene 1 (Ökosystemebene) stellt einen sehr robusten Indikator dar, da er von einer Vielzahl von interaktiven Prozessen abhängt. Störungen werden somit von diversen Faktoren abgepuffert. Erst wenn die Pufferkapazität des Systems überschritten wird, zeigen sich bei der Bewertung der Ebene 1 Veränderungen, die somit auf extreme Störungen des Gleichgewichts im Ökosystem hindeuten.

Auf der Ebene der Ökotope (Ebene 2) zeigen sich Beeinträchtigungen, die durch morpho- bzw. hydrodynamische Veränderungen im Gesamtsystem entstehen. Einbußen von Großlebensräumen für die benthischen Wirbellosen, die durch Aktivitäten wie z. B. Baggerungen und Sediment-Verklappungen sowie Uferbefestigungen etc. verursacht werden können, sind auf dieser Ebene festzustellen.

Veränderungen in den benthischen Lebensgemeinschaften, die auf der Ebene 3 (innerhalb der Ökotope) zu erkennen sind, bilden Reaktionen der Organismen auf Störungen im Ökotop, wie z. B. Temperaturveränderungen, Sauer-

stoffmangel, Strömungsänderungen, Schadstoffe etc. ab.

Dieser hierarchische Bewertungsansatz wurde speziell für die Westerschelde erarbeitet und ist somit nicht direkt auf andere Gewässertypen bzw. Wasserkörper übertragbar. Um den Bewertungsansatz für andere Gewässertypen bzw. Wasserkörper nutzen zu können, müssen die typischen und historischen Daten des zu bewertenden Bereiches einbezogen und die Referenzwerte und Klassengrenzen entsprechend angepasst werden.

Für die vorliegende Studie relevant ist die Klassifikation der Ökotope auf den Ebenen 2 und 3. Auf Ebene 2 wird eine grobe räumliche Einteilung des Systems in funktionale Einheiten wie z. B. Schlickflächen oder flaches Sublitoral vorgenommen (Abb. 6.1). Diese eher grobe Einteilung des Systems dient zur Bewertung des Vorhandenseins und der räumlichen Ausdehnung von Lebensräumen für das Makrozoobenthos. Hierbei ist entscheidend, dass der Wegfall eines Ökotops die Funktionalität des Systems bzw. des Makrozoobenthos im System beeinträchtigen kann. Für die Bewertung des ökologischen Zustandes wird hierbei die historische Ausdehnung (vor 1950) einzelner Ökotope der aktuellen gegenübergestellt. Sollten grobe Abweichungen oder gar der Wegfall eines der für Ebene 2 definierten Ökotope zu verzeichnen sein, so ist diese Entwicklung als negativ für die Lebensbedingungen des Makrozoobenthos im Ästuar zu betrachten. Um diese Aussagen treffen zu können, sind somit sowohl historische als auch aktuelle Daten der Morphologie und Sedimentverteilung notwendig.

Auf Ebene 3 werden Ökotope definiert, die kleinere räumliche Einheiten beschreiben und z. B. Hydrographie und Überflutungsdauer mit einbeziehen. Alle Ökotope, die für Ebene 3 definiert werden, lassen sich auch in der groben Einteilung auf Ebene 2 wiederfinden. Auf Ebene 3 wird nicht die räumliche Ausdehnung der Ökotope sondern die Lebensgemeinschaft des Makrozoobenthos in dem jeweiligen Ökotop bewertet (vergl. Abb. 6.1). Für die Bearbeitung und Darstellung des Bewertungssystems ist es unumgänglich, dass sich die Ökotope im GIS darstellen lassen. Die räumliche Ausdehnung der Ökotope auf Ebene 2 sowie die Makrofauna innerhalb der Ökotope auf Ebene 3 soll zukünftig durch ein Monitoring erfasst und anschließend bewertet werden. Dies bedeutet, dass bei der Auswahl der Ökotope bedacht werden sollte, dass neben der wissenschaftlichen Genauigkeit die Machbarkeit für die Überwachung des Gewässerzustandes gewährleistet sein muss.

Für das vorliegende Projekt stellte sich die Aufgabe, die Grundideen des 3-Ebenen-Modells für die Bewertung der Küsten- und Übergangsgewässer der Nordsee aufzugreifen und an die Gegebenheiten der Ästuare und küstennahen Gewässer der Nordsee sowie an die vorliegenden Datenbestände anzupassen. Zu diesem Zweck werden im Folgenden die Ergebnisse verschiedener projektbegleitender Studien zusammengeführt, die im Auftrag des NLWKN Ökotopspezifizierungen als Grundlage für Bewertungsmodelle erarbeitet haben (AQUA-MARIN 2006) oder auf die Ökotope bezogene Bewertungsmodelle für Küsten- und Übergangsgewässer der Nordsee entwickelten (KÜFOG 2006c, MARILIM 2006).

Ausgerichtet auf das Ziel der Bewertung der Qualitätskomponenten Makrozoobenthos im Übergangs- und Küstengewässer zeigt die Abb. 6.2 die Inhalte der projektbegleitenden Studien.

6.2.1 Schlüsselfaktoren zur Klassifizierung von Ökotopen

Die Ökotope bilden abgrenzbare Lebensräume für Makrozoobenthoslebensgemeinschaften, sollen aber auch durch Monitoring abdeckbar sein und somit eine Grundlage für die Bewertung des ökologischen Zustands der Wasserkörper bilden. In einer Vorstudie zur Klassifizierung von Ökotopen (JAKLIN 2006, unveröff.) wurden relevante Ökotope der Küstengewässer der Flussgebietseinheiten Ems, Weser und Elbe definiert. Die Vorstudie von JAKLIN (2006, unveröff.) über die standortbeeinflussenden Faktoren für benthische Lebensgemeinschaften im Küstengewässer und die sich daraus ableitende Abgrenzung von Ökotopen ist im Anhang dieses Berichts als ungekürzter Beitrag zu finden.

In aquatischen Systemen sind einige Parameter für die Standortwahl der benthischen Lebensgemeinschaften von besonderer Bedeutung; hierzu zählen neben dem Salzgehalt insbesondere hydrographische Kenngrößen wie Strömung, Überflutungshäufigkeit und Seegang sowie Topographie und Sedimentzusammensetzung. Ein Zusammenhang dieser Faktoren mit dem Vorkommen von ästuarinen makrozoobenthischen Arten konnte auch von YSEBAERT ET AL. (2002) in der Westerschelde nachgewiesen werden.

Abb. 6.2: Projektbegleitende Studien zur Klassifizierung von Ökotopen und zur Bewertung der Makrozoobenthos-Lebensgemeinschaften im Übergangs- und Küstengewässer der Nordsee

Der Salzgehalt des Wassers beeinflusst Verbeitung und Abundanz von Arten (u.a. MICHAELIS 1983, WOLFF 1983). Für stenohaline marine und Süßwasserarten wirkt ein Salinitätsgradient als physiologische Barriere. Aufgrund des Tidegeschehens, des Klimas und der Süßwasserzuflüsse unterliegt der Salzgehalt in den küstennahen Gewässern tages- und jahreszeitlichen Schwankungen, denen sich die Fauna anpassen kann. In den Flussmündungsbereichen treten im Übergangsgewässer jedoch Salzgradienten auf, die dauerhaft unterschiedliche Lebensräume abgrenzen. Die Unterscheidung der Küstengewässer wurden nach dem Einfluss der Mündungsfahnen der großen Flüsse Ems, Weser und Elbe in die Salzgehaltszonen polyhalin (Salinität 18 - <30) und euhalin (Salinität >30) vorgenommen (GROTJAHN & KOLBE 2003). JAKLIN (2006, unveröff.) weist darauf hin, dass zukünftig überprüft werden sollte, ob sich die Lebensgemeinschaften tatsächlich zwischen diesen beiden Salinitätszonen unterscheiden.

Zur Differenzierung des Einflusses von Strömung und Seegang auf die Benthoslebensgemeinschaften wird, ausgehend von Seekarten Null (SKN), eine Unterteilung im Sublitoral in flaches (< (SKN - 6 m)) und tiefes Sublitoral (> (SKN- 6 m)) vorgenommen. Im oberen Bereich beeinflussen Erosion und Akkumulation den Lebensraum für benthische Gemeinschaften. Im Eulitoral ist die Dauer der Trockenfallperiode für die Ausbildung von benthischen Lebensgemeinschaften von Bedeutung und ebenfalls die Wirkung von überwiegend seegangsbeeinflussten oder strömungsbeeinflussten Prozessen, so dass auch dort, ausgehend von Normal Null (NN), zwischen einem oberen (< NN) und unteren Eulitoral (> NN) unterschieden wird.

Die lokalen hydrodynamischen Energiegradienten, die Erosion und Deposition kontrollieren, werden durch die Verteilung der Sedimente im System abgebildet (BARTHOLOMÄ & FLEMMING 2005). Hohe Strömungsgeschwindigkeiten verhindern das Ablagern feiner Sedimente und führen zu einer Dominanz sandiger Sedimente, während feine Sedimente sich unter niedrigenergetischen Bedingungen ablagern können. Wie auch die Salinität stellt die Sedimentzusammensetzung einen bedeutenden Faktor für das Vorkommen und die Verbreitung von Benthosarten dar. Die Korngrößenzusammensetzung bestimmt u.a. die Effizienz der Futteraufnahme, die Eingrabmöglichkeiten und den Bau spezieller Gangsysteme oder Röhren für inbenthische Arten (BOUMA ET AL. 2006).

Sublitoral	flach (< (SKN –6 m))
	tief (> (SKN –6 m))
Eulitoral	Schlickflächen
	Sandflächen
Sonderökotope	Miesmuschelbänke
	Seegraswiesen

Abb. 6.3: Klassifizierung der Ökotope und Sonderökotope der Küstengewässer der Flussgebietseinheiten Ems, Weser und Elbe auf Ebene 2 (Ökotope auf Systemebene) auf der Grundlage des hierarchischen Bewertungssystems nach ESCARAVAGE ET AL. (2004) in JAKLIN (2006)

Eine charakteristische Verteilung von benthischen Arten entlang von Korngrößengradienten beschrieben YSEBAERT ET AL. (2002) für die Westerschelde. Wie auch für die Differenzierung der hydrographischen Aspekte, ist eine konkrete Abgrenzung unterschiedlicher Sedimentbereiche, die durch charakteristische benthische Gemeinschaften besiedelt werden, schwierig, da Grenzen oftmals fliessend sind und einzelne Arten eine große räumliche Verbreitung aufweisen können.

Die Klassifizierung der Ökotope durch JAKLIN (2006) für die Ebene 2 entspricht bis auf geringfügige Änderungen (SKN–6 m statt NN–5 m) der in ESCARAVAGE et al. (2004) vorgeschlagenen (Abb. 6.3). Das System ist einfach gehalten, da es ansonsten nicht möglich sein würde, die historische Ausdehnung verschiedener Ökotope mit der jetzigen zu vergleichen. Zudem war das Ziel auf Ebene 2, Aussagen für die Aufrechterhaltung der Funktion des Gesamtsystems machen zu können. Aus diesem Grund ist die Einteilung auf sechs Ökotope (flaches Sublitoral, tiefes Sublitoral, schlickiges Eulitoral, sandiges Eulitoral sowie Miesmuschelbänke und Seegraswiesen als Sonderökotope) beschränkt (vergl. ESCARAVAGE ET AL. 2004). Für den historischen Vergleich über die Ausdehnung von Seegraswiesen und Miesmuschelbänken liegen zwar keine wirklich historischen (vor oder um 1900) Daten vor, aber durch zukünftige Arbeiten sollte es möglich sein, anhand von modellbasierten potentiellen Habitatkarten auf eine potentielle historische Verbreitung zu schließen.

Eine Klassifizierung der Ökotope auf der Bewertungsebene 3 im Sinne des hierarchischen Modells nach ESCARAVAGE ET AL. (2004) wurde nach folgenden Kriterien durchgeführt (vergl. Abb. 6.4): Eine erste Unterteilung der Ökotope findet zwischen zwei Salinitätszonen (eu- und polyhalin) statt. Diese Unterteilung ist als vorläufig zu betrachten, da noch genau überprüft werden muss, ob sich die benthischen Gemeinschaften in den zwei Zonen tatsächlich unterscheiden. Eine weitere Unterteilung findet hiernach in einen eulitoralen und einen sublitoralen Bereich statt, da diese Kompartimente hinsichtlich der Wasserbedeckungszeiten unterschiedliche Lebensbedingungen für das Makrozoobenthos bieten. Das Sublitoral wird wiederum nach hydrodynamischen Aspekten anhand der Topographie in die Zonen „flach“ und „tief“ anhand der SKN-6m-Linie unterteilt, die diese Gebiete grob in primär seegangsbeeinflusste und primär strömungsbeeinflusste Bereiche trennt. Im tiefen Sublitoral findet keine weitere Unterteilung nach der Korngröße der Sedimente statt, da das Sublitoral generell durch höhere Strömungsgeschwindigkeiten und relativ sandige Sedimente charakterisiert ist (vergl. ESCARAVAGE ET AL. 2004). Das Eulitoral wurde in einen „oberen“ und „unteren“ Bereich unterteilt, der wie im Sublitoral primär seegangs- von primär strömungsbeeinflussten Bereichen trennt. Wie im Sublitoral wird diese hydrographische Unterscheidung näherungsweise anhand der Topographie durch die NN-Linie vorgenommen. Im Eulitoral und flachen Sublitoral wurden die Sedimente in einen schlickigen und einen sandigen Bereich unterteilt, ohne diese genauer nach ihren Kenngrössen, wie zum Beispiel „Anteil mittlere Korngrösse“ oder „TOC- und Wassergehalt“ zu spezifizieren. Als Sonderökotope wurden Miesmuschelbänke und Seegraswiesen gewählt, da sie in den Küstengewässern ökologisch bedeutende Einheiten mit einer charakteristischen assoziierten benthischen Fauna darstellen. Desgleichen gilt für die Austernbänke, bei denen jedoch noch entschieden werden sollte, ob die neu eingewanderte und sich stetig ausbreitende Art *Crassostrea gigas* als Bewertungskomponente im Rahmen der WRRL aufgenommen wird. Außerdem sollten Sonderökotope wie Klei-, Torf-, Schill- und Kiesbänke aufgenommen werden, die eine charakteristische Fauna aufweisen, jedoch vielfach eher kleinflächig vorkommen.

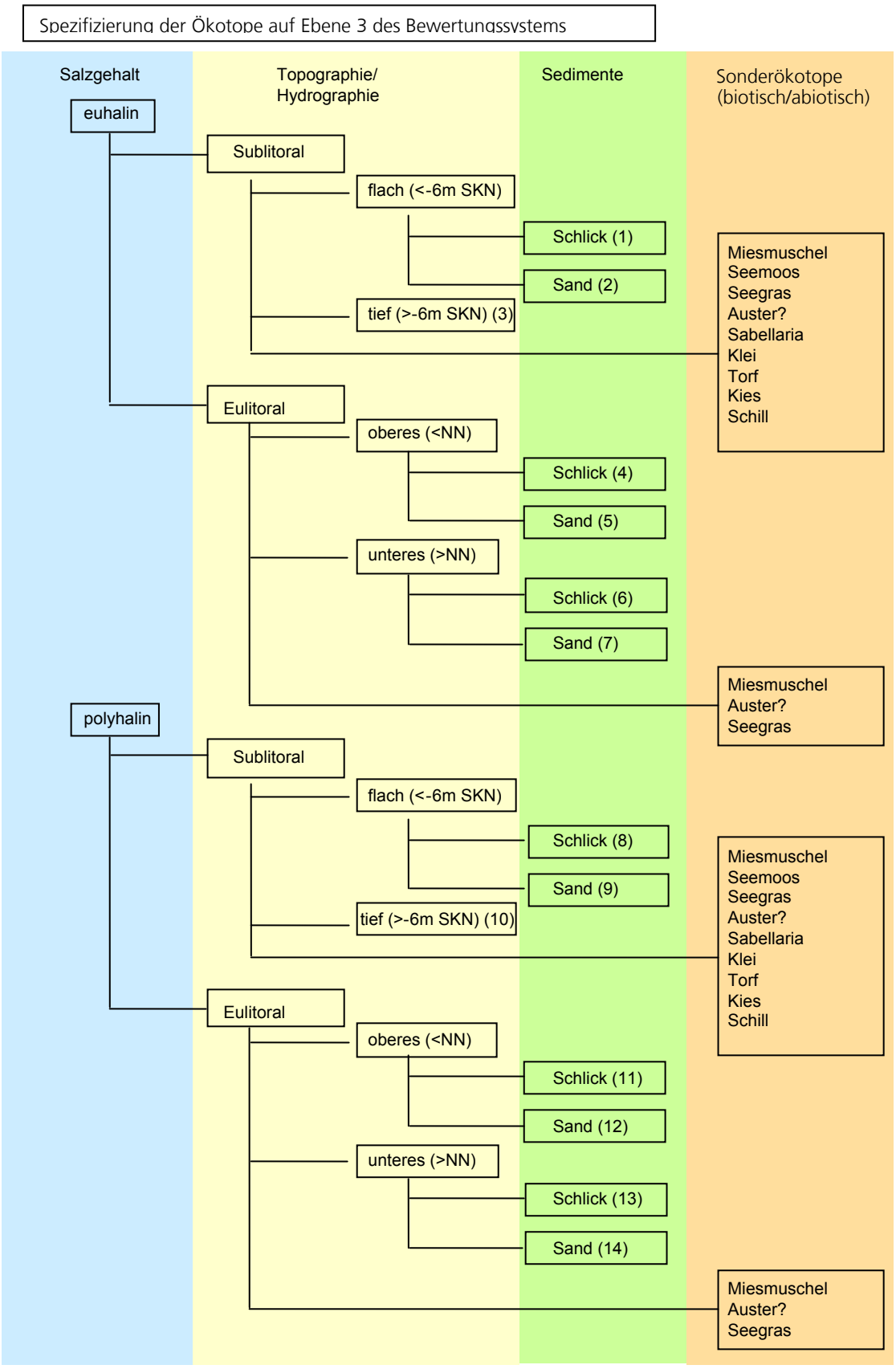


Abb. 6.4: Klassifikation der Ökotope (14) und Sonderökotope (24) im Küstengewässer der Flussgebietseinheiten Ems, Weser und Elbe im Sinne der Ebene 3 (Bewertung MZB innerhalb der Ökotope) des hierarchischen Bewertungssystems nach Escaravage et al. (2004)

6.2.2 Habitatspezifische Charakterisierung der MZB-Gemeinschaften in den Küstengewässern der FGE Ems, Weser und Elbe

Ökosysteme, wie auch die Übergangs- und Küstengewässer, vereinen Muster und Prozesse zu Wechselwirkungen zwischen Lebewesen und ihrem Lebensraum. Die Lebewesen stehen in Korrelation mit ihrem belebten und unbelebten Umfeld und tauschen Energie, Stoffe und Informationen aus. Das Ökosystem lässt sich in räumlich abgrenzbare Einheiten einteilen, die Ergebnis der abiotischen und biotischen Prozesse innerhalb des Systems sind. Hierzu zählen z.B. Biotope oder Ökotope. Während beim Biotop die Betonung auf der biotischen Komponente (Lebensstätte von pflanzlichen und tierischen Organismen) liegt, betont das Ökotop die landschaftliche (Klima-Boden) Komponente. Zur Abrenzung der Bewertungseinheiten für Makrozoobenthos im Ökosystem Übergangs- und Küstengewässer wird der Begriff Ökotop, wie auch im niederländischen Bewertungsansatz für das Übergangsgewässer Westerschelde von ESCARAVAGE ET AL. (2004) vorgeschlagen, als geomorphologische Einheit benutzt, dessen Definition auf Umwelteigenschaften basiert, welche das Makrozoobenthos beeinflussen. Im Vorkommen und in der Qualität der Ökotope soll sich der ökologische Zustand eines Gesamtsystems widerspiegeln, z.B. auch in der Vielfalt der Ökotope/Biotope als Raum für hypothetisch unterschiedliche Organismengemeinschaften. Eine Vielzahl von biotischen und abiotischen Faktoren regulieren Artzusammensetzung und Abundanzen, Biomasse und Produktivität der Makrofauna-Lebensgemeinschaften. Die maßgeblich steuernden Faktoren sind in dynamischen Systemen wie dem Wattenmeer vorrangig physikalisch-chemische Faktoren, wie Wasserbedeckung, Salzgehalt, Wellengang etc..

Grundlage der Bewertung der unterschiedlichen Lebensgemeinschaften eines Meeresgebiets ist somit die Definition verschiedener Ökotope, hier für die Küstengewässer der Flussgebietseinheiten Ems, Weser und Elbe und für das Übergangsgewässer der Weser.

Die Habitatbeschreibungen im Rahmen der Wasserrahemnrichtlinie sollte nach Möglichkeit nach EUNIS (European Nature Information System) (http://eunis.eea.eu.int/habitats.jsp) Spezifikationen vorgenommen werden. Da dieses System nicht auf die charakteristischen Habitate benthischer Lebensgemeinschaften zugeschnitten ist, konnten keine entsprechenden Habitatbezeichnungen übernommen werden. Ein niederländischer Ansatz zur Habitatklassifikation im Salzwasser ZES (Zoute Wateren Ecotopen Stelsel) (BOUMA et al. 2005) berücksichtigt hydrographische und geomorphologische Charakteristika der Lebensräume, die für die Bereiche des Untersuchungsgebiets überwiegend nicht vorliegen. Zur Klassifikationsschwierigkeit kommt hinzu, dass durch ökogischen Belange begründbare Ökotope oft nicht durch vorhandene Daten über GIS darstellbar sind. Dies bezieht sich vor allem auf subtidale Habitate mit geringer Dynamik.

KOLBE & GROTJAHN erarbeiteten 2003 als Schwesterprojekt zur Ostsee eine „Typisierung und Charakterisierung der deutschen Nordseeküstengewässer " (KOLBE & GROTJAHN 2003). Während diese Untersuchung neben der Abgrenzung typischer Gebietseinheiten nach morphologisch-physiographischen Faktoren im Sinne der EU-Wasserrahmenrichtlinie die Zusammenstellung aller zur Verfügung stehenden abiotischen und biotischen Daten zur Charakterisierung dieser Gebiete vornahm, stehen in der im Rahmen des vorliegenden Projekts erarbeiteten Studie die MZB-Gemeinschaften in den unterschiedlichen Lebensräumen der sub- und eulitoralen Küstengewässer der Nordsee im Mittelpunkt.

Auf der Grundlage historischer und rezenter MZB-Datensätze wurde der Kenntnisstand über auftretende Arten und ihre Lebensraumansprüche zusammengestellt. Dafür wurde zunächst ein Auszug aus der MZB-Datenbank aus der Arbeit von 2003 (KOLBE & GROTJAHN 2003) für die Küstengewässer der Flussgebietseinheiten Weser, Elbe und Ems erstellt und um die Daten aus neueren Erhebungen ergänzt. Die Daten in der aktualisierten MZB-Datenbank stammen nunmehr aus Benthosuntersuchungen aus den Jahren 1982 – 2005. Insgesamt konnten für das Untersuchungsgebiet etwa 20.000 Datensätze berücksichtigt werden, die etwa 2.100 Probenpositionen abdecken. Anhand von Literaturrecherchen wurde die historische Entwicklung der Biotop-/Ökotopbeschreibung aus den Jahren 1871 bis 1988 aufgezeigt. Aus dem Ergebnis dieser Darstellung und unter Berücksichtigung der Vorschläge der oben beschriebenen Vorstudie zur Klassifizierung von Ökotopen im Küstengewässer (JAKLIN 2006) wurde eine ökologisch begründete Einteilung des Untersuchungsgebiets in charakteristische Lebensräume abgeleitet. Die räumliche Lage und Ausdehnung aller definierten Ökotope wurde mit Hilfe eines geographischen Informationssystems dargestellt (Abb. 6.5). Das Sublitoral wurde in eine tiefe (Wassertiefe > (SKN-5m)) und eine flache (Wassertiefe SKN 0 bis -5m) Zone unterteilt, das Eulitoral in Sandwatt, Mischwatt und Schlickwatt, sowie die Sonderökotope Mytilus-

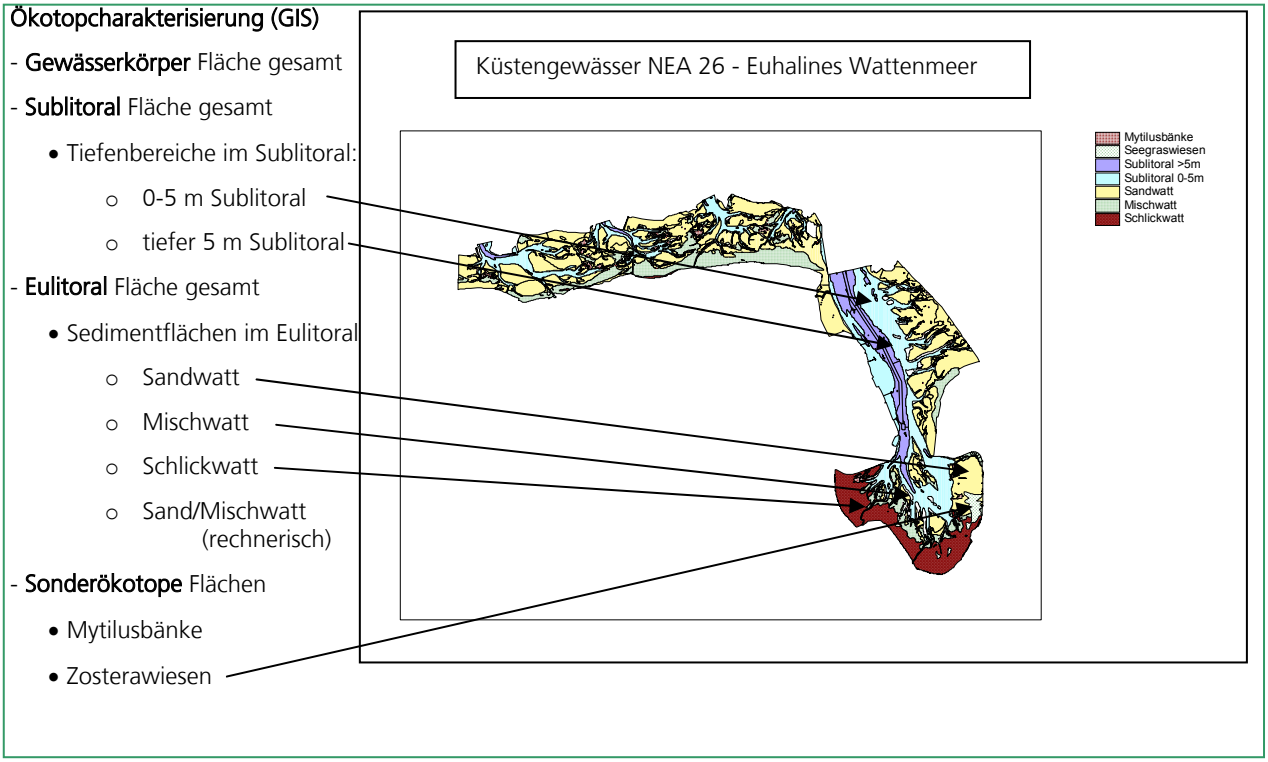


Abb. 6.5: Definition und Darstellung der Ökotope mit Hilfe eines geographischen Informationssystems – hier am Beispiel des Gewässertyps NEA 26 - Euhalines Wattenmeer (nach AQUA-MARIN 2006)

bank und Zosterawiese. Alle Probennahmedaten wurden in einer Gesamtdatenbank, der Küstengewässer-Daten-bank (KÜGEW-DB), zusammengestellt. Die Datensammlung erfasst quantitative Stecher- und Greiferproben, während halbquantitative Ergebnisse aus älteren Beprobungen oder Erfassungen mit z.B. der Dredge noch nicht aufgenommen wurden. Die Verteilung der Probenorte im Untersuchungsgebiet ist in Abb. 6.6 dargestellt.

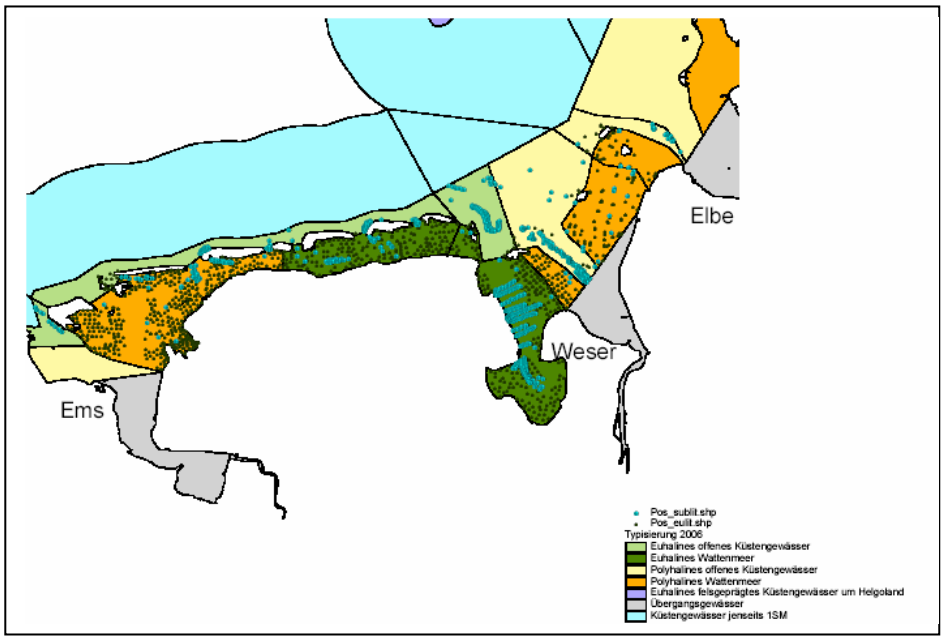


Abb. 6.6: Lage der Positionen mit MZB-Daten in der Küstengewasser(KüGew)-Datenbank (AQUA-MARIN 2006, unveröff.)

Tab. 6.2: Struktur der Datenbank zu den makrobenthischen Arten der Küstengewässer der FGE Ems, Weser und Elbe (AQUA-MARIN 2006)

Taxon	MZB-Art/Taxon
Autor, Jahr	Autor, Jahr der Erstbeschreibung
Rote Liste	Gefährdungsgrad nach RoteListe (Rachor, 1998)
Geogr	Geogr. Spezifikation der Gefährdung
Neozoa	Neozoa actualia, Neozoa incerta; (Nehring, 1999)
seit	Neozoe seit
Stamm	Stamm
Klasse	Klasse
Ordnung	Ordnung
Familie	Familie
Lebensweise	endobenthisch
	endobenthisch, Gänge
	endobenthisch, Röhren
	epibenthisch
	pelagisch
	hemipelagisch/hemibenthisch
Mobilität	sessil
	vagil
	hemisessil
Substrat	Sand
	Schlicksand
	Schlick
	Hartsubstrat
	Sand/Schlick
	Keine
	im Aufwuchs
Ernährung	Substratfresser
	Pipetierer/Taster
	Weidegänger
	Strudler/Angler
	Räuber
	Filtrierer
	Omnivor
	Detritusfresser
Repr_Art	Planktische Larvenphase
	Benth. Larvenphase/Direkte Entw.
	Vegetativ
	Plankt. L./Vegetativ
Repr_Zeit	Frühjahr
	Frühjahr/Sommer
	Frühjahr/Herbst
	Frühjahr/Sommer/Herbst
	Sommer
	Sommer/Herbst
	Sommer/Herbst/Winter
	Herbst
	Herbst/Winter
	Winter
	Winter/Frühjahr
	Winter/Frühjahr/Sommer
	ganzjährig
Salinität	Marin
	Brackisch
Verbreitung	Verbreitet
	Selten

Insgesamt wurden 412 Taxa des Makrozoobenthos (incl. der nicht näher identifizierten Gattungen, Familien, Ordnungen oder Klassen) für den Küstengewässerbereich aus den Beprobungsdaten ermittelt. Die gesamte Artenliste mit Angaben zur Seltenheit, zum Status als Neozoe und zu autökologischen Merkmalen wurde in einer Datenbank (AQUA-MARIN 2006) zusammengestellt. Die Struktur der Datenbank ist in Tab. 6.2 aufgeführt.

6.2.2.1 Beschreibung der Ökotope aus der Sicht historischer Arbeiten und zum heutigen Zustand

Um einen historischen Zustand zu beschreiben, aus dem eine nach Möglichkeit vollständige Referenzartenliste abgeleitet werden kann, wurden ergänzend Untersuchungen aus den Jahren 1871 – 1988 ausgewertet (AQUA-MARIN 2006). In den ausgewerteten Arbeiten wurden 393 Taxa des Makrozoobenthos beschrieben und ebenfalls in einer Datenbank erfasst. Die frühen Forschungsvorhaben hatten überwiegend anwendungsorientierte Ziele wie Landgewinnung oder Küstenschutz; erst in den siebziger Jahren des vorigen Jahrhunderts traten eher ökosystembezogene Fragestellungen in den Vordergrund (BIETZ 2002, 2003). Die Darstellung und Abgrenzung der benthischen Lebensräume zeigte in den frühen Forschungsvorhaben ebenfalls eine unterschiedliche Herangehensweise. Als Hauptfaktoren, die zur Ausbildung unterschiedlicher Lebensgemeinschaften führen, werden in erster Linie die Sedimenteigenschaften genannt (REMANE 1940). Die ersten Charakterisierungen von Biotopen beziehen sich jedoch eher auf die biologischen Leitformen der siedelnden Lebensgemeinschaften, wie z.B. "Scoloplos-Watt" (KRAUSE 1952), "Arenicola-Coenose" (MICHAELIS 1969), "Macoma-baltica-Coenose" (DÖRJES ET AL. 1969).

In den 70er-Jahren des vergangenen Jahrhunderts verfeinerten sich die Methoden der biologischen Wattuntersuchungen. Die Probendichte zur quantitativen Bestimmung der Arten und Individuendichten nahm zu, und die Artenzahlen des Makrozoobenthos wurden aufgrund der Probenanzahl und der verbesserten taxonomischen Kenntnisse höher. In der Darstellung der Lebensräume ging man dazu über, die Einteilung anstatt nach den Charakterarten nach Sedimenteigenschaften vorzunehmen und für diese Teilgebiete die Parameter der Lebensgemeinschaften wie mittlere Artenzahl, Besiedlungsdichte und Biomasse (z.T.in aschfreiem Trockengewicht) sowie die Liste der häufigsten (=stetigen) Arten mit ihren Dichten aufzuführen. Ein Beispiel hierfür ist die Kartierung der Knechtsandwatten im Zeitraum von 1970 – 72 durch HAUSER & MICHAELIS (1975). Die Bestandsaufnahmen im Zeitraum 1970 bis etwa 1990 betreffen fast ausschließlich eulitorale Küstengewässer, so dass für das Sublitoral kaum Informationen über die Sedimenteigenschaften und die benthische Besiedlung zur Verfügung stehen. Eine umfangreiche Untersuchung sublitoraler Lebensräume bietet HEIBER (1988) im Rinnensystem vor der Wurster Küste. Seit Anfang der 90-er Jahre des letzten Jahrhunderts werden sublitorale Bestandsaufnahmen überwiegend im Zusammenhang mit angewandten Fragestellungen wie Auswirkungsabschätzungen, Begleituntersuchungen, Klappstellenuntersuchungen, Umweltverträglichkeitsuntersuchungen etc. durchgeführt. Als lebensraumprägende Faktoren werden vor allem die Sedimenteigenschaften mit weiteren Parametern wie Salinität, Höhenlage, Tidenhub, Seegang und Strömung angesehen. Als Bezeichnung der Lebensräume werden die Sediment- bzw. Substrateigenschaften wie "Sand", "Schlicksand" oder "Mischwatt" zusammen mit einer Höhenlage wie "Eulitoral" oder "Sublitoral" verwendet. Ausnahmen davon bilden die biotisch charakterisierten Lebensräume wie z.B. "Mytilusbank" oder "Seegraswiese" (vgl. AQUA-MARIN 2006).

Bei der Abgrenzung von Ökotopen sollte die Darstellbarkeit durch ein geographisches Informationssystem bedacht werden. Zu der vorliegenden Fragestellung liegen für das Sublitoral nur wenige aktuelle Informationen zur Sedimentverteilung vor, so dass eine Abgrenzung des Sublitorals nach Tiefenzonen (Wassertiefe SKN 0 bis -5 m, Wassertiefe > (SKN -5m)) vorgenommen wurde. Im Eulitoral können relativ aktuelle Flächeninformationen zur Sedimentverteilung genutzt werden, die eine weitere Unterteilung nach Sand-, Misch- und Schlickwatt erlauben (MEYER & RAGUTZKI 1999).

6.2.2.2 Wertgebende Faktoren

AQUA-MARIN (2006) schlägt als wertgebende Faktoren zur Beurteilung des Qualitätszustandes eines Ökotops im Sinne der WRRL die Artenvielfalt im Gesamtgebiet des Ökotops, die Häufigkeit des Auftretens von Arten an verschiedenen Positionen (Präsenz) und die mittleren Gesamtbesiedlungsdichten vor (Abb. 6.7). Mittlere Gesamtbiomassen konnten aufgrund der lückenhaften Daten nicht berechnet werden. Der Bewertung der Besiedlungsdichten oder Biomassen als Maß für die Stabilität eines Lebensraumes sind Grenzen gesetzt, da zum einen die natürlichen Schwankungsbreiten, wie aus den aktuellen Charakterisierungen von AQUA-MARIN (2006) hervorgeht, außerordentlich groß sind. Zum anderen stehen aus den frühen

Wertgebende Faktoren für die Charakterisierung eines Ökotops:

- Artenvielfalt im Ökotop insgesamt
- Präsenz (%)* - Auftreten einer Art an den beprobten Positionen
- (mittl. Gesamtbesiedlungsdichte = Abundanz)**
- (Biomasse, mittl. Gesamtbiomasse)**

* über die Präsenz ist die Definition von Leitarten möglich, Anpassung der Präsenzgrenzen für jedes Ökotop notwendig

** nur eingeschränkt möglich, da die natürliche Schwankungsbreite hoch ist und Angaben für eine historische Referenz meist fehlen

Abb. 6.7: Wertgebende Faktoren für die Charakterisierung eines Ökotops nach dem Parameter benthische Lebensgemeinschaft (nach AQUA-MARIN 2006)

historischen Untersuchungen keine gleichartigen Referenzwerte zur Verfügung.

Die Beurteilung der Zustandsveränderung eines Ökotops sollte daher maßgeblich anhand der qualitativen Zusammensetzung der Biocoenose vorgenommen werden. Wie aus den Beschreibungen der historischen Bestandsaufnahmen zu entnehmen ist, führten anfänglich meist halbquantitative Untersuchungen zur Einteilung von Lebensräumen, die nach Charakterarten benannten wurden und zumindest Informationen über einen Teil des Artenspektrums lieferten. Die spätere Verfeinerung der Probenahmemethoden hatte zur Folge, dass zum einen die physiographischen Verhältnisse der Lebensräume dokumentiert wurden und zum anderen aufgrund der vermehrten quantitativen Erhebungen und der verbesserten Taxonomie die Kenntnisse über das Artenspektrum und die Dichten und Biomassen der Arten wuchsen und zu detaillierten Datensammlungen führten.

Bei der Beobachtung der Veränderungen im Ökotop sollte an erster Stelle die Identifizierung der vorkommenden Arten und der Vergleich mit ihrem bisher bekannten Vorkommen stehen (Rote-Liste-Arten, Neozoen). Die Auflistung der nach Präsenz geordneten Arten läßt eine Einteilung in Leit- und Begleitarten zu. Die Häufigkeit des Vorkommens und die mittleren Dichten und Biomassen bilden eine Grundlage zur Beurteilung zukünftiger Veränderungen der Lebensgemeinschaft. Arten mit geringer Präsenz sind entweder nur temporär vorhanden oder auf bestimmte Lebensräume spezialisiert. Aufgrund der variierenden prozentualen Präsenzen je Ökotop, ist es nicht möglich, einen festen Prozentsatz für die Bestimmung von Leitarten festzusetzen. Die Leitarten werden somit für jeden Ökotop ggf. anhand eines unterschiedlichen Prozentsatzes festgelegt.

AQUA-MARIN (2006) charakterisiert die in Abb. 6.5 dargestellten Ökotope in Form von „Übersichtscharakterisierungen" (AQUA-MARIN (2006) anhand der prozentualen Häufigkeit der Stämme des Makrozoobenthos und kurzen Beschreibungen über die häufigsten Arten und der vorkommenden Sedimente. Diese zusammenfassenden Charakterisierungen für alle definierten Ökotope der Küstengewässer der FGE Elbe, Weser und Ems sind im Anhang (2) der vorliegenden Arbeit zu finden. Im Folgenden ist eine beispielhafte Charakterisierung a) der gesamten Küstengewässer (einschließlich Eu- und Sublitoral) des Untersuchungsgebietes und b) des Ökotops NEA 26, Euhalines Wattenmeer, tiefes Sublitoral > (SKN -5 m) dargestellt (Abb. 6.8). Ausführliche Tabellen zu den Präsenzen der einzelnen Arten in den unterschiedlichen Ökotopen können den Anlagen der Originalarbeit entnommen werden.

Küstengewässer insgesamt (Eu- und Sublitoral)

KÜGEW-DB: KÜGEW-Positionen, KÜGEW-MZB (Taxa, autökol. Angaben), KÜGEW-MZB-Char (Arten, Präsenz, Abund., Biom.)

GIS/KüGew: KüGew.shp mit KüGew.avl; Pos_kügew.shp

An den 2102 Positionen mit quantitativen Makrozoobenthosuntersuchungen im Sub- und Eulitoral wurden insgesamt 406 MZB-Taxa (alle Arten einschließlich nicht näher identifizierter Taxa und leerer Sabellaria-Röhren) angetroffen. Die Taxa gruppieren sich wie folgt:

Stamm	Präsenz (%)
Annelida	36,5
Arthropoda	28,1
Mollusca	11,1
Cnidaria	10,8
Ectoprocta	3,9
Chordata	3,2
Echinodermata	3,2
Chaetognatha	0,5
Porifera	0,5
Ctenophora	0,2
Echiura	0,2
Nemertea	0,2
Phoronida	0,2
sonstige	1,2

Die Taxa des Gesamtgebietes, die an mehr als 10% der Positionen angetroffen wurden, finden sich mit ihren mittleren Abundanzen und Biomassen (soweit angegeben) in Tabelle 2 im Anhang der Originalarbeit (AQUAMARIN 2006). Die Art, die an den meisten der Positionen angetroffen wurde, war *Scoloplos armiger* (56,8% der Positionen), gefolgt von *Nephtys hombergii* (51,8%) und *Macoma balthica* (51,3%). Im Mittel waren pro Standort 9,7 (± 7,2) Arten mit mittleren Gesamtbesiedlungsdichten von 5.268 (± 17.493) Ind./m² vergesellschaftet.

NEA 26 - Ökotop Sublitoral > 5m

N2-DB: SUBLIT>5_Pos (Positionen mit MZB-Untersuchungen), SUBLIT>5_MZB (Taxa, Präsenz, Abund., Biom.)

GIS/N2: n2_sublit_5+.shp (Gesamtfläche), n2_pos_sublit_5+.shp (Positionen mit MZB-Untersuchungen)

Das tiefe Sublitoral nimmt eine Fläche von 43 km² (ca. 7% von NEA 26) ein. An 88 Positionen wurden 169 Taxa ermittelt, die sich wie folgt gruppieren:

Stamm	Präsenz (%)
Annelida	37,3
Arthropoda	27,2
Cnidaria	13,0
Mollusca	9,5
Ectoprocta	4,7
Chordata	2,4
Echinodermata	2,4
Porifera	1,2
Chaetognatha	0,6
Nemertea	0,6
Phoronida	0,6
sonstige	0,6

Die Arten, die an mehr als 10% der Positionen angetroffen wurden zeigt Tabelle 18 im Anhang der Originalarbeit (AQUAMARIN 2006).

Über 50% Präsenz erreichten die drei Arten *Scoloplos armiger* (61,4%), *Nephtys hombergii* (56,8%), *Mesopodopsis slabberi* (55,7%) und *Nephtys sp.* (55,7%). Im Mittel waren 11,8 (± 9,2) Arten mit Gesamtdichten von 305 (± 465) Ind./m² vergesellschaftet.

Zusammenfassende Charakterisierung:

Überwiegend sandige Sedimente, aber auch Kies, Grobsand, Schill, Schlicksand, Klei und Torf kommen vor. Großräumig vielfältige Makrofauna dominiert von vagilen Anneliden und Arthropoden mit durchschnittlich geringen Besiedlungsdichten. Viel Epifaunaarten in der Begleitfauna lassen auf natürliches Hartsubstrat (Kies, Schill) schließen. *Mytilus edulis* häufig aber in geringen Dichten. Leere Röhren von *Sabellaria spinulosa* an 5 Positionen in der Jade. Die mittlere Artenzahl von 11,8 im Vergleich zum gleichen Tiefenbereich des gesamten Küstengewässers (9,6) relativ hoch. Mittlere Dichten eher gering (ca. 300 Ind./m²).

Abb. 6.8 Beispiele der Charakterisierung von Ökotopen anhand der Makrozoobenthos Lebensgemeinschaft (AQUA-MARIN 2006): links: Alle Ökotope (Eu- und Sublitoral) der Küstengewässer der FGE Weser, Elbe und Ems, und rechts: Küstengewässertyp NEA 26, Euhalines Wattenmeer, tiefes Sublitoral > (SKN -5 m). Die Originalstudie kann beim NLWKN Brake-Oldenburg nachgefragt werden.

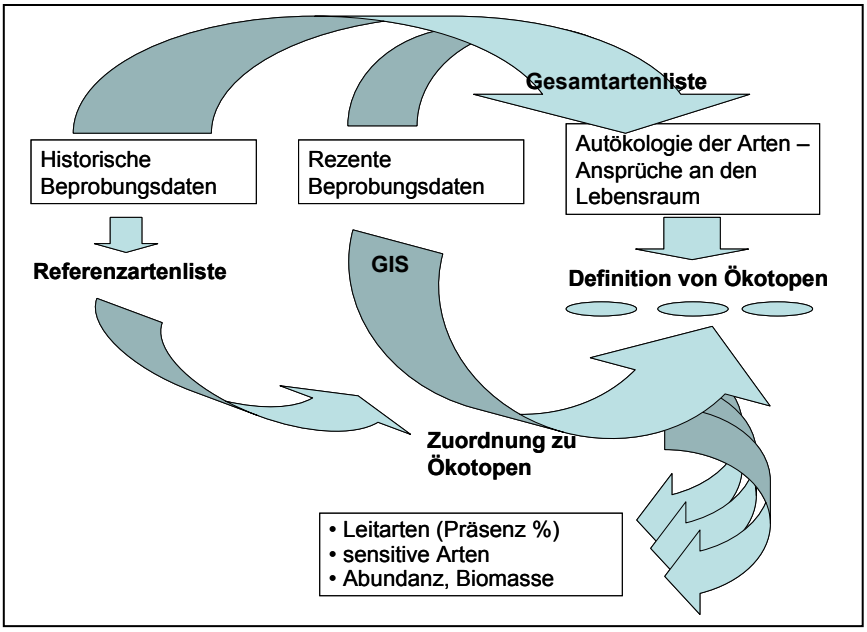


Abb. 6.9: Inhalte und Ablauf der Studie zur Charakterisierung der Ökotope im Küstengewässer der FGE Elbe, Weser und Ems

Die umfassende Studie zur Charakterisierung der Ökotope der Küstengewässer der FGE Elbe, Weser und Ems von AQUA-MARIN (2006) liegt beim NLWKN Brake-Oldenburg vor und kann dort nachgefragt werden.

Wesentliches Ergebnis der Studie zur Charakterisierung der Ökotope im Küstengewässer der FGE Elbe, Weser und Ems (siehe Abb. 6.9) ist die Erstellung einer umfassenden Datenbank zu Makrobenthosarten in Verbindung mit autökologischen Daten für viele Arten. Eine umfangreiche Datenbank über Ergebnisse von Benthosuntersuchungen ermöglicht die Zuordnung von vorliegenden Beprobungsdaten in dem entsprechenden Gebiet zu den definierten Ökotopen. Damit ist eine Grundlage geschaffen für eine weitere Verwendung der Daten in Bewertungsmodellen für Makrozoobenthos im Küstengewässer. Über die Zuordnung der Arten zu den Ökotopen und der Berechnung der Präsenz wird eine Bestimmung von Leitarten für jedes Ökotop möglich, die ebenfalls in Bewertungssysteme einbezogen werden können. Die Datenbanken zu Benthosuntersuchungen sowie die Artenlisten einschließlich der autökologischen Daten je Art waren wesentliche Grundlage zur Bewertung des Makrozoobenthos mit Hilfe des MARBIT Modells, dessen Ergebnisse unter 6.2.4 beschrieben werden. Des Weiteren kann über die Auswertung "historischer" Untersuchungsergebnisse eine Referenzartenliste erstellt werden.

6.2.3 Bewertungssystem für das Makrozoobenthos des Weserästuars - Übergangsgewässer

Die im Folgenden dargestellte projektbegleitende Studie (KÜFOG 2006c) (siehe Abb. 6.2) bearbeitete Makrozoobenthosdaten für eine ökologische Bewertung des Übergangsgewässers Weser, die sich vom Systemansatz her grundsätzlich an den Arbeiten von Escaravage und Ysebaert in der Westerschelde (ESCARAVAGE et al. 2004, Ysebaert et al. 2004, Escaravage & Hermann 2004) orientiert (3-Ebenen-Modell, Beschreibung siehe oben). Es galt, das Bewertungssystem für die Westerschelde für die Bedingungen des Übergangsgewässers zu überprüfen, anzupassen und weiterzuentwickeln. Dabei wurde auf Arbeiten von WITT (2004) und einer im Auftrag des NLÖ erstellten Vorstudie zur Bestandsaufnahme und Abgrenzung von benthischen Lebensgemeinschaften im Weserästuar „Zusammenstellung und Aufarbeitung der verfügbaren Makrozoobenthosdaten aus dem Weserästuar als Grundlage für ein Bewertungssystem der benthischen Gemeinschaft nach WRRL im Übergangsgewässer und tideoffenen Binnengewässer“ (KÜFOG 2004) aufgebaut.

Die Studie basiert auf einer digitalen Datensammlung der bisher in zahlreichen Gutachten und Veröffentlichungen durchgeführten Makrozoobenthosuntersuchungen in der Weser. Ausgehend von der umfangreichen datenba-

sierten Beschreibung benthischer Teillebensräume der Brackwasserzone der Weser in WITT (2004) und ergänzenden Daten aus dem limnischen Teil der Weser (KÜFOG 2004) wurden weitere Daten aus der Planungsphase zur aktuellen Weseranpassung (KÜFOG 2005, 2006a, 2006b) ergänzt.

Anhand des Datenbestandes wurden Teillebensräume des Übergangsgewässers unter Berücksichtigung der abiotischen Bedingungen beschrieben und Kriterien für die Bewertung des Makrozoobenthos anhand von hydromorphologischen Kriterien (Ebene 2) und Parametern der Lebensgemeinschaften (Ebene 3) herausgearbeitet. Zur Beschreibung eines Referenzzustands des Ästuars wurden aus historischen Karten und Gebietsbeschreibungen die Teillebensräume vor den maßgeblichen Ausbauten der Weser zum Großschifffahrtsweg (FRANZIUS 1888) identifiziert und digital aufgearbeitet. Zur Bewertung des heutigen Zustands wurde dieser historische Zustand mit den aktuellen Strukturen verglichen. Die benthischen Lebensräume (Ökotope) wurden beschrieben und qualitativ und soweit möglich quantitativ anhand der Benthosdaten charakterisiert. Ein möglichst datenbasierter historischer Referenzzustand wird aus dem Vergleich der hydromorphologischen Entwicklung und der Besiedlung rekonstruiert. Hierbei wird der engen Bindung der benthischen Besiedlung an hydromorphologische Gegebenheiten (Sedimente) besondere Bedeutung zugemessen.

Aufgrund vorhergegangener Arbeiten zur ökologischen und morphologischen Abgrenzung der benthischen Teillebensräume im Ästuar (KÜFOG 2004, Witt 2004) und Angaben aus dem Westerscheldemodell (BOUMA et al. 2006) sowie dem Bezug zu historischem Datenmaterial wurden die in Tab. 6.3 aufgeführten Ökotope im Übergangsgewässer der Weser differenziert und sowohl für die Bewertung auf der flächenbezogenen Ebene des Bewertungsmodells (Ebene 2) als auch auf der Ebene der benthischen Lebensgemeinschaften (Ebene 3) charakterisiert (KÜFOG 2006c).

Tab. 6.3: Ökotope im Übergangsgewässer der Weser für den hisorischen Vergleich und die Bewertung der benthischen Lebensgemeinschaften (KÜFOG 2006c)

		Weser historisch (ca. 1880)	Weser aktuell
limnische Zone	W-km 0 - 40		
	Sublitoral	Subl. tief (> -6 m)	Subl. tief (> -6 m)
		Subl. flach (< -6 m)	Subl. flach (< -6 m)
	Eulitoral	Watt (Schlick/Sand)	Watt (überwiegend Schlick)
	Supralitoral	Vorland (Röhrichte, Auwald)	Vorland (Röhrichte, Nutzfl.)
Oligohaline Zone	W-km 40 - 65		
	Sublitoral	Subl. tief (> -6 m)	Subl. tief (> -6 m)
		Subl. flach (< -6 m)	Subl. flach (< -6 m)
	Eulitoral	Watt (Schlick/Sand)	Watt (überwiegend Schlick)
	Supralitoral	Vorland (Röhrichte, Auwald)	Vorland (Röhrichte, Nutzfl.)
Meso-polyhaline Zone	W-km 65 - 85		
	Sublitoral	Subl. tief (> -6 m)	Subl. tief (> -6 m)
		Subl. flach (< -6 m)	Subl. flach (< -6 m)
	Eulitoral	Watt (Schlick/Sand)	Watt (Schlick-, Misch-, Sandwatt)
	Supralitoral	Vorland (Röhrichte, Salzwiesen)	Vorland (Röhrichte, Nutzflächen)

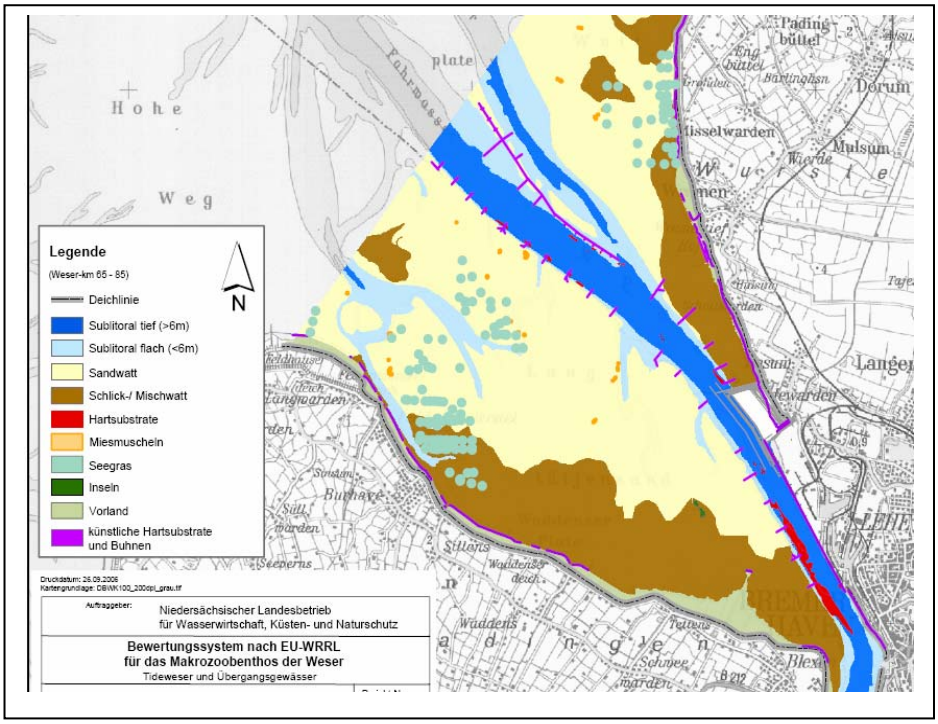


Abb. 6.10: Ökotope im meso-/polyhalinen Bereich des Übergangsgewässers der Weser (KÜFOG 2006c)

In Abb. 6.10 ist die Verteilung der Ökotope im meso-/polyhalinen Bereich des Übergangsgewässers der Weser beispielhaft dargestellt. Im Wesentlichen spiegelt die Wahl der Ökotope auch die Definitionen der vorab beschriebenen Studien zur Ökotopcharakterisierung von Jaklin (2006, im Anhang) und Aqua-Marin (2006) wider.

6.2.3.1 Entwicklung von Referenzwerten und Klassengrenzen

Die Bewertung der Gewässers sieht nach den Vorgaben der WRRL einen Vergleich des aktuellen Zustands des Gewässers mit einem Referenzzustand vor, der sich möglichst von einem anthropogen unbeeinflussten, natürlichen Zustand ableitet (CIS GUIDANCE 2003). Die Definition dieses Zustands wird durch den Mangel an verwendbaren historischen Daten oder aber fehlender Vergleichsmöglichkeiten mit natürlichen Ökosystemen oder Wasserkörpern ohne anthropogene Einflüsse erschwert.

