

TEXTE

31/2024

Abschlussbericht

Fachliche Unterstützung der Umsetzung der EG- Meeresstrategie- Rahmenrichtlinie (MSRL)

von:

Dr. Claus-Dieter Dürselen, Thomas Raabe, Birgit Heyden, PD Dr. Marcus Schulz, Dr. Silke Eilers,
Dr. Jana Auffarth, Monika Schütt

AquaEcology GmbH & Co. KG, Oldenburg

Dr. Nico Stelljes, Gregory Fuchs, Dr. Eleftheria Kampa, Beáta Welk Vargová, Melanie Kemper,
Lena Aebli

Ecologic Institut gemeinnützige GmbH, Berlin

Dr. Maike Kramer, Marlon Krüger

BioConsult GmbH & Co. KG, Bremen

Dr. Joachim Kuss, Prof. Dr. Detlef Schulz-Bull

Leibniz-Institut für Ostseeforschung Warnemünde, Rostock

Prof. Dr. Rainer Marggraf, Dr. Uta Sauer

webod.gbr, Göttingen

Herausgeber:

Umweltbundesamt

TEXTE 31/2024

Ressortforschungsplan des Bundesministeriums für
Umwelt, Naturschutz, nukleare Sicherheit und
Verbraucherschutz

Forschungskennzahl 3718 25 210 0
FB001208

Abschlussbericht

Fachliche Unterstützung der Umsetzung der EG-Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie (MSRL)

von

Dr. Claus-Dieter Dürselen, Thomas Raabe, Birgit Heyden,
PD Dr. Marcus Schulz, Dr. Silke Eilers, Dr. Jana Auffarth,
Monika Schütt

AquaEcology GmbH & Co. KG, Oldenburg

Dr. Nico Stelljes, Gregory Fuchs, Dr. Eleftheria Kampa,
Beáta Welk Vargová, Melanie Kemper, Lena Aebli

Ecologic Institut gemeinnützige GmbH, Berlin

Dr. Maike Kramer, Marlon Krüger

BioConsult GmbH & Co. KG, Bremen

Dr. Joachim Kuss, Prof. Dr. Detlef Schulz-Bull

Leibniz-Institut für Ostseeforschung Warnemünde,
Rostock

Prof. Dr. Rainer Marggraf, Dr. Uta Sauer
webod.gbr, Göttingen

Im Auftrag des Umweltbundesamtes

Impressum

Herausgeber

Umweltbundesamt
Wörlitzer Platz 1
06844 Dessau-Roßlau
Tel: +49 340-2103-0
Fax: +49 340-2103-2285
buergerservice@uba.de
Internet: www.umweltbundesamt.de

Durchführung der Studie:

AquaEcology GmbH & Co. KG
Steinkamp 19
26125 Oldenburg

Abschlussdatum:

November 2022

Redaktion:

Fachgebiet II 2.3 Meeresschutz
Andrea Weiß

Publikationen als pdf:

<http://www.umweltbundesamt.de/publikationen>

ISSN 1862-4804

Dessau-Roßlau, Februar 2024

Die Verantwortung für den Inhalt dieser Veröffentlichung liegt bei den Autorinnen und Autoren.

Kurzbeschreibung: Fachliche Unterstützung der Umsetzung der EG-Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie (MSRL)

Ziel des Vorhabens war es, dass die teilnehmenden Projektpartner das Umweltbundesamt (UBA) bei den Aufgaben zur Umsetzung der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie (MSRL) und der dazu erforderlichen Kooperationen auf nationaler, regionaler und EU-Ebene fachlich unterstützen und begleiten. Dazu wurden nach Bedarf und auf Anforderung verschiedene Themenkomplexe zur Weiterentwicklung von Indikatoren und Bewertungssystemen, zur Entwicklung und Umsetzung von Maßnahmen sowie zur Information der Öffentlichkeit bearbeitet.

Abstract: Technical support for the implementation of the Marine Strategy Framework Directive (MSFD)

The aim of the project was that the participating project partners provide technical support and assistance to the German Federal Environment Agency (UBA) in carrying out its tasks regarding the implementation of the Marine Strategy Framework Directive (MSFD) and the necessary cooperation at national, regional and EU level. For this purpose, various thematic complexes for the further development of indicators and assessment systems, for the development and implementation of measures as well as for the information of the public were processed as required and on request.

Inhaltsverzeichnis

Abbildungsverzeichnis.....	10
Tabellenverzeichnis.....	13
Abkürzungsverzeichnis.....	16
Zusammenfassung.....	17
Summary.....	20
1 Arbeitspaket 1: Projektsteuerung.....	23
2 Arbeitspaket 2: Entwicklung von Indikatoren und Bewertungssystemen.....	24
2.1 Sauerstoff im Bodenwasser flacher Meeresgebiete als ein Kriterium für den guten Umweltzustand der westlichen Ostsee (IOW).....	24
2.2 Weiterentwicklung des EU MSRL-CIS-Bewertungsleitfadens (AquaEcology).....	25
2.3 Ad-hoc-Arbeiten zur Unterstützung bei übergreifenden Bewertungsfragen im nationalen, regionalen und EU-Kontext.....	26
2.3.1 Validierung von Sichttiefenzielwerten in Küstengewässern der Ostsee (MariLim, AquaEcology).....	26
2.3.2 Konzept zur Ableitung von Schwellenwerten für biologische Auswirkungen von Meeresmüll (AquaEcology).....	26
2.3.3 OSPAR: Auswirkungen von Müll auf Arten (AquaEcology).....	27
2.3.4 Schwarze Tränen: Vorgehen bei der Untersuchung und Bergung der gefährlichen oder wassergefährdenden Ladung von Schiffswracks aus den zwei Weltkriegen (AquaEcology).....	27
3 Arbeitspaket 3: Umweltziele, Maßnahmenplanung und -umsetzung.....	29
3.1 Sozioökonomische Analyse von Müllmaßnahmen (webod).....	29
3.2 Ad-hoc-Arbeiten.....	30
3.2.1 Erstellung von Maßnahmensynopsen zur Aktualisierung des Ostsee-Aktionsplans (BioConsult).....	30
3.2.2 Vereinfachte Umweltprüfung von alternativen Produkten (AquaEcology).....	30
3.2.3 Vorbereitungsprojekt zu NIS-Frühwarnsystem (AquaEcology).....	31
3.2.4 Konzeption von möglichen Sofortmaßnahmen und eines Protokolls bei NIS-Funden (AquaEcology).....	32
3.2.5 Abschätzungen der Auswirkungen der Einrichtung der NECA auf die Reduktion von Stickoxidemissionen aus der Schifffahrt für den Ostseeaktionsplan (BioConsult).....	32
3.2.6 Unterstützung nationaler Maßnahmen-Workshop (Ecologic Institut, BioConsult).....	33

3.2.7	Unterstützung bei Organisation und Durchführung eines Verbände-Fachgesprächs im Oktober 2020 zur Aktualisierung des MSRL-Maßnahmenprogramms (Ecologic Institut).....	33
3.2.8	Infokampagne zu Umweltauswirkungen von UV-Filtern in Sonnenschutzcreme (AquaEcology)	33
3.2.9	Infokampagne Altmedikamente auf Kreuzfahrtschiffen (AquaEcology)	34
3.2.10	Prüfung der Konformität des Bergrechtsregimes und der Anforderungen der MSRL (AquaEcology)	34
3.2.11	Fragebogenauswertung: Forschungs- und Monitoringaktivitäten zu Müll in Wasser und Boden (Ecologic Institut).....	35
3.2.12	HELCOM / Umsetzung Ostsee-Aktionsplan (Eutrophierung) (AquaEcology)	35
4	Arbeitspaket 4: Öffentlichkeitsarbeit und Berichterstattung	37
A	Anhang 1.....	38
	Sauerstoff im Bodenwasser flacher Meeresgebiete als ein Kriterium für den guten Umweltzustand der westlichen Ostsee	38
A.1	Einleitung.....	39
A.2	IOW-seitig durchgeführte schiffs- und plattformgestützte Sauerstoffmessungen.....	39
A.3	Langzeitserie der Bodensauerstoffkonzentrationen an ausgewählten Stationen in der westlichen Ostsee	43
A.3.1	Stündliche Sauerstoffwerte von der Messplattform MARNET „Arkonabecken“	45
A.3.2	Sauerstoffmessungen an den MARNET Geräteträgern „Darßer Schwelle“ und „Oder-Bank“	46
A.3.3	Auswertung der Sauerstoffmessung im Bodenwasser an der Boje „Arkonabecken“ über ein Jahr	47
A.3.4	Nationale Ansätze zur Bewertung von Sauerstoff.....	48
A.3.5	Flussdiagramm für die Statusbewertung des Sauerstoffgehalts in Küstengewässern (Schweden)	49
A.3.6	Anwendung des schwedischen Auswerteverfahrens auf die hoch aufgelösten Daten.....	51
A.3.7	Räumliche Interpolation der kritischen Sauerstoffmesswerte zur Bestimmung des von Hypoxie betroffenen Meeresbodens (Dänemark).....	53
A.4	Beitrag zur Diskussion über einen HELCOM-Indikator für Sauerstoff im bodennahen Bereich der flachen offenen Ostsee.....	54
A.4.1	Diskussion in der Arbeitsgruppe HELCOM IN-Eutrophication	54
A.4.2	„18 th IN-Eutrophication“ On-line Treffen am 5. November 2020.....	55

A.4.3	Beitrag zur Diskussion im Rahmen des Projekts BONUS-SEAM.....	56
A.4.4	Zusammenfassung und Schlussfolgerungen.....	56
A.5	Literatur.....	58
A.6	Anlagen.....	60
B	Anhang 2.....	61
	Validierung neuer Zielwerte für die Sichttiefe in den Küstengewässern der Ostsee.....	61
B.1	Veranlassung	62
B.2	Zusammenfassung.....	63
B.3	Material und Methoden.....	65
B.3.1	Gewässertypologie/räumliche Bewertungseinheiten	65
B.3.2	Aktuelle gültige Referenz- und Zielwerte der Sichttiefe (ST).....	67
B.3.3	Neuberechnung der Referenz- und Zielwerte der Sichttiefe (ST).....	68
B.3.4	Referenz- und Zielwerte der Makrophyten-Tiefengrenzen.....	69
B.3.5	Regressionsgleichungen.....	71
B.3.6	Vergleichsmesswerte der Tiefengrenzen.....	73
B.4	Ergebnisse	74
B.4.1	Referenz- und Zielwertvergleiche.....	74
B.4.1.1	Wasserkörperebene	74
B.4.1.1.1	Wasserkörper des B1-Typs	74
B.4.1.1.1.1	Vergleich neue/alte Sichttiefenwerte.....	75
B.4.1.1.1.2	Vergleich der neuen Sichttiefenwerte mit den Makrophyten-Tiefengrenzen	76
B.4.1.1.2	Wasserkörper des B2a-Typs	76
B.4.1.1.2.1	Vergleich der neuen und alten Sichttiefenwerte	77
B.4.1.1.2.2	Vergleich der neuen Sichttiefenwerte mit den Makrophyten-Tiefengrenzen	77
B.4.1.1.3	Wasserkörper des B2b-Typs	79
B.4.1.1.3.1	Vergleich der neuen und alten Sichttiefenwerte	80
B.4.1.1.3.2	Vergleich der neuen Sichttiefenwerte mit den Makrophyten-Tiefengrenzen	81
B.4.1.1.4	Wasserkörper des B3a-Typs	82
B.4.1.1.4.1	Vergleich der neuen und alten Sichttiefenwerte	82
B.4.1.1.4.2	Vergleich der neuen Sichttiefenwerte mit den Makrophyten-Tiefengrenzen	82
B.4.1.1.5	Wasserkörper des B3b-Typs	84
B.4.1.1.5.1	Vergleich der neuen und alten Sichttiefenwerte	84

B.4.1.1.5.2	Vergleich der neuen Sichttiefenwerte mit den Makrophyten-Tiefengrenzen	84
B.4.1.1.6	Wasserkörper des B4-Typs + Offene Ostsee	86
B.4.1.1.6.1	Vergleich der neuen und alten Sichttiefenwerte	87
B.4.1.1.6.2	Vergleich der neuen Sichttiefenwerte mit den Makrophyten-Tiefengrenzen	89
B.4.1.2	Gewässertypen (tyspezifischer Vergleich).....	89
B.4.1.2.1	Vergleich der alten und neuen Sichttiefenwerte	90
B.4.1.2.2	Vergleich der Makrophyten-Tiefengrenzen und neuen Sichttiefenwerte	90
B.4.2	Prognose neuer Tiefengrenzen auf Basis der neuen Sichttiefenwerte	92
B.4.2.1	B1-Wasserkörper	92
B.4.2.2	B2a-Wasserkörper	93
B.4.2.3	B2b-Wasserkörper	95
B.4.2.4	B3a-Wasserkörper	96
B.4.2.5	B3b-Wasserkörper	98
B.5	Diskussion.....	100
B.5.1	Modelle und Datensätze.....	101
B.5.2	Regressionsgrundlagen Sichttiefe/Tiefengrenze	105
B.5.3	Fazit.....	107
B.6	Literatur.....	108
B.7	Anhang	112
B.7.1	Referenz- und Zielwerte pro Wasserkörper	112
B.7.2	Referenz- und Zielwerte pro Gewässertyp	114
B.7.3	Regressionen aus aktuellen Messdaten	115

Abbildungsverzeichnis

Abbildung 1	Abnahme der Sauerstoffkonzentration mit der Tiefe	40
Abbildung 2	Sauerstoffgradient im Bodenwasser	41
Abbildung 3	Änderung der Sauerstoffkonzentration	42
Abbildung 4	Übersichtskarte der MARNET-Stationen	42
Abbildung 5	Entwicklung der Sauerstoffkonzentration von 1995-2017.....	44
Abbildung 6	Jahresverlauf der Sauerstoffkonzentration.....	45
Abbildung 7	Registrierung der Sauerstoffkonzentration an der Oder-Bank	46
Abbildung 8	Zeitliche Aufsummierung der Messwerte von Abbildung 5	47
Abbildung 9	Bewertung der bodennahen Sauerstoffkonzentration	49
Abbildung 10	Flussdiagramm für die Statusbewertung von Küstengewässern	50
Abbildung 11	Messungen der Sauerstoffkonzentrationen.....	52
Abbildung 12	Dänischer Ansatz zur Bestimmung der Ausdehnung	54
Abbildung 13	Darstellung der Küstengewässertypen und der Becken der offenen Ostsee nach HELCOM.	66
Abbildung 14	Darstellung der Referenz- (farbige Säulen) und Zielwerte (schraffierte Säulen) der alten Sichttiefe (blau), der neu berechneten Sichttiefe (orange) sowie der Tiefengrenzen der Makrophyten (grün) für die B1-Wasserkörper.....	76
Abbildung 15	Darstellung der Referenz- (farbige Säulen) und Zielwerte (schraffierte Säulen) der alten Sichttiefe (blau), der neu berechneten Sichttiefe (orange) sowie der Tiefengrenzen der Makrophyten (grün) für die B2a-Wasserkörper.....	79
Abbildung 16	Darstellung der Referenz- (farbige Säulen) und Zielwerte (schraffierte Säulen) der alten Sichttiefe (blau), der neu berechneten Sichttiefe (orange) sowie der Tiefengrenzen der Makrophyten (grün) für die B2b-Wasserkörper.....	80
Abbildung 17	Darstellung der Referenz- (farbige Säulen) und Zielwerte (schraffierte Säulen) der alten Sichttiefe (blau), der neu berechneten Sichttiefe (orange) sowie der Tiefengrenzen der Makrophyten (grün) für die B3a-Wasserkörper.....	83
Abbildung 18	Darstellung der Referenz- (farbige Säulen) und Zielwerte (schraffierte Säulen) der alten Sichttiefe (blau), der neu berechneten Sichttiefe (orange) sowie der Tiefengrenzen der Makrophyten (grün) für die B3b-Wasserkörper.....	85
Abbildung 19	Darstellung der Referenz- (farbige Säulen) und Zielwerte (schraffierte Säulen) der alten Sichttiefe (blau), der neu berechneten Sichttiefe (orange) sowie der Tiefengrenzen der Makrophyten (grün) für die B4-Wasserkörper (oben) und die HELCOM-Regionen der offenen Ostsee (unten).	88
Abbildung 20	Darstellung der Referenz- (farbige Säulen) und Zielwerte (schraffierte Säulen) der alten Sichttiefe (blau), der neu	

	berechneten Sichttiefe (orange) sowie der Tiefengrenzen der Makrophyten (grün) für die Küstengewässertypen und - undertypen.....91	
Abbildung 21	Darstellung der neu berechneten Referenz- (rote Punkte) und Zielwerte (blaue Punkte) der Makrophyten-Tiefengrenze nach Korrelation von Sagert et al. 2005, der gemessenen Tiefengrenzen im Zeitraum 2004–2012 (schwarze Kreuze) und im Zeitraum 2004–2019 (graue Dreiecke) und der alten Bewertungsklassen der Tiefengrenze (farbige Flächen) für die B1-Wasserkörper.....93	
Abbildung 22	Darstellung der neu berechneten Referenz- (rote Punkte) und Zielwerte (blaue Punkte) der Makrophyten-Tiefengrenze nach Korrelation von Sagert et al. 2005, der gemessenen Tiefengrenzen im Zeitraum 2004–2012 (schwarze Kreuze) und im Zeitraum 2004–2019 (graue Dreiecke) und der alten Bewertungsklassen der Tiefengrenze (farbige Flächen) für die B2a-Wasserkörper.....93	
Abbildung 23	Darstellung der neu berechneten Referenz- (rote Punkte) und Zielwerte (blaue Punkte) der Makrophyten-Tiefengrenze nach Korrelation von Sagert et al. 2005, der gemessenen Tiefengrenzen im Zeitraum 2004–2012 (schwarze Kreuze) und im Zeitraum 2004–2019 (graue Dreiecke) und der alten Bewertungsklassen der Tiefengrenze (farbige Flächen) für die B2b-Wasserkörper.....96	
Abbildung 24	Darstellung der neu berechneten Referenz- (rote Punkte) und Zielwerte (blaue Punkte) der Makrophyten-Tiefengrenze nach Korrelation von Sagert et al. 2005, der gemessenen Tiefengrenzen im Zeitraum 2004–2012 (schwarze Kreuze) und im Zeitraum 2004–2019 (graue Dreiecke) und der alten Bewertungsklassen der Tiefengrenze (farbige Flächen) für die B3a-Wasserkörper.....98	
Abbildung 25	Darstellung der neu berechneten Referenz- (rote Punkte) und Zielwerte (blaue Punkte) der Makrophyten-Tiefengrenze nach Korrelation von Sagert et al. 2005, der gemessenen Tiefengrenzen im Zeitraum 2004–2012 (schwarze Kreuze) und im Zeitraum 2004–2019 (graue Dreiecke) und der alten Bewertungsklassen der Tiefengrenze (farbige Flächen) für die B3b-Wasserkörper.....100	
Abbildung 26	Verteilung der Abiotik-Stationen im Wasserkörper Kleines Haff und Pommersche Bucht Südteil mit den in Reihe angeordneten Messstationen vor der Odermündung (links) und im Wasserkörper Greifswalder Bodden mit einem dichten	

	Stationsnetz im südlichen Bereich und einer fehlenden Abdeckung im nördlichen Abschnitt (rechts).....	104
Abbildung 27	Lage der Abiotik- (GER-010_GS) und Makrophytenmessstation (ZIN SEE) im Wasserkörper Prerowbucht mit einem Abstand von ca. 22 km zueinander, sowie die Lage der Abiotikmessstation GER-006_007 mit einem Abstand von ca. 12 km zu ZIN SEE.....	105
Abbildung 28	Scatterplots der Sichttiefe gegen die Tiefengrenze von Spermatophyten (Seegras und höhere Pflanzen) als Median der Monate Januar bis Dezember (oben) und der Sommermonate Mai bis September (unten) aller Wasserkörper und Gewässertypen mit historisch belegten Spermatophytenvorkommen.	115

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1	Anwendung des schwedischen Auswerteverfahrens für hoch aufgelöste Messungen - Halbtaucherboje52
Tabelle 2	Anwendung des schwedischen Auswerteverfahrens für hoch aufgelöste Messungen - Bodenverankerung.....53
Tabelle 3-1	Gewässertypologie der deutschen Küstengewässer der Ostsee mit Angabe der wesentlichen abiotischen Definitionsfaktoren und der Anzahl der Wasserkörper (Wk) pro Typ.....66
Tabelle 3-2	Relevante Kenndaten der Bewertungsmodelle PHYBICO und BALCOSIS.70
Tabelle 3-3	Übersicht der zur Verfügung stehenden Regressionsgleichungen zwischen Spermatophyten (Z_c) und Sichttiefe (ST) sowie deren Quellen und Kenndaten. Grün hervorgehoben sind die Gleichungen, mit denen eine Berechnung von Tiefengrenzen im Ergebnisteil erfolgte.73
Tabelle 4-1	Höhe der Differenz der Referenz- und Zielwerte (gut/mäßig-Grenze) zwischen alten Sichttiefenwerten (Sagert et al. 2008) bzw. der Tiefengrenzen der Makrophyten (Fürhaupter & Meyer 2015b) und den (neuen) Sichttiefen (aus ERGOM-MOM 2015) für die Wasserkörper des Gewässertyps B1.....75
Tabelle 4-2	Höhe der Differenz der Referenz- und Zielwerte (= gut/mäßig-Grenze) zwischen alten Sichttiefenwerten (Sagert et al. 2008) bzw. der Tiefengrenzen der Makrophyten (Fürhaupter & Meyer 2015b) und den (neuen) Sichttiefen (ERGOM-MOM 2015) für die Wasserkörper des Gewässertyps B2a.78
Tabelle 4-3	Höhe der Differenz der Referenz- und Zielwerte (= gut/mäßig-Grenze) zwischen alten Sichttiefenwerten (Sagert et al. 2008) bzw. der Tiefengrenzen der Makrophyten (Fürhaupter & Meyer 2015b) und den (neuen) Sichttiefen (aus ERGOM-MOM 2015) für die Wasserkörper des Gewässertyps B2b.....81
Tabelle 4-4	Höhe der Differenz der Referenz- und Zielwerte (= gut/mäßig-Grenze) zwischen alten Sichttiefenwerten (Sagert et al. 2008) bzw. der Tiefengrenzen der Makrophyten (Fürhaupter & Meyer 2015a) und den (neuen) Sichttiefen (aus ERGOM-MOM 2015) für die Wasserkörper des Gewässertyps B3a.....83
Tabelle 4-5	Höhe der Differenz der Referenz- und Zielwerte (= gut/mäßig-Grenze) zwischen alten Sichttiefenwerten (Sagert et al. 2008) bzw. der Tiefengrenzen der Makrophyten (Fürhaupter & Meyer 2015a) und den (neuen) Sichttiefen (aus ERGOM-MOM 2015) für die Wasserkörper des Gewässertyps B3b.....85
Tabelle 4-6	Höhe der Differenz der Referenz- und Zielwerte (= gut/mäßig-Grenze) zwischen alten Sichttiefenwerten (Sagert et al. 2008) bzw. der Tiefengrenzen der Makrophyten (Fürhaupter & Meyer

	2015a) und den (neuen) Sichttiefen (aus ERGOM-MOM 2015) für die Wasserkörper des Gewässertyps B4+offene Ostsee (SEA).	86
Tabelle 4-7	Differenz der Referenz- und Zielwerte (= gut/mäßig-Grenze) zwischen alten Sichttiefenwerten (Sagert et al. 2008) bzw. der Tiefengrenzen der Makrophyten (Fürhaupter & Meyer 2015a) und den (neuen) Sichttiefen (aus ERGOM-MOM 2015) für die verschiedenen Gewässertypen und die offene Ostsee sowie Mittelwerte (MW) und Standardabweichung (STABW) der Differenzen pro Wasserkörper und Gewässertyp.	89
Tabelle 4-8	Übersicht der aktuell gültigen und der neu prognostizierten Referenz- und Zielwerte der Makrophyten-Tiefengrenzen für die Wasserkörper des Gewässertyps B1. Die Neuberechnung wurde auf Basis unterschiedlicher Regressionsgleichungen und der neuen Sichttiefenwerte (aus ERGOM-MOM 2015) durchgeführt.	92
Tabelle 4-9	Übersicht der aktuell gültigen und der neu prognostizierten Referenz- und Zielwerte der Makrophyten-Tiefengrenzen für die Wasserkörper des Gewässertyps B2a. Die Neuberechnung wurde auf Basis unterschiedlicher Regressionsgleichungen und der neuen Sichttiefenwerte (aus ERGOM-MOM 2015) durchgeführt.	94
Tabelle 4-10	Übersicht der aktuell gültigen und der neu prognostizierten Referenz- und Zielwerte der Makrophyten-Tiefengrenzen für die Wasserkörper des Gewässertyps B2b. Die Neuberechnung wurde auf Basis unterschiedlicher Regressionsgleichungen und der neuen Sichttiefenwerte (aus ERGOM-MOM 2015) durchgeführt.	95
Tabelle 4-11	Übersicht der aktuell gültigen und der neu prognostizierten Referenz- und Zielwerte der Makrophyten-Tiefengrenzen für die Wasserkörper des Gewässertyps B3a. Die Neuberechnung wurde auf Basis unterschiedlicher Regressionsgleichungen und der neuen Sichttiefenwerte (aus ERGOM-MOM 2015) durchgeführt.	97
Tabelle 4-12	Übersicht der aktuell gültigen und der neu prognostizierten Referenz- und Zielwerte der Makrophyten-Tiefengrenzen für die Wasserkörper des Gewässertyps B3b. Die Neuberechnung wurde auf Basis unterschiedlicher Regressionsgleichungen und der neuen Sichttiefenwerte (aus ERGOM-MOM 2015) durchgeführt.	99
Tabelle 5-1	Grundlagen der Modelle und Datensätze zur Ableitung von Referenz- und Zielwerten der Sichttiefe und Tiefengrenzen der Makrophyten.	102

Tabelle 5-2	Übersicht der zur Verfügung stehenden Regressionsgleichungen zwischen Spermatophyten (Z_c) und Sichttiefe (ST) sowie deren Quellen und Kenndaten, Anwendung auf verschiedene Zeitbereiche.....	106
Tabelle 7-1	Überblick der Referenz- und Zielwerte (= gut/mäßig-Grenze) der bisher gültigen (alten) Sichttiefen (aus Sagert et al. 2008), der (neuen) modellierten Sichttiefen (aus ERGOM-MOM 2015) und der Tiefengrenzen der Makrophyten (aus Fürhaupter & Meyer 2015a, b) für alle Wasserkörper und die offene Ostsee.	112
Tabelle 7-2	Überblick der Referenz- und Zielwerte (= gut/mäßig-Grenze) der bisher gültigen (alten) Sichttiefen (aus Sagert et al. 2008), der (neuen) modellierten Sichttiefen (aus ERGOM-MOM 2015) und der Tiefengrenzen der Makrophyten (aus Fürhaupter & Meyer 2015a, b) pro Küstengewässertypen und HELCOM-Regionen geordnet.	114

Abkürzungsverzeichnis

AquaNIS	Information system on aquatic non-indigenous and cryptogenic species
BLANO	Bund/Länder-Arbeitsgemeinschaft Nord- und Ostsee
BSAP	Baltic Sea Action Plan
BSH	Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie
CIS	Common Implementation Strategy
CTD	Conductivity, Temperature, Depth
EcoQO	Ecological Quality Objective
EGCS	Exhaust Gas Cleaning Systems
EMEP	European Monitoring and Evaluation Programme
EU	Europäische Union / European Union
FFH	Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie
GETM	General Estuarine Transport Model
HELCOM	Helsinki Kommission
IMO	International Maritime Organization
INSPIRE	INfrastructure for SPatial InfoRmation in Europe
IOW	Leibniz-Institut für Ostseeforschung Warnemünde
MSFD	Marine Strategy Framework Directive
MSRL	EG-Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie
NECA	NOx Emission Control Areas
NIS	Non-Indigenous Species
OSPAR	Oslo-Paris-Konvention
SECA	SOx Emission Control Areas
SWWS	Scrubber Wash Water Survey
UBA	Umweltbundesamt, Dessau
UV	Ultraviolett

Zusammenfassung

Ziel des Vorhabens war die fachliche Unterstützung und Begleitung der Aufgaben des Umweltbundesamtes (UBA) zur Umsetzung der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie. Das UBA arbeitet in nationalen, europäischen und regionalen Gremien zu allen MSRL-Aktionsbereichen (Monitoring, thematische und übergreifende Bewertungen, Qualitäts- und Umweltziele, Maßnahmen) sowie zur EU-Berichterstattung (elektronisches Reporting, INSPIRE-konforme Datenbereitstellungen).

Thematisch deckt das UBA unter anderem folgende Aspekte ab:

- ▶ pNeobiota, Eutrophierung, Nährstoffe, pelagische Habitate, Schadstoffe, Meeresmüll, Unterwasserlärm (Deskriptoren 2, 5, 6, 8, 9, 10 und 11),
- ▶ menschliche Aktivitäten und ihre (kumulativen) Belastungen für die Meeresökosysteme,
- ▶ wirtschaftliche und gesellschaftliche Analysen von Nutzungen der Meeresgewässer, der Kosten einer Verschlechterung der Meeresumwelt und Folgeabschätzungen von Maßnahmen inkl. Kosten-Wirksamkeits- und Kosten-Nutzen-Analysen,
- ▶ Ozeanversauerung und Klimawandel.

Übergeordnetes Ziel des Vorhabens war es, das UBA bedarfsbezogen bei der Umsetzung dieser Aufgaben und der dazu erforderlichen nationalen, regionalen und EU-Zusammenarbeit zu unterstützen. Im Rahmen des Forschungsvorhabens wurden unter anderem Bewertungsmethoden, Ableitungen von Qualitätsnormen und Bewirtschaftungsziele für verschiedene Deskriptoren in Bezug auf ihre Anwendbarkeit in den nationalen Meeresgewässern geprüft oder für die nationalen Gewässer entwickelt. Bereits existierende Vorschläge zur Bewertung und Steuerung der Aktivitäten wurden auf ihre Konformität bzw. Konsistenz mit bestehenden Umweltzielen und -vorgaben geprüft. Hierbei wurden zusätzlich die Möglichkeiten der Harmonisierung der Nord- und Ostseebewertungen analysiert. Auch wurden übergreifende Fragestellungen zur Bewertung des Umweltzustands der Meeresgewässer bearbeitet.

Die Erarbeitung von Produkten erfolgte stets mit Blick darauf, dass sie mit EU-Recht konform und mit den verschiedenen politischen Vorgaben und Zielen auf allen Handlungsebenen konsistent und kohärent sind.

Entsprechend den Vorgaben teilte sich das Projekt in vier Arbeitspakete (AP) auf, in denen durch insgesamt 20 Aktivitäten die nachfolgend aufgeführten Themenbereiche bearbeitet wurden und die in der Gliederung des vorliegenden Berichts entsprechend berücksichtigt sind:

- ▶ AP 1: Projektsteuerung
- ▶ AP 2: Entwicklung von Indikatoren und Bewertungssystemen
 - Es wurde ein Konzept zur Bewertung des bodennahen Sauerstoffgehaltes in flachen Bereichen der westlichen Ostsee entwickelt.
 - Die EU-Gremienarbeit zur Überarbeitung und Abstimmung des EU-Leitfadens zur Bewertung des Umweltzustands nach Art. 8 MSRL wurde unterstützt.

- Für den Eutrophierungsparameter „Sichttiefe“ für die Küstengewässer der Ostsee wurde eine Validierung der neuen Referenz- und Zielwerte, die aus dem Ökosystemmodell ERGOM-MOM abgeleitet wurden, vorgenommen. Es wurde geprüft, ob das Erreichen des guten Umweltzustandes der Makrophyten mit den neuen Sichttiefenwerten möglich ist.
 - Zu Meeresmüll wurde eine Diskussionsgrundlage zur Festlegung von Schwellenwerten für die Kriterien D10C3 (Aufnahme von Meeresmüll durch Meeresorganismen) und D10C4 (Verfangen von Meeresarten in Abfällen und andere nachteilige Auswirkungen) erstellt.
 - Die Auswirkungen von Meeresmüll auf Organismen wurden in einer Übersicht aus verfügbaren Informationen aus ca. 150 Studien über Aufnahme, Verstrickung und andere Auswirkungen von Meeresmüll auf Biota und Lebensräume, die für die geografische Region der Oslo-Paris-Konvention (OSPAR) vorgelegt wurden, zusammengestellt.
 - Es wurden Informationen zum Vorgehen bei der Untersuchung und Bergung von gefährlichen oder wassergefährdenden Ladungen von Schiffswracks aus den zwei Weltkriegen zusammengestellt, die als Vorstufe zur Erstellung eines Leitfadens für Behörden und Bergungsunternehmen dienen sollen.
- AP 3: Umweltziele und Maßnahmenplanung und -umsetzung
- Für zwei MSRL-Maßnahmen zu Meeresmüll wurde je eine Folgenabschätzung einschließlich einer Kosten-Nutzen-Analyse anhand des national etablierten sozioökonomischen Prüfschemas durchgeführt.
 - Als Eingabe für die Aktualisierung des HELCOM Ostsee-Aktionsplans erfolgte die Erstellung von Maßnahmensynopsen für vier Maßnahmenvorschläge zur Reduktion der Eutrophierung.
 - Für 11 Produkte aus oder mit Anteilen aus Kunststoff, die im Rahmen des Strandmüllmonitorings häufig gefunden werden und die die Meeresumwelt belasten, wurden mögliche Alternativprodukte / Substitutionsmöglichkeiten identifiziert, eine vereinfachte Umweltprüfung entwickelt und die Alternativen auf ihre ökologischen Wirkungen untersucht.
 - Es wurden Vorarbeiten für den Aufbau eines Neobiota-Frühwarnsystems geleistet sowie eine Konzeption mit Risikobewertung und Entscheidungshilfen für Sofortmaßnahmen entwickelt, um eingetragene nicht-einheimischen Arten zu bekämpfen bzw. ihre Ausbreitung zu vermeiden.
 - Zur Aktualisierung des Ostsee-Aktionsplans wurden im Rahmen von HELCOM die Nährstoffeintragshöchstgrenzen neu berechnet. Für die Berechnung wurde im Projekt analysiert, ob eine genaue Abschätzung der Verringerung der NO_x-Einträge in die Ostsee durch die Schifffahrt, einschließlich der Nord- und Ostseeschifffahrt, derzeit möglich ist.
 - Es erfolgte eine inhaltliche und technische Unterstützung bei der Vorbereitung eines im März 2020 geplanten nationalen Maßnahmen-Workshops zur Aktualisierung des MSRL-

Maßnahmenprogramms, der unmittelbar vor der Veranstaltung aufgrund der Corona-Pandemie abgesagt werden musste.

- Es wurde die Online-Durchführung eines Verbände-Fachgespräch zur Aktualisierung des MSRL-Maßnahmenprogramms technisch organisiert und realisiert.
- Für eine Informationskampagne zu Einträgen von UV-Filtern aus Sonnencreme in die Meeresumwelt wurde nach einer Literaturrecherche zu den Inhaltsstoffen in Sonnencremes ein Informationstext, ein Flyer sowie ein Plakat entworfen.
- Für eine Informationskampagne zur sachgerechten Entsorgung von Arzneimitteln auf Seeschiffen wurden ein Informationstext sowie eine Grafik in Form einer Postkarte für die relevanten Zielgruppen entworfen.
- Es wurden Vorarbeiten für eine vom UBA geplante Analyse zur Berücksichtigung von MSRL-Belangen im Bergrecht geleistet. Hierzu wurden mögliche Fallbeispiele zusammengestellt, die für eine weitergehende Analyse relevant sein können.
- Es wurden die Rückläufe zu einem Fragebogen des UBA im Rahmen der EU-Wasserrahmenrichtlinien-Arbeitsgruppe ECOSTAT zusammengestellt und ausgewertet sowie diesbezügliche Konsultationsverfahren unterstützt. Die Aktivität dient einem Überblick zu laufenden und geplanten Forschungs- und Monitoringaktivitäten der EU-Mitgliedstaaten zum Thema Abfälle im Grundwasser, in Flüssen, Seen, Übergangs-, Küsten- und Meeresgewässern sowie Böden.
- Es wurden Vorarbeiten für ein UBA-Folgevorhaben zum Stand der Umsetzung der Nährstoffeintragshöchstgrenzen des HELCOM Ostseeaktionsplans von 2021 geleistet. Für die zentrale Ostsee wurden länderspezifische Prognosen erstellt, ob die vereinbarten Reduktionsziele für Gesamtstickstoff und Gesamtposphor bis 2030 erreicht werden können.

