



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

Nährstoffe, Fische, Phytoplankton,
Makrophyten (Makroalgen und Seegras)

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

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:

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.



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 A

Nährstoffe, Fische, Phytoplankton, Makrophyten (Makroalgen und Seegras)

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

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

**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 Seegräser)**

Inhaltsverzeichnis

Zusammenfassung	lix
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 <i>Phaeocystis</i> 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 <i>Phaeocystis</i> 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	83
5.2.3	Literatur Makroalgen und Seegräser	83

Inhaltsverzeichnis zum Teil B (ADOLPH ET AL. 2007)

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 Klassifikationssystemen 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 Ökotope.....	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 Ökotope	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

Verzeichnis der Tabellen

Tab. 2.1: Begriffsbestimmungen für den sehr guten, guten und mäßigen ökologischen Zustand von Übergangs- und Küstengewässern gemäß WRRL für Nährstoffe	4
Tab. 2.2: Referenzwerte und Klassengrenzen für Gesamtstickstoff (TN) in den Küstengewässertypen NEA1, 26, 3 und 4 im deutschen Nordseeküstenbereich sowie im Übergangsgewässertyp NEA11	7
Tab. 2.3: Referenzwerte und Klassengrenzen für gelösten anorganischen Stickstoff (DIN) in den Küstengewässertypen NEA1, 26, 3 und 4 im deutschen Nordseeküstenbereich sowie im Übergangsgewässertyp NEA11	8
Tab. 2.4: Referenzwerte und Klassengrenzen für Nitrat (NO ₃) in den Küstengewässertypen NEA1, 26, 3 und 4 im deutschen Nordseeküstenbereich sowie im Übergangsgewässertyp NEA11	8
Tab. 2.5: Referenzwerte und Klassengrenzen für Gesamtphosphor (TP) in den Küstengewässertypen NEA1, 26, 3 und 4 im deutschen Nordseeküstenbereich sowie im Übergangsgewässertyp NEA11	9
Tab. 2.6: Referenzwerte und Klassengrenzen für Phosphat-P (PO ₄ -P) in den Küstengewässertypen NEA1, 26, 3 und 4 im deutschen Nordseeküstenbereich sowie im Übergangsgewässertyp NEA11	9
Tab. 2.7: Zuordnung der EQRs zu den fünf ökologischen Zustandsklassen nach WRRL, Beispiel TN	10
Tab. 2.8: Bewertung des Übergangsgewässers der Ems anhand der Nährstoffkonzentrationen.....	11
Tab. 2.9: Bewertung des Übergangsgewässers der Weser anhand der Nährstoffkonzentrationen	12
Tab. 2.10: Bewertung des polyhalinen offenen Küstengewässers (NEA 3) der Ems anhand der Nährstoffkonzentrationen	12
Tab. 2.11: Bewertung des polyhalinen offenen Küstengewässers (NEA 3) der Weser anhand der Nährstoffkonzentrationen	13
Tab. 2.12: Bewertung des polyhalinen Wattenmeeres (NEA 4) der Ems anhand der Nährstoffkonzentrationen	13
Tab. 2.13: Bewertung des euhalinen offenen Küstengewässers (NEA 1) der Ems anhand der Nährstoffkonzentrationen	14
Tab. 2.14: Bewertung des euhalinen Wattenmeeres (NEA 26) der Ems anhand der Nährstoffkonzentrationen	14
Tab. 2.15: Bewertung des polyhalinen Wattenmeeres (NEA 4) der Weser anhand der Nährstoffkonzentrationen (µmol/l). (Datengrundlage: MUDAB)	15
Tab. 2.16: Bewertung des euhalinen Wattenmeeres (NEA 26) des Jadebusens anhand der Nährstoffkonzentrationen	15
Tab. 2.17: Bewertung des euhalinen offenen Küstengewässers (NEA 1) der Weser anhand der Nährstoffkonzentrationen	16
Tab. 3.1: 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 die Fischfauna.....	19
Tab. 3.2: Messgrößen (Metrics) 1 bis 4 – Ökologische Gilden.....	21
Tab. 3.3: Ermittlung der Bewertungspunkte für die Messgrößen Ökologische Gilden (Metrics 1 bis 4) aus der prozentualen Ähnlichkeit der angetroffenen Artenzahl mit der historischen Artenzahl	21
Tab. 3.4: Zuordnung der historischen verbalen Häufigkeitsbeschreibungen zu artspezifischen Häufigkeitswerten und deren Bezug zu tatsächlichen Fangzahlen.....	22
Tab. 3.5: Messgrößen (Metrics) 5 bis 10 – Abundanz und Altersstruktur.....	22
Tab. 3.6: Differenzierung der Größenklassen (Finte, Stint) sowie Angaben zum jeweiligen optimalen Fangzeitpunkt und Fangort aller ausgewählten Fischarten	24

Tab. 3.7: Zuordnung von Fangzahlen (Ind./h/80m ²) der verschiedenen Fischarten zu artspezifischen Häufigkeitskategorien.....	24
Tab. 3.8: Ermittlung der Bewertungspunktzahl für die Messgrößen 5 bis 10, Abundanz und Altersstruktur, aus der relativen Ähnlichkeit der angetroffenen Abundanz mit der historischen Abundanz einer Art.....	25
Tab. 3.9: Ermittlung der Bewertungspunkte für die Zustatzmessgröße Stör (Metric 11) über die Anzahl der angetroffenen Exemplare.....	25
Tab. 3.10: Zuordnung der EQR-Werte zu den ökologischen Zustandsklassen bzw. zum ökologischen Potenzial.....	26
Tab. 4.1: 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 Phytoplankton.	28
Tab. 4.2: Referenzwerte und Klassengrenzen für den Parameter „Mittlere Chlorophyll a-Gehalte“ für die Küstengewässer der Flussgebietseinheiten (FGE) Elbe, Weser und Ems	32
Tab. 4.3: Referenzwerte und Klassengrenzen für den Parameter „Chlorophyll a-Jahresmaxima“ für die Küstengewässer der Flussgebietseinheiten Elbe, Weser und Ems	33
Tab. 4.4: Klassengrenzen für den Parameter „Gesamtbiovolumen des Phytoplanktons“ für die Küstengewässer der Flussgebietseinheiten (FGE) Elbe, Weser und Ems	33
Tab. 4.5: Klassengrenzen für den Parameter „Biovolumen der Biddulphiales“ für die Küstengewässer der Flussgebietseinheiten (FGE) Elbe, Weser und Ems	34
Tab. 4.6: Referenzwerte und Klassengrenzen für die Anzahl <i>Phaeocystis</i> -Blüten für die Küstengewässer der Flussgebietseinheiten Elbe, Weser und Ems	37
Tab. 4.7: Klassengrenzen für das Biovolumen verschiedener Zeigerarten im Gewässertyp NEA1	38
Tab. 4.8: Klassengrenzen für das Biovolumen verschiedener Zeigerarten im Gewässertyp NEA26	38
Tab. 4.9: Klassengrenzen für das Biovolumen verschiedener Zeigerarten im Gewässertyp NEA3	39
Tab. 4.10: Klassengrenzen für das Biovolumen verschiedener Zeigerarten im Gewässertyp NEA4	39
Tab. 4.11: Zuordnung der EQRs zu den fünf ökologischen Zustandsklassen, Beispiel Chlorophyll a.	40
Tab. 4.12: Bewertung von vier Wasserkörpern der Typen NEA 1, 26, 3 und 4 in Niedersachsen anhand des Bewertungskriteriums „Mittlerer Chlorophyll a-Gehalt“	42
Tab. 4.13: Bewertung von vier Wasserkörpern der Typen NEA1, 26, 3 und 4 in Niedersachsen anhand des Bewertungskriteriums „Chlorophyll a-Jahresmaxima“	43
Tab. 4.14: Bewertung von vier Wasserkörpern der Typen NEA1, 26, 3 und 4 in Niedersachsen anhand des Bewertungskriteriums „Gesamtbiovolumen“	44
Tab. 4.15: Bewertung von vier Wasserkörpern der Typen NEA1, 26, 3 und 4 in Niedersachsen anhand des Bewertungskriteriums „Biovolumen Biddulphiales“	44
Tab. 4.16: Bewertung der Wasserkörper der Flussgebietseinheit Ems anhand des Bewertungskriteriums „Blütenfrequenz von <i>Phaeocystis</i> spp.“	45
Tab. 4.17: Bewertung des euhalinen offenen Küstengewässers der Ems anhand des Bewertungskriteriums Potenzielle Zeigerarten	46
Tab. 4.18: Bewertung des euhalinen Wattenmeeres der Weser anhand des Bewertungskriteriums Potenzielle Zeigerarten	46
Tab. 4.19: Bewertung des polyhalinen offenen Küstengewässers der Ems anhand des Bewertungskriteriums Potenzielle Zeigerarten	46
Tab. 4.20: Bewertung des polyhalinen Wattenmeeres der Ems anhand des Bewertungskriteriums Potenzielle Zeigerarten	46
Tab. 4.21: Bewertung des euhalinen offenen Küstengewässers der Ems (NEA1 - Ems (Ost)) anhand des Phytoplanktons und der Nährstoffkonzentrationen	47

Tab. 4.22: Bewertung des euhalinen Wattenmeeres der Ems (NEA26 - Ems) anhand des Phytoplanktons und der Nährstoffkonzentrationen	48
Tab. 4.23: Bewertung des polyhalinen offenen Küstengewässers der Ems (NEA3 - Ems) anhand des Phytoplanktons und der Nährstoffkonzentrationen	48
Tab. 4.24: Bewertung des polyhalinen Wattenmeeres der Ems (NEA4 - Ems) anhand des Phytoplanktons und der Nährstoffkonzentrationen	49
Tab. 4.25: Bewertung des euhalinen offenen Küstengewässers der Weser (NEA1 - Weser) anhand des Phytoplanktons und der Nährstoffkonzentrationen	49
Tab. 4.26: Bewertung des euhalinen Wattenmeeres der Weser (NEA26 - Weser) anhand des Phytoplanktons und der Nährstoffkonzentrationen	50
Tab. 4.27: Bewertung des polyhalinen offenen Küstengewässers der Weser (NEA3 - Weser) anhand des Phytoplanktons und der Nährstoffkonzentrationen	50
Tab. 4.28: Bewertung des polyhalinen Wattenmeeres der Weser (NEA4 - Weser) anhand des Phytoplanktons und der Nährstoffkonzentrationen	51
Tab. 5.1: 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 Makrophyten...	56
Tab. 5.2: Kumulative Liste der Grünalgen-Arten (Chlorophyta) der Flussgebietseinheiten Ems, Weser und Elbe: („vorläufige Referenzartenliste“)	59
Tab. 5.3: Kumulative Liste der Braunalgen-Arten (Phaeophyta) der Flussgebietseinheiten Ems, Weser und Elbe: („vorläufige Referenzartenliste“)	62
Tab. 5.4: Kumulative Liste der Rotalgen-Arten (Rhodophyta) der Flussgebietseinheiten Ems, Weser und Elbe: („vorläufige Referenzartenliste“).	63
Tab. 5.5: Klassifizierung für das Bewertungskriterium „Artenzusammensetzung von Makroalgen (Braun- und Rotalgen)“ für die Küstengewässer der Flussgebietseinheiten Ems, Weser und Elbe	65
Tab. 5.6: Klassengrenzen für das Bewertungskriterium „Artenzusammensetzung von Makroalgen (Braun- und Rotalgen)“ für die Küstengewässer der Flussgebietseinheiten Elbe, Weser und Ems, bezogen auf die begrenzten Artenlisten von Eiben (1871) und Prigge (1960)	66
Tab. 5.7: Klassifizierung für das Bewertungskriterium „Flächenausdehnung opportunistischer eulitoral Makroalgen (Grünalgen)“ für die Küsten- und Übergangsgewässer der Flussgebietseinheiten Ems, Weser und Elbe	67
Tab. 5.8: Klassengrenzen für das Qualitätskriterium „Ausdehnung von opportunistischen eulitoral Makroalgen (Grünalgen)“ für die Wasserkörper der FGE Elbe, Weser und Ems. ...	68
Tab. 5.9: Zuordnung der EQR-Werte zu den fünf ökologischen Zustandsklassen für das Qualitätskriterium „Flächenausdehnung opportunistischer Makroalgen (Grünalgen)“	70
Tab. 5.10: Bewertung des ökologischen Zustands für das Kriterium „Flächenausdehnung opportunistischer eulitoral Makroalgen (Grünalgen)“ für die Wasserkörper der FGE Ems.	71
Tab. 5.11: Bewertung des ökologischen Zustands für das Kriterium Flächenausdehnung opportunistischer eulitoral Makroalgen (Grünalgen)“ für die Wasserkörper der FGE Weser	72
Tab. 5.12: Bewertung des ökologischen Zustands für das Kriterium „Flächenausdehnung opportunistischer eulitoral Makroalgen (Grünalgen) für die Wasserkörper der FGE Elbe ..	72
Tab. 5.13: Liste von Synonymen für die zwei im deutschen Wattenmeer vorkommenden Seegrasarten <i>Zostera marina</i> und <i>Zostera noltii</i>	74
Tab. 5.14: Klassifizierung für das Bewertungskriterium „Artenzusammensetzung der Seegräser“ für die Küsten- und Übergangsgewässer der Flussgebietseinheiten Elbe, Weser und Ems.	75
Tab. 5.15: Klassifizierung für das Bewertungskriterium „Flächenausdehnung von Seegräsbeständen“ für das Eulitoral der Küsten- und Übergangsgewässer der Flussgebietseinheiten Ems, Weser und Elbe	76

Tab. 5.16: Klassengrenzen für das Bewertungskriterium „Flächenausdehnung von Seegrasbeständen im Eulitoral für die Wasserkörper der Flussgebietseinheiten Weser und Elbe, ermittelt nach Maximalwerten aus dem bisherigen Monitoring.....	77
Tab. 5.17: Klassifizierung für das Bewertungskriterium „Wuchsdichte von Seegräsern“ für das Eulitoral der Küsten- und Übergangsgewässer der Flussgebietseinheiten Elbe, Weser und Ems	78
Tab. 5.18: Klassifizierung für das Bewertungskriterium „Artenzusammensetzung der Seegräser“ für die Küsten- und Übergangsgewässer der Flussgebietseinheiten Elbe, Weser und Ems mit Angabe der EQR-Werte	79
Tab. 5.19: Zuordnung der EQR-Werte zu den fünf ökologischen Zustandsklassen für das Qualitätskriterium „Flächenausdehnung von eulitoral Seegrasbeständen“	79
Tab. 5.20: Zuordnung der EQR-Werte zu den fünf ökologischen Zustandsklassen für das Qualitätskriterium „Bedeckungsgrad von eulitoral Seegrasbeständen“, hier: <i>Z. noltii</i> und Mischbestände	80
Tab. 5.21: Zuordnung der EQR-Werte zu den fünf ökologischen Zustandsklassen für das Qualitätskriterium „Bedeckungsgrad von eulitoral Seegrasbeständen“, hier: <i>Z. marina</i>	80
Tab. 5.22: Bewertung des ökologischen Zustands über das Kriterium „Artenzusammensetzung der Seegräser“ für die Wasserkörper der FGE Weser und Elbe	81
Tab. 5.23: Bewertung der „Flächenausdehnung von Seegrasbeständen im Eulitoral“ für die Wasserkörper der FGE Weser und Elbe	81
Tab. 5.24: Gesamtbewertung der Teilkomponente „Seegräser“ für die Wasserkörper der FGE Weser und Elbe. Angegeben sind die EQR-Werte (Ecological Quality Ratio).....	82

Verzeichnis der Abbildungen

Abb. 1.1: Gewässertypen der Übergangs- und Küstengewässer der Nordseeküste.....	2
Abb. 4.1: Entwicklung der <i>Phaeocystis</i> spp. Blütenmaxima an Station R bei Norderney seit 1986.....	35
Abb. 4.2: Blütenfrequenz von <i>Phaeocystis</i> spp. an Station R bei Norderney.....	36
Abb. 4.3: Standorte der Stationen 1-10 des Informationssystems für Planktonblüten und toxische Algen sowie der beiden Dauerstationen Wilhelmshaven und Norderney	41
Abb. 5.1: Verschiebung der Makroalgenvorkommen in unbelasteten und in eutrophierten Gewässern	57
Abb. 5.2: Verlauf der Flugroute (grüne Linie), um die Flächen opportunistischer Makroalgen (Grünalgen) auf den eulitoralen Wattflächen (graue Flächen) zu kartieren.....	69
Abb. 5.3: Vorkommen unterschiedlicher benthischer Gemeinschaften im Watt entlang eines Tiefengradienten. Vor 1930 kamen zwei Morphotypen von <i>Zostera marina</i> im Watt vor: ein robuster mehrjähriger Typ und ein flexibler Typ.....	74

Projektbegleitende Studie im Auftrag des NLWKN zu Teil A:

KOLBE, K. (2006). Bewertungssystem nach WRRL für Makroalgen und Seegräser der Küsten- und Übergangsgewässer der FGE Weser und Küstengewässer der FGE Elbe. Studie im Auftrag des Niedersächsischen Landesamtes für Wasser-, Küsten- und Naturschutz, Oldenburg/Brake, 99 S. unveröff.

Zusammenfassung

Nährstoffe

Für die Küsten- und Übergangsgewässer der deutschen Nordseeküste wurden von BROCKMANN et al. (2004) Referenzwerte für Gesamtstickstoff (TN), für gelösten anorganischen Stickstoff (DIN), für Nitrat (NO_3), sowie für Gesamtphosphor (TP) und Phosphat-P ($\text{PO}_4\text{-P}$) anhand von historischen und Modelldaten ermittelt und extrapoliert.

Ausgangspunkt für die Festlegung der Klassengrenzen nach WRRL waren die bei OSPAR (EUC 2005) unterschiedenen Klassen „Non Problem Area“ und „Problem Area“, aus denen die fünfstufige Klassifikation nach WRRL abgeleitet werden konnte. Eine dementsprechende Bewertung der gegenwärtigen Nährstoffverhältnisse in den einzelnen Wasserkörpern anhand der vorhandenen Datensätze kommt ausschließlich zu unbefriedigenden (NEA1-Weser, NEA2-Weser, NEA3-Weser, NEA1-Ems, NEA2-Ems, NEA4-Ems) und schlechten (NEA11-Ems, NEA11, Weser, NEA3-Ems, NEA4-Weser) Einstufungen.

Als ein weiterer Parameter wird das durchschnittliche Verhältnis der Nährstoffe Stickstoff und Phosphor zueinander (N/P-Verhältnis) vorgeschlagen, ein Klassifikationssystem konnte hierfür jedoch noch nicht aufgestellt werden.

Fische

Im Auftrag der Länder Niedersachsen und Schleswig-Holstein erstellte BIOCONSULT (2006) ein multimetrisches Bewertungsverfahren, welches die Aspekte Artenspektrum, Abundanz und Altersstruktur der Fischfauna des Übergangsgewässers berücksichtigt und sich an einer historischen Referenzzönose orientiert. Die Bearbeitung erfolgte für die Ästuarie Ems, Weser, Elbe und Eider.

BIOCONSULT (2006) entwickelte ein computergestütztes Bewertungswerkzeug auf Grundlage einer Datenbank, welche historische und aktuelle artspezifische Charakteristika wie Zugehörigkeit zu Nutzer-, Habitat- und Reproduktionsgilden, artspezifische Häufigkeit usw. enthält. Aktuelle Fangdaten können mittels einer Eingabemaske eingespeist werden. Die Bewertung erfolgt durch das Programm unter Berücksichtigung der im Projekt erarbeiteten Messgrößen (Metrics). Bioconsult wählte für das Bewertungssystem zehn bewertungsrelevante Metrics sowie den zusätzlichen Bewertungsparameter „Stör“, der als besonderer Repräsentant eines sehr guten Zustands des Ästuars ggf. mit in das Bewertungssystem aufgenommen werden

kann. Über die Metrics werden der Zustand ausgewählter ökologischer Gilden (Wanderarten, ästuarine Arten, marine Arten) und die Abundanzen ausgewählter Arten (Kaulbarsch, Finte, Stint, Flunder, großer Scheibenbauch, Hering) bewertet. Der Aspekt der Altersstruktur geht über die Bewertung des Auftretens juveniler Stadien von Finte und Stint in das Bewertungskonzept mit ein. Dieses Artenspektrum kann für das zu bewertende Ästuar spezifisch angepasst werden.

Nicht für jedes Bewertungskriterium findet separat eine Einstufung in eine der fünf ökologischen Zustandsklassen statt, sondern es werden Punkte für bestimmte Merkmale vergeben, aus denen dann am Ende über eine Formel ein Gesamtwert berechnet wird, der für einen bestimmten ökologischen Zustand steht.

Das von BIOCONSULT (2006) entwickelte Bewertungssystem für Fische in Übergangsgewässern der Nordsee wird im Fachkollegium als schlüssig angesehen und ist mit den Länderkollegen aus Schleswig-Holstein und Hamburg abgestimmt. Auch auf internationaler Ebene wurde das Bewertungssystem im Rahmen der Interkalibration vorgestellt, und es besteht eine enge Kooperation durch Datenaustausch und gemeinsame Projekte sowie bilaterale Interkalibration mit den Niederlanden.

Phytoplankton

Das Bewertungssystem für die Qualitätskomponente Phytoplankton in den Küstengewässern der deutschen Nordsee umfasst die Parameter „mittlerer Chlorophyll a-Gehalt der Vegetationsperiode“, „Chlorophyll a-Jahresmaxima“, „Gesamtbiovolumen“, „Biovolumen der Bidulphiales“, „Blütenfrequenz von *Phaeocystis* spp.“ und „potenzielle Zeigerarten“. Als Zusatzkriterium soll die Nährstoffsituation in die Bewertung des Phytoplanktons eingehen. Für die Übergangsgewässer wird das Phytoplankton aufgrund der hohen Schwebstoffkonzentrationen und der damit verbundenen starken Wassertrübungen nicht als geeigneter Bewertungsparameter des ökologischen Zustands nach WRRL angesehen.

Der Parameter „mittlerer Chlorophyll a-Gehalt der Vegetationsperiode“ wird in Anlehnung an den Ansatz, der in der europäischen Interkalibrationsarbeit abgestimmt wurde, in Form des jeweiligen 90er Perzentils ($\mu\text{g/l}$) von März bis (einschließlich) September verwendet. Referenzwerte wurden von BROCKMANN et al. (2004) modelliert und hergeleitet. Die Klassengrenzen wurden, wie bei den Nährstoffen, ausgehend

von den OSPAR-Grenzwerten (TOPCU et al. 2006) abgeleitet. Dabei entspricht die Bewertungsgrenze zwischen „Non Problem Area“ und „Problem Area“ nach OSPAR der Klassengrenze zwischen dem guten und dem mäßigen Zustand nach WRRL.

Auf dieselbe Weise wurden auch die Klassengrenzen für Chlorophyll a-Jahresmaxima berechnet. Die Referenzwerte wurden dabei von den mittleren Chlorophyll a-Referenzen abgeleitet, die in aktuellen Messreihen signifikant mit den Jahresmaxima korrelieren.

Für die Parameter Gesamtbiovolumen und Biovolumen der Biddulphiales wurden von AQUAE-COLOGY (2006) Bewertungssysteme erarbeitet, ebenso wie für die Blütenfrequenz von *Phaeocystis* spp. und die Zellzahlen potenzieller Zeigerarten.

Für eine Bewertung des aktuellen ökologischen Zustands in den Wasserkörpern des Bearbeitungsgebietes nach dem in dieser Studie vorgestellten Bewertungssystem ist die Datenlage nicht in allen Fällen ausreichend. Während einzelne Parameter mit den vorhandenen Daten vollständig abgedeckt werden können, ist für andere Parameter die Datenlage sehr eingeschränkt. Unter diesem Vorbehalt ergeben sich Gesamtbewertungen der aktuellen Phytoplanktonsituation von unbefriedigend (NEA1-Ems, NEA2-Ems, NEA4-Ems, NEA1-Weser, NEA2-Weser, NEA3-Weser) bis schlecht (NEA3-Ems, NEA4-Weser). Die Hälfte der Wasserkörper kann dabei ausschließlich anhand der unterstützenden Komponente der Nährstoffe bewertet werden.

Makrophyten: Makroalgen und Seegras

Im vorliegenden Berichtsteil A werden zur Bewertung der Makrophyten die Teilkomponenten Makroalgen und Seegräser betrachtet. Der Bewertungsansatz für Röhrichte, Brack- und Salzwiesen und eine zusammenführende Gesamtbewertung der Qualitätskomponente Makrophyten folgen im Teil B des Abschlussbe-

richtes (ADOLPH et al. 2007).

Die Bewertung der Makroalgen wird anhand des Kriteriums „Flächenausdehnung opportunistischer Makroalgen im Eulitoral“ durchgeführt. Klassengrenzen für die absoluten Flächengrößen der von Grünalgen bedeckten Watten je Wasserkörper konnten auf der Grundlage von Monitoringdaten aus den Jahren 1990-2004 hergeleitet werden. Ausgangspunkt der Bewertung ist, dass die vorhandenen Daten deutlich beeinträchtigte Zustandsklassen charakterisieren. Gegenwärtig, d.h. im 5-Jahresmittel von 1999-2004, erreichen nur zwei Wasserkörper (NEA1-Ems-West und NEA11-Weser) einen guten Zustand, die übrigen Wasserkörper werden mit mäßig und unbefriedigend bewertet.

Das für die Makroalgen vorgestellte Bewertungssystem wird aufgrund seiner bisherigen Beschränkung auf nur ein Kriterium als unzureichend für die Bewertung der Makroalgen eingeschätzt, da es nur eine Gruppe der Makroalgen berücksichtigt und primär die Effekte der Eutrophierung bewertet. Es sollte versucht werden, weitere Kriterien und Parameter wie „Artenzusammensetzung“ und „Verhältnis unterschiedlicher funktioneller Gruppen“ sowie „Biomasse opportunistischer eulitoral Makroalgen“ in die Bewertung einzubeziehen.

Zur Bewertung der Seegrasbestände werden Klassifikationssysteme für die Parameter Artenzusammensetzung, Flächenausdehnung und Wuchsdichte vorgeschlagen und soweit möglich in eine Bewertung des aktuellen Zustandes umgesetzt. Während für eine Einstufung des Parameters Wuchsdichte derzeit nicht ausreichend Daten vorliegen, ergeben sich aus der Betrachtung der Arten und der Fläche für einen Wasserkörper (NEA2-Jade) eine mäßige und für drei Wasserkörper (NEA4-Weser, NEA4-Elbe und NEA11-Weser) eine schlechte Zustandsbewertung. Auch hier wird weiterer Untersuchungsbedarf festgestellt.

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 A) 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 B (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 (Länderarbeitsgemeinschaft Wasser, Boden und Abfall) 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 Arbeit wurden noch offene Fragen zu den Parametern und Referenzzuständen auf nationaler und internationaler Ebene weitergehend 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 Be-

wertung der Übergangs- und Küstengewässer der Nordsee herangezogen. Die projektbegleitenden Studien untersuchten spezielle Teilfragen zu einzelnen Qualitätskomponenten oder Wasserkörpern.

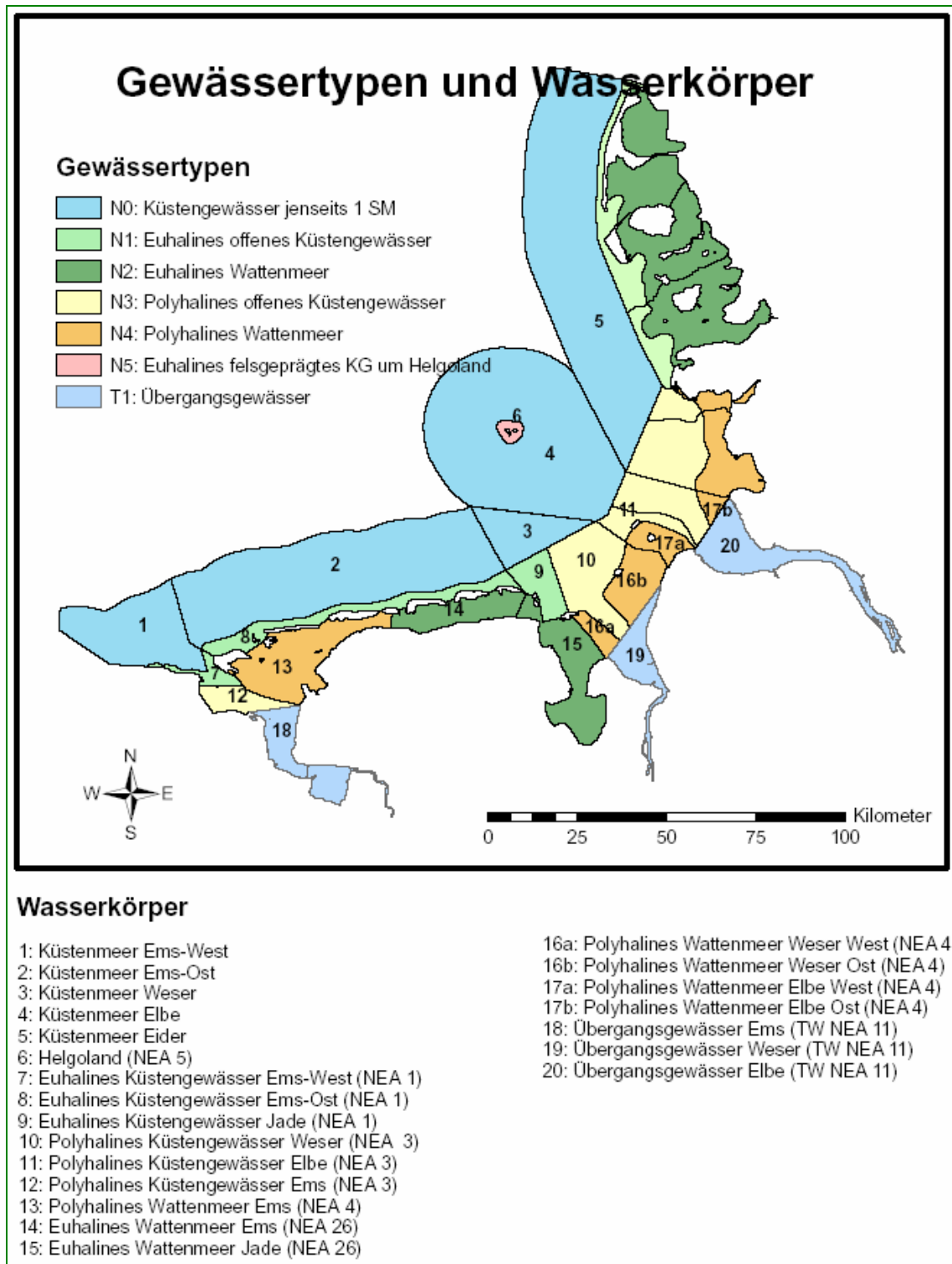


Abb. 1.1: Gewässertypen der Übergangs- und Küstengewässer der Nordseeküste (Bezirksregierung Weser-Ems & NLO-Forschungsstelle Küste 2004).

Der Abschlussbericht zu dem Projekt wird in zwei Teilen vorgelegt: Teil A (diese Studie) behandelt die Qualitätskomponenten Nährstoffe, Phytoplankton, Fische sowie Makroalgen und Seegräser als Bestandteil der Makrophyten. Im Teil B (ADOLPH et al. 2007) 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

- 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. 101 S. und Anhang
- 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.
- 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.

2 Nährstoffe

Neben den Lichtverhältnissen, Kohlendioxidkonzentration und der Temperatur, hängt die Leistungsfähigkeit mariner Pflanzen und damit auch die Primärproduktion von den Nährstoffverhältnissen des Systems ab. Wichtig ist das Gleichgewicht zwischen Nährstoffzufuhr und –verbrauch. Steigen die Nährstoffkonzentrationen eines Gewässers als Folge menschlichen Handelns deutlich über die Werte unter ungestörten Verhältnissen, wird dies nach dem Verständnis der EG-WRRL als Eutrophierung bezeichnet. Eine Zufuhr oder Anreicherung von Nährstoffen führt in diesem Prozess zu vielfältigen direkten und indirekten Auswirkungen auf die Pflanzen- und Tierwelt des Gewässers, sowie auch auf dessen physikalisch-chemische Eigenschaften. In ihrer Gesamtheit können diese Effekte die Funktion des Ökosystems gefährden. Die Eutrophierung ist neben anderen Faktoren eine der stärksten anthropogenen Beeinträchtigungen des Wattenmeeres, die sich in verschiedenen unerwünschten Ereignissen manifestiert. Verstärkte Einträge von Nährstoffen und damit die Erhöhung der Nährstoffkonzentrationen im Bereich des Wattenmeeres können einen Anstieg der Primärproduktion, die Verschiebung des Artenspektrums, Veränderungen jahreszeitlicher Entwicklungszyklen, eine Verminderung der Artenvielfalt, Entkoppelung im Nahrungsnetz und verstärkte Sedimentation von Biomasse zur Folge haben. Weitere Folgen können ein erhöhter Sauerstoffverbrauch infolge erhöhter Abbauraten und Sauerstoffmangel sein, woraus wiederum das Absterben der

bodenlebenden Organismen und Veränderungen des Sediments resultieren können. Starke Entwicklungen von opportunistischen Makroalgen und die Abnahme der Seegrasbestände wurden mit erhöhten Stickstoffeinträgen in Verbindung gebracht (z. B. MICHAELIS 1978, VAN DEN HOEK et al. 1979, REISE 1983, BÄTJE & MICHAELIS 1986, BROCKMANN 1997, BRICKER ET AL. 1999, CLOERN 2001, EPA 2001, VAN BEUSEKOM et al. 2001, BOESCH 2002, BROCKMANN et al. 2003, NAPIER UNIVERSITY 2004, KAAS et al. 2005, VAN BEUSEKOM 2005, BREITBURG 2006, BRICKER 2006, BROCKMANN et al. 2004., CLARKE et al. 2006, CONLEY et al. 2006). Alle dieser Phänomene wurden bereits im Wattenmeer beobachtet (VAN BEUSEKOM 2005). Da der Bereich der Deutschen Bucht als sensitiv gegenüber Eutrophierungsprozessen eingeschätzt wird (BROCKMANN et al. 2004), ist eine Überwachung der Nährstoffkonzentrationen und ihrer Auswirkungen notwendig.

2.1 Erfordernisse gemäß Wasserrahmenrichtlinie

Die Nährstoffe gehören zu den chemischen und physikalisch-chemischen Komponenten, welche in Unterstützung der biologischen Komponenten zur Bewertung des Zustandes der Gewässer gemäß WRRL (EU 2000) eingesetzt werden. Bei der Bewertung der Nährstoffverhältnisse sind die Nährstoffkonzentrationen nur dann als „gut“ oder „sehr gut“ zu klassifizieren, wenn gewährleistet ist, dass die gemessenen Konzentrationen die Funktionsfähigkeit des Ökosystems nicht einschränken und die Werte, welche für diese Statusklassen der biologischen Qualitätskomponenten beschrieben werden, erreicht werden können (siehe Tab. 2.1).

Tab. 2.1: Begriffsbestimmungen für den sehr guten, guten und mäßigen ökologischen Zustand von Übergangsgewässern (ÜG) und Küstengewässern (KG) gemäß WRRL für Nährstoffe

	Sehr guter Zustand	Guter Zustand	Mäßiger Zustand
ÜG	Die physikalisch-chemischen Komponenten entsprechen vollständig oder nahezu vollständig den Werten, die bei Abwesenheit störender Einflüsse zu verzeichnen sind. Die Nährstoffkonzentrationen bleiben in dem Bereich, der normalerweise bei Abwesenheit störender Einflüsse festzustellen ist.	Die Nährstoffkonzentrationen liegen nicht über den Werten, bei denen die Funktionsfähigkeit des Ökosystems und die Einhaltung der Werte für die biologischen Qualitätskomponenten gewährleistet sind.	Bedingungen, unter denen die für die biologischen Qualitätskomponenten beschriebenen Werte erreicht werden können.
KG	Die physikalisch-chemischen Komponenten entsprechen vollständig oder nahezu vollständig den Werten, die bei Abwesenheit störender Einflüsse zu verzeichnen sind. Die Nährstoffkonzentrationen bleiben in dem Bereich, der normalerweise bei Abwesenheit störender Einflüsse festzustellen ist.	Die Nährstoffkonzentrationen liegen nicht über den Werten, bei denen die Funktionsfähigkeit des Ökosystems und die Einhaltung der Werte für die biologischen Qualitätskomponenten gewährleistet sind.	Bedingungen, unter denen die für die biologischen Qualitätskomponenten beschriebenen Werte erreicht werden können.

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

Die Nährstoffe nehmen insofern eine Sonderrolle ein, als sie einerseits die entscheidende Größe für den Eutrophierungsprozess sind, andererseits aber bei der Bewertung gemäß WRRL lediglich zur Unterstützung für die biologischen Qualitätskomponenten eingesetzt werden. Da die Nährstoffe jedoch in den Bewertungsansatz für Phytoplankton (siehe Kapitel 3) direkt mit einbezogen werden sollen, wird hier ein fünfstufiger Bewertungsansatz vorgestellt. Vor dem Hintergrund der anthropogenen Zunahmen der Nährstoffkonzentrationen in den Übergangs- und Küstengewässern und der daraus resultierenden Effekte auf die Biota, sind hier als wichtigste Parameter die anorganischen Nährsalze Nitrat und Ammonium für die Versorgung mit Stickstoff zu behandeln, außerdem Phosphat für die Versorgung mit Phosphor sowie das Verhältnis von verfügbarem Stickstoff zu verfügbarem Phosphor (VAN BEUSEKOM et al. 2001, BROCKMANN et al. 2003, HICKEL et al. 1989).

Stickstoff

Derzeit liegen etwa 80 % des gesamten Stickstoffs, der in die Küstengewässer über die Flüsse und die Atmosphäre eingetragen wird, in den Küstengewässern in gelöster Form als Ammonium, Nitrat und Nitrit vor. Rund 75 % der gelösten Einträge entfallen auf Nitrat und 20 % auf Nitrit. Ammonium, welches von Pflanzen bevorzugt aufgenommen wird (VAN BEUSEKOM et al. 2001, BORCHARDT & VÖLKER 2006), macht nur etwa 5% der Einträge aus. Während der 70er Jahre, vor der Einführung der Kläranlagen, lag der Ammonium-Anteil dagegen noch bei bis zu 40% der Stickstoffeinträge (VAN BENNEKOM & WETSTEIJN 1990 in VAN BEUSEKOM et al. 2001).

Die im Wattenmeer gemessenen Konzentrationen von Nitrat, Nitrit und Ammonium lassen einen saisonalen Zyklus erkennen, wobei im Frühjahr und Sommer niedrige und im Herbst höhere Werte vorzufinden sind (POSTMA 1966, HELDER 1974, beide in VAN BEUSEKOM et al. 2001). Bei der Remineralisation von organischem Material wird vor allem Ammonium freigesetzt. Erhöhte Freisetzungsraten aus dem Sediment werden meist im Sommer beobachtet. Da jedoch im Sommer gleichmäßig niedrige Werte in der Wassersäule vorherrschen, wird angenommen, dass das Ammonium nahezu komplett von den Primärproduzenten aufgenommen und dem Wasserkörper entzogen wird. Im weiteren Jahresgang können im Oktober ein Ammonium-Maximum, im November

ein Nitrit-Maximum und im Winter ein Nitrat-Maximum gemessen werden (VAN BEUSEKOM et al. 2001).

Phosphor

Partikulär gebundener Phosphor hat einen sehr hohen Anteil an der Gesamtphosphatmenge, welche in die Küstengewässer eingebracht wird. Aus Langzeitreihen ist bekannt, dass der Anteil des partikulären Phosphoreintrags in Rhein und Maas früher 35-40% des Gesamtphosphors betrug, wohingegen heute Anteile von 43-48% festgestellt werden. Ähnliches ist auch in Ems und Elbe zu beobachten (VAN BEUSEKOM et al. 2001). Partikulärer organischer Phosphor und eisengebundenes Phosphat sind in den Schwebstoffen des Wattenmeeres von gleicher Bedeutung als Nährstoffquelle für Pflanzen (VAN BEUSEKOM & DE JONGE 1997, van BEUSEKOM & BROCKMANN 1998, beide in VAN BEUSEKOM et al. 2001). Auch für Phosphor konnte ein saisonaler Zyklus gemessen werden (POSTMA 1954 in VAN BEUSEKOM et al. 2001). In den Jahren 1949-1952 waren die Konzentrationen im Winter am höchsten; das Minimum lag im Mai und danach stiegen die Werte im Jahresgang kontinuierlich wieder an. In den Messreihen 1970-1972 hatte sich der Zyklus durch erhöhte Phosphoreinträge insofern verändert, dass im Sommer deutlich erhöhte Konzentrationsmaxima auftraten und die Werte der vor dem gemessenen Wintermaxima übertroffen wurden, was als Folge einer zunehmenden Eutrophierung angesehen wird (DE JONGE & POSTMA 1974, HICKEL 1989, beide in VAN BEUSEKOM et al. 2001).

N/P-Verhältnis

Das durchschnittliche N/P-Verhältnis beträgt in Seewasser und Phytoplankton etwa 16:1 (M/M) und wird nach REDFIELD (1963 in HICKEL et al. 1989) als „Redfield-Ratio“ bezeichnet. Bei einem darüber hinausgehenden Angebot von Nitrat im Verhältnis zu Phosphor wurden Verschiebungen des Phytoplankton-Artenspektrums beobachtet, insbesondere traten vermehrt toxische Algenarten auf (BORCHARDT & VÖLKER 2006). Brockmann (pers. Mitt.) hält N/P-Verhältnisse von bis zu 25:1 noch für akzeptabel. Während in den Binnengewässern Phosphor der limitierende Faktor für die Produktion pflanzlicher Biomasse ist, erweisen sich in den Küstengewässern und Meeren die Stickstoffverbindungen als limitierend (BOESCH 2002, VITOUSEK & HOWARTH 1991, NIXON et al. 1996, EPA 2001, Blomqvist et al. 2004, BORCHARDT & VÖLKER 2006, HOWARTH & MARINO 2006, SMITH 2006). In den flachen Küstengewässern des Wattenmeeres wird die Stickstoff-

Limitierung dadurch verstärkt, dass Phosphor in besonderem Maße im Sommer freigesetzt wird, wohingegen Stickstoff gleichzeitig durch Denitrifikationsprozesse in seiner Verfügbarkeit eingeschränkt ist.

Die Hauptquelle der Nährstoffeinträge in die Deutsche Bucht und die südliche Nordsee sind Flusseinträge und Einträge aus angrenzenden Meeresgebieten (BROCKMANN & EBERLEIN 1986, FRANZ 1986, beide in HICKEL et al. 1989, BOESCH 2002, BROCKMANN et al. 2004, VAN BEUSEKOM et al. 2005). Die Ursachen für die Zunahme der Einträge gegenüber natürlichen Hintergrundkonzentrationen sind insbesondere der Anstieg der Bevölkerung, Einträge aus Abwässern und Mineraldüngern, gesteigerte Tierproduktion und Entwaldungen in den Flusseinzugsgebieten (CLOERN 2001, BOESCH 2002, NIXON 1995; BILLÉN & GARNIER 1997 in VAN BEUSEKOM 2005). Für Stickstoff werden auch atmosphärische Einträge immer bedeutender (GERLACH 1984 in HICKEL et al. 1989, BOESCH 2002). Lokale Ressourcen für Nährstoffe können besonders im Wattenmeer auch die Remineralisation aus dem Sediment oder durch laterale Advektivströmungen zugeführtes Tiefenwasser aus der zentralen Nordsee sein (HICKEL et al. 1989).

Den Stickstoff-Einträgen steht die Denitrifikation gegenüber, d. h. der im Nitrat (NO_3) gebundene Stickstoff wird durch mikrobielle Aktivität zu elementarem Stickstoff (N_2) umgewandelt und ist damit für die Organismen nicht mehr direkt als Stickstoffquelle nutzbar. Ein Teil des Phosphors hingegen wird im Wattenmeer durch die Bildung von Apatit fixiert, so dass es dem System nicht mehr zur Verfügung steht. So werden z.B. im Ems-Ästuar etwa 25% des eingetragenen Phosphors in Apatite umgewandelt (VAN BEUSEKOM & DE JONGE 1997, 1998, VAN BEUSEKOM et al. 1999, alle in VAN BEUSEKOM et al. 2001).

Analysen von BILLEN et al. (1999 in CLOERN 2001) lassen vermuten, dass die erste Eutrophierungs-Phase der Küstengewässer in Westeuropa bereits Mitte des 19. Jh. stattfand, als durch erste Industrialisierungsprozesse die Flussfrachten von Stickstoff und Phosphor zunahmen. Im ursprünglichen Zustand lagen die Stickstoff- und Phosphorkonzentrationen dieser Küstengewässer oft ganzjährig so niedrig, dass sie die Produktion bzw. Akkumulation pflanzlicher Biomasse einschränkten. Bis heute haben die Nährstoffkonzentrationen um ein Vielfaches zugenommen, selbst wenn man die relativ kurze Zeitspanne seit Mitte des 20. Jh. betrachtet (CLOERN 2001). So haben z. B. die Stickstoff-, Ammonium- und Nitratfrachten der Flüsse Rhein und Maas von 1950 bis 1985 um ein

Zwei- bis Vierfaches, die Phosphorfrachten um ein Fünf- bis Siebenfaches zugenommen. In den niederländischen Küstengewässern haben die Nährstoffkonzentrationen zeitgleich um ein Drei- bis Fünffaches zugenommen (VAN DER VEER et al. 1988 in NIENHUIS 1992). Einen ähnlichen Trend zeigte auch das Ästuar der Westerschelde in den letzten 30 bis 40 Jahren auf (VAN BUUREN 1988 in NIENHUIS 1992). An der Station Helgoland-Reede konnten in der Zeit von 1962-1995 entsprechende Entwicklungen beobachtet werden. Die Phosphatkonzentrationen verdoppelten sich in den ersten 10 Jahren der Zeitreihe, waren bis 1980 konstant und verringerten sich seitdem leicht. Dagegen stieg der Nitratgehalt erst Anfang der 80er Jahre an, nahm jedoch mit einigen Konzentrationsschwankungen deutlich stärker zu als der Phosphatgehalt. Rekordwerte wurden im Winter 1993/94 gemessen. Das Nitrit-Maximum fiel in etwa mit dem Phosphat-Maximum in den 70er Jahren zusammen. Die Ammonium-Werte fielen seit Beginn der Messreihe ab. Durch diese Veränderungen hat sich auch das N/P-Verhältnis verschoben. Zu Beginn der Messreihe waren eine deutliche Stickstoffübersversorgung im Winter und Frühjahr sowie eine Phosphorübersversorgung im Spätsommer zu erkennen. Seit Anfang der 80er Jahre wird jedoch ganzjährig ein starker Nitratüberschuss gemessen (HICKEL et al. 1997 in HEIBER et al. 2004). Ein etwa 50-100 km breiter Streifen der Küstengewässer ist demnach messbar eutrophiert (HICKEL et al. 1997, GERLACH 1990, DICKSON & KIRKWOOD 1992, OSPAR 1993, alle in HEIBER et al. 2004). Wie bereits in der Einführung beschrieben, können sich im Verlauf und als Auswirkung des Eutrophierungsvorganges die natürlichen Prozesse und Funktionen des Ökosystems Wattenmeer grundlegend verändern. Damit ist die Eutrophierung zu einem ernsthaften Problem für die Küstengewässer geworden (CLOERN 2001).

2.2.1 Entwicklung von Referenzwerten und Klassengrenzen

Da keine zuverlässigen Daten aus der Zeit vor der Industrialisierung vorliegen, kann der anthropogen weitgehend unbeeinflusste Zustand nur aus dem heutigen Wissensstand zum Einfluss natürlicher Prozesse sowie anthropogener Veränderungen auf die Nährstoffdynamik im Wattenmeer extrapoliert werden (VAN BEUSEKOM 2005).