6.2.3.1.1 Bewertung auf der Ebene der Ökotope im Gesamtsystem (Ebene 2)

In der Bewertung der Ausprägung der funktionalen Flächen (Ökotope) eines Ästuars (Ebene 2 des Bewertungsverfahrens nach ESCARAVAGE ET AL. 2004) wird von KÜFOG (2006c) ein Schwerpunkt des vorgelegten Bewertungsansatzes gesehen. Dabei wird der enge Bezug der Beschaffenheit der Ökotopte und wichtiger benthischer Strukturen des Systems zu der Siedlungsmöglichkeit der benthischen Lebensgemeinschaften und damit zum ökologischen Zustand des Gewässers betont. Es wird hervorgehoben, dass wichtige ökologische Funktionen, die dem Benthos im Übergangsgewässer zugeschrieben werden, nur ausgeübt werden können, wenn wichtige Teillebensräume und Ökotope als Siedlungsgrundlage vorhanden sind. Fehlen diese Ökotope oder sind sie stark reduziert oder verändert, sind bestimmte Artengemeinschaften nicht präsent und die Prozesse des Übergangsgewässers gestört. Ein guter Zustand wird demnach ganz entscheidend von den biologischen Funktionen der Teillebensräume und deren benthischer Besiedlung geprägt (KÜFOG 2006c).

Für den Vergleich der Veränderung der funktionalen Ökotope im Übergangsgewässer der Weser wurde ein historischer Referenzzustand skizziert, wie er aufgrund von Daten 1880 vor den ersten Ausbaumaßnahmen vorlag und in aktuellen Zusammenstellungen bei GFL et al. (2006) und KÜFOG (2006a) beschrieben wird bzw. aus historischer Literatur rekonstruiert werden konnte. Dieser Referenzzustand konnte dann mit den aktuellen flächenbezogenen Daten zur Verteilung der aktuell anzutreffenden gleichermaßen definierten Ökotope verglichen werden (Abb. 6.11).

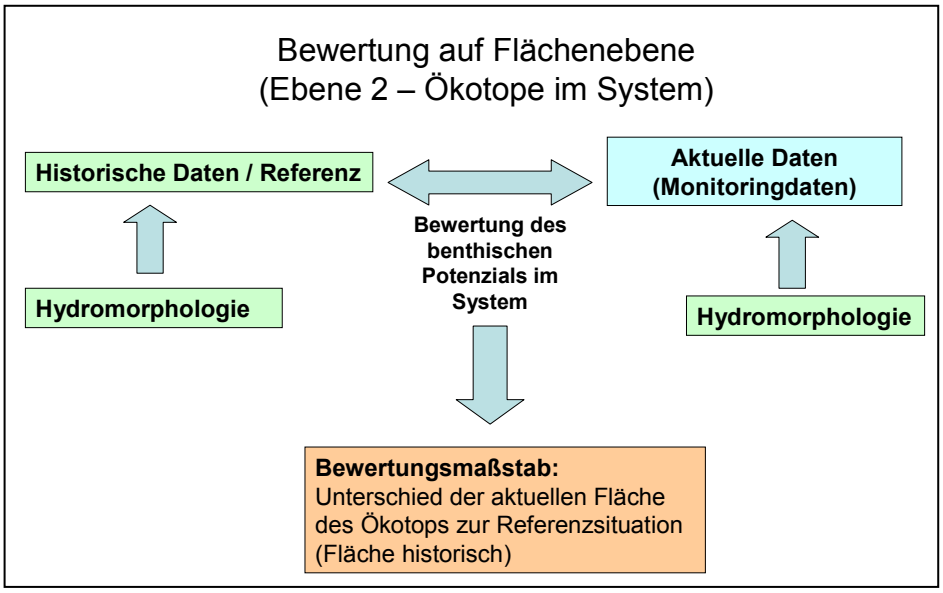


Abb. 6.11: Faktoren der Bewertung des benthischen Potentials im System Übergangsgewässer über den Flächenanteil der funktionalen Ökotope (Ebene 2 des Bewertungssystems) (KÜFOG 2006c)

Das historische Bild der Weser um ca. 1880 wird in der vorgelegten Studie (KÜFOG 2006c) ausführlich beschrieben. Es zeigt anhand der Gewässermorphologie, der Wasserbeschaffenheit, der Lage der Brackwasserzone und der Verteilung der Sedimente ein noch typisches Flachküstenästuar, charakterisiert durch eine hohe Morphodynamik mit zahlreichen verzweigten Rinnenstrukturen. Durch natürliche Erosions- und Sedimentationsprozesse fand eine laufende Verlagerung der Rinnen, Platen und Sände statt, die Sedimente waren dadurch sicherlich heterogener verteilt als heute. Anthropogene Eingriffe im Zusammenhang Strombaumaßnahmen oder Baggerungen fanden bis dahin nicht statt.

Das aktuelle Bild des Flusses wurde zunehmend seit der Weserkorrektion durch Franzius (FRANZIUS 1880, 1888) durch den Ausbau des Flusssystems zur Wasserstraße mit immer stärkerer Eintiefung der Flussmitte, Begradigungen des Fahrwassers und Einengung der Seitenräume durch Buhnenbau und Verfüllung der Seitenarme geprägt (KÜFOG 2006c).

6.2.3.1.2 Bewertung der benthischen Lebensgemeinschaft innerhalb des Ökotops (Ebene 3)

Die Bewertung der benthischen Lebensgemeinschaften innerhalb der Ökotope (Ebene 3 des Bewertungssystems nach Escaravage et al. 2004) wird als Vergleich der aktuellen Daten der Lebensgemeinschaften zu einer historischen Referenzsituation, die den sehr guten Zustand bzw. das maximale ökologische Potential beschreibt, durchgeführt.

Ausgehend von einer historischen Referenz, die durch historische Artenlisten repräsentiert ist, wird die aktuelle Situation anhand von Bewertungsparametern wie Dominanz und Päsenz der Arten sowie das Vorhandensein von Indikatorarten bewertet, die sensitiv oder opportunistisch auf besondere Lebensumstände bzw. Störungen im System reagieren (Abb. 6.12).

Eine **Referenzdatenliste** wird mittels Datenauszug aus der Gesamtdatenbank (DB KÜFOG Weserbenthos, KÜFOG 2006c) aus allen verfügbaren Daten des Ökotops als Referenzdatensatz gebildet. Dabei werden die in der Datenbank zusammengestellten meist quantitativen Daten über eine GIS-Abfrage (Verschneiden des Ökotop-Shapes mit den Punktdaten der Stationen) selektiert und entsprechend aufbereitet. Dieser Schritt umfasst die Sortierung nach Beprobungsmethoden, Lage der Station und Wassertiefe im Hinblick auf den Ökotop. Ggf. sind Datensätze zu ergänzen, deren Stationen nicht mittels Koordinaten bestimmt sind und daher über die GIS-Funktion nicht erfasst bzw. verschnitten werden können.

Weitere Aufbereitungsschritte der extrahierten Liste bestehen in der Berechnung der Dominanzen, Stetigkeit (Präsenz) und der Mittelwerte für die Abundanz (Ind./m² bei Greifern, Stechern) oder Individuendichte (Ind./Hol oder Station bei Dredgen, Keschern usw.), Biomasse (Feuchtgewicht, AFTG). Die Dominanz benennt die Individuendominanz als Anteil der Individuensumme einer Art an der Gesamtindividuensumme aller Arten. Eine Stetigkeit wird aus den Stationen mit Nachweis der jeweiligen Art in Relation zu allen Stationen des Ökotops berechnet.

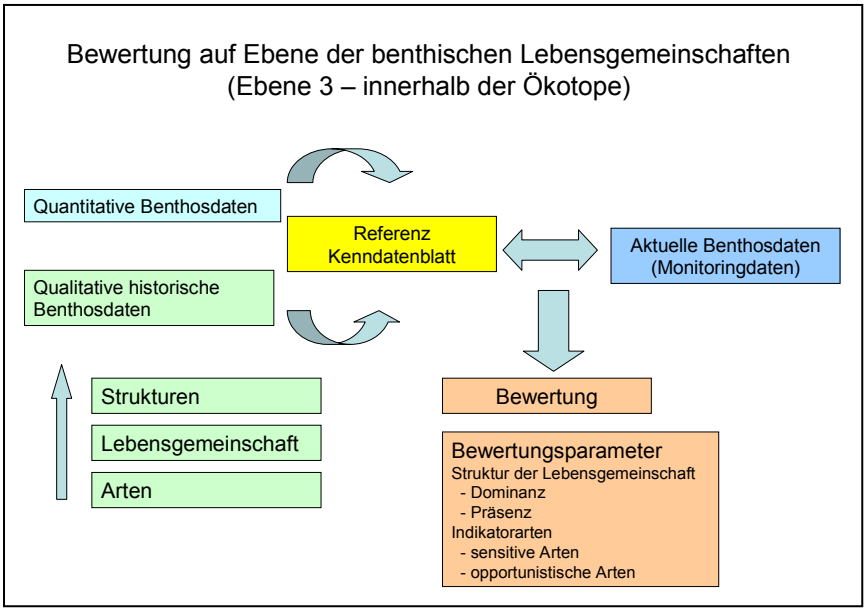


Abb. 6.12: Parameter der Bewertung der Lebensgemeinschaften innerhalb der Ökotope im Übergangsgewässer der Weser (KÜFOG 2006c)

Das Produkt dieser Datenselektion und Kenndatenberechnung einer benthischen Lebensgemeinschaft in einem Ökotop ist das "**Kenndatenblatt**" (KÜFOG 2006c). Dieses Kenndatenblatt bietet alle für den Ökotop notwendigen Bewertungsgrundlagen und enthält über die aus quantitativen Daten errechneten Kenndaten der benthischen Gemeinschaft hinaus zusätzlich Daten aus historischen Hinweise zur Qualität, zu historischen Strukturen und Artnachweisen. Das Kenndatenblatt bietet somit eine fachlich fundierte Auswahl der Informationen aus der Datenzusammenstellung des Benthos und den Kenntnissen aus historischen Beschreibungen. Aus diesen Informationen kann eine fachliche Ableitung der ökotopbezogenen qualitativen Degradation (Hydromorphologie, Strukturverlust, Substratveränderungen) und die Verknüpfung mit den Auswirkungen auf das Benthos erfolgen. Ansätze für diese kausalen Zusammenhänge sind in KÜFOG 2006c dargelegt, die z.B. Effekte der Ausbaumaßnahmen im Übergangsgewässer auf die Ausprägung der benthischen Lebensgemeinschaft aufzeigen, bzw. direkt betroffene Artengruppen bzw. einzelne Arten als Indikatoren für bestimmte Qualitätszustände benennen. Die bei KÜFOG 2006c vorgestellten Ansätze sind als Vorschläge zu sehen. Es wird davon ausgegangen, dass die zukünftigen Monitoringuntersuchungen die Datenbasis diesbezüglich verbessern werden und zusätzliche gezielte Untersuchungen und Auswertungen zur Quantifizierung von Indikatoren beitragen werden (KÜFOG 2006c).

Tab. 6.4 zeigt beispielhaft ein Kenndatenblatt des Ökotops "Mesohalines Schlickwatt" im Übergangsgewässer der Weser.

Die Leitarten wurden nach dem Verfahren von SALZWEDEL ET AL. (1985) ermittelt und entsprechend der prozentualen Präsenz der Art in dem jeweiligen Ökotop bestimmt. Ab einer Präsenz von 50% (Nachweis der Art an 50% aller Stationen) wurden Arten als Leitarten und bei einer Präsenz von 20 bis 50% als Begleitarten identifiziert. Bei der Bewertung wird jeweils die aktuelle Präsenz einer Art mit der Präsenz der entsprechenden Art in der Referenzzönose verglichen. Dabei kann es zu einer Neuzuordnung von Leit- und Begleitarten bei der Betrachtung der Referenzdaten und der aktuellen Beprobungsdaten kommen. Als Charakterarten werden Arten bezeichnet, die aufgrund ihrer Bindung an einen Ökotoptyp als charakteristisch gelten, auch wenn sie selten oder wenig abundant auftreten. Bei manchen Arten ist die Bindung aufgrund ihrer Ernährungsweise obligat (z.B. *Alderia modesta* ernährt sich von der Alge *Vaucheria* sp.). Hier sind in den meisten Fällen Brackwasserarten genannt, die oft eine starke Bindung an einen Teillebensraum zeigen (KÜFOG 2006c).

Tab. 6.4: Kenndatenblatt zum Ökotop "Mesohalines Schlickwatt" im Weserästuar (Übergangsgewässer) (KÜFOG 2006c)

Teillebensraum/ Ökotop	**Mesohalines Schlickwatt**			Datenblatt Nr.	1	
				Salinität	**Meso-Polyhalin**	
Flussgebiet	Weser			Topografie	**Eulitoral**	
Gewässertyp	Übergangsgewässer			Sediment	**Schlick-Mischwatt**	
Qualitätskomponente	Makrozoobenthos			Methode	Stechzylinder	
Ökotopdaten:	Fläche	xxx ha	**Artenliste** (hier nur Arten über 10% Präsenz)			
Biotoptyp nach DRACHENFELS	mesohalines Schlickwatt		RL-Rote Liste Arten		Leitart	> 50%
Gefährdungsgrad	2		B-Brackwasserarten		Begleitart	>20%
Biotop nach Eunis			N-Neozoa	**fett**	Charakterart	
darin besondere Ökotope	*Vaucheria*-Matten nahe der HWL		**Taxa**	**Präsenz %**	**Dominanz %**	**Status**
	tw. Röhrichte nahe der HWL		*Hediste diversicolor*	81,0	6,3	x
	Buhnen Küstenbauwerke mit *Fucus*		*Corophium volutator*	78,1	51,8	x
	Seegraswiesen, eulitoral		*Heteromastus filiformis*	75,0	5,0	x
	Miesmuschelbänke, eulitoral		*Macoma balthica*	69,0	6,4	x
Metadaten:			*Pygospio elegans*	65,6	2,6	x
Datenbank	DB-KÜFOG 3.8.06		*Marenzelleria cf. viridis*	56,0	5,3	N
Abfrage vom	28.07.2006		*Crangon crangon*	53,1	0,2	x
Filter 1	W-km	65-80	*Hydrobia sp.*	53,0	0,4	
Filter 2	Gerät	Stechzylinder	*Eteone longa*	46,9	0,4	x
Anzahl Datensätze	1348		*Oligochaeta indet.*	44,0	14,4	
Zeitraum von bis	1968-2005		*Mya arenaria*	31,3	0,1	x
Stationen	32		*Hydrobia ulvae*	28,1	2,0	x
Methode, Gerät	Stechzylinder		***Hydrobia ventrosa***	28,1	0,1	RL
Siebweite	1 mm und 0,5 mm		*Carcinus maenas*	25,0	0,0	x
Stechzylindergröße	7 cm und 15 cm		*Arenicola marina*	21,9	0,0	x
Bezugseinheit	Individuen /m²		***Tubifex costatus***	18,8	0,9	x
			Manayunkia aestuarina	18,8	0,1	x
Schwerpunktuntersuchungen	NLÖ-Dauerstationen		*Nereis sp. juv.*	15,6	0,2	
	NLÖ Kartierung Weser		*Neanthes succinea*	12,5	0,0	x
	KÜFOG für bremenports CT III, CTIIIa		*Gammarus salinus*	12,5	0,0	x
	GKSS Sensitivitätskartierungen		*Nemertini sp.*	12,5	0,0	
Analysedaten			***Tetrastemma melanocephalum***	12,5	0,0	x
Summe zugeordnete Individuen (inkl. Faktor für m²)	4,98 Mio		weitere RL Arten	*Scrobicularia plana*		
Artenzahl	34			*Streblospio benedicti*		
davon epibenthisch, vagil	4					
Anzahl Brackwasserarten	12	35,3				
Anzahl Rote Liste	3	8,8				
Neozoen	4	11,8				
Fehlarten	n.b.					
Indikatoren	*Hydrobia sp.*					

Qualitative Abweichungen im Vergleich zur historischen Situation	
Hydromorphologie	Stärkere Sedimentation, höhere Schluffanteile Weiche, instabilere Schlickoberflächen Geringere Umlagerung zwischen Buhnen
Fauna	aktuell defizitäre Besiedlungsdichte mit *Hydrobia ventrosa* vermutet Rückgang/ Schwund der *Vaucheria*-Matten mit gefährdeten Nacktschnecken *Alderia modesta*, *Limapontia depressa*
Defizite der Daten	Quantifizierung der hydromorphologischen Abweichung zur historischen Referenz Bedeutung *Vaucheria* als Qualitätskomponente Kopplung Qualität / Hydrobiendichte

Die eigentliche **Bewertung des aktuellen Zustands** der benthischen Lebensgemeinschaft eines Ökotops erfolgt anhand nachfolgend dargestellter Fragestellungen und Parameter und betrachtet insbesondere die Gemeinschaftstruktur und Hinweise auf eine möglich Degradation bzw. Indikation. Dabei wird der Datensatz des Monitorings oder Testdatensatz mit der ökotop- und methodenspezifischen (unterschiedliche Beprobungsmethoden wie Kastengreifer, Dredge, Stechzylinder) Referenzliste anhand folgender Parameter verglichen (KÜFOG 2006c):

Gemeinschaftsstruktur:

Ist die Benthoszönose des Ökotops auffällig/ deutlich in Ihrer Zusammensetzung verändert?

Bewertung anhand der

- **Präsenz bzw. Stetigkeit** der Arten (prozentuale Veränderung der Anzahl stetiger Arten (>20% Präsenz, siehe Tab. 6.4, Kenndatenblatt) des Testdatensatzes zur Anzahl der stetigen Arten des Referenzdatensatzes)
- **Individuendominanz** (prozentuale Veränderung der Anzahl dominanter Arten (>20% Dominanz, siehe Tab. 6.4, Kenndatenblatt) des Testdatensatzes zur Anzahl dominanter Arten des Referenzdatensatzes)

Diese Bewertung versucht ohne komplexe Berechnungen auszukommen und unterstellt, dass die Parameter Stetigkeit und Individuen-

dominanz weitgehend unabhängig von der Stichprobe (Zahl der Einzelproben) bleiben, da diese Parameter die Grundzüge der Gemeinschaft (auch in einer relativ kleinen Stichprobe) widerspiegeln können. Die Gesamtartenzahl bleibt wegen der starken Abhängigkeit von der Stichprobengröße und der zweifelhaften Eignung im Ästuar zunächst unbewertet (KÜFOG 2006c).

Indikation:
Zeigt die Benthoszönose des Ökotops eine Degradation hinsichtlich der oben genannten (ökotopspezifischen) Indikatoren an? (Hier ist eine fachlich begründete Auswahl der maßgeblichen "Pressures", die sich auf die Benthosgemeinschaft auswirken vorausgegangen)

- Sensitive Arten (hier auch historische Arten, fehlende Arten, Rote Liste-Arten) (prozentuale Veränderung des Anteils sensitiver Arten an der Gesamtartenzahl des Testdatensatzes zum Anteil der sensitiven Arten an der Gesamtartenzahl des Referenzdatensatzes)
- Opportunistische Arten (Störungszeiger, mobile kurzlebige Arten, Eutrophierungszeiger) (prozentuale Veränderung des Anteils opportunistischer Arten an der Gesamtartenzahl des Testdatensatzes zum Anteil der opportunistischen Arten an der Gesamtartenzahl des Referenzdatensatzes)

Die Indikation sollte auf wesentliche und klar erkennbare Degradationen zu beziehen sein, ansonsten wird keine Bewertung der der Indikatorarten durchgeführt.

Exemplarische Bewertungen der Ökotope im System (Ebene 2) und der benthischen Lebensgemeinschaften einzelner Ökotope im Weserästuar sind in Kapitel 6.2.3.2 dargestellt. Die vorgenannten Bewertungsschritte werden als Folgeschritt zum oben beschriebenen "Kenndatenblatt" in einem "Bewertungblatt" (Abb. 6.13) dokumentiert, so dass die Bewertung nachvollziebar wird.

Entsprechend der Abweichung vom Referenzzustand bzw. vom sehr guten ökologischen Zustand (bzw. vom MEP - maximalen ökologischen Potenzial bei stark veränderten Gewässern) werden entsprechend dem Grad der Abweichung vom Referenzwert Ökologische Wertzahlen von 1 bis 5 zugeordnet (REFCOND 2003). Der höchste Wert 5 wird bei der geringsten Abweichung und entsprechend sehr guter Bewertung des entsprechenden Parameters vergeben. Für alle Parameter werden die Klassengrenzen gleichmäßig entsprechend der prozentualen Abweichung vom Referenzwert verteilt. Der Bewertungsansatz der KÜFOG sieht keine Gewichtung einzelner Parameter bei der Zusammenführung der Einzelbewertungen zu einer Gesamtbewertung vor (KÜFOG 2006c).

Bei der zusammenfassenden Ermittlung der ökologischen Qualität (Ökologischer Zustand bzw. ökologisches Potenzial) des Gewässerkörpers sind die einzelnen Parameter (hier auch Teilgebiete) rechnerisch zu einer Gesamtbewertung zusammenzusetzen, die sich letztlich in einem Ökologischen Qualitätsquotient (Ecological Quality Ratio (EQR)) (vgl. REFCOND 2003) ausdrückt, der einen Wert zwischen eins und null annehmen kann. Praktisch wird die Wertespanne der Gesamtpunktzahl in Relation zur Spanne der maximalen Punktzahl gesetzt, was in diesem Fall identisch mit der prozentualen Ähnlichkeit des aktuellen Zustands zum Referenzzustand ist (s. Tab. 6.5).

Tab. 6.5: Staffelung der Wertklassen nach der prozentualen Abweichung vom guten Zustand (KÜFOG 2006c)

Zustand	sehr gut	gut	mäßig	unbefriedigend	schlecht
Übereinstimmung d. Teilgebiete mit Referenzzustand - bzw. Übereinstimmung der Parameter der Lebensgemeinschaften mit den Referenzzuständen	100% (+/-10% Toleranz)	> 75%	>50%	>30%	< 30%
Wertzahlen	5	4	3	2	1
EQR	0,9-1	0,75-0,9	0,5-0,74	0,3-0,49	0-0,29

Tab. 6.6: Wertzahlenvergabe für eine aktuelle Beprobung im Vergleich mit der Referenzzönose (KÜFOG 2006c)

Leitarten	Charakterarten	Indikatorarten Sensitive Arten	Indikatorarten Opportunistische Arten	Wertzahl
90% vorhanden	zu 90% vorhanden	--	--	5
> 75%	> 75%	--	--	4
> 50%	> 50%	reduziert	überproportional vertreten	3
> 30%	> 30%	stark reduziert	häufig	2
< 30%	< 30%	nicht mehr vorhanden	dominant	1

Im Verlauf des Bewertungsverfahrens (siehe Bewertungsblatt Abb. 6.13) auf Ebene 3 des Bewertungsmodells wird das Arteninventar anhand der Kriterien Leitarten, Charakterarten, und Indikatorarten auf Vollständigkeit überprüft und in Wertzahlen überführt (KÜFOG 2006c) (s. Tab. 6.6).

6.2.3.2 Validierung des Bewertungsansatzes anhand vorhandener Daten

Mit Hilfe der Definition der historischen und aktuellen Ökotope im Übergangsgewässer der Weser und deren prozentualer Entwicklung über die Zeit, konnte eine Bewertung des Potenzials für die benthischen Lebensgemeinschaften durchgeführt werden (KÜFOG 2006).

Über die Digitalisierung historischer Karten wurden mit Hilfe der Tiefenlinien die Flächen „historischer" Ökotope im Übergangsgewässer mit denen aktueller Ökotope gleicher Ausprägung verglichen (KÜFOG 2006c). Tab. 6.7 zeigt die Flächenänderung der heutigen Ökotope und der Rinnensysteme gegenüber dem historischen Zustand. Deutlich wird vor allem die Zunahme des tiefen Sublitorals in der limnischen Zone (925 %) und in der oligohalinen Zone (423 %), mit gleichzeitigen erheblichen Flächenverluste im flachen Sublitoral (limnisch, oligohalin und mesohalin).

Tab. 6.7: Vergleich ausgewählter aktueller Ökotope des Tide- und Übergangsgewässers mit denen des historischen Zustands (ca. 1880) (KÜFOG 2006c)

			Weser historisch	Weser aktuell	Flächenänderung
limnische Zone	**W-km 0- 40**		Fläche (ha)	Fläche (ha)	**%**
	Sublitoral	Subl. tief (> -6m)	0	952	(+952)
		Subl. flach (< -6m)	1.945	651	-67
		Sonderhabitate / Hartsubstrate	?	40	
	Eulitoral	Watt (Schlick / Sand)	?	137	
		Sand/ Kiesbank			
	Supralitoral	Vorland (Röhrichte, Auwald)	3.519	1.554	-56
	Inseln		1.042	603	
	unverbaute Ufer	(Literaturwert)			-75
	Doppelrinnensystemstrecke		22,8 km	16 km	-30
Oligohaline Zone	**W-km 40- 65**		Fläche (ha)	Fläche (ha)	Differenz in %
	Sublitoral	Subl. tief (> -6m)	273	1.155	+423
		Subl. flach (< -6m)	2.983	736	-75
		Sonderhabitate / Hartsubstrate	--	21	

Forts. Tab. 6.7			Weser historisch	Weser aktuell	Flächen-änderung
Oligohaline Zone	**W-km 40- 65**		Fläche (ha)	Fläche (ha)	Differenz in %
	Eulitoral	Watt	789	809	+2,5
		Sand / Kies-bank			
	Supralitoral	Vorland (Röh-richte, Auwald)	2.247	1.913	-15
	Inseln		1.155	1.024	-11
	unverbaute Ufer	(Literaturwert)			-22
	Doppelrinnensystemstrecke		21,2 km	10,4 km	-51
Meso-/Polyhaline Zone	**W-km 65-85**		Fläche (ha)	Fläche (ha)	Differenz in %
	Sublitoral	Subl. tief (> -6m)	1.720	1.941	+13
		Subl. flach (< -6m)	4.483	1.855	-59
		Sonderhabitate / Hartsubstrate		106	
	Eulitoral	Schlickwatt (Schlick- / Misch-Sandwatt)	12.217	14.316	+17
	Supralitoral	Vorland (Röh-richte, Salzwie-se)	1.309	1.513	+16
	Inseln		0	4	
	unverbaute Ufer	(keine Daten)			
	Doppelrinnensystemstrecke		11,2 km	10,8 km	-6

Für die exemplarische Bewertung des Zustands des Übergangsgewässers der Weser nach hydromorphologischen Gesichtspunkten bzw. funktionalen Flächenanteilen am Gesamtsystem wurden aufgrund der Datenlage die oligohalinen und meso-/polyhalinen Bereiche des Übergangsgewässers ausgewählt, deren quantitative faunistische Datenblätter im Anhang der Originalarbeit (KÜFOG 2006c) dargestellt sind und beim NLWKN Brake-Oldenburg nachgefragt werden können. Eine quantitative Übersicht über die stetigen und dominanten Arten ist in den quantitativen Datenblättern ebenfalls im Anhang der Originalarbeit vorhanden (s. Tab. A-3 –9 der Originalarbeit KÜFOG 2006c).

Tab. 6.8 und Tab. 6.9 zeigen die Daten der Bewertung des Übergangsgewässers nach der vorgestellten Methode für Ebene 2 – Veränderung der funktionalen Flächen im Ökosystem Ästuar (Übergangsgewässer) und der Zuordnung der Wertzahlen nach Tab. 6.5.

Tab. 6.8: Bewertung des oligohalinen Abschnitts des Übergangsgewässers der Weser nach der Entwicklung der Anteile der funktionalen Flächen im Gesamtsystem – Ebene 2 (nach KÜFOG 2006c)

Ebene 2	Bewertungseinheit Ökotop	Abweichung von der Referenz in %	Wertzahl	Bewertung
Flächenveränderung	Sublitoral tief	423 %	1	
	Sublitoral flach	67%	2	
	Eulitoral	24%	4	
	Vorland	56%	2	
Streckenveränderung	unverbaute Ufer	22%	4	
	Doppelrinnenstrecke	51%	2	
Gesamt Ebene 2 (arith. Mittelwert)			**2,5**	**mäßiger Zustand**
Gesamt Ebene 2 (Median)			**2**	**unbefriedigend**

Tab. 6.9: Bewertung des meso-/polyhalinen Abschnitts des Übergangsgewässers Weser nach der Entwicklung der Anteile der funktionalen Flächen im Gesamtsystem – Ebene 2 (nach KÜFOG 2006)

Ebene 2	Bewertungseinheit Ökotop	Abweichung von der Referenz in %	Wertzahl	Bewertung
Flächenveränderung	Sublitoral tief	12,8%	4	
	Sublitoral flach	58,6%	2	
	Eulitoral	17,2%	4	
	Vorland	15,6%	4	
Streckenveränderung	unverbaute Ufer	Keine Daten	--	
	Doppelrinnenstrecke	5,6%	5	
Gesamt Ebene 2 (arith. Mittelwert)			**3,8**	**Guter Zustand**
Gesamt Ebene 2 (Median)			**4,0**	**Guter Zustand**

An der exemplarischen Bewertung wird deutlich, dass die gewählten Parameter zu unterschiedlichen Bewertungsergebnissen der beiden Brackwasserzonen kommen. Während die meso-/polyhaline Zone aufgrund der geringeren Abweichung vom Referenzzustand einen guten Zustand aufweist, wird die oligohaline Zone in die Klasse „mäßig" eingestuft. Dies entspricht nach KÜFOG 2006 auch weitgehend den Einschätzungen bisheriger Fachgutachten und Bewertungsansätze (SCHUCHARDT ET AL. 1984, GFL et al. 2006) und hängt ggf. mit dem Grad des Ausbaus und der Nutzung der verschiedenen Ästuarbereiche zusammen. Diese erste Berechnung bedarf weiterer Spezifikation und Überprüfung in praktischen Anwendungsbeispielen. Darüber hinaus ist der Ansatz auch erst in Verbindung mit der Ebene 3, also der Bewertung der Qualität der benthischen Lebensgemeinschaften innerhalb der Ökotope vollständig und kann erst im Zusammenwirken beider Ebenen in seiner Aussagekraft und seiner zukünftigen Anwendbarkeit im Monitoringverfahren nach WRRL beurteilt werden.

Auf der Ebene der Bewertung der benthischen Lebensgemeinschaften innerhalb des Ökotops (Ebene 3) wurde im Rahmen der projektbegleitenden Studie (KÜFOG 2006c) eine exemplarische Bewertung von vier Ökotopen im Weserästuar durchgeführt. Eine Bewertung aller Ökotope im Ästuar, zusammen mit der Bewertung der Flächen der funktionalen Ökotope im System, würde zusammenführend zu einer Gesamtbewertung des Wasserkörpers kommen. Die Bewertungsblätter der vier Ökotope sind im Anhang A 6.3 dieses Berichts zu finden. Exemplarisch ist in Abb. 6.13 das Bewertungsblatt des Ökotops "Sublitoral tiefer als 6 m im oligohalinen Bereich des Weserästuars" dargestellt. In diesem Fall wurden die Beprobungen mit dem van Veen-Greifer ausgewertet. Wie aus den Bewertungsblättern im Anhang 6.3 zu sehen ist, wird diese Beprobungsmethode im gleichen Ökotop anders bewertet als eine Beprobung mittels Dredge. Diese Unterscheidung der Probemethoden bei der Datenbewertung muß noch abschließend diskutiert werden (KÜFOG 2006c). In die Zuordnung zu Wertezahlen gehen die Parameter Dominanz und Stetigkeit ein, jeweils in %-Anteil der Artenzahl der Referenz, sowie die Anteile sensitiver und opportunistischer Arten an der Gesamtartenliste. In der Gesamtbewertung wird das Ökotop tiefes Sublitoral im Oligohalinikum der Weser mit "mäßig" (arithm. Mittel) bzw. "gut" (Median) beurteilt, je nach Bildung des Mittels. Die Bewertungsergebnisse der im Anhang A 6.3 mit Bewertungsblättern dargestellten Ökotope werden in Tab. 6.10 zusammengefasst. Hinsichtlich der Beurteilung der Bewertungsergebnisse müssen noch abschließende Evaluationen durchgeführt werden. Für die Gesamtbewertung hat MEYER ET AL. (2006) die Nutzung des Medians begründet vorgeschlagen, so dass auch für die vorliegende Zusammenführung der einzelnen Parameter der Medianwert als Mittel zugrundegelegt werden sollte.

Tab. 6.10: Exemplarische Bewertung der Lebensgemeinschaften im Übergangsgewässer der Weser (KÜFOG 2006c)

Ökotop	Salinität	Probenmethode	Bewertung (Arithm. Mittel)	Bewertung (Median)
Sublitoral > - 6 m*	Oligohalin	Van Veen Greifer	mäßig	gut
Sublitoral > - 6 m	Oligohalin	Dredge	mäßig	schlecht
Sublitoral < 6 m	Oligohalin	Van Veen Greifer	gut	Sehr gut
Eulitoral Schlick	Oligohalin	Stechzylinder	gut	gut

* Bewertungsblatt siehe Abb. 6.13

6.2.3.3 Weiterer Klärungsbedarf

Zusammenfassend bietet die Erarbeitung des vorgelegten Bewertungskonzepts für die Qualitätskomponente Makrozoobenthos im Übergangsgewässer der Weser zunächst eine umfangreiche Zusammenführung von Makrozoobenthosdaten des Weserästuars, die als Datenbanktabelle mit mittlerweile über 20.000 Datensätzen (Fundangaben einer benthischen Art) systematisch aufbereitet und aktualisiert worden ist. Die Teillebensräume des Makrozoobenthos im Übergangsgewässer werden in aktuellen Karten dargestellt und mithilfe eines GIS mit historischen Karten von 1880, auch anhand der veränderten Flächengrößen, verglichen. Das Ziel der Bewertung auf der Ebene 2, den Degradationszustand durch Flächenverlust und den Verlust an natürlichen benthischen Lebensräumen (z.B. durch Uferverbau, Seitenarm- bzw. Nebenrinnenverlusten) abzubilden, konnte somit weitgehend im Detail erreicht werden.

Auf der Ebene 3 wird die Bewertung auf die Ausprägung der Lebensgemeinschaften des Makrozoobenthos innerhalb der Ökotope fokussiert. Anhand der Karten und der zusammengestellten aktuellen Daten werden die verschiedenen Teillebensräume beschrieben und benthisch charakterisiert. Dabei werden die qualitativen Angaben aller ausgewerteten Literaturdaten innerhalb einer Gesamtartenliste dargestellt, unabhängig von Erfassungsdatum und -methode. Zusammen mit der Datenbank wurde damit eine umfangreiche benthische Datenmatrix für das Weserästuar vorgestellt. Für ausgewählte Ökotope mit hinreichend quantitativer Datenbasis werden mittlere Besiedlungsdichten und Biomassedaten zusammengestellt, die in Kenndatenblättern der Ökotope zusammengefasst werden.

Ein methodisches Bewertungsproblem besteht durch die fehlende Datenbasis für die Herleitung einer Referenzbesiedlung. In dem hier vorgeschlagenen Ansatz wird der fehlende Referenzzustand deshalb rekonstruiert. Diese Rekonstruktion besteht aus einer Kombination von historischen Aspekten (qualitative Literaturangaben zur früheren Besiedlung, Fehlartenhinweise etc.), der Betrachtung von faunistischen Verschiebungen seit der Erhebung benthischer Daten (rückwärtige Trendauswertung) und der Verschneidung von Lebensraumdegradation und davon potenziell betroffener Arten und Artengruppen (parallele Ableitung belegter Effekte aus anderen Gewässern). Dabei ist die Betrachtung der ökologischen Funktion wesentlich bei der Qualitätsbewertung.

Es zeigte sich, dass zurzeit eine Bewertung der Ökotopbesiedlung je nach Datenlage und Kenntnisstand noch nicht standardisiert durchgeführt werden kann. In das vorgelegte Bewertungskonzept können jedoch jederzeit neue autökologische Kenntnisse und Daten einfließen, um die Bewertung zu präzisieren. In der Weiterentwicklung und praktischen Erprobung dieses Ansatzes sind insbesondere weitere Indikatorarten oder –artengruppen in Zusammenhang mit definierten Lebensraumbeeinträchtigungen (pressures) zu identifizieren. Der Analyseprozess der ökologischen Prozesse, die bestimmend für die Zusammensetzung einer benthischen Lebensgemeinschaft sein können, sowie weitere Datenarbeit sind zur Fortentwicklung des Bewertungsansatzes anzustreben. Die Einbeziehung der Neozoen in das Bewertungsmodell sollte weiterhin diskutiert werden.

Bewertung anhand eines Testdatensatzes: oligohalin Sublitoral tief

Metadaten zum Testdatensatz	
Projekt	Weseranpassungbestandsaufnahme
Methode	Van VeenGreifer, 1mm Siebung
Stationen	13
Einzelgreifer	39
SKN Tiefe	-12 bis -6m
Datum	03.05.2005
Weser-km	55-60,2

Testdatensatz **Greifer oligohalin tief**

	Status	Ind Sum	Stat Anz	Dom %	Präs %
sum	**14**	**412**	**39**	100,0	100,0
Marenzelleria c.f. viridis	B	268	21	65,0	53,8
Bathyporeia pilosa	B	80	7	19,4	17,9
Bathyporeia pelagica	x	26	5	6,3	12,8
Gammarus salinus	B	7	6	1,7	15,4
Gammarus zaddachi	B	6	4	1,5	10,3
Cordylophora caspia	B,Ses,RL	5	5	1,2	12,8
Balanus improvisus	B,Ses	4	1	1,0	2,6
Neomysis integer	B	4	4	1,0	10,3
Electra crustulenta	Ses	4	3	1,0	7,7
Boccardiella ligerica	B,RL	2	2	0,5	5,1
Hydrozoa indet		1	1	0,2	2,6
c.f. Hartlaubella gelatinosa	Ses	1	1	0,2	2,6
Crangon crangon	x	1	1	0,2	2,6
Mysidaceae sp.		1	1	0,2	2,6
Mespodopsis slabberi	x	1	1	0,2	2,6
Macoma balthica	x	1	1	0,2	2,6

Bewertung im Vergleich zur Referenz

	Testdaten	in %	Referenz	in %
Gesamtartenzahl	14		35	
Brackwasserarten	8	57,1	12	34,3
RL Arten	2	14,3	4	11,4
Sessile Arten	4	28,6	8	22,9

A- Gemeinschaftstruktur	**Kriterium**	**Referenzdatensatz**	**Testdatensatz**	**Übereinstimmung**	**Wertzahl**
1) Dominanz	Arten mit >20%	Marenzelleria viridis Balanus improvisus	Marenzelleria viridis	50%	3
2) Stetigkeit	Arten mit >20%	Marenzelleria viridis Neomysis integer Crangon crangon Gammarus zaddachi Bathyporeia pilosa Boccardiella ligerica Bathyporeia pelagica	Marenzelleria viridis	14,3%	1
B- Indikation					
1) sensitive Arten für					
Salinitätserhöhung	Brackwasserartenanteil %	34,3	57,1	100%	5
Sedimentinstabilität	Anteil sessiler Arten %	22,9	28,6	100%	5
2) opportunistische Arten für					
Salinitätserhöhung	Dom von Macoma balthica	0	0,2	--	5
Sedimentinstabilität	Dom von Bathyporeia spp.	3,4	25,7	500%	1
Gesamtbewertung					
arithm. Mittel				**mäßig**	**3,3**
Median				**gut**	**4**

Abb. 6.13: Exemplarisches Bewertungsblatt für die Bewertung der benthischen Lebensgemeinschaft im Ökotop tiefes Sublitoral (> - 6 m) im Oligohalinikum des Übergangsgewässers der Weser (KÜFOG 2006c)

6.2.4 Bewertung des Makrozoobenthos im Küstengewässer der FGE Weser und Elbe nach WRRL – Bewertungsmodell MarBIT

Für die Bewertung des Makrozoobenthos der Ostsee wurde von Meyer et al. (2005, 2006a) das Bewertungsmodell MarBIT (Marine Biotic Index Tool) entwickelt. Dieses Bewertungssystem basiert auf vier Bewertungsparametern, die den ökologischen Zustand der benthischen Lebensgemeinschaft charakterisieren: Artenvielfalt, Abundanz sowie Anteil sensitiver Taxa und Anteil toleranter Taxa (MEYER ET AL. 2006a).

Das Werkzeug des für die Ostsee entwickelten Bewertungsverfahrens wurde nach einer grundlegenden Prüfung und Anpassung für ausgewählte Ökotope im Küstengewässer der Nordsee exemplarisch angewandt (MEYER ET AL. 2006b). Dabei soll dieses Verfahren genutzt werden, den Zustand der benthischen Lebensgemeinschaft im Küstengewässer im Sinne der Ebene 3 des hierarchischen Bewertungssystems nach ESCARAVAGE ET AL. (2004) zu bewerten. Für die Prüfung und Anpassung des Tools MarBIT wurde das Ökotop „Sublitoral 0-5 m" im Küstengewässertyp NEA26 (euhalines Wattenmeer) ausgewählt. Dieses Gebiet umfasst die Jade und die Watten des östlichen Teiles der ostfriesischen Inseln. Die Auswahl des Ökotops basierte auf der Ökotopcharakterisierung durch AQUA-MARIN (2006).

Bewertungsgrundlage und Grundlage für die autökologische Beschreibung der Arten bot die umfangreiche Datenbank über Beprobungskampagnen und Artenlisten, die im Zuge der Charakterisierung der Ökotope im Küstengewässer der Nordsee von AQUA-MARIN (2006) erarbeitet wurde. Der vollständige Bericht der Studie zur Bewertung der Küstengewässer der Nordsee durch MarBIT liegt dem NLWKN Brake-Oldenburg vor und kann dort nachgefragt werden.

6.2.4.1 Entwicklung von Referenzwerten und Klassengrenzen

Das Bewertungssystem MarBIT fußt auf den Referenzartenlisten, die einen qualitativen Zustand der potentiell maximal erreichbaren Anzahl an Taxa widerspiegelt, die ein Gebiet aufgrund seiner ökolgischen Bedingungen besiedeln können. MarBIT arbeitet somit mit Referenzlisten, die eher einen ökologischen als einen historischen Aspekt reflektieren. Der Vorteil dieses Hintergrunds der Referenzartenliste wird dadurch begründet, dass umweltbedingte Artefakte keinen Einfluss auf die Zusammensetzung der Liste haben, sofern die ökologischen Ansprüche der Arten bekannt sind (MEYER ET AL. 2006a).

Für die Ableitung der Referenzwerte der vier voneinander unabhängigen bewertungsrelevanten Parameter, Abundanz, Artenvielfalt sowie störungsempfindliche und tolerante Arten bildet die jeweils auf das Ökotop zugeschnittene Referenzartenliste die Grundlage. Die Abundanz wird anhand der Übereinstimmung mit einer log-normalen Abundanzverteilung bewertet. Die Artenvielfalt wird über die taxonomische Spreizung (TSI, taxonomic spread index) bewertet, die die taxonomische Vielfalt als Index und die Artenzahl berücksichtigt. Ausgangspunkt der Bewertung ist wiederum die taxonomische Spreizung der Referenzlebensgemeinschaft. Die Zuordnung der störungsempfindlichen und toleranten Arten erfolgt über die autökologischen Daten, und die Bewertung orientiert sich wiederum an dem Vergleich dieser Gruppen mit einer Referenzgemeinschaft (siehe dazu ausführliche Beschreibung der Index-Berechnungen MEYER ET AL. 2006a). Kriterien für die Auswahl der sensitiven Arten waren:

- Spezialisierung auf einen Lebensraum
- Spezialisierung auf eine Nahrung
- Lebensstrategie (k-Strategen)
- Status auf der Roten Liste

Die toleranten Arten wurden nach folgenden Parametern ausgewählt:

- Lebensstrategie (r-Strategen)
- bekannte Eutrophierungstoleranz

Für jede ökologische Zustandsklasse der einzelnen Indizes wurden Klassengrenzen festgelegt, die als normierte Klassengrenzen die Indizes untereinander vergleichbar machen und auch miteinander zu einer Gesamtbewertung verrechenbar sind (MEYER ET AL. 2006a).

Tab. 6.11: Normierte Klassengrenzen der Indizes im MarBIT Bewertungsmodell (MEYER ET AL. 2006a)

Klasse	Bereichsgrenzen *b*
sehr gut	$0,8 \leq b \leq 1$
gut	$0,6 \leq b < 0,8$
mäßig	$0,4 \leq b < 0,6$
unbefriedigend	$0,2 \leq b < 0,4$
schlecht	$0 \leq b < 0,2$

6.2.4.2 Zusammenführung der Bewertungen der Einzelparameter zu einer Gesamtbewertung

Die einzelnen der vier bewertungsrelevanten Indizes erlauben jeweils die Bewertung der benthischen Lebensgemeinschaft unter dem angezeigten Aspekt. Da jedoch erst die Gesamtheit der Indizes die Situation der Gemeinschaft ausführlicher beschreibt, müssen die Indizes miteinander verrechnet werden. Über die in Tab. 6.11 dargestellten normierten Klassengrenzen sind die Zustandsklassen und deren Grenzen untereinander direkt vergleichbar. Dadurch wird die Interpretation des Endresultats vereinfacht. Eine Zusammenfassung der Indexwerte über die Errechnung des arithmetischen Mittels wird von den Autoren als nicht sinnvoll angesehen, da eine Normalverteilung der beteiligten Werte vorausgesetzt wird. Deshalb wird der Median, bzw. ein Pseudomedian, als Wert in der Mitte zwischen den beiden echten Medianen, als mittlerer Wert für die Beschreibung des ökologischen Zustands angewandt (MEYER ET AL. 2006a, 2006b).

6.2.4.3 Validierung des Bewertungsansatzes anhand vorhandener Daten

Für die Prüfung und Anpassung des Tools MarBIT wurde das Ökotop „Sublitoral 0-5 m“ im Küstengewässertyp NEA26 (euhalines Wattenmeer) ausgewählt. Dieses Gebiet umfasst die Jade und die Wattengebiete des östlichen Teiles der ostfriesischen Inseln. Die Auswahl des Ökotops basierte auf der Ökotopcharakterisierung durch AQUA-MARIN (2006) und der biologischen Charakterisierung von Jaklin (2006). Das Ökotop „Sublitoral 0-5 m“ wird durch die Kriterien Zonierung (Sublitoral), Salinität (euhallin) und Exposition (wellenexponiert) ökologisch definiert. Für das dritte Kriterium wurde die Liste der möglichen autökologischen Parameter im MarBIT-System um die beiden Punkte „wellenexponiert“ und „strömungsexponiert“ ergänzt. Weitere Kriterien, die zu einer Differenzierung der Referenzartenliste dienen könnten, wie z.B. Strömung, Trübung, Substrat, konnten nicht einbezogen werden, da aus den Beprobungsdaten diese Angaben nicht ersichtlich waren. Dieses trifft im Übrigen auf die meisten der zur Verfügung stehenden Daten zu.

Zur Erstellung der Referenzartenlisten bzw. der Gesamtartenliste für die Küstengewässer der Nordsee wurden aus den Arbeiten zur Charakterisierung der Ökotope der Küstengewässer der Nordsee (AQUA-MARIN 2006) insgesamt 20578 Datensätze mit Zoobenthosdaten zur Verfügung gestellt. Die aus der Bewertung des Makrozoobenthos der Ostsee vorliegende Artenliste konnte um 300 nordseerelevante Arten des Makrozoobenthos ergänzt werden.

Eine vorläufige Referenzartenliste wurde mit 176 Taxa ermittelt. Da kaum davon ausgegangen werden kann, dass diese Anzahl an Taxa bei einer Probennahme gefunden werden kann, wurde ein Analyse der Arten-Areal-Kurve durchgeführt, um zu beurteilen, welcher Probennahmeaufwand notwendig wäre um diese Taxa zu finden. Hier zeigt sich, dass 80 bis 90 % der Taxa erst mit einem Probenaufwand von 33 - 58 Proben bei der Kampagne HABAK-Jade 2000 und von 55 – 90 Proben bei der Kampagne Jade-Weser-Port gefunden würden. Dieses Problem der geringen Taxa- und Individuenanzahl/Taxa je Probe stellte für die Autoren der Untersuchung einen Unterschied zu den Verhältnissen in der Ostsee dar (MEYER ET AL. 2006b). Die jetzt ermittelte Referenzartenliste wird nicht als komplett angesehen und muß einer ständigen Überprüfung unterliegen. Eine Einschränkung für die Verwendbarkeit zur Berechnung des MarBIT-Tools wird von den Autoren jedoch nicht gesehen (MEYER ET AL. 2006b).

Zur Bewertung der Probennahmedatensätze konnten aus der Datenbank zur Charakterisierung der Küstengewässer der Nordsee (AQUA-MARIN 2006) 26 Probenahmekampagnen mit 2080 einzelnen Probenahmestationen übernommen werden. 11 Kampagnen davon besit-

zen Stationen im betrachteten Ökotop. Beprobungsdaten, die Abundanzwerte als Mittelwerte aus Zeitreihen enthielten, konnten nicht in das MarBIT-Verfahren übernommen werden, da das MarBIT-System Einzelproben benötigt, um die Abundanzverteilung berechnen zu können. Bei gemittelten Werten aus mehreren Jahren sind keine realen Abundanzwerte mehr vorhanden. Proben mit gemittelten Werten mehrerer Parallelen stellen ebenfalls keine Originalwerte mehr dar, dennoch kann mit den Werten gerechnet werden, da dieser Mittelwert idealerweise die tatsächlich vorhandene Abundanz darstellen soll (MEYER ET AL. 2006b). Eine weitere Trennung der Datensätze nach Substrateigenschaften der Probenstelle war aufgrund der fehlenden Angaben nicht möglich.

6.2.4.3.1 **Kampagne** HABAK-JADE 2000, BFG 2003

Diese Kampagne ist mit 121 Stationen im Sublitoral vertreten und bildet einen guten Querschnitt durch das gesamte Gebiet (BFG 2003). Es sind Proben aus dem inneren Gebiet der Jade vorhanden (Vareler Fahrwasser und Südreede) sowie Proben vom äußeren Gebiet (Mellumplate und Klappstelle seewärts Wangerooge).

Es ergaben sich für die Berechnung mit dem MarBIT-System Probleme, da die Probendaten bereits Mittelwerte dreier Parallelproben darstellten. Außerdem wurde festgestellt, dass alle Proben in Tiefen größer als 5 m liegen und damit streng genommen nicht mehr dem hier betrachteten Ökotop zuzurechnen sind. Trotz dieser Einschränkungen betrachteten die Autoren diesen großen zusammenhängenden Datensatz als geeignet, eine testweise Bewertung des Ökotops durchzuführen. Die Bewertungsergebnisse sollten allerdings als vorläufig eingeschätzt werden (MEYER ET AL. 2006b).

Für die Bewertung wurden die Probenahmedaten der Stationen der 6 beprobten Transekte in 6 Datensätze zusammengefaßt. Ein Datensatz, der alle Stationen dieser Kampagne umfasst, wurde ebenfalls berechnet (Tab. 6.12).

Tab. 6.12: Zusammengefasste Datensätze für die Probekampagne HABAK-Jade 2000, BFG 2003 (MEYER ET AL. 2006b)

Transekt NEA 26	Bereich	Anzahl Stationen
Habak-Jade, alle gepoolt	Gesamtes Gebiet	121
JW	Jade-Weser	8
MN	Mellumplate Mitte	29
MR	Mellumplate Nord	25
MT	Mellumturm	19
SR	Südreede	18
VF	Vareler Fahrwasser	22

Tab. 6.13: Ergebnisse der Indexberechnung und ökologische Qualitätsquotienten (EQR) mit Hilfe von MarBIT anhand der Probenkampagne HABAK-Jade 2000, BFG 2003 (MEYER ET AL. 2006b)

Transekt	Arten-zahlen	Arten-vielfalt	Abundanz-verteilung	sensitive Taxa	tolerante Taxa	EQR
Habak-Jade, alle gepoolt	0.5 (80/160)	0.398	0.449	0.808	0.597	0.523 (mäßig)
JW, gepoolt	0.11 (18/160)	0.076	0.832	0.222	0.818	0.52 (mäßig)
MN, gepoolt	0.21 (33/160)	0.142	0.218	0.428	0.814	0.323 (unbefriedigend)
MR, gepoolt	0.21 (34/160)	0.152	0.342	0.267	0.606	0.304 (unbefriedigend)
MT, gepoolt	0.21 (34/160)	0.147	0.196	0.428	0.803	0.312 (unbefriedigend)
SR, gepoolt	0.24 (39/160)	0.190	0.344	0.511	0.497	0.420 (mäßig)
VF, gepoolt	0.31 (50/160)	0.228	0.299	0.511	0.371	0.335 (unbefriedigend)

In Tab. 6.13 ist das Ergebnis der Bewertung nach MarBit, mit den für die Ostsee entwickelten Grenzen, für alle Parameter des Bewertungssystems und für alle Transekte dargestellt.

In der zweiten Spalte ist die Artenzahl des Transektes in Bezug auf die Artenzahl der Referenz und den daraus resultierenden Quotienten enthalten, in den hinteren 5 Spalten sind die Zahlen entsprechend dem MarBIT-System normiert (vgl. Tab. 6.11). Daraus ergibt sich ein mäßiger bis unbefriedigender ökologischer Zustand. Den besten EQR hat dabei der gepoolte Datensatz als Summe der Einzeltransekte. Die Instabilität der Bewertung und die Artenzahlen können darauf hinweisen, dass die Probenmenge der einzelnen Transsekte zu gering ist. Der zusammengefasste Transekt erfasst 50% aller Taxa der Referenz, die einzelnen Transekte zwischen 11 (Transekt JW) und 31% (Transekt VF). Bezogen auf die Berechnungen zur Arten-Areal-Kurve zeigen diese Zahlen, dass die Transekte sich noch am ansteigenden Teil Kurve befinden (MEYER ET AL. 2006b).

Ein weiterer Grund der schlechten Bewertung der Transekte liegt in der unausgewogenen Abundanzverteilung. Charakteristisch für die Abundanzverteilung in den Proben ist eine hohe Anzahl an Taxa, die nur mit einem oder wenigen Exemplaren vertreten sind. So stellen oft ein oder zwei Taxa zusammen bereits über die Hälte aller Individuen, und der Rest der Taxa verteilt sich auf die verbleibende Hälfte (MEYER ET AL. 2006b).

Als „gut" werden mit dem MarBIT die Vorkommen toleranter und sensitiver Taxa bewertet. Die Indizes für tolerante Taxa liegen bei den Transekten JW, MN und MT im Bereich des Referenzzustandes und zeigen damit keinen erhöhten Anteil an toleranten Taxa. Der Transekt JW enthält nur die Art *Scoloplos armiger* als tolerante Art, der Transekt MN zusätzlich noch *Anaitides mucosa*. Für die sensitiven Taxa zeigt der Index nur im zusammengefassten Transekt den Referenzzustand an, die einzelnen Transekte werden mit mäßig und unbefriedigend bewertet (MEYER ET AL. 2006).

Die Beprobungsdaten der Transekte umfassen Proben in Gebieten von Klappstellen und aus Proben neben den Klappstellen . Die Autoren (MEYER ET AL. 2006) berechneten im Vergleich von Klappstellen und Referenzstationen für eine gleiche Anzahl von Stationen den Zustand des Makrozoobenthos nach MarBIT. Hier zeigte sich, dass wiederum die zusammengefassten Transekte für die Artenvielfalt die bessere Bewertung gegenüber der Bewertung der einzelnen Transekte erzielt wurde.

Dieses Ergebnis zeigte wiederum, dass eine zu geringe Probenanzahl vorlag, was die Ergebnisse schwer interpretierbar macht (MEYER ET AL. 2006). In der äußeren Jade wurden die Referenzstationen besser bewertet als die Klappstellen, nur in der inneren Jade (Südreede und Vareler Fahrwasser) lagen Klappstellen und Referenzstationen in der gleichen Bewertungsstufe (unbefriedigend). Interpretiert wird diese gleiche Bewertung mit einem generell schlechteren Zustand der Innenjade und der negativen Bewertung der Abundanzverteilung und der sensitiven Taxa. Die bessere Bewertung der äußeren Jade wird mit der guten Bewertung der toleranten Taxa und der sensitiven Taxa begründet. Die Einstufung durch den MarBIT wird von den Autoren als nachvollziehbar und realistisch beurteilt (MEYER ET AL. 2006).

6.2.4.3.2 **Kampagne** Jade-Weser-Port

Die Daten dieser Probennahmekampagne stammen aus Transsekten, die das Jadefahrwasser queren und verschiedene Tiefenbereiche umfassen. Entsprechend des zu bewertenden Ökotops „Sublitoral 0-5 m“ wurden die das Ökotop beschreibenden Beprobungsdaten aus der Datenbank extrahiert und nach Transekten und Jahreszeiten zusammengefasst (siehe Tab. 6.14).