► AP 4: Öffentlichkeitsarbeit und Berichterstattung

Es wurden verschiedene Flyer und andere Informationsprodukte graphisch umgesetzt, deren Inhalte in Aktivitäten unter AP 2 und 3 erarbeitet wurden. Darüber hinaus wurden folgende Leistungen erbracht:

- Erstellung eines Flyers über den Ostseeaktionsplan 2021 zum Abschluss des deutschen Vorsitzes von HELCOM (2020–2022)
- Entwicklung eines Layoutvorschlags für die Redaktion von Meeresmüll bezogener Veröffentlichungen
- Entwicklung von Skript, Interviews und Aufnahmen für einen Kurzfilm zu Geisternetzen

Summary

The aim of the project was to provide technical support and assistance to the Federal Environment Agency (UBA) in implementing the Marine Strategy Framework Directive. UBA works in national, European, and regional bodies on all MSFD action areas (monitoring, thematic and cross-cutting assessments, quality and environmental objectives, measures) as well as on EU reporting (electronic reporting, INSPIRE-compliant data provision).

Thematically, UBA covers the following aspects, among others:

- ▶ neobiota, eutrophication, nutrients, pelagic habitats, contaminants, marine litter, underwater noise (descriptors 2, 5, 6, 8, 9, 10, and 11),
- ▶ human activities and their (cumulative) pressures on marine ecosystems,
- ▶ economic and societal analyses of uses of marine waters, the costs of degradation of the marine environment, and impact assessments of measures, including cost-effectiveness and cost-benefit analyses,
- ▶ ocean acidification and climate change.

The overall objective of the project was to provide needs-based support to UBA in the implementation of these tasks and the national, regional, and EU cooperation required for this purpose. Within the framework of the research project, among other things, assessment methods, derivations of quality standards and management objectives for various descriptors were examined with regard to their applicability in national marine waters or developed for national waters. Existing proposals for assessment and management activities were reviewed for their conformity or consistency with existing environmental objectives and requirements. In this context, the possibilities of harmonizing the North Sea and Baltic Sea assessments were additionally analyzed. Cross-cutting issues regarding the assessment of the environmental status of marine waters were also addressed.

Products were always developed with a view to ensuring that they conformed to with EU law and were consistent and coherent with the various policy requirements and objectives at all levels of action.

In accordance with the specifications, the project was divided into four work packages (WP) in which a total of 20 activities were carried out to address the topics listed below, which are taken into account accordingly in the structure of this report:

- ▶ WP 1: Project management
- ▶ WP 2: Development of indicators and assessment systems.
 - A concept for assessing of near-bottom oxygen content in shallow areas of the western Baltic Sea was developed.
 - The EU committee work for the revision and coordination of the EU guidance document for the assessment of the environmental status according to Art. 8 MSFD was supported.
 - For the eutrophication parameter "depth of visibility" for the coastal waters of the Baltic Sea, a validation of the new reference and target values derived from the ecosystem

model ERGOM-MOM was performed. It was assessed whether the achievement of good environmental status for macrophytes is possible with the new visibility depth values.

- For marine litter, a basis for discussion was prepared to set threshold values for criteria D10C3 (ingestion of marine litter by marine organisms) and D10C4 (entanglement of marine species in litter and other adverse impacts).
 - The impacts of marine litter on organisms were compiled in a review of available information from approximately 150 studies on ingestion, entanglement, and other impacts of marine litter on biota and habitats submitted for the geographic region of the Oslo-Paris Convention (OSPAR).
 - Information was compiled on procedures for investigating and recovering hazardous or water-polluting cargoes from shipwrecks from the two World Wars. The compilation is intended as a preliminary step in preparing a guide to action for authorities and salvage companies.
- ▶ WP 3: Environmental targets and measure planning and implementation.
- An impact assessment, including a cost-benefit analysis, was conducted for two MSFD marine litter measures using the nationally established socioeconomic assessment framework.
 - As input to the update process of the HELCOM Baltic Sea Action Plan, measure synopses were prepared for four proposed measures to reduce eutrophication.
 - Possible alternative products / substitution options were identified for 11 products made of or containing plastic that are frequently found during beach litter monitoring and that pollute the marine environment. A simplified environmental assessment was developed, and the alternatives were examined for their ecological effects.
 - Preliminary work was done for the establishment of a neobiota early warning system, and a concept with risk assessment and decision-making support for immediate measures was developed to combat registered non-native species or to avoid their spread.
 - For the update of the Baltic Sea Action Plan, the nutrient input limits were recalculated within the framework of HELCOM. For the calculation, the project analyzed whether an accurate estimation of the reduction of NO_x inputs to the Baltic Sea by shipping, including North Sea and Baltic Sea shipping, is currently possible.
 - Content and technical support was provided for the preparation of a national measures workshop on updating the MSFD programme of measures planned for March 2020, which had to be cancelled immediately before the event due to the Corona pandemic.
 - Technical support was provided to organize and realise the online implementation of a technical stakeholder meeting on the update of the MSFD programme of measures.
 - For an information campaign on inputs of UV filters from sunscreen into the marine environment, an information text, a flyer and a poster were designed following a literature research on the ingredients in sunscreens.

- An information text and a graphic in the form of a postcard for the relevant target groups were designed for an information campaign on the proper disposal of pharmaceuticals on seagoing ships.
 - Preliminary work was carried out for an analysis planned by UBA in the future on the consideration of MSFD concerns in mining law. For this purpose, possible case studies were compiled that may be relevant for further analysis.
 - The responses to a UBA questionnaire in the framework of the EU Water Framework Directive working group ECOSTAT were compiled and evaluated and related consultation procedures were supported. The activity serves to provide an overview of ongoing and planned research and monitoring activities of EU Member States on waste in groundwater, rivers, lakes, transitional, coastal and marine waters and soils.
 - Preliminary work has been done for a UBA follow-up project on the status of implementation of the nutrient input ceilings of the HELCOM Baltic Sea Action Plan of 2021. Country-specific forecasts were prepared for the central Baltic Sea whether the agreed reduction targets for total nitrogen and total phosphorus can be achieved by 2030.
- WP 4: Public relations and reporting.

Various flyers and other information products were graphically implemented, the contents of which were developed in activities under AP 2 and 3. In addition, the following services were provided:

- Creation of a flyer about the Baltic Sea Action Plan 2021 for the conclusion of the German chairmanship of HELCOM (2020-2022).
- Development of a layout proposal for the editing of marine litter related publications
- Development of a script, interviews, and recordings for a short film on ghost nets

1 Arbeitspaket 1: Projektsteuerung

Während der gesamten Projektphase hat AquaEcology in Abstimmung mit dem UBA die anstehenden Aufgaben sowie deren Planungen im Detail mit den beteiligten Projektpartnern abgesprochen. Dabei wurden in diversen Telefon- und Videokonferenzen direkte fachliche Fragen der Projektgruppen zu einzelnen Themen und Fragestellungen abgeklärt und auch in einer übergeordneten Kommunikation mit dem Auftraggeber jeweils dargestellt. Im Rahmen der Projektsteuerung wurde in Zusammenarbeit mit dem UBA und den Projektpartnern der detaillierte Arbeits- und Zeitplan laufend aktualisiert und dabei auch die Konkretisierungen der erforderlichen Einzelaufgaben, Vorgehensweisen und Arbeitsschritte berücksichtigt.

Die Ergebnisse werden für den Projektzeitraum und alle bearbeiteten Einzelthemen in diesem Bericht zusammenfassend dargestellt. Die jeweils erstellten Produkte (Berichte, Tabellen, Infografiken etc.) sind als separate Dateien beigefügt.

2 Arbeitspaket 2: Entwicklung von Indikatoren und Bewertungssystemen

2.1 Sauerstoff im Bodenwasser flacher Meeresgebiete als ein Kriterium für den guten Umweltzustand der westlichen Ostsee (IOW)

Der Zustand des Tiefen- oder Bodenwassers bezüglich Sauerstoff stellt ein wichtiges Kriterium für die Bewertung des Eutrophierungszustands der Ostsee dar. Für die gebietspezifische Bewertung des Tiefenwassers werden die Wasserkörper unterhalb der Haloklinen nach dem Sauerstoffdefizit klassifiziert. Dafür wird der wichtige HELCOM Indikator „Oxygen debt“ seit der ersten MSRL-Zustandsbewertung als „HELCOM Core indicator“ verwendet (Eutrophication of the Baltic Sea 2007-2011). Da auch flache Meeresgebiete ohne permanente Halokline, in anscheinend zunehmenden Maß, Sauerstoffmangel aufweisen, sollte auch für diese Meeresgebiete ein Indikator entwickelt werden, der für HOLAS 3 (2016-2021) als „HELCOM pre-core indicator“ eingesetzt werden kann. Da diese Meeresgebiete im Winterhalbjahr in der Regel durchmischt und belüftet werden, war der Fokus der Auswertung der Zeitraum mit dem saisonalen Minimum im Spätsommer. Einige Anrainerstaaten der Ostsee haben nationale Verfahren entwickelt, den Sauerstoffzustand ihrer Hoheitsgewässer zu beobachten und zu bewerten. Aufgabe des Arbeitspakets war es, die Verfahren v.a. von Dänemark, Schweden und Deutschland und ihre Anwendung in den flachen Gewässern der westlichen Ostsee zu prüfen und zu vergleichen und ein Konzept für eine harmonisierte Bewertung zu entwickeln.

Das dänische Verfahren basiert auf der räumlichen Interpolation von Profilen der Sauerstoffkonzentration. Die resultierenden Tiefenflächen für 4 mg/l Sauerstoff für Hypoxie und 2 mg/l Sauerstoff für schwere Hypoxie werden für die Meeresgebiete ermittelt und die betroffenen Flächen des Meeresbodens entsprechend klassifiziert. Die deutsche Vorgehensweise unterscheidet nach der aktuellen Wassertiefe zwischen einem geschichteten und einem ungeschichteten Wasserkörper, für die die entsprechenden Grenzwerte 4 mg/l bzw. 6 mg/l angewendet werden. Für den Zeitraum Juli bis November eines Jahres wird der niedrigste von allen gemessenen Sauerstoffwerten im Bodenwasser auf jeder Station ermittelt und mit dem passenden Grenzwert verglichen. Zur Statusbewertung von Gebieten werden die Ergebnisse der dazugehörigen Stationen nach dem Zustand der überwiegenden Zahl der Stationen aggregiert. Der schwedische Ansatz basiert auf dem Mittelwert des untersten Viertels der im Bodenwasser gemessenen Werte über drei Jahre, der mit dem Grenzwert 5 mg/l (3,5 ml/l) Sauerstoff verglichen wird, um Hypoxie aufzuzeigen. Bei saisonaler Hypoxie wird der Zustand dann in fünf Stufen bewertet.

Die hohe hydrographische Dynamik der flachen Meeresgebiete der Ostsee machen eine international koordinierte zeitlich-räumliche Abdeckung der Beprobung dieser Meeresgebiete sowie den Ausbau des Messnetzes von Dauermessstationen notwendig. Für die Auswertung der umfangreichen Datensätze von Dauermessstationen kann auch das schwedische Verfahren sinnvoll angewendet werden, oder eine spezifischere monatliche Aufsummierung der Zeiten mit Hypoxie für die Intervalle 0-2, 2-4 und 4-6 ml/l erfolgen, um daraus Sauerstoffmangelsituationen für Benthos Organismen und das Ökosystem auch zeitlich zu bewerten. Die Kopplung eines biogeochemischen Modells an ein hoch aufgelöstes hydrographisches Modell ermöglicht eine räumliche Interpretation des Zustands des Meeresgebietes bezüglich der Sauerstoffkonzentration im Bodenwasser mit hoher Qualität. Hoch aufgelöste Modellierung stellt auch eine hervorragende Methode dar, zur Verfügung stehenden Daten der Sauerstoffkonzentration aus verschiedenen Quellen zeitnah einzupflegen,

um neben der zeitlichen auch die räumliche Auflösung mit hinreichender Genauigkeit zu bewerten.

Die Ergebnisse dieser Aktivität liegen dem Endbericht in Anhang 1 bei. Die Ergebnisse unterstützten die fachliche Diskussion in HELCOM zur Entwicklung vergleichbarer Bewertungen des bodennahen Sauerstoffzustands in der westlichen Ostsee und tragen somit zu einer sub-regionalen Koordinierung der Sauerstoffbewertung im Rahmen der MSRL bei. Der aktuelle HELCOM Indikatorbericht zum Sauerstoffgehalt im Bodenwasser flacher Meeresgebiete liegt hier vor: <https://indicators.helcom.fi/indicator/shallow-water-oxygen/>

2.2 Weiterentwicklung des EU MSRL-CIS-Bewertungsleitfadens (AquaEcology)

Die EU MSRL Common Implementation Strategy (CIS) hat 2017 durch die Working Group for Good Environmental Status (WG GES) einen ersten Leitfaden zur Bewertung des guten Umweltzustands nach Artikel 8 und 9 MSRL und zur Umsetzung des Kommissionsbeschlusses (EU) 2017/848 erarbeitet. Der Leitfaden stand 2021/2022 zur Aktualisierung an, um die Mitgliedstaaten bei kohärenten und vergleichbaren Bewertungen und Berichterstattungen, die 2024 nach Artikel 8 und 9 MSRL fällig sind, zu unterstützen.

Die Aktualisierung wurde durch die unter WG GES arbeitende Drafting Group Good Environmental Status (DG GES) koordiniert, entworfen und redigiert; DG GES hat die Abstimmungsprozesse in WG GES durchgeführt. DG GES war fachlich für Deskriptor übergreifende Fragestellungen und Guidance verantwortlich. Deskriptor-spezifische Guidance wurde von den in den CIS-Prozess eingebundenen Expertengruppen (MSRL Task Groups, JRC Expert Groups, ICES) erarbeitet und beigetragen. Das UBA hat die Leitung der DG GES.

Zur Unterstützung des UBA bei Wahrnehmung der Aufgaben von DG GES und WG GES wurden im Berichtszeitraum folgende Arbeiten durchgeführt:

- ▶ Mitarbeit im Organisationsteam (UBA, Milieu (Konsultant), AquaEcology) zur Unterstützung der Überarbeitung der Article 8 Guidance, vorbereitende Arbeiten von DG GES- und WG GES-Sitzungen mit mehreren Online-Meetings zur Abstimmung sowie Überarbeitung und Kommentierung von Dokumenten. Dabei lag der Schwerpunkt der Arbeiten für AquaEcology auf den Kapiteln 1 und 2 der Guidance (übergreifende Fragestellungen). Zusätzlich zu Textergänzungen wurden auch verschiedene Grafiken erarbeitet und als Vorschläge in die Diskussionen eingebracht. Ein wesentlicher Teil der inhaltlichen Unterstützungsarbeiten wurde im Dezember 2021 abgeschlossen.
- ▶ Teilnahme an verschiedenen inhaltlichen Revisionsrunden in Bezug auf Kommentare und Anmerkungen der verschiedenen internationalen Mitglieder von DG GES und WG GES bis April 2022
- ▶ Online-Teilnahme an DG-GES-Sitzungen am 24.06.2021, 23.09.2021, 28.01.2022 und 04.03.2022
- ▶ Online-Teilnahme an WG-GES-Sitzungen am 21.10.2021, 08.03.2022 und 29.03.2022

Der Entwurf des aktualisierten Leitfadens wurde von den EU-Mitgliedstaaten in der Marine Strategy Coordination Group im Mai 2022 angenommen und als EU MSFD Guidance Document No. 19 veröffentlicht:

<https://circabc.europa.eu/ui/group/326ae5ac-0419-4167-83ca-e3c210534a69/library/d2292fb4-ec39-4123-9a02-2e39a9be37e7/details>

2.3 Ad-hoc-Arbeiten zur Unterstützung bei übergreifenden Bewertungsfragen im nationalen, regionalen und EU-Kontext

2.3.1 Validierung von Sichttiefenzielwerten in Küstengewässern der Ostsee (MariLim, AquaEcology)

Sichttiefe ist ein HELCOM-Indikator, der zur Bewertung des Eutrophierungszustands der Ostseegewässer herangezogen wird. Ziel der Aktivität war, die neuen Referenz- und Zielwerte der Sichttiefe, die aus dem Ökosystemmodell ERGOM-MOM abgeleitet wurden, zu validieren. Die Validierung sollte anhand der alten Werte der Sichttiefe und vor allem der aktuell gültigen Referenz- und Zielwerte der Makrophyten erfolgen. Im Detail war zu prüfen, ob das Erreichen des guten Umweltzustandes der Makrophyten mit den neuen Sichttiefenwerten noch möglich ist.

Die Überprüfung sollte dabei sowohl auf Ebene der Wasserkörper erfolgen als auch auf Ebene der Gewässertypen. Beides sind räumliche Bewertungseinheiten der Wasserrahmenrichtlinie, für die insbesondere die Bewertungssysteme der Makrophyten und damit auch deren Referenz- und Zielwerte entwickelt wurden.

Die Ergebnisse dieser Aktivität liegen dem Endbericht in Anhang 2 bei. Die Ergebnisse unterstützen die fachliche Diskussion sowohl national als auch in HELCOM zur Entwicklung regional koordinierter Bewertungen der Sichttiefe für die Ostsee. Der aktuelle HELCOM Indikatorbericht zur Sichttiefe liegt hier vor: <https://indicators.helcom.fi/indicator/water-transparency/>

2.3.2 Konzept zur Ableitung von Schwellenwerten für biologische Auswirkungen von Meeresmüll (AquaEcology)

Im Rahmen dieser Aktivität wurde ein Diskussionspapier “Defining threshold values for marine litter impact criteria (MSFD D10C3 und D10C4)” erstellt, in dem Möglichkeiten der Grenzwertdefinition für Meeresmüll in Bezug auf Biota diskutiert und mit Beispielen für Grenzwertziehungen hinterlegt wurden. Die Beispiele basieren auf Analysen zur Grenzwertziehung, die durch das Vorhaben wesentlich unterstützt wurden.

Das Dokument wurde in die EU Task Group Marine Litter eingebracht und von den Experten kommentiert (vgl. TG ML 2020-2 online meeting, <https://circabc.europa.eu/ui/group/326ae5ac-0419-4167-83ca-e3c210534a69/library/115b23f9-ca51-4d6f-9b29-6f1495dcbd8d/details>). Das Dokument dient als eine Grundlage für die Zusammenarbeit in den Meeresregionen und in der EU bei der Ableitung von Schwellenwerten für biologische Auswirkungen von Meeresmüll.

Auf der Grundlage von Daten aus standardisierten Monitoring-Protokollen wurden für mehrere Indikatorarten Methoden zur Festlegung von Schwellenwerten vorgeschlagen. Verwicklungsraten von Seevogelarten in fädigem Plastikmüll und aufgenommene Plastikmengen von Seeschildkröten dienten als Eingangsdaten für statistische Analysen und deterministische Populationsmodelle. Als optimale Methode zur Festlegung von Grenzwerten für die Verstrickung und Strangulierung von Seevögeln erwiesen sich Perzentile von Mortalitätsraten in Zusammenhang mit Populationsmodellen. Für die Ingestion von Plastikteilen durch

Seeschildkröten wurde auf der Basis der Ingestionsraten in pristinen Gebieten ein realistischer Grenzwert abgeleitet, der sich methodisch an den OSPAR EcoQO Eissturmvogel anlehnt. Die vorgeschlagenen Grenzwerte sind Grundlage der Erfolgskontrolle von Maßnahmen gegen die Verschmutzung europäischer mariner Gewässer mit Müll.

2.3.3 OSPAR: Auswirkungen von Müll auf Arten (AquaEcology)

Im Rahmen dieser Aktivität wurde das Dokument “Review on evidence of harm as element for QSR 2023” über Auswirkungen von Meeresmüll auf Biota im OSPAR-Gebiet erstellt. Es wurde eine Vielzahl von Literaturreferenzen zusammengestellt und ausgewertet. Das Dokument wurde der OSPAR Intersessional Correspondence Group Marine Litter (ICG ML) zur Diskussion und Kommentierung vorgelegt (<https://www.ospar.org/documents?d=43415>).

In dem Review wurden 147 Studien über Aufnahme, Verstrickung und andere Auswirkungen von Meeresmüll auf Biota und Lebensräume in der OSPAR-Region ausgewertet. Die in dem Review vorgestellte Literatursammlung umfasst die relevantesten Studien. Bisher wurde in OSPAR nur ein ökologisches Qualitätsziel (EcoQO) in Bezug auf die Aufnahme von Meeresmüll durch Seevögel implementiert. Kürzlich wurden einige neue standardisierte Monitoring- und Bewertungsprotokolle für die Aufnahme und Verstrickung entwickelt, und eines davon wurde als OSPAR-Indikator angenommen (Aufnahme von Meeresmüll durch Meeresschildkröten). Der geringen Anzahl standardisierter Protokolle stehen zahlreiche Fallstudien zu den Auswirkungen von Meeresmüll gegenüber. Daher sind die Methoden zur Erfassung und Quantifizierung dieser Auswirkungen sehr unterschiedlich und teilweise nicht reproduzierbar. Andererseits könnten einige Studien Anregungen für neue gemeinsame OSPAR-Indikatoren und vereinbarte Maßnahmen liefern.

Die Ergebnisse dieser Aktivität dienen als Grundlage für eine zusammenfassende Darstellung im OSPAR Quality Status Report 2023 (Veröffentlichung voraussichtlich 2. Hälfte 2023: <https://oap.ospar.org/en/ospar-assessments/quality-status-reports/qsr-2023/>) zu den Auswirkungen von Müll auf marine Arten und Lebensräume. Die Aktivität unterstützt somit die regionale Zusammenarbeit bei der Erfassung des aktuellen Wissensstands zu diesem Thema für den Nordostatlantik.

2.3.4 Schwarze Tränen: Vorgehen bei der Untersuchung und Bergung der gefährlichen oder wassergefährdenden Ladung von Schiffswracks aus den zwei Weltkriegen (AquaEcology)

Der im Rahmen dieser Aktivität erstellte Bericht dient der Informationssammlung und Zusammenfassung in Bezug auf die Bergung von gefährlicher oder wassergefährdender Ladung aus Schiffswracks aus den zwei vergangenen Weltkriegen. Auf diese Weise soll die Grundlage für die Aufstellung einer Strategie zur systematischen Vorgehensweise bei der Identifizierung und Bergung solcher gefährlichen Ladungen aus Schiffswracks geschaffen werden. Durch weitere Vertiefung und Detaillierung kann in einem Folgeprojekt ein Handlungs- und Leitfaden ausgearbeitet werden, der für Behörden und Bergungsunternehmen verwendbar ist.

Um eine Grundlage für einen Handlungsleitfaden zur Bergung von gefährlicher Ladung zu schaffen, wurden im Bericht Herangehensweisen aus bereits stattgefundenen Bergungen miteinander verglichen und die Schritte dargestellt, die in der Literatur für die Bergung von gefährlichen Ladungen diskutiert werden. Zuletzt wurden Datenbanken und Unternehmen

benannt, die für eine erweiterte Informationssammlung zur Erstellung eines Leitfadens für Bergungen unterstützend sein können.

Die Studie liegt als gesonderte UBA-Veröffentlichung, UBA-Texte 103/2023 vor:

<https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/vorgehen-bei-der-untersuchung-bergung-der>

3 Arbeitspaket 3: Umweltziele, Maßnahmenplanung und -umsetzung

3.1 Sozioökonomische Analyse von Müllmaßnahmen (webod)

Gemäß § 45h Absatz 2 WHG (Art. 13 Absatz 3 Unterabsatz 2 MSRL) sind vor Aufstellung und Aktualisierung der MSRL-Maßnahmenprogramme zu den vorgesehenen neuen Maßnahmen Folgenabschätzungen einschließlich Kosten-Nutzen-Analysen durchzuführen.

Die Bund-/Länder-Arbeitsgemeinschaft Nord- und Ostsee (BLANO) hat hierzu 2015 ein Prüfschema zur sozioökonomischen Bewertung von Maßnahmen festgelegt, das von webod.gbr in Zusammenarbeit mit Bund-/Länderexpert*innen entwickelt wurde (Fassung von 2021: https://www.meeresschutz.info/berichte-art13.html?file=files/meeresschutz/berichte/art13-massnahmen/zyklus22/MSRL_Art13_Anlage2_Soziooekonomische_Bewertung_2022.pdf). Dieses sogenannte MSRL-Prüfschema setzt sich aus einer Kosten-Wirksamkeitsanalyse und einer zweigeteilten Folgenabschätzung – einer wirtschaftlich-gesellschaftlichen Analyse und einer Kosten-Nutzen-Analyse – zusammen.

Im Rahmen dieser Aktivität wurde die sozioökonomische Bewertung für zwei MSRL-Maßnahmen durchgeführt (siehe die Kennblätter zu den Maßnahmen in Anhang 1 zum MSRL-Maßnahmenprogramm 2022-2027):

- ▶ UZ5-02: Modifikation/Substitution von Produkten unter Berücksichtigung einer ökobilanzierten Gesamtbetrachtung
- ▶ UZ5-10: Vermeidung und Reduzierung des Eintrags von Mikroplastikpartikeln in die marine Umwelt

Teil der Aktivität war es, mit UBA und ausgewählten Expert*innen für jede Maßnahme eine Handlungsoption zu identifizieren, für die stellvertretend für die Maßnahme die sozioökonomische Prüfung durchgeführt werden sollte. Mit den Expert*innen wurden die erforderlichen Daten und Informationen für die Handlungsoptionen erhoben und evaluiert. Geprüfte Handlungsoptionen waren für

- ▶ UZ5-02: Einführung des Leihbechersystems in der Region Rostock. Hier konnten Wirksamkeit und Kosten quantitativ evaluiert werden. Der Nutzen konnte überwiegend nur qualitativ beschrieben werden.
- ▶ UZ5-10: Durchführung des ersten Wasch- und Trocknungsvorgangs von Textilien der Industrie vor dem Inverkehrbringen. Hierzu gibt es verschiedene Vorgehensmöglichkeiten (Selbstverpflichtung, Festlegung eines Grenzwertes/ Standards, Einführung eines EU weiten Labels etc.). Der Expertenkreis war sich einig, dass er erst dann, wenn über die Ausgestaltungsvariante entschieden worden ist, die Informationen geben kann, auf deren Basis der Erfüllungsaufwand, die Folgen für die Wirtschaft sowie die gesamten Kosten und Nutzen der Maßnahme zu berechnen sind.

Zusammenfassungen der Prüfungen sollen im Rahmen der nächsten Artikel 13 MSRL EU-Berichterstattung in den Begleitbericht zur Folgenabschätzung von Maßnahmen (Stand 2021: https://www.meeresschutz.info/berichte-art13.html?file=files/meeresschutz/berichte/art13-massnahmen/zyklus22/Folgenabschaetzung_Kosten-Nutzen-Analyse.pdf) aufgenommen und veröffentlicht werden. Zwischenzeitlich dienen die Ergebnisse den an der Umsetzung der

Maßnahmen beteiligten BLANO-Partnern und dem Runden Tisch Meerese Müll (<https://muell-im-meer.de/>) als Beitrag zur Diskussion von Optionen, um die Maßnahmen konkret auszugestalten und umzusetzen.

3.2 Ad-hoc-Arbeiten

3.2.1 Erstellung von Maßnahmensynopsen zur Aktualisierung des Ostsee-Aktionsplans (BioConsult)

Im Rahmen der Aktualisierung des HELCOM Ostsee-Aktionsplans (Baltic Sea Action Plan, BSAP) erfolgte durch diese Aktivität die Erstellung von Maßnahmensynopsen zu vier Maßnahmenvorschlägen, um Einträge von Nähr- und Schadstoffen in die Ostsee zu verringern:

- ▶ (1) Reduktion der Tierbestände und Flächenbindung der Tierhaltung
- ▶ (2) Reduktion der Nährstoffbelastung durch Dränage
- ▶ (3) Ausweitung des Ökolandbaus
- ▶ (4) Ausbau von LNG-Infrastruktur in Häfen als NO_x-Minderungsmaßnahme und zur Vermeidung von Scrubber-Einsatz

Hierzu wurden die vorgeschlagenen Maßnahmen in Formblättern von HELCOM skizziert, die neben Drop-Down-Menüs zu Aktivitäten, Belastungen und Zustandskomponenten auch Freitextfelder zur Beschreibung der Maßnahme, zum Wirkraum, zur erwarteten Effektivität, zur Eignung und zur Wirksamkeitskontrolle enthielten (Angaben zur Kosteneffektivität waren nicht vom Auftragnehmer vorzunehmen). Zu Maßnahme (4) lag bereits ein Maßnahmenkennblatt aus dem deutschen Maßnahmenprogramm 2016 vor, dessen Angaben aktualisiert und auf die geänderte Schwerpunktsetzung angepasst werden mussten. Zu Maßnahmen (2) und (3) konnten Kennblattentwürfe von 2014 als Grundlage verwendet werden, die jedoch unvollständig waren und deren Informationen insofern aktualisiert und ergänzt werden mussten. Zu Maßnahme (1) existierte noch kein Kennblattentwurf. Literatur zur Thematik der Maßnahmen (1) und (3) wurde vom Auftraggeber zur Verfügung gestellt.

Die erarbeiteten Maßnahmensynopsen wurden bei HELCOM zur Berücksichtigung bei der Aktualisierung des Ostseeaktionsplans eingereicht: <https://helcom.fi/baltic-sea-action-plan/2021-update-process/>

3.2.2 Vereinfachte Umweltprüfung von alternativen Produkten (AquaEcology)

Das MSRL-Maßnahmenprogramm 2016-2021 sieht als eine Maßnahme (UZ5-02) vor, dass Kunststoffprodukte, die häufig im Rahmen des Strandmüllmonitorings in der Umwelt gefunden werden, unter Berücksichtigung einer ökobilanzierten Gesamtbetrachtung modifiziert oder substituiert werden sollen (siehe Maßnahmenkennblatt in [Anhang 1 zum MSRL-Maßnahmenprogramm 2022-2027](#)).

Die Aktivität diente dazu, ein Konzept für eine vereinfachte Umweltprüfung basierend auf bereits existierenden Methoden (wie die von UBA entwickelte Methode VERUM) zu entwickeln und Produkte auszuwählen, die mit der Methode geprüft werden sollten.

Für die Bewertung wurden über Literaturrecherchen relevante Alternativprodukte ermittelt, nach Festlegung der zu prüfenden Alternativen Daten zu folgenden Belastungskategorien erfasst und, soweit möglich, quantitativ bewertet: Klimawandel & Ozonloch (Global Warming Potential / CO₂-Äquivalente, Versauerungspotenzial, Ozonabbaupotential), stoffliche Belastung im Wasser (Eutrophierungspotenzial (Süß- und Meerwasser), Schadstoffe), Luftschadstoffe

(Feinstaub (kg PM10 Äquivalente, PM 2.5 Äquivalente), Ozonbildungspotential), Verbrauch natürlicher Ressourcen, inkl. Wasser, Verbrauch abiotischer Ressourcen (z.B. Eisenerze, Mineralien) inkl. Energieverbrauch, Naturraumbeanspruchung und Flächenverlust (Flächenumwandlung, Landbedarf, Naturschutz), Müllproduktion, Meeresmüll (Fundhäufigkeit, Persistenz, Auswirkungen auf Meeresumwelt).

Die Ergebnisse wurden im Rahmen des Runden Tisches Meeresmüll (<https://muell-im-meer.de/>) zur weiteren Diskussion der Substitution von Kunststoffprodukten eingebracht und liegen auf Fachebene den an der Maßnahme UZ5-02 beteiligten BLANO-Partnern als Grundlage für die nächsten Umsetzungsschritte vor. Die Umsetzungsschritte werden jährlich im Maßnahmenkennblatt dokumentiert, aktualisiert und veröffentlicht (erstmalig 1. Halbjahr 2023: <https://mitglieder.meeresschutz.info/de/berichte/massnahmenprogramm-art-13.html?file=files/meeresschutz/berichte/art13-massnahmen/%C3%9Cbersichtsdatei%20Umsetzungsstand%20Ma%C3%9Fnahmenprogramm.pdf&cid=1412>).

3.2.3 Vorbereitungsprojekt zu NIS-Frühwarnsystem (AquaEcology)

Das nationale Umweltziel in Bezug auf Neobiota ist, dass im sechsjährigen Bewertungszeitraum max. 2 Arten in Nordsee und max. 1 Art in Ostsee eingetragen werden. Das aktuelle MSRL-Maßnahmenprogramm Deutschlands enthält zur Zielerreichung Maßnahme UZ3-07 (Aufbau und Etablierung eines Neobiota-Frühwarnsystems und Entscheidungshilfen für Sofortmaßnahmen). Die Maßnahme zielt darauf, Präventivmaßnahmen zur Verhinderung der Ausbreitung gebietsfremder Arten zu entwickeln, zum anderen sollen Sofortmaßnahmen ergriffen werden, sobald eine nicht-einheimische Art entdeckt wird (siehe das Maßnahmenkennblatt in [Anhang 1 zum MSRL-Maßnahmenprogramm 2022-2027](#)).

Die Aktivität hat folgende Dokumente für die Etablierung eines Frühwarnsystems (Präventivmaßnahme) erarbeitet:

- ▶ Liste von Experten (Taxonomen / Genetiker) für Neobiota,
- ▶ Meldeliste von Institutionen für eine Meldekette,
- ▶ Liste von Akteuren für Sofortmaßnahmen,
- ▶ exemplarische Materiallisten für Probenahmen potenzieller Neobiota,
- ▶ exemplarische Meldeketten für den Verdachtsfall des Auftretens einer gebietsfremden Art.

Außerdem wurden anhand von zwei konkreten Fallbeispielen, *Undaria pinnatifida* (eine Braunalge) und *Rapana venosa* (eine Stachelschnecke), mögliche Sofortmaßnahmen in den Kontext einer Risikobewertung gestellt und darauf aufbauend eine Entscheidungshilfe erstellt. Die konkreten Fallbeispiele wurden ausgewählt, um die Ableitung von Sofortmaßnahmen an unterschiedlichen Artengruppen, Eintragungspfaden und einer entsprechend angepassten Risikoabschätzung von möglichen Sofortmaßnahmen darzustellen. Bei *Undaria pinnatifida* handelt es sich um eine Art mit Generationswechsel, was die Bekämpfung erschwert und aus diesem Grund als ein etwas problematischeres Beispiel ausgewählt wurde. *Rapana venosa* hingegen wurde ausgewählt als ein Beispiel für eine bereits in Nachbarländern nachgewiesene invasive Art, die potenziell auch wirtschaftlichen Schaden verursachen könnte.

Die Ergebnisse liegen auf Fachebene den an der Maßnahme UZ3-07 beteiligten BLANO-Partnern und der BLANO Fach-Arbeitsgruppe Neobiota als Grundlage für die nächsten Umsetzungsschritte vor. Die Umsetzungsschritte werden jährlich im Maßnahmenkennblatt dokumentiert, aktualisiert und veröffentlicht (erstmalig 1. Halbjahr 2023: [https://mitglieder.meeresschutz.info/de/berichte/massnahmenprogramm-art-](https://mitglieder.meeresschutz.info/de/berichte/massnahmenprogramm-art-13.html?file=files/meeresschutz/berichte/art13-massnahmen/%C3%9Cbersichtsdatei%20Umsetzungsstand%20Ma%C3%9Fnahmenprogramm.pdf&cid=1412)

[13.html?file=files/meeresschutz/berichte/art13-massnahmen/%C3%9Cbersichtsdatei%20Umsetzungsstand%20Ma%C3%9Fnahmenprogramm.pdf&cid=1412](https://mitglieder.meeresschutz.info/de/berichte/massnahmenprogramm-art-13.html?file=files/meeresschutz/berichte/art13-massnahmen/%C3%9Cbersichtsdatei%20Umsetzungsstand%20Ma%C3%9Fnahmenprogramm.pdf&cid=1412)).

3.2.4 Konzeption von möglichen Sofortmaßnahmen und eines Protokolls bei NIS-Funden (AquaEcology)

In Ergänzung zu Aktivität 3.2.3 wurde eine Konzeption von möglichen Sofortmaßnahmen entwickelt, die die Umsetzung des zweiten Aspekts der Maßnahme UZ3-07 zur Etablierung von Entscheidungshilfen für Sofortmaßnahmen unterstützen soll (siehe das Maßnahmenkennblatt in [Anhang 1 zum MSRL-Maßnahmenprogramm 2022-2027](#)).

Das Konzept umfasst einen Kommunikationsplan, die Regelung der Durchführung konkreter Maßnahmen auf Basis von Kriterien, einen Vorschlag zur Entscheidung für die Schwerpunktsetzung für die Durchführung von Maßnahmen, sowie eine Rückkopplung durch eine Erfolgskontrolle. Im Wesentlichen werden die einzelnen Schritte in einem Entscheidungsbaum dargestellt, der auf Daten der AquaNIS Datenbank aufbaut. Dabei wird auch die nationale Neobiota-Plattform berücksichtigt, die im Zeitpunkt der Erstellung dieses Berichts am Alfred-Wegener-Institut noch eingerichtet wird und in deren Datenbank Daten zu einzelnen nicht-einheimischen Arten hinterlegt werden. Diese Neobiota-Plattform soll als zentrale Koordinierungsstelle für die Umsetzung dieses Konzeptes verantwortlich sein und auf Basis des Entscheidungsbaumes und eines konkreten Ablaufplans (Meldekette) zur Einbeziehung der relevanten Akteure Schritte zur Umsetzung konkreter Maßnahmen treffen.