BROCKMANN et al. (2004) berechneten anhand von Modelldaten für Flüsse (BERENDT et al. 2003 in BROCKMANN et al. 2004) sowie von historischen Daten aus dem Küstenwasser (VAN RAAPHORST 2000 in BROCKMANN et al. 2004)

pristine Nährstoffkonzentrationen für die Küsten- und Übergangsgewässer der deutschen Nordseeküste. Die Ergebnisse der Berechnung wurden anschließend mit den Werten relativ ursprünglicher Gewässer ähnlicher Klimazonen verglichen. Aus den mittleren Hintergrundkonzentrationen für Gesamt-Phosphor (TP) und Gesamt-Stickstoff (TN) von Elbe, Weser, Ems, Eider, Rhein und kleineren Flüssen wurden unter Berücksichtigung der Abflussraten für eine Wichtung der Einträge mittlere Referenzwerte der Nährstoffkonzentrationen für die Deutsche Bucht berechnet (BROCKMANN et al. 2004, TOPCU et al. 2006). Bei der Berechnung wurden in Küstennähe lineare Korrelationen mit dem Salzgehalt verwendet. In zunehmender Entfernung zur Küste (Salzgehalt >31,5), wo komplexere Prozesse vorherrschen, wurden exponentielle Vermischungen der Wassermassen angenommen (BROCKMANN et al. 2004, TOPCU et al. 2006). Unter der Annahme, dass die pristinen Salzgradienten den heutigen gleichen, wurden so die pristinen Nährstoffkonzentrationen (Gesamtstickstoff (TN) und Gesamtphosphor (TP)) für die übrigen Bereiche extrapoliert. Aus den Korrelationen der Winterwerte von TN und DIN (gelöster anorganischer Stickstoff) sowie von TP und DIP (gelöster anorganischer Phosphor) wurden die pristinen Referenzwerte für DIN- und DIP-Konzentrationen berechnet (BROCKMANN et al. 2004). Weiterhin wurden aus Korrelationen zwischen TN- und DIN-Winterwerten die Referenzwerte für Nitrat (NO₃) abgeleitet (pers. Mitt. U. Brockmann).

Ausgangspunkt für die Festlegung der Klassengrenzen der fünf ökologischen Zustandsklassen für die Nährstoffe war die Grenzwertziehung bei OSPAR (EUC 2005). Hier wird zwischen den beiden Klassen „Non Problem Area“ und „Problem Area“ unterschieden, was der WRRL-Klassengrenze zwischen dem guten und dem mäßigen Zustand und gemäß OSPAR einer Abweichung von maximal 50% vom Referenzwert entspricht (EUC 2005). Um eine fünfstufige Einteilung zu erhalten, wurde die Klasse „Non Problem Area“ noch einmal unterteilt in die ökologischen Zustandsklassen „sehr gut“ und „gut“, wobei die Grenze bei einer 25%igen Abweichung vom Referenzwert gesetzt wurde. Die Klasse „Problem Area“ wurde wiederum in die Klassen „mäßig“ (Referenz +200% des Referenzwertes), „unbefriedigend“ (Referenz +400% des Referenzwertes) sowie „schlecht“ (mehr als Referenz +400% des Referenzwertes) untergliedert (TOPCU et al. 2006).

Aus diesen Wertebereichen ergeben sich die Referenzwerte und Klassengrenzen der ökologischen Zustandsklassen für die einzelnen Wasserkörper, wie sie in Tab. 2.2 bis Tab. 2.6 dargestellt sind. Durch Rundung der ursprünglichen Werte kommen leichte Abweichungen zustande. Bei den Übergangsgewässern sind die Schwankungen des Salzgehaltes am größten, so dass in diesem Fall eine Referenzwertspanne angegeben wird. Die Klassengrenzen müssen in Abhängigkeit von der Salinität aus den entsprechenden Referenzwerten nach der oben beschriebenen Methode berechnet werden.

Tab. 2.2: Referenzwerte und Klassengrenzen für Gesamtstickstoff (TN) in den Küstengewässertypen NEA1, 26, 3 und 4 im deutschen Nordseeküstenbereich sowie im Übergangsgewässertyp NEA11 (Jahresmittelwerte, µmol/l bzw. mg/l) (nach BROCKMANN et al. 2005, unveröff.)

	TN, Jahresmittelwerte µmol/l bzw. mg/l	NEA1	NEA26	NEA3	NEA4	NEA11
	Salinität (ø)	29,6-31,5	29,0-29,7	23,4-30,5	16,4-27,1	3,6-23,4
µmol	Referenz	12	12	14	16	13-21
	sehr gut	≤15	≤15	≤18	≤20	*
	gut	>15-19	>15-19	>18-22	>20-26	*
	mäßig	>19-36	>19-36	>22-42	>26-48	*
	unbefriedigend	>36-60	>36-60	>42-70	>48-80	*
	schlecht	>60	>60	>70	>80	*
mg/l	Referenz	0,17	0,17	0,20	0,22	0,18-0,30
	sehr gut	≤0,21	≤0,21	≤0,25	≤0,28	*
	gut	>0,21-0,27	>0,21-0,27	>0,25-0,3	>0,28-0,36	*
	mäßig	>0,27-0,51	>0,27-0,51	>0,3-0,6	>0,36-0,66	*
	unbefriedigend	>0,51-0,85	>0,51-0,85	>0,6-1,0	>0,66-1,10	*
	schlecht	>0,85	>0,85	>1,0	>1,10	*

*= muss in Abhängigkeit von der Salinität aus dem entsprechenden Referenzwert berechnet werden

Tab. 2.3: Referenzwerte und Klassengrenzen für gelösten anorganischen Stickstoff (DIN) in den Küstengewässertypen NEA1, 26, 3 und 4 im deutschen Nordseeküstenbereich sowie im Übergangsgewässertyp NEA11 (Mittelwerte, November – Februar, $\mu\text{mol/l}$ bzw. mg/l). (nach Brockmann et al. 2005, unveröff.)

DIN, Mittelwerte, November-Februar $\mu\text{mol/l}$ & mg/l	NEA1	NEA26	NEA3	NEA4	NEA11
Salinität (\emptyset)	29,6-31,5	29,0-29,7	23,4-30,5	16,4-27,1	3,6-23,4
$\mu\text{mol/l}$					
Referenz	9	9	11	13	10-17
sehr gut	≤ 11	≤ 11	≤ 14	≤ 16	*
gut	$> 11-14$	$> 11-14$	$> 14-17$	$> 16-20$	*
mäßig	$> 14-27$	$> 14-27$	$> 17-33$	$> 20-39$	*
unbefriedigend	$> 27-45$	$> 27-45$	$> 33-55$	$> 39-65$	*
schlecht	> 45	> 45	> 55	> 65	*
mg/l					
Referenz	0,13	0,13	0,15	0,18	0,14-0,24
sehr gut	$\leq 0,16$	$\leq 0,16$	$\leq 0,19$	$\leq 0,23$	*
gut	$> 0,16-0,20$	$> 0,16-0,20$	$> 0,19-0,24$	$> 0,23-0,28$	*
mäßig	$> 0,20-0,39$	$> 0,20-0,39$	$> 0,24-0,45$	$> 0,28-0,54$	*
unbefriedigend	$> 0,39-0,65$	$> 0,39-0,65$	$> 0,45-0,75$	$> 0,54-0,90$	*
schlecht	$> 0,65$	$> 0,65$	$> 0,75$	$> 0,90$	*

*= muss in Abhängigkeit von der Salinität aus dem entsprechenden Referenzwert berechnet werden

Tab. 2.4: Referenzwerte und Klassengrenzen für Nitrat (NO_3) in den Küstengewässertypen NEA1, 26, 3 und 4 im deutschen Nordseeküstenbereich sowie im Übergangsgewässertyp NEA11 (Mittelwerte, November – Februar, $\mu\text{mol/l}$ bzw. mg/l). (nach Brockmann et al. 2005, unveröff.)

NO_3 , Mittelwerte, November-Februar $\mu\text{mol/l}$ & mg/l	NEA1	NEA26	NEA3	NEA4	NEA11
Salinität (\emptyset)	29,6-31,5	29,0-29,7	23,4-30,5	16,4-27,1	3,6-23,4
$\mu\text{mol/l}$					
Referenz	7,4	7,5	8,7	10,2	8-13
sehr gut	$\leq 9,3$	$\leq 9,4$	$\leq 10,9$	$\leq 12,8$	*
gut	$> 9,3-10$	$> 9,4-11$	$> 10,9-13$	$> 12,8-15$	*
mäßig	$> 10-22,2$	$> 11-22,5$	$> 13-26,1$	$> 15-30,6$	*
unbefriedigend	$> 22,2-37$	$> 22,5-37,5$	$> 26,1-43,5$	$> 30,6-51$	*
schlecht	> 37	$> 37,5$	$> 43,5$	> 51	*
mg/l					
Referenz	0,10	0,10	0,12	0,14	0,1-0,18
sehr gut	$\leq 0,13$	$\leq 0,13$	$\leq 0,15$	$\leq 0,18$	*
gut	$> 0,13-0,14$	$> 0,13-0,15$	$> 0,15-0,18$	$> 0,18-0,21$	*
mäßig	$> 0,14-0,3$	$> 0,15-0,3$	$> 0,18-0,36$	$> 0,21-0,42$	*
unbefriedigend	$> 0,3-0,5$	$> 0,3-0,5$	$> 0,36-0,6$	$> 0,42-0,7$	*
schlecht	$> 0,5$	$> 0,5$	$> 0,6$	$> 0,7$	*

*= muss in Abhängigkeit von der Salinität aus dem entsprechenden Referenzwert berechnet werden

Tab. 2.5: Referenzwerte und Klassengrenzen für Gesamtphosphor (TP) in den Küstengewässertypen NEA1, 26, 3 und 4 im deutschen Nordseeküstenbereich sowie im Übergangsgewässertyp NEA11 (Jahreswerte, $\mu\text{mol/l}$ bzw. mg/l). (nach Brockmann et al. 2005, unveröff.)

TP, Jahresmittelwerte $\mu\text{mol/l}$ & mg/l	NEA1	NEA26	NEA3	NEA4	NEA11
Salinität (\emptyset)	29,6-31,5	29,0-29,7	23,4-30,5	16,4-27,1	3,6-23,4
$\mu\text{mol/l}$					
Referenz	0,7	0,7	0,7	0,7	0,4-0,8
sehr gut	$\leq 0,9$	$\leq 0,9$	$\leq 0,9$	$\leq 0,9$	*
gut	$>0,9-1,1$	$>0,9-1,1$	$>0,9-1,1$	$>0,9-1,1$	*
mäßig	$>1,1-2,1$	$>1,1-2,1$	$>1,1-2,1$	$>1,1-2,1$	*
unbefriedigend	$>2,1-3,5$	$>2,1-3,5$	$>2,1-3,5$	$>2,1-3,5$	*
schlecht	$>3,5$	$>3,5$	$>3,5$	$>3,5$	*
mg/l					
Referenz	0,02	0,02	0,02	0,02	0,01-0,025
sehr gut	$\leq 0,025$	$\leq 0,025$	$\leq 0,025$	$\leq 0,025$	*
gut	$>0,025-0,034$	$>0,025-0,034$	$>0,025-0,034$	$>0,025-0,034$	*
mäßig	$>0,034-0,06$	$>0,034-0,06$	$>0,034-0,06$	$>0,034-0,06$	*
unbefriedigend	$>0,06-0,1$	$>0,06-0,1$	$>0,06-0,1$	$>0,06-0,1$	*
schlecht	$>0,1$	$>0,1$	$>0,1$	$>0,1$	*

*= muss in Abhängigkeit von der Salinität aus dem entsprechenden Referenzwert berechnet werden

Tab. 2.6: Referenzwerte und Klassengrenzen für Phosphat-P ($\text{PO}_4\text{-P}$) in den Küstengewässertypen NEA1, 26, 3 und 4 im deutschen Nordseeküstenbereich sowie im Übergangsgewässertyp NEA11 (Mittelwerte, November – Februar, $\mu\text{mol/l}$ bzw. mg/l). (nach Brockmann et al. 2005, unveröff.)

$\text{PO}_4\text{-P}$, Mittelwerte, November-Februar $\mu\text{mol/l}$ & mg/l	NEA1	NEA26	NEA3	NEA4	NEA11
Salinität (\emptyset)	29,6-31,5	29,0-29,7	23,4-30,5	16,4-27,1	3,6-23,4
$\mu\text{mol/l}$					
Referenz	0,25	0,25	0,25	0,26	0,13-0,27
sehr gut	$\leq 0,31$	$\leq 0,31$	$\leq 0,31$	$\leq 0,33$	*
gut	$>0,31-0,4$	$>0,31-0,4$	$>0,31-0,4$	$>0,33-0,5$	*
mäßig	$>0,4-0,75$	$>0,4-0,75$	$>0,4-0,75$	$>0,5-0,78$	*
unbefriedigend	$>0,75-1,25$	$>0,75-1,25$	$>0,75-1,25$	$>0,78-1,3$	*
schlecht	$>1,25$	$>1,25$	$>1,25$	$>1,3$	*
mg/l					
Referenz	0,0078	0,0078	0,0078	0,0080	0,004-0,008
sehr gut	$\leq 0,0096$	$\leq 0,0096$	$\leq 0,0096$	$\leq 0,0102$	*
gut	$>0,0096-0,012$	$>0,0096-0,012$	$>0,0096-0,012$	$>0,0102-0,0155$	*
mäßig	$>0,012-0,023$	$>0,012-0,023$	$>0,012-0,023$	$>0,0155-0,024$	*
unbefriedigend	$>0,023-0,039$	$>0,023-0,039$	$>0,023-0,039$	$>0,024-0,040$	*
schlecht	$>0,039$	$>0,039$	$>0,039$	$>0,040$	*

*= muss in Abhängigkeit von der Salinität aus dem entsprechenden Referenzwert berechnet werden

2.2.2 Zusammenführung der Bewertungen der Einzelparameter zu einer Gesamtbewertung

Nach EG-WRRL zählen die Nährstoffe zu den chemisch-physikalischen Qualitätskomponenten. Diese werden bei der Klassifizierung des ökologischen Zustandes unterstützend zu den biologischen Qualitätskomponenten hinzugezogen. Der Ansatz für die Bewertung des Phytoplanktons an der deutschen Nordseeküste (siehe Kapitel 4) sieht zurzeit ebenfalls eine Einbeziehung der Nährsalzkonzentrationen vor.

Für eine Gesamtbewertung der Nährstoffkonzentration werden die einzelnen Bewertungsparameter Gesamtstickstoff (TN), gelöster anorganischer Stickstoff (DIN) und Nitrat (NO₃) sowie Gesamtphosphor (TP) und Phosphat (PO₄) zunächst einzeln bewertet, anschließend wird aus den Einzelergebnissen der Mittelwert gebildet.

Dazu werden aus den vorliegenden Daten die Ecological Quality Ratios (EQRs) durch lineare Interpolation innerhalb der Klassen zunächst für die einzelnen Parameter berechnet (siehe Formel unten (nach H. Baretta-Bekker, RIKZ, per. Mitt.)). Liegen die Werte in der Klasse „schlecht“, wird für die Berechnung als Untergrenze des Klassenwertes der Wert der Obergrenze verdoppelt. Alle Werte, die darüber hinausgehen, erhalten den EQR 0,00. Der so berechnete Mittelwert für die fünf einzelnen Bewertungsparameter geht anschließend in die Bewertung des Phytoplanktons mit ein (siehe Kapitel 3).

Für einen TN-Messwert von 20 µmol/l in den Gewässertypen NEA 1 oder 26 würde dies z. B. bedeuten (Werte siehe Tab. 2.7):

$$EQR_{\text{Messwert}} = 0,6 - \frac{(20 - 19)}{(36 - 19)} * 0,2 = 0,59$$

Formel zur Berechnung des Ecological Quality Ratios:

$$EQR_{\text{Messwert}} = \text{Obergrenze}_{\text{EQR-Klasse}} - \frac{(\text{Messwert} - \text{Obergrenze}_{\text{Klassenwert}})}{(\text{Untergrenze}_{\text{Klassenwert}} - \text{Obergrenze}_{\text{Klassenwert}})} * 0,2$$

Tab. 2.7: Zuordnung der EQRs zu den fünf ökologischen Zustandsklassen nach WRRL, Beispiel TN (µmol/l).

	z. B. TN (µmol/l)	Klassenwert	EQR
sehr gut	≤15	Untergrenze	1,0-0,8
gut	>15-19	Obergrenze - Untergrenze	<0,8-0,6
mäßig	>19-36	Obergrenze - Untergrenze	<0,6-0,4
unbefriedigend	>36-60	Obergrenze - Untergrenze	<0,4-0,2
schlecht	>60	Obergrenze	<0,2-0,0

2.3 Validierung des Bewertungsansatzes anhand vorhandener Daten

Anhand der zum großen Teil aus der Meeresumwelt-Datenbank (MUDAB) stammenden Daten (NLWKN, BfG, BSH, BMBF, SYNDWAT, TRANSWATT, WGEHH), welche aus der Zeit von 1980 bis 2003 vorliegen, wurden die oben beschriebenen Bewertungsansätze für Gesamtstickstoff (TN), gelösten anorganischen Stickstoff (DIN) und Nitrat (NO₃) sowie Gesamtphosphor (TP) und Phosphat (PO₄) überprüft. Selbst bei der Zusammenführung dieser Messwerte aus verschiedenen Untersuchungen ist die Datenlage zum Teil sehr dürftig. So liegen beispielsweise für die Jahresmittelwerte von Gesamtstickstoff oder Gesamtphosphor teilweise lediglich zwei Messwerte bzw. für die Winterwerte von DIN, NO₃ oder PO₄ nur ein bis zwei Messwerte pro Jahr vor. Daten aus der

Flussgebietseinheit Elbe lagen zum Zeitpunkt der Berechnung nicht vor. Für eine weiterführende Berechnung sollte die Zusammenführung vorhandener Daten intensiviert und die Datengrundlage verbessert werden.

Bei der Überprüfung der Bewertungsansätze wurden für die einzelnen Gewässertypen bzw. Wasserkörper die in Tab. 2.8 bis Tab. 2.15 dargestellten Ergebnisse erzielt. Es wurden gemäß Wasserrahmenrichtlinie jeweils 6-Jahreszeiträume bewertet. In den Tabellen sind für die einzelnen Nährstoffe die entsprechenden Jahresmittelwerte bzw. Winterdurchschnittswerte aufgelistet, aus denen dann die mittleren Ecological Quality Ratios (EQRs) berechnet wurden. Diese EQR-Werte spiegeln den Zustand der Gewässer bezüglich der Nährstoffe wider und gehen in den Bewertungsansatz des Phytoplanktons ein.

Tab. 2.8: Bewertung des Übergangsgewässers (NEA 11) der Ems anhand der Nährstoffkonzentrationen (µmol/l) (Datengrundlage: MUDAB)

NEA11 Ems	TN	DIN	NO ₃	TP	PO ₄ -P	Gesamt-EQR
1980-1985	289	238	191,9	13,3	4,2	0,00
1981-1986	283	225	181,4	13,0	4,0	0,00
1982-1987	288	248	199,6	13,3	3,9	0,00
1983-1988	298	253	212,7	13,6	3,8	0,00
1984-1989	292	249	210,4	13,5	3,6	0,00
1985-1990	290	259	224,2	13,3	3,4	0,00
1986-1991	292	279	250,0	14,0	3,2	0,00
1987-1992	290	292	266,4	15,5	3,0	0,00
1988-1993	292	285	265,6	17,0	2,8	0,00
1989-1994	290	278	261,0	17,8	2,6	0,00
1990-1995	271	285	266,8	17,2	2,7	0,00
1991-1996	245	258	242,7	15,9	2,6	0,00
1992-1997	235	244	225,9	15,6	2,5	0,00
1993-1998	243	237	218,0	15,6	2,5	0,00
1994-1999	234	227	207,3	14,9	2,7	0,00
1995-2000	234	241	221,2	15,5	2,7	0,00
1996-2001	264	264	247,7	17,4	2,8	0,00
1997-2002	299	284	264,6	20,9	3,2	0,00
1998-2003	321	294	274,0	24,5	3,6	0,00

Tab. 2.9: Bewertung des Übergangsgewässers (NEA 11) der Weser anhand der Nährstoffkonzentrationen ($\mu\text{mol/l}$). (Datengrundlage: MUDAB).

NEA11 Weser	TN	DIN	NO ₃	TP	PO ₄ -P	Gesamt-EQR
1981-1986	342	283	250,5	14,0	8,7	0,00
1982-1987	309	269	239,4	13,7	8,9	0,00
1983-1988	273	264	231,9	12,0	8,5	0,00
1984-1989	258	250	225,1	11,3	7,5	0,00
1985-1990	244	249	227,0	9,8	6,7	0,00
1986-1991	227	219	202,0	9,0	5,6	0,00
1987-1992	224	209	193,1	8,0	4,4	0,00
1988-1993	224	215	199,0	7,5	3,8	0,01
1989-1994	233	215	201,7	7,4	3,2	0,01
1990-1995	229	195	180,8	6,7	2,7	0,01
1991-1996	238	176	161,9	7,6	2,5	0,01

Die niedrigsten EQR-Werte für Gesamtstickstoff (TN) wurden in den Übergangsgewässern der Ems und der Weser erzielt (siehe Tab. 2.8 und Tab. 2.9), wobei die Konzentrationen um ein Vielfaches über den vorgesehenen Klassengrenzen für den schlechten Zustand liegen. Die Klassengrenze zwischen dem guten und dem mäßigen Zustand für TN liegt in den Übergangsgewässern bei maximal $31,5 \mu\text{mol/l}$, die 6-Jahresmittelwerte variieren im Übergangsgewässer der Ems jedoch zwischen 234 und $321 \mu\text{mol/l}$, im Übergangsgewässer der Weser zwischen 224 und $342 \mu\text{mol/l}$.

Auch die Bewertung der anderen Nährstoffe in den Übergangsgewässern von Ems und Weser zeigt ein ähnliches Bild (siehe Tab. 2.8 und Tab.

2.9). Betrachtet man den letzten bewerteten 6-Jahres-Zeitraum, so müssen die Nährstoffkonzentrationen im Übergangsgewässer Ems um 86 bis 95% und im Übergangsgewässer Weser um 76 bis 87% reduziert werden, um in diesen Wasserkörpern den guten Zustand zu erreichen.

Die polyhalinen offenen Küstengewässer sind den Übergangsgewässern meeresseitig vorgelagert und weisen deutlich niedrigere Nährstoffkonzentrationen auf. Im Bereich der Weser wird der Zustand in den Jahren 1996 bis 2003 anhand der Nährstoffkonzentrationen, mit Ausnahme der Phosphorkonzentration, mit unbefriedigend bewertet (siehe Tab. 2.11).

Tab. 2.10: Bewertung des polyhalinen offenen Küstengewässers (NEA 3) der Ems anhand der Nährstoffkonzentrationen ($\mu\text{mol/l}$). (Datengrundlage: MUDAB).

NEA3 Ems	TN	DIN	NO ₃	TP	PO ₄ -P	Gesamt-EQR
1980-1985	151	119	84,7	5,5	2,4	0,02
1981-1986	126	116	90,3	6,0	2,4	0,02
1982-1987	118	115	88,2	5,2	2,4	0,03
1983-1988	118	112	88,8	5,0	2,4	0,03
1984-1989	113	104	81,6	5,0	2,5	0,03
1985-1990	113	100	78,0	5,2	2,3	0,03
1986-1991	113	102	80,7	4,7	2,2	0,04
1987-1992	114	103	81,7	4,7	2,1	0,04
1988-1993	106	92	74,3	4,8	1,9	0,06
1989-1994	111	93	74,4	4,7	1,9	0,05
1990-1995	110	90	72,2	4,5	1,8	0,06
1991-1996	104	84	67,8	4,2	1,7	0,08
1992-1997	101	72	57,5	4,4	1,6	0,10
1993-1998	103	69	55,9	4,4	1,6	0,11
1994-1999	99	70	55,4	4,3	1,5	0,12
1995-2000	92	65	50,3	4,2	1,4	0,13
1996-2001	96	72	57,2	4,2	1,4	0,12
1997-2002	106	73	58,4	5,0	1,4	0,10
1998-2003	104	83	65,2	4,4	1,6	0,09

Tab. 2.11: Bewertung des polyhalinen offenen Küstengewässers (NEA 3) der Weser anhand der Nährstoffkonzentrationen ($\mu\text{mol/l}$). (Datengrundlage: MUDAB)

NEA3 Weser	TN	DIN	NO ₃	TP	PO ₄ -P	Gesamt-EQR
1986-1991	109	106	90,1	3,2	3,1	0,07
1987-1992	104	105	88,5	3,0	3,2	0,08
1988-1993	85	102	82,2	2,9	3,4	0,10
1989-1994	94	105	83,5	2,9	3,2	0,09
1990-1995	107	118	96,7	3,6	2,5	0,06
1991-1996	104	113	89,9	3,7	2,3	0,06
1992-1997	101	107	84,7	3,9	2,1	0,07
1993-1998	100	103	82,8	3,9	1,8	0,09
1994-1999	102	101	82,5	4,0	1,7	0,09
1995-2000	99	95	78,4	4,5	1,4	0,11
1996-2001	70	54	39,6	2,8	1,3	0,23
1997-2002	65	49	39,2	2,7	1,4	0,24
1998-2003	62	45	37,1	2,4	1,3	0,28

Um im polyhalinen offenen Küstengewässer der Weser den guten Zustand zu erreichen, wären Reduzierungen der Nährstoffkonzentrationen von 1998-2003 um 54 bis 69% notwendig, im polyhalinen offenen Küstengewässer der Ems um 75 bis 80% (siehe Tab. 2.10). Die Nährstofffrachten, die aus der Ems in die Nordsee gelangen, werden zum großen Teil durch die vorherrschende West-Ost-Strömung in den Bereich des polyhalinen Wattenmeeres der Ems verdriftet. Die Gesamtbewertung der Nährstoffkonzentrationen des polyhalinen Wattenmeeres der Ems fiel bis 1995 schlecht aus, verbesserte sich seitdem jedoch auf den unbefriedigenden Zustand. Dabei wurden in den 6-

Jahres-Zeiträumen 1995-2000 und 1996-2001 die höchsten EQR-Werte erreicht (siehe Tab. 2.12). Hinsichtlich der Nährsalze Nitrat und gelöstem anorganischen Stickstoff wurde in den letzten Bewertungszeiträumen der mäßige Zustand erreicht. Trotzdem wäre eine Reduzierung dieser Nährstoffkonzentrationen um 44% nötig, um den guten Zustand zu erlangen, für die anderen Nährstoffe liegt dieser Prozentsatz zwischen 58 und 76%. Im euhalinen offenen Küstengewässer der Ems wurden die Nährstoffkonzentrationen seit dem 6-Jahres-Zeitraum 1988-1993 nur noch als unbefriedigend eingestuft.

Tab. 2.12: Bewertung des polyhalinen Wattenmeeres (NEA 4) der Ems anhand der Nährstoffkonzentrationen ($\mu\text{mol/l}$). (Datengrundlage: MUDAB)

NEA4 Ems	TN	DIN	NO ₃	TP	PO ₄ -P	Gesamt-EQR
1980-1985	130	79	54,9	2,6	1,6	0,13
1981-1986	131	81	56,1	2,9	1,7	0,11
1982-1987	129	88	61,4	3,1	2,0	0,08
1983-1988	114	92	65,0	3,2	2,0	0,08
1984-1989	108	94	69,0	3,4	2,0	0,07
1985-1990	104	89	65,4	3,4	2,2	0,08
1986-1991	92	75	53,4	3,1	2,1	0,12
1987-1992	77	70	51,7	3,0	2,0	0,14
1988-1993	73	66	51,3	2,8	1,8	0,16
1989-1994	71	65	50,3	2,7	1,7	0,17
1990-1995	70	59	45,3	2,6	1,6	0,19
1991-1996	70	55	41,4	2,5	1,4	0,21
1992-1997	68	51	38,7	2,5	1,2	0,22
1993-1998	70	49	38,0	2,5	1,1	0,23
1994-1999	73	45	34,2	2,6	1,1	0,24
1995-2000	70	38	29,0	2,7	1,1	0,27
1996-2001	69	39	29,5	2,8	1,0	0,27
1997-2002	69	38	29,9	4,6	1,1	0,23
1998-2003	70	36	27,0	4,6	1,2	0,23

Seitdem ist eine weitere fast kontinuierliche Verbesserung der EQR-Werte festzustellen, die allerdings durch höhere Phosphorwerte in den beiden letzten 6-Jahres-Zeiträumen wieder leicht zurückgegangen sind (siehe Tab. 2.13). Zur Erreichung des guten Zustandes wären in diesem Bereich noch immer Nährstoffreduzierungen von 49 bis 69% nötig.

Ähnlich sieht es im Bereich des euhalinen Wattenmeeres der Ems aus, wobei dieser bereits seit 1981 durchgehend als unbefriedigend einzustufen ist (siehe Tab. 2.14). Auch hier sind Reduzierungen von etwa 50% bei DIN und NO₃

notwendig, um den guten Zustand zu erreichen, wohingegen die übrigen Nährstoffkonzentrationen um etwa 70 bis 77% verringert werden müssten.

In der Weser liegen die Nährstoffkonzentrationen im Bereich des polyhalinen Wattenmeeres sehr hoch, was auch hier durch die vorherrschende West-Ost-Strömung und die daraus resultierende Verteilung der Flusseinträge begründet ist.

Tab. 2.13: Bewertung des euhalinen offenen Küstengewässers (NEA 1) der Ems anhand der Nährstoffkonzentrationen (µmol/l). (Datengrundlage: MUDAB)

NEA1 Ems	TN	DIN	NO ₃	TP	PO ₄ -P	Gesamt-EQR
1985-1990	86	59	41,7	2,9	1,9	0,16
1986-1991	87	60	42,0	2,7	1,7	0,17
1987-1992	87	59	40,6	2,6	1,6	0,18
1988-1993	78	52	37,5	2,4	1,5	0,21
1989-1994	73	52	39,3	2,5	1,3	0,21
1990-1995	51	52	40,0	2,6	1,3	0,23
1991-1996	49	46	34,6	2,5	1,1	0,27
1992-1997	50	42	32,9	2,6	1,0	0,28
1993-1998	51	40	32,8	2,7	1,0	0,28
1994-1999	51	42	34,9	2,8	1,0	0,27
1995-2000	48	36	29,3	2,8	1,0	0,30
1996-2001	64	29	21,6	2,8	0,9	0,32
1997-2002	72	28	22,4	4,1	1,1	0,27
1998-2003	62	28	19,6	3,4	1,3	0,28

Tab. 2.14: Bewertung des euhalinen Wattenmeeres (NEA 26) der Ems anhand der Nährstoffkonzentrationen (µmol/l). (Datengrundlage: MUDAB)

NEA26 Ems	TN	DIN	NO ₃	TP	PO ₄ -P	Gesamt-EQR
1981-1986	109	40	25,0	2,0	1,0	0,27
1982-1987	99	43	25,1	2,4	1,3	0,24
1983-1988	79	44	24,5	2,6	1,3	0,25
1984-1989	72	41	22,3	2,8	1,4	0,26
1985-1990	68	49	29,6	2,9	1,7	0,21
1986-1991	59	39	21,5	2,8	1,7	0,26
1987-1992	50	37	21,3	2,6	1,6	0,29
1988-1993	46	35	22,7	2,4	1,5	0,31
1989-1994	47	37	25,7	2,3	1,2	0,31
1990-1995	51	39	28,6	2,5	1,2	0,29
1991-1996	52	36	26,4	2,4	1,0	0,31
1992-1997	56	37	28,2	2,5	0,9	0,31
1993-1998	62	38	29,6	2,7	0,9	0,29
1994-1999	67	37	28,5	3,0	0,9	0,28
1995-2000	66	36	27,3	3,3	1,0	0,27
1996-2001	61	31	22,7	3,3	1,1	0,29
1997-2002	65	30	21,5	4,6	1,2	0,26
1998-2003	63	28	19,2	4,7	1,4	0,27

Tab. 2.15: Bewertung des polyhalinen Wattenmeeres (NEA 4) der Weser anhand der Nährstoffkonzentrationen ($\mu\text{mol/l}$). (Datengrundlage: MUDAB)

NEA4 Weser	TN	DIN	NO ₃	TP	PO ₄ -P	Gesamt-EQR
1981-1986	125	69	52,3	3,1	2,2	0,16
1982-1987	125	76	56,8	3,7	2,2	0,14
1983-1988	101	78	53,9	3,8	2,4	0,14
1984-1989	92	68	47,4	4,1	2,3	0,16
1985-1990	102	90	63,9	4,6	2,9	0,11
1986-1991	107	59	38,0	4,8	3,1	0,17
1987-1992	100	52	34,8	4,6	2,6	0,19
1988-1993	90	60	43,1	4,2	2,2	0,18
1989-1994	97	43	36,2	4,5	1,4	0,24
1990-1995	106	81	75,2	4,5	1,6	0,14
1991-1996	115	94	88,0	4,4	1,6	0,11
1992-1997	114	96	90,7	5,2	1,4	0,11
1993-1998	126	101	95,5	5,4	1,4	0,10
1994-1999	132	91	85,2	5,8	1,5	0,10
1995-2000	118	85	78,5	6,0	1,6	0,11
1996-2001	99	69	61,9	5,1	1,5	0,16
1997-2002	91	64	56,3	4,6	1,5	0,17
1998-2003	83	61	51,7	3,9	1,7	0,19

Die EQRs beschreiben - die Nährstoff-Konzentration betreffend - einen schlechten Gewässerzustand (siehe Tab. 2.15). Zur Erreichung des guten Zustands müssten die Nährstoffkonzentrationen um 67 bis 72% reduziert werden.

In den westlich der Weser gelegenen Bereichen des euhalinen Wattenmeeres (Jadebusen sowie

angrenzende Wattbereiche) sowie dem euhalinen offenen Küstengewässer, die durch die vorwiegenden Strömungsbedingungen weniger von den Nährstoffeinträgen der Weser beeinflusst werden, fällt die Bewertung etwas besser aus (siehe Tab. 2.16 und Tab. 2.17).

Tab. 2.16: Bewertung des euhalinen Wattenmeeres (NEA 26) des Jadebusens anhand der Nährstoffkonzentrationen ($\mu\text{mol/l}$). (Datengrundlage: MUDAB)

NEA26 Weser	TN	DIN	NO ₃	TP	PO ₄ -P	Gesamt-EQR
1981-1986	112	46	29,7	2,1	1,4	0,22
1982-1987	100	46	29,7	2,5	1,5	0,21
1983-1988	82	45	26,1	2,8	1,5	0,23
1984-1989	73	45	30,6	3,1	1,7	0,21
1985-1990	70	51	35,8	3,0	1,9	0,18
1986-1991	61	47	33,1	3,0	2,1	0,20
1987-1992	56	43	31,5	2,9	1,9	0,22
1988-1993	57	45	34,8	2,7	1,8	0,22
1989-1994	62	51	40,4	2,6	1,6	0,20
1990-1995	64	46	35,9	2,7	1,4	0,22
1991-1996	66	45	35,0	2,7	1,3	0,22
1992-1997	67	43	33,8	2,8	1,1	0,24
1993-1998	69	45	35,4	2,8	1,1	0,23
1994-1999	73	45	35,5	3,0	1,1	0,23
1995-2000	67	37	29,3	3,2	1,1	0,26
1996-2001	62	32	24,5	2,8	1,1	0,30
1997-2002	55	31	24,7	3,5	1,3	0,27
1998-2003	57	31	23,9	3,4	1,5	0,26

Tab. 2.17: Bewertung des euhalinen offenen Küstengewässers (NEA 1) der Weser anhand der Nährstoffkonzentrationen ($\mu\text{mol/l}$). (Datengrundlage: MUDAB)

NEA1 Weser	TN	DIN	NO ₃	TP	PO ₄ -P	Gesamt-EQR
1980-1985	103	42	25,1	1,0	1,0	0,34
1981-1986	95	42	25,1	1,4	1,1	0,29
1982-1987	94	43	25,1	1,8	1,2	0,27
1983-1988	89	43	24,3	2,3	1,3	0,25
1984-1989	79	38	24,6	2,4	1,3	0,27
1985-1990	78	41	27,9	2,8	1,5	0,23
1986-1991	70	36	22,7	2,8	1,5	0,26
1987-1992	60	31	21,2	2,7	1,4	0,30
1988-1993	50	32	23,1	2,5	1,4	0,31
1989-1994	48	39	31,1	2,2	1,2	0,29
1990-1995	51	41	32,7	2,3	1,0	0,29
1991-1996	49	40	32,4	2,4	0,9	0,30
1992-1997	49	40	33,2	2,5	0,8	0,30
1993-1998	53	44	37,1	2,6	0,8	0,28
1994-1999	59	46	38,1	2,8	0,8	0,25
1995-2000	55	39	31,9	3,3	0,9	0,27
1996-2001	44	29	23,2	3,7	0,9	0,33
1997-2002	43	29	22,6	2,0	1,0	0,37
1998-2003	43	29	22,8	1,9	1,1	0,37

Im Jadebusen liegt die Bewertung fast durchgängig im unbefriedigenden Bereich, was zur Erreichung des guten Zustandes Reduzierungen der Nährstoffkonzentrationen von 54 bis 73% verlangt. Im euhalinen offenen Küstengewässer sieht die Lage etwas besser aus, wobei jedoch immer noch Nährstoffreduzierungen von 42 bis 64% nötig sind, um den guten Zustand erreichen zu können.

Fazit:

Die durchgeführte beispielhafte Bewertung anhand der vorliegenden Daten erbrachte durchaus plausible Ergebnisse, die mit der vorherrschenden Expertenmeinung zum Zustand der Gewässerqualität übereinstimmen. Die vorgeschlagenen Referenzwerte und Klassengrenzen werden als stimmig angesehen. Die Bewertung zeigt deutlich, dass die Nährstoffkonzentrationen weit über den pristinen Hintergrundwerten liegen und eine drastische Reduzierung der Einträge erfolgen muss, um die Beeinträchtigungen der Übergangs- und Küstengewässer durch Eutrophierungsprozesse zu vermindern und die Funktionsfähigkeit des Systems zu gewährleisten. Bei der Entwicklung des zukünftigen Monitorings muss darauf geachtet werden, das Messnetz für die Zwecke der Wasserrahmenrichtlinie so zu gestalten, dass repräsentative Messwerte für die Bewertung des Gewässerzustands gewonnen werden. Dies bedeutet, dass möglichst in jedem Wasserkörper – zumindest

aber in jedem Gewässertyp – regelmäßig mindestens monatlich, besser öfter, Proben von Gesamtstickstoff und Gesamtphosphor genommen werden und in den Wintermonaten von November bis Februar zusätzlich auch DIN, NO₃ und PO₄ gemessen werden sollten.

2.4 Weiterer Klärungsbedarf

Die hier vorgestellten Referenzwerte und Klassengrenzen für Gesamtstickstoff, gelösten anorganischen Stickstoff und Nitrat sowie für Gesamtphosphor und Phosphat wurden auf der 3. Sitzung der Unterarbeitsgruppe „Physikalisch-chemische Messgrößen“ der BLMP-Arbeitsgruppe WRRL am 13.12.2005 in Warnemünde vorgestellt und gelten derzeit (Stand: 07/2006) für die Küsten- und Übergangsgewässer an der deutschen Nordseeküste als gültiger Bewertungsmaßstab. Es ist zu beobachten, ob diese Werte noch verändert bzw. angepasst werden.

Fortführende Untersuchungen zu den direkten Zusammenhängen zwischen den Konzentrationen einzelner Nährstoffe bzw. der Nährstoffverhältnisse und den biologischen Qualitätskomponenten sollten Aufschluss darüber geben, inwiefern Reduzierungen der Nährstoffkonzentrationen zu einer Verbesserung des ökologischen Zustands beitragen können. In diesem Zusammenhang muss bedacht werden, dass selbst bei drastischen Reduzierungen der Nährstoffkonzentrationen die Effekte nicht di-

rekt, sondern mehr oder weniger zeitverzögert eintreten werden.

Wie bereits erwähnt, sollte bei der Entwicklung der Monitoringprogramme gemäß WRRL darauf geachtet werden, dass die Methoden sowohl räumlich als auch zeitlich eine ausreichende Datengrundlage für die Bewertung der Wasserkörper bieten. Die Methoden sollten zudem mit denen der angrenzenden Länder kompatibel sein, so dass ein direkter Vergleich der Ergebnisse gewährleistet wird.

2.5 Literatur Nährstoffe

- BÄTJE, M. & H. MICHAELIS (1986). *Phaeocystis pouchetii* blooms in the East Frisian coastal waters (German Bight, North Sea). In: Marine Biology 1986 (93). 21-27.
- BLOMQVIST, S., GUNNARS, A. & R. ELMGREN (2004). Why the limiting nutrient differs between temperate coastal seas and freshwater lakes: A matter of salt. In: Limnology and Oceanography (2004) 49 (6). 2236–2241.
- BOESCH, D.F. (2002). Challenges and Opportunities for Science in Reducing Nutrient Over-enrichment of Coastal Ecosystems. In: Estuaries (2002) 25 (4b). 886-900.
- BORCHARDT, D. & J. VÖLKER (2006). Ermittlung von Orientierungswerten für allgemeine chemisch-physikalische Parameter für den Umsetzungsprozess der EG-Wasserrahmenrichtlinie in Deutschland. UBA-Forschungsbericht FKZ 204 24 212. 28 S.
- BREITBURG, D. (2006). Low dissolved oxygen effects on fish and fisheries: when should we expect negative effects for mobile species? Abstract - "International Symposium on Research and Management of Eutrophication in Coastal Ecosystems", 20-23 June 2006 in Nyborg, Denmark.
- BRICKER, S. (2006). Monitoring and Assessment: towards better management of coastal eutrophication. Abstract - "International Symposium on Research and Management of Eutrophication in Coastal Ecosystems", 20-23 June 2006 in Nyborg, Denmark.
- BRICKER, S.B., CLEMENT, C.G., PIRHALLA, D.E., ORLANDO, S.P., & D.R.G. FARROW (1999). National Estuarine Eutrophication Assessment: Effects of Nutrient Enrichment in the Nation's Estuaries. NOAA, National Ocean Service, Special Projects Office and the National Centers for Coastal Ocean Science. Silver Spring, MD. 71 pp.
- BROCKMANN, U. (1997). Altes Thema noch immer aktuell - Nährstoffe im Wattenmeer und in der Nordsee. In: SDN-Magazin 1997 (1). 4 S.
- BROCKMANN, U., LENHART, H., SCHLÜNZEN, H. & D. TOPCU (2003). Nährstoffe und Eutrophierung. In: Lozan, J.L., Rachor, E., Reise, K., Sündermann, J. & H. von Westernhagen (Hrsg.) (2003): Warnsignale aus Nordsee und Wattenmeer. Eine aktuelle Umweltbilanz. Wissenschaftliche Auswertungen, Hamburg. 449 S.
- BROCKMANN, U., TOPCU, D. & M. SCHÜTT (2004). Bewertung der Eutrophierungssituation (Nährstoffe und Phytoplankton) zur Umsetzung der WRRL in den Übergangs- und Küstengewässern an der Westküste Schleswig-Holsteins. Uni Hamburg (unveröff.)
- BROCKMANN, U., TOPCU D. & M. SCHÜTT (2005). Hintergrundwerte für allgemeine chemische und physikalisch-chemische Parameter an der deutschen Nord- und Ostseeküste. Uni Hamburg, update Okt. 2005 (unveröff.)
- CLARKE, A.L., WECKSTRÖM, K., CONLEY, D.J., ANDERSON, N.J., ADSEER, F., ANDRÉN, E., DE JONGE, V.N., ELLEGAARD, M., JUGGINS, S., KAUPPILA, P., KORHOLA, A., REUSS, N., TELFORD, R.J. & S. VAALGAMAA (2006). Long-term trends in eutrophication and nutrients in the coastal zone. In: Limnol. Oceanogr. (2006), 51 (1, part 2). 385-397.
- CLOERN, J.E. (2001). Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem. In Marine Ecology Progress Series (210). 223-253.
- CONLEY, D.J., CARSTENSEN, J., VAQUER, R. & C.M. DUARTE (2006). Eutrophication and hypoxia. Abstract - "International Symposium on Research and Management of Eutrophication in Coastal Ecosystems", 20-23 June 2006 in Nyborg, Denmark.
- EPA, Environmental Protection Agency (2001). Nutrient Criteria Technical Guidance Manual: Estuarine and Coastal Marine Waters.

- 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.
- EUC, European Commission (2005). Revised Common Procedure for the Identification of the Eutrophication Status of the OSPAR Maritime Area. 37 S.
- HEIBER, W., TUENTE, U., WÜBBEN, D., ADOLPH, W., WENZEL, S., PETRI, G., DAHLKE, S., SAGERT, S. & L. BRÜGMANN (2004). Studie zur Ermittlung von Hintergrundwerten bzw. der natürlichen Variabilität von chemischen und biologischen Messgrößen im Meeresmonitoring, Teilbereiche Nordsee und Ostsee, UBA-Text Nr. 38/04, Forschungsbericht FKZ 299 25 265/01 und /02, UBA-FB 000485 und 000582.
- HICKEL, W., BAUERFEIND, E., NIERMANN, U. & H. VON WESTERNHAGEN (1989). Oxygen deficiency in the south-eastern North Sea: Sources and biological effects. *Berichte der Biol. Anstalt Helgoland*, No. 4. 1-148.
- HOWARTH, R.W. & R. MARINO (2006). Nitrogen as the limiting nutrient for eutrophication in coastal marine ecosystems: Evolving views over three decades. In: *Limnol. Oceanogr.* (2006) 51 (1, part 2). 364-376.
- KAAS, H., MØHLENBERG, F. & P. KUUPPO (Hrsg.) (2005). *Marine Phytoplankton, Relationships between ecological and chemical status of surface waters, Part 1.* – Rebecca Projektbericht. 50 S.
- MICHAELIS, H. (1978). Recent biological phenomena in the German Waddensea. *Rapp. P.-v. RÉUN. Cons. int. Explor. Mer*, 172. 276-277.
- NAPIER UNIVERSITY (2004). *Understanding of undesirable disturbance in the context of eutrophication, and development of UK assessment methodology for coastal and marine waters.* Napier University, Edinburgh.
- NIENHUIS, P.H. (1992). Eutrophication, Water Management, and the Functioning of Dutch Estuaries and Coastal Lagoons. In: *Estuaries* 15 (4). 538-548.
- NIXON, S.W. (1995). Coastal marine eutrophication: a definition, social causes, and future concerns. In: *Ophelia* (1995) 41. 199-219.
- REISE, K. (1983). Sewage, green algal mats anchored by lugworms, and the effects on Turbellaria and small Polychaeta. *Helgoländer Meeresunters.*, 36. 151-162.
- TOPCU, D., BROCKMANN, U. & U. CLAUSSEN (2006). Assessment of the eutrophication status in the German Wadden Sea, based on background concentrations of nutrients and chlorophyll. – in: Laursen, K. (Hrsg.) (2006). *Monitoring and Assessment in the Wadden Sea. Proceedings from the 11th Scientific Wadden Sea Symposium, Esbjerg, Denmark, 4-8 April 2005.* NERI Technical Report No. 573. 53-71.
- VAN BEUSEKOM, J.E.E. (2005). A historic perspective on Wadden Sea eutrophication. In: *Helgoland Marine Research* (2005) 59. 45-54.
- VAN BEUSEKOM, J.E.E., BOT, P., GÖBEL, J., HANSLIK, M., LENHART, H.J., PÄTSCH, J., PEPPERZAK, L., PETENATI, T. & K. REISE. (2005). Eutrophication. In: CWSS, Common Wadden Sea Secretariat (2005). *Wadden Sea Quality Status Report 2004.* Wadden Sea Ecosystem No. 19 – 2005. 359 S.
- VAN BEUSEKOM, J.E.E., FOCK, H., DE JONG, F., DIEL-CHRISTIANSEN, S. & B. CHRISTIANSEN (2001). *Wadden Sea Specific Eutrophication Criteria.* Wadden Sea Ecosystem No. 14. Common Wadden Sea Secretariat, Wilhelmshaven, Germany.
- VAN DEN HOEK, C., ADMIRAAL, W., COLIJN, F. & V.N. DE JONGE (1979). The role of algae and seagrasses in the ecosystem of the Wadden Sea. In: WOLFF, W.J. (Hrsg.): *Flora and vegetation of the Wadden Sea.* Balkema, Rotterdam, 9-118 (Rep. Wadden Sea Working Group. 3).