Tab. 6.14: Zusammengefasste Datensätze der Probenkampagne Jade-Weser-Port (MEYER ET AL. 2006b)

Transekt	Jahreszeit	Anzahl Einzelproben
T1	Frühjahr	6
T1	Sommer	6
T1	Herbst	6
T2	Frühjahr	22
T2	Sommer	21
T2	Herbst	19
T3	Frühjahr	42
T3	Sommer	28
T3	Herbst	5

Transekt	Jahreszeit	Anzahl Einzelproben
T4	Frühjahr	20
T4	Sommer	13
T4	Herbst	4
T5	Frühjahr	5
T5	Sommer	8
T5	Herbst	6

Tab. 6.15: Ergebnisse der Indexberechnung und ökologische Qualitätsquotienten (EQR) mit Hilfe von MarBIT anhand der Probenkampagne Jade-Weser-Port (MEYER ET AL. 2006b)

Transekt	Artenzahlen	Artenvielfalt	Abundanz verteilung	sensitive Taxa	tolerante Taxa	EQR
Frühjahr:						
Pool T1	0.09 (14/160)	0.079	0.179	0.156	0.252	0.167 (schlecht)
Pool T2	0.19 (31/160)	0.158	0.187	0.378	0.394	0.283 (unbefriedigend)
Pool T3	0.22 (35/160)	0.153	0.349	0.456	0.347	0.348 (unbefriedigend)
Pool T4	0.15 (24/160)	0.107	0.287	0.267	0.427	0.277 (unbefriedigend)
Pool T5	0.1 (16/160)	0.075	0.200	0.311	0.679	0.255 (unbefriedigend)
Sommer:						
Pool T1	0.08 (13/160)	0.086	0.197	0.089	0.235	0.143 (schlecht)
Pool T2	0.16 (25/160)	0.119	0.318	0.311	0.319	0.315 (unbefriedigend)
Pool T3	0.26 (41/160)	0.195	0.365	0.378	0.405	0.371 (unbefriedigend)
Pool T4	0.19 (30/160)	0.154	0.240	0.333	0.381	0.286 (unbefriedigend)
Pool T5	0.08 (12/160)	0.076	0.584	0.111	0.357	0.234 (unbefriedigend)
Herbst:						
Pool T1	0.04(7/160)	0.044	0.217	0.178	0.618	0.197 (schlecht)
Pool T2	0.08(12/160)	0.075	0.762	0.111	0.357	0.234 (unbefriedigend)
Pool T3	0.11(18/160)	0.106	0.196	0.178	0.322	0.187 (schlecht)
Pool T4	0.08(13/160)	0.081	0.189	0.133	0.386	0.161 (schlecht)
Pool T5	0.03(4/160)	0.029	0	0.089	0.0	0.014 (schlecht)

Wie aus Tab. 6.15 ersichtlich, ist die Probenzahl der Transekte zum Teil relativ niedrig (deutlich unter 10 Proben). Dadurch scheinen auch die schlechten Bewertungen begründet zu sein. Hier spiegelt sich wiederum das Problem der nicht ausreichenden Probenanzahl für einen Sättigungszustand der Arten-Areal-Kurve wider. Werden jedoch die Transekte über alle Jahreszeiten hinweg zusammengefasst, ändert sich die Bewertung der Transekte in mäßig bis unbefriedigend. Für die bessere Bewertung wird wiederum die rechnerisch höhere Anzahl der Taxa verantwortlich gemacht, die sich ebenfalls in einer besseren Bewertung der empfindlichen und toleranten Taxa bemerkbar macht (MEYER ET AL. 2006). Ein Gradient von landwärts zu weiter seewärts gelegenen Transekten kann anhand der Bewertung nicht erkannt werden.

6.2.4.3.3 Kampagne EUROPIPE-Begleituntersuchungen - Sublitoral

Die Begleituntersuchungen zu den EUROPIPE-Verlegearbeiten umfassen Beprobungen aus dem Gebiet der Accumer Ee zwischen Baltrum und Langeoog in 6 Teilgebieten. Die Beprobungen begleiteten die Verlegearbeiten um unterschiedliche Phasen des Eingriffs zu dokumentieren (GÖTTING ET AL. 1998). Der Untersuchungsbericht kommt zu dem Schluss, dass sowohl die Pipelineverlegung 1994 als auch der harte Winter 1995/96 negative Auswirkungen auf die Lebensgemeinschaft des Makrozoobenthos gehabt haben. In der Folge der Verlegarbeiten kam es zu einer Abnahme der Artenzahlen und der Abundanzen, insbesondere in der Nähe des Grabens. Im Frühjahr nach der Verfüllung des Grabens nahm das Endobenthos wieder zu, im darauffolgenden Frühjahr kam es aufgrund des kalten Winters wieder zu einer Abnahme.

Die Bewertung der Teilgebiete durch MarBIT läßt in einem Areal die von GÖTTING ET AL. (1998) nach umfangreicher Datenauswertung vorgenommenen Bewertungen nachvollziehen, zeigt sich jedoch in den meisten Teilgebieten uneinheitlich. In dem Teilgebiet, das am weitesten von der verlegten Trasse entfernt liegt, wird ebenfalls der Trend des Untersuchungsberichts wiedergegeben. Die geringen Artenzahlen, die Schwankungen in den Abundanzverteilungen und der unterschiedliche Probennahmeaufwand und die unterschiedliche Anzahl der Stationen in den Teilgebieten macht die Bewertung durch MarBIT eher uneinheitlich interpretierbar und schlägt sich in schlechten Bewertungen in der Artenvielfalt nieder (MEYER ET AL. 2006). Bei der Bewertung im zeitlichen Verlauf kommt es zu Missklassifikationen, da, nach Auffassung der Autoren, der Index für die toleranten Arten in Bezug zur Gesamtaussage überbewertet wird. MEYER ET AL. (2006) regen an, ggf. den Index der toleranten Arten nur für die schlechteren ökologischen Zustände als Kriterium heranzuziehen. Sie verweisen darauf, dass die WRRL nur für den mäßigen Zustand eine genaue Definition vorsieht.

6.2.4.4 Weiterer Klärungsbedarf

Grundsätzlich halten die Autoren (Meyer et al. 2006) den ökologischen Ansatz des MarBIT-Systems auch für die Nordsee für gültig. Die ökologischen Grundannahmen sind unabhängig vom bewerteten Gebiet, jedoch hat das Arteninventar entscheidenden Einfluss auf die Wirkungen dieser vorausgesetzten Prinzipien. Im Fall des untersuchten Ökotops mit 160 Taxa kann die lognormale Verteilung der Abundanzen angenommen werden, die einzelnen Proben weisen jedoch oft nur wenige Arten auf. Auch die fleckenhafte Verteilung der Organismen könnte ein Grund für die uneinheitlichen Testergebnisse des Abundanz-Indexes sein. Zusammenfassend wird eine ausreichende Probenmenge für eine stabile Bewertung gefordert. Die Unterschreitung einer minimalen Probenanzahl führt zu schlechteren Bewertungen, und die Ergebnisse werden nicht repräsentativ (MEYER ET AL. 2006). Die hohe Probenanzahl für ein einheitliches Testergebnis stößt jedoch ggf. an die Grenzen der wirtschaftlichen Machbarkeit. Eine Zusammenfassung mehrerer Jahrgänge der Beprobungen wird aus Gründen der Verwischung von Effekten in der Benthosbesiedlung abgelehnt (MEYER ET AL. 2006).

Ein weiterer wichtiger Punkt liegt in der Erweiterung und Differenzierung der Liste zur Autökologie der Arten. Darüber ließe sich eine weitere Zuordnung von sensitiven und toleranten Arten erreichen, um die Bewertung der benthischen Lebensgemeinschaft belastbarer zu machen.

Damit ist zwar die Umsetzung des MarBIT Modells auf die Anwendung im Bereich der Küstengewässer der Nordsee vom rechnerischen Ansatz her gelungen, die Aussage der Bewertung muß jedoch evaluiert und über weitere Bewertungsberechnungen und fachliche Diskussionen auf Plausibilität überprüft werden. Um eine Praxistauglichkeit zu erreichen, schlagen die Autoren eine ausgedehnte autökologische Recherche vor sowie eine Reduktion der Referenzliste, ohne dass dieses aber Einbußen der Aussagekraft zur Folge haben soll, und außerdem eine Anpassung des Index für Artenvielfalt an den Probenaufwand des zukünftigen Monitorings (MEYER ET AL. 2006).

Zeitnah ist anzustreben, weitere sublitorale Ökotope der Küstengewässer der Nordsee mit Hilfe des MarBIT Index zu bewerten, um die Gesamtbewertung eines Wasserkörpers/Gewässertyps auf Konsistenz und Plausibilität der Bewertung beurteilen zu können.

Ein weiterer Diskussionspunkt liegt in der Berücksichtigung der Neozoen im Bewertungssystem. In der Ostsee werden Neozoen nicht mit einem Sonderstatus versehen. Sie werden wie alle Taxa erfasst und kommen ggf. auch in der Referenzartenliste vor. Sensitive Neozoen kommen in der Ostsee nicht vor, so dass dadurch auch keine positivere Bewertung bewirkt wird. In der Artenvielfalt wirkt sich ein Fehlen jedoch ggf. negativ aus. Da in der Nordsee den Neozoen in der Bewertung des ökologischen Zustands/Potentials ein gesonderter Status zukommen soll (siehe auch BFG 1999), steht eine Entscheidung über die Behandlung in einem Bewertungssystem noch aus. Meyer et al. (2006) zeigen auf, dass von der Liste der Neozoen des Ökotops „Sublitoral 0-5 m, NEA 26" ggf. *nur Crassostrea gigas* und *Elminius modestus* als beeinträchtigend gewertet werden könnten. Die Autoren sehen aufgrund der geringen Anzahl der Neozoen kaum Auswirkungen auf die Bewertung. Für die Berücksichtigung der Neozoen im Bewertungsansatz könnte ggf. ein fünfter Index formuliert werden, oder aber der Gesamtindex nachträglich herabgestuft werden. Weiterhin könnten die Neozoen eine eigene Artenliste bilden und aus der Referenzliste entfernt werden. Für das Vorgehen hinsichtlich der Neozoen im Bewertungssystem muß noch eine Klärung in Fachkreisen herbeigeführt werden (MEYER ET AL. 2006).

6.3 Stand des Bewertungssystems für Makrozoobenthos

Die Grundlagen für die Erarbeitung eines systembezogenen Bewertungssystems nach ESCARAVAGE ET AL. 2004 sind mit der Definition und Charakterisierung der Ökotope gegeben. Auf dieser Grundlage können Bewertungseinheiten auf der Ökotopebene (Ebene 2) und für benthische Lebensgemeinschaften innerhalb der Ökotope (Ebene 3) gebildet werden (JAKLIN 2006, AQUA-MARIN 2006, KÜFOG 2006).

Für die Bewertung der Ökotope im System (Ebene 2) wurde für das Übergangsgewässer der Weser ein Bewertungsmodell vorgelegt, das zu plausiblen Ergebnissen führt und auf die Übergangsgewässer der Ems und Elbe angepasst werden könnte (KÜFOG 2006). Auf der Ebene der benthischen Lebensgemeinschaften im Übergangsgewässer der Weser liegen erste Beschreibungen des Referenzzustandes anhand von Kenndatenblättern vor, und erste Bewertungen der Ökotope anhand der Parameter Abundanz von Leit- und Charakterarten sowie sensitive und tolerante Arten wurden erstellt. Für die Bewertung der benthischen Lebensgemeinschaften stehen eine Plausibilitätsprüfung und eine vergleichende Bewertung mit bereits vorliegenden Bewertungsmodellen aus, ebenso sollte dieses Bewertungssystem im Praxistest erprobt werden. Unbeschadet davon, wird der Bewertungsansatz nach KüFOG 2006c als Alternativvorschlag im Rahmen der internationalen Interkalibration der NEA GIG Benthos im Februar 2007 diskutiert.

Für die Küstengewässer der Nordsee wurde ein Bewertungssystem der Ostsee für die Anwendung zur Bewertung der benthischen Lebensgemeinschaften angepasst und erste Bewertungen für das Ökotop „Sublitoral 0-5 m" im Gewässertyp NEA 26, euhalines Wattenmeer, vorgenommen (MEYER ET AL. 2006b). Für die Anwendung in einem Praxistest stehen weitere Plausibilitätsprüfungen, Bewertungen weiterer Ökotope bis hin zur Gesamtbewertung eines Wasserkörpers noch aus. Eine weitere Anpassung des Bewertungsmodells an das Arteninventar der Nordsee und die Beprobungsstrategie im Monitoring ist erforderlich.

Mit Abschluß des hier beschriebenen Projekts wurde der Abschlußbericht eines Projekts der Institute NIOO/NIOZ aus den Niederlanden und Belgien zur Bewertung des Makrozoobenthos innerhalb der Ökotope in Küstengewässern vorgelegt (Ebene 3 des Bewertungsmodells nach Ysebaert et al. 2004) (VAN HOEY ET AL. 2006). Die Ergebnisse dieser Arbeit werden ebenfalls einen wichtigen Beitrag zur Interkalibrationsdiskussion und zur weiteren Anpassung der Bewertungsmodelle leisten.

6.4 Literatur Makrozoobenthos

ADOLPH, W. & G. PETRI (2005). "Umsetzung der EU RRL im Übergangsgewässer – Ökologische Bewertungskonzepte am Beispiel des Ems-Dollart Ästuars". Projektbericht NLWKN Brake-Oldenburg. 130 S. unveröff.

AQUA-MARIN (2003). "Gemeinsame Charakterisierung der deutschen Nord- und Ostsee-Küstengewässer vor dem Hintergrund Internationaler Vereinbarungen. Teil A: Nordsee." Im Auftrag NLÖ FSK Norderney. BMBF-FKZ 0330041: 158 S. unveröff.

AQUA-MARIN (2006). "Habitatspezifische Charakterisierung der MZB-Gemeinschaften in den Küstengewässern der FGE Ems, Weser und Elbe." Projektabschlussbericht im Auftrag des NLWKN Brake-Oldenburg: 98 S. unveröff.

BARTHOLOMÄ, A. & B.W. FLEMMING (2005). Progressive grain-size sorting along an intertidal energy gradient. Research Center Terramare Reports No. 13: 1-4.

BFG (1999). Neozoa (Makrozoobenthos) an der deutschen Nordseeküste. Technical report, Bundesanstalt für Gewässerkunde. BfG-1200

BFG (2003). Bagger- und Klappstellenuntersuchungen in der Jade. Technical report, Bundesanstaltfür Gewässerkunde. BfG-1349

BIETZ, H. (2002). "Historische Wattforschung: Was können wir aus den alten Gegensätzen lernen?" DGM-Mitteilungen 4: 8-13.

BIETZ, H. (2003). "Die Entwicklung der deutschen Wattforschung: ein wissenschaftshistorischer Beitrag zur Bedeutung der Pionierarbeiten." Diss. Math.-Naturwiss.Fakultät Univ. Kiel: 117pp

BILYARD, G. R. (1987). "The value of benthic infauna in marine pollution monitoring studies." Marine Pollution Bulletin 18, 11(11): 581-585.

BORJA, A., FRANCO, J. & I. MUXIKA (2003). "Classification tools for marine ecological quality assessment: The usefullness of macrobenthic communities in an area affected by a submarine outfall." ICES CM 2003, Session J-O2.

BORJA, A., FRANCO, J. & V. PÉREZ (2000). "A marine biotic index to establish the ecological quality of soft-bottom benthos within European estuarine and coastal environments." Marine Pollution Bulletin 40(12): 1100-1114.

BOUMA, H., DE JONG, D.J., TWISK F. & K. WOLFSTEIN (2005). "Zoute Wateren Ecotopen Stelsel (Zes1) Voor het in kaart brengen van het potentiële voorkomen van levensgemeenschappen in zoute en brakke rijkswateren". Report RIKZ2005.024 Rijkswaterstaat RIKZ Middelburg.

BURGERS, S.L.G.E., TWISK, F. & J.T. VAN BUUREN (2005). "WFD benthos inter-calibration of transitional waters. Pilot study on Weser, Humber, Wester-schelde, Eems-Dollard". Biometris, Wageningen. Report Nr. 151105. 49 S.

CIS GUIDANCE (Common Implementation Strategy) (2003): Guidance on monitoring for the Water Framework Directive. Working Group 2.7 Final Report, 23 January, Brussels.

DÖRJES, J., GADOW S., et al. (1969). "Die Rinnen der Jade (Südliche Nordsee). Sedimente und Makrobenthos." Senckenbergiana marit. 50: 5-62.

DAVIES, C. E. & D. MOSS (2002). "EUNIS habitat classification. Final report." European Environmental Agency. Centre for Ecology & Hydrology, Huntingdon, UK.

ENGLE, V. D. & J. K. SUMMERS (1998). "Determining the causes of benthic condition". Environmental Monitoring and Assessment 51(1-2): 381-397.

ESCARAVAGE, V., YSEBAERT, T. & P.M.J. HERMAN (2004). "Description of the maximal and good ecological potentials (MEP/GEP) for the benthic macrofauna for the European Water Framework Directive WFD, the Westerschelde." NIOO-CEME Report 2004-04. KNAW-NIOO, Centre for Estuarine and Marine Ecology, Yerseke: 96 S.

EU, EUROPÄISCHE UNION (2000). Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung des Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften L 327 (Luxemburg): 72 S.

FRANZIUS, L (1888): Die Korrektion der Unterweser. Nachdruck in: Die Küste 51: 39-74 (1991).

FRANZIUS, L. (1880): Die Unter-Weser von Bremen bis Bremerhaven. Dr. A. Petermann´s Mitteilungen, 26.Band, 1880, Heft VIII.

GFL, BIOCONSULT & KÜFOG (2006): Fahrrinnenanpassung der Unter- und Außenweser an die Entwicklungen im Schiffsverkehr mit Tiefenanpassung der hafenbezogenen Wendestelle - Umweltverträglichkeitsuntersuchung (UVU). Gutachten i.A. des WSA Bremerhaven, unveröffentl.

GÖTTING, E., T. TAPPE & H. SCHRANZ (1998). Ökologische Begleituntersuchungen

zum Projekt Europipe. Teilprojekt Endobenthos im Sublitoral. Technical report, Niedersächsisches Landesamt für Ökologie, Forschungsstelle Küste.

GRALL, J. & M. GLÉMAREC (1997). "Using biotic indices to estimate macrobenthic community perturbations in the Bay of Brest." Estuarine, Coastal and Shelf Science 44 (Suppl A): 43-53.

GROTJAHN, M. & K. KOLBE (2003). Gemeinsame Charakterisierung der deutschen Nord- und Ostsee-Küstengewässer vor dem Hintergrund internationaler Vereinbarungen. Teil A: Nordsee, BMBF-Projekt BMBF-FKZ 0330041, Abschlußbericht. 156 S.

HAUSER, B. & H. MICHAELIS (1975). "Die Makrofauna der Watten, Strände, Riffe und Wracks um den Hohen Knechtsand in der Wesermündung." Jber. 1974, Forsch.-Stelle Küste. 26: 85-120.

HEIBER, W. (1988). "Die Faunengemeinschaft einer großen Stromrinne des Wurster Wattgebietes (Deutsche Bucht). Untersuchungen zur Struktur und Dynamik in Abhängigkeit von Gezeiten und Jahreszyklus und Folgerungen zu Austauschprozessen zwischen Wattenmeer und offener See." Dissertation, Univ. Bonn: 398pp

JAKLIN, S., PETERSEN, B. & U. TUENTE (2005a). Aufbau einer Matrix für die Gewässertypen nach EU-WRRL im Küstengebiet der Nordsee, Schwerpunkte Flussgebietseinheiten Weser und Elbe. 1. Zwischenbericht. 38 S.+ Anhang. unveröff.

JAKLIN, S., PETERSEN, B. & U. TUENTE (2005b). "Aufbau einer Matrix für die Gewässertypen nach EU-WRRL im Küstengebiet der Nordsee, Schwerpunkte Flussgebietseinheiten Weser und Elbe". 2. Zwischenbericht. 47 S.+ Anhang. unveröff.

JAKLIN, S. & B. PETERSEN (2006). "Aufbau einer Matrix für die Gewässertypen nach EU-WRRL im Küstengebiet der Nordsee, Schwerpunkte Flussgebietseinheiten Weser und Elbe". 3. Zwischenbericht. 63 S.+ Anhang. unveröff.

KRAUSE, K. (1952). "Die Kartierung der Lebensgemeinschaften des östlichen Juister Watts und des Norderneyer Watts im Jahre 1951." Jber. 1951, Forsch.-Stelle Küste, Norderney. 3.

KÜFOG (2004): Zusammenstellung und Aufarbeitung der verfügbaren Makrozoobenthosdaten aus dem Weserästuar als Grundlage für ein Bewertungssystem der benthischen Gemeinschaft nach WRRL im Übergangsgewässer und tideoffenen Binnengewässer. Gutachten i.A. d. NLÖ, DG Wilhelmshaven; unveröffentl.

KÜFOG (2005): Fahrrinnenanpassung der Unterweser an die Entwicklungen im Schiffsverkehr. Bestandsaufnahme des Makrozoobenthos der Unterweser (1.Hauptuntersuchung - Herbst 2004). Gutachten i.A. des WSA Bremerhaven, unveröffentl.

KÜFOG (2006a): Fahrrinnenanpassung der Unterweser an die Entwicklungen im Schiffsverkehr Bestandsaufnahme des Makrozoobenthos der Unterweser. 2. Hauptuntersuchung - (Mai 2005) und Gesamtbetrachtung. Gutachten i.A. des WSA Bremerhaven, unveröffentl.

KÜFOG (2006b): Fahrrinnenanpassung der Unterweser an die Entwicklungen im Schiffsverkehr. Entwicklung eines Bewertungskonzeptes und Bewertung des Makrozoobenthos der Unterweser. Gutachten i.A. des WSA Bremerhaven, unveröffentl.

KÜFOG (2006c): Ausarbeitung eines Bewertungssystems nach EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) für das Makrozoobenthos des Weserästuars. Projektbericht im Auftrag des NLWKN. 64 S. + Anhang.

MEYER, T., T. BERG & K. FÜRHAUPTER (2006a). Ostsee-Makrozoobenthos-Klassifizierungs-system für die Wasserrahmenrichtlinie. Referenz-Artenlisten, Bewertungsmodell und Monitoring. Technical report, MARILIM für Universität Rostock. BMBF-FKZ 0330678.

MEYER, T., T. BERG & K. FÜRHAUPTER (2006b). Bewertung von Makrozoobenthos im Küstengewässer der FGE Weser und Elbe nach WRRL. Test einer MarBIT-Erweiterung. Projektbereicht im Auftrag des NLWKN Brake-Oldenburg. unveröffentl.

MEYER, T., T. REINCKE, K. FÜRHAUPTER & S. KRAUSE (2005). Ostsee-Makrozoo-benthos-Klassifizierungssytem für die Wasser-

rahmenrichtlinie. Technical report, MARILIM, für Landesamt für Natur und Umwelt Schleswig-Holstein (LANU).

MEYER, C. & G. RAGUTZKI (1999). "KFKI Forschungsvorhaben "Sedimentverteilung als Indikator für morphodynamische Prozesse". Unveröff. Bericht Dienstbericht Forschungsstelle Küste, Norderney 21/1999: 43.

MICHAELIS, H. (1969). "Makrofauna und Vegetation der Knechtsandwatten." Jber.1967, Forsch.-Stelle f. Insel- u. Küstenschutz 19, Norderney: 147-175.

MICHAELIS, H. (1983). Intertidal benthic animal communities of the estuaries of the rivers Ems and Weser. IN: WOLFF, W.J. (HRSG.): Ecology of the Wadden Sea. Vol. I, Balkema, Rotterdam, S. 158-188.

NEHRING, S. & H. LEUCHS (1999). "Neozoa (Makrozoobenthos) an der deutschen Nordseeküste. Eine Übersicht." Bundesanstalt für Gewässerkunde, Koblenz. 1200: 131.

OSPAR, O. P. C. (1996). OSPAR/ICES Workshop on the overall Evaluation and Update of Backgroujnd/Reference Concen-trations for Nutients and foe Contaminants in Sea Water, Biota and Sediment. Workshop on Background Concentrations, Hamburg, OSPAR.

RACHOR, E. (1998). "Rote Liste der bodenlebenden wirbellosen Meerestiere." Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 55: 290 - 300.

REFCOND (2003): Leitfaden zur Ableitung von Referenzbedingungen und zur Festlegung von Grenzen zwischen ökologischen Zustandsklassen für oberirdische Binnengewässer. – CIS-Arbeitsgruppe 2.3 – Referenzbedingungen für oberirdische Binnengewässer (REFCOND).

REINECK, H.E. & I.B. SINGH (1980). Depositional sedimentary environments, Springer, New York.

REMANE, A. (1940). "Einführung in die zoologische Ökologie der Nord- und Ostsee." In: GRIMPE,G. & E. WAGLER (Hrsg.): Die Tierwelt der Nord- und Ostsee Teil 1. Becker & Erler, Leipzig: 1-238.

SCHUCHARDT, B., M. BECKMANN, R. KNUST & M. SCHIRMER (1984): Eulitorale Uferstrukturen an der Unterweser. Drosera 2: 83-90

VAN HOEY, G., DRENT, J., YSEBAERT, T. & P. HERMAN (2006). Intercalibration report benthic invertebrates for the Dutch assessment method for coastal waters (NEA1) and the Wadden Sea (NEA3/4). RWS/RIKZ. 65 S.

VAN DER MOLEN, D. T. H. (2004). "References and classification tools for transitional and coastal waters for the purpose of the Water Framework Directive - English version, October 2004." www.stowa.nl.

WITT, J. (2004): Analysing brackish benthic communities of the Weser estuary: Spatial distribution, variability and sensitivity of estarine invertebrates. Dissertation Universität Bremen. 159 S.

WOLFF, W.J. (1983). Estuarine benthos. In: KETCHUM, B.H. (Hrsg.): Estuaries and enclosed seas, Elsevier, Amsterdam, S. 151-182.

Ysebaert, T. & P. M. J. HERMAN (2004). The assessment of the ecological status of coastal and transitional waters based on benthic macroinvertebrates: classification and intercalibration within the Water Framework Directive. Netherlands Institute of Ecology. Centre for Estuarine and Coastal Research. NOO-CEME Report 2004.1.

Ysebaert, T., V. Escaravage & P. Herman (2004): Scientific assessment of state of the art "Dutch WFD benthos classification for transitional waters". NIOO-CEME, Yerseke, NL.

7 Schadstoffe

Autoren:
Frank Marscheider-Weidemann, Thomas Hillenbrand & Manuel Strauch - Fraunhofer-Institut für System- und Innovationsforschung (Fraunhofer ISI), Karlsruhe

7.1 Einleitung

Auf europäischer Ebene wurde 1976 begonnen, die Verschmutzung der oberirdischen Gewässer zu reduzieren. Mit der Gewässerschutzrichtlinie 76/464/EWG wurden zwei Gruppen von Schadstoffen festgelegt, die der Liste I (= sog. schwarze Liste), deren Eintrag vermieden werden soll und die der Liste II (= sog. graue Liste), deren Eintrag entsprechend den Erfordernissen der Gewässer vermindert werden soll. 1982 hat die Europäische Kommission dem Rat eine Auswahlliste von 129 Stoffen vorgelegt, die ggf. in die Liste I der gefährlichen Stoffe aufzunehmen sind. Die Anzahl wurde später auf 132 Stoffe erweitert (UBA, 2006a). Seit 1976 wurden allerdings nur für 18 Stoffe entsprechende EU-weite Emissionsnormen für Herkunftsbereiche in Tochterrichtlinien erlassen[1].

Die Gewässerschutzrichtlinie wurde in Deutschland emissionsseitig durch Anhänge der Abwasserverordnung umgesetzt. Nachdem der Europäische Gerichtshof Deutschland wegen fehlender Aufstellung von verbindlichen Qualitätszielen für 99 so genannte gefährliche Stoffe und fehlender Programme zur Reduzierung dieser Stoffe verurteilt hat (Rs. C-184/97), verabschiedeten die Bundesländer Länderverordnungen mit verbindlichen Qualitätszielen für diese 99 Stoffe.

Die im Jahr 2000 verabschiedete EU-Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) wird die Gewässerschutzrichtlinie zukünftig ablösen. Die WRRL enthält den so genannten kombinierten Emissions-/Immissions-Ansatz und verpflichtet die Kommission zur Vorlage einer Liste mit prioritären Stoffen und Stoffgruppen (PS), für die in vorgegebenen Zeiträumen Vorschläge für Emissionsminderungsmaßnahmen und Qualitätsziele vorgelegt werden sollen. 2001 wurde vom Rat der Europäischen Union diese Liste mit 33 prioritären Stoffen verabschiedet und als Anhang X in die Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) übernommen, vergl. Tab. 7.2. Die Auswahl der 33 prioritären Stoffe erfolgte auf Grundlage der COMMPS-Methode (Combined Monitoring-based and Modelling-based Priority Setting), in dessen Rahmen EU-weit verfügbare, gemessene Gewässerkonzentrationen (Monitoring-Daten) oder, soweit keine ausreichende Zahl an gemessenen Daten vorlagen, modellgestützte Daten (Modelling-Daten) ausgewertet wurden. Die Festlegung der Stoffe erfolgte mit der Entscheidung 2455/2001/EG im Jahr 2001, die verwendeten Daten stammten überwiegend aus dem Zeitraum 1994 bis 1998. Diese Liste ist nach Vorgaben der WRRL alle vier Jahre zu überprüfen. Unter diesen Stoffen sind 13 als prioritäre gefährliche Stoffe herausgehoben, welche im Hinblick auf den Meeresschutz besonders bedeutsam sind (Irmer, 2005). Bis zum Jahr 2020 sollen die Emissionen dieser Stoffe eingestellt werden, damit die Konzentrationen auf Werte im Bereich der Hintergrundkonzentration fallen.

7.2 Erfordernisse gemäß Wasserrahmenrichtlinie

Die im Jahr 2000 verabschiedete Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik (Wasserrahmenrichtlinie, im Folgenden: WRRL) legt als Umweltziel fest, dass innerhalb von 15 Jahren ein guter Zustand der Oberflächengewässer erreicht werden soll[2]. Dazu muss ein zumindest guter ökologischer und chemischer Zustand erfüllt sein. Für einen guten chemischen Zustand wiederum sind sowohl die bereits vor der Verabschiedung der WRRL auf EU-Ebene gültigen Umweltqualitätsnormen zu erfüllen als auch die Normen für die priori-

[1] Quecksilber: 82/176/EWG und 84/156/EWG, Cadmium: 83/513/EWG, Hexachlorcyclohexan: 84/491/EWG, Tetrachlorkohlenstoff: 86/280/EWG, DDT: 86/280/EWG, Pentachlorphenol: 86/280/EWG, Aldrin, Dieldrin, Endrin, Isodrin, Chloroform, Hexachlorbenzol und Hexachlorbutadien: 88/347/EWG, Hexachlorbutadien 88/347/EWG; 1, 2-Dichlorethan, Trichlorethylen, Tetrachlorethylen, Trichlorbenzol und 1, 2, 4-Trichlorbenzol: 90/415/EWG

[2] Für alle künstlichen und erheblich veränderten Wasserkörper sind ein gutes ökologisches Potenzial und ein guter chemischer Zustand zu erreichen.

tären Stoffe der WRRL, die im Rahmen der Umsetzung der WRRL noch zu erarbeiten sind. Zusätzlich wurde bei den prioritären Stoffen die Gruppe der prioritären gefährlichen Stoffe unterschieden, für die Einleitungen, Emissionen und Verluste innerhalb von 20 Jahren nach Verabschiedung von Emissionsminderungsmaßnahmen auf Gemeinschaftsebene zu beenden oder schrittweise einzustellen sind.

Entsprechend den Zielsetzungen der WRRL war von Seiten der EU-Kommission bis zum 20.11.2003 ein Vorschlag zu Qualitätsnormen und Emissionsbegrenzungsmaßnahmen für die prioritären Stoffe zu erarbeiten sowie bis zum 20.11.2005 die erste Liste der prioritären Stoffe zu überprüfen. Zur Unterstützung der Arbeiten wurde ein Beratungsgremium (Expert Advisory Forum on Priority Substances and Pollution Control - EAF)[3] sowie zusätzliche Expertengruppen einberufen, um Mitgliedsstaaten, Fachinstitutionen sowie Industrie- und Umwelt-Organisationen in die Arbeiten einbeziehen zu können. Bei den Arbeiten ergaben sich allerdings im Vergleich zum entsprechend der WRRL vorgesehenen Zeitplan erhebliche Verzögerungen. Im Sommer 2004 wurde von der Kommission ein "Draft for consultation - non-paper" für eine Richtlinie über Qualitätsstandards und Emissionskontrollen im Bereich der Wasserpolitik vorgelegt, der von den Mitgliedsstaaten kommentiert wurde. Die Vorlage eines endgültigen Richtlinienvorschlags wurde von der Kommission zwischenzeitlich mehrfach verschoben und erfolgte erst im Juli 2006. Die Arbeiten zur Aktualisierung der Liste der prioritären Stoffe laufen derzeit.

Neben den EU-weit geltenden Umweltqualitätsnormen zur Einstufung des chemischen Zustands sind zusätzlich auf Flussgebietsebene relevante Schadstoffe zu berücksichtigen, die bei der Einstufung des ökologischen Zustands bewertet werden müssen. Aufbauend auf den Länderverordnungen zu den 99 Stoffen der Gewässerschutzrichtlinie 76/464/EWG wurde dazu eine Musterverordnung zur Umsetzung der Anhänge II und V der WRRL erarbeitet.

Damit ergeben sich zukünftig in Deutschland Qualitätsanforderungen

für 33 prioritäre Stoffe,

für 9 Stoffe der Tochterrichtlinien nach 76/464 (18 Stoffe, von denen aber 10 Stoffe Prioritäre Stoffe sind sowie Nitrat nach der Nitratrichtlinie 78/659/EWG),

für 94 Stoffe der Musterverordnung zur Umsetzung der Anhänge II und V der WRRL (99 Stoffe abzüglich 5 prioritärer Stoffe) sowie

für weitere 23 Stoffe bzw. Stoffgruppen der Listen I und II der Gewässerschutzrichtlinie, für die in Analogie zu den Qualitätszielen der 99 Stoffe Umweltqualitätsnormen erarbeitet wurden.

Die WRRL macht auch Vorgaben zur Konzeption, Methodik und Auswertung der Überwachung der Qualität der Gewässer. Danach müssen die Mitgliedstaaten ein Netz zur Überwachung der Oberflächengewässer errichten, das so ausgelegt ist, dass sich daraus ein kohärenter und umfassender Überblick über den ökologischen und chemischen Zustand in jedem Einzugsgebiet gewinnen lässt und sich die Wasserkörper im Einklang mit den normativen Begriffsbestimmungen der Randnummer 1.2 in fünf Klassen einteilen lassen. Die Mitgliedstaaten müssen auch eine oder mehrere Karten erstellen, die das Netz zur Überwachung des ökologischen und des chemischen Zustands im Rahmen des Bewirtschaftungsplans für das Einzugsgebiet darstellen.

Eine Orientierung zur Auswahl der Überwachungsstellen und der Qualitätskomponenten ist im Abschnitt 1.3.1 und 1.3.2 des Anhangs V der WRRL gegeben. Alle eingeleiteten prioritären Stoffe und andere Schadstoffe, die in signifikanten Mengen eingeleitet werden, sind als Qualitätskomponenten zu betrachten.

Die Überwachungsfrequenz ist im Abschnitt 1.3.4 des Anhangs V der WRRL festgelegt. Sie wird von den Mitgliedsstaaten selbst festgelegt, und soll für eine zuverlässige Bewertung des Zustands der relevanten Qualitätskomponente ausreichende Daten beschaffen. Als Anhaltspunkt gelten die Angaben in

[3] Dieses Forum soll zukünftig im Rahmen der Common Implementation Strategy (CIS) als Arbeitsgruppe mit den Inhalten Stoffauswahl, Monitoring, Qualitätsnormen, Emissionsquellen und Emissionsbegrenzung weitergeführt werden.

Tab. 7.1Tab. 7.1, dessen Intervalle nicht überschritten werden sollten, es sei denn, es sind nach dem aktuellen Wissensstand und dem Urteil von Sachverständigen größere Überwachungsintervalle gerechtfertigt. Die Wahl der Frequenzen sollte einen annehmbaren Grad der Zuverlässigkeit und Genauigkeit ermöglichen sowie der Schwankungsbreite der Parameter Rechnung tragen. Die Zuverlässigkeit und Genauigkeit werden im Rahmen des Bewirtschaftungsplanes angegeben. Die Zeitpunkte, zu denen die Überwachung durchgeführt wird, sind so zu wählen, dass die Auswirkungen jahreszeitlich bedingter Schwankungen auf die Ergebnisse so gering wie möglich sind und somit gesichert wird, dass Veränderungen des Wasserkörpers als Veränderungen infolge anthropogener Belastungen in den Ergebnissen ausgewiesen werden. Erforderlichenfalls sind in verschiedenen Jahreszeiten des gleichen Jahres zusätzliche Überwachungen durchzuführen, um dieses Ziel zu erreichen.

Tab. 7.1: Maximale Intervalle zur Überwachung der Qualitätskomponenten nach der Wasserrahmenrichtlinie (2000/60/EG)

Qualitätskomponente	Flüsse	Seen	Übergangswasser	Küsten
Sonstige Schadstoffe	3 Monate	3 Monate	3 Monate	3 Monate
Prioritäre Stoffe	1 Monat	1 Monat	1 Monat	1 Monat

In der Niedersächsischen Verordnung[4] zum wasserrechtlichen Ordnungsrahmen sind Qualitätsnormen gemäß der WRRL angegeben, jedoch sind nicht alle Stoffe der WRRL aufgelistet. Die Normen sind noch nicht an den letzten Vorschlag[5] der UQN-Richtlinie vom Juli 2006 angepasst. Auch die Veränderung in der UQN-Richtlinie, nur noch nach Binnenoberflächengewässern (Flüsse und Seen) und sonstigen Oberflächengewässern (Übergangs-, Küsten- und Hoheitsgewässer) zu unterscheiden, wurde noch nicht übernommen, weshalb für einige Stoffe spezifische Werte für Küstengewässer und/oder Übergangsgewässer angegeben werden. Die Analysenhäufigkeit der niedersächsischen Verordnung stimmt mit denen der WRRL überein. Als Auswertungsmethodik wird ebenfalls der Vergleich mit dem arithmetischen Jahresmittelwert angegeben.

7.2.1 Probenahme und Auswertung

Nach dem Vorschlag vom Juli 2006 der UQN-Richtlinie (Anhang 1, Teil C) gelten die jahresdurchschnittlichen Umweltqualitätsnormen für eingehalten, wenn das arithmetische Mittel der zu unterschiedlichen Zeiten im Jahr gemessenen Konzentrationen für jede repräsentative Überwachungsstelle in dem Gewässer unter der Norm liegt. Die ZHK-UQN gilt als eingehalten, wenn die gemessene Konzentration an jeder repräsentativen Überwachungsstelle in dem Gewässer unter der Norm liegt. Die Tab. 7.2 gibt eine Übersicht über die Probenahme für Prioritäre Stoffe; die Kommission hat noch keine Messverfahren festgelegt.

[4] Niedersächsische Verordnung zum wasserrechtlichen Ordnungsrahmen. Vom 27. Juli 2004, GVBl. Nr. 21 vom 03.08.2004, S. 268

[5] Vorschlag für eine Richtlinie des Europäischen Parlaments und des Rates über Umweltqualitätsnormen im Bereich der Wasserpolitik und zur Änderung der Richtlinie 2000/60/EG. KOM(2006) 398 endgültig, Brüssel 17.7.2006

Tab. 7.2: Übersicht über die prioritären Stoffe der Wasserrahmenrichtlinie und der festgelegten Probenahme nach dem Entwurf der Tochterrichtlinie vom Juli 2006

lfd. Nr	Substanz	Probenahme
(1)	Alachlor	Gesamtkonzentration
(2)	Anthracen	Gesamtkonzentration
(3)	Atrazin	Gesamtkonzentration
(4)	Benzol	Gesamtkonzentration
(5)	Pentabromdiphenylether	Gesamtkonzentration
(6)	Cadmium	Gelöste Konzentration
(7)	C10-C13-Chloralkane	Gesamtkonzentration
(8)	Chlorfenvinphos	Gesamtkonzentration
(9)	Chlorpyrifos	Gesamtkonzentration
(10)	1,2-Dichlorethan	Gesamtkonzentration
(11)	Dichlormethan	Gesamtkonzentration
(12)	DEHP	Gesamtkonzentration
(13)	Diuron	Gesamtkonzentration
(14)	Endosulfan	Gesamtkonzentration
(15)	Fluoranthen	Gesamtkonzentration
(16)	Hexachlorbenzol	Gesamtkonzentration
(17)	Hexachlorbutadien	Gesamtkonzentration
(18)	g-HCH (Lindan)	Gesamtkonzentration
(19)	Isoproturon	Gesamtkonzentration
(20)	Blei	Gelöste Konzentration
(21)	Quecksilber	Gelöste Konzentration
(22)	Naphthalin	Gesamtkonzentration
(23)	Nickel	Gelöste Konzentration
(24)	Nonylphenol	Gesamtkonzentration
(25)	Octylphenol	Gesamtkonzentration
(26)	Pentachlorbenzol	Gesamtkonzentration
(27)	Pentachlorphenol	Gesamtkonzentration
(28)	PAK	Gesamtkonzentration
	Benzo(a)pyren	Gesamtkonzentration
	Benzo(b)fluroanthen	Gesamtkonzentration
	Benzo(k)fluoranthen	Gesamtkonzentration
	Benzo(ghi)perylen	Gesamtkonzentration
	Ideno(1.2.3-cd)pyren	Gesamtkonzentration
(29)	Simazin	Gesamtkonzentration
(30)	Tributylzinnverbindungen	Gesamtkonzentration
(31)	Trichlorbenzole	Gesamtkonzentration
(32)	Trichlormethan	Gesamtkonzentration
(33)	Trifluralin	Gesamtkonzentration
Gesamtkonzentration: in der gesamten Wasserprobe (Entwurf UQN-Richtlinie (KOM(2006)397) Anhang I, Teil C). Gelöste Konzentration: gelöste Phase einer Wasserprobe, die durch Filtration durch ein 0,45-µm-Filter oder eine gleichwertige Vorbehandlung gewonnen wird (Entwurf UQN-Richtlinie (KOM(2006)397) Anhang I, Teil C).		

Die Zielvorgaben sind nach LAWA für organische Schadstoffe und Pestizide mit dem 90-Perzentil und für Schwermetalle im Sediment/Schwebstoff mit dem 50-Perzentil zu vergleichen (UBA, 2006b). Daher sind die Umweltqualitätsnormen nach der WRRL bei identischen Konzentrationswerten schwächer als die LAWA-Zielvorgaben.

Für die Schwermetalle gilt nach dem Entwurf der UQN-Richtlinie, Anhang I, Teil C, zusätzlich folgende Ergänzung: "Wenn natürliche Hintergrundkonzentrationen von Metallen über dem UQN-Wert liegen oder wenn Wasserhärte, pH-Wert oder andere Wasserqualitätsparameter die Bioverfügbarkeit von Metallen beeinflussen, können die Mitgliedstaaten dies beim Vergleich der Überwachungsergebnisse mit den UQN berücksichtigen. Wenn sie dies tun, müssen sie dazu die gemäß Artikel 2 Absatz 5 festgelegten Berechnungsmethoden anwenden."

7.3 Bewertungsansatz für die Küsten- und Übergangsgewässer der FGE Ems, Weser und Elbe

Für das Verhalten prioritärer Stoffe in der Meeresumwelt gibt es große Datenlücken, weshalb die Festlegung von Umweltqualitätsnormen in diesem Bereich besonders schwer ist. Bei der Erarbeitung der UQN-Richtlinie wurde für einige prioritäre Stoffe, zu denen wenige Informationen vorliegen, die JD-UQN-Werte für Übergangs-, Küsten- und Meeresgewässer um den Faktor 10 kleiner als die Werte für Binnengewässer angesetzt (EC, 2004). Im ersten Entwurf der UQN-Richtlinie in 2004 wurde noch zwischen Binnen-, Übergangs-, Küsten- und Hoheitsoberflächengewässern unterschieden, wobei die UQN- und ZHK- Werte für die drei letzteren gleich waren. Im CSTEE[6] lief eine Diskussion über die Übergangsgewässer, ob deren Werte denen der Binnengewässer oder der Küstengewässer gleichgestellt werden sollten. Die zweite Option wurde gewählt, so dass ab der Version Juni 2005 dieses Entwurfes die UQN- und ZHK- Werte aufgeteilt wurden in Binnenoberflächengewässer und sonstige Oberflächengewässer (EC, 2004). In der neuesten Version (Juli 2006) waren zwischen beiden Kategorien nur für 8 Stoffe Unterschiede in der UQN (s. Tab. 7.3).

7.3.1 Darstellung der Umweltqualitätsnormen

Die Umweltqualitätsnormen für die prioritären Stoffe zur Bewertung der chemischen Gewässerqualität sollen im Rahmen einer Tochterrichtlinie zur WRRL festgelegt werden. Im Laufe der Arbeiten auf EU-Ebene wurden verschiedene Entwurfsfassungen vorgelegt, bis im Juni 2006 der offizielle Entwurf der Richtlinie (KOM(2006)397) veröffentlich wurde. Die Entwicklung der Anforderungen über die verschiedenen Entwurfsfassungen hinweg ist in Tab. 7.4 dargestellt.

7.4 Validierung des Bewertungsansatzes anhand vorhandener Daten

Für Küsten- und Übergangsgewässer in Niedersachsen wurden vom NLKWN Monitoring-Werte erhoben, welche in den Ästuaren der Ems, Weser und Elbe und in Norderney gemessen wurden. In einem Bewirtschaftungszeitraum von 6 Jahren werden in Niedersachsen 12 Messstellen/Jahr überprüft. Die Prioritären Stoffe werden monatlich gemessen, alle anderen Stoffe alle 3 Monate. Im folgenden Jahr[7] werden 12 neue Messstellen überprüft und zusätzlich diejenigen aus dem Vorjahr (oder Vorjahren), bei denen es Überschreitungen gegeben hat.

Die bisherigen Monitoring-Ergebnisse für die prioritären Stoffe sind in Tab. 7.6 den JD-UQN und ZHK-Werten aus dem Entwurf der UQN-Richtlinie gegenübergestellt. Die Feststoffproben wurden dem Sediment entnommen. Tab. 7.9 enthält ein Vergleich der Messwerte für die Stoffe der Öko-Liste der niedersächsischen Verordnung zum wasserrechtlichen Ordnungsrahmen, Tab. 7.15 stellt die vorliegenden Messwerte den in dieser Verordnung festgelegten Qualitätsnormen der für den chemischen Zustand relevanten Stoffe gegenüber.

[6] Scientific Committee on Toxicity, Ecotoxicity and the Environment, EU Commission.

[7] Zur Beurteilung der notwendigen Messungen für das folgende Jahr müssen eigentlich die Analyseergebnisse vollständig vorliegen. Die Analytik kann aber mehr als drei Monate dauern.

Tab. 7.3: Vergleich der Jahresdurchschnitt-Umweltqualitätsnormen (JD-UQN) und der zulässigen Höchstkonzentrationen (ZHK) prioritärer Stoffe für Binnengewässer und andere Gewässer (Übergangsgewässer, Küstengewässer, Hoheitsgewässer) nach dem Entwurf der UQN-Richtlinie vom Juli 2006 [in µg/l]

		Binnenoberflächengewässer		Sonstige Oberflächengewässer	
lfd. Nr	Substanz	JD-UQN	ZHK	JD-UQN	ZHK
(4)	Benzol	10	50	8	50
(5)	Pentabromdiphenylether	0,0005	n.a.	0,0002	n.a.
(6)	Cadmium und Cadmium-verbindungen	0,08 (Class 1) 0,08 (Class 2) 0,09 (Class 3) 0,15 (Class 4) 0,25 (Class 5)	0,45 (Class 1) 0,45 (Class 2) 0,6 (Class 3) 0,9 (Class 4) 1,5 (Class 5)	0,2	0,45 (Class 1) 0,45 (Class 2) 0,6 (Class 3) 0,9 (Class 4) 1,5 (Class 5)
(14)	Endosulfan	0,005	0,01	0,0005	0,004
(18)	Hexachlorcyclohexan	0,02	0,04	0,002	0,02
(22)	Naphtalin	2,4	n.a.	1,2	n.a.
(25)	Octylphenol	0,1	n.a.	0,01	n.a.
(26)	Pentachlorbenzol	0,007	n.a.	0,0007	n.a.

n.a. = nicht anwendbar

Tab. 7.4: Entwicklung der Qualitätsnormen für Übergangsgewässer (JD-UQN: Jahresdurchschnitt-Umweltqualitätsnorm, ZHK: zulässige Höchstkonzentration) zu den prioritären Stoffen in den verschiedenen Entwürfen zur Tochterrichtlinie [in µg/l]

	Versionen:	**2004**		**Juni 2005**		**Dez. 2005**		**Juli 2006**	
		Übergangsgewässer		sonstige Oberflächengewässer [8]		sonstige Oberflächengewässer		sonstige Oberflächengewässer[9]	
lfd. Nr	**Substanz**	**JD-UQN**	**ZHK**	**JD-UQN**	**ZHK**	**JD-UQN**	**ZHK**	**JD-UQN**	**ZHK**
(1)	Alachlor	0,3	0,7	0,3	0,7	0,3	0,7	0,3	0,7
(2)	Anthracen	0,01	0,4	0,01	0,4	**0,1**	0,4	0,1	0,4
(3)	Atrazin	0,6	2,9	0,6	**2**	0,6	2	0,6	2
(4)	Benzol	1,7	49	**8**	50	8	50	8	50
(5)	Pentabromdiphenylether	0,0002	1,4	0,0002	1,4	0,0002	**0,002**	0,0002	**n.a.**
(6)	Cadmium, Wasser, ges. *	0,2 (E)	(D)(F)	0,2	0,45 (Class 1) 0,45 (Class 2) 0,9 (Class 3) 1,5 (Class 4)	0,2	0,45 (Class 1) 0,45 (Class 2) 0,9 (Class 3) 1,5 (Class 4)	0,2	0,45 (Class 1) 0,45 (Class 2) 0,6 (Class 3) 0,9 (Class 4) 1,5 (Class 5)
(7)	C_{10}-C_{13}-Chloralkane	0,1	1,4	0,1	1,4	**0,4**	1,4	0,4	1,4
(8)	Chlorfenvinphos	0,06	0,3	**0,1**	0,3	0,1	0,3	0,1	0,3
(9)	Chlorpyrifos	0,03	0,1	0,03	0,1	0,03	0,1	0,03	0,1
(10)	1,2-Dichlorethan	10	1180	10	**120**	10	120	10	n.a.
(11)	Dichlormethan	20	1900	20	**240**	20	240	20	n.a.
(12)	Bis(2-ethylhexyl)phthalat (DEHP)	1,3	--	1,3	**15,6**	1,3	**n.a.**	1,3	n.a.

[8] Die UQN und ZHK-Werte für Übergangs-, Küsten- und Hoheitsgewässer waren im non-paper Entwurf von 2004 getrennt angegeben, jedoch waren die Werte immer gleich. Ab 2005 wurden die drei Kategorien im Begriff Oberflächengewässer zusammengefasst.

[9] sonstige Oberflächengewässer = Übergangs-, Küsten- und Hoheitsgewässer.