Der Entscheidungsbaum dient als Grundlage zur Ableitung von Maßnahmen und wurde angepasst auf verschiedene Artengruppen entwickelt. Es werden außerdem anhand der vorgeschlagenen Maßnahmen die Akteure identifiziert, die die Maßnahmen umsetzen sollen.

Das vorgeschlagene Vorgehen zur Ableitung von Sofortmaßnahmen wird am Beispiel der Japanischen Teppichmuschel (*Ruditapes philippinarum*; Synonym *Venerupis philippinarum*) dargestellt. Ergänzend wurde eine Literaturstudie zum Thema „Sofortmaßnahmen gegen Neobiota“ erstellt, die erarbeitete Entscheidungsbäume für die unterschiedlichen ökologischen Gruppen sowie mögliche Sofortmaßnahmen zusammenstellt.

Die Ergebnisse liegen auf Fachebene den an der Maßnahme UZ3-07 beteiligten BLANO-Partnern und der Fach-Arbeitsgruppe Neobiota als Grundlage für die nächsten Umsetzungsschritte vor. Die Umsetzungsschritte werden jährlich im Maßnahmenkennblatt dokumentiert, aktualisiert und veröffentlicht (erstmalig 1. Halbjahr 2023:

<https://mitglieder.meeresschutz.info/de/berichte/massnahmenprogramm-art-13.html?file=files/meeresschutz/berichte/art13-massnahmen/%C3%9Cbersichtsdatei%20Umsetzungsstand%20Ma%C3%9Fnahmenprogramm.pdf&cid=1412>).

3.2.5 Abschätzungen der Auswirkungen der Einrichtung der NECA auf die Reduktion von Stickoxidemissionen aus der Schifffahrt für den Ostseeaktionsplan (BioConsult)

Zur Aktualisierung des Ostsee-Aktionsplans 2021 wurden die Nährstoffeintragshöchstgrenzen für die HELCOM-Becken neu berechnet.

Für die Berechnung wurde durch diese Aktivität analysiert, ob eine genaue Abschätzung der Verringerung der NO_x-Einträge in die Ostsee durch die Nord- und Ostseeschifffahrt derzeit

möglich ist. Hierzu wurde eine Studie zur Wirksamkeit des IMO-TIER III Standards, sowie eine Studie zur Effektivität von Rauchgaswäschen (Scrubber) ausgewertet.

3.2.6 Unterstützung nationaler Maßnahmen-Workshop (Ecologic Institut, BioConsult)

Ecologic Institut und BioConsult nahmen im Zeitraum von Februar bis März 2020 an verschiedenen Telefonkonferenzen zur Vorbereitung eines von der BLANO Arbeitsgruppe ‚Maßnahmen und Sozioökonomie‘ geplanten nationalen Maßnahmen-Workshops teil. Die Veranstaltung war für den 18. bis 20. März 2020 im Hamburg geplant, wurde jedoch am 16.3.2020 aufgrund der Corona-Krise abgesagt. Kurzfristig wurde ein virtueller Workshop anberaumt, der jedoch ebenfalls abgesagt werden musste. Daraufhin hat die Arbeitsgruppe Maßnahmen und Sozioökonomie im Rahmen der BLANO Themengruppen gebildet, die in Telefonkonferenzen die Bearbeitung der Maßnahmenlisten fortsetzten. Bei dieser individuellen Bearbeitung war das Projektteam jedoch nicht weiter involviert.

3.2.7 Unterstützung bei Organisation und Durchführung eines Verbände-Fachgesprächs im Oktober 2020 zur Aktualisierung des MSRL-Maßnahmenprogramms (Ecologic Institut)

Am 26.10.2020 veranstaltete die BLANO Arbeitsgruppe Maßnahmen und Sozioökonomie ein online Verbände-Fachgespräch "Aktualisierung MSRL-Maßnahmenprogramm" mit ca. 50 Teilnehmenden. Das Fachgespräch richtete sich sowohl an Nutzer- als auch an Schützerverbände im Bereich Nord- und Ostsee und diente dazu, Anregungen der Teilnehmenden in die Finalisierung der Maßnahmenplanung einfließen zu lassen. Ecologic Institut übernahm hierfür die organisatorische Vorbereitung und technische Durchführung der Online-Realisierung in enger Zusammenarbeit mit dem UBA. Dazu gehörte auch ein technischer Vorab-Testlauf mit dem internen Team (Referent*innen, Moderator*innen, Protokollant*innen), die Einrichtung von online Breakout-Groups und der technische Support während der Veranstaltung.

3.2.8 Infokampagne zu Umweltauswirkungen von UV-Filtern in Sonnenschutzcreme (AquaEcology)

Die Aktivität diente der Erarbeitung einer Informationskampagne „Sonnencreme – Schütze Dich und Deine Umwelt!“, um die Umsetzung der Maßnahme UZ2-06 (Bewusstseinsbildung zu Umweltauswirkungen von UV-Filtern in Sonnenschutzcreme) aus dem aktuellen MSRL-Maßnahmenprogramm Deutschlands zu unterstützen (siehe das Maßnahmenkennblatt in Anhang 1 zum MSRL-Maßnahmenprogramm 2022-2027).

Die Maßnahme zielt darauf ab, einen Beitrag dazu zu leisten, Schadstoffkonzentrationen in der Meeresumwelt und die daraus resultierenden Verschmutzungswirkungen zu reduzieren und auf einen guten Umweltzustand zurückzuführen.

Das Eincremen mit einem geeigneten Sonnenschutzmittel, das sowohl im UV-A als auch im UV-B Bereich schützt, verzögert das Auftreten eines Sonnenbrandes. Zudem belegen wissenschaftliche Studien, das Sonnenschutzmittel vorzeitige Hautalterung sowie einige Formen von Hautkrebs verhindern können. Für viele der häufig verwendeten UV-Filtersubstanzen gibt es jedoch Besorgnis hinsichtlich ihrer Umweltverträglichkeit, die auf einer möglichen schädlichen Hormonaktivität (endokriner Disruptor), Beständigkeit in der Umwelt (Persistenz) sowie Anreicherung in Organismen (Bioakkumulation) beruht. Denn jährlich werden insgesamt schätzungsweise rund 14.000 Tonnen Sonnencreme weltweit in die Meeresumwelt eingetragen.

Im Rahmen der Aktivität wurde eine Literaturrecherche zu den Inhaltsstoffen von Sonnencreme (UV-Filtern) durchgeführt. Diese Erkenntnisse sowie einfache Maßnahmen, um den Eintrag von UV-Filtersubstanzen in die Meeresumwelt zu reduzieren, wurden in einem Informationstext zusammengefasst sowie Inhalte für ein Plakat und einen Flyer für die Öffentlichkeitsinformation entworfen.

Die Ergebnisse liegen auf Fachebene den an der Maßnahme beteiligten BLANO-Partnern als Grundlage für die nächsten Umsetzungsschritte vor. Die Umsetzungsschritte werden jährlich im Maßnahmenkennblatt dokumentiert, aktualisiert und veröffentlicht (erstmalig 1. Halbjahr 2023: <https://mitglieder.meeresschutz.info/de/berichte/massnahmenprogramm-art-13.html?file=files/meeresschutz/berichte/art13-massnahmen/%C3%9Cbersichtsdatei%20Umsetzungsstand%20Ma%C3%9Fnahmenprogramm.pdf&cid=1412>).

3.2.9 Infokampagne Altmedikamente auf Kreuzfahrtschiffen (AquaEcology)

Die Aktivität diente der Erarbeitung einer Informationskampagne, um die Umsetzung der Maßnahme UZ2-05 (Infokampagne: Sachgerechte Entsorgung von Arzneimitteln – Schwerpunkt: Seeschiffe) aus dem aktuellen MSRL-Maßnahmenprogramm Deutschlands zu unterstützen (siehe das Maßnahmenkennblatt in [Anhang 1 zum MSRL-Maßnahmenprogramm 2022-2027](#)).

Die Maßnahme zielt darauf ab, einen Beitrag zu leisten, Schadstoffkonzentrationen in der Meeresumwelt und die daraus resultierenden Verschmutzungswirkungen zu reduzieren und auf einen guten Umweltzustand zurückzuführen.

Arzneimittel gehören zu den in der Meeresumwelt nachgewiesenen Schadstoffen. Unsachgemäße Entsorgung über die Toilette oder den Abfluss ist ein möglicher Eintragungsweg von Arzneimittelwirkstoffen in Flüsse, Meere und Grundwasser, denn Kläranlagen können die im Abwasser enthaltenen Rückstände nur zum Teil herausfiltern. Auch durch die unsachgemäße Entsorgung unverbrauchter Arzneimittel an Bord von Seeschiffen gelangen diese Stoffe ins Meer, können sich dort anreichern und somit langfristig Auswirkungen auf die Meeresorganismen und deren Lebensgemeinschaften haben.

Im Rahmen der Aktivität wurden hierzu Informationstexte für die relevanten Zielgruppen verfasst sowie Inhalte für eine Grafik in Form einer Postkarte entworfen.

Die Ergebnisse liegen auf Fachebene den an der Maßnahme beteiligten BLANO-Partnern als Grundlage für die nächsten Umsetzungsschritte vor. Die Umsetzungsschritte werden jährlich im Maßnahmenkennblatt dokumentiert, aktualisiert und veröffentlicht (erstmalig 1. Quartal 2023).

3.2.10 Prüfung der Konformität des Bergrechtsregimes und der Anforderungen der MSRL (AquaEcology)

Die Aktivität diente der Vorbereitung und Unterstützung für die Umsetzung von Maßnahme UZ4-06 (Prüfung der Konformität des Bergrechtsregimes und der Anforderungen der MSRL; ggf. Ableitung von Fach- und Handlungsvorschlägen) aus dem aktuellen MSRL-Maßnahmenprogramm Deutschlands (siehe das Maßnahmenkennblatt in [Anhang 1 zum MSRL-Maßnahmenprogramm 2022-2027](#)).

Die Aktivität besteht aus einer Vorstudie, um untersuchungsrelevante Fragestellungen zur MSRL-Konformität des Bergrechts für eine geplante Defizitanalyse zu schärfen. Der Fokus lag in der Sichtung von Materialien, um spezifische und praxisnahe Fragestellungen und erste Fallbeispiele zur weiteren Diskussion aufzuarbeiten.

Die Ergebnisse liegen auf Fachebene den an der Maßnahme beteiligten BLANO-Partnern als Grundlage für die nächsten Umsetzungsschritte vor. Die Umsetzungsschritte werden jährlich im Maßnahmenkennblatt dokumentiert, aktualisiert und veröffentlicht (erstmalig 1. Halbjahr 2023: <https://mitglieder.meeresschutz.info/de/berichte/massnahmenprogramm-art-13.html?file=files/meeresschutz/berichte/art13-massnahmen/%C3%9Cbersichtsdatei%20Umsetzungsstand%20Ma%C3%9Fnahmenprogramm.pdf&cid=1412>).

3.2.11 Fragebogenauswertung: Forschungs- und Monitoringaktivitäten zu Müll in Wasser und Boden (Ecologic Institut)

Grundlage ist eine Abfrage des UBA bei den EU-Mitgliedstaaten im Rahmen der EU-Wasserrahmenrichtlinien Arbeitsgruppe Ecological Status (ECOSTAT) zu laufenden und geplanten Forschungs- und Monitoringaktivitäten zu Müll im Grundwasser, in Flüssen, Seen, Übergangsgewässern, Küsten- und Meeresgewässer sowie im Boden. Ziel der Abfrage ist, eine stärkere Verzahnung der Bewirtschaftung der Flussgebietsgemeinschaften (WRRL) und der Meeresgewässer (MSRL) in Bezug auf Belastungen durch Müll zu ermöglichen.

Im Rahmen der Projekt-Aktivität wurden die Rückmeldungen der EU-Mitgliedstaaten in einem Bericht zusammengestellt und ausgewertet. Der Bericht gibt einen Überblick über die verschiedenen Aktivitäten, Forschungsstudien und Monitoringmaßnahmen der Mitgliedstaaten in Bezug auf Abfälle in Wasser und Böden. Die Fragen adressierten dabei u.a. den Kenntnisstand zu Micro-, Meso- und Makro-Müll. Die Aktivität unterstützte Konsultationsverfahren im Rahmen von ECOSTAT und daraus resultierende Anpassungen und Konsolidierungen der Datenzusammenstellung und -auswertung.

Die finalen Ergebnisse wurden ECOSTAT durch das UBA in der Frühjahrssitzung vorgelegt (<https://circabc.europa.eu/ui/group/9ab5926d-bed4-4322-9aa7-9964bbe8312d/library/5fcb3d2e-7bc7-49da-8fef-db423f209108/details>). Nach Konsolidierung durch ECOSTAT werden die Ergebnisse durch das UBA veröffentlicht und unter anderem der EU-Meeressstrategie-Rahmenrichtlinien Arbeitsgruppe Good Environmental Status (GES) vorgelegt, so dass die EU-Mitgliedstaaten weitere Schritte zur WRRL-MSRL- Koordinierung und Zusammenarbeit zum Thema eruieren können.

3.2.12 HELCOM / Umsetzung Ostsee-Aktionsplan (Eutrophierung) (AquaEcology)

Im Rahmen der Projekt-Aktivität wurden Vorarbeiten für ein UBA-Folgevorhaben zur Eutrophierungsbewertung in den regionalen Übereinkommen geleistet, die auf die Umsetzung des HELCOM Ostsee-Aktionsplans, Prognosen der Zielerreichung und mögliche Hindernisse abzielen. Es erfolgten konkrete Zuarbeiten für die HELCOM PRESSURE, PLC und EG RedCore Gruppen zur Abschätzung, ob die im Ostseeaktionsplan 2021 vereinbarten Reduktionsziele für Gesamtstickstoff und Gesamtphosphor bis 2030 erreicht werden können. Dafür wurden Prognosen nach unterschiedlichen Methoden schwerpunktmäßig für das zentrale Ostsee-Becken (Baltic Proper) berechnet, die den Verlauf der Nährstoffkonzentrationen der verschiedenen angrenzenden Länder seit 1997 zeigen und Aussagen zur Erreichung der länderspezifischen Reduktionsziele (NICs) bis 2030 erlauben. Recherchen zur Identifikation von Implementierungshindernissen und Vorschläge zu einer möglichen Überwindung gehörten ebenfalls zu den Bearbeitungen. Die Ergebnisse dieser Analysen wurden bei HELCOM in mehreren Meetings der PLC- und RedCore-Gruppe vorgestellt und diskutiert. Sie stellen die Grundlage für weitere Bearbeitungen dar, die in einem Arbeitspaket eines UBA-Folgeprojekts zur Unterstützung der Implementierung des HELCOM Ostseeaktionsplans fortgeführt werden

und auch bei einem vom UBA ausgerichteten HELCOM PLC-Workshop im November 2022 in Berlin vorgestellt wurden.

4 Arbeitspaket 4: Öffentlichkeitsarbeit und Berichterstattung

Innerhalb des Arbeitspaketes wurden vom Ecologic Institut folgende Produkte erstellt:

- ▶ 1 Flyer, 6-seitig im UBA-Design, "Gemeinsam für eine gesunde Ostsee! Der Aktionsplan der Helsinki-Kommission". Für den Flyer hat das Ecologic Institut das Layout erstellt, beim Verfassen von Texten unterstützt und die Texte redigiert. Der Flyer wurde ebenfalls in einer englischen Version erstellt; die Übersetzung wurde vom Auftraggeber zur Verfügung gestellt.

Der Flyer dient als Abschlussbroschüre für den deutschen Vorsitz von HELCOM 2020-2022 und ist auf den HELCOM- und UBA-Webseiten eingestellt:

https://helcom.fi/wp-content/uploads/2022/07/HELCOM_Flyer_220628_EN_ONLINE-1.pdf

<https://www.umweltbundesamt.de/publikationen/gemeinsam-fuer-eine-gesunde-ostsee>

- ▶ Graphische Umsetzung der durch Aktivität 3.2.8 erstellten Inhalte: 1 Plakat, DIN A2 "Sonnencreme - Schütze Dich und Deine Umwelt!" Aufgaben: Layout und Illustration sowie 1 Flyer, DINlang Vor- und Rückseite mit dem gleichen Titel und Text, Aufgaben: Layout und Illustration.
- ▶ Graphische Umsetzung der durch Aktivität 3.2.9 erstellten Inhalte: 1 Infokarte, 'Entsorgung von Arzneimitteln' DIN A6, Aufgaben: Layout und Illustration.
- ▶ Arbeiten zu einem Kurzfilm über Geisternetze wurden begonnen, konnten jedoch einvernehmlich mit dem Auftraggeber im Rahmen des Projekts nicht zu Ende geführt werden. Es wurden ein Skript sowie erste Interviews und Filmaufnahmen erstellt; sie leisten einen Beitrag zu der vom Auftraggeber für einen späteren Zeitpunkt geplanten Realisierung des Kurzfilms.

A Anhang 1

Sauerstoff im Bodenwasser flacher Meeresgebiete als ein Kriterium für den guten Umweltzustand der westlichen Ostsee

Leibniz-Institut für Ostseeforschung Warnemünde (IOW)

Dr. Joachim Kuss, Prof. Dr. Detlef Schulz-Bull

Fachbegleitung: Wera Leujak (UBA)

Ansprechpartner beim Auftragnehmer für den Sauerstoffindikator: Prof. Dr. Detlef Schulz-Bull (IOW) und Thomas Raabe (AquaEcology)

A.1 Einleitung

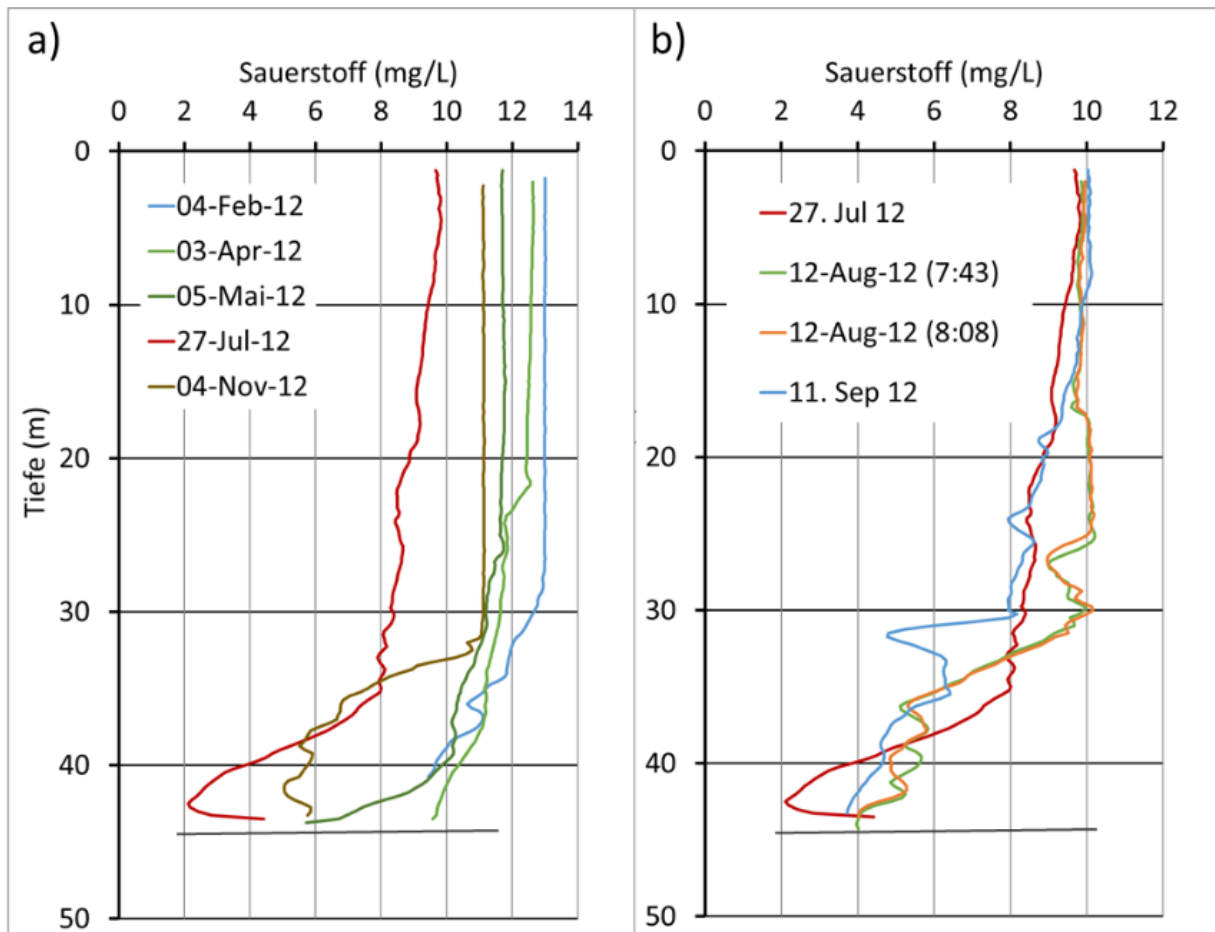
Sauerstoff entsteht im lichtdurchfluteten oberen Bereich der Meere durch Photosynthese unter Verwendung von Kohlendioxid, anorganischen Nährstoffen und eventuell Luftstickstoff (Cyanobakterien) beim Aufbau von Biomasse durch Primärproduzenten. Mikrobielle Abbauprozesse des abgestorbenen organischen Materials aus dem Oberflächenwasser im tiefen Wasser und im Bodenbereich der Meere verbrauchen Sauerstoff und setzen die Nährstoffe und den anorganischen Kohlenstoff wieder frei. Da die tieferen Wasserschichten von Gasaustauschprozessen im Oberflächenbereich meist durch Temperatur- und Salzsprungschichten abgetrennt sind, verarmt das Wasser hier an Sauerstoff. Dieser Prozess wird durch vom Menschen verursachte Eutrophierung verstärkt. Hypoxie, also der Mangel an Sauerstoff, kann schwere Schäden am Benthosökosystem verursachen. Die Ostsee weist als Brackwassermeer, welches sowohl von dem Einstrom salzreichen Wassers aus der Nordsee als auch durch ein gewaltiges Süßwassereinzugsgebiet geprägt ist, zu der sommerlichen Thermokline häufig eine Halokline auf. Damit ist der Bodenbereich auch in Meeresgebieten, die flacher sind als etwa 60 m Wassertiefe, anfällig für Hypoxie, obwohl diese noch keine permanente Halokline aufweisen, die unterhalb von ca. 70-80 m Tiefe liegt. Da diese Gebiete mehr als 60% der Fläche der Ostsee ausmachen, ist es geboten, auch diese bezüglich der Sauerstoffsituation angemessen zu überwachen und zu bewerten. Sauerstoffmangel im flachen Bereich stellt grundsätzlich ein saisonales Phänomen dar, so dass man einen unkritischen und einen kritischen Zeitraum unterscheidet (Swedish Environmental Protection Agency-Naturvårdsverket, 2007). Der unkritische Zeitraum umfasst die Monate Januar bis Mai, in dem aufgrund von natürlichen Gegebenheiten, für eine Belüftung des Bodenwassers gesorgt ist. Eine niedrige Temperatur des Oberflächenwassers und häufig stärkere Winde gewährleisten eine bessere Löslichkeit von Sauerstoff sowie eine besonders tiefe Durchmischung der Wassersäule. Die Zeitspanne Juni bis Dezember wird dagegen als kritisch eingestuft. In dieser Zeit des Jahres entsteht in der Regel eine stabile Thermokline neben der oft ausgeprägten Halokline, womit eine Einmischung von sauerstoffreichem Oberflächenwasser in das Bodenwasser verhindert ist. Dazu kommt noch die verstärkte Anreicherung von organischem Material am Boden, das aus der Frühjahrs- und Sommerblüte stammt und nach dem Absterben der Blüten auf den Boden abgesunken ist. Damit kann die Konzentration von Sauerstoff im Bodenwasser in der zweiten Jahreshälfte stark abfallen, und das Leben der weniger mobilen, wirbellosen Organismen am Boden bedrohen, was diesen Zeitraum für das Ökosystem kritisch macht.

A.2 IOW-seitig durchgeführte schiffs- und plattformgestützte Sauerstoffmessungen

Grundlage des hydrographisch-hydrochemischen Standard-Messprogramms des Leibniz-Instituts für Ostseeforschung Warnemünde (IOW) sind die Richtlinien der HELCOM für die Überwachung der Ostsee im Rahmen des COMBINE-Programms (HELCOM, 2000). Fünf Ausfahrten im Jahr werden seit 10 Jahren in der Regel mit dem Forschungsschiff "Elisabeth Mann Borgese", davor z.B. mit F/S „Prof. Albrecht Penck“, F/S „Alkor“, F/S „Gauss“, F/S „A. v. Humboldt“, im Februar, März, Mai, Juli/August und im Oktober/November durchgeführt. Diese Fahrten dienen auch der Entnahme der Wasserproben zur Sauerstoffbestimmung nach der Winkler Methode und der Aufzeichnung von Sauerstoffsensormesswerten, die während der CTD-Profilen gewonnen werden. Dabei wird der Zeitraum von etwa Mitte August bis Mitte Oktober, der als besonders kritisch für die Sauerstoffsituation im Bodenwasser angesehen wird, kaum erfasst. Die Sensormessungen erfolgen stets mit einem doppelten Satz an Sensoren, die auch unabhängig voneinander über zwei getrennte Pumpsysteme mit Wasser versorgt werden. Sauerstoffmessungen mit Sensoren werden anhand von Proben aus einem möglichst

homogenen Wasserkörper, die in einem definierten Zeitschema entnommen und nach Winkler analysiert wurden, validiert.

Abbildung 1 Abnahme der Sauerstoffkonzentration mit der Tiefe



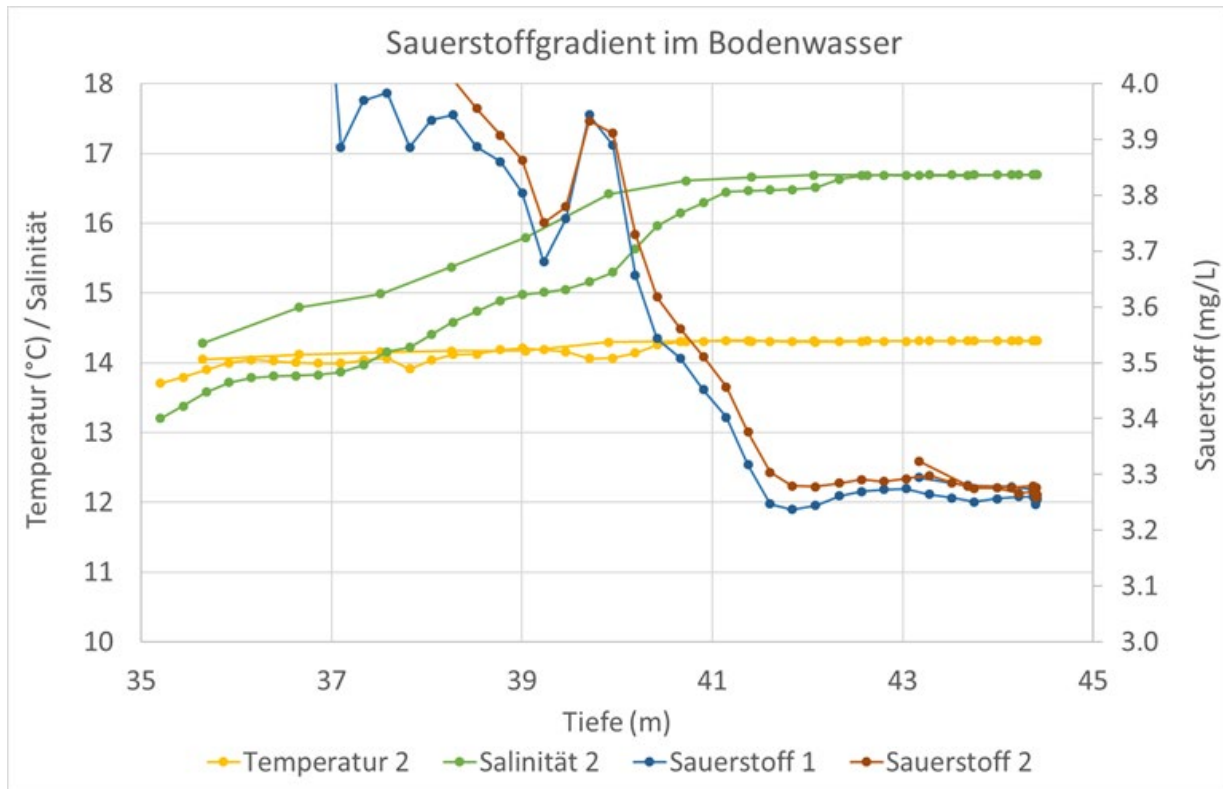
Die Abnahme der Sauerstoffkonzentration mit der Tiefe ist für die Monate Feb., Apr., Mai, Juli und November 2012 gezeigt. Die Profile sind entsprechend der jahreszeitlichen Wassertemperatur parallel verschoben, mit den niedrigsten Sauerstoffwerten im Sommer. Die Feinstruktur der Profile ist unterhalb der durchmischten Oberflächenschicht ungleichmäßig.

Quelle: eigene Darstellung, IOW

Für die Beprobung des Bodenwassers ist die auf der F/S "Elisabeth Mann Borgese" installierte Hubkompensation der CTD-Winde von Bedeutung (seit 2014), da sie auch bei ungünstigen Wetterverhältnissen mit Seegang, ein ungestörtes Annähern der CTD Sonde bis auf ca. 30 cm - unter ergänzender Videoüberwachung - zum Meeresboden erlaubt. Die Schiffsbewegung wird durch Einholen und Abspulen des Kabels mit diesem System so ausgeglichen, dass die Sonde im Wasser völlig ruhig hängt und nicht durch Schaukelbewegung des Schiffes vom Kran hochgerissen und wieder freigegeben wird. Die Aufzeichnung eines Profils in Bodennähe zeigt die ungestörte Annäherung an den Meeresboden (Abbildung 2, Abbildung 3). Zwischen 41.5 m und 43.5 m bleiben die aufgezeichneten Werte von Temperatur, Salzgehalt und Sauerstoff in etwa stabil, was auf eine homogene Bodenreibungsschicht in dem Tiefenintervall hindeutet (Abbildung 2). In Abbildung 3 sind dieselben Sauerstoffdaten nicht gegen die Tiefe, sondern von 3.0 bis 4.0 mg/L auf 3.2 bis 3.4 mg/L gespreizt, gegen die Zeit aufgetragen. Es ist aus dem

Plateau der schwarzen Linie, welche die Tiefe des CTD-Rosettensystems wiedergibt, ersichtlich, dass die Sonde sehr stabil über dem Boden hängt. Danach wird die Sonde üblicherweise etwas schneller wieder eingeholt – steilerer Verlauf nach dem Plateau gegenüber vor dem Plateau – da die Messungen beendet wurden.

Abbildung 2 Sauerstoffgradient im Bodenwasser

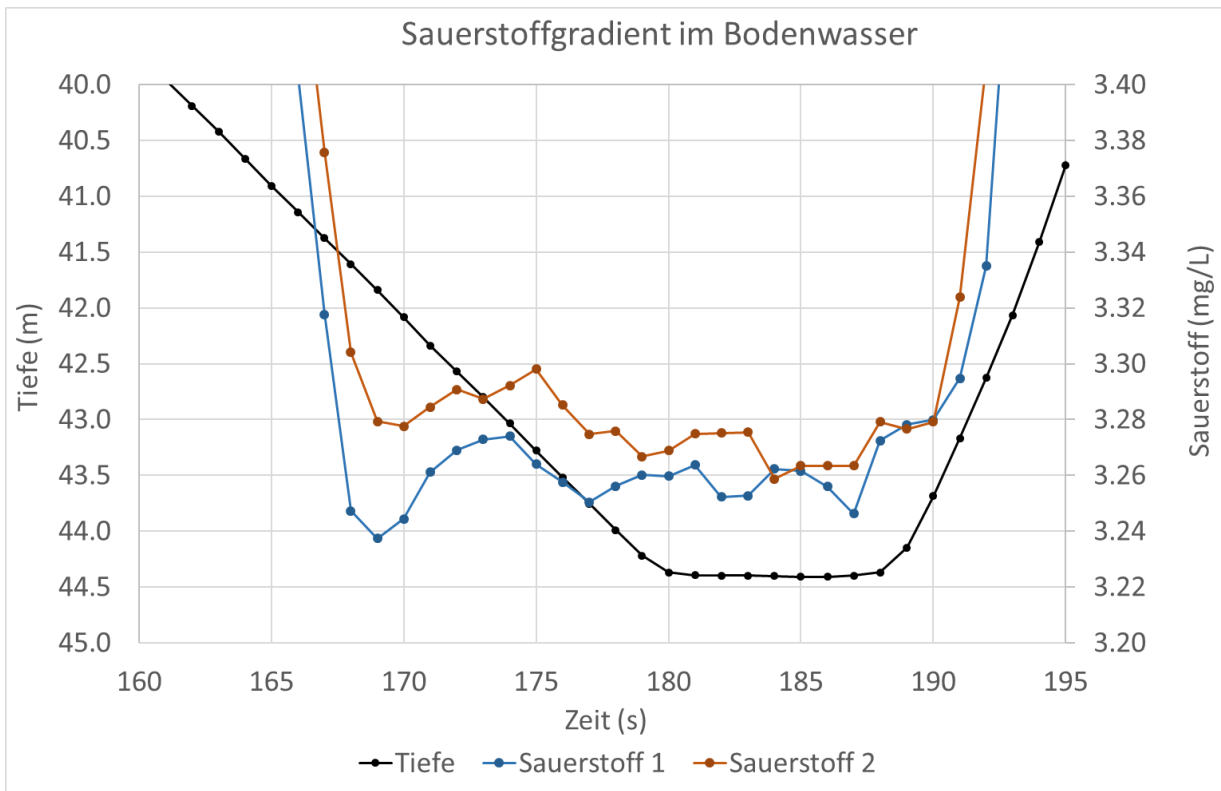


Darstellung des Sauerstoffgradienten in Bodennähe mit Doppel-Sensorik (braun und blau) im Vergleich zum Salzgehalt (grün) und der Temperatur (gelb) unter Einsatz der Hubkompensation – zunehmende Tiefe nach rechts.

Quelle: eigene Darstellung, IOW

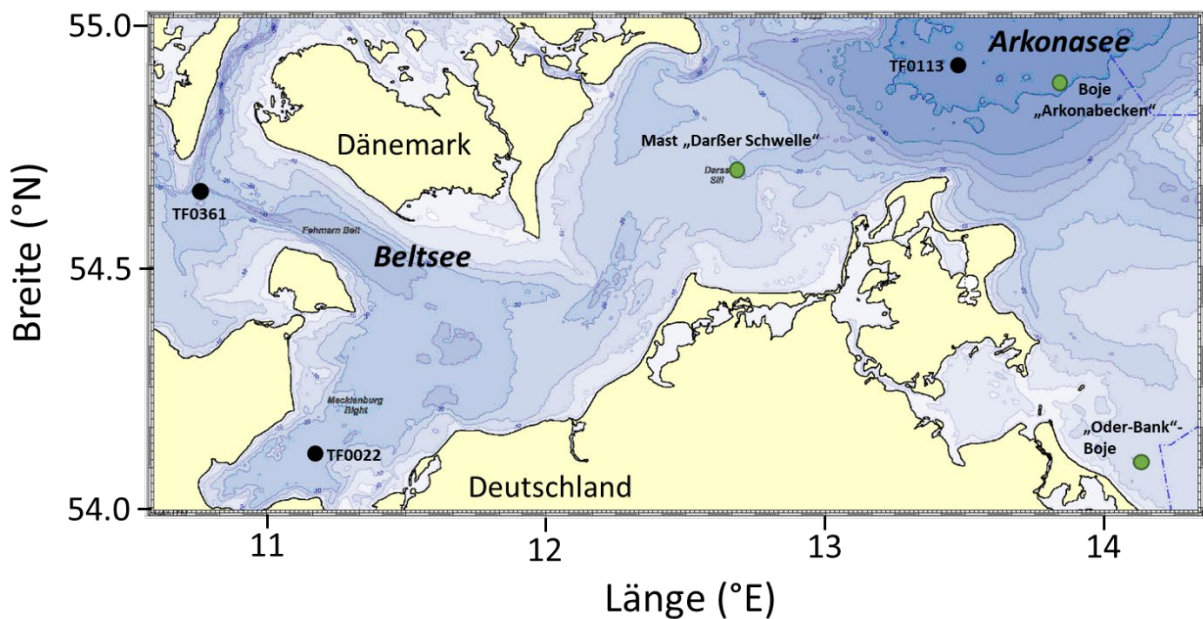
Diese schiffsgebundenen Untersuchungen werden durch quasi kontinuierliche Messungen an drei autonomen Stationen (Abbildung 4) des deutschen Umweltüberwachungs-Messnetzes MARNET im Oberflächen- und Tiefenwasser ergänzt (Naumann et al., 2018; Nausch et al., 2014). Die Station „Darßer Schwelle“ wurde 1993 in das Überwachungsnetz mit aufgenommen. Die neu konstruierte Halbttaucher Messboje „Arkona Becken“ wurde im September 2002 in Betrieb genommen. Die Station Oder-Bank befindet sich seit Anfang 1996 im operationellen Einsatz (Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie, 2020). Neben meteorologischen Parametern werden an diesen Stationen die Wassertemperatur und der Salzgehalt sowie die Sauerstoffkonzentration in verschiedenen Tiefen registriert. Am Messmast „Darßer Schwelle“ werden Temperatur und Salzgehalt in 6 Tiefenniveaus sowie Sauerstoff in zwei Tiefen mit Sensoren aufgezeichnet, an der Station „Arkonabecken“, Temperatur sowie der Salzgehalt in 8 und Sauerstoff in 2 Tiefenniveaus und an der Diskus Messboje „Oder-Bank“, Temperatur, Salzgehalt und Sauerstoff in zwei Tiefenniveaus. Dabei werden auf der Basis von 10-minütigen Messwerten Stundenmittel telemetrisch über den Wettersatelliten „METEOSAT“ an die Datenbank des BSH übertragen (Krüger, 2000; Krüger et al., 1998).

