Handlungsanweisung BALCOSIS

Handlungsanweisung zum Bewertungsverfahren BALCOSIS

Bewertung des ökologischen Zustands der Makrophyten in den äußeren Küstengewässern der Ostsee nach den Vorgaben der WRRL

Version 4 (deutsch), Stand: Mai 2019

Vergabenummer 0608.451807

Auftraggeber

Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume
Schleswig-Holstein
Hamburger Chaussee 25
24220 Flintbek

Bearbeitung

MariLim Gesellschaft für Gewässeruntersuchung mbH
Heinrich-Wöhlk-Str. 14
24232 Schönkirchen
Judith Nickel, Henrike Wilken & Thomas Meyer

Inhaltsverzeichnis

1 Veranlassung 4
2 BALCOSIS (Baltic ALgae Community analySIs System) 6
2.1 Geltungsbereich 6
2.2 Verfahrensentwicklung 6
2.3 Grundkonzept 8
2.4 Bewertungsparameter 9
2.4.1 Seegras (Weichbodenbiotop) 9
2.4.1.1 Tiefengrenze von *Zostera marina* 10
2.4.1.2 Biomasseanteil opportunistischer Algen 11
2.4.2 *Fucus* (Hartbodenbiotop) 12
2.4.2.1 Tiefengrenze von *Fucus* spp. (*F. serratus* und/oder *F. vesiculosus*) 12
2.4.2.2 Dominanz (Bedeckungsanteil) von *Fucus* spp. 14
2.4.3 Rotalgen (Hartbodenbiotop) 14
2.4.3.1 Biomasseanteil opportunistischer Algen 15
2.4.3.2 Artenreduktion (im Vergleich zu einer Referenzartenliste) 15
2.4.3.3 Biomasseanteil von *Furcellaria lumbricalis* 17
3 Freilanderhebung 18
3.1 Räumliche Durchführung (Stationsnetz) 18
3.2 Zeitliche Durchführung (Beprobungsrhythmus) 19
3.3 Methodische Durchführung 20
3.3.1 Erfassung der Tiefengrenzen 20
3.3.2 Erfassung der Bedeckungswerte und Biomasseproben 22
4 Auswertung 25
4.1 Tiefengrenzen 25
4.2 Biomasseauswertung 31
5 Bewertung 33
5.1 Tiefengrenzen von *Zostera marina* oder *Fucus* spp. 33
5.2 Biomasseanteile von opportunistischen Algen oder *Furcellaria lumbricalis* 34
5.3 Dominanz (substratspezifische Bedeckung) von *Fucus* spp. 35
5.4 Artenreduktion 35

5.5 Endwertbildung 37
6 Ergebnisdarstellung 40
7 Aktueller Stand 41
8 Referenzen 42
9 Anhang 46
9.1 Bisher bearbeitete Bewertungsstationen 46
9.2 Wasserkörper-Steckbrief 48
9.3 Bewertungsmodell 49

1 Veranlassung

Im Dezember 2000 trat die EU-Wasserrahmenrichtlinie (Richtlinie 200/60/EG; kurz WRRL) in Kraft. Die WRRL fordert u. a. das Erreichen eines „guten ökologischen Zustands“ für das Grundwasser und alle Oberflächengewässer in der EU bis zum Jahr 2015. Ziel des aktuellen Bewirtschaftungsplans ist das Erreichen dieses Zustands bis zum Jahr 2027, nachdem eine Fristverlängerung über 2015 hinaus wahrgenommen wurde. Unter dem Begriff Oberflächengewässer werden Flüsse, Seen, Übergangsgewässer und Küstengewässer zusammengefasst (OGewV § 2, Abs. 1). Die Oberflächengewässer sind in „bedeutende einheitliche Abschnitte“, die sogenannten Wasserkörper, unterteilt. Dabei wird zwischen natürlichen, erheblich veränderten und künstlichen Wasserkörpern unterschieden. Die Einteilung der Wasserkörper erfolgt im Wesentlichen nach geomorphologischen Gesichtspunkten. Jeder dieser Wasserkörper ist separat zu bewerten.

Entsprechend den Vorgaben der Wasserrahmenrichtlinie erfolgt die Bewertung des ökologischen Zustands anhand von biologischen Qualitätskomponenten, unterstützt von hydromorphologischen, chemischen und allgemein physikalisch-chemischen Qualitätskomponenten. Neben dem Phytoplankton und der benthischen wirbellosen Fauna (= Makrozoobenthos) bilden die Großalgen und Angiospermen (hier als ‚Makrophyten‘ bezeichnet) eine der biologischen Qualitätskomponenten im Bereich der Küstengewässer.

Insgesamt gibt es fünf Klassen, in die der ökologische Zustand eingeordnet werden muss (*sehr guter*, *guter*, *mäßiger*, *unbefriedigender* und *schlechter* Zustand). Der Wert für die Bewertung wird als sogenannter EQR (Ecological Quality Ratio) angegeben, der die relative Abweichung zum Referenzzustand angibt.

Hinsichtlich der Umsetzung der Wasserrahmenrichtlinie in den Mitgliedstaaten wurden Zeitpläne und Bearbeitungsschritte vorgegeben. So musste zuerst eine Gewässertypologie der verschiedenen Oberflächengewässer erstellt werden. Im Anschluss daran wurde für die verschiedenen Gewässertypen ein (z. B. historischer) Referenzzustand bezüglich der bewertungsrelevanten Parameter bestimmt. Davon ausgehend wurden Bewertungsverfahren zur Bestimmung des ökologischen Zustands erarbeitet. Diese Bewertungsverfahren wurden durch Praxistests auf ihre Anwendbarkeit hin geprüft und darauf aufbauend Monitoringkonzepte und Handlungsanweisungen zur Ermittlung der ökologischen Zustände erarbeitet.

Die vorliegende Handlungsanweisung beschreibt das Bewertungsverfahren BALCOSIS (**B**altic **AL**gae **CO**mmunity analy**SI**s **S**ystem). Es ist das derzeit gültige Bewertungsverfahren für die Makrophyten (Großalgen und Angiospermen) der äußeren Küstengewässer der deutschen Ostseeküste (nationale Küstengewässertypen B3 und B4; in der OGewV „offene Küstengewässer“ genannt). Das Bewertungsverfahren kombiniert die Bewertung von Weich- und Hartbodenvegetation und deckt die repräsentativen mehrjährigen Vegetationsformen der deutschen Ostseeküste ab (Seegras-, *Fucus*- und Rotalgenbestände).

Bestandteil der vorliegenden Handlungsanweisung ist die Beschreibung

- des Grundkonzepts inklusive wissenschaftlichen Hintergrunds,
- der Freilanderhebungen,
- der Laborauswertungen und
- der einzelnen Berechnungsschritte zur abschließenden Bewertung.

Diese Handlungsanweisung ist eine Fortschreibung und Aktualisierung des BALCOSIS-Verfahrens. Sie ersetzt Version 3 (Fürhaupter & Meyer 2015) und ist ab dem Jahr 2019 gültig.

2 BALCOSIS (Baltic ALgae Community analySIs System)

2.1 Geltungsbereich

Für die Küstengewässer der Ostsee wurde eine Typisierung vorgenommen (Reimers 2005), die anhand von physikochemischen Faktoren (Salzgehalt, Austauschverhältnisse und Substrate) vier unterschiedliche Küstengewässertypen (B1–B4) definiert. Im allgemeinen Sprachgebrauch werden dabei die Gewässertypen B1 und B2 als „innere“ Küstengewässer und die Gewässertypen B3 und B4 als „äußere“ Küstengewässer (in der OGewV „offene Küstengewässer“ genannt) bezeichnet.

Für innere und äußere Küstengewässer gibt es entsprechend den vorherrschenden Substratbedingungen und der Verteilung der charakteristischen Vegetationsformen unterschiedliche Bewertungsverfahren. Die inneren Küstengewässer werden nach dem PHYBIBCO-Verfahren bewertet. Die Handlungsanweisung zum PHYBIBCO-Verfahren ist nicht Bestandteil dieses Dokumentes, sondern separat verfügbar (Nickel et al. 2019a). Nur die äußeren Küstengewässer werden nach dem BALCOSIS-Verfahren bewertet, wobei die Bewertung nur im Gewässertyp B3 durch echte Beprobung der Makrophytenbestände erfolgt. Der Gewässertyp B4 wird momentan, aufgrund fehlender großflächiger Vegetationsbestände, nur durch Übertragung der Bewertung aus dem nächstgelegenen B3-Wasserkörper bewertet. In Tabelle 2-1 sind die wesentlichen Kenndaten der vier Küstengewässertypen dargestellt. Eine Karte der B3-Wasserkörper inklusive der BALCOSIS-Messstationen befindet sich in Kapitel 3.1.

Tabelle 2-1 Übersicht über die wesentlichen Kenndaten der vier Küstengewässertypen der deutschen Ostsee (nach Reimers 2005) und die vorhandenen Makrophytenbewertungsverfahren.

B1	B2	B3	B4
oligohalines inneres Küstengewässer	mesohalines inneres Küstengewässer	mesohalines offenes (äußeres) Küstengewässer	meso-polyhalines offenes (äußeres) Küstengewässer, saisonal geschichtet
< 30 m*	< 30 m*	≤ 15 m	> 15 m
extrem geschützt	geschützt bis sehr geschützt	mäßig geschützt	mäßig geschützt
Sand, Schlick und Mischsedimente	Sand und Schlick	Sand, Mischsedimente und organische Sedimente	Schlick und Mischsedimente
Angiospermen und Characeen (Makroalgen, lokal begrenzte Vorkommen)		Angiospermen und Makroalgen	Makroalgen, lokal begrenzte Vorkommen
PHYBIBCO		**BALCOSIS**	(**BALCOSIS –** Übertragung der Bewertung aus dem nächstgelegenen B3-Wasserkörper)

*Natürlicherweise umfassen die inneren Küstengewässer hauptsächlich Wassertiefen von < 10 m.

2.2 Verfahrensentwicklung

Die Wasserrahmenrichtlinie benennt verschiedene ökologische Kriterien wie Artenvielfalt, Abundanz und das Vorhandensein bzw. Fehlen sensitiver und toleranter Arten, mit denen die Bewertung der biologischen Qualitätskomponenten durchgeführt werden soll. Für die Küstengewässer der Ostsee, in denen vergleichsweise starke

natürliche Schwankungen von Umweltfaktoren vorliegen, ist die Verwendung von Kriterien wie Sensitivität bzw. Toleranz schwierig. Unter diesen Umweltbedingungen kommen nämlich vorwiegend tolerante Arten mit eher geringen Ansprüchen an die Umwelt vor. Durch den natürlichen Salzgehaltsgradienten der äußeren Küstengewässer von ca. 18–20 psu im westlichen auf ca. 6–8 psu im östlichen Teil verringert sich außerdem die Artenvielfalt stetig, was die Nutzung dieses Kriteriums als Bewertungsgrundlage ebenfalls erschwert.

Veränderungen von Pflanzenbeständen durch anthropogene Beeinflussung sind seit Jahrzehnten für die Ostsee wissenschaftlich gut dokumentiert (Schramm & Nienhuis 1996). Die Eutrophierung und die mit ihr verbundene Verschlechterung des Lichtklimas werden als Hauptfaktoren für die strukturellen Veränderungen der Bestände angeführt. Als Auswirkungen der Eutrophierung werden Verringerung der Tiefengrenzen, Überwachsen mehrjähriger Makrophyten durch opportunistische Arten und das Verschwinden mehrjähriger, habitatbildender Arten genannt.

Bereits vor In-Kraft-Treten der Wasserrahmenrichtlinie wurden durch Monitoringprogramme (z. B. nach HELCOM 1999) Daten zu den Auswirkungen der anthropogenen Beeinflussung erfasst. Die Veränderungen wurden jedoch oftmals nicht systematisch erfasst bzw. bezogen sich selten auf Makrophyten oder wurden nicht im küstennahen, für die WRRL relevanten, Bereich durchgeführt.

Im Rahmen eines Forschungsvorhabens wurde ein Bewertungsschema für den ökologischen Zustand bezüglich der oben angeführten Veränderungen der Makrophytenbestände entwickelt. So entstanden Bewertungsansätze für die äußeren Küstengewässer, die den ökologischen Zustand anhand von verschiedenen Parametern für unterschiedliche Vegetationselemente ermittelten (Schories et al. 2006).

Diese Bewertungsansätze wurden durch einen Praxistest auf ihre Anwendbarkeit hin überprüft (Fürhaupter et al. 2006). Nach weiteren Datenerhebungen wurden Bewertungsparameter verändert, Klassengrenzen spezifiziert und eine neue Bewertungsroutine eingeführt (Fürhaupter et al. 2007, 2008). Seitdem wird das Verfahren mit BALCOSIS benannt und besteht aus insgesamt sieben Einzelparametern, von denen einer (*Tiefengrenze von Zostera marina*) eine höhere Gewichtung bekommt.

Gerade für die Qualitätskomponente der Makrophyten war in Ermangelung quantitativer historischer Datensätze oftmals ein pragmatischer Ansatz zur Festlegung sowohl von Referenzwerten als auch von Klassengrenzen notwendig. Die Festlegung auf bestimmte Bewertungsparameter basierte vor allem auf qualitativen Beschreibungen historischer Makrophytenbestände. Auch der Bezug zum Belastungsfaktor Eutrophierung war in der Regel nicht wissenschaftlich belegt, sondern beschränkte sich auf qualitative Beschreibungen bzw. deren Interpretation.

Aufgrund des Fehlens dieser Belege wurde eine Evaluierung des Bewertungsverfahrens anhand der bisher gewonnenen Datensätze durchgeführt (Fürhaupter et al. 2013). Im Zuge dieser Evaluierung wurden bestimmte Neuerungen im

Bewertungsverfahren eingeführt, die eine Erneuerung der Handlungsanweisung erforderlich machten (Fürhaupter & Meyer 2015). Von 2008 bis 2018 wurde ein jährliches Monitoring des ökologischen Zustands der äußeren Küstengewässer nach den Vorgaben der Handlungsanweisungen (Version 1: Fürhaupter & Meyer 2008, Version 2: Fürhaupter & Meyer 2009, Version 3: Fürhaupter & Meyer 2015) durchgeführt.

Im Zuge des Makrophytenmonitorings für Schleswig-Holstein wurde im Jahr 2017 in Zusammenarbeit mit den Landesämtern Schleswig-Holsteins (LLUR) und Mecklenburg-Vorpommerns (LUNG) ein neues Verfahren zur Erfassung von Tiefengrenzen entwickelt und getestet (Seidler et al. 2017). Dieses Verfahren wurde im Jahr darauf zum ersten Mal in die Praxis umgesetzt und auf seine Anwendbarkeit hin geprüft (Nickel et al. 2019b). Die neue Vorgehensweise wurde nach weiteren Anpassungen der Bestandsdefinitionen und Auswertekriterien für die Bewertungsparameter der Tiefengrenzen in die vorliegende Version 4 der Handlungsanweisung BALCOSIS übernommen (Stand: Mai 2019). Des Weiteren wurden Literaturreferenzen, Stationskarten und -tabellen sowie veraltete taxonomische Bezeichnungen aktualisiert. Fachliche Anpassungen, wie die Aufteilung der Wasserkörper „Fehmarn Sund“ und „Fehmarn Belt“ in jeweils zwei Wasserkörper, wurden ebenfalls eingearbeitet. Seit dem Jahr 2019 wird das jährliche Monitoring nach dieser Handlungsanweisung durchgeführt.

2.3 Grundkonzept

BALCOSIS berücksichtigt im Wesentlichen die charakteristischen, mehrjährigen Vegetationselemente (pflanzendominierte Biotoptypen) des Weichbodens (Seegras) und Hartbodens (*Fucus* und Rotalgen). Innerhalb dieser drei Biotoptypen steht eine unterschiedliche Anzahl an Einzelparametern für die Bewertung zur Verfügung. Insgesamt besteht BALCOSIS aus sieben Einzelparametern (Abbildung 2-1). Diese Bewertungsparameter spiegeln die Auswirkungen der Eutrophierung auf Makrophyten innerhalb der einzelnen Biotoptypen wider, wie eine Reduktion der Tiefengrenzen, die Zunahme opportunistischer, eutrophierungstoleranter Arten und der Verlust mehrjähriger, eutrophierungssensitiver Arten.

Das Bewertungsverfahren ist als modularer, multimetrischer Index aufgebaut. Für jeden der sieben Bewertungsparameter wurde eine fünfstufige Klassifizierung auf der Basis von historischen Angaben, Modellierung und/oder Expertenwissen erarbeitet. Dadurch können die Parameter separat und unabhängig voneinander bewertet und ein ökologischer Zustand zugewiesen werden.

Zur Bildung des Endwertes des BALCOSIS-Systems müssen die sieben Einzelparameter miteinander verrechnet werden. Da die Einzelparameter unterschiedliche Messgrößen bewerten (Biomasseanteile, Artenzahl, Bedeckung, Tiefengrenzen) und unterschiedliche Klassengrenzen und Wertebereiche abdecken, müssen sie vor der Verrechnung einheitlich auf ein Intervall von 0–1 normiert werden. Die Gesamtbewertung ergibt sich durch Bildung des Mittelwerts aus den gewichteten und normierten Einzelwerten.

Da für den Parameter *Tiefengrenze von Zostera marina* eine bessere wissenschaftliche Datenlage vorliegt, geht dieser mit einer zweifachen Gewichtung in das Endergebnis ein. Die restlichen sechs Parameter werden einfach gewichtet.

Abbildung 2-1 Die sieben BALCOSIS-Bewertungsparameter innerhalb der verschiedenen Biotoptypen.

Die Monitoringstrategie ist auf eine jährliche Beprobung und somit Bewertung aller Wasserkörper und Biotope im Hauptvegetationszeitraum ausgerichtet (s. Kapitel 3.2). Die Übermittlung der Bewertung an die EU erfolgt allerdings nur alle sechs Jahre. Deshalb wird zusätzlich zur Jahresbewertung ebenfalls jährlich eine Bewertung auf Basis der Datenerhebungen der zurückliegenden 6-Jahresperiode durchgeführt („running mean“).