Forts. Tab. 7.5: Entwicklung der Qualitätsnormen für Übergangsgewässer (JD-UQN: Jahresdurchschnitt-Umweltqualitätsnorm, ZHK: zulässige Höchstkonzentration) zu den prioritären Stoffen in den verschiedenen Entwürfen zur Tochterrichtlinie [in µg/l]

	Versionen:	2004		Juni 2005		Dez. 2005		Juli 2006	
		Übergangsgewässer		sonstige Oberflächengewässer		sonstige Oberflächengewässer		sonstige Oberflächengewässer	
lfd. Nr	Substanz	JD-UQN	ZHK	JD-UQN	ZHK	JD-UQN	ZHK	JD-UQN	ZHK
(13)	Diuron	0,2	1,8	0,2	1,8	0,2	1,8	0,2	1,8
(14)	Endosulfan	0,0005	0,004	0,0005	0,004	0,0005	0,004	0,0005	0,004
(15)	Fluoranthen	0,09	0,9	0,1	1	0,1	1	0,1	1
(16)	Hexachlorbenzol	0,0004	0,05	0,0004	0,05	0,0002	0,002	0,01	0,05
(17)	Hexachlorbutadien	0,003	0,6	0,003	0,6	0,003	0,04	0,1	0,6
(18)	Hexachlorcyclohexan	0,002	0,04	0,002	0,04	0,002	0,02	0,002	0,02
(19)	Isoproturon	0,3	1,3	0,3	1,3	0,3	1	0,3	1
(20)	Blei, Wasser, ges.	0,4 (E)	2 (F)	2,1	2,8	2,1	2,8	7,2	n.a.
(21)	Quecksilber, Wasser, ges.	(E)	0,07 (F)	0,05	0,07	0,05	0,07	0,05	0,07
(22)	Naphthalin	1,2	80	1,2	14,4	1,2	14,4	1,2	n.a.
(23)	Nickel, Wasser, ges.	1,7 (E)	(F)	1,7	20,4	3,8	13,6	20	n.a.
(24)	Nonylphenole	0,03	2,1	0,03	2	0,3	2	0,3	2
(25)	Octylphenole	0,06	0,13	0,06	0,13	0,012	0,13	0,01	n.a.
(26)	Pentachlorbenzol	0,0003	1	0,0007	1	0,0007	0,008	0,0007	n.a.
(27)	Pentachlorphenol	0,2	1	0,2	1	0,4	1	0,4	1
(28)	PAK			=0,1	Check	n.a.	.n.a.	n.a.	n.a.
	Benzo(a)pyren	0,05	0,05	0,05	0,05 Check	0,05	0,1	0,05	0,1
	Benzo(b)fluroanthen	0,03		=0,03	Check	=0,03	n.a.	=0,03	n.a.
	Benzo(k)fluoranthen								
	Benzo(ghi)perylen **	0,016		=0,02	Check	=0,02	n.a.	=0,002	n.a.
	Ideno(1.2.3-cd)pyren								
(29)	Simazin	0,7	3,4	1	4	1	4	1	4
(30)	Tributylzinnverbindungen	0,0001	0,002	0,0002	0,002	0,0002	0,0015	0,0002	0,0015
(31)	Trichlorbenzole	0,4	50	0,4	4,8	0,4	4,8	0,4	n.a.
(32)	Trichlormethan	12	270	12	144	2,5	30	2,5	n.a.
(33)	Trifluralin	0,03	1	0,03	0,9	0,03	0,4	0,03	n.a.
	*abhängig von Wasserhärte n.a.: nicht anwendbar		= erhöhte Anforderungen				= verringerte Anforderungen		
	*abhängig von Wasserhärte n.a.: nicht anwendbar		= erhöhte Anforderungen				= verringerte Anforderungen		

(D) Die UQN/MPA (Maximum Permissible Addition) für dieses Schwermetall hängt von der Wasserhärte ab wie folgt:

Wasser Härte (mg $CaCO_3 L^{-1}$)	JD-UQN [a] (µg/L)	UQN-ZHK [b] (µg/L)
< 40	=/< 0.08	=/< 0.45
40 - < 100	0.08	0.45
100 - < 200	0.15	0.9
> 200	0.25	1.5

(E) JD-MPA (F) ZHK-MPA

Tab. 7.6: Vergleich der Qualitätsnormen (JD-UQN: Mittelwert-Umweltqualitätsnorm, ZHK: zulässige Höchstkonzentration) für Küstengewässer (sonstige Oberflächengewässer) der prioritären Stoffe nach dem Entwurf der UQN-Richtlinie mit den in Niedersachsen gemessenen Werten

			Juli 2006		Emshörn	Norderney	Alte Weser	Scharhörn
lfd. Nr	Substanz		JD-UQN	ZHK	Ems-Ästuar	Nieders. Küste	Weser-Ästuar	Elbe-Ästuar
(1)	Alachlor	µg/l	0,3	0,7	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
(2)	Anthracen	µg/l	0,1	0,4	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002
	Anthracen – Sediment	µg/kg			220	88	76	16
(3)	Atrazin	µg/l	0,6	2	< 0,004	< 0,004	< 0,004	< 0,004
(4)	Benzol	µg/l	8	50	< 0,60	< 0,60	< 0,60	< 0,60
(5)	Pentabromdiphenylether	µg/l	0,0002	n.a.				
	2,4,4',5,5'-Pentabromdiphenylether	µg/l			**<0,05**	**<0,05**	**<0,05**	**<0,05**
	2,4,4',5,5'-Pentabromdiphenylether - Sediment	µg/kg			<1	<1	<1	<1
	2,3´,4,4´,6-Pentabromdiphenylether	µg/l			**<0,05**	**<0,05**	**<0,05**	**<0,05**
	2,3´,4,4´,6-Pentabromdiphenylether - Sediment	µg/kg			<1	<1	<1	<1
	2,2`,4,4`,6-Pentabromdiphenylether - Sediment	µg/kg			<1	<1	<1	<1
(6)	Cadmium, Wasser, ges.	µg/l	0,2	0,45 (Class 1) 0,45 (Class 2) 0,6 (Class 3) 0,9 (Class 4) 1,5 (Class 5)	0,17	0,1	0,18	< 0,10
	Cadmium, Sediment, ges.	mg/kg			0,19	0,17	0,41	0,44
	Cadmium, Sediment, <20µm	mg/kg			0,59	0,46	0,68	0,54
(7)	C_{10}-C_{13}-Chloralkane	µg/l	0,4	1,4	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02
	C_{10}-C_{13}-Chloralkane - Sediment	µg/kg			<10	<10	<10	<10
(8)	Chlorfenvinphos	µg/l	0,1	0,3	< 0,0007	< 0,0007	< 0,0007	< 0,0007
(9)	Chlorpyrifos	µg/l	0,03	0,1	<0,0001	<0,0001	<0,0001	<0,0001
	Chlorpyrifosmethyl	µg/l			< 0,0005	< 0,0005	< 0,0005	< 0,0005
	Chlorpyrifosethyl	µg/l			< 0,0005	< 0,0005	< 0,0005	< 0,0005
(10)	1,2-Dichlorethan	µg/l	10	n.a.	< 0,50	< 0,50	< 0,50	< 0,50
(11)	Dichlormethan	µg/l	20	n.a.	< 0,30	< 0,30	< 0,30	< 0,30
(12)	Bis(2-ethylhexyl)phthalat (DEHP)	µg/l	1,3	n.a.	<0,1	<0,1	<0,1	0,11
	Bis(2-ethylhexyl)phthalat (DEHP) - Sediment	µg/kg			76	54	73	360
(13)	Diuron	µg/l	0,2	1,8	< 0,030	< 0,030	< 0,030	< 0,030
(14)	Endosulfan	µg/l	0,0005	0,004				
	a-Endosulfan	µg/l			< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001
	a-Endosulfan - Sediment	µg/kg			< 0,07	< 0,07	< 0,07	< 0,07
	b-Endosulfan	µg/l			< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001
	b-Endosulfan - Sediment	µg/kg			< 0,07	< 0,07	0,9	0,2
(15)	Fluoranthen	µg/l	0,1	1	0,003	0,002	< 0,002	< 0,002
	Fluoranthen - Sediment	µg/kg			330	200	170	130
(16)	Hexachlorbenzol	µg/l	0,01	0,05	< 0,00006	< 0,00006	< 0,00006	< 0,00006
	Hexachlorbenzol - Sediment	µg/kg			0,08	0,4	0,2	2
(17)	Hexachlorbutadien	µg/l	0,1	0,6	< 0,00006	< 0,00006	< 0,00006	< 0,00006
	Hexachlorbutadien - Sediment	µg/kg			< 0,04	0,06	< 0,04	0,4

Forts. Tab. 7.7: Vergleich der Qualitätsnormen (JD-UQN: Mittelwert-Umweltqualitätsnorm, ZHK: zulässige Höchstkonzentration) für Küstengewässer (sonstige Oberflächengewässer) der prioritären Stoffe nach dem Entwurf der UQN-Richtlinie mit den in Niedersachsen gemessenen Werten

			Juli 2006		Emshörn	Norderney	Alte Weser	Scharhörn
lfd. Nr	Substanz		JD-UQN	ZHK	Ems-Ästuar	Nieders. Küste	Weser-Ästuar	Elbe-Ästuar
(18)	Hexachlorcyclohexan:	µg/l	0,002	0,02				
	a-HCH	µg/l			< 0,00007	< 0,00007	< 0,00007	< 0,00007
	b-HCH	µg/l			< 0,0002	< 0,0002	< 0,0002	< 0,0002
	d-HCH	µg/l			< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001
	g-HCH (Lindan)	µg/l			< 0,00008	0,0001	0,00009	0,0001
	Summe der HCH	µg/l			< 0,00045	< 0,00045	< 0,00045	< 0,00045
	Hexachlorcyclohexan - Sediment :							
	a-HCH - Sediment	µg/kg			0,2	0,08	0,2	0,3
	b-HCH - Sediment	µg/kg			< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
	g-HCH (Lindan) - Sediment	µg/kg			< 0,05	< 0,05	< 0,05	0,07
(19)	Isoproturon	µg/l	0,3	1	< 0,03	< 0,03	< 0,03	< 0,03
(20)	Blei, Wasser, ges.	µg/l	7,2	n.a.	1,5	< 0,50	2,6	1,7
	Blei, Sediment, ges.	mg/kg			13	15	36	49
	Blei, Sediment, <20µm	mg/kg			55	45	71	67
(21)	Quecksilber, Wasser, ges.	µg/l	0,05	0,07	0,009	< 0,005	< 0,005	< 0,005
	Quecksilber, Sediment, ges.	mg/kg			< 0,10	< 0,10	0,16	0,45
	Quecksilber, Sediment, <20µm	mg/kg			0,27	0,2	0,27	0,63
(22)	Naphthalin	µg/l	1,2	n.a.	< 0,005	< 0,005	0,005	< 0,005
	Naphthalin - Sediment	µg/kg			13	21	26	59
(23)	Nickel, Wasser, ges.	µg/l	20	n.a.	2,1	1,7	1,9	2
	Nickel, Sediment, ges.	mg/kg			6,8	10	16	24
	Nickel, Sediment, <20µm	mg/kg			30	32	31	34
(24)	Nonylphenole	µg/l	0,3	2				
	(4-(para)-Nonylphenol)	µg/l			<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
	(4-(para)-Nonylphenol) - Sediment	µg/kg			<1	<1	<1	<1
	(technisches Nonylphenol)	µg/l			<0,05	<0,05	<0,05	<0,05
	(technisches Nonylphenol) - Sediment	µg/kg			<10	<10	26	70
(25)	Octylphenole	µg/l	0,01	n.a.				
	(4-tert-Octylphenol)	µg/l			**<0,05**	**<0,05**	**<0,05**	**<0,05**
	(4-tert-Octylphenol) - Sediment	µg/kg			4	4	8	45
(26)	Pentachlorbenzol	µg/l	0,0007	n.a.	< 0,00007	< 0,00007	< 0,00007	< 0,00007
	Pentachlorbenzol - Sediment	µg/kg			< 0,09	< 0,09	< 0,09	0,8
(27)	Pentachlorphenol	µg/l	0,4	1	< 0,002	< 0,002	0,005	0,003
	Pentachlorphenol - Sediment	µg/kg			0,02	< 0,006	0,03	0,1
(28)	PAK	µg/l	n.a.	n.a.				
	Benzo(a)pyren	µg/l	0,05	0,1	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002
	Benzo(a)pyren - Sediment	µg/kg			<10	<10	26	52
	Benzo(b)fluroanthen	µg/l	=0,03	n.a.	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002
	Benzo(b)fluroanthen – Sediment	µg/kg			<10	11	37	110
	Benzo(k)fluoranthen	µg/l	=0,03	n.a.	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002
	Benzo(k)fluoranthen – Sediment	µg/kg			<10	<10	36	59

Forts. Tab. 7.8: Vergleich der Qualitätsnormen (JD-UQN: Mittelwert-Umweltqualitätsnorm, ZHK: zulässige Höchstkonzentration) für Küstengewässer (sonstige Oberflächengewässer) der prioritären Stoffe nach dem Entwurf der UQN-Richtlinie mit den in Niedersachsen gemessenen Werten

			Juli 2006		Emshörn	Norderney	Alte Weser	Scharhörn
lfd. Nr	Substanz		JD-UQN	ZHK	Ems-Ästuar	Nieders. Küste	Weser-Ästuar	Elbe-Ästuar
	Benzo(ghi)perylen **	µg/l	=0,002	n.a.	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002
	Benzo(ghi)perylen - Sediment	µg/kg			<10	13	18	75
	Ideno(1.2.3-cd)pyren	µg/l	=0,002	n.a.	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002
	Ideno(1.2.3-cd)pyren - Sediment	µg/kg			<10	11	32	52
(29)	Simazin	µg/l	1	4	< 0,003	< 0,003	< 0,003	< 0,003
(30)	Tributylzinnverbindungen	µg/l	0,0002	0,0015				
	Sediment (Tributylzinn-Kation)	µg/kg			< 4	< 4	9	14
(31)	Trichlorbenzole	µg/l	0,4	n.a.				
	1,2,3-Trichlorbenzol	µg/l			< 0,0003	< 0,0003	< 0,0003	< 0,0003
	1,3,5-Trichlorbenzol	µg/l			< 0,0005	< 0,0005	< 0,0005	< 0,0005
	1,2,4-Trichlorbenzol	µg/l			< 0,0006	< 0,0006	< 0,0006	< 0,0006
	Summe der 3 Trichlorbenzole	µg/l			< 0,0014	< 0,0014	< 0,0014	< 0,0014
	Trichlorbenzole - Sediment :							
	1,2,3-Trichlorbenzol - Sediment	µg/kg			< 0,30	< 0,30	< 0,30	0,3
	1,3,5-Trichlorbenzol - Sediment	µg/kg			0,5	< 0,40	< 0,40	0,8
	1,2,4-Trichlorbenzol - Sediment	µg/kg			< 0,60	1	0,7	< 0,60
(32)	Trichlormethan	µg/l	2,5	n.a.	< 0,004	< 0,004	< 0,004	< 0,004
(33)	Trifluralin	µg/l	0,03	n.a.	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01

*abhängig von Wasserhärte n.a.: nicht anwendbar		= Bestimmungsgrenze überschreitet 30% der UQN	Fett	= Bestimmungsgrenze überschreitet 100% der UQN	

** Zur Zeit der Bestellung der Messungen war die vorgeschlagene UQN größer, so dass eine höhere BG nicht notwendig war.

Tab. 7.9: Vergleich der in niedersächsischen Küstengewässern gemessenen Werte mit den Qualitätsnormen für die Stoffe der Öko-Liste der niedersächsischen Verordnung zum wasserrechtlichen Ordnungsrahmen

EG-Nr.	Messstellennummer	QN	Einheit	93492099	93632950	94502099	95102099
	Messstelle	NVWO *)		Emshörn	Norderney	Alte Weser	Scharhörn
	Gewässer			Ems-Ästuar	Nieders. Küste	Weser-Ästuar	Elbe-Ästuar
	Probenahme-Datum			28/09/2005	28/09/2005	28/09/2005	28/09/2005
2	2-Amino-4-Chlorphenol	10	µg/l	<1	<1	<1	<1
4	Arsen, Sediment, ges.	40	mg/kg	7,1	1,8	8,7	11
	Arsen, Sediment, <20µm	40	mg/kg	27	23	16	19
5	Azinphos-ethyl	0,01	µg/l	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002
6	Azinphos-methyl	0,01	µg/l	< 0,004	< 0,004	< 0,004	< 0,004
8	Benzidin	0,1	µg/l	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
9	Benzylchlorid (a-Chlortoluol)	10	µg/l	<1	<1	<1	<1
10	Benzylidenchlorid (a,a-Dichlortoluol)	10	µg/l	<1	<1	<1	<1
11	Biphenyl	1	µg/l	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
14	Chloralhydrat	10	µg/l	<1	<1	<1	<1
15	Chlordan (cis und trans)	0,003	µg/l	0,0004	< 0,0002	< 0,0002	< 0,0002
16	Chloressigsäure	10	µg/l	<1	<1	<1	<1
17	2-Chloranilin	3	µg/l	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
18	3-Chloranilin	1	µg/l	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
19	4-Chloranilin	0,05	µg/l	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
20	Chlorbenzol	1	µg/l	< 0,8	< 0,8	< 0,8	< 0,8
21	1-Chlor-2,4-dinitrobenzol	5	µg/l	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
22	2-Chlorethanol	10	µg/l	<5	<5	<5	<5
24	4-Chlor-3-Methylphenol	10	µg/l	< 0,0004	< 0,0004	< 0,0004	< 0,0004
25	1-Chlornaphthalin	1	µg/l	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
26	Chlornaphthaline (techn.Mischung)	0,01	µg/l	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
27	4-Chlor-2-nitroanilin	3	µg/l	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
28	1-Chlor-2-nitrobenzol	10	µg/l	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
29	1-Chlor-3-nitrobenzol	1	µg/l	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
30	1-Chlor-4-nitrobenzol	10	µg/l	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
31	4-Chlor-2-nitrotoluol	10	µg/l	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
32	Chlornitrotoluole :						
(32)	2-Chlor-4-nitrotoluol	1	µg/l	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
(32)	2-Chlor-6-nitrotoluol	1	µg/l	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
(32)	3-Chlor-4-nitrotoluol	1	µg/l	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
(32)	4-Chlor-3-nitrotoluol	1	µg/l	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1

Forts. Tab. 7.10: Vergleich der in niedersächsischen Küstengewässern gemessenen Werte mit den Qualitätsnormen für die Stoffe der Öko-Liste der niedersächsischen Verordnung zum wasserrechtlichen Ordnungsrahmen

EG-Nr.	Messstellennummer	QN	Einheit	93492099	93632950	94502099	95102099
	Messstelle	NVWO *)		Emshörn	Norderney	Alte Weser	Scharhörn
	Gewässer			Ems-Ästuar	Nieders. Küste	Weser-Ästuar	Elbe-Ästuar
	Probenahme-Datum			28/09/2005	28/09/2005	28/09/2005	28/09/2005
(32)	5-Chlor-2-nitrotoluol	1	µg/l	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
33	2-Chlorphenol	10	µg/l	< 0,006	< 0,006	< 0,006	< 0,006
34	3-Chlorphenol	10	µg/l	< 0,0008	< 0,0008	< 0,0008	< 0,0008
35	4-Chlorphenol	10	µg/l	< 0,006	< 0,006	< 0,006	< 0,006
36	Chloropren (2-Chlorbuta-1,3-dien)	10	µg/l	<1	<1	<1	<1
37	3-Chlorpropen (Allylchlorid)	10	µg/l	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3
38	2-Chlortoluol	1	µg/l	< 0,4	< 0,4	< 0,4	< 0,4
39	3-Chlortoluol	10	µg/l	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5
40	4-Chlortoluol	1	µg/l	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5
41	2-Chlor-p-toluidin	10	µg/l	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
42	Chlortoludine (andere als 41)		µg/l				
(42)	3-Chlor-o-Toluidin	10	µg/l	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
(42)	3-Chlor-p-Toluidin	10	µg/l	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
(42)	5-Chlor-o-Toluidin	10	µg/l	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
43	Coumaphos	0,07	µg/l	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
44	Cyanurchlorid (2,4,6-Trichlor-1,3,5-triazin)	0,1	µg/l	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
45	2,4-D	0,1	µg/l	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005
47	Demeton (Summe von Demeton-o und -s)	0,1	µg/l	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
(47)	Demeton-o **)	0,1	µg/l				
(47)	Demeton-s **)	0,1	µg/l				
(47)	Demeton-s-methyl	0,1	µg/l	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
(47)	Demeton-s-methyl-sulphon	0,1	µg/l	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
48	1,2-Dibromethan	2	µg/l	< 0,003	< 0,003	< 0,003	< 0,003
49-51	Dibutylzinn-Kation, Sediment	100	µg/kg	< 4	< 4	5	6
(52)	2,4/2,5-Dichoranilin	2	µg/l	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2
(52)	2,3-Dichloranilin	1	µg/l	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
(52)	2,4-Dichloranilin	1	µg/l	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
(52)	2,5-Dichloranilin	1	µg/l	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
(52)	2,6-Dichloranilin	1	µg/l	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
(52)	3,4-Dichloranilin	0,5	µg/l	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
(52)	3,5-Dichloranilin	1	µg/l	<0,1	<0,1	<0,1	<0,1
53	1,2-Dichlorbenzol	10	µg/l	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005

Forts. Tab. 7.11: Vergleich der in niedersächsischen Küstengewässern gemessenen Werte mit den Qualitätsnormen für die Stoffe der Öko-Liste der niedersächsischen Verordnung zum wasserrechtlichen Ordnungsrahmen

EG-Nr.	Messstellennummer	QN	Einheit	93492099	93632950	94502099	95102099
	Messstelle	NVWO *)		Emshörn	Norderney	Alte Weser	Scharhörn
	Gewässer			Ems-Ästuar	Nieders. Küste	Weser-Ästuar	Elbe-Ästuar
	Probenahme-Datum			28/09/2005	28/09/2005	28/09/2005	28/09/2005
54	1,3-Dichlorbenzol	10	µg/l	< 0,005	< 0,005	< 0,005	< 0,005
55	1,4-Dichlorbenzol	10	µg/l	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
56	Dichlorbenzidine	10	µg/l	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
57	Dichlordiisopropylether	10	µg/l	<1	<1	<1	<1
58	1,1-Dichlorethan	10	µg/l	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2
60	1,1-Dichlorethen (Vinyliden-chlorid)	10	µg/l	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
61	1,2-Dichlorethen (cis und trans)	10	µg/l	< 0,4	< 0,4	< 0,4	< 0,4
(63)	1,2-Dichlor-3-nitrobenzol	10	µg/l	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
(63)	1,2-Dichlor-4-nitrobenzol	10	µg/l	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
(63)	1,3-Dichlor-4-nitrobenzol	10	µg/l	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
(63)	1,4-Dichlor-2-nitrobenzol	10	µg/l	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
64	2,4-Dichlorphenol	10	µg/l	0,02	0,02	0,01	< 0,002
65	1,2-Dichlorpropan	10	µg/l	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2
66	1,3-Dichlorpropan-2-ol	10	µg/l	<1	<1	<1	<1
67	1,3-Dichlorpropen (cis uns trans)	10	µg/l	< 0,018	< 0,018	< 0,018	< 0,018
68	2,3-Dichlorpropen	10	µg/l	< 0,007	< 0,007	< 0,007	< 0,007
69	Dichlorprop	0,1	µg/l	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05
70	Dichlorvos	0,0006	µg/l	< 0,0005	< 0,0005	< 0,0005	< 0,0005
72	Diethylamin	10	µg/l	<5	<5	<5	<5
73	Dimethoat	0,1	µg/l	< 0,0009	< 0,0009	< 0,0009	< 0,0009
74	Dimethylamin	10	µg/l	<10	<10	<10	<10
75	Disulfoton	0,004	µg/l	< 0,008	< 0,008	< 0,008	< 0,008
78	Epichlorhydrin	10	µg/l	<1	<1	<1	<1
79	Ethylbenzol	10	µg/l	< 0,4	< 0,4	< 0,4	< 0,4
80	Fenitrothion	0,009	µg/l	< 0,0006	< 0,0006	< 0,0006	< 0,0006
EG-Nr.	Messstellennummer	QN	Einheit	93492099	93632950	94502099	95102099
	Messstelle	NVWO *)		Emshörn	Norderney	Alte Weser	Scharhörn
	Gewässer			Ems-Ästuar	Nieders. Küste	Weser-Ästuar	Elbe-Ästuar
	Probenahme-Datum			28/09/2005	28/09/2005	28/09/2005	28/09/2005
81	Fenthion	0,004	µg/l	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
(82)	Heptachlor	0,1	µg/l	< 0,00008	< 0,00008	< 0,00008	< 0,00008

Forts. Tab. 7.12: Vergleich der in niedersächsischen Küstengewässern gemessenen Werte mit den Qualitätsnormen für die Stoffe der Öko-Liste der niedersächsischen Verordnung zum wasserrechtlichen Ordnungsrahmen

EG-Nr.	Messstellennummer	QN	Einheit	93492099	93632950	94502099	95102099
	Messstelle	NVWO *)		Emshörn	Norderney	Alte Weser	Scharhörn
	Gewässer			Ems-Ästuar	Nieders. Küste	Weser-Ästuar	Elbe-Ästuar
	Probenahme-Datum			28/09/2005	28/09/2005	28/09/2005	28/09/2005
(82)	Heptachlorepoxid (cis und trans)	0,1	µg/l	< 0,00019	< 0,00019	< 0,00019	< 0,00019
86	Hexachlorethan	10	µg/l	< 0,00005	< 0,00005	< 0,00005	< 0,00005
87	Isopropylbenzol (Cumol)	10	µg/l	< 0,4	< 0,4	< 0,4	< 0,4
88	Linuron	0,1	µg/l	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05
89	Malathion	0,02	µg/l	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002
90	MCPA	0,1	µg/l	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05
91	Mecoprop	0,1	µg/l	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05
93	Methamidophos	0,1	µg/l	*<0,1*	*<0,1*	*<0,1*	*<0,1*
94	Mevinphos	0,0002	µg/l	*< 0,0006*	*< 0,0006*	*< 0,0006*	*< 0,0006*
95	Monolinuron	0,1	µg/l	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05
97	Omethoat	0,1	µg/l	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
98	Oxydemeton-methyl	0,1	µg/l	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
(100)	Parathion	0,005	µg/l	< 0,0004	< 0,0004	< 0,0004	< 0,0004
(100)	Parathion-Methyl	0,02	µg/l	< 0,0008	< 0,0008	< 0,0008	< 0,0008
(101)	PCB-28	20	µg/kg	0,2	0,3	< 0,20	0,3
(101)	PCB-52	20	µg/kg	< 0,3	< 0,3	0,7	< 0,3
(101)	PCB-101	20	µg/kg	< 0,2	< 0,2	1,3	2,3
(101)	PCB-118	20	µg/kg	0,2	0,4	0,6	0,8
(101)	PCB-138	20	µg/kg	0,3	0,5	0,7	2,5
(101)	PCB-153	20	µg/kg	0,6	0,5	1,5	4,6
(101)	PCB-180	20	µg/kg	< 0,08	< 0,08	0,8	1,6
103	Phoxim	0,008	µg/l	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005
104	Propanil	0,1	µg/l	<0,02	<0,02	<0,02	<0,02
105	Pyrazon (Chloridazon)	0,1	µg/l	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
107	2,4,5-T	0,1	µg/l	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05
108	Tetrabutylzinn, Sediment	40	µg/kg	< 4	< 4	< 4	4
109	1,2,4,5-Tetrachlorbenzol	1	µg/l	< 0,0004	< 0,0004	< 0,0004	< 0,0004
110	1,1,2,2-Tetrachlorethan	10	µg/l	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
112	Toluol	10	µg/l	< 0,4	< 0,4	< 0,4	< 0,4
113	Triazophos	0,03	µg/l	<0,005	<0,005	<0,005	<0,005
114	Tributylphosphat (Phosphor-säuretributylester)	10	µg/l	<0,01	<0,01	<0,01	<0,01
116	Trichlorfon	0,002	µg/l	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001

Forts. Tab. 7.13: Vergleich der in niedersächsischen Küstengewässern gemessenen Werte mit den Qualitätsnormen für die Stoffe der Öko-Liste der niedersächsischen Verordnung zum wasserrechtlichen Ordnungsrahmen

EG-Nr.	Messstellennummer	QN	Einheit	93492099	93632950	94502099	95102099
	Messstelle	NVWO *)		Emshörn	Norderney	Alte Weser	Scharhörn
	Gewässer			Ems-Ästuar	Nieders. Küste	Weser-Ästuar	Elbe-Ästuar
	Probenahme-Datum			28/09/2005	28/09/2005	28/09/2005	28/09/2005
119	1,1,1-Trichlorethan	10	µg/l	< 0,0006	< 0,0006	< 0,0006	< 0,0006
120	1,1,2-Trichlorethan	10	µg/l	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
(122)	2,4,5-Trichlorphenol	1	µg/l	< 0,0007	< 0,0007	< 0,0007	< 0,0007
(122)	2,4,6-Trichlorphenol	1	µg/l	0,003	0,01	< 0,003	< 0,003
(122)	2,3,4-Trichlorphenol	1	µg/l	0,003	< 0,0006	< 0,0006	< 0,0006
(122)	2,3,5-Trichlorphenol	1	µg/l	< 0,0009	< 0,0009	< 0,0009	< 0,0009
(122)	2,3,6-Trichlorphenol	1	µg/l	< 0,006	< 0,006	< 0,006	< 0,006
(122)	3,4,5-Trichlorphenol	1	µg/l	< 0,0006	< 0,0006	< 0,0006	< 0,0006
123	1,1,2-Trichlortrifluorethan	10	µg/l	<1	<1	<1	<1
125-127	Triphenylzinn-Kation, Sediment	20	µg/kg	< 4	< 4	< 4	< 4
128	Vinylchlorid (Chlorethylen)	2	µg/l	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05
129	Xylole						
(129)	1,2-Dimethylbenzol	10	µg/l	< 0,6	< 0,6	< 0,6	< 0,6
(129)	1,3-Dimethylbenzol	10	µg/l	1,4	< 0,4	< 0,4	< 0,4
(129)	1,4-Dimethylbenzol	10	µg/l	< 0,4	< 0,4	< 0,	< 0,4
132	Bentazon	0,1	µg/l	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001
L.II	Ametryn	0,5	µg/l	< 0,009	< 0,009	< 0,009	< 0,009
L.II	Bromacil	0,6	µg/l	< 0,03	< 0,03	< 0,03	< 0,03
L.II	Chlortoluron	0,4	µg/l	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
L.II	Chrom, Sediment, ges.	640	mg/kg	22	36	43	61
	Chrom, Sediment, <20µm	640	mg/kg	77	81	76	85
L.II	Cyanid	0,01	mg/l	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002
L.II	Etrimphos	0,004	µg/l	< 0,0006	< 0,0006	< 0,0006	< 0,0006
L.II	Hexazinon	0,07	µg/l	< 0,006	< 0,006	< 0,006	< 0,006
L.II	Kupfer, Sediment, ges.	160	mg/kg	4,4	5,6	12	22
	Kupfer, Sediment, <20µm	160	mg/kg	22	18	21	31
L.II	Metazachlor	0,4	µg/l	< 0,006	< 0,006	< 0,006	< 0,006
L.II	Methabenzthiazuron	2	µg/l	< 0,008	< 0,008	< 0,008	< 0,008
L.II	Metolachlor	0,2	µg/l	< 0,02	< 0,02	< 0,02	< 0,02
L.II	Nitrobenzol	0,1	µg/l	*<1*	*<1*	*<1*	*<1*
L.II	Prometryn	0,5	µg/l	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
L.II	Terbuthylazin	0,5	µg/l	< 0,004	< 0,004	< 0,004	< 0,004
L.II	Zink, Sediment, ges.	800	mg/kg	40	49	120	180

Forts. Tab. 7.14: Vergleich der in niedersächsischen Küstengewässern gemessenen Werte mit den Qualitätsnormen für die Stoffe der Öko-Liste der niedersächsischen Verordnung zum wasserrechtlichen Ordnungsrahmen

EG-Nr.	Messstellennummer	QN	Einheit	93492099	93632950	94502099	95102099
	Messstelle	NVWO *)		Emshörn	Norderney	Alte Weser	Scharhörn
	Gewässer			Ems-Ästuar	Nieders. Küste	Weser-Ästuar	Elbe-Ästuar
	Probenahme-Datum			28/09/2005	28/09/2005	28/09/2005	28/09/2005
	Zink, Sediment, <20µm	800	mg/kg	160	150	230	250
	TOC im Sediment		g/kg C	6,3	7,9	18	32

	= Bestimmungs-grenze über-schreitet 30% der QN	fett	= Bestimmungsgrenze überschreitet 50% der QN	*kursiv*	= Bestimmungsgrenze überschreitet 100% der QN		= Wert über-schreitet 30% der QN

NVWO: niedersächsische Verordnung zum wasserrechtlichen Ordnungsrahmen.

Tab. 7.15: Vergleich der in niedersächsischen Küstengewässern gemessenen Werte mit den Qualitätsnormen für die Stoffe zur Einstufung des chemischen Zustands der niedersächsischen Verordnung zum wasserrechtlichen Ordnungsrahmen

EG Nr.	Messstellennummer Messstelle Gewässer Probenahme-Datum	QN NVWO *)	Einheit	93492099 Emshörn Ems-Ästuar 28/09/2005	93632950 Norderney Niders. Küste 28/09/2005	94502099 Alte Weser Weser-Ästuar 28/09/2005	95102099 Scharhörn Elbe-Ästuar 28/09/2005
1	Aldrin [1)]	0,01 / 0,005 **)	µg/l	< 0,00007	< 0,00007	< 0,00007	< 0,00007
3	Anthracen	0,01	µg/l	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002
7	Benzol	10	µg/l	< 0,6	< 0,6	< 0,6	< 0,6
12	Cadmium	1 / 0,5 **)	µg/l	0,17	0,1	0,18	< 0,1
13	Tetrachlorkohlenstoff	12	µg/l	< 0,0002	< 0,0002	< 0,0002	< 0,0002
23	Chloroform	12	µg/l	< 0,004	< 0,004	< 0,004	< 0,004
46	4,4-DDT	0,01	µg/l	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001
59	1,2-Dichlorethan	10	µg/l	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5
62	Dichlormethan	10	µg/l	< 0,3	< 0,3	< 0,3	< 0,3
71	Dieldrin [1)]	0,01 / 0,005 **)	µg/l	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001
77	Endrin [1)]	0,01 / 0,005 **)	µg/l	< 0,0002	< 0,0002	< 0,0002	< 0,0002
83	Hexachlorbenzol	0,03	µg/l	< 0,00006	< 0,00006	< 0,00006	< 0,00006
84	Hexachlorbutadien	0,1	µg/l	< 0,00006	< 0,00006	< 0,00006	< 0,00006
(85)	a-HCH		µg/l	< 0,00007	< 0,00007	< 0,00007	< 0,00007
(85)	b-HCH		µg/l	< 0,0002	< 0,0002	< 0,0002	< 0,0002
(85)	d-HCH		µg/l	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001
(85)	g-HCH (Lindan)		µg/l	< 0,00008	0,0001	0,00009	0,0001
	Summe HCH gesamt [2)]	0,05 / 0,02 **)	µg/l	< 0,00045	< 0,00045	< 0,00045	< 0,00045
92	Quecksilber	1 / 0,5 ***) / 0,3 **)	µg/l	0,009	< 0,005	< 0,005	< 0,005
96	Naphthalin	1	µg/l	< 0,005	< 0,005	0,005	< 0,005
(99)	Benzo(a)pyren	0,01	µg/l	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002
(99)	Benzo(b)fluoranthen	0,025	µg/l	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002
(99)	Benzo(ghi)perylen	0,025	µg/l	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002
(99)	Benzo(k)fluoranthen	0,025	µg/l	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002
(99)	Fluoranthen	0,025	µg/l	0,003	0,002	< 0,002	< 0,002
(99)	Ideno(1.2.3-cd)pyren	0,025	µg/l	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002
102	Pentachlorphenol	2	µg/l	< 0,002	< 0,002	0,005	0,003
111	Tetrachlorethen	10	µg/l	< 0,0002	< 0,0002	< 0,0002	< 0,0002
(117)	1,2,3-Trichlorbenzol		µg/l	< 0,0003	< 0,0003	< 0,0003	< 0,0003
(117)	1,3,5-Trichlorbenzol		µg/l	< 0,0005	< 0,0005	< 0,0005	< 0,0005
118	1,2,4-Trichlorbenzol		µg/l	< 0,0006	< 0,0006	< 0,0006	< 0,0006
	Summe der Trichlorbenzole	0,4 [3)]	µg/l	< 0,0014	< 0,0014	< 0,0014	< 0,0014
121	Trichlorethen	10	µg/l	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001
130	Isodrin [1)]	0,01 / 0,005 **)	µg/l	< 0,00009	< 0,00009	< 0,00009	< 0,00009
	Summe der Drine [1)]	0,01 / 0,005 **)	µg/l	< 0,00046	< 0,00046	< 0,00046	< 0,00046
	Nitrat ****)	50	mg/l	3,1	2,9	1,4	2,6

Forts. Tab. 7.16: Vergleich der in niedersächsischen Küstengewässern gemessenen Werte mit den Qualitätsnormen für die Stoffe zur Einstufung des chemischen Zustands der niedersächsischen Verordnung zum wasserrechtlichen Ordnungsrahmen

[1]) jeweils Summe von Aldrin, Dieldrin, Endrin und Isodrin

[2]) Hexachlorcyclohexan gesamt (alle Isomere)

[3]) Summe der drei Trichlorbenzole

*) Qualitätsnormen nach Richtlinie 2000/60/EG

**) in Küstengewässern

***) in Übergangsgewässern

****) Mittelwert der BLMP-Daten von 2005 - von Nitrat-N über den Faktor 4,43 auf Nitrat (NO3) umgerechnet

* NVWO: niedersächsische Verordnung zum wasserrechtlichen Ordnungsrahmen.

	= Bestimmungs-grenze überschreitet 30% der QN	fett	= Bestimmungsgrenze überschreitet 50% der QN	*kursiv*	= Bestimmungsgrenze überschreitet 100% der QN		= Wert über-schreitet 30% der QN

Der Vergleich der in Niedersachsen in den Übergangsgewässern gemessenen Monitoring-Werte mit den Umweltqualitätsnormen des Entwurfs der Tochterrichtlinie bzw. der niedersächsischen Verordnung zum wasserrechtlichen Ordnungsrahmen zeigt bei allen Stoffen keine Überschreitungen. Die meisten Werte liegen unter der Bestimmungsgrenze. In einzelnen, besonders markierten Fällen (Pentabromdiphenylether, 4-tert-Octylphenol, Mevinphos, Nitrobenzol) ist die angegebene Bestimmungsgrenze höher als die Qualitätsnorm. Dies liegt in der Regel nicht an der Empfindlichkeit der Analysenmethode, sondern an dem Zeitpunkt der Bestellung der Laboruntersuchungen, zu welchem höhere Qualitätsnormen im Gespräch waren und deshalb auch eine höhere Bestimmungsgrenze ausreichend erschien. Allgemein gilt, dass die Bestimmungsgrenze 30 % der UQN nicht überschreiten soll[10].

7.5 Weiterer Klärungsbedarf

Während die in Abschnitt 7.4 dargestellten Ergebnisse der Untersuchungen keine Überschreitungen der Qualitätsnormen nach dem Richtlinienentwurf bzw. der niedersächsischen Verordnung ergaben, zeigten sich bei den breiteren Untersuchungen im Rahmen der Bestandsaufnahmen der Prioritären Stoffe zur WRRL Überschreitungen der Qualitätsziele für verschiedene Stoffe. Für Ems und Weser gab es Überschreitungen für die Schwermetalle Blei und Cadmium sowie für PAK (Fluoranthen, Benzo(a)pyren, Benzo(b)fluoranthen, Benzo(ghi)perylen, Ideno(1,2,3-cd)pyren) und TBT, wobei die Anzahl der Untersuchungen teilweise noch nicht ausreicht, um die Belastung abschließend zu beurteilen (Niedersachsen, 2004). Daneben fanden sich in der Ems auch Qualitätszielüberschreitungen für Pestizide wie Diuron, Chlorpyrifos und Isoproturon (NLWKN, 2005). Hintergrund der unterschiedlichen Bewertungsergebnisse bei den Schwermetallen, TBT oder auch den PAKs ist der Ansatz im Entwurf der Tochterrichtlinie, keine Qualitätsnormen für Sedimente bzw. Schwebstoffe festzulegen und für die Schwermetalle die Bestimmung nur der gelösten Konzentration vorzugeben. Bei TBT spielt außerdem der Ort der Probenahme eine besondere Rolle, da bspw. in der Nähe von Yachthäfen mit deutlich höheren Belastungen zu rechnen ist.

Während die prioritären Stoffe zwölfmal pro Jahr gemessen werden müssen, besteht keine Messverpflichtung für die übrigen Schadstoffe, wenn diese in den jeweiligen Bewirtschaftungsgebieten nicht in signifikanten Mengen in die Gewässer gelangen. Als signifikant wird z. B. die Überschreitung des halben Zahlenwerts der von den Mitgliedsstaaten festzulegenden Norm gesehen (Irmer, 2005). Während aber die Überprüfung der

[10] Was problematisch sein kann, da nach der niedersächsischen Verordnung die Umweltqualitätsnorm auch dann eingehalten ist, wenn die Bestimmungsgrenze größer ist als das Qualitätsziel und der Jahresmittelwert kleiner ist als die Bestimmungsgrenze.

LAWA-Zielvorgaben (und damit auch der halben Zielvorgaben) mit 90-Perzentilwerten erfolgt, werden die Umweltqualitätsnormen mit Mittelwerten überprüft, was zu einer Abschwächung der Grenzwerte führt.

Die einbezogenen Stoffe und die festgelegten Umweltqualitätsnormen sind regelmäßig aufgrund des Stands von Wissenschaft und Technik zu überprüfen und gegebenenfalls anzupassen. Dies könnte z. B. eine weitere Einbeziehung von Pestiziden der Liste II bezüglich des Schutzgutes Trinkwasser bedeuten oder die Einbeziehung von Ergebnissen der Rückstands-Höchstmengenverordnung beim Schutzgut "Fischerei", durch die z. B. 1,4-Dichlorbenzol eine strengere Umweltqualitätsnorm von 0,02 µg/l gegenüber dem jetzt gültigen Wert von 10 µg/l erhalten würde (LAWA, 1997).

Gerade im Küstenbereich besteht die Schwierigkeit, dass die **Schwebstoffphase** inhomogen ist, da sich Sedimente bei entsprechenden Strömungen in Schwebstoffe verwandeln und umgekehrt. In Europa, aber auch in Deutschland, erfolgt die Untersuchung von Schwebstoffen nach sehr unterschiedlichen, schlecht vergleichbaren Verfahren. Das gilt sowohl für die Probenahme (Filterkuchen über Absetzbecken bis zur Zentrifuge) als auch für die eigentliche Messung und Ergebnisdarstellung (Gesamtprobe bis < 20 µm). Hier würden sich gerade für Schwermetalle, TBT, PAK und PBDE Messungen im frischen Sediment anbieten.

Auch bei den Qualitätsnormen gibt es Unterschiede in den Mitgliedsstaaten der EU, bei denen unterschiedliche Risiko-Philosophien zu unterschiedlichen Werten führen. So haben die Niederlande für viele Stoffe einen gegenüber den deutschen Zielwerten höheren Grenzwert, aber einen strikteren Zielwert (der dogmatisch ein Hundertstel des Grenzwertes ausmacht) (Schudoma, 2000).

7.6 Ausblick

Die bisherigen Auswertungen sind von den geltenden bzw. nach derzeitigem Stand zu erwartenden Umweltqualitätsnormen für die einzelnen Schadstoffe ausgegangen. Der Vergleich mit Monitoring-Ergebnissen kann aufzeigen, für welche Stoffe aufgrund von Normüberschreitungen Handlungsbedarf besteht und bei Überschreitungen ggf. Maßnahmen zur Emissionsminderung zu ergreifen sind. Eine deutlich andere Ausgangssituation ergibt sich dabei allerdings bzgl. der **prioritären gefährlichen Stoffe**: Für diese Stoffe sind nach den Vorgaben der WRRL Einleitungen, Emissionen und Verluste innerhalb von 20 Jahren nach Verabschiedung von Maßnahmen auf Gemeinschaftsebene zu beenden oder schrittweise einzustellen – unabhängig von den Ergebnissen des Monitorings. Für diese Stoffe ist somit zu prüfen, in welchen Bereichen bzw. über welche Eintragspfade die Gewässer (noch) belastet werden, um dann Maßnahmen zur Emissionsvermeidung untersuchen zu können. Im Rahmen eines Forschungsvorhabens für das Umweltbundesamt wurde eine Bewertung der Situation der prioritären gefährlichen Stoffe für Deutschland vorgenommen, um deren Relevanz bei der Umsetzung der WRRL besser einschätzen zu können (s. Tab. 7.17 Hillenbrand et al., 2006). Danach könnten insbesondere die Schwermetalle Cadmium und Quecksilber, die PAKs sowie Nonylphenol und Tributylzinnverbindungen für Deutschland relevant sein.

Wie bereits oben erwähnt, ist die EU-Kommission auch bei der nach der WRRL bis zum 20.11.2005 vorgesehenen **Überprüfung der Liste der prioritären Stoffe** deutlich im Verzug. Es bleibt somit abzuwarten, ob es in diesem Rahmen zu einer deutlichen Veränderung/Erweiterung der Stoffliste kommen wird und welche Bedeutung diese Stoffe für die Gewässer in Deutschland besitzen.

Ggf. relevante Entwicklungen ergeben sich auch aus der in 2005 vorgelegten Europäischen Meeresschutzstrategie. Nach dem in diesem Zusammenhang vorgelegten Entwurf einer **Meeresstrategie-Richtlinie** (COM(2005) 505) wird als Ziel festgelegt, bis 2021 einen guten Umweltstatus zu erreichen. Die genaue Definition dieses guten Umweltstatus-soll von jedem Mitgliedstaat (MS) einzeln festgelegt werden und ist dann von der Kommission anzunehmen. Das Parlament möchte dieses Ziel auf 2017 vorziehen, hauptsächlich mit dem Argument, dass das Ziel der WRRL für Küstengewässer nicht bis 2015 erreicht werden kann, wenn die angrenzenden Meere nicht entsprechend verbessert worden sind.

Tab. 7.17: Bewertung der aktuellen Anwendung und Emissionssituation prioritärer gefährlicher Stoffe in Deutschland (nach Hillenbrand et al., 2006)

Bezeichnung	Einstufung	Anwendung in Deutschland	Emissionen in Deutschland
Schwermetalle			
Cadmium	pg	!	!
Quecksilber	pg	!	!
chlorierte Verbindungen - Zwischenprodukte			
PAK, Anthracen	pg	!	!
chlorierte Verbindungen - Zwischenprodukte			
Hexachlorbenzol	pg	-	?
Hexachlorbutadien	pg	-	-
Pentachlorbenzol	pg	-	-
Pflanzenschutzmittel			
Endosulfan	pg	-	-
Hexachlorcyclohexan	pg	-	?
sonstige			
Bromierte Diphenylether	pg	(-)	?
C10-13-Chloralkane	pg	-	?
Nonylphenole	pg	!	!
Tributylzinnverbindungen	pg	!	!

pg. prioritär gefährlich (Stand Entwurf Juni 2006); !: relevant; ?: unklar; -: nicht relevant

Im vorliegenden Entwurf werden keine spezifischen Angaben zu gefährlichen Stoffen vorgegeben, aber die Eigenschaften, Ziele und das Maßnahmenprogramm müssen von der Kommission als zureichend bewertet werden. Die Mitgliedsstaaten sollen bis 4 Jahre nach Inkrafttreten der Meeresstrategie-Richtlinie eine Bewertung des Zustands der eigenen Meeresgebiete durchführen[11], und Merkmale eines guten Umweltzustandes im Meeresbereich erstellen[12]. Innerhalb von 5 Jahren nach Inkrafttreten sind Ziele und Indikatoren vorzulegen, innerhalb von 6 Jahren sollen Überwachungsprogramme eingeführt werden. Zur Erreichung der Ziele soll von jedem Mitgliedsstaat bis 2016 ein Maßnahmenprogramm ausgearbeitet werden, das bis 2018 in Ausführung genommen werden soll.

Dank:

Die Monitoring-Daten von Niedersachsen wurden von Dr. Dieter Steffen, Niedersächsischer Landesbetrieb für Wasserwirtschaft, Küsten- u. Naturschutz, Hildesheim aufbereitet, erläutert und übergeben. Dafür möchten sich die Autoren herzlich bedanken.

[11] Anfangsbewertung umfasst, nach Kapitel II (Meeresstrategien: Vorbereitung) Artikel 7 (Bewertung), u. a. (b) eine Analyse der wichtigsten Belastungen und Auswirkungen, einschließlich der Auswirkungen menschlicher Tätigkeiten, auf die Merkmale und den Umweltzustand der betreffenden Gewässer auf der Grundlage der nicht erschöpfenden Liste von Anhang II Tabelle 2 unter Berücksichtigung qualitativer und quantitativer Belastungen sowie feststellbarer Trends. Bezüglich gefährlicher Stoffe steht in Anhang II Tabelle 2: Kontamination mit Giftstoffen: Einleitung synthetischer Verbindungen (z. B. Pestizide, Bewuchshemmer, PCB); Einleitung nicht synthetischer Verbindungen (Schwermetalle, Kohlenwasserstoffe); Einleitung von Radionukliden.

[12] Zur Erstellung der Merkmale eines guten Umweltzustandes gehört u. a. eine Beschreibung des generellen chemischen Verschmutzungszustands, einschließlich Problemchemikalien, Sedimentkontamination, „Hot Spots", gesundheitliche Fragen (Kontamination von Fischen).

7.7 Literatur Schadstoffe

COM (2005) 505 final: Proposal for a Directive of the European Parliament and of the Council establishing a Framework for Community Action in the field of Marine Environmental Policy (Marine Strategy Directive) http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/site/de/com/2005/com2005_0505de01.pdf

EC (2004): OPINION OF THE SCIENTIFIC COMMITTEE ON TOXICITY, ECOTOXICITY AND THE ENVIRONMENT (CSTEE) ON "The Setting of Environmental Quality Standards for the Priority Substances included in Annex X of Directive 2000/60/EC in Accordance with Article 16 thereof " http://ec.europa.eu/health/ph_risk/committees/sct/documents/out230_en.pdf, page 12

Hillenbrand, T.; Marscheider-Weidemann, F.; Strauch, M.; Heitmann, K.; Schaffrin, D. (2006): Emissionsminderung für prioritäre und prioritäre gefährliche Stoffe der Wasserrahmenrichtlinie. Forschungsbericht 203 21 280 im Auftrag des Umweltbundesamts, Dessau

Irmer, U. (2005): Welche Qualitätsanforderungen für organische Spurenstoffe in Gewässern sind zukünftig zu erwarten? Berlin.

KOM (2006) 397 endgültig: Vorschlag für eine RICHTLINIE DES EUROPÄISCHEN PARLAMENTS UND DES RATES über Umweltqualitätsnormen im Bereich der Wasserpolitik und zur Änderung der Richtlinie 2000/60/EG.

LAWA (1997): Zielvorgaben zum Schutz oberirdischer Binnengewässer, Teil I: Konzeption zur Ableitung von Zielvorgaben zum Schutz oberirdischer Binnengewässer vor gefährlichen Stoffen. Teil II: Erprobung von Zielvorgaben von 28 gefährlichen Wasserinhaltsstoffen in Zielvorgaben in Fließgewässern. Berlin (1997)

Niedersachsen (2004): Bestandsaufnahme zur Umsetzung der EG-Wasserrahmenrichtlinie. Flussgebiet Ems, Bearbeitungsgebiet: Untere Ems. Stand: 22. Dezember 2004

NLWKN (2005): B-Bericht 2005, Gebiet: Mittlere Ems.

Schudoma, D. (2000): Umweltqualitätsziele für gefährliche Stoffe in Gewässern – Internationaler Vergleich der Ableitungsmethoden -. Texte 24/00, Umweltbundesamt Berlin

UBA 2006a):http://www.umweltbundesamt.de/wasser/themen/gewschr/erl.htm

UBA (2006b): Übersicht über chemische Qualitätsanforderungen an Oberflächengewässer. Umweltbundesamt, II 2.4 – Klett/Irmer.

8 Anhang

8 Anhang

Inhaltsverzeichnis des Anhangs

8.1 Anhang zu Kapitel 5.3: Makrophyten – Röhrichte, Brack- und Salzmarschen (ARENS 2006) ..... A 2

Tab. A.5.1: Gesamtfläche der Vorländer in den Wasserkörpern der FGE Ems, Elbe, Weser und Ems für die Jahre 1991 und 2004. ..... A 2

Tab. A.5.2: Aufteilung der Vorlandflächen (ha) in den Wasserkörpern der FGE Elbe, Weser und Ems für die Jahre 1991 und 2004 ..... A 2

Tab. A.5.3: Flächengrößen der Vegetationszonen für die Wasserkörper der FGE Elbe, Weser und Ems in den Jahren 1991 und 2004. ..... A 3

Tab. A.5.4: Flächenanteile der Vegetationszonen für die Wasserkörper der FGE Elbe, Weser und Ems in den Jahren 1991 und 2004 ..... A 4

Tab. A.5.5: Biotoptypen der Unterweser 2004 nach Daten von JANOWSKY & GÄHLER 2006 ..... A 5

Tab. A.5.6.1: Liste der historisch in den Wasserkörpern der Elbe, Weser und Ems nachgewiesenen Arten ..... A 7

Tab. A.5.6.2: Erläuterungen zur Liste der historisch nachgewiesenen Arten ..... A 233

Tab. A.5.7: Referenzarten der Brack- und Salzmarsch und ihr rezentes Vorkommen in den Wasserkörpern der FGE Elbe, Weser und Ems ..... A 24

8.2 Anhang zu Kapitel 6: Makrozoobenthos ..... A 27

Anhang 6.1: Vorstudie zur Klassifizierung von Ökotopen in den Küstengewässern der Flussgebiets-einheiten Ems, Weser und Elbe (SANDRA JAKLIN) ..... A 27

Anhang 6.2: Makrozoobenthos in den Ökotopen der Küstengewässer der FGE Elbe, Weser und Ems – Charakterisierung der Ökotope anhand der benthischen Lebensgemeinschaften (AQUAMARIN 2006) ..... A 45

Anhang 6.3: Exemplarische Bewertung der benthischen Lebensgemeinschaften im Weserästuar – Übergangsgewässer und Kenndatenblatt für das flache Sublitoral im Mesohalinikum (KÜFOG 2006c) ..... A 56

8.1 Anhang zu Kapitel 5.3: Makrophyten – Röhrichte, Brack- und Salzmarschen

Tab. A.5.1: Gesamtfläche der Vorländer (in ha) (inklusive Sommerdeichen, Campingplätzen etc.) in den Wasserkörpern der FGE Ems Elbe, Weser (Außenweser) und Ems (ohne Inseln bis auf Spiekeroog) für die Jahre 1991 und 2004. Aus ARENS (2006)

	Ems			Weser					Elbe	
	N4	N2	N2_Sp	N2	N2_Me	N2_Mi	N4	T1	N4	N4_Inseln
Vorland 1991	1817,63	775,29	730,40	2320,09	382,38	8,02	919,02	1316,95	99,32	182,15
Vorland 2004	1895,45	803,05	909,97	2505,63	332,98	12,22	909,10	1356,77	102,75	258,32
Differenz	78	28	180	186	-49	4	-10	40	3	76

Tab. A.5.2: Aufteilung der Vorlandflächen (ha) in den Wasserkörpern der FGE Elbe, Weser (Außenweser) und Ems (ohne Inseln bis auf Spiekeroog) für die Jahre 1991 (oben) und 2004 (unten). Aus ARENS (2006)
Datenquelle: Nationalparkverwaltungen Niedersächsisches Wattenmeer und Hamburgisches Wattenmeer

1991	Ems			Weser					Elbe	
	N4	N2	N2_Sp	N2	N2_Me	N2_Mi	N4	T1	N4	N4_Inseln
Pionierzone	179,26	66,07	199,55	161,58	71,18		69,52	32,74	23,06	14,73
untere Salzwiese	654,52	243,80	239,46	1327,89	104,93		180,42	217,04	29,74	8,08
obere Salzwiese	484,53	208,87	250,01	567,19	138,68	7,76	40,22	271,10	13,04	44
Brackmarsch	0,65	1,65	3,56	6,91	1,81	0,18	1,18	160,92	3,42	96,62
Grünland	386,97	128,07		0,94			576,70	375,21	18,77	
nicht kartierter Sommerpolder				37,40				113,50		
Priele, Schlenken etc.	55,65	18,62	37,82	23,88	12,52	0,08	28,26	26,25	1,80	10,21
Gesamt	1762	667	730	2126	329	8	896	1197	90	174

2004	Ems			Weser					Elbe	
	N4	N2	N2_Sp	N2	N2_Me	N2_Mi	N4	T1	N4	N4_Inseln
Pionierzone	182,54	79,25	209,42	260,17	51,72	9,82	68,96	97,29	18,07	81,52
untere Salzwiese	556,96	117,66	224,22	735,38	78,49	0,46	74,27	77,72	13,24	5,19
obere Salzwiese	690,45	331,33	432,08	1132,78	188,54	1,90	126,19	345,19	39,33	57,33
Brackmarsch	16,34	16,53	8,59	28,89	0,93	0,05	4,61	182,63	21,25	103,41
Grünland	306,26	129,27		48,15			588,09	431,64	0,91	
nicht kartiert: G.0								35,85		
Priele, Schlenken etc.	80,68	13,72	33,69	76,49	13,30		22,25	24,72	1,03	10,87
Lagunen			1,96							
Gesamt	1833	688	910	2282	333	12	884	1195	94	258

Tab. A.5.3: Flächengröße (ha) der Vegetationszonen (P, U, O, B) für die Wasserkörper der FGE Elbe, Weser (nur Außenweser) und Ems in den Jahren 1991 und 2004. Aus ARENS (2006)

P = Pionierzone, U = Untere Salzmarsch, O = Obere Salzmarsch, B = Brackmarsch, G = Grünland

	P	U	O	B	G	Gesamtfläche
1991						
Ems_N4_Küste	179,26	654,52	484,53	0,65	386,97	1705,94
Ems_N4_Inseln	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
Ems_N2_Küste	66,07	243,80	208,87	1,65	128,07	648,46
Ems_N2_Inseln	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
Weser_N2_Küste	161,58	1327,89	567,19	6,91	38,34	2101,90
Weser_N2_Inseln	71,18	104,93	146,43	2,00		324,54
Weser_N4	69,52	180,42	40,22	1,18	576,70	868,04
Weser_T1	32,74	217,04	271,10	160,92	488,71	1170,50
Elbe_N4_Küste	23,06	29,74	13,04	3,42	18,77	88,03
Elbe_N4_Inseln	14,73	8,08	44,48	96,62		163,91
2004						
Ems_N4_Küste	182,54	556,96	690,45	16,34	306,26	1752,55
Ems_N4_Inseln	309,29	405,95	1015,94	53,71		1784,89
Ems_N2_Küste	79,25	117,66	331,33	16,53	129,27	674,04
Ems_N2_Inseln	315,52	328,84	867,00	34,37		1545,74
Weser_N2_Küste	260,17	735,38	1132,78	28,89	48,15	2205,38
Weser_N2_Inseln	61,54	78,95	190,44	0,98		331,90
Weser_N4	68,96	74,27	126,19	4,61	588,09	862,12
Weser_T1_Außenweser	97,29	77,72	350,13	183,51	467,49	1176,13
Elbe_N4_Küste	18,07	13,24	39,33	21,25	0,91	92,79
Elbe_N4_Inseln	81,52	18,46	57,33	103,41		260,72

Tab. A.5.4: Flächenanteile der Vegetationszonen (P, U, O, B) in % für die Wasserkörper der FGE Elbe, Weser (nur Außenweser) und Ems in den Jahren 1991 und 2004. Aus ARENS (2006)

P = Pionierzone, U = Untere Salzmarsch, O = Obere Salzmarsch, B = Brackmarsch

	P	U	O	B
1991				
Ems_N4_Küste	10,5	38,4	28,4	0,0
Ems_N4_Inseln	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
Ems_N2_Küste	10,2	37,6	32,2	0,3
Ems_N2_Inseln	k.A.	k.A.	k.A.	k.A.
Weser_N2_Küste	7,7	63,2	27,0	0,3
Weser_N2_Inseln	21,9	32,3	45,1	0,6
Weser_N4	8,0	20,8	4,6	0,1
Weser_T1	2,8	18,5	23,2	13,7
Elbe_N4_Küste	26,2	33,8	14,8	3,9
Elbe_N4_Inseln	9,0	4,9	27,1	59,0
2004				
Ems_N4_Küste	10,4	31,8	39,4	0,9
Ems_N4_Inseln	17,3	22,7	56,9	3,0
Ems_N2_Küste	11,8	17,5	49,2	2,5
Ems_N2_Inseln	20,4	21,3	56,1	2,2
Weser_N2_Küste	11,8	33,3	51,4	1,3
Weser_N2_Inseln	18,5	23,8	57,4	0,3
Weser_N4	8,0	8,6	14,6	0,5
Weser_T1	8,3	6,6	29,8	15,6
Elbe_N4_Küste	19,5	14,3	42,4	22,9
Elbe_N4_Inseln	31,3	7,1	22,0	39,7

Tab. A.5.5: Biotoptypen der Unterweser 2004 nach digitalen Unterlagen von JANOWSKY & GÄHLER 2006, aus ARENS (2006)

Biotoptypen	Fläche (ha)	Biotoptypen des Leitbildes
Wälder		
Typisches Weiden-Auengebüsch	21,353	x
Sumpfiges Weiden-Auengebüsch	0,073	x
Tide-Weiden-Auwald	2,169	x
Laubforst aus einheimischen Arten	6,534	
Gebüsche und Gehölzbestände		
Sonstiges Weiden-Ufergebüsch	0,707	
Weiden-Sumpfgebüsch nährstoffreicherer Standorte	0,286	x
Sonstiges Sukzessionsgebüsch	0,603	
Feldhecke	7,646	
Naturnahes Feldgehölz	6,677	
Einzelbaum/Baumbestand	6,206	
Einzelstrauch	0,094	
Meer und Meeresküsten		
Küsten-, Fluss- und Brackwasserwatt	858,594	xx
Flusswatt-Röhricht	159,962	x
Brackwasser-Marschpriel	23,270	xx
Süßwasser-Marschpriel	17,685	xx
Sandplate/-strand	0,001	xx
Naturnaher Sandstrand	22,653	xx
Intensiv genutzter Badestrand	4,625	
Untere Salzwiese, strukturreich	0,024	x
Schilf-Röhricht der Brackmarsch	612,107	x
Strandsimsen-Röhricht der Brackmarsch	20,772	x
Sonstiges Röhricht der Brackmarsch	2,882	x
Küstenschutzbauwerk	23,002	
Binnengewässer		
Hafenbecken an Flüssen	4,625	
Mäßig ausgebauter Flussunterlauf mit Tideeinfluss	2067,967	
Marschgraben	23,801	
Kleines naturnahes Altwasser	0,087	xx
Sonstiges naturnahes nährstoffreiches Kleingewässer	1,095	xx
Tümpel	0,064	xx
Wiesentümpel	0,685	xx
Sonstiges naturnahes nährstoffreiches Stillgewässer	32,909	xx
Verlandungsbereich nährstoffreicher Stillgewässer mit Röhricht	0,448	x
Sonstiges naturfernes Stillgewässer	1,793	
Gehölzfreie Biotope der Sümpfe, Niedermoore und Ufer		
Schilf-Landröhricht	8,095	x
Rohrglanzgras-Landröhricht	67,469	x
Rohrkolben-Landröhricht	0,290	x
Pioniervegetation schlammiger Ufer mit Gänsefuß- und Zweizahn-Gesellschaften	0,381	x
Uferstaudenflur der Stromtäler	0,032	x
Fels-, Gesteins- und Offenbodenbiotope		
Sonstiger Offenbodenbereich	8,538	
Heiden und Magerrasen		
Sonstiger Sand-Magerrasen	0,016	x
Grünland		
Mesophiles Grünland mäßig feuchter Standorte	140,173	x
Sonstiges mesophiles Grünland (inkl. 11,693 ha Deiche u. 8,496 ha Sommerdeiche)	47,304	x
Seggen-, binsen- oder hochstaudenreicher Flutrasen	0,173	x
Sonstiger Flutrasen	49,563	x
Intensivgrünland der Marschen (inkl. 112,94 ha Deiche u. 30,170 ha Sommerdeiche)	737,4243	
Grünland-Einsaat [*1]	203,431	
Sonstige Weidefläche	0,964	
Acker- und Gartenbau-Biotope	118,834	
Ruderalfluren		
Ruderalflur trockenwarmer Standorte	34,058	