3 Fische

Fische spielen eine komplexe Rolle im aquatischen Nahrungsnetz, und im Übergangsgewässer sind sie mit zahlreichen Arten vertreten. Große Vorkommen einiger Arten bedingten, dass die Fischbestände der Flussmündungen seit langem wirtschaftlich genutzt werden, zumal diese Regionen seit jeher dicht besiedelt waren und Fisch schon immer fester Bestandteil der Ernährung der Bevölkerung war. Allerdings beschwerten sich bereits um 1900 z. B. die Elbefischer über die Verschmutzung der Elbe und damit zusammenhängende Ertragsrückgänge. 1970/80 hatte die Fischerei in der Elbe ihren absoluten Tiefstand erreicht. Dafür werden Verschmutzungen durch häusliche und gewerbliche Abwässer, Fahrwasservertiefungen und Deichbau sowie generell die Verbauung natürlicher Uferbereiche verantwortlich gemacht (u.a. Lozán 1990 in Knust & Ulleweit 1999, Gaumert 2003). Ähnlich wie in der Elbe sah die Situation in anderen Ästuaren aus. Darüber hinaus hat die aus der Überfischung resultierende Gesamtsituation der Fischbestände in der Nordsee sicherlich auch Einfluss auf die Fischgemeinschaften in den Flussmündungsgebieten, so dass auch hier deshalb der Schutz und die nachhaltige Bewirtschaftung von Gewässern stärker in andere politische Maßnahmen der Gemeinschaft, wie die Fischereipolitik, integriert werden muss (EU 2000).

3.1 Erfordernisse gemäß Wasserrahmenrichtlinie

Die Fischfauna ist eine der biologischen Qualitätskomponenten, die gemäß Wasserrahmenrichtlinie (WRRL, EG 2000) in den Übergangsgewässern zur Bewertung der Gewässerqualität herangezogen wird. Dabei sollen die Artzusammensetzung und Abundanz als Be-

wertungskriterien dienen (siehe Tab. 3.1). In den Küstengewässern wird die Fischfauna bei der Bewertung des Gewässerzustands nicht berücksichtigt.

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

Die Übergangsgewässer stellen einen hochdynamischen Lebensraum dar, in dem der Salzgehalt ständigen Schwankungen unterliegt, Schichtungen im Wasserkörper auftreten können und hohe Schwebstoffkonzentrationen anzutreffen sind. Nur wenige spezialisierte Fischarten können diesen Lebensraum über ihren gesamten Lebenszyklus besiedeln, d.h. diesen Bereich auch zur Fortpflanzung nutzen (VILCINSKAS 2000). In den Ästuaren sind vor allem wandernde Arten vorzufinden, die zur Laichablage vom Meer in die Flüsse ziehen (anadrome Arten), wie z. B. Lachs, Meerforelle, Schnäpel, Stör, Meerneunauge und Flussneunauge. Andere Arten wandern wiederum zur Laichablage von den Flüssen in das Meer (katadrome Arten), wie z. B. Aal und Flunder (LOZÁN 2003). Andere Arten nutzen die nahrungsreichen Bereiche der Ästuare, z. B. ernähren sich juvenile Heringe und Sprotten vom Plankton des Brackwassers. Besonders häufig sind in den Ästuaren Flunder und Strandgrundel anzutreffen (VILCINSKAS 2000).

Im Auftrag der Länder Niedersachsen und Schleswig-Holstein erstellte BIOCONSULT (2006) ein multimetrisches Bewertungsverfahren, welches die Aspekte Artenspektrum, Abundanz und Altersstruktur der Fischfauna berücksichtigt und sich an einer historischen Referenzzönose orientiert. Die Bearbeitung erfolgte für die Ästuare Ems, Weser, Elbe und Eider.

Tab. 3.1: 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 die Fischfauna.

	Sehr guter Zustand	Guter Zustand	Mäßiger Zustand
ÜG	Zusammensetzung und Abundanz der Arten entsprechen den Bedingungen bei Abwesenheit störender Einflüsse.	Die Abundanz der störungsempfindlichen Arten zeigt geringfügige Anzeichen für Abweichungen von den typspezifischen Bedingungen aufgrund anthropogener Einflüsse auf die physikalisch-chemischen oder hydromorphologischen Qualitätskomponenten.	Ein mäßiger Teil der typspezifischen störungsempfindlichen Arten fehlt aufgrund anthropogener Einflüsse auf die physikalisch-chemischen oder hydromorphologischen Qualitätskomponenten.

3.2.1 Entwicklung von Referenzwerten und Klassengrenzen

Als Referenzzeitraum legt BIOCONSULT (2006) das Ende des 19. Jh. fest, da zu dieser Zeit noch keine drastischen Strombaumaßnahmen durchgeführt waren. Obwohl die Deichlinie damals bereits länger geschlossen und damit die Verbindung zur Aue unterbrochen war, werden die Ästuarie zu dieser Zeit noch als relativ naturnah angesehen. Die Artenvielfalt war sehr hoch, und die wesentlichen Charakterarten der Ästuarie, wie Stör (*Acipenser sturio*), Nordseeschnäpel (*Coregonus oxyrhynchus*), Maifisch (*Alosa* spp.), Lachs (*Salmo salar*) etc. wurden noch in großen Mengen gefangen. Die Referenz wurde anhand von historischen Arbeiten an Elbe und Weser aus dem Zeitraum von 1870 bis 1920 erstellt. SCHUCHARDT et al. (1985 in BIOCONSULT 2006) verweisen in diesem Zusammenhang auf den deutlichen Rückgang der meisten diadromen Wanderfischarten und Neunaugen, der seit Beginn des 20. Jh. in der Weser zu beobachten war. Eine ähnliche Situation war auch in der Elbe festzustellen (u. a. KÜHL 1976, RIEDEL-LORJÉ & GAUMERT 1982, MÖLLER 1988, 1991 und COSTELLO et al. 2002, alle in BIOCONSULT 2006). Ein weiterer Hinweis auf den Zeitpunkt des Beginns deutlicher Veränderungen sind die Fangzahlen des Störs, welche sich ab Ende des 19. Jh. in allen Ästuarie der Nordsee reduzierten. Gleichzeitig nahm auch die Größe der angelandeten Störe ab (BIOCONSULT 2006).

Bei der Entwicklung des Bewertungssystems bezog BIOCONSULT (2006) vorliegende Ansätze aus Großbritannien (COATES et al. 2004), den Niederlanden (JAGER 2004), Belgien (GOETHALS et al. 2002, BREINE et al. 2005) und Spanien (BORJA et al. 2004) (alle in BIOCONSULT 2006) ein. Weiterhin werden Bewertungsparameter aus einem Ansatz für deutsche Binnengewässer (DUSSLING et al. 2004, BISCHOFF et al. 2004 in BIOCONSULT 2006) betrachtet. BIOCONSULT (2006) testete soweit möglich die bestehenden Bewertungsverfahren mit Daten aus Elbe und Weser. Zusammen mit der fachbegleitenden Arbeitsgruppe (ARGE Elbe, LANU SH, LAVES Nds.) wurden nach der Analyse der vorliegenden Bewertungsansätze einige Rahmenbedingungen abgestimmt.

BIOCONSULT wählte für das Bewertungssystem zehn bewertungsrelevante Messgrößen (Metrics) sowie den zusätzlichen Bewertungsparameter „Stör“, der als besonderer Repräsentant eines sehr guten Zustands des Ästuarie ggf. mit in das Bewertungssystem aufgenommen werden kann. Über diese Metrics werden der Zustand ausgewählter ökologischer Gilden und

die Abundanzen ausgewählter Arten bewertet. Der Aspekt der Altersstruktur geht über die Bewertung des Auftretens juveniler Stadien von Finte und Stint in das Bewertungskonzept mit ein.

Nicht für jedes Bewertungskriterium findet separat eine Einstufung in eine der fünf ökologischen Zustandsklassen statt, sondern es werden Punkte für bestimmte Merkmale vergeben, aus denen dann am Ende über eine Formel ein Gesamtwert berechnet wird, der für einen bestimmten ökologischen Zustand steht (siehe Kapitel 3.2.2).

3.2.1.1 Ökologische Gilden

Anhand einer umfangreichen Literaturrecherche konnte von BIOCONSULT (2006) das Referenz-Artenspektrum vergleichsweise zuverlässig erarbeitet werden. Aus zahlreichen Quellen konnten Nachweise für mehr als 120 verschiedene Arten (ohne Neozoen) aus den Tideästuarie zusammengetragen werden, die nach ELLIOT & DEWAILLY (1995 in BIOCONSULT 2006) in sechs ökologische Gilden eingeordnet werden konnten. 29 Arten gehören zur Gilde der Süßwasserarten, die im limnischen Bereich prägend sind, aber nur gelegentlich in der Brackwasserzone vorkommen. 13 Arten gehören zu den diadromen Wanderarten, d. h. Arten, die das Ästuar auf dem Weg zur Laichablage stromauf- oder stromabwärts durchqueren. Die dritte Gilde wird von den echten ästuarinen Arten gebildet, die unter Referenzbedingungen 19 Arten umfasst. Eine weitere Gilde bilden marine Arten, die in „juvenile“ (12 Arten) und „saisonale“ (9 Arten) unterschieden werden können. Dabei wird das Ästuar entweder von Jungtieren als Aufwuchsgebiet genutzt oder saisonal als Rückzugs- oder Nahrungsgebiet aufgesucht. Weiterhin kommen mindestens 39 Arten der marinen Gilde vor, die nur gelegentlich im Ästuar auftreten.

BIOCONSULT (2006) hält es für sinnvoll, verschiedene Gilden zu berücksichtigen, da die Arten dieser Gilden unterschiedliche Nutzungsansprüche an das Ästuar stellen und Veränderungen des Artenspektrums bzw. der Häufigkeit Hinweise auf Beeinträchtigungen der Lebensgemeinschaft geben. Die Gilde der diadromen Arten wird unterteilt in zwei Subgilden – die „Transit“-Wanderarten und die ästuarinen Wanderarten. Die Gilden der Süßwasser-Arten und der marinen Arten werden für die Übergangsgewässer nicht als bewertungsrelevant angesehen, so dass vier der sechs ökologischen Gilden in die Bewertung eingehen (siehe Tab. 3.2).

Tab. 3.2: Messgrößen (Metrics) 1 bis 4 – Ökologische Gilden (BIOCONSULT 2006)

Messgröße	Definition	Historische Anzahl d. Taxa
Metric 1a – Diadrome „Transit“-Wanderarten	Wanderarten (anadrom oder katadrom), die artspezifisch saisonal das Ästuar überwiegend als Transitstrecke nutzen	ca. 7
Metric 1b – Diadrome-„ästuarine“-Wanderarten	Wanderarten (anadrom), die artspezifisch unterschiedlich das Ästuar zur Reproduktion, als Aufwachs- oder Nahrungsgebiet nutzen	4
Metric 2 – „Echte“ ästuarine Arten	echte ästuarine Arten, die ihren Lebenszyklus überwiegend in der Brackwasserzone (meso – polyhalin) vollziehen	19
Metric 3 – Marine Arten - juvenil	marine Arten, die als Juvenile die Ästuare (v. a. meso-polyhalin) aufsuchen, Nutzung vor allem als Aufwachsgebiet	12
Metric 4 – Marine Arten - saisonal	marine Arten, die das Ästuar (v. a. meso-euhalin) regelmäßig saisonal aufsuchen (Rückzugs- und Nahrungsgebiet)	9

Tab. 3.3: Ermittlung der Bewertungspunkte für die Messgrößen Ökologische Gilden (Metrics 1 bis 4) aus der prozentualen Ähnlichkeit der angetroffenen Artenzahl mit der historischen Artenzahl (BIOCONSULT 2006).

Punkte	5	4	3	2	1
Ähnlichkeit der angetroffenen Artenzahl mit der historischen Artenzahl ökologischer Gilden (Metrics 1- 4)	90%	<90 – 60%	<60 – 40%	<40 – 20%	<20%

Bei den diadromen Arten erfolgte eine Auswahl an Arten, so dass für die Bewertung etwa 50 Arten berücksichtigt werden. Neozoen bleiben ebenfalls unberücksichtigt, da sie oft nur sporadisch auftreten, bzw. ihre ökologischen Ansprüche noch weitgehend unbekannt sind.

Die Bewertung erfolgt über die Abweichung der aktuellen Daten von der historischen Anzahl der Taxa. Für die Metrics 1 - 4 ist dies uneingeschränkt möglich. Die Ähnlichkeit zur historischen Artenzahl (siehe Tab. 3.2) kann in % berechnet werden. Aus Tab. 3.3 kann die jeweils entsprechende Punktzahl für die einzelnen Metrics abgelesen werden.

3.2.1.2 Abundanz und Altersstruktur

Anders als die oben genannten Bewertungsverfahren aus Großbritannien und Belgien, die die tatsächlichen Fangzahlen der bewertungsrele-

vanten Arten bzw. Gilden als relative Abundanzen in das Bewertungssystem einbeziehen, ordnet Bioconsult historische Häufigkeitsbeschreibungen und tatsächliche Fangdaten (historische und aktuelle) artspezifischen Häufigkeitswerten zu (siehe Tab. 3.4).

Für die Zusammenstellung von historischen Daten liegen meist begrenzt belastbare quantitative Angaben vor. Die Abundanzen der Arten werden in den historischen Arbeiten meist als verbale Häufigkeitsbeschreibungen wiedergegeben und wurden von BIOCONSULT (2006) in sechs numerische Häufigkeitskategorien eingeteilt (Tab. 3.4). Diese „artspezifischen Häufigkeitswerte“ beziehen sich jeweils auf eine bestimmte Art, da unterschiedliche Abundanzen durch die Kategorien repräsentiert werden. (siehe Tab. 3.7).

Tab. 3.4: Zuordnung der historischen verbalen Häufigkeitsbeschreibungen zu artspezifischen Häufigkeitswerten und deren Bezug zu tatsächlichen Fangzahlen – hier beispielhaft für den Stint (BIOCONSULT 2006)

Historische Beschreibung	Kategorie – verbal	Kategorie – numerisch artspezifischer Häufigkeitswert	Tatsächliche Fangzahlen (Hamen: Ind./h/80 m ²) MW aus allen Fängen
massenhaft, in Scharen	sehr häufig - massenhaft	6	$>3n^3$
überall gemein, zahlreiche Exemplare	häufig – sehr häufig	5	$n^3 < 3n^3$
häufiges Vorkommen, bedeutend	mittelhäufig – häufig	4	$3n^2 < n^3$
überall recht häufig, vorkommend	selten – mittel	3	$n^2 < 3n^2$
gelegentlich	sehr selten – selten	2	$n < n^2$
einzelne Stücke, vereinzelt	vereinzelt – sehr selten	1	$< n$

Aktuelle Fangdaten werden ebenfalls den artspezifischen Häufigkeitswerten zugeordnet. Um die Daten möglichst vergleichbar zu machen, standardisierte BIOCONSULT (2006) historische wie auch aktuelle Datensätze auf Ind./h/80 m². Als Fangmethode wird der Ankerhamen vorausgesetzt. Es werden nur Frühjahrs- und Herbstfänge berücksichtigt sowie Ebb- und Flutfänge jeweils zusammengefasst. Unberücksichtigt blieb, dass die historischen Hamen kleiner waren als die modernen. Mögliche fangmethodische Fehler können durch die Standardisierung nicht ausgeglichen werden.

BIOCONSULT (2006) beschränkt sich bei dem Aspekt Abundanz auf ausgewählte Arten, die bedeutsamen Typus-Gilden angehören bzw.

verschiedene Habitat-Gilden (benthische, demersale, pelagische Lebensweise) repräsentieren. Daraus ergeben sich die Messgrößen (Metrics) 5 bis 10 (siehe Tab. 3.5).

Metric 5 – Kaulbarsch (*Gymnocephalus cernua*)

Obwohl der Kaulbarsch zur Gilde der Süßwasserarten gehört, die grundsätzlich nicht zur Bewertung des Übergangsgewässers herangezogen wird, wird diese Art hier verwendet, da der Kaulbarsch Charakterart der Kaulbarsch-Flunderregion ist, welche sich zumindest auf Teile des Übergangsgewässers erstreckt. Kaulbarsche waren in den Tideästuaren häufig und wurden zeitweise in großen Mengen gefangen.

Tab. 3.5: Messgrößen (Metrics) 5 bis 10 – Abundanz und Altersstruktur (BIOCONSULT 2006).

Messgröße	Auswahlkriterien, ökologische Gilde - Habitatgilde
Metric 5 – Kaulbarsch (<i>Gymnocephalus cernua</i>)	Charakterart der Kaulbarsch-Flunderregion, Süßwassergilde, aber erstreckt sich auf Teile der Übergangsgewässer - pelagisch
Metric 6a, b, c – Finte (<i>Alosa fallax</i>) (juvenil, subadult, adult)	geeignet Stressoren wie Stoffbelastung und Habitatveränderungen in ihrem Lebensraum durch ihre Bestandsdynamik zu reflektieren, diadrom-ästuarin, pelagisch
Metric 7a, b, c – Stint (<i>Osmerus eperlanus</i>) (juvenil, subadult, adult)	geeignet Stressoren wie Stoffbelastung und Habitatveränderungen in ihrem Lebensraum durch ihre Bestandsdynamik zu reflektieren, diadrom-ästuarin, pelagisch
Metric 8 – Flunder (<i>Platichthys flesus</i>)	Bestandsdichte abhängig von anthropogenen Stressoren wie Stoffbelastungen und Habitatveränderungen, ästuarine Residente - benthisch
Metric 9 – Gr. Scheibenbauch (<i>Liparis liparis</i>)	relativ enge Bindung an spezifische Habitate, reflektieren gewässerstrukturelle Habitatveränderungen, ästuarine Residente - benthisch
Metric 10 – Hering (<i>Clupea harengus</i>)	Individuenzahlen reflektieren Beeinträchtigungen der Funktion des Ästuars als Aufwuchs- und Nahrungsareal, marine – juvenil – pelagisch

In Norddeutschland wurden sie aufgrund ihres massenhaften Auftretens in früherer Zeit auch zur Düngung von Ackerflächen verwendet (VILCINSKAS 2000). Anfang der 60er Jahre des letzten Jahrhunderts brachen jedoch die Bestände in der Weser zusammen (SCHUCHARDT et al. 1985 in BIOCONSULT 2006), und auch für die Elbe wurden starke Bestandsrückgänge dokumentiert (MÖLLER 1991 in BIOCONSULT 2006). Als mögliche Ursachen werden die phasenweise starken Stoffbelastungen der Ästuare sowie erhöhter Wellenschlag durch zunehmenden Schiffsverkehr angesehen, welcher den angehefteten Laich von Hartsubstraten oder Vegetation abreißt.

Metric 6 – Finte (*Alosa fallax*)

Die Finte ist als Charakterart der Übergangsgewässer einzustufen und aufgrund ihrer Lebensweise geeignet, durch ihre Bestandsdynamik Stoffbelastungen und Habitatveränderungen in ihrem Lebensraum zu reflektieren. Sie lebt pelagisch und zieht im Frühjahr bis Frühsommer zu ihren meist im limnischen Bereich der Ästuare liegenden Laichplätzen (THIEL et al. 1996, GERKENS & THIEL 2001, alle in BIOCONSULT 2006), schließt jedoch auch eine Reproduktion in der Brackwasserzone nicht aus. Das Übergangsgewässer ist somit Reproduktions-, Aufwuchs-, Nahrungs- und Rückzugsgebiet für diese Art. In der Roten Liste des Bundes (FRICKE et al. 1994) wird die Finte als stark gefährdet eingestuft, zudem ist sie eine „Art gemeinschaftlichen Interesses“ nach Anhang II der FFH-Richtlinie. Früher war die Finte in allen Ästuaren sehr häufig (BIOCONSULT 2006). Der erhebliche Rückgang der Finte wird auf zunehmende Wasserverschmutzung, Eutrophierung des Lebensraumes und wasserbauliche Maßnahmen zurückgeführt (MUUS & NIELSEN 1999 in STELZENMÜLLER & ZAUKE 2003, APRAHAMIAN et al. 2003, FRICKE 2004, beide in BIOCONSULT 2006). In jüngerer Zeit nehmen die Bestände jedoch in der Weser (SCHULZE & SCHIRMER 2004, beide in BIOCONSULT 2006) und der Elbe (FRICKE 2004 in BIOCONSULT 2006) wieder leicht zu.

Metric 7 – Stint (*Osmerus eperlanus*)

Der Stint ist - wie auch die Finte - als Charakterart des Übergangsgewässers einzustufen. Beide Arten haben eine ähnliche Lebensweise, so dass der Stint ebenso wie die Finte durch seine Bestandsdynamik als Zeigerart für Stoffbelastungen und Habitatveränderungen geeignet ist. Der Stint war früher so häufig, dass er von größerer wirtschaftlicher Bedeutung war. Die Fangzahlen reduzierten sich dann aber im

Laufe des 20. Jh. deutlich, wobei jedoch nicht klar ist, ob dieses nur an Bestandsrückgängen infolge z.B. erhöhter Stoffbelastungen und/oder baulicher Eingriffe in den Lebensraum oder auch an einer verminderten Nachfrage des Fischhandels lag (NOLTE 1976, WILKENS & KÖHLER 1977, SCHUCHARDT et al. 1985, MÖLLER 1991, alle in BIOCONSULT 2006).

Metric 8 – Flunder (*Platichthys flesus*)

Die Flunder ist eine benthisch lebende Art, die das Ästuar als Aufwuchsareal nutzt. Die Flunder gehörte mit zu den sehr häufigen und wirtschaftlich genutzten Arten. Nach 1920 nahm die Flunderfischerei stark ab, wobei nicht klar ist, ob vor allem die massive Befischung zu einem Bestandsrückgang geführt hat (MÖLLER 1991 in BIOCONSULT 2006), oder ob weitere anthropogen verursachte Stressoren, wie Stoffbelastungen, Habitatveränderungen und Sauerstoffdefizite dafür mitverursachend sind.

Metric 9 – Großer Scheibenbauch (*Liparis liparis*)

Der Große Scheibenbauch ist eine benthisch lebende, auf Hartsubstrat angewiesene Fischart. Er bevorzugt Flachwasserzonen mit Algenbewuchs, ist aber auch in tieferen Bereichen anzutreffen, wenn dort Hartsubstrate vorkommen. Durch seine enge Bindung an spezifische Habitate ist er als Zeigerart für gewässerstrukturelle Habitatveränderungen geeignet. Da der Große Scheibenbauch nicht fischereiwirtschaftlich genutzt wird, sind keine Hinweise auf historische Häufigkeiten vorhanden. BIOCONSULT (2006) geht jedoch davon aus, dass die Art im Bereich der Übergangsgewässer früher häufig war. Die Rote Liste des Bundes weist den großen Scheibenbauch als gefährdete Art aus (FRICKE et al. 1994).

Metric 10 – Hering (*Clupea harengus*)

Aus der Gilde der marinen juvenilen Arten wurde der Hering als repräsentative Art ausgewählt. Junge Heringe nutzen den meso- bis euhalinen Bereich des Ästuars mehr oder weniger das ganze Jahr über als Aufwuchs- und/oder Nahrungsareal. Früher gehörten Heringe zu den wichtigsten Arten der Ästuarfischerei, haben inzwischen jedoch in diesem Bereich an Bedeutung verloren. BIOCONSULT (2006) geht davon aus, dass aus der Regelmäßigkeit des Auftretens und der Anzahl juveniler Heringe Hinweise auf mögliche Beeinträchtigungen der ökologischen Funktionen des Ästuars abgeleitet werden können.

Der Referenzwert für die Abundanz der sechs ausgewählten Fischarten wurde durch die Zusammenführung aller vorhandenen historischen und aktuellen Datensätze ermittelt. Dazu wurden für jede der ausgewählten Arten alle vorhandenen Fangdaten aus allen Ästuaren, allen Salinitätszonen und Fangzeitpunkten zusammengeführt. Die nachfolgend standardisierten Fangzahlen wurden aufsteigend sortiert und Schiefe, Median und Mittelwert der Datenreihen ermittelt. Bei sehr großer Schiefe wurden die Datensätze insofern modifiziert, dass bei sehr vielen niedrigen Werten der Mittelwert der gesamten Datenreihe als Median definiert wurde. Dadurch blieben die vielen niedrigen Werte unberücksichtigt, die z. T. auf methodischen Ursachen wie z. B. ungünstigen Fangzeiten basierten. Die Abundanz-Klassengrenzen wurden dann anhand der 16,7 – 20% Quantile (100% - 6 Klassen) festgelegt.

Über die Einbeziehung der Altersstruktur einzelner Arten soll die Funktion des Ästuars als Reproduktions- und Aufwuchsstätte bewertet werden. Die Altersstruktur geht im Rahmen der Häufigkeitsbetrachtung in das Bewertungssystem ein. Finte und Stint kommen regelmäßig in allen Altersstadien im Ästuar vor und werden in Größenklassen erfasst. Diese Arten wurden ausgewählt, da die Finte aus naturschutzfachlichen (FFH, Anhang II) und der Stint aus wirtschaftlichen Gründen von besonderer Bedeutung sind.

Tab. 3.6 zeigt einen Vorschlag, welche Größenklassen, Fangzeitpunkte und Fangorte für die verschiedenen im Bewertungssystem berücksichtigten Arten und Altersklassen methodisch zugrunde gelegt werden sollten. Diese Angaben müssen noch weitergehend überprüft werden (BIOCONSULT 2006).

Tab. 3.6: Differenzierung der Größenklassen (Finte, Stint) sowie Angaben zum jeweiligen optimalen Fangzeitpunkt und Fangort aller ausgewählten Fischarten (BIOCONSULT 2006).

Art	Größe (cm)	Fangzeitpunkt	Fangort
Kaulbarsch	-	Frühjahr, Herbst	oligohalin
Finte – juvenil	<11	nur Herbst	oligohalin, mesohalin
Finte subadult	11 – 23	nur Frühjahr	mesohalin, polyhalin
Finte adult	>23	nur Frühjahr	oligohalin, mesohalin
Stint – juvenil	<6	Herbst, Frühjahr	mesohalin
Stint subadult	7 – 10	Herbst	oligohalin - mesohalin
Stint adult	>10	Frühjahr	oligohalin - mesohalin
Flunder	-	Frühjahr, Herbst	oligohalin - mesohalin
Gr. Scheibenbauch	-	Frühjahr	mesohalin
Hering	-	Frühjahr	mesohalin

Tab. 3.7: Zuordnung von Fangzahlen (Ind./h/80m²) der verschiedenen Fischarten zu artspezifischen Häufigkeitskategorien (BIOCONSULT 2006).

Artspezifische Häufigkeitskategorie		1	2	3	4	5	6
Metric							
Metric 5 – Kaulbarsch		0	18	38	72	222	662
Metric 6a, b, c – Finte	juvenil	0	33	64	131	353	2500
	subadult	0	5	15	30	52	111
	adult	0	5	10	25	42	81
Metric 7a, b, c – Stint	juvenil	0	777	1542	2855	4955	11285
	subadult	0	580	1079	1696	2095	5900
	adult	0	104	226	313	440	1145
Metric 8 – Flunder		0	15	20	33	57	121
Metric 9 – Großer Scheibenbauch		0	2	15	75	320	1501
Metric 10 – Hering		0	90	150	330	650	1000

Tab. 3.8: Ermittlung der Bewertungspunktzahl für die Messgrößen 5 bis 10, Abundanz und Altersstruktur, aus der relativen Ähnlichkeit der angetroffenen Abundanz mit der historischen Abundanz einer Art (BIOCONSULT 2006).

Punkte	5	4	3	2	1
Ähnlichkeit der angetroffenen und der historischen Abundanz (Häufigkeitsklassen) der Arten	90%	<90 – 60%	<60 – 40%	<40 – 20%	<20%

Tab. 3.9: Ermittlung der Bewertungspunkte für die Zusatzmessgröße Stör (Metric 11) über die Anzahl der angetroffenen Exemplare (BIOCONSULT 2006).

Häufigkeitskategorie	1	2	3	4	5	6
Zusatzmetric 11 – Stör - Anzahl der angetroffenen Exemplare	0		1		2	

Die Werte in Tab. 3.7 für die Metrics 5 – 10 wurden nach dieser Methode erhoben bzw. entsprechende Angaben aus der Literatur entnommen und den Häufigkeitskategorien je nach Art rechnerisch zugeordnet (die Werte entsprechen den Untergrenzen der Kategorien).

Für die Metrics 5 – 10 kann die Ermittlung der Bewertungspunkte analog zu den Metrics 1 - 4 erfolgen, wenn die Ähnlichkeit auf die Klasse der artspezifischen Häufigkeitskategorie bezogen wird. Entsprechen sich die Häufigkeitskategorien, liegt die Ähnlichkeit bei 100%. Weicht die aktuelle Häufigkeitskategorie um eine Kategorie nach unten von der historischen ab, liegt die Ähnlichkeit bei 80%, bei einer Abweichung von zwei Kategorien bei 60%, etc. Da es für die Altersstruktur keinen historischen Referenzzustand gibt, ist der direkte Vergleich für diesen Aspekt nicht möglich. Über die Metrics 6a-c und 7a-c geht die Altersstruktur über die Charakterarten Finte und Stint mit in die Bewertung ein. So kann die Ähnlichkeit der altersbezogenen Häufigkeitskategorien ebenso ermittelt werden, wie zuvor beschrieben. Aus den Einzelwerten für juvenile, subadulte und adulte Häufigkeiten wird anschließend der Mittelwert der Metric 6 bzw. 7 gebildet. Die entsprechenden Punktzahlen sind in Tab. 3.8 dargestellt.

3.2.1.3 Zusatzmessgröße Stör

Als Zusatzmessgröße im Bewertungssystem (Metric 11) ist das Vorkommen des Störs (*Acipenser sturio*) als historische Charakterart vor-

gesehen. Da jedoch die Bestände des Störs im Bereich der Nordseeküste bereits Ende des 19. Jh. bzw. Anfang des 20. Jh. stark zurückgegangen sind und er hier heute als ausgestorben bzw. nicht nachweisbar gilt, kann seine Präsenz derzeit nicht als bewertungsrelevante Messgröße erfasst werden. Die Bewertungsgröße „Stör“ (Metric 11) würde über drei festgelegte Kategorien zur Anzahl der angetroffenen Exemplare bewertet (Tab. 3.9).

3.2.2 Zusammenführung der Bewertung der Einzelparameter zu einer Gesamtbewertung

BIOCONSULT (2006) entwickelte ein computergestütztes Bewertungstool auf Grundlage einer Datenbank, welche historische und aktuelle artspezifische Charakteristika wie Zugehörigkeit zu Nutzer-, Habitat- und Reproduktionsgilden, artspezifische Häufigkeit usw. enthält. Aktuelle Fangdaten können mittels einer Eingabemaske eingegeben werden. Die Bewertung erfolgt unter Berücksichtigung der oben beschriebenen Metrics durch das Programm. In die Bewertung der Metric 1 geht in einfacher Wichtung Metric 1a und in doppelter Wichtung Metric 1b ein. Somit wird die Messgröße 1a (diadrome-Transit) geringer gewichtet. Ebenfalls erfährt eine relativ geringere Wichtung der Aspekt der Altersstruktur, der über die Abundanzen der verschiedenen Altersklassen bei Finte und Stint in die Bewertung eingeht (Metrics 6 und 7).

Tab. 3.10: Zuordnung der EQR-Werte zu den ökologischen Zustandsklassen bzw. zum ökologischen Potenzial (BIOCONSULT 2006).

EQR	Ökologischer Zustand	EQR	Ökologisches Potenzial
≥0,9	sehr gut		
<0,9 - 7	gut	>0,7 - >0,5	gut und besser
<0,7 - 0,5	mäßig	0,5 - >0,25	mäßig
<0,5 - 0,25	unbefriedigend	0,25 - >0,15	unbefriedigend
<0,25	schlecht	<0,15	schlecht

Die Gesamtbewertung wird durch die Bildung des Mittelwertes der Bewertungspunkte je Metric erzielt. Aus der Summe der Bewertungspunkte für die Metrics 1 bis 10 wird das Ecological Quality Ratio (EQR) berechnet.

Über das Bewertungsverfahren können mindestens 10 Punkte (bei Verwendung der Zusatzmessgröße „Stör“ 11 Punkte) und maximal 50 Punkte (bei Verwendung der Zusatzmessgröße „Stör“ 55) in der Gesamtbewertung erreicht werden. Zur Ermittlung des EQR wird die folgende Berechnung durchgeführt:

$$EQR = \frac{\sum Ist - \sum Min}{\sum Max - \sum Min}$$

(Σ = Summe)

Aus dem Ergebnis kann dann, wie in Tab. 3.10 dargestellt, die ökologische Zustandsklasse gemäß Wasserrahmenrichtlinie abgeleitet werden. BIOCONSULT (2006) geht davon aus, dass die Übergangsgewässer des Typs NEA 11 als Erheblich veränderte Gewässer (HMWB Heavily Modified Waterbodies) eingestuft werden, so dass das ökologische Potenzial anstelle des ökologischen Zustands bewertet werden muss. Da nicht zu erwarten ist, dass die dem Referenzzustand entsprechende historisch vielfältige und individuenreiche Fischgemeinschaft des Ästuars zukünftig wieder erreicht werden kann, schlägt BIOCONSULT (2006) vor, die Grenzen des mäßigen ökologischen Zustands als relevante Größe für das gute ökologische Potenzial anzunehmen. Damit wäre eine Ähnlichkeit von mindestens 50% zur Referenz nötig, um das gute ökologische Potenzial zu erreichen. In Tab. 3.10 sind die Zuordnungen der EQR zum jeweiligen ökologischen Potenzial dargestellt.

3.3 Validierung des Bewertungsansatzes anhand vorliegender Daten

BIOCONSULT (2006) geht davon aus, dass das Bewertungssystem in dieser Form auf die Übergangsgewässer (NEA 11) Elbe, Weser und Ems angewendet werden kann und nur geringe spezifische Anpassungen der Referenzgemeinschaften für die unterschiedlichen Flussgebieteinheiten vorgenommen werden müssen. Das Verfahren sollte in einem Praxistest überprüft und gegebenenfalls überarbeitet werden.

Das von BIOCONSULT (2006) entwickelte Bewertungssystem für Fische in Übergangsgewässern der Nordsee wird im Fachkollegium als schlüssig angesehen und ist mit den Länderkollegen aus Schleswig-Holstein und Hamburg abgestimmt. Auch auf internationaler Ebene wurde das Bewertungssystem vorgestellt, und es besteht eine enge Kooperation mit den Niederlanden im Rahmen der bilateralen Interkalibration.

3.4 Weiterer Klärungsbedarf

Die Anwendung des Bewertungsverfahrens von BIOCONSULT (2006) setzt konkrete Methoden der Datenerhebung voraus, wie z.B. die Verwendung des Ankerhamens. Des Weiteren sollten bei Beprobungskampagnen Aspekte räumlicher und zeitlicher Variabilität der ästuarinen Fischgemeinschaften berücksichtigt werden. Eine Vielzahl von Faktoren tragen zur natürlichen Variabilität der Struktur und Verteilung von Fischgemeinschaften bei, wie z. B. Temperatur, Oberwasser, Sedimentzusammensetzung, Fraßdruck, Nahrungsgrundlage, langfristige Zyklen in der Populationsdynamik einzelner Arten und Neueinwanderung von Arten. Gleichzeitig nehmen anthropogene Veränderungen Einfluss auf die Bestände. Um mögliche anthropogen verursachte Stressoren von der natürlichen Variabilität abzugrenzen, müssen die Skalen der Variabilität definiert und das Probennahmede-

sign auf eine Erfassung dieser natürlichen Variabilität ausgerichtet sein. Bei den vorliegenden Daten wurden interannuelle Unterschiede (Arten-Abundanzen) festgestellt, die allerdings nur in wenigen Fällen signifikant waren. Dagegen waren saisonale Unterschiede (Frühjahr - Herbst) für viele Arten signifikant. Weiterhin gab es bei vielen Arten signifikante Variabilitäten bezüglich des Salinitätsgradienten und teilweise auch hinsichtlich wöchentlich erfasster Abundanzen.

Bei der Entwicklung eines Monitoring-Programms sollten die folgenden Punkte berücksichtigt werden (BIOCONSULT 2006):

- Einrichtung von mehreren Messstellen entlang des Salinitätsgradienten (oligo-, meso- und polyhaliner Bereich).
- Die Untersuchungen sollten im Frühjahr und Herbst durchgeführt werden.
- Die Fänge sollten generell über beide Tidephasen (Ebbe und Flut) erfolgen.
- Die Frühjahrsuntersuchung sollte im Mai als bestem Zeitpunkt für die Erfassung adulter Individuen der Finte und des Scheibenbauchs erfolgen (gewisse Informationsverluste im Hinblick auf das Abundanzmaximum der Stinte, jedoch ausreichende Erfassung möglich).
- Ermittlung von drei Altersklassen in Anlehnung an bestehende Praxis der ARGE Elbe (Hamenbefischung 2000-2004).
- Befragung und Aufnahme von Informationen Dritter zum Nachweis des Störs.

3.5 Literatur Fische

BIOCONSULT (2006). Fischbasiertes Bewertungswerkzeug für Übergangsgewässer der norddeutschen Ästuare. Projektbericht im Auftrag der Länder Niedersachsen und Schleswig-Holstein. 85 S. + Anhang.

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.

FRICKE, R., BERGHAIN, R., RECHLIN, O., NEUDECKER, T., WINKLER, H., BAST, H.D. & E. HAHL-

BECK (1994). Rote Liste der in Küstengewässern lebenden Rundmäuler und Fische (Cyclostomata & Pisces). In: Bundesamt für Naturschutz (Hrsg.) (1998): Rote Liste – gefährdete Tiere Deutschlands. 434 S.

KNUST, R. & J. ULLEWEIT (1999). Die Fische und Krebse des Wattenmeeres. – in: Nationalpark Niedersächsisches Wattenmeer & Umweltbundesamt (Hrsg.) (1999). Umweltatlas Wattenmeer, Bd. 2: Wattenmeer zwischen Elb- und Emsmündung. 200 S.

LOZAN, J. (2003). Nicht nachhaltige Nutzung der Nordsee durch Fischerei. - in: LOZAN, J.L., RACHOR, E., REISE, K., SÜNDERMANN, J. & H. VON WESTERNHAGEN (Hrsg.) (2003). Warnsignale aus Nordsee und Wattenmeer. Eine aktuelle Umweltbilanz. Wissenschaftliche Auswertungen, Hamburg. 449 S.

STELZENMÜLLER, V. & G.P. ZAUKE (2003). Analyse der Verteilungsmuster der anadromen Wanderfischart Finte (*Alosa fallax*) in der Nordsee. F+E-Vorhaben „Prüfung der fachlichen Notwendigkeit zur Benennung von FFH-Gebieten zum Schutz der Fischart Finte“, Forschungsbericht gefördert durch das Bundesamt für Naturschutz, Bonn (FKZ: 802 85 230, UFOPLAN 2002), Institut für Chemie und Biologie des Meeres (ICBM), Carl von Ossietzky Universität Oldenburg. 31 S.

VILCINSKAS, A. (2000). Fische, Mitteleuropäische Süßwasserarten und Meeresfische der Nord- und Ostsee. BLV Bestimmungsbuch, München. 239 S.

4 Phytoplankton

Das Plankton setzt sich zusammen aus der Gesamtheit der Organismen, die in der Wassersäule leben und bei Verfrachtung von Wassermassen mittransportiert werden. Das pflanzliche Plankton (Phytoplankton) ist bezüglich der Biomasse und Produktionskapazität der Hauptträger der marinen Primärproduktion und bildet die Basis des pelagischen Nahrungsgefüges (TARDENT 1993, SOMMER 1994, VAN BEUSEKOM et al. 2003). Dem Phytoplankton kommt damit eine zentrale Funktion im marinen Ökosystem zu. Beeinträchtigungen des Phytoplanktons können sich somit auf das gesamte bzw. auf Teile des Systemgefüges auswirken. Das Phytoplankton

geht daher als biologische Qualitätskomponente gemäß WRRL in die Bewertung der Gewässer mit ein.

4.1 Erfordernisse gemäß Wasserrahmenrichtlinie

Phytoplankton ist eine der biologischen Qualitätskomponenten, die gemäß Wasserrahmenrichtlinie (WRRL, EG 2000) für die Bewertung der Gewässerqualität herangezogen wird. Dabei sollen die Biomasse, Artzusammensetzung und Abundanz des Phytoplanktons sowie Blütenhäufigkeit und –intensität als Bewertungskriterien dienen (siehe Tab. 4.1).

Tab. 4.1: 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 Phytoplankton.

	Sehr guter Zustand	Guter Zustand	Mäßiger Zustand
ÜG	<p>Zusammensetzung und Abundanz der phytoplanktonischen Taxa entsprechen den Bedingungen bei Abwesenheit störender Einflüsse.</p> <p>Die durchschnittliche Biomasse des Phytoplanktons entspricht den typspezifischen physikalisch-chemischen Bedingungen und ist nicht so beschaffen, dass dadurch die typspezifischen Transparenzbedingungen signifikant verändert werden.</p> <p>Planktonblüten treten mit einer Häufigkeit und Intensität auf, die den typspezifischen physikalisch-chemischen Bedingungen entspricht.</p>	<p>Geringfügige Abweichungen bei Zusammensetzung und Abundanz der phytoplanktonischen Taxa.</p> <p>Die Biomasse weicht geringfügig von den typspezifischen Bedingungen ab. Diese Abweichungen deuten nicht auf ein beschleunigtes Wachstum von Algen hin, das das Gleichgewicht der in dem Gewässer vorhandenen Organismen oder die physikalisch-chemische Qualität des Wassers in unerwünschter Weise stören würde.</p> <p>Es kann zu einem leichten Anstieg der Häufigkeit und Intensität der typspezifischen Planktonblüten kommen.</p>	<p>Zusammensetzung und Abundanz der phytoplanktonischen Taxa weichen mäßig von den typspezifischen Bedingungen ab.</p> <p>Bei der Biomasse sind mäßige Störungen zu verzeichnen, was zu signifikanten unerwünschten Störungen bei anderen biologischen Qualitätskomponenten führen kann.</p> <p>Es kann zu einem mäßigen Anstieg der Häufigkeit und Intensität der Planktonblüten kommen. In den Sommermonaten können anhaltende Blüten auftreten.</p>
KG	<p>Zusammensetzung und Abundanz des Phytoplanktons entsprechen den Bedingungen bei Abwesenheit störender Einflüsse.</p> <p>Die durchschnittliche Biomasse des Phytoplanktons entspricht den typspezifischen physikalisch-chemischen Bedingungen und ist nicht so beschaffen, dass dadurch die typspezifischen Transparenzbedingungen signifikant verändert werden.</p> <p>Planktonblüten treten mit einer Häufigkeit und Intensität auf, die den typspezifischen physikalisch-chemischen Bedingungen entspricht.</p>	<p>Zusammensetzung und Abundanz der phytoplanktonischen Taxa zeigen geringfügige Störungsanzeichen.</p> <p>Die Biomasse weicht geringfügig von den typspezifischen Bedingungen ab. Diese Abweichungen deuten nicht auf ein beschleunigtes Wachstum von Algen hin, das das Gleichgewicht der in dem Gewässer vorhandenen Organismen oder die physikalisch-chemische Qualität des Wassers in unerwünschter Weise stören würde.</p> <p>Es kann zu einem leichten Anstieg der Häufigkeit und Intensität der typspezifischen Planktonblüten kommen.</p>	<p>Zusammensetzung und Abundanz der planktonischen Taxa zeigen Anzeichen für mäßige Störungen.</p> <p>Die Algenbiomasse liegt deutlich außerhalb des Bereichs, der typspezifischen Bedingungen entspricht, was Auswirkungen auf die anderen biologischen Qualitätskomponenten hat.</p> <p>Es kann zu einem mäßigen Anstieg der Häufigkeit und Intensität der Planktonblüten kommen. In den Sommermonaten können anhaltende Blüten auftreten.</p>

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

Als Hauptträger der marinen Primärproduktion nimmt das Phytoplankton eine besondere Stellung im marinen Ökosystem ein. Die marine Primärproduktion trägt mehr als ein Drittel zur Primärproduktion der Erde bei und ist damit entscheidend am Kohlendioxid- und Sauerstoffhaushalt der Erde beteiligt (TARDENT 1993, SOMMER 1994). Für produktive Meeresgebiete werden etwa 100-120g C/m² Jahr (CADÉE & HEGEMAN 1974) mit lokal begrenzten Maximalwerten von ca. 500g C/m² Jahr angenommen, für weniger produktive Gebiete sind Werte von etwa 30g C/m² Jahr typisch. Im Dollart liegen die Werte das ganze Jahr über sehr niedrig (bei etwa 13g C/m² Jahr), was auf die hohe Trübung des Gewässers zurückzuführen ist. CADÉE & HEGEMAN (1974) stellten in den Jahren 1972 und 1973 im Dollart Secchi-Tiefen von lediglich 10-20 cm fest. In der Nordsee sorgt die Vertikalzirkulation, die Nähe zum Festland und in den flacheren Bereichen der Austausch zwischen Sediment und Freiwasser für ein hohes Nährstoffangebot und entsprechend hohe Produktionsraten (SOMMER 1994). Im niederländischen Wattenmeer wird der Wert der Gesamt-Primärproduktion aller marinen Pflanzen auf etwa 310 g C/m² und Jahr geschätzt, wovon etwa 60% vom Phytoplankton gebildet werden (NIENHUIS 1992). Nach CADÉE & HEGEMAN (1993 in VAN BEUSEKOM et al. 2003) verdreifachte sich die jährliche Primärproduktion in der Wassersäule im niederländischen Wattenmeer innerhalb der letzten 40 Jahre. PHILIPPART et al. (2000) berichten von einer Verdoppelung des jährlichen mittleren Chlorophyll-Gehaltes wie auch der Primärproduktion in den Jahren 1976-1978, wobei die hohen Werte seitdem weiterhin anhalten. Auch ASMUS et al. (1998 in VAN BEUSEKOM et al. 2003) beschreiben eine Zunahme der pelagischen Primärproduktion um den Faktor zwei bis drei im nordfriesischen Wattenmeer (von jährlich 52g C/m² im Jahr 1980 auf jährlich 160g C/m² in den Jahren 1994-95 in der Sylt-Rømø-Bucht bzw. von jährlich 50g C/m² auf 152g C/m² im gleichen Zeitraum bei Büsum (TILLMANN 2000 in HEIBER et al. 2004).

Das assimilatorische Leistungsvermögen der marinen Pflanzen hängt von den Lichtverhältnissen, der Kohlendioxidkonzentration, der Temperatur und den Nährstoffverhältnissen ab (LANCELOT et al. 1987, SMETACEK 1991, TARDENT 1993, PHILIPPART et al. 2000). Veränderungen dieser Faktoren haben direkte Auswirkungen auf das Phytoplankton und damit auf das Öko-

system. Stehen ausreichend Licht und Nährstoffe zur Verfügung, kann das Phytoplankton schneller wachsen, als es durch Fraß, Absinken oder Absterben dezimiert wird, so dass es zu Algenblüten kommen kann. Bei geeigneten Verhältnissen können Algenblüten Dichten erreichen, die zu negativen Auswirkungen im System führen können, wie z. B. die Anreicherung großer Mengen von organischer Substanz, Sauerstoffmangel am Meeresboden durch Absinken großer Mengen organischer Substanz und die anschließenden Sauerstoff verbrauchenden Zersetzungsprozesse durch Bakterien, Vergiftungen von Meeresbewohnern oder auch von Menschen als Endverbraucher durch Algentoxine (LANCELOT et al. 1987, van BEUSEKOM et al. 2003). Es wird angenommen, dass die beobachtete Zunahme toxischer Algenblüten im Zusammenhang mit anthropogenen Einflüssen steht (LANCELOT et al. 1987, RIEGMAN et al. 1992, ASMUS et al. 1998, MARGALEF 1998 in CLOERN 2001, PHILIPPART et al. 2000, CLOERN 2001, KAAS et al. 2005, SMITH 2006).

In jüngeren Veröffentlichungen wird *Phaeocystis* spp. als ein Repräsentant des Phytoplanktons eingestuft, der möglicherweise auf Eutrophierung der küstennahen Gewässer mit erhöhten Zellzahlen (BÄTJE & MICHAELIS 1986; NIENHUIS 1992; TEN BRINK & COLIJN 1991, EC 2001, alle in HEIBER et al. 2004), verlängerter Blütendauer (van Beusekom et al. 2001, CADÉE & HEGEMANN 1991, alle in HEIBER et al. 2004) und höherer Blütenfrequenz (NIENHUIS 1992) reagiert.