Abbildung 3 Änderung der Sauerstoffkonzentration



Stark gespreizte Darstellung der Änderung der Sauerstoffkonzentration mit Doppel-Sensorik (braun und blau) bei der Annäherung der CTD zum Boden (schwarz) unter Einsatz der Hubkompensation – zeitlicher Ablauf von links nach rechts.
Quelle: eigene Darstellung, IOW

Abbildung 4 Übersichtskarte der MARNET-Stationen

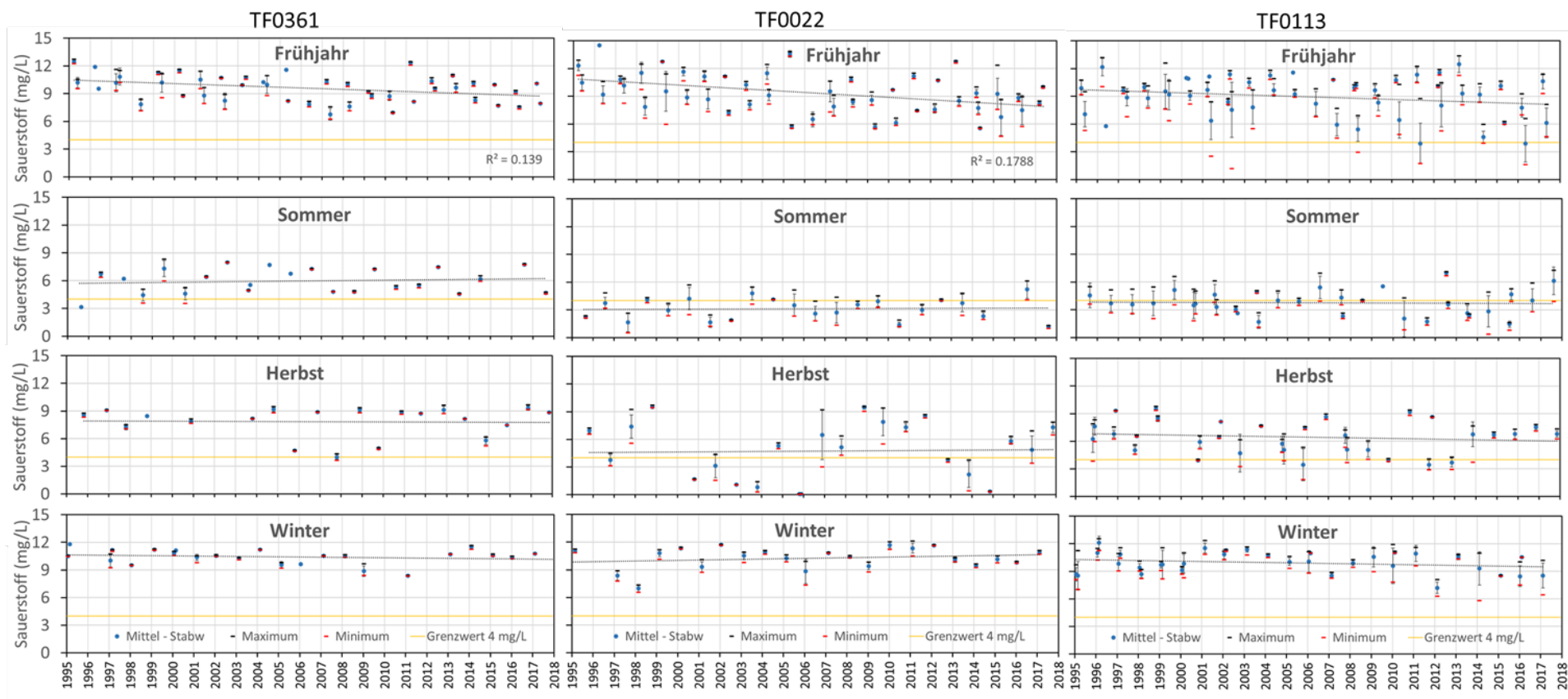


Übersichtskarte der MARNET-Stationen (grüne Punkte) Mast „Darßer Schwelle“, Halbtaucher Boje „Arkonabecken“, der Diskusboje „Oder-Bank“ und der ausgewählten Monitoring-Stationen (schwarze Punkte) TF0361 in der Kieler Bucht, TF0022 in der Lübecker Bucht (westliche Mecklenburger Bucht) und der TF0113 in der zentralen Arkonasee.
Quelle: eigene Darstellung, IOW

A.3 Langzeitserie der Bodensauerstoffkonzentrationen an ausgewählten Stationen in der westlichen Ostsee

Um die zeitliche Entwicklung der Sauerstoffkonzentration in den letzten beiden Dekaden darzustellen, wurden die erhobenen Sauerstoffmesswerte für drei Stationen mit Hilfe des Recherche-Tools „Odin2“ aus der IOW Datenbank extrahiert (Leibniz Institute for Baltic Sea Research Warnemünde, 2021). Die Werte der Sauerstoffkonzentration wurden auf den regulären Monitoring-Ausfahrten an den Stationen in der Kieler Bucht (TF0361), der Lübecker Bucht (TF0022), und in der zentralen Arkonasee (TF0113) gemessen. Um die interannuelle Entwicklung sichtbar zu machen, wurde die dominierende saisonale Veränderung durch eine Trennung nach Jahreszeiten unterdrückt. So ergibt sich, dass im Frühjahr im Wesentlichen Daten aus dem März und Mai, im Sommer vom Juli, August, im Herbst aus dem Oktober, November und im Winter Daten der Ausfahrten im Januar und Februar den Diagrammen in Abbildung 5 zugrunde liegen. Die temperaturkontrollierte Sauerstoffkonzentration im Oberflächenwasser ist nicht dargestellt, da keine biogeochemische Aussage abzuleiten ist. Die Sauerstoffkonzentrationen des Bodenwassers entstammen sowohl validierten Sensordaten in einer vertikalen Auflösung von etwa einem Meter als auch Winkler Titrationen in der größten Tiefe und auch eventuell von einer üblicherweise beprobten 10-m-Stufe oberhalb. Als Bodenwasser wurde der Tiefenbereich 43.0 m bis 46.7 m (853 Datenpunkte) auf der TF0113, 19.1 m – 23.0 m (n=547) auf der TF0022 und 20.1 m bis 24.5 (n=370) auf der TF0361 festgelegt. Die größte Variabilität ist im Frühjahr zu beobachten, auf der Station in der Kieler Bucht findet man Sauerstoffkonzentrationen von etwa 6-12 mg/L, auf der in der Lübecker Bucht von 5-15 mg/L und im zentralen Arkonabecken von 12-4 mg/L. Das liegt auch daran, dass im Frühjahr immer 2 verschiedene Monate, März und Mai, einfließen, wobei im Sommer, Herbst und Winter jeweils nur eine Messkampagne in den genannten Monaten stattfindet. Im Frühjahr ist der Trend von abnehmendem Sauerstoff im Bodenwasser der Lübecker Bucht auf hohem Niveau signifikant (> 99%) und für die Kieler Bucht immer noch auf einem Niveau von >95% signifikant. Die Entwicklung muss nicht zwangsläufig mit Eutrophierung zusammenhängen, da diese nur im Frühjahr zu beobachten ist, sondern kann auch auf klimatischen Veränderungen beruhen, wie z.B. einer früheren Erwärmung des Wasserkörpers in den letzten Jahren. Im Sommer liegen die Konzentrationen von Sauerstoff auf den Stationen im Mittel bei etwa 6 mg/L in der Kieler Bucht, bei 3 mg/L in der Lübecker Bucht und bei 4 mg/L in der zentralen Arkonasee. Zum Herbst steigt die Konzentration von Sauerstoff wieder auf 8, 4.5 bzw. auf 6 mg/L an. Im Winter wird das Maximum erreicht von im Mittel etwa 10 mg/L - im Frühjahr liegt das Mittel bei etwa 9 mg/L. In den kritischen Jahreszeiten Sommer und Herbst werden dagegen keine signifikanten Trends beobachtet. Dieses Ergebnis muss aber mit Vorsicht betrachtet werden, da keine Aussage über den Zeitraum Mitte August bis Mitte Oktober aufgrund von fehlenden Daten möglich ist. So liefern die Ausfahrten keine Information über diese Kernzeit der kritischen Phase.

Abbildung 5 Entwicklung der Sauerstoffkonzentration von 1995-2017

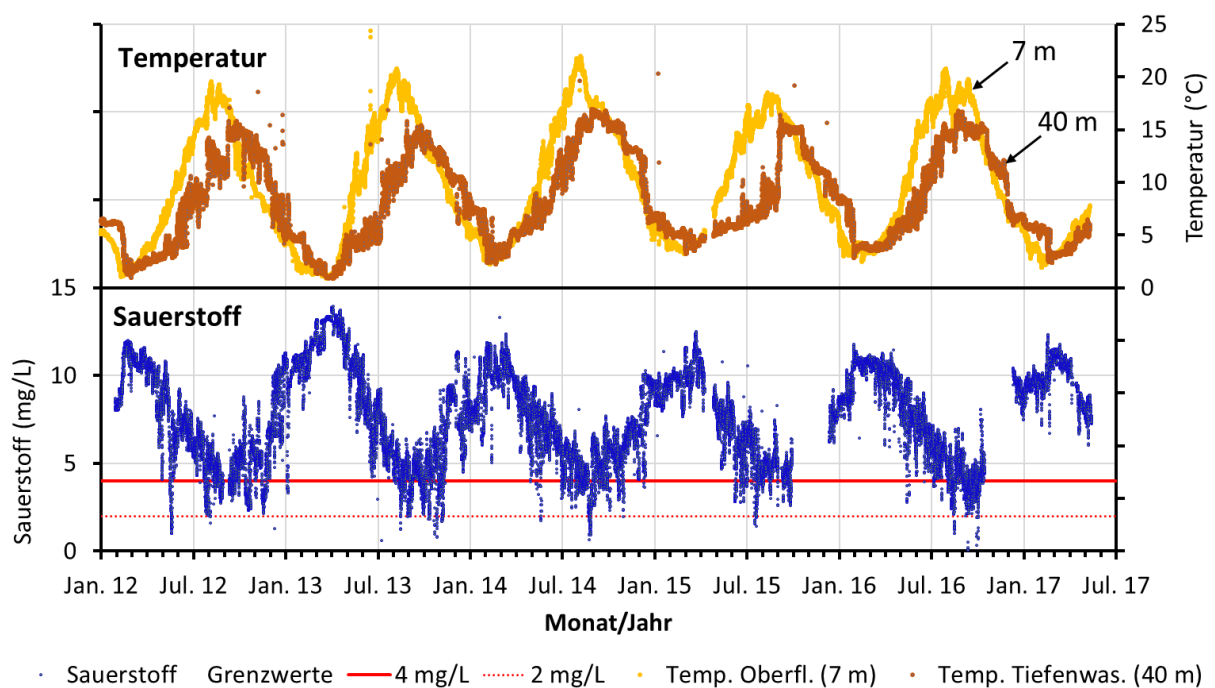


Entwicklung der Sauerstoffkonzentration von 1995-2017 im Bodenwasser der Stationen TF0361 (Kieler Bucht), TF0022 (Lübecker Bucht) und TF0113 (zentrale Arkanosee); die Werte sind auf den Monitoring-Fahrten gemessen und monatlich gemittelt worden, die entsprechenden Ausgleichsgeraden sind gepunktet dargestellt und nur für das Frühjahr auf der TF0361 und TF0022 signifikant.
 Quelle: Eigene Darstellung, IOW

A.3.1 Stündliche Sauerstoffwerte von der Messplattform MARNET „Arkonabecken“

Für die Erfassung der Sauerstoffkonzentration im Bodenwasser werden die Daten der **Halbtaucher Messboje „Arkonabecken“** als besonders aussagekräftig eingeschätzt, da der Geräteträger in einem relativ großen und ebenen Becken installiert ist und damit verspricht, repräsentativ zu sein (Abbildung 4). Das Arkonabecken weist aufgrund seiner Lage nach dem Nadelöhr Beltsee mit der Drogden Schwelle im Norden und der Darßer Schwelle im Westen sowie dem Übergang zum Bornholmbecken über das Bornholmsgat im Nordosten, eine dynamische Hydrographie durch Ein- und Ausstrom von Wasser auf, zeigt aber auch eine andauernde Salz- und eine saisonale Temperaturschichtung. Auch findet am Meeresboden des Beckens die Akkumulation von organischem Material statt. Die Folge sind Sauerstoff-Zehrungsprozesse im Bodenbereich, die Hypoxie verursachen können. Insofern dienen die kontinuierlichen Messungen von Sauerstoff in 40 m Tiefe an der Station „Arkonabecken“ als ein zuverlässiges Überwachungsinstrument für den Sauerstoffstatus in der Arkonasee.

Abbildung 6 Jahresverlauf der Sauerstoffkonzentration



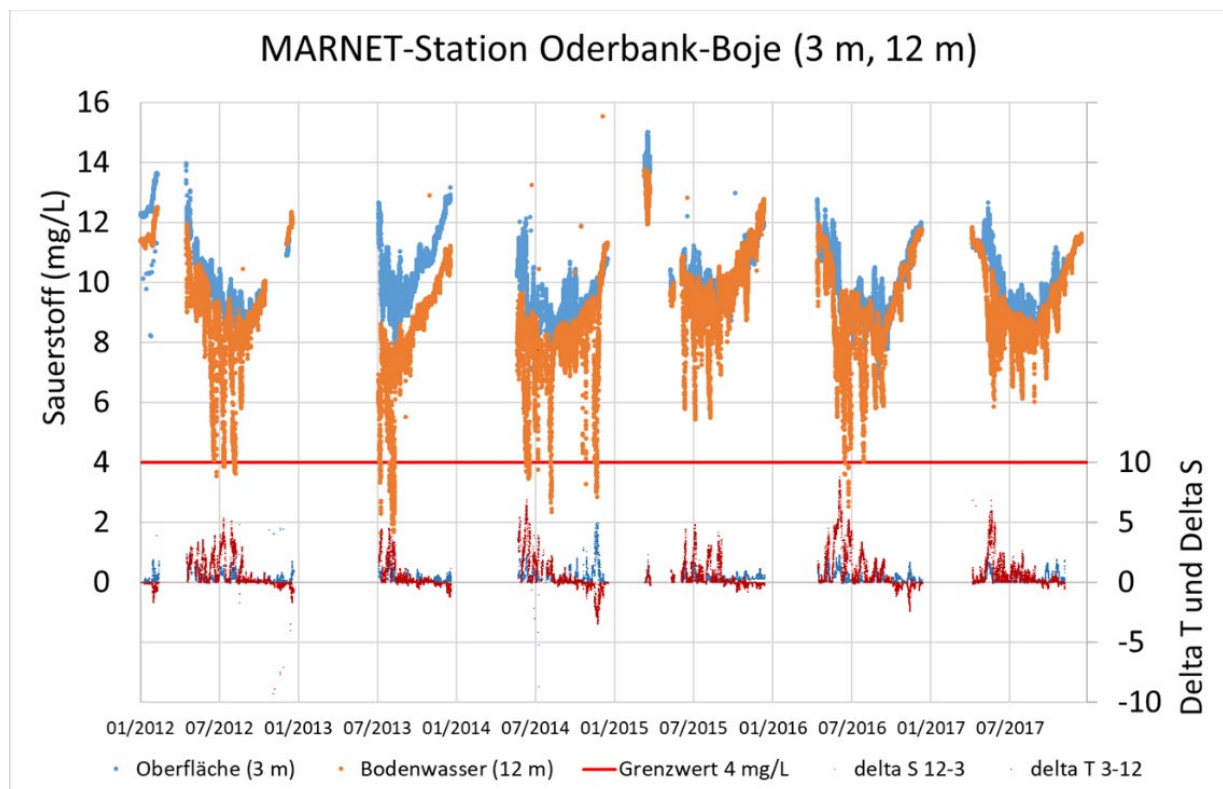
Jahresverlauf der Sauerstoffkonzentration an der Messplattform MARNET „Arkonabecken“ in 40 m Tiefe von Januar 2012 bis Juli 2017 (blaue Punkte) im Vergleich zur Entwicklung der Temperatur in 7 m und 40 m Tiefe (oberer Teil); die rote durchgezogene Linie gibt den Sauerstoffgrenzwert von 4 mg/L, die gepunktete rote Linie den Wert von 2 mg/L an.
Quelle: eigene Darstellung, IOW

Es zeigt sich, dass die dominierenden saisonalen Veränderungen der Konzentration von Sauerstoff im unteren Messniveau mit der Entwicklung der Thermoklinen, erkennbar am Temperaturunterschied zwischen dem 7 m- und dem 40 m Niveau, zusammenhängen (Abbildung 6). Dabei fällt sowohl eine interannuelle Veränderung als auch eine kurzzeitige Variabilität der Sauerstoffkonzentration im Bodenbereich von wenigen Tagen bis zu einigen Stunden auf.

A.3.2 Sauerstoffmessungen an den MARNET Geräteträgern „Darßer Schwelle“ und „Oder-Bank“

Der Messmast „Darßer Schwelle“ ist östlich des Sattelpunktes zwischen der Beltsee und dem Arkonabecken bei einer Wassertiefe von ca. 21 m installiert (Abbildung 4). Die Einrichtung erfolgte, um die starke hydrographische Dynamik zwischen der Belt- und der Arkonasee zu erfassen, aber für den Zweck den Bodensauerstoff zu dokumentieren wird der Wert als zu unspezifisch eingeschätzt. Wechselnde Wind, Wasserstands- und Dichteunterschied getriebene Ein- und Ausstromvorgänge führen zu einer Durchmischung des untersten Teils der Wassersäule, so dass die Aussagekraft der Sauerstoffkonzentration im untersten Messniveau als „Bodenwasser“ bei einer Wassertiefe von 21 m hier beschränkt ist.

Abbildung 7 Registrierung der Sauerstoffkonzentration an der Oder-Bank



Registrierung der Sauerstoffkonzentration an der „Oder-Bank“-Boje in 3 m (hellblau) und 12 m Tiefe (orange); die rote Linie zeigt den Grenzwert von 4 mg/L an; anhand von blauen und roten Punkten sind die Salzgehalts- und Temperaturdifferenzen zwischen dem oberen und unteren Messniveau so eingetragen, dass positive Werte bezüglich des entsprechenden Parameters die stabile Schichtung der Wassersäule anzeigen. Im Winter musste die Boje in jedem Jahr aufgrund von möglichem Eisgang eingeholt werden.

Quelle: eigene Darstellung, IOW

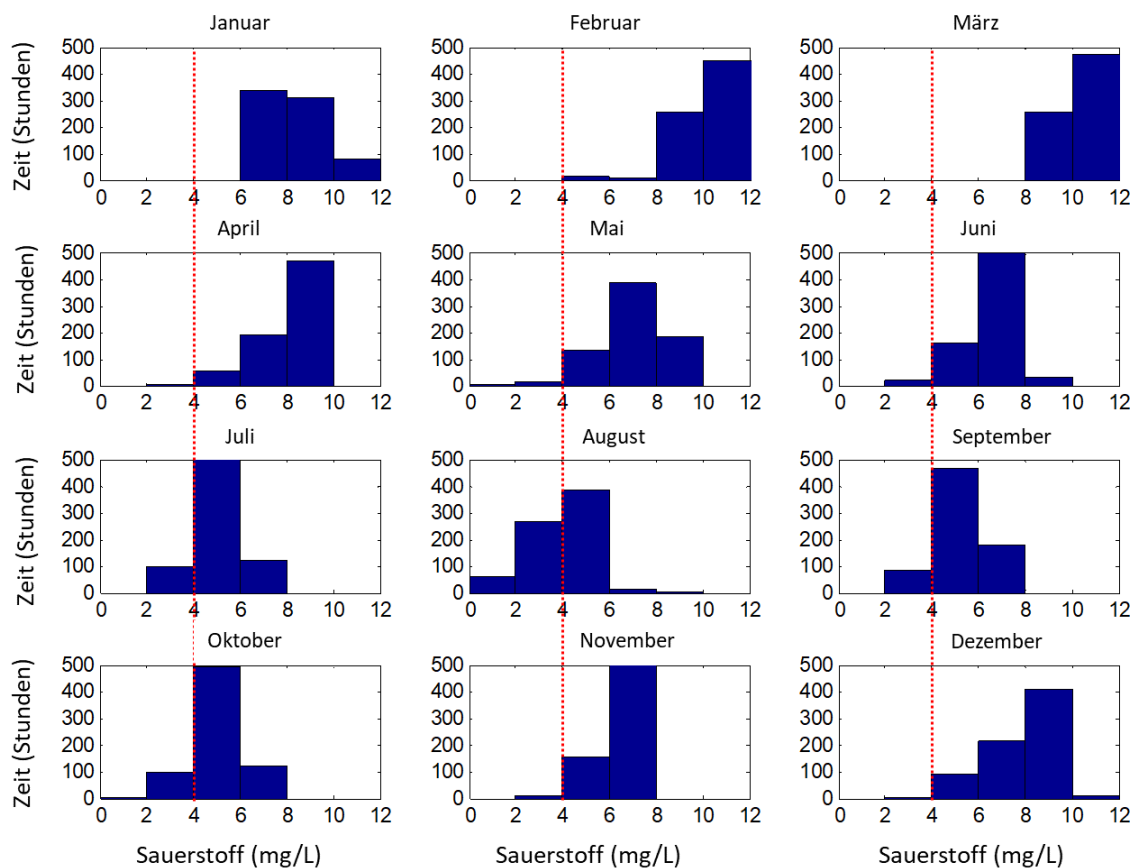
Im Bereich der Messboje „Oder-Bank“ traten, trotz der noch geringeren Wassertiefe von etwa 14 m, episodische Salz- und saisonale Temperaturschichtungen auf mit durchaus niedrigen Sauerstoffwerten in der Messtiefe von 12 m (Abbildung 6), die auch aussagekräftig für den Bereich Pommern Bucht erscheinen. Die in der Abbildung 6 erkennbaren größeren Datenlücken entstanden, da die Messboje in jedem Winter in den Hafen geschleppt wurde, um diese vor häufig auftretendem Eisgang im Bereich des Oderausstroms zu schützen. Die beide Sensoren in 3 m und 12 m Tiefe lieferten jeweils über 30.000 stündliche Messwerte im Zeitraum Januar 2012

bis Dezember 2017. Die Sauerstoffkonzentrationen im Oberflächenwasser lagen in der Regel höher als die im Bereich des Bodenwassers. So zeigte der Sensor im Oberflächenwasser eine mittlere Sauerstoffkonzentration von 10.0 mg/L bei einer entsprechenden Sättigung von etwa 100%, und ein Minimum von 6.8 mg/L, 65% Sättigung. Demgegenüber wies der Sensor im Bereich des Bodenwassers eine mittlere Konzentration von 9.0 mg/L Sauerstoff entsprechend etwa 90% Sättigung und ein Minimum von 1.7 mg/L Sauerstoff - etwa 18% Sättigung - auf.

A.3.3 Auswertung der Sauerstoffmessung im Bodenwasser an der Boje „Arkonabecken“ über ein Jahr

Als Beispiel ist das Jahr 2014 der hoch aufgelösten Sauerstoff-Messreihe im Arkonabecken (Abbildung 5) für eine weitergehende Auswertung ausgewählt worden. Die stündlichen Sauerstoffmesswerte aus dem 40 m Tiefenniveau wurden nach Monaten getrennt in die Konzentrationsintervalle 0-2, 2-4, 4-6 ... 10-12 mg/L Sauerstoff eingeteilt und aufsummiert (Abbildung 7), wobei die Intervallgrenzen 2, 4, 6 mg/L jeweils häufig verwendete Schwellenwerte für Hypoxie darstellen und auch eine Abstufung der Schadwirkung auf das Benthos-Ökosystem darstellen.

Abbildung 8 Zeitliche Aufsummierung der Messwerte von Abbildung 5



Zeitliche Aufsummierung der Messwerte von Abbildung 5 für das Jahr 2014 als Beispiel; die Sauerstoffwerte aus 40 m Tiefe von der Boje „Arkonabecken“ wurden nach Monaten und Konzentrationsbereichen mit einer Breite von 2 mg/L eingeteilt und aufsummiert; die rot gepunktete Linie zeigt den Grenzwert 4 mg/L an.

Quelle: eigene Darstellung, IOW

In dem Zeitraum von Januar bis April ergab sich nur eine Stunde im Intervall 2-4 mg/L. Im Mai waren es 5 bzw. 17 Stunden und im Juni 0 bzw. 20 Stunden in den Intervallen 0-2 und 2-4 mg/L Sauerstoff. Im Juli 2014 erreichte die Summe bereits ca. 100 Stunden zwischen 2 und 4 mg/L. In dem folgenden Monat August verschärfte sich die Sauerstoffsituation im Bereich des Bodenwassers weiter und lag bei etwa 270 Stunden im Intervall 2-4 mg/L und bei aufsummierten 60 Stunden im Intervall 0-2 mg/L. Im Zeitraum September/Okttober verbesserte sich die Situation mit jeweils 80-100 Std. zwischen 2 und 4 mg/L Sauerstoff schon deutlich. November und Dezember waren dann wieder im Wesentlichen frei von hypoxischen Ereignissen.

Über den betroffenen Tiefenbereich - unterhalb von 40 m - lässt sich auch eine räumliche Abschätzung der betroffenen Fläche durchführen (Abbildung 4). Zu diesem Zweck wäre natürlich die Einbeziehung mehrerer entfernter Stationen - auch aus anderen Hoheitsgebieten - mit hoch aufgelösten Sauerstoffmessungen hilfreich, um die räumliche Ausdehnung des Bodenwasserkörpers und damit die betroffene Fläche besser zu erfassen (Kuss et al., submitted 2020). Anhand festgelegter räumlicher und zeitlicher Schwellenwerte ließe sich aus den aufsummierten Expositionszeiten der Zustand des Meeresgebiets dann bewerten. Nach dem schwedischen Vorbild kann auch ein detailliertes Bewertungssystem für den Status des Meeresgebietes ausgearbeitet werden: „sehr gut“, „gut“, „mäßig“, „unbefriedigend“ und „schlecht“.

A.3.4 Nationale Ansätze zur Bewertung von Sauerstoff

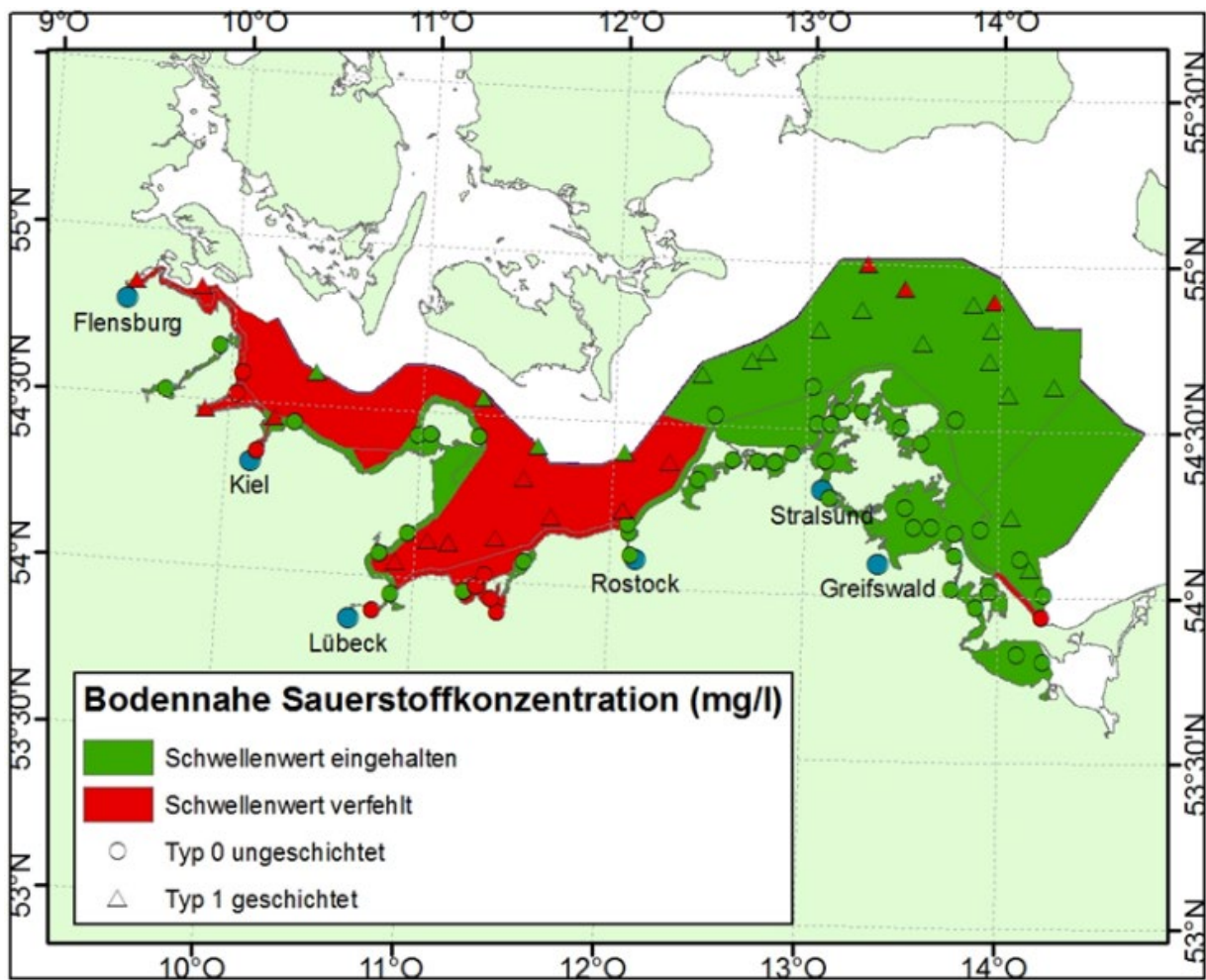
Bei dem nationalen Bewertungsansatz für bodennahe Sauerstoffkonzentrationen wird grundsätzlich nach der aktuellen Wassertiefe zwischen einem geschichteten und einem ungeschichteten Wasserkörper unterschieden. Im westlichen Teil (Zuständigkeit LLUR, Schleswig-Holstein) gilt die 10 m Tiefenlinie und im östlichen Teil der deutschen Territorialgewässer (Zuständigkeit LUNG, Mecklenburg-Vorpommern) die 6 m-Tiefenlinie als Grenze für die Trennung zwischen geschichtet und ungeschichtet. Man geht also davon aus, dass Bereiche mit weniger als 6 m, bzw. 10 m, leicht durchmischbar sind und in der Regel auch durchmischt werden. Aufgrund der unterschiedlichen Dynamik der Belte und Förden im westlichen Teil, gegenüber den Buchten und Boddengewässern im östlichen Teil, lässt sich der unterschiedliche Maßstab auch nachvollziehen.

Im Zeitraum Juli bis November des Jahres wird der niedrigste gemessenen Sauerstoffwert auf jeder Station ermittelt und entsprechend dem Schichtungstyp, mit den Grenzwerten 6 mg/L im ungeschichteten und 4 mg/L im geschichteten Fall verglichen. Dabei wird nur zwischen „Grenzwert eingehalten“ und „Grenzwert nicht erfüllt“ unterschieden. Für den mehrjährigen Erhebungszeitraum wird dann der Median aus den entsprechenden Minima der betrachteten Station gebildet und bewertet. Zur Statusbewertung von Gebieten werden die Ergebnisse der einzelnen Stationen nach dem Zustand der überwiegenden Zahl der Stationen aggregiert; bei Gleichstand wird das Gebiet als „Grenzwert nicht erfüllt“ eingestuft.

Die Daten für die offenen Meeresgebiete werden im Wesentlichen durch das IOW im Auftrag des BSH erhoben. Darüber hinaus führt das LLUR, Schleswig-Holstein, jedes Jahr im kritischen Monat September ein spezielles Sauerstoffmonitoring durch, um den aktuellen Zustand bezüglich Sauerstoff in der besonders kritischen Zeit jedes Jahres zu erfassen. Dabei wird das Bodenwasser an etwa 40 Stationen auf Sauerstoff untersucht. Die Ergebnisse werden mit dem Grenzwert 4 mg/L verglichen und nach Stationen mit über 15 m Wassertiefe und Stationen die flacher sind, unterschieden. Ein kurzer Bericht „Sauerstoffmangel im bodennahen Wasser der westlichen Ostsee“ mit Karte wird zeitnah nach der Ausfahrt veröffentlicht (LLUR, 2019).

Darüber hinaus liegen auch aus den Küstengewässern von Mecklenburg-Vorpommern monatliche Sauerstoffmessungen im Rahmen der Überwachungsfahrten vor.

Abbildung 9 Bewertung der bodennahen Sauerstoffkonzentration



Bewertung der bodennahen Sauerstoffkonzentration im Bereich der deutschen Ostsee und der AWZ nach Stationen und für die deutschen Gebiete der Beltsee und der Arkonasee, jeweils aus aggregierten Stationsbewertungen.

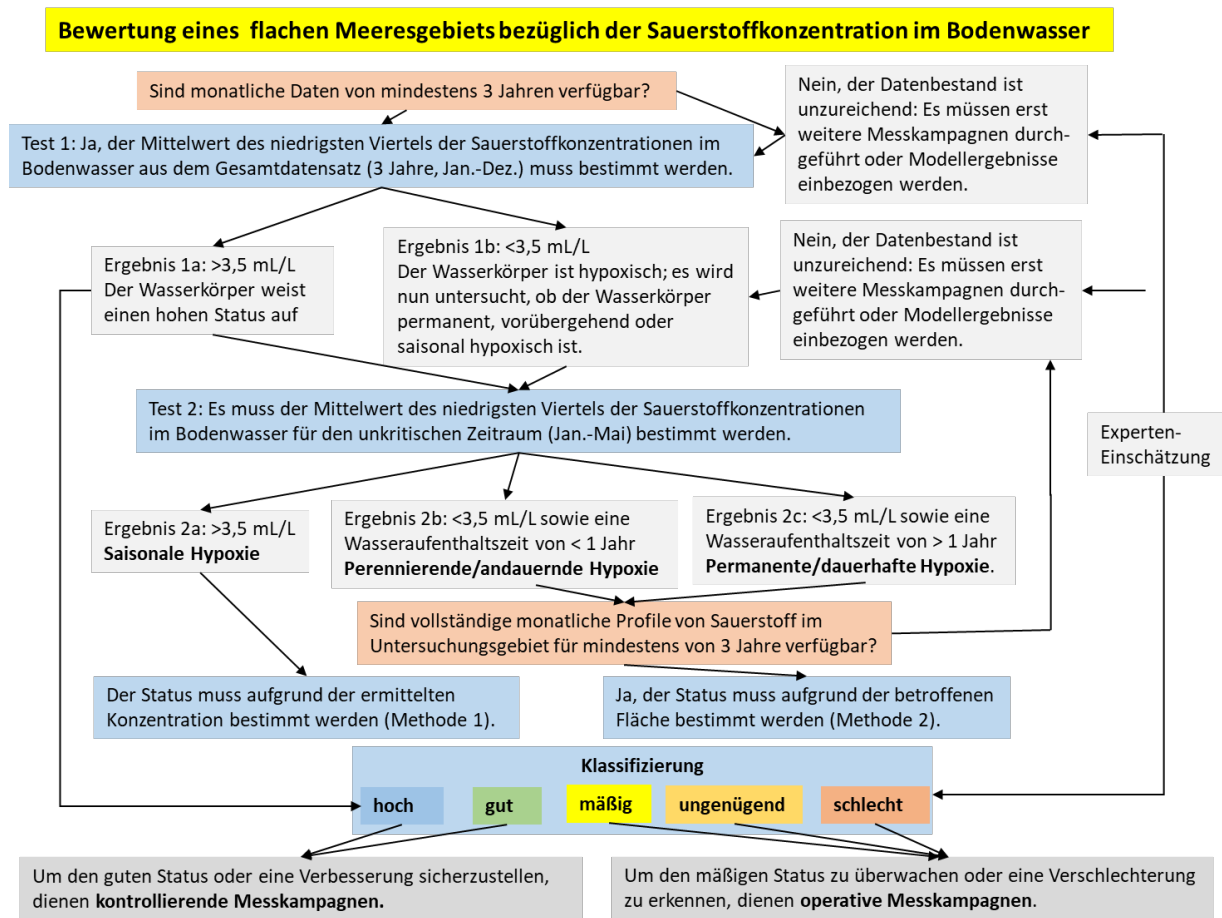
Quelle: eigene Darstellung, IOW

A.3.5 Flussdiagramm für die Statusbewertung des Sauerstoffgehalts in Küstengewässern (Schweden)

Die schwedische Vorgehensweise ist im Handbuch Bilaga B dargestellt (Swedish Environmental Protection Agency-Naturvårdsverket, 2007). Als Grenzwert für Hypoxie verwendet Schweden 3.5 mL/L entsprechend 5 mg/L Sauerstoff. Als Bodenwasser wird der Bereich von 50 cm bis zu einem Meter über dem Boden bezeichnet. Es werden aber nicht nur die beobachteten Minima untersucht, sondern alle Sauerstoffmesswerte des Bodenwassers mit monatlicher Auflösung über drei vollständige Jahre werden erst nach der Größe sortiert und dann wird der Mittelwert des niedrigsten Viertels der Messwerte bestimmt (Swedish Environmental Protection Agency-Naturvårdsverket, 2007). Damit wird sichergestellt, dass es sich um eine Anhäufung von niedrigen Werten handelt und nicht nur um ein einzelnes Ereignis von unbekannter Dauer. Damit ist der relativ hohe Grenzwert auch gerechtfertigt, da hier nicht nur ein Minimum herausgenommen wird, sondern eben eine ganze Reihe von Daten einbezogen werden

(theoretisch mindestens 9 Datenpunkte). Liegt dieser Mittelwert über dem Grenzwert wird dem Gewässer ein hoher Status bezüglich Sauerstoff zugewiesen. Wird der Grenzwert unterschritten, wird der unkritische Zeitraum Januar bis Mai betrachtet. Bestimmt man nun den Mittelwert des unteren Viertels der gemessenen Sauerstoffkonzentrationen im Bodenwasser aus der unkritischen Phase, lässt sich festlegen, ob es sich um eine saisonale Hypoxie handelt, oder ob der Sauerstoffmangel andauernd ist. Ist schon im unkritischen Zeitraum der Grenzwert von 3.5 mL/L für den Mittelwert des unteren Viertels der Messergebnisse unterschritten, liegt eine perennierende oder permanente Hypoxie vor. Das zu unterscheiden erfordert wiederum die Betrachtung der Wasseraufenthaltszeiten. Ist die Wasseraufenthaltszeit unter einem Jahr geht man von einem Ereignis was höchstens wenige Jahre andauert aus, ist die Aufenthaltszeit länger könnte es sich auch um eine quasi permanente Hypoxie handeln.