Biotoptypen	Fläche (ha)	Biotoptypen des Leitbildes
Halbruderale Gras- und Staudenflur feuchter Standorte	93,265	
Halbruderale Gras- und Staudenflur mittlerer Standorte	42,407	
Halbruderale Gras- und Staudenflur trockener Standorte	0,869	
Grünanlagen der Siedlungsbereiche	41,679	
Gebäude, Verkehrs- und Industrieflächen	110,870	
Gesamtfläche (ohne 2926,561 ha Weser, Küsten-, Fluss- und Brackwasserwatt)	2710,67	

[*1] = Anmerkung: nach G. Mühlner (Landkreis Wesermarsch, mdl. Mittlg.) sind zumindest einige Bereiche am westlichen Weserufer nicht Grünland-Einsaat (GA) sondern mesophiles gemähtes Grünland. Weiterhin wurde mesophiles Grünland sowie Nasswiesen als Intensivgrünland erfasst.
Nach GFL / BIO CONSULT / KÜFOG (2006) befinden sich in den FFH-Gebieten „Unterweser“ und „Nebenarme der Weser mit Strohauser Plate und Juliusplate“ der FFH-LRT „Extensive Mähwiesen der planaren bis submontanen Stufe“ u.a. auf der Außendeichsfläche der Einswarder Plate sowie der Großen Luneplate und auf den Strohauser Vorländern und den Sänden. Diese sind in der Erfassung von JANOWSKY & GÄHLER (2006) nicht ausgewiesen.
x = Biotoptypen entsprechend dem Leitbild
xx = Biotoptypen entsprechend dem Leitbild, die aber nicht weiter in die Betrachtung mit einbezogen werden

Tab. A.5.6.1: Liste der historisch in den Wasserkörpern der Elbe, Weser und Ems nachgewiesenen Arten aus Arens (2006)

(Erläuterungen siehe Tab. A.5.6.2)

Wissenschaftlicher Artname	Festland Niedersachsen	EMS_ N2 Spiekeroog	Weser_N2 Minsener Oog	Weser_N2 Mellum	Weser_T1 Unterweser	Anmerkungen zur Unterweser	Elbe_N4 Neuwerk	Elbe_N4 Scharhörn
Acer campestre		1977 Ku						
Achillea millefolium ssp. millefolium		1884 Ei	1977 Ku	1946 Ta	1915 Fo3			
Achillea ptarmica		?1884 Ei						
Aegopodium podagraria		1884 Ei		1956 Ta				
Agrostis canina		1884 Ei		1956 Ta				
Agrostis capillaris		1884 Ei	1977 Ku	1956 Ta	1915 Fo3			
Agrostis gigantea		1977 Ku						
Agrostis stolonifera	1836 (Mz)	1836 (Mz)	1977 Ku	1903 Sc1	1915 Fo3		1879 Bu	1957 T/B
Aira caryophyllea ssp. caryophyllea	1839 (Mz)	1887 (Mz)		1951 Ta				
Aira praecox	1839 (Mz)	1884 Ei					1982 Ma	1957 T/B
Ajuga pyramidalis	1849 (Mz)							
Alisma plantago-aquatica		1901 Bu			1915 Fo3	1,an 4,6		
Allium vineale							1982 Ma	
Alnus glutinosa		1977 Ku		1951 Ta	1915 Fo3			
Alopecurus bolbosus	1898 Pl				1915 Fo3		?1982 Ma	
Alopecurus geniculatus	1879 Bu	1884 Ei		1956 Ta	1915 Fo3	5		
Alopecurus pratensis ssp. pratensis					1915 Fo3			
Ammophila arenaria	1836 (Mz)	1786 Ta	1977 Ku	1905 Fo1			1982 Ma	1957 T/B
Anagallis minima	1832 (Mz)			1949 (Mz)				
Anchusa arvensis ssp. arvensis		1872 Nd						
Angelica archangelica					1915 Fo3	1,6		
Angelica sylvestris ssp. sylvestris					1915 Fo3			
Anthemis arvensis				1946 Ta				
Anthoxanthum aristatum	1897 (Mz)			1956 Ta				
Anthoxanthum oderatum		1884 Ei		1975 Ku	1915 Fo3			
Anthriscus sylverstris ssp. sylvestris		1933 Le		1946 Ta	1915 Fo3			
Anthyllis vulneraria agg.	1844 (Mz)	1836 (Mz)		1915 Le2			1982 Ma	
Apera spica-venti		1872 Nd		1946 Ta				
Apium graveolens	1836 (Mz)	1860 (Mz)			1915 Fo3	3,Röhrichtränder		
Arctium lappa		1872 Nd						
Arctium minus		1884 Ei						
Arenaria serpyllifolia agg.		1880 Bu		1930 Sc3				

Forts. Tab. A.5.6.1: Liste der historisch in den Wasserkörpern der Elbe, Weser und Ems nachgewiesenen Arten aus Arens (2006)
(Erläuterungen siehe Tab. A.5.6.2)

Wissenschaftlicher Artname	Festland Niedersachsen	EMS_ N2 Spiekeroog	Weser_N2 Minsener Oog	Weser_N2 Mellum	Weser_T1 Unterweser	Anmerkungen zur Unterweser	Elbe_N4 Neuwerk	Elbe_N4 Scharhörn
Armeria maritima ssp. maritima	1836 (Mz)	1836 (Mz)		1903 Sc1	1915 Fo3 A. ambifaria		1836 (Mz)	
Armoracia rusticana		V1872 Nd			1915 Fo3	1		
Arnica montana	1839 (Mz)	1907 (Mz)						1935 (Mz)
Arrhenatherum elatius					1915 Fo3			
Artemisia absinthium		1872 Nd						
Artemisia campestris ssp. campestris	1849 (Mz)	1967 WD		1962 (Mz)			1982 Ma	
Artemisia maritima	1836 (Mz)	1786 Ta	1977 Ku	1903 Sc1	1915 Fo3		1957 Tü	1933 Wa
Artemisia vulgaris		1884 Ei	1977 Ku	1915 Le2	1915 Fo3			
Asparagus officinalis ssp. officinalis					1915 Fo3	Röhrichtränder		
Aster tripolium	1836 (Mz)	1860 (Mz)	1977 Ku	1903 Sc1	1915 Fo3	5,6, im Röhricht	1879 Bu	1933 Wa
Atriplex glabriuscula	1847 (Mz)	1967 WD		1975 Ku			1982 Ma	
Atriplex laciniata	1833 (Mz)	?1949 (Mz)						
Atriplex littoralis	1832 (Mz)	1860 (Mz)	1977 Ku	1915 Le2	1915 Fo3	1,6	1982 Ma	1957 T/B
Atriplex longipes ssp. longipes	1967 (Mz)	1957 (Mz)		1968 (Mz)				1968 (Mz)
Atriplex patula		1884 Ei		1931 Go	1915 Fo3			
Atriplex pedunculata	1832 (Mz)	1907 (Mz)		1975 Ku			1881 (Mz)	
Atriplex portulacoides	1832 (Mz)	1950 Nm	1977 Ku	1903 Sc1			1862 (Mz)	
Atriplex prostrata	1836 (Mz)	1844 (Mz)	1977 Ku	1905 Fo1	1915 Fo3	1,6	1957 Tü	1957 T/B
Barbarea vulgaris agg.				1963 (Mz)			1982 Ma	
Bellis perennis		1884 Ei		1926 Sc2	1915 Fo3			
Berteroa incana					1915 Fo3			
Berula erecta					1915 Fo3	5,6		
Beta vulgaris ssp. maritima	1849 (Mz)							
Betula pendula		1950 Nm						
Betula pubescens agg.	1836 (Mz)	1907 (Mz)		1946 Ta				
Bidens tripartita L.	1879 Bu	1884 Ei		1926 Sc2	1915 Fo3	auf Treibgut		
Blysmus rufus	1836 (Mz)	1881 (Mz)		1962 (Mz)			1982 Ma	
Bolboschoenus maritimus	1832 (Mz)	1836 (Mz)		1906 Fo2	1915 Fo3	1,an 4	1957 Tü	1957 T/B
Brassica oleracea	1832 (Mz)	1977 (Mz)		1946 (Mz)			1982 Ma	
Bromus erectus					1915 Fo3			
Bromus hordeaceus ssp. hordeaceus		1884 Ei		1946 Ta	1915 Fo3			
Bromus inermis				1975 Ku				
Bromus racemosus	1875 Al	1950 Nm			1915 Fo3			
Bromus secalinus		1884*Ei		1946 Ta				

Forts. Tab. A.5.6.1: Liste der historisch in den Wasserkörpern der Elbe, Weser und Ems nachgewiesenen Arten aus Arens (2006)
(Erläuterungen siehe Tab. A.5.6.2)

Wissenschaftlicher Artname	Festland Niedersachsen	EMS_ N2 Spiekeroog	Weser_N2 Minsener Oog	Weser_N2 Mellum	Weser_T1 Unterweser	Anmerkungen zur Unterweser	Elbe_N4 Neuwerk	Elbe_N4 Scharhörn
Bromus sterilis				1951 Ta				
Bromus tectorum				1956 Ta				
Bromus thominii	1970 (Mz)	1887 (Mz)		1956 Ta			1982 Ma	
Bupleurum tenuissimum	1806 (Mz)	1906 (Mz)			1915 Fo3	(1 Fund)	1957 Tü	
Butomus umbellatus					1915 Fo3	5, flache Gewässer		
Cakile maritima ssp. maritima	1875 Al	1786 Ta	1977 Ku	1903 Sc1			1982 Ma	1933 Wa
Calamagrostis canescens ssp. canescens		1977 Ku						
Calamagrostis epigejos		1967 Di	1977 Ku	1975 Ku				
Callitriche palustris agg.		1977 Ku			1915 Fo3	3,4, Flussbuchten		
Callitriche stagnalis					1915 Fo3	5, Flussbuchten		
Calluna vulgaris	1821 (Mz)	1901 (Mz)		1937 (Mz)			1982 Ma	
Caltha palustris					1915 Fo3	1		
Calystegia sepium ssp. sepium		1950 Nm		1951 Ta	1915 Fo3			
Calystegia soldanella	1736 (Mz)	1986 (Mz)		1948 Ta				
Campanula rotundifolia	1879 Bu							
Capsella bursa-pastoris		1884 Ei		1926 Sc2	1915 Fo3			
Cardamine amara ssp. amara					1915 Fo3	1		
Cardamine pratensis					1915 Fo3			
Cardaria draba			1977 Ku	1938 Me	1915 Fo3			
Carex acuta		1872 Nd			1915 Fo3			
Carex arenaria	1836 (Mz)	1786 Ta	1977 Ku	1921 (Mz)			1957 Tü	1933 Wa
Carex distans	1849 (Mz)	1871 (Mz)	1977 Ku	1956 Ta	1915 Fo3		1982 Ma	1967 (Mz)
Carex disticha		1950 Nm			1915 Fo3	6		
Carex extensa	1836 (Mz)	1901 (Mz)	1977 Ku	1906 Fo2			1982 Ma	1957 T/B
Carex flacca	1832 (Mz)	?1884 Ei		1951 Ta			1982 Ma	1955 (Mz)
Carex hirta		1977 Ku		1975 Ku	1915 Fo3			
Carex nigra		1884 Ei						
Carex ovalis				1956 Ta				
Carex pulicaris	1832 (Mz)							
Carex punctata	1909 (Mz)	1950 Nm		1956 Ta				
Carex riparia					1915 Fo3(C. acutiformis?)	6		
Carex trinervis	1906 (Mz)	1849 LB						

Forts. Tab. A.5.6.1: Liste der historisch in den Wasserkörpern der Elbe, Weser und Ems nachgewiesenen Arten aus Arens (2006)
(Erläuterungen siehe Tab. A.5.6.2)

Wissenschaftlicher Artname	Festland Niedersachsen	EMS_ N2 Spiekeroog	Weser_N2 Minsener Oog	Weser_N2 Mellum	Weser_T1 Unterweser	Anmerkungen zur Unterweser	Elbe_N4 Neuwerk	Elbe_N4 Scharhörn
Carex viridula		1884 Ei		1938 (Mz)Me				
Carex vulpina agg.					1915 Fo3	6		
Carum carvi	1836 (Mz)			1914 (Mz)Le2	1915 Fo3			
Centaurea jacea		1884*Ei		1951 Ta	1915 Fo3			
Centaurium erythraea ssp. erythraea	1839 (Mz)							
Centaurium littorale ssp. littorale	1839 (Mz)	1860 (Mz)		1931 Go			1906 (Mz)	
Centaurium pulchellum ssp. pulchellum	1839 (Mz)	1860 (Mz)		1931 Go	1915 Fo3		1957 Tü	1957 T/B
Cerastium arvense ssp. arvense				1956 Ta				
Cerastium diffusum		1875 Bu	1978 (Mz)	1930 Sc3				1957 T/B
Cerastium holosteoides	1879 Bu	1884 Ei		1926 Sc2	1915 Fo3			
Cerastium semidecandrum		1884 Ei		1951 Ta				
Ceratophyllum demersum ssp. demersum					1915 Fo3	4		
Chaerophyllum bulbosum					1915 Fo3			
Chenopodium album	1879 Bu	1884 Ei	1977 Ku	1931 Go	1915 Fo3			
Chenopodium foliosum	1849 (Mz)							
Chenopodium glaucum	1875 Al	?1884 Ei			1915 Fo3	an 4, 5		
Chenopodium polyspermum				1946 Ta				
Chenopodium rubrum	1832 (Mz)	1884 Ei		1964 (Mz)	1915 Fo3	an 4, auf Schlamm an Buchten	1982 Ma	1957 T/B
Chrysanthemum segetum				1946 (Mz)Ta				
Cichorium intybus ssp. intybus				1946 Ta				
Cirsium arvense	1836 (Mz)	1860 (Mz)	1977 Ku	1914 Le2			1982 Ma	1957 T/B
Cirsium oleracerum					1915 Fo3			
Cirsium palustre		1977 Ku		1956 Ta				
Cirsium vulgare	1879 Bu	1884 Ei		1914 Le2				
Cladium mariscus	1839 (Mz)							
Claytonia perfoliata	1936 (Mz)			1949 (Mz)				
Cochlearia anglica	1800 (Mz)	1933 Le	1977 Ku	1903 Sc1	1915 Fo3	1,6	1982 Ma (nicht da 1879 Bu)	
Cochlearia danica	1800 (Mz)	1860 (Mz)		1965 (Mz)	1915 Fo3		1982 Ma	
Cochlearia officinalis	1806 (Mz)							
Convolvulus arvensis	1879 Bu			1975 Ku				
Conyza canadensis		1950 Nm		1946 Ta				

Forts. Tab. A.5.6.1: Liste der historisch in den Wasserkörpern der Elbe, Weser und Ems nachgewiesenen Arten aus Arens (2006)
(Erläuterungen siehe Tab. A.5.6.2)

Wissenschaftlicher Artname	Festland Niedersachsen	EMS_ N2 Spiekeroog	Weser_N2 Minsener Oog	Weser_N2 Mellum	Weser_T1 Unterweser	Anmerkungen zur Unterweser	Elbe_N4 Neuwerk	Elbe_N4 Scharhörn
Corispermum leptopterum	1930 (Mz)							
Coronopus squamatus	1832 (Mz)				1915 Fo3		1879 Bu	
Corynephorus canescens	1836 (Mz)	1849 (Mz)	1977 Ku	1946 Ta			1957 Tü	
Cotula coronopifolia	1749 (Mz)	1884 Ei			1915 Fo3		1982 Ma	
Crataegus laevigata		1977 Ku						
Crepis biennis					1915 Fo3			
Cynodon dactylon	1849 (Mz)	2003 (Mz)						
Cynosurus cristatus		?1884 Ei			1915 Fo3			
Dactylis glomerata		1884 Ei		1914 Le2	1915 Fo3			A1938*
Dactylorhiza incarnata ssp. incarnata					1915 Fo3			
Dactylorhiza majalis ssp. majalis					1915 Fo3			
Danthonia decumbens ssp. decumbens		1884 Ei						
Daucus carota		1872 Nd		1946 Ta	1915 Fo3			
Deschampsia flexuosa	1839 (Mz)	1967 Di						
Dianthus deltoides	1839 (Mz)	1977 (Mz)						
Eleocharis palustris agg.		1884 Ei		1975 Ku	1915 Fo3			
Eleocharis palvula	1849 (Mz)							
Eleocharis quinqueflora		1872 Nd						
Eleocharis uniglumis	1836 (Mz)	1844 (Mz)		1963 (Mz)			1982 Ma	
Elodea canadensis					1915 Fo3	3, Tümpel		
Elymus arenosus	1970 (Mz)							
Elymus athericus	1836 (Mz)	1934 (Mz)	1977 Ku	1903 (Mz)			1957 Tü	1957 T/B
Elymus farctus ssp. boreoatlanticus	1836 (Mz)	1860 (Mz)	1977 Ku	1903 Sc1			1879 Bu	1957 T/B
Elymus repens agg.	1836 (Mz)	1860 (Mz)	1977 Ku	1938 Me1	1915 Fo3		1957 Tü	1957 T/B
Elymus repens ssp. littoreus	1849 (Mz)							
Elymus x laxus		1872 Nd		1988 Ha			1879 Bu	
Empetrum nigrum	1800 (Mz)	1873 (Mz)		1975 Ku (v nach Mz)			1982 Ma	
Epilobium angustifolium	1832 (Mz)	1881 (Mz)		1914 Le2			1982 Ma	1957 T/B
Epilobium hirsutum		1950 Nm		1975 Ku	1915 Fo3	5, im Röhricht		
Epilobium palustre		1933 Le		1975 Ku				
Epilobium parviflorum				1975 Ku				
Epipactis atrorubens	1849 (Mz)	1884 (Mz)						
Epipactis palustris		1844 (Mz)		1937 (Mz)				
Equisetum arvense		1977 Ku			1915 Fo3	sandige 1		

Forts. Tab. A.5.6.1: Liste der historisch in den Wasserkörpern der Elbe, Weser und Ems nachgewiesenen Arten aus Arens (2006)
(Erläuterungen siehe Tab. A.5.6.2)

Wissenschaftlicher Artname	Festland Niedersachsen	EMS_ N2 Spiekeroog	Weser_N2 Minsener Oog	Weser_N2 Mellum	Weser_T1 Unterweser	Anmerkungen zur Unterweser	Elbe_N4 Neuwerk	Elbe_N4 Scharhörn
Equisetum fluviatile					1915 Fo3	1,3,an 4		
Equisetum palustre					1915 Fo3			
Erica tetralix	1832 (Mz)	1875 Bu						
Eriophorum angustifolium					1915 Fo3			
Erodium cicutarium	1881 (Mz)	1860 (Mz)		1926*Sc2			1982 Ma	
Erophila verna agg.		1884 Ei		1975 Ku	1915 Fo3			
Eryngium maritimum	1832 (Mz)	1786 Ta	1977 Ku	1903 (Mz)			1982 Ma	1957 T/B
Euphorbia esula					1915 Fo3	trockene 5		
Euphrasia stricta		1977 Ku					1982 Ma	1953 (Mz)
Fagus sylvatica		1977 Ku						
Fallopia convolvulus		1875 Bu	1977 Ku	1926 Sc2				
Festuca arundinacea ssp. arundinacea		1884 Ei	1977 Ku	1905 Fo1	1915 Fo3	1,6		
Festuca ovina		1884 Ei		1956 Ta				
Festuca pratensis		1884 Ei		1956*Ta	1915 Fo3			
Festuca rubra agg.	1832 (Mz)	1884 Ei	1977 Ku	1903 Sc1	1915 Fo3		1879 Bu	
Festuca rubra ssp. arenaria		1967 WD	1977 Ku	1956 Ta				
Festuca rubra ssp. litoralis				1988 Ha				
Festuca rubra ssp. rubra		1967 WD						
Filago arvensis	1832 (Mz)							
Filipendula ulmaria					1915 Fo3			
Fraxinus excelsior		A1872 Nd						
Galinsoga parviflora		1977 Ku						
Galium mollugo	1836 (Mz) (mollugo)	1824 (Mz)		1951 Ta			1982 Ma	
Galium aparine		1884 Ei		1975 Ku				
Galium palustre agg.					1915 Fo3	5		
Galium palustre ssp. palustre		1884 Ei						
Galium uliginosum					1915 Fo3			
Galium verum	1839 (Mz)	1786 Ta		1955 (Mz)			1982 Ma	
Genista anglica	1836 (Mz)	1977 (Mz)					1982 Ma	
Genista germanica	1936 (Mz)							
Genista pilosa	1836 (Mz)							
Genista tinctoria	1832 (Mz)							
Gentianella campestris	1839 (Mz)							
Gentianella uliginosa	1836 (Mz)							

Forts. Tab. A.5.6.1: Liste der historisch in den Wasserkörpern der Elbe, Weser und Ems nachgewiesenen Arten aus Arens (2006)
(Erläuterungen siehe Tab. A.5.6.2)

Wissenschaftlicher Artname	Festland Niedersachsen	EMS_ N2 Spiekeroog	Weser_N2 Minsener Oog	Weser_N2 Mellum	Weser_T1 Unterweser	Anmerkungen zur Unterweser	Elbe_N4 Neuwerk	Elbe_N4 Scharhörn
Geranium dissectum				1946 Ta				
Geranium molle		1884 Ei						
Glaux maritima	1832 (Mz)	1860 (Mz)		1903 Sc1	1915 Fo3	1	1879 Bu	1933 Wa
Glechoma hederacea				1951 Ta	1915 Fo3	5		
Glyceria fluitans					1915 Fo3	4		
Glyceria maxima				1956 Ta	1915 Fo3	1,2,3, im Röhricht		
Gnaphalium uliginosum		1884 Ei		1956*Ta				
Groenlandia densa					1915 Fo3	3		
Helianthus tuberosus		1977 Ku						
Heracleum sphondylium ssp. sphondylium		?1884 Ei		1975 Ku	1915 Fo3	Röhrichtrand		
Hieracium laevigatum				1975 Ku				
Hieracium pilosella	1879 Bu	1884 Ei		1951 Ta				
Hieracium umbellatum	1836 (Mz)	1836 (Mz)		1956 Ta			1957 Tü	1926 (Mz)
Hippophae rhamnoides ssp. rhamnoides	1871 (Mz)	1824 (Mz); 1933 Le		1946 Ta			1982 Ma	
Hippuris vulgaris	1836 (Mz)						1982 Ma	
Holcus lanatus		1884 Ei	1977 Ku	+1926*Sc2	1915 Fo3			
Honckenya peploides	1836 (Mz)	1860 (Mz)	1977 Ku	1914 Le2	1880*1v		1982 Ma	1957 T/B
Hordeum marinum	1832 (Mz)							
Hordeum secalinum	1836 (Mz)				1915 Fo3			
Hydrocotyle vulgaris		1933 Le						
Hypericum perforatum		1933 Le						
Hypochoeris radicata		1884 Ei		1914 Le2				
Inula britannica		1884 Ei			1915 Fo3	1		
Iris pseudacorus					1915 Fo3	an 4		
Jasione montana	1836 (Mz)	1860 (Mz)		1956 Ta			1982 Ma	
Juncus acutiflorus					1915 Fo3			
Juncus anceps	1904 (Mz)	1883 Bu		1956 (Mz)			1890 (Mz)	
Juncus articulatus	1879 Bu	1884 Ei		1951 Ta				
Juncus balticus	1836 (Mz)						?1836 (Mz)	
Juncus bufonius agg.	1836 (Mz)	1836 (Mz)		1956 Ta	1915 Fo3		1957 Tü	1957 T/B
Juncus compressus		1872*Nd		1956 Ta	1915 Fo3			
Juncus conglomeratus		?1884 Ei						
Juncus effusus		1884 Ei						
Juncus filiformis				1956 Ta				

Forts. Tab. A.5.6.1: Liste der historisch in den Wasserkörpern der Elbe, Weser und Ems nachgewiesenen Arten aus Arens (2006)
(Erläuterungen siehe Tab. A.5.6.2)

Wissenschaftlicher Artname	Festland Niedersachsen	EMS_ N2 Spiekeroog	Weser_N2 Minsener Oog	Weser_N2 Mellum	Weser_T1 Unterweser	Anmerkungen zur Unterweser	Elbe_N4 Neuwerk	Elbe_N4 Scharhörn
Juncus gerardii	1836 (Mz)	1836 (Mz)	1977 Ku	1905 Fo1	1915 Fo3		1879 Bu	1957 T/B
Juncus inflexus					1915 Fo3	6		
Juncus maritimus	1844 (Mz)	1843 (Mz)		+1938 Me			1901 (Mz)	1901 (Mz)
Juncus ranarius		1977 Ku		1975 Ku				
Koeleria arenaria	1906 (Mz)	1904 (Mz); 1950 Nm					1982 Ma	
Lactuca tatarica	1947 (Mz)							
Lamium album ssp. album		1950 Nm						
Lamium amplexicaule		1884 Ei						
Lapsana communis				1948*Ta				
Lathyrus maritimus	1844 (Mz)	1839 (Mz)					1982 Ma	
Lathyrus pratensis		1884 Ei		1956 Ta	1915 Fo3			
Lemna minor				1975 Ku	1915 Fo3	stehende Gewässer		
Lemna trisulca		1884 Ei		1949*Ta	1915 Fo3	stehende Gewässer		
Leontodon autumnalis ssp. autumnalis	1836 (Mz)	1860 (Mz)	1977 Ku	1938 Me	1915 Fo3		1957 Tü	1957 T/B
Leontodon hispidus ssp. hispidus		1884 Ei						
Leontodon saxatilis	1849 (Mz)	1860 (Mz)		1956 Ta				
Lepidium ruderale					1915 Fo3			
Leucanthemum vulgare agg.			1977 Ku	1956*Ta				
Leymus arenarius	1839 (Mz)	1786 Ta	1977 Ku	1903 Sc1			1982 Ma	
Ligustrum vulgare		1977 Ku	1977 Ku					
Limonium vulgare	1832 (Mz)	1824 (Mz)	1977 Ku	1903 Sc1	1915 Fo3	5	1879 Bu	
Limosella aquatica		1884*Ei						
Linaria vulgaris	1879 Bu	1884 Ei	1977 Ku	1975 Ku				
Linnaea borealis	1839 (Mz)	1977 (Mz)						
Linum catharticum ssp. catharticum	1832 (Mz)	1870 (Mz)		1948 Ta			1982 Ma	
Liparis loeselii	1839 (Mz)							
Listera cordata	1849 (Mz)							
Litorella uniflora	1800 (Mz)							
Lolium multiflorum		1977 Ku	1977 Ku	1951*Ta				
Lolium perenne	1879 Bu	1884 Ei	1977 Ku	1946 Ta	1915 Fo3			
Lolium perenne x Festuca pratense					1915 Fo3			
Lotus corniculatus	1844 (Mz)	1860 (Mz)	1977 Ku	1914 Le2				1914 (Mz)
Lotus pedunculatus		1884 Ei		1946 Ta				

Forts. Tab. A.5.6.1: Liste der historisch in den Wasserkörpern der Elbe, Weser und Ems nachgewiesenen Arten aus Arens (2006)
(Erläuterungen siehe Tab. A.5.6.2)

Wissenschaftlicher Artname	Festland Niedersachsen	EMS_ N2 Spiekeroog	Weser_N2 Minsener Oog	Weser_N2 Mellum	Weser_T1 Unterweser	Anmerkungen zur Unterweser	Elbe_N4 Neuwerk	Elbe_N4 Scharhörn
Lotus tenuis	1836 (Mz)	1860 (Mz)		1946 Ta	1915 Fo3			1957 T/B
Luzula campestris	1879 Bu	1884 Ei		1975 Ku				
Luzula multiflora		1950 Nm						
Lycium barbarum	1839 (Mz)	1873 (Mz)		1946 (Mz)			1982 Ma	
Lycopus europaeus ssp. europaeus				1975 Ku	1915 Fo3	1,4,5		
Lysimachia nummularia					1915 Fo3	6		
Lysimachia vulgaris		1933 Le						
Lythrum salicaria		1884 Ei			1915 Fo3	Röhrichtrand		
Matricaria discoidea		1977 Ku		1931 Go				
Matricaria recutita		1933 Le						
Medicago lupulina		1884 Ei		1946 Ta	1915 Fo3			
Melilotus albus			1977 Ku	1950*Ta	1915 Fo3			
Melilotus altissimus				1946 Ta	1915 Fo3	1		
Melilotus dentatus	1836 (Mz)							
Mentha aquatica		1884 Ei			1915 Fo3	5		
Mentha x verticilata					1915 Fo3	5		
Molinia caerulea		1950 Nm						
Myosotis arvensis ssp. arvensis		1884 Ei		1975 Ku				
Myosotis nermorosa	1849 (Mz)							
Myosotis scorpioides ssp. scorpioides					1915 Fo3	5,6		
Myosotis stricta	1839 (Mz)						1982 Ma	
Myosurus minimus		1933 Le			1915 Fo3			
Myrica gale	1836 (Mz)	1881 (Mz)						
Myriophyllum spicatum					1915 Fo3	4,6		
Najas marina	1881 (Mz)							
Nardus stricta		1884 Ei						
Nasturtium officinale					1915 Fo3	1, im Schlamm, Röhrichtränder		
Odontites litoralis	1836 (Mz)	1873 (Mz)		?1951 Ta	1915 Fo3		1957 Tü	1957 T/B
Odontites vulgaris		1884 Ei	1977 Ku	?1951 Ta				
Oenanthe lachenalii	1836 (Mz)	1893 (Mz)			1915 Fo3		1982 Ma	
Oenothera oakesiana	1925 (Mz)	1909 (Mz)	1977 Ku	1914 Le2			1982 Ma	1957 T/B
Ononis spinosa	1806 (Mz)	1836 (Mz)		1950 Ta			1982 Ma	
Ophioglossum vulgatum	1736 (Mz)	1970 Di						
Papaver rhoeas				1946*Ta				

Forts. Tab. A.5.6.1: Liste der historisch in den Wasserkörpern der Elbe, Weser und Ems nachgewiesenen Arten aus Arens (2006)
(Erläuterungen siehe Tab. A.5.6.2)

Wissenschaftlicher Artname	Festland Niedersachsen	EMS_ N2 Spiekeroog	Weser_N2 Minsener Oog	Weser_N2 Mellum	Weser_T1 Unterweser	Anmerkungen zur Unterweser	Elbe_N4 Neuwerk	Elbe_N4 Scharhörn
Parapholis strigosa	1836 (Mz)	1860 (Mz)	1977 Ku	1951 Ta	1915 Fo3		1879 Bu	
Parnassia palustris	1839 (Mz)	1884 Ei						
Pastinaca sativa ssp. sativa	1875 Al	+1872 Nd		1956 Ta	1915 Fo3			
Persicaria amphibia		1977 Ku			1915 Fo3			
Persicaria hydropiper		1884 Ei			1915 Fo3	an 4, 5		
Persicaria lapathifolia agg.		1884 Ei		1946 Ta	1915 Fo3	5,6,Sandbänke		
Persicaria maculosa		1884 Ei			1915 Fo3			
Petasites hybridus					1915 Fo3			
Petasites spurius	1849 (Mz)							
Phalaris arundinacea	1839 (Mz)	1893 (Mz)			1915 Fo3	5	1982 Ma	
Phleum arenarium	1869 (Mz)	1786 Ta					1982 Ma	1968 (Mz)
Phleum pratense		1970 Di		1946 Ta	1915 Fo3			
Phragmites australis	1879 Bu	1875 Bu	1977 Ku	1905 Fo1	1915 Fo3	5		
Pimpinella saxifraga	1839 (Mz)	1873 (Mz)					1982 Ma	
Plantago coronopus	1806 (Mz)	1836 (Mz)		1930 Sc3			1879 Bu	1957 T/B
Plantago lanceolata		1884 Ei	1977 Ku	1914 Le2	1915 Fo3			
Plantago major ssp. major	1879 Bu	1884 Ei		1946 Ta	1915 Fo3	5		
Plantago major ssp. winteri	1849 (Mz)						1957 Tü	
Plantago maritima ssp. maritima	1832 (Mz)	1860 (Mz)	1977 Ku	1903 Sc1	1915 Fo3		1836 (Mz)	1933 Wa
Poa annua		1884 Ei	1977 Ku	1946 Ta	1915 Fo3			
Poa humilis		1977 Ku		1975 Ku				
Poa palustris					1915 Fo3	5		
Poa pratensis agg.		1884 Ei		1946 Ta	1915 Fo3			
Poa trivialis		1884 Ei	1977 Ku	1938 Me	1915 Fo3			
Polygala vulgaris agg.	1832 (Mz)	1880 Bu		1937 (Mz)			1982 Ma	
Polygonum aviculare agg.		1884 Ei	1977 Ku	1914 Le2	1915 Fo3	sandige Uferbänke	1982 Ma	1996 (Mz)
Polypodium vulgare	1849 (Mz)	1881 Bu		1964 (Mz)	1915 Fo3		1982 Ma	
Populus alba		1977 Ku						
Populus tremula		1977 Ku						
Populus x canescens		A1977 Ku						
Potamogeton densus					1915 Fo3			
Potamogeton filiformis	1836 (Mz)						?1982 Ma	
Potamogeton natans				1950*Ta				
Potamogeton pectinatus				1952*Ta	1915 Fo3	3,4,Flussbuchten		

Forts. Tab. A.5.6.1: Liste der historisch in den Wasserkörpern der Elbe, Weser und Ems nachgewiesenen Arten aus Arens (2006)
(Erläuterungen siehe Tab. A.5.6.2)

Wissenschaftlicher Artname	Festland Niedersachsen	EMS_ N2 Spiekeroog	Weser_N2 Minsener Oog	Weser_N2 Mellum	Weser_T1 Unterweser	Anmerkungen zur Unterweser	Elbe_N4 Neuwerk	Elbe_N4 Scharhörn
Potamogeton pusillus					1915 Fo3	3		
Potamogeton trichoides				1952 Ta				
Potentilla anglica				1956*Ta				
Potentilla anserina	1836 (Mz)	1836 (Mz)	1977 Ku	1905 Fo1	1915 Fo3		1957 Tü	1957 T/B
Potentilla reptans				1956 Ta	1915 Fo3			
Prunella vulgaris		1884 Ei			1915 Fo3			
Prunus serotina		1977 Ku						
Prunus spinosa					1915 Fo3	1		
Puccinellia capillaris							1982 Ma	
Puccinellia distans	1836 (Mz)	1860 (Mz)		1956 Ta	1915 Fo3		1879 Bu	
Puccinellia maritima	1836 (Mz)	1884 Ei	1977 Ku	1875 Sc1	1915 Fo3		1879 Bu	1957 T/B
Pyrola minor	1839 (Mz)			1937 (Mz)				
Pyrola rotundifolia ssp. maritima	1839 (Mz)	1844 (Mz)						
Quercus robur		A1970 Di			1915 Fo3			
Radiola linoides	1832 (Mz)	1860 (Mz)		1937 (Mz)			1982 Ma	
Ranunculus acris ssp. acris		1884 Ei		1956 Ta	1915 Fo3			
Ranunculus auricomus					1915 Fo3			
Ranunculus circinatus					1915 Fo3	3,4		
Ranunculus ficaria ssp. bulbilifer		1977 Ku			1915 Fo3			
Ranunculus flammula		1884 Ei						
Ranunculus peltatus ssp. baudotii	1890 (Mz)	1933*Le			1915 Fo3	3 der Groden bei Blexen	1881 (Mz)	
Ranunculus repens		1884 Ei		1956 Ta	1915 Fo3			
Ranunculus sardous	1806 (Mz)						1982 Ma	
Ranunculus sceleratus	1879 Bu	1977 Ku		1975 Ku	1915 Fo3	auf Schlamm 1, an 4, Buchten		
Raphanus raphanistrum		1884 Ei						
Rhinanthus angustifolius ssp. grandiflorus		1950 Nm		1930 Sc3	1915 Fo3		1982 Ma	
Rhinanthus minor		1977 Ku		1975 Ku	1915 Fo3			
Rorippa amphibia		1884*Ei			1915 Fo3	4,1 Buchten		
Rorippa palustris		1884 Ei			1915 Fo3	an 4, Buchten		
Rorippa sylvestris		1884 Ei		1946*Ta	1915 Fo3			
Rosa canina		1970 Di		1975 Ku				
Rosa mollis	1849 (Mz)							
Rosa rubiginosa		1931 Le						

Forts. Tab. A.5.6.1: Liste der historisch in den Wasserkörpern der Elbe, Weser und Ems nachgewiesenen Arten aus Arens (2006)
(Erläuterungen siehe Tab. A.5.6.2)

Wissenschaftlicher Artname	Festland Niedersachsen	EMS_ N2 Spiekeroog	Weser_N2 Minsener Oog	Weser_N2 Mellum	Weser_T1 Unterweser	Anmerkungen zur Unterweser	Elbe_N4 Neuwerk	Elbe_N4 Scharhörn
Rosa rugosa	1940 (Mz)	1977 Ku	1977 Ku	1951 Ta			1982 Ma	1957 T/B
Rosa spinosissima	1904 (Mz)	1860 (Mz)		1951 (Mz)			1982 Ma	
Rubus caesius	1832 (Mz)	1913 (Mz)		1975 Ku			1982 Ma	
Rubus fruticosus agg.		1970 Di						
Rubus idaeus		1977 Ku						
Rumex acetosa		1884 Ei		1975 Ku	1915 Fo3			
Rumex acetosella ssp. acetosella	1879 Bu	1884 Ei	1977 Ku	1914 Le2				
Rumex conglomeratus					1915 Fo3			
Rumex crispus	1836 (Mz)	1860 (Mz)	1977 Ku	1914 Le2	1915 Fo3	5	1957 Tü	1957 T/B
Rumex hydrolapathum				1930*Sc3	1915 Fo3	5,6		
Rumex longifolius	1849 (Mz)							
Rumex maritimus					1915 Fo3	1		
Rumex obtusifolius ssp. obtusifolius		1884 Ei		1975 Ku	1915 Fo3	5		
Rumex palustris					1915 Fo3			
Rumex x pratensis				1975 Ku	1915 Fo3	5		
Ruppia cirrhosa	1977 (Mz)	1870 (Mz)		1870 (Mz)			1982 Ma	
Ruppia maritima	1832 (Mz)			1956 Ta			1982 Ma	
Sagina maritima	1806 (Mz)	1842 (Mz)		1965 (Mz)			1879 (Mz)	1957 T/B
Sagina nodosa	1832 (Mz)	1860 (Mz)		1949 Ta			1879 (Mz)	
Sagina procumbens		1884 Ei		1968 (Mz)				
Sagina subulata	1839 (Mz)							
Sagittaria sagittifolia					1915 Fo3	4,5		
Salicornia europaea ssp. europaea	1910 (Mz)	1875 (Mz)					1982 Ma	
Salicornia europea ssp. brachystachya		1977 Ku	1977 Ku	1988 Ha				
Salicornia europaea agg.	1836 (Mz)	1786 Ta	1977 Ku	1875 Sc1	1915 Fo3	1	1836 (Mz)	1933 Wa
Salicornia procumbens	1836 (Mz)	1836 Me	1977 Ku	1975 Ku			1836 (Mz)	
Salicornia stricta	1989 (Mz)	1977 Ku	1977 Ku	1988 Ha			1957 Tü	
Salix alba		1977 Ku	1977 Ku	1975 Ku	1915 Fo3	1 angepflanzt		
Salix aurita		1977 Ku	1977 Ku	1956 Ta				
Salix caprea				1975 Ku				
Salix cinerea ssp. cinerea	1832 (Mz)	1873 (Mz)		1956 Ta			1982 Ma	1957 T/B
Salix daphnoides	1925 (Mz)							
Salix dasyclados					1915 Fo3	1, (1 Exemplar)		
Salix fragilis					1915 Fo3			
Salix pentandra	1839 (Mz)							

Forts. Tab. A.5.6.1: Liste der historisch in den Wasserkörpern der Elbe, Weser und Ems nachgewiesenen Arten aus Arens (2006)
(Erläuterungen siehe Tab. A.5.6.2)

Wissenschaftlicher Artname	Festland Niedersachsen	EMS_ N2 Spiekeroog	Weser_N2 Minsener Oog	Weser_N2 Mellum	Weser_T1 Unterweser	Anmerkungen zur Unterweser	Elbe_N4 Neuwerk	Elbe_N4 Scharhörn
Salix purpurea			1977 Ku					
Salix repens agg.	1839 (Mz)	1836 (Mz)		1946 Ta				
Salix triandra agg.					1915 Fo3	1		
Salix viminalis		1977 Ku	1977 Ku	1956 Ta	1915 Fo3	1 gepflanzt		
Salsola kali ssp. kali	1806 (Mz)	1860 (Mz)	1977 Ku	1905 Fo1			1925 (Mz)	1933 Wa
Sambucus nigra	1836 (Mz)	V1884 Ei		1938 Me			1982 Ma	
Samolus valerandi	1904 (Mz)						1982 Ma	
Saponaria officinalis		1933 Le						
Saxifraga tridactylites	1839 (Mz)							
Schoenoplectus lacustris		1977 Ku			1915 Fo3	5		
Schoenoplectus pungens	1836 (Mz)							
Schoenoplectus tabernaemontani	1832 (Mz)	1836 (Mz)		1937 (Mz)	1915 Fo3	5	1982 Ma	
Schoenoplectus triqueter	1836 (Mz)				1915 Fo3	3	1982 Ma	
Schoenus nigricans	1858 (Mz)	1844 (Mz)		1956 Ta				
Scleranthus perennis		1884 Ei		1975 Ku				
Scorzonera humilis	1839 (Mz)							
Scorzonera parviflora	1881 (Mz)							
Sedum acre	1879 Bu	1884 Ei	1977 Ku	1914 Le2	1915 Fo3			
Senecio jacobaea ssp. jacobaea	1839 (Mz)						1982 Ma	
Senecio silvaticus		1884 Ei						
Senecio vernalis	1906 (Mz)	1970 (Mz)		1975 Ku			1957 Tü	1974 (Mz)
Senecio viscosus		1977 Ku	1977 Ku	1975 Ku				
Senecio vulgaris		1884 Ei	1977 Ku	1914 Le2	1915 Fo3	5		
Silene conica				1956*Ta				
Silene dioica				1946*Ta				
Silene otites	1849 (Mz)	1977 (Mz)						
Silene flos-cuculi					1915 Fo3			
Silene latifolia ssp. alba		1884 Ei	1977 Ku	1946 Ta				
Silene noctiflora		1872 Nd		1950*Ta				
Silene otites		1977 Ku						
Silene viscosa		1983 (Mz)						
Silene vulgaris ssp. vulgaris				1975 Ku	1915 Fo3			
Sinapis arvensis		1933*Le	1977 Ku	?1914 Le2				
Sisymbrium altissimum		1977 Ku		1956 Ta				
Sisymbrium officinale		1884 Ei	1977 Ku	1946 Ta				

Forts. Tab. A.5.6.1: Liste der historisch in den Wasserkörpern der Elbe, Weser und Ems nachgewiesenen Arten aus Arens (2006)
(Erläuterungen siehe Tab. A.5.6.2)

Wissenschaftlicher Artname	Festland Niedersachsen	EMS_ N2 Spiekeroog	Weser_N2 Minsener Oog	Weser_N2 Mellum	Weser_T1 Unterweser	Anmerkungen zur Unterweser	Elbe_N4 Neuwerk	Elbe_N4 Scharhörn
Sium latifolium					1915 Fo3	an 4, 5		
Solanum dulcamara		1950 Nm	1977 Ku	1938 Me	1915 Fo3			
Solanum nigrum ssp. nigrum		1977 Ku		1975 Ku				
Solidago gigantea		1977 Ku	1977 Ku					
Sonchus arvensis agg.	1849 (Mz)	1822 (Mz)	1977 Ku	1905 Fo1	1915 Fo3		1982 Ma	
Sonchus asper		1884 Ei		1926 Sc2	1915 Fo3	5		
Sonchus oleraceus		1884 Ei		1926 Sc2	1915 Fo3			
Sorbus aucuparia ssp. aucuparia		1950 Nm						
Spartina anglica		1948 (Mz)	1949 Ta	1956 Ta				
Spartina townsendii (anglica agg.)	1927 (Mz)						1957 Tü	1968 (Mz)
Spergula arvensis ssp. arvensis		1884 Ei						
Spergularia media	1836 (Mz)	1860 (Mz)	1977 Ku	1905 Fo1	1915 Fo3	5	1879 Bu	1957 T/B
Spergularia salina	1836 (Mz)	1873 (Mz)	1977 Ku	1931 Go	1915 Fo3		1879 Bu	1957 T/B
Stachys palustris		1884 Ei						
Stellaria crassifolia	1836 (Mz)							
Stellaria graminea		1884 Ei		1975 Ku	1915 Fo3			
Stellaria media		1884 Ei		1938 Me	1915 Fo3			
Stratiotes aloides					1915 Fo3	3,4, Tümpel		
Suaeda maritima	1832 (Mz)	1836 (Mz)	1977 Ku	1905 Fo1	1915 Fo3	1	1879 Bu	1957 T/B
Symphytum officinale					1915 Fo3	an 4		
Symphytum x uplandicum		1977 Ku						
Tanacetum vulgare	1879 Bu			1914*Le2	1915 Fo3			
Taraxacum officinale agg.		1884 Ei	1977 Ku	1914 Le2	1915 Fo3			
Taraxacum palustre agg.					1915 Fo3			
Tephroseris palustris					1915 Fo3			
Thalictrum flavum					1915 Fo3	5		
Thalictrum minus ssp. minus		1884 Ei						
Thlaspi arvense					1915 Fo3			
Tragopon pratensis agg.				1951*Ta	1915 Fo3			
Trifolium arvense	1879 Bu	1884 Ei		1946 Ta				
Trifolium campestre	1832 (Mz)	1872 (Mz)		1946 Ta			1982 Ma	1957 T/B
Trifolium dubium		1884 Ei		1946 Ta	1915 Fo3			
Trifolium fragiferum	1806 (Mz)	1860 (Mz)		1914 Le2	1915 Fo3	flache 5, Brackwasser	1957 Tü	1947 (Mz)
Trifolium hybridum ssp. hybridum		1970 Di	1977 Ku	1956 Ta	1915 Fo3	5		

Forts. Tab. A.5.6.1: Liste der historisch in den Wasserkörpern der Elbe, Weser und Ems nachgewiesenen Arten aus Arens (2006)
(Erläuterungen siehe Tab. A.5.6.2)

Wissenschaftlicher Artname	Festland Niedersachsen	EMS_ N2 Spiekeroog	Weser_N2 Minsener Oog	Weser_N2 Mellum	Weser_T1 Unterweser	Anmerkungen zur Unterweser	Elbe_N4 Neuwerk	Elbe_N4 Scharhörn
Trifolium ornithopodioides	1904 (Mz)							
Trifolium pratense	1909 (Mz)	1860 (Mz)	1977 Ku	1946 Ta	1915 Fo3		1982 Ma	
Trifolium repens	1836 (Mz)	1860 (Mz)	1977 Ku	1946 Ta	1915 Fo3		1957 Tü	1957 T/B
Triglochin maritimum	1836 (Mz)	1860 (Mz)	1977 Ku	1903 Sc1	1915 Fo3	1, 3	1879 Bu	1957 T/B
Triglochin palustre		1884 Ei		1975*Ku	1915 Fo3	1		
Trigonella caerulea					1915 Fo3	1		
Tripleurospermum maritimum		1884 Ei	1977 Ku	1914 Le2	1915 Fo3			
Tripleurospermum perforatum	1836 (Mz)	1860 (Mz)		1914 (Mz)			1957 Tü	1957 T/B
Trisetum flavescens					1915 Fo3	1		
Tussilago farfara	1836 (Mz)	1860 (Mz)	1977 Ku	1914 Le2	1915 Fo3	5	1982 Ma	
Typha angustifolia		1977 Ku			1915 Fo3	1, im Röhricht		
Typha latifolia		1977 Ku		1950 Ta	1915 Fo3	1, im Röhricht		
Ulex europaeus	1839 (Mz)	1907 (Mz)						
Ulmus minor		1977 Ku						
Urtica dioica agg.		1884 Ei		1946 Ta	1915 Fo3			
Urtica urens		1884 Ei						
Vaccinium myrtillus		1950 Nm						
Vaccinium uliginosum ssp. uliginosum	1839 (Mz)	1933*Le						
Vaccinium vitis-idaea	1832 (Mz)	1950 Nm						
Valeriana officinalis agg.					1915 Fo3			
Veronica anagallis-aquatica		?1884 Ei			1915 Fo3	1, an 4, 6		
Veronica arvensis		1884 Ei		1948*Ta				
Veronica officinalis	1839 (Mz)	1873 (Mz); 1933 Le		1937 (Mz)			1982 Ma	
Veronica serpyllifolia					1915 Fo3	6		
Vicia angustifolia agg.		1970 Di		1956 Ta				
Vicia cracca	1879 Bu	1884 Ei		1930 Sc3	1915 Fo3			
Vicia hirsuta	1879 Bu			1956 Ta				
Vicia lathyroides	1849 (Mz)	1933 Le					1901 (Mz)	1953 (Mz)
Vicia sativa				1956 Ta				
Vicia sepium		1977 Ku		1956 Ta	1915 Fo3			
Vicia tenuifolia				1975 Ku				
Vicia tetrasperma				1975 Ku				
Viola arvensis ssp. arvensis		1977 Ku		1956 Ta				
Viola canina ssp. canina	1832 (Mz)	1871 (Mz)						1977 (Mz)
Viola tricolor ssp. tricolor	1849 (Mz)	1860 (Mz)		1948 Ta			1982 Ma	
X Calammophila baltica	1839 (Mz)	1840 Me	1977 Ku	1975 Ku			1836 (Mz)	1957 T/B
Xanthium strumarium	1879 Bu							

Forts. Tab. A.5.6.1: Liste der historisch in den Wasserkörpern der Elbe, Weser und Ems nachgewiesenen Arten aus Arens (2006)
(Erläuterungen siehe Tab. A.5.6.2)

Wissenschaftlicher Artname	Festland Niedersachsen	EMS_ N2 Spiekeroog	Weser_N2 Minsener Oog	Weser_N2 Mellum	Weser_T1 Unterweser	Anmerkungen zur Unterweser	Elbe_N4 Neuwerk	Elbe_N4 Scharhörn
Zannichellia palustris ssp. palustris					1915 Fo3	3		
Zannichellia palustris ssp. pedicellata	1901 Bu				1915 Fo3	Brackwasser		
Zannichellia palustris agg.	1832 (Mz)	1870 (Mz)			1901 Bu		1982 Ma	

Tab. A.5.6.2: Erläuterungen zur Liste der historisch in den Wasserkörpern der Elbe, Weser und Ems nachgewiesenen Arten aus Arens (2006)

nach der Jahreszahl	nach 1945 nicht mehr nachgewiesen
# neben der Jahreszahl	nur kurzfristig nachgewiesen
+ neben der Jahreszahl	über längere Zeiträume (aber mit Unterbrechungen) nachgewiesen
?	unsicherer Nachweis
A vor der Jahreszahl	Explizite Angabe in der zitierten Literatur über Anpflanzung.
E vor der Jahreszahl	Explizite Angabe in der zitierten Literatur, daß diese Art durch den Menschen (zum Beispiel mit Saatgut) eingeschleppt wurde.
V vor der Jahreszahl	Explizite Angabe in der zitierten Literatur, daß diese Art angepflanzt wurde und aus der Anpflanzung verwildert ist.
1900 Bi	BIELEFELD (1900)
1875 Bu	BUCHENAU (1875)
1879 Bu	BUCHENAU (1880a)
1880 Bu	BUCHENAU (1880b)
1881/83/93/1901 Bu	BUCHENAU (1901)
1884 Ei	EILKER (1884)
1905/06 Fo1/Fo2	FOCKE et al. (1906)
1915 Fo3	FOCKE (1915)
1931 Go	GOETHE (1939)
1988 Ha	HAESELER (1988)
1975/77 Ku	Kuhbier, zitiert nach PRINS et al. (1983)
1849 LB	LANTZIUS-BENINGA (1849)
1912 Le	LEEGE (1913)
1913-1915 Le2	LEEGE (1915)
1931/33 Le	LEEGE (1933), zitiert nach DIEKEN, VAN (1970)
1840 Me	MEYER, G.F.W. (1849) zitiert nach DIEKEN, VAN (1970)
1938 Me	Meyer, W., zitiert nach DIEKEN, VAN (1970)
1950 Nm	Neumann, zitiert nach DIEKEN, VAN (1970)
1872 Nd	NÖLDEKE (1872)
1875/1903 Sc1	SCHÜTTE (1905)
1926 Sc2	SCHÜTTE (1926)
1930 Sc3	SCHÜTTE (1930)
1948/49 Ta	TABKEN (1951)
1946/50/51/56 Ta	TABKEN (1960)
1786 Ta	TANNEN (1786)
1967/70 Di	DIEKEN, VAN (1970)
1967 WD	WIEMANN & DOMKE (1967)
1933 Wa, 1938*	1933 Wagner, 1938*: zitiert in TÜXEN (1957)
1898 Pl	PLETTKE (1903)
1982 Ma	MANG (1982)
1957 Tü	TÜXEN (1957)
1957 T/B	TÜXEN & BÖCKELMANN (1957)
1875 Al	ALPERS (1875)
(Mz)	Angaben nach, sowie Herbarmaterial bestimmt von METZING (2005)
1	Flussufer
2	Nebenarme
3	Gräben
4	Altwasser
5	Uferränder
6	Gabenränder

Tab. A.5.7: Referenzarten der Brack- und Salzmarsch und ihr rezentes Vorkommen in den jeweiligen Wasserkörpern der FGE Elbe, Weser (T1 nur Außenweser) und Ems, aus Arens (2006)

	EMS_N4 Küste	EMS_N2 Küste	EMS_N2 Spiekeroog	Weser_N2 Küste	Weser_N2 Inseln	Weser_T1 Außenweser	Weser_N4	Elbe_N4 Küste	Elbe_N4 Inseln
Pionierzone									
Salicornia europaea L. ssp. europaea		+	+		+				
Salicornia europaea ssp. brachystachya (G. Mey.) Dahmen & Wisskirchen	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Salicornia procumbens Sm.			+		+				+
Salicornia stricta Dumort.	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Suaeda maritima (L.) Dum. ssp. maritima	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Untere Salzmarsch									
Aster tripolium L. ssp. tripolium	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Atriplex pedunculata L.	+		+		+				+
Atriplex portulacoides L.	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Cochlearia anglica L.	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Limonium vulgare Mill.	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Plantago maritima L. ssp. maritima	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Puccinellia capillaris (Lilj.) Jansen			+						
Puccinellia distans (Jacq.) Parl.	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Puccinellia maritima (Huds.) Parl.	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Spergularia media (L.) C. Presl	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Spergularia salina J. & C.Presl	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Triglochin maritimum L.	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Mittlere Salzmarsch									
Agrostis stolonifera L.	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Armeria maritima Willd. ssp. maritima	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Atriplex littoralis L.	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Atriplex longipes Drejer ssp. longipes		+	+						
Atriplex prostrata Boucher ex DC.	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Artemisia maritima L.	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Carex distans L.	+	+	+	x?	+	x?	+	+	+
Festuca rubra ssp. litoralis (G. Mey) Auquier	x1	x1	+	+	+	x1	x1	+	+
Glaux maritima L.	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Juncus gerardii Loisel.	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Parapholis strigosa (Dum.) C.E. Hubb.	+		+	+	+	+	+		+
Tripleurospermum maritimum (L.) W. D. J. Koch	+	+	+	+	+	+		+	+

Forts. Tab. A.5.7: Referenzarten der Brack- und Salzmarsch und ihr rezentes Vorkommen in den jeweiligen Wasserkörpern der FGE Elbe, Weser (T1 nur Außen-weser) und Ems, aus Arens (2006)

	EMS_N4 Küste	EMS_N2 Küste	EMS_N2 Spiekeroog	Weser_N2 Küste	Weser_N2 Inseln	Weser_T1 Außenweser	Weser_N4	Elbe_N4 Küste	Elbe_N4 Inseln
Hohe Salzmarsch									
*Bupleurum tenuissimum L.*1*									+
Carex extensa Good.	+	x?	+	+	+	x?	+	+	+
Centaurium littorale ssp. littorale (Turner) Gilmour		+	+	x?	+			+	+
Centaurium pulchellum (Sw.) Druce ssp. pulchellum	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Cochlearia danica L.		+	+		+			+	+
Cochlearia officinalis L.				+	+				
Leontodon autumnalis L. ssp. autumnalis	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Leontodon saxatilis Lam.			+	x?	+	x?		+	+
Lolium perenne L.	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Lotus corniculatus L.		+	+	+	+	+	+	+	+
Elymus athericus (Link) Kerguelen	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Elymus repens ssp.littoreus (Schumach.) Conert	x2	x2	x2	x2	+	x2	x2	x2	+
Hordeum secalinum Schreb.	+	+	+			+	+	+	
Juncus anceps Laharpe		x?	+	x?	+			x?	
Lotus tenuis Waldst. & Kit. ex Willd.		+	+		+	+	+		+
Odontites litoralis (Fr.) Fr.					+*2		+*2		
Odontites vulgaris Moench	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Ononis spinosa L.		+	+	+	+	+	+	+	+
Plantago coronopus L.		+	+	+	+	+		+	+
Poa humilis Ehrh. ex Hoffm.			+	+	+		+	+	+
Poa trivialis L. ssp. trivialis	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Ranunculus repens L.	+	+	+		+	+	+	+	+
Rumex crispus L.	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Sagina maritima G. Don			+		+			+	+
Sagina nodosa (L.) Fenzl		+	+	+	+			+	+
Taraxacum officinale agg.	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Trifolium fragiferum L. ssp. fragiferum	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Trifolium pratense L.	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Trifolium repens L.	+	+	+	+	+	+	+	+	+

Forts. Tab. A.5.7: Referenzarten der Brack- und Salzmarsch und ihr rezentes Vorkommen in den jeweiligen Wasserkörpern der FGE Elbe, Weser (T1 nur Außen-weser) und Ems, aus Arens (2006)

	EMS_N4 Küste	EMS_N2 Küste	EMS_N2 Spiekeroog	Weser_N2 Küste	Weser_N2 Inseln	Weser_T1 Außenweser	Weser_N4	Elbe_N4 Küste	Elbe_N4 Inseln
Brackmarsch									
Alopecurus bulbosus Gouan						+			
Alopecurus geniculatus L	+	+	+	+		+	+	+	+
Apium graveolens L.			+						
Blysmus rufus (Huds.) Link	+		+		+				
Chenopodium glaucum L.	+	+			+	+	+		+
Chenopodium rubrum L.			+		+	+			+
Cotula coronopifolia L.	+		+			+			
Festuca arundinacea Schreb. ssp. arundinacea	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Inula britannica L.			+						
Juncus articulatus L.			+		+		+	+	+
Juncus bufonius L.			+	+					+
Juncus ranarius Perr. et Son			+		+		+	+	+
Juncus maritimus Lam.	+		+	+	+				+
Oenanthe lachenalii C.C. Gmel.			+					+	
Potentilla anserina L.	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Ranunculus sardous Crantz	x?					+	+		
Ranunculus sceleratus L.		+	+		+	+	+		+
Triglochin palustre L.	+	+	+	+		+	+		+
Brackröhrichte									
Phragmites australis (Cav.) Trin. ex Steud.	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Bolboschoenus maritimus (L.) Palla	+	+	+	+	+	+	+	+	+
Eleocharis uniglumis (Link) Schult.			+	x?	+	+	+	+	+
Schoenoplectus tabernaemontani (C. C. Gmel.) Palla	x?	+	+	x?	+	+	+	+	+

x1 = Angaben nur für *Festuca rubra*, es ist aber vom Vorkommen von *Festuca rubra ssp. litoralis* auzugehen
x2 = Angaben nur für *Elymus repens*, es ist aber vom Vorkommen von *Elymus repens ssp.littoreus* auzugehen
x? = Vorkommen sind nach GARVE (1994) zu vermuten, müssen aber überprüft werden, da Daten veraltet und nicht sicher ist, ob die Art nicht nur im Binnenland vorkommt
*1 = Kam an der niedersächsichen Küste mit zwei Exemplaren1985 auf Borkum vor GARVE (1994) und gilt nach GARVE (2004) als an der niedersächsischen Küste ausgestorben.
*2 = nach GARVE (1994) nur noch rezent im Wasserkörper Elbe N4 Inseln. Hier sind die Bestände in den letzten Jahren extrem zurückgegangen (verschollen?)