Obwohl bereits um 1900 (SCHERFFEL 1900, POUCHET 1892 und LAGERHEIM 1896 in WEISSE et al. 1986) bzw. zu Beginn des 20. Jh. (HOFFMANN 1932, WULFF 1934) *Phaeocystis*-Blüten beobachtet wurden (LANCELOT et al. 1987) und somit als natürliches Phänomen gelten, gibt es zahlreiche Hinweise darauf, dass die Blütenintensität und -häufigkeit seitdem zugenommen hat. Im niederländischen Wattenmeer nahm die Länge der *Phaeocystis*-Blüten seit dem Ende des 19. Jh. um den Faktor drei zu (CADÉE & HEGEMAN 1991 in VAN BEUSEKOM et al. 2003). WEISSE et al. (1986) beschreiben Massenentwicklungen der koloniebildenden *Phaeocystis pouchetii*, die in dieser Zeit regelmäßig im Frühjahr und den frühen Sommermonaten auftraten. LANCELOT et al. (1987) sehen die Ursache für die stärkeren und länger anhaltenden Blüten von *Phaeocystis* sp. in der südlichen Nordsee vor allem in der anthropogen bedingten Zunahme der Nährstoffeinträge, insbesondere von anorganischen Verbindungen von Stickstoff, Phosphor und Silizium, welche normalerweise die limitierenden Faktoren des Planktonwachstums darstellen. Bei

Norderney wird seit 1982 fast jedes Jahr im Frühjahr eine intensive Blüte von *Phaeocystis globosa* beobachtet, welcher im Sommer noch ein bis zwei weniger starke Blüten folgen können (HANSLIK et al. 1998). Weiterhin konnte aus den Daten von 1982 bis 1991 bei starken Schwankungen von Jahr zu Jahr eine steigende Tendenz in der Intensität der jährlichen *Phaeocystis globosa*-Blüten aufgezeigt werden (RAHMEL et al. 1995, HANSLIK et al. 1998). Der Anstieg der Blütenfrequenz von *Phaeocystis* spp. wird mit der Verschiebung einer phosphor- zu einer stickstofflimitierten Phytoplanktonproduktion in Verbindung gebracht (RIEGMAN et al. 1992).

Weiterhin gibt es Hinweise darauf, dass sich im Phytoplankton auch die Zusammensetzung des Artenspektrums infolge anthropogener Einflüsse geändert hat. Es wird angenommen, dass in eutrophen und stickstoffkontrollierten Gewässern größere Planktonarten dominieren (STOLTE & RIEGMAN 1995 in PHILIPPART et al. 2000), da sie durch ihre höheren Speicherkapazitäten unter hohen bzw. schwankenden Nährstoffkonzentrationen konkurrenzfähiger sind (SOMMER 1984, STOLTE et al. 1994, GROVER 1997, alle in PHILIPPART et al. 2000). Dagegen wird die Biomasse kleinerer Algen eher von Zooplankton kontrolliert (THINGSTAD & SAKSHAUG 1990, RIEGMAN et al. 1993, beide in PHILIPPART et al. 2000). CLOERN (2001) bezieht sich ebenfalls auf Veröffentlichungen aus dem Bereich des westlichen Wattenmeeres, aus dem belegt ist, dass *Phaeocystis* unter stickstofflimitierten Bedingungen sehr effizient ist (RIEGMAN et al. 1992) und somit unter Nährstoffbedingungen, bei denen das „Redfield ratio“ (N:P-Verhältnis = 16:1) unterschritten wird, gegenüber anderen Arten noch gute Wachstumsbedingungen vorfindet. Eine 21-jährige Zeitreihe aus diesem Meeresgebiet zeigt, dass sich durch anthropogen verursachte Veränderungen der Nährstoffverhältnisse die Artenzusammensetzung in dieser Zeit verändert hat (PHILIPPART et al. 2000). Dies ist anhand von Sedimentuntersuchungen auch für die Chesapeake Bay nachgewiesen, in der deutliche Veränderungen der Artenzusammensetzung der Diatomeen bereits eintraten, als das Wassereinzugsgebiet für landwirtschaftliche Zwecke gerodet wurde (COOPER 1995 in CLOERN 2001).

4.2.1 Entwicklung von Referenzwerten und Klassengrenzen

Im Rahmen des vorliegenden Projektes wurden zahlreiche internationale und nationale Bewertungsansätze für das Phytoplankton recherchiert und die Arbeiten auf Ebene der europa-

weiten Interkalibration beobachtet und dokumentiert (siehe JAKLIN et al. 2005a, JAKLIN et al. 2005b, JAKLIN & PETERSEN 2006).

In den drei Zwischenberichten wurden zahlreiche Kriterien zur Bewertung des Phytoplanktons vorgestellt und diskutiert. Im Zuge der Diskussion haben sich folgende Kriterien als besonders relevant für die Bewertung des Phytoplanktons herausgestellt: „Mittlerer Chlorophyll a-Gehalt“, „Chlorophyll a-Maxima“, „Gesamtbiovolumen“, „Biovolumen Biddulphiales“, „Blütenfrequenz von *Phaeocystis* spp.“ und „Potenzielle Zeigerarten“. Es empfiehlt sich daher, die Bewertung des Phytoplanktons in den Küstengewässern der Nordsee anhand dieser Kriterien vorzunehmen. Die Kriterien werden im Folgenden näher beschrieben. Daneben soll als Zusatzkriterium die Nährstoffsituation in die Bewertung des Phytoplanktons in Küstengewässern eingehen.

Für Übergangsgewässer wird hier kein Bewertungssystem für Phytoplankton vorgestellt, da in Deutschland von den Experten die Auffassung vertreten wird, dass das Phytoplankton hier nicht als Bewertungskomponente für Eutrophierungsfolgen geeignet ist.

4.2.1.1 Durchschnittlicher Chlorophyll a – Gehalt

Das Bewertungskriterium „Chlorophyll a-Gehalt“ wird im niedersächsischen Bewertungsansatz als Indikator für die Biomasse verwendet. Neben den „echten“ Maßeinheiten für Biomasse, wie Frisch- und Trockenmasse, organischer Kohlenstoffgehalt und Biovolumen gilt Chlorophyll a als die gebräuchlichste Ersatzeinheit für die Biomasse der Phytoplankter. Die Verwendung von Chlorophyll a hat gegenüber anderen gebräuchlichen Verfahren, in denen die Gesamtbiomasse ermittelt wird, den Vorteil, dass heterotrophe Organismen sowie Detritus, in dem das Chlorophyll schnell abgebaut wird, nicht mitgemessen werden (SOMMER 1994). Ein Nachteil ist allerdings, dass möglicherweise in flachen Bereichen auch das Chlorophyll a des Mikrophytobenthos erfasst wird, welches durch Resuspension über den Wattflächen mehr als 50% der Gesamtmasse ausmachen kann (ASMUS et al. 1998).

Da es in Deutschland keine pristinen Küsten- und Übergangsgewässer mehr gibt, müssen für die Beschreibung der Referenzbedingungen historische Werte rekonstruiert werden. Wie oben dargelegt, konnte in den letzten 50 Jahren ein Anstieg der Biomasse von Phytoplankton für den Bereich des Wattenmeeres nachgewiesen werden, es liegen jedoch keine Chlorophyll a-

Werte aus der Zeit um 1900 zum Vergleich vor. In der Deutschen Bucht werden Chlorophyll-Messungen seit etwa 1950/60 durchgeführt. In den Niederlanden existiert im Marsdiep seit 1976 ein Monitoringprogramm für Chlorophyll a, in Deutschland seit 1984 (HANSLIK et al. 1998) und im dänischen Wattenmeer seit 1989 (VAN BEUSEKOM et al. 2001 in HEIBER et al. 2004).

Aus diesem Grund basieren die Chlorophyll a-Referenzwerte für die niedersächsischen Küsten- und Übergangsgewässer nach BROCKMANN et al. (2004) auf einzelnen historischen Werten, modellierten Daten sowie Expertenwissen. Die Modellrechnungen wurden unter Verwendung von Salzgradienten und Nutzung von bestehenden Korrelationen zwischen Salzgradienten und Nährstoffgradienten sowie zwischen Nährstoff- und Chlorophyll a-Werten durchgeführt. BROCKMANN et al. (2004) gehen davon aus, dass sich die heutigen Salzgradienten nicht von den pristine Bedingungen unterscheiden, so dass sie für die Berechnung der Referenzbedingungen herangezogen werden können. Die Beziehung zwischen der Salinität und den historischen Nährstoffgehalten wurde genutzt, um Referenzwerte für Gesamtstickstoff (TN) und Gesamtphosphor (TP) für den Bereich der Übergangsgewässer, des Wattenmeeres, der inneren und äußeren Küstengewässer sowie der Offshore-Gebiete zu berechnen. Da auch zwischen TN und der Chlorophyll a-Konzentration der Gewässer signifikante Korrelationen bestehen, wurden aus den pristine TN-Werten pristine Chlorophyll a-Werte errechnet. Die Berechnung der Werte basiert ausschließlich auf den pristine TN-Werten, die Lichtlimitierung wurde dabei außer Acht gelassen, so dass die berechneten Werte für die Übergangsgewässer nur eingeschränkt zu verwenden sind.

Die Referenzwerte liegen nach BROCKMANN (pers. Mitt.) im überwiegenden Bereich der niedersächsischen Küstengewässer bei etwa 2-2,5 µg/l (Mittelwerte der Vegetationsperiode). Lediglich in kleinen Teilbereichen der Wasserkörper „Euhalines Wattenmeer Jade“ (NEA26), „Polyhalines Küstengewässer Weser“ (NEA3), „Polyhalines Wattenmeer Weser Ost und West“ (NEA4), „Polyhalines Wattenmeer der Elbe West“ (NEA4) und „Polyhalines Küstengewässer Elbe“ (NEA3) liegen die Werte mit 2,5-3,0 µg/l etwas höher. Diese Werte wurden als Diskussionsgrundlage auf internationaler Ebene in den Interkalibrationsprozess eingebracht und mit den Niederlanden und Dänemark interkalibriert. Die von BROCKMANN vorgeschlagenen Referenzwerte stimmen sehr gut mit den von Dänemark empfohlenen Werten überein. Dagegen überschreiten die vorgeschlagenen Werte

der Niederlande die von Deutschland vorgeschlagenen um ein Mehrfaches. Dies wird von den niederländischen Experten zum einen dadurch begründet, dass die Nährstoffeinträge aus Rhein, Maas und Schelde in die Küstengewässer unter den heutigen Bedingungen höher sind, als die Einträge der Flüsse auf deutscher Seite. Zwar wird angenommen, dass die Denitrifikation im Rheinästuar früher wesentlich höher war als z. B. im Weserästuar und somit die pristine Nährstoffeinträge des Rheins vergleichsweise gering waren. Allerdings kann der pristine Zustand nicht wiederhergestellt werden, so dass in den Niederlanden von den derzeitigen Bedingungen ausgegangen wird (d.h. von höheren Frachten von Rhein, Maas und Schelde gegenüber Elbe, Weser und Ems). Hingegen spielen Flusseinträge im Bereich des ostfriesischen und nordfriesischen Wattenmeeres eine vergleichsweise geringere Rolle (siehe u. a. NIESEL & GÜNTHER 1999). In den 80er/90er-Jahren des letzten Jahrhunderts konnten räumliche Unterschiede zwischen den Chlorophyll-Werten der Langzeitreihen vom Marsdiep, Nordney und zwei Stationen in Schleswig-Holstein festgestellt werden, wobei die höchsten Werte im Marsdiep gemessen wurden und zum Norden Schleswig-Holsteins hin immer weiter abnahmen (VAN BEUSEKOM et al. 2001).

MONBET (1992) zeigte bei einer Untersuchung von 40 Ästuaren, dass makrotidale Systeme (>2 m) signifikant niedrigere mittlere Jahresgehalte an Chlorophyll a aufwiesen als mikrotidale Ästuar (<2 m), selbst wenn die Stickstoffeinträge in diesen Gewässern vergleichbar waren. Möglicherweise gilt dies nicht nur für Ästuar, sondern auch für den Bereich des Wattenmeeres. Da der Tidenhub entlang der Wattenmeerküste von den Niederlanden her bis zur Elbe hin stetig zunimmt (siehe Abb. 2.1 in VAN BEUSEKOM et al. 2001), erklären sich die höheren Werte in den Niederlanden möglicherweise zusätzlich durch die Ergebnisse von MONBET (1992).

Ausgangspunkt für die Festlegung der Klassengrenzen der fünf ökologischen Zustandsklassen nach WRRRL für das Bewertungskriterium Chlorophyll a war die Definition von Grenzwerten durch OSPAR (TOPCU et al. 2006). Hier wird zwischen den beiden Klassen „Non Problem Area“ und „Problem Area“ unterschieden, was einer Abweichung von maximal 50% vom Referenzwert entspricht (TOPCU et al. 2006). Hierbei sind natürliche Schwankungen der Phytoplanktonbiomasse mit einbezogen. Die Bewertungsgrenze nach OSPAR zwischen „Non Problem Area“ und „Problem Area“ entspricht der Klassengrenze zwischen dem guten und dem mäßigen Zustand nach WRRRL.

Tab. 4.2: Referenzwerte und Klassengrenzen für den Parameter „Mittlere Chlorophyll a-Gehalte“ für die Küstengewässer der Flussgebietseinheiten (FGE) Elbe, Weser und Ems (90er Perzentilwerte, März-September, µg/l)

Chlorophyll a, März-September-Werte, 90er Perzentile in µg/l	NEA1	NEA26	NEA3	NEA4
Referenz	4-5	4-5	4-5	4-5
sehr gut	≤5	≤5	≤5	≤5
gut	>5-7,5	>5-7,5	>5-7,5	>5-7,5
mäßig	>7,5-15	>7,5-15	>7,5-15	>7,5-15
unbefriedigend	>15-25	>15-25	>15-25	>15-25
schlecht	>25	>25	>25	>25

Um zu der nach WRRL geforderten fünfstufigen Bewertung zu gelangen, wurde der Wertebereich „Non Problem Area“ noch einmal unterteilt und eine 25%ige Abweichung vom Referenzwert als Grenze zwischen sehr gutem und gutem Zustand definiert. Der Wertebereich „Problem Area“ wurde wiederum in die Klassen „mäßig“ (+200% des Referenzwertes), „unbefriedigend“ (+400% des Referenzwertes) und „schlecht“ (mehr als +400% des Referenzwertes) untergliedert.

In Anlehnung an den Ansatz, der in der europäischen Interkalibrationsarbeit vorgeschlagen und abgestimmt wurde, wird der jeweilige 90er Perzentilwert (µg/l) aus der Vegetationsperiode von März bis September (einschließlich) benutzt. Der 90er Perzentilwert entspricht in etwa dem doppelten Mittelwert, so dass die in Tab. 4.2 angegebenen Werte doppelt so hoch sind wie die oben genannten Werte von BROCKMANN. Anhand der Berechnungen von Topcu et al. (2006) wurden dann die Klassengrenzen in Tab. 4.2 berechnet. Hierbei werden 6-Jahreszeiträume bewertet, für die der Mittelwert aus allen sechs Vegetationsperioden gebildet wird. Für die Wasserkörper der niedersächsischen Küstengewässer wird vorgeschlagen, die Referenzwerte und Klassengrenzen in Tab. 4.2 zu verwenden.

4.2.1.2 Chlorophyll a-Jahresmaxima

Der deutsche Bewertungsansatz für Phytoplankton sieht vor, neben der Bewertung der mittleren Chlorophyll a-90er Perzentile, auch die Chlorophyll a-Jahresmaxima der Vegetationsperiode zu bewerten, da darüber gezielt das

Auftreten extremer Phytoplanktonblüten überprüft werden kann. Hierbei taucht die Frage auf, wie man einen 6-Jahreszeitraum bewerten sollte. Obwohl man das höchste Jahresmaximum der gesamten 6-Jahresperiode verwenden könnte, wird hier empfohlen, den Mittelwert der 6 einzelnen Jahresmaxima zu bilden und diesen zu verwenden. Damit wird vermieden, episodische Ereignisse, welche z. B. durch extreme Klimaverhältnisse entstehen können, zu stark zu gewichten. Dabei ist zu beachten, dass die Probenahmefrequenz für die Bestimmung der Jahresmaxima sehr hoch sein muss, um diese realistisch zu erfassen. SOMMER (1994) empfiehlt für die Erfassung der Jahresmaxima, die Beprobung täglich bis dreimal wöchentlich durchzuführen. Hier besteht noch Klärungsbedarf, inwieweit die in den Monitoringprogrammen üblichen bzw. realisierbaren Messfrequenzen geeignete Datensätze erbringen.

BROCKMANN (pers. Mitt.) hat 2006 Vorschläge für Referenzwerte für die deutschen Küsten- und Übergangsgewässer gemacht (siehe Tab. 4.3). Die Referenzwerte für Chlorophyll a-Jahresmaxima wurden von den mittleren Chlorophyll a-Referenzwerten abgeleitet, da in aktuellen Messreihen Chlorophyll a-Mittelwerte und -Jahresmaxima signifikant korrelieren (pers. Mitt. U. Brockmann). Es wird davon ausgegangen, dass die Beziehung zwischen den beiden Parametern auch unter pristinen Bedingungen ähnlich war. Die Klassengrenzen wurden entsprechend der Methode für die mittleren Chlorophyll a-Konzentrationen berechnet (s. o.).

Tab. 4.3: Referenzwerte und Klassengrenzen für den Parameter „Chlorophyll a-Jahresmaxima“ für die Küstengewässer der Flussgebietseinheiten (FGE) Elbe, Weser und Ems (März-September, µg/l)

Chlorophyll a, März-September-Werte, Jahresmaxima in µg/l	NEA1	NEA26	NEA3	NEA4
Referenz	8	8	8	8
sehr gut	≤10	≤10	≤10	≤10
gut	>10-12	>10-12	>10-12	>10-12
mäßig	>12-24	>12-24	>12-24	>12-24
unbefriedigend	>24-40	>24-40	>24-40	>24-40
schlecht	>40	>40	>40	>40

4.2.1.3 Gesamtbiovolumen

Außer über Chlorophyll a lässt sich die Biomasse näherungsweise auch über das Biovolumen darstellen. Der Vorteil bei der Verwendung des Biovolumens liegt darin, dass die Biomasse einzelnen Arten zugeordnet werden kann. Im Auftrag des NLWKN erarbeitete die Firma AQUAECOLOGY (2006) daher ein Bewertungssystem für Phytoplankton, welches unter anderem das Bewertungskriterium „Gesamtbiovolumen“ aufgreift. Das bedeutet, dass neben dem Chlorophyll a die Biomasse auch als Biovolumen berechnet wird.

Dafür musste zunächst ein Verfahren zur Abschätzung des Zellvolumens der vorhandenen Abundanzwerte entwickelt werden, sofern keine direkten Vermessungen vorlagen. Jeder Art wurde dabei ein geometrischer Körper bzw. einfache zusammengesetzte Körper zugeordnet. In Sedimentationskammern werden die Dimensionen der einzelnen Arten vermessen, die für die Berechnung des Biovolumens notwendig sind. Da beim derzeitigen Monitoring in Deutschland in den Nordseeküstengewässern

bisher das Biovolumen nicht standardmäßig erfasst wird, mussten für einen Großteil der vorhandenen Datensätze die Biovolumina mit Standardwerten ergänzt werden. Anhand von zahlreichen Bestimmungen des Biovolumens durch AQUAECOLOGY (2006) sowie der Auswertung von Fachliteratur wurden dann die Standardbiovolumina der vorkommenden Arten ermittelt. Nach der Umrechnung vorhandener Abundanzwerte in µm³ konnte dann die statistische Analyse der Daten erfolgen, aus deren Ergebnissen, angepasst an die Berechnungen von BROCKMANN et al. (2006, in AQUAECOLOGY 2006), die Skalierung zur Einteilung in die fünf ökologischen Zustandsklassen der WRRL entwickelt wurde. Dabei wurden die Daten der Monate März bis Mai verwendet, da das Wachstum des Phytoplanktons auf dem Gesamtbestand der gelösten Nährstoffe im System beruht und die saisonale Variabilität der Artenzusammensetzung herabgesetzt wird. Die Klassengrenzen für die verschiedenen Gewässertypen wurden von AQUAECOLOGY (2006), wie in Tab. 4.4 dargestellt, festgelegt.

Tab. 4.4: Klassengrenzen für den Parameter „Gesamtbiovolumen des Phytoplanktons“ für die Küstengewässer der Flussgebietseinheiten (FGE) Elbe, Weser und Ems (März-Mai, mm³/l)

Biovolumen März-Mai-Werte, mm ³ /l	NEA1	NEA26	NEA3	NEA4
sehr gut	≤0,1	≤0,15	≤1,2	≤1
gut	>0,1-6	>0,15-4	>1,2-6	>1-6
mäßig	>6-13	>4-9	>6-15	>6-15
unbefriedigend	>13-35	>9-13	>15-30	>15-70
schlecht	>35	>13	>30	>70

Tab. 4.5: Klassengrenzen für den Parameter „Biovolumen der Biddulphiales“ für die Küstengewässer der Flussgebietseinheiten (FGE) Elbe, Weser und Ems (März-Mai, mm³/l)

Biovolumen Biddulphiales März-Mai-Werte, mm ³ /l	NEA1	NEA26	NEA3	NEA4
sehr gut	≤0,04	≤0,05	≤0,6	≤0,5
gut	>0,04-4	>0,05-2	>0,6-4	>0,5-4
mäßig	>4-9	>2-4	>4-10	>4-10
unbefriedigend	>9-27	>4-7	>10-24	>10-34
schlecht	>27	>7	>24	>34

4.2.1.4 Biovolumen Biddulphiales

Ein weiteres Bewertungskriterium, welches die Firma AQUAECOLOGY (2006) im Auftrag des NLWKN für ein multifaktorielles Bewertungssystem für Phytoplankton erarbeitete, ist das „Biovolumen der Biddulphiales“. Bei der statistischen Analyse stellte sich heraus, dass diese Ordnung aus der Klasse der Bacillariophyceae als Zeiger gewertet werden kann, da ihre Biovolumina mit den anderen Variablen signifikant korrelieren.

Die Vorgehensweise zur Bestimmung der Klassengrenzen für das Biovolumen der Biddulphiales erfolgte nach demselben Schema wie beim Bewertungskriterium „Gesamtbiovolumen“. Daraus ergeben sich für die einzelnen Gewässertypen die Werte in Tab. 4.5.

4.2.1.5 Blütenfrequenz von *Phaeocystis* spp.

Wie oben beschrieben, werden *Phaeocystis* spp. als Indikatorarten angesehen, die durch höhere Blütenfrequenz und -intensität auf Veränderungen des Nährstoffhaushaltes bzw. auf Eutrophierung hindeuten. Die marinen Prymnesiophyceae *Phaeocystis* spp. gehören zu den Flagellaten, wobei sie in zwei unterschiedlichen Formen auftreten können. Zum einen kommen freibewegliche Einzelzellen von sehr geringer Größe (3-10 µm) vor, zum anderen bilden *Phaeocystis* spp. Kolonien in einer gallertartigen Masse aus, die einen Durchmesser von mehreren Millimetern erreichen können. Die gallertartige Masse der Kolonien scheint physiologisch in verschiedener Hinsicht eine wichtige Rolle zu spielen. So bildet sie mit den in ihr enthaltenen Polysacchariden eine Energiequelle, von der die Zellen während lichtarmer Perioden zehren, so dass sie z. B. auch während der Nacht wachsen können, ohne große Energiereserven in den Zellen anlegen zu müssen. Gleichzeitig scheint

die Gallerthülle als Phosphorspeicher zu agieren, so dass es *Phaeocystis* spp. möglich ist, auch unter geringen Phosphorkonzentrationen weiter zu wachsen. Ein weiterer Vorteil der Koloniebildung ist die Größe der Organismen, da hierdurch die Prädation durch Zooplankton-Arten reduziert wird. Die so möglichen hohen Wachstumsraten bieten *Phaeocystis* spp. einen Vorteil gegenüber anderen Phytoplanktonarten (WEISSE et al. 1986, LANCELOT et al. 1987, SOMMER 1994).

SCHERFFEL (1900) bemerkte, dass *Phaeocystis globosa* seit 1893 fast regelmäßig in den Monaten März und April zahlreich in den Gewässern um Helgoland auftrat, jedoch nie so massenhaft wie im Jahr 1983. Dies deutet darauf hin, dass bereits Ende des 19. Jh. Blüten von *Phaeocystis* spp. vorkamen, die von den gewöhnlichen Ereignissen abwichen. HOFFMANN (1932) schildert ebenfalls, dass *Phaeocystis* spp. im Frühjahr in der Nordsee in großen Mengen erscheinen kann. In einer Untersuchung von WULFF (1934) wurden in den Jahren 1931 bis 1933 *Phaeocystis* spp.-Zählungen durchgeführt. Dabei wurden im Mai 1931, April 1932 und Mai 1933 vor den ostfriesischen Inseln „Wucherungen“ festgestellt. Im Oberflächenwasser wurden 0,4-333 Kolonien/100 cm³ und im Tiefenwasser 428-564 Kolonien /100 cm³ gezählt. Rechnet man diese Zahlen auf Angaben pro Liter um, so ergeben sich Werte von maximal 5640 Kolonien/l. In den letzten Jahrzehnten lagen die Blütenintensitäten von *Phaeocystis* spp. häufig über den in den 1930er Jahren registrierten Werten. So wurden 1978 erstmals ungewöhnlich starke Schaumanspülungen an den Stränden der ostfriesischen Inseln festgestellt, was seitdem zu einem dauerhaften Phänomen geworden ist und alljährlich mit unterschiedlicher Intensität auftritt (BÄTJE & MICHAELIS 1986). RAHMEL et al. (1995) berichten von einem steigenden Trend der Blütenintensität an der Dau-

erstation Norderney mit besonders starken Blüten im Jahr 1989 mit 38.500 Kolonien/l und 1991 mit 49.000 Kolonien/l. Diese Blüten werden 1993 von einer Blüte von über 100.000 Kolonien/l noch übertroffen (siehe Abb. 4.1). Zwischen 1993 und 2004 wurden bei Norderney keine derart hohen Dichten von *Phaeocystis* spp.-Kolonien ermittelt, erst 2004 lag das Maximum wieder bei über 36.000 Kolonien/l. Diese Werte übersteigen die Werte der 30er Jahre um ein Vielfaches, was auch hier den

Trend einer Zunahme der Blütenintensität erkennen lässt.

Die Blütenintensität von *Phaeocystis* spp. wird nicht in Form von Jahresmaxima als Kriterium für die Bewertung herangezogen, da die Beprobungsfrequenz einen hohen Einfluss auf die Ergebnisse hat und die tatsächlichen Jahresmaxima möglicherweise nicht erfasst werden.

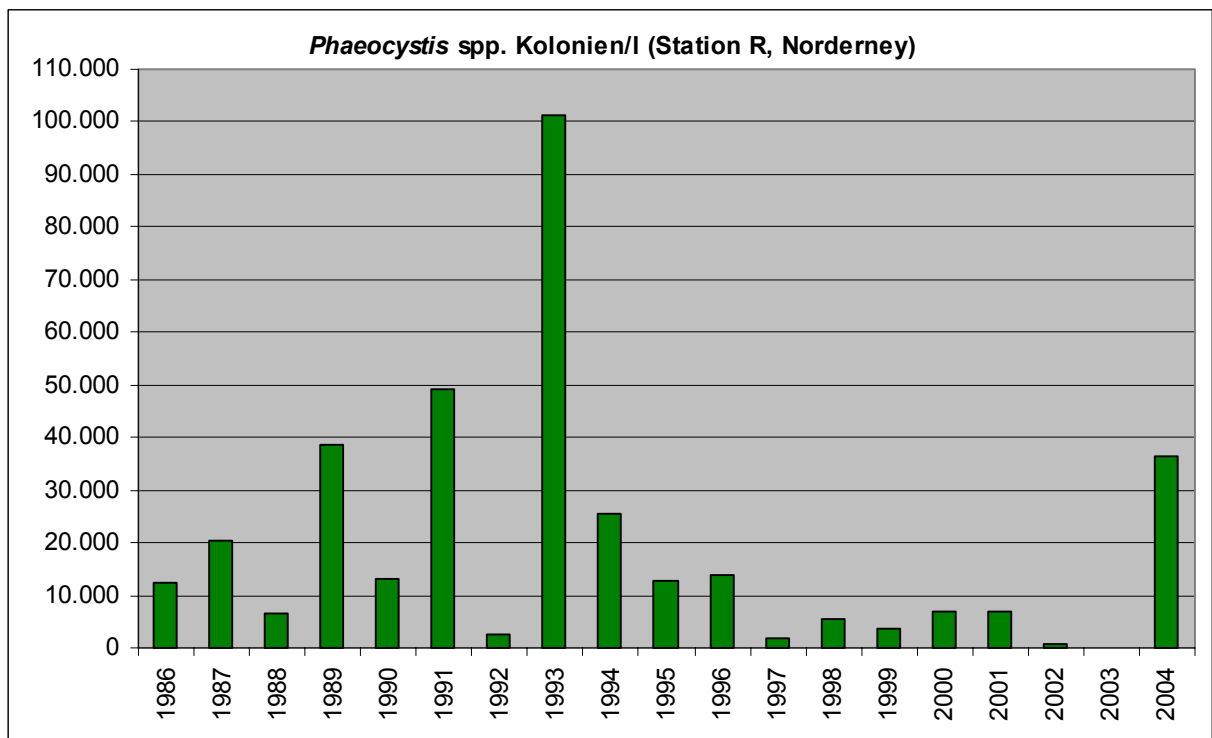


Abb. 4.1: Entwicklung der *Phaeocystis* spp. Blütenmaxima an Station R bei Norderney seit 1986 (Daten des NLWKN)

Wie zuvor beschrieben, konnte im niederländischen Wattenmeer auch ein Anstieg der Blütendauer dokumentiert werden (CADÉE & HEGEMAN 1991 in VAN BEUSEKOM et al. 2003). Dies konnten RAHMEL et al. (1995) anhand der ihnen vorliegenden Daten von der Dauerstation Norderney für das ostfriesische Wattenmeer für die Zeit zwischen 1982 und 1991 nicht bestätigen. Ebenso wie die Verwendung von Jahresmaxima wurde die Verwendung der Blütendauer von *Phaeocystis* spp. als Bewertungskriterium verworfen, da diese Ergebnisse ebenfalls stark von der Beprobungsintensität abhängen. Weiterhin ist die Blütenpräsenz sehr strömungsabhängig und kann über einen einzelnen festen Probenahmestandort nicht zuverlässig über den Gesamtzeitraum einer Blüte über längere Zeit überwacht werden.

Als Bewertungskriterium wird daher die Blütenfrequenz verwendet, da für diesen Parameter auch bei geringerer Beprobungsfrequenz ausreichend zuverlässige Werte erhältlich sind. Die Veröffentlichungen von SCHERFFEL (1900), HOFFMANN (1932) und WULFF (1934) lassen darauf schließen, dass eine Blüte im Frühjahr (März bis Mai) auch im frühen 20. Jh. zu den normalen Vorkommnissen gehörte. Sie treffen keine Aussagen über *Phaeocystis* spp.-Blüten, welche später im Jahr vorkommen, so dass hier davon ausgegangen wird, dass diese früher nicht bzw. nur selten vorkamen. Als Referenzwert wird aus

diesem Grund eine Blüte im Frühjahr angenommen.

Im Vergleich dazu beobachtete man in den letzten 20 Jahren an Station R bei Norderney bis zu vier Blütenmonate im Jahr (siehe Abb. 4.2). Da hierbei die Monate mit *Phaeocystis* spp.-Blüten von >1000 Kolonien/l gezählt werden, mischt sich der Aspekt der Blütendauer mit dem der Blütenfrequenz. Bei einer wöchentlichen Beprobung werden jedoch länger anhaltende Blüten, die innerhalb eines Monats auftreten, nicht mehrfach gezählt. RAHMEL et al. (1995) stellten fest, dass die Frühjahrsblüte von *Phaeocystis* spp. normalerweise im April bzw. im frühen Mai auftritt und ein weiteres Massenaufreten in den Monaten Juni bzw. Juli vorkommen kann, wobei die Sommerblüten meist weniger intensiv sind als die Frühjahrsblüte.

Der Ansatz der Interkalibrationsgruppe NEA sieht eine Bewertung anhand der Anzahl der *Phaeocystis*-Blüten innerhalb eines bestimmten Zeitraumes vor. *Phaeocystis* spp.-Blüten werden von der europäischen Interkalibrationsgruppe als Überschreitung des Wertes 10^6 Zellen/l definiert. Da aus den niedersächsischen Küstengewässern überwiegend Angaben zu Kolonien/l (anstatt zu Zellen/l) vorliegen, wird hier als Blüte definiert, wenn ein Wert von 1000 Kolonien/l überschritten wird.

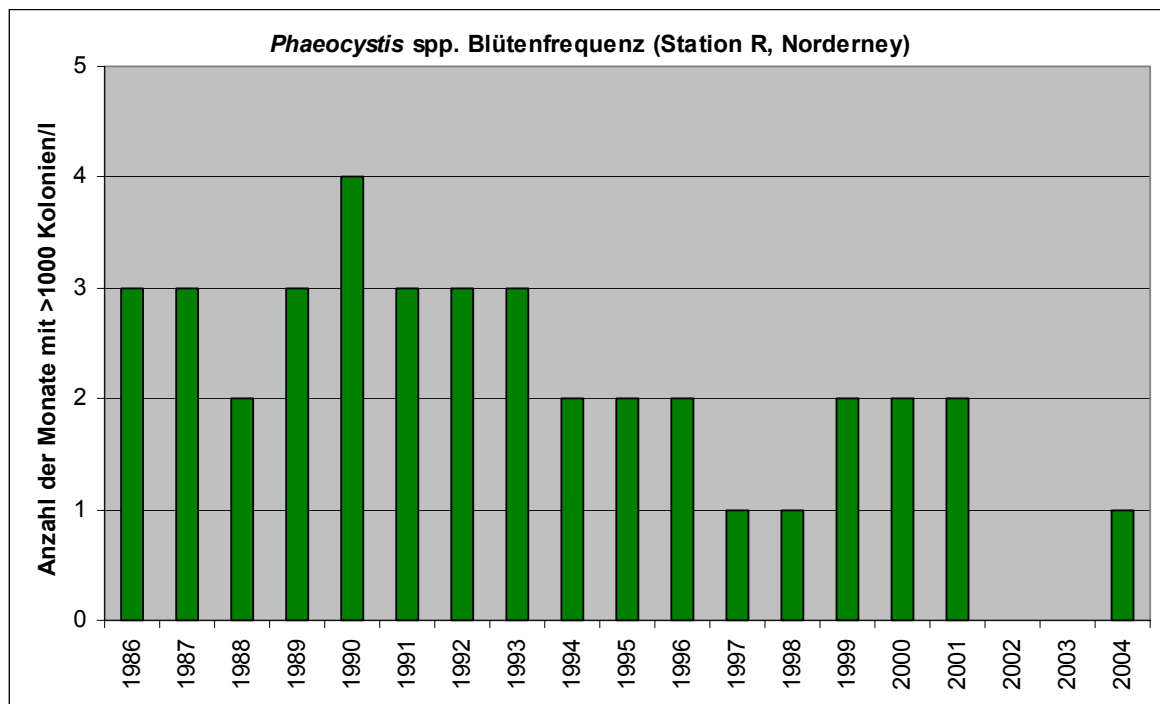


Abb. 4.2: Blütenfrequenz von *Phaeocystis* spp. an Station R bei Norderney (Daten des NLWKN)

Tab. 4.6: Referenzwerte und Klassengrenzen für die Anzahl *Phaeocystis*-Blüten für die Küstengewässer der Flussgebietseinheiten (FGE) Elbe, Weser und Ems (Anzahl der Monate mit >1000 Kolonien/l) in % der Monate eines 6-Jahreszeitraums

Anzahl der Monate mit >1000 Kolonien/l <i>Phaeocystis</i> spp. Januar-Dezember-Werte, in %	NEA1	NEA26	NEA3	NEA4
Referenz	1 Blüte	1 Blüte	1 Blüte	1 Blüte
sehr gut	≤10	≤10	≤10	≤10
gut	>10-15	>10-15	>10-15	>10-15
mäßig	>15-20	>15-20	>15-20	>15-20
unbefriedigend	>20-30	>20-30	>20-30	>20-30
schlecht	>30	>30	>30	>30

Die Klassengrenzen der ökologischen Zustandsklassen wurden aus dem Referenzwert von einer *Phaeocystis* spp.-Blüte pro Jahr abgeleitet und in % festgelegt. Dies bedeutet, dass z. B. in einem Jahr, in dem in 3 Monaten die Dichten von *Phaeocystis* spp. den Schwellenwert von 1000 Kolonien/l überschreiten, die Blütenfrequenz bei 25% liegt (3 von 12 untersuchten Monaten), was einem „unbefriedigenden Zustand“ entsprechen würde. Da als Bewertungszeitraum 6 Jahre vorgeschlagen werden, erfolgt die Umrechnung über den Mittelwert der Blütenfrequenzen (%) der einzelnen Jahre. Für diesen Mittelwert kann aus Tab. 4.6 der ökologische Zustand abgelesen werden. Datengrundlage sind monatliche Werte von Januar bis Dezember. Als „Blütenfrequenz“ wird in diesem Verfahren also die Anzahl der Monate bezeichnet, in denen Werte von über 1000 Kolonien/l gemessen wurden. Da mit vertretbarem Monitoringaufwand nicht zu ermitteln ist, ob in zwei aufeinanderfolgenden Monaten mehrere Blüten oder eine länger andauernde erfasst wurden, wird damit strenggenommen auch der Parameter „Blütendauer“ zu einem gewissen Anteil mitbewertet.

Der „gute Zustand“ weicht nur geringfügig vom Referenzwert ab. Da sich die eine Blüte der Referenz über eine Monatsgrenze hinaus erstrecken kann und damit zwei Monate mit Blütenpräsenz gezählt würden, werden ein bis zwei Blütenmonate noch als „gut“ angesehen. Da in einem 6 Jahreszeitraum nicht davon ausgegangen werden kann, dass die Blüte jedes Jahr über eine Monatsgrenze hinausgeht, wurde die Grenze zwischen dem guten und mäßigen Zustand bei 1,8 Blütenmonaten im Jahr, d. h. 15% gesetzt. Der „sehr gute Zustand“ kann nur erreicht werden, wenn eine Blüte im Jahr sehr geringfügig überschritten wird. Ange-

setzt wurden hier 10%, d. h. durchschnittlich 1,2 Blütenmonate im Jahr. Die übrigen Klassengrenzen wurden dementsprechend festgelegt und sind aus Tab. 4.6 ersichtlich.

In den Küstengewässern der Flussgebietseinheiten der Weser und Elbe kommen *Phaeocystis* spp.-Blüten sehr selten vor. RAHMEL et al. (1995) beschreiben für das niedersächsische Wattenmeer einen von der Ems ausgehend abnehmenden Trend der Abundanz von *Phaeocystis globosa* in östlicher Richtung. Weiterhin legen sie dar, dass die großen Nährstoffquellen Weser und Elbe in ihren Mündungsbereichen keine Verstärkung solcher Blüten hervorriefen (RAHMEL et al. 1995, pers. Mitt. Dr. M. Hanslik, NLWKN). Die Gründe hierfür sind nicht bekannt. Seit 1998 wurde an der Dauerstation in Wilhelmshaven (FGE Weser, Euhalines Wattenmeer) lediglich 2004 eine einzige Blüte von *Phaeocystis* spp. festgestellt (unveröff. Daten NLWKN). Aus diesen Gründen wird *Phaeocystis* spp. in diesen Bereichen als nicht relevant für die Bewertung angesehen. Das Kriterium „*Phaeocystis* spp.-Blütenfrequenz“ findet daher in den FGE Weser und Elbe keine Anwendung.

4.2.1.6 Potenzielle Zeigerarten

Neben *Phaeocystis* spp. können insgesamt etwa 30 Phytoplanktonarten in der Nordsee Blüten bilden (REID et al. 1990), einige dieser Arten sollen mit in ein Bewertungssystem einbezogen werden.

Der Vorschlag der Interkalibrationsgruppe NEA sieht vor, wie bei *Phaeocystis* spp. die Blütenfrequenz einzelner Taxa zu bewerten. In diesem Fall werden Überschreitungen eines Grenzwertes von 500.000 Zellen/l einzelner Taxa des Mikrophytoplanktons (20 -200 µm) betrachtet. Datengrundlage sind auch hier die monatlichen Werte von Januar bis Dezember. Sobald in ei-

nem Monat ein Taxon mit mehr als 500.000 Zellen/l auftritt, wird dies von der Interkalibrationsgruppe als Blüte gewertet. Abhängig von der Variabilität der verschiedenen Arten können jedoch auch durchaus niedrigere Zellzahlen bereits als Blüte gewertet werden, was bei der weiteren Entwicklung dieses Bewertungskriteriums beachtet werden sollte. Es ist geplant, die Bewertung entsprechend der Bewertung der Blütenfrequenz von *Phaeocystis* spp. durchzuführen. Der Vorschlag steht noch zur Diskussion. Dieses Bewertungskriterium wird zunächst für die deutschen Küstengewässer nicht verwendet. Es ist abzuwarten, ob und wie dieses Kriterium im weiteren Interkalibrationsprozess abgestimmt wird.

Im vorliegenden Bewertungsansatz ist dagegen die Bewertung des Biovolumens ausgewählter Taxa vorgesehen. AQUAECOLOGY (2006) stellt bei der statistischen Analyse der Daten (Frühjahrsaspekt der Monate März bis Mai) für die einzelnen Gewässertypen verschiedene potenzielle Zeigerarten heraus. Teilweise wurden für ein Gewässer zahlreiche Zeigerarten ermittelt, so dass eine Beschränkung auf wenige Arten erfolgen musste. Dazu wurden z. B. Süßwasserarten, die häufig in Küstennähe eingeschwemmt werden, ausgesondert. Weiterhin erfolgte bei den Taxa, die signifikant mit dem Degradationsfaktor korrelierten und keinen signifikanten Zusammenhang mit der Wassertemperatur und der Salinität aufwiesen, eine weitere Auslese. Aus diesen wurden diejenigen Taxa ausgewählt, die in der Deutschen Bucht häufig

vorkommen und für die Klassengrenzen festgelegt werden konnten. Insgesamt ergaben sich 21 potenzielle Zeigerarten für die deutschen Küstengewässer, wobei einige Arten in mehreren Gewässertypen vorkamen. Die Eignung dieser potenziellen Zeigerarten für die Bewertung muss anhand von weiteren Daten überprüft werden.

Aufgrund der vorstehend genannten Kriterien wären *Phaeocystis globosa*, *Noctiluca scintillans* und *Pseudo-nitzscha seriata*, welche zu den „Harmful Algal Blooms“ (HABs) gezählt werden, ebenfalls als Zeigerarten in Betracht gekommen. Da für diese Arten jedoch aufgrund ihrer hohen Variabilität keine Klassengrenzen festgelegt werden konnten, wurden sie bisher hinsichtlich ihres Biovolumens nicht mit in das Bewertungssystem aufgenommen. Blüten von HABs sind genau wie andere Algenblüten auch früher aufgetreten, die Anzahl der Blüten hat jedoch in den letzten 30 Jahren stark zugenommen (CLOERN 2001; SMAYDA 1990, HALLEGRAEFF 1993, ANDERSON 1995, alle in AQUAECOLOGY 2006). AQUAECOLOGY (2006) vermutet, dass die anscheinende Zunahme der HAB-Arten auch mit einer verstärkten Überwachung der Gewässer hinsichtlich toxischer Algen in heutiger Zeit zusammenhängen könnte und empfiehlt, HABs zur Bewertung des ökologischen Gewässerzustandes nicht überzubewerten, aber aufmerksam zu beobachten. Zunächst wurden für die Gewässertypen N1, N2, N3 und N4 der deutschen Nordseeküste die folgenden Zeigerarten ausgewählt (siehe Tab. 4.7 bis Tab. 4.10).

Tab. 4.7: Klassengrenzen für das Biovolumen (mm³/l) verschiedener Zeigerarten im Gewässertyp NEA1 (März-Mai)

Zeigerarten - NEA1 März-Mai-Werte, mm ³ /l	sehr gut	gut	mäßig	unbefriedigend	schlecht
<i>Rhizosolenia setigera</i>	nicht geeignet	<0,03	>0,03-0,09	>0,09-0,14	>0,14

Tab. 4.8: Klassengrenzen für das Biovolumen (mm³/l) verschiedener Zeigerarten im Gewässertyp NEA26 (März-Mai)

Zeigerarten – NEA26 März-Mai-Werte, mm ³ /l	sehr gut	gut	mäßig	unbefriedigend	schlecht
<i>Cerataulina pelagica</i>	nicht geeignet	<0,15	>0,15-0,4	>0,4-0,7	>0,7
<i>Odontella aurita</i>	nicht geeignet	<0,6	>0,6-0,9	>0,9-1,3	>1,3

Tab. 4.9: Klassengrenzen für das Biovolumen verschiedener Zeigerarten im Gewässertyp NEA3 (März-Mai)

Zeigerarten – NEA3 März-Mai-Werte, mm ³ /l	sehr gut	gut	mäßig	unbefriedigend	schlecht
<i>Eucampia zodiacus</i>	nicht geeignet	<0,012	>0,012-0,027	>0,027-0,042	>0,042
<i>Odontella aurita</i>	nicht geeignet	<0,16	>0,16-0,26	>0,26-0,36	>0,36
<i>Ditylum brightwellii</i>	nicht geeignet	<0,4	>0,4-2	>2-4	>4
<i>Odontella sinensis</i>	nicht geeignet	<3	>3-7	>7-11	>11
<i>Thalassiosira minima</i>	nicht geeignet	<0,003	>0,003-0,03	>0,03-0,05	>0,05
<i>Thalassiosira rotula</i>	nicht geeignet	<0,09	>0,09-0,12	>0,12-0,2	>0,2

Tab. 4.10: Klassengrenzen für das Biovolumen (mm³/l) verschiedener Zeigerarten im Gewässertyp NEA4 (März-Mai)

Zeigerarten – NEA4 März-Mai-Werte, mm ³ /l	sehr gut	gut	mäßig	unbefriedigend	schlecht
<i>Eucampia zodiacus</i>	nicht geeignet	<0,013	>0,013-0,022	>0,022-0,03	>0,03
<i>Guinardia delicatula</i>	nicht geeignet	<0,5	>0,5-0,8	>0,8-1,5	>1,5
<i>Guinardia flaccida</i>	nicht geeignet	<0,014	>0,014-0,019	>0,019-0,025	>0,025
<i>Leptocylindrus minimus</i>	nicht geeignet	<0,003	>0,003-0,005	>0,005-0,008	>0,008

Der von der WRRL geforderte Aspekt „Zusammensetzung der phytoplanktonischen Taxa“ fließt u. a. durch dieses Kriterium in das hier vorgeschlagene Bewertungssystem ein. Im Rahmen der Entwicklung eines umfassenden Bewertungssystems für die Qualitätskomponente Phytoplankton wurde auch angestrebt, die Abweichung der aktuellen Artenliste von einer historischen Referenzartenliste sowie den Veränderungen in den semiquantitativen Häufigkeiten einer Bewertung zuzuführen. Dabei ergab sich jedoch die Schwierigkeit, dass für den Bereich der Deutschen Bucht (GRØNTVENDT 1949, 1952, BRAARUD 1953, alle in HEIBER et al. 2004) sowie für die Küsten- und Übergangsgewässer (BEHRE 1961, HUSTEDT 1939, 1956, 1959, BURSCHE et al. 1958, SCHULZ 1961, alle in HEIBER et al. 2004) die ersten detaillierten Artenlisten erst seit Mitte der 50er Jahre vorliegen. Im Bereich der Unterweser fanden in den Jahren 1967/68, 1980-83 und 1986-89 erste umfangreiche Planktonuntersuchungen statt (HANSLIK unveröff. in HEIBER et al. 2004). Demnach liegen nicht genügend aussagekräftige Artenlisten unter pristinen Bedingungen vor, die zur Erstellung eines 5-stufigen Bewertungssystems ausreichend wären (AQUAEcology 2006). Auch bei der Bewertung der semiquantitativen Häufig-

keiten, welche eine Einteilung der historischen Abundanzangaben in verschiedene Häufigkeitsklassen verlangte, wurde festgestellt, dass die Datenlage nicht aussagekräftig ist. So werden z. B. seltene bzw. unauffällige Arten in historischen Aufzeichnungen nicht erfasst; der Kenntnisstand der Taxonomen und der Wechsel der Bearbeiter spiegeln sich deutlich in den Daten wider (AQUAEcology 2006).