2.4 Bewertungsparameter

2.4.1 Seegras (Weichbodenbiotop)

Die Weichbodenvegetation entlang der äußeren Küstengewässer der deutschen Ostsee wird nahezu ausschließlich durch das Gemeine Seegras *Zostera marina* bestimmt. Auf der Ostseite Rügens sind lokal begrenzt auch andere höhere Pflanzen wie der Sumpf-Teichfaden *Zannichellia palustris* oder das Kamm-Laichkraut *Potamogeton pectinatus* (aktuelle Bezeichnung nach WoRMS (2019): *Stuckenia pectinata*) zu finden. Im oberen Sublitoral (bis ca. 1 m Wassertiefe) der Außenküste der westlichen Ostsee kommen ebenfalls Meersalden der Gattung *Ruppia* oder das Zwergseegras *Zostera noltii* (aktuelle Bezeichnung nach WoRMS (2019): *Zostera noltei*) in geringen Mengen vor. Entsprechend konzentriert sich die Bewertung bei BALCOSIS auf das Seegrasbiotop. Wegen einer vergleichsweise geringen Artenzahl

wurde für diesen Biotoptyp kein Bewertungsparameter in Hinsicht auf die Artenvielfalt entwickelt.

2.4.1.1 Tiefengrenze von *Zostera marina*

Zostera marina hat im Vergleich zu mehrjährigen Rotalgen hohe Lichtansprüche, sodass die vertikale Verbreitung natürlicherweise auf das obere Sublitoral (< 10 m) beschränkt ist. Darauf weist auch die überwiegende Anzahl von historischen Belegen hin (Krüger & Meyer 1937, Reinke 1889), auch wenn vereinzelt Funde bis 17 m Tiefe dokumentiert sind (Reinke 1889). In diesen Fällen konnte jedoch nicht ausgeschlossen werden, dass es sich um verdriftete Einzelsprosse handelte.

Durch die Eutrophierung verschlechterte sich das Lichtklima (Kautsky et al. 1986, Malm et al. 2001). Dies hat wiederum eine Verschiebung der unteren Tiefengrenze von Pflanzen mit hohen Lichtansprüchen zur Folge, da die Lichtmenge an ihrer ursprünglichen Tiefengrenze nicht mehr ausreicht, um genügend Biomasse für dauerhafte (dichte) Bestände aufzubauen.

Die *Tiefengrenze von Zostera marina* ist deshalb der zentrale Bewertungsparameter für das Weichbodenhabitat. Bewertet wird nur die Tiefe der Bestandsgrenze (Definition s. Kapitel 4.1).

Referenzwert für die Seegrastiefe ist ein Tiefenwert von 9,4 m. Dies ist der mit dem Nachbarland Dänemark interkalibrierte Grenzwert, der ebenso wie die Grenzwerte *sehr gut/gut* und *gut/mäßig* in die „2nd EU Commission Decision“ aufgenommen wurde (EU 2013). Diese beiden Klassengrenzen entsprechen nach der Interkalibrierung einer Abweichung vom Tiefenreferenzwert um 10 % (*sehr gut/gut*) bzw. 25 % (*gut/mäßig*). Die weiteren Klassengrenzen ergeben sich nicht als prozentuale Abweichungen vom Tiefenreferenzwert, sondern entsprechen prozentualen Flächenverlusten (5, 25, 50 %) der historisch maximal mit Seegras bewachsenen Fläche. Diese wurde anhand des Tiefenreferenzwerts und der Tiefenmorphologie für die äußeren Küstengewässer berechnet (Tabelle 2-2).

Tabelle 2-2 **Zustandsklassen des Bewertungsparameters *Tiefengrenze von Zostera marina*. Eine runde Klammer bedeutet, dass der Grenzwert selbst nicht mehr zur Zustandsklasse gehört, eine eckige, dass er noch Teil der Zustandsklasse ist.**

Ökologischer Zustand	Tiefengrenze *Zostera marina*	Abweichung v. der Tiefenreferenz	Abweichung v. der Flächenreferenz (mit Seegras bewachsene Fläche)
sehr gut	Referenzwert: 9,4 m ≥ 8,5 m	≤ 10 %	
gut	[7,0–8,5) m	(10–25] %	
mäßig	[4,5–7,0) m		(5–25] %
unbefriedigend	[0,5–4,5) m		(25–50] %
schlecht	< 0,5 m		> 50 %

2.4.1.2 Biomasseanteil opportunistischer Algen

Durch die Eutrophierung herrschen erhöhte Nährstoffkonzentrationen in den Küstengewässern. So können Arten mit einem hohen Oberflächen/Volumen-Verhältnis und hohen Nährstoff-Aufnahmeraten (sogenannte Nährstoff-Opportunisten) stärker von der Eutrophierung profitieren als Arten, die sich an Lebensumstände im Nährstoffdefizit angepasst haben. Diese Anpassung zeichnet sich durch den Aufbau von Reservestoffen oder die Aufnahme von Nährstoffen aus dem Sediment aus. Als Zeichen der Eutrophierung wird deshalb auch das explosionsartige Wachstum von feinfädigen Algen angesehen (Burt et al. 1995, Davison & Hughes 1998). Diese können mehrjährige Vegetation wie das Seegras überwachsen und es so zu Boden drücken, von der Lichtzufuhr abschneiden sowie durch Vergrößerung der Angriffsfläche für eine größere Destabilisierung der Seegräser bei Wellenschlag sorgen.

Der Biomasseanteil der opportunistischen Algen wird deshalb als weiterer Bewertungsfaktor für das Seegrasbiotop angesehen. In Tabelle 2-3 sind die für die BALCOSIS-Bewertung als opportunistisch eingestuften Algen aufgeführt. Es handelt sich nicht um eine für das Seegras-Biotop spezifizierte Liste, sondern es sind auch Arten enthalten, die in anderen Biotopen (*Fucus* oder Rotalgen) vorkommen können und dort als Opportunisten gelten.

Tabelle 2-3 Makrophyten, die für BALCOSIS als Opportunisten eingestuft werden (Bezeichnung nach d. aktuellen BLMP-Taxaliste Phytobenthos).

Großgruppen	Nährstoff-Opportunisten
Grünalgen (Chlorophyceae)	*Chaetomorpha*
	Cladophora
	Spongomorpha
	Ulva
Braunalgen (Phaeophyceae)	*Ectocarpus*
	Pylaiella littoralis
Rotalgen (Rhodophyceae)	*Aglaothamnion*
	Brongniartella byssoides
	Callithamnion corymbosum
	Ceramium
	Dasya baillouviana
	Gracilaria vermiculophylla
	Polysiphonia fibrillosa
	Polysiphonia fucoides (aktuelle Bezeichnung nach WoRMS (2019): *Vertebrata fucoides*)
	Polysiphonia stricta
	Spermothamnion repens

Nährstoffopportunismus wurde bisher nur von wenigen Algenarten experimentell bestätigt und für einige Arten liegen widersprüchliche Laborergebnisse vor. So werden in einem konservativen Ansatz und anhand von Expertenwissen neben bekannten Eutrophierungszeigern (z. B. *Pylaiella littoralis, Ulva*) auch spezifische Neophyten (z. B. *Gracillaria vermiculophylla*) sowie charakteristische epiphytische Algen (z. B.

Aglaothamnion/*Callithamnion*) aufgeführt, für die keine eindeutigen Nachweise für Opportunismus vorliegen.

Bewertet wird der Anteil der Opportunisten (in Prozent) an der Gesamtbiomasse. Da opportunistische Algen meist einen feinfädigen Habitus aufweisen, erreichen sie selbst bei hohen Bedeckungsgraden nur eine geringe Biomasse im Vergleich zu großblättrigen Algen bzw. dem Seegras. Dies wurde bei der Einteilung der Klassengrenzen berücksichtigt, sodass die Wertebereiche des *sehr guten* und des *guten* Zustands entsprechend eng gewählt wurden. Schon geringe Biomasseanteile von Opportunisten führen zu einer Abwertung des ökologischen Zustands (Tabelle 2-4).

Tabelle 2-4 Zustandsklassen des Bewertungsparameters *Biomasseanteil opportunistischer Algen.* Eine runde Klammer bedeutet, dass der Grenzwert selbst nicht mehr zur Zustandsklasse gehört, eine eckige, dass er noch Teil der Zustandsklasse ist.

Ökologischer Zustand	Biomasseanteil opportunistischer Algen
sehr gut	Referenzwert: 0,5 % ≤ 1 %
gut	(1–10] %
mäßig	(10–30] %
unbefriedigend	(30–75] %
schlecht	> 75 %

2.4.2 *Fucus* (Hartbodenbiotop)

Anders als bei der Weichbodenvegetation bewächst eine Vielzahl an Makroalgenarten die Hartböden. Die Abgrenzung von Biotopen ist aufgrund der fleckenhaften Verteilung der Hartsubstrate entlang der deutschen Ostseeküste erschwert, da es keine klar erkennbaren Vegetationsgürtel gibt. Die Brauntange der Gattung *Fucus* zeichnen sich durch einen mehrjährigen Lebenszyklus, ihre Größe, Verzweigungsform sowie ihren aufrechten Wuchs aus. So erfüllen sie als primäre Besiedler von Hartsubstrat am ehesten die Kriterien einer gut identifizierbaren, wiederkehrenden Vegetationsform, die als eigenständiger Biotoptypus für den Hartboden angesehen werden kann (Schwenke 1966). Entlang der deutschen Ostseeküste kommen zwei heimische Arten, *Fucus serratus* und *Fucus vesiculosus,* vor. Die Art *Fucus evanescens* ist ein Neophyt, der für den Untersuchungsraum erstmalig 1990 in der Flensburger Förde und nachfolgend bis Heiligenhafen nachgewiesen wurde (Schueller & Peters 1994). Diese Art wird nicht als natürlicher Bestandteil des *Fucus*-Biotops angesehen. Ihre Anwesenheit wird neutral betrachtet, führt bei der Bewertung also weder zu einer Auf- noch zu einer Abwertung des ökologischen Zustands, da die Art sich bisher nicht invasiv verhält. Die beiden heimischen *Fucus*-Arten unterscheiden sich hinsichtlich ihrer Ökophysiologie (s. u.), weshalb ihre Anwesenheit immer separat zu dokumentieren ist.

2.4.2.1 Tiefengrenze von *Fucus* spp. (*F. serratus* und/oder *F. vesiculosus*)

Die Brauntange der Gattung *Fucus* haben im Vergleich zu einigen mehrjährigen Rotalgen höhere Lichtansprüche, sodass die vertikale Verbreitung von *Fucus* ähnlich wie für das Seegras natürlicherweise auf das obere Sublitoral (< 10 m) beschränkt ist.

Darauf weist auch die überwiegende Anzahl von historischen Belegen hin (Hoffmann 1952, Reinke 1889, Sarnighausen 1955). Dabei wird von verschiedenen Autoren dokumentiert, dass *Fucus serratus*, sofern beide *Fucus*-Arten vorhanden sind, unterhalb von *Fucus vesiculosus* siedelt (Hoffmann 1937, Reinke 1889, Sarnighausen 1955, Schwenke 1966). Historische Angaben für *Fucus serratus* reichen bis in 15 m Wassertiefe (Reinke 1889), sodass diese *Fucus*-Art im Vergleich zu *Zostera marina* aber auch zu *Fucus vesiculosus* leicht reduzierte Lichtansprüche bzw. eine an geringere Lichtverhältnisse angepasste Lichtphysiologie zu haben scheint. Dies kann aber auch in der Tatsache begründet sein, dass die Art in ihrer Ausbreitung im Vergleich zu *Fucus vesiculosus* und *Zostera marina* auf höhere Salzgehalte beschränkt ist (Malm et al. 2001) und empfindlicher als *Fucus vesiculosus* auf Exposition reagiert (Malm & Kautsky 2003). Unter den reduzierten Salzgehaltsbedingungen des Untersuchungsgebietes „weicht“ *Fucus serratus* in tieferes Wasser mit höheren Salzgehalten aus (Brackwassersubmergenz), wo die Licht- und Salzgehaltsverhältnisse sowie die reduzierte Exposition ausreichend für den Aufbau lebensfähiger Bestände sind. An flacheren Standorten scheinen andere Algen, unter anderem auch *Fucus vesiculosus*, bei den vorherrschenden Salzgehalten konkurrenzfähiger zu sein.

Die Verschlechterung des Lichtklimas macht sich auch bei den *Fucus*-Arten in einer Verringerung der vertikalen Verbreitungsgrenze bemerkbar. Die Art *Fucus serratus* reagiert dabei, trotz einer historisch belegten höheren Tiefengrenze (= geringere Lichtansprüche), wahrscheinlich sensitiver auf die Verschlechterung als die Art *Fucus vesiculosus*, da einem „Ausweichen“ in flacheres Wasser, wie oben beschrieben, natürlicherweise Grenzen gesetzt sind.

Die *Tiefengrenze von Fucus spp.* ist deshalb ein Bewertungsparameter für das *Fucus*-Biotop. Bewertet wird nur die Tiefe der Bestandsgrenze (Definition s. Kapitel 4.1).

Referenzwert ist der zum Seegras identische Tiefenwert von 9,4 m und auch die Klassengrenzen entsprechen denen der *Tiefengrenze von Zostera marina*. Die historischen Angaben und derzeitig vorliegenden Informationen zu den Lichtansprüchen sind nicht ausreichend, um für beide *Fucus*-Arten unterschiedliche bzw. zum Seegras abweichende Referenzwerte oder Klassengrenzen zu definieren (Tabelle 2-5).

Tabelle 2-5 Zustandsklassen des Bewertungsparameters *Tiefengrenze von Fucus spp.* Eine runde Klammer bedeutet, dass der Grenzwert selbst nicht mehr zur Zustandsklasse gehört, eine eckige, dass er noch Teil der Zustandsklasse ist.

Ökologischer Zustand	Tiefengrenze *Fucus* spp.	Abweichung v. Referenz
sehr gut	Referenzwert: 9,4 m ≥ 8,5 m	≤ 10 %
gut	[7,0–8,5) m	(10–25] %
mäßig	[4,5–7,0) m	
unbefriedigend	[0,5–4,5) m	
schlecht	< 0,5 m	

2.4.2.2 Dominanz (Bedeckungsanteil) von *Fucus* spp.

Nicht nur die Reduktion der Verbreitungstiefe ist aus den letzten Jahrzehnten für die *Fucus*-Arten dokumentiert. Es wurde auch insgesamt ein Abundanzrückgang im oberen Sublitoral der Ostsee festgestellt (Bokn et al. 1992, Vogt & Schramm 1991, Wachenfeldt et al 1986). Dieser führte dazu, dass die Brauntange an vielen Küstenabschnitten nicht mehr die absolut dominante Komponente des Makrophytenbestands des oberen Sublitorals darstellen. Dabei wurde ebenfalls die zunehmende Eutrophierung als Hauptfaktor für den Rückgang benannt und die Zunahme an Epiphyten als eine Auswirkung mitangeführt (Haahtela 1984, Kangas et al. 1982, Worm et al. 1999, Worm & Sommer 2000).

Deshalb war auch für *Fucus* der Biomasseanteil von Opportunisten ein möglicher Bewertungsfaktor. Allerdings erreichen die großwüchsigen Brauntange aufgrund ihrer Morphologie im Vergleich zu anderen Algen sehr hohe Trockengewichte. Selbst bei vorher komplett mit Epiphyten überwachsenen *Fucus*-Pflanzen liegt deren Trockengewicht grundsätzlich so deutlich über dem der übrigen Algenvegetation, dass für den Biomasseanteil keine geeignete fünfstufige Bewertung aufgebaut werden konnte.

Deshalb wird zur Bewertung des Abundanzrückgangs die Bedeckungsdominanz (in Prozent) von *Fucus* spp. (*F. serratus* und *F. vesiculosus*) im Vergleich zur übrigen Vegetation bewertet. Der Wert der Bedeckung bezieht sich auf das zur Verfügung stehende Siedlungssubstrat (Hartboden = Blöcke, Steine; zweitrangig (da weniger geeignet) auch Mergel, grober Kies oder Miesmuscheln (s. Kapitel 5.3)).

In Ermangelung fachlich ableitbarer Klassengrenzen wurden diese als feste Abweichungen vom Referenzwert gesetzt (Tabelle 2-6), die den oberen Klassengrenzen der Tiefengrenzen entsprechen und den Klassengrenzen für *Artenreduktion* und *Biomasseanteil von Furcellaria lumbricalis*.

Tabelle 2-6 Zustandsklassen des Bewertungsparameters *Dominanz von Fucus spp.* Eine runde Klammer bedeutet, dass der Grenzwert selbst nicht mehr zur Zustandsklasse gehört, eine eckige, dass er noch Teil der Zustandsklasse ist.

Ökologischer Zustand	Dominanz von *Fucus* spp.	Abweichung v. Referenz
sehr gut	Referenzwert: 80 % ≥ 72 %	≤ 10 %
gut	[64–72) %	(10–20] %
mäßig	[40–64) %	(20–50] %
unbefriedigend	[8–40) %	(50–90] %
schlecht	< 8 %	> 90 %

2.4.3 Rotalgen (Hartbodenbiotop)

Neben den Brauntangen der Gattung *Fucus* stellen verschiedene mehrjährige Rotalgenarten eine identifizierbare, wiederkehrende Vegetationsform der deutschen Ostseeküste dar (Schwenke 1966). Alle Arten verfügen über einen mehrjährigen

Lebenszyklus und eine aufrechte, verzweigte Wuchsform. Primäre Besiedler des Hartsubstrates sind vor allem *Coccotylus/Phyllophora* und *Furcellaria lumbricalis*, während die übrigen Arten meist epiphytisch auf diesen siedeln. Entsprechend stellt das Rotalgenbiotop bei BALCOSIS eine weitere Vegetationskomponente für die Bewertung der Hartböden dar. Die von Rotalgen dominierte Tiefenzone umfasst dabei einen großen vertikalen Tiefengradienten, der sich im Vergleich zu historischen Beobachtungen (5–30 m) in flachere Bereiche verlagert hat (3–22 m). Außerdem zeigte sich eine verstärkte Raumkonkurrenz mit Miesmuscheln (Sommer 1998), die in Tiefen von 4–20 m die Hartsubstrate zahlreicher Küstenabschnitte aktuell flächendeckend besiedeln und das mehrjährige Rotalgenphytal verdrängt haben. Da ein kontinuierliches Vorkommen von Hartsubstraten zwischen 20 und 35 m Wassertiefe entlang der deutschen Ostseeküste nur an wenigen Stellen vorhanden ist und diese zumeist außerhalb der für die WRRL relevanten 1 sm-Zone liegen, wurde auf die Definition eines Tiefengrenzen-Parameters für das Rotalgenphytal verzichtet. So werden fehlerhafte, auf Substratlimitierung zurückzuführende Bewertungen vermieden. Ein Vergleich zwischen historischer und aktueller Struktur des Rotalgenphytals entlang des Tiefengradienten ergab, dass die deutlichsten strukturellen Veränderungen in der oberen Rotalgenzone zwischen 5 und 8 m stattgefunden haben, während in größeren Tiefen strukturelle Veränderungen weniger deutlich zu Tage treten (Fürhaupter et al. 2007). Dies und die Tatsache, dass Hartsubstratvorkommen in diesen geringeren Tiefen in einem Großteil der Wasserkörper in ausreichender Dichte vorhanden sind, führt dazu, dass die Bewertungsschemata der nachfolgend beschriebenen Parameter nur innerhalb dieses Tiefenbereichs gültig sind.