Abbildung 10 Flussdiagramm für die Statusbewertung von Küstengewässern



Flussdiagramm für die Statusbewertung von Küstengewässern (Schweden) bezüglich der Sauerstoffkonzentration im Bodenwasser Zitat (Swedish Environmental Protection Agency-Naturvårdsverket, 2007).

Quelle: Swedish Environmental Protection Agency-Naturvårdsverket, 2007

Die abschließende Klassifizierung erfolgt dann entsprechend der Methode 1 nach dem Schema (Abbildung 10) für saisonale Hypoxien anhand des zuerst berechneten Ganzjahresmittelwerts, des unteren Viertels der Sauerstoffkonzentrationen nach folgender Skala: Für den Bereich von über 2.1 mL/L bis 3.5 mL/L Sauerstoff wird der Wasserkörper als „gut“ bewertet; von über 1 mL/L bis 2.1 mL/L als „mäßig“; von 0 mL/L (anoxische Bedingungen ohne H₂S) bis 1 mL/L als ungenügend, und beim Auftreten von Schwefelwasserstoff als „schlecht“. Bei andauernder oder

dauerhafter Hypoxie wird die betroffene Fläche im Verhältnis zur Gesamtfläche unter Berücksichtigung der entsprechenden hydrographischen Gegebenheiten nach der Methode 2 bewertet (Schema: Abbildung 10). Aufgrund der Sauerstoffprofile wird durch Inter- oder unter Umständen auch Extrapolation, die kritische Tiefe ermittelt, bei der der Schwellenwert von 3.5 mL/L unterschritten wird. Anhand einer hypsographischen Darstellung der Tiefenverteilung des Beckens wird der Flächenanteil des Beckens unterhalb dieser kritischen Tiefe in Prozent bestimmt. Es kommen regional unterschiedliche Bewertungsskalen zum Einsatz, die aufgrund der bathymetrischen und hydrographischen Gegebenheiten des Meeresgebietes erstellt wurden. Dabei steht auch für Regionen mit andauernder und dauerhafter Hypoxie noch die volle Bewertungsspanne von sehr gut bis schlecht zur Verfügung. Der Status von Gebieten mit von Hypoxie betroffenen Flächen von 20-30% kann unter Umständen noch „sehr gut“ sein, normalerweise liegt der Bereich für die Bewertung „sehr gut“ aber eher bei 2-15%. Bei über 50% der Fläche mit unter 3.5 mL/L wird aber in der Regel ein „ungenügend“ oder „schlecht“ für das Gebiet vergeben.

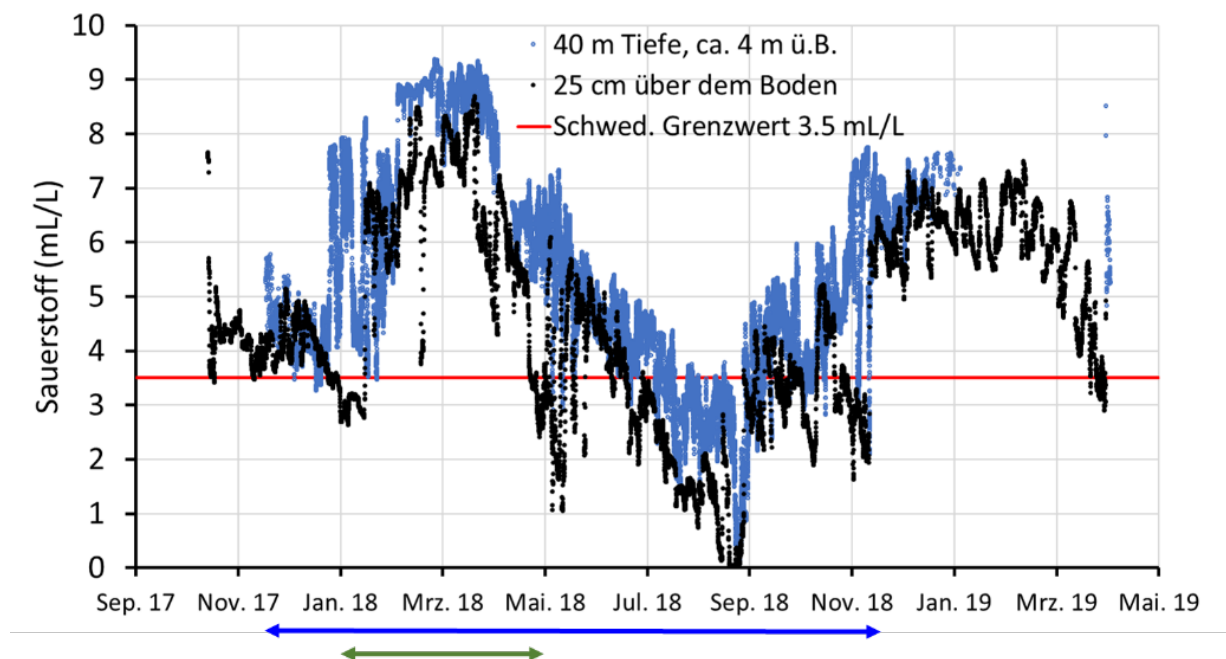
A.3.6 Anwendung des schwedischen Auswerteverfahrens auf die hoch aufgelösten Daten

Für die stündlichen Messwerte von der MARNET Station „Arkonabecken“ und einer Bodenverankerung in naher Umgebung über ein Jahr soll beispielhaft die Anwendung des schwedischen Auswerteverfahrens gezeigt werden. Dafür werden die Daten von Mitte November 2017 bis Mitte November 2018 untersucht (Abbildung 11). Eine mögliche interannuelle Variabilität wird dabei ignoriert, aber der Datensatz erscheint ausreichend groß eine Bewertung durchzuführen.

Es ist schon aus der grafischen Darstellung zu erkennen, dass die Werte aus 40 m Wassertiefe, also aus etwa 4 m über dem Meeresboden, im Vergleich zu den Werten in etwa 25 cm über dem Boden, phasenweise eine etwas höhere Sauerstoffkonzentration aufweisen (die Darstellung ist ausnahmsweise für Sauerstoffkonzentrationen in mL/L berechnet, um den schwedischen Grenzwert richtig zu verwenden).

Die Berechnung mit der anschließenden Bewertung nach dem schwedischen Schema (Abbildung 10) ist in Tabelle 1 und Tabelle 2 skizziert. Die Messwerte wurden für die beiden Zeitreihen erst für den Jahreszeitraum und dann für den unkritischen Zeitraum sortiert und jeweils ein Mittelwert für die entsprechenden unteren Viertel der Messwerte berechnet (Tabelle 1, Tabelle 2). Diese Prüfwerte wurden dann erst für den Jahreszeitraum dem Test 1 und dann für den unkritischen Zeitraum dem Test 2 unterworfen. Das Ergebnis fällt sehr knapp aus, da für die Bodenverankerung der Grenzwert von 3.5 mL/L mit ermittelten 3.23 mL/L auch in der unkritischen Zeit unterschritten wurde und damit der Sauerstoffmangel als perennierend eingestuft werden musste. Dies führte aufgrund der großen Fläche des tiefen Arkonabeckens zu der Bewertung, dass der Zustand bezüglich der Sauerstoffkonzentration im Bodenwasser ungenügend ist. Aufgrund der Messergebnisse in 40 m Tiefe, also 4 m über Grund, ergaben sich noch ca. 5 mL/L für den unkritischen Zeitraum und etwa 3 mL/L als Jahresmittelwert, was zusammen noch einem guten Zustand entsprach. Das zeigt, dass der bewertungsrelevante Grenzwert auf die Messtiefe und die Bestimmung des Prüfwerts – Mittelwert des unteren Viertels, Minimum, Median ... - abgestimmt sein muss.

Abbildung 11 Messungen der Sauerstoffkonzentrationen



Messungen der Sauerstoffkonzentrationen in mL/L an der Station „Arkonabecken“ in 40 m Tiefe (blau) und in etwa 25 cm über dem Boden (schwarz) durch eine zusätzliche Verankerung (Naumann, 2019); der schwedische Grenzwert für den Mittelwert des unteren Viertels (3.5 mL/L, ca. 5 mg/L) ist rot eingezeichnet. Die bewerteten Zeiträume sind durch Pfeile gekennzeichnet: Nov. 2017- Nov. 2018 für ein Jahr (blau) und für den unkritischen Zeitraum von Jan.-Mai 2018 (grün).
Quelle: eigene Darstellung, IOW

Tabelle 1 Anwendung des schwedischen Auswerteverfahrens für hoch aufgelöste Messungen - Halbtaucherboje

	Anzahl	O ₂ (mL/L)	
Nov. 17-Nov. 2018	2130	3.03	-> gut
Jan.-Mai 2018	853	4.97	> 3.5 mL/L

Anwendung des schwedischen Auswerteverfahrens für hoch aufgelöste Messungen - Halbtaucherboje. Die stündlichen Messwerte in 40 m Tiefe von der Halbtaucherboje „Arkonabecken“ liefern für den Zeitraum Mitte November 2017 bis Mitte November 2018 (blaue Punkte in Abbildung 9) folgende Ergebnisse des schwedischen Auswerteverfahrens: Anzahl und Mittelwert des unteren Viertels der Messwerte für Sauerstoff.

Da der 2. Test in Tabelle 1 für den unkritischen Zeitraum Jan.-Mai 2018 einen Wert über 3.5 mL/L liefert, wird nach dem Jahreswert von Test 1 bewertet und der liegt klar über 2.1 mL/L, also ergibt sich ein „guter“ Zustand.

Tabelle 2 Anwendung des schwedischen Auswerteverfahrens für hoch aufgelöste Messungen - Bodenverankerung

	Anzahl*	O ₂ * (mL/L)	
Nov. 17-Nov. 2018	2190	1.85	< 3.5 mL/L
Jan.-Mai 2018	906	3.23	< 3.5 mL/L

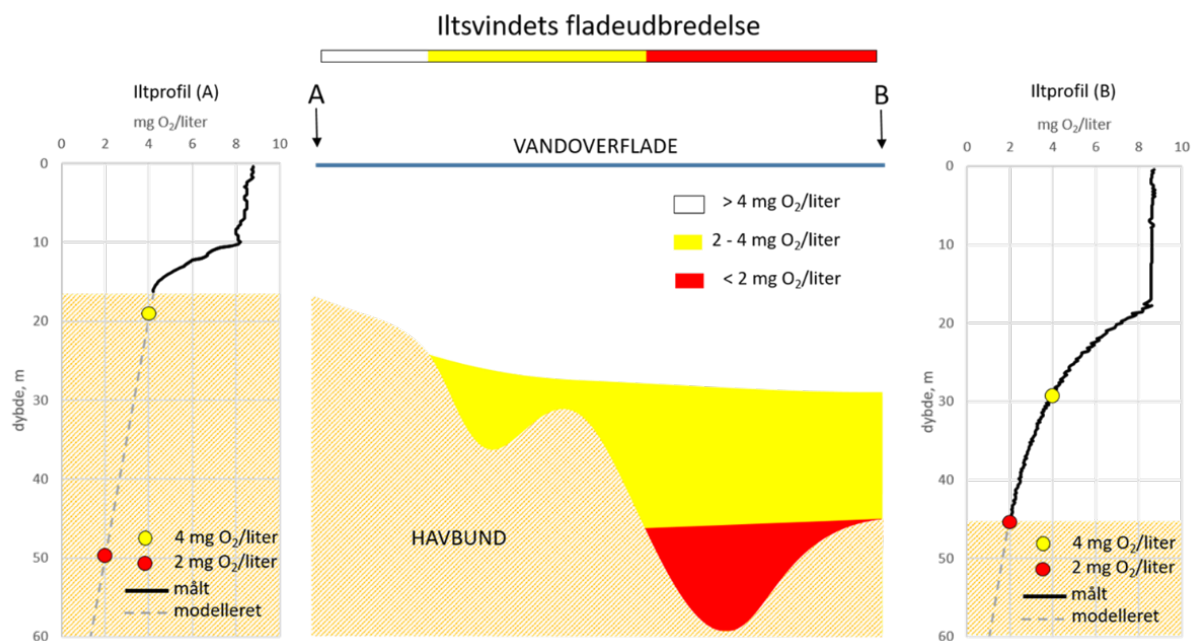
Die stündlichen Messwerte der Bodenverankerung in der Nähe der Halbttaucherboje „Arkonabecken“ liefern für den Zeitraum Mitte November 2017 bis Mitte November 2018 (schwarze Punkte in Abbildung 9) folgende Ergebnisse des schwedischen Auswerteverfahrens. Anzahl und Mittelwert des unteren Viertels der Messwerte für Sauerstoff

Da der 2. Test in Tabelle 2 für den unkritischen Zeitraum Jan.-Mai 2018 einen Wert unter 3.5 mL/L liefert, muss die betroffene Fläche bewertet werden. Da die vermutlich betroffene Fläche groß ist (Abbildung 4, dunkelblauer Bereich), lässt sich ein „ungenügender“ Zustand ableiten.

A.3.7 Räumliche Interpolation der kritischen Sauerstoffmesswerte zur Bestimmung des von Hypoxie betroffenen Meeresbodens (Dänemark)

Beim „Dänischen Ansatz“ wird das Iltswind-Sauerstoffmangel-Modell (Hansen, 2018) verwendet. Es basiert auf Sauerstoffprofilen von bis zu 257 Stationen im dänischen Hoheitsgebiet und den angrenzenden Meeresgebieten, die durch räumliche Interpolation für die entsprechenden Becken ausgewertet werden. Im ersten Schritt werden die Messpunkte der Probenserie jeder Station interpoliert, um eine vertikale Auflösung von 20 cm zu erzielen. Nun werden die Grenzwerte für Sauerstoff von 4 mg/L für Hypoxie und 2 mg/L für schwere Hypoxie gesucht. Falls die Profile diese Werte nicht aufweisen, wird das Profil nach unten „quasi ins Sediment“ verlängert, um auch den tiefsten Punkt des untersuchten Beckens aufgrund der Daten an den benachbarten Stationen zu bewerten. Die Wahrscheinlichkeit, eine falsche „fiktive Tiefe“ des Grenzwertes zu finden, wird als klein eingeschätzt. Die ermittelten Tiefen der Grenzwerte werden nun horizontal (räumlich) mit der Methode „Kriging“ (Cressie, 1990) auf einem Grid von 400 X 400 m auf dem Untersuchungsgebiet interpoliert (Abbildung 12). Wenn die Grenzwertfläche von 2 oder 4 mg/L direkt oberhalb des Sediments eines Gitterpunktes verläuft, wird der Punkt als möglicherweise von Hypoxie betroffen (4 mg/L) bzw. möglicherweise von schwerer Hypoxie betroffen (2 mg/L) eingestuft.

Abbildung 12 Dänischer Ansatz zur Bestimmung der Ausdehnung



Dänischer Ansatz zur Bestimmung der Ausdehnung der Gebiete, die vom Sauerstoffmangel betroffen sind - Hypoxie (< 4 mg/L) und schwerer Hypoxie (< 2 mg/L) anhand von Interpolation zwischen den Profilen vom linken zum rechten Bild (Kriging)

Quelle: eigene Darstellung, IOW

A.4 Beitrag zur Diskussion über einen HELCOM-Indikator für Sauerstoff im bodennahen Bereich der flachen offenen Ostsee

A.4.1 Diskussion in der Arbeitsgruppe HELCOM IN-Eutrophication

Im Rahmen des Treffens der HELCOM Gruppe „Intersessional Network on Eutrophication“ wurde ein Großteil des hier wiedergegebenen Inhalts (Kapitel 1-3) vorgetragen und zur Diskussion gestellt (Kuss and Schulz Bull, 2020). Auch lieferten zwei weitere Beiträge („Testing on the near-bottom oxygen indicator for shallow waters in Finland“ von V. Fleming; „A literature review on oxygen indicator for assessing eutrophication in marine waters“ von K. Wesslander) zu dem Thema und verschiedene Wortbeiträge weitere Informationen und Wege zu einem Indikator für flache Meeresgebiete.

Die Herausforderungen für eine angemessene Erfassung der Sauerstoffsituation im bodennahen Wasserkörper wurden anhand der Datenerhebungen des IOW dargelegt. Dazu gehören vertikale Gradienten als auch ausgeprägte zeitliche Fluktuationen der Sauerstoffkonzentration, die eine repräsentative Datengrundlage und eine klar definierte Methode für den Indikator erfordern. Neben der zeitlichen muss auch die räumliche Ausdehnung der Hypoxie für einen aussagekräftigen Indikator erfasst werden. Die am häufigsten verwendeten Grenzwerte sind für die niedrigsten gemessenen Konzentrationen im Jahr, 2, 4 oder 6 mg/L oder der Mittelwert des untersten Quartils von 5 mg/L (3.5 mL/L). Für eine Einigung auf einen Indikator zur Bewertung der Sauerstoffsituation flacher Meeresgebiete erscheint die Akzeptanz verschiedener Datenerzeugungsmethoden vorerst am ehesten zielführend zu sein, wobei die Angemessenheit der Daten zur Beschreibung der Sauerstoffsituation einer Region aber sichergestellt sein muss.

Darüber hinaus wurde eine Änderung der Einheit der Sauerstoffkonzentration von gegenwärtig festgelegten „mg/L“ (EC, 2017) auf die chemisch und ozeanographisch korrekte Einheit „ $\mu\text{mol}/\text{kg}$ “ vorgeschlagen. Es wurden von anderer Seite (Finnland, Schweden, Dänemark, Lettland) noch weitere Anforderungen an den Indikator geäußert, so die Darlegung und Bewertung eines Trends der Sauerstoffkonzentration für den Bereich Bottensee und Bottenwiek, da hier in absehbarer Zeit kein Grenzwert unterschritten wird, aber eine Abnahme zu beobachten ist; die getrennte Bewertung des östlichen Teils des Finnischen Meerbusens, da hier eher die Saisonalität (indicator on near-bottom oxygen concentrations in shallow waters) als die permanente Halokline (oxygen debt indicator), wie im Falle des westlichen und mittleren Teils des Finnischen Meerbusens, für die Sauerstoffsituation von Bedeutung ist. Darüber hinaus wurde angemerkt, dass der Indikator auch die Bedrohung des benthischen Ökosystems mit der nachfolgenden Nahrungskette bewerten sollte, sowie die Nährstoffflüsse (besonders von Phosphat) zwischen Sediment und Wassersäule in den hypoxischen Phase – eventuell als eigenständigen Indikator.

A.4.2 „18th IN-Eutrophication“ On-line Treffen am 5. November 2020

Auf dem 18. „IN-Eutrophication“ Treffen wurde dann die Diskussion über den Sauerstoffindikator für flache Meeresgebiete fortgesetzt. Bei diesem Treffen stand erneut der deutsche Ansatz auf der Tagesordnung, der eine Unterscheidung zwischen einem durchmischten Wasserkörper (Grenzwert 6 mg/L) und einem geschichteten Wasserkörper (Grenzwert 4 mg/L) vornimmt. Dabei wurde deutlich, dass diese höheren Grenzwerte eher den organismenspezifischen Anforderungen an die Sauerstoffkonzentrationen gerecht werden (Vaquer-Sunyer and Duarte, 2008), als häufig verwendete 2 mg/L als Grenze zur Hypoxie. Es wurde kritisch angemerkt, dass eigentlich ein durchmischter Wasserkörper gar nicht untersucht werden muss, da er ausreichend mit Sauerstoff bis zum Boden versorgt wird. Auch die als wichtig erkannte zeitliche Auflösung des Datensatzes wird als Grundlage für eine Bewertung dabei nicht geprüft, oder gar eine Mindestauflösung, wie im schwedischen Ansatz, von mindestens monatlichen Messwerten und ein Datenumfang von mindestens 3 Jahren, vorausgesetzt.

Die Übersichtsarbeit Vaquer-Sunyer und Duarte (2008) geht auch auf die Expositionszeiten auf Organismen ein und die Problematik, wie weit Experimente in Aquarien aussagekräftig sind, wo das natürliche Fluchtverhalten vor Sauerstoffmangel verhindert ist. Kontinuierliche Messungen an der Messplattform „Arkonabecken“ haben ergeben, dass schon starke Schwankungen der Sauerstoffkonzentration im Bodenwasser im Bereich von einigen Stunden bis zu wenigen Tagen auftreten, die das Verpassen eines Minimums selbst bei monatlicher oder vierzehntägiger Messtaktung sehr wahrscheinlich machen. Schon diese relativ kurzen Intervalle können das Ökosystem nachteilig verändern und sollten deshalb messtechnisch erfasst werden. Das Abtasttheorem von Kotelnikow-Nyquist-Shannon besagt, dass ein auf eine maximale Frequenz bandbegrenztes Signal aus einer Folge von äquidistanten Abtastwerten exakt rekonstruiert werden kann, wenn es mit mindestens mit der doppelten Frequenz abgetastet wurde (Shannon, 1949). Da sich Änderungen in der Salinität an der MARNET Station „Arkonabecken“ durch Überlagerung periodischer Vorgänge beschreiben lassen, bei denen auf der hochfrequenten Seite bestimmte Perioden häufiger - 3-tägig und halbtägig - als andere Perioden auftreten (Gräwe, 2018), lässt sich das Abtasttheorem auf die Variabilität der Sauerstoffkonzentration im Bodenwasser anwenden. Um die 3-tägig wiederkehrenden Signale zu erfassen, wäre eine etwa tägliche (alle 24-36 Stunden) Messung notwendig, versucht man auch noch halbtägige Schwankungen aufzulösen wären schon Messungen alle 6 Stunden erforderlich. Und umgekehrt, mit einer monatlichen Auflösung der Daten lassen sich etwa saisonale Signale erfassen.

A.4.3 Beitrag zur Diskussion im Rahmen des Projekts BONUS-SEAM

Im Rahmen eines technischen Berichts zum Projekt BONUS-SEAM „Towards streamlined Baltic Sea environmental assessment and monitoring“ wurde auch die Problematik der fehlenden Erfassung des Sauerstoffs im Bodenwasser von flachen Meeresgebieten hervorgehoben (Lindgarth et al., 2020). Dabei wurden die verschiedenen Anforderungen der internationalen Partner zusammengefasst, um regionale Besonderheiten (z.B. in der Bottenwiek, der Bottensee und im Finnischen Meerbusen) zu berücksichtigen und verschiedene Bewertungsgrundlagen (Minimum der gemessenen Sauerstoffkonzentration, Mittelwert des unteren Viertels der Messwerte, Steilheit des Trends, Dauer von Hypoxien ...) aufzuzeigen.

A.4.4 Zusammenfassung und Schlussfolgerungen

Die Konzentration von Sauerstoff nimmt in der Ostsee unterhalb der durchmischten Oberflächenschicht in der Regel ab, wobei die tiefen Becken oberhalb der Pycnocline (60-80 m Tiefe) ein Zwischenwasser mit hohen Sauerstoffkonzentrationen aus dem vergangenen Winter über das Sommerhalbjahr aufweisen. In den flachen Gebieten der westlichen Ostsee (< 60 m Tiefe) weist die Wassersäule unterhalb der durchmischten Oberflächenschicht eine Schichtung mit ausgeprägten Dichtegradienten auf, in der über das Sommerhalbjahr eine deutliche Abnahme des winterlichen Sauerstoffvorrats zu beobachten ist. Die ausgeprägte Dynamik der westlichen Ostsee mit Ein- und Ausstrom führen im Bodenbereich zu einer reibungsinduzierten Durchmischung. Diese Bodengrenzschicht zeigt in der Regel eine Mächtigkeit von mehreren Metern, in der das Wasser relativ homogen durchmischt ist. Gleichzeitig ist dieser Bereich durch eine besonders hohe Sauerstoffzehrung gekennzeichnet, da hier eine Anreicherung der sedimentierten Biomasse aus den Frühjahrs- und Sommerblüten – und damit eine intensive mikrobielle Abbauaktivität unter Sauerstoffverbrauch stattfindet. Darüber hinaus besteht hier Kontakt mit dem Sediment, welches eine weitere Senke für den in der Wassersäule gelösten Sauerstoff darstellt. Die Bodenstruktur der westlichen Ostsee zeigt Rinnen, lokale Tiefs und Becken, die eine ungleichmäßige Verteilung des spezifisch dichteren, an Sauerstoff verarmten Bodenwassers verursacht (Abbildung 4).

Dabei liefern Vertikalprofile von Sauerstoff mit einem hubkompensierten CTD-Rosettensystem sehr genaue Momentaufnahmen (Abbildung 1). Die Unterschiede im bodennahen Tiefenbereich mit homogener Bodenreibungsschicht und den ausgeprägten Gradienten darüber sind deutlich erkennbar (Abbildung 2). Die ausgeprägte zeitliche Variabilität von Sauerstoff im Bodenwasser zeigt dagegen eine Zeitserie von stündlichen Aufzeichnungen der Sauerstoffkonzentration in 40 m Tiefe der Arkonasee (Abbildung 6). Die Überwachung der Sauerstoffsituation im Bodenwasser der westlichen Ostsee stellt damit hohe Anforderungen an eine räumliche und zeitliche Auflösung. Gegenwärtig werden vom IOW fünfmal im Jahr Schiffsexpeditionen durchgeführt und drei Dauermessstationen im Auftrag des BSH betrieben, um unter anderem Sauerstoff zu überwachen.

Die Anrainerstaaten der Ostsee haben verschiedene nationale Verfahren entwickelt, den Sauerstoffzustand ihrer Hoheitsgewässer zu beobachten und zu bewerten. Das dänische Verfahren basiert auf Sauerstoffprofilen von einem dichten Stationsnetz im dänischen Hoheitsgebiet und den angrenzenden Meeresgebieten, das monatlich und zum Teil vierzehntägig beprobt wird. Durch räumliche Interpolationen werden die Tiefenflächen der Grenzwerte von 4 mg/L für Hypoxie und 2 mg/L für schwere Hypoxie der Sauerstoffkonzentration für die Meeresgebiete ermittelt und die betroffenen Flächen des Meeresbodens entsprechend klassifiziert (Abbildung 12). Die deutsche Vorgehensweise

unterscheidet nach der aktuellen Wassertiefe zwischen einem geschichteten und einem ungeschichteten Wasserkörper, für die die entsprechenden Grenzwerte 4 mg/L bzw. 6 mg/L angewendet werden. Für den Zeitraum Juli bis November eines Jahres wird der niedrigste von allen gemessenen Sauerstoffwerten im Bodenwasser auf jeder Station ermittelt und mit den Grenzwerten verglichen. Dabei wird nur zwischen „Grenzwert eingehalten“ und „Grenzwert nicht erfüllt“ unterschieden. Für den mehrjährigen Erhebungszeitraum wird dann der Median aus den entsprechenden Jahresminima der betrachteten Station berechnet und bewertet. Zur Statusbewertung von Gebieten werden die Ergebnisse der einzelnen Stationen nach dem Zustand der überwiegenden Zahl der Stationen aggregiert; bei Gleichstand wird das Gebiet noch als „Grenzwert nicht erfüllt“ eingestuft (Abbildung 9). Der schwedische Ansatz basiert auf dem Mittelwert des untersten Viertels der beobachteten Werte über drei Jahre, der mit dem Grenzwert 5 mg/L (3.5 mL/L) Sauerstoff im Bodenwasser verglichen wird. Liegt der Mittelwert über dem Grenzwert, zeigt das einen sehr guten Zustand an, bleibt er darunter, werden dann die Zeiträume Januar bis Mai der drei Jahre untersucht, ob eine andauernde Hypoxie vorliegt. Dazu wird wieder der Mittelwert des unteren Viertels mit dem Grenzwert verglichen. Ist für den Frühjahreszeitraum der Grenzwert nicht unterschritten, wird entsprechend dem Gesamtjahresmittel in fünf Stufen von schlecht, ungenügend, über mäßig, gut bis sehr gut (hoch) bewertet. Wird auch für den Frühjahreszeitraum der Grenzwert nicht eingehalten, handelt es sich um perennierende oder permanente Hypoxie. Dann wird nach der betroffenen Fläche von schlecht bis sehr gut (hoch) bewertet. Eine mögliche hohe Statusbewertung von Wasserkörpern mit perennierender oder permanenter Hypoxie bleibt dabei fragwürdig. Der Status eines von andauernder Hypoxie betroffenen Gebietes sollte höchstens als „mäßig“ eingestuft werden, da höheres Leben dort nicht möglich ist.

Dieses schwedische Auswerteverfahren eignet sich auch für die Auswertung der umfangreichen Datensätze von Dauermessstationen (Tabelle 1). Ebenfalls kann eine monatliche Aufsummierung der Expositionzeiten von gemessenen Sauerstoffkonzentrationen nach einer Einteilung in 2 mg/L Intervalle von 0-16 durchgeführt werden, wobei besonders die Intervalle 0-2, 2-4 und 4-6 mL/L dann bezüglich ihrer Häufigkeit beziehungsweise Dauer ausgewertet werden sollten, da diese die relevanten Grenzwerte enthalten.

Zur Erfassung problematischer Sauerstoffkonzentrationen und Zeitspannen für das Benthos Ökosystem, ist eine zeitliche Auflösung von 3 Stunden oder weniger - entsprechend mindestens von 8 Messwerten pro Tag - anzustreben, da schon ab einer schweren hypoxischen Situation (< 2 mg/L) von über 6 Stunden eine Schädigung von Individuen (Vaquer-Sunyer and Duarte, 2008) möglich ist. Dabei verliert man bei der monatlichen Aufsummierung von Stunden die Information, wie sich die potenziellen Erholungsphasen über den Monat verteilen. Auf der anderen Seite ist unklar, wann Unterbrechungen wirklich eine signifikante Erholung bewirken, da hier für eine Einschätzung klare Kriterien fehlen.

Die Kopplung eines biogeochemischen Modells z.B. des Ecological ReGional Ocean Model - ERGOM (Neumann, 2000) an ein hoch aufgelöstes hydrographisches Modell, z.B. das Turbulenzmodell - General Estuarine Transport Model - GETM (Burchard et al., 1999; Klingbeil and Burchard, 2013) ermöglicht eine räumliche Interpretation des Zustands des Meeresgebietes bezüglich der Sauerstoffkonzentration im Bodenwasser mit hoher Qualität.

Damit auf der Grundlage von Sauerstoffmessungen im Bodenwasser der Zustand flacher Meeresgebiete bezüglich der Eutrophierung oder des Klimawandels bewertet werden kann, erscheinen folgende Maßnahmen notwendig:

- Internationaler Ausbau eines Messnetzes von Dauermessstationen;

- ▶ Ausbau der internationalen Koordinierung des Monitorings, um die zeitlich-räumliche Abdeckung der Beprobung eines einheitlichen Stationsnetzes weiter zu verbessern;

Hoch aufgelöste Modellierung stellt die einzige Methode dar, in der alle zur Verfügung stehenden Daten berücksichtigt werden können, um neben der zeitlichen auch die räumliche Auflösung mit hinreichender Genauigkeit zu erfassen und dann auch umfassend zu bewerten.

A.5 Literatur

- Bundesamt Für Seeschifffahrt Und Hydrographie (2020). *MARNET: Marines Meeresumweltmessnetz zur Überwachung der Meeresumwelt* [Online]. Available: https://www.bsh.de/DE/THEMEN/Beobachtungssysteme/Messnetz-MARNET/messnetz-marnet_node.html.
- Burchard, H., Bolding, K., and Ruiz-Villarreal, M. (1999). *GOTM, a general ocean turbulence model. Theory, implementation and test cases*. Report EUR 18745, European Commission.
- Cressie, N. (1990). The origins of kriging. *Mathematical Geology* 22, 239-252.
- EC (2017). "Commission Decision (EU) 2017/848 of 17 May 2017 laying down criteria and methodological standards on good environmental status of marine waters and specifications and standardised methods for monitoring and assessment, and repealing Decision 2010/477/EU", in: *Official Journal of the European Union*).
- Gräwe, U. (2018). "Salzdynamik im Arkona Becken", (ed.) A.a.V.A. Interner Bericht. Leibniz-Institut für Ostseeforschung Warnemünde).
- Hansen, J.W. (2018). "Iltsvind model - Spatial interpolation of hypoxia", (ed.) A.F.T.A. Internal Report. (Institute for Bioscience, Aarhus Universitet).
- Klingbeil, K., and Burchard, H. (2013). Implementation of a direct nonhydrostatic pressure gradient discretisation into a layered ocean model. *Ocean Modelling* 65, 64-77.
- Krüger, S. (2000). "Basic shipboard instrumentation and fixed autonomic stations for monitoring in the Baltic Sea," in *The Ocean Engineering Handbook*, ed. F. El-Hawary. (Boca Raton, USA: CRC Press), 52-61.
- Krüger, S., Roeder, W., Wlost, K.P., Koch, M., Kämmerer, H., and Knutz, T. (1998). "Autonomous instrumentation carrier (APIC) with acoustic transmission for shallow water profiling", in: *Oceanology International 98: Spearhead Exhibition Ltd*), 149-158.
- Kuss, J., Gräwe, U., Cahill, B., Mohrholz, V., Naumann, M., Mars, R., Krüger, S., Schulz-Bull, D.E., and Waniek, J.J. (submitted 2023). Evaluation of highly variable bottom water oxygen concentration in the shallow Arkona Basin (Baltic Sea). Submitted to *Limnology and Oceanography*.
- Kuss, J., and Schulz Bull, D.E. (2020). "HELCOM indicator on near-bottom oxygen concentrations in shallow waters - Towards a Baltic Sea wide application", in: *16th Meeting of the Intersessional Network on Eutrophication*. (ed.) Helcom. (Helsinki, Finland HELCOM).
- Leibniz Institute for Baltic Sea Research Warnemünde (2021). "IOWDB - the oceanographic data base of IOW". (Warnemünde, Germany: <https://www.io-warnemuende.de/iowdb.html>).
- Lindegarh, M., Künnis-Beres, K., Wikner, J., Lehtiniemi, M., Kuss, J., Hentzsch, B., Schulz-Bull, D.E., Lips, I., Lips, U., and Nygård, H. (2020). "Missing monitoring: review of relevance, methods, gaps and monitoring recommendations for additional ecosystem components in the Baltic Sea.", in: *Technical report on Task 3.1*.

(ed.) B.S.-T.S.B.S.E.a.A. Monitoring. (University of Gothenburg/Swedish Institute for the Marine Environment (SIME)).