Weiterhin war vorgesehen, in einem umfassenden Bewertungssystem für Phytoplankton als ein weiteres Kriterium auch das Verhältnis verschiedener Phytoplanktongruppen zueinander zu berücksichtigen. Auch dieses Kriterium konnte aus den vorstehend genannten Gründen sowie aufgrund der Ergebnisse der statistischen Auswertung bisher nicht berücksichtigt werden. Die Datenlage muss durch entsprechende Praxistests und weitere Datenrecherche verbessert werden, bevor die Kriterien „Artenzusammensetzung“ und das „Verhältnis verschiedener Planktongruppen zueinander“ in das Bewertungssystem integriert werden können.

4.2.2 Zusammenführung der Bewertung der Einzelparameter zu einer Gesamtbewertung

In dem hier vorliegenden Bewertungsansatz werden derzeit sechs, bzw. in den Wasserkörpern, in denen *Phaeocystis* spp. zu berücksichtigen ist, sieben Einzelkriterien für die Bewertung des Phytoplanktons in den Küstengewässern vorgesehen. Dabei gehen die Ergebnisse der Einzelbewertung unterschiedlich gewichtet in die Gesamtbewertung ein.

Zunächst werden jedoch die einzelnen Bewertungskriterien separat bewertet. Dazu werden aus den vorliegenden Daten die Ecological Qua-

lity Ratios (EQRs) durch lineare Interpolation innerhalb der Klassen berechnet (siehe Formel). Jede Zustandsklasse hat einen oberen und eine untere Klassengrenze, die „Obergrenze“ und die „Untergrenze“, wobei die Obergrenze nicht der höhere Messwert, sondern die Klassengrenze zur nächsten besseren Zustandsklasse ist. Liegen die Werte in der Klasse „schlecht“, wird für die Berechnung als Untergrenze des Klassenwertes der Wert der Obergrenze verdoppelt. Alle Werte, die darüber hinausgehen, erhalten den EQR 0,00. Liegt der Wert dagegen in der Zustandsklasse „sehr gut“, so entspricht die Obergrenze dem Wert 0, so dass auch hier interpoliert werden kann (siehe Tab. 4.11).

$$EQR_{\text{Messwert}} = \text{Obergrenze}_{\text{EQR-Klasse}} - \frac{(\text{Messwert} - \text{Obergrenze}_{\text{Klassenwert}})}{(\text{Untergrenze}_{\text{Klassenwert}} - \text{Obergrenze}_{\text{Klassenwert}})} * 0,2$$

Für einen gemessenen durchschnittlichen Chlorophyll a Wert (90er Perzentil) von 12 µg/l würde dies z. B. bedeuten (Werte siehe Tab. 4.11):

$$EQR_{\text{Messwert}} = 0,6 - \frac{(12 - 7,5)}{(15 - 7,5)} * 0,2 = 0,48$$

Tab. 4.11: Zuordnung der EQRs zu den fünf ökologischen Zustandsklassen, Beispiel Chlorophyll a.

	EQR	Klassenwert	z. B. Chlorophyll a
sehr gut	1,0-0,8	Untergrenze	≤5
gut	<0,8-0,6	Obergrenze - Untergrenze	>5-7,5
mäßig	<0,6-0,4	Obergrenze - Untergrenze	>7,5-15
unbefriedigend	<0,4-0,2	Obergrenze - Untergrenze	>15-25
schlecht	<0,2-0,0	Obergrenze	>25

Die Einzelergebnisse, d. h. die EQRs, die für die der einzelnen Bewertungskriterien ermittelt wurden, gehen abschließend in eine Gesamtbewertung ein, wobei die Einzelkriterien z. T. unterschiedlich stark gewichtet werden, wie aus der folgenden Aufstellung ersichtlich ist:

- 3-fach Nährstoffkonzentrationen (Bewertung wie in Kapitel 2)
- 3-fach Mittlerer Chlorophyll a –Gehalt
- 3-fach Chlorophyll a-Jahresmaximum
- 3-fach Gesamtbiovolumen
- 3-fach Biovolumen Biddulphiales
- 3-fach Blütenfrequenz von *Phaeocystis* spp. (in den relevanten Wasserkörpern)
- 0,5-fach Potenzielle Zeigerarten (Degradationszeiger)

Durch die hohe Anzahl von Einzelkriterien wird keines der einzelnen Kriterien zu stark bewertet. Allerdings wird der Aspekt Biomasse insgesamt so zunächst relativ stark, der Aspekt Zusammensetzung und Abundanz relativ schwach in die Bewertung einbezogen. Da die als Degradationszeiger identifizierten Taxa hohe Varianzen aufweisen, wurde die Gewichtung in diesem Fall herabgesetzt (AQUAECOLOGY 2006). Die übrigen Bewertungskriterien werden als zuverlässig angesehen und aus diesem Grund relativ hoch gewichtet in das Bewertungssystem einbezogen.

4.3 Validierung des Bewertungsansatzes anhand vorliegender Daten

Vom NLWKN (ehemals NLÖ) wurden erstmals 1982 bei Norderney (FGE Ems) Wasseruntersuchungen durchgeführt. Seit 1985 dienen die Untersuchungen der ganzjährigen Überwachung des Phytoplanktons und der Nährstoffverhältnisse. Dazu werden mindestens zweiwöchentlich, überwiegend wöchentlich, bei Hochwasser Wasserproben genommen, in denen anschließend das Schöpfplankton sowie die physikalisch-chemischen Begleitparameter Seston, Chlorophyll a, Temperatur, Salzgehalt, pH, Ammonium, Nitrit, Nitrat, Ortho-Phosphat, Silikat und seit 1990 auch gelöster Gesamt-Phosphor-Gehalt bestimmt werden. Seit 2000 liegen entsprechende Daten von einer Station bei Wilhelmshaven (FGE Weser) vor.

1987 wurde zur Überwachung der Küstengewässer auf Algentoxine, die zur Vergiftung von Muscheln führen können, zusätzlich das „In-

formationssystem für Planktonblüten und toxische Algen“ eingeführt. Dazu werden im Sommerhalbjahr wiederholt Schnitffahrten entlang der Küste von der Ems bis zur Elbe durchgeführt, bei denen maximal 10 Stationen (siehe Abb. 4.3), bei auflaufendem Wasser zwischen mittlerer Tide und Hochwasser beprobt und die Proben auf ausgewählte Parameter analog zu den Proben von Norderney analysiert werden.

Für die im Folgenden durchgeführte Überprüfung und Validierung des Bewertungsansatzes für das Phytoplankton stehen somit für alle Küstengewässertypen Daten zur Verfügung, allerdings in ausreichendem Umfang nur aus den FGE Ems (hierfür liegen die umfangreichsten Datensätze vor) und Weser. Für die Küstengewässer der FGE Elbe ist die Datendichte für eine Validierung des Bewertungsansatzes nicht ausreichend (siehe Tab. 4.12 bis Tab. 4.15).

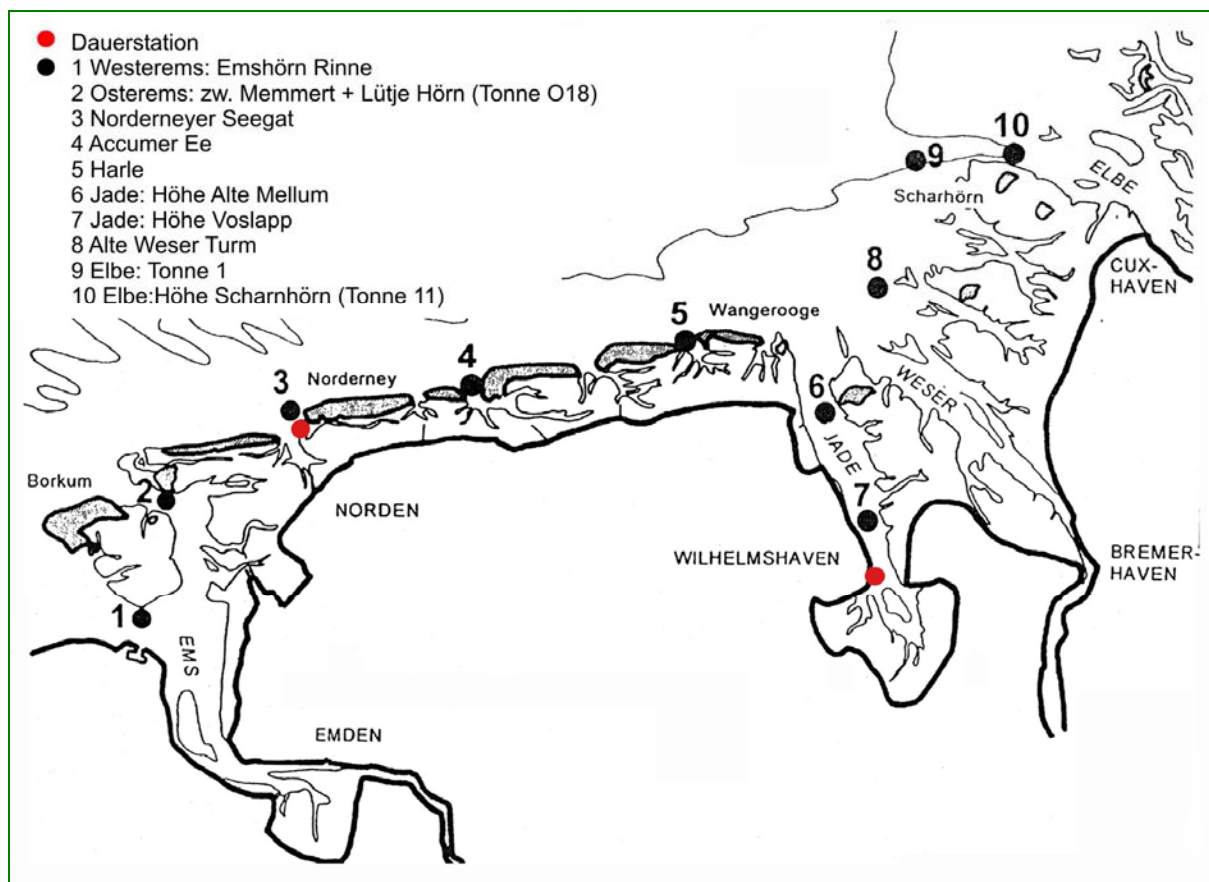


Abb. 4.3: Standorte der Stationen 1-10 des Informationssystems für Planktonblüten und toxische Algen sowie der beiden Dauerstationen Wilhelmshaven und Norderney, welche ganzjährig beprobt werden.

4.3.1 Mittlerer Chlorophyll a –Gehalt

An der oben beschriebenen Datenlage ist zu erkennen, dass sowohl die Chlorophyll a-Daten der Station bei Norderney als auch die der Station bei Wilhelmshaven gut zur Bewertung des mittleren Chlorophyll a-Gehaltes des jeweiligen Wasserkörpers geeignet sind. Dagegen sind die Werte der Stationen 1-10 des Informationssystems für Planktonblüten und toxische Algen nur eingeschränkt nutzbar, da die Probennahmezeit nicht über die gesamte Vegetationszeit verteilt ist. Lediglich die Jahre 1990 – 1996 an den Stationen 1-7 beinhalten eine vollständige 14-tägige Beprobung der Vegetationsperiode. In den Jahren, in denen nicht die gesamte Vegetationsperiode beprobt wurde, wird die Frühjahrsblüte nicht mit berücksichtigt, was möglicherweise zu günstigeren Ergebnissen führt. Diese Daten wurden ergänzend in die Bewertung der einzelnen Wasserkörper mit aufgenommen. Die Standorte der Stationen 1–10 sind Abb. 4.3 zu entnehmen.

Obwohl z. B. die Station bei Norderney noch im Gewässertyp NEA4 liegt, muss angenommen werden, dass die Daten überwiegend den Gewässertyp NEA 1 repräsentieren, da die Proben bei Hochwasser genommen werden. Allerdings werden in Deutschland für Chlorophyll a Referenzwerte und Klassengrenzen in allen Gewässertypen gleichgesetzt. Aus Gründen der Vereinfachung werden hier die Daten der Stationen dem Gewässertyp/Wasserkörper zugeordnet, in dem die jeweilige Station tatsächlich liegt, ohne den Zeitpunkt der Probenahme innerhalb der Tidephase zu berücksichtigen.

Die Bewertung des Gewässertyps NEA1 basiert demnach auf Daten der Stationen 3, 4 und 5, die alle im Bereich der Flussgebietseinheit Ems liegen. Für die Bewertung des Gewässertyps NEA26 der Weser wurden die Daten der Stationen 6, 7 und Wilhelmshaven herangezogen. Die Stationen 8, 9 und 10 liegen im Gewässertyp NEA3 der Weser, da die Daten jedoch nicht in der benötigten Frequenz vorliegen, konnte dieser Wasserkörper nicht bewertet werden. Die beste Datengrundlage war im Gewässertyp NEA4 der Ems mit den Daten der Station bei Norderney und der Station 2 gegeben.

Die vorstehenden Ausführungen betreffend die Eignung und Verwendung der Daten der einzelnen Stationen für die Bewertung unter dem Kriterium „Mittlerer Chlorophyll a-Gehalt“, gelten ähnlich aber auch für die Verwendbarkeit der Daten für die im Folgenden behandelten Kriterien zur Bewertung des Phytoplanktons.

Tab. 4.12: Bewertung von vier Wasserkörpern der Typen NEA 1, 26, 3 und 4 in Niedersachsen anhand des Bewertungskriteriums „Mittlerer Chlorophyll a-Gehalt“ aus Tab. 4.3 (µg/l).

Wasserkörper	NEA1 - Ems (Ost)	NEA26 - Weser	NEA3 - Ems	NEA4 - Ems
1985 - 1990				28,07
1986 - 1991				31,92
1987 - 1992				29,91
1988 - 1993	23,94	19,52	19,31	26,11
1989 - 1994	27,07	21,20	19,92	32,35
1990 - 1995	28,94	21,15	20,35	33,68
1991 - 1996	31,20	20,10	18,80	36,10
1992 - 1997	25,78	19,09	19,14	32,54
1993 - 1998	26,36	19,56		32,27
1994 - 1999	26,39	19,57		36,35
1995 - 2000	24,12	18,61		28,36
1996 - 2001	24,44	18,46		31,28
1997 - 2002	21,74	16,28		29,78
1998 - 2003		17,55		29,09
1999 - 2004		21,01		29,61

Tab. 4.13: Bewertung von vier Wasserkörpern der Typen NEA1, 26, 3 und 4 in Niedersachsen anhand des Bewertungskriteriums „Chlorophyll a-Jahresmaxima“ aus Tab. 4.3 (µg/l)

Wasserkörper	NEA1 – Ems (Ost)	NEA26 - Weser	NEA3 - Ems	NEA4 - Ems
1985 - 1990				59,84
1986 - 1991				62,80
1987 - 1992				59,12
1988 - 1993	37,34	23,49	22,98	48,08
1989 - 1994	46,52	27,65	26,83	63,20
1990 - 1995	52,54	28,50	26,49	60,58
1991 - 1996	57,44	30,97	20,56	66,42
1992 - 1997	50,78	27,97	18,92	68,06
1993 - 1998	46,88	29,17		68,58
1994 - 1999	41,55	23,94		72,42
1995 - 2000	30,55	20,43		57,99
1996 - 2001	25,64	22,12		59,11
1997 - 2002	19,77	18,56		57,46
1998 - 2003		21,56		63,38
1999 - 2004		33,14		47,10

4.3.2 Chlorophyll a-Jahresmaxima

Die Datengrundlage für die Berechnung der Chlorophyll a-Jahresmaxima ist dieselbe wie für das Bewertungskriterium „Mittlere Chlorophyll a-Gehalte“. Die Ergebnisse der Bewertung anhand der Chlorophyll a-Jahresmaxima stimmen im Wasserkörper NEA4 der Ems mit jenen auf der Basis der mittleren Chlorophyll a-Gehalte ermittelten überein. In den Wasserkörpern NEA1 - Ems, NEA26 - Weser und NEA3 - Ems ergeben sich jedoch geringfügige Unterschiede in der Einstufung, wobei besonders auffällt, dass dort in den letzten 6-Jahreszeiträumen anstatt des unbefriedigenden häufiger der mäßige Zustand erreicht wird.

4.3.3 Gesamtbiovolumen

Für die beispielhafte Bewertung der niedersächsischen Küstengewässer für das Kriterium „Gesamtbiovolumen“ wurden die vorliegenden Daten des NLWKN verwendet. Aus diesen Daten hat die Firma AquaEcology im Auftrag des NLWKN Biovolumina berechnet bzw. erarbeitet. Daten lagen vor für die Dauerstationen bei Norderney und Wilhelmshaven sowie die Stationen 1 bis 10 entlang der niedersächsischen Küste.

Da allerdings die Stationen 8 bis 10 keine ausreichende Probenahmefrequenz aufweisen, werden diese Daten nicht für die Bewertung herangezogen. Somit ist es nicht möglich, alle Wasserkörper zu bewerten. Geeignete Daten liegen lediglich für die Wasserkörper NEA1, NEA3 und NEA4 der Ems sowie für den Bereich des Jadebusens (NEA26 der Weser) vor.

Die Ergebnisse der Bewertung, soweit sie für das Bewertungskriterium „Gesamtvolumina“ möglich war, weisen für die Wasserkörper einen unbefriedigenden bis schlechten Zustand aus. Leider liegen nicht so viele Daten vor, dass man über einen längeren Zeitraum die Entwicklung zwischen den einzelnen Wasserkörpern vergleichen kann. Insgesamt ist das Ergebnis jedoch als plausibel anzusehen.

Tab. 4.14: Bewertung von vier Wasserkörpern der Typen NEA1, 26, 3 und 4 in Niedersachsen anhand des Bewertungskriteriums „Gesamtbiovolumen“ aus Tab. 4.4 (mm³/l).

Wasserkörper	NEA1 - Ems (Ost)	NEA26 - Weser	NEA3 - Ems	NEA4 - Ems
1989 - 1994	47,1	78,7		34,7
1990 - 1995	47,2	77,2	46,4	33,1
1991 - 1996		92,0		47,2
1992 - 1997		100,7		47,0
1993 - 1998		109,4		46,2
1994 - 1999		119,2		42,5
1995 - 2000		38,6		34,0
1996 - 2001		33,2		29,5
1997 - 2002		15,9		24,3
1998 - 2003		11,2		19,1
1999 - 2004		12,5		15,8

4.3.4 Biovolumen Biddulphiales

Ebenso wie für die Bewertung anhand des Gesamtbiovolumens wurde die Bewertung der Wasserkörper anhand der Biovolumina der Biddulphiales durchgeführt. Die Datengrundlage war identisch, und somit liegen für dieselben 6-Jahres-Zeiträume Ergebnisse vor.

Die Bewertung der Wasserkörper NEA1, NEA3 und NEA4 der Ems sowie NEA26 der Weser fiel in den meisten 6-Jahres-Zeiträumen besser aus als die Bewertung anhand der Gesamtbiovolumina.

Möglicherweise müssen hier die Klassengrenzen der einzelnen Zustandsklassen weiter angepasst werden. Da jedoch die Datengrundlage eher etwas mager ist, sollte die Plausibilität der bestehenden Klassengrenzen zunächst durch ausführliche Praxistests weiter überprüft werden. Ein Vergleich sollte bezüglich der beiden Bewertungskriterien auch mit Daten aus Schleswig-Holstein durchgeführt werden, da das Bewertungssystem von AQUAECOLOGY (2006) gleichermaßen für Niedersachsen wie auch für Schleswig-Holstein entwickelt worden ist.

Tab. 4.15: Bewertung von vier Wasserkörpern der Typen NEA1, 26, 3 und 4 in Niedersachsen anhand des Bewertungskriteriums „Biovolumen Biddulphiales“ (mm³/l) aus Tab. 4.5

Wasserkörper	NEA1 - Ems (Ost)	NEA26 - Weser	NEA3 - Ems	NEA4 - Ems
1989 - 1994	7,80	63,61		6,22
1990 - 1995	8,48	62,50	14,48	6,55
1991 - 1996		79,84		25,88
1992 - 1997		86,58		24,66
1993 - 1998		96,05		21,61
1994 - 1999		108,46		20,09
1995 - 2000		25,86		16,68
1996 - 2001		22,13		14,38
1997 - 2002		3,42		5,70
1998 - 2003		3,43		4,09
1999 - 2004		3,55		2,92

Tab. 4.16: Bewertung der Wasserkörper der Flussgebietseinheit Ems anhand des Bewertungskriteriums „Blütenfrequenz von *Phaeocystis* spp.“ (%) aus Tab. 4.6

Wasserkörper	NEA1- Ems	NEA26 - Ems	NEA3 - Ems	NEA4 - Ems
1985 - 1990	keine ausreichende Datenlage	keine ausreichende Datenlage	keine ausreichende Datenlage	20,83
1986 - 1991				25,00
1987 - 1992				25,00
1988 - 1993				25,00
1989 - 1994				25,00
1990 - 1995				23,61
1991 - 1996				22,22
1992 - 1997				19,44
1993 - 1998				16,67
1994 - 1999				15,28
1995 - 2000				15,28
1996 - 2001				15,28
1997 - 2002				11,11
1998 - 2003				9,72
1999 - 2004				11,11

4.3.5 Blütenfrequenz von *Phaeocystis* spp.

Da für die Bewertung der Blütenfrequenz von *Phaeocystis* spp. Daten von Januar bis Dezember herangezogen werden müssen, können für dieses Bewertungskriterium lediglich die Daten der Stationen bei Norderney und Wilhelmshaven verwendet werden. An den übrigen Stationen werden keine ganzjährigen Beprobungen durchgeführt. Wie bereits beschrieben, ist die Bewertung anhand von *Phaeocystis* spp. im Bereich der Küstengewässer der Flussgebietseinheiten Weser und Elbe nicht relevant. Aus diesem Grund beschränkt sich die Bewertung auf das polyhaline Wattenmeer der Ems (NEA4).

4.3.6 Potenzielle Zeigerarten

Auf der Grundlage der vom NLWKN erhobenen Daten wurden von AquaEcology im Auftrag des NLWKN für einzelne Stationen die Biovolumina für ausgewählte Zeiger-Arten berechnet bzw. erarbeitet und liegen in einer Datenbank vor. Für die im Folgenden dargestellten Ergebnisse wurden die Daten verwendet, die auch Grundlage für die vorstehend angeführten Ergebnisse waren, d. h. es wurden Daten von der Norderneyer Station, der Wilhelmshavener Station und - sofern verwendbar - die Daten der 10 Küstenstationen (siehe Abb. 4.3) genutzt.

AquaEcology hat einen weitaus größeren Datensatz vorliegen, so dass es möglich und sinn-

voll wäre, auch für andere Stationen im deutschen Nordseeküstenbereich entsprechende Berechnungen durchzuführen und darüber den Bewertungsansatz zu testen. Dazu müssen jedoch zunächst die Nutzungsrechte für diese Daten erworben werden. Darüber hinaus gibt es möglicherweise noch weitere Daten, die bisher noch nicht digital erfasst wurden und die ebenfalls in die Bewertung einbezogen werden könnten. Wie aus Tab. 4.17 bis Tab. 4.20 ersichtlich, ist die Datenlage für die Bewertung anhand der potenziellen Zeigerarten in den niedersächsischen Küstengewässern sehr mager. Die bestehenden Probenahmestationen decken den Bereich der Küstengewässer nicht ausreichend ab, so dass nicht alle Wasserkörper bewertet werden können. Schließlich ist auch die Probenahmefrequenz bisher nicht für den vorliegenden Bewertungsansatz geeignet. Nur sehr wenige 6-Jahres-Zeiträume können anhand der potenziellen Zeigerarten bewertet werden. Weiterhin ist die Erfassung der einzelnen Arten von den taxonomischen Fähigkeiten der Bearbeiter abhängig. Die Datenreihen weisen große Lücken bezüglich einiger Arten wie z. B. *Thalassiosira minima* auf, wobei nicht klar ist, ob diese Arten nicht erfasst wurden oder tatsächlich mit 0 Individuen vorkamen. Bei der Berechnung der vorliegenden Ergebnisse wurden die 6-Jahres-Zeiträume herangezogen, für die eine einigermaßen vollständige Datenreihe vorlag.

Tab. 4.17: Bewertung des euhalinen offenen Küstengewässers der Ems anhand des Bewertungskriteriums Potenzielle Zeigerarten (mm³/l)

NEA1 - Ems	<i>Rhizosolenia setigera</i>	Gesamt-EQR
1989 - 1994	0,24	0,06
1990 - 1995	0,22	0,08

Tab. 4.18: Bewertung des euhalinen Wattenmeeres der Weser anhand des Bewertungskriteriums Potenzielle Zeigerarten (mm³/l) aus Tab. 4.8

NEA26 - Weser	<i>Cerataulina pelagica</i>	<i>Odontella aurita</i>	Gesamt-EQR
1990 - 1995	0,27		0,50
1994 - 1999		0,46	0,65
1995 - 2000		0,39	0,67
1996 - 2001		0,31	0,70
1997 - 2002		0,24	0,72
1998 - 2003		0,12	0,76
1999 - 2004		0,11	0,76

Tab. 4.19: Bewertung des polyhalinen offenen Küstengewässers der Ems anhand des Bewertungskriteriums Potenzielle Zeigerarten aus Tab. 4.9 (mm³/l)

NEA3 - Ems	<i>Eucampia zodiacus</i>	<i>Odontella aurita</i>	<i>Ditylum brightwellii</i>	<i>Odontella sinensis</i>	<i>Thalassiosira minima</i>	<i>Thalassiosira rotula</i>	Gesamt-EQR
1990 - 1995	0,04	0,27	1,34	2,75	k.D.	0,16	0,40

Tab. 4.20: Bewertung des polyhalinen Wattenmeeres der Ems anhand des Bewertungskriteriums Potenzielle Zeigerarten aus Tab. 4.10 (mm³/l)

NEA4 - Ems	<i>Eucampia zodiacus</i>	<i>Guinardia deli- tula</i>	<i>Guinardia flaccida</i>	<i>Leptocylindrus minimus</i>	Gesamt-EQR
1989 - 1994	0,05				0,06
1990 - 1995		1,23		0,006	0,31
1991 - 1996		0,87		0,006	0,36
1992 - 1997		0,82		0,005	0,39
1993 - 1998		0,62	0,03	0,004	0,41
1994 - 1999		0,54			0,57
1996 - 2001		0,13			0,75
1997 - 2002		0,13			0,75
1998 - 2003		0,08			0,77
1999 - 2004		0,08			0,77

Wie bereits beschrieben, gehen die potenziellen Zeigerarten im Gesamtbewertungsansatz mit einer verhältnismäßig geringen Wertung ein, so dass die hier erzielten Ergebnisse die Gesamtbewertung nicht signifikant verändern sollten. Es sind weitere Datenverdichtungen und Praxistests erforderlich, um dieses Bewertungskriterium weiter zu überprüfen bzw. abzusichern.

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

In diesem Kapitel werden die Einzelergebnisse der verschiedenen Bewertungskriterien zu einer Gesamtbewertung der Wasserkörper der Küstengewässer zusammengefasst. Dabei werden die einzelnen Wasserkörper – sofern möglich – separat betrachtet und vorgestellt. In den Tab. 4.21 bis Tab. 4.28 werden die berechneten EQRs für die sechs bzw. sieben Einzelkriterien dargestellt (einschließlich Nährstoffe) und der Gesamt-EQR nach der Wichtung in Kapitel 4.2.2 berechnet. Die vorliegende Datengrundlage ermöglichte es leider nicht, die Wasserkörper der Flussgebietseinheit Elbe mit einzubeziehen. In diesem Bereich müssen weitere Daten zusammengetragen und zusätzliche Werte aufgenommen werden, bevor eine beispielhafte Bewertung durchgeführt werden kann.

Die Bewertung des euhalinen offenen Küstengewässers der Ems (NEA1 – Ems (Ost)) anhand der Phytoplankton- und Nährstoffdaten weist große Lücken in der verwendeten Datengrundlage auf, so dass z. T. nur drei der sieben Be-

wertungskriterien in die Bewertung eingehen. Soweit dies aus den verwendeten Daten gefolgert werden kann, lässt sich eine leichte Verbesserung des Zustandes seit 1989 erkennen. Die frühen 90er Jahre, in denen die Überwachung der Küstengewässer aufgrund zahlreicher Hinweise auf eine starke Beeinträchtigung der Gewässerqualität verstärkt bzw. eingesetzt wurden, werden in diesem Wasserkörper schlechter bewertet, als die nachfolgenden Jahre. Die Ergebnisse scheinen durchaus plausibel. Die positive Abweichung der Bewertung für das Bewertungskriterium „Biovolumen Biddulphiales“ gegenüber den anderen Bewertungskriterien ist eventuell nicht repräsentativ. Wie bereits im Kapitel 4.3.4 beschrieben, müssen die Klassengrenzen des Bewertungskriteriums nach einem ausführlichen Praxistest möglicherweise überprüft werden.

Die Bewertung des euhalinen Wattenmeeres der Ems (NEA26) erfolgte ausschließlich anhand der vorliegenden Nährstoffdaten, da die Datengrundlage für die Phytoplankton-Parameter für eine Bewertung nicht ausreichend war. Im Hinblick auf die zukünftige Bewertung des Gebietes ist daher noch zu prüfen, wie das zukünftige Messprogramm gestaltet sein muss, um den Zustand des Gebiets mit hinreichender Zuverlässigkeit bewerten zu können. Die Nährstoffkonzentrationen deuten auf einen unbefriedigenden Zustand der Gewässerqualität hin, was als durchaus plausible Einschätzung angesehen wird.

Tab. 4.21: Bewertung des euhalinen offenen Küstengewässers der Ems (NEA1 - Ems (Ost)) anhand des Phytoplanktons und der Nährstoffkonzentrationen (EQRs) (k.D. = keine ausreichende vorliegende Datengrundlage)

NEA1 - Ems	Chl. a 90er P.	Chl. a Max.	Gesamt- biovol.	Biovol. Biddulph.	<i>Phaeocystis</i> - Blütenfrequ.	Pot. Zei- ger.	Nährstoff- konzentr.	Gesamt- EQR
1988 - 1993	0,22	0,23	k.D.	k.D.	k.D.	k.D.	0,21	0,22
1989 - 1994	0,18	0,17	0,13	0,45	k.D.	0,06	0,21	0,19
1990 - 1995	0,17	0,14	0,13	0,42	k.D.	0,08	0,23	0,18
1991 - 1996	0,15	0,11	k.D.	k.D.	k.D.	k.D.	0,27	0,18
1992 - 1997	0,19	0,15	k.D.	k.D.	k.D.	k.D.	0,28	0,21
1993 - 1998	0,19	0,17	k.D.	k.D.	k.D.	k.D.	0,28	0,21
1994 - 1999	0,19	0,19	k.D.	k.D.	k.D.	k.D.	0,27	0,22
1995 - 2000	0,22	0,32	k.D.	k.D.	k.D.	k.D.	0,30	0,28
1996 - 2001	0,21	0,38	k.D.	k.D.	k.D.	k.D.	0,32	0,30
1997 - 2002	0,27	0,47	k.D.	k.D.	k.D.	k.D.	0,27	0,34

Tab. 4.22: Bewertung des euhalinen Wattenmeeres der Ems (NEA26 - Ems) anhand des Phytoplanktons und der Nährstoffkonzentrationen (EQRs) (k.D. = keine ausreichende vorliegende Datengrundlage)

NEA26 - Ems	Chl. a 90er P.	Chl. a Max.	Gesamt- biovol.	Biovol. Biddulph.	<i>Phaeocystis</i> - Blütenfrequ.	Pot. Zei- ger.	Nährstoff- konzentr.	Gesamt- EQR
1985 - 1990	k.D.	k.D.	k.D.	k.D.	k.D.	k.D.	0,21	0,21
1986 - 1991	k.D.	k.D.	k.D.	k.D.	k.D.	k.D.	0,26	0,26
1987 - 1992	k.D.	k.D.	k.D.	k.D.	k.D.	k.D.	0,29	0,29
1988 - 1993	k.D.	k.D.	k.D.	k.D.	k.D.	k.D.	0,31	0,31
1989 - 1994	k.D.	k.D.	k.D.	k.D.	k.D.	k.D.	0,31	0,31
1990 - 1995	k.D.	k.D.	k.D.	k.D.	k.D.	k.D.	0,29	0,29
1991 - 1996	k.D.	k.D.	k.D.	k.D.	k.D.	k.D.	0,31	0,31
1992 - 1997	k.D.	k.D.	k.D.	k.D.	k.D.	k.D.	0,31	0,31
1993 - 1998	k.D.	k.D.	k.D.	k.D.	k.D.	k.D.	0,29	0,29
1994 - 1999	k.D.	k.D.	k.D.	k.D.	k.D.	k.D.	0,28	0,28
1995 - 2000	k.D.	k.D.	k.D.	k.D.	k.D.	k.D.	0,27	0,27
1996 - 2001	k.D.	k.D.	k.D.	k.D.	k.D.	k.D.	0,29	0,29
1997 - 2002	k.D.	k.D.	k.D.	k.D.	k.D.	k.D.	0,26	0,26
1998 - 2003	k.D.	k.D.	k.D.	k.D.	k.D.	k.D.	0,27	0,27

Tab. 4.23: Bewertung des polyhalinen offenen Küstengewässers der Ems (NEA3 - Ems) anhand des Phytoplanktons und der Nährstoffkonzentrationen (EQRs) (k.D. = keine ausreichende vorliegende Datengrundlage)

NEA3 - Ems	Chl. a 90er P.	Chl. a Max.	Gesamt- biovol.	Biovol. Biddulph.	<i>Phaeocystis</i> - Blütenfrequ.	Pot. Zei- ger.	Nährstoff- konzentr.	Gesamt- EQR
1985 - 1990	k.D.	k.D.	k.D.	k.D.	k.D.	k.D.	0,03	0,03
1986 - 1991	k.D.	k.D.	k.D.	k.D.	k.D.	k.D.	0,04	0,04
1987 - 1992	k.D.	k.D.	k.D.	k.D.	k.D.	k.D.	0,04	0,04
1988 - 1993	k.D.	k.D.	k.D.	k.D.	k.D.	k.D.	0,06	0,06
1989 - 1994	k.D.	k.D.	k.D.	k.D.	k.D.	k.D.	0,05	0,05
1990 - 1995	0,09	0,18	0,09	0,34	k.D.	k.D.	0,06	0,13
1991 - 1996	0,09	0,17	k.D.	k.D.	k.D.	k.D.	0,08	0,11
1992 - 1997	k.D.	k.D.	k.D.	k.D.	k.D.	k.D.	0,10	0,10
1993 - 1998	k.D.	k.D.	k.D.	k.D.	k.D.	k.D.	0,11	0,11
1994 - 1999	k.D.	k.D.	k.D.	k.D.	k.D.	k.D.	0,12	0,12
1995 - 2000	k.D.	k.D.	k.D.	k.D.	k.D.	k.D.	0,13	0,13
1996 - 2001	k.D.	k.D.	k.D.	k.D.	k.D.	k.D.	0,12	0,12
1997 - 2002	k.D.	k.D.	k.D.	k.D.	k.D.	k.D.	0,10	0,10
1998 - 2003	k.D.	k.D.	k.D.	k.D.	k.D.	k.D.	0,09	0,09

Wie auch im Wasserkörper des euhalinen Wattenmeeres basiert die Bewertung des polyhalinen offenen Küstengewässers (NEA3 - Ems) fast ausschließlich auf den Nährstoffkonzentrationen. Lediglich für zwei 6-Jahres-Zeiträume konnten zusätzlich Chlorophyll a-Werte und für

einen einzigen 6-Jahres-Zeitraum außerdem das Biovolumen herangezogen werden. Die Bewertung des Parameters „Biovolumen der Biddulphiales“ war auch in diesem Wasserkörper etwas besser als die Bewertung anhand des Parameters „Gesamtbiovolumen“ (siehe oben).

Tab. 4.24: Bewertung des polyhalinen Wattenmeeres der Ems (NEA4 - Ems) anhand des Phytoplanktons und der Nährstoffkonzentrationen (EQRs) (k.D. = keine ausreichende vorliegende Datengrundlage)

NEA4 - Ems	Chl. a 90er Perz.	Chl. a Max.	Gesamt- biovol.	Biovol. Biddulph.	<i>Phaeocystis</i> - Blütenfrequ.	Pot. Zei- ger.	Nährstoff- konzentr.	Gesamt- EQR
1985 - 1990	0,18	0,10	k.D.	k.D.	0,38	k.D.	0,08	0,15
1986 - 1991	0,14	0,09	k.D.	k.D.	0,30	k.D.	0,12	0,13
1987 - 1992	0,16	0,10	k.D.	k.D.	0,30	k.D.	0,14	0,14
1988 - 1993	0,19	0,16	k.D.	k.D.	0,30	k.D.	0,16	0,16
1989 - 1994	0,14	0,08	0,33	0,53	0,30	0,06	0,17	0,22
1990 - 1995	0,13	0,10	0,33	0,51	0,33	0,31	0,19	0,23
1991 - 1996	0,11	0,07	0,28	0,27	0,36	0,36	0,21	0,19
1992 - 1997	0,14	0,06	0,28	0,28	0,42	0,39	0,22	0,20
1993 - 1998	0,14	0,06	0,29	0,30	0,53	0,41	0,23	0,23
1994 - 1999	0,11	0,04	0,30	0,32	0,59	0,57	0,24	0,24
1995 - 2000	0,17	0,11	0,33	0,34	0,59	k.D.	0,27	0,26
1996 - 2001	0,15	0,10	0,35	0,36	0,59	0,75	0,27	0,27
1997 - 2002	0,16	0,11	0,37	0,54	0,76	0,75	0,23	0,32
1998 - 2003	0,17	0,08	0,39	0,60	0,81	0,77	0,23	0,34
1999 - 2004	0,16	0,16	0,40	0,66	0,76	0,77	k.D.	0,37

Die beste Datengrundlage lag mit den Daten der Dauerstation Norderney aus dem Wasserkörper NEA4 - Ems vor. Obwohl die Einzelergebnisse der Kriterien „Biovolumen Biddulphiales“, „*Phaeocystis*-Blütenfrequenz“ und „Potenzielle Zeigerarten“ in den letzten 6-Jahres-Zeiträumen zunehmend besser ausfallen,

weist die Gesamtbewertung immer noch einen unbefriedigenden ökologischen Zustand aus. Auch an der Darstellung in dieser Tabelle ist der schlechte Zustand der Gewässerqualität zu Beginn der 90er Jahre gut zu erkennen. Das Ergebnis der Gesamtbewertung wird als durchaus plausibel angesehen.

Tab. 4.25: Bewertung des euhalinen offenen Küstengewässers der Weser (NEA1 - Weser) anhand des Phytoplanktons und der Nährstoffkonzentrationen (EQRs) (n.a. = nicht anzuwenden; k.D. = keine ausreichende vorliegende Datengrundlage)

NEA1 - Weser	Chl. a 90er P.	Chl. a Max.	Gesamt- biovol.	Biovol. Biddulph.	<i>Phaeocystis</i> - Blütenfrequ.	Pot. Zei- ger.	Nährstoff- konzentr.	Gesamt- EQR
1985 - 1990	k.D.	k.D.	k.D.	k.D.	n.a.	k.D.	0,23	0,23
1986 - 1991	k.D.	k.D.	k.D.	k.D.	n.a.	k.D.	0,26	0,26
1987 - 1992	k.D.	k.D.	k.D.	k.D.	n.a.	k.D.	0,30	0,30
1988 - 1993	k.D.	k.D.	k.D.	k.D.	n.a.	k.D.	0,31	0,31
1989 - 1994	k.D.	k.D.	k.D.	k.D.	n.a.	k.D.	0,29	0,29
1990 - 1995	k.D.	k.D.	k.D.	k.D.	n.a.	k.D.	0,29	0,29
1991 - 1996	k.D.	k.D.	k.D.	k.D.	n.a.	k.D.	0,30	0,30
1992 - 1997	k.D.	k.D.	k.D.	k.D.	n.a.	k.D.	0,30	0,30
1993 - 1998	k.D.	k.D.	k.D.	k.D.	n.a.	k.D.	0,28	0,28
1994 - 1999	k.D.	k.D.	k.D.	k.D.	n.a.	k.D.	0,25	0,25
1995 - 2000	k.D.	k.D.	k.D.	k.D.	n.a.	k.D.	0,27	0,27
1996 - 2001	k.D.	k.D.	k.D.	k.D.	n.a.	k.D.	0,33	0,33
1997 - 2002	k.D.	k.D.	k.D.	k.D.	n.a.	k.D.	0,37	0,37
1998 - 2003	k.D.	k.D.	k.D.	k.D.	n.a.	k.D.	0,37	0,37

Tab. 4.26: Bewertung des euhalinen Wattenmeeres der Weser (NEA26 - Weser) anhand des Phytoplanktons und der Nährstoffkonzentrationen (EQRs) (n.a. = nicht anzuwenden; k.D. = keine ausreichende vorliegende Datengrundlage)

NEA26 - Weser	Chl. a 90er P.	Chl. a Max.	Gesamt- biovol.	Biovol. Biddulph.	<i>Phaeocystis</i> - Blütenfrequ.	Pot. Zei- ger.	Nährstoff- konzentr.	Gesamt- EQR
1988 - 1993	0,31	0,41	k.D.	k.D.	n.a.	k.D.	0,22	0,31
1989 - 1994	0,28	0,35	0,00	0,00	n.a.	k.D.	0,20	0,17
1990 - 1995	0,28	0,34	0,00	0,00	n.a.	0,50	0,22	0,18
1991 - 1996	0,30	0,31	0,00	0,00	n.a.	k.D.	0,22	0,17
1992 - 1997	0,32	0,35	0,00	0,00	n.a.	k.D.	0,24	0,18
1993 - 1998	0,31	0,34	0,00	0,00	n.a.	k.D.	0,23	0,18
1994 - 1999	0,31	0,40	0,00	0,00	n.a.	0,65	0,23	0,20
1995 - 2000	0,33	0,46	0,00	0,00	n.a.	0,67	0,26	0,22
1996 - 2001	0,33	0,43	0,00	0,00	n.a.	0,70	0,30	0,23
1997 - 2002	0,37	0,49	0,16	0,46	n.a.	0,72	0,27	0,36
1998 - 2003	0,35	0,44	0,29	0,46	n.a.	0,76	0,26	0,37
1999 - 2004	0,28	0,29	0,23	0,45	n.a.	0,76	k.D.	0,33

Auch für den Wasserkörper des euhalinen offenen Küstengewässers der Weser lagen lediglich Nährstoffdaten vor, so dass die Bewertung des Gewässerzustandes ausschließlich auf diesen beruht.

Aus dem Bereich des Jadebusens liegt mit den Daten von der Dauerstation bei Wilhelmshaven und den zwei Stationen des Informationssystems für Planktonblüten und toxische Algen ein überwiegend ausreichender Datensatz vor.

Defizite sind bei den potenziellen Zeigerarten zu vermerken, wobei dieses Kriterium jedoch der weiteren Überprüfung unterliegt. Blüten von *Phaeocystis* spp. sind in diesem Bereich nicht relevant (siehe 4.2.1.5) und werden deswegen im Bereich der Flussgebietseinheit Weser nicht mit in die Bewertung einbezogen. Das Ergebnis der Gesamtbewertung ähnelt dem der anderen Wasserkörper und wird als plausibel angesehen.

Tab. 4.27: Bewertung des polyhalinen offenen Küstengewässers der Weser (NEA3 - Weser) anhand des Phytoplanktons und der Nährstoffkonzentrationen (EQRs) (n.a. = nicht anzuwenden; k.D. = keine ausreichende vorliegende Datengrundlage)

NEA3 - Weser	Chl. a 90er P.	Chl. a Max.	Gesamt- biovol.	Biovol. Biddulph.	<i>Phaeocystis</i> - Blütenfrequ.	Pot. Zei- ger.	Nährstoff- konzentr.	Gesamt- EQR
1986 - 1991	k.D.	k.D.	k.D.	k.D.	n.a.	k.D.	0,07	0,07
1987 - 1992	k.D.	k.D.	k.D.	k.D.	n.a.	k.D.	0,08	0,08
1988 - 1993	k.D.	k.D.	k.D.	k.D.	n.a.	k.D.	0,10	0,10
1989 - 1994	k.D.	k.D.	k.D.	k.D.	n.a.	k.D.	0,09	0,09
1990 - 1995	k.D.	k.D.	k.D.	k.D.	n.a.	k.D.	0,06	0,06
1991 - 1996	k.D.	k.D.	k.D.	k.D.	n.a.	k.D.	0,06	0,06
1992 - 1997	k.D.	k.D.	k.D.	k.D.	n.a.	k.D.	0,07	0,07
1993 - 1998	k.D.	k.D.	k.D.	k.D.	n.a.	k.D.	0,09	0,09
1994 - 1999	k.D.	k.D.	k.D.	k.D.	n.a.	k.D.	0,09	0,09
1995 - 2000	k.D.	k.D.	k.D.	k.D.	n.a.	k.D.	0,11	0,11
1996 - 2001	k.D.	k.D.	k.D.	k.D.	n.a.	k.D.	0,23	0,23
1997 - 2002	k.D.	k.D.	k.D.	k.D.	n.a.	k.D.	0,24	0,24
1998 - 2003	k.D.	k.D.	k.D.	k.D.	n.a.	k.D.	0,28	0,28

Tab. 4.28: Bewertung des polyhalinen Wattenmeeres der Weser (NEA4 - Weser) anhand des Phytoplanktons und der Nährstoffkonzentrationen (EQRs) (n.a. = nicht anzuwenden; k.D. = keine ausreichende vorliegende Datengrundlage)

NEA4 - Weser	Chl. a 90er P.	Chl. a Max.	Gesamt- biovol.	Biovol. Biddulph.	<i>Phaeocystis</i> - Blütenfrequ.	Pot. Zei- ger.	Nährstoff- konzentr.	Gesamt- EQR
1985 - 1990	k.D.	k.D.	k.D.	k.D.	n.a.	k.D.	0,11	0,11
1986 - 1991	k.D.	k.D.	k.D.	k.D.	n.a.	k.D.	0,17	0,17
1987 - 1992	k.D.	k.D.	k.D.	k.D.	n.a.	k.D.	0,19	0,19
1988 - 1993	k.D.	k.D.	k.D.	k.D.	n.a.	k.D.	0,18	0,18
1989 - 1994	k.D.	k.D.	k.D.	k.D.	n.a.	k.D.	0,24	0,24
1990 - 1995	k.D.	k.D.	k.D.	k.D.	n.a.	k.D.	0,14	0,14
1991 - 1996	k.D.	k.D.	k.D.	k.D.	n.a.	k.D.	0,11	0,11
1992 - 1997	k.D.	k.D.	k.D.	k.D.	n.a.	k.D.	0,11	0,11
1993 - 1998	k.D.	k.D.	k.D.	k.D.	n.a.	k.D.	0,10	0,10
1994 - 1999	k.D.	k.D.	k.D.	k.D.	n.a.	k.D.	0,10	0,10
1995 - 2000	k.D.	k.D.	k.D.	k.D.	n.a.	k.D.	0,11	0,11
1996 - 2001	k.D.	k.D.	k.D.	k.D.	n.a.	k.D.	0,16	0,16
1997 - 2002	k.D.	k.D.	k.D.	k.D.	n.a.	k.D.	0,17	0,17
1998 - 2003	k.D.	k.D.	k.D.	k.D.	n.a.	k.D.	0,19	0,19

Für das polyhaline offene Küstengewässer und das polyhaline Wattenmeer der Weser liegen, wie auch für die Wasserkörper NEA1 der Weser und NEA26 sowie NEA3 der Ems, lediglich Nährstoffdaten vor.

Insgesamt wird das Bewertungssystem für die Qualitätskomponente Phytoplankton als geeignet für die Bewertung des ökologischen Zustands der Gewässer angesehen. Es wird davon ausgegangen, dass mit diesem Bewertungsansatz ein plausibles Ergebnis für den Zustand der Küstengewässer erzielt wird. Die einzelnen Bewertungskriterien werden als sinnvolle Parameter angesehen, die aussagekräftige Ergebnisse erzielen können, wenn mit einer angemessenen Methode aufgenommene Daten verwendet werden. Es wird empfohlen, das Bewertungssystem weiter zu überprüfen, durch Datenverdichtung weiter abzusichern und gegebenenfalls Anpassungen vorzunehmen.

Übergangsgewässer

Im Übergangsgewässer treten hohe Schwebstoffkonzentrationen und damit verbunden starke Wassertrübungen auf. Phytoplankton wird daher im Übergangsgewässer als Bewertungsparameter für den ökologischen Zustand nach WRRRL als nicht geeignet angesehen.