2.4.3.1 Biomasseanteil opportunistischer Algen

Die Zunahme von sogenannten Nährstoff-Opportunisten durch Eutrophierung ist auch aus dem Rotalgenbiotop bekannt (Schramm & Nienhuis 1996). Bewertet wird deshalb auch in diesem Biotop der Anteil der Opportunisten (in Prozent) an der Gesamtbiomasse. Für die entsprechende Einstufung der Makrophytenarten ist Tabelle 2-3 (s. Seegrasbiotop) zu berücksichtigen. Es wird nicht zwischen Opportunisten im Seegras- bzw. im Rotalgenbiotop unterschieden. Das Bewertungsverfahren entspricht bezüglich Referenz und Klassengrenzen ebenfalls dem in Tabelle 2-4 dargestellten fünfstufigen System.

2.4.3.2 Artenreduktion (im Vergleich zu einer Referenzartenliste)

Neben der Zunahme von opportunistischen Algen ist die Verdrängung und der Verlust langsam wachsender, meist mehrjähriger Vegetation als weiteres Zeichen der Eutrophierung dokumentiert (Schramm & Nienhuis 1996, Schramm 1999). Im Vergleich zu den beiden zuvor genannten Biotopen ist die Artenzahl im Rotalgenbiotop höher, sodass eine Bewertung auf Basis der Diversität möglich ist.

Bewertet wird das Fehlen repräsentativer, für die Vegetationsstruktur bedeutsamer Arten bzw. Artengruppen des Hartsubstratphytals mittlerer Tiefenbereiche (5–8 m). Bei den aufgeführten Arten handelt es sich durchweg um historisch stetig dokumentierte

Rot- und Braunalgenarten aus diesen Tiefen. Die Referenzartenliste enthält keine Arten, die historisch vereinzelt dokumentiert wurden, da die Erfassung solch seltener Arten (und damit des gesamten Arteninventars) methodisch sehr arbeitsaufwendig und kostenintensiv ist.

Aufgrund der deutlichen Salzgehaltsunterschiede entlang der deutschen Ostseeküste muss westlich und östlich der Darßer Schwelle mit unterschiedlichen Referenzartenlisten gearbeitet werden (Tabelle 2-7). Allerdings ist aufgrund der natürlichen Artenreduktion östlich der Darßer Schwelle die Anwendung des Bewertungsparameters durch die sehr kurze Artenliste für einen fünfstufigen Bewertungsansatz grenzwertig. Arten, die durch einen Schrägstrich getrennt sind, werden nicht separat gezählt, sondern gelten als eine Einheit. Fehlt also z. B. *Fucus serratus* an einer Station, *Fucus vesiculosus* ist jedoch vorhanden, wird dies nicht als Reduktion bewertet. Anders ist es dagegen, wenn beide Arten fehlen.

Tabelle 2-7 Referenzartenlisten für den Parameter *Artenreduktion*.

Großgruppen	Westlich der Darßer Schwelle	Östlich der Darßer Schwelle
Braunalgen (Phaeophyceae)	*Chorda filum/Halosiphon tomentosus*	*Chorda filum/Halosiphon tomentosus*
	Fucus serratus/Fucus vesiculosus	*Fucus serratus/Fucus vesiculosus*
	Laminaria digitata/Saccharina latissima	*Saccharina latissima*
Rotalgen (Rhodophyceae)	*Ahnfeltia plicata*	*Ahnfeltia plicata*
	Coccotylus truncatus/Phyllophora pseud.	*Coccotylus truncatus/Phyllophora pseud.*
	Cystoclonium purpureum	
	Delesseria sanguinea	
	Furcellaria lumbricalis	*Furcellaria lumbricalis*
	Membranoptera alata	
	Phycodrys rubens	
	Rhodomela confervoides	*Rhodomela confervoides*
	11 Arten/Artengruppen	**7 Arten/Artengruppen**

In Ermangelung fachlich ableitbarer Klassengrenzen wurden diese als feste Abweichungen vom Referenzwert gesetzt (Tabelle 2-8), die den oberen Klassengrenzen der Tiefengrenzen entsprechen sowie den Klassengrenzen für *Dominanz von Fucus spp.* und *Biomasseanteil von Furcellaria lumbricalis*.

Tabelle 2-8 Zustandsklassen des Bewertungsparameters *Artenreduktion*. Eine runde Klammer bedeutet, dass der Grenzwert selbst nicht mehr zur Zustandsklasse gehört, eine eckige, dass er noch Teil der Zustandsklasse ist.

Ökologischer Zustand	Artenreduktion		Abweichung v. Referenz
	Westlich d. Darßer Schwelle	**Östlich d. Darßer Schwelle**	
sehr gut	Referenzwert: alle 11 Arten vorhanden = Grenzwert 10 Arten	Referenzwert: alle 7 Arten vorhanden = Grenzwert 7 Arten	≤ 10 %
gut	9 Arten	6 Arten	(10–20] %
mäßig	[6–8] Arten	[4–5] Arten	(20–50] %
unbefriedigend	[1–5] Arten	[1–3] Arten	(50–90] %
schlecht	0 Arten		> 90 %

2.4.3.3 Biomasseanteil von *Furcellaria lumbricalis*

Die Art *Furcellaria lumbricalis* ist eine typische mehrjährige Rotalgenart der Ostsee. Anders als die meisten anderen mehrjährigen Rotalgen ist sie nicht nur in der westlichen Ostsee verbreitet, sondern kommt auch in der zentralen Ostsee bis nach Estland und den Süden Finnlands vor. Historisch wird die Art als stetiger Bestandteil der Hartbodenvegetation zwischen 3 bzw. 5 und 20 m angegeben (Hoffmann 1952, Reinke 1889, Schwenke 1966).

Da *Furcellaria* deutlich kleinwüchsiger als Seegras oder *Fucus* ist und häufig komplett von Epiphyten überwachsen wird, ist die Tiefengrenze methodisch nur durch aufwendige Taucharbeit bestimmbar. Außerdem fehlen entlang der deutschen Ostseeküste in den meisten Wasserkörpern Hartsubstrate, die den gesamten Tiefenbereich von *Furcellaria* abdecken. Da für diese Art auch ein mengenmäßiger Rückgang dokumentiert ist (Breuer & Schramm 1988), wurde nicht die Tiefenverteilung als Bewertungsparameter herangezogen, sondern der Biomasseanteil der Art (in Prozent) an der Gesamtbiomasse.

Historische Angaben zur Biomasse von *Furcellaria lumbricalis* sind sehr unspezifisch, sodass sich der Referenzwert im Wesentlichen an Daten der 1950er Jahre aus der westlichen Ostsee orientiert (Hoffmann 1952). Östlich der Darßer Schwelle ist *Furcellaria lumbricalis* die einzige bestandsbildende mehrjährige Rotalge, weshalb die Biomasseanteile aufgrund fehlender Konkurrenz dort deutlich höher, bei nahezu 100 %, angesetzt sind.

In Ermangelung fachlich ableitbarer Klassengrenzen wurden diese als feste Abweichungen vom Referenzwert gesetzt (Tabelle 2-9), die den oberen Klassengrenzen der Tiefengrenzen entsprechen sowie den Klassengrenzen für *Dominanz von Fucus spp.* und *Artenreduktion.*

Tabelle 2-9 Zustandsklassen des Bewertungsparameters *Biomasseanteil von Furcellaria lumbricalis.* Eine runde Klammer bedeutet, dass der Grenzwert selbst nicht mehr zur Zustandsklasse gehört, eine eckige, dass er noch Teil der Zustandsklasse ist.

Ökologischer Zustand	Biomasseanteil von *Furcellaria lumbricalis*		Abweichung v. Referenz
	Westlich d. Darßer Schwelle	Östlich d. Darßer Schwelle	
sehr gut	Referenzwert: 40 % ≥ 36 %	Referenzwert: 95 % ≥ 85 %	≤ 10 %
gut	[32–36) %	[76–85) %	(10–20] %
mäßig	[20–32) %	[47–76) %	(20–50] %
unbefriedigend	[4–20) %	[9–47) %	(50–90] %
schlecht	< 4 %	< 9 %	> 90 %

3 Freilanderhebung

In den folgenden Abschnitten werden die räumlichen und zeitlichen Minimalanforderungen für das Monitoring beschrieben, um der Berichtspflicht der WRRL zu genügen. Weiterhin wird das methodische Vorgehen bei den Freilandarbeiten dargestellt, die aus Video- und Tauchuntersuchungen bestehen. Dabei sind die gültigen Normen und Richtlinien für die Erhebung von Makrophytobenthos (z. B. Standardarbeitsanweisung „TOP_4b_SOP_Makrophytobenthos_Rahmenbeprobung_ Sublitoral_v01“ von 2008) sowie die geltenden berufsgenossenschaftlichen Sicherheitsrichtlinien und Vorschriften zu berücksichtigen. Für die Benennung der Arten/Taxa sind die Bezeichnungen der aktuell gültigen BLMP-Taxaliste Phytobenthos zu verwenden.

3.1 Räumliche Durchführung (Stationsnetz)

Insgesamt zählen 19 Wasserkörper zum Gewässertyp B3, in denen BALCOSIS über Probenahmen zur Anwendung kommt. Der ökologische Zustand der Makrophyten ist in jedem dieser 19 Wasserkörper separat zu bestimmen. Die Wasserkörper „Südliche Mecklenburger Bucht/Warnemünde bis Darß“ und „Pommersche Bucht, Südteil“ (beide in Mecklenburg-Vorpommern) besitzen nach bisherigem Kenntnisstand keine bzw. nur so geringe Makrophytenbestände, dass eine Bewertung der Makrophyten nicht möglich ist. Der ursprüngliche B2-Wasserkörper „Flensburger Innenförde“ (Schleswig-Holstein) wird offiziell als B3-Wasserkörper behandelt, da der überwiegende Teil des Wasserkörpers von Vegetationskomponenten der äußeren Küstengewässer charakterisiert wird. Damit sind Makrophyten in insgesamt 17 B3-Wasserkörpern mit dem BALCOSIS-Verfahren zu bewerten.

Für jeden dieser Wasserkörper wurden Stationen festgelegt, an denen die Untersuchungen zum ökologischen Zustand durchgeführt werden sollten, und zwar im Minimum eine Dauerstation pro Wasserkörper für jedes Biotop. Für sehr große Wasserkörper bzw. Wasserkörper, die eine starke geografische Variabilität der Bewertungsparameter zeigen, wurden Zusatzstationen bestimmt, die nach Bedarf (z. B. zur statistischen Absicherung, nach Baumaßnahmen oder Maßnahmen zur Verbesserung der Eutrophierungsbelastung) ebenfalls beprobt werden können.

Die jeweiligen Koordinaten der Dauer- und Zusatzstationen sind bei der zuständigen Behörde hinterlegt. Abbildung 3-1 zeigt eine Übersicht der zu beprobenden Wasserkörper, inklusive aller bisher beprobten Stationen, sowie die Lage der Dauer- und Zusatzstationen. Im Anhang (9.1) ist zusätzlich eine tabellarische Übersicht der Stationen aufgeführt sowie ihre Eignung für die drei Biotoptypen. Stationen, die als ungeeignet oder bedingt geeignet markiert sind, weisen für den jeweiligen Biotoptyp eine ungeeignete Substratzusammensetzung, einen ungeeigneten Tiefenbereich oder aktuell zu wenig Bewuchs für eine Bewertung auf, wiesen historisch keinen Bewuchs auf, oder sie befinden sich in einem schwer erreichbaren Gebiet (Sperrgebiet, Badebereich). Bedingt geeignete Stationen können Dauerstationen sein, wenn es aktuell keine bessere Alternative im Wasserkörper gibt.

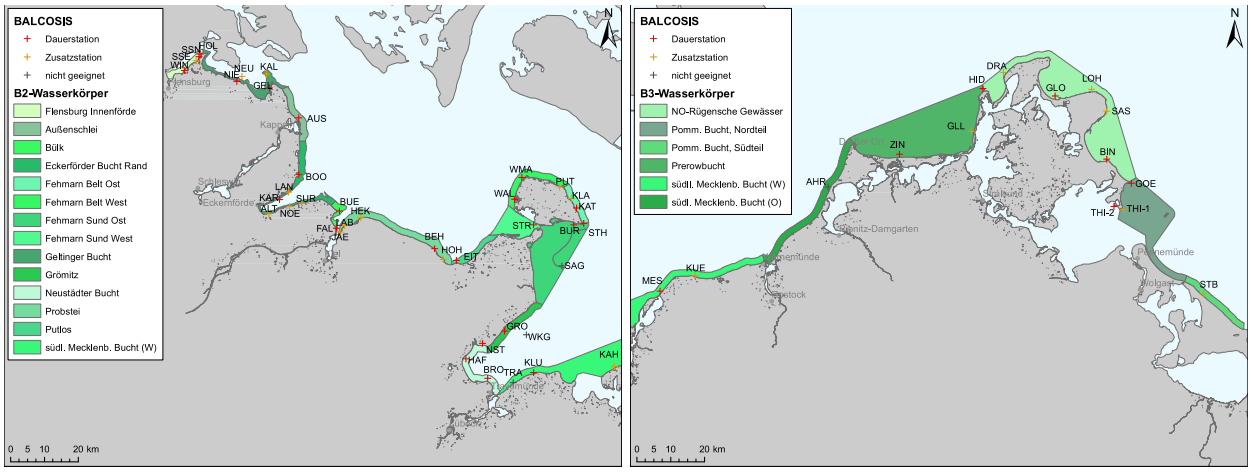

Abbildung 3-1 Übersicht der Wasserkörper und der bisher beprobten Stationen für die BALCOSIS-Bewertung.

3.2 Zeitliche Durchführung (Beprobungsrhythmus)

Der ökologische Zustand der Wasserkörper ist für eine 6-Jahresperiode an die EU zu übermitteln und ein Überblicksmonitoring im Minimum alle drei Jahre durchzuführen. Dennoch wird für das BALCOSIS-Verfahren aufgrund der interannuellen Streuung der Daten ein jährlicher Beprobungsrhythmus für alle Wasserkörper und Biotoptypen empfohlen.

Sollte eine jährliche Beprobung aufgrund des hohen Arbeitsaufwandes nicht immer möglich sein, können

- Wasserkörper, die sich insgesamt in einem *schlechten* bzw. *unbefriedigenden* Zustand befinden, statt jährlich nur alle zwei oder drei Jahre untersucht werden, da nur von einer langsamen Erholung der Bestände und damit Verbesserung des Zustands auszugehen ist.
- die Tiefengrenzenparameter statt jährlich nur alle zwei oder drei Jahre untersucht werden, da nach bisherigem Kenntnisstand nur von einer langsamen Veränderung der Tiefengrenze und damit Veränderung des Zustands auszugehen ist. Bei Vergleichen zwischen Einzeljahren muss dies jedoch beachtet werden.

Welche Stationen in den jährlichen Programmen zu bearbeiten sind, wird von der zuständigen Behörde festgelegt.

Grundsätzlich sollte das WRRL-Monitoring der Makrophyten im Hauptvegetations-zeitraum zwischen Anfang Juli und Ende August durchgeführt werden. Eine Ausdehnung dieses Zeitraumes in den Juni und September ist vertretbar, vor allem, wenn dadurch klimatische Besonderheiten, wie ein warmes, sonnenreiches Frühjahr mit entsprechend früherem Start und umgekehrt Eiswinter mit einem späteren Start, berücksichtigt werden können. Untersuchungen jenseits des oben angegebenen (erweiterten) Zeitraums müssen mit der zuständigen Behörde abgesprochen werden. Stationen innerhalb eines Wasserkörpers bzw. benachbarte Wasserkörper sollten, wenn möglich, immer in einem nah beieinander liegenden Zeitfenster beprobt werden.

3.3 Methodische Durchführung

3.3.1 Erfassung der Tiefengrenzen

Die Tiefengrenzen können sowohl durch Video- als auch Tauchkartierung bestimmt werden. Für die Erfassung der Tiefengrenze sind pro Wasserkörper insgesamt fünf Transekte über die Verbreitungsgrenze hinweg zu untersuchen. In der Regel werden alle fünf Transekte an einem Untersuchungsort (Dauerstation) erfasst. In Wasserkörpern mit mehreren geeigneten Stationen können diese fünf Transekte auch auf diese verschiedenen Stationen aufgeteilt werden.

Zumindest ein Transekt muss immer den Bereich des flachsten Vorkommens von *Zostera marina* bzw. *Fucus* spp. bis in mindestens sieben Meter Wassertiefe abdecken. Liegt die Tiefengrenze tiefer, muss der Transekt entsprechend länger sein. Werden mehrere Stationen angefahren, muss dieser Tiefenbereich mindestens einmal pro Station erfasst werden. Dies gewährleistet, dass auch bei lückenhaft vorkommenden Beständen der Bereich bis zum *guten* ökologischen Zustand (Klassengrenze 7,0 m) durch mindestens ein Transekt vollständig abgedeckt wird. Für die übrigen vier Transekte ist es ausreichend, die Tiefenbereiche um die aktuell vorhandene Tiefengrenze des Bestands zu kartieren, und zwar mindestens jeweils ca. 50–100 m beiderseits der Bestandsgrenze (Definition s. Kapitel 4.1).

Dabei ist zu beachten, dass die Tiefengrenzen nur an geeigneten Stationen erfasst werden können. Als geeignet werden Stationen angesehen, von denen vorher nachgewiesen wurde (Video- oder Tauchkartierung), dass das entsprechende Substrat auch tiefer als die erfasste Tiefengrenze in ausreichenden Mengen vorhanden ist: mindestens 50 % Weichboden für Seegras und mindestens 25 % Hartboden für *Fucus* (s. Tabelle 3-1, Kapitel 3.3.2). Dies ist die Grundbedingung für eine indikative Tiefengrenze im Sinne der WRRL (ökologische Zustandsbewertung). Diese sollte durch Licht- (d. h. Effekte der Eutrophierung) und nicht Substratverfügbarkeit bestimmt sein. Stationen, an denen wegen der Substratbeschaffenheit keine lichtbedingte Tiefengrenze erfasst werden kann, sind für diesen Bewertungsparameter nicht geeignet.