Anhang zu Kapitel 6: Makrozoobenthos

Anhang 6.1: Vorstudie zur Klassifizierung von Ökotopen in den Küstengewässern der Flussgebietseinheiten Ems, Weser und Elbe

(Dr. Sandra Jaklin, NLWKN Brake-Oldenburg, Norderney)

1 Hintergrund

Ökosysteme wie z. B. das Wattenmeer sind eine funktionelle Einheit von Lebewesen und ihrem Lebensraum. Die Lebewesen stehen in Wechselwirkung mit ihrem belebten und unbelebten Umfeld und tauschen Energie, Stoffe und Informationen aus. Das Ökosystem lässt sich in Raumeinheiten unterteilen, die das Ergebnis der Wechselwirkungen zwischen den abiotischen und biotischen Prozessen innerhalb des Systems sind. Hierzu zählen z. B. Biotope oder Ökotope. Während beim Biotop die Betonung auf der biotischen Komponente (Lebensstätte von pflanzlichen und tierischen Organismen mit einheitlichen Lebens-bedingungen) liegt, betont das Ökotop die landschaftliche (Klima-Boden) Komponente. In dieser Studie wird der Term Ökotop, wie in Escaravage et al. (2004) vorgeschlagen, als geomorphologische Einheit benutzt, dessen Definition auf Umwelteigenschaften basiert, welche das Makrozoobenthos limitieren. Die Ökotope beschreiben somit ein Standortpotential und sollten daher bei Raum- und Umweltplanungen sowie Einrichtung von Umweltmonitoring-Messnetzen berücksichtigt werden. Des Weiteren spiegelt sich der ökologische Zustand eines Ökosystems auch in der Vielfalt der Ökotope/Biotope als Raum für hypothetisch unterschiedliche Organismengemeinschaften sowie in ihrer Relation zueinander wider. Durch die artspezifischen Umweltansprüche können einige Umweltfaktoren innerhalb eines Ökotops limitierend wirken und hierdurch die Artzusammensetzung und Dominanz der Fauna bestimmen. Die „Theorie der limitierenden Faktoren“ hat eine lange Tradition und beginnt bei Liebigs (1840) „Gesetz des Minimums“ und Blackmans (1905) „Ideen der Optima und limitierenden Faktoren“. Nach der Theorie der limitierenden Faktoren regulieren eine Vielzahl physikalischer und biologischer Faktoren die Artzusammensetzung der Makrofauna-Gemeinschaft nahe der Sediment-Wasser-Grenzschicht, ihre Biomasse und Produktivität. Die steuernden Faktoren, d. h. Schlüsselfaktoren, sind in dynamischen Systemen wie dem Wattenmeer oftmals physikalisch-chemische Faktoren, die in ihrer Wirkung teilweise hierarchisch miteinander verknüpft sind.

Ein Ziel der geplanten Studie ist es, verschiedene Ökotope für die Küstengewässer der Flussgebietseinheiten Ems, Weser und Elbe zu definieren (Abb. 1), um sie als Grundlage für die Bewertung des ökologischen Zustands des Ökosystems heranzuziehen.

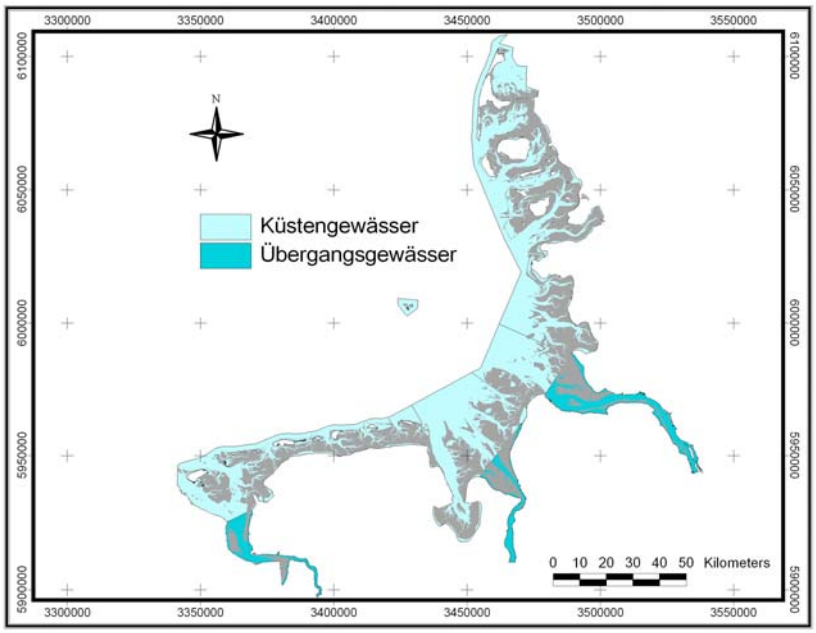


Abb. 1: Unterteilung des deutschen Wattenmeeres in Küsten- und Übergangsgewässer, aus Grotjahn und Kolbe (2003).

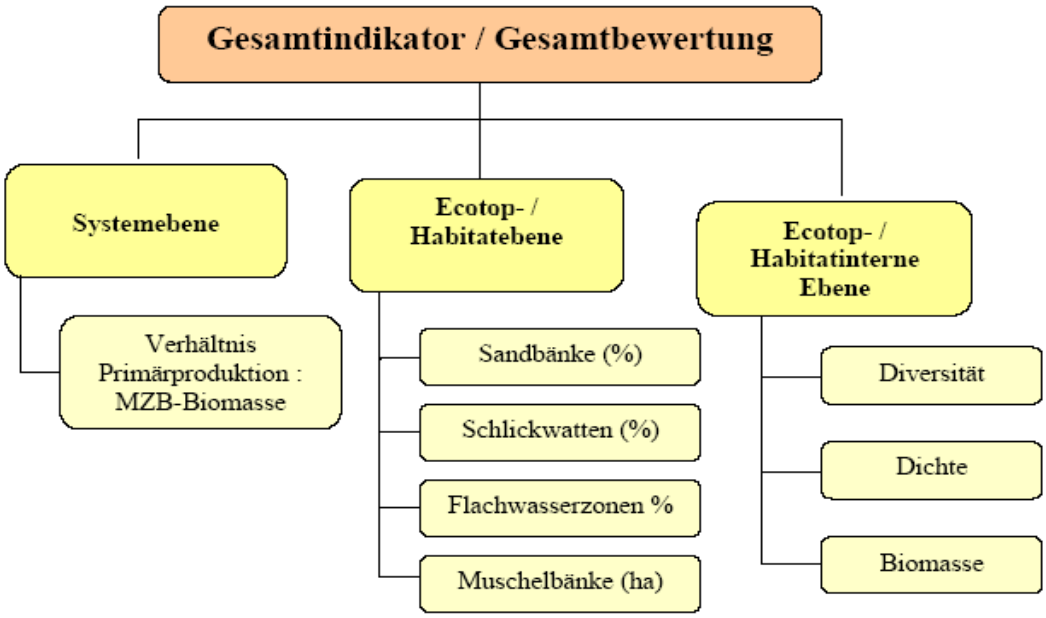


Abb. 2: Schematische Darstellung des Bewertungssystem für das Makrozoobenthos der Westerschelde nach Escaravage et al. (2004), welches die Komponente auf drei unterschiedlichen Ebenen beurteilt: Ebene 1: Systemebene, Ebene 2: Ecotop/Habitatebene, Ebene 3: Ecotop/Habitatinterne Ebene.

Hierbei stützen wir uns primär auf die Ideen von Escaravage et al. (2004) und Ysebaert et al. (2004), welche das Makrozoobenthos in der Westerschelde auf drei unterschiedlichen hierarchischen Ebenen beurteilen (Abb. 2).

Für diese Studie relevant sind die Klassifikationen der Ökotope auf Ebene 2 und 3. Auf Ebene 2 wird eine grobe räumliche Einteilung des Systems in funktionale Einheiten wie z. B. Schlickflächen oder flaches Sublitoral vorgenommen (Abb. 2). Diese eher grobe Einteilung des Systems lässt die Bewertung der räumlichen Ausdehnung von Lebensräumen für das Makrozoobenthos zu. Hierbei ist entscheidend, dass der Wegfall eines Ökotops die Funktionalität des Systems bzw. des Makrozoobenthos beeinträchtigen kann. Für die Bewertung des ökologischen Zustandes wird hierbei die historische Ausdehnung (vor 1950) einzelner Ökotope der aktuellen gegenübergestellt. Sollten grobe Abweichungen oder gar der Wegfall eines der für Ebene 2 definierten Ökotope zu verzeichnen sein, so ist diese Entwicklung als negativ für die Lebensbedingungen des Makrozoobenthos zu betrachten. Um diese Aussagen treffen zu können, sind somit sowohl historische als auch aktuelle Daten der Morphologie und Sedimentverteilung notwendig. Auf Ebene 3 werden Ökotope definiert, die kleinere räumliche Einheiten beschreiben und z. B. Hydrographie und Überflutungsdauer mit einbeziehen. Alle Ökotope, die für Ebene 3 definiert werden, lassen sich auch in der groben Einteilung auf Ebene 2 wiederfinden. Auf Ebene 3 wird nicht die räumliche Ausdehnung der Ökotope sondern die Lebensgemeinschaft des Makrozoobenthos in dem jeweiligen Ökotop bewertet (vergl. Abb. 2). Für die Bearbeitung und Darstellung des Bewertungssystems ist es unumgänglich, dass sich die Ökotope im GIS darstellen lassen. Zum jetzigen Zeitpunkt ist die Klassifizierung der Ökotope durch fehlende Datengrundlage limitiert. Die räumliche Ausdehnung der Ökotope auf Ebene 2 sowie die Makrofauna innerhalb der Ökotope auf Ebene 3 soll zukünftig durch ein Monitoring erfasst und anschließend bewertet werden. Dies bedeutet, dass bei der Auswahl der Ökotope bedacht werden sollte, dass neben der wissenschaftlichen Genauigkeit die Machbarkeit für die Überwachung des Gewässerzustandes gewährleistet sein muss. Zudem müssen die Bedingungen, anhand derer sich die Ökotope unterscheiden, begründet sein (z. B. biologisch, physikalisch oder chemisch).

Eine weitere Verwendung von physikalisch-chemischen Daten liegt in der Benennung von potentiellen Siedlungsorten für einzelne Arten. So ist das Seegras *Zostera marina* aus dem westlichen Wattenmeer seit der „wasting disease" in den 1930er Jahren so gut wie verschwunden. Eine Erholung der Bestände aus eigenem Rekrutierungspotential scheint aufgrund der zu geringen Restmenge nicht möglich zu sein. Aus diesem Grund wird eine Wiederansiedlung dieser

Art von den Niederländern in aufwendigen Transplantations-experimenten versucht (s. van Katwijk 2003). Hierfür wurden zuvor potentiell geeignete Standorte für eine Transplantation anhand einer Modellierung der physikalisch-chemischen Randbedingungen ermittelt. Ähnliche Experimente wären auch im deutschen Wattenmeer denkbar und auf andere im Wattenmeer verschwundene oder bedrohte Arten wie die Europäische Auster *Ostrea edulis* ausdehnbar. Da das Wissen über die Habitatansprüche einzelner Arten zum Teil sehr detailliert ist, müssen für die Erstellung von potentiellen Habitatkarten auch die physikalisch-chemischen Parameter genauer modelliert werden als dies für die Klassifizierung von Ökotopen für benthische Lebensgemeinschaften der Fall ist.

2 Auswahl von Schlüsselfaktoren für eine Klassifikation von Ökotopen

Da eine Biozönose durch ihre Umwelt geprägt ist, werden Änderungen in der Umwelt durch die Biozönose reflektiert und spiegeln sich in ihr wider. Insbesondere die Fauna des Wattenmeeres ist geprägt und limitiert durch einige wenige physikalische und chemische Parameter des sie umgebenden Mediums Wasser bzw. Substrat. In aquatischen Systemen werden neben Salinität hierbei insbesondere hydrographische Parameter wie Tide, Strömung und Seegang sowie Topographie und Sedimentzusammensetzung hervorgehoben (Ysebaert et al. 2002, Hall 1994). In der Elbe wurde in fünf verschiedenen Buhnenfeldern im oligohalinen Bereich der Zusammenhang zwischen abiotischen Umweltparametern und Verteilung des Makrozoobenthos untersucht (Dirksen 2003). Die Ordination bestätigte, dass die Parameter Strömung und Substrat die bestimmenden Parameter für die Zusammensetzung der Fauna waren. Zusammenhänge zwischen der Fauna und physikalischen Bodenparametern wie Wassergehalt, pH-Wert etc. wurden dagegen nicht gefunden. Im Ästuar der Westerschelde korrelierten Ysebaert et al. (2002) das Vorkommen von 10 ästuarinen makrozoobenthischen Arten mit den Parametern Salinität, Tiefe, linearer Strömungsgeschwindigkeit und Sedimentcharakteristik und erklärten das Vorkommen der Arten zu einem großen Teil durch Gradienten in den genannten Parametern.

Die Biota selbst haben ebenfalls einen Einfluss auf ihre Umwelt und können die vorherrschenden Umweltbedingungen durch ihre Präsenz modifizieren. So tragen Arten wie die Miesmuschel zur Sedimentstabilisierung und Akkumulation feinster Partikel bei, während durch Bioturbation von Würmern eher eine Erosion des Sedimentes gefördert wird. Einige Arten stehen in Wechselwirkung zueinander und hemmen oder fördern sich gegenseitig. Insbesondere die Vegetation wirkt je nach Bewuchshöhe/Wassertiefe als Strömungswiderstand und Wellendämpfer und bildet somit einen Faktor für die lokale Morphodynamik. Sogenannte „ecosystem engineers" sensu Jones et al. (1997) erhöhen entweder passiv oder aktiv die Heterogenität ihre Umwelt, so dass sich dort eine charakteristische, oftmals sehr diverse Fauna findet. Im Wattenmeer können Miesmuscheln, Seegräser und einige Polychaeten als „ecosystem engineers" bezeichnet werden. Aufgrund ihrer vergleichsweise komplexeren räumlichen Strukturen und Funktionen lassen sich diese Biotope als eigene räumliche Einheiten definieren und fallen innerhalb dieser Studie unter den Begriff der Sonderökotope.

Obwohl die Biota selbst ihren Lebensraum beeinflussen, ist die einhellige Meinung, dass im Wattenmeer und den angrenzenden Ästuaren physikalisch-chemische Faktoren wie Topographie, Hydrographie, Salzgehalt und Sedimentzusammensetzung die Zusammensetzung, Abundanz und Verteilung des Makrozoobenthos bestimmen. Aus diesem Grund werden die Ökotope anhand dieser Schlüsselfaktoren klassifiziert. Im Folgenden wird detaillierter auf die Parameter Salinität, Hydrographie, Morphologie und Sedimentzusammensetzung eingegangen, um die Gründe für eine spätere Einteilung der Ökotope besser nachvollziehen zu können. Insbesondere soll innerhalb dieses Abschnittes auf Grenzwerte oder Klassen einzelner Parameter eingegangen werden, die, im Hinblick auf das Makrozoobenthos, eine Klassifizierung der Ökotope plausibel zu machen.

2.1 Salzgehalt

Der Salzgehalt wird als ein Schlüsselfaktor angesehen, der die Verbreitung und Abundanz von Arten bestimmt (z. B. Remane 1934, Michaelis 1983, Wolff 1983). Für stenohaline marine und Süßwasserarten wirkt der Salinitätsgradient als physiologische Barriere, welche für die Organismen einen Umweltstress darstellt. Aus diesem Grund wird innerhalb des hierarchischen Systems eine erste Unterteilung anhand des Salzgehaltes vorgenommen.

Der Salzgehalt des Wattenmeeres liegt mit Werten von durchschnittlich ca. 20 bis 30 unterhalb derer der Nordseewerte (ca. 35) und unterliegt starken jahreszeitlichen Schwankungen (Ehlers 1994). Die höchsten Werte werden generell im Oktober erreicht wenn der Süßwasserzufluss

über die Flüsse am geringsten ist, die niedrigsten Werte treten ihm Frühjahr bei hohen Oberwasserabflussmengen auf. Auch der Salzgehalt des Wattbodens unterliegt starken Schwankungen. Starke Regengüsse während Niedrigwasser sorgen für eine Aussüßung auf Werte von 10, während starke Sonneneinstrahlung den Salzgehalt erheblich erhöhen kann. Salzgehaltsschichtungen spielen im Wattenmeer aufgrund der starken Durchmischung des Wasserkörpers kaum eine Rolle. Lediglich in den Mündungen der großen Flüsse, bewegt sich das Salzwasser bei Flut auf dem Boden landeinwärts (Ehlers 1994). In den Übergangsgewässern ist ein deutlicher Salzgehaltsgradient festzustellen, der sich nach dem System von Venedig (Carriker 1967) in die fünf Salzgehaltszonen limnisch (< 0,5), oligohalin (0,5 -< 5,0), mesohalin (5,0 - <18), polyhalin (18 - <30) und euhalin (30 - 40) einteilen lässt. Die Lage dieser Zonen schwankt in Abhängigkeit von Mündungsform, Oberwasserabfluss, Tidegeschehen und Windeinfluss. In den Küstengewässern der Ems, Weser und Elbe werden für die Typisierung nach dem System von Venedig nur zwei unterschiedliche Bereichen unterschieden (Grotjahn und Kolbe 2003). Dies sind zum einen die euhalinen und zum anderen die polyhalinen Küstengewäser, die sich vor den Mündungen der großen Flüsse Ems, Weser und Elbe befinden (Abb. 3). Als Datengrundlage für die Unterteilung diente Grotjahn und Kolbe (2003) vornehmlich eine Darstellung des mittleren Salzgehaltes in der deutschen Bucht, die auf synoptischen Aufnahmen während zweier Forschungsprojekte (SYNDWATT und TRANSWATT, Prof. Brockmann, Uni Hamburg) beruhten.

Bouma et al. (2005) unterteilen den Salzgehalt in ihrem Bericht über die Ökotope in den salzigen und brackigen Gewässern der Niederlande nach 1) einem gemittelten Salzgehalt bei Hochwasser über ein Jahr (mit einem gemittelten Süßwassertransport) sowie 2) der Salzvariation desselben Jahres bei Hochwasser, die berechnet wird als

Salzvariation = [(4 x Standardabweichung Salzgehalt)/gemittelten Salzgehalt] x 100%. (1)

Für eine kartographische Darstellung wurden anhand dieser Werte Modellrechungen durchgeführt. Derart detaillierte und vor allem flächendeckende Salzgehaltsdaten liegen für das deutsche Wattenmeer nicht vor weshalb an der Einteilung von Grotjahn und Kolbe (2003) festgehalten wird.

Die Fauna des Wattenmeeres ist an schwankende Salzgehalte angepasst und kann im Allgemeinen als euryök bezeichnet werden. Cognetti und Maltagliati (2000) schreiben, dass Ozillationen der Salzgehaltskonzentration zwischen 15 und 30 keinen Einfluss auf die Verteilung der Organismen haben.

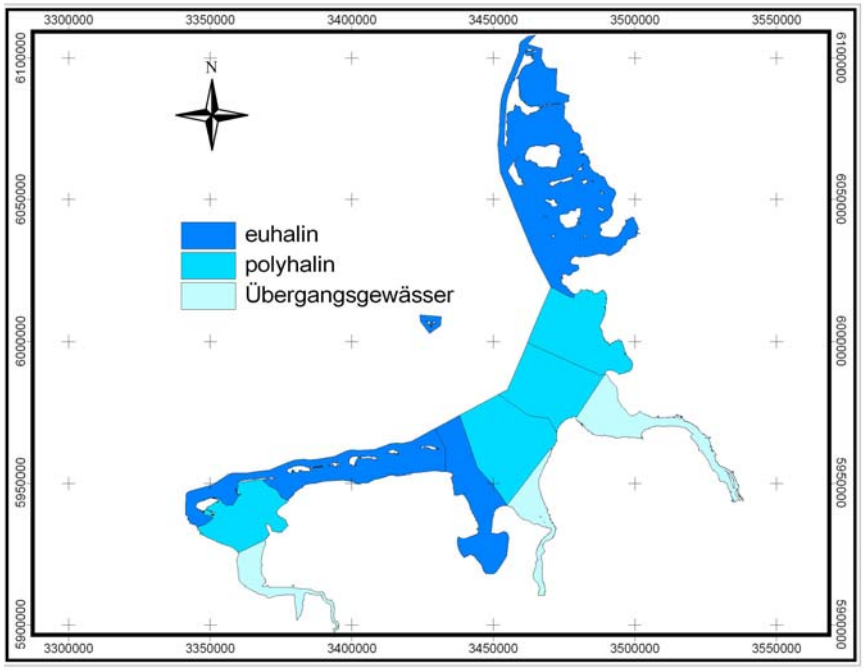


Abb. 3: Unterteilung des deutschen Wattenmeeres nach dem Salzgehalt. Für die Erstellung einer Ökotopkarte ist für die Küstengewässer nur eine Unterteilung der Salzgehaltszonen in euhalin und polyhalin nötig. Aus Grotjahn und Kolbe (2003).

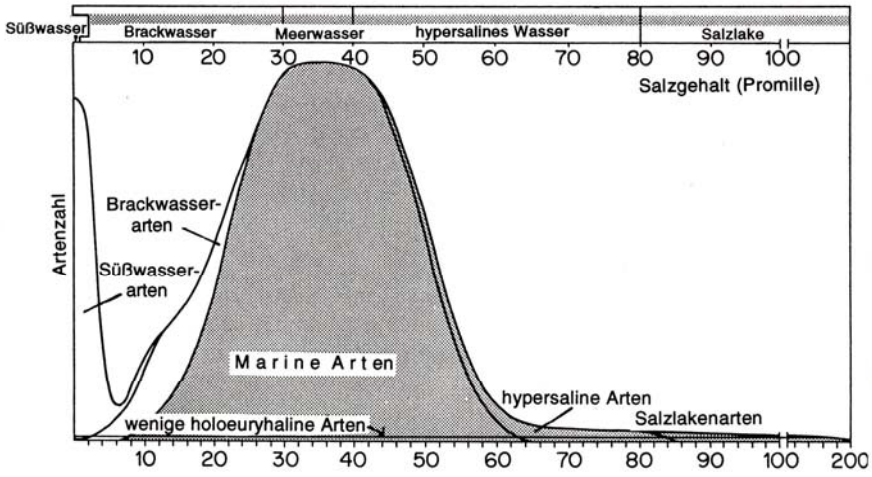


Abb. 4: Schematische Darstellung der Zahl der Organismenarten, die in den verschiedenen Salzgehaltsbereichen vorkommen. Aus Gerlach (1994).

In der Nueces Bay in Texas war die Biomasse der Makrofauna bei geringen Salinitäten (13 - 20) signifikant niedriger als bei höheren (20 - 26 und 26 - 31), wobei sich die beiden höheren Salzgehaltsklassen nicht voneinander unterschieden (Mannio und Montagna 1997). Allerdings wurde der Biomasseunterschied nur durch die An- oder Abwesenheit der Muschel *Mulina lateralis* hervorgerufen. Die Abundanz der Fauna wies keinen Unterschied zwischen den Salzgehaltszonen auf (Mannio und Montagna 1997). Diese Studien belegen die Artenminmum-Kurve von Remane (1934), in denen erst im Übergang zwischen Salz- und Süßwasser, in einem Salinitätsbereich zwischen 5 und 8, ein drastischer Abfall der Artenvielfalt stattfindet (vergl. Abb. 4). Diese Zone wird von Kinne (1971) als Horohalinikum bezeichnet.

Atrill (2002) vermutet, dass die Verteilung von Organismen eher durch die Schwankungsbreite der Salinität gesteuert wird als durch eine artspezifische Toleranz. Hiernach musste man das Artenminimum immer innerhalb des Ästuarbereiches finden, welcher die maximale Variabilität der Salinität aufweist. Da Übergangsgewässer innerhalb dieser Studie nicht betrachtet werden, muss hierfür keine Einteilung in unterschiedliche Salinitätszonen erfolgen. Allerdings muss überprüft werden, ob sich, ähnlich den beschriebenen Studien, die Fauna der Küstengewässer dieses Untersuchungsgebietes nicht signifikant zwischen den zwei Salzgehaltszonen unterscheidet. Solange dies nicht geklärt ist, wird für die Klassifizierung der Ökotope zwischen euhaliner und der polyhaliner Zone unterschieden (s. Abb. 3).

2.2 Topographie und Hydrodynamik

Für die Verteilung vieler Arten der Flora und Fauna ist ein entscheidendes Kriterium, ob der Lebensraum permanent überflutet oder periodisch trockenfallend ist. Der maximale Höhenunterschied im Relief der deutschen Wattengebiete beträgt 35 m (Dieckmann 1989). Die einfachste Gliederung dieses Raumes ergibt sich durch das Niveau des MTnw (mittlere Tideniedrigwasser) bzw. des MSpTnw (mittleren Springtideniedrigwasser), welches die Grenze zwischen den bei mittleren Springtiden trockenfallenden eigentlichen Watten und den ständig mit Wasser bedeckten Rinnen bildet. Nach Dieckmann (1989) liegt *„die besondere Bedeutung der Grenzfläche des MTnw bzw. des MSpTnw in dem Auftreten morphologischer Makrostrukturen in diesem Höhenbereich, die wegen der Grenzlinie zwischen dem Watt und dem Wasser besonders auffällig sind. Mit zunehmender Höhe des Watts nimmt die Größe dieser Strukturen sehr schnell ab bis hin zu Mikrostrukturen wie z. B. Rippelmarken."* Von daher soll für die Klassifizierung der Ökotope zunächst eine Unterteilung anhand der Topographie in Eu- und Sublitoral stattfinden. Als Abgrenzung zwischen Eu- und Sublitoral wird die MSpTnw-Linie genommen, als Unterscheidung zwischen Supra- und Eulitoral die MSpThw-Linie (mittlere Springtidehochwasser). Da diese Daten wahrscheinlich nicht als georeferenzierte, flächendeckende Linien zu bekommen sind, bieten sich die Daten des BSH an, welches die befahrbaren Rinnen und Priele in regelmäßigen Abständen vermisst. Das BSH bezieht seine Vermessung auf das SKN-Niveau (Seekarten Null), welches dem mittleren Springtideniedrigwasser entspricht. Allerdings liegen keine Daten zum mittleren Springtidehochwasser vor, wes-

halb vorgeschlagen wird, vereinfachend die MThw-Linie zu benutzen (falls hierfür Daten vorhanden sein sollten).

Innerhalb des Sub- und Eulitorals soll eine weitere Unterteilung in topographische Klassen erfolgen, da sich die Fauna zwischen „tiefen„ und „flachen" Bereichen voneinander unterscheidet. Das Sublitoral kann grob in zwei unterschiedliche morphodynamische Bereiche unterteilt werden. Das obere Sublitoral ist die Zone, in der Erosion und Akkumulation in einem Jahr mit durchschnittlichen hydrodynamischen Bedingungen messbare Änderungen in der Meeresbodenmorphologie hervorrufen (s. Definition „upper shoreface" von Cowell et al. (1999)). Durch Dissipation von Wellenenergie verursachte Prozesse sind hier dominant. Das untere Sublitoral ist der Bereich, in dem morphologische und sedimentologische Veränderungen bei durchschnittlichen hydrodynamischen Bedingungen mit den gängigen Vermessungsmethoden nicht feststellbar sind (s. Definition „lower shoreface" von Cowell et al. (1999)). Natürlich finden jenseits dieser Tiefe wellen- und strömungsinduzierte Sedimentumlagerungen statt. Diese sind jedoch an Starkwind- oder Sturmereignisse geknüpft und haben einen episodischen Charakter. Somit spiegelt diese Unterteilung sowohl die Unterschiede in der Größenordnung und Häufigkeit von Sedimenttransportereignissen als auch die Unterschiede der hydrodynamischen Prozesse, die für die Steuerung des Sedimenttransportes verantwortlich sind, wider. In der Hydrodynamik wird diese Begrenzung als „closure depth" (z. B. Hallermeier 1981, Birkemeier 1985) oder „depth of incipient motion" (Wright 1995) bezeichnet. Die seewärtige Begrenzung des unteren Vorstrandes kann im Falle einer wellendominierten Küste durch die Wellenbasis angenähert werden. In Wassertiefen, die geringer als die Wellenbasis sind, kommen die durch Oberflächenwellen ausgelösten Orbitalbewegungen der Wasserteilchen mit dem Meeresboden in Berührung und eine wechselseitige Beeinflussung zwischen Orbitalbewegungen und Meeresboden findet statt. Zur Berechnung der „closure depth" existieren mehrere Formeln, wobei eine der gängigsten die von Hallermeier (1981) aufgestellte Formel ist. Hiernach lässt sich die jährliche „closure depth" mit der durchschnittlichen jährlichen signifikante Wellenhöhe H_s und der dazu gehörigen Standardabweichung σ wie folgt berechnen:

$$H_c = 2 \times H_s + 11 \times \sigma \qquad (2)$$

Nach Dieckmann (1989) ergibt sich für das Weserästuar dann „unter Annahme einer mittleren jährlichen Wellenhöhe von 0,5 m, einer entsprechenden Wellenperiode von 3,5 s und einem mittleren Korndurchmesser von 0,1 mm die closure depth bei ca. 6 m. Dieser Wert zeigt an, dass in der Außenweser unterhalb MTnw-6 m bzw. SKN-6 m eine durch den Rinnenverlauf zwangsgeführte Strömung herrscht, die im Mittel durch den Wind und die Orbitalbewegungen der Wellen nicht beeinflusst wird." Würden sich diese Grenzen auch auf das restliche Wattenmeer übertragen lassen, würde sich eine hydrographische Unterteilung via Morphologie in die Bereiche ober- und unterhalb SKN-6 m an wie auch in Abb. 7 vorgeschlagen, anbieten.

Auch im Eulitoral können Gebiete mit unterschiedlicher Hydrographie via Topographie unterschieden werden. Hier wird grob zwischen überwiegend seegangsbeinflussten und überwiegend strömungsbeeinflussten Tiefenzonen unterschieden. Vereinfachend kann nach Niemeyer (mündl. Mittl am 03.05.06) hierfür das MTmw (mittlere Tidemittelwasser) als Grenze angesetzt werden. Das MTmw wiederum kann im Bereich der Küstengewässer in ausreichender Näherung mit NN (Normal Null) gleichgesetzt werden. Siehe dazu Ergebnisse aus dem Projekt WADE (z. B. Niemeyer et al. 1995 oder Gerritsen 1990). Abweichungen zwischen MTmw und NN bewegen sich in Küstengewässern nur in der Größenordnung von Zentimetern. In den Ästuargebieten verformt sich die Tidewelle, so dasshier nicht unbedingt MTmw mit NN gleichgesetzt werden kann. Für eine Klassifizierung der Ökotope auf Ebene 3 im Küstengewässer wird deshalb vorgeschlagen, eine Unterteilung des Eulitorals in Bereiche ober- und unterhalb NN vorzunehmen.

Im Eulitoral ist für das Benthos die Dauer des Trockenfallens entscheidend. Die Dauer der Überflutung einer Wattfläche hängt einerseits von den örtlichen Tidewasserständen und andererseits von der Höhenlage der Watten ab (Niemeyer und Kaiser 1999). Eine entscheidende Frage ist, ab welcher Trockenfalldauer sich die Zusammensetzung der Gemeinschaft (Art und Abundanz) signifikant ändert. Das Vorkommen einiger Arten oder Biotope, wie z.B. Miesmuschelbänke, ist an das untere Eulitoral mit langen Überflutungsdauern gebunden. Seegraswiesen (*Zostera noltii*) kommen im mittleren und oberen Eulitoral vor. Suspensionsfresser kommen kaum noch im oberen Eulitoral vor, da dort die Überflutungsdauer zu kurz ist, um ausreichend Nahrung aus der Wassersäule zu filtern. Wie bereits weiter oben beschrieben, sind ist aber der Großteil der Arten des Wattenmeeres euryök und den fluktuierenden Umweltbedingungen angepasst und

verträgt somit auch ein längeres Trockenfallen. Viele Arten kommen, wenn auch mit unterschiedlichen Lebensstadien, über einen großen Teil des Gradienten vor. Obwohl sicherlich die Fauna in Wattbereichen, die nur sehr kurz überflutet werden vergleichsweise verarmt ist, sind mir zur Zeit keine klaren „kritischen Grenzen" der Trockenfalldauer für die Ausprägung von spezifischen Gemeinschaften bekannt. Allerdings müsste dies noch einmal durch eine intensive Literaturstudie überprüft werden und gegebenenfalls Unterteilungen nach konkreten Grenzwerten vorgenommen werden. Ysebaert et al. (2002) unterscheiden das Eulitoral hinsichtlich der Überflutungsdauer zwischen Ökotopen 0-25 % (oberes Eulitoral), 25-75 % (mittleres Eulitoral) und mehr als 75 % (unteres Eulitoral) der Zeit überflutet sind.

Ein entscheidender Prozess für die unbelebte und belebte Welt des Wattenmeeres ist die Hydrodynamik, insbesondere das Tidegeschehen, welches einerseits einen umfangreichen Materialtransport und eine Verteilung von Schwebstoffen bewirkt und andererseits unterschiedliche Habitate miteinander verbindet sowie ökologische Prozesse wie Prädation, Nahrungsaufnahme und Reproduktion unterbindet. Hydrographie und Morphologie sind in enger weise miteinander verbunden. Die hydrographischen Aspekte umfassen die Einflüsse von Tide, Seegang und windinduzierten Strömungen.

Im Untersuchungsgebiet steigt der mittlere Tidenhub von Westen (Borkum ca. 2,4 m) nach Osten (3,0 m bei Wangerooge) und von den seewärtigen Bereichen in die Ästuare auf etwa 3,5 m (Pegel Wilhelmshaven und Bremerhaven) an (Niemeyer und Kaiser 1999). Somit liegt das gesamte Gebiet im mesotidalen Bereich und wird daher aufgrund des Tidenhubs nicht weiter unterteilt.

Die im Wattenmeer auftretenden Strömungen lassen sich in die vier Hauptgruppen 1) Triftströmungen, 2) Luftströmungen, 3) Tideströmungen und 4) seegangsinduzierte Strömun-gen unterteilen, wobei die ersten zwei meteorologisch bedingt sind. Luft- und Triftströmun-gen können im Wattenmeer in flachen Bereichen, insbesondere den längerfristig trocken-fallenden, zu erheblichen Materialumlagerungen führen. Hierzu gehören z. B. die über *MTh*w-Niveau herausragenden vegetationsfreien Außensände, auf denen es sogar zur Bildung von Dünen kommen kann. Die astronomisch induzierten Tidewellen lassen sich durch ihre Höhe (Tidenhub) und durch ihre Länge und Periode (Tidedauer) beschreiben. Trifft die Tidewelle auf die Küste, so kann sie reflektiert oder dissipiert, d. h. umgewandelt werden (Witez 2002). Die Gezeitenwelle, die vom Atlantik kommend in die Nordsee eindringt, ist starken Veränderungen unterworfen. Da die Wassertiefe in Richtung Küste immer weiter abnimmt, verformt sich die Tidewelle. Hierdurch entsteht eine Asymmetrie zwischen Dauer des Flut- und des Ebbstromes, die umso ausgeprägter ist, desto flacher die Bereiche werden (Saleck 2002). Diese sogenannte Tidenasymmetrie hat Auswirkungen auf die Strömungsgeschwindigkeiten und auf den Residualtransport, welcher die Bedingungen von Akkumulation und Erosion bestimmt. Die Asymmetrie bringt ein Ungleichgewicht in den Strömungsgeschwindigkeiten von Flut- und Ebbstrom mit sich, denn die Strömungsgeschwindigkeit muss aufgrund der Kontinuitätgsgleichung größer werden, wenn die Zeit kürzer ist, die das Wasser zum Auf- bzw. Ablaufen hat. Deshalb ist die Ebbstromgeschwindigkeit größer, wenn die Dauer der Flut länger ist als die der Ebbe (ebbdominiert) und umgekehrt (flutdominiert) (aus Saleck 2002).

Eine über den Meeresboden fließende Strömung bildet aufgrund der Reibung mit dem Untergrund eine bodennahe turbulente Grenzschicht von mehreren Metern Höhe aus. Nach Diesing (2003) steigt *„innerhalb dieser Grenzschicht die Strömungsgeschwindigkeit von 0 knapp über dem Meeresboden auf einen Maximalwert an der Obergrenze der Grenzschicht an. Die Strömungsgeschwindigkeit innerhalb der Grenzschicht variiert mit der Tiefe u(z) gemäß dem logarithmischen Geschwindigkeitsprofil nach der Karman-Prandtl-Gleichung. Die Schubspannungsgeschwindigkeit ergibt sich aus der strömungsinduzierten Schubspannung und der Dichte das Wassers. Schubspannungen sind die durch eine (lineare oder oszillierende) Strömung ausgeübten Reibungskräfte pro Flächeneinheit des Meeresbodens. Sie hängen neben der Strömungsgeschwindigkeit auch von der Rauigkeit des Meeresbodens ab. Es wird zwischen hydraulisch glatt, hydraulisch rau sowie einem Übergangsbereich unterschieden. Sande (und gröbere Sedimente) werden in der Regel als hydrodynamisch rau angesehen (Soulsby, 1997). Der Transport von Sedimentkörnern, die durch die einwirkenden Schubspannungen in Bewegung gesetzt wurden, findet auf zwei physikalisch unterschiedliche Arten statt: Beim Transport als Bodenfracht erfolgt eine Impulsübertragung durch intergranulare Kräfte; die Sedimentkörner bewegen sich durch Rollen oder Saltation vorwärts. Der Transport als Suspensionsfracht wird dagegen durch Turbulenz in der Wassersäule über dem Meeresboden ausgelöst und aufrecht gehalten. In Küsten- und Schelfmeeren ist der Transport als Suspensionsfracht in der Regel von größerer Bedeutung (Wrigth, 1995). Sediment-*

*körner mit dimensionslosen Korngrößen *d <3,3 (entsprechend 175 µm) gehen praktisch sofort in Suspension, ohne in nennenswerten Mengen als Bodenfracht transportiert zu werden, wenn die kritischen Schubspannungen zur Mobilisierung überschritten sind."*

Seegang umfasst die winderzeugten, lokalen Oberflächenwellen (Windsee) und den langanhaltende Einfluss des Windes auf große Seegebiete (Dünung). Im Wattenmeer überwiegen dagegen Wellen, deren Richtungsverhalten durch eine Wechselwirkung zwischen dem Küstenrelief und der vorherrschenden Strömung geprägt ist. Seegang ist auf den oberhalb des Meeresspiegels liegenden Watten für die morphologische Prägung dominant und bestimmt dort die Höhenentwicklung und die Ablagerung feiner Sedimentanteile. Somit ist Seegang bedeutend für eine Zonierung der Ökotope. Die Inselkette entlang des Festlandes bietet eine gute Abschattung der Watten gegen den Seegang, der sich nur über die schmalen Seegaten über die Watten ausbreiten kann. Mit zunehmender Entfernung vom Seegat wird der Seegang gedämpft. Somit sind die dem Seegat direkt gegenüberliegenden Festlandsbereiche deutlich stärker vom Seegang belastet als die inselgeschützten Watten im Seegangslee (Niemeyer und Kaiser 1999).

Die Einflüsse von Strömung und Seegang auf das Benthos betreffen in erster Linie die Prozesse, die Erosion und Deposition von Partikeln bestimmen, sowie den indirekten Einfluss auf die Nahrungsverfügbarkeit. Ihre kombinierte Wirkung, wie sie zumeist in Flachwassergebieten auftritt, ist mehr als die Summe der zwei Teile. Es existieren zahlreiche Studien, die einen Einfluss von Strömung auf das Benthos dokumentieren. Dies sind zumeist jedoch Flume-Studien (Eckman 1983, Palmer und Molloy 1986, Roegner et al. 1995, Blanchard et al. 1997), deren Ergebnisse nicht direkt auf die Bedingungen im Freiland zu übertragen sind. Zahlreiche Freilanduntersuchungen belegen, dass postlarvale, juvenile und adulte Lebensstadien mit den Strömungen verdriftet werden (z. B. Tamaki 1997, Armonies 1994, Cummings et al. 1995, Jaklin und Günther 1996, Jaklin 2003). Dies geschieht zum einen passiv durch Erosion und zum anderen durch aktives Verhalten (Byssus-Driften, Schwimmen, Floating) der Organismen. Hierbei ist die Häufigkeit mit der eine Art in die Wassersäule gelangt, neben der Stärke von Seegang und Strömung sowie dem Verhalten und Entwicklungsstadium der Organismen (größen- und altersabhängig) abhängig und ändert sich somit innerhalb eines Jahres (Jaklin 2003). Für einige Arten ist das räumliche Vorkommen entlang von Strömungsgradienten untersucht worden. Ysebaert et al. (2002) errechneten für das Scheldeästuar anhand von 3112 Benthosproben eine Wahrscheinlichkeit, mit der eine der zehn häufigsten Arten entlang eines Gradienten der maximalen Ebbstromgeschwindigkeit vorkommt (s. Abb. 5). Ysebaert et al. (2002) betonen aber, dass die Kurven nicht die physiologischen Grenzen der einzelnen Arten widerspiegeln sondern eine Beschreibung ihrer tatsächlichen Verteilungsmuster als Funktion unterschiedlicher Umweltvariablen darstellen. Aus der Muschelwirtschaft ist bekannt, dass bei Strömungsgeschwindigkeiten von mehr als 0,6 m/s ein Großteil der Miesmuscheln weggespült wird (van Stralen und Dijkema 1994). Für Seegras sind Strömungsgeschwin-digkeiten von ungefähr 0,5 m/s optimal, während oberhalb von 1,2 m/s kein Seegras mehr vorkommt (Fonseca et al. 1983). Für einzelne Arten wäre es somit durchaus möglich, Ökotope anhand unterschiedlicher Strömungsgeschwindigkeiten zu unterscheiden. Für ganze Gemeinschaften kann das Konzept der „hydrodynamischen Limitierung" der makrozoobenthischen Populationen herangezogen werden. Dieses entstand durch den Ansatz, die Bedeutung der Hydrodynamik für die großräumige Verbreitung der zwei Schlüssel-Fraßtypen „suspension feeder" und „deposit feeder" zu erklären (Wildish, 1977). Beide trophische Gruppen reagieren unterschiedlich auf Strömung. Die Physiologie, das Verhalten und die Ökologie von „deposit feedern" werden direkt und indirekt von Wasserbewegung betroffen. „Deposit feeder" kommen auf allen Weichböden vor, erreichen aber ihre höchsten Dichten in Gebieten mit geringer Strömung, in denen Sedimentationsbedingungen über advektiven Flux dominieren. „Deposit feeder" ernähren sich hauptsächlich von mikrobiellem Bewuchs, der an Sedimentpartikel gebunden ist. Im Gegensatz dazu brauchen Suspensionsfresser eine höhere Wasserbewegung, welche die Nahrung an ihre Fangapparate bringt. Für Weichböden gibt es eine Grenze oberhalb derer erhöhter Sestontransport zu keiner erhöhten Nahrungsaufnahme führt, da die erhöhte Wasserbewegung in einer Hemmung des Fressens resultieren kann und eventuell zu Auswaschung der Organismen führt. Weitere Erkenntnisse über den Einfluss von Strömung auf „Gemeinschaftsebene" beziehen sich auf die Prozesse von Ansiedlung und Rekrutierung. Viele Bodentiere verringen ihre ersten Lebenswochen als Larve im Wasser, bevor sie sich auf dem Boden ansiedeln. Der Ort der Ansiedlung ist insbesondere durch die Hydrodynamik gesteuert und weniger durch das Verhalten der Organismen (z. B. Armonies 1996, Jaklin 2003, Bouma et al. 2001).

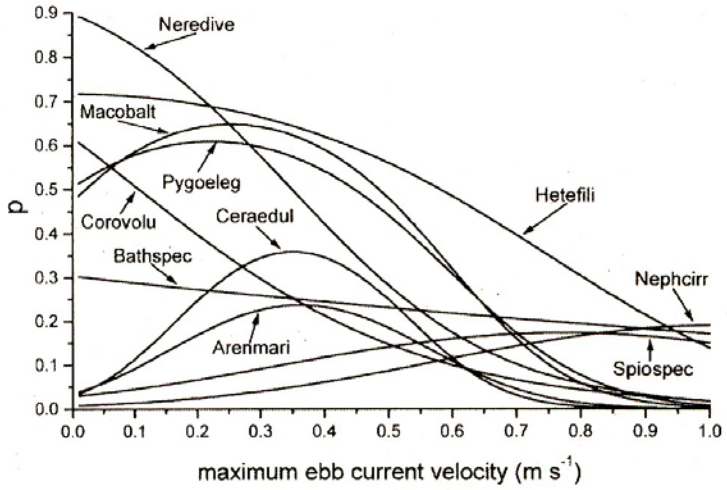


Abb. 5: Wahrscheinlichkeit (p) des Vorkommens von 10 Makrozoobenthosarten in Relation zu Maximum Ebbstromgeschwindigkeit im Scheldeästuar, angepasst durch logistische Regression. Hetefili: *Heteromastus filiformis*; Macobalt: *Macoma balthica*; Pygoeleg: *Pygospio elegans*; Bathspec: *Bathyporeia* sp.; Ceraedul: *Cerastoderma edule*; Nephcirr: *Nephtys cirrosa*; Neredive: *Nereis diversicolor*; Corovolu: *Corophium volutator*; Spiospec: *Spio* sp.; Arenmari: *Arenicola marina*. Aus Ysebaert et al. (2002).

Somit entstehen oftmals in strömungsberuhigten Gebieten ausgeprägte Brutwatten in denen junge Lebensstadien vieler Arten eine Weile verbringen bevor sie entweder ontogenetische Habitatwechsel vollführen oder passiv in geeignetere Siedlungsgebiete verdriftet werden.

Insgesamt sind konkrete Zahlen über den Zusammenhang zwischen Benthos und Hydrographie aus der Literatur so gut wie gar nicht zu bekommen. Häufig werden bestimmte Gemeinschaften „hochdynamischen" Wattbereichen oder „beruhigten" Wattbereichen zugeordnet, ohne das Vorliegen konkreter Informationen der Strömungs- oder Seegangsverhältnisse. In vielen Fällen spiegelt die Aussage über die hydrographischen Verhältnisse eher die im Feld beobachteten sedimentologischen Verhältnisse wieder, d. h. die Information, ob ein schlickiges oder sandiges Habitat vorliegt. Tideströmungen können im Bereich der Seegaten Maximalwerte von 1,5 m/s (Ebbstrom) bzw. 2,0 m/s (Flutstrom) erreichen (Koch und Niemeyer 1980). Das Strömungsmuster im Bereich der Watten wird durch die Prielverläufe bestimmt, kann aber bei Windeinfluss durch Triftströmungen erheblich modifiziert werden (Göhren 1968). Die Strömungsgeschwindigkeiten über dem Watt betragen ca. 30 - 50 cm/s, bei Sturmfluten max. 150 cm/s und in den Wattprielen zwischen 100 - 150 cm/s.

In den Niederlanden wird für die Klassifizierung unterschiedlicher Ökotope eine Aufteilung des Eulitorals in „hoch-" und „schwach-"dynamische Gebiete anhand von Strömung und Wellen vorgenommen (Bouma et al. 2006). Die Unterteilung basiert auf Modellierung der linearen und der orbitalen Strömungsgeschwindigkeit. „hochdynamische" Gebiete werden als solche Regionen definiert, in denen ein ausgeprägter Sandtransport stattfindet und sich der Meeresboden bzw. das Flußbett verändert. Solche Gebiete zeigen bei Niedrigwasser Grossrippeln, welche ab starken Strömungen von ungefähr >0,8 m/s entstehen. Hochdynamische und schwachdynamische Gebiete werden anhand der maximalen linearen Strömungsgeschwindigkeit von >0,8 m/s oder <0,8 m/s charakterisiert (maximale lineare Strömung (Flut- oder Ebbströmung), gemittelt über alle Tiden einer Periode von Nipp- zu Springtide). Die Strömungsgeschwindigkeit ist somit ein prägender Faktor für die Zusammensetzung der benthischen Lebensgemeinschaft.
Die Modelle der maximalen linearen Strömungsgeschwindigkeiten basierten maßgeblichauf den gesetzten Variablen Springtide und Windrichtung. Von daher sollten allen Modellergebnisse Messungen im Feld oder Luftbildanalysen (z. B. Ausbildung von Megarippeln) gegenübergestellt werden, um die Grenzen der Strömungsgeschwindigkeiten zu definieren, die für dieses Gebiet zutreffend sind. So stellte sich für die Westerschelde heraus, dass für normale mittlere Tidebedingungen ohne Wind eine Grenze der maximalen linearen Strömungsgeschwindigkeit von >0,5 m/s oder <0,5 m/s die Bedingungen im Feld gut widerspiegelt (Ysebaert et al. 2002). Im Wattenmeer war dagegen die Grenze >0,8 m/s

oder <0,8 m/s zutreffend (Bouma et al. 2006). Als weiteres Kriterium für die Hydrographie wählten Bouma et al. (2006) die maximale orbitale Strömungsgeschwindigkeit, welche die Strömungsgeschwindigkeit in einer Welle nahe des Sedimentbettes beschreibt und ebenfalls ab einem spezifischen Grenzwert eine Resuspension von Sediment und anderem Material verursachen kann. Da bisher wenig über den Einfluss von Seegang auf das Benthos bekannt ist, wählten Bouma et al. (2006) die maximale orbitale Strömungsgeschwindigkeit (gemittelt über alle Tiden einer Periode von Nipp- zu Springtide während durchschnittlicher Sturmbedingungen). Als „durchschnittliche Sturmbedingung" wird ein Sturm gewertet, der auf den Lebensablauf des Benthos Einfluss nimmt und hypothetisch nur einmal pro Jahr auftritt. Solche episodischen oder extremen Ereignisse können einen gravierenden Einfluss auf das Benthos haben, der über mehrere Jahre hinweg messbar ist (mündl. Mitteilung Dick de Jong). Zur Differenzierung der Strömungsgeschwindigkeit wurden hochdynamische Ökotope mit einer maximalen orbitalen Strömungsgeschwindigkeit von >0,2 m/s (und schwachdynamische Ökotope mit einer maximalen orbitalen Strömungsgeschwindigkeit von <0,2 m/s beschrieben. Welche Differenzierungswerte der Strömungsgeschwindigkeiten für die Küstengewässer von der Ems bis zur Elbe zutreffend sind, muss noch geklärt werden. Solange dies unklar ist, wird eine „hydrographische" Unterteilung der Ökotope auf Ebene 3 grob via Topographie (SKN-6m-Linie, NN-Linie) vorgenommen (s. Erläuterung S. 8 und 9 sowie Abb. 7).

Für die zukünftig geplante Erstellung von potentiellen Habitatkarten zu z. B. Seegras und Miesmuscheln ist es allerdings nicht ausreichend die Hydrographie über den Umweg Topographie zu klassifizieren, sondern hierfür wären detailliertere Informationen über Strömung und Seegang wünschenswert (s. Beispiele Miesmuschel und Seegras auf S. 12).

2.3 Sedimente

Seegang und Strömung stellen wesentliche hydrodynamische Steuerungsfaktoren für die Sedimentdynamik dar. Die verschiedenen Bezeichnungen terrigener Sedimente beruhen auf der Korngröße und werden international nach der Udden-Wentworth-Skala (Wentworth 1922) eingeteilt (s. Tab. 1), welche auf dem Logarithmus zur Basis 2 des Partikeldurchmessers in mm basiert. Die Klassifikation nach der Norm der DIN 2044 basiert dagegen auf dem dekadischen Logarithmus (Logarithmus zur Basis 10). Damit erreicht die DIN-Norm, dass auf einer logarithmischen Korngrößenskala die Abstände im wichtigen Bereich von 0,002 bis 20 mm gleich sind. Als Konsequenz weichen die Grenzen der Kornklassen der beiden Systeme voneinander ab. Daher ist bei vergleichenden Studien auf das jeweilig zugrunde liegende Bezugssystem zu achten.

Die Udden-Wentworth-Skala definiert die Grenze zwischen Kies und Sand bei 2 mm, die Grenze zwischen Sand und Schluff bei 2^{-4} mm = 62,5 µm und die Grenze zwischen Schluff und Ton bei 2^{-8} = 3,9 µm (vergl. Tab. 1).

Sandige Sedimente sind generell sphärisch und zeigen kein kohäsives Verhalten. Kleinere Sedimentpartikel unterhalb von 62,5 µm werden zunehmend länglich oder flach und haben ein größeres Oberflächen-zu-Volumen-Verhältnis wodurch die einzelnen Partikel im Gegensatz zu Sand nicht unabhängig voneinander reagieren, sondern zur Flockung neigen. Im Gegensatz zu sandigen Sedimenten, ist das erosive Verhalten kohäsiver Sedimente komplex und kann mathematisch nicht beschrieben werden (Paterson und Hagerthey 2001). Natürlich vorkommende Sedimente sind in aller Regel Mischungen aus Partikeln unterschiedlicher Größen. Van Rijn (1989) gibt an, dass Sedimentgemische, die mehr als 10 %Ton enthalten, kohäsive Eigenschaften aufweisen.

Im Groben reflektieren die vorherrschenden Sedimente das Ablagerungsverhalten der Partikel und die lokalen hydrodynamischen Energiegradienten, die Erosion und Deposition kontrollieren (Bartholomä und Flemming 2005). Je komplexer die morphologischen und hydrographischen Bedingungen sind, desto komplexer ist auch die räumliche Verteilung der Sedimente. Bei einer ausreichenden Strömung werden Partikel nach Überwindung der Scherfestigkeit aufgewirbelt und anschließend transportiert. Hohe Strömungsbedingungen verhindern die Ablagerung feiner Sedimente und führen zu einer Dominanz grobsandiger Sedimente, während feinere Sedimente unter energetisch geringeren Bedingungen entstehen (Reineck und Singh, 1980).

Tab. 1: Einteilung der Korngrößen nach der Udden-Wentworth-Skala (Wentworth 1922).