LLUR (2019). Sauerstoffmangel im bodennahen Wasser der westlichen Ostsee. <https://www.schleswig-holstein.de/DE/Fachinhalte/M/meeresschutz/chemMonitoring.html>, 7.

Naumann, M. (2019). "Bodenverankerung an der MARNET Station "Arkonabecken" ", (ed.) A.a.V.A. Interner Bericht. (Leibniz-Institut für Ostseeforschung Warnemünde).

Naumann, M., Umlauf, L., Mohrholz, V., Kuss, J., Siegel, H., Waniek, J.J., and Schulz-Bull, D.E. (2018). "Hydrographic-hydrochemical assessment of the Baltic Sea 2017", in: *Marine Science Reports*. (Rostock, Germany: Leibniz Institute for Baltic Sea Research Warnemünde).

Nausch, G., Naumann, M., Umlauf, L., Mohrholz, V., and Siegel, H. (2014). "Hydrographic-hydrochemical assessment of the Baltic Sea 2013", (ed.) N. Wasmund. (Warnemünde, Germany: Leibniz Institute for Baltic Sea Research (IOW)).

Neumann, T. (2000). Towards a 3D-ecosystem model of the Baltic Sea. *Journal of Marine Systems* 25, 405-419.

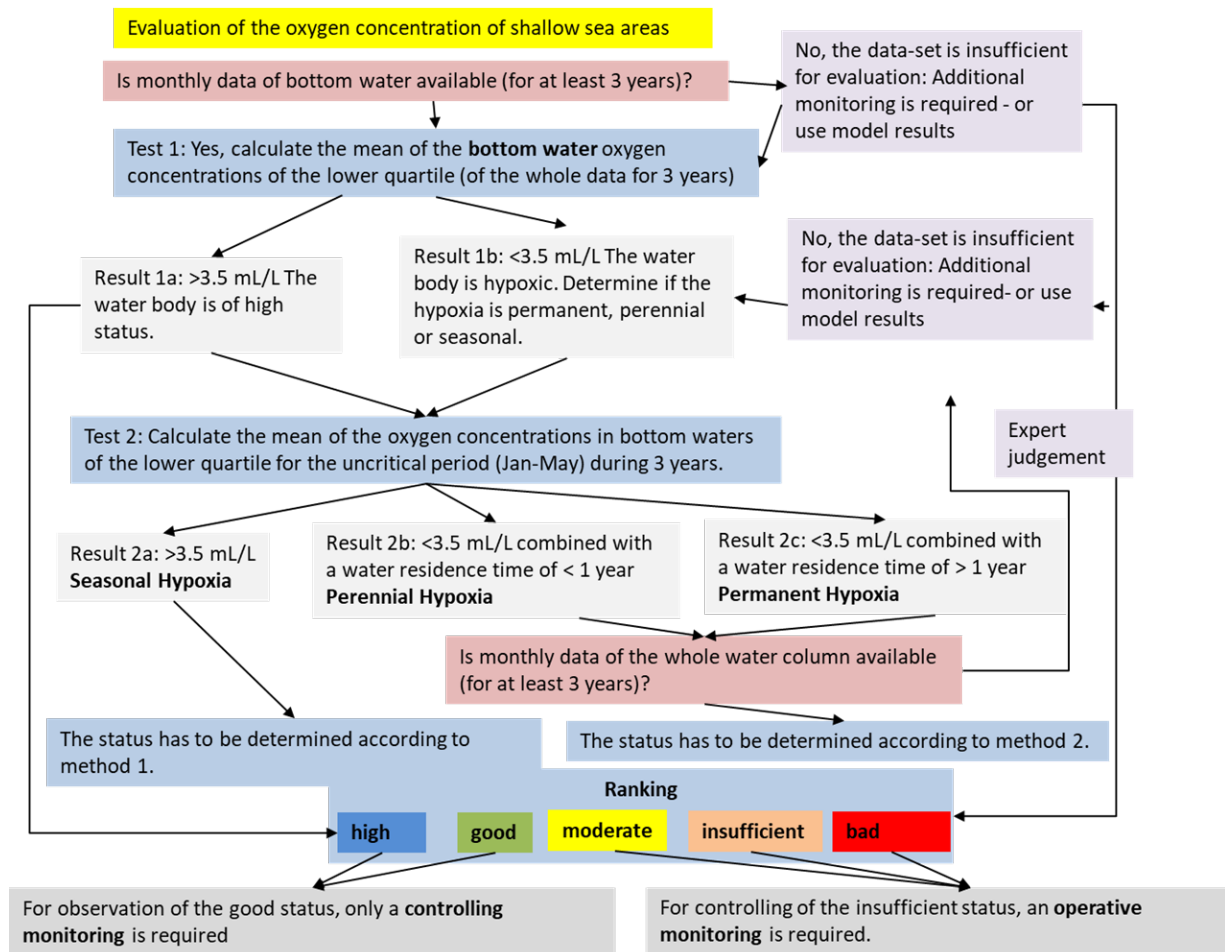
Shannon, C.E. (1949). Communication in the Presence of Noise. *Proceedings of the IRE* 37, 10-21.

Swedish Epa (2007). "Bedömningsgrunder för kustvatten och vatten i övergångszon". (Stockholm, Sweden: Environmental Protection Agency-Naturvårdsverket).

Vaquar-Sunyer, R., and Duarte, C.M. (2008). Thresholds of hypoxia for marine biodiversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 105, 15452-15457.

A.6 Anlagen

Flussdiagramm für die Statusbewertung von Küstengewässern bezüglich des Sauerstoffgehalts im Bodenwasser (Schweden) auf Englisch, das Original ist auf Schwedisch



Quelle: Swedish Environmental Protection Agency-Naturvårdsverket, 2007

B Anhang 2

Validierung neuer Zielwerte für die Sichttiefe in den Küstengewässern der Ostsee

MariLim Gesellschaft für Gewässeruntersuchung mbH
Karin Fürhaupter, Henrike Wilken, Thomas Meyer

AquaEcology GmbH & Co. KG
Birgit Heyden, Thomas Raabe

Fachbegleitung: Wera Leujak (UBA)

Ansprechpartner beim Auftragnehmer für die Sichttiefenvalidierung: Thomas Meyer (MariLim) und Thomas Raabe (AquaEcology)

B.1 Veranlassung

Die Bewertung und Bestimmung des Eutrophierungszustandes der Meere spielt eine zentrale Rolle in den Umwelt- und Überwachungsprogrammen, die in den letzten Jahrzehnten durchgeführt wurden. Spezifische Wasserqualitätsparameter – wie Nährstoffkonzentration, Chlorophyll a-Gehalt oder die Sichttiefe – sind von zentraler Bedeutung, da sie als Hilfsgrößen Rückschlüsse auf den Eutrophierungsgrad zulassen. Entsprechend werden sie im Rahmen der europäischen Naturschutzrichtlinien (Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie MSRL, EU 2008; Wasserrahmenrichtlinie WRRL, EU 2000) und -konventionen mit marinem Bezug (Baltic Sea Action Plan BSAP, HELCOM 2007) nach den jeweiligen Vorgaben erfasst, ggf. aggregiert und dann bewertet und dienen so als Grundlage für die Gesamtbewertung des Zustandes und der Entwicklung der europäischen Meeresgewässer.

Durch die unterschiedlichen zeitlichen Umsetzungsprozesse, räumlichen Schwerpunkte (Küstengewässer versus offene Ostsee) und inhaltlichen Unterschiede in der Zielsetzung sind die Bewertungsschemata der einzelnen Qualitätsparameter bisher noch nicht abschließend zwischen den Überwachungsprogrammen abgestimmt. Um eine möglichst konsistente Ableitung von Zielwerten der verschiedenen Parameter zu erreichen, sollen im Rahmen des UBA-MEER-Projektes zur fachlichen Umsetzung der EU-Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie die Zielwerte der Sichttiefe validiert und mit den Tiefengrenzen der Makrophyten abgeglichen werden. Dazu sollen ausgewählte Regressionsgleichungen verwendet werden, um aus den neuen Referenz- und Zielwerten der Sichttiefe von ERGOM-MOM neue Referenz- und Zielwerte der Makrophyten-Tiefengrenze zu prognostizieren und sie mit den alten Grenzwerten sowie aktuellen Messergebnissen zu vergleichen.

Ein großer Teil der vorhandenen Bewertungsschemata der Küstengewässer orientiert sich an den Vorgaben und Zielsetzungen der EG-Wasserrahmenrichtlinie (EG-WRRL 2000), die mit ihrem Inkrafttreten im Jahr 2000 erstmalig verbindliche Referenz- und Zielwerte gesetzt hat. Die Richtlinie fordert das Erreichen eines „guten ökologischen Zustandes“ (entsprechend dem Zielwert) für das Grundwasser und alle Oberflächengewässer, zu denen auch Küstengewässer zählen. Die Bewertung des ökologischen Zustandes soll über physikalisch-chemische, hydrogeomorphologische und biologische Qualitätskomponenten erfolgen. Neben dem Phytoplankton und dem Makrozoobenthos (benthische wirbellose Fauna) bilden die Makrophyten (Großalgen und Angiospermen) eine der biologischen Qualitätskomponenten. Der ökologische Zustand der Makrophyten wird u. a. mit dem Parameter Tiefengrenze der Vegetation (bzw. spezifischer Vegetationsgruppen oder Arten) bewertet.

Für die offenen Meeresbereiche des Küstenmeeres und der AWZ macht die WRRL keine Vorgaben zum ökologischen Zustand. Auf Grund der zumeist großen Wassertiefe spielen Makrophyten dort keine oder nur eine untergeordnete Rolle bei Zustandsbewertungen. Die für diesen Meeresbereich gültigen Bewertungsschemata beruhen überwiegend auf anderen Parametern, Richtlinien und Vorgaben.

Zwischen der biologischen Tiefengrenze (TG) der Vegetation und den abiotischen Parametern der Wasserqualität Sichttiefe (ST), Chlorophyll a (Chl a) und Nährstoffe besteht ein kausaler Zusammenhang. Dieser lässt sich empirisch über Korrelationen spezifischer (aktueller) Datensätze nachweisen. Die Form bzw. der Grad der Abhängigkeit kann über Regressionsgleichungen beschrieben werden. Diese Korrelationen und Regressionsgleichungen wurden bei der Aufstellung der Bewertungssysteme häufig zur Ableitung von Referenz- und Zielwerten der Parameter verwendet und mittels verfügbarer historischer Daten validiert.

Während bezüglich der Tiefengrenzen der Makrophyten solche historischen Daten vorlagen, fehlten diese aber häufig für die Wasserqualitätsparameter. Deshalb bildeten die Tiefengrenzen

der Makrophyten und deren historischen Referenzwerte oftmals eine Validierungsgrundlage für die berechneten Werte der Wasserparameter, auch wenn aufgrund der eingeschränkten Datenlage die statistische Absicherung zum Teil unbefriedigend war. Eine Änderung der Referenz- oder Zielwerte eines der Wasserqualitätsparameter durch verbesserte Modellierung oder Berechnungsgrundlagen sollte deshalb auch eine Validierung mit den Tiefengrenzen nach sich ziehen.

Die aktuellen Bewertungen für die Sichttiefe beruhen zurzeit noch auf den alten, für die WRRL abgeleiteten Zielwerten (Sagert et al. 2008). Inzwischen wurden aber für die Parameter Nährstoffe, Chlorophyll a und Sichttiefe mittels des Ökosystemmodells ERGOM-MOM neue Zielwerte abgeleitet (BLANO 2014, Schernewski et al. 2015), die für Nährstoffe und Chlorophyll a bereits in die nationale Oberflächengewässerverordnung (OGewV 2016) übernommen wurden. Sie sind auch in die Bewertung des Eutrophierungszustands unter HELCOM (HOLAS II, HELCOM 2018) und die nationale Zustandsbewertung 2018 gemäß Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie (MSRL) eingeflossen.

Allerdings bedürfen die mit ERGOM-MOM neu modellierten Zielwerte für die Sichttiefen noch einer Validierung. Im vorliegenden Bericht wird dafür ein Ansatz vorgeschlagen. Dafür sollen diese neuen Zielwerte für die Sichttiefe mit der Makrophytenbewertung gemäß Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) abgeglichen werden. Konkret soll untersucht werden, inwieweit die neuen Zielwerte für die Sichttiefe das Erreichen des guten Zustands der Makrophyten ermöglichen. Die Überprüfung ist dabei für die unterschiedlichen räumlichen Geltungsbereiche der Werte durchzuführen.

B.2 Zusammenfassung

Ziel der vorliegenden Untersuchung war ein Validierungsansatz für die neuen Referenz- und Zielwerte der Sichttiefe, die aus dem Ökosystemmodell ERGOM-MOM abgeleitet wurden. Dazu sollte ein Vergleich mit den alten Zielwerten für die Sichttiefe vorgenommen werden und ferner ein Abgleich mit den aktuell gültigen Referenz- und Zielwerten der Makrophyten erfolgen. Im Detail war zu prüfen, ob das Erreichen des guten Umweltzustandes der Makrophyten mit den neuen Zielwerten der Sichttiefen noch möglich sein wird.

Die Überprüfung sollte dabei sowohl auf Ebene der Wasserkörper erfolgen als auch auf Ebene der Gewässertypen. Die Wasserkörper sind räumliche Bewertungseinheiten der Wasserrahmenrichtlinie, für die insbesondere die Bewertungssysteme der Makrophyten und damit auch deren Referenz- und Zielwerte relevant sind.

Zwischen den alten und neuen Referenz- und Zielwerten der Sichttiefe gibt es über alle Wasserkörper und Gewässertypen hinweg deutliche Unterschiede. Dabei waren die neuen Zielwerte überwiegend niedriger als die bisherigen Zielwerte und damit weniger streng. Ausnahmen ergeben sich nur für wenige nachgeschaltete Wasserkörper des Gewässersystems Peene/Oder, in denen das Ökosystemmodell ERGOM-MOM ursprünglich entwickelt und mit dem Flusseintragsmodell MONERIS zusammengebracht wurde. Die größten Differenzen zwischen alten und neuen Referenz- und Zielwerten der Sichttiefe sind für den Küstengewässertyp B2a zu beobachten. Wasserkörper dieses Typs unterscheiden sich hinsichtlich der Flusseintrags- und Durchmischungsverhältnisse auch historisch so deutlich voneinander, dass typspezifische Ableitungen von Referenzen gar nicht möglich und zielführend im Sinne der WRRL sind.

Die Unterschiede zwischen den neuen Referenz- und Zielwerten der Sichttiefe und den gültigen Referenz- und Zielwerten der Tiefengrenzen variieren ebenfalls über alle Wasserkörper und Gewässertypen hinweg und auch wieder mit überwiegend deutlich niedrigeren d.h. weniger

strengen Werten bei den neuen Sichttiefen. Ein detaillierter Vergleich und die Analyse der Ursachen ist für alle inneren Küstengewässer möglich, da dort für die Tiefengrenzen auch wasserkörperspezifische Grenzwerte abgeleitet wurden. Strengere Referenz- und Zielwerte der Sichttiefe als Tiefengrenzen ergeben sich nur für den Wasserkörper Kleines Haff, für den keine validen historischen Tiefengrenzen belegbar waren. Dort ist eine fehlerhafte Ableitung der Tiefengrenze durchaus naheliegend. Die größten Differenzen zwischen den neuen Werten der Sichttiefe und den Tiefengrenzwerten ergeben sich für den Küstengewässertyp B3a. Wasserkörper dieses Typs unterscheiden sich hinsichtlich ihrer Sichttiefenwerte so deutlich, dass auch eine wasserkörperspezifische Ableitung von Tiefengrenzwerten – die bisher nicht vorliegt – erforderlich sein könnte. Für die inneren Küstengewässer (Gewässertypen B1 und B2a, B2b) ergeben sich bei einzelnen Wasserkörpern besonders große Differenzen. Auffällig abweichend (positiv wie negativ) zeigen sich die Werte für die

- ▶ B1 Wasserkörper Ribnitzer See/Saaler Bodden, Koppelstrom/Bodstedter Bodden
- ▶ B2a: Greifswalder Bodden, Strelasund, Westrügenschke Bodden, Innere Schlei
- ▶ B2b: Flensburger Innenförde, Orther Bucht, Salzhaff

Die Abweichungen ergeben in sich aber kein eindeutiges Muster. Durch Benutzung der in der Literatur hinterlegten Regressionsgleichungen zur Beschreibung des empirischen Zusammenhangs zwischen Sichttiefe und Tiefengrenze der Makrophyten wurden neue Referenz- und Zielwerte der Tiefengrenzen anhand der neuen Sichttiefen berechnet. Während einige wenige Wasserkörper (Peenestrom, Kleines Haff, Orther Bucht, Salzhaff) strengere Grenzwerte für die Sichttiefe erhalten würden, würden alle anderen Wasserkörper niedrigere d.h. weniger strenge Grenzwerte erhalten. Bei einigen Wasserkörpern würde dies dazu führen, dass ihre aktuellen Tiefengrenzen bereits mit dem guten ökologischen Zustand bzw. nahe dem Zielwert, also der gut/mäßig-Grenze, bewertet würden (B2a: Westrügenschke Bodden, Strelasund; B2b: Orther Bucht; B3a: Pommernbucht, Nord; B3b: Geltinger Bucht, Eckernförder Bucht, Fehmarn Belt, Neustädter Bucht). Ein Wasserkörper (B3a Prerowbucht) würde aktuell sogar eine Tiefengrenze aufweisen, die um über einen Meter tiefer liegt als der neu berechnete Grenzwert. Im Umkehrschluss kann davon ausgegangen werden, dass die neuen Referenz- und Zielwerte der Sichttiefe den guten ökologischen Zustand nicht für alle Wasserkörper zulassen, da die Tiefengrenzen deutlich strenger ausgelegt sind.

Die Ursachen für die Unterschiede und die fehlende Einheitlichkeit der Muster der Abweichungen sind vielfältig. Grundsätzlich wurden sowohl die Sichttiefen als auch die Tiefengrenzen mit Modellansätzen abgeleitet. Entsprechend können bei beiden Parametern Fehleinschätzungen vorgelegen oder es können zu ungenaue Eingangsdaten verwendet worden sein.

Ein Vergleich der aktuellen Messdaten der Sichttiefe mit den Modellwerten aus ERGOM-MOM für die Gegenwartssituation zeigt bereits deutliche Diskrepanzen für einzelne Stationen. Ein Vergleich mit anderen vom Ökosystemmodell ERGOM-MOM abgeleiteten Parametern (Chlorophyll a, TN und TP) zeigt zudem, dass die Sichttiefenwerte nicht immer den Ergebnissen dieser Parameter folgen. Wasserkörper werden anhand der Sichttiefe aktuell abweichend besser oder schlechter eingeordnet als dies die anderen Parameter ergeben.

Die Berechnung der Referenzwerte über einen Korrekturfaktor aus historischen und neu simulierten Werten, die auf aktuellen Messwerten als Ausgangsbasis beruhen, sollte ebenfalls geprüft werden. Nur über einen solchen Korrekturfaktor kann vermutlich ein Teil der Modellwerte mit den historischen Messwerten in Übereinstimmung gebracht werden.

Bei der Ableitung der Klassengrenzen der Seegras-Tiefengrenze wurde ein Widerspruch in Bezug auf die historische 10-m-Referenztiefe von Seegras deutlich. Die in ersten Ansätzen berechnete historische Sichttiefe von 6,25 m liegt ebenfalls deutlich unter den historisch belegten Sichttiefenwerten von ca. 9,5 m, stimmt jedoch in der Größenordnung mit den Werten der historischen Situation aus ERGOM-MOM überein. Diesbezüglich sollte eine Überprüfung der verwendeten Regressionsgleichungen in den verschiedenen Modellen vorgenommen werden, um Klarheit in Bezug auf die Ursachen dieser Unterschiede zu erlangen.

B.3 Material und Methoden

B.3.1 Gewässertypologie/räumliche Bewertungseinheiten

Wie in der Veranlassung erwähnt, haben die verschiedenen Richtlinien und Konventionen unterschiedliche räumliche Schwerpunkte. Referenz- (bester Wert) und Zielwerte (Grenze zum guten Zustand) haben deshalb meist einen spezifischen räumlichen Geltungsbereich. Die kleinteiligste Aufteilung der räumlichen Bewertungseinheiten besitzt dabei die Wasserrahmenrichtlinie.

Für die WRRL wurde eine Gewässertypologie der verschiedenen Oberflächengewässer erarbeitet (Reimers 2005). Diese beinhaltet für die Küstengewässer der Ostsee vier Gewässertypen, von denen auf Basis des Salzgehaltes Untertypen definiert werden können, sofern erforderlich (Tabelle 3-1). Im allgemeinen Sprachgebrauch werden die Gewässertypen B1 und B2 als „innere“ Küstengewässer und die Gewässertypen B3 und B4 als „offene“ (auch „äußere“) Küstengewässer bezeichnet.

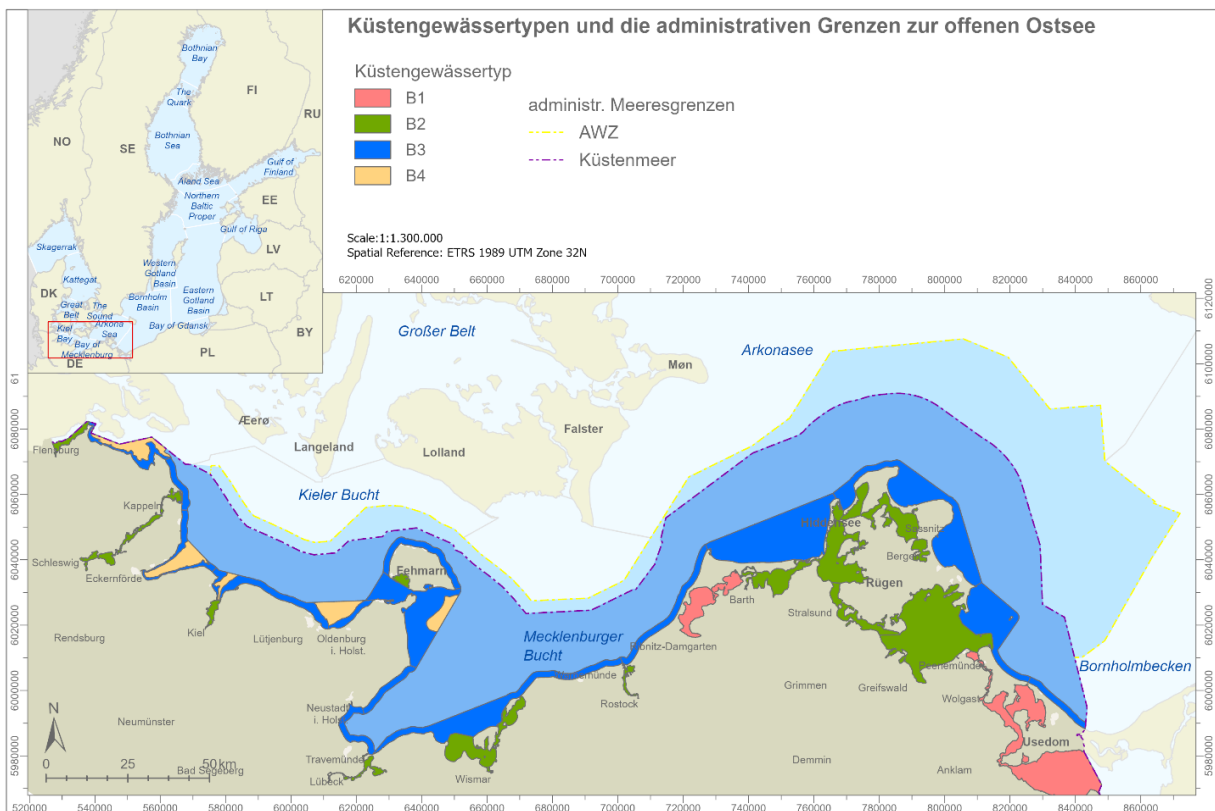
Referenz- und Zielwerte waren im Minimum für jeden Gewässertypen und ggf. auch Untertypen abzuleiten. Die eigentliche Bewertungseinheit der WRRL sind jedoch die sogenannten Wasserkörper. Diese wurden mittels geomorphologischer Grundlagen abgegrenzt und auf Basis der in ihnen vorherrschenden abiotischen Bedingungen den einzelnen Gewässertypen zugeordnet. In der Praxis zeigte sich, dass die abiotischen Bedingungen zwischen Wasserkörpern eines Gewässertyps, aber auch innerhalb einzelner Wasserkörper so variierten, dass diesen Wasserkörpereinheiten unabhängig davon, ob sie dem gleichen Gewässertyp oder Untertyp angehörten, unterschiedliche Referenz- und Zielwerte zugeordnet wurden. Für andere Wasserkörper ergaben sich wiederum kaum abiotische oder bewertungsrelevante Unterschiede, so dass sie mit den gleichen Referenz- und Zielwerten bedacht wurden, auch wenn sie unterschiedlichen Gewässertypen oder Untertypen angehören.

Den Küstengewässern vorgelagert ist das Küstenmeer und im Anschluss daran die Ausschließliche Wirtschaftszone (AWZ), die bei der Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie den Bewertungsraum erweitern und historisch gesehen bei HELCOM als „offene Ostsee“ die Hauptmanagementeinheit zum Schutz der Ostsee darstellt. HELCOM unterteilt die offene Ostsee in die sogenannten HELCOM-Becken. HELCOM-Becken mit deutschen Meeresanteilen sind die Kieler Bucht, die Mecklenburger Bucht, die Arkonasee und das Bornholmbecken.

Tabelle 3-3 Gewässertypologie der deutschen Küstengewässer der Ostsee mit Angabe der wesentlichen abiotischen Definitionsfaktoren und der Anzahl der Wasserkörper (Wk) pro Typ.

B1		B2		B3		B4
oligohalines inneres Küstengewässer		mesohalines inneres Küstengewässer		mesohalines offenes (äußeres) Küstengewässer		meso-polyhalines offenes (äußeres) Küstengewässer, saisonal geschichtet
extrem geschützt		geschützt bis sehr geschützt		mäßig geschützt		mäßig geschützt
B1a	B1b	B2a	B2b	B3a	B3b	
0,5–3	> 3–5	> 5–10	> 10–18	> 5–10	> 10–18	> 10–30
2 Wk	3 Wk	11 Wk	8 Wk	4 Wk	12 Wk	5 Wk

Abbildung 13 Darstellung der Küstengewässertypen und der Becken der offenen Ostsee nach HELCOM.



Quelle: eigene Darstellung, MarILim

B.3.2 Aktuelle gültige Referenz- und Zielwerte der Sichttiefe (ST)

Die aktuell gültigen Referenz- und Zielwerte der Sichttiefe (ST) entstammen der Arbeit von Sagert et al. 2008. Zentrales Ziel dieser Arbeit war die Ableitung von Phytoplanktonindikatoren für die WRRL, wobei die Bewertung mittels sommerlicher Chlorophyll-a-Werte (Chl a) durch bereits vorgegebene internationale Vorgaben eine zentrale Stellung in der Bewertung einnehmen sollte.

Im Zuge der Umsetzung der WRRL konnten kaum historische Angaben zu den Wasserparametern Nährstoffe, Chlorophyll a (kurz Chl a) und ST aus den Küstengewässern der Ostsee ermittelt werden (Sagert et al. 2008). Deshalb wurde der folgende kausale Zusammenhang und die zugehörige Wirkungskette zwischen der Tiefengrenze (TG) der Vegetation, der ST, Chl a und Nährstoffen genutzt:

- ▶ Erhöhte Nährstoffkonzentrationen ermöglichen ein verstärktes Wachstum an Phytoplankton (Cloern 2001, Nielsen et al. 2002) .
- ▶ Die Konzentration an Chl a ist wiederum eine schnell bestimmbare Hilfsgröße für die Menge an Phytoplankton im Wasser (Mischke 2006).
- ▶ Je mehr Phytoplankton im Wasser vorhanden ist, desto stärker wird das eindringende Sonnenlicht gestreut und absorbiert und desto weniger tief dringt Licht ins Wasser vor. Die Sichttiefen verringern sich und man spricht von einer durch diese Eutrophierung (Düngung mit Nährstoffen) hervorgerufenen Verschlechterung des Lichtklimas (Kautsky et al. 1986, Malm et al. 2001).
- ▶ Die geringere Eindringtiefe des Lichts hat eine Verschiebung der Tiefengrenze der Pflanzen zur Folge (Bonsdorff et al. 1997, Boström et al. 2003), da die Lichtmenge an ihrer ursprünglichen unteren vertikalen Verbreitungsgrenze nicht mehr ausreicht um genügend Biomasse für dauerhafte (dichte) Bestände aufzubauen.

Diese kausalen Zusammenhänge können mathematisch durch Regressionsgleichungen beschrieben werden, die in Sagert et al. 2008 für folgende Parameter durchgeführt wurden:

- ▶ Chl a und Gesamt-Stickstoff (TN) sowie
- ▶ Chl a und Secchi-Tiefe (entsprechend Sichttiefe)

Basis für die Analysen waren Daten des Küstenmonitoring zwischen 1980 und 2007 aus dem Zeitraum Mai–September. Da keine ausreichende Datenmenge aus den Gewässern des Typs B1 vorlag, wurde eine weitere Abhängigkeit zwischen der Salinität der Gewässer und TN genutzt, um für jeden Gewässertyp Referenzwerte für TN, Chlorophyll a und Sichttiefe festzulegen.

Die so berechneten Referenzwerte wurden über zwei voneinander unabhängige Verfahren (Vergleich mit historischen Phytoplanktonbiomassen aus Wasmund et al. 2008 und historischen Tiefengrenzen von *Zostera marina* (Reinke 1889) aus den offenen Küstengewässern) verifiziert. Die Verifizierung über die Tiefengrenze erfolgte dabei über eine Regressionsgleichung, die einer anderen Arbeit (Sagert et al. 2005) entstammt. Dabei ist zu beachten, dass diese Regressionsanalysen mit Datensätzen der Jahre 1989–1994 entlang der dänischen Ostseeküste durchgeführt wurden. Enthalten waren dabei nur Stationen aus einem Salzgehaltsbereich zwischen 12 und 26 und die Sommer-Werte der Wasserqualitätsparameter deckten den Zeitraum Juni-August ab (Sagert et al. 2005).

Nach der Verifizierung der Daten wurden abschließend mittels der verschiedenen Regressionsgleichungen Referenz- und Zielwerte für TN, Chl a und ST nach den Vorgaben der WRRL für jeden Küstengewässertyp der Ostsee und teilweise auch der Untertypen abgeleitet. Eine Ableitung auf Ebene der Wasserkörper erfolgte nicht und auch keine nachträgliche Validierung der Sichttiefenwerte mit den finalisierten Referenzwerten der Makrophyten-TG.

B.3.3 Neuberechnung der Referenz- und Zielwerte der Sichttiefe (ST)

Die Neuberechnung der Sichttiefenwerte beruht auf der Arbeit von Schernewski et al. 2015. In diesem Projekt wurden die Referenz- und Zielwerte für Nährstoffe und Chlorophyll a aus der Wasserrahmenrichtlinie für die Ostsee-Küstengewässer überarbeitet und mit den Richtwerten der offenen Ostsee aus dem HELCOM BSAP ("Baltic Sea Action Plan") harmonisiert. Zum Einsatz kam dabei das Ökosystemmodell ERGOM-MOM. Dieses wurde mit MONERIS, einem Model, das den Stoffeintrag aus den Flusseinzugsgebieten in die Ostsee modelliert, verknüpft. Damit wurde eine räumliche Verbindung zwischen den Flusseinträgen und den Umsetzungs- und Austauschprozessen zwischen inneren und offenen Küstengewässern sowie der offenen Ostsee geschaffen. Zwei Modellsimulationen mit den aus MONERIS modellierten Stickstoff (N)- und Phosphor (P)-Einträgen in die Ostsee wurden mit ERGOM-MOM durchgeführt:

- ▶ eine für die Jahre um 1880, die als Referenzzeitraum festgelegt wurden, mit modellierten MONERIS-Mittelwerten des Zeitraums 1881–1885 als Basis und
- ▶ eine für einen aktuellen Zeitraum von 1970 bis 2008 mit modellierten MONERIS-Mittelwerten des Zeitraums 2000–2008 als Basis.

Die relativen Differenzen der modellierten Einzelwerte zwischen diesen beiden Zeiträumen wurden für jede räumliche Zelle des Modells benutzt, um einen gewässer- bzw. stationsspezifischen (Verschlechterungs-)Faktor zu berechnen (historische Werte geteilt durch aktuelle Werte). Für Nährstoffe und Chlorophyll a, die historisch kleinere Werte aufweisen als im aktuellen Zustand, bedeutet dies: Je kleiner dieser Faktor ist, desto stärker weicht die aktuelle von der historischen Situation ab, desto schlechter ist also die aktuelle Situation im Vergleich zur Referenzsituation.

Die eigentliche Ableitung der Referenz- und Zielwerte erfolgte anschließend auf Basis gemessener Monitoringdaten aus dem Zeitraum 2001–2012. Berechnet wurden die Mittelwerte der monatlichen Sommerwerte (Monate Mai bis September: „MJJAS“) pro Jahr für jede Nährstoff-Messstation und im Anschluss der Median der Jahre aus dem angegebenen Zeitraum. Durch Multiplikation der Median-Werte mit dem (Verschlechterungs-) Faktor ergaben sich die Referenzbedingungen für jede Messstation und davon abgeleitet für alle Wasserkörper und die verschiedenen Regionen der offenen Ostsee. Die Zielwerte wurden als 50%ige Zunahme für Nährstoffe und Chl a im Vergleich zur Referenz berechnet. War mehr als eine Messstation pro Wasserkörper vorhanden, wurden die Mediane dieser Stationen gemittelt.

Zur Berechnung neuer Referenz- und Zielwerte der Sichttiefe (ST) wurden historische und aktuelle Sichttiefen mit ERGOM-MOM modelliert und daraus wiederum ein Verschlechterungsfaktor berechnet. Da für die Sichttiefe historische Werte größer sind als im aktuellen Zustand bedeutet dies: Je größer der (Verschlechterungs-) Faktor ist, desto stärker weicht die aktuelle von der historischen Situation ab, desto schlechter ist also die aktuelle Situation im Vergleich zur Referenzsituation. Dieser Faktor wurde dann wiederum mit Messungen der ST multipliziert, um den Referenzwert zu erhalten. Die ST-Messwerte wurden in gleicher Art und Weise wie bei Schernewski et al. 2015 aggregiert und berechnet und stammten

aus dem gleichen Zeitraum (2001–2012). Die ST-Zielwerte wurden anschließend als 25%ige Abnahme im Vergleich zu diesem Referenzwert berechnet. Diese Vorgehensweise der 50%igen Zunahme für Nährstoffe und Chl a sowie der 25%igen Abnahme für Sichttiefen entspricht der gängigen Praxis für erlaubte Abweichungen zwischen Referenz- und Zielwerten zur Einstufung des guten Umweltzustands (Andersen et al. 2011), abhängig von einer positiven oder negativen Reaktion der Parameter auf Eutrophierung. Sie steht im Einklang mit den Vorgaben der WRRL und den Eutrophierungsbewertungen unter OSPAR und HELCOM.

Für einige Wasserkörper konnte keine geeignete Auflösung mit ERGOM-MOM erreicht werden, so dass in diesen Fällen die Faktoren vergleichbarer Wasserkörper übertragen wurden. Dies betrifft vor allem die Wasserkörper der Schlei, der inneren Trave sowie der Bodstedter, der Saaler und der Jasmunder Bodden. Für die nicht aufgelösten Bodden wurden mittlere Faktoren aus verschiedenen Gewässertypen verwendet, während für die Schlei und die innere Trave Faktoren der Unterwarnow direkt übertragen wurden. Diese Angaben spielen insbesondere für die Interpretation der Abweichungen zwischen den Zielwerten der Sichttiefe und den Tiefengrenzen der Makrophyten in diesen Wasserkörpern eine Rolle (s. Kapitel 5.1).

Die auf Wasserkörperebene ermittelten Zielwerte für die Sichttiefe wurden aggregiert, um analog zur Vorgehensweise für Nährstoffe und Chlorophyll auch für die Sichttiefe Zielwerte für die verschiedenen Gewässertypen zu erhalten. Dafür wurde der Median aller Zielwerte der jeweiligen Wasserkörper eines Gewässertyps ermittelt.

B.3.4 Referenz- und Zielwerte der Makrophyten-Tiefengrenzen

Im Rahmen der WRRL wurden im Anschluss an die Gewässertypologie (s. o.) für jeden Gewässertyp historische Referenzzustände der Makrophyten bestimmt und davon ausgehend Bewertungsmodelle zur Bestimmung des ökologischen Zustandes erarbeitet. 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 Gesamtbewertung des ökologischen Zustands wird als sogenannter EQR (Ecological Quality Ratio) angegeben, der zwischen 0 (schlechtester Zustand) und 1 (Referenzzustand) liegen kann. Da die WRRL als Ziel das Erreichen des guten ökologischen Zustandes vorgibt, stellt die Bewertungsgrenze zwischen mäßigem und gutem Zustand den sogenannten Zielwert dar.