4.4 Weiterer Klärungsbedarf

Die hier vorgestellten Klassengrenzen für Gesamtbiovolumen, Biovolumen Biddulphiales und Biovolumen der potenziellen Zeigerarten, müssen durch weitere Praxistests überprüft und bestätigt werden. Außerdem wird der internationale Interkalibrationsprozess weiter fortgesetzt, so dass sich auch dadurch noch Veränderungen und Anpassungen ergeben könnten. Dieser Prozess sollte weiter beobachtet, aktiv begleitet und dokumentiert werden.

Aus der Darstellung oben wird deutlich, dass die Datenlage zur Bewertung nach dem vorliegenden Bewertungssystem nicht in allen Fällen ausreichend ist. Einzelne Bewertungskriterien können mit den vorhandenen Daten vollständig abgedeckt werden, für andere ist die Datenlage dagegen sehr eingeschränkt. Bei der Entwicklung des zukünftigen Monitorings muss beachtet werden, dass z. B. für *Phaeocystis* spp. Koloniezahlen monatlich vorliegen müssen, um die für *Phaeocystis* spp. relevanten Wasserkörper bewerten zu können. Für die Chlorophyll a-Werte muss eine durchgängige Beprobung der Vegetationsperiode von März bis einschließlich September gewährleistet sein, die mindestens 14-tägig durchgeführt werden sollte. Zur Erfassung der Chlorophyll a-Maxima wäre fachlich eine höhere Beprobungsfrequenz angezeigt. Weiterhin ist es für die Verwendung des vorliegenden Bewertungssystems notwendig, die

Biovolumina der Phytoplanktontaxa in den Monaten von März bis Mai standardmäßig mit zu bestimmen. Parallel zu diesen Messgrößen müssen weitere physikalisch-chemische Begleitparameter wie Temperatur, Salinität und Nährstoffkonzentrationen (siehe Kapitel 2) aufgenommen werden. Dabei sollte darauf geachtet werden, dass die Probenahmemethoden einheitlich und soweit möglich mit den Nachbarländern abgestimmt sind, um vergleichbare Ergebnisse erzielen zu können. Konkretere Vorschläge zum Monitoring werden von AQUAECOLOGY (2006) vorgelegt.

Grundsätzlich ist zu prüfen, wie das Messprogramm im Hinblick auf Stationsdichte und Messfrequenz zu gestalten ist, um den Zustand der einzelnen Wasserkörper mit hinreichender Zuverlässigkeit bewerten zu können. Dies gilt besonders für die Wasserkörper NEA1 - Weser, NEA3 - Weser, NEA4 - Weser, NEA3 - Elbe und NEA4 - Elbe sowie für NEA3 - Ems und NEA26 - Ems, da für diese Wasserkörper aus Voruntersuchungen bisher wenig Daten und damit Erfahrungswerte vorliegen.

Generell sollte an den Kriterien zur Beurteilung der Artenzusammensetzung weiter gearbeitet werden, da diese bisher nicht eindeutig geklärt werden konnten. Dazu ist es notwendig, die Datenlage weiter zu verbessern. Das heißt unter anderem, dass nach Möglichkeit eine vollständige Identifikation der Phytoplanktonorganismen bis auf Artniveau mit zugehöriger Erfassung der Abundanzen erfolgen sollte. Sofern diese Daten aus dem Monitoring zur Verfügung stehen, kann nach AQUAECOLOGY (2006) daran gedacht werden, als weiteres Bewertungskriterium die Artenvielfalt, z. B. über einen Diversitätsindex, in das Bewertungssystem für Phytoplankton zu implementieren.

4.5 Danksagung

Besonderer Dank gilt Claus-Dieter Dürselen sowie Uwe Brockmann, welche die Daten für die Berechnungen zur Phytoplanktonbewertung bereitstellten, ebenso wie Michael Hanslik, Hanneke Baretta-Bekker, Jeanette van Buuren und Jeanette Göbel, die wertvolle Beiträge zur Diskussion der Bewertungskriterien und Klassengrenzen lieferten.

4.6 Literatur Phytoplankton

ASMUS, R., JENSEN, M.H., MURPHY, D. & R. DOERFFER (1998). Primärproduktion von Mikrophytobenthos, Phytoplankton

und jährlicher Biomassertrag des Makro-phytobenthos im Sylt-Rømø Wattenmeer. In: GÄTJE, C. & K. REISE (Hrsg.) (1998). Ökosystem Wattenmeer, Austausch-, Transport- und Stoffumwandlungsprozesse. Springer, Heidelberg. 570 S.

AQUAECOLOGY (2006). Erstellung eines multifaktoriellen Bewertungssystems für Phytoplankton der deutschen Nordseeküstengewässer im Zuge der EG-Wasserrahmenrichtlinie. Projektbericht im Auftrag des NLWKN. 132 S.

BÄTJE, M. & H. MICHAELIS (1986). *Phaeocystis pouchetii* blooms in the East Frisian coastal waters (German Bight, North Sea). In: Marine Biology 1986 (93). 21-27.

CADÉE, G.C. & HEGEMAN, J. (1974). Primary Production of Phytoplankton in the Dutch Wadden Sea. In: Netherlands Journal of Sea Research 8 (2). 240-259.

CLOERN, J.E. (2001). Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem. In: Marine Ecology Progress Series (210) 2001. 223-253.

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.

HANSLIK, M., RAHMEL, J., BÄTJE, M., KNIERIEMEN, S., SCHNEIDER, G. & S. DICK (1998). Der Jahresgang blütenbildender und toxischer Algen an der niedersächsischen Küste seit 1982. Forschungsbericht 102 04 248., UBA-FB 95-056. UBA-Texte 3/98. 234 S.

HEIBER, W., TUENTE, U., WÜBBEN, D., ADOLPH, W., WENZEL, S., PETRI, G., DAHLKE, S., SAGERT, S. & L. BRÜGMANN (2004). Studie zur Ermittlung von Hintergrundwerten bzw. der natürlichen Variabilität von chemischen und biologischen Messgrößen im Meeresmonitoring, Teilbereiche Nordsee und Ostsee, UBA-Text Nr. 38/04, Forschungsbericht FKZ 299 25 265/01 und /02, UBA-FB 000485 und 000582.

- HICKEL, W., BAUERFEIND, E., NIERMANN, U. & H. VON WESTERNHAGEN (1989). Oxygen deficiency in the south-eastern North Sea: Sources and biological effects. *Berichte der Biol. Anstalt Helgoland*, No. 4. 1-148.
- HOFFMANN, C. (1933). Die Vegetation der Nord- und Ostsee. In: Grimpe & Wagler (Hrsg.): *Tierwelt der Nord- und Ostsee*. 32 S.
- JAKLIN, S., PETERSEN, B. & U. TUENTE (2005a). Aufbau einer Matrix für die Gewässertypen nach EU-WRRRL im Küstengebiet der Nordsee, Schwerpunkte Flusseinzugsgebiete Weser und Elbe. 1. Zwischenbericht. 38 S.+Anhang.
- JAKLIN, S., PETERSEN, B. & U. TUENTE (2005b). Aufbau einer Matrix für die Gewässertypen nach EU-WRRRL im Küstengebiet der Nordsee, Schwerpunkte Flusseinzugsgebiete Weser und Elbe. 2. Zwischenbericht. 47 S.+Anhang.
- JAKLIN, S. & B. PETERSEN (2006). Aufbau einer Matrix für die Gewässertypen nach EU-WRRRL im Küstengebiet der Nordsee, Schwerpunkte Flusseinzugsgebiete Weser und Elbe. 3. Zwischenbericht. 63 S.+Anhang.
- KAAS, H., MØHLENBERG, F. & P. KUUPPO (Hrsg.) (2005). *Marine Phytoplankton, Relationships between ecological and chemical status of surface waters, Part 1.* – Rebecca Projektbericht, 50 S.
- LANCELOT, C., BILLEN, G., SOURNIA, A., WEISSE, T., COLIJN, F., VERLDHUIS, J.W., DAVIES, A. & P. WASSMAN (1987). Phaeocystis Blooms and Nutrient Enrichment in the Continental Coastal Zones of the North Sea. in: *AMBIO* Vol. 16, No. 1 (1987). 38-46.
- MONBET, Y. (1992). Control of Phytoplankton Biomass in Estuaries: A Comparative Analysis of Microtidal and Macrotidal Estuaries. In: *Estuaries* 15 (4). 563-571.
- NIENHUIS, P. (1992). Eutrophication, Water Management, and the Functioning of Dutch Estuaries and Coastal Lagoons. In: *Estuaries* 15 (4). 538-548.
- NIESEL, V. & GÜNTHER, C.P. (1999). Distribution of Nutrients, Algae and Zooplankton in the Spiekeroog Backbarrier System. – in: Dittmann (Hrsg.) (1999): *The Wadden Sea Ecosystem, Stability Properties and Mechanisms*. Springer, Berlin. 307 S.
- PHILIPPART, C.J.M., CADÉE, G.C., VAN RAAPHORST, W. & R. RIEGMAN (2000). Long-term phytoplankton-nutrient interactions in a shallow coastal sea: Algal community structure, nutrient budgets, and denitrification potential. In: *Limnol. Oceanogr.* 45 (1). 131-144.
- RAHMEL, J. (1995): Der Einfluß abiotischer Faktoren auf die Bestände und Sukzession des Phytoplanktons. UBA-Forschungsbericht 10802085/21, Abschlussbericht des Teilprojektes A3.2 der Ökosystemforschung Wattenmeer, Teilvorhaben Niedersächsisches Wattenmeer, Teil A. 101 S.
- RAHMEL, J., BÄTJE, M., MICHAELIS, H. & U. NOACK (1995). Phaeocystis globosa and the phytoplankton succession in the East Frisian coastal waters. In: *Helgoländer Meeresuntersuchungen* Vol. 49, No. 1-4, 1995. 399-408.
- REID, P.C., LANCELOT, C., GIESKES, W.W.C., HAGMEIER, E. & G. WEICHART (1990). Phytoplankton of the North Sea and its dynamics: a review. In: *Netherlands Journal of Sea Research* 26 (2-4). 295-331.
- RIEGMAN, R., NOORDELOOS, A.A.M. G.C. CADÉE (1992). Phaeocystis blooms and eutrophication of the continental coastal zones of the North Sea. In: *Marine Biology* 1992 (112). 479-484.
- SCHERFFEL, A. (1900): Phaeocystis globosa nov. Spec. Nebst einigen Betrachtungen über die Phylogenie niederer, insbesondere brauner Organismen. In: *Wissenschaftliche Meeresuntersuchungen* (1900), 4,1: 1-29.
- SMETACEK, V. (1991): Die Primärproduktion der marinen Plankton-Algen. In: *Spektrum der Wissenschaft* (1991): *Biologie der Meere*. 223 S.
- SMITH, V.H. (2006): Responses of estuarine and coastal marine phytoplankton to nitrogen and phosphorous enrichment. In: *Limnol. Oceanogr.*, 51 (1, part 2). 377-384.
- SOMMER, U. (1994): *Planktologie*. Springer, Berlin. 274 S.
- TARDENT, P. (1993): *Meeresbiologie, Eine Einführung*. Georg Thieme, Stuttgart. 305 S.

- TOPCU, D., BROCKMANN, U. & U. CLAUSSEN (2006). Assessment of the eutrophication status in the German Wadden Sea, based on background concentrations of nutrients and chlorophyll. In: Laursen, K. (Hrsg.) (2006): Monitoring and Assessment in the Wadden Sea. Proceedings from the 11th Scientific Wadden Sea Symposium, Esbjerg, Denmark, 4-8 April 2005. NERI Technical Report No. 573. 53-71.
- VAN BEUSEKOM, J., BROCKMANN, U., ELBRÄCHTER, M., PÄTSCH, J. & K. WILTSHIRE (2003). Die Bedeutung und die Gefahr von Algenblüten in Wattenmeer und Nordsee. – in: Lozan, J.L., Rachor, E., Reise, K., Sündermann, J., von Westernhagen, H. (Hrsg.) (2003): Warnsignale aus Nordsee und Wattenmeer. Eine aktuelle Umweltbilanz. Wissenschaftliche Auswertungen, Hamburg. 449 S.
- VAN BEUSEKOM, J.E.E., FOCK, H., DE JONG, F., DIEL-CHRISTIANSEN & B. CHRISTIANSEN (2001). Wadden Sea Specific Eutrophication Criteria. Wadden Sea Ecosystem No. 14. Common Wadden Sea Secretariat, Wilhelmshaven, Germany.
- WEISSE, T., GRIMM, N., HICKEL, W. & P. MARTENS (1986). Dynamics of *Phaeocystis pouchetii* blooms in the Wadden Sea of Sylt (German Bight, North Sea). In: Estuarine, Coastal and Shelf Science (23). 171-182.
- WULFF, A. (1934): Über Hydrographie und Oberflächenplankton nebst Verbreitung von *Phaeocystis* in der Deutschen Bucht im Mai 1933. Berichte d. Deutsch. wissenschaftl. Kommission f. Meeresforschung 7 (3). 343-350.

5 Makrophyten

Der Terminus Makrophyten ist nicht genau definiert und wird in der Literatur in unterschiedlichster Weise benutzt. In dieser Studie über die Küsten- und Übergangsgewässer der Flussgebietseinheiten (FGE) Ems, Weser und Elbe umfasst der Begriff Makrophyten die Makroalgen und Angiospermen und innerhalb der Angiospermen die Seegräser sowie die Vegetation der Röhrichte, Brack- und Salzwiesen. Die Gruppe der Angiospermen ist in der Systematik eindeutig definiert und umfasst innerhalb der Samenpflanzen (Spermatophyta) die Gruppe der Bedecktsamer. Im Untersuchungsgebiet sind, neben den höheren Pflanzen der Röhrichte, Brack- und Salzwiesen, Seegräser der Gattung *Zostera* sowie die Salze der Gattung *Ruppia* die einzigen Angiospermen. Unter Makroalgen versteht man im Allgemeinen makroskopisch sichtbare mehrzellige Algen. Hierzu zählen Rotalgen (Rhodophyta), Braunalgen (Phaeophyta) und Grünalgen (Chlorophyta). Kieselalgen (Diatomea) und Blaualgen (Cyanophyta) wurden nicht berücksichtigt. Makrophyten reagieren auf anthropogene Störungen wie Eutrophierung, Fischerei, wasserbauliche Veränderungen mit u.a. Baggerung, Verklappung sowie 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). Dies kann zu Massenentwicklungen in Form von Grünalgenmatten führen, die wiederum negative Auswirkungen auf den Meeresboden und die dort lebenden Organismen haben können (z. B. NORKKO & BONSDORFF 1996). Dagegen reagieren die als sensitiv gegenüber anthropogenen Störungen eingestuft Seegräser generell mit einem deutlichen Flächenverlust (z. B. DUARTE 2002). 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 Makrophyten basiert auf den Datenzusammenstellungen und Arbeiten, die innerhalb des vorausgegangenen LAWA-Projektes erfolgten, sowie auf den Ergebnissen projektbegleitender Studien zur Erarbeitung von Bewertungssystemen für Makroalgen und Seegräser (KOLBE 2006) sowie für Röhrichte, Brack- und Salzwiesen (ARENS 2006). Die im Zuge dieses Projektes erstellten Zwischenberichte enthalten eine Ü-

bersicht und Diskussion zu Bewertungssystemen für Makroalgen und Seegräser, die für andere Gebiete entwickelt wurden. Entsprechende Informationen sind gegebenenfalls den Berichten von JAKLIN et al. (2005a), JAKLIN et al. (2005b) und JAKLIN & PETERSEN (2006) zu entnehmen. Die Entwicklung eines Bewertungsansatzes für Röhrichte, Brack- und Salzwiesen sowie die Validierung des Ansatzes anhand vorhandener Daten und eine Erörterung offener Fragen finden sich in Teil B des Abschlussberichtes (ADOLPH et al. 2007). Ebenfalls in Teil B zu finden ist ein Vorschlag für die Gesamtbewertung der Qualitätskomponente Makrophyten über eine Zusammenführung der Bewertungen der Teilkomponenten Makroalgen, Seegräser sowie Röhrichte, Brack- und Salzmarshen.

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).

5.2 Bewertungsansatz für Makroalgen und Seegräser in Küsten- und Übergangsgewässern

Marine Makroalgen benötigen in der Regel ein Hartsubstrat als Siedlungsgrund, wodurch ausgedehnte Algenbestände auf natürlichen Substraten in den deutschen Flussgebietseinheiten auf den Felssockel von Helgoland begrenzt sind. Im Wattenmeer werden natürliche Hartsubstrate (Miesmuschelbänke, *Sabellaria*-Riffe, Schill, Seegraswiesen) sowie künstliche Hartsubstrate (Hafenmolen, Buhnen, Steindämme, Pfähle, Tonnen) besiedelt. Auf den Sedimentböden treten hauptsächlich Grünalgen in Erscheinung, die sich als Sporen oder Keimlinge an Schill, auf lebenden Wattschnecken oder in den Fraßtrichtern von *Arenicola marina* verankern (SCHORIES & REISE 1993, SCHORIES 1995). Die Makroalgen dieses Untersuchungsgebietes teilen sich in die Gruppen Grünalgen (Chlorophyta), Braunalgen (Phaeophyta) und Rotalgen (Rhodophyta) auf, wobei es einjährige (zumeist Grünalgen) und mehrjährige (z. B. Brauntange) Arten gibt. Die Verbreitung einzelner Arten im Wattenmeer hängt primär von der Licht- und Nährstoffverfügbarkeit, der Temperatur, dem Fraßdruck durch Herbivore und der artspezifischen Resistenz gegenüber den Effekten ab,

Tab. 5.1: 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 Makrophyten.

	Sehr guter Zustand	Guter Zustand	Mäßiger Zustand
ÜG	<p>Großalgen</p> <p>Die Zusammensetzung der Großalgentaxa entspricht den Bedingungen bei Abwesenheit störender Einflüsse.</p> <p>Keine erkennbaren Änderungen der Mächtigkeit der Großalgen aufgrund menschlicher Tätigkeiten.</p>	<p>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.</p>	<p>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.</p> <p>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.</p>
	<p>Angiospermen</p> <p>Die taxonomische Zusammensetzung entspricht vollständig oder nahezu vollständig den Bedingungen bei Abwesenheit störender Einflüsse.</p> <p>Keine erkennbaren Änderungen der Abundanz der Angiospermen aufgrund menschlicher Tätigkeiten.</p>	<p>Die Angiospermentaxa weichen in ihrer Zusammensetzung geringfügig von den typspezifischen Gemeinschaften ab.</p> <p>Die Abundanz der Angiospermen zeigt geringfügige Anzeichen von Störungen.</p>	<p>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.</p> <p>Bei der Abundanz der Angiospermen sind mäßige Störungen festzustellen.</p>
KG	<p>Alle störungsempfindlichen Großalgen- und Angiospermentaxa, die bei Abwesenheit störender Einflüsse vorzufinden sind, sind vorhanden.</p> <p>Die Werte für die Großalgenmächtigkeit und für die Abundanz der Angiospermen entsprechen den Bedingungen bei Abwesenheit störender Einflüsse.</p>	<p>Die meisten störungsempfindlichen Großalgen- und Angiospermentaxa, die bei Abwesenheit störender Einflüsse vorzufinden sind, sind vorhanden.</p> <p>Die Werte für die Großalgenmächtigkeit und die Abundanz der Angiospermen zeigen Störungsanzeichen.</p>	<p>Es fehlt eine mäßige Zahl störungsempfindlicher Großalgen- und Angiospermentaxa, die bei Abwesenheit störender Einflüsse vorzufinden sind.</p> <p>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.</p>

die das Trockenfallen begleiten (z. B. LAPOINTE ET AL. 2004, MORGAN ET AL. 2003, PETERSEN ET AL. 2005).

Durch die sehr variablen und harschen Lebensbedingungen (wenig Siedlungssubstrat, Trübung, Austrocknung), die das Wattenmeer bietet, ist die Algenflora natürlicherweise relativ artenarm und primär von kurzlebigen Arten besiedelt (DEN HARTOG 1979). Auf den Wattflächen im Eulitoral siedeln hauptsächlich schnellwachsende, kurzlebige Grünalgen, während im Sublitoral vermehrt mehrjährige Braun- und Rotalgen vorkommen. Tendenziell ist eine Verarmung der Algenflora mit abnehmendem Salzgehalt und ansteigender Distanz zur offenen Nordsee festzustellen (DEN HARTOG 1979).

Im Wattenmeer ist die Tiefenverbreitung der Makroalgen wegen der hohen Wassertrübung heute auf die oberen drei Meter (MThw) begrenzt (SCHORIES et al. 1997).

Die Beeinträchtigung des Lebensraumes für Makroalgen durch den Menschen (Substratverlust, erhöhte Trübung) findet primär durch Fischerei, Baggerarbeiten und insbesondere Eutrophierung statt. Der Haupteffekt der Eutrophierung auf submerse Algengemeinschaften besteht in der Verminderung der Lichtverfügbarkeit (Abb. 5.1). Die zunehmende Nährstoffverfügbarkeit stimuliert das Wachstum von Epiphyten und Phytoplankton, wodurch Lichtverfügbarkeit und generelle Sichttiefe

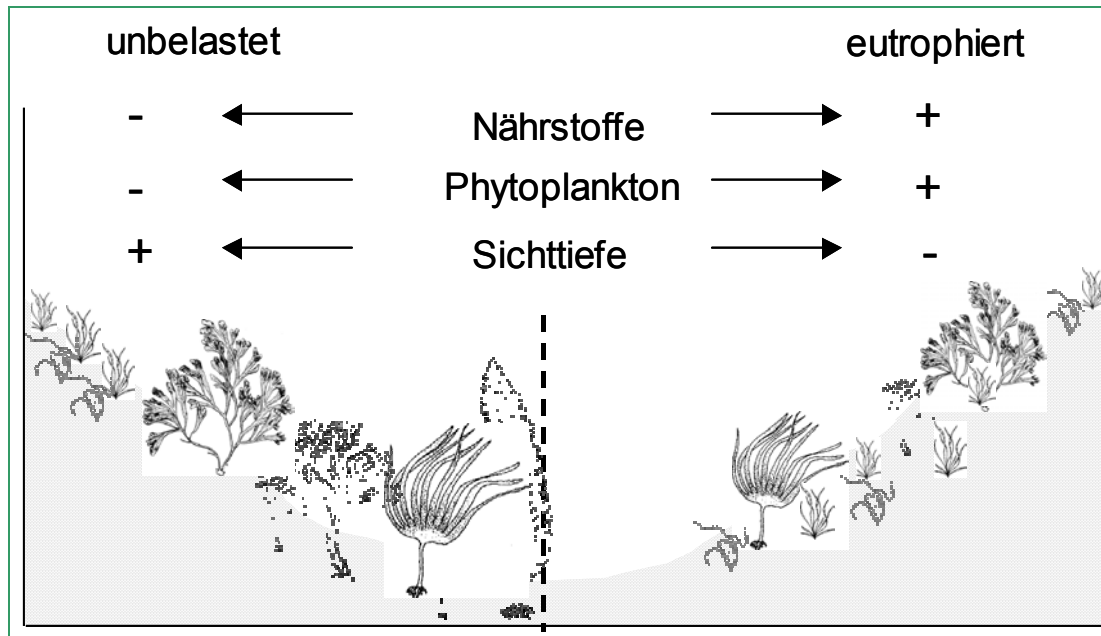


Abb. 5.1: Verschiebung der Makroalgenvorkommen in unbelasteten Gewässern (tieferes Vorkommen, diversere Gemeinschaft) und eutrophierten Gewässern (Verschiebung der Tiefenverbreitung in flache Bereiche, Artenverarmung)

reduziert werden. Hierdurch nimmt die Abundanz der Algen in größeren Wassertiefen generell ab und viele Arten werden gezwungen, ihr Siedlungsgebiet in flachere Wasserbereiche zu verschieben (NIELSEN et al. 2002). Ein weiterer Effekt der Eutrophierung ist das vermehrte Wachstum opportunistischer Algenarten, die potenziell höhere Wachstumsraten aufweisen und somit langsam wachsende, mehrjährige Arten verdrängen (STENECK & DETHIER 1994). Die Reaktion der Algengemeinschaften auf verschlechterte Umweltbedingungen wird genutzt, indem z.B. die Tiefenverbreitung von Rot- und Braunalgen sowie das Verhältnis unterschiedlicher Algengruppen als Indikatoren für die Wasserqualität herangezogen werden (ORFANIDIS ET AL. 2001 und 2003, WELLS 2004).

Auf eulitoralischen Flächen in Ästuaren, in geschützten Buchten und an Küsten mit einer vermehrten Nährstoffzufuhr sind weltweit Massenentwicklungen von opportunistischen Grünalgen zu beobachten (VADAS & BEAL 1987, FLETCHER 1996, BOLAM & FERNANDES 2002). Im Wattenmeer gehören mit Grünalgen bedeckte Wattflächen seit jeher zum sommerlichen Erscheinungsbild. Anlass zur Sorge gab erst das seit Ende der 1980er Jahre beobachtete Massenvorkommen von Makroalgen, welches mit bis zu 15% Bedeckung der Wattflächen (KOLBE et al. 1995) weit über das Ausmaß früherer Beschreibungen hinausging (NIENBURG 1927, LINKE 1939). Diese Massenentwicklung wurde syn-

chron in Schleswig-Holstein und Niedersachsen beobachtet und erreichte im Zeitraum 1990 bis 1992 in beiden Gebieten den bisherigen Höhepunkt (REISE & SIEBERT 1994, KOLBE et al. 1995).

Seegräser erfüllen eine Reihe wichtiger ökologischer Funktionen im System Wattenmeer. Als sogenannte „ecosystem engineers“ sensu JONES et al. (1994) akkumulieren sie feine Partikel, stabilisieren durch ihr Wurzel- und Blätterwerk das Sediment und tragen hierdurch zur Abnahme von Erosion und Wassertrübung bei. Weiterhin fungieren Seegraswiesen als Siedlungs- und Rückzugsraum, Laichplatz, Kinderstube und Nahrungsressource für diverse Tierarten (BORUM et al. 2004). Die Abundanz und Diversität von Flora und Fauna ist in Seegrasbeständen signifikant höher als in benachbarten vegetationsfreien Bereichen (TERRADOS & BORUM 2004). Durch diese Funktionen sind die Seegräser von großer Relevanz für die Bewertung des ökologischen Zustandes der Küsten- und Übergangsgewässer.

Das Vorkommen von Seegräsern ist auf lagestabile Sedimente begrenzt (z. B. BORUM et al. 2004). Die Vermehrung erfolgt größtenteils vegetativ über Rhizome. Sie kann aber auch geschlechtlich über Samen erfolgen, wobei eine Blütenbildung häufig temperaturgesteuert ist und dann synchron über große Areale zu beobachten ist (BORUM et al. 2004). Generell werden Störungen wie klimatische Extremereignisse (heiße Sommer) oder mechanische Beein-

trächtigungen (Versandung, Fischerei) als Auslöser für eine Blütenbildung angesehen (BORUM et al. 2004). Weltweit sind Seegrasvorkommen von einem Rückgang betroffen (GREEN & SHORT 2003), der als das Ergebnis synergistischer Effekte von Lichtmangel, Eutrophierung, veränderter Hydrodynamik, mechanischer Störung, Fraßdruck und Konkurrenz sowie technogenen und toxischen Substanzen diskutiert wird (z. B. PHILIPPART 1995, DUARTE 2002). Wie bei den Makroalgen wirkt sich auch Eutrophierung negativ auf Seegräser aus, da sie durch das vermehrte Wachstum von Epiphyten auf den Blättern der Seegräser und vermehrte Algenproduktionen geschwächt werden. Somit reagieren innerhalb der Makrophyten insbesondere Seegräser sensitiv auf anthropogene Störungen, was sie als Bioindikatoren ausweist.

Im Wattenmeer fanden zwei Phasen des Seegrasrückgangs statt: Anfang der 1930er Jahre wurden im gesamten Nordostatlantik große Bestände sublitoraler *Zostera marina* vermutlich durch den Befall mit einem Schleimpilz (*Labyrinthula zosterae*) vernichtet (DEN HARTOG & POLDERMANN 1975). Von dieser Epidemie blieben nur die Bestände im Brackwasser verschont. Während sich *Zostera marina* in den meisten Teilen des Nordostatlantiks regenerierte, erholte sich die Art im Wattenmeer bis heute nicht. Das heutige Vorkommen von *Z. marina* beschränkt sich auf die eulitoralen Bereiche, wo es zusammen mit *Zostera noltii* vorkommt. Seit Anfang der 1970er Jahre gehen im Wattenmeer allerdings die eulitoralen Seegraswiesen zurück. Dieser Rückgang begann in den Niederlanden und betraf in der Folgezeit auch Niedersachsen (DEN HARTOG & POLDERMANN 1975, KASTLER & MICHAELIS 1999). Lediglich in Schleswig-Holstein ist bisher keine Abnahme zu verzeichnen, und die dortigen Seegraswiesen bilden etwa 90% des gesamten Wattenmeerbestandes (SCHANZ & REISE 2005).

In den folgenden Abschnitten werden die Bewertungsansätze für Makroalgen und Seegräser zunächst getrennt behandelt und erst mit den Röhrichten, Brack- und Salzwiesen im Teil B (ADOLPH et al. 2007) zu einer Bewertung für Makrophyten zusammengefasst.

5.2.1 Ausgewählte Bewertungskriterien und Entwicklung von Referenzwerten und Klassengrenzen für Makroalgen in Küsten- und Übergangsgewässern

Die Ermittlung der Referenzbedingungen sollte optimalerweise anhand eines vom Menschen

unbeeinflussten Wasserkörpers des gleichen Gewässertyps erfolgen (vergl. EU 2000, Anhang II 1.3). Da solche Gebiete in den Flussgebiets-einheiten Ems, Weser und Elbe seit der Industrialisierung nicht mehr existieren, müssen unter Verwendung und Auswertung historischer Daten, die einen weniger vom Menschen beeinflussten Zustand widerspiegeln, und mittels modellhafter Betrachtungen Referenzbedingungen abgeleitet werden. Wenn auch hierfür nur unzureichende Daten vorliegen, kann eine Referenz nur über eine Einschätzung von Sachverständigen definiert werden. Auch Kombinationen der Methoden sind möglich.

Nach WRRRL sollen für eine Bewertung des ökologischen Zustandes der Makroalgen die Artenzusammensetzung, die Abundanz (Mächtigkeit) und der Anteil störungsempfindlicher Arten beurteilt werden (s. Tab. 5.1).

Artenzusammensetzung

Die Auswertung der Literatur ergibt Hinweise darauf, dass sich das Artenspektrum der Makroalgen im Wattenmeer verschoben hat. SCHORIES et al. (1997) stellen für den Königshafen bei Sylt eine Zunahme opportunistischer Grünalgen zulasten von Braun- und Rotalgen fest. DEN HARTOG (1979) berichtet, dass das Seegrassterben in den 1930er Jahren mit einem Verlust an Algenarten, die mit Seegras assoziiert waren, einherging. Ebenso hatten großflächige Baumaßnahmen wie der Einschluss des IJsselmeeres einen Einfluss auf die Algenflora (DEN HARTOG 1979). Auch für die Übergangs- und Küstengewässer der FGE Elbe, Weser und Ems wird eine langfristige Veränderung der Algenzusammensetzung vermutet (KOLBE 2006). Um die Veränderungen in den FGE Elbe, Weser und Ems zu dokumentieren, wurde versucht, eine Referenzartenliste zu erstellen (Details s. JAKLIN ET AL. 2006, KOLBE 2006), in die sowohl quantitative als auch qualitative Informationen einfließen. Hierzu wurden zunächst die Daten aus 22 verfügbaren Quellen der Literatur, sowie den Roten Listen von Schleswig-Holstein und Niedersachsen für eine kumulative Artenliste validiert (z.B. Fund einer siedelnden Art im Gebiet oder nur Strandanwurf) und zusammengestellt. Auf diese Weise wurde eine kumulative Artenliste erstellt, die nunmehr insgesamt 152 Arten enthält (Tab. 5.2 bis Tab. 5.4). Hiervon zählen 61 Arten zu den Grünalgen, 35 zu den Braunalgen und 56 zu den Rotalgen.

Tab. 5.2: Kumulative Liste der Grünalgen-Arten (Chlorophyta) der Flussgebietseinheiten Ems, Weser und Elbe: Florenliste nach SCHORIES et al. (1996) mit Ergänzungen aus lokalen Nachweisen („vorläufige Referenzartenliste“), aus KOLBE (2006)

Ökologische Gruppe: 1 = mehrjährig oder krustenförmig; 2 = einjährig

RL (Rote Liste Status nach SCHORIES et al. 1996):

0 = ausgestorben oder verschollen

G = Gefährdung anzunehmen

1 = vom Aussterben bedroht

R = extrem selten

2 = stark gefährdet

D = Datenlage mangelhaft

3 = gefährdet

X = derzeit nicht als gefährdet angesehen

F = fehlt im Gebiet

Nachweise:

U = unsicher, evtl. Drift; D = Drift;

1 = sicherer Nachweis

Grünalgen (Chlorophyta)																											
Art	Beschreiber	Ökologische Gruppe	RL Nds. Wattenmeer	RL S-H Wattenmeer	JÜRGENS 1835	EIBEN 1871	LINKE 1939	DIRCKSEN 1951	SCHÜTTE 1951	SCHUSTER 1951	[Hartog, 1959 #840]	MÜLLER 1960	PRIGGE 1960	BEHRE 1961	MÜLLER et al. 1965	MICHAELIS 1969	FARKE & HAUSMANN 1971	MICHAELIS 1973	HAUSER & MICHAELIS 1975	KOEMAN 1975	MICHAELIS 1976	MEYER & MICHAELIS 1980	KOEMAN & VAN 1995	KOLBE et al. 1995	NIEHOFF 1995	PETERSEN unveröffentl.	
			<i>Acrochaete wittrockii</i>	(Wille) R. Nielsen 1983	2	X	X																				
<i>Acrosiphonia arcta</i>	(Dillwyn) Gain 1912	2	D	D	U	D																					
<i>Acrosiphonia sonderi</i>	(Kützing) Kornmann 1962	2	D	D																							
<i>Acrosiphonia spinescens</i>	(Kützing) Kjellmann 1883	2	D	D																							
<i>Blidingia marginata</i>	(J. Agardh) P.J.L. Dangeard ex Bliding 1963	2	X	X																					1		
<i>Blidingia minima</i>	(Nägeli ex Kützing) Kylin 1947	2	X	X										1							1					1	
<i>Blidingia subsalsa</i>	(Kjellman) Kornmann & Sahling ex Scagel et al. 1989	2												1													
<i>Bryopsis hypnoides</i>	J.V. Lamouroux 1809	2	X	X																				1			
<i>Chaetomorpha aerea</i>	(Dillwyn) Kützing 1849	2	X	X																							1
<i>Chaetomorpha linum</i>	(O.F. Müller in Flor. dan.) Kütz.	2	X	X	1	1	1										1			1			1			1	
<i>Chaetomorpha spp.</i>	Kützing 1845	2																						1			
<i>Cladophora al-bida</i>	(Nees) Kützing 1843	2	X	X																							
<i>Cladophora cristata</i>	Kützing 1843	2				1																					
<i>Cladophora dalmatica</i>	Kützing 1843	2	D	D																							
<i>Cladophora fracta</i>	(O.F. Müller ex Vahl) Kützing	2			1	1																					
<i>Cladophora fracta var. intricata</i>	(Lyngbye) C. Hoek 1963	2				1																					
<i>Cladophora glomerata</i>	(Linnaeus) Kützing 1843	2			U									1													

Fortsetzung Tab. 5.2

Art	Beschreiber	Okologische Gruppe																PETERSEN unveröffentl.								
		RL Nds. Wattenmeer	RL 5-H Wattenmeer	JURGENS 1835	EIBEN 1871	LINKE 1939	DIRCKSEN 1951	SCHÜTTE 1951	SCHUSTER 1951	[Hartog, 1959 #840]	MÜLLER 1960	PRIGGE 1960	BEHRE 1961	MÜLLER et al. 1965	MICHAELIS 1969	FARKE & HAUSMANN 1971	MICHAELIS 1973		HAUSER & MICHAELIS 1975	KOEMAN 1975	MICHAELIS 1976	MEYER & MICHAELIS 1980	KOEMAN & VAN 1995	KOLBE et al. 1995	NIEHOFF 1995	
<i>Cladophora laetevirens</i>	(Dillwyn) Kützing 1843	2	D	D																						
<i>Cladophora lehmanniana</i>	(Lindenberg) Kützing 1843	2	D	D																						
<i>Cladophora ruchingeri</i>	(C. Agardh) Kützing 1845	2																								1
<i>Cladophora rupestris</i>	(Linnaeus) Kützing 1843	2	D	D	U	D						1														
<i>Cladophora sericea</i>	(Hudson) Kütz. 1843	2	X	X	1							1											1			
<i>Cladophora vagabunda</i>	(Linnaeus) Hoek 1963	2	D	D	1																		1			
<i>Enteromorpha flexuosa subsp. linziformis</i>	(Bliding) Bliding 1963	2	F	X																			1	1		
<i>Enteromorpha intestinalis var. crista</i>	(Roth) Greville 1830	2				1																				
<i>Gomontia polyrhiza</i>	(Lagerheim) Bornet & Flahault 1888	2	X	X																						
<i>Klebsormidium rivulare</i>	(Kützing) O. Morison & Sheath 1985	2										1														
<i>Monostroma grevillei</i>	(Thuret) Wittrock 1866	2	X	X																						
<i>Percursaria percursa</i>	(C. Agardh) Rosenvinge 1893	2	X	X		1										1							1	1		
<i>Phycoseris lanceolata var. angusta</i>	Kützing; uncertain	2				1																				
<i>Prasiola stipitata</i>	Suhr ex Jessen 1848	2	X	X								1														
<i>Rhizoclonium hieroglyphicum</i>	(C. Agardh) Kützing 1843	2										1														
<i>Rhizoclonium riparium</i>	(Roth) Harvey 1849	2	X	X	1										1				1				1	1		
<i>Rhizoclonium tortuosum</i>	(Dillwyn) Kützing 1845	2	F	F	D															1						
<i>Rosenvingiella polyrhiza</i>	(Rosenvinge) P.C. Silva 1957	2	F	F								1														
<i>Spongomorpha aeruginosa</i>	(Linnaeus) Hoek 1963	2	F	F	D																				1	
<i>Stigeoclonium tenue</i>	(C. Agardh) Kützing 1843	2											1													
<i>Ulothrix flacca</i>	(Dillwyn) Thuret in Le Jolis 1863	2	X	X	1								1													
<i>Ulothrix implexa</i>	(Kützing) Kützing 1849	2	X	X																						
<i>Ulothrix sp.</i>	Kützing 1833	2										1														
<i>Ulothrix subflaccida</i>	Wille 1901	2																		1						
<i>Ulothrix zonata</i>	(Weber & Mohr) Kützing 1843	2											1													

Fortsetzung Tab. 5.2

Art	Beschreiber	Okologische Gruppe																								
		RL Nds. Wattenmeer	RL S-H Wattenmeer	JÜRGENS 1835	EIBEN 1871	LINKE 1939	DIRCKSEN 1951	SCHÜTTE 1951	SCHUSTER 1951	[Hartog, 1959 #840]	MÜLLER 1960	PRIGGE 1960	BEHRE 1961	MÜLLER et al. 1965	MICHAELIS 1969	FARKE & HAUSMANN 1971	MICHAELIS 1973	HAUSER & MICHAELIS 1975	KOEMAN 1975	MICHAELIS 1976	MEYER & MICHAELIS 1980	KOEMAN & VAN 1995	KOLBE et al. 1995	NIEHOFF 1995	PETERSEN unveröffentl.	
<i>Ulva</i> spp. (<i>Enteromorpha</i> spp.)	Linnaeus	2		1	1	1	1				1		1		1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
<i>Ulva clathrata</i>	(Roth) C. Agardh 1811	2	X	X	1	1									1							1	1			
<i>Ulva compressa</i>	Linnaeus 1753	2	X	X	U	1	1		1		1	1	1		1			1				1	1			
<i>Ulva curvata</i>	(Kützing) De Toni 1889	2	F	X														1				1	1			
<i>Ulva flexuosa</i>	Wulfen 1803	2	X	X	1				1									1				1	1		1	
<i>Ulva intestinalis</i>	Linnaeus 1753	2	X	X	1	1							1									1	1			
<i>Ulva kyllinii</i>	(Bliding) Hayden, Blomster, Maggs, P.C. Silva, M.J. Stanhope & J.R. Waaland 2003	2																					1			
<i>Ulva lactuca</i>	Linnaeus 1753	2	X	X	1	1	1		1	1	1	1			1			1				1	1	1	1	1
<i>Ulva linza</i>	Linnaeus 1753	2	X	X	1	D	1		1		1	1			1		1					1	1	1		
<i>Ulva percursa</i>	(C. Agardh) C. Agardh	2			1																					
<i>Ulva procera</i>	(K. Ahlner) Hayden, Blomster, Maggs, P.C. Silva, M.J. Stanhope & J.R. Waaland	2	F	X																						
<i>Ulva prolifera</i>	O.F. Müller in Oeder 1778	2	X	X		1			1				1		1							1	1			
<i>Ulva radiata</i>	(J. Agardh) Hayden, Blomster, Maggs, P.C. Silva, M.J. Stanhope & J.R. Waaland 2003	2	X	X																			1	1		
<i>Ulva ralfsii</i>	(Harvey) Le Jolis 1863	2	F	X																			1	1		
<i>Ulva ramulosa</i>	(Roth) C. Agardh 1811	2	D	D	U																					
<i>Ulva rigida</i>	C. Agardh 1823	2	F	X																			1	1		
<i>Ulva scandinavica</i>	Bliding 1968	2	F	X																				1		
<i>Ulva simplex</i>	(K.L. Vinogradova) Hayden, Blomster, Maggs, P.C. Silva, M.J. Stanhope & J.R. Waaland 2003	2	F	X																			1			
<i>Ulva torta</i>	(Mertens) Trevisan 1841	2	X	X	1													1				1	1			
<i>Urospora penicilliformis</i>	(Roth) Areschoug 1866	2	X	X	1	1							1			1		1								

Tab. 5.3: Kumulative Liste der Braunalgen-Arten (Phaeophyta) der Flussgebietseinheiten Ems, Weser und Elbe: Florenliste nach SCHORIES et al. (1996) mit Ergänzungen aus lokalen Nachweisen („vorläufige Referenzartenliste“), aus KOLBE (2006)

Ökologische Gruppe: 1 = mehrjährig oder krustenförmig; 2 = einjährig

RL (Rote Liste Status nach SCHORIES et al. 1996):

0 = ausgestorben oder verschollen

G = Gefährdung anzunehmen

1 = vom Aussterben bedroht

R = extrem selten

2 = stark gefährdet

D = Datenlage mangelhaft

3 = gefährdet

X = derzeit nicht als gefährdet angesehen

F = fehlt im Gebiet

Nachweise:

U = unsicher, evtl. Drift; D = Drift;

1 = sicherer Nachweis

Braunalgen																								
Art	Beschreiber	Ökologische Gruppe	RL Inds. Wattenmeer	RL S-H Wattenmeer	JURGENS 1835	EIBEN 1871	HAUCK 1885	SCHUTTE 1951	SCHUSTER 1951	MÜLLER 1960	PRIGGE 1960	BEHRE 1961	MICHAELIS 1969	FARKE & HAUSMANN 1971	MICHAELIS 1973	HAUSER & MICHAELIS 1975	KOEMAN 1975	MICHAELIS 1976	MEYER & MICHAELIS 1980	KOEMAN & VAN 1995	KOLBE et al. 1995	NIEHOFF 1995	PETERSEN 2005	
<i>Acinetospora crinita</i>	(Carm. Ex Harvey) Kornm. 1953(Carmichael) Kornmann 1953	2	X	X																				
<i>Ascophyllum nodosum</i>	(Linnaeus) Le Jolis 1863	1	F	F	U	1					1													1
<i>Chorda filum</i>	(Linnaeus) Stackhouse 1797	2	R	R	U	1		1	D															
<i>Chordaria flagelliformis</i>	(O.F. Müller) C. Agardh 1817	2	D	D	D																			
<i>Cystoseira baccata</i>	(S.G. Gmelin) P.C. Silva 1952	1			D	D	1																	
<i>Desmarestia ligulata</i>	(Lightfoot) J.V. Lamouroux 1813	1			U	D	1																	
<i>Ectocarpus gracillimus</i>	Kützing	2				1																		
<i>Ectocarpus patens</i>	Kützing	2				1																		
<i>Ectocarpus siliculosus</i>	(Dillwyn) Lyngbye 1819	2	X	X	1	D						1					1							
<i>Ectocarpus tomentosus</i>	(Hudson) Lyngbye 1819	2			1	D																		
<i>Elachista fucicola</i>	(Vellay) Areschoug 1842	2	X	X	1												1							
<i>Fucus serratus</i>	Linnaeus 1753	1	F	F	D	D		1																
<i>Fucus spiralis</i>	Linnaeus 1753	1	D	D							1												1	
<i>Fucus vesiculosus</i>	Linnaeus 1753	1	X	X	1	1		1	1	1	1		1	1	1	1				1		1	1	1
<i>Fucus vesiculosus f. mytili</i>	(Nienburg) Nienhuis	1	X	X									1	1	1	1	1							
<i>Giffordia granulosa</i>	(J.E. Smith) G. Hamel 1939	2	D	D																				
<i>Halidrys siliquosa</i>	(Linnaeus) Lyngbye 1819	1	F	F	D	D		1																
<i>Mikrosyphar polysiphoniae</i>	Kuckuck 1897	2	F	X																				
<i>Myrionema strangulans</i>	Greville 1827	1	F	D																				
<i>Petalonia fascia</i>	(O.F. Müller) Kuntze 1898	2	X	X													1	1						
<i>Pylaiella littoralis</i>	(Linnaeus) Kjellman 1978	2	X	X	1	1			1		1		1				1		1					

Fortsetzung Tab. 5.3

Art	Beschreiber	Ökologische Gruppe																				
		RL Nds. Wattenmeer	RL S-H Wattenmeer	JÜRGENS 1835	EIBEN 1871	HAUCK 1885	SCHUTTE 1951	SCHUSTER 1951	MÜLLER 1960	PRIGGE 1960	BEHRE 1961	MICHAELIS 1969	FARKE & HAUSMANN 1971	MICHAELIS 1973	HAUSER & MICHAELIS 1975	KOEMAN 1975	MICHAELIS 1976	MEYER & MICHAELIS 1980	KOEMAN & VAN 1995	KOLBE et al. 1995	NIEHOFF 1995	PETERSEN 2005
<i>Ralfsia verrucosa</i>	(Areschoug) Areschoug in Fries 1845	1	X	X						1						1						
<i>Sargassum muticum</i>	(Yendo) Fensholt 1955	1	F	X																		
<i>Scytosiphon lomentaria</i>	(Lyngbye) Link 1833	2	X	X												1						
<i>Sphaerotrichia divaricata</i>	(C. Agardh) Kylin 1940	2	D	D																		
<i>Ulonema rhizophorum</i>	Foslie 1894		F	X																		

Tab. 5.4: Kumulative Liste der Rotalgen-Arten (Rhodophyta) der Flussgebietseinheiten Ems, Weser und Elbe: Florenliste nach SCHORIES et al. (1996) mit Ergänzungen aus lokalen Nachweisen („vorläufige Referenzartenliste“). Aus KOLBE (2006).