Millimeters (mm)	Micrometers (μm)	Phi (ϕ)	Wentworth size class		Rock type
4096		-12.0	Boulder		
256		-8.0	Cobble	Gravel	Conglomerate/ Breccia
64		-6.0	Pebble		
4		-2.0	Granule		
2.00		-1.0	Very coarse sand		
1.00		0.0	Coarse sand		
1/2 0.50	500	1.0	Medium sand	Sand	Sandstone
1/4 0.25	250	2.0	Fine sand		
1/8 0.125	125	3.0	Very fine sand		
1/16 0.0625	63	4.0	Coarse silt		
1/32 0.031	31	5.0	Medium silt		
1/64 0.0156	15.6	6.0	Fine silt	Silt	Siltstone
1/128 0.0078	7.8	7.0	Very fine silt		
1/256 0.0039	3.9	8.0			
0.00006	0.06	14.0	Clay	Mud	Claystone

Da die Ablagerungsprozesse in den Wattgebieten durch einen in Richtung auf das Festland abnehmenden Energieeintrag charakterisiert sind, kommt es tendenziell zu einer küstenparallelen Anordnung zunehmend schluff- und tonreicherer Sedimente (z. B. Flemming und Ziegler 1995, Eitner und Ragutzki 1995). Diese Zonierung reflektiert die langfristigen hydrodynamischen Energiegradienten, die in den jeweiligen Einzugsgebieten vorherrschen. Auf einem kleinskaligen Level sind die individuellen Sandplaten in ihrer Morphologie und Sedimentzusammensetzung sehr heterogen (Bartholomä und Flemming 2005). Wind und Seegang sind episodisch sehr variabel und führen zu einem Transport unterschiedlichster Korngrößen. Hierdurch entstehen Mischwatten, die sowohl aus feinen und groben Sedimentanteilen bestehen, was sich wiederum in einer schlechten Sortierung der Sedimente ausdrückt. In denen meisten eulitoralen Gezeitenbereichen herrschen Mischwatten mit schlechter Sortierung vor.

Im Laufe der Zeit hat es eine Reihe von Versuchen gegeben, allgemeingültige Wattklassifikationen zu entwickeln. Die Klassifizierung richtet sich in der Regel nach dem Korngrößenspektrum und baut auf dem Verhältnis von Feinkornanteil (Schluff- und Tonanteil) zu Sandfraktion auf. Eine Übersicht der wichtigsten Klassifizierungsansätze findet sich in Tabelle 2, welche dem Bericht von Meyer und Ragutzki (1999) entnommen wurde.

Die Sedimentzusammensetzung stellt neben der Salinität einen weiteren bedeutenden Faktor für das Vorkommen und die Verbreitung von Benthosarten dar. Sie ist wichtig für die Effizienz der Futteraufnahme, die Eingrabmöglichkeiten und für Möglichkeiten, spezielle Bauten und Gänge auszubilden (Bouma et al. 2006). Entsprechend dieser Variablen verteilt sich entlang eines Gradienten in der medianen Korngrösse die Häufigkeit einzelner Arten, wie das Beispiel aus der Westerschelde belegt (Ysebaert et al. 2002). Wie aber bereits zuvor für die hydrographischen Aspekte beschrieben, ist eine Einteilung auf Gemeinschaftsebene schwieriger, da Grenzen oftmals fliesend sind und die einzelnen Arten eine große räumliche Verbreitung aufweisen.

Tab. 2: Klassifikationsansätze für Wattsedimente verschiedener Autoren. Nach Meyer und Ragutzki (1999).

Autor	Einteilung	Sedimenttypen	Wattart
Sindowski (1973)	Tongehalt (%) < 5 ≤ 8 > 8 - ≤ 17 > 17 - ≤ 25 > 25 - ≤ 35 > 35 - ≤ 50 > 50	Wattsand Schlicksand stark sandiger Schlicksand stark schluffiger Schlicksand sandiger Wattschlick schluffiger Wattschlick schluffig-toniger Wattschlick toniger Wattschlick stark toniger Wattschlick	
Reineck & Siefert 1980	Sandgehalt (%) ≥ 90 < 90 - ≥ 50 < 50 - ≥ 15 < 15	Wattensand schlickiger Sand (sandiger) Schlick fetter Schlick	Sandwatt Mischwatt Schlickwatt fettes Schlickwatt
Figge et al. (1980)	Anteil < 63 µm (%) ≤ 5 > 5 - ≤ 10 > 10 - ≤ 25 > 25 - ≤ 50 > 50	Wattsand i.e.s. schwach schlickiger Wattsand sandiger Schlicksand schlickiger Schlicksand Schlick	Sandwatt schwach schlickiges Sandwatt sandiges Mischwatt Schlickwatt
Ragutzki (1982)	Anteil < 63 µm (%) ≤ 8 > 8 - ≤ 12 > 12 - ≤ 40 > 40	heller, mittelsandiger Feinsand dunkler, schlickiger Feinsand Schlicksand Schlick	helles Sandwatt dunkles Sandwatt Mischwatt Schlickwatt

Bouma et al. (2006) teilen das Eulitoral in vier Bereiche auf, die sich zum einen durch den Anteil des Tongehaltes (< 63 µm-Fraktion) und zum anderen durch die mittlere Korngröße (MD 50) unterscheiden. Diese Differenzierung basierte auf den im Freiland vorkommenden Sedimenttypen und auf dem Wissen über das Vorkommen einzelner Arten entlang des Sedimentgradienten. Folgende Sedimenttypen wurden unterschieden: 1) Silt (?) - Sedimente mit hohem Tonanteil (> 25 % der < 63 µm-Fraktion) unabhängig von der mittleren Korngröße, 2) Feinsand mit einem Tongehalt < 25% und einer mittleren Korngröße von < 250 µm, 3) Grobsand mit einem Tongehalt < 25% und einer mittleren Korngröße von 250-2000 µm, und 4) Kies mit einer mittleren Korngröße von > 2000 µm. Für die Westerschelde war eine Unterteilung in schlickige und sandige Bereiche ausreichend, wobei schlickig als Sediment mit einem Tongehalt von mehr als 25 % definiert und sandig entsprechend einen Tongehalt von weniger als 25 % aufweist (Escaravage et al. 2004).

Ein anderes Kriterium für die Klassifizierung von Ökotopen war die Bedingung, alles im GIS darstellen zu können. Bezogen auf die Sedimentcharakteristik liegen aus den Wattgebieten der Flussgebietseinheiten Ems, Weser und Elbe nur sehr wenige Daten vor, die einen vergleichbaren Zeitraum umfassen. Die einzig flächendeckende digitale Karte, die sich als Grundlage für eine Klassifizierung eignen würde, ist die von Meyer und Ragutzki (1999). Hier findet eine Unterteilung der Sedimente in Schlick-, Misch- und Sandwatten analog zu den Kriterien von Ragutzki (1982) statt.

Abb. 6: Hierarchische Klassifizierung der vier Ökotope und zwei Sonderbiotope, die für die Küstengewässer der Flussgebietseinheiten Ems, Weser und Elbe für die zweite Ebene des hierarchischen Bewertungssystems nach Escaravage et al. (2004) unterschieden wurden.

Um wirklich deutlich abgrenzbare Ökotope zu erhalten, werden hier zunächst die Einteilungen von Escaravage et al. (2004) übernommen, wobei schlickig mit der Einteilung nach Ragutzki (1982) dann allerdings Sedimente mit einem wesentlich höheren Anteil der <63 µm-Fraktion bezeichnen würde. Ob die Mischwatten zu den Schlickwatten oder zu den Sandwatten gerechnet werden sollte oder eventuell doch als eigene Klasse mit aufgenommen werden, muss noch einmal überdacht werden.

3 Mögliche Unterteilung der Ökotope für die Küstengewässer der Flussgebietseinheiten Ems, Weser und Elbe anhand der beschriebenen abiotischen Randbedingungen

Basierend auf den zuvor beschriebenen geomorphologischen und hydrodynamischen Theorien und der Kenntnis über die wichtigsten physikalischen Steuergrössen (Salzgehalt, Topographie, Hydrodynamik und Sedimentcharakteristik), ist es möglich, Aussagen über die Wahrscheinlichkeit des Vorkommens der einzelnen Arten bzw. Gemeinschaften in den verschiedenen Ökotopen zu treffen.

Die Klassifizierung wurde anhand von physikalisch-chemischen und biologischen Charakteristika vorgenommen, wobei sich die biologische Komponente nur auf die Sonderbiotope (z. B. Seegraswiesen oder Miesmuschelbänke) bezieht. Die Klassifizierung der Ökotope auf Ebene 2 entspricht bis auf geringfügige Änderungen (SKN–6 m statt NN–5 m) der in Escaravage et al. (2004) vorgeschlagenen (Abb. 6). Das System ist relativ einfach gehalten, da es ansonsten nicht möglich ist, die historische Ausdehnung verschiedener Ökotope mit der jetzigen zu vergleichen. Zudem war das Ziel auf Ebene 2, Aussagen für die Aufrechterhaltung der Funktion des Gesamtsystems machen zu können. Aus diesem Grund ist die Einteilung auf insgesamt sechs Ökotope (flaches Sublitoral, tiefes Sublitoral, schlickiges Eulitoral, sandiges Eulitoral sowie Miesmuschelbänke und Seegraswiesen als Sonderbiotope) reduziert worden (vergl. Escaravage et al. 2004). Im Vergleich zur Morphologie liegen zwar für die Ausdehnung von Seegraswiesen und Miesmuschelbänken keine wirklich historischen (vor oder um 1900) Daten vor, aber durch zukünftige Arbeiten sollte es möglich sein, anhand von modellbasierten potentiellen Habitatkarten auf eine potentielle historische Verbreitung zu schließen.

Auf Basis bekannter morphologisch-hydrodynamischer Merkmale erfolgte auf der dritten Ebene eine Klassifizierung von insgesamt 14 Ökotopen sowie 3 Sonderbiotopen im Eulitoral und 9 Sonderbiotopen im Sublitoral. Escaravage et al. (2004) unterscheiden sogar insgesamt zwischen 40 Ökotopen (ohne Sonderbiotope), da sie nach Salinität (2x), Topographie (5x), Hydrographie (2x) und Sedimenten (2x) unterscheiden. In der vorliegenden Studie steht eine Klassifizierung anhand unterschiedlicher Strömungs- und Seegangscharakteristika sowie unterschiedlicher Überflutungsdauern noch aus. Sind die Klassengrenzen für diese Parameter festgelegt, wird sich wahrscheinlich auch für die Flussgebietsgebietseinheiten Ems, Weser und Elbe die Anzahl der Ökotope ähnlich zur Westerschelde erhöhen. Escaravage et al. (2004) gehen allerdings davon aus, dass innerhalb eines Wasserkörpers immer nur eine spezifische Anzahl von Ökotopen vorkommt, so dass sich die Anzahl der zu beprobenden Ökotope in der Westerschelde wahrscheinlich auf eine selektive Auswahl der wichtigsten Ökotope reduzieren wird. Auch für die Küstengewässer des Untersuchungsgebietes der vorliegenden Vorstudie ist davon auszugehen, dass nicht alle Ökotope innerhalb eines Wasserkörpers vorkommen oder in ihrer Ausdehnung so gering sind, das der Referenzstatus nur qualitativ oder halbqualitativ beschrieben

werden kann. Zudem muss für ein wohl überdachtes Monitoring evaluiert werden, ob und wie oft welches Ökotop tatsächlich beprobt werden muss, um plausible Ergebnisse zu bekommen.

Zusammenfassend lässt sich eine Klassifizierung der Ökotope für die Bewertungsebene 3 nach dem hierarchischen Modell nach Escaravage et al. (2004) bisher nach folgenden Kriterien durchführen (vergl. Abb. 7). Eine erste Unterteilung der Ökotope findet zwischen zwei Salinitätszonen (eu- und polyhalin) statt. Diese Unterteilung ist als vorläufig zu betrachten, da noch genau überprüft werden muss, ob sich die benthischen Gemeinschaften in den zwei Zonen tatsächlich unterscheiden. Eine weitere Unterteilung findet hiernach in eine eulitorale und eine sublitorale Zone statt, da diese Kompartimente völlig unterschiedliche Umweltbedingungen für das Makrozoobenthos bieten. Das Sublitoral wird wiederum nach hydrodynamischen Aspekten via Topographie in die Zonen „flach" und „tief" anhand der SKN-6m-Linie unterteilt, die diese Gebiete grob in primär seegangsbeeinflusste und primär strömungsbeeinflusste Bereiche trennt. Hiernach findet keine weitere Unterteilung statt, da das Sublitoral generell durch höhere Strömungsgeschwindigkeiten und relativ sandige Sedimente charakterisiert ist (vergl. Escaravage et al. 2004). Das Eulitoral wurde bisher nur in einen „oberen" und „unteren" Bereich unterteilt, der wie im Sublitoral primär seegangs- von primär strömungsbeeinflussten Bereiche trennt. Wie im Sublitoral wird diese hydrographische Unterscheidung grob via Topographie anhand der NN-Linie vorgenommen. Um genauere Klassifizierungen anhand von Strömung und Überflutungsdauer vornehmen zu können, sind noch Analysen des Benthos in Kombination mit Daten über die morphologiosch-hydrodynamischen Bedingungen in den entsprechenden Gebieten nötig.

Die Sedimente wurden aus den genannten Gründen bisher nur in eine schlickige und eine sandige Zone unterteilt, ohne diese genauer nach ihren Kenngrössen, wie zum Beispiel „Anteil mittlere Korngrösse" oder „TOC- und Wassergehalt" zu charakterisieren. Auch hierzu sind noch weitere Analysen der Benthosdaten und Literaturstudien nötig. Als Sonderbiotope wurden Miesmuschelbänke und Seegraswiesen gewählt, da sie in den Küstengewässern ökologisch bedeutende Einheiten darstellen. Hinter die Auster wurde noch ein Fragezeichen gesetzt, da noch entschieden werden muss, ob die neu eingewanderte und sich stetig ausbreitende Art *Crassostrea gigas* als Bewertungskomponente aufgenommen wird. Daneben wurden noch einige Sonderbiotope wie Klei, Torf, Schill und Kies aufgenommen, die zwar eine eigene Fauna, aber wahrscheinlich nur eine sehr kleine räumliche Ausdehnung aufweisen. Des Weiteren muss noch entschieden werden, wie mit künstlichen Hartsubstraten wie Buhnen etc. verfahren wird.

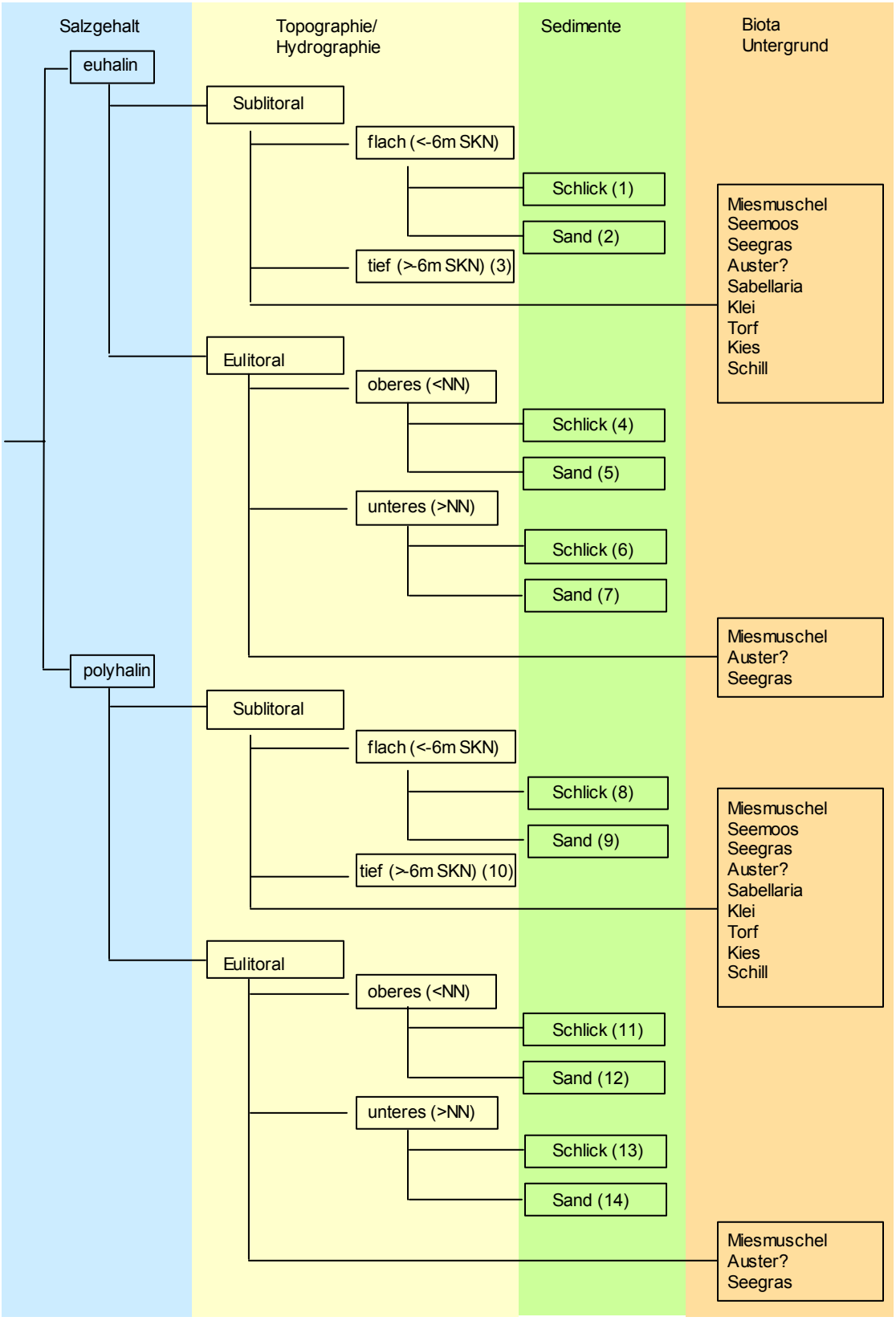


Abb. 7: Mögliche hierarchische Klassifikation der 14 Ökotope und der 24 Sonderbiotope, die für die Küstengewässer der Flussgebietseinheiten Ems, Weser und Elbe für die dritte Ebene des hierarchischen Bewertungssystems nach Escaravage et al. (2004) unterschieden werden könnten.

5 Literatur

Armonies, W. (1994): Drifting meio- and macrobenthic invertebrates on tidal flats in Königshafen: a review. Helgoländer Meeresunters. 48: 299-320.

Armonies, W. (1996): Changes in distribution patterns of O-group bivalves in the Wadden Sea: Byssus-drifting releases juveniles from the constraints of hydrography. J. Sea Res. 35: 323-334.

Atrill, M.J. (2002): A testable linear model for diversity trends in estuaries. J. Animal. Ecol. 71: 262-269.

Bartholomä, A., Flemming, B. W. (2005): Progressive grain-size sorting along an intertidal energy gradient. Research Center Terramare Reports No. 13: 1-4.

Birkemeier, W. A. (1985):. Field data on seaward limit of profile change. Journal of Waterway, Port, Coastal, and Ocean Engineering, American Society of Civil Engineers, 111(3): 598-602

Blackman, F. (1905): Optima and limiting factors. Annals of Botany 19: 281–295.

Blanchard, G. F., Sauriau, P. G., Cariou Le Gall, V., Gouleau, D., Garet, M. J. & Olivier, F. (1997): Kinetics of tidal resuspension of microbiota: Testing the effects of sediment cohesiveness and bioturbation using flume experiments. Mar. Ecol. Pog. Ser. 151: 17-25.

Bouma, H., Duiker, J. M. C., de Vries, P. P., Herman, P. M. J., Wolff, W. J. (2001): Spatial pattern of early recruitment of *Macoma balthica* (L.) and *Cerastoderma edule* (L.) in relation to sediment dynamics on a high dynamic intertidal sandflat. J. Sea Res. 45: 79-93.

Bouma, H., de Jong, D. J., Twisk, F., Wolfstein, K. (2005): Zoute wateren EcotopenStelsel (ZES.1). Voor het in kaart brengen van het potentiële voorkomen van levensgemeenschappen in zoute en brakke rijkswateren. Bericht RWS/RIKZ/2005.024, 156 S.

Bouma, H., de Jong, D. J., Twisk, F., Wolfstein, K. (2006): A Dutch Ecotope System for Coastal Waters (ZES.1). To map the potential occurrence of ecological communities in Dutch coastal and transitional waters. Bericht RWS/RIKZ/2005.024, engl. Version Juni 2006, 135 S.

Carriker, R. (1967). Ecology of estuarine benthic invertebrates: a perspective. In: Lauff (Hrsg.): Estuaries 83, AAAS: S. 442-487.

Cognetti, G., Maltagliata, F. (2000): Biodiversity and adaptive mechanisms in brackish water fauna. Mar. Pollut. Bull. 40: 7-14.

Cowell, P.J., Hanslow, D.J., Meleo, J.F. (1999): The shoreface. In: Short, A. D. (Hrsg.): Handbook of beach and shoreface morphodynamics, Chichester (Wiley), S. 39-71.

Cummings, V. J., Pridmore, R. D., Thrush, S. F., Hewitt, J. E. (1995): Post-settlement movement by intertidal benthic macroinvertebrates: Do common New Zealand species drift in the water column?. N. Z. J. Mar. Freshwat. Res. 29: 59-67.

Dieckmann, R. (1989): Morphologische Strukturen im Weserästuar. Deutsche Gewässerkundliche Mitteilungen 33: 104-112.

Diesing, M. (2003): Die Regeneration von Materialentnahmestellen in der südwestlichen Ostsee unter besonderer Berücksichtigung der rezenten Sedimentdynamik. Dissertation Christian-Albrechts-Universität Kiel, 158 S.

Dirksen, M. T. (2003): Modellierung des organismischen Response in Buhnenfeldern der mittleren Elbe. Determinierende Umweltfaktoren des Makrozoobenthos der Elbe. Dissertation Phillipps-Universität Marburg, 180 S.

Eckman, J. E. (1983): Hydrodynamic processes affecting benthic recruitment. Limnol. Oceanogr. 28: 241-257.

Ehlers, J. (1994): Geomorphologie und Hydrologie des Wattenmeeres. In: Lozán, J. L., Rachor, E., Reise, K., von Westernhagen, H., Lenz, W. (Hrsgs): Warnsignale aus dem Wattenmeer, Blackwell Wissenschafts-Verlag, Berlin, S.1-10.

Eitner, V., Ragutzki, G. (1994): Temporal and spatial variability of tidal flat sediments: a case study. Senckenbergiana marit. 25: 1-9.

Escaravage, V., Ysebaert, T., Herman, P. M. J. (2004): Description of the maximal and good ecological potential (MEP / GEP) for the benthic macrofauna for the European Water Framework Directive (WFD) - the Westerschelde, report of the NIOO-CEME, Yerseke, Netherlands, 57 S.

Flemming, B.W., Ziegler, K. (1995): High-resolution grain size distribution patterns and textural trends in the backbarier environment of Spiekeroog Island (southern North Sea). Senckenbergiana marit. 26: 1-24.

Fonseca, M.S., J.C. Zieman, G.W. Thayer, Fisher, J.S. (1983): The role of current velocity in structuring eelgrass (*Zostera marina* L.) meadows. Est. Coast. Shelf Sci. 17: 367-380.

Gerlach, S. A. (1994): Spezielle Ökologie. Marine Systeme. Springer-Verlag, Berlin, 226 S..

Gerritsen, F. (1990): Morphological stability of inlets and channels of the Western Wadden Sea. Rijkswaterstraat, Dienst Getijdewateren, Den Haag, Rap. GWAO-90.019

Göhren; H (1968): Triftströmungen im Wattenmeer. Mitt. Franzius Inst. TU Hannover 30: 142-270.

Grotjahn, M, Kolbe, K. (2003): Gemeinsame Charakterisierung der deutschen Nord- und Ostsee-Küstengewässer vor dem Hintergrund internationaler Vereinbarungen. Teil A: Nordsee, BMBF-Projekt BMBF-FKZ 0330041, Abschlußbericht, 156 S.

Hall, S. J. (1994): Physical disturbance and marine benthic communities: life in unconsolidated sediments. Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev. 32: 179-239.

Hallermeier, R.J. (1981): A profile zonation for seasonal sand beaches from wave climate. Coastal Engineering 4: 253-277.

Jaklin, S. (2003): Recruitment dynamics of North Sea macrozoobenthos in intertidal soft bottoms: larval availability, settlement and dispersal. Dissertation Universität Bremen, 136 S.

Jaklin, S., Günther, C.-P. (1996): Macrobenthic driftfauna of the Gröninger Plate. Senckenbergiana marit. 26: 127-134.

Jones, C. G., Lawton, J. H., Shachak, M. (1994): Organisms as ecosystem engineers. Oikos 69: 373-386.

Kinne, O. (1971): Salinity: animals-invertebrates. In: Kinne; O. (Hrsg.): Marine Ecology, Vol. 1, Wiley, New York, S. 821-996.

Koch, M., Niemeyer, H.D. (1980): Strömungsmessungen im Bereich der Wattwasserscheiden von Norderney und Baltrum sowie im Seegat Wichter Ee. Jber. Forschungsstelle Norderney 24: 69-75.

Liebig, J. (1840): Die Chemie in ihrer Anwendung auf Agricultur und Physiologie, Braunschweig, Vieweg

Mannio, A., Montagna, P. A. (1997): Small-scale spatial variation of macrobenthic community structure. Estuaries 20: 159-173.

Meyer, C., Ragutzki, G. (1999): Sedimentverteilung als Indikator für morphodynamische Prozesse. KFKI-Forschungsvorhaben Abschlussbericht, Niedersächsisches Landesamt für Ökologie (NLÖ), Dienstbericht Forschungsstelle Küste 21/1999, Norderney, 43 S.

Michaelis, H. (1983): Intertidal benthic animal communities of the estuaries of the rivers Ems and Weser. In: Wolff, W.J. (Hrsg.): Ecology og the Wadden Sea. Vol. I, Balkema, Rotterdam, S. 158-188.

Niemeyer, H.D., Goldenbogen, R., Schroeder, E., Kunz, H. (1995): Untersuchungen zur Morphodynamik des Wattenmeeres im Forschungsvorhaben WADE. Die Küste, H. 57: 65-94

Niemeyer, und Kaiser (1999): Mittlere Tidewasserstände. In: Umweltatlas Wattenmeer Bd. 2, Wattenmeer zwischen Elb- und Emsmündung, Nationalparkverwaltung Niedersächsisches Wattenmeer, Umweltbundesamt, Ulmer, Stuttgart, S. 24-25.

Palmer, M. A. & Molloy, M. R. (1986): Water flow and the vertical disbritution of meiofauna: A flume experiment. Estuaries 9: 225-228.

Paterson, D.M., Hagerthey, S.E. (2001): Microphytobenthos in contrasting coastal ecosystems: biology and dynamics. In: Reise, K. (Hrsg.): ecological comparisons of sedimentary shores, Springer, Berlin, S. 105-125.

Remane, A. (1934) : Die Brackwasserfauna. Verh. Deutsch. Ges. 36 : 34-74.

Reineck, H.E., Singh, I.B. (1980): Depositional sedimentary environments, Springer, New York.

Roegner, C., André, C., Lindegarth, M., Eckman, J. E. & Grant, J. (1995): Transport of recently settled soft-shell clams (*Mya arenaria* L.) in laboratory flume flow. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 187: 13-26.

Saleck, N. (2002): Zur Dynamik der Gezeiten im ostfriesischen Wattenmeer, Diplomarbeit Universität Oldenburg, 99 S..

Tamaki, A. (1987): Comparison of resistivity to transport by wave action in several polychaete species on an intertidal sand flat. Mar. Ecol. Prog. Ser. 37: 181-189.

van Katwijk, M.M. (2003): Reintroduction of eelgrass (*Zostera marina* L.) in the Dutch Wadden Sea: a research overview and management vision. In: Wolff, W. J., Essink, K., Kellermann, A., and van Leeuwe, M.A., (Hrsgs.): Challenges to the Wadden Sea. Ministry of Agriculture, Nature Management and Fisheries, Dept North, Groningen, S. 173-195.

van Rijn, (1989): Handbook: sediment transport by currents and waves, Rep. H461, Delft Hydraulics, Delft, The Netherlands

van Stralen, M.R., Dijkema, R.D. (1994): Mussel culture in a changing environment: the effects of a coastal engineering project on mussel culture (*Mytilus edulis* L.) in the osterschelde estuary (SW Netherlands). Hydrobiologia 282/283: 359-379.

Wentworth, C.R. (1922): A scale of grade and class terms for clastic sediments. J. Geol. 30: 377-392.

Wildish, D. J. (1977): Factors controlling marine and estuarine sublittoral macrofauna. Helgoländer Wiss. Meeresunters. 30: 445-454.

Witez, P. (2002): GIS-gestützte Analysen und dynamische 3D-Visualisierungen der morphologischen Entwicklung schleswig-holsteinischer Tidebecken, Dissertation Christian-Albrechts-Universität Kiel, 205 S..

Wolff, W.J. (1983): Estuarine benthos. In: Ketchum, B.H. (Hrsg.): Estuaries and enclosed seas, Elsevier, Amsterdam, S. 151-182.

Wrigth, L.D. (1995): Morphodynamics of inner continental shelves. Boca Raton (CRC Press), 241 S.

Ysebaert, T., Meire, P., Herman, P. M. J., Verbeek, H. (2002): Macrobenthic species responses surfaces along estuarine gradients: prediction by logistic regression. Mar. Ecol. Prog. Ser. 225: 79-95.

Ysebaert, T., Herman, P.M.J. (2004): The assessment of the ecological status of coastal and transitional waters based on benthic macroinvertebrates: classification and intercalibration within the Water Framework Directive. – addendum to NIOO-CEME Report nr. 2004.1. 45 S.

Anhang 6.2:
Makrozoobenthos in den Ökotopen der Küstengewässer der FGE Elbe, Weser und Ems – Charakterisierung der Ökotope anhand der benthischen Lebensgemeinschaften

Unterschiedene Ökotope in den Küstengewässern der FGE Elbe, Weser, Ems (AQUAMARIN 2006)

KÜGEW-DB: KÜGEW-Positionen, KÜGEW-MZB (Taxa, autökol. Angaben), KÜGEW-MZB-Char (Arten, Präsenz, Abund., Biom.)

GIS/KüGew: KüGew.shp mit KüGew.avl; Pos_kügew.shp

An den 2102 Positionen mit quantitativen Makrozoobenthosuntersuchungen im Sub- und Eulitoral wurden insgesamt 406 MZB-Taxa (alle Arten einschließlich nicht näher identifizierter Taxa und leerer Sabellaria-Röhren) angetroffen. Die Taxa gruppieren sich wie folgt:

Stamm	(%)
Annelida	36,5
Arthropoda	28,1
Mollusca	11,1
Cnidaria	10,8
Ectoprocta	3,9
Chordata	3,2
Echinodermata	3,2
Chaetognatha	0,5
Porifera	0,5
Ctenophora	0,2
Echiura	0,2
Nemertea	0,2
Phoronida	0,2
sonstige	1,2

Die Taxa des Gesamtgebietes, die an mehr als 10% der Positionen angetroffen wurden, finden sich mit ihren mittleren Abundanzen und Biomassen (soweit angegeben) in Tabelle 2 im Anhang. Die Art, die an den meisten der Positionen angetroffen wurde, war *Scoloplos armiger* (56,8% der Positionen), gefolgt von *Nephtys hombergii* (51,8%) und *Macoma balthica* (51,3%). Im Mittel waren pro Standort 9,7 (± 7,2) Arten mit mittleren Gesamtbesiedlungsdichten von 5268 (± 17493) Ind./m² vergesellschaftet.

Ökotop Sublitoral > 5 m im gesamten Küstengewässer

KÜGEW-DB: SUBLIT>5_POS, SUBLIT>5_MZB (Arten, Präsenz, Abund., Biom.)

GIS/KüGew: sublit_5+.shp, pos_sub_5+.shp

Das tiefe Sublitoral der KüGew nimmt eine Fläche von 341 km² ein. An 236 Positionen wurden MZB-Untersuchungen ausgeführt, wovon 13 Positionen unbesiedelt waren. Die Untersuchungen ergaben 235 MZB-Taxa, die sich folgenden Stämmen zuordnen lassen:

Stamm	(%)
Annelida	34,0
Arthropoda	28,1
Cnidaria	13,6
Mollusca	9,8
Ectoprocta	4,3
Echinoderma	3,4
Chordata	2,1
Porifera	0,9
Chaetognatha	0,4
Ctenophora	0,4
Nemertea	0,4
Phoronida	0,4
sonstige	1,3

Die häufigsten Arten dieses Bereichs (Vorkommen an >10% der Positionen) finden sich mit ihren mittleren Abundanzen und Biomassen in Tabelle 3 im Anhang. Die drei häufigsten Arten waren *Scoloplos armiger* (41,9% der Positionen), gefolgt von *Nephtys sp.* (41,5%) und *Nephtys cirrosa* (33,9%). Im Mittel waren pro Standort 9,6 (± 7,6) Arten mit mittleren Gesamtbesiedlungsdichten von 302 (± 548) Ind./m² vergesellschaftet.

Weitere häufige Arten sind meist vagile Polychaeten und Crustaceen, aber auch sessile Arten, wie *Mytilus edulis*, Balaniden, Hydrozoen- und Anthozoenarten kommen an über 10% der Positionen vor und weisen auf vielfältige Ansiedlungsmöglichkeiten hin.

Zusammenfassende Charakterisierung:

Überwiegend sandige Sedimente, aber auch Kies, Grobsand, Schill, Schlicksand, Klei und Torf kommen vor. Großräumig vielfältige Makrofauna dominiert von vagilen Anneliden und Arthropoden mit durchschnittlich geringen Besiedlungsdichten. *Mytilus edulis* in geringen Dichten. Die mittlere Artenzahl von 9,6 liegt an der unteren Grenze der aus den historischen Untersuchungen zitierten 10 – 39 Arten für das gesamte Sublitoral (s. Tab. 4.14). Mitllere Dichten gering (ca. 300 Ind./m²).

Ökotop Sublitoral 0 – 5 m im gesamten Küstengewässer

KÜGEW-DB: SUBLIT_0-5_POS, SUBLIT_0-5_MZB (Arten, Präsenz, Abund., Biom.)

GIS/KüGew: sublit_0-5.shp; pos_sub_0-5.shp

Das flache Sublitoral macht mit ~1050 km² den Hauptanteil des gesamten Sublitorals aus. Hier wurden an 731 Positionen MZB-Untersuchungen ausgeführt, wovon 15 Positionen unbesiedelt waren. Die Untersuchungen ergaben 338 MZB-Taxa, die sich folgenden Stämmen zuordnen lassen:

Stamm	(%)
Annelida	34,3
Arthropoda	28,1
Cnidaria	12,4
Mollusca	10,9
Ectoprocta	4,4
Chordata	3,3
Echinodermata	3,0
Chaetognatha	1,2
Porifera	0,6
Ctenophora	0,6
Echiura	0,3
Nemertea	0,3
Phoronida	0,3
sonstige	0,3

Die häufigsten Arten des flachen Sublitorals finden sich mit ihren mittleren Abundanzen und Biomassen in Tabelle 4 im Anhang. Die drei häufigsten Arten waren hier *Nephtys hombergii* (54,3%), *Scoloplos armiger* (53,5%), gefolgt von *Nephtys sp.* (46,5%). Im Mittel waren pro Standort mehr Arten (10,3 ± 8,3) mit höheren mittleren Gesamtbesiedlungsdichten von (1590 ± 14967 Ind./m²) als im tiefen Bereich vergesellschaftet.

Die häufigsten Arten sind ähnlich dem tiefen Sublitoral vagile Polychaeten und Crustaceen. Aber auch sessile Polychaeten wie *Pygospio elegans* und *Lanice conchilega* sind häufiger und letztere Art in relativ hohen Dichten vertreten (Lanicerasen). Auch *Mytilus edulis*, mit den begleitenden Balaniden, Hydrozoen- und Anthozoen kommen häufig vor. Mytilus erreicht hier auch deutlich höhere Dichten (MW 324 Ind./m²), als im tiefen Bereich (MW 27 Ind./m²).

Zusammenfassende Charakterisierung:

Überwiegend sandige Sedimente, aber auch Kies, Grobsand, Schill, Schlicksand, Klei und Torf kommen vor. Im Vergleich zum tiefen Sublitoral großräumig noch mehr Artenvielfalt, ebenfalls dominiert von vagilen Anneliden und Arthropoden. Es kommen auch Röhrenbewohner (Lanice, Pygospio) in höheren Dichten vor. Insgesamt höhere mittlere Artenzahlen (ca. 10) und Dichten (ca. 1600 Ind./m²) als im tiefen Sublitoral. Sublitorale Mytilusbänke. Mögliche Vorkommen von *Sabellaria spinulosa* (bisher nur Jade). Die mittleren Artenzahlen sind etwas höher, als im tiefen Bereich, liegen aber ebenfalls an der unteren Grenze der aus früheren Untersuchungen bekannten Werte.

Ökotop Sandwatt im gesamten Küstengewässer

KÜGEW-DB: SANDW_POS, SANDW_MZB (Arten, Präsenz, Abund., Biom.)

GIS/KüGew: sandwatt.shp, pos_sandw.shp

Mit einer Fläche von 964 km² nimmt das Sandwatt die größte Fläche des eulitoralen Bereichs ein. Nach (Meyer and Ragutzki 1999) fasst der Begriff sogenannte strukturierte Sande, hohe Sande (Brandungswall), aufgespülte Sande, helle Sande und dunkle Sande zusammen. An 911 Positionen wurden MZB-Untersuchungen durchgeführt, eine dieser Positionen war unbesiedelt. Im Sandwatt wurden mit 174 Arten deutlich weniger Arten als im Sublitoral angetroffen. Die Tierstämme der Arten teilen sich wie folgt auf:

Stamm	%
Annelida	53,4
Arthropoda	25,9
Mollusca	14,4
Cnidaria	2,3
Chordata	1,1
Echinodermata	1,1
Nemertea	0,6
Porifera	0,6

Somit sind im eulitoralen Sandwatt die Anneliden mit Abstand die vielfältigste Gruppe, während Arthropoden und Cnidarier im Vergleich zum Sublitoral ein deutlich eingeschränktes Artenspektrum aufweisen.

Die häufigsten Arten des Sandwatts finden sich mit ihren mittleren Abundanzen und Biomassen in Tabelle 5 im Anhang. Die drei häufigsten Arten waren hier *Scoloplos armiger* (70,3%), *Nephtys hombergii* (57,8%), gefolgt von der röhrenbauenden Art *Pygospio elegans* (57,6%). Im Mittel waren pro Standort 9,0 (± 5,9) Arten mit Gesamtbesiedlungsdichten von 7459 (± 19403) Ind./m² vergesellschaftet.

Wie beschrieben bilden vagile und sessile Anneliden (meist Polychaeten) die Hauptgruppe. Neben den genannten Hauptarten treten auch *Heteromastus filiformis*, *Hediste diversicolor* und die häufig strukturbildenden Arten *Arenicola marina* (im Mittel 67 Ind./m²; "Arenicolawatt") und *Lanice conchilega* (im Mittel 823 Ind./m²); "Lanicerasen") auf. Von den MolluskenMollusken sind *Macoma balthica* (im Mittel 540 Ind./m²), *Cerastoderma edule* (im Mittel 726 Ind./m²) und die Wattschnecke *Hydrobia ulvae* (im Mittel 13055 Ind./m²) am häufigsten vertreten.

Zusammenfassende Charakterisierung:

Helle und dunkle Sandsedimente. Im Vergleich zum Sublitoral etwa nur halb so großes Artenspektrum. Vagile und sessile Anneliden bilden die Hauptgruppe. „Arenicolawatt" großflächig strukturbildend. Coenosen mit im Mittel 9 Arten mit 7500 Ind./m².

Ökotop Mischwatt im gesamten Küstengewässer

KÜGEW-DB: MISCHW_POS, MISCHW_MZB (Arten, Präsenz, Abund., Biom.)

GIS/KüGew: mischwatt.shp, pos_mischw.shp

Im Gebiet kommen 113 km² Mischwatten vor. Alle 139 darin liegenden Positionen wiesen eine MZB-Besiedlung auf, die insgesamt 110 Taxa umfasste. Die taxonomischen Gruppen gliedern sich wie folgt:

Stamm	%
Annelida	58,2
Arthropoda	20,9
Mollusca	17,3
Echinodermata	1,8
Cnidaria	0,9
Nemertea	0,9

Die Zahl der Anneliden- und Mollusken- (v.a. Bivalvia-) arten ist also höher, als im Sandwatt, wo andererseits mehr Arthropodenarten vorkommen.

Die häufigsten Taxa finden sich mit ihren mittleren Abundanzen und Biomassen in Tabelle 6 im Anhang. Leitarten sind *Heteromastus filiformis* (84,2%), *Macoma balthica* (82,0%) und *Pygospio elegans* (71,9%). Weitere 5 Arten treten an über 50% der Positionen auf: *Hediste diversicolor, Cerastoderma edule, Tubificoides benedii, Hydrobia ulvae, Mya arenaria.* Der Anteil der MolluskenMollusken an den Arten mit der höchsten Präsenz im Mischwatt wird dadurch deutlich. Im Mittel waren pro Standort 11,4 (± 7,1) Arten mit Gesamtbesiedlungsdichten von 14781 (± 27032) Ind./m² vergesellschaftet.

Zusammenfassende Charakterisierung:

Schlicksandiges Sediment mit mehr Anneliden und Mollusken als im Sandwatt. Sessile Arten (Polychaeten und Bivalvia) häufig. Stellenweise hohe Dichten der Herzmuschel *Cerastoderma edule*. Mit Ausnahme der Mytilusbänke höchste mittlere Artenzahl (ca. 11) und Besiedlungsdichten (ca. 15 000 Ind./m²) im Eulitoral.

Ökotop Sand - Mischwatt im gesamten Küstengewässer

KÜGEW-DB: SAND/MISCHW_POS, SAND/MISCHW_MZB (Arten, Präsenz, Abund., Biom.)

Die Unterschiede in der Besiedlung von Sand- und Mischwatten sind deutlich. Da im Vorschlag für eine Klassifizierung der Ökotope Sand- und Mischwatten zusammengefasst werden sollen, werden die Charakteristika dieses Gesamtökotops nachfolgend aufgezeigt: Die Fläche von 1077 km² nimmt fast das gesamte Eulitoral (ca. 1150 km²) ein. Die 1050 Positionen weisen insgesamt 180 Arten auf, die sich wie folgt gruppieren:

Stamm	%
Annelida	53,3
Arthropoda	25,6
Mollusca	13,9
Cnidaria	2,2
Echinodermata	1,7
Chordata	1,1
Nemertea	0,6
Porifera	0,6

Diese Aufteilung entspricht bis auf geringe Abweichungen der des Sandwatts, die Mollusken sind trotz höherer Präsenz im Mischwatt sogar unterrepräsentiert.

Die häufigsten Arten des Sand-Mischwatts finden sich mit ihren mittleren Abundanzen und Biomassen in Tabelle 7 im Anhang. Die häufigsten Arten sind *Scoloplos armiger* (65,8%), *Pygospio elegans* (59,5%), *Macoma balthica* (58,8%), *Nephtys hombergii* (56,3%) und *Heteromastus filiformis* (50,4%). Somit entsprechen auch die Leitarten mit Ausnahme von *Macoma* denen des Sandwatts. Auch die mittlere Artenzahl von 9,3 (± 6,1) und die mittlere Gesamtdichte von

8428 (± 20709) Ind./m² sind nahezu gleich wie im Sandwatt allein betrachtet.

Beim Zusammenlegen der beiden Sedimentzonen würden also die Besonderheiten des Mischwattes von den Sandwattverhältnissen überlagert. Diese Besonderheiten werden z.B. beim Betrachten der Arten mit einer Präsenz > 10% deutlich: Vergleicht man die Liste vom Sandwatt mit der des Sand-Mischwattes, sind alle häufigen Taxa gleich. Im Vergleich vom Mischwatt zum Sand- oder Sand-Mischwatt kommen 7 Arten nur im Mischwatt vor: *Corophium volutator, Marenzelleria viridis, Nemertea, Polydora cornuta, Scrobicularia plana, Tharyx killariensis, Tubifex costatus*. Diese als typische Faunenelemente des Mischwatts wichtigen Arten würden beim Betrachten des Gesamtökotops Sand-Mischwatt nicht berücksichtigt.

Zusammenfassende Charakterisierung:

Helle und dunkle Sandsedimente und Schlicksande. Besiedlungsstrukturen entsprechen mit geringen Abweichungen denen des Sandwatts. Da sich aber bei der getrennten Betrachtung von Sand- und Mischwatten ökologisch bedeutsame Unterschiede (mehr sessile Bivlavia-Arten, höhere mittlere Artenzahlen und Dichten im Mischwatt) bemerkbar machen, sollte diese Aufteilung beibehalten werden.

Ökotop Schlickwatt im gesamten Küstengewässer

KÜGEW-DB: SCHLICKW_POS, SCHLICKW_MZB (Arten, Präsenz, Abund., Biom.)

GIS/KüGew: schlickwatt.shp, pos_schlickw.shp

Das Schlickwatt nimmt mit einer Fläche von knapp 70 km² nur etwa 6% des Eulitorals in den Küstengewässern ein. An 73 Positionen (alle besiedelt) wurden 53 MZB-Taxa gefunden, die sich wie folgt gruppieren:

Stamm	%
Annelida	55,6
Arthropoda	22,2
Mollusca	18,5
Nemertea	1,9

Die Anneliden bilden die Hauptgruppe und sind mit den Arthropoden und Mollusken etwa gleich stark vertreten wie im Mischwatt. Echinodermata kommen hier nicht vor.

Die häufigsten Arten des Schlickwatts finden sich mit ihren mittleren Abundanzen und Biomassen in Tabelle 8 im Anhang. Mit einer hohen Präsenz von über 90% kommen hier die Arten *Macoma balthica* (95,9%), *Hediste diversicolor* (90,4%), *Heteromastus filiformis* (90,4%) vor. Aber auch *Tubificoides benedii* (69,9%), *Corophium volutator* (61,6%) und *Pygospio elegans* (60,3%) sind sehr häufig. Die mittlere Artenzahl ist mit 9,6 (± 4,1) etwas höher als im Sand- oder Mischwatt; die mittleren Gesamtdichten liegen bei 10388 (± 8113) Ind./m².

Zusammenfassende Charakterisierung:

Schlicksedimente mit insgesamt relativ geringem Artenspektrum. Sessile und hemisessile Polychaeten-, Bivalvier- und Crustaceenarten kommen mit z.T. sehr hohen Präsenzen vor. Mittlere Artenzahlen von ca. 9,5 und Gesamtdichten von ca. 10000 Ind./m²

Ökotop Eulitorale Mytilusbank im gesamten Küstengewässer

KÜGEW-DB: MYTBANK_POS, MYTBANK_MZB (Arten, Präsenz, Abund., Biom.)

GIS/KüGew: myt_03.shp, pos_mies03.shp

Die im Jahr 2003 erfassten Flächen der Mytilusbänke nehmen mit ca. 13 km² rund 1% der eulitoralen Küstengewässer ein. Auf oder zwischen den Mytilusbänken befanden sich 10 Positionen, die ein Artenspektrum von 71 Arten aufwiesen. Diese gliedern sich wie folgt:

Stamm	%
Annelida	51,4
Arthropoda	22,2
Mollusca	19,4
Chordata	1,4
Cnidaria	1,4
Echinodermata	1,4
Nemertea	1,4

Die Anneliden stellen auch hier den Hauptanteil aller Taxa, eine relativ hohe Vielvalt macht sich aber im starken Anteil v.a. der Mollusken bemerkbar. Auch koloniebildende Aufwuchsformen (z.B. Cnidaria, Hydrozoa) und vagile Begleitfaunaarten (Arthropoda, Crustacea; Echinodermata) sind hier vertreten.

Die häufigsten Arten der Mytilusbänke finden sich mit ihren mittleren Abundanzen und Biomassen in Tabelle 9 im Anhang. Die namensgebende Miesmuschel *Mytilus edulis* weist mit 70% nicht die höchste Präsenz auf. Das sind vielmehr *Capitella capitata*, *Heteromastus filiformis* und *Pygospio elegans* mit jeweils 90% und *Lanice conchilega, Macoma balthica* und *Tubificoides benedii* sind an 80% der Positionen vertreten, *Mytilus edulis* und *Scoloplos armiger* an 70%, *Carcinus maenas, Cerastoderma edule, Crangon crangon, Hediste diversicolor, Mya arenaria, Nemertea* und *Polydora cornuta* an 60%. Die neu eingewanderte Auster *Crassostrea gigas* als direkte Konkurrenz zu Mytilus kommt an 20% der Stationen vor. Die mittlere Artenzahl ist hier von allen Ökotopen mit 22,4 (± 16,6) am höchsten, die mittleren Dichten betragen 11628 (± 8145) Ind./m².

Zusammenfassende Charakterisierung:

Überwiegend im Bereich von Sand- oder Mischwatten gelegene dichte Ansammlungen von *Mytilus edulis*. Großes Artenspektrum durch vielfältige Ansiedlungsmöglichkeiten für Aufwuchs- und Endofauna. Sessile und vagile Anneliden sind die stärkste taxonomische Gruppe. Neben *Mytilus e*dulis als Charakterart hohe Präsenz anderer Bivalviaarten. Mit ca. 22 Arten die höchste mittlere Artenzahl der eulitoralen Ökotope. Gesamtdichten bei 12 000 Ind./m².

Ökotop Eulitorale Zosterawiese im gesamten Küstengewässer

KÜGEW-DB: ZOST_POS, ZOST_MZB (Arten, Präsenz, Abund., Biom.)

GIS/KüGew: zost_03.shp, pos_seegras.shp

Die Fläche der Seegraswiesen betrug im Jahr 2003 rund 7 km², was einem Anteil von 0,6% der eulitoralen Küstengewässer entspricht. Die beiden Positionen mit MZB-Untersuchungen können nur einen stichprobenartigen Eindruck der Besiedlung vermitteln. Es wurden hier 13 Taxa angetroffen, die sich wie folgt gruppieren:

Stamm	%
Annelida	53,8
Mollusca	30,8
Arthropoda	15,4

Auffällig ist hier der hohe Molluskenanteil.

Alle Arten der Zosterawiesen finden sich mit ihren mittleren Abundanzen und Biomassen in Tabelle 10 im Anhang. An beiden Stationen traten *Cerastoderma edule, Heteromastus filiformis, Macoma balthica, Nephtys hombergii* und *Pygospio elegans* auf und können somit als Leitformen bezeichnet werden.

Zusammenfassende Charakterisierung:

Überwiegend im oberen Eulitoral auf sandigen oder schlicksandigen Sedimenten gelegene Bestände von *Zostera marina* (nur vereinzelt

kleine Bestände) und *Zostera noltii* (bestandsbildend). MZB-Lebensgemeinschaften nur stichprobenartig erfasst (2 Positionen) und mit ähnlichen Strukturen wie im Mischwatt.

Nachfolgend werden die Charakteristika der Ökotope in den vier Gewässertypen des Gebietes in Kurzform beschrieben, da sich die Beschreibung der Ökotope als Teilflächen der Ökotope des Gesamtgebietes z.T. wiederholt.

Ökotope und MZB- Besiedlung im Gewässertyp N1 (Euhalines offenes Küstengewässer)

N1-DB: N1-Pos (Positionen in N1 mit MZB-Untersuchungen), N1-MZB (Taxa, Präsenz, Abund., Biom.)

GIS/N1: n1.shp (Gesamtfläche), n1_pos_mzb.shp (Positionen in N1 mit MZB-Untersuchungen)

Tabelle 11 im Anhang gibt eine Übersicht über die Charakteristika dieses Gewässertyps. Die Gesamtfläche beträgt 515 km², wovon 91% im GIS erfasst sind (Abbildung 2 im Anhang). Die 238 hinsichtlich MZB beprobten Positionen ergaben 194 Taxa, die sich wie folgt gruppieren:

Stamm	%
Annelida	38.3
Arthropoda	30.1
Mollusca	11.9
Cnidaria	8.8
Echinodermata	3.1
Chordata	2.6
Ectoprocta	2.6
Chaetognatha	0.5
Nemertea	0.5
Porifera	0.5
sonstige	1.0

Die Arten, die an mehr als 10% der Positionen angetroffen wurden zeigt Tabelle 12 im Anhang. Über 50% Präsenz wurde von keiner Art erreicht. An mehr als 30% der Positionen kamen folgende Arten vor: *Scoloplos armiger, Magelona mirabilis, Macoma balthica, Nephtys hombergii, Nephtys longosetosa, Nephtys cirrosa*. Im Mittel waren 8,3 (± 6,8) Arten mit Gesamtdichten von 804 (± 5269) Ind./m² vergesellschaftet.

N1 - Ökotop Sublitoral > 5m

N1-DB: SUBLIT>5_Pos (Positionen mit MZB-Untersuchungen), SUBLIT>5_MZB (Taxa, Präsenz, Abund., Biom.)

GIS/N1: n1_s_5+.shp (Gesamtfläche), n1_pos_s_5+.shp (Positionen mit MZB-Untersuchungen)

Das tiefe Sublitoral nimmt eine Fläche von 127 km² (ca. 25% von N1) ein. An 40 Positionen wurden 111 Taxa ermittelt, die sich wie folgt gruppieren:

Stamm	%
Annelida	35.5
Arthropoda	31.8
Cnidaria	10.0
Mollusca	9.1
Echinodermata	4.5
Ectoprocta	2.7
Chordata	1.8
Chaetognatha	0.9
Nemertea	0.9
Porifera	0.9
sonstige	1.8

Die Arten, die an mehr als 10% der Positionen angetroffen wurden zeigt Tabelle 13 im Anhang.

Über 50% Präsenz zeigten *Gastrosaccus spinifer* (62,5%), *Nephtys cirrosa* (60,0%), *Nephtys* sp. (57,5%) und *Ophelia limacina* (57,5%). Im Mittel waren 10,6 (± 8,0) Arten mit Gesamtdichten von 413 (± 881) Ind./m² vergesellschaftet. Auffällig ist das stellenweise dichte Vorkommen von *Lanice conchilega* (mittlere Dichte von ca. 1200 Ind./m²)

Zusammenfassende Charakterisierung:

Überwiegend sandige Sedimente, aber auch Kies, Grobsand, Schill, Schlicksand, Klei und Torf kommen vor. 111 Makrofaunaarten, dominiert von vagilen Anneliden und Arthropoden mit durchschnittlich geringen Besiedlungsdichten. *Mytilus edulis* kommt hier nur vereinzelt und in geringen Dichten vor. *Lanice conchilega* bildet in diesem Ökotop von N1 stellenweise dichte Bestände. Die mittlere Artenzahl von 10,6 ist hier im Vergleich zu diesem Tiefenbereich im gesamten Küstengewässer (9,6) höher. Mitllere Dichten gering (ca. 400 Ind./m²).

N1 - Ökotop Sublitoral 0 - 5m

N1-DB: SUBLIT_0-5_Pos (Positionen mit MZB-Untersuchungen), SUBLIT_0-5_MZB (Taxa, Präsenz, Abund., Biom.)

GIS/N1: n1_s_0-5shp (Gesamtfläche), n1_pos_s_0-5.shp (Positionen mit MZB-Untersuchungen)

Das flache Sublitoral nimmt eine Fläche von 319 km² (ca. 62% von N1) ein. An 174 Positionen wurden 165 Taxa ermittelt, die sich wie folgt gruppieren:

Stamm	%
Annelida	40.6
Arthropoda	29.1
Mollusca	12.7
Cnidaria	6.7
Ectoprocta	3.0
Chordata	2.4
Echinodermata	2.4
Chaetognatha	0.6
Nemertea	0.6
Porifera	0.6
sonstige	1.2

Die Arten, die an mehr als 10% der Positionen angetroffen wurden zeigt Tabelle 14 im Anhang.

Über 50% Präsenz wies keine Art auf. *Magelona mirabilis* war die häufigste Art mit 42%, gefolgt von *Scoloplos armiger* (38,5%), *Macoma balthica* (36,8%) , *Nephtys hombergii* (36,2%) und *Nephtys longosetosa* (34,5%). Im Mittel waren 8,0 (± 6,7) Arten mit Gesamtdichten von 379 (± 1919) Ind./m² vergesellschaftet.

Zusammenfassende Charakterisierung:

Überwiegend sandige Sedimente, aber auch Kies, Grobsand, Schill, Schlicksand, Klei und Torf kommen vor. Im Vergleich zum tiefen Sublitoral großräumig noch mehr Artenvielfalt (165 Arten), dominiert von vagilen Anneliden und einer Bivalvierart. Kaum sessile Arten bei den Leit- und Begleitarten der Coenosen. *Mytilus edulis* hier nur vereinzelt und in geringen Dichten. Die mittleren Artenzahlen sind deutlich niedriger (ca. 8) als im tiefen Bereich. Auch hier geringe mittlere Gesamtdichten (ca. 400 Ind./m²).

N1 - Ökotop Sandwatt

N1-DB: SANDW_Pos (Positionen mit MZB-Untersuchungen), SANDW_MZB (Taxa, Präsenz, Abund., Biom.)

GIS/N1: n1_sandw.shp (Gesamtfläche), n1_sandw_pos_mzb.shp (Positionen mit MZB-Untersuchungen)

Das Sandwatt nimmt eine Fläche von 24 km² (ca. 5% von N1) ein. An 174 Positionen wurden 165 Taxa ermittelt, die sich wie folgt gruppieren:

Stamm	%
Annelida	40,6
Arthropoda	29,1
Mollusca	12,7
Cnidaria	6,7
Ectoprocta	3,0
Chordata	2,4
Echinodermata	2,4
Chaetognatha	0,6
Nemertea	0,6
Porifera	0,6
sonstige	1,2

Die Arten, die an mehr als 10% der Positionen angetroffen wurden zeigt Tabelle 14 im Anhang.