Die Bewertungsmodelle für Makrophyten, die in der deutschen Ostsee zur Anwendung kommen, heißen PHYBIBO (**PHY**to**Benthic** Index for **Baltic** inner **CO**astal waters) und BALCOSIS (**Baltic ALgae CO**mmunity analy**SI**s System). Sie werden in unterschiedlichen Gewässertypen angewandt (PHYBIBCO in den Typen B1 und B2, BALCOSIS im Typ B3) und unterscheiden sich hinsichtlich der Ausgestaltung und Anzahl der Bewertungsparameter. Beide Verfahren beinhalten mindestens einen Bewertungsparameter, der eine spezifische Vegetationstiefengrenze umfasst. Die genauen Bewertungshintergründe und fachliche Ableitung der Bewertung sind den jeweiligen Handlungsanweisungen zu entnehmen (Fürhaupter & Meyer 2015b, a). Tabelle 3-2 gibt eine Übersicht der relevanten Kenndaten der beiden Bewertungsmodelle.

Historische Tiefengrenzen liegen vor allem aus den offenen Küstengewässern und einigen inneren Küstengewässern vor. Eine flächendeckende Verfügbarkeit für die verschiedenen Gewässertypen oder Wasserkörper, die die räumliche Bewertungseinheit der WRRL bilden, war nicht gegeben (Selig et al. 2009). Deshalb wurde im Rahmen des Forschungsprojektes ELBO (Schubert et al. 2003, Selig et al. 2003, Schories et al. 2006, Selig et al. 2006) für die inneren Küstengewässer ein pristines Lichtmodell (Domin et al. 2004) entwickelt.

Dieses Modell bestimmt den pristinen Lichtkoeffizienten der verschiedenen Gewässertypen/-einheiten für die inneren Küstengewässer. Das Mischungsverhältnis aus Süß- und Salzwasser wird dabei gewässerspezifisch als Hilfsgröße benutzt, um den natürlichen, pristinen Anteil an gelösten organischen Stoffen aus dem Süßwassereintrag abzuschätzen, der das Lichtklima beeinflusst. Verwendet wurde dabei der mittlere Salzgehaltswert der Gewässertypen/-einheiten in Relation zur den vorgelagerten Ostseebereichen:

$$K_{0(PAR)} = -2,9 \times \frac{\text{Salinität des Bodden}}{\text{Salinität der vorgelagerten Ostsee}} + 3,2$$

$$K_{0(PAR)} = \text{pristiner Lichtattenuationskoeffizient}$$

Mit dem gewässerspezifischen, pristinen Lichtattenuationskoeffizient wurde die historische Verbreitungsgrenze der Makrophyten für jedes Gewässer ("gewässerspezifischer Tiefenreferenzwert") unter Einbeziehung von Oberflächentageslichtdosen eines Referenzjahres sowie artspezifischen Lichtansprüchen modelliert (Selig et al. 2006). Für Spermatophyten (wurzelnde, höhere Pflanzen) wurde dabei ein Lichtanspruch von 10 % der Oberflächenlichtmenge als Ausbreitungsgrenze ermittelt.

Tabelle 3-4 Relevante Kenndaten der Bewertungsmodelle PHYBIBCO und BALCOSIS.

Kenndaten	PHYBIBCO	BALCOSIS
Geltungsbereich	Innere Küstengewässer: Gewässertypen B1 (B1a und b) und B2 (B2a und B2b)	Offene Küstengewässer: Gewässertyp B3 (B3a und B3b)
Biotoptyp	wurzelnde Vegetation (Weichbodenbiotop)	wurzelnde (Weichbodenbiotop) und festhaftende/ epilithisch wachsende Vegetation (Hartbodenbiotop)
Bewertungsrelevante Vegetationsform	Angiospermen und Charophyten (+ 2 spezielle Makroalgen: <i>Fucus vesiculosus</i> , <i>Furcellaria lumbriicalis</i>)	Angiospermen und Makroalgen
Anzahl Bewertungsparameter	2	7
Tiefengrenze	Tiefengrenze wurzelnder Pflanzen	Tiefengrenze von <i>Zostera marina</i> Tiefengrenze von <i>Fucus</i> spp.
Referenzwerte	Gewässertyp- und teilweise Wasserkörper-spezifischer, modellierter Referenztiefenwert	Ein typunabhängiger, aus historischen Daten abgeleiteter Referenztiefenwert für alle äußeren Küstengewässer

Als räumliche Grundeinheiten der Zuweisung von Referenzwerten dienten im Wesentlichen die Wasserkörper (Wk). Vereinzelt wurden sowohl mehrere Wasserkörper zu einer Gewässereinheit zusammengefasst (z.B. die Wk Untertrave, Pötenitzer Wiek, Travemünde) und mit einem Referenzwert belegt, als auch Wasserkörper in kleinere Gewässerabschnitte unterteilt und mit separaten Referenzwerten versehen (z.B. Wk Nordrügenschke Gewässer: Rassower Strom, Breetzer Bodden, Gr. Jasmunder Bodden).

Die Berechnung der Referenztiefen sowie die Definition der Klassengrenzen und des Zielwertes (gut/mäßig-Grenze) wechselten während der Verfahrensentwicklung mehrmals (Selig et al. 2009). Sie basieren für den ursprünglichen ELBO-Forschungsansatz auf einer GIS-Analyse. Diese bestimmte mit Hilfe der modellierten historischen Verbreitungsgrenzen die historisch mit wurzelnder Vegetation bedeckte Fläche für innere Küstengewässer. Klassengrenzen wurden davon ausgehend als 1, 5, 25 und 50 % *Reduktion der Eindringtiefe* des Lichtes definiert. Aus dieser Reduktion der Eindringtiefe werden die Tiefengrenzen der Werteklassen über verschiedene Gleichungen (Selig et al. 2007) berechnet. Die Klassengrenzen wurden also *nicht* als prozentuale *Reduktion der Referenztiefe* definiert und berechnet. Die aktuell gültigen Referenz- und Zielwerte der Makrophyten-Tiefengrenzen basieren auf Selig et al. 2009, wo es zu einer Neukalkulation der Tiefengrenzen auf Grund veränderter Salzgehaltsverhältnisse und in Folge anderer pristiner Lichtattenuationskoeffizienten kam. Bei einer Evaluierung der Bewertungsverfahren (Berg et al. 2014) wurde darauf hingewiesen, dass die Ableitung der Klassengrenzen und damit des Zielwertes nicht den Vorgaben der WRRL entspricht, da Referenzwert und Zielwert unterschiedliche Bewertungsparameter repräsentieren (Tiefengrenze, bedeckte Fläche) und das natürliche Tiefenspektrum der Gewässer Einfluss auf die Bewertung hat.

Für die äußeren Küstengewässer wurde ein ähnlicher Ansatz gewählt. Es wurde ein Berechnungsmodell entwickelt, wonach eine prozentuale Abnahme des Flächenanteils der vegetationsbedeckten Fläche bezogen auf den Referenzwert (historischer Referenzwert) berechnet wurde. Dies erfolgte durch die Festlegung des prozentualen Rückganges des eindringenden Lichtes, woraus sich dann eine Abnahme der besiedelten Fläche in Abhängigkeit vom Bodengefälle ergibt (Schories et al. 2006). Da historische Belege eine Tiefengrenze von 10 m für Einzelpflanzen von *Zostera marina* für die gesamten offenen Küstengewässer belegen (Reinke 1889), wurde dieser Wert als Referenzwert für Einzelpflanzen angesehen. Dabei wurde (wie für die inneren Küstengewässer) festgelegt, dass *Zostera marina* 10 % des Lichtes der Oberflächendosis zur Aufrechterhaltung eines Bestandes benötigt (Blümel et al. 2002). Ausgehend von diesem Tiefenwert, wurde der (pristine) Lichtattenuationskoeffizient berechnet. Die Klassengrenzen wurden dann als prozentuale Abnahme der Lichtattenuation festgelegt und die Tiefengrenzen

- ▶ für *Zostera*-Einzelpflanzen bei Abnahme der Lichtattenuation um 1, 5, 25, und 75 % und
- ▶ für *Zostera*-Bestände mit einem um 5 % höher liegenden Lichtbedarf bei Abnahme der Lichtattenuation um 6, 10, 30 und 80 %

berechnet. Diese Referenz- und Zielwerte waren für alle B3a- und B3b-Wasserkörper gültig und galten ebenfalls in B4 Wasserkörpern, sofern Seegras dort vorkommen sollte. Im Zuge der Interkalibration der Bewertungsschemata zwischen den EU-Mitgliedsstaaten wurden deutsche und dänische Tiefengrenzwerte interkalibriert und nach den Vorgaben der EU-Interkalibration-Groups (EU 2009) aneinander angeglichen. Seither gilt für die offenen Küstengewässertypen ein Referenzwert der *Zostera*-Tiefengrenze von 9,4 m und ein Zielwert von 7,0 m, was einer prozentualen *Reduktion des Referenzwertes* um 25 % entspricht. Nach der Interkalibrierung entspricht die Ableitung des Zielwertes der offenen Küstengewässer den Vorgaben der WRRL.

B.3.5 Regressionsgleichungen

Wie zuvor beschrieben können die empirischen Zusammenhänge zwischen Sichttiefe (ST) und Tiefengrenze (TG) über Korrelationen identifiziert, die Abhängigkeit der Makrophyten-Tiefengrenze von der Sichttiefe durch Regressionsanalysen bestimmt und mathematisch durch

Regressionsgleichungen ausgedrückt werden. Diesbezüglich sind verschiedene Regressionsgleichungen aus der Literatur bekannt, die bei Krause-Jensen et al. 2008 aufgeführt sind.

Sowohl bei der Ableitung der Referenz- und Zielwerte der Sichttiefe (Sagert et al. 2008) als auch der Makrophyten-Tiefengrenze (Schories et al. 2006, Selig et al. 2006) wurde zwar auf diese Regressionsgleichungen eingegangen, aber nur um vereinzelte Werte zu validieren. Die Festlegung der Referenz- und Zielwerte erfolgte aber nicht durch die Verwendung der Gleichungen und es fand auch keine umfangreiche Überprüfung der Werte über die verschiedenen Gewässertypen oder Wasserkörper hinweg statt.

Im Rahmen dieser Untersuchung werden diese Regressionsgleichungen verwendet, um aus den neuen Referenz- und Zielwerten der Sichttiefe von ERGOM-MOM neue Referenz- und Zielwerte der Makrophyten-Tiefengrenze zu prognostizieren und sie mit den alten Grenzwerten sowie aktuellen Messergebnissen zu vergleichen.

Da es sich um empirische Zusammenhänge handelt, die auf Basis gemessener Daten hergestellt und mathematisch bestimmt wurden, unterscheiden sich die Regressionsgleichungen. Dieser Unterschied hängt von verschiedenen Faktoren ab:

- ▶ dem Umfang, d.h. Anzahl der Datensätze,
- ▶ der Qualität (Stärke, Wahrscheinlichkeit der Abhängigkeit),
- ▶ dem Zeitraum der gemessenen Daten,
- ▶ der geographischen Lage der zugrunde liegenden Datensätzen (Salzgehaltsbereich) und
- ▶ der Art der Aggregation der Daten (sofern angegeben).

Keine der in der Literatur vorhandenen Regressionsanalysen (Tabelle 3-3) deckt den Salzgehaltsbereich der deutschen Küstengewässer der Ostsee vollständig ab. Vor diesem Hintergrund wurde auch auf Regressionsanalysen aus dem deutschen Ostseeküstenraum zurückgegriffen, die auf einer Evaluierung der Bewertungsmodelle BALCOSIS und PHYBIBCO beruhen (Berg et al. 2014, Fürhaupter et al. 2014). Da bei der Evaluierung Mediane der monatlichen Werte aus dem Zeitraum 2004–2013 benutzt wurden, fand im Zuge dieser Untersuchung eine weitere Regressionsanalyse mit den Medianen der Monate Mai bis September („MJJAS“) statt (Regressionsgrafiken im Anhang, Seite 115)

Für die eigentliche Überprüfung wurden nur die Regressionsgleichungen verwendet (siehe Tabelle 3-3),

- ▶ die die Abhängigkeit der Tiefengrenze (TG) wurzelnder Pflanzen wie *Zostera marina* beschrieben, da hierfür eine bessere Datengrundlage vorhanden war und
- ▶ die einen großen Datensatz mit unterschiedlichen Salzgehaltsbereichen enthielten.

Tabelle 3-5 Übersicht der zur Verfügung stehenden Regressionsgleichungen zwischen Spermatophyten (Z_c) und Sichttiefe (ST) sowie deren Quellen und Kenndaten. Grün hervorgehoben sind die Gleichungen, mit denen eine Berechnung von Tiefengrenzen im Ergebnisteil erfolgte.

Referenz	Regressionsgleichung	Güte der Regression	Gebiet Zeitraum	Salzgehaltsbereich
Olesen 1996	$Z_c = 1,259 + 0,425 \times ST$	$R^2 = 0,413$ N = 10	Dänemark	
Nielsen et al. 2002	$Z_c = 0,339 + 0,755 \times ST$	$R^2 = 0,61$, N=101	Dänemark	
Sagert et al. 2005	$Z_c = 0,97 + 1,06 \times ST$	$R^2 = 0,668$ N > 101	Dänemark 1989–1994	> 12
Berg et al. 2014, Fürhaupter and Wilken 2015	$Z_c = 0,8145 + 0,7443 \times ST$ (Median Jan–Dez) $Z_c = 1,0603 + 0,707 \times ST$ (Median Mai–Sep)	$R^2 = 0,662$ N = 199	Deutschland 2004–2013	2–17

B.3.6 Vergleichsmesswerte der Tiefengrenzen

Zur Beurteilung und Einordnung der prognostizierten Referenz- und Zielwerte der Tiefengrenze (TG) wurden aktuelle Messwerte der Tiefengrenze aus den Monitoringprogrammen von PHYBIBCO und BALCOSIS herangezogen. Erste Praxistests mit TG-Messwerten stehen aus den inneren Küstengewässern seit 2004 und aus den offenen Küstengewässern seit 2006 zur Verfügung. Die Erhebungen finden jeweils einmal pro Messstation und Jahr zur Hauptvegetationszeit (Juni–September) statt.

Für offene Küstengewässer wird auf Grund der natürlichen Bewuchsverhältnisse meist nur eine Station/Wasserkörper im jährlichen Rhythmus beprobt. Für innere Küstengewässer mit den natürlicherweise großflächig ausgeprägten Bewuchsflächen wurde dagegen insbesondere nach einer Evaluierung der Bewertungssysteme im Jahre 2014/15 ein dichteres Stationsnetz/Wasserkörper mit einem zweimaligen Beprobungsrhythmus alle sechs Jahre erarbeitet.

Die Berechnung der aktuellen Tiefengrenzen (TG) wurde in vergleichbarer Art und Weise durchgeführt wie die der Sichttiefen (ST) für ERGOM-MOM. Berechnet wurden die TG-Werte pro Wasserkörper als Median der Messwerte der verschiedenen Jahre/pro Messstation und bei mehreren Messstationen/Wasserkörpern im Anschluss als Mittelwert der Mediane.

Die Jahreszeiträume zwischen den neuen ST-Werten aus ERGOM-MOM und den TG-Messwerten sind – bedingt durch den späteren Monitoringbeginn der Tiefengrenzen insgesamt und den unterschiedlichen Beginn zwischen inneren und offenen Küstengewässern – nicht vergleichbar.

Für die Tiefengrenzen wurden deshalb für innere Küstengewässer und offene Küstengewässer jeweils zwei Zeiträume separat berechnet und dargestellt:

- ▶ Innere Küstengewässer: 2004–2012 und 2004–2019,
- ▶ Offene Küstengewässer: 2006–2012 und 2006–2019

Bei allen Vergleichen zwischen Messwerten der Sichttiefen (ST) und Tiefengrenzen (TG) muss beachtet werden, dass die Messstationen räumlich voneinander getrennt liegen, da sie auf unterschiedlichen Messkampagnen und Messnetzen beruhen (Abiotik, Nährstoffe <-> Makrophyten). Je nach Küstengewässertyp kann die Entfernung zwischen den Stationen erheblich sein.

B.4 Ergebnisse

B.4.1 Referenz- und Zielwertvergleiche

B.4.1.1 Wasserkörperebene

Bei einem Vergleich der aus ERGOM-MOM neu berechneten Sichttiefengrenzwerte auf Ebene der Wasserkörper mit

- ▶ den alten Werten zur Sichttiefe und
- ▶ den aktuell gültigen Tiefengrenzwerten der Makrophyten,

musste berücksichtigt werden, dass die Vergleichswerte sich zum Teil auf unterschiedliche räumliche Bereiche und damit Aggregationsebenen bezogen. Während ERGOM-MOM für jeden Wasserkörper Sichttiefen (ST) abgeleitet hat, sind die alten Sichttiefenwerte in Sagert et al. 2008 nur auf Gewässertyp bzw. -untertypebene verfügbar. Die Tiefengrenzwerte der Makrophyten (TG-Werte) wiederum nutzen neben Wasserkörpern auch Zusammenfassungen benachbarter Wasserkörper zu Gewässerbereichen (z. B. für das Ästuar Trave) oder ganze Gewässertypen (z.B. B3) für eine Referenz- und Zielwertableitung. Ferner finden sich auch weitere Unterteilungen von Wasserkörpern in Gewässerabschnitte (z. B. Westrügensche Bodden in Vitter, Schaproder und Kubitzer Bodden). Um in diesem Fall einen Vergleich mit den Referenz- und Zielwerten eines Wasserkörpers zu ermöglichen, wurden die Ergebnisse solcher Gewässerabschnitte entsprechend gemittelt. Die Ergebnisse werden im Folgenden als Tabellen und Grafiken dargestellt. Eine vollständige tabellarische Gegenüberstellung der Werte aller Wasserkörper ist dem Anhang auf Seite 112 zu entnehmen.

B.4.1.1.1 Wasserkörper des B1-Typs

In Tabelle 4-1 sind die Differenzen zwischen den alten Sichttiefen (ST) bzw. den Tiefengrenzen (TG) und den neuen Werten aus ERGOM-MOM für die B1-Wasserkörper dargestellt. Eine grafische Darstellung der absoluten Tiefenwerte ist Abbildung 4-1 zu entnehmen.

Die alten rein typspezifischen Sichttiefen (ST) liegen immer deutlich (mindestens 0,5 m) niedriger als die Tiefengrenzwerte der Makrophyten, wie es die Verläufe der verschiedenen Regressionsgleichungen zwischen ST und TG wiedergeben.

B.4.1.1.1.1 Vergleich neue/alte Sichttiefenwerte

Die neu modellierten ST-Werte (Tabelle 4-1) liegen für die B1-Wasserkörper der Darß-Zingster-Boddenkette sehr viel niedriger als die alten ST-Werte (Differenzbereich: > 1,5 m bis 1 m). Für die Wasserkörper Peenestrom, Achterwasser und Kleines Haff nähern sich die neu modellierten ST-Werte den alten an und liegen in drei Fällen sogar über den alten typspezifischen Werten (neuer Zielwert ST Peenestrom, neuer Referenz- und Zielwert ST Kleines Haff).

Vergleicht man die Werte detaillierter, so liegen die neuen ST-Referenzwerte mit einer Ausnahme zwischen 1,81 und 0,13 m niedriger als die alten typspezifischen ST-Referenzwerte. Nur für den Wasserkörper Kleines Haff liegt der neue Referenzwert um 0,32 m höher (entsprechend einer größeren Wassertiefe) als der neue Referenzwert.

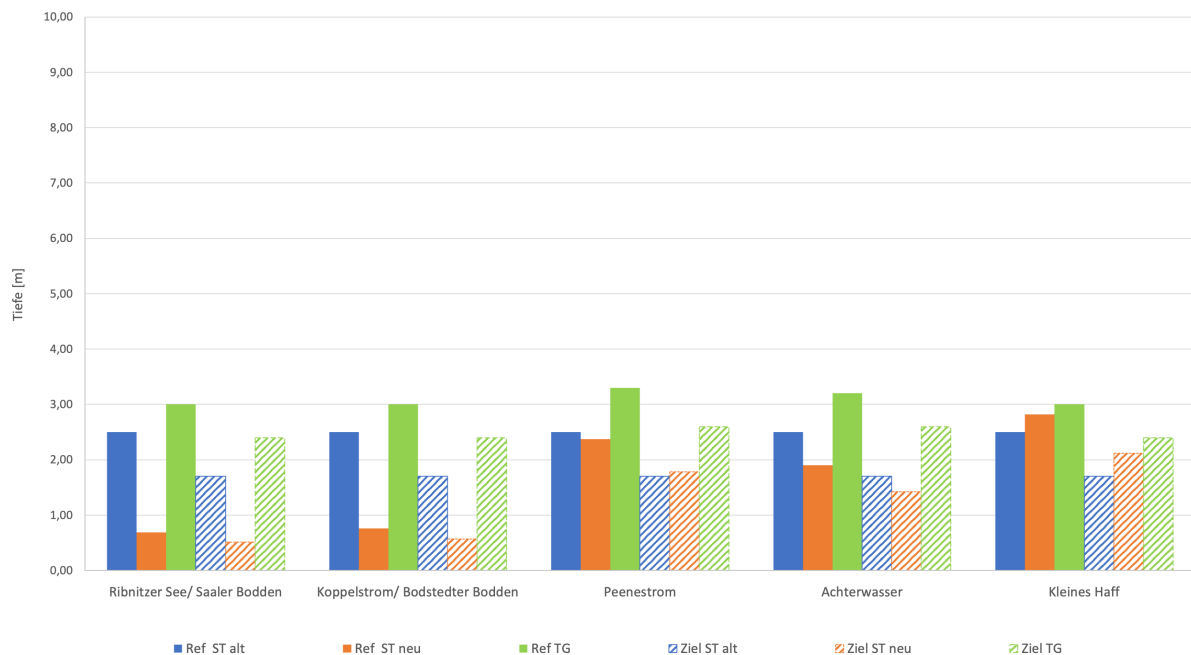
Die Vergleiche der Zielwerte spiegeln weitgehend die Referenzwerte, wobei die Unterschiede (Differenzen) zu den alten Zielwerten mit einer Ausnahme geringer ausfallen. Bei den Zielwerten ergab sich auch für den Wasserkörper Peenestrom mit ERGOM-MOM ein um 0,08 m tieferliegender Zielwert im Vergleich zum alten ST-Zielwert. Der Zielwert des Kleinen Haffs lag, wie schon der Referenzwert tiefer, wobei die Differenz zum alten Zielwert mit 0,42 m auch höher lag als die absolute Differenz der Referenzwerte in diesem Wasserkörper.

Tabelle 4-6 Höhe der Differenz der Referenz- und Zielwerte (gut/mäßig-Grenze) zwischen alten Sichttiefenwerten (Sagert et al. 2008) bzw. der Tiefengrenzen der Makrophyten (Fürhapter & Meyer 2015b) und den (neuen) Sichttiefen (aus ERGOM-MOM 2015) für die Wasserkörper des Gewässertyps B1.

Typ	Wasserkörper		Differenz Sichttiefen (alt) zu ERGOM-MOM		Differenz Tiefengrenzen Makrophyten zu ERGOM-MOM	
			Ref	Ziel	Ref	Ziel
B1a	MV	Ribnitzer See/Saaler Bodden	1,81	1,18	2,31	1,88
B1b	MV	Koppelstrom/Boodstedt. Bodden	1,74	1,13	2,24	1,83
B1b	MV	Peenestrom	0,13	-0,08	0,93	0,82
B1b	MV	Achterwasser	0,60	0,28	1,30	1,18
B1a	MV	Kleines Haff	-0,32	-0,42	0,18	0,28
		Mittelwert der abs. Differenzen	0,92	0,62	1,39	1,20

Positive Werte zeigen geringere Referenz- und Zielwerte bei ERGOM-MOM und negative Werte höhere, entsprechend größeren Wassertiefen. Orange hinterlegt sind die jeweils höchsten Differenzen, grün hinterlegt die jeweils niedrigsten Differenzen.

Abbildung 14 Darstellung der Referenz- (farbige Säulen) und Zielwerte (schraffierte Säulen) der alten Sichttiefe (blau), der neu berechneten Sichttiefe (orange) sowie der Tiefengrenzen der Makrophyten (grün) für die B1-Wasserkörper.



Darstellung der Referenz- (farbige Säulen) und Zielwerte (schraffierte Säulen) der alten (blau), der neu berechneten der Sichttiefe (orange) sowie der Tiefengrenzen der Makrophyten (grün) für die B1-Wasserkörper.

Quelle: eigene Darstellung, MariLim

B.4.1.1.1.2 Vergleich der neuen Sichttiefenwerte mit den Makrophyten-Tiefengrenzen

Aus den Regressionsgleichungen ergeben sich Unterschiede zwischen neuen ST-Werten und TG-Werten, die deutlicher ausgeprägt sind als zwischen neuen und alten ST-Werten (Tabelle 4-1). Dadurch liegt nun auch der Referenzwert der ST des Kleinen Haffs niedriger als der TG-Wert. Die geringsten Differenzen sind für den Wasserkörper Kleines Haff zu verzeichnen (0,18 m), die höchsten Differenzen für die B1-Wasserkörper der Darß-Zingster-Boddenkette mit 2,31 m bzw. 2,24 m.

Die Zielwerte der neuen ST-Werte liegen – wie schon die Referenzwerte – durchgehend niedriger als die TG-Werte der Makrophyten. Die größten Differenzen verzeichnen wiederum die Wasserkörper der Darß-Zingster-Boddenkette. Mit Ausnahme des Kleinen Haffs liegt die absolute Differenz der Zielwerte niedriger als bei den Referenzwerten. Damit zeigt sich, dass auch für die Zielwerte die Regressionsgleichungen zwischen ST und TG anwendbar sind.

B.4.1.1.2 Wasserkörper des B2a-Typs

In Tabelle 4-2 sind die Differenzen zwischen den alten Sichttiefenwerten bzw. den Makrophyten-Tiefengrenzwerten und den Werten aus ERGOM-MOM für die B2a-Wasserkörper dargestellt. Eine grafische Darstellung der absoluten Werte ist Abbildung 4-2 zu entnehmen.

Im Falle des B2a-Typs liegen die alten typspezifischen Sichttiefen (ST) immer deutlich höher (gleichbedeutend mit größeren Wassertiefen) als die Tiefengrenzwerte (TG-Werte). Das

bedeutet, dass die Regressionsgleichungen zwischen ST und TG aus der Literatur nicht erfüllt sind bzw. bei der Festlegung der Werte für diesen Gewässertypus nicht zur Validierung herangezogen worden waren (siehe Kapitel 3.2 und 3.4).

B.4.1.1.2.1 Vergleich der neuen und alten Sichttiefenwerte

Die neu modellierten ST-Werte (Referenz- und Zielwerte, Tabelle 4-2) liegen für die B2a-Wasserkörper immer deutlich niedriger als die alten ST-Werte. Durchgehend ist die Differenz der Zielwerte geringer als die der Referenzwerte.

Die absoluten Differenzen liegen höher als für die B1-Wasserkörper. Die höchste Differenz der Referenzwerte liegt bei 7,42 m, die geringste bei immer noch 4,82 m und 5,44 m bzw. 3,49 m für die Zielwerte.

Die höchsten absoluten Differenzen treten bei den Wasserkörpern Innere und Mittlere Schlei sowie Kleiner Jasmunder Bodden auf, die geringsten Differenzen sind für die Wasserkörper Pötenitzer Wiek und Nordrügenschke Bodden vorhanden.

B.4.1.1.2.2 Vergleich der neuen Sichttiefenwerte mit den Makrophyten-Tiefengrenzen

Die neu modellierten ST-Werte (Referenz- und Zielwerte, Tabelle 4-2) liegen für die B2a-Wasserkörper immer deutlich niedriger als die TG-Werte. Dieser Befund folgt der o.g. Regressionsgleichung, bei der die TG-Werte immer größer sind als die ST-Werte.

Die absoluten Differenzen liegen ebenfalls höher als für B1-Wasserkörper. Die höchste Differenz liegt bei 3,82 m, die geringste bei 1,65 m für Referenzwerte und 3,17 m bzw. 1,34 m für die Zielwerte.

Die höchsten absoluten Differenzen treten bei den Wasserkörpern Greifswalder Bodden und Unterwarnow auf, die geringsten Differenzen sind für die Wasserkörper Innere Schlei und Kl. Jasmunder Bodden vorhanden.

Die Menge an Trübstoffeintrag aus den Süßgewässern (z. B. Gelbstoffe) hat insbesondere bei den inneren Küstengewässern (B1, B2a, b) eine große Bedeutung für das pristene Lichtklima (Schubert et al. 2003). Je höher die Menge an Süßwassereintrag und natürlicher Anteil Trübstoffe sind, desto geringer ist die pristene Sichttiefe und damit auch Referenztiefengrenze der Makrophyten. Die neuen ST-Werte und TG-Werte reflektieren für viele Wasserkörper entsprechende Trübungsverhältnisse: So wurden für die Wasserkörper Innere Schlei und Kleiner Jasmunder Bodden von beiden Systemen die höchsten Trübungen und damit niedrigsten ST und TG-Werte ermittelt. Die niedrigsten Trübungen wurden bei den neuen Sichttiefenwerten für die Pötenitzer Wiek und die Nordrügenschke Bodden und bei den Tiefengrenzen für den Greifswalder Bodden und die Unterwarnow prognostiziert.

Abbildung 4-2 zeigt, dass sich die Wasserkörper Unterwarnow und Nordrügenschke Bodden in Bezug auf die absoluten Sichttiefen und Tiefengrenzen mit den Neuberechnungen unterschiedlich entwickeln: Während bei den TG (Ziel und Referenzwerte) die Tiefenwerte der Nordrügenschke Bodden im Vergleich zum benachbarten Wasserkörper Westrügenschke Bodden niedriger sind, liegen sie bei den neuen ST-Werten höher (d.h. in größeren Wassertiefen) als in den Westrügenschke Bodden. Im Fall der Unterwarnow verhält es sich genau umgekehrt: Die TG-Werte liegen über denen der Trave, die neuen ST-Werte der Unterwarnow sind dagegen verglichen mit der Trave deutlich niedriger. Außerdem sind die Unterschiede zwischen den benachbarten Wasserkörpern innerer und mittlerer Schlei sowie zwischen den benachbarten

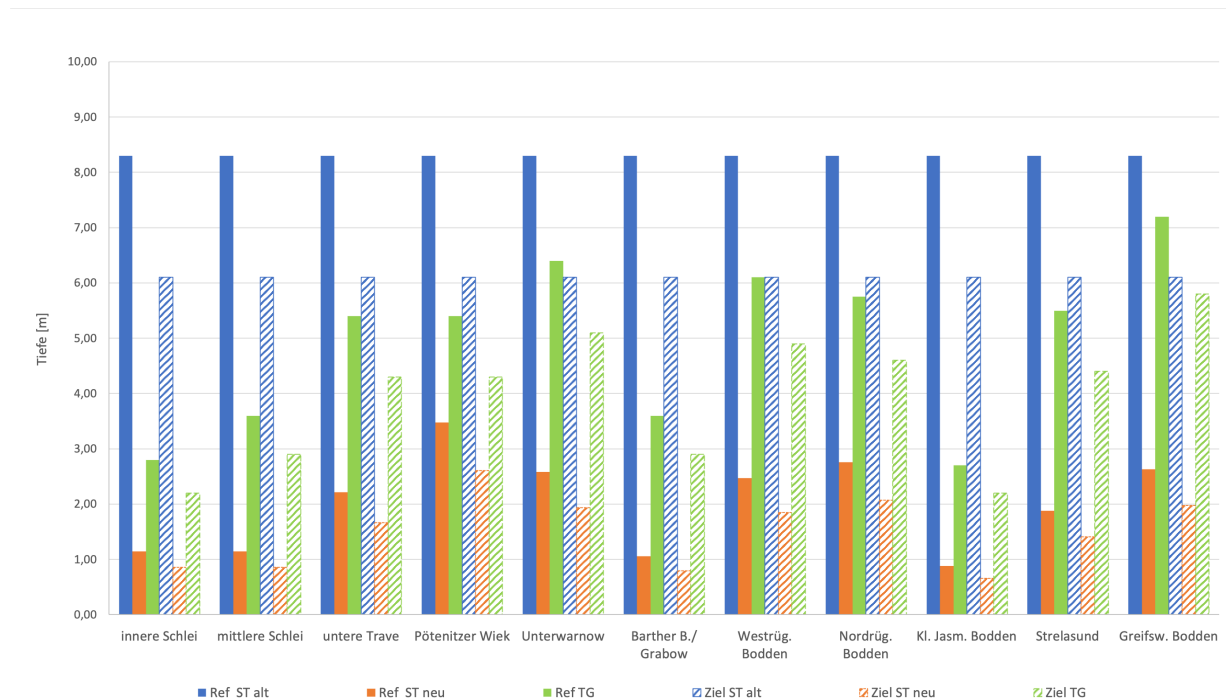
Wasserkörpern Strelasund und Greifswalder Bodden bei den TG-Werten deutlicher ausgeprägt als bei den neuen ST-Werten. Aber hier finden sich keine umgekehrten Verhältnisse.

Tabelle 4-7 Höhe der Differenz der Referenz- und Zielwerte (= gut/mäßig-Grenze) zwischen alten Sichttiefenwerten (Sagert et al. 2008) bzw. der Tiefengrenzen der Makrophyten (Fürhaupter & Meyer 2015b) und den (neuen) Sichttiefen (ERGOM-MOM 2015) für die Wasserkörper des Gewässertyps B2a.

Typ	Wasserkörper		Differenz Sichttiefen (alt) zu ERGOM-MOM		Differenz Tiefengrenzen Makrophyten zu ERGOM-MOM	
			Ref	Ziel	Ref	Ziel
B2a	SH	Innere Schlei	7,15	5,24	1,65	1,34
B2a	SH	Mittlere Schlei	7,15	5,24	2,45	2,04
B2a	SH	Untertrave	6,09	4,44	3,19	2,64
B2a	SH	Pötenitzer Wiek	4,82	3,49	1,92	1,69
B2a	MV	Unterwarnow	5,72	4,17	3,82	3,17
B2a	MV	Barther Bodden, Grabow	7,24	5,30	2,54	2,10
B2a	MV	Westrügensche Bodden	5,83	4,25	3,63	3,05
B2a	MV	Nordrügensche Bodden	5,54	4,03	2,99	2,53
B2a	MV	Kl. Jasmunder Bodden	7,42	5,44	1,82	1,54
B2a	MV	Strelasund	6,42	4,69	3,62	2,99
B2a	MV	Greifswalder Bodden	5,67	4,13	4,57	3,83
		Mittelwert der abs. Differenzen	6,28	4,58	2,93	2,45

Positive Werte zeigen geringere Referenz- und Zielwerte bei ERGOM-MOM an. Orange hinterlegt sind die jeweils höchsten Differenzen, grün hinterlegt die jeweils niedrigsten Differenzen.

Abbildung 15 Darstellung der Referenz- (farbige Säulen) und Zielwerte (schraffierte Säulen) der alten Sichttiefe (blau), der neu berechneten Sichttiefe (orange) sowie der Tiefengrenzen der Makrophyten (grün) für die B2a-Wasserkörper.



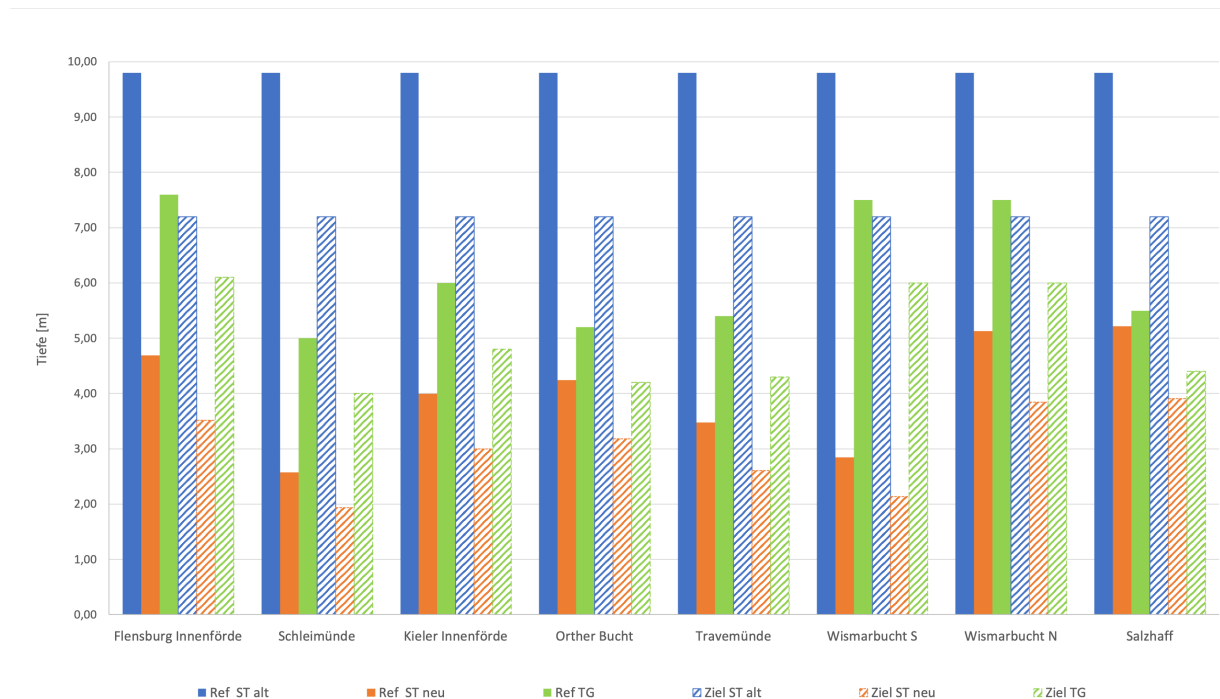
Quelle: eigene Darstellung, MariLim

B.4.1.1.3 Wasserkörper des B2b-Typs

In Tabelle 4-3 sind die Differenzen zwischen den alten Sichttiefenwerten bzw. den Makrophyten-Tiefengrenzwerten und den Werten aus ERGOM-MOM dargestellt. Eine grafische Darstellung der Werte ist Abbildung 4-3 zu entnehmen.