Die Transekte können entweder als durchgehender Zick-Zack-Kurs entlang der Bestandsgrenze oder als separate, senkrecht zur Küstenlinie verlaufende Transekte abgefahren bzw. abgetaucht werden (Abbildung 3-2). Insgesamt sollte durch die fünf Transekte ein Küstenabschnitt von ca. 150–200 m Breite abgedeckt werden.

In der Praxis kann es vorkommen, dass innerhalb des abgedeckten Küstenabschnitts nicht für alle Transekte eine Tiefengrenze erfassbar ist (Bedeckung ist zu gering für die Bestandsdefinition (s. Kapitel 4.1), die Art fehlt oder anthropogene Beeinflussungen (z. B. ausgebaggerte Fahrrinnen) bilden eine Störung). Ist dies bei mehr als zwei Transekten der Fall, muss die Untersuchung an einer anderen, besser geeigneten Stelle erneut durchgeführt werden.

Tauch- und Videokartierung haben je nach Standortausprägung und Erfassungsart Vor- und Nachteile. An Stationen mit geringer Tiefenzunahme sind sehr lange Transekte zu

kartieren, die tauchtechnisch nicht kontinuierlich zu erfassen sind. An Transekten mit starker Küstenneigung ist dagegen die Videomethode nicht gut geeignet, da starke Tiefenunterschiede zwischen Boot und geschleppter Kamera existieren. Diese würden Korrekturen der im Videobild angezeigten Tiefenangabe (die der Echolottiefe des Bootes entspricht) erforderlich machen. Außerdem sind einige *Fucus*-Bestände in so geringen Wassertiefen ausgebildet, dass der Einsatz eines vom Boot geschleppten Videosystems nicht möglich ist. Stationen, an denen die Tiefengrenze mittels Tauchkartierung zu beproben ist, wurden in der Stationstabelle des Anhangs 9.1 entsprechend markiert.

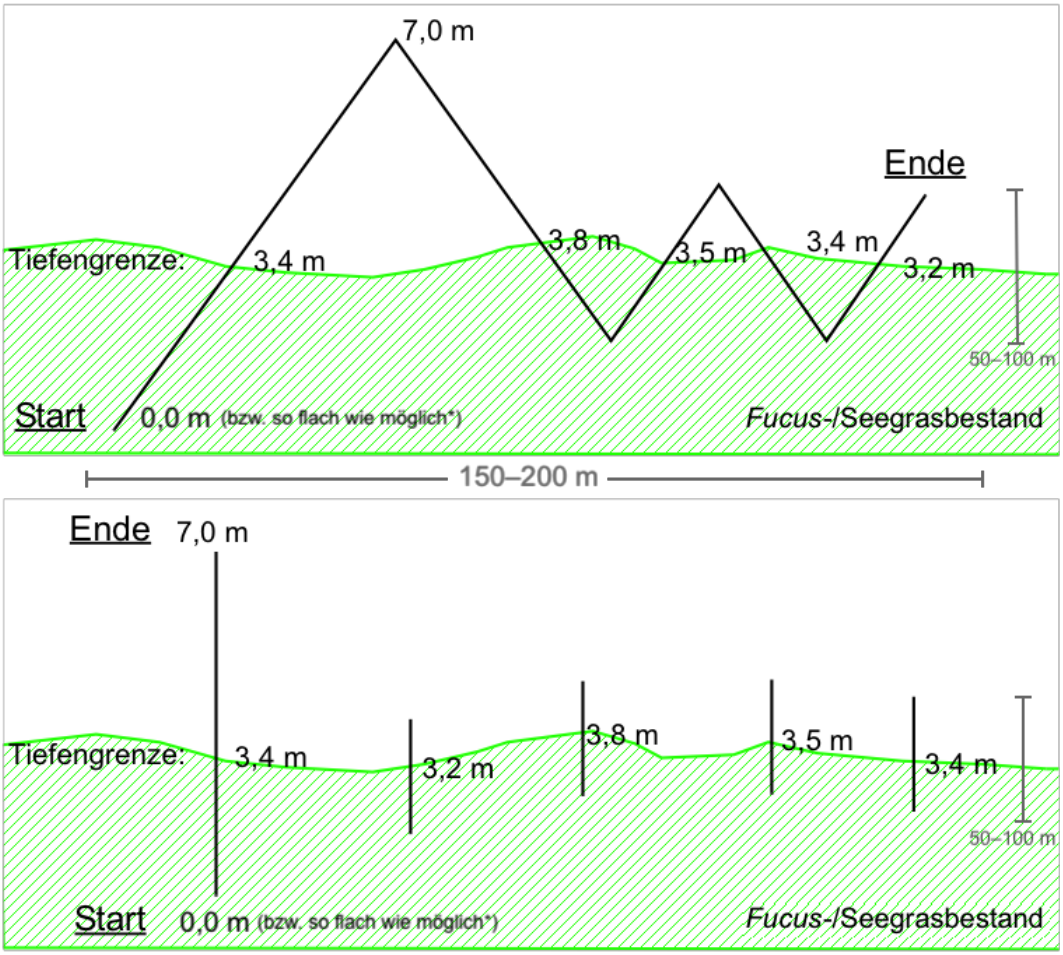

Abbildung 3-2 Mögliche Verläufe der Tiefengrenzenerfassung. *Tauchtransekte können i. d. R. bei 0 m begonnen werden, Videotransekte i. d. R. bei 1,5–2,0 m (bzw. so flach es das Boot/Videosystem zulässt).

Für jede Station der Tiefengrenzenerhebung sind spezifische Kenndaten zu erfassen, die sowohl die örtlichen Gegebenheiten als auch die Probenahmebedingungen beschreiben sollen und einen späteren Pegelabgleich möglich machen:

- Name der Station, Kurzbezeichnung
- Name des Wasserkörpers
- Name des/r Probenehmer/s
- Koordinaten der Station/des Transekts: am Start- und Endpunkt des Transekts, das den größten Tiefenbereich abdeckt

- Wassertiefe der Station/des Transekts: am Start- und Endpunkt des Transekts, das den größten Tiefenbereich abdeckt
- Datum, Uhrzeit (UTC)
- Wind-, Wetter- und Seegangsverhältnisse
- Secchi-Tiefe (Angabe in Meter, Genauigkeit: 1 dm)
- Besonderheiten (anthropogene Beeinflussung etc.)

Diese Kenndaten sind verpflichtende Angaben bei der Abgabe der Monitoringdaten an die zuständige Behörde. In jedem Fall sind die zu erhebenden Daten mit der SOP und den Vorgaben der zuständigen Behörde (Templates für Datenabgabe) abzugleichen.

Videotransekte sollten erst im Anschluss an die Felduntersuchungen ausgewertet werden, da so die Datenqualität deutlich höher liegt als bei einer direkten Auswertung parallel zur Aufnahme. Bei einer Videokartierung werden die Transekte kontinuierlich und in Gänze aufgezeichnet und liegen dann als Videodatei vor. Diese kann im Anschluss bezüglich des Bestands anhand der in Kapitel 4.1 beschriebenen Kriterien ausgewertet werden.

Bei Tauchtransekten werden Auswerteprotokolle für *Zostera marina* und *Fucus* spp. direkt während der Felduntersuchung ausgefüllt. Dazu werden in bestimmten Tiefenbereichen die Auswertekriterien (s. Kapitel 4.1) geprüft und protokolliert. Somit wird durch kontinuierliches Abtauchen der Transekte für jeden Tiefenbereich (0–1 m, 1–2 m, ... bis mindestens zum Bereich 6–7 m) einmal vermerkt, ob ein Bestand vorhanden ist oder nicht. Wie bei der Videokartierung muss zumindest ein Transekt den Bereich von 0 bis mindestens 7 m Wassertiefe abdecken, während an den anderen Transekten die Abdeckung des Bereiches 50–100 m beiderseits der Bestandsgrenze ausreichend ist (Abbildung 3-2). Die bewertungsrelevante Tiefengrenze entspricht dem tiefsten Tiefenwert, an dem die Bestandsdefinition (s. Kapitel 4.1) erfüllt ist. Dieser Tiefenwert ist auf 1 dm genau, innerhalb des entsprechenden Tiefenbereiches, zu protokollieren. Dazu wird ein Tauchcomputer so nah wie möglich an den Grund gehalten und die Tiefe abgelesen.

Um die Eignung der Station für eine Bewertung der Tiefengrenzen im Sinne der WRRL zu dokumentieren, muss der Taucher protokollieren, ob das entsprechende Substrat (≥ 50 % Weichboden für Seegras, ≥ 25 % Hartboden für *Fucus*) auch unterhalb der erfassten Tiefengrenze vorhanden ist.

3.3.2 Erfassung der Bedeckungswerte und Biomasseproben

Bedeckung und Biomasse werden durch Tauchuntersuchungen erfasst. Sie werden in den Tiefenbereichen mit den jeweils dichtesten Vegetationsvorkommen durchgeführt. Diese Tiefenbereiche variieren je nach Station leicht, sodass die Angaben in Tabelle 3-1 lediglich als grobe Richtschnur für die Tauchgangsplanung anzusehen sind. Die angegebenen Tiefenbereiche können je nach Station teilweise mehrere hundert Meter breite küstenparallele Streifen umfassen. Deshalb wird nicht der komplette Tiefenbereich untersucht, sondern nur eine geeignete Position innerhalb des Bereichs.

Tabelle 3-1 Tiefenbereichsangaben für die Tauchuntersuchungen getrennt nach Biotoptyp. Die Beprobung findet im dichtesten Vegetationsvorkommen innerhalb dieser Tiefenbereiche statt.

Seegras	2–4 m – in einem Bereich, in dem mindestens 50 % Weichboden vorhanden ist
Fucus	1–3 m – in einem Bereich, in dem mindestens 25 % Hartboden vorhanden ist
Rotalgen	5–8 m – in einem Bereich, in dem mindestens 25 % Hartboden vorhanden ist, wobei der Hartboden aus Blöcken und größeren Steinen bestehen sollte

Die Tauchuntersuchungen folgen der Standardarbeitsanweisung „TOP_4b_SOP_ Makrophytobenthos_Rahmenbeprobung_Sublitoral_v01“ (Umweltbundesamt 2008), weshalb die zu leistenden Untersuchungen hier nur kurz skizziert sind.

Für jede Station sind spezifische Kenndaten zu erfassen, die sowohl die örtlichen Gegebenheiten als auch die Probenahmebedingungen beschreiben sollen:

- Name der Station, Kurzbezeichnung
- Name des Wasserkörpers
- Name des/r Probenehmer/s
- Koordinaten der Station
- Wassertiefe der Station (Angabe in Meter, Genauigkeit: 1 dm)
- Datum, Uhrzeit (UTC)
- Wind-, Wetter- und Seegangsverhältnisse
- Secchi-Tiefe (Angabe in Meter, Genauigkeit: 1 dm)
- Besonderheiten (anthropogene Beeinflussung etc.)

Diese Kenndaten sind ebenfalls verpflichtende Angaben bei der Abgabe der Monitoringdaten an die zuständige Behörde. In jedem Fall sind die zu erhebenden Daten mit der SOP und den Vorgaben der zuständigen Behörde (Templates für Datenabgabe) abzugleichen.

Die Substrat- und Vegetationsverhältnisse sind an jeder Station in einem Bereich von ungefähr 20 m^2 zu erfassen. Idealerweise wird eine Transektleine 10 m weit ausgelegt und eine 1 m breite Fläche beiderseits der Leine abgetaucht. Dabei ist zu beachten, dass für die Substratklassen im Minimum die standardisierten Angaben der SOP (DIN EN ISO 14688-1) zu verwenden sind. Andere Klasseneinteilungen sollten nur dann angewendet werden, wenn eine Rückführung auf diese standardisierten Klassen möglich ist. Alle Angaben erfolgen in Prozent. Die Prozentwerte werden auf 5 % Genauigkeit angegeben. Einzelpflanzen mit einer Bedeckung unterhalb von 5 % wird standardmäßig die Angabe 0,5 % zugewiesen. Es sind mehrere Übersichtsfotos zur Dokumentation des Biotops aufzunehmen.

Im Anschluss an die Stationsbeschreibung werden fünf Rahmen innerhalb dieser 20 m^2 verteilt. Die Platzierung des Rahmens erfolgt nicht zufällig, sondern gezielt auf dicht bewachsene Flächen. Die Rahmengröße unterscheidet sich je nach Biotoptyp. Für das Seegrasbiotop ist ein 1 m^2-Rahmen, für das *Fucus*- und Rotalgenbiotop ein 0,25 m^2-Rahmen zu verwenden. Die Substrat- und Vegetationsverhältnisse werden für jeden Rahmen protokolliert. Im Seegras- und Rotalgenbiotop werden diese Verhältnisse

ebenfalls für ¼ des Rahmens protokolliert, aus dem im Anschluss die Biomasseprobe entnommen wird (s. u.). Von jedem Rahmen ist im *Fucus*- und Rotalgenbiotop außerdem ein Foto anzufertigen. Es gelten die gleichen Grundlagen für die Angaben zu Substrat und Bedeckung (Sedimentklassen, Prozentangaben und Genauigkeit) wie für die Stationsbeschreibung.

Nach Protokollierung aller Daten wird aus jedem Rahmen eine Unterprobe (¼ der Rahmenfläche) für die Biomasseanalyse entnommen. Für die Biomassebestimmung im Seegras wird also eine Fläche von 0,25 m^2 abgeerntet und für die Rotalgen eine Fläche von 0,0625 m^2. Im *Fucus*-Biotop wird keine Probe entnommen, da für die Bewertung dieser Vegetationskomponente keine Biomassedaten erfasst werden müssen. Auch könnte ein häufiges Abernten den auf der Roten Liste (Schories et al. 2013) geführten Arten *Fucus vesiculosus* und *Fucus serratus* zusätzlich schaden. Die Daten des WRRL-Monitorings aus dem *Fucus*-Biotop sind damit für andere Überwachungsprogramme, die auf Biodiversität und Artenvielfalt abzielen, nur noch bedingt aussagekräftig, da die Artzusammensetzung des Biotops im Labor nicht untersucht wird und z. B. kleine fädige Arten im Feld nicht immer auf Artniveau bestimmt werden können.

Ist nicht die gesamte Fläche des Probenrahmens mit Vegetation bewachsen, ist die Unterprobe im dichtesten Bewuchs zu entnehmen. Dazu werden die Pflanzenteile mit einem Spachtel und/oder Messer vom Untergrund getrennt und in einen markierten Sammelbeutel überführt. Durch die Markierung der Sammelbeutel ist gewährleistet, dass die Biomasseunterproben mit dem entsprechenden Probenrahmen und den darin bestimmten Bedeckungsgraden später verknüpft werden können.

Die Proben werden an Bord aus den Sammelbeuteln in Gefrierbeutel überführt. Die Gefrierbeutel sind eindeutig zu beschriften und mit einem entsprechend beschrifteten Innenzettel zu versehen. Die Proben sind gekühlt bis zur Bearbeitung aufzubewahren und müssen entweder innerhalb von 24 Stunden im Labor bearbeitet oder bis zur späteren Bearbeitung eingefroren werden.

Ist an einer Station der Makrophytenbestand kleiner als 10 %, ist lediglich eine Sammelprobe zu entnehmen. Ist gar kein Makrophytenbestand vorhanden, ist dies entsprechend zu protokollieren.

4 Auswertung

4.1 Tiefengrenzen

Tiefengrenzen sind in BALCOSIS nur dann bewertungsrelevant, wenn es sich um „Bestandsgrenzen“ handelt. Der Begriff (Pflanzen-)Bestand wird in der Vegetationskunde sehr häufig verwendet und bezeichnet dort oftmals die Summe an Pflanzenarten (inkl. ihrer Deckung) pro Flächeneinheit (Tremp 2005). Im nachfolgenden Kapitel wird die Definition im Sinne des dynamischen Bestandsbegriffes verwendet, der einen Bestand als gegen die Umgebung abgrenzbare Einheit mit einer zeitlichen Beständigkeit an einem Ort oder in einer Region definiert (Faber et al. 2003).

Der Bestand einer bestimmten Pflanzenart wäre dann als eine dauerhafte = beständige Ansiedlung mit spezifischer (minimaler) Biomasse/Anzahl/Bewuchsfläche an einem bestimmten Ort definiert. Die minimale Menge umfasst (meist unausgesprochen) mehrere Pflanzen pro Flächeneinheit. Ansammlungen mehrerer Einzelpflanzen ohne Abstände zueinander werden als Patch oder Horst bezeichnet.

Um eine minimale Pflanzenmenge/Grundfläche dauerhaft zu erhalten, müssen natürliche Biomasseverluste im Vegetationsverlauf durch Reproduktion (sexuelle Vermehrung) mit Wiederansiedlung und Wachstum am selben Ort und/oder durch Wachstum aus überdauernden Pflanzenteilen ausgeglichen werden. Zunahmen der Biomasse können entweder als „Verdichtung“ von Beständen oder lokaler Ausbreitung über Bestandsgrenzen hinweg erfolgen.

In der Forstwirtschaft werden Bestände in ihrer Dichte und Zusammengehörigkeit über den sogenannten Kronenschlussgrad eingeteilt (Kramer 1995). Von verdichteten oder geschlossenen Beständen spricht man dort, wenn bei Aufsicht auf den Bestand keine unbewachsenen Bodenflächen erkennbar sind. Ist ein Blick bis zum Boden dagegen möglich, werden die Bestände als lückig, locker, licht bis räumig in Abhängigkeit von den zu erkennenden Bodenflächen bezeichnet.

Für Meerespflanzen gibt es zwar keine angepassten Definitionen, doch werden gleiche oder ähnliche Begrifflichkeiten häufig verwendet. Im Hinblick auf die hier relevanten Pflanzentaxa *Fucus* und *Zostera marina* ist dabei anzumerken, dass verdichtete, geschlossene Bestände nur bei *Fucus* durch den schirmförmigen Pflanzenhabitus auftreten können. Für die hier beschriebene Tiefengrenzenerfassung ist ein *Fucus*-Bestand also vorhanden, wenn es sich um geschlossene bis lückige Bedeckungen handelt, d. h. die *Fucus*-Thalli überlappen sich zumindest teilweise. Das Seegras *Zostera marina* mit kriechenden, ggf. vernetzten Rhizomen, aus denen sich in gewissen Abständen die Sprosse halmartig erheben, kann dagegen selbst bei hoher Sprossdichte keine (im Sinne der Forstwirtschaft) geschlossenen Bestände ausbilden. Trotzdem kann das Seegras die Ansiedlungsfläche vollständig, also zu 100 %, nutzen. Ein Seegrasbestand wird hier also definiert als lückige bis lichte Bedeckungen, bei denen die Sprosse einen gleichmäßigen Abstand zueinander haben. Die

Sprossabstände sollten höchstens 20 cm betragen (Olesen & Sand-Jensen 1994a, Greve et al. 2005).