30% Präsenz oder mehr wiesen folgende drei Arten auf. *Macoma balthica* (36,8%), *Nephtys hombergii* (36,2%) und *Scoloplos armiger* (38,5%). Im Mittel waren 6,8 (± 2,9) Arten mit Gesamtdichten von 4455 (± 15369) Ind./m² vergesellschaftet. Die hohen Dichten werden nur durch das dichte Vorkommen von zwei Hydrobia-Arten (Schlickschnecken bis 40 000 Ind./m²) verursacht.

Zusammenfassende Charakterisierung:

Exponierte Sandsedimente mit relativ artenarmer Besiedlung. Im Vergleich zum Sandwatt des gesamten Küstengewässers (174 Arten) kommen hier deutlich weniger Arten (42) vor. Eine Bivalvierart und vagile und sessile Polychaeten sind Leitformen. Niedrige mittlere Artenzahl (ca. 7) und Gesamtdichten von ca. 4500 Ind./m², die ohne Hydrobia bei knapp 200 Ind./m² liegen würden.

Ökotope und MZB- Besiedlung im Gewässertyp N2 (Euhalines Wattenmeer)

N2-DB: N2-Pos (Positionen in N2 mit MZB-Untersuchungen), N2-MZB (Taxa, Präsenz, Abund., Biom.)

GIS/N2: n2.shp (Gesamtfläche), n2_pos.shp (Positionen in N2 mit MZB-Untersuchungen)

Tabelle 16 im Anhang gibt eine Übersicht über die Charakteristika dieses Gewässertyps. Die Gesamtfläche beträgt 644 km², wovon 94% im GIS erfasst sind (Abbildung 3 im Anhang). An 831 Positionen wurden insgesamt 311Taxa angetroffen, die sich wie folgt gruppieren:

Stamm	%
Annelida	39,4
Arthropoda	27,2
Cnidaria	10,9
Mollusca	9,9
Ectoprocta	4,8
Echinodermata	2,6
Chordata	1,9
Porifera	0,6
Chaetognatha	0,6
Phoronida	0,3
Nemertea	0,3
sonstige	0,6

Die Arten, die an mehr als 10% der Positionen angetroffen wurden zeigt Tabelle 17 im Anhang. Über 50% Präsenz erreichten *Nephtys hombergii* (62,5%) , *Scoloplos armiger* (61,4%), *und Macoma balthica* (53,5%). Im Mittel waren 11,0 (± 8,3) Arten mit Gesamtdichten von 5238 (± 17526) Ind./m² vergesellschaftet.

N2 - Ökotop Sublitoral > 5m

N2-DB: SUBLIT>5_Pos (Positionen mit MZB-Untersuchungen), SUBLIT>5_MZB (Taxa, Präsenz, Abund., Biom.)

GIS/N2: n2_sublit_5+.shp (Gesamtfläche), n2_pos_sublit_5+.shp (Positionen mit MZB-Untersuchungen)

Das tiefe Sublitoral nimmt eine Fläche von 43 km² (ca. 7% von N2) ein. An 88 Positionen wurden 169 Taxa ermittelt, die sich wie folgt gruppieren:

Stamm	%
Annelida	37,3
Arthropoda	27,2
Cnidaria	13,0
Mollusca	9,5
Ectoprocta	4,7
Chordata	2,4
Echinodermata	2,4
Porifera	1,2
Chaetognatha	0,6
Nemertea	0,6
Phoronida	0,6
sonstige	0,6

Die Arten, die an mehr als 10% der Positionen angetroffen wurden zeigt Tabelle 18 im Anhang.

Über 50% Präsenz erreichten die drei Arten *Scoloplos armiger* (61,4%), *Nephtys hombergii* (56,8%), *Mesopodopsis slabberi* (55,7%) und *Nephtys sp.* (55,7%). Im Mittel waren 11,8 (± 9,2) Arten mit Gesamtdichten von 305 (± 465) Ind./m² vergesellschaftet.

Zusammenfassende Charakterisierung:

Überwiegend sandige Sedimente, aber auch Kies, Grobsand, Schill, Schlicksand, Klei und Torf kommen vor. Großräumig vielfältige Makrofauna dominiert von vagilen Anneliden und Arthropoden mit durchschnittlich geringen Besiedlungsdichten. Viel Epifaunaarten in der Begleitfauna lassen auf natürliches Hartsubstrat (Kies, Schill) schließen. *Mytilus edulis* häufig aber in geringen Dichten. Leere Röhren von *Sabellaria spinulosa* an 5 Positionen in der Jade. Die mittlere Artenzahl von 11,8 im Vergleich zum gleichen Tiefenbereich des gesamten Küstengewässers (9,6) relativ hoch. Mitllere Dichten gering (ca. 300 Ind./m²).

N2 - Ökotop Sublitoral 0 – 5 m

N2-DB: SUBLIT_0-5_Pos (Positionen mit MZB-Untersuchungen), SUBLIT_0-5_MZB (Taxa, Präsenz, Abund., Biom.)

GIS/N2: n2_sublit_0-5.shp (Gesamtfläche), n2_pos_sublit_0-5.shp (Positionen mit MZB-Untersuchungen)

Das flache Sublitoral nimmt eine Fläche von 150km² (ca. 23% von N2) ein. An 322 Positionen wurden 269 Taxa ermittelt, die sich wie folgt gruppieren:

Stamm	%
Annelida	36,4
Arthropoda	28,6
Cnidaria	12,3
Mollusca	10,0
Ectoprocta	5,6
Echinodermata	2,6
Chordata	1,9
Chaetognatha	0,7
Porifera	0,7
Nemertea	0,4
Phoronida	0,4
sonstige	0,4

Die Arten, die an mehr als 10% der Positionen angetroffen wurden zeigt Tabelle 19 im Anhang.

Über 50% Präsenz erreichten die drei Arten *Nephtys sp.* (73,9%), *Nephtys hombergii* (72,0%) und *Scoloplos armiger* (60,9%). Im Mittel waren 13,1 (± 9,4) Arten mit Gesamtdichten von 718 (± 1858) Ind./m² vergesellschaftet.

Zusammenfassende Charakterisierung:

Überwiegend sandige Sedimente, aber auch Kies, Grobsand, Schill, Schlicksand, Klei und Torf kommen vor. Im Vergleich zum tiefen

Sublitoral großräumig noch mehr Artenvielfalt, ebenfalls dominiert von vagilen Anneliden und Arthropoden. Es kommen auch Röhrenbewohner (*Lanice, Pygospio*), aber in geringen Dichten, vor. Sublitorale Mytilusbänke wahrscheinlich (mittlere Dichte von *Mytilus* bei 400 Ind./m²). Auch hier deutlich höhere mittlere Artenzahlen (13,1) als im gleichen Tiefenbereich des gesamten Küstengewässers. Mittlere Dichten gering(ca. 300 Ind./m²). Vorkommen von *Sabellaria spinulosa* (Lebendvorkommen an 6 Positionen der Jade!).

N2 - Ökotop Sandwatt

N2-DB: SANDW_Pos (Positionen mit MZB-Untersuchungen), SANDW_MZB (Taxa, Präsenz, Abund., Biom.)

GIS/N2: n2_sandw.shp (Gesamtfläche), n2_pos_sandw.shp (Positionen mit MZB-Untersuchungen)

Das Sandwatt nimmt eine Fläche von 271km² (ca. 42% von N2) ein. An 298 Positionen wurden 134 Taxa ermittelt, die sich wie folgt gruppieren:

Stamm	%
Annelida	53,7
Arthropoda	26,1
Mollusca	14,9
Echinodermata	1,5
Porifera	0,7
Nemertea	0,7
Cnidaria	0,7
Chordata	0,7

Die Arten, die an mehr als 10% der Positionen angetroffen wurden zeigt Tabelle 20 im Anhang.

Über 50% Präsenz erreichten die drei Arten *Scoloplos armiger* (72,8%), *Macoma balthica* (59,4%) und *Nephtys hombergii* (58,4%). *Cerastoderma edule* mit knapp 40% Präsenz relativ häufig und dicht (MW ca. 600 Ind./m²). Lanice conchilega mit 20% Präsenz und dicht (MW ca. 1100 Ind./m²). Im Mittel waren 9,2 (± 6,7) Arten mit Gesamtdichten von 8716 (± 22176) Ind./m² vergesellschaftet.

Zusammenfassende Charakterisierung:

Helle und dunkle Sandsedimente. Im Vergleich zum Sublitoral etwa nur halb so großes Artenspektrum. Vagile und sessile Anneliden und Bivalvierarten bilden die Hauptgruppe. Häufige und dichte Vorkommen der Herzmuschel *Cerastoderma edule* und von *Lanice conchilega*. Coenosen mit im Mittel ca. 9 Arten mit 9000 Ind./m².

N2 - Ökotop Mischwatt

N2-DB: MISCHW_Pos (Positionen mit MZB-Untersuchungen), MISCHW_MZB (Taxa, Präsenz, Abund., Biom.)

GIS/N2: n2_mischw.shp (Gesamtfläche), n2_ pos _mischw.shp (Positionen mit MZB-Untersuchungen)

Das Mischwatt nimmt eine Fläche von 84km² (ca. 13% von N2) ein. An 77 Positionen wurden 89 Taxa ermittelt, die sich wie folgt gruppieren:

Stamm	%
Annelida	60,7
Mollusca	19,1
Arthropoda	16,9
Echinodermata	2,2
Nemertea	1,1

Die Arten, die an mehr als 10% der Positionen angetroffen wurden zeigt Tabelle 21 im Anhang.

Über 50% Präsenz erreichten die Arten *Macoma balthica* (77,9%), *Heteromastus filiformis* (75,3%), *Pygospio elegans* (59,7%), *Hediste diversicolor* (54,5%) und Mya arenaria (50,6%). *Cerastoderma edule* an fast 50% der Positionen mit mittleren Dichten von 496 Ind./m². *Lanice conchilega* seltener (13% Präsenz) aber mit hohen Dichten (MW ca. 800 Ind./m²). *Mytilus edulis* kommt an 10% der Stationen vor und weist hohe mittlere Dichten (1286 Ind./m²) auf. Im Mittel waren 9,7 (± 7,6) Arten mit Gesamtdichten von 13829 (± 33696) Ind./m² vergesellschaftet.

Zusammenfassende Charakterisierung:

Schlicksandiges Sediment mit vagilen und sessilen Anneliden und Mollusken als Leitformen. Sessile Arten häufig. Häufig hohe Dichten der Herzmuschel *Cerastoderma edule* und von *Lanice conchilega*. Stellenweise dichte Vorkommen von *Mytilus edulis*. Mittlere Artenzahl (9,7) im Vergleich zum Mischwatt im gesamten Küstengewässer (11,4) relativ niedrig. Besiedlungsdichten (MW ca. 14 000 Ind./m²).

N2 - Ökotop Sand - Mischwatt

N2-DB: SAND/MISCHW_Pos (Positionen mit MZB-Untersuchungen), SAND/MISCHW_MZB (Taxa, Präsenz, Abund., Biom.)

Das Sand-Mischwatt zusammengenommen ergibt eine Fläche von 355km² (ca. 55% von N2). Die 375 MZB-Positionen ergaben 145 Taxa, die sich wie folgt gruppieren:

Stamm	%
Annelida	53,8
Arthropoda	25,5
Mollusca	14,5
Echinodermata	2,1
Chordata	0,7
Cnidaria	0,7
Nemertea	0,7
Porifera	0,7

Die Arten, die an mehr als 10% der Positionen angetroffen wurden zeigt Tabelle 21 im Anhang.

Über 50% Präsenz erreichten die Arten *Scoloplos armiger* (67,3%), *Macoma balthica* (63,2%), *Nephtys hombergii* (55,5%), *Heteromastus filiformis* (53,3%) und *Pygospio elegans* (50,4%). Im Mittel waren 9,3 (± 6,9) Arten mit Gesamtdichten von 9766 (± 25011) Ind./m² vergesellschaftet.

Zusammenfassende Charakterisierung:

Helle und dunkle Sandsedimente und Schlicksande. Die Besiedlungsstrukturen entsprechen mit wenigen Abweichungen denen des Sandwatts in N1. Da sich aber bei der getrennten Betrachtung von Sand- und Mischwatten ökologisch bedeutsame Unterschiede (mehr sessile Bivlavia-Arten, höhere mittlere Artenzahlen und Dichten im Mischwatt) bemerkbar machen, sollte diese beibehalten werden.

N2 - Ökotop Schlickwatt

N2-DB: SCHLICKW_Pos (Positionen mit MZB-Untersuchungen), SCHLICKW_MZB (Taxa, Präsenz, Abund., Biom.)

GIS/N2: n2_schlickw.shp (Gesamtfläche), n2_ pos_ schlickw.shp (Positionen mit MZB-Untersuchungen)

Das Schlickwatt nimmt eine Fläche von 58km² (ca. 9% von N2) ein. An 38 Positionen wurden 34 Taxa ermittelt, die sich wie folgt gruppieren:

Stamm	%
Annelida	50,0
Mollusca	26,5
Arthropoda	20,6
Nemertea	2,9

Die Arten, die an mehr als 10% der Positionen angetroffen wurden zeigt Tabelle 23 im Anhang.

Über 50% Präsenz erreichten die Arten *Macoma balthica* (94,7%), *Heteromastus filiformis* (92,1%), *Hediste diversicolor* (84,2%), *Nephtys hombergii* (68,4%) und *Tubificoides benedii* (55,3%). Im Mittel waren 8,2 (± 2,8) Arten mit Gesamtdichten von 9182 (± 7341) Ind./m² vergesellschaftet.

Zusammenfassende Charakterisierung:

Schlicksedimente mit insgesamt relativ geringem Artenspektrum. Vagile und hemisessile Polychaetenarten und Bivalvier kommen mit z.T. sehr hohen Präsenzen vor. Mittlere Artenzahlen (ca. 8) relativ gering im Vergleich zum Schlickwatt im gesamten Küstengewässer, mittlere Gesamtdichten von ca. 10000 Ind./m² in derselben Größenordnung.

N2 - Ökotop Mytilusbänke

N2-DB: MYTBANK_Pos (Positionen mit MZB-Untersuchungen), MYTBANK_MZB (Taxa, Präsenz, Abund., Biom.)

GIS/N2: n2_myt03.shp (Gesamtfläche), n2_ pos_ myt.shp (Positionen mit MZB-Untersuchungen)

Mytilusbänke nehmen in diesem Gewässertyp eine Fläche von 8km² (ca. 2% von N2) ein. An 6 Positionen wurden 38 Taxa ermittelt, die sich wie folgt gruppieren:

Stamm	%
Annelida	60.5
Mollusca	18.4
Arthropoda	15.8
Cnidaria	2.6
Nemertea	2.6

Die Arten, die an mehr als 10% der Positionen angetroffen wurden zeigt Tabelle 24 im Anhang.

Über 50% Präsenz erreichten die Arten *Capitella capitata*, *Heteromastus filiformis*, *Pygospio elegans* mit jeweils 83,3% und *Cerastoderma edule, Macoma balthica, Mya arenaria, Mytilus edulis, Scoloplos armiger* und *Tubificoides benedii* mit jeweils 66,7%. Im Mittel waren 13,8 (± 5,6) Arten mit Gesamtdichten von 11789 (± 7916) Ind./m² vergesellschaftet.

Zusammenfassende Charakterisierung:

Überwiegend im Bereich von Sand- oder Mischwatten gelegene dichte Ansammlungen von *Mytilus edulis*. Im Vergleich zu den Mytilusbänken der gesamten Küstengewässer (71 Arten) kleineres Artenspektrum (38 Arten) und geringe mittlere Artenzahlen (22,4 gesamtes Küstengewässer /13,8 Küstengewässer N2). Neben *Mytilus e*dulis als Charakterart sind überwiegend sessile und vagile Anneliden und Bivalvier vertreten. Gesamtdichten bei 12 000 Ind./m².

N2 - Ökotop Zosterawiesen

N2-DB: ZOST_Pos (Positionen mit MZB-Untersuchungen), ZOST_MZB (Taxa, Präsenz, Abund., Biom.)

GIS/N2: n2_zost03.shp (Gesamtfläche), n2_ pos_ zost.shp (Positionen mit MZB-Untersuchungen)

Zosterawiesen machen mit einer Fläche von 6km² ca. 1% von N2 aus. An 2 Positionen wurden 13 Taxa ermittelt, die sich wie folgt gruppieren:

Stamm	%
Annelida	53.8
Arthropoda	15.4
Mollusca	30.8

Alle hier angetroffenen Arten finden sich in Tabelle 25 im Anhang.

Cerastoderma edule, Heteromastus filiformis, Macoma balthica, Nephtys hombergii und *Pygospio elegans* können als Leitformen bezeichnet werden (s. Ökotope KüGew gesamt)

Zusammenfassende Charakterisierung:

Überwiegend im oberen Eulitoral auf sandigen oder schlicksandigen Sedimenten gelegene Bestände von *Zostera marina* (nur vereinzelt kleine Bestände) und *Zostera noltii* (bestandsbildend). MZB-Lebensgemeinschaften (mit 2 Positionen nur stichprobenartig erfasst) überwiegend von Bivalviern und Polychaeten gebildet.

Ökotope und MZB- Besiedlung im Gewässertyp N3 (Polyhalines offenes Küstengewässer)

N3-DB: N3-Pos (Positionen in N3 mit MZB-Untersuchungen), N3-MZB (Taxa, Präsenz, Abund., Biom.)

GIS/N3: n3.shp (Gesamtfläche), n3_pos.shp (Positionen in N3 mit MZB-Untersuchungen)

Tabelle 26 im Anhang gibt eine Übersicht über die Charakteristika dieses Gewässertyps. Die Gesamtfläche beträgt 658 km², wovon 92% im GIS erfasst sind (Abbildung 4 im Anhang). An 239 Positionen (18 unbesiedelt) wurden insgesamt 150Taxa angetroffen, die sich wie folgt gruppieren:

Stamm	%
Annelida	40.4
Arthropoda	25.8
Cnidaria	11.9
Mollusca	10.6
Ectoprocta	3.3
Echinodermata	1.3
Chordata	0.7
Ctenophora	0.7
Echiura	0.7
Nemertea	0.7
Phoronida	0.7
Porifera	0.7
sonstige	2.0

Die Arten, die an mehr als 10% der Positionen angetroffen wurden zeigt Tabelle 27 im Anhang. Über 50% Präsenz erreichten im Gesamtgebiet N3 keine Arten. Als Leitformen können die Arten *Macoma balthica* (47,7%), *Scoloplos armiger* (34,7%), *Heteromastus filiformis* (34,3%), *Nephtys hombergii* (33,5%) und *Bathyporeia pelagica* (30,1%) bezeichnet werden. Im Mittel waren 8,0 (± 4,7) Arten mit Gesamtdichten von 3954 (± 26775) Ind./m² vergesellschaftet.

N3 - Ökotop Sublitoral > 5m

N3-DB: SUBLIT>5_Pos (Positionen mit MZB-Untersuchungen), SUBLIT>5_MZB (Taxa, Präsenz, Abund., Biom.)

GIS/N3: n3_sublit_5+.shp (Gesamtfläche), n3_ pos_ sublit_5+.shp (Positionen mit MZB-Untersuchungen)

Das tiefe Sublitoral nimmt in diesem Gewässertyp eine Fläche von 150 km² (ca. 23% von N3) ein. An 98 Positionen (13 unbesiedelt) wurden 104 Taxa ermittelt, die sich wie folgt gruppieren:

Stamm	%
Annelida	37.5
Arthropoda	27.9
Cnidaria	15.4
Mollusca	8.7
Ectoprocta	3.8
Echinodermata	1.9
Ctenophora	1.0
Nemertea	1.0
Porifera	1.0
sonstige	1.9

Die Arten, die an mehr als 10% der Positionen angetroffen wurden zeigt Tabelle 28 im Anhang.

Die höchste Präsenz erreichte *Bathyporeia pelagica* (39,9%), gefolgt von *Gastrosaccus spinifer* (32,7%), *Bathyporeia elegans* (31,6%) und *Nephtys cirrosa* (31,6%). Im Mittel waren 6,7 (± 4,4) Arten mit Gesamtdichten von 249 (± 255) Ind./m² vergesellschaftet.

Zusammenfassende Charakterisierung:

Exponierter Bereich mit überwiegend sandigen Sedimenten, aber auch Kies, Grobsand, Schill, Schlicksand, Klei und Torf kommen vor. Im Vergleich zur gleichen Tiefenzone im gesamten Küstengewässer geringes Artenspektrum. Leitarten v.a. vagile Arthropoden mit durchschnittlich geringen Besiedlungsdichten. *Mytilus edulis* (10% Präsenz) in geringen Dichten. Die mittlere Artenzahl (7,3) und die mittleren Gesamtdichtenvon (ca. 250 Ind./m²) niedriger als im Sublitoral >5m des Gesamtgebietes.

N3 - Ökotop Sublitoral 0 - 5m

N3-DB: SUBLIT_0-5_Pos (Positionen mit MZB-Untersuchungen), SUBLIT_0-5_MZB (Taxa, Präsenz, Abund., Biom.)

GIS/N3: n3_sublit_0-5.shp (Gesamtfläche), n3_ pos_ sublit_0-5.shp (Positionen mit MZB-Untersuchungen)

Das flache Sublitoral nimmt eine Fläche von 366 km² (ca. 56% von N3) ein. An 121 Positionen (5 unbesiedelt) wurden 115 Taxa ermittelt, die sich wie folgt gruppieren:

Stamm	%
Annelida	45.2
Arthropoda	25.2
Mollusca	12.2
Cnidaria	8.7
Ectoprocta	2.6
Chordata	0.9
Ctenophora	0.9
Echinodermata	0.9
Echiura	0.9
Nemertea	0.9
Phoronida	0.9
sonstige	0.9

Die Arten, die an mehr als 10% der Positionen angetroffen wurden zeigt Tabelle 29 im Anhang.

Über 50% Präsenz erreichten *Macoma balthica* (67,8%) und *Heteromastus filiformis* (54,5%), über 30% Präsenz zeigten *Nephtys hombergii* (48,8%), *Scoloplos armiger* (36,4%) und *Nephtys sp.* (31,4%). Im Mittel waren 8,4 (± 4,7) Arten mit Gesamtdichten von 5882(± 34753) Ind./m² vergesellschaftet. Die hohen mittleren Gesamtdichten werden von *Hydrobia ulvae*, die hier in extrem hohen Dichten angetroffen wurde (MW fast 40000 Ind./m²) verursacht. Ohne Hydrobia liegen die Dichten bedeutend niedriger.

Zusammenfassende Charakterisierung:

Überwiegend sandige Sedimente, aber auch Kies, Grobsand, Schill, Schlicksand, Klei und Torf kommen vor. Ebenso wie im tiefen Sublitoral vergleichbar zum Gesamtgebiet (338 Arten) geringes Artenspektrum 115 Arten). Vagile Anneliden und Bivalvier als Leitarten. Viele vagile Arthropoden als Begleitarten, wenig sessile Arten und kaum Epifaunaarten weisen auf den hohen Expositionsgrad des Gebietes hin. Die mittelere Artenzahl (8,2) ist deutlich geringer als im gleichen Tiefenbereich des Gesamtgebietes (10,3) und die mittleren Gesamtdichten sind nur aufgrund dichter Hydrobia-Vorkommen relativ hoch (MW ca. 6000 Ind./m²).

N3 - Ökotop Sandwatt

N3-DB: SANDW_Pos (Positionen mit MZB-Untersuchungen), SANDW_MZB (Taxa, Präsenz, Abund., Biom.)

GIS/N3: n3_sandw.shp (Gesamtfläche), n3_ pos_ sandw.shp (Positionen mit MZB-Untersuchungen)

Das Sandwatt nimmt hier eine Fläche von 86 km² (ca. 13% von N3) ein. An 20 Positionen wurden 38 Taxa ermittelt, die sich wie folgt gruppieren:

Stamm	%
Annelida	50.0
Arthropoda	28.9
Mollusca	18.4
Nemertea	2.6

Die Arten, die an mehr als 10% der Positionen angetroffen wurden zeigt Tabelle 30 im Anhang.

Über 50% Präsenz erreichten *Scoloplos armiger* (85%) *Macoma balthica* (65%), *Bathyporeia sarsi* (60%) und *Pygospio elegans* (55%). *Cerastoderma edule* stellenweise mit hohen Dichten (MW 805 Ind./m²). Im Mittel waren 8,2 (± 4,2) Arten mit Gesamtdichten von 8387 (± 28793) Ind./m² vergesellschaftet.

Zusammenfassende Charakterisierung:

Überwiegend helle Sandsedimente in exponierten Wattbereichen. Im Vergleich zum Sandwatt im gesamten Küstengewässer deutlich geringeres Artenspektrum (174/38 Arten). Vagile und sessile Anneliden und Bivlavier als Leitarten, ähnliche Begleitarten wie im angrenzenden Sublitoralbereich. Nur das stellenweise dichte Herzmuschelvorkommen (*Cerastoderma edule*) grenzt dieses eulitorale Ökotop zum flachen Sublitoral von N3 ab.

N3 - Ökotop Mischwatt

GIS/N3: n3_mischw.shp (Gesamtfläche)

Mischwatten sind in N3 mit 0,28 Km² (0,04% von N3) kaum vertreten. Auf den kleinen Flächen wurden keine MZB-Beprobungen durchgeführt.

Zusammenfassende Charakterisierung:

Mischwatten spielen im exponierten Bereich von N3 eine untergeordnete Rolle. Über die MZB-Besiedlung der kleinen Flächen liegen keine Informationen vor.

N3 - Ökotop Sand – Mischwatt

Zusammenfassende Charakterisierung:

Sand- und Mischwatt zusammengenommen entsprechen im Gewässertyp N3 in Bezug auf die Fläche (86,09 km²) nahezu dem Sandwatt (85,81 km²). Da für das Mischwatt keine MZB-Informationen vorliegen entspricht die Besiedlungsstruktur der des Sandwatts.

N3 - Ökotop Schlickwatt

GIS/N3: n3_schlickw.shp (Gesamtfläche)

Zusammenfassende Charakterisierung:

Auch das Schlickwatt ist hier nur mit kleinen Flächen von 0,4 km² (0,06% von N3) vetreten. Besiedlungsparameter liegen hierfür nicht vor.

N3 - Ökotop Mytilusbänke

GIS/N3: n3_myt.shp (Gesamtfläche)

Zusammenfassende Charakterisierung:

Mytilusbänke kommen hier nur an einer Stelle in der Außenweser mit einer Ausdehnung von 0,003 km² vor. Besiedlungsparameter liegen hierfür nicht vor.

Ökotope und MZB- Besiedlung im Gewässertyp N4 (Polyhalines Wattenmeer)

N4-DB: N4-Pos (Positionen in N4 mit MZB-Untersuchungen), N4-MZB (Taxa, Präsenz, Abund., Biom.)

GIS/N4: n4.shp (Gesamtfläche), n4_pos.shp (Positionen in N4 mit MZB-Untersuchungen)

Tabelle 31 im Anhang gibt eine Übersicht über die Charakteristika dieses Gewässertyps. Die Gesamtfläche beträgt 897 km², wovon 95% im GIS erfasst sind (Abbildung 5 im Anhang). An 794 Positionen (6 unbesiedelt) wurden insgesamt 190Taxa angetroffen, die sich wie folgt gruppieren:

Stamm	%
Annelida	47,4
Arthropoda	23,2
Mollusca	13,2
Cnidaria	8,4
Chordata	2,6
Ectoprocta	2,1
Echinodermata	1,6
Ctenophora	0,5
Nemertea	0,5
Porifera	0,5

Die Arten, die an mehr als 10% der Positionen angetroffen wurden zeigt Tabelle 32 im Anhang. Über 50% Präsenz erreichten im Gesamtgebiet N4 *Scoloplos armiger* (62,8%), *Pygospio elegans* (58,2%), *Macoma balthica* (54,4%) *und Nephtys hombergii* (51,3%). Im Mittel waren 9,2 (± 5,9) Arten mit Gesamtdichten von 6974 (± 16150) Ind./m² vergesellschaftet.

N4 - Ökotop Sublitoral > 5m

N4-DB: SUBLIT>5_Pos (Positionen mit MZB-Untersuchungen), SUBLIT>5_MZB (Taxa, Präsenz, Abund., Biom.)

GIS/N4: n4_sublit_5+.shp (Gesamtfläche), n4_ pos_ sublit_5+.shp (Positionen mit MZB-Untersuchungen)

Das tiefe Sublitoral nimmt in diesem Gewässertyp eine Fläche von 21 km² (ca. 2% von N4) ein. An 10 Positionen wurden 31 Taxa ermittelt, die sich wie folgt gruppieren:

Stamm	%
Annelida	58,1
Arthropoda	19,4
Cnidaria	9,7
Ectoprocta	6,5
Mollusca	3,2
Nemertea	3,2

Die Arten, die an mehr als 10% der Positionen angetroffen wurden zeigt Tabelle 33 im Anhang.

Die höchste Präsenz erreichte *Tharyx killariensis* (60%), gefolgt von *Capitella capitata*, *Microphthalmus similis* und *Scoloplos armiger* (jeweils 50%). Im Mittel waren 6,7 (± 4,4) Arten mit Gesamtdichten von 249 (± 255) Ind./m² vergesellschaftet.

Zusammenfassende Charakterisierung:

In N4 flächenmäßig untergeordnetes Ökotop. Überwiegend sandige Sedimente, aber auch Kies, Grobsand, Schill, Schlicksand, Klei und Torf kommen vor. Relativ geringes Artenspektrum. Lebensgemeinschaften mit überwiegend vagilen Anneliden und Arthropoden. Wenig Epifaunaarten. Mittlere Artenzahl (6,7) und mittlere Gesamtdichten (249 Ind./m²) sehr gering.

N4 - Ökotop Sublitoral 0 - 5m

N4-DB: SUBLIT_0-5_Pos (Positionen mit MZB-Untersuchungen), SUBLIT_0-5_MZB (Taxa, Präsenz, Abund., Biom.)

GIS/N4: n4_sublit_0-5.shp (Gesamtfläche), n4_ pos_ sublit_0-5.shp (Positionen mit MZB-Untersuchungen)

Das flache Sublitoral nimmt eine Fläche von 213 km² und damit ca. 24% von N4 ein. An 113 Positionen (5 unbesiedelt) wurden 126 Taxa ermittelt, die sich wie folgt gruppieren:

Stamm	%
Annelida	40,8
Arthropoda	28,0
Cnidaria	10,4
Mollusca	9,6
Chordata	3,2
Ectoprocta	3,2
Echinodermata	2,4
Ctenophora	0,8
Nemertea	0,8
Porifera	0,8

Die Arten, die an mehr als 10% der Positionen angetroffen wurden zeigt Tabelle 34 im Anhang.

Die höchste Präsenz erreichte *Scoloplos armiger* (73,5%), gefolgt von *Macoma balthica*, *Spio martinensis*, *Nephtys hombergii* und *Bathyporeia sarsi* mit jeweils über 30% Präsenz. *Cerastoderma edule* kommt an knapp 10% der Positionen, aber mit hohen mittleren Dichten (3800 Ind./m²) vor. Im Mittel waren 8,0 (± 8,2) Arten mit Gesamtdichten von 1291 (± 5621) Ind./m² vergesellschaftet.

Zusammenfassende Charakterisierung:

Das flache Sublitoral macht in N3 den Hauptanteil des gesamten Sublitorals aus. Die Sedimente sind überwiegend sandig, aber auch Kies, Grobsand, Schill, Schlicksand, Klei und Torf kommen vor. Das Artenspektrum (126 Arten) ist im Vergleich zum flachen Sublitoral im Gesamtgebiet (338 Arten) deutlich kleiner. Leitformen und Begleitfauna setzen sich überwiegend aus vagilen Anneliden und Arthropoden zusammen. *Macoma balthica* ist die einzige häufig vorkommende Bivalvierart. Keine Hinweise auf strukturbildende Arten. Die mittleren Artenzahlen (8,0) sind relativ zum flachen Sublitoral im gesamten Küstengewässer (10,3) gering. Die mittleren Gesamtdichten (ca. 1300 Ind./m²) liegen in der gleichen Größenordnung wie im Gesamtgebiet (ca. 1600 Ind./m²).

N4 - Ökotop Sandwatt

N4-DB: SANDW_Pos (Positionen mit MZB-Untersuchungen), SANDW_MZB (Taxa, Präsenz, Abund., Biom.)

GIS/N4: n4_sandw.shp (Gesamtfläche), n4_ pos_ sandw.shp (Positionen mit MZB-Untersuchungen)

Das Sandwatt nimmt eine Fläche von 581 km² und damit ca. 65% von N4 ein. An 570 Positionen (1 unbesiedelt) wurden 139 Taxa ermittelt, die sich wie folgt gruppieren:

Stamm	%
Annelida	57,6
Arthropoda	19,4
Mollusca	17,3
Cnidaria	2,9
Chordata	0,7
Echinodermata	0,7
Nemertea	0,7
Porifera	0,7

Die Arten, die an mehr als 10% der Positionen angetroffen wurden zeigt Tabelle 35 im Anhang.

Die höchste Präsenz erreichte *Scoloplos armiger* (73,5%), *Pygospio elegans* (63,5%), *Nephtys hombergii* (57,9%), *Macoma balthica* (52,5%) und *Crangon crangon* (51,1%). *Cerastoderma edule* an 44% der Positionen in hohen mittleren Dichten (819 Ind./m²). *Lanice conchilega* an 27% der Positionen strukturbildend. *Arenicola marina* nur an 24% strukturbildend. Im Mittel waren 9,0 (± 5,5) Arten mit Gesamtdichten von 6904 (± 17512) Ind./m² vergesellschaftet.

Zusammenfassende Charakterisierung:

Größtes Ökotop in N4. Helle und dunkle Sandsedimente. Größtes Artenspektrum der Ökotope in N4. Lebensgemeinschaften dominiert von vagilen und sessilen Poychaeten, Bivalvier und Arthropoden. Häufiges und dichtes Vorkommen von *Cerastoderma* und *Lanice* lassen auf überwiegend dunkle Sandsedimente schließen. Die mittlere Artenzahl von 9,0 und die mittlere Gesamtdichte von ca. 6900 Ind./m² entsprechen der Größenordnung im gesamten Sandwatt der Küstengewässer.

N4 - Ökotop Mischwatt

N4-DB: MISCHW_Pos (Positionen mit MZB-Untersuchungen), MISCHW_MZB (Taxa, Präsenz, Abund., Biom.)

GIS/N4: n4_mischw.shp (Gesamtfläche), n4_ pos_ mischw.shp (Positionen mit MZB-Untersuchungen)

Das Mischwatt nimmt eine Fläche von 28 km² und damit ca. 3% von N4 ein. An 62 Positionen wurden 68 Taxa ermittelt, die sich wie folgt gruppieren:

Stamm	%
Annelida	51,5
Arthropoda	23,5
Mollusca	22,1
Cnidaria	1,5
Nemertea	1,5

Die Arten, die an mehr als 10% der Positionen angetroffen wurden zeigt Tabelle 36 im Anhang.

Mit einer Präsenz von > 50% waren *Heteromastus filiformis* (95,2%), *Macoma balthica* (87,1%), *Pygospio elegans* (87,1%), *Hediste diversicolor* (83,9%), *Tubificoides benedii* (74,2%), *Cerastoderma edule* (72,6%), *Eteone longa* (69,4%), *Hydrobia ulvae* (67,7%) *und Mya arenaria* (64,5%) vertreten. Der Amphipode *Corophium volutator* tritt an 42% der Positionen mit hohen mittleren Dichten (ca. 1200 Ind./m²) auf. Im Mittel waren 13,4 (± 5,9) Arten mit Gesamtdichten von 15964 (± 15361) Ind./m² vergesellschaftet.

Zusammenfassende Charakterisierung:

Mischwatten sind in N4 gegenüber dem Sandwatt flächenmäßig untergeordnet. Die schlicksandigen Sedimente weisen relativ zum Mischwatt des Gesamtgebietes ein kleines Artenspektrum auf. Dominante Formen mit hoher Präsenz sind vagile und sessile Anneliden und Bivalvier. *Corophium volutator* kommt häufig und mit hohen Dichten vor. Die mittlere Artenzahl ist mit 13,4 Arten hoch, die mittleren Gesamtdichten von ca. 16000 Ind./m² entsprechen der Größenordnung des Mischwatts der gesamten Küstengewässer.

N4 - Ökotop Sand - Mischwatt

4-DB: SAND/MISCHW_Pos (Positionen mit MZB-Untersuchungen), SAND/MISCHW_MZB (Taxa, Präsenz, Abund., Biom.)

Sand- und Mischwatten zusammen nehmen in N4 eine Fläche von 610 km² und damit ca. 68% von N4 ein. An den 632 Positionen (eine unsbesiedelt) wurden 143 Taxa ermittelt, die sich wie folgt gruppieren:

Stamm	%
Annelida	56,6
Arthropoda	21,0
Mollusca	16,8
Cnidaria	2,8
Chordata	0,7
Echinodermata	0,7
Nemertea	0,7
Porifera	0,7

Die Arten, die an mehr als 10% der Positionen angetroffen wurden zeigt Tabelle 37 im Anhang.

Mit einer Präsenz von > 50% waren *Pygospio elegans* (65,8%), *Scoloplos armiger* (64,9%), *Nephtys hombergii* (57,0%), *Macoma balthica* (55,9%), *Crangon crangon* (50,9%) und *Heteromastus filiformis* (50,9%) vertreten. Im Mittel waren 9,4 (± 5,7) Arten mit Gesamtdichten von 7793 (±17510) Ind./m² vergesellschaftet.

Zusammenfassende Charakterisierung:

Auch im Gewässertyp N4 entsprechen die Besiedlungsstrukturen dieses zusammengefassten Ökotops bis auf geringe Abweichungen denen des Sandwatts, da das Mischwatt flächenmäßig untergeordnet ist. Wegen der bislang beschriebenen ökologischen Unterschiede von Misch- und Sandwatten ist aber eine getrennte Bewertung sinnvoll.

N4 - Ökotop Schlickwatt

N4-DB: SCHLICKW_Pos (Positionen mit MZB-Untersuchungen), SCHLICKW_MZB (Taxa, Präsenz, Abund., Biom.)

GIS/N4: n4_schlickw.shp (Gesamtfläche), n4_ pos_ schlickw.shp (Positionen mit MZB-Untersuchungen)

Das Schlickwatt nimmt in N4 eine Fläche von nur 12 km² (ca. 1% von N4) ein. An 34 Positionen wurden 38 Taxa ermittelt, die sich wie folgt gruppieren:

Stamm	%
Annelida	55,3
Arthropoda	23,7
Mollusca	18,4
Nemertea	2,6

Die Arten, die an mehr als 10% der Positionen angetroffen wurden zeigt Tabelle 38 im Anhang.

10 Arten kamen an mehr als 50% der Positionen vor: *Hediste diversicolor* (100%), *Macoma balthica* (97,1%), *Corophium volutator* (94,1%), *Heteromastus filiformis* (88,2%), *Tubificoides benedii* (88,2%), *Pygospio elegans* (73,5%), *Tubifex costatus* (70,6%), *Eteone longa* (61,8%), *Hydrobia ulvae* (61,8%) und *Carcinus maenas* (55,9%). *Corophium volutator* und *Tubificoides benedii* mit sehr hohen mittleren Dichten. Im Mittel waren 11,4 (± 4,8) Arten mit Gesamtdichten von 12026 (±8705) Ind./m² vergesellschaftet.

Zusammenfassende Charakterisierung:

Auch reine Schlicksedimente kommen in N4 in relativ geringer Ausdehnung vor. Die Lebensgemeinschaften weisen hier ein kleines Artenspektrum auf. Sessile und vagile Polychaeten-, Bivalvier- und Crustaceenarten kommen in z.T. sehr hohen Präsenzen vor. *Corophium volutator* und *Tubificoides benedii* mit hohen Dichten. Die mittlere Artenzahl (11,4) ist im Vergleich zum Schlickwatt im gesamten Küstengewässer (9,6) deutlich höher. Die mittlere Gesamtdichte von ca. 12000 Ind./m² liegt in derselben Größenordnung.

N4 - Ökotop Mytilusbänke

N4-DB: MYTBANK_Pos (Positionen mit MZB-Untersuchungen), MYTBANK_MZB (Taxa, Präsenz, Abund., Biom.)

GIS/N4: n4_myt.shp (Gesamtfläche), n4_ pos_ myt.shp (Positionen mit

MZB-Untersuchungen)

Mytilusbänke bedecken in N4 eine Fläche von 5 km² (ca. 0,6% von N4) ein. An 5 Positionen wurden 64 Taxa ermittelt, die sich wie folgt gruppieren:

Stamm	%
Annelida	52.4
Arthropoda	22.2
Chordata	1.6
Echinodermata	1.6
Mollusca	20.6
Nemertea	1.6

Die Arten, die an mehr als 20% der Positionen angetroffen wurden zeigt Tabelle 39 im Anhang.

Die namensgebende Miesmuschel ist an 60% der 5 Positionen vertreten. Weitere häufige Taxa sind *Lanice conchilega* (100%), *Nemertea* (100%) *Capitella capitata, Carcinus maenas, Crangon crangon, Heteromastus filiformis, Macoma balthica, Pygospio elegans, Scoloplos armiger und Tubificoides benedii* mit jeweils 80% Präsenz. Die Auster *Crassostrea gigas* ist an 48% der Stationen vertreten. Im Mittel waren 28,8 (± 22,5) Arten mit Gesamtdichten von 9166 (±9772) Ind./m² vergesellschaftet.

Zusammenfassende Charakterisierung:

Überwiegend im Bereich von Sand- oder Mischwatten gelegene dichte Ansammlungen von *Mytilus edulis*. Großes Artenspektrum durch vielfältige Ansiedlungsmöglichkeiten für Aufwuchs- und Endofauna. Sessile und vagile Anneliden sind die stärkste taxonomische Gruppe. Neben *Mytilus e*dulis als Charakterart hohe Präsenz anderer Bivalvierarten. Viele vagile und sessile Begleitarten. Direkte Konkurrenz durch *Crassostrea gigas* (Präsenz 40%). Höchste mittelere Artenzahl (28,8) der eulitoralen Ökotope in N4. Gesamtdichten bei 9000 Ind./m².

N4 - Ökotop Zosterawiesen

GIS/N4: n4_zost.shp (Gesamtfläche)

Zusammenfassende Charakterisierung:

Kleine Zosterwiesen bedecken insgesamt ca. 1 km² (0,1% von N4) im äußeren Weserästuar und im ostfriesischen Wattenmeer. MZB-Daten sind für diese Flächen nicht verfügbar.

Anhang 6.3:
Exemplarische Bewertung der benthischen Lebensgemeinschaften im Weserästuar – Übergangsgewässer und Kenndatenblatt für das flache Sublitoral im Mesohalinikum (KÜFOG 2006c)

Bewertung anhand eines Testdatensatzes: Dredge oligohalin Sublitoral tief 4

29.11.2006

Metadaten zum Testdatensatz

Projekt	Weseranpassung Bestandsaufnahme
Methode	1m Rahmendredge, 100m Zugstrecke, 5 mm Maschenweite
Stationen	12
Einzelproben	12
SKN Tiefe	-12 bis -8m
Datum	09.05.2005
Weser-km	55-60,2

Testdatensatz **Dredge oligohalin tiefes Sublitoral**

Taxa	Status	Sum	Dom %	Stat	Präs %
Neomysis integer	B	501	37,7	10	19,2
Palaemon longirostris	B, RL	293	22,0	8	15,4
Crangon crangon	x	289	21,7	9	17,3
Gammarus zaddachi	B	110	8,3	9	17,3
Cordylophora caspia	B, RL,Ses	74	5,6	3	5,8
Gammaridae sp.		37	2,8	3	5,8
Eriocheir sinensis	B	20	1,5	8	15,4
Gammarus salinus	B	4	0,3	1	1,9
Sipunculida sp.	Ses	1	0,1	1	1,9
Gesamtergebnis	**8**	**1329**	**100,0**	**52**	**100,0**

Bewertung im Vergleich zur Referenz

	Testdaten	in %	Referenz	in %
Gesamtartenzahl	8		37	
Brackwasserarten	6	75,0	13	35,1
RL Arten	2	25,0	5	13,5
Sessile Arten	2	25,0	9	24,3
Neozoa	4	50,0	9	24,3

A- Gemeinschaftstruktur	Kriterium	Referenzdatensatz	Testdatensatz	Übereinstimmung	Wertzahl
1) Dominanz	Arten mit >20%	Marenzelleria viridis Balanus improvisus	Neomysis integer Palaemon longirostris Crangon crangon	0%	1
2) Stetigkeit	Arten mit >20%	Neomysis integer Palaemon longirostris Crangon crangon Gammarus zaddachi Cordylophora caspia Gammaridae sp. Marenzelleria viridis Bathyporeia pilosa Eriocheir sinensis Gammarus salinus	keine Art >20%	0%	1
B- Indikation					
1) sensitive Arten für					
Salinitätserhöhung	Brackwasserartenanteil %	35,1	75	100%	5
Sedimentinstabilität	Anteil sessiler Arten %	24,3	25	100%	5
Fehlende Fauna	n.b.				
2) opportunistische Arten					
Neozoen	Anteil der Neozoen	24,3	50	200%	1
				--	

Gesamtbewertung		
arithm. Mittel	**mäßig**	**2,6**
Median	**schlecht**	**1**

Bewertung anhand eines Testdatensatzes: oligohalin Sublitoral tief

Metadaten zum Testdatensatz

Projekt	Weseranpassungbestandsaufnahme
Methode	Van VeenGreifer, 1mm Siebung
Stationen	13
Einzelgreifer	39
SKN Tiefe	-12 bis -6m
Datum	03.05.2005
Weser-km	55-60,2

Testdatensatz **Greifer oligohalin tief**

	Status	Ind Sum	Stat Anz	Dom %	Präs %
sum	**14**	**412**	**39**	100,0	100,0
Marenzelleria c.f. viridis	B	268	21	65,0	53,8
Bathyporeia pilosa	B	80	7	19,4	17,9
Bathyporeia pelagica	x	26	5	6,3	12,8
Gammarus salinus	B	7	6	1,7	15,4
Gammarus zaddachi	B	6	4	1,5	10,3
Cordylophora caspia	B,Ses,RL	5	5	1,2	12,8
Balanus improvisus	B,Ses	4	1	1,0	2,6
Neomysis integer	B	4	4	1,0	10,3
Electra crustulenta	Ses	4	3	1,0	7,7
Boccardiella ligerica	B,RL	2	2	0,5	5,1
Hydrozoa indet		1	1	0,2	2,6
c.f. Hartlaubella gelatinosa	Ses	1	1	0,2	2,6
Crangon crangon	x	1	1	0,2	2,6
Mysidaceae sp.		1	1	0,2	2,6
Mespodopsis slabberi	x	1	1	0,2	2,6
Macoma balthica	x	1	1	0,2	2,6

Bewertung im Vergleich zur Referenz

	Testdaten	in %	Referenz	in %
Gesamtartenzahl	14		35	
Brackwasserarten	8	57,1	12	34,3
RL Arten	2	14,3	4	11,4
Sessile Arten	4	28,6	8	22,9

A- Gemeinschaftstruktur	Kriterium	Referenzdatensatz	Testdatensatz	Übereinstimmung	Wertzahl
1) Dominanz	Arten mit >20%	Marenzelleria viridis Balanus improvisus	Marenzelleria viridis	50%	3
2) Stetigkeit	Arten mit >20%	Marenzelleria viridis Neomysis integer Crangon crangon Gammarus zaddachi Bathyporeia pilosa Boccardiella ligerica Bathyporeia pelagica	Marenzelleria viridis	14,3%	1
B- Indikation					
1) sensitive Arten für					
Salinitätserhöhung	Brackwasserartenanteil %	34,3	57,1	100%	5
Sedimentinstabilität	Anteil sessiler Arten %	22,9	28,6	100%	5
2) opportunistische Arten für					
Salinitätserhöhung	Dom von Macoma balthica	0	0,2	--	5
Sedimentinstabilität	Dom von Bathyporeia spp.	3,4	25,7	500%	1
Gesamtbewertung					
arithm. Mittel				**mäßig**	**3,3**
Median				**gut**	**4**

Bewertung anhand eines Testdatensatzes: oligohalin Sublitoral flach

Angaben zum Testdatensatz	
Projekt	Weseranpassungbestandsaufnahme KÜFOG
Methode	Van VeenGreifer, 1mm Siebung
Stationen	5
Einzelgreifer	15
SKN Tiefe	-5 bis -6m
Datum	03.05.2005
Weser-km	55-60,2

Darstellung Testdatensatz **Greifer oligohalin- flach**

	Ind Sum	Stat Anz	Präs	Dom
sum	**381**	**15**	100,0	100,0
Marenzelleria c.f. viridis	252	12	80,0	66,1
Balanus improvisus	78	2	13,3	20,5
Cordylophora caspia	11	1	6,7	2,9
Gammarus salinus	10	1	6,7	2,6
Neanthes succinea	8	3	20,0	2,1
Oligochaeta sp.	4	2	13,3	1,0
Gammaridae sp. juv.	4	1	6,7	1,0
Corophium multisetosum	3	2	13,3	0,8
Corophium volutator	3	2	13,3	0,8
Gammarus zaddachi	3	1	6,7	0,8
Nereidinae indet. juv.	2	2	13,3	0,5
Eriocheir sinensis	1	1	6,7	0,3
Neomysis integer	1	1	6,7	0,3
Electra crustulenta	1	1	6,7	0,3

Bewertung im Vergleich zur Referenz

	Test	in %	Referenz	in %
Gesamtartenzahl	13		28	
Brackwasserarten	8	61,5	13	46,4
RL Arten	1	7,7	4	14,3
Sessile Arten	3	23,1	7	25,0

A- Gemeinschaftstruktur	**Kriterium**	**Referenzdatensatz**	**Testdatensatz**	**Übereinstimmung**	**Wertzahl**
1) Dominanz	Arten mit >20%	Marenzelleria viridis	Marenzelleria viridis	100%	5
2) Stetigkeit	Arten mit >20%	Marenzelleria viridis Corophium lacustre Cordylophora caspia Gammarus salinus Bathyporeia pilosa Capitella capitata Eteone longa Hediste diversicolor	Marenzelleria viridis Neanthes succinea	12,5%	1
B- Indikation					
1) sensitive Arten für					
Salinitätserhöhung	Brackwasserartenanteil	42,8%	62%	100%	5
Sedimentinstabilität	Anteil sessiler Arten	25,0%	23,1%	90%	5
2) opportunistische Arten für					
Salinitätserhöhung	Dom von Macoma balthica	0,1	--	0%	-
Sedimentinstabilität	Dom von Bathyporeia spp.	0,1	--	0%	-
Gesamtbewertung					
arithm. Mittel				**gut**	**4**
Median				**sehr gut**	**5**

Bewertung anhand eines Testdatensatzes: oligohalin Eulitoral Schlick

Metadaten zum Testdatensatz

Projekt	Kronos Titan Beweissicherung		
Methode	Sedimentstechzylinder, 0,5 mm Siebung	Faktor für m²	263,2
Stationen	3		
Einzelproben	27		
SKN Tiefe	0 bis +2m		
Datum	03.05.2005		
Weser-km	61-63		

Testdatensatz **Greifer oligohalin tief**

Taxa	Status	Ind Sum	Stat Anz	Dom %	Präs %
sum		**900**	**27**		
Heterochaeta costata	x	476	27	52,9	100,0
Tubificoides heterochaetus	B, RL	321	26	35,7	96,3
Corophium volutator	x	74	16	8,2	59,3
Paranais litoralis	B	14	6	1,6	22,2
Limnodrilus hoffmeisteri	x	10	6	1,1	22,2
Marenzelleria cf. viridis	B	2	2	0,2	7,4
Hediste diversicolor	x	1	1	0,1	3,7
Macoma balthica	x	1	1	0,1	3,7
Potamopyrgus antipodarum	B	1	1	0,1	3,7

Bewertung im Vergleich zur Referenz

	Referenz	in %	Testdaten	in %
Gesamtartenzahl	23		9	
Brackwasserarten	8	34,8	4	44,4
RL Arten	3	13,0	1	11,1
Sessile Arten	0	0,0	0	0,0

A- Gemeinschaftstruktur	Kriterium	Referenzdatensatz	Testdatensatz	Übereinstimmung	Wertzahl
1) Dominanz	Arten mit >20%	Heterochaeta costata Limnodrilus hofmeisteri	Heterochaeta costata Tubificoides heterochaetus	50%	3
2) Stetigkeit	Arten mit >20%	alle 23	Heterochaeta costata Tubificoides heterochaetus Corophium volutator Paranais litoralis Limnodrilus hoffmeisteri	21,7%	2
B- Indikation					
1) sensitive Arten für					
Salinitätserhöhung	Brackwasserartenanteil %	34,8	44,4	100%	5
Sedimentinstabilität					--
2) opportunistische Arten für					
Salinitätserhöhung	Dom von Macoma balthica	0,4	0,2	100%	5
Sedimentinstabilität					--
Gesamtbewertung					
arithm. Mittel				**gut**	**3,8**
Median				**gut**	**4**

Forts. Anhang 6.3: Exemplarische Bewertung der benthischen Lebensgemeinschaften im Weserästuar – Übergangsgewässer und Kenndatenblatt für das flache Sublitoral im Mesohalinikum (KÜFOG 2006c

Kenndatenblatt für das Ökotop „Mesohalines flaches Sublitoral" im Weserästuar:

Teillebensraum/ Ökotop	**Mesohalines flaches Sublitoral**		Datenblatt Nr.	2
		Salinität	**Meso-Polyhalin**	
Flussgebiet	Weser	Topografie	**Sublitoral flacher - 6m SKN**	
Gewässertyp	Übergangsgewässer	Sediment	**Weichboden**	
Qualitätskomponente	Makrozoobenthos	Methode	Greifer (Dredgedaten ergänzt)	

Ökotopdaten:	Fläche	xxx ha
Biotoptyp nach Drachenfels	--	
Gefährdungsgrad	--	
Biotop nach Eunis		
darin besondere Ökotope	evtl. Flachwasserzonen < -2m SKN zur Zeit nicht anhand Benthosdaten zu identifizieren	

Metadaten:		
Datenbank	DB-KÜFOG 3.8.06	
Abfrage vom	28.07.2006	
Filter 1	Flächenshape Arc \65-80	
Filter 2	Gerät	VV-Greifer
Anzahl Datensätze	1193	
Zeitraum von bis	1991-2002	
Stationen	72	
Methode, Gerät	Greifer	
Siebweite	1mm und 0,5mm	
Stechzylindergröße	0,1m²	
Bezugseinheit	Individuen /m²	
	Fg in g /m²	
Schwerpunktuntersuchungen	CT III-bremenports, Sandentnahme 14m Ausbau-WSA Wurster Arm- bremenports	

Analysedaten		
Summe zugeordnete Individuen (inkl. Faktor für m²)	1,75 Mio	%
Artenzahl	80	
davon epibenthisch, vagil	4	
Anzahl Brackwasserarten	12	15,0
Anzahl Rote Liste	3	3,8
Neozoen	4	5,0
Fehlarten	n.b.	
Indikatoren	Hydrobia sp.	

Artenliste (hier nur Arten über 10% Präsenz)

RL-Rote Liste Arten		Leitart	> 50%
B-Brackwasserarten		Begleitart	>20%
N-Neozoa	**fett**	Charakterart	

TAXA	Präsenz	Dom	Status
Marenzelleria viridis	83,8	27,7	N
Heteromastus filiformis	78,4	2,3	x
Macoma balthica	54,1	0,1	x
Hydrobia ulvae	43,2	66,3	x
Crangon crangon	39,2	0,0	x
Corophium volutator	37,8	0,8	x
Eteone longa	37,8	0,0	x
Tubificoides benedeni	33,8	0,1	x
Obelia longissima	29,7	0,0	x
Gammarus salinus	28,4	0,4	x
Neomysis integer	28,4	0,0	N
Neanthes succinea	27,0	0,0	x
Mesopodopsis slabberi	27,0	0,0	x
Mytilus edulis	24,3	0,1	x
Bathyporeia pilosa	21,6	0,1	x
Pygospio elegans	21,6	0,0	x
Capitella capitata	20,3	0,1	x
Hediste diversicolor	20,3	0,0	x
Marenzelleria sp.	16,2	1,5	N
Polydora ligni	16,2	0,0	x
Nephtys hombergii	14,9	0,0	x
Mya arenaria	14,9	0,0	x
Tharyx marioni	13,5	0,1	x
Tubificidae	13,5	0,0	x
Bathyporeia pelagica	13,5	0,0	
Nephtys caeca	13,5	0,0	x
Balanus improvisus	13,5	0,0	N
Electra crustulenta	12,2	0,0	x
Carcinus maenas	10,8	0,0	x
Nemertini indet.	10,8	0,0	x
Cerastoderma edule	9,5	0,0	x
Arenicola marina	9,5	0,0	x

Qualitative Abweichungen im Vergleich zur historischen Situation

Hydromorphologie: Stärkere Sedimentation, höhere Schluffanteile

stärkere Umlagerung zwischen Buhnenköpfen, Kolkbildung

Fauna

Defizite der Daten

Quantifizierung der hydromorphologischen Abweichung zur historischen Referenz
Bedeutung, Funktion der Flachwasserzonen < -2m SKN
Kopplung Qualität/ Benthos
Substratdifferenzierung

Qualitätskriterien WRRL für diesen Ökotop:

Artenspektrum
Biomasse
funktionale Referenz — Fischfauna: Jungfische, Grundeln; Avifauna: Seeschwalben, Eiderenten; Seehunde: Jungtiere