Auch für den B2b-Typ liegen die alten typspezifischen Sichttiefen (ST) immer höher (gleichbedeutend mit größeren Wassertiefen) als die Tiefengrenzwerte (TG-Werte). Das zeigt, dass auch hier bei der Ermittlung der alten Werte entsprechende Korrelationsgleichungen zwischen ST und TG aus der Literatur entweder nicht vorhanden waren oder nicht berücksichtigt wurden.

Abbildung 16 Darstellung der Referenz- (farbige Säulen) und Zielwerte (schraffierte Säulen) der alten Sichttiefe (blau), der neu berechneten Sichttiefe (orange) sowie der Tiefengrenzen der Makrophyten (grün) für die B2b-Wasserkörper.



Quelle: eigene Darstellung, MariLim

B.4.1.1.3.1 Vergleich der neuen und alten Sichttiefenwerte

Tabelle 4-3 zeigt, dass auch die neu modellierten ST-Werte für die B2b-Wasserkörper niedriger liegen als die alten ST-Werte. Dabei sind die Differenzen der Zielwerte durchgehend geringer als die der Referenzwerte. Auch die Unterschiede zwischen den alten und neuen Sichttiefen sind deutlich höher als zwischen neuen Sichttiefenwerten und den Makrophyten-Tiefengrenzen.

Die absoluten Differenzen zwischen alten und neuen Sichttiefen liegen in einem ähnlichen Größenverhältnis wie bei den B2a-Wasserkörpern. Die höchste Differenz liegt bei 7,22 m, die geringste bei immer noch 4,67 m für Referenzwerte und 5,27 m bzw. 3,29 m für die Zielwerte.

Die höchsten Differenzen treten bei den Wasserkörpern Schleimünde und Wismarbuch Süd auf, die geringsten Differenzen sind für die Wasserkörper Wismarbuch Nord und Salzhaff vorhanden.

Tabelle 4-8 Höhe der Differenz der Referenz- und Zielwerte (= gut/mäßig-Grenze) zwischen alten Sichttiefenwerten (Sagert et al. 2008) bzw. der Tiefengrenzen der Makrophyten (Fürhaupter & Meyer 2015b) und den (neuen) Sichttiefen (aus ERGOM-MOM 2015) für die Wasserkörper des Gewässertyps B2b.

Typ	Wasserkörper		Differenz Sichttiefen (alt) zu ERGOM-MOM		Differenz Tiefengrenzen Makrophyten zu ERGOM-MOM	
			Ref	Ziel	Ref	Ziel
B2b	SH	Flensburger Innenförde	5,11	3,68	2,91	2,58
B2b	SH	Schleimünde	7,22	5,27	2,42	2,07
B2b	SH	Kieler Innenförde	5,81	4,21	2,01	1,81
B2b	SH	Orther Bucht	5,56	4,02	0,96	1,02
B2b	SH	Travemünde	6,32	4,59	1,92	1,69
B2b	MV	Wismarbuch S	6,95	5,06	4,65	3,86
B2b	MV	Wismarbuch N	4,67	3,36	2,37	2,16
B2b	MV	Salzhaff	4,59	3,29	0,29	0,49
		Mittelwert der abs. Differenzen	5,78	4,19	2,19	1,96

Positive Werte zeigen geringere Referenz- und Zielwerte bei ERGOM-MOM an. Orange hinterlegt sind die jeweils höchsten Differenzen, grün hinterlegt die jeweils niedrigsten Differenzen.

B.4.1.1.3.2 Vergleich der neuen Sichttiefenwerte mit den Makrophyten-Tiefengrenzen

Die neu modellierten ST-Werte (Referenz- und Zielwerte) liegen auch für die B2b-Wasserkörper niedriger als die TG-Werte. Damit folgen diese Werteverhältnisse grundsätzlich den Vorgaben der Regressionsgleichung, bei der die TG-Werte immer größer sind als die ST-Werte.

Die absoluten Differenzen zwischen neuen ST und TG ist etwas geringer als bei den B2a-Wasserkörpern. Die höchste Differenz liegt bei 4,65 m, die geringste bei nur 0,91 m für Referenzwerte und 3,86 m bzw. 0,49 m für Zielwerte.

Die höchsten absoluten Differenzen treten für die Wasserkörper Wismarbuch Süd und Flensburger Innenförde, die geringsten Differenzen für die Wasserkörper Orther Bucht und Salzhaff auf. Da für die TG der Wasserkörper Wismarbuch Süd nicht eigens mit einem Referenzwert versehen wurde, sondern der Referenzwert der Wismarbuch Nord angesetzt wurde, sind die Unterschiede dort erklärbar. Mit beiden Ansätzen wurden die höchsten Trübungen für Schleimünde prognostiziert. Die Verhältnisse der Wasserkörper Flensburger Innenförde und Salzhaff wurden dagegen unterschiedlich vorhergesagt: Es ergaben sich vergleichsweise geringe Trübungen für die Flensburger Innenförde und höhere Trübungen für das Salzhaff beim Ansatz der TG-Berechnung und eine gegenläufigen Beurteilung beim Ansatz der neuen Sichttiefen-Ableitung.

B.4.1.1.4 Wasserkörper des B3a-Typs

In Tabelle 4-4 sind die Differenzen zwischen den alten Sichttiefenwerten bzw. den Makrophyten-Tiefengrenzwerten und den Werten aus ERGOM-MOM dargestellt. Eine grafische Darstellung der Werte ist Abbildung 4-3 zu entnehmen.

Dieser Typus umfasst lediglich vier Wasserkörper und gehört den äußeren Küstengewässern an. Da sowohl die alten Sichttiefenwerte als auch die Tiefengrenzwerte für den Typ B3a keine wasserkörperspezifischen Werte widerspiegeln, ergeben sich hier keine Unterschiede zwischen den Wasserkörpern.

Anders als für die Wasserkörper des Typs B2 liegen die alten rein typspezifischen Sichttiefen (ST) nun wieder (knapp 1 m) niedriger als die Tiefengrenzwerte der Makrophyten, wie es in den verschiedenen Regressionsgleichungen zwischen ST und TG analysiert wurde.

B.4.1.1.4.1 Vergleich der neuen und alten Sichttiefenwerte

Tabelle 4-4 zeigt, dass für alle Wasserkörper sowohl die Referenzwerte als auch die Zielwerte der neuen Sichttiefe aus ERGOM-MOM durchgehend niedriger als die der alten Sichttiefenwerte liegen. Damit ist auch die Differenz der Zielwerte geringer als die der Referenzwerte.

Die absoluten Differenzen liegen im Schnitt um mehr als einen Meter niedriger als bei den B2-Wasserkörpern. Die höchste Differenz liegt bei 5,68 m, die geringste bei 3,41 m für Referenzwerte und 4,18 m bzw. 2,48 m für Zielwerte. Die höchsten Differenzen treten beim Wasserkörper Pommernbucht Süd auf, die geringste Differenz ist für den Wasserkörper Nord- & Ostrügische Gewässer vorhanden.

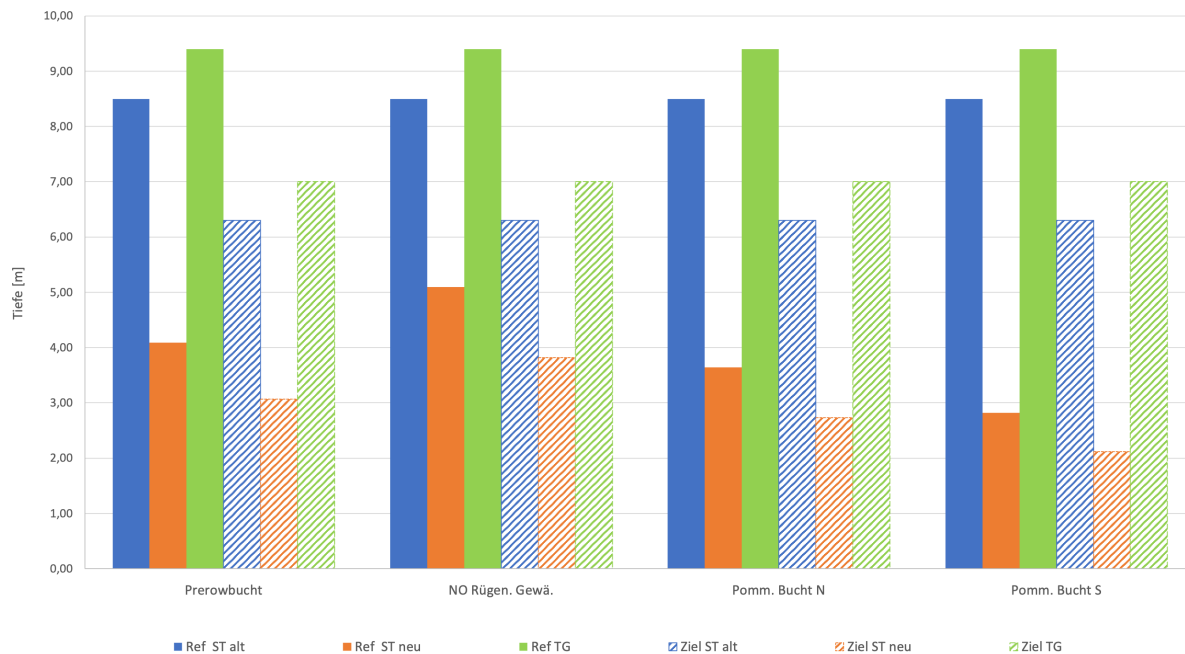
B.4.1.1.4.2 Vergleich der neuen Sichttiefenwerte mit den Makrophyten-Tiefengrenzen

Die neu modellierten ST-Werte (Referenz- und Zielwerte) liegen wieder niedriger als die TG-Werte. Das heißt, die Werte folgen grundsätzlich den Korrelationen aus den Regressionsgleichungen. Die Unterschiede zwischen den Makrophyten-Tiefengrenzen und den neuen Sichttiefenwerten sind ausnahmslos höher als die Differenzen zwischen den alten und neuen Sichttiefen.

Anders als bei den alten Sichttiefenwerten liegen die Differenzen der Werte für B3a-Werte sehr hoch (Tabelle 4-4), im Schnitt bei knapp 5,5 m (Referenzwerte) bzw. etwas über 4 m (Zielwerte). Damit sind die Differenzen für die B3a-Wasserkörper um 2 bzw. 3 m größer als für B2-Wasserkörper. Die höchste absolute Differenz liegt bei 6,58 m, die geringste bei 4,31 m für Referenzwerte und 4,88 m bzw. 3,18 m für die Zielwerte.

Wie schon beim Vergleich der Sichttiefenwerte untereinander sind die geringsten Differenzen für den Wasserkörper Nord- & Ostrügische Gewässer und die größten Differenzen für den Wasserkörper Pommernbucht Süd vorhanden.

Abbildung 17 Darstellung der Referenz- (farbige Säulen) und Zielwerte (schraffierte Säulen) der alten Sichttiefe (blau), der neu berechneten Sichttiefe (orange) sowie der Tiefengrenzen der Makrophyten (grün) für die B3a-Wasserkörper.



Quelle: eigene Darstellung, MariLim

Tabelle 4-9 Höhe der Differenz der Referenz- und Zielwerte (= gut/mäßig-Grenze) zwischen alten Sichttiefenwerten (Sagert et al. 2008) bzw. der Tiefengrenzen der Makrophyten (Fürhapter & Meyer 2015a) und den (neuen) Sichttiefen (aus ERGOM-MOM 2015) für die Wasserkörper des Gewässertyps B3a.

Typ	Wasserkörper		Differenz Sichttiefen (alt) zu ERGOM-MOM		Differenz Tiefengrenzen Makrophyten zu ERGOM-MOM	
			Ref	Ziel	Ref	Ziel
B3a	MV	Prerowbucht/Darß bis Dornbusch	4,41	3,23	5,31	3,93
B3a	MV	Nord- & Ostrügensche Gewässer	3,41	2,48	4,31	3,18
B3a	MV	Pommernbucht N	4,86	3,57	5,76	4,27
B3a	MV	Pommernbucht S	5,68	4,18	6,58	4,88
		Mittelwert der abs. Differenzen	4,59	3,37	5,49	4,07

Positive Werte zeigen geringere Referenz- und Zielwerte bei ERGOM-MOM an. Orange hinterlegt sind die jeweils höchsten Differenzen, grün hinterlegt die jeweils niedrigsten Differenzen.

B.4.1.1.5 Wasserkörper des B3b-Typs

In Tabelle 4-5 sind die Differenzen zwischen den alten Sichttiefenwerten bzw. den Makrophyten-Tiefengrenzwerten und den Werten aus ERGOM-MOM dargestellt. Eine grafische Darstellung der Werte ist Abbildung 4-5 zu entnehmen. Da sowohl die alten Sichttiefenwerte als auch die Tiefengrenzwerte für den Typ B3b keine wasserkörperspezifischen Werte widerspiegeln, ergeben sich hier keine Unterschiede zwischen den Wasserkörpern.

Die alten typspezifischen Sichttiefen (ST) liegen anders als für die B3a-Wasserkörper höher (gleichbedeutend mit größeren Wassertiefen) als die – ebenfalls typspezifischen – Tiefengrenzwerte der Makrophyten und folgen damit nicht den Regressionsgleichungen.

B.4.1.1.5.1 Vergleich der neuen und alten Sichttiefenwerte

Für alle Wasserkörper liegen sowohl die Referenzwerte als auch die Zielwerte der neuen Sichttiefe aus ERGOM-MOM durchgehend niedriger als die der alten Sichttiefenwerte. Durchgehend ist auch die Differenz der Zielwerte wieder geringer als die der Referenzwerte. Die Unterschiede zwischen den alten und neuen Sichttiefen sind – anders als bei B3a-Wasserkörpern – nun jedoch wieder leicht höher als die Unterschiede zwischen den Makrophyten-Tiefengrenzen und den neuen Sichttiefenwerten.

Die absoluten Differenzen liegen in einem ähnlichen Größenverhältnis (etwas geringer) wie bei den B3a-Wasserkörpern. Die höchste Differenz liegt bei 4,59 m, die geringste bei 2,03 m für Referenzwerte und 3,37 m bzw. 1,44 m für die Zielwerte. Die höchsten absoluten Differenzen treten bei den Wasserkörpern Fehmarnsund und Südliche Mecklenburger Bucht/Warnemünde-Darß auf, die geringsten Differenzen sind für die Wasserkörper Bülk/Probstei und Außenschlei vorhanden.

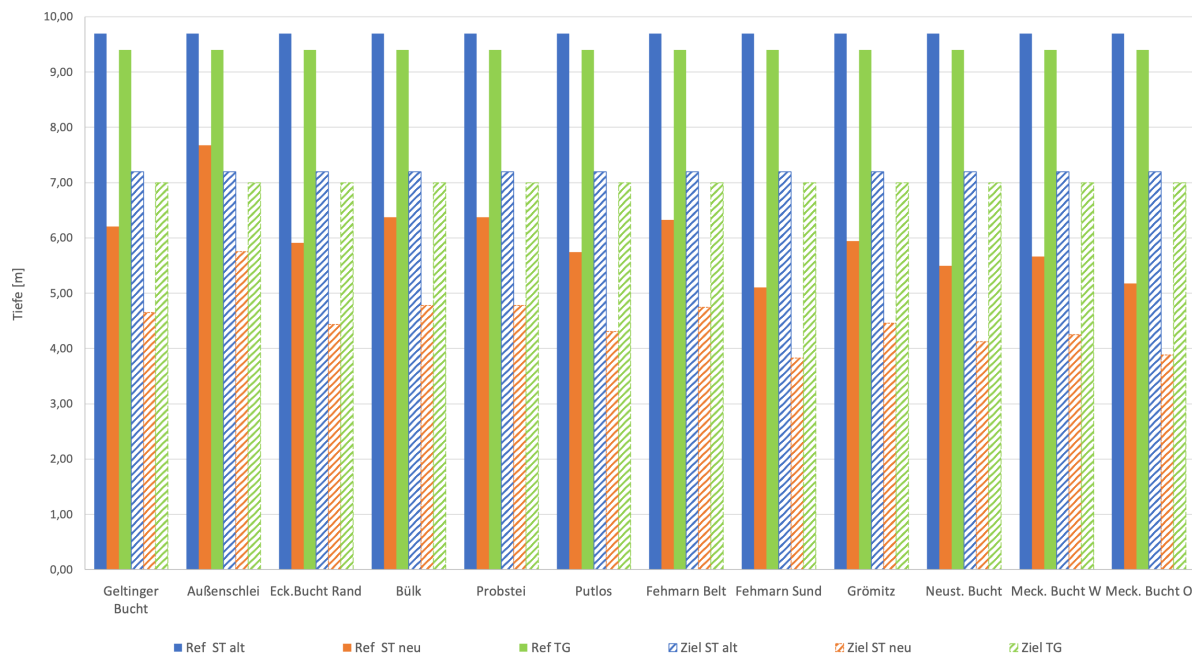
B.4.1.1.5.2 Vergleich der neuen Sichttiefenwerte mit den Makrophyten-Tiefengrenzen

Für alle Wasserkörper liegen sowohl die Referenzwerte als auch die Zielwerte der neuen Sichttiefe aus ERGOM-MOM durchgehend niedriger als die TG-Werte. Das heißt die grundsätzliche Struktur der Regressionsgleichung wird bei den neuen ST-Werten durchgehend eingehalten.

Die absoluten Differenzen zwischen neuen Sichttiefen und Makrophyten-Tiefengrenzen sind zwar geringer als bei den B3a-Wasserkörpern, aber immer noch höher als bei B2-Wasserkörpern. Die höchste Differenz liegt bei 4,29 m, die geringste bei nur 1,73 m für Referenzwerte und 3,68 m bzw. 1,24 m für die Zielwerte. Von den höchsten absoluten Differenzen sind auch hier die Wasserkörper Fehmarnsund und Südliche Mecklenburger Bucht/Warnemünde-Darß betroffen. Die geringsten Differenzen sind für die Wasserkörper Bülk/Probstei und Außenschlei vorhanden.

Insgesamt zeigen sich zwischen den Wasserkörpern des 3b-Typs bei den neuen ST-Werten (mit einer Ausnahme) keine großen Tiefenunterschiede. Eine leichte Abnahme von West nach Ost entlang des Salzgehaltsgradienten der äußeren Küstengewässer ist zu beobachten. Der Wasserkörper Außenschlei weicht bei den neuen ST-Werten auffällig nach oben ab. Da der Verschlechterungsfaktor in einem ähnlichen Rahmen wie für die Probstei liegt, muss dies an besseren aktuellen Sichtbedingungen im Vergleich zur Probstei liegen.

Abbildung 18 Darstellung der Referenz- (farbige Säulen) und Zielwerte (schraffierte Säulen) der alten Sichttiefe (blau), der neu berechneten Sichttiefe (orange) sowie der Tiefengrenzen der Makrophyten (grün) für die B3b-Wasserkörper.



Quelle: eigene Darstellung, MariLim

Tabelle 4-10 Höhe der Differenz der Referenz- und Zielwerte (= gut/mäßig-Grenze) zwischen alten Sichttiefenwerten (Sagert et al. 2008) bzw. der Tiefengrenzen der Makrophyten (Fürhapter & Meyer 2015a) und den (neuen) Sichttiefen (aus ERGOM-MOM 2015) für die Wasserkörper des Gewässertyps B3b.

Typ	Wasserkörper		Differenz Sichttiefen (alt) zu ERGOM-MOM		Differenz Tiefengrenzen Makrophyten zu ERGOM-MOM	
			Ref	Ziel	Ref	Ziel
B3b	SH	Geltinger Bucht	3,50	2,55	3,20	2,35
B3b	SH	Außenschlei	2,03	1,44	1,73	1,24
B3b	SH	Eckernförder Bucht, Rand	3,78	2,76	3,48	2,56
B3b	SH	Bülk	3,33	2,42	3,03	2,22
B3b	SH	Probstei	3,33	2,42	3,03	2,22
B3b	SH	Putlos	3,96	2,89	3,66	2,69
B3b	SH	Fehmarnbelt	3,37	2,45	3,07	2,25
B3b	SH	Fehmarnsund	4,59	3,37	4,29	3,17
B3b	SH	Grömitz	3,75	2,74	3,45	2,54

Typ	Wasserkörper		Differenz Sichttiefen (alt) zu ERGOM-MOM		Differenz Tiefengrenzen Makrophyten zu ERGOM-MOM	
			Ref	Ziel	Ref	Ziel
B3b	SH	Neustädter Bucht	4,20	3,08	3,90	2,88
B3b	MV	Südl. Meckl. Bucht/Travemünde–Warnemünde	4,04	2,95	3,74	2,75
B3b	MV	Südl. Meckl. Bucht/Warnemünde–Darß	4,52	3,32	4,22	3,12
		Mittelwert der abs. Differenzen	3,70	2,70	3,40	2,50

Positive Werte zeigen geringere Referenz- und Zielwerte bei ERGOM-MOM an. Orange markiert sind die jeweils höchsten Differenzen, grün markiert die jeweils niedrigsten Differenzen.

B.4.1.1.6 Wasserkörper des B4-Typs + Offene Ostsee

Makrophyten-Tiefengrenzen wurden für B4-Wasserkörper oder die offene Ostsee (SEA) nie operationalisiert. Angesetzt für den Vergleich wurden die Referenz- und Zielwerte der offenen Küstengewässer, die von historischen Daten abgeleitet wurden, die auch für den Bereich von B4-Wasserkörpern und der offenen Ostsee als Minimalwerte gelten können (Schories et al. 2006). In Tabelle 4-6 sind die Differenzen zwischen den alten Sichttiefenwerten bzw. den Makrophyten-Tiefengrenzwerten und den Werten aus ERGOM-MOM dargestellt. Eine grafische Darstellung der Werte ist Abbildung 4-6 zu entnehmen.

Tabelle 4-11 Höhe der Differenz der Referenz- und Zielwerte (= gut/mäßig-Grenze) zwischen alten Sichttiefenwerten (Sagert et al. 2008) bzw. der Tiefengrenzen der Makrophyten (Fürhaupter & Meyer 2015a) und den (neuen) Sichttiefen (aus ERGOM-MOM 2015) für die Wasserkörper des Gewässertyps B4+offene Ostsee (SEA).

Typ	Wasserkörper		Differenz Sichttiefen (alt) zu ERGOM-MOM		Differenz Tiefengrenzen Makrophyten zu ERGOM-MOM	
			Ref	Ziel	Ref	Ziel
B4	SH	Flensburger Außenförde	3,50	2,55	3,20	2,35
B4	SH	Eckernförder Bucht, Tiefe	4,04	2,96	3,74	2,76
B4	SH	Kieler Außenförde	3,41	2,48	3,11	2,28
B4	SH	Hohwachter Bucht	3,96	2,89	3,66	2,69
B4	SH	Fehmarnsund Ost	3,37	2,45	3,07	2,25
		Mittelwert der abs. Differenzen	3,66	2,67	3,36	2,47
SEA	SH	Kieler Bucht	2,75	1,99	2,45	1,79
SEA	SH/MV	Mecklenburger Bucht	2,98	2,16	2,68	1,96
SEA	MV	Arkonasee	3,00	2,18	2,70	1,98
SEA	MV	Bornholmbecken	2,19	1,56	1,89	1,36

Typ	Wasserkörper	Differenz Sichttiefen (alt) zu ERGOM-MOM		Differenz Tiefengrenzen Makrophyten zu ERGOM-MOM	
	Mittelwert der abs. Differenzen	3,29	2,39	2,99	2,19

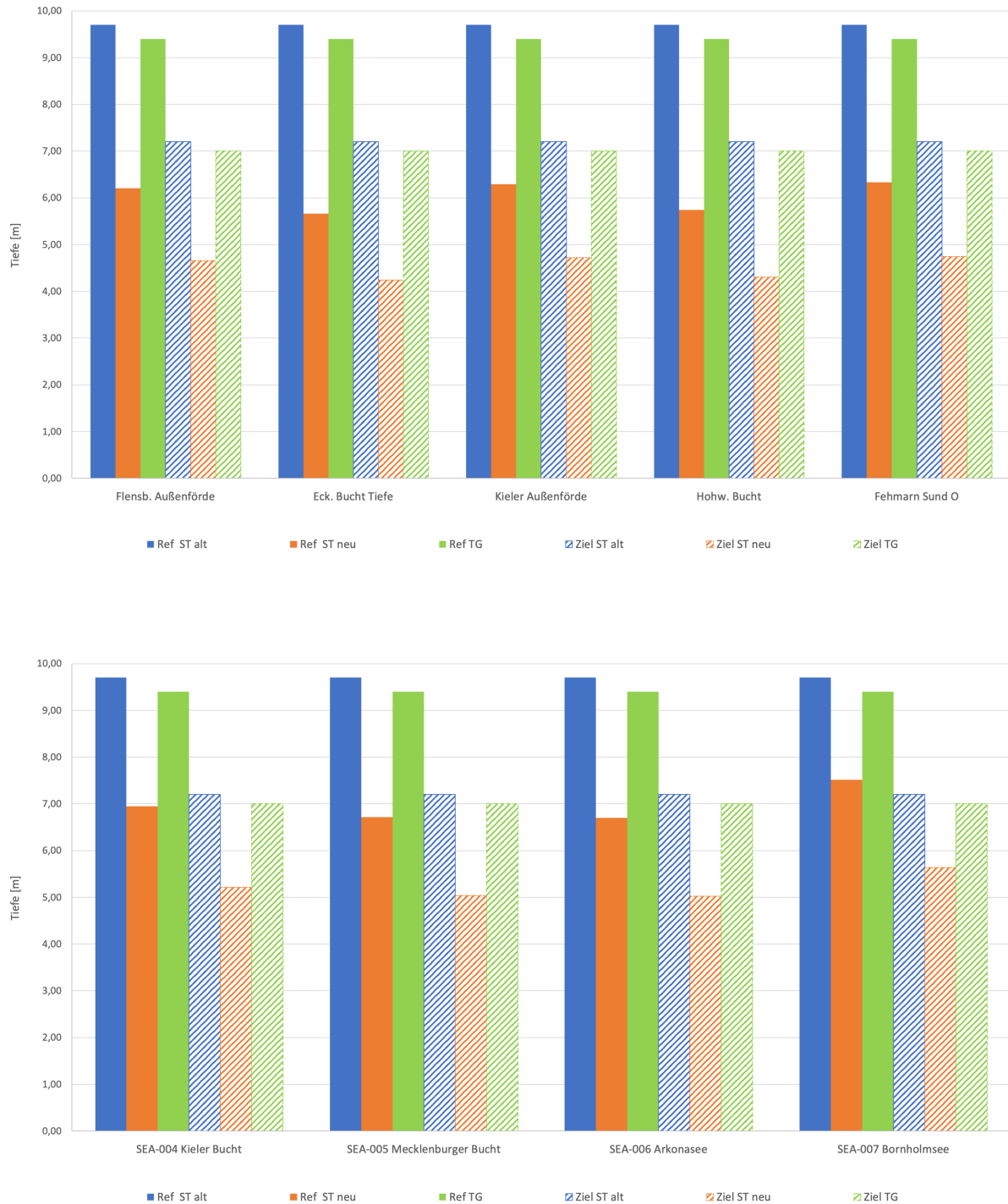
Positive Werte zeigen geringere Referenz- und Zielwerte bei ERGOM-MOM an. Orange hinterlegt sind die jeweils höchsten Differenzen, grün hinterlegt die jeweils niedrigsten Differenzen.

B.4.1.1.6.1 Vergleich der neuen und alten Sichttiefenwerte

Auch für die Wasserkörper des B4-Typs und der offenen Ostsee liegen sowohl die Referenzwerte als auch die Zielwerte der Sichttiefe aus ERGOM-MOM durchgehend niedriger als die entsprechenden Vergleichswerte, und die Differenz der Zielwerte ist durchgehend geringer als die der Referenzwerte. Die Differenzen zwischen den Sichttiefenwerten sind wie bei B3b-Wasserkörpern leicht höher als die Differenzen zwischen den Makrophyten-Tiefengrenzen und den neuen Sichttiefenwerten.

Die absoluten Differenzen liegen leicht niedriger als bei den B3b-Wasserkörpern. Nach den B1-Wasserkörpern zeigen die B4-Wasserkörper und die Werte der offenen Ostsee damit die geringsten Differenzen. Die höchste Differenz liegt bei 4,04 m, die geringste bei 2,19 m für Referenzwerte und 2,96 m bzw. 1,56 m für die Zielwerte. Die höchsten absoluten Differenzen treten beim Wasserkörper Eckernförder Bucht Tiefe und der Arkonasee auf, die geringsten Differenzen sind für den Wasserkörper Fehmarn Sund Ost und das Bornholmbecken vorhanden.

Abbildung 19 Darstellung der Referenz- (farbige Säulen) und Zielwerte (schraffierte Säulen) der alten Sichttiefe (blau), der neu berechneten Sichttiefe (orange) sowie der Tiefengrenzen der Makrophyten (grün) für die B4-Wasserkörper (oben) und die HELCOM-Regionen der offenen Ostsee (unten).



Quelle: eigene Darstellung, MarILim

B.4.1.1.6.2 Vergleich der neuen Sichttiefenwerte mit den Makrophyten-Tiefengrenzen

Die absolute Differenz zwischen neuen ST und Makrophyten-TG liegt im Mittel ebenfalls leicht niedriger als bei den B3b-Wasserkörpern, aber höher als bei B2- und B1-Wasserkörpern. Die höchste Differenz liegt bei 3,74 m, die geringste bei nur 1,89 m für Referenzwerte und 2,76 m bzw. 1,36 m für die Zielwerte. Beim Vergleich der neuen Sichttiefen mit den Tiefengrenzen sind die gleichen Wasserkörper/HELCOM-Regionen in identischer Weise betroffen.

B.4.1.2 Gewässertypen (typspezifischer Vergleich)

Eine Gegenüberstellung der Werte auf Ebene der Gewässertypen ist dem Anhang, Seite 114 zu entnehmen. In den von ERGOM-MOM übermittelten Daten war eine Trennung in Gewässertypen nach Bundeslandzugehörigkeit vorgegeben, die vorerst für den Vergleich übernommen wurde. Dadurch wird neben Wasserkörper und Gewässertyp eine weitere Ebene ohne Richtlinienbezug definiert.

Tabelle 4-12 Differenz der Referenz- und Zielwerte (= gut/mäßig-Grenze) zwischen alten Sichttiefenwerten (Sagert et al. 2008) bzw. der Tiefengrenzen der Makrophyten (Fürhapter & Meyer 2015a) und den (neuen) Sichttiefen (aus ERGOM-MOM 2015) für die verschiedenen Gewässertypen und die offene Ostsee sowie Mittelwerte (MW) und Standardabweichung (STABW) der Differenzen pro Wasserkörper und Gewässertyp.

Typ			Sichttiefe (alt) zu ERGOM-MOM		Tiefengrenze Makrophyten zu ERGOM-MOM	
			Ref	Ziel	Ref	Ziel
B1	MV	Differenz	0,60	0,28	1,10	0,98
		MW / STABW	0,60 / 0,80	0,28 / 0,51	1,10 / 0,90	0,98 / 0,68
B2a	SH	Differenz	6,62	4,42	2,82	2,34
		MW / STABW	6,23 / 0,86	4,03 / 0,64	3,18 / 0,94	2,65 / 0,78
B2b	SH	Differenz	5,81	3,21	1,41	1,31
		MW / STABW	5,24 / 0,99	4,18 / 0,74	1,89 / 1,31	1,96 / 1,02
B3a	SH	Differenz	4,63	3,40	5,53	4,10
		MW / STABW	4,63 / 0,95	3,40 / 0,71	5,53 / 0,95	4,10 / 0,71
B3b	SH	Differenz	3,63	2,64	3,33	2,44
		MW / STABW	3,96 / 0,68	2,89 / 0,51	3,66 / 0,68	2,50 / 0,51
B4	SH	Differenz	3,50	2,55	3,20	2,35
		MW / STABW	3,50 / 0,32	2,55 / 0,24	3,20 / 0,32	2,35 / 0,24

Typ			Sichttiefe (alt) zu ERGOM-MOM		Tiefengrenze Makrophyten zu ERGOM-MOM	
SEA	SH/MV	Differenz	2,23	1,97	2,43	1,77
		MW / STABW	2,73 / 0,38	1,97 / 0,28	2,43 / 0,38	1,77 / 0,28

Orange hinterlegt sind die jeweils höchsten Differenzen, grün hinterlegt die jeweils niedrigsten Differenzen; in roter Schrift die jeweils höchsten und in grüner Schrift die jeweils geringsten MW/STABW.

In Tabelle 4-7 sind die Differenzen zwischen den alten Sichttiefenwerten bzw. den Makrophyten-Tiefengrenzwerten und den Werten aus ERGOM-MOM als Übersicht auf Gewässertypenebene dargestellt. In der Tabelle sind außerdem die Mittelwerte der Differenzen und ihre Standardabweichungen der Wasserkörper/Küstentyp angegeben, um Hinweise auf besonders hohe Variabilität pro Gewässertyp zu erhalten. Eine grafische Darstellung der Werte ist Abbildung 4-7 zu entnehmen.

B.4.1.2.1 Vergleich der alten und neuen Sichttiefenwerte

Beim Vergleich zwischen alten und neuen Sichttiefengrenzwerten sind – wie schon bei der Betrachtung der Einzelwasserkörper angemerkt – die größten Unterschiede beim Gewässertyp B2a festzustellen, einem Typen der inneren Küstengewässer. Die Differenzen liegen dabei vor allem für die Wasserkörper der schleswig-holsteinischen Küste sehr hoch. Die Werte weichen um mehr als 6,50 m (Referenzwert) bzw. 4,40 m (Zielwert) voneinander ab. Die geringsten Unterschiede sind beim Küstengewässertyp B1 zu beobachten. Hier liegen die Unterschiede nur bei 0,60 m (Referenzwert) bzw. 0,28 m (Zielwert). Betrachtet man die Gradienten der verschiedenen Gewässertypen, die sich von den inneren Süßwasserbereichen bis in die offene Ostsee erstrecken, so sind die geringsten Unterschiede zwischen neuen und alten Sichttiefen bei den innersten, dem Süßwasser am nächsten gelegenen Gewässertyp B1 und der offenen Ostsee (B4, SEA) vorhanden, während die Unterschiede bei den „dazwischenliegenden“ Typen durchgehend sehr hoch sind.

Sieht man sich Mittelwert und Standardabweichung der Differenzen an, so zeigen diese beiden Gewässertypen auch die niedrigsten Werte. Dabei ist der Mittelwert (MW) des B1-Typus geringer als der des B4-Typus. Für die Standardabweichung (STABW) verhält es sich jedoch genau umgekehrt. Die höhere STABW ist darauf zurückzuführen, dass zwei Wasserkörper des B1-Typus (Ribnitzer See/Saaler Bodden und Koppelstrom/Bodstedter Bodden) größere Unterschiede zwischen den Werten aufweisen als die übrigen Wasserkörper, während sich die Differenzen der Werte bei den B4-Wasserkörpern untereinander sehr ähnlich sind.

Auch in Bezug auf die stärksten Differenzen unterscheiden sich die Gewässertypen mit dem höchsten Mittelwert (B2a-Typ) von denen mit der höchsten Standardabweichung der Differenzen (B2b-Typ). Das heißt, die inneren Küstengewässer des B2a-Typs zeigen wasserkörperübergreifend durchgehend hohe Differenzen zwischen alten und neuen Sichttiefenwerten, während einzelne Wasserkörper des B2b-Typs besonders hohe Differenzen aufweisen (z. B. Schleimünde).

B.4.1.2.2 Vergleich der Makrophyten-Tiefengrenzen und neuen Sichttiefenwerte

Beim Vergleich zwischen TG- und neuen ST-Werten sind – wie schon bei der Betrachtung der Einzelwasserkörper angemerkt – die größten Unterschiede beim Gewässertyp B3a, einem Typen