Der „Nicht-Bestand“ wird als Einzelpflanze oder -patch bezeichnet und ist als „Antagonist“ zum Bestand entweder nicht reproduktionsfähig, die Pflanzenmenge/Grundfläche ist so gering, dass die durchschnittlichen natürlichen Biomasseverluste im Saisonverlauf zur Auslöschung führen bzw. das Wachstum ist so gering, dass die Verluste nicht ausgeglichen werden können.

Deutliche Grenzen zwischen Bestand und Einzelpflanze/-patch sind immer dann einfach zu treffen, wenn sich die abiotischen Umweltbedingungen radikal auf kurzer Distanz ändern. Bei den unteren Verbreitungsgrenzen ist dies (gleichbleibende Substrate vorausgesetzt) an steilen Hanglagen (= hoher Tiefengradient) der Fall, wenn sich die Lichtverfügbarkeit auf kurzer Distanz so stark verringert, dass ein ausreichender Biomassezuwachs nicht mehr möglich ist. Hydrodynamisch ungünstige Bedingungen für eine Ausbreitung in die Tiefe (starke Strömung entlang des Hanges) können den Effekt verstärken. Nur unter diesen Bedingungen erhält man die scharfen Tiefengrenzen und Bewuchsgürtel, die in der marinen Vegetationsbotanik so häufig (insbesondere von Felswänden) dokumentiert sind (Lüning 1985) und die die Erfassung auf einfache Art und Weise möglich machen.

Der Übergang zwischen Bestand und „Nicht-Bestand“ bei der Tiefenausbreitung ist dagegen immer dann schwer oder nur unter hohem Aufwand zu bestimmen, wenn sich in Folge eines geringen Tiefengradienten die Bestände langsam verdünnen und auslichten. Dies wird umso schwieriger, wenn die Bestände am Untersuchungsort auch im Flachwasser oder in mittleren Tiefen insgesamt nur licht ausgebildet sind. Dies ist meist bei gemischten Substratverhältnissen und/oder ungünstigen hydrodynamischen Bedingungen wie einer hohen Exposition oder starken Bodenströmungen der Fall. Die minimal erforderliche Pflanzenmenge/Grundfläche ist dabei ein zentraler Diskussionspunkt, da diese ohne gezielte Untersuchungen wissenschaftlich kaum herzuleiten ist. Außerdem ist der Standpunkt der Betrachtung entscheidend, also ob mit dem Bestand indirekt eine Funktion als Biotop (= Lebensraum unterschiedlicher Arten und Ökosystemgruppen) impliziert wird.

Vor diesem theoretischen Hintergrund wurden für die beiden zu bewertenden Biotope Definitionen und Kriterien erarbeitet, die eine einfache und objektive Unterscheidung von Bestand und „Nicht-Bestand“ = Einzelpflanze/-patch, auch für lichte Bestände, ermöglichen sollen. Die Kriterien verwenden nicht die sonst üblichen Bedeckungsgrade, da diese in Abhängigkeit von der Erfahrung und Interpretation der auswertenden Person zu stark variieren. Die Kriterien berücksichtigen die jeweiligen Unterschiede der Reproduktions- und Wuchsformen der zu bewertenden Arten *Fucus serratus/vesiculosus* und *Zostera marina*, soweit diese bekannt und für die Beständigkeit relevant sind. Diese werden im Folgenden erläutert.

Fucus spp.

Für die *Fucus*-Arten der Ostsee ist eine Befruchtung nur möglich, wenn mehrere Thalli einen Abstand von etwa zwei Metern nicht überschreiten (Arrontes 1993, Lifvergren 1996). Dies liegt zum einen an der Zweihäusigkeit sowohl von *Fucus serratus* als auch von *Fucus vesiculosus* (im Gegensatz zu anderen *Fucus*-Arten wie z. B. *Fucus spiralis*), die es erforderlich macht, dass mindestens ein männlicher und ein weiblicher Thallus zur gleichen Zeit geschlechtsreif werden. Zum anderen liegt es an der eingeschränkten Möglichkeit der männlichen Zoosporen, die rasch zu Boden sinkenden weiblichen Eizellen zu erreichen und zu befruchten. Geschlechtsreife erreichen die Thalli erst mit einem bestimmten Alter, das sich jedoch visuell weder in Videoaufnahmen noch beim Tauchgang bestimmen lässt. Daher wird pragmatisch eine Mindestgröße von > 10 cm angesetzt, in der Annahme, dass diese (i. d. R. verzweigten) Thalli bereits in der Lage sind, Rezeptakeln auszubilden. Ob es sich um „echte“ Einzelpflanzen (= Thallus) oder eine Ansammlung mehrerer, sich ggf. überlappender Thalli (= Patch) handelt, die diesen Abstand zueinander und die entsprechende Wuchsgröße haben, ist für die Reproduktion bzw. deren Erfolg nicht entscheidend.

Zostera marina

Zostera marina „vermehrt“ sich als wurzelnde, höhere Pflanze auch vegetativ, wodurch die Kriterien anders definiert werden müssen. Zudem ist die Wuchsform eine andere, sodass auch der „Schlussgrad“ der Bestände (s. o.) kaum vergleichbar ist.

In einer Seegraswiese sind die einzelnen Sprosse über Rhizome verbunden. Die Wiesen breiten sich hauptsächlich durch vegetative Vermehrung aus, indem aus den lateral wachsenden Rhizomen neue Sprosse austreiben. Die dicht beieinanderstehenden Sprosse und deren Blätter geben sich gegenseitig Schutz vor hydrodynamischer Belastung. Die Sprossdichte, die den Abstand zwischen den Sprossen reflektiert, hängt dabei von den verschiedensten Einflussfaktoren ab: Lichtverfügbarkeit (Krause-Jensen et al. 2000) und damit indirekt der Tiefe (Krause-Jensen et al. 2000, Middelboe et al. 2003), Nährstoffkonzentration im Wasser (Reusch & Chapman 1995, Worm & Reusch 2000, Hauxwell et al. 2003) bzw. dem organischen Gehalt im Boden (Wicks et al. 2009) sowie physikalischer Störung durch Wellenbewegung, Eisgang oder Austrocknung (Reusch & Chapman 1995, Krause-Jensen et al. 2000). Die räumliche und zeitliche Variabilität ist insbesondere an flachen, exponierten Standorten sehr hoch (Wium-Andersen & Borum 1984, Krause-Jensen et al. 2000) und variiert auch entlang des Tiefengradienten deutlich (Middelboe et al. 2003). Die vegetative Ausbreitungsgeschwindigkeit ist im Vergleich zu vielen Algenarten langsam und erreicht selbst bei optimaler Lichtzufuhr im Flachwasser in den Randbereichen der Bestände nicht mehr als 20 cm/a (Olesen & Sand-Jensen 1994a, Greve et al. 2005).

Seegras kann sich auch sexuell vermehren, ist aber im Gegensatz zu *Fucus* einhäusig, wobei weibliche und männliche Gameten zeitversetzt reifen. Bei stabilen Umweltverhältnissen werden in jeder Saison Samen in großer Zahl (13.000 Samen/a;

Olesen 1999) produziert, die über Strömungen verbreitet werden können. Da die Samen jedoch keinen eigenen Auftrieb besitzen, verbleibt die überwiegende Anzahl der Samen (80 %) jedoch in einem Radius von 5 m um ihren Entstehungsort (Orth et al. 1994, Ruckelshaus 1996). Durch die Reservestoffe in den Samen können diese selbst bei physiologisch ungünstigen Umständen auskeimen und einen Einzelspross bilden. Sie gehen aber ohne höhere Lichtverfügbarkeit und den „Schutz“ benachbarter Sprosse meist innerhalb eines Jahres wieder ein (Schories et al. 2006). So wurde die Bildung dichterer Seegrasvorkommen aus Samen auf zuvor unbewachsenen Böden bisher nur aus dem Flachwasser mit hoher Lichtzufuhr belegt (Plus et al. 2003). An den unteren Tiefengrenzen ist eine Ausbreitung allein auf Basis von Samen ohne Schutz durch adulte Sprosse dagegen wenig wahrscheinlich (Greve et al. 2005), da die geringe Lichtzufuhr den Ausgleich von Verlusten durch hydrodynamische ungünstige Bedingungen erschwert. Die Ausbreitung muss also von den adulten Sprossen der Patches ausgehen. Je kleiner die Patchgröße, desto höher ist allerdings auch die Sterblichkeit der Patches insgesamt (Olesen & Sand-Jensen 1994b). In einem konservativen Ansatz wurde die Grundfläche für einen *Zostera*-Bestand so groß gewählt (2 m^2), dass in jedem Fall immer eine ausreichende Anzahl Sprosse vorhanden ist, die einen dauerhaften Bestand ermöglicht (> 32 Sprosse/Patch; Olesen & Sand-Jensen 1994b).

Die Definition der Bestandsgrenze bei BALCOSIS zielt also darauf ab, Einzelpflanzen bzw. einen Einzelpatch von einem dauerhaften Bestand, der aber ggf. an der unteren Tiefengrenze immer größer werdende Lücken aufweist, zu unterscheiden. Die vor diesem Hintergrund entwickelten Auswertekriterien sind in Tabelle 4-1 für beide Biotope dargestellt. Die Kriterien entsprechen sich weitgehend. Aufgrund der unterschiedlichen Wuchsform (*Fucus*: aufrecht, schirmförmig; *Zostera*: aufrecht, halmförmig) und Anheftungsart (*Fucus*: epilithisch mit punktueller Anheftung; *Zostera*: wurzelnd mit netzartigem, flächigem Rhizom) ergeben sich jedoch unterschiedliche Abgrenzungsmaße.

Da die Erfassung submerser Bestände methodisch über Video- oder Tauchtransekte entlang des Tiefengradienten durchgeführt wird, geht es um die kleinskalige Definition eines Bestands (wenige m²) im Bereich des Sichtfeldes des Tauchers bzw. der Videokamera mit einer durchschnittlichen Erfassungsbreite von 1 m.

In Abbildung 4-1 sind die Kriterien für beide Biotope beispielhaft anhand von Bildern aus Videoaufzeichnungen dargestellt. Der tiefste Tiefenwert, an dem noch ein Bestand (F/Z1 oder F/Z2) vorhanden ist, ist die bewertungsrelevante Tiefengrenze. Sobald also die ersten beiden Kriterien (= Bestandsdefinition) für *Fucus* bzw. Seegras nicht mehr zutreffen, ist die Bestandsgrenze erreicht.

Tabelle 4-1 Auswertekriterien und Abgrenzungsmaße zur Bestimmung der Tiefengrenze im *Fucus*- und Seegrasbiotop. Die Kriterien umfassen jeweils die Bestandsdefinition (F1/F2 bzw. Z1/Z2), die Definition von Einzelpflanzen/-patches (F3/Z3) sowie die bewuchslosen Flächen (F4/Z4).

Kriterien	*Fucus*-Biotop (*Fucus* spp.)	Seegrasbiotop (*Zostera marina*)
	Es handelt sich um einen Bestand, wenn entweder	
F/Z 1 (Bestand):	**ein** geschlossener bis lückiger *Fucus*-Bestand mit sich zumindest teilweise überlappenden Thalli über eine Strecke von ≥ 2 m* vorhanden ist (≙ einem einzelnen *Fucus*-Patch mit ≥ 2 m² Grundfläche) oder	**ein** lückiger bis lichter *Zostera*-Bestand über eine Strecke von ≥ 2 m** vorhanden ist (≙ einem einzelnen *Zostera*-Patch mit ≥ 2 m² Grundfläche) oder
F/Z 2 (Bestand):	**≥ 3** visuell voneinander trennbare *Fucus*-Patches mit ≤ 2 m* Abstand zueinander vorhanden sind. Ob die Patches aus einem oder mehreren, sich überlappenden Thalli bestehen, ist irrelevant. Die Wuchshöhe der Patches muss > 10 cm betragen, um juvenile, unfertile Thalli auszuschließen.	**≥ 3** visuell voneinander trennbare *Zostera*-Patches mit ≤ 2 m** Abstand zueinander. Pro Patch sollten immer mehrere, gleichmäßig verteilte Sprosse erkennbar sein, um Einzelkeimlinge auszuschließen. Die Wuchshöhe der Patches muss > 10 cm betragen, um Patches mit nur frischen Keimlingen auszuschließen.
	Es handelt sich um Einzelpflanzen, wenn entweder	
F/Z 3 (Einzel-pflanzen/-patch):	nur **ein** geschlossener bis lückiger *Fucus*-Bestand mit sich zumindest teilweise überlappenden Thalli über eine Strecke von < 2 m* vorhanden ist (≙ einem einzelnen *Fucus*-Patch mit einer zu kleinen Grundfläche für einen Bestand von < 2 m²) oder < 3 *Fucus*-Patches vorhanden sind, auch wenn ihr Abstand zueinander < 2 m beträgt oder die *Fucus*-Patches > 2 m Abstand zueinander haben, unabhängig von ihrer Anzahl oder nur juvenile *Fucus*-Pflanzen (< 10 cm Wuchshöhe) vorkommen.	nur **ein** lückiger bis lichter *Zostera*-Bestand über eine Strecke von < 2 m** vorhanden ist (≙ einem einzelnen *Zostera*-Patch mit einer zu kleinen Grundfläche für einen Bestand von < 2 m²) oder < 3 *Zostera*-Patches vorhanden sind, auch wenn ihr Abstand zueinander < 2 m beträgt oder die *Zostera*-Patches > 2 m Abstand zueinander haben, unabhängig von ihrer Anzahl oder nur juvenile *Zostera*-Pflanzen (< 10 cm Wuchshöhe) vorkommen.
F/Z 4 (ohne B.):	Für eine konsequente Dokumentation der Vorkommensverhältnisse wird auch erfasst, wenn **kein Bewuchs** vorhanden ist.	

* Sind die Gameten der Braunalgenarten *Fucus serratus* (Arrontes 1993) und *Fucus vesiculosus* (Lifvergren 1996) keinen Einflüssen wie Strömung und/oder Wellengang ausgesetzt, verbreiten sie sich nicht weiter als 2 m von der „Elternpflanze“.

** Bei einer Grundfläche von mindestens 2 m² wird davon ausgegangen, dass, auch bei geringen Sprossdichten, geringem vegetativen Wachstum und hoher Samensterblichkeit, immer eine ausreichende Anzahl Sprosse vorhanden ist, die einen dauerhaften Bestand ermöglichen (Olesen & Sand-Jensen 1994b).

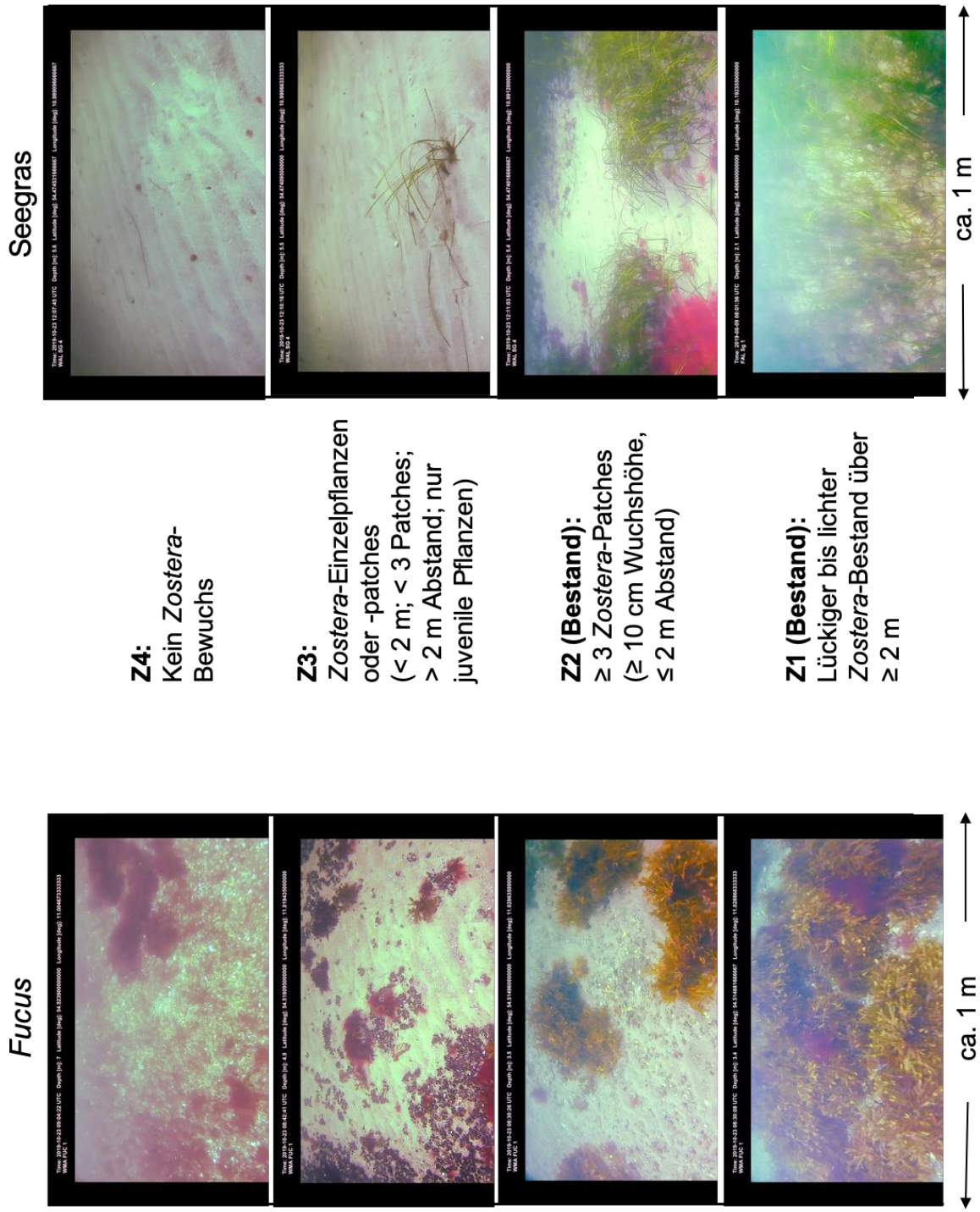

Abbildung 4-1 Beispiele in Form von Videoscreenshots für die Auswertekriterien F/Z1–F/Z4 zur Tiefengrenzenerfassung für *Fucus* bzw. Seegras.

Im *Fucus*-Biotop ist die Artzugehörigkeit zu *Fucus vesiculosus* oder *Fucus serratus* zu notieren, wenn die Arten zweifelsfrei erkannt werden. Sind beide Arten vorhanden und eindeutig bestimmbar, sind beide Tiefengrenzen zu protokollieren, wobei der tiefste Wert in die Bewertung eingeht.

Bei der Tauchkartierung liegt ein Protokoll pro Station und Vegetationskomponente bereits direkt nach der Felduntersuchung vor. Dieses enthält die jeweils zutreffenden Kriterien für die einzelnen Tiefenbereiche sowie die bewertungsrelevante Tiefengrenze pro Transekt.

Bei der Videokartierung werden die Aufnahmen im Anschluss an die Felduntersuchung anhand der im Videobild eingeblendeten Echolotdaten ausgewertet. Das Video wird abgespielt und wie bei der Tauchkartierung werden für jeden Transekt und integrierend für jeden Tiefenbereich die Auswertekriterien geprüft und protokolliert. Somit ist auch hier für jeden Tiefenbereich einmal dokumentiert, ob ein Bestand vorhanden ist oder nicht. Die bewertungsrelevante Tiefengrenze entspricht, wie oben beschrieben, dem tiefsten Tiefenwert, an dem die Bestandsdefinition (F1 oder F2 bzw. Z1 oder Z2) erfüllt ist. Die Tiefengrenze ist, wie bei der Tauchkartierung, auf 1 dm genau im entsprechenden Tiefenbereich für jeden Transekt anzugeben. Ist der sichtbare Bildausschnitt schmaler als ca. 1 m, ist die Tiefengrenze über eine Strecke am laufenden Videobild integrierend zu bestimmen. Des Weiteren wird notiert, ob es sich um eine licht- oder eine substratbedingte Tiefengrenze handelt sowie das Datum der Videoaufnahme, das Datum der Videoauswertung, der Name des Bearbeiters und, wenn nötig, Bemerkungen.

Somit liegen sowohl für die Tauch- als auch die Videokartierungen Protokolle vor, aus denen jeweils maximal fünf Tiefengrenzenwerte und die jeweils zutreffenden Kriterien pro Tiefenbereich ersichtlich sind. Ist bei einem Transekt die Bedeckung insgesamt zu gering für die Bestandsdefinition (z. B. nur Einzelpflanzen vorhanden), geht dessen Tiefenwert nicht in die Bewertung ein. Wird bei einer Station nur eine substratbedingte Tiefengrenze bestimmt, geht diese Station ebenfalls nicht in die Bewertung ein und muss als ungeeignet für die Tiefengrenzenerfassung im Sinne der WRRL gekennzeichnet werden.

4.2 Biomasseauswertung

Die Bearbeitung der Biomasseproben ist ebenfalls nach den Angaben der Standardarbeitsanweisung „TOP_4b_SOP_Makrophytobenthos_Rahmenbeprobung_ Sublitoral_v01“ (Umweltbundesamt 2008) durchzuführen. Deshalb sind die zu leistenden Auswertungen im Folgenden nur kurz skizziert.

Gekühlte Biomasseproben werden innerhalb von 24 h bearbeitet. Eingefrorene Biomasseproben werden vorsichtig aufgetaut, um das Material und somit Bestimmungsmerkmale nicht zu beschädigen. Alle enthaltenen Taxa werden nach Möglichkeit bis zur Art bestimmt und nach Arten getrennt auf Fließpapier aufgebracht, um überschüssige Feuchtigkeit aufzunehmen. Danach werden die einzelnen Taxa in Schalen geeigneter Größe überführt, deren Leergewicht (Tara) zuvor bestimmt wurde,

und gewogen. Die Schalen mit den Pflanzenarten werden anschließend bei 60°C im Trockenschrank bis zur Gewichtskonstanz (mindestens 24 h) getrocknet. Danach wird das Trockengewicht jeder Art bestimmt. Die Messungen erfolgen in Gramm mit einer Nachkommastelle. Die verschiedenen Gewichtsmessungen (Gewicht der Schalen, Feuchtgewicht, Trockengewicht) werden in ein Protokoll eingetragen. Von den gemessenen Trockengewichtswerten muss das Gewicht der jeweiligen Schalen abgezogen werden, um die Netto-Trockengewichtswerte zu erhalten. Arten, deren Trockengewicht unterhalb dieser Nachweisgrenze liegt, wird standardmäßig der Wert 0,05 g (Hälfte der unteren Nachweisgrenze) zugewiesen, um zu gewährleisten, dass diese Arten bei weiteren Berechnungen nicht entfallen. Nach der Biomassebestimmung liegen Biomassewerte für einzelne Taxa aus jeweils 5 Parallelen vor. Diese Biomassewerte beziehen sich auf die jeweils beprobte Fläche. Sie werden auf 1 m^2 hochgerechnet. Anhand dieser Biomassewerte können dann die Biomasseverhältnisse der Opportunisten bzw. von *Furcellaria lumbricalis* gebildet werden.

Für Sammelproben (Makrophytenbestand d. Station < 10 %) erfolgt keine Biomasseanalyse. Es ist ausschließlich die Taxazusammensetzung zu bestimmen.

5 Bewertung

5.1 Tiefengrenzen von *Zostera marina* oder *Fucus* spp.

Bei fünf Transekten pro Wasserkörper liegen maximal fünf Tiefengrenzwerte aus den Video- bzw. Taucherhebungen vor. Die so ermittelten Tiefengrenzen sind mit den Pegelständen des jeweiligen Probenahmetages und der entsprechenden Uhrzeit zu korrigieren, bevor sie für die Bewertung herangezogen werden können.

Die Rohdaten der Pegelstände sind unter https://www.pegelonline.wsv.de bis zu 30 Tage nach Erfassung kostenfrei abrufbar. Geprüfte Werte bzw. ältere Zeitreihen können bei der Bundesanstalt für Gewässerkunde (BfG) abgefragt werden. Für die Pegelkorrektur wird der zur BALCOSIS-Messstation nächstgelegenen Pegelort ausgewählt. Sollten an diesem zum erforderlichen Zeitpunkt keine Daten verfügbar sein, ist dies zu vermerken und als Pegelort der „über"-nächstgelegene Standort auszuwählen. Der Pegelmesswert (PMW) des entsprechenden Probenahmetages und der Uhrzeit zu Beginn der Tiefengrenzenmessung wird erfasst und mit dem Pegelnullpunkt (PNP) des Pegelorts verrechnet, um die Wasserstandsdifferenz (WSD) zu erhalten:

WSD = PNP + PMW (Genauigkeit: 0,1 m)

Mit Hilfe dieser Wasserstandsdifferenz (WSD) können die pegelkorrigierten Tiefengrenzen (TG_{korr}) auf Basis der im Feld gemessenen Tiefengrenzen (TG_{gem}) berechnet werden:

$TG_{korr} = TG_{mes}$ - WSD (Genauigkeit: 0,1 m)

Beispiel

Pegelort: *Schleimünde SP*
Datum: *09.02.2015*; Uhrzeit: *9:00 Uhr*
Pegelmesswert (PMW): *461 cm = 4,61 m*
Pegelnullpunkt (PNP): *-5,003 m. ü. NHN (Normalhöhennull)*
Wasserstandsdifferenz (WSD) = PNP + PMW = *-5,003 m + 4,61 m = -0,393 m → WSD (gerundet) = -0,4 m*
gemessenen Tiefengrenzen (TG_{gem}): *4,5 m; 4,8 m; 4,2 m; 5,1 m; 5,0 m*
pegelkorrigierte Tiefengrenzen (TG_{korr}) = TG_{gem} - WSD = *4,9 m; 5,2 m; 4,6 m; 5,5 m; 5,4 m*

Aus den pegelkorrigierten Tiefengrenzen wird die bewertungsrelevante Tiefengrenze als Mittelwert (MW) dieser Werte bestimmt. Sollten nicht fünf Grenzwerte vorliegen (z. B. weil die Bestände vor Ort zu klein waren und so ein oder zwei Transekte kein Seegras bzw. *Fucus* spp. aufwiesen), wird der Mittelwert aus der reduzierten Anzahl an Werten gebildet. Einzelne Transekte ohne Seegras- bzw. *Fucus*-Vorkommen gehen also nicht mit 0,0 m in die Mittelwertbildung ein. Nur wenn an einer Bewertungsstation *Fucus*- oder Seegrasvorkommen historisch beschrieben sind, die Tiefengrenzenkartierung aber für alle fünf Transekte keinen Bestand (Definitionen s.

Kapitel 4.1) ermitteln kann, wird der Parameter mit 0,0 m und einem EQR von 0 bewertet.

Durch Anwendung des fünfstufigen Bewertungsverfahrens (s. Kapitel 2.4.1.1, Tabelle 2-2 und Kapitel 2.4.2.1, Tabelle 2-5) können die berechneten Mittelwerte wie im u. g. Beispiel einer ökologischen Zustandsklasse zugeordnet werden.

Beispiel: *Tiefengrenzen*

		TG_{korr} [m]*				
Großgruppe	**Taxon**	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**
Magnoliophyta	*Zostera marina*	5,2	5,2	4,2	4,7	4,6
MW: 4,8 m – mäßiger Zustand						

		TG_{korr} [m]*				
Großgruppe	**Taxon**	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**
Phaeophyceae	*Fucus spp.*	3,5	3,0	2,8	3,0	–
MW: 3,1 m – unbefriedigender Zustand						

*Messgenauigkeit 0,1 m

5.2 Biomasseanteile von opportunistischen Algen oder *Furcellaria lumbricalis*

Bei fünf beprobten Sammelrahmen pro Station liegen bis zu fünf Ergebnislisten mit artspezifischen Trockengewichten vor. Berechnet wird der Biomasseanteil, den die Opportunisten bzw. *Furcellaria lumbricalis* an der Gesamtbiomasse haben. Für *Furcellaria lumbricalis* kann der Biomasseanteil direkt für jede Probe bestimmt, für die opportunistischen Algen muss deren Biomasse erst für jede Probe aufsummiert werden, bevor ihr prozentualer Anteil pro Probe bestimmt wird. Im Anschluss wird aus diesen maximal fünf Biomasseanteilen der Mittelwert bestimmt.

Durch Anwendung der fünfstufigen Bewertungsverfahren (s. Kapitel 2.4.1.2, Tabelle 2-4 und Kapitel 2.4.3.3, Tabelle 2-9) können die berechneten Mittelwerte wie im u. g. Beispiel einer ökologischen Zustandsklasse zugeordnet werden.

Beispiel: *Biomasseanteil opportunistischer Algen* im Seegrasbiotop

		Trockengewicht [g/m²]*				
Großgruppe	**Taxon**	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**
Chlorophyceae	*Cladophora*	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05
Phaeophyceae	*Pylaiella littoralis*	66,8	71,2	55,2	55,6	50,0
Rhodophyceae	*Ceramium tenuicorne*	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05
	Ceramium virgatum	1,2	1,6	2,4	0,4	0,05
	Coccotylus truncatus	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05
	Phycodrys rubens	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05
Magnoliophyta	*Zostera marina*	193,6	243,2	152,4	128,4	409,2
Gesamtbiomasse		**261,6**	**316,0**	**210,1**	**184,4**	**459,7**
Biomasse Opportunisten		**68,1**	**72,9**	**57,7**	**56,1**	**50,2**
Anteil Opportunisten (%)**		**26**	**23**	**28**	**30**	**11**
MW: 24 % – mäßiger Zustand						

*Messgenauigkeit 0,1 g; für Taxa unterhalb dieser Schwelle wird standardisiert 0,05 g verwendet

** Anteilsberechnung auf 1 % Genauigkeit; für Anteile unterhalb dieser Schwelle wird standardisiert 0,5 % verwendet

Ist an einer Station der Makrophytenbestand so gering (< 10 %), dass nur eine Sammelprobe oder gar keine Makrophyten beprobt werden konnten, wird die Parameterbewertung auf *schlecht* mit EQR = 0 gesetzt.

5.3 Dominanz (substratspezifische Bedeckung) von *Fucus* spp.

Bei fünf beprobten Sammelrahmen pro Station liegen bis zu fünf Bedeckungswerte für *Fucus* spp. vor. Zur Berechnung der Dominanz werden die Bedeckungswerte von *Fucus serratus* und *Fucus vesiculosus* jedes Sammelrahmens aufsummiert und mit der Hartsubstratbedeckung (Blöcke, Steine) aus jedem Rahmen verrechnet (Bedeckung *Fucus* spp. ÷ Bedeckung Hartboden × 100). Anschließend wird der Mittelwert aus diesen fünf (substratspezifischen) *Fucus*-Bedeckungen gebildet. Die Brauntange können in Ermangelung ihres Hauptsubstrats (Blöcke und Steine) auch auf größerem Kies, Mergel oder Miesmuscheln wachsen, sodass sich bei der Berechnung Werte > 100 % substratspezifischer Bedeckung ergeben können. Sind an einer Station oder Parallele *Fucus*-Pflanzen vorhanden, aber weder Blöcke noch Steine, liegt die substratspezifische Bedeckung automatisch bei 100 %.

Durch Anwendung des fünfstufigen Bewertungsverfahrens (s. Kapitel 2.4.2.2, Tabelle 2-6) kann der berechnete Mittelwert wie im u. g. Beispiel einer ökologischen Zustandsklasse zugeordnet werden. Ist an einer Station, an der historisch *Fucus*-Vorkommen beschrieben sind, kein *Fucus* vorhanden, wird der Parameter mit *schlecht* (EQR = 0) bewertet.

Beispiel

		Bedeckungsgrade [%]*				
Großgruppe	**Taxon**	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**
Chlorophyceae	*fädige Grünalgen*	0	0	5	0,5	0
Phaeophyceae	*fädige Braunalgen*	0,5	0	0	0	5
	Fucus serratus	100	10	15	20	80
	Fucus vesiculosus	0	0	55	0	0
Rhodophyceae	*Ahnfeltia plicata*	0	0	0	15	10
	Furcellaria lumbricalis	0	55	0	5	10
	fädige Rotalgen	0	15	0	5	0,5

		Bedeckungsgrade [%]*				
Sediment	**Typ**	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**
	Hartboden	100	65	75	50	100
	Weichboden	0	35	25	50	0

Dominanz (Substratspezifische Bedeckung) *Fucus* spp. (%)	**100**	**15**	**93**	**40**	**80**
MW: 66 % – guter Zustand					

*Messgenauigkeit 5 %; für Taxa unterhalb dieser Schwelle wird standardisiert 0,5 % verwendet

5.4 Artenreduktion

Als Basis für die Bewertung des Artenspektrums werden neben den Biomasseproben auch die Bedeckungsabschätzungen im Sammelrahmen und die Transektbeschreibung

verwendet. Die Arten, die zu den repräsentativen Arten gehören, werden für diesen Tiefenbereich markiert und gezählt. Arten, die in allen drei Datenerhebungen auftauchen, werden nur einfach gezählt. Berechnet wird, wie viele Arten der Referenzartenliste an der Station fehlen (als Anteil in Prozent).

Durch Anwendung des fünfstufigen Bewertungsverfahrens (s. Kapitel 2.4.3.2, Tabelle 2-8) kann der berechnete Wert wie im u. g. Beispiel einer ökologischen Zustandsklasse zugeordnet werden.

Beispiel

Transekt		**Bedeckung [%]****
Großgruppe	**Taxon**	
	fädige Algen	40
	Driftalgen	25
	Epiphyten	40
Phaeophyceae	*Chorda/Halosiphon*	0,5
Rhodophyceae	*Coccotylus/Phyllophora*	65
	Delesseria sanguinea	25
	Furcellaria lumbricalis	5
Magnoliophyta	*Zostera marina*	0,5

Sammelrahmen		**Bedeckung [%]****				
Großgruppe	**Taxon**	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**
Rhodophyceae	*Coccotylus/Phyllophora**	100	90	90	90	100
	Cystoclonium purpureum	0,5	15	15	0	0
	*Delesseria sanguinea**	25	15	25	15	10
	fädige Rotalgen	60	35	10	20	10
	*Furcellaria lumbricalis**	0	10	0	0	0

Biomasseproben		**Trockengewicht [g/m²]*****				
Großgruppe	**Taxon**	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**
Phaeophyceae	*Ectocarpus siliculosus*	0,0	0,05	0,0	0,0	0,05
Rhodophyceae	*Aglaothamnion/Callithamnion*	1,6	0,0	0,05	3,2	0,05
	Ceramium tenuicorne	0,0	0,05	0,05	0,05	0,05
	Ceramium virgatum	25,6	6,4	6,4	6,4	0,05
	*Coccotylus truncatus**	225,6	75,2	164,8	336,0	296,0
	*Cystoclonium purpureum**	24,0	16,0	4,8	0,05	0,09
	*Delesseria sanguinea**	44,8	107,2	14,4	41,6	17,6
	*Furcellaria lumbricalis**	17,6	65,6	9,6	0,05	0,0
	Membranoptera alata	0,05	3,2	0,0	0,0	0,05
	Phycodrys rubens	4,8	8,0	1,6	0,0	0,05
	*Phyllophora pseudoceranoïdes**	0,0	0,0	12,8	32,0	0,05
	Polysiphonia fibrillosa	0,0	0,0	0,0	1,6	0,0
	Polysiphonia fucoides	1,6	9,6	11,2	3,2	0,05
	Polysiphonia stricta	4,8	0,0	0,0	0,0	0,0
	Rhodomela confervoides	0,0	0,05	0,0	0,0	0,0
	Spermothamnion repens	0,0	0,0	32,0	0,05	0,05

8 Arten/Artengruppen vorhanden, 3 Arten/Artengruppen der Referenzliste fehlen

Artenreduktion: 27 % – mäßiger Zustand

*Art bereits berücksichtigt

**Messgenauigkeit 5 %; für Taxa unterhalb dieser Schwelle wird standardisiert 0,5 % verwendet

***Messgenauigkeit 0,1 g; für Taxa unterhalb dieser Schwelle wird standardisiert 0,05 g verwendet

5.5 Endwertbildung

Zur Bildung des Endwerts des BALCOSIS-Systems müssen die sieben Einzelparameter miteinander verrechnet werden. Die Einzelparameter bewerten unterschiedliche Messgrößen (Biomasseanteile, Artenzahl, Bedeckung, Tiefengrenzen) und decken unterschiedliche Klassengrenzen und Wertebereiche ab. Bevor eine Verrechnung miteinander möglich ist, müssen sie daher einheitlich auf ein Intervall von 0–1 normiert werden. Die Klassengrenzen für die Einzelparameter und die berechneten Bewertungsergebnisse werden dabei auf feste, vordefinierte Intervalle transformiert:

Klasse	Intervalle b
sehr gut	0,800 ≤ b ≤ 1,000
gut	0,600 ≤ b < 0,800
mäßig	0,400 ≤ b < 0,600
unbefriedigend	0,200 ≤ b ≤ 0,400
schlecht	0,000 ≤ b < 0,200

Zur Berechnung der normierten Werte ist folgende Gleichung zu verwenden:

$$P_{neu} = G_{min} + (P_{alt} - P_{min}) \times \frac{(G_{max} - G_{min})}{(P_{max} - P_{min})}$$

P_{alt} = berechneter Parameterwert (Mittelwert)
P_{neu} = transformierter Parameterwert
P_{min} = untere Grenze der Klasse des Parameters
P_{max} = obere Grenze der Klasse des Parameters
G_{min} = untere Grenze der transformierten Klasse
G_{max} = obere Grenze der transformierten Klasse

Beispiel: *Zostera*-Tiefengrenze

Mittelwert der *Zostera*-Tiefengrenze: P_{alt} = 4,8 m – *mäßiger* Zustand

Untere Klassengrenze des *mäßigen* Zustands: P_{min} = 4,5 m bzw. normiert G_{min} = 0,400

Obere Klassengrenze des *mäßigen* Zustands: P_{max} = 6,9 m bzw. normiert G_{max} = 0,600

$$P_{neu} = 0{,}400 + (4{,}8 - 4{,}5) \times \frac{(0{,}600 - 0{,}400)}{(6{,}9 - 4{,}5)} = 0{,}425$$

Der transformierte Wert für den Bewertungsparameter beträgt somit 0,425. Da die transformierten Grenzen des *mäßigen* Bereichs von 0,400 bis 0,600 reichen, ist gut zu erkennen, dass der Wert dicht an der Grenze zum *unbefriedigenden* Bereich liegt.