Ökologische Gruppe: 1 = mehrjährig oder krustenförmig; 2 = einjährig

RL (Rote Liste Status nach SCHORIES et al. 1996):

0 = ausgestorben oder verschollen

G = Gefährdung anzunehmen

1 = vom Aussterben bedroht

R = extrem selten

2 = stark gefährdet

D = Datenlage mangelhaft

3 = gefährdet

X = derzeit nicht als gefährdet angesehen

F = fehlt im Gebiet

Nachweise:

U = unsicher, evtl. Drift; D = Drift;

1 = sicherer Nachweis

Rotalgen														
Art	Beschreiber	Ökologische Gruppe												
		RL Nds. Wattenmeer	RL S-H Wattenmeer	JÜRGENS 1835	EIBEN 1871	HAUCK 1885	PRIGGE 1960	BEHRE 1961	HAUSER & MICHAELIS 1975	KOEMAN 1975	MEYER & MICHAELIS 1980	KOEMAN & VAN 1995	KOLBE et al. 1995	NIEHOFF 1995
<i>Acrochaetium secundatum</i>	(Lyngbye) Nägeli in Nägeli & Cramer 1862	2	X	X										
<i>Acrochaetium virgatum</i>	(Harvey) Batters 1902	2	X	X										
<i>Aglaothamnion roseum</i>	(Roth) Maggs & L'Hardy-Halos 1993	2			1									
<i>Ahnfeltia plicata</i>	(Hudson) Fries 1836	1	D	D	U									
<i>Bangia atropurpurea</i>	(Roth) C. Agardh 1824	2	F	F	U			1	1					
<i>Callithamnion corymbosum</i>	(J.E. Smith) Lyngbye 1819	2	3	3	D									

Fortsetzung Tab. 5.4

Art	Beschreiber	Ökologische Gruppe															
			RL Nds.	Wattenmeer	RL S-H Wattenmeer	JÜRGENS 1835	EIBEN 1871	HAUCK 1885	PRIGGE 1960	BEHRE 1961	HAUSER & MICHAELIS 1975	KOEMAN 1975	MEYER & MICHAELIS 1980	KOEMAN & VAN 1995	KOLBE et al. 1995	NIEHOFF 1995	PETERSEN 2005
<i>Callithamnion tetragonum</i>	(Withering) S.F. Gray	2				U	D	1									
<i>Callithamnion tetricum</i>	(Dillw.) Ag.	2				U		1									
<i>Ceramium diaphanum</i>	(Lightfoot) Roth 1806	2				U	1										
<i>Ceramium virgatum</i>	Roth 1797	2	X	X		1	1									1	
<i>Chondrus crispus</i>	Stackhouse 1797	1	X	X		D											
<i>Colaconema daviesii</i>	(Dillwyn) Stegenga 1985	2	D	D		U											
<i>Cystoclonium purpureum</i>	(Hudson) Batters 1902	2	D	D		U											
<i>Dumontia contorta</i>	(S.G. Gmelin) Ruprecht 1850	2	X	X		U	D										
<i>Erythrocladia reflexa</i>		2	F	X													
<i>Erythrocladia elegans</i>		2	F	X													
<i>Erythrotrichia reflexa</i>	(P.L. Crouan & H.M. Crouan) Thuret ex De Toni 1897	2	F	X													
<i>Erythrotrichia carnea</i>	(Dillwyn) J. Agardh 1883	2	X	X													
<i>Gracilaria gracilis</i>	(Stackhouse) M. Steentoft, L.M. Irvine & W.F. Farnham	2	2	2		1	1						1				
<i>Gracilaria vermiculophylla</i>	(Ohmi) Papenfuss 1967	2															1
<i>Halurus flosculus</i>	(J. Ellis) Maggs & Hommersand 1993	1				U	D	1									
<i>Hildenbrandia rubra</i>	(Sommerfelt) Meneghini 1841	1	D	D													
<i>Lithothamnion sonderi</i>	Hauck 1883	1	D	D													
<i>Melobesia membranacea</i>	(Esper) J.V. Lamouroux 1812	1	D	D													
<i>Plocamium cartilagineum</i>	(Linnaeus) P.S. Dixon 1967	2	F	F		1	1										
<i>Pneophyllum fragile</i>	Kützing 1843	1	D	D													
<i>Polysiphonia allochroa</i>	(Roth) Fries 1845	2				1											
<i>Polysiphonia elongata</i>	(Hudson) Sprengel 1827	2	X	X		1											
<i>Polysiphonia fibrillosa</i>	(Dillwyn) Sprengel 1827	2	F	F		1	D										
<i>Polysiphonia fucoides</i>	(Hudson) Greville 1824	2	X	X		1	1										
<i>Polysiphonia nigescens</i>	(Hudson) Greville ex Harvey in W.J. Hooker 1833	2	x	x					1								
<i>Polysiphonia nigra</i>	(Hudson) Batters 1902	2	R	R		U	D										
<i>Porphyra purpurea</i>	(Roth) C. Agardh 1824	2	X	X		U	1			1	1	1		1			
<i>Porphyra umbilicalis</i>	(Linnaeus) Kützing 1843	2	X	X					1		1		1	1	1	1	1
<i>Porphyra sp.</i>	C. Agardh 1824	2								1		1					
<i>Rhodochorton purpureum</i>	(Lightfoot) Rosenvinge 1900	2	F	F		1											
<i>Stylonema alsidii</i>	(Zanardini) K.M. Drew 1956	2	X	X													
<i>Titanoderma pustulatum</i>	(J.V. Lamouroux) Nägeli in Nägeli & C.E.Cramer 1858	1	D	D													

Diese Daten gehen allerdings nicht auf Zeiten vor der Industrialisierung (1830 - 1880) zurück, sondern umfassen den Zeitraum 1870 – 1960 (größtenteils nach 1950). Hierdurch kann zwar kein Referenzzustand im engeren Sinne definiert werden, aber zumindest ein Zustand vor Einsetzen der Eutrophierung, einem der Hauptprobleme des Untersuchungsgebietes (z. B. VAN BEUSEKOM et al. 2001). Nach KOLBE (2006) kann diese Artenliste allerdings nur eingeschränkt als Referenz dienen, da sie einige sehr unsichere Einträge und kaum quantitative Angaben enthält. Zudem würde ein Vergleich des dargestellten Arteninventares mit heutigen oder zukünftigen Untersuchungsergebnissen durch unterschiedliche Methoden (Substrat und Ort), und unterschiedliche Untersuchungszeiträume (einzelne Tage, Saison, Jahre) erschwert, sowie zusätzlich dadurch, dass viele der historischen Untersuchungen eher allgemeiner Natur waren und nicht primär auf Makroalgen ausgerichtet. Aus diesen Gründen wird von KOLBE (2006) nicht empfohlen, diese kumulative Artenliste als Referenzartenliste zu benutzen. Um trotzdem die Artenvielfalt nicht völlig außer Acht zu lassen, wird von der Autorin vorgeschlagen, eine reduzierte Artenliste zu verwenden. Hierzu bieten sich die Untersuchungen von EIBEN (1871) und PRIGGE (1960) an, da sie die umfassendsten Untersuchungen darstellen. Da die Anzahl der Grünalgen im Gebiet relativ hoch ist und auch der Aufwand der taxonomischen Identifizierung relativ groß ist, wird von KOLBE (2006) vorgeschlagen, die Kontrolle des Artenspektrums auf Rot- und Braunalgen zu beschränken. Diese Arten kommen fast ausschließlich an Hartsubstraten vor, so dass die Kontrolle des Artenspektrums auf diese Substrate konzentriert werden kann. Als Referenz kann dann jedoch nicht die

Gesamtartenzahl oder ein bestimmtes Verhältnis aller Artengruppen zueinander gewählt werden, wie es im Rahmen anderer Bewertungsansätze empfohlen wird, sondern nur die Anzahl bzw. Präsenz von Rot- und Braunalgen-Arten bzw. von perennierenden Arten. Als Referenzwert für die Anzahl von Rot- und Braunalgen-Arten bzw. die Anzahl mehrjähriger Arten muss ermittelt werden, wie viele dieser Arten bei Abwesenheit störender menschlicher Einflüsse bei einer Monitoring-Untersuchung im entsprechenden Wasserkörper mindestens vorgefunden werden (vgl. WELLS 2004). Auch die Klassengrenzen sind zunächst in Anlehnung an die Klassifizierung der Gesamtartenzahl bei WELLS (2004) angelegt. Es sei darauf hingewiesen, dass die Obergrenze für Klasse 3 („mäßig“) mit einem Wert von 74% Verlust recht hoch erscheint. Das vorgeschlagene Bewertungsschema (s. Tab. 5.5) kann auf die Küstengewässer im Bearbeitungsgebiet angewendet werden, allerdings sollten die kumulative Artenliste („vorläufige Referenzartenliste“), die Klassengrenzen und geeignete Methoden zur Überwachung der Artenvielfalt im Rahmen von Praxistests noch überprüft bzw. erprobt werden. Für die Übergangsgewässer wird dieses Schema nicht empfohlen, da die Anzahl der Rot- und Braunalgenarten hier natürlicherweise ein Minimum erreicht. Wird die beschriebene Klassifizierung auf die nicht das gesamte vorhandene Artenspektrum widerspiegelnden Artenlisten nach Untersuchungen von EIBEN (1871) und PRIGGE (1960) angewendet, ergeben sich die Klassengrenzen entsprechend Tab. 5.6.

Tab. 5.5: Klassifizierung für das Bewertungskriterium „Artenzusammensetzung von Makroalgen (Braun- und Rotalgen)“ für die Küstengewässer der Flussgebietseinheiten Ems, Weser und Elbe (nach KOLBE 2006)

Qualitätskriterium	sehr gut	gut	mäßig	unbefriedigend	schlecht
Vorkommen von Braun- und Rotalgen*	bei Abwesenheit von Störungen mindestens zu erwartende Artenzahl	Verlust von < 40% der Ref.-Artenzahl	Verlust von 40 - 74% der Ref.-Artenzahl	Verlust von 75 - 99% der Ref.-Artenzahl	Verlust von 100% der Arten
Vorkommen mehrjähriger Algen-Arten*					

*) Arten aus der Referenzartenliste der einheimischen Algenflora (ohne Neophyta)

Tab. 5.6: Klassengrenzen für das Bewertungskriterium „Artenzusammensetzung von Makroalgen (Braun- und Rotalgen)“ für die Küstengewässer der Flussgebietseinheiten Elbe, Weser und Ems, bezogen auf die begrenzten Artenlisten von Eiben (1871) und Prigge (1960), nach KOLBE (2006)

Qualitätskriterium	sehr gut	gut	mäßig	unbefriedigend	schlecht
Anzahl von Braun- und Rotalgen- Arten	≥ 12	11 - 7	6 - 4	3 - 1	0
Anzahl mehrjähriger Arten	≥ 4	3 - 2	1	keine mehrjährige Art	keine mehrjährige Art

Tiefenverbreitung von Braun- und Rotalgen

Ein weiteres Kriterium innerhalb vieler Bewertungsschemata ist die Tiefenverbreitung von Rot- und Braunalgen (s. JAKLIN & PETERSEN 2006, KOLBE 2006). Wie in Abb. 5.1 dargestellt, reagieren Makroalgen auf eine Verschlechterung des Lichtklimas mit verringerter Submergenz. Im Lister Hafen bei Sylt dokumentierten SCHORIES et al. (1997), dass sich die Tiefenverbreitung von Makroalgen von ehemals 8 m Wassertiefe (HAGMEIER 1941) auf heutzutage 3 bis 4 Meter verringert hat. Leider gibt es über die Tiefenverbreitung dieser Algengruppen für das hier betrachtete Gebiet weder historische noch aktuelle Daten.

Flächenausdehnung opportunistischer eulitoral-er Makroalgen (Grünalgen) in Küstengewässern

Die starke Zunahme von kurzlebigen grünen Makroalgen, gewöhnlich der Gattungen *Ulva*, *Enteromorpha*, *Cladophora* und *Chaetomorpha*, wurde immer assoziiert mit ansteigender Nährstoffverfügbarkeit in der Umwelt (z. B. KOLBE et al. 1995, REISE & SIEBERT 1994). Das gehäufte Vorkommen von Grünalgen wird daher als ein Bioindikator für Eutrophierungszustände angesehen, so dass die Flächenausdehnung opportunistischer Makroalgen als ein wichtiger Parameter zur Beurteilung der Umweltqualität Bestandteil der meisten Bewertungsschemata nach WRRRL ist (z. B. SCHANZ & REISE 2005, FODEN 2005a, DE JONG 2005).

Um die Ausdehnung der Grünalgen-Flächen auf den eulitoralen Wattflächen zu dokumentieren, werden seit 1990 regelmäßig während der Wachstumsperiode der Grünalgen von Mai bis August/September - oder nötigenfalls bis Oktober - Befliegungen vom NLWKN (früher NLFK) durchgeführt. Damit ist es möglich, das

maximale Algenvorkommen innerhalb jeden Jahres zu erfassen. Bei jedem Flug werden Lage, Ausdehnung und Bedeckungsgrad der Makroalgenvorkommen auf den Wattflächen in Karten eingezeichnet, welche hinterher in Arc-View digitalisiert werden, um so raumbezogene Abfragen zu ermöglichen. Die Bedeckungsgrade eulitoral-er Wattflächen mit Makroalgen werden in fünf Klassen unterteilt (1 = < 5%, 2 = 5 - 20%, 3 = 20 - 50%, 4 = 50 - 80%, 5 = 80 - 100%), so dass eine Unterteilung von sehr lockerer Bedeckung bis hin zu einer nahezu kompletten Bedeckung des Wattbodens möglich ist.

Für eine Bewertung der mit opportunistischen Makroalgen bedeckten Wattflächen muss beachtet werden, welche Flugdaten eines Jahres verwendet werden. Innerhalb der Vegetationsperiode sollte die negativste Erscheinung, also das maximale jährliche Vorkommen bewertet werden. Des Weiteren ist wichtig, dass nicht die gesamte eulitorale Fläche eines Wasserkörpers als potenzieller Siedlungsraum zur Verfügung steht. Dichte Grünalgenbestände bilden sich nur auf relativ lagestabilen Wattflächen wie Schlick- und Mischwatten aus, während exponierte Sände zu kaum einer Zeit mit Grünalgen bewachsen sind. Die Anteile der als Siedlungsgrund geeigneten und ungeeigneten Flächen sind zwischen den einzelnen Wasserkörpern sehr unterschiedlich. Um dies zu berücksichtigen, bewertet z.B. FODEN (2005a) nur die Grünalgen-Bedeckung auf geeigneten Wattbereichen - von FODEN (2005a) als „available intertidal area“ bezeichnet. Für diese Vorgehensweise müsste jedoch die Größe der potenziellen Siedlungsflächen regelmäßig vermessen werden. Da sich die Sedimente bzw. hydrographischen Bedingungen auch innerhalb eines Jahres verändern können, würde dies einen unverhältnismäßig großen Mehraufwand an Monitoring

bedeuten. Aus diesem Grund wird im Folgenden zur Berechnung der relativen Bedeckung mit Makroalgen die gesamte eulitorale Wattfläche (bezogen auf MSpTnw = SKN-Linie bzw. MSpThw) herangezogen. Als weiterer Schritt musste überlegt werden, welche Bedeckungsgrade eine mit Grünalgen bedeckte Fläche aufweisen muss, um in die Bewertung einzugehen. Auch wenn hierüber noch keine Untersuchungen vorliegen, ist davon auszugehen, dass geringe Bedeckungsgrade (> 1% - 5%) die im Sediment lebende Fauna nicht gravierend schädigen. Aus diesem Grund bewerten FODEN (2005a) und DE JONG (2005) nur Algenvorkommen, die sie als „Problem“ einstufen. Hierzu zählen dichte Algenhaufen oder eine auf 100% normalisierte Bedeckung, die angibt, welches Ausmaß der Wattflächen zu 100% mit Grünalgen bedeckt wäre (%-Anteil Bedeckung an der bedeckten Gesamtfläche multipliziert mit einem Faktor für den jeweiligen Bedeckungsgrad). Diese Vorgehensweise berücksichtigt jedoch nicht das Phänomen der räumlichen Ausdehnung der Algen insgesamt, und neben dem Bedeckungsgrad hat wahrscheinlich auch die Größe der bedeckten Flächen einen Einfluss auf das System. Deshalb wird hier vorgeschlagen, alle Bedeckungsgrade > 1% bis 100% in die Bewertung einfließen zu lassen.

Insgesamt wird also vorgeschlagen, das jährliche Ausdehnungsmaximum der Makroalgen (in km²) auf den eulitoralischen Wattflächen spezifisch für jeden Wasserkörper zu bewerten, wobei alle Flächen mit einem Bedeckungsgrad von > 1% berücksichtigt werden. Da für historische Zeiträume kaum quantitative Angaben über die räumliche und zeitliche Makroalgenausdehnung existieren, wurden die Referenzwerte und Klassengrenzen für die vorliegende Studie anhand der aktuellen Befliegungsdaten aus den Jahren 1990 bis 2004 bestimmt. Da für die

Festlegung der Referenz kein sehr guter historischer Zustand herangezogen werden konnte, wurden umgekehrt die Klassengrenzen von dem beobachteten schlechten Zustand ausgehend gesetzt. Dafür wurde der Mittelwert A_m aus den drei größten im Zeitraum 1990 bis 2004 festgestellten maximalen jährlichen Ausdehnungen von Grünalgenflächen als Grenze zwischen den Statusklassen „unbefriedigend“ und „schlecht“ festgelegt (Tab. 5.7). Für jeden Wasserkörper wurde eine solche „schlechte Referenz“ aus den Monitoringdaten des Fluges ermittelt, der das Jahresmaximum der Algenbedeckung im gesamten Bearbeitungsgebiet erfasst. Da die Befliegungen unmittelbar nach den ersten Beobachtungen der Massenentwicklung von Grünalgen einsetzen, ist davon auszugehen, dass innerhalb des Zeitraumes von 1990 bis 2004 jeder Wasserkörper einmal die für ihn aufgrund der vorherrschenden Habitate spezifische maximale Ausdehnung der Makroalgen erreicht hat. Durch die Bildung eines Mittelwertes aus den drei schlechtesten (höchsten) Werten wird berücksichtigt, dass auch kurzfristige lokale Strömungs-, Nährstoff- oder Trübungsvariationen das Auftreten von Makroalgen beeinflussen können. Für einige Wasserkörper wie z. B. NEA11-Weser wird hierdurch verhindert, dass anhand eines Ausreißerwertes von in diesem Falle 20,62 km² Bedeckung (statt 10,31 km² als Mittelwert) im Jahr 1991 der unbefriedigende Zustand definiert wird und somit alle Vergleichswerte immer einen deutlich besseren ökologischen Zustand anzeigen würden als dies tatsächlich der Fall ist. Ausgehend von der wasserkörperspezifischen „schlechten Referenz“ werden alle anderen Klassengrenzen nach prozentualen Abweichungen gezogen (Tab. 5.7).

Tab. 5.7: Klassifizierung für das Bewertungskriterium „Flächenausdehnung opportunistischer eulitoralischer Makroalgen (Grünalgen)“ für die Küsten- und Übergangsgewässer der Flussgebietseinheiten Ems, Weser und Elbe (verändert nach KOLBE 2006). Mittleres Maximum = Mittel der drei Höchstwerte

Qualitätskriterium	sehr gut	gut	mäßig	unbefriedigend	schlecht
Fläche der opportunistischen eulitoralischen Makroalgen (Grünalgen) mit einer Bedeckung von >1% (Jahresmaximum)	< 5% des bisherigen mittleren Maximums A_m (1990 – 2004)	5 – 9% des bisherigen mittleren Maximums A_m (1990 – 2004)	10 – 39% des bisherigen mittleren Maximums A_m (1990 – 2004)	40 - 100 % des bisherigen mittleren Maximums A_m (1990 – 2004)	> 100 % des bisherigen mittleren Maximums A_m (1990 – 2004)

Die Auswertung der Befliegungsdaten 1990 bis 2004 ergab, dass innerhalb einer Periode mit hohen Nährstoffwerten (1996 bis 1998, Daten NLWKN, Station Norderney) sehr variable Maximalbedeckungen von Werten zwischen ca. 8 und 25 km² verzeichnet wurden. Um dieser wahrscheinlich nicht anthropogenen Variabilität Rechnung zu tragen, werden nach KOLBE (2006) erst Algenflächen, die Werte kleiner als 40% des bisherigen Maximums aufweisen, als „mäßig“ eingestuft (Tab. 5.7). Eine Ausdehnung, die im Bereich von 10% des bisherigen Maximums liegt, ist zwar immer noch auffällig, kann aber als „gut“ gelten, da es unwahrscheinlich ist, dass eine Störung des ökologischen Gleichgewichts von entsprechenden Algenbeständen ausgeht. Die Definition des „sehr guten“ Zustandes ist aufgrund fehlender historischer Daten schwierig. Es wird jedoch davon ausgegangen, dass auch um 1940 Grünalgenmatten im Eulitoral des Wattenmeeres vorkamen. Hierauf deuten einzelne Beschreibungen aus älterer Literatur hin. So ist in DIRCKSEN (1942) auf S. 135 zu lesen: „Als lichte grüne Teppichfetzen überkleiden in der Uferzone stellenweise die salatblattartigen Ulva-Algen und verfilzte Decken von Darmalgenfäden den Boden.“ GESSNER (1957) bezeichnet die üppige Entwicklung der Grünalgen als „Wattblühen“. Entsprechend wird die Grenze zum „guten“ Zustand im Rahmen dieser Studie bei < 5% gesetzt. Die untere Klassengrenze des schlechten ökologi-

schen Zustands wird für die Berechnung des EQR als der zweifache Wert ihrer Obergrenze, der Grenze „unbefriedigend/schlecht“ definiert. Dieser Wert erscheint plausibel, da einige Wasserkörper innerhalb der 15-jährigen Messperiode dieses Ausmaß tatsächlich erreicht haben. In Kapitel 5.2.1.1 sind die Bewertungsergebnisse für einzelne Jahreswerte angegeben. Aufgrund der hohen saisonalen und interannuellen Variabilität der Makroalgenbedeckung wäre eine Mittelung über eine Reihe von Jahren (z.B. 6-Jahreszeiträume) in Erwägung zu ziehen, um kurzfristige und evtl. klimatisch bedingte Schwankungen auszugleichen. Dies Vorgehen wird auch von KOLBE (2006) empfohlen.

Aus den oben genannten Überlegungen und Datengrundlagen ergeben sich für die einzelnen Wasserkörper der FGE Elbe, Weser und Ems die folgenden Klassengrenzen der fünf Güteklassen (Tab. 5.8). Der Vollständigkeit halber sind alle 17 Wasserkörper aufgelistet (vergl. Abb. 1.1), die zu den drei FGE zählen. Die Bereiche Ost und West des Wasserkörpers NEA4-Elbe werden hier wegen der unterschiedlichen Datenlage getrennt betrachtet und aufgeführt. Dasselbe gilt für die in den folgenden Tabellen „NEA3-Elbe (West)“ und „NEA3-Elbe (Ost)“ genannten Gebiete, die offiziell einen Wasserkörper bilden (NEA3 Elbe), jedoch durch die Ländergrenze Niedersachsen/Schleswig-Holstein getrennt sind (s. Abb. 1.1).

Tab. 5.8: Klassengrenzen für das Qualitätskriterium „Ausdehnung von opportunistischen eulitoral Makroalgen (Grünalgen)“ für die Wasserkörper der FGE Elbe, Weser und Ems.

Wasserkörper	sehr gut	gut	mäßig	unbefriedigend	schlecht
Jahresmaximum in km² (bezogen auf Flächen mit einer Algenbedeckung >1%)					
NEA1 - Ems West	0 - 0,018	0,019 - 0,036	0,037 - 0,142	0,143 - 0,356	0,357 - 0,711
NEA3 - Ems	0 - 0,053	0,054 - 0,106	0,107 - 0,423	0,424 - 1,057	1,058 - 2,114
NEA11 - Ems	keine Daten vorhanden				
NEA1 - Ems Ost	0 - 0,163	0,164 - 0,327	0,328 - 1,308	1,309 - 3,270	3,271 - 6,540
NEA2 - Ems	0 - 2,587	2,588 - 5,174	5,175 - 20,694	20,695 - 51,736	51,737 - 103,472
NEA4 - Ems	0 - 2,797	2,798 - 5,594	5,595 - 22,374	22,375 - 55,936	55,937 - 111,872
NEA1 - Jade	0 - 0,024	0,025 - 0,048	0,049 - 0,191	0,192 - 0,478	0,479 - 0,955
NEA2 - Jade	0 - 1,050	1,051 - 2,100	2,101 - 8,398	8,399 - 20,996	20,997 - 41,992
NEA3 - Weser	0 - 0,021	0,022 - 0,042	0,043 - 0,167	0,168 - 0,417	0,418 - 0,833
NEA4 - Weser West	0 - 0,269	0,270 - 0,538	0,539 - 2,153	2,154 - 5,383	5,384 - 10,765
NEA4 - Weser Ost	0 - 1,283	1,283 - 2,566	2,566 - 10,266	10,266 - 25,664	25,664 - 51,328
NEA11 - Weser	0 - 0,516	0,517 - 1,031	1,032 - 4,124	4,125 - 10,311	10,312 - 20,622
NEA3 - Elbe (West)	0 - 0,171	0,172 - 0,342	0,343 - 1,367	1,368 - 3,417	3,418 - 6,833
NEA3 - Elbe (Ost)	keine Daten vorliegend				
NEA4 - Elbe West	0 - 0,609	0,610 - 1,219	1,220 - 4,876	4,877 - 12,190	12,191 - 24,380
NEA4 - Elbe Ost	keine Daten vorliegend				
NEA11 - Elbe	keine Daten vorliegend				

In einigen Fällen lagen uns bis Projektende entweder keine Daten vor oder für den Wasserkörper sind keine Daten vorhanden. Eine teilweise geringe Datengrundlage ist durch die Methode der Algenkartierung, d. h. durch die Flugroute begründet (vergl. Abb. 5.2). Als die Befliegungen 1990 starteten, wurde die Flugroute auf die naturräumlichen Gegebenheiten des niedersächsischen Wattenmeeres abgestimmt und nicht auf die Grenzen der erst später entworfenen Wasserkörper. Hierdurch werden die Gebiete „NEA3-Elbe (Ost)“ und „NEA4-Elbe Ost“ durch die Flugroute fast gar nicht abgedeckt, so dass uns für diese Gebiete keine Daten vorliegen. Der Bereich „NEA3 Elbe (West)“ wird zum größten Teil durch die Flugroute erfasst. Dagegen wird das sich westlich anschließende Gebiet „NEA3-Weser“ nur im südlichen Teil erfasst. Da in diesem Teil aber die meisten eulitoralen Flächen liegen und das nördliche Gebiet fast ausschließlich aus sublitoralen Flächen besteht, werden diese Befliegungsdaten dennoch berücksichtigt. Das Übergangsgewässer der Weser wird von seewärts bis Bremerhaven erfasst. Entlang der Inselkette

verläuft die Flugroute südlich der Inseln und deckt somit die Strände des Wasserkörpers „NEA1-Ems Ost“ nicht mit ab. Da sich festwachsende Algenmatten aber nur an den West- und Ostköpfen der Inseln etablieren, welche durch die Befliegung erfasst werden, und die Strände lediglich Driftalgen aufweisen, ist der Wasserkörper hinreichend abgedeckt. Für die Wasserkörper der Flussgebietseinheit Ems bestehen ebenfalls einige Lücken. In den Wasserkörpern „NEA3-Ems“ und „NEA1-Ems West“ kommen auf deutscher Seite so gut wie keine eulitoralen Flächen vor. Durch die Befliegung werden hiervon nur die östlichsten Bereiche abgedeckt. Die Übergangsgewässer von Ems und Elbe werden über die Befliegungen bisher nicht berücksichtigt. Im Verlauf der weiteren Umsetzung der WRRL ist zu prüfen, ob die Flugrouten so angepasst werden sollten, dass alle Wasserkörper angemessen erfasst werden.

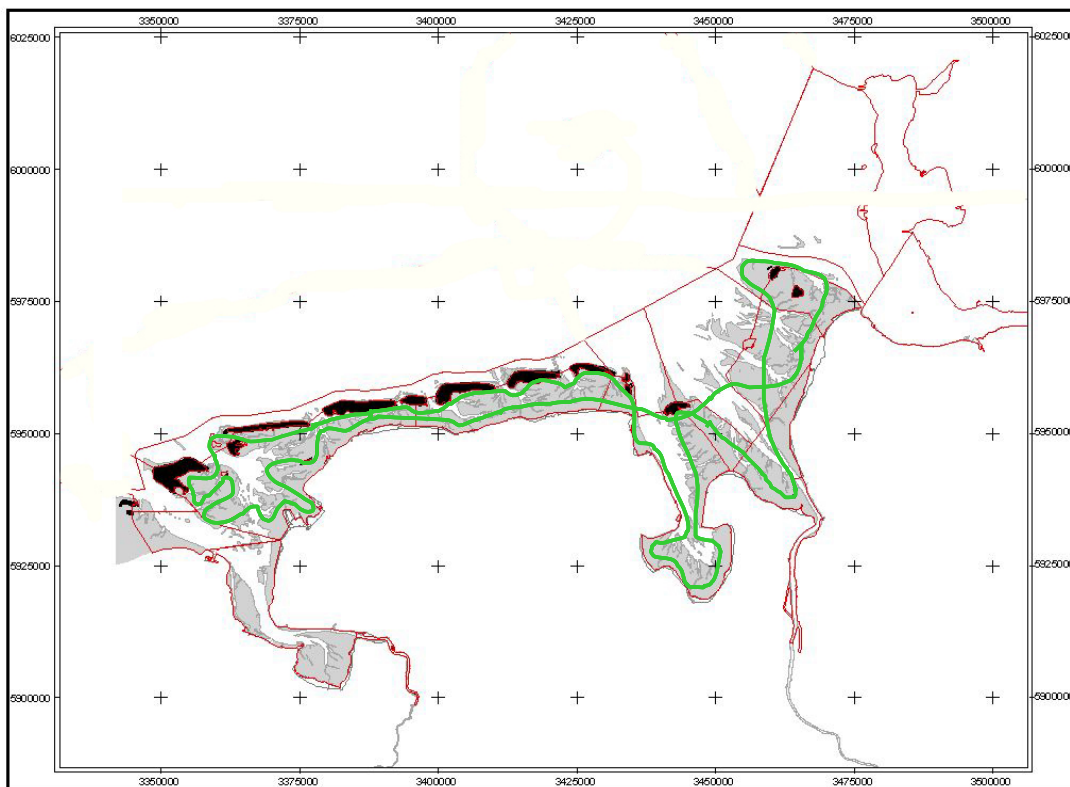


Abb. 5.2: Verlauf der Flugroute (grüne Linie), um die Flächen opportunistischer Makroalgen (Grünalgen) auf den eulitoralen Wattflächen (graue Flächen) zu kartieren. Hieraus ist grob ersichtlich, welche Bereiche einzelner Wasserkörper durch die Befliegung erfasst werden.

Tab. 5.9: Zuordnung der EQR-Werte zu den fünf ökologischen Zustandsklassen für das Qualitätskriterium „Flächenausdehnung opportunistischer Makroalgen (Grünalgen)“.

	EQR	Klassengrenze	Algenfläche
sehr gut	1,0-0,8	Untergrenze	≤5% von $A_{\bar{}}$
gut	< 0,8 - 0,6	Obergrenze - Untergrenze	> 5% - 10% von $A_{\bar{}}$
mäßig	< 0,6 - 0,4	Obergrenze - Untergrenze	> 10% - 40% von $A_{\bar{}}$
unbefriedigend	< 0,4 - 0,2	Obergrenze - Untergrenze	> 40% - 100% von $A_{\bar{}}$
schlecht	< 0,2 - 0,0	Obergrenze	> $A_{\bar{}}$

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

In dem hier vorgestellten Bewertungsansatz wird die Bedeckung der Watten mit Grünalgen zunächst nur mittels eines Parameters (Flächenausdehnung) bewertet, dem nach Tab. 5.9 die entsprechenden EQR-Werte zuzuordnen sind. Die Berechnung des EQR eines bestimmten Messwertes erfolgt dann durch lineare Interpolation innerhalb der fünf Klassen (s. Formel EQ-R_i). Da die Klassengrenzen für jede Klasse als Spannbreiten angegeben sind, hat jede Klasse eine obere und eine untere Klassengrenze, die „Obergrenze“ und die „Untergrenze“, wobei die Obergrenze nicht der höhere Messwert, sondern die Klassengrenze zur nächsten besseren Zustandsklasse ist (s. Tab. 5.9). Liegen die Werte in der Klasse „schlecht“, wird für die Berechnung als Untergrenze des Klassenwertes der Wert der Obergrenze verdoppelt. Alle Werte, die darüber hinausgehen, erhalten den EQR 0,00. Liegt der Wert dagegen in der Zustandsklasse „sehr gut“, so entspricht die Obergrenze dem Wert 0, so dass auch hier interpoliert werden kann.

Für eine vertiefende Bewertung der Vorkommen opportunistischer Grünalgen im Eulitoral über das Qualitätskriterium „Biomasse opportunistischer eulitoral Makroalgen (Grünalgen)“ stehen bisher zu wenig Daten zur Verfügung, die eine plausible Klassifizierung erlauben. Somit beschränkt sich das hier vorgeschlagene Bewertungssystem für Makroalgen zunächst auf die beiden Qualitätskriterien „Artenzusammensetzung der Makroalgen (Braun- und Rotalgen)“ und „Flächenausdehnung opportunistischer eulitoral Makroalgen (Grünalgen)“.

5.2.1.1 Test-Bewertung und Validierung des Bewertungsansatzes für Makroalgen

Aufgrund der unzureichenden Datengrundlage bezüglich des aktuellen Vorkommens von Braun- und Rotalgen im Untersuchungsgebiet wird eine Test-Bewertung und Validierung des Bewertungsansatzes für Makroalgen nur für das Qualitätskriterium „Flächenausdehnung opportunistischer eulitoral Makroalgen (Grünalgen)“ durchgeführt.

Um die Bewertung für das Qualitätsmerkmal „Flächenausdehnung opportunistischer Makroalgen (Grünalgen)“ im Eulitoral der FGE Ems, Weser und Elbe für einzelne Wasserkörper zu testen, wurden die Befliegungsdaten aus den Jahren 1990 bis 2004 ausgewertet. In den Tab. 5.10 bis Tab. 5.12 sind die Werte (jährlicher Maximalwert in km² der Flächen >1% Bedeckung) den fünf ökologischen Zustandsklassen zugeordnet, die farblich entsprechend gekennzeichnet sind. Nach dem bisherigen Bewertungssystem ergeben sich für die Flussgebiets-einheit (FGE) Ems sowohl räumlich als auch zeitlich sehr unterschiedliche Güteklassen (s. Tab. 5.10). Tendenziell wird der ökologische Zustand der Wasserkörper des Ems-Ästuars (NEA1-Ems West und NEA3-Ems) besser bewertet als die übrigen Wasserkörper der FGE Ems (Ems-Ost). Insbesondere der Wasserkörper NEA1-Ems West kann seit 1994 fast durchgängig als „sehr gut“ bewertet werden („gut“ nach dem aktuellen 6-Jahresmittel). Dies liegt möglicherweise auch an der schlechten Datengrundlage für diese Gebiete. Dagegen sind die übrigen Wasserkörper der FGE Ems fast durchgehend als „mäßig“ und „schlecht“ zu bewerten.

Das aktuelle 6-Jahresmittel (1999-2004) ergibt für diese Wasserkörper durchweg die Bewertung „unbefriedigend“. Generell werden die frühen 1990er-Jahre in allen Wasserkörpern schlechter bewertet als die Folgeperiode 1994/95 bis 1998/99. Nach 1999 verschlechtert sich der ökologische Zustand wieder. Auch in den Flussgebietseinheiten Weser und Elbe (Tab. 5.11 und Tab. 5.12) zeigt sich, dass die Bewertungsergebnisse - den jährlichen Maxima der von Grünalgen bedeckten Flächen entsprechend - von Jahr zu Jahr sehr unterschiedlich ausfallen können. Wieder häufen sich die schlechtesten Bewertungen in den frühen 1990er Jahren, während sich von Mitte bis Ende der 1990er Jahre der ökologische Zustand zu verbessern scheint. Anschließend treten wieder schlechtere Bewertungen auf. Bei Betrachtung des jüngsten 6-Jahreszeitraumes (1999-

2004) erhält in der FGE Weser einzig das Übergangsgewässer (NEA11-Weser) eine gute Bewertung, während die übrigen Wasserkörper als „mäßig“ (NEA1-Jade, NEA3-Weser, NEA4-Weser Ost) und „unbefriedigend“ (NEA2-Jade und NEA4-Weser West) einzustufen sind (Tab. 5.11). Von den Wasserkörpern der FGE Elbe können aufgrund der Datenlage nur die Teilbereiche NEA3-Elbe (West) und NEA4-Elbe West bewertet werden. Sie werden im jüngsten 6-Jahreszeitraum (1998-2003) als „mäßig“ klassifiziert (Tab. 5.12). Insgesamt erscheinen diese Bewertungen für die Niedersächsische Küste plausibel, dennoch steht eine Validierung und Kalibrierung mit anderen Bewertungssystemen aus dem Bereich der deutschen Nordseeküste wie z.B. dem System von SCHANZ & REISE (2005) für die Schleswig-Holsteinische Küste noch aus.

Tab. 5.10: Bewertung des ökologischen Zustands für das Kriterium „Flächenausdehnung opportunistischer eulitoral Makroalgen (Grünalgen)“ für die Wasserkörper der FGE Ems nach den in Tab. 5.8 berechneten Klassengrenzen. Dargestellt sind die jährlichen Maximalwerte (km²) aus den Algenbefliegungen. Die Bewertung erfolgte für die Einzeljahre (1990 bis 2004) sowie vergleichsweise als 6-Jahres-Mittel der abschließenden Periode 1999-2004, sie ist dem Farbcode der WRRRL entsprechend markiert.

	NEA11-Ems	NEA1-Ems-West	NEA3-Ems	NEA1-Ems-Ost	NEA2-Ems	NEA4-Ems
1990	keine Daten	0,31	1,16	4,90	50,61	81,49
1991		0,48	0,68	1,43	54,73	25,54
1992		0,02	0,48	2,14	49,87	30,78
1993		0,29	0,90	1,56	24,70	41,80
1994		0,01	0,00	0,97	34,40	23,30
1995		0,00	0,20	0,44	6,00	12,95
1996		0,00	0,24	0,97	8,81	24,95
1997		0,00	0,00	0,50	14,89	8,98
1998		0,00	0,11	1,25	3,85	8,57
1999		0,00	0,29	2,49	15,40	18,13
2000		0,00	0,20	1,69	18,12	23,98
2001		0,01	0,09	1,92	37,51	36,43
2002		0,13	0,95	2,42	37,92	44,52
2003		0,00	0,34	0,36	21,92	22,65
2004		0,02	1,05	1,42	26,61	41,05
Jahresmittel (1999-2004)		0,03	0,49	1,72	26,25	31,13

Tab. 5.11: Bewertung des ökologischen Zustands für das Kriterium „Flächenausdehnung opportunistischer eulitoral Makroalgen (Grünalgen)“ für die Wasserkörper der FGE Weser nach den in Tab. 5.8 berechneten Klassengrenzen. Dargestellt sind die jährlichen Maximalwerte (km²) aus den Algenbefliegungen. Die Bewertung erfolgte für die Einzeljahre (1990 bis 2004) sowie vergleichsweise als 6-Jahres-Mittel der abschließenden Periode 1999-2004 und ist dem Farbcode der WRRL entsprechend markiert.

	<i>NEA11-Weser</i>	<i>NEA1-Jade</i>	<i>NEA2-Jade</i>	<i>NEA3-Weser</i>	<i>NEA4-Weser-West</i>	<i>NEA4-Weser-Ost</i>
1990	2,60	0,29	15,20	0,44	1,42	2,88
1991	20,62	0,32	20,50	0,00	2,57	38,30
1992	3,87	0,55	26,45	0,46	3,62	21,97
1993	0,51	0,24	16,04	0,32	5,84	12,50
1994	0,06	0,14	9,78	0,00	2,81	2,12
1995	0,20	0,00	6,95	0,00	0,50	0,82
1996	6,44	0,00	8,49	0,10	4,14	3,35
1997	0,78	0,00	8,37	0,00	0,38	0,46
1998	0,18	0,00	5,82	0,00	0,41	0,22
1999	1,04	0,00	10,37	0,35	3,03	2,51
2000	0,95	0,00	5,48	0,00	4,14	1,85
2001	1,87	0,57	13,41	0,06	4,27	4,13
2002	1,03	0,00	15,55	0,00	1,43	7,61
2003	0,69	0,00	14,04	0,02	6,04	16,73
2004	0,09	0,00	10,49	0,20	2,95	7,37
Jahresmittel (1999-2004)	0,95	0,10	11,56	0,11	3,64	6,70

Tab. 5.12: Bewertung des ökologischen Zustands für das Kriterium „Flächenausdehnung opportunistischer eulitoral Makroalgen (Grünalgen)“ für die Wasserkörper der FGE Elbe nach den in Tab. 5.8 berechneten Klassengrenzen. Dargestellt sind die jährlichen Maximalwerte (km²) aus den Algenbefliegungen. Die Bewertung erfolgte für die Einzeljahre (1990 bis 2003) sowie vergleichsweise als 6-Jahres-Mittel für die abschließende Periode 1999-2004, sie ist dem Farbcode der WRRL entsprechend markiert.

	NEA11-Elbe	NEA3-Elbe West	NEA3-Elbe Ost	NEA4-Elbe-West	NEA4-Elbe-Ost
1990	keine Daten	0,49	keine Daten	0,48	keine Daten
1991		5,89		16,03	
1992		2,26		10,02	
1993		1,33		10,52	
1994		0,22		1,46	
1995		0,95		0,01	
1996		0,84		4,27	
1997		0,55		1,01	
1998		0,40		0,59	
1999		0,30		1,66	
2000		1,94		0,95	
2001		2,10		6,14	
2002		1,14		1,32	
2003		0,80		4,68	
2004	0,49	4,76			
Jahresmittel (1999-2004)		1,13		3,25	

Zusammenfassend ist festzuhalten, dass das hier beschriebene Bewertungssystem für Makroalgen (hier: Qualitätskriterium „Flächenausdehnung eulitoral Grünalgen“) nur für die Küstengewässer ausreichend getestet werden konnte, da nur aus diesen Gebieten ausreichend Datenmaterial über die Flächenausdehnung opportunistischer Grünalgen zur Verfügung steht. Zudem stellt sich die Frage, ob eine Bewertung von Makroalgen in den Übergangsgewässern überhaupt sinnvoll ist. Die hohe Trübung in Ästuaren bietet Makroalgen nur sehr eingeschränkte Lebensmöglichkeiten, und entsprechend rar ist ihre Vielfalt und Abundanz. In den Ästuaren der FGE Weser und Ems sind *Vaucheria* spp., *Enteromorpha* spp. und *Fucus* spp. die wichtigsten Gattungen der Großalgen (SPIEKER ET AL. 2001). Daneben kommen in geringerer Zahl noch *Porphyra* sp. und *Cladophora* spp. vor. Auf Weichsubstraten von Weser und Elbe kommen in strömungsberuhigten Bereichen nur *Vaucheria* spp. vor, die im Frühjahr und Sommer dichte, teppichartige Bestände ausbilden können. Generell wird angenommen, dass die Ausbreitung von *Vaucheria* in der Elbe eine Eutrophierungsfolge ist (KRIEG ET AL. 1988). Dagegen schätzt GROTHJAHN (1983) den seit den 1980er Jahren beobachteten Rückgang von *Vaucheria*-Matten im Weserästuar als Degenerationserscheinung des Biotops ein. Neuere Untersuchungen liegen aus diesen Gebieten nicht vor. Die restlichen Gattungen der Makroalgen siedeln ausschließlich auf Hartsubstraten. Über ihre historische und aktuelle Ausbreitung liegen kaum Daten vor. Aufgrund der ungeklärten Bedeutung von *Vaucheria* spp., der Tatsache, dass heute fast ausschließlich künstliche Hartsubstrate von nur wenigen Arten besiedelt werden, sowie der allgemein geringen Datenverfügbarkeit für Makroalgen in Übergangsgewässern wird von einer Bewertung der Makroalgen in Übergangsgewässern abgeraten.

5.2.1.2 Weiterer Klärungsbedarf für Makroalgen

Das vorgestellte Bewertungssystem für Makroalgen wird aufgrund seiner bisherigen Beschränkung auf das Kriterium „Flächenausdehnung opportunistischer Makroalgen (Grünalgen)“ als unzureichend für die Bewertung der Makroalgen insgesamt eingestuft, da es nur eine Gruppe der Makroalgen berücksichtigt und primär die Effekte der Eutrophierung bewertet. Von daher sollte unbedingt weiterverfolgt werden, durch weitere Datenerhebung die Kriterien „Artenzusammensetzung“ und „Verhältnis unterschiedlicher funktioneller Gruppen“ mit einzubeziehen. Dies müsste jedoch noch einmal explizit überprüft werden, indem unter ande-

rem historische Untersuchungen (z. B. EIBEN 1871) soweit möglich in vergleichbarer Weise wiederholt werden. Insgesamt ist die Datengrundlage für sublitorale Bereiche der Wasserkörper als sehr gering einzustufen, so dass hierfür derzeit keine Bewertung erfolgen kann und besonders hier das Erfordernis einer Datenverdichtung besteht. Um das Qualitätskriterium „Flächenausdehnung opportunistischer eulitoral Makroalgen (Grünalgen)“ für die einzelnen Wasserkörper noch besser bewerten zu können, ist es erforderlich, innerhalb des zukünftigen Monitorings die Befliegungen auf die Grenzen der Wasserkörper abzustimmen. Des Weiteren sollte in die Bewertung der Grünalgenvorkommen in Wattbereichen zusätzlich der Parameter „Biomasse opportunistischer eulitoral Makroalgen (Grünalgen)“ einfließen. Hierzu müsste ebenfalls noch eine Datenverdichtung stattfinden, indem z.B. die Untersuchungen, die KOEMANN Anfang der 1990er Jahre im niedersächsischen Wattenmeer durchgeführt hat (unveröffentl. Daten, NLWKN, Norderney), zu Vergleichszwecken wiederholt werden. Auch eine Validierung und Kalibrierung der vorgestellten Bewertungsergebnisse zur Flächenausdehnung opportunistischer Makroalgen mit dem schleswig-holsteinischen Bewertungssystem von SCHANZ & REISE (2005) steht noch aus. Als ein weiterer Schritt verbleibt die Abstimmung der Bewertungsergebnisse zu diesem Parameter im Rahmen der internationalen Interkalibration innerhalb der NEA GIG.

5.2.2 Ausgewählte Bewertungskriterien und Entwicklung von Referenzwerten und Klassengrenzen für Seegras in Küsten- und Übergangsgewässern

Nach WRRL sollen für eine Bewertung des ökologischen Zustandes der Angiospermen (hier: Seegras) die Artenzusammensetzung, die Abundanz und der Anteil störungsempfindlicher Arten beurteilt werden (vergl. Tab. 5.1). Im Folgenden werden die Kriterien, die zur Bewertung der Seegräser als Gruppe der Angiospermen in den Küsten- und Übergangsgewässern der FGE Elbe, Weser und Ems herangezogen werden sollen, näher erläutert.

Artenzusammensetzung von Seegras

Seegräser wachsen sowohl im Sub- als auch im Eulitoral und sind die einzigen untergetauchten Blütenpflanzen des Meeres.

Im deutschen Wattenmeer kamen und kommen nur das Kleine Seegras *Zostera noltii* und das Große Seegras *Zostera marina* vor. Trotzdem gibt es bei der Benennung dieser Arten einige Verwirrungen, wie VAN KATWIJK (2003) und KASTLER & MICHAELIS (1997) verdeutlichen. Vor der „Wasting Disease“ 1930 kamen im Wattenmeer zwei Morphotypen von *Zostera marina* vor: ein flexibler, oftmals einjähriger Typ und ein robuster mehrjähriger Typ. Die flexible Form wurde z. B. auch als *Zostera hornemanniana* (TUTIN 1936, 1938, 1942 in VAN KATWIJK 2003), *Zostera angustifolia* Hornem. (CLAPHAM et al. 1962 und TUTIN et al. 1980 in VAN KATWIJK 2003) oder *Zostera marina* var. *stenophylla* A-scher & Gruebn. (KASTLER & MICHAELIS 1997) bezeichnet. Der Name *Z. angustifolia* oder *Z. marina* var. *angustifolia* wird heute noch in Groß-

britannien verwendet. Nach jetzigem Kenntnisstand sollten beide Morphotypen als *Zostera marina* bezeichnet werden, da keine eindeutigen taxonomischen Eigenschaften gefunden werden konnten, die eine Unterteilung in zwei Arten zulassen (VAN KATWIJK 2003). Für *Zostera noltii* ist in älterer Literatur nur das Synonym *Zostera nana* zu finden. In Tab. 5.13 sind die Synonyme aufgelistet, die für die zwei im deutschen Wattenmeer vorkommenden Seegrasarten verwendet werden. Der robuste Typ (auch lange Wuchsform genannt) kam in tieferen Bereichen vor und konnte durch die langen Blätter und das ausgeprägte Wurzelwerk einer höheren Wasserdynamik widerstehen als der flexible Typ, der im Eulitoral und in flachen Bereichen des Sublitorals vorkam (Abb. 5.3).