Die so berechneten normierten Einzelwerte gehen alle in die Endbewertung ein, jedoch mit einer unterschiedlichen Gewichtung. Da für die *Zostera*-Tiefengrenze eine bessere wissenschaftliche Datenlage vorliegt, geht diese mit einer zweifachen Gewichtung in das Endergebnis ein. Die Gesamtbewertung ergibt sich durch Bildung des Mittelwerts aus den gewichteten Einzelwerten (maximal acht Werte). Dieser Wert stellt gleichzeitig den EQR (Ecological Quality Ratio) dar, der nach Vorgabe des LLUR mit drei Stellen nach dem Komma anzugeben ist. Sollten bestimmte Bewertungsparameter nicht erfasst

worden sein (weil sie z. B. natürlicherweise nicht im Wasserkörper vorkommen), so ändert sich nichts am Gewichtungsverfahren. Der Mittelwert wird in diesem Fall aus einer entsprechend reduzierten Werteliste gebildet.

Da die Monitoringstrategie auf eine jährliche Beprobung aller Wasserkörper und Biotope ausgerichtet ist, ist auch eine jährliche Bewertung der Makrophyten für jeden Wasserkörper möglich. Das jährliche Bewertungsschema ist in Abbildung 5-1 beispielhaft für einen Wasserkörper dargestellt. Im linken Abschnitt sind die gemessenen Werte der einzelnen Parameter sowie die daraus transformierten Werte für jeden Bewertungsparameter angegeben. Im rechten Abschnitt sind die transformierten Werte in aufsteigender Reihenfolge angeordnet. Durch die zweifache Gewichtung der *Zostera*-Tiefengrenze enthält die Liste insgesamt acht transformierte Werte. Der Mittelwert bildet den Gesamtwert/EQR für den Wasserkörper.

Sind für spezifische Parameter mehrere Stationen pro Wasserkörper vorhanden und untersucht worden, werden die Werte aller beprobten Stationen berücksichtigt, sofern die Stationen nicht als ungeeignet für die Bewertung angesehen werden (s. Anhang 9.1).

Biotoptyp	Parameter	Messwerte	Normierung/ Gewichtung	Mittelwertbildung	Ökologischer Zustand
Seegras	Tiefengrenze *Zostera marina*	4,8 m	0,425 0,425	0,358 0,425 0,425 0,532 **MW: 0,547 →** 0,551 0,576 0,718 0,792	Sehr gut [0,800–1,000]
	Biomasseanteil Opp.	17 %	0,532		Gut [0,600–0,800)
Fucus	Tiefengrenze *Fucus* spp.	3,5 m	0,358		**Mäßig** **[0,400–0,600)**
	Dominanz	45 %	0,576		
Rotalgen	Biomasseanteil Opp.	15 %	0,551		Unbefriedigend [0,200–0,400)
	Artenreduktion	11 %	0,792		
	Biomasseanteil *Furcellaria lumbr.*	25 %	0,718		Schlecht [0,000–0,200)

Abbildung 5-1 Bewertungsschema zur jährlichen Wasserkörperbewertung mit zweifacher Gewichtung der *Zostera*-Tiefengrenze. Der Wasserkörper erhält insgesamt einen EQR von 0,547, was einem *mäßigen* ökologischen Zustand entspricht. Eckige Klammern in der letzten Spalte bedeuten, dass der jeweilige Grenzwert noch zur Zustandsklasse gehört, bei runden Klammern gehört der Grenzwert nicht mehr zur Zustandsklasse.

Da die Übermittlung der Bewertungsdaten an die EU alle sechs Jahre erfolgt, wird zusätzlich zur Bewertung auf Basis eines einzigen Jahres ebenfalls jährlich eine Bewertung auf Basis der zurückliegenden 6-Jahreserhebungen durchgeführt („running mean“). Dies erfolgt in zwei Berechnungsvarianten:

- **parameterbasiert**: Es erfolgt zuerst eine Bewertung für jeden einzelnen Bewertungsparameter, indem der Mittelwert der Parameterwerte, die in der

zurückliegenden 6-Jahresperiode erfasst wurden, berechnet wird. Im Anschluss erfolgt die Endwertbildung entsprechend dem oben dargestellten Schema durch Doppelgewichtung der *Zostera*-Tiefengrenze und Mittelwertbildung aus maximal acht Einzelwerten. Dieser Endwert ist nach momentanem Stand die offizielle Bewertung der 6-Jahresperiode.

- **jahresendwertbasiert**: Aus den Jahresendwerten, die in der zurückliegenden 6-Jahresperiode berechnet wurden, wird der Mittelwert gebildet und dies entspricht dem 6-Jahresendwert.

6 Ergebnisdarstellung

Die Ergebnisse sollten separat für jeden Wasserkörper präsentiert werden. Aus der Darstellung sollte ersichtlich werden,

- welche Untersuchungen an welcher Station durchgeführt wurden,
- welche Ergebnisse (gemessene Werte und transformierte Werte) sich für jeden einzelnen Bewertungsparameter im aktuellen Untersuchungsjahr ergeben,
- welche Ergebnisse (gemessene Werte und transformierte Werte) sich für jeden einzelnen Bewertungsparameter innerhalb der zurückliegenden 6-Jahresperiode ergeben,
- die Jahresendbewertung des aktuellen Untersuchungsjahres sowie
- die Endbewertung der zurückliegenden 6-Jahresperiode in zwei Versionen (parameter- und jahresendwertbasiert).

Besonderheiten, die sich bei Probenahme und/oder Auswertung ergaben, sollten aufgeführt werden. Eine Angabe, welche *Fucus*-Arten vorkommen und, falls mehrere vorhanden sind, welche dieser Arten die untere Verbreitungsgrenze markiert, ist ebenfalls erforderlich. Darüber hinaus sollte auf Seegrasstationen, die einer hohen Exposition ausgesetzt sind, hingewiesen werden, da dort die Erfassung des Biomasseanteils der Opportunisten methodisch nur bedingt möglich ist.

Es empfiehlt sich die Ergebnisse in Form von Steckbriefen der Wasserkörper darzustellen, die neben den eigentlichen Untersuchungsdaten auch allgemeine Kenndaten wie Sedimentcharakteristika oder Expositionsangaben enthalten. Ein Beispiel für einen solchen Wasserkörpersteckbrief befindet sich im Anhang (9.2).

7 Aktueller Stand

Die Handlungsanweisung stützt sich auf die gültigen gesetzlichen Rahmenbedingungen und den derzeitigen Stand der Wissenschaft. Sie ist deshalb als Arbeitsdokument anzusehen, das bei gegebenem Anlass zu aktualisieren ist. Deshalb ist es für künftige Bewertungen wichtig, die Handlungsanweisung jeweils in ihrer aktuellen Version zu verwenden und die Versionsnummer (mit zugehörigem Datum) bei Abgabe der Daten anzugeben. Für die Interpretation früherer Bewertungen ist die Version der Handlungsanweisung, nach der die Bewertungen zustande kamen, zu berücksichtigen.

Die Handlungsanweisung sollte dabei nicht als reines Arbeitswerkzeug angesehen werden, das ohne fachliche Überprüfung und Beurteilung der Ergebnisse angewendet wird. Probleme oder Unstimmigkeiten bei der Bewertung bzw. scheinbare Fehlbewertungen sollten textlich erläutert und mit den Bewertungsergebnissen an die zuständige Behörde übermittelt werden. Solche Probleme können bei der nächsten Aktualisierung der Handlungsanweisung behoben werden.

8 Referenzen

Arrontes J (1993) The nature of the distributional boundary of *Fucus serratus* on the north shore of Spain. Mar. Ecol. Prog. Ser. 93: 183–193.

Bokn TL, Murray SN, Moy FE, Magnusson JB (1992) Changes in fucoid distribution and abundances in the inner Oslofjord, Norway: 1974–80 versus 1988–90. Acta Phytogeogr. Suec. 78: 117–124.

Breuer G, Schramm W (1988) Changes in the macroalgal vegetation of Kiel Bight (Western Baltic Sea) during the past 20 years. Kieler Meeresforsch. Sonderh. 6: 241–255.

Burt JS, Masini RJ, Simpson CJ (1995) Light and *Posidonia sinuosa* seagrass meadows in the temperate coastal waters of Western Australia: I. Factors influencing water column light attenuation. A contribution to the Southern Metropolitan Coastal Waters Study (1991–1994). Department of Environmental Protection, Perth.

DIN EN ISO 14688-1 (2003) Geotechnische Erkundung und Untersuchung – Benennung, Beschreibung und Klassifizierung von Boden. Deutsches Institut für Normung e.V., Berlin.

Davison DM, Hughes DJ (1998) *Zostera* Biotopes (Volume 1): An overview of dynamics and sensitivity characteristics for conservation management of marine SACs. Scottish Association for Marine Sciences. (UK Marine SACs Project): 95 pp.

EU (2013) Commission Decision 2013/480/EU establishing, pursuant to Directive 2000/60/EC, the values of the Member State monitoring system classifications as a result of the intercalibration exercise and repealing Decision 2008/915/EC.

Faber M, Frank K, Klauer B, Manstetten R, Schiller J, Wissel C (2003) Eine allgemeine Theorie der Bestände. Discussion Paper Series, University of Heidelberg, Department of Economics 389: 31 pp.

Fürhaupter K, Wilken H, Berg T, Meyer T (2006) Praxistest zum Makrophytenmonitoring in Schleswig-Holstein (2006). MariLim GmbH, Schönkirchen.

Fürhaupter K, Wilken H, Meyer T (2007) WRRL-Makrophytenmonitoring in den äußeren Küstengewässern Schleswig-Holsteins (2007). MariLim GmbH, Schönkirchen.

Fürhaupter K, Wilken H, Meyer T (2008) WRRL-Monitoring in Schleswig-Holstein (2008) – Teil B: Makropyhten, Äußere Küstengewässer. MariLim GmbH, Schönkirchen.

Fürhaupter K, Meyer T (2008) Handlungsanweisung zum Monitoring in den äußeren Küstengewässern der Ostsee nach den Vorgaben der EU-Wasserrahmenrichtlinie. Qualitätskomponente Makrophyten (BALCOSIS-Verfahren). Version 1, Stand: Juni 2008. MariLim GmbH, Schönkirchen.

Fürhaupter K, Meyer T (2009) Handlungsanweisung zum Monitoring in den äußeren Küstengewässern der Ostsee nach den Vorgaben der EU-Wasserrahmenrichtlinie. Qualitätskomponente Makrophyten (BALCOSIS-Verfahren). Version 2, Stand: März 2009. MariLim GmbH, Schönkirchen.

Fürhaupter K, Wilken H, Meyer T (2013) WRRL-Makrophytenmonitoring in den Küstengewässern Schleswig-Holsteins (2013) – Teil A: Innere Küstengewässer (ELBO); Teil B: Äußere Küstengewässer (BALCOSIS); Teil C: Evaluierung des BALCOSIS-Verfahrens. MariLim GmbH, Schönkirchen.

Fürhaupter K, Meyer T (2015) Handlungsanweisung zum Bewertungsverfahren BALCOSIS – Bewertung des ökologischen Zustands der Makrophyten in den äußeren Küstengewässern der Ostsee nach den Vorgaben der WRRL. Version 3, Stand: Mai 2015. MariLim GmbH, Schönkirchen.

Greve TM, Krause-Jensen D, Rasmussen MB, Christensen PB (2005) Means of rapid eelgrass (*Zostera marina* L.) recolonisation in former dieback areas. Aquat. Bot. 82: 143–156.

Haahtela I (1984) A hypothesis of the decline of the bladder wrack (*Fucus vesiculosus* L.) in SW Finland in 1975–1981. Limnologica (Berlin) 15: 345–350.

Hauxwell J, Cebrián J, Valiela I (2003) Eelgrass *Zostera marina* loss in temperate estuaries: relationship to land-derived nitrogen loads and effect of light limitation imposed by algae. Mar. Ecol. Prog. Ser. 247: 59–73.

HELCOM, Bäck S (1999) Guidelines for monitoring of phytobenthic plant and animal communities in the Baltic Sea. Annex C-9 for HELCOM COMBINE program.

Hoffmann C (1937) Die Pflanzenwelt. In Neubaur R & Jaeckel S (eds) Die Schlei und ihre Fischereiwirtschaft, Teil 3. Schrift Nat. Ver. Schleswig-Holsteins 22: 230–248.

Hoffmann C (1952) Über das Vorkommen und die Menge industriell verwertbarer Algen an der Ostseeküste Schleswig-Holsteins. Kieler Meeresforsch. 9: 5–14.

Kangas P, Autio H, Hällfors G, Luther H, Niemi Å, Salemaa H (1982) A general model of the decline of *Fucus vesiculosus* at Tvärminne, south coast of Finland in 1977–1981. Acta Bot. Fenn. 188: 1–27.

Kautsky N, Kautsky H, Kautsky U, Waern M (1986) Decreased depth penetration of *Fucus vesiculosus* (L.) since the 1940's indicates eutrophication of the Baltic Sea. Mar. Ecol. Prog. Ser. 28: 1–8.

Kramer H (1995) Leitfaden zur Waldmesslehre. 3. erweiterte Auflage. Alparslan Akça, Sauerländer, Frankfurt am Main.

Krause-Jensen D, Middelboe AL, Sand-Jensen K, Christensen PB (2000) Eelgrass, *Zostera marina*, growth along depth gradients: upper boundaries of the variation as a powerful predictive tool. OIKOS 91: 233–244.

Krüger K, Meyer PF (1937) Biologische Untersuchungen in der Wismarschen Bucht. Ztschr. Fischerei Vol. 35: 665–703.

Lifvergren T (1996) Dispersal capacities of *Fucus vesiculosus* gametes and recolonisation based on natural regeneration. M.Sc. Thesis, University of Kalmar, Sweden.

Lüning K (1985) Meeresbotanik – Verbreitung, Ökophysiologie und Nutzung der marinen Makroalgen, Vol. 1985. Georg Thieme Verlag, Stuttgart.

Malm T, Kautsky L, Engkvist R (2001) Reproduction, recruitment and geographical distribution of *Fucus serratus* L. in the Baltic Sea. Bot. Mar. 44: 101–108.

Malm T, Kautsky L (2003) Differences in life-history characteristics are consistent with the vertical distribution pattern of *Fucus serratus* and *Fucus vesiculosus* (Fucales, Phaeophyceae) in the central Baltic Sea. J. Phycol. 39: 880–887.

Middelboe AL, Sand-Jensen K, Krause-Jensen D (2003) Spatial and interannual variations with depth in eelgrass populations. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 291: 1–15.

Nickel J, Wilken H, Meyer T (2019a) Handlungsanweisung zum Bewertungsverfahren PHYBIBCO – Bewertung des ökologischen Zustands der Makrophyten in den inneren Küstengewässern der Ostsee nach den Vorgaben der WRRL. Version 2, Stand: Mai 2019. MariLim GmbH, Schönkirchen.

Nickel J, Johannes D, Meyer T (2019b) WRRL-Makrophytenmonitoring in den Küstengewässern Schleswig-Holsteins (2018) – Teil A: Innere Küstengewässer (PHYBIBCO) – Teil B: Äußere Küstengewässer (BALCOSIS). MariLim GmbH, Schönkirchen.

Olesen B (1999) Reproduction in Danish eelgrass (*Zostera marina* L.) stands: size-dependence and biomass partitioning. Aquat. Bot. 65: 209–219.

Olesen B, Sand-Jensen K (1994a) Biomass-density patterns in the temperate seagrass *Zostera marina*. Mar. Ecol. Prog. Ser. 109: 283–29.

Olesen B, Sand-Jensen K (1994b) Patch dynamics of eelgrass *Zostera marina*. Mar. Ecol. Prog. Ser. 106: 147–156.

Orth RJ, Luckenbach M, Moore KA (1994) Seed dispersal in a marine macrophyte: implications for colonization and restoration. Ecology 75: 1927–1939.

Plus M, Deslous-Paoli J-M, Dagault F (2003) Seagrass (*Zostera marina* L.) bed recolonisation after anoxia-induced full mortality. Aquat. Bot. 77: 121–134.

Reimers HC (2005) Typologie der Küstengewässer der Nord- und Ostsee. Limnologie aktuell 11: 37–45.

Reinke J (1889) Algenflora der westlichen Ostsee deutschen Antheils. Sechster Bericht der Kommission zur wissenschaftlichen Untersuchung der Deutschen Meere in Kiel für die Jahre 1887 bis 1889. 6: III–XI, 1–101.

Reusch TBH, Chapman ARO (1995) Storm effects on eelgrass (*Zostera marina* L.) and blue mussel (*Mytilus edulis* L.) beds. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 192: 257–271.

Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik (Wasserrahmenrichtlinie), in Kraft getreten am 22.12.2000.

Ruckelshaus MH (1996) Estimation of genetic neighborhood parameters from pollen and seed dispersal in the marine angiosperm *Zostera marina* L. Evolution 50: 856–864.

Sarnighausen G (1955) Die Besiedlung der *Fucus*-Zone der Kieler Bucht und westlichen Ostsee. Dissertation, Universität Kiel.

Schories D, Selig U, Schubert H (2006) Küstengewässer-Klassifizierung deutsche Ostsee nach EU-WRRL (Teil A: Äußere Küstengewässer) „Testung des Klassifizierungsansatzes Mecklenburg-Vorpommern (innere Küstengewässer) unter den Bedingungen Schleswig-Holsteins und Ausdehnung des Ansatzes auf die Außenküste“. Institut für Aquatische Ökologie, Universtität Rostock. 187 pp.

Schories D, Kuhlenkamp R, Schubert H, Selig U (2013) Rote Liste und Gesamtartenliste der marinen Makroalgen (Chlorophyta, Phaeophyceae et Rhodophyta) Deutschlands. Rote Liste gefährdeter Tiere, Pflanzen und Pilze Deutschlands – Band 2: Meeresorganismen – Naturschutz und Biologische Vielfalt 70 (2). Bundesamt für Naturschutz (BfN), Bonn.

Schramm W, Nienhuis PH (eds) (1996) Marine benthic vegetation – Recent Changes and the Effects of Eutrophication. Ecol. Stud. 123: 470 pp. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg.

Schramm W (1999) Factors influencing seaweed responses to eutrophication: some results from EU-project EUMAC. J. Appl. Phycol. 11: 69–78.

Schueller GH, Peters AF (1994) Arrival of *Fucus evanescens* (Phaeophyceae) in Kiel Bight (Western Baltic). Bot. Mar. 37: 471–477.

Schwenke H (1966) Untersuchungen zur marinen Vegetationskunde. – I. Über den Aufbau der marinen Benthosvegetation im Westteil der Kieler Bucht (westliche Ostsee). Kieler Meeresforschungen 22: 163–170.

Seidler A, Maczassek K, Meyer T (2017) WRRL-Makrophytenmonitoring in den Küstengewässern Schleswig-Holsteins (2017) – Teil A: Innere Küstengewässer (PHYBIBCO) – Teil B: Äußere Küstengewässer (BALCOSIS). MariLim GmbH, Schönkirchen.

Sommer U (1998) Biologische Meereskunde. Springer Verlag, Berlin Heidelberg: 475 pp.

Tremp H (2005) Aufnahme und Analyse vegetationsökologischer Daten. Eugen Ulmer KG, Stuttgart.

Umweltbundesamt QdBL-MN-uOa (2008) Muster-Standardarbeitsanweisung für Laboratorien des Bund/Länder-Messprogramms – Prüfverfahren-SOP: Makrophytobenthos-Untersuchungen auf marinen Substraten: Rahmenbeprobung im Sublitoral. Book 1. Umweltbundesamt (UBA), Dessau-Roßlau.

Vogt H, Schramm W (1991) Conspicuous decline of *Fucus* in Kiel Bay (Western Baltic): what are the causes? Mar. Ecol. Prog. Ser. 69: 189–194.

Wachenfeldt T, Kangas P, Waldemarsson S (1986) Changes in the littoral communities along the Baltic Sea coast. Baltic Sea Monitoring. Symp. Balt. Sea Environ. Proc. 19: 394–403.

Wicks EC, Koch EW, O'Neil JM, Elliston K (2009) Effects of sediment organic content and hydrodynamic conditions on the growth and distribution of *Zostera marina*. Mar. Ecol. Prog. Ser. 378: 71–80.

Wium-Andersen S, Borum J (1984) Biomass variation and autotrophic production of an epiphyte-macrophyte community in a coastal danish area: I. Eelgrass (*Zostera marina* L.) biomass and net production. Ophelia 23: 33–46.

Worm B, Lotze HK, Boström C, Engkvist R, Labanauskas V, Sommer U (1999) Marine diversity shift linked to interactions among grazers, nutrients and propagule banks. Mar. Ecol. Prog. Ser. 185: 309–314.

Worm B, Reusch TBH (2000) Do nutrient availability and plant density limit seagrass colonization in the Baltic Sea? Mar. Ecol. Prog. Ser. 200: 159–166.

Worm B, Sommer U (2000) Rapid direct and indirect effects of a single nutrient pulse in a seaweed-epiphyte-grazer system. Mar. Ecol. Prog. Ser. 202: 283–288.

World Register of Marine Species (WoRMS, 2019):
Stuckenia pectinata (L.) Börner, 1912. Accessed at:
http://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=588573 on 2019-05-25
Zosteria noltei Hornemann, 1832. Accessed at:
https://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=495082 on 2019-05-25
Vertebrata fucoides (Hudson) Kuntze, 1891. Accessed at:
http://www.marinespecies.org/aphia.php?p=taxdetails&id=637672 on 2019-05-25.

9 Anhang

9.1 Bisher bearbeitete Bewertungsstationen

+ = geeignet, (+) = bedingt geeignet, 0 = nicht geeignet zur Bewertung, (T) = Tiefengrenzenerfassung durch Taucher erforderlich

Grau = Stationen, die nicht mehr beprobt werden, da sie entweder für alle Biotope ungeeignet sind, sie in Wasserkörpern liegen, die keine Flachwasserzonen aufweisen oder sie in einem B4-Wasserkörper liegen.

Typ	Landes-amt	Wasserkörper	Station	Dauer-/Zusatz-station (D/Z)	*Fucus*	Rotalgen	Seegras
B2	LLUR	Flensburger Innenförde (B3)	Holnis (HOL)	D	0	(+)	0
			Schausende (SSE)	Z	0	0	+
			Schausende Nord (SSN)	D	0	0	+
			Winzigerhuk (WIN)	D	+ (T)	0	0
B3	LLUR	Geltinger Bucht	Gelting (GEL)	D	0	0	+
			Kalkgrund (KAL)	Z	0	+	0
			Nieby (NIE)	D	+	+	+
		Außenschlei	Außenschlei (AUS)	D	+	+	+
		Eckernförder Bucht Rand	Altenhof (ALT)	Z	(+)	0	+
			Booknis MBP (BOO)	D	+ (T)	+	0
			Karlsminde (KAR)	D	0	0	+ (T)
			Langholz (LAN)	Z	0	0	(+)
			Noer (NOE)	Z	0	0	+
			Surendorf (SUR)	Z	0	0	(+)
		Bülk	Bülk (BUE)	D	+ (T)	+	(+)
			Falkenstein (FAL)	D	0	0	+
		Probstei	Behrensdorf (BEH)	D	+	+	+
			Heidkate (HEK)	Z	0	0	(+)
			Hohwacht (HOH)	Z	(+)	+	0
			Jägersberg (JAE)	Z	(+)	0	(+)
			Laboe (LAB)	Z	0	0	(+)
		Putlos	Eitzgrund (EIT)	D	+	+	0
		Fehmarn Sund West	Strukkamphuk (STR)	D	+	0	(+)
			(wird 2020 bestimmt*)			+?	
		Fehmarn Sund Ost	Burg (BUR)	D	0	(+)	+
			Staberhuk (STH)	D	(+)	+	0
		Fehmarn Belt Ost	Katharinenhof (KAT)	D	(+)	+	0
			(wird 2020 bestimmt*)				+?
		Fehmarn Belt West	Klausdorf (KLA)	Z	(+)	+	0
			Puttgarden (PUT)	Z	+	0	0
			Wallnau (WAL)	D	(+)	+	+
			Westermarkelsdorf (WMA)	D	+	+	0
		Grömitz	Grömitz (GRO)	D	(+)	(+)	+
			Walkyriengrund (WKG) (außerhalb d. 1-sm-Zone)				
		Neustädter Bucht	Brodtener Ufer (BRO)	D	(+)	+	0
			Haffkrug (HAF)	D	0	0	+
			Neustadt (NST)	D	+ (T)	0	+
	LUNG	südl Mecklenburger Bucht (Westteil)	Kaltenhof (KAH)	Z	0	0	+
			Klützhöved (KLU)	D	0	0	+
			Kühlungsborn (KUE)	Z	0	0	(+)
			Meschendorf (MES)	D	(+)	+	0
			Travemünde (TRA)	-	0	0	0
	LUNG	Südl. Mecklenburger Bucht (Ostteil)	Ahrenshoop (AHR)	Z	0	(+)	0

Typ	Landes-amt	Wasserkörper	Station	Dauer-/Zusatz-station (D/Z)	*Fucus*	Rotalgen	Seegras
B3	LUNG	Prerowbucht	Gellen (GLL)	Z	0	0	(+)
			Hiddensee (HID)	D	(+) (T)	+	0
			Zingst (ZIN)	D	0	0	+
		Nord- und Ostrügensche Gewässer	Binz (BIN)	D	+ (T)	+	0
			Dranske (DRA)	Z	(+)	+	0
			Glowe (GLO)	D	(+)	+	+
			Lohme (LOH)	Z	(+) (T)	+	0
			Sassnitz (SAS)	Z	(+)	+	0
		Pommersche Bucht, Nordteil	Göhren (GOE)	D	(+) (T)	+	0
			Thiessow (THI-1)	Z	0	0	(+) (T)
			Thiessow (THI-2)	D	0	0	+ (T)
		Pommersche Bucht, Südteil	Streckelsberg (STB)	Z	0	0	0
B4	LLUR	Flensburger Außenförde	Neukirchengrund (NEU)				
		Fehmarn Sund Ost	Sagasbank (SAG)				

*Die Aufteilung der Wasserkörper „Fehmarn Sund“ und „Fehmarn Belt“ in jeweils zwei Wasserkörper (West und Ost) entlang der HELCOM-Grenze erfolgte im Jahr 2019 durch das LLUR. Passende BALCOSIS-Bewertungsstationen sollen im Monitoring 2020 bestimmt, beschrieben und in der Handlungsanweisung festgehalten werden.

9.2 Wasserkörper-Steckbrief

Wasserkörper	**Eckernförder Bucht, Rand**	**Küstengewässertyp**	B3
Codenummer	9610 07 07	**Flussgebietseinheit**	Schlei-Trave
Maximale Tiefe	25,0 m	**Fläche**	49,0 km2
Vorherrschende Sedimente	überwiegend sind sandige Sedimente ausgeprägt, vor den Steilufern sind Geröllflächen (Blöcke, Steine, Kies) vorhanden, die bei Booknis und Waabs bis in größere Tiefen (ca. 16m) reichen		
Exposition	innerhalb der eigentlichen Eckernförder Bucht ist die Küste mäßig exponiert, an den Randbereichen (Booknis, Dänisch Nienhof) dagegen jedoch nach Osten exponiert		
Anthropogene Beeinflussung	Hafenanlage, Sportboothäfen, Campingplätze		

Bearbeitung

	Seegras	**Fucus**	**Rotalgen**
Bewertungsstationen	Karlsminde (KAR) - 5 Transekte Karlsminde (KAR) - 5 Proben	Booknis (BOO) - 5 Transekte Booknis (BOO) - 5 Proben	- Booknis (BOO) - 5 Proben

Ergebnisse (Messwerte und normierte Werte) des aktuellen Jahres 2014

Bewertungsfaktoren	**Seegras**	**Fucus**	**Rotalgen**
Bewertungsparameter	Tiefengrenze (m/EQR) 5,5 / 0,480 mäßig	Tiefengrenze (m/EQR) 0,9 / 0,220 unbefriedigend	
	Biomasse Opport. (%/EQR) <1 / 0,900 sehr gut	Dominanz (%/EQR) 60 / 0,567 mäßig	Biomasse Opport. (%/EQR) 17 / 0,530 mäßig
			Artenreduktion (%/EQR) 9 / 0,820 sehr gut
			Biomasse *Furcellaria* (%/EQR) <1 / 0,025 schlecht

Jahresendwert (EQR)	**0,503 - mäßig**

Bewertung (Messwerte und normierte Werte) des zurückliegenden 6-Jahreszeitraumes

6-Jahresperiode: 2009-2014	**Tiefengrenze* *Zostera marina* (m/EQR)**	**Opportunisten im Seegrasbestand (%/EQR)**	**Tiefengrenze von *Fucus* spp. (m/EQR)**	**Dominanz von *Fucus* spp. (%/EQR)**	**Opportunisten im Phytal (%/EQR)**	**Artenreduktion (%/EQR)**	**Biomasseanteil *Furcellaria* (%/EQR)**	**Jahresendwerte (EQR)**	
2009	4,5 / 0,400	0 / 1,000	2,7 / 0,310	23 / 0,294	3 / 0,756	18 / 0,640	<1 / 0,025	**0,478**	
2010	- / -	0 / 1,000	- / -	0 / 0,000	2 / 0,778	36 / 0,493	<1 / 0,025	**0,459**	
2011	6,9 / 0,592	<1 / 0,900	1,2 / 0,235	21 / 0,281	21 / 0,490	27 / 0,553	0 / 0,000	**0,455**	**6-Jahresendwert (jahreswertbasiert)**
2012	- / -	9 / 0,622	- / -	38 / 0,388	15 / 0,550	18 / 0,640	<1 / 0,025	**0,445**	
2013	5,3 / 0,464	1 / 0,800	1,0 / 0,225	88 / 0,914	34 / 0,382	18 / 0,640	<1 / 0,025	**0,489**	**0,472 mäßig**
2014	5,5 / 0,480	<1 / 0,900	0,9 / 0,220	60 / 0,567	17 / 0,530	9 / 0,820	<1 / 0,025	**0,503**	
Mittelwert (EQR)	**0,484**	**0,870**	**0,248**	**0,407**	**0,581**	**0,631**	**0,021**		

* doppelt gewichtet

6-Jahresendwert (parameterbasiert) **0,466 mäßig**

Anmerkungen

Es kommen sowohl *Fucus vesiculosus* als auch *Fucus serratus* vor, wobei die Tiefengrenze von *F. vesiculosus* bestimmt wird. *F. serratus* kommt mit Einzelpflanzen vor, die sogar bis in 6m Tiefe zu finden sind.

9.3 Bewertungsmodell

ökologischer Zustand	Seegras	*Fucus*	Rotalgen
sehr gut	**Tiefengrenze** ≥ 8,5 m (Referenzwert: 9,4 m) **Biomasseanteil opportunistischer Algen** ≤ 1 % (Referenzwert: 0,5 %)	**Tiefengrenze** ≥ 8,5 m (Referenzwert: 9,4 m) **Dominanz von *Fucus* spp.** ≥ 72 % (Referenzwert: 80 %)	**Biomasseanteil opportunistischer Algen** ≤ 1 % (Referenzwert: 0,5%) **Artenreduktion** ≤ 10%, ≥ 10 Arten (Referenzwert (11 Arten)) | ≤ 10%, 7 Arten (Referenzwert (7 Arten)) **Biomasseanteil *Furcellaria lumbricalis*** ≥ 36 (Referenzwert: 40 %) | ≥ 85 (Referenzwert: 95 %)
gut	**Tiefengrenze** [7,0-8,5 m) **Biomasseanteil opportunistischer Algen** (1-10] %	**Tiefengrenze** [7,0-8,5 m) **Dominanz von *Fucus* spp.** [64-72) %	**Biomasseanteil opportunistischer Algen** (1-10] % | **Artenreduktion** (10-20] %, 9 Arten | (10-20] %, 6 Arten **Biomasseanteil *Furcellaria lumbricalis*** [32-36) % | [76-85) %
mäßig	**Tiefengrenze** [4,5-7,0 m) **Biomasseanteil opportunistischer Algen** (10-30] %	**Tiefengrenze** [4,5-7,0 m) **Dominanz von *Fucus* spp.** [40-64) %	**Biomasseanteil opportunistischer Algen** (10-30] % | **Artenreduktion** (20-50] %, [6-8] Arten | (20-50] %, [4-5] Arten **Biomasseanteil *Furcellaria lumbricalis*** [20-32) % | [47-76) %
unbefriedigend	**Tiefengrenze** [0,5-4,5 m) **Biomasseanteil opportunistischer Algen** (30-75] %	**Tiefengrenze** [0,5-4,5 m) **Dominanz von *Fucus* spp.** [8-40) %	**Biomasseanteil opportunistischer Algen** (30-75] % | **Artenreduktion** (50-90] %, [1-5] Arten | (50-90] %, [1-3] Arten **Biomasseanteil *Furcellaria lumbricalis*** [4-20) % | [9-47) %
schlecht	**Tiefengrenze** < 0,5 m **Biomasseanteil opportunistischer Algen** > 75 %	**Tiefengrenze** < 0,5 m **Dominanz von *Fucus* spp.** < 8 %	**Biomasseanteil opportunistischer Algen** > 75 % | **Artenreduktion** > 90 %, 0 Arten | > 90 %, 0 Arten **Biomasseanteil *Furcellaria lumbricalis*** < 4 % | < 9 %

Zu verwendende Artenlisten:

	Opportunisten	Artenreduktion	
		B3b-Wasserkörper/westlich der Darßer Schwelle	**B3a-Wasserkörper/östlich der Darßer Schwelle**
Chlorophyceae	*Chaetomorpha* *Cladophora* *Spongomorpha* *Ulva*		
Phaeophyceae	*Ectocarpus* *Pylaiella littoralis*	*Chorda filum/Halosiphon tomentosus* *Fucus serratus/Fucus vesiculosus* *Laminaria digitata/Saccharina latissima*	*Chorda filum/Halosiphon tomentosus* *Fucus serratus/Fucus vesiculosus* *Saccharina latissima*
Rhodophyceae	*Aglaothamnion* *Brongniartella byssoides* *Callithamnion corymbosum* *Ceramium* *Dasya baillouviana* *Gracilaria vermiculophylla* *Polysiphonia fibrillosa* *Polysiphonia fucoides* *Polysiphonia stricta* *Spermothamnion repens*	*Ahnfeltia plicata* *Coccotylus truncatus/Phyllophora pseudoc.* *Cystoclonium purpureum* *Delesseria sanguinea* *Furcellaria lumbricalis/Polyides rotundus* *Membranoptera alata* *Phycodrys rubens* *Rhodomela confervoides*	*Ahnfeltia plicata* *Coccotylus truncatus/Phyllophora pseudoc.* *Furcellaria lumbricalis* *Rhodomela confervoides*
Summe:	**16 Arten/Artengruppen**	**11 Arten/Artengruppen**	**7 Arten/Artengruppen**