Tab. 5.13: Liste von Synonymen für die zwei im deutschen Wattenmeer vorkommenden Seegrasarten *Zostera marina* und *Zostera noltii*

Art	Synonym
<i>Zostera marina</i> Linnaeus	<i>Zostera marina</i> <i>Zostera angustifolia</i> <i>Zostera stenophylla</i> <i>Zostera marina</i> f. <i>typica</i> <i>Zostera marina</i> f. <i>stenophylla</i> <i>Zostera marina</i> f. <i>latifolia</i> <i>Zostera marina</i> var. <i>angustifolia</i> <i>Zostera nana</i> var. <i>angustifolia</i> <i>Zostera marina</i> ssp. <i>hornemannia</i>
<i>Zostera noltii</i> Hornemann	<i>Zostera noltii</i> <i>Zostera nana</i>

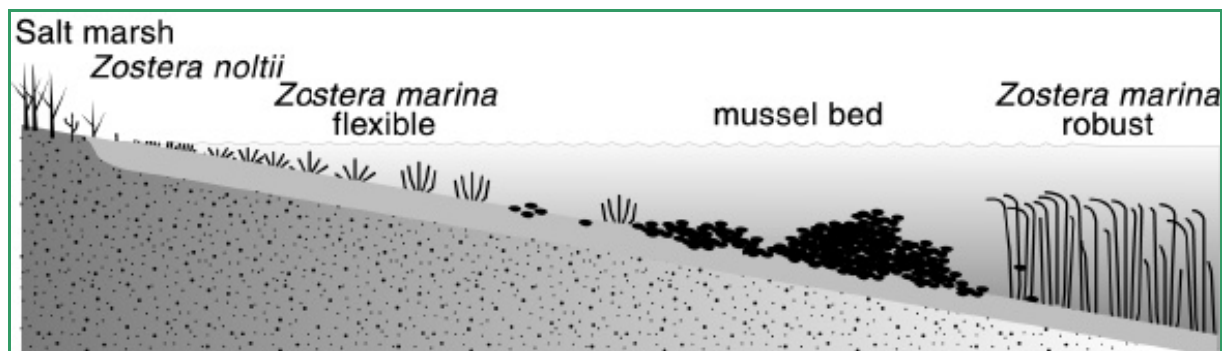


Abb. 5.3: Vorkommen unterschiedlicher benthischer Gemeinschaften im Watt entlang eines Tiefengradienten. Vor 1930 kamen zwei Morphotypen von *Zostera marina* im Watt vor: ein robuster mehrjähriger Typ und ein flexibler Typ. Graphik aus VAN KATWIJK (2003)

Die lange Wuchsform konnte nicht in höher gelegene Bereiche vordringen, da sie sehr anfällig gegenüber Austrocknung ist (VAN KATWIJK 2003). Durch die „Wasting Disease“ ist die lange Wuchsform aus dem Wattenmeer verschwunden und bis heute nicht zurückgekehrt. Um eine mögliche Wiederkehr zu dokumentieren, sollte bei *Zostera marina* daher neben der Art auch die Wuchsform mit aufgenommen werden.

Die Beurteilung der Diversität wird als Kriterium von der WRRL vorgegeben, ist jedoch bei einer derart geringen Artenzahl wie bei den Seegräsern schwierig zu bewerten. Auch KOLBE (2006) weist darauf hin, dass für das Bearbeitungsgebiet letztlich entschieden werden muss, ob bei dem Vorhandensein einer von zwei Arten noch „die meisten Arten vorhanden sind“ („guter Zustand“) oder aber „eine mäßige Zahl fehlt“ („mäßiger Zustand“). Wir schließen uns der Auffassung von FODEN (2005) und KOLBE (2006) an, die für den Referenzzustand und den guten Zustand das gesamte Artenspektrum fordern. Fehlt eine Art, wird die Qualität als „mäßig“ bewertet, fehlen alle Arten, so ist die Qualitätsstufe „unbefriedigend“. In einem Monospezies-System, wie z.B. dem Sublitoral, könnte hiermit die Bewertung sofort von einem sehr guten zu einem schlechten ökologischen Zustand wechseln. Für solche Fälle wird vorgeschlagen eine separate Bewertungs-Skala anzuwenden (s. Tab. 5.14).

Gegenwärtig wird davon ausgegangen, dass die schmalblättrige Wuchsform von *Zostera marina*, die zur Zeit nur zerstreut das Eulitoral besiedelt, unter guten Bedingungen auch das Sublitoral kolonisieren könnte. Ob dies tatsächlich der Fall ist, sollte in speziellen Untersuchungen geklärt werden. Falls sich herausstel-

len sollte, dass sowohl die schmalblättrige Form als auch die lange Wuchsform von *Z. marina* sich auch unter guten Bedingungen nicht dauerhaft im Sublitoral ansiedeln lassen, muss das Bewertungsschema evtl. überarbeitet werden.

Flächenausdehnung von Seegras

Um die Abundanz der Seegrasvorkommen abzuschätzen, werden in den meisten Seegras-Monitoring-Programmen die Parameter Flächenausdehnung und Dichte, letztere gemessen als Bedeckungsgrad innerhalb des Seegrasbestandes, verwendet (BORUM et al. 2004).

Im Wattenmeer weisen sowohl sublitorale als auch eulitorale Seegrasvorkommen erhebliche Schwankungen auf, die in JAKLIN & PETERSEN (2006) detaillierter beschrieben sind. Die sublitoralen Seegrasbestände des Bearbeitungsgebietes wurden in den 30er Jahren durch die „Wasting disease“ bis zum völligen Aussterben dezimiert und regenerierten sich nach jetzigem Kenntnisstand bis heute nicht. Allerdings muss an dieser Stelle angemerkt werden, dass Untersuchungen im Sublitoral nur sehr selten durchgeführt werden und somit über die dortige Flora sehr große Wissenslücken bestehen. Es gibt Hinweise aus Begleituntersuchungen zu technischen Maßnahmen, dass kleinere sublitorale Vorkommen von *Zostera marina* bestehen. So wurde im Rahmen von Begleituntersuchungen *Z. marina* bei Dredgefangen im Sublitoral des Ems-Ästuars erfasst (mündl. Mitteil. M. Grotjahn). Ob tatsächlich sublitorale Seegrasvorkommen existieren, müsste durch spezifische Untersuchungen abgeklärt werden. Das fünfstufige Klassifizierungssystem bezieht sich somit bisher nur auf eulitorale Seegrasbestände. Das Vorkommen sublitoraler Bestände kann vorläufig nur in drei Klassen eingeteilt werden (s Tab. 5.15).

Tab. 5.14: Klassifizierung für das Bewertungskriterium „Artenzusammensetzung der Seegräser“ für die Küsten- und Übergangsgewässer der Flussgebietseinheiten Elbe, Weser und Ems, nach KOLBE (2006).

Qualitätskriterium	sehr gut	gut	mäßig	unbefriedigend	schlecht
Wasserkörper mit der Potenz für ausschließlich sublitorale <i>Z. marina</i> -Wiesen	<i>Zostera marina</i> kommt vor		Verlust der Art		
Wasserkörper mit der Potenz für sublitorale und eulitorale <i>Z. marina</i> sowie für eulitorale <i>Z. noltii</i> -Wiesen	<i>Zostera marina</i> und <i>Z. noltii</i> kommen vor	keine Art fehlt	eine Art fehlt	Verlust aller Arten	

Das Vorkommen von Seegras ist durch Salinität, Hydrodynamik (Wellen und Strömungsgeschwindigkeit), Morphologie, Lichtdurchlässigkeit, Eutrophierung und Verschmutzung des Wassers limitiert. Da sich diese abiotischen Parameter in den einzelnen Wasserkörpern deutlich unterscheiden, muss der Referenzzustand für die Flächenausdehnung von Seegras für jeden Wasserkörper separat ermittelt werden. Der Referenzwert wird als absoluter Wert in km² oder m² angegeben. Für die Ermittlung des Referenzwertes stehen verschiedene Möglichkeiten zur Verfügung (s. Berichte JAKLIN & PETERSEN 2006, KOLBE 2006). Zum einen können durch Kenntnis der Habitatsprüche von Seegras durch Modellierung potentielle Verbreitungskarten nach dem Vorbild der Niederlande (DE JONG et al. 2005) erstellt werden, was nach bisheriger Datengrundlage (Sedimentmodelle, hydrodynamische Modelle, topographisches Modell) nicht für das gesamte deutsche Küstengebiet möglich ist. Eine stark vereinfachte Variante der Modellierung ist die Berechnung eines Referenzwertes anhand der Küstenlänge (vergl. SCHANZ & REISE 2005). Da auch für dieses Untersuchungsgebiet angenommen wird, dass ausgedehnte Seegrasbestände entlang eines ca. 500 Meter breiten Küstenstreifens vorkamen, ist es möglich, die Referenz rechnerisch anhand der Küstenlänge eines jeden Wasserkörpers zu ermitteln. Dies wurde von KOLBE (2006) exemplarisch für die Küstengewässer der Weser und Elbe durchgeführt, wobei ein Wert von 25 Hek-

tar pro Kilometer idealisierter Küstenlänge angesetzt wurde. Da es große Unterschiede zwischen den berechneten Referenzwerten und den tatsächlichen Seegrasvorkommen gab (s. KOLBE 2006), wird vorgeschlagen, aufgrund der Ungewißheit über das ehemalige Vorkommen, die tatsächlich ermittelten Maximalwerte als Referenz zu setzen. Da für das Seegrasvorkommen keine verlässlichen historischen Werte vorliegen (vergl. Berichte JAKLIN & PETERSEN 2006, KOLBE 2006), muss auf Daten von Kartierungen aus den 1950er Jahren und später zurückgegriffen werden. Diese Vorgehensweise beinhaltet die Möglichkeit, dass der Referenzwert zukünftig nach oben korrigiert wird, falls die Bestände über das bisher bekannte Maximum hinaus anwachsen.

Natürlicherweise können relativ hohe Variationen (bis zu 30%) in der Flächenausdehnung einer Seegraswiese auftreten (KRAUSE-JENSEN et al. 2000 in FODEN 2005b, BORUM et al. 2004). Aus diesem Grund wird ein Verlust von 30% in Bezug zur Referenz der Flächenausdehnung von Seegrasbeständen noch als im Rahmen des guten Zustands angesehen. Das Setzen der weiteren Klassengrenzen (in Tab. 5.15) erfolgte in Anlehnung an FODEN (2005b). Aufgrund der interannuellen Variabilität von Seegraswiesen wird vorgeschlagen, die Flächenbedeckung als gleitendes Mittel über 5 Jahre zu berechnen. Die Klassifizierungen sind Tab. 5.15 zu entnehmen.

Tab. 5.15: Klassifizierung für das Bewertungskriterium „Flächenausdehnung von Seegrasbeständen“ für das Eulitoral der Küsten- und Übergangsgewässer der Flussgebietseinheiten Ems, Weser und Elbe (nach KOLBE 2006).

Qualitätskriterium	sehr gut	gut	mäßig	unbefriedigend	schlecht
Flächenausdehnung A ₁ der Seegrasbestände im Eulitoral (Verlust in %)	„historische“ Referenz +/- natürliche Variabilität	leichtes Überschreiten der natürlichen Variabilität	deutliches Überschreiten der natürlichen Variabilität	starker Flächenverlust	drohender Totalverlust
	maximale je ermittelte Ausdehnung A ₁ (= 100%) mit Abweichungen bis <30%	30 - <39,99% Verlust	40 - <59,99% Verlust	60-79,99% Verlust	>79,99% Verlust
Flächenausdehnung der Seegrasbestände im Sublitoral	Flächenhafte Seegrasbestände im Sublitoral vorhanden		Flächenhafte Seegrasbestände im Sublitoral fehlen		Kein Seegras im Sublitoral

Tab. 5.16: Klassengrenzen für das Bewertungskriterium „Flächenausdehnung von Seegrasbeständen im Eulitoral für die Wasserkörper der Flussgebietseinheiten Weser und Elbe, ermittelt nach Maximalwerten aus dem bisherigen Monitoring, nach KOLBE (2006)

Wasserkörper	Sehr gut	gut	mäßig	unbefriedigend	schlecht
Fläche eulitoraler Seegrasbestände in km²					
NEA2 - Jade	11,6 – 8,2	8,1 – 8,9	7,0 – 4,7	4,6 – 2,3	< 2,3
NEA4 - Weser	4,0 – 2,9	2,8 – 2,5	2,4 – 1,7	1,6 – 0,8	< 0,8
NEA4 - Elbe	> 0	?	?	?	?
NEA11 - Weser	2,6 – 1,9	1,8 – 1,7	1,6 – 1,1	1,0 – 0,5	< 0,5

Diesem allgemeinen Klassifikationsschema folgend wurden in einem weiteren Schritt auf der Grundlage der bisherigen Seegraskartierungen die spezifischen Klassengrenzen für die Wasserkörper der FGE Weser und Elbe ermittelt (Tab 5.16).

Wuchsdichte innerhalb der Seegraswiesen (Bedeckungsgrad)

Seegraswiesen erfüllen wichtige ökologische Funktionen im System. Diese Funktionen können allerdings erst ab einer bestimmten Wuchsdichte von Pflanzen wirksam werden (DUARTE & KIRKMAN 2001). Da somit ein zwar ausgedehnter aber sehr lockerer Seegrasbestand nicht zwangsläufig einen guten ökologischen Zustand repräsentiert, muss auch die Dichte von Seegras in die Bewertung eingehen. Der Einfachheit halber werden nicht die einzelnen Pflanzen pro Fläche gezählt, sondern der Bedeckungsgrad innerhalb der Seegraswiese ermittelt. Der Bedeckungsgrad von Seegraswiesen beschreibt den prozentualen Anteil der Wattfläche, der innerhalb einer Seegraswiese von Seegras bedeckt ist. Bei eulitoralen Beständen bezieht sich dieser Wert auf die Fläche, die von den am Boden liegenden Blättern bedeckt ist. Als Wiese werden bei den bisherigen Kartierungen Bestände mit einem Bedeckungsgrad von mehr als 5% der Wattfläche bezeichnet. Vorkommen geringerer Dichte sind keine Wiesen, sondern Einzelvorkommen. Sollten keine Wiesen (als flächenhafte Bestände) mehr vorkommen, kann die Güteklasse nur schlecht sein (s. Tab. 5.15).

Der potentielle maximale Bedeckungsgrad ist für die beiden Arten *Z. marina* und *Z. noltii* un-

terschiedlich. DE JONG (2005) schreibt, dass *Z. noltii* mit wesentlich höheren Bedeckungsgraden (bis zu 100%) als *Z. marina* (50-60%) vorkommt. Er vermutet, dass dies wahrscheinlich mit der Größe der Pflanzen zusammenhängt: *Z. noltii* ist mit Blättern bis zu 20 cm eher kurz, während die Blätter von *Z. marina* eine Länge von 1 m und mehr aufweisen können, wodurch sie sich gegenseitig behindern, wenn die Bedeckung zu hoch ist. Nach Kartierungsdaten des NLWKN von 2002 lagen die höchsten Bedeckungsgrade von *Z. marina* auf dem Hund-Paapsand bei durchschnittlich 30-40 %. Nur sehr vereinzelt wurden höhere Bedeckungsgrade von 60-80% gefunden. In Mischbeständen war der Bedeckungsgrad weitaus niedriger. *Zostera noltii* erreichte in dichten Beständen wie z. B. im Jadebusen häufiger Bedeckungsgrade über 60 %. Demnach scheint die Einteilung von DE JONG (2005) auch für die FGE Ems, Elbe und Weser zuzutreffen und wird für die Klassifizierung übernommen. Da auch die Bedeckungsgrade interannuell stark variieren können, sollte wie für die Flächenausdehnung ein gleitendes Mittel über 5 Jahre bewertet werden.

Da die hier verwendeten Werte der Bedeckungsgrade auf denselben Kartierungen wie die der Flächenausdehnung beruhen, kann damit ebenfalls keine echte historische Referenz beschrieben werden, sondern lediglich der Zustand nach 1950. Somit können sich die Werte zukünftig noch ändern, indem sie neueren Erkenntnissen angepasst werden. Dabei sollte auch geprüft werden, ob die allgemeine Klassifizierung aus Tab. 5.17 noch auf die einzelnen Wasserkörper anzupassen ist.

Tab. 5.17: Klassifizierung für das Bewertungskriterium „Wuchsdichte von Seegräsern“ für das Eulitoral der Küsten- und Übergangsgewässer der Flussgebietseinheiten Elbe, Weser und Ems, aus KOLBE (2006)

Qualitätskriterium	sehr gut	gut	mäßig	unbefriedigend	schlecht
mittlere Dichte der Seegrasbestände (Bedeckungsgrade)	„historische“ Referenz +/- natürliche Variabilität	leichtes Überschreiten der natürlichen Variabilität	deutliches Überschreiten der natürlichen Variabilität – die ökologischen Funktionen der Seegraswiese sind eingeschränkt	starker Dichteverlust – der Seegrasbestand erfüllt nicht mehr die ökologische Funktion einer Seegraswiese	drohender Totalverlust
<i>Z. noltii</i> und Mischbestände	60%	<60 - 30%	<30 - 5%	<5%	<1%
<i>Z. marina</i> (Eulitoral)	30%	<30 - 10 %	<10 – 5%	<5%	<1%
<i>Z. marina</i> (Sublitoral)	fehlende Datengrundlage				

Nach Daten von DE JONG aus dem niederländischen Wattenmeer besteht ein signifikanter Zusammenhang zwischen der Wuchsdichte (Bedeckungsgrad) des Seegrases und der Biomasse. Aus diesem Grund wird die Biomasse nicht als weiteres Qualitätskriterium vorgeschlagen. Sie sollte jedoch zunächst an ausgewählten Stationen mit erhoben werden, um zu überprüfen, ob auch für das Niedersächsische Wattenmeer eine lineare Korrelation von Biomasse und Bedeckungsdichte bei Seegräsern nachzuweisen ist. In einigen Studien wird die Vitalität der Seegräser als Qualitätskriterium diskutiert (s. JAKLIN & PETERSEN 2006). Hierzu zählen z. B. die Bedeckung der Blätter mit Epi-phyten, das Auftreten nekrotischer Blattbereiche (wasting disease), Frequenz und Ausmaß der Blütenbildung. Da sich die Vitalität der Seegraspflanzen auch langfristig in der Bestandsentwicklung widerspiegeln wird, muss hierfür keine eigene Klassifizierung entwickelt werden. Es wird jedoch empfohlen, diese Parameter in das Monitoring mit aufzunehmen, da sie als Warnsignale für eventuelle Bestandsrückgänge dienen und Hinweise auf die Ursachen geben können. Durch sofortige, gezielte Untersuchungen könnten die Gründe für eventuelle Rückgänge besser ermittelt werden.

5.2.2.1 Zusammenführung der Einzelkriterien zu einer Gesamtbewertung für Seegras

Die drei Qualitätskriterien „Artenzusammensetzung“, „Flächenausdehnung“ und „Wuchsdichte“ der Seegrasbestände werden zu einem

EQR_{Seegras} verrechnet. Hierbei werden die einzelnen Bewertungskriterien aus den folgenden Gründen unterschiedlich gewichtet: Da die Artenzahl innerhalb der Seegräser so gering ist und weitaus weniger über die ökologische Qualität aussagt, als Fläche und Wuchsdichte, wird dieses Kriterium nur einfach gewertet. Als wichtigstes Kriterium ist die Flächenausdehnung der Seegraswiesen anzusehen, welche wir daher vierfach wichten, um sie deutlich von der Artenzusammensetzung abzuheben. Die Wuchsdichte ist für die Gesamtfunktion des Systems ebenfalls wichtig, wird in ihrer Bedeutung aber etwas geringer eingeschätzt als die Fläche und deshalb dreifach gewichtet. Aus diesen Überlegungen ergibt sich folgende Formel, wobei zunächst die EQR -Werte der einzelnen Qualitätskriterien zu ermitteln sind.

$$EQR_{\text{Seegras}} = \frac{1}{8} (EQR_{\text{Arten.}} + 3 \times EQR_{\text{Dichte}} + 4 \times EQR_{\text{Flächen.}})$$

Da für die Artenzusammensetzung nur drei Zustände überhaupt möglich sind, die sich auf Wasserkörper mit und ohne Potential für zwei eulitorale Arten sowie solche mit Potential für sublitorale Seegraswiesen verteilen, werden die EQR -Werte entsprechend Tab. 5.18 zugeordnet.

Falls innerhalb des Wasserkörpers keine sublitoralen Seegraswiesen vorkommen sollten, obwohl der Wasserkörper ein Potential für diese besitzt, kann die Gesamtbewertung für EQR_{Seegras} nicht besser als mäßig werden, egal wel-

che Werte für die Kriterien Fläche und Dichte eulitoral Bestände errechnet werden.

Die Berechnung des $EQR_{\text{Flächenausdehnung}}$ und des EQR_{Dichte} erfolgt analog zu dem auf die Grünalgen angewandten Verfahren durch lineare Interpolation innerhalb der fünf Klassen (s. For-

mel EQR_i). Da die Klassengrenzen jeweils als Spannweiten angegeben sind, hat jede Klasse eine obere und eine untere Klassengrenze, die „Obergrenze“ und die „Untergrenze“, wobei die Obergrenze die Klassengrenze zur nächsten besseren Zustandsklasse ist (Tab. 5.19).

Tab. 5.18: Klassifizierung für das Bewertungskriterium „Artenzusammensetzung der Seegräser“ für die Küsten- und Übergangsgewässer der Flussgebietseinheiten Elbe, Weser und Ems mit Angabe der EQR-Werte

Qualitätskriterium	sehr gut	gut	mäßig	unbefriedigend	schlecht
Wasserkörper mit der Potenz für ausschließlich sublitorale <i>Z. marina</i> -Wiesen	<i>Zostera marina</i> (im Sublitoral) ($EQR_{\text{Arten.}} = 1$)		Verlust der Art (im Sublitoral) ($EQR_{\text{Arten.}} = 0$)		
Wasserkörper mit der Potenz für sublitorale und eulitorale <i>Z. marina</i> bzw. <i>Z. noltii</i> -Wiesen	<i>Zostera marina</i> im Sub- und Eulitoral und <i>Z. noltii</i> im Eulitoral ($EQR_{\text{Arten.}} = 1$)		eine Art fehlt in einem Bereich ($EQR_{\text{Arten.}} = 0,5$)	Eine Art in einem Bereich vorhanden ($EQR_{\text{Arten.}} = 0,25$)	Verlust aller Arten in allen Bereichen ($EQR_{\text{Arten.}} = 0$)

Formel EQR:

$$EQR_i = \underset{\text{EQR-Klasse}}{\text{Untergrenze}} + \frac{(A - \underset{\text{Klassenwert}}{\text{Untergrenze}})}{(\underset{\text{Klassenwert}}{\text{Obergrenze}} - \underset{\text{Klassenwert}}{\text{Untergrenze}})} * 0,2$$

Tab. 5.19: Zuordnung der EQR-Werte zu den fünf ökologischen Zustandsklassen für das Qualitätskriterium „Flächenausdehnung von eulitoral Seegräsbeständen“. OG = Obergrenze, UG = Untergrenze

Statusklasse	EQR	Klassenwert	Fläche d. Seegräsbestandes (km²)			
			NEA2-Jade	NEA4-Weser	NEA4-Elbe	NEA11-WESER
sehr gut	1,0-0,8	OG - UG	11,6 – 8,2	4,0 – 2,9	> 0	2,6 – 1,9
gut	<0,8-0,6	OG - UG	8,1 – 8,9	2,8 – 2,5	?	1,8 – 1,7
mäßig	<0,6-0,4	OG - UG	7,0 – 4,7	2,4 – 1,7	?	1,6 – 1,1
unbefriedigend	<0,4-0,2	OG - UG	4,6 – 2,3	1,6 – 0,8	?	1,0 – 0,5
schlecht	<0,2-0,0	OG	< 2,3	< 0,8	?	< 0,5

Für die Wuchsdichte der Seegräser innerhalb der Bestände (Bedeckungsgrad) muss zwischen den beiden Arten *Z.marina* und *Z.noltii* unterschieden werden. Die EQR-Werte werden den Zustandsklassen nach WRRL wie folgt zugeordnet (Tab. 5.20 und Tab. 5.21).

5.2.2.2 Test-Bewertung und Validierung des Bewertungsansatzes für Seegras

Eine Testbewertung für Angiospermen kann bisher nur für die Kriterien „Artenzusammensetzung“ und „Flächenausdehnung“ vorgenommen werden, da die Datengrundlage für das Kriterium Bedeckungsgrad derzeit dünn ist und verbessert werden muss.

Artenzusammensetzung der Seegrasbestände

Die Wasserkörper der Typen NEA2, NEA4 und NEA11 in den FGE Weser und Elbe sind als Wasserkörper mit der Potenz für sublitorale und eulitorale Seegraswiesen anzusehen (KOLBE 2006). Im Referenzzustand dieser Gebiete sind dementsprechend Vorkommen von *Zostera marina* im Sublitoral sowie beider Seegrasarten (*Z.*

marina und *Z. noltii*) im Eulitoral zu erwarten. In Tab. 5.22 wird der Zustand der Jahre 1993-95 und 2000-03 nach Daten der beiden großen Seegraskartierungen des NLWKN (damals NLÖFSK) sowie Daten der UMWELTBEBÖRDE HAMBURG (2001) bewertet.

Aktuell (d.h. 2000-03) kann die Artenzusammensetzung der Seegräser im Eulitoral für die Wasserkörper NEA2-Jade und NEA11-Weser als „gut“ bewertet werden, NEA4-Weser und NEA4-Elbe sind als „mäßig“ einzustufen (Tab. 5.22). Da aus dem Bereich unterhalb MTNW zurzeit kein *Zostera*-Bestand bekannt ist, wird nach KOLBE (2006) für das Sublitoral vorerst für alle Wasserkörper die Wertung „mäßig“ vergeben. Gewissheit über den Zustand im Sublitoral kann erst durch die dringend erforderliche Überprüfung potentieller Standorte im Gebiet erlangt werden. Zur Bewertung der Wasserkörper in den Küstengewässertypen NEA1 und NEA3 werden Seegräser nicht herangezogen, da in diesen Bereichen keine geeigneten Seegrashabitats zu erwarten sind.

Tab. 5.20: Zuordnung der EQR-Werte zu den fünf ökologischen Zustandsklassen für das Qualitätskriterium „Bedeckungsgrad von eulitoralen Seegrasbeständen“, hier: *Z. noltii* und Mischbestände

	EQR	Klassenwert	Seegrasdichte
sehr gut	0,8 – 1,0	Untergrenze - Obergrenze	60% - 100%
gut	0,6 - <0,8	Untergrenze – Obergrenze	30% - <60%
mäßig	0,4 - <0,6	Untergrenze – Obergrenze	5% - <30%
unbefriedigend	0,2 - <0,4	Untergrenze – Obergrenze	1% - <5%
schlecht	0,0 - <0,2	Untergrenze - Obergrenze	0% - <1%

Tab. 5.21: Zuordnung der EQR-Werte zu den fünf ökologischen Zustandsklassen für das Qualitätskriterium „Bedeckungsgrad von eulitoralen Seegrasbeständen“, hier: *Z. marina*

	EQR	Klassenwert	Seegrasdichte
sehr gut	0,8 – 1,0	Untergrenze - Obergrenze	30% - 100%
gut	0,6 - <0,8	Untergrenze – Obergrenze	10% - <30%
mäßig	0,4 - <0,6	Untergrenze – Obergrenze	5% - <10%
unbefriedigend	0,2 - <0,4	Untergrenze – Obergrenze	1% - <5%
schlecht	0,0 - <0,2	Untergrenze - Obergrenze	0% - <1%

Tab. 5.22: Bewertung des ökologischen Zustands über das Kriterium „Artenzusammensetzung der Seegräser“ für die Wasserkörper der FGE Weser und Elbe nach den in Tab. 5.14 dargestellten Klassengrenzen und EQR-Zuordnungen nach Tab. 5.18. Verwendet wurden die Daten der beiden Kartierungen des NLWKN von 1993-1995 und 2000-2003 (KASTLER & MICHAELIS (1997), ADOLPH et al. (2003)) sowie Daten der UMWELTBHÖRDE HAMBURG (2001). Die Bewertungsergebnisse sind dem Farbcode der WRRL entsprechend farbig dargestellt; verändert nach KOLBE (2006)
K.V.b. = kein Vorkommen bekannt

Wasserkörper mit der Potenz für sublitorale und eulitorale <i>Z. marina</i> bzw. <i>Z. noltii</i> -Wiesen:	NEA2-Jade	NEA4-Weser	NEA11-Weser	NEA4-Elbe
Artenpektrum der Seegrasbestände im Eulitoral				
1993 - 1995	Beide Arten	Einzelpflanzen (<i>Z. noltii</i>)	Eine Art (<i>Z. noltii</i>)	--
2000 - 2003	Beide Arten	Eine Art (<i>Z. noltii</i>)	Beide Arten	Eine Art (<i>Z. noltii</i>)
Artenpektrum der Seegrasbestände im Sublitoral				
1993 - 1995	K.V.b.	K.V.b.	K.V.b.	K.V.b.
2000 - 2003	K.V.b.	K.V.b.	K.V.b.	K.V.b.
Gesamtbewertung Artenpektrum der Seegrasbestände (EQR)				
EQR 1993 - 1995	0,75	0,5	0,5	--
EQR 2000 - 2003	0,75	0,5	0,75	0,5

Flächenausdehnung der Seegrasbestände

Die Bewertung der eulitoralen Seegrasbestände entsprechend der in Tab. 5.16 dargestellten Klassengrenzen wurde ebenfalls mit den Daten der beiden Seegraskartierungen des NLWKN (damals NLÖ, FSK) von 1993-1995 und 2000-2003 sowie Daten der UMWELTBHÖRDE HAMBURG (2001) nach KOLBE (2006) für die Wasserkörper der FGE Weser und Elbe durchgeführt. Die entsprechenden EQR-Werte wurden wie unter 5.2.2.1 beschrieben berechnet (Tab. 23).

Wie die Tabelle 5.23 zeigt, sind die Flächen der Seegrasbestände in den Wasserkörpern NEA4-Weser und NEA4-Elbe sowie das Übergangsgewässer NEA11-Weser demnach aktuell (2000-2003) als „schlecht“ einzustufen. Einzig NEA2-Jade kann als „mäßig“ bewertet werden, hier wurde in der aktuellen Kartierung ein größerer Bestand aufgefunden, als in der Kartierung von 1993-1995.

Tab. 5.23: Bewertung der „Flächenausdehnung von Seegrasbeständen im Eulitoral“ für die Wasserkörper der FGE Weser und Elbe nach den in Tab. 5.16 dargestellten Klassengrenzen. Dargestellt sind die Flächen der Seegrasbestände (km²) nach den beiden Kartierungen des NLWKN von 1993-1995 und 2000-2003 (KASTLER & MICHAELIS (1997), ADOLPH et al. (2003)) sowie nach Daten der UMWELTBHÖRDE HAMBURG (2001). Die Bewertungsergebnisse sind gemäß dem Farbcode der WRRL farbig dargestellt.

	NEA2-Jade	NEA4-Weser	NEA11-Weser	NEA4-Elbe
Flächenausdehnung der Seegrasbestände im Eulitoral (km ²)				
1993-1995	3,7	0	2,6	--
2000-2003	5,9	0,01	0,2	0
Flächenausdehnung der Seegrasbestände im Eulitoral (EQR)				
EQR 1993-1995	0,32	0	1,0	--
EQR 2000-03	0,50	0,0025	0,08	0

Da die vorliegenden Kartierungsergebnisse zeitlich relativ isoliert stehen, ist bei einem Vergleich zunächst nicht eindeutig, zu welchem Anteil die Veränderungen der dokumentierten Flächengrößen auf interannuelle Bestandsschwankungen oder auf tatsächliche Entwicklungstrends zurückzuführen sind. Es ist zu erwarten, dass ein zukünftig zeitlich verdichtetes Monitoring der Seegräsflächen - über einen längeren Zeitraum durchgeführt - die Zustandsbewertung erleichtert und abgesichertere Aussagen über die Entwicklung der Seegräsbestände ermöglicht.

Wegen der Ungewissheit über die Flächenausdehnungen historischer Seegräsbestände wird im Rahmen dieser Studie vorgeschlagen, die tatsächlich ermittelten Maximalwerte als Referenz zu setzen, wobei auf Daten von Kartierungen aus den 1950er Jahren und später zurückgegriffen werden muss. In der oben dargestellten Bewertung (

Flächenausdehnung der Seegräsbestände

Die Bewertung der eulitoralen Seegräsbestände entsprechend der in Tab. 5.16 dargestellten Klassengrenzen wurde ebenfalls mit den Daten der beiden Seegraskartierungen des NLWKN (damals NLÖ, FSK) von 1993-1995 und 2000-2003 sowie Daten der UMWELTBHÖRDE HAMBURG (2001) nach KOLBE (2006) für die Wasserkörper der FGE Weser und Elbe durchgeführt. Die entsprechenden EQR-Werte wurden wie unter 5.2.2.1 beschrieben berechnet (Tab. 23).

Tab. 5.23) bedeutet dies für den Wasserkörper NEA11-Weser, dass die von KASTLER & MICHAELIS (1997) protokollierten Flächengrößen als Referenz gesetzt werden. Gerade dieser Bereich ist nach der Studie von KASTLER & MICHAELIS (1997) einer von nur zwei Bereichen des niedersächsischen Wattenmeeres, die zu der Zeit von dem seit den 1970er Jahren beobachteten Rückgang der Seegräser im Gezeitenbereich verschont geblieben waren. Somit kann diese Bewertung dennoch als plausibel betrachtet werden. Bei der Übertragung dieses Bewertungsverfahrens auf die FGE Ems muss jedoch darauf geachtet werden, dass trotz der z.T. dünnen Datenlage für jeden Wasserkörper eine plausible Referenz gefunden wird. Die Referenzwerte und damit die Klassengrenzen sind gegebenenfalls anhand von Ergebnissen des zukünftigen Monitorings anzupassen.

Da aus den sublitoralen Bereichen der betrachteten Wasserkörper zurzeit keine Seegräsvorkommen bekannt sind, entfällt eine detaillierte Bewertung der Flächenausdehnung von Seegräs im Sublitoral. Die Abwesenheit sublitoraler Seegräser geht im Rahmen der Artzusammensetzung und insofern in die Bewertung ein, als

Wie die Tabelle 5.23 zeigt, sind die Flächen der Seegräsbestände in den Wasserkörpern NEA4-Weser und NEA4-Elbe sowie das Übergangsgewässer NEA11-Weser demnach aktuell (2000-2003) als „schlecht“ einzustufen. Einzig NEA2-Jade kann als „mäßig“ bewertet werden, hier wurde in der aktuellen Kartierung ein größerer Bestand aufgefunden, als in der Kartierung von 1993-1995.

die Gesamtbewertung für Seegräs nicht besser als „mäßig“ werden kann. Für Wasserkörper der Typen NEA1 und NEA3 ist keine Bewertung der Seegräsbestände vorgesehen, da hier die notwendigen Habitateigenschaften für die Ansiedlung von Seegräsbeständen nicht gegeben sind.

Zusammenführung der Einzelkriterien zu einer Gesamtbewertung für Seegräs

Da die Wuchsdichte der Seegräser im Rahmen dieser Arbeit noch nicht bewertet werden kann, wird die unter Kap. 5.2.2.1 vorgestellte Formel zur gewichteten Zusammenführung der einzelnen Parameter zunächst wie folgt verändert, so dass sich die in Tab. 5.24 dargestellte Bewertung des aktuellen ökologischen Zustandes der Seegräser ergibt:

$$EQR_{\text{Seegräs}} = \frac{1}{5} (EQR_{\text{Artzusammensetzung}} + 4 \times EQR_{\text{Flächenausdehnung}})$$

Wobei EQR Seegräs nur dann $\geq 0,6$ werden kann, wenn sublitorale Seegräswiesen vorhanden sind.

Tab. 5.24: Gesamtbewertung der Teilkomponente „Seegräser“ für die Wasserkörper der FGE Weser und Elbe. Angegeben sind die EQR-Werte (Ecological Quality Ratio), die Bewertungsergebnisse sind dem Farbcode der WRRL entsprechend farbig dargestellt.

Gesamtbewertung Seegräs: EQR	NEA2-Jade	NEA4-Weser	NEA11-Weser	NEA4-Elbe
Artenzusammensetzung	0,75	0,5	0,75	0,5
Flächenausdehnung	0,5	0,0025	0,08	0
Wuchsdichte	Entfällt vorerst			
Gesamtbewertung	0,55	0,10	0,21	0,1

5.2.2.3 Weiterer Klärungsbedarf für Seegras

Um in weiteren Bearbeitungsschritten auch das Qualitätskriterium Bedeckungsgrad (Wuchsdichte) von Seegras mit bewerten zu können, ist es notwendig, die in Rohprotokollen vorliegenden punktuellen Angaben zu digitalisieren und aus den punktuellen Angaben der Bedeckungsgrade durch Interpolation flächige Angaben zu erstellen. Um die Klassengrenzen für das Kriterium Bedeckungsgrad wirklich sinnvoll setzen zu können, wäre es wünschenswert, Untersuchungen durchzuführen, die ermitteln, ab welcher Dichte Seegras seine diversen Funktionen im System erfüllt und zu welcher Beeinträchtigung es bei Ausdünnung kommt. Eine Validierung und Kalibrierung der vorgestellten Bewertungsergebnisse zur Flächenausdehnung und Artzusammensetzung eulitoraler Seegrasbestände mit dem schleswig-holsteinischen Bewertungssystem von SCHANZ & REISE (2005) steht noch aus. Als ein weiterer noch zu tätiger Schritt verbleibt auch hier wieder die Abstimmung der Bewertungsergebnisse zu diesem Parameter im Rahmen der internationalen Interkalibration innerhalb der NEA GIG.

5.2.3 Literatur Makroalgen und Seegräser

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. 101 S. und Anhang.

BOLAM, S. G. & T.F. FERNANDES (2002). The effects of macroalgal cover on the spatial distribution of macrobenthic invertebrates: the effect of macroalgal morphology. *Hydrobiologia*. 475-476. 437-448.

BORUM, J., DUARTE, C. M., KRAUSE-JENSEN, D. & T. GREVE (2004). European seagrasses: an introduction to monitoring and management. – EU Projektbericht (EVK3-CT-2000-00044), 88 S.

DE JONG, D.J. (2005). WFD: determination of the reference condition and Potential-REF/Potential-GES and formulation of indices for plants in 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, unveröffentl..

DE JONG, D. J., VAN KATWIJK, M. M. & A.G. BRINKMAN (2005). Zeegras Waddenzee Potentiële groeimogelijkheden voor zeegras in de Waddenzee, Rapport RIKZ/2005.013, 51 S.

DEN HARTOG, C. (1979). The epilithic algae and lichens of the Wadden Sea. In: Wolff, W. J. (Hrsg.): Flora and vegetation of the Wadden Sea, Report 3 of the Wadden Sea Working Group, Stichting, Leiden, 206 S.

DEN HARTOG, C. & P.J.G. POLDERMAN (1975). Changes in the seagrass populations of the Dutch Waddenzee. *Aquat. Bot.* 1. 141-147.

Dircksen, R. (1942). Das Wattenmeer. Landschaft ewigen Wandels. Bruckmann, München.

DUARTE, C. M. (2002). The future of seagrass meadows. *Environmental Conservation* 29. 192-206.

DUARTE, C. M. & H. KIRKMAN (2001). Methods for the measurement of seagrass abundance and depth distribution. In: Short, F. T., Coles, R. G. (Hrsg.): Global seagrass research methods, Elsevier Science B. V., S. 141-153.

EIBEN, C. E. (1871). Beiträge zur phykologischen Charakteristik der ostfriesischen Inseln und Küste. Mit besonderer Berücksichtigung der Diatomeen, Jahresbericht der Naturhistorischen Gesellschaft zu Hannover 20. 1-14.

FLETCHER, R. L. (1996). The occurrence of "Green Tides" - a review. In: Schramm, W., Nienhuis, P. H. (Hrsgs.): Marine benthic vegetation, Springer, Berlin, S. 7-43.

FODEN, J. (2005a). Macroalgae abundance, taxonomic composition, wasting disease. WFD Marine Plants Task Team Paper, unveröffentl.

FODEN, J. (2005b). Angiosperms. Draft. Marine Plants Task Team (MPPT) UK: 23 S.

GESSNER (1957). Meer und Strand, 2. Aufl. Deutscher Vlg. d. Wissenschaften. Bln. 1957 IX, 426 S.

GREEN, F. P. & F.T. SHORT (2003). World Seagrass Atlas. UNEP, UCP, Berkely. 286 S.

GROTJAHN, M. (1983). Die eulitorale Ufervegetation der Wesermündung, Forschungsstelle Norderney Jahrber., 34. 95-118.

- JAKLIN, S., PETERSEN, B. & U. TUENTE (2005a). Aufbau einer Matrix für die Gewässertypen nach EU-WRRL im Küstengebiet der Nordsee, Schwerpunkte Flusseinzugsgebiete Weser und Elbe. 1. Zwischenbericht. 38 S.
- JAKLIN, S., PETERSEN, B. & U. TUENTE (2005b). Aufbau einer Matrix für die Gewässertypen nach EU-WRRL im Küstengebiet der Nordsee, Schwerpunkte Flusseinzugsgebiete Weser und Elbe. 2. Zwischenbericht. 47 S.
- Jaklin, S. & B. Petersen (2006). Aufbau einer Matrix für die Gewässertypen nach EU-WRRL im Küstengebiet der Nordsee, Schwerpunkte Flusseinzugsgebiete Weser und Elbe. 3. Zwischenbericht. 63 S.
- JONES, C. G., LAWTON J. H. & SHACHAK (1994). Organisms as ecosystem engineers. *Oikos* 194 (69). 373-386.
- KASTLER, T. & H. MICHAELIS (1997). Der Rückgang der Seegrasbestände im niedersächsischen Wattenmeer. *Ber. Forsch.-Stelle Küste Nordsee* (41). 119-139.
- KOLBE, K. (2006). Bewertungssystem nach WRRL für Makroalgen und Seegräser der Küsten- und Übergangsgewässer der FGE Weser und Küstengewässer der FGE Elbe. Studie im Auftrag des Niedersächsischen Landesamtes für Wasser-, Küsten- und Naturschutz, Oldenburg/Brake, 99 S.
- KOLBE, K., KAMINSKI, E., MICHAELIS, H., OBERT, B. & J. RAHMEL (1995). Macroalgal mass development in the Wadden Sea: first experiences with a monitoring system. *Helgoländer Meeresunters.* 49. 519-528.
- KRAUSE-JENSEN, D., GREVE, T.M. & K. NIELSEN (2005). Eelgrass as a Bbioindicator Under the European Water Framework Directive. *Water Resources Management* (2005). 19: 63-75.
- LINKE, O. (1939). Die Biota des Jadebusenwattes. *Helgol. wiss. Meeresunters.* 1. 201-348.
- KRIEG, H., ELLER, T. & L. KIES (1988). Verbreitung und Ökologie der Vaucheria-Arten (Triphophyceae) des Elbe-Ästuars und der angrenzenden Küste. *Helgoländer Meeresunters.* 42. 613-636.
- LAPOINTE, B. E., BARILE, P. J., YENTSCH, C. S., LITTLER, M. M., LITTLER, D. S. & B. KAKUK (2004). The relative importance of nutrient enrichment and herbivory on macroalgal communities near Norman's Pond Cay, Exumas Cays, Bahamas: a natural enrichment experiment. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.* 298. 275-301.
- MORGAN, J. A., AGUIAR, A. B., FOX, S., TEICHBERG, M. & I. Valiela (2003). Relative influence of grazing and nutrient supply on growth of the green macroalgae *Ulva lactuca* in estuaries of Waquoit Bay, Massachusetts. *Biol. Bull.* 205. 252-253.
- NIELSEN, R., SAND-JENSEN, K., BORUM, J. & O. GEERTZ-HANSEN (2002). Phytoplankton, nutrients and transparency in Danish coastal waters. *Estuaries* 25. 930-937.
- NIENBURG, W. (1927). Zur Ökologie der Flora des Wattenmeeres. 1. Teil. Der Königshafen bei List auf Sylt. *Wiss. Meeresunters.* 20. 146-196.
- NORKKO, A. & E. BONSDORFF (1996). Population responses of coastal zoobenthos to stress induced by drifting algal mats. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 141. 141-151.
- ORFANIDIS, S., PANAYOTIDIS, P. N. STAMITIS (2001). Ecological evaluation of transitional and coastal waters: A marine benthic macrophytes-based model. *Mediterranean Marine Science* 2. 45-65.
- ORFANIDIS, S., PANAYOTIDIS, P. & N. STAMITIS (2003). An insight to the ecological evaluation index (EEI). *Ecological Indicators* 3 27-33.
- PETERSEN, J. K., HANSEN, O. S., HENRIKSEN, P., CARSTENSEN, J., KRAUSE-JENSEN, D., DAHL, K., JOSEFSON, A. B., HANSEN, J. L. S., MIDDELBOE, A. L. & J. H. ANDERSEN (2005). Scientific and technical background for intercalibration of Danish coastal waters. National Environmental Research Institute, Denmark. NERI Technical Report No. 563, 72 S., <http://technical-reports.dmu.dk>.
- PHILIPPART, C. J. M. (1995). Seasonal variation in growth and biomass of an intertidal *Zostera noltii* stand in the Dutch Wadden Sea. *Neth. J. Sea Res.* 33. 205-218.
- PRIGGE, H. (1960). Soziologische und ökologische Beobachtungen am Bewuchs der Gezeitenzone auf den Bühnen einiger ostfriesischer Inseln. - *Mitt. d. floristisch Soziol. Arbeitsgemeinschaft*, 8. 294-310.
- REISE, K. & I. SIEBERT (1994). Mass occurrence of green algae in the German Waden Sea. *Dt. hydrogr. Z., Suppl.* 1. 171-180.

- SCHANZ, A. & K. REISE (2005). Referenz und Klassifizierungsansatz der Makrophytenvegetation im Nordfriesischen Wattenmeer, Alfred-Wegener-Institut, unveröffentl.
- SCHORIES, D. (1995). Populationsökologie und Massenentwicklung von *Enteromorpha* spp. (Chlorophyta) im Sylter Wattenmeer, Dissertation Universität Hamburg, 148 S.
- SCHORIES, D., HÄRDLE, W., KAMINSKI, E., KELL, V., KÜHNER, E. & H. PANKOW (1996). Rote Liste und Florenliste der marinen Makroalgen (Chlorophyceae, Rhodophyceae et Fucophyceae) Deutschlands. Schr.-R. f. Vegetationskunde 28, BfN, Bonn-Bad Godesberg. S. 577-607.
- SCHORIES, D., ALBRECHT & H. LOTZE (1997). Historical changes and inventory of macroalgae from Königshafen Bay in the northern Wadden Sea. Helgoländer Meeresunters. 51. 321-341.
- SCHORIES, D. & K. REISE (1993). Germination and anchorage of *Enteromorpha* spp. in sediments of the Wadden Sea. Helgoländer Meeresunters. 47. 275-285.
- 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, ARGE Elbe, Wassergütestelle ELbe, Hamburg, 33 S.
- STENECK, R. S. & M. N. DETHIER (1994). A functional group approach to the structure of algal-dominated communities. Oikos 69. 476-498.
- UMWELTBEHÖRDE HAMBURG, NATURSCHUTZAMT (Hrsg.) (2001). Umweltatlas Nationalpark Hamburgisches Wattenmeer. Schriftenreihe der Umweltbehörde Hamburg, 50, Hamburg, 166 S.
- VAN BEUSEKOM, J. E. E., FOCK, H., DE JONG, F., DIEL-CHRISTIANSEN, S. & B. CHRISTIANSEN (2001). Wadden Sea specific eutrophication criteria. Wadden Sea Ecosystem No. 14, Common Wadden Sea Secretariat, Wilhelmshaven, Germany, 116 S.
- VAN KATWIJK, M. M. (2003). Reintroduction of eelgrass (*Zostera marina* L.) in the Dutch Wadden Sea: a research overview and management vision. Reprint from: Wolff, W.J., Essink, K., Kellermann, A. & van Leeuwe, M.A. (Hrsg.): Challenges to the Wadden Sea, Proceedings of the 10th International Scientific Wadden Sea Symposium, Groningen 2000. S. 173-195.
- VADAS, R. L. & B. BEAL (1987). Green Algal Ropes: a novel estuarine phenomenon in the Gulf of Maine. Estuaries 10. 171-176.
- WELLS, E. (2004). Intertidal coastal waters macroalgae, full species list, draft, worked example requested by Marine Plants Task Team (MPTT) UK, 16 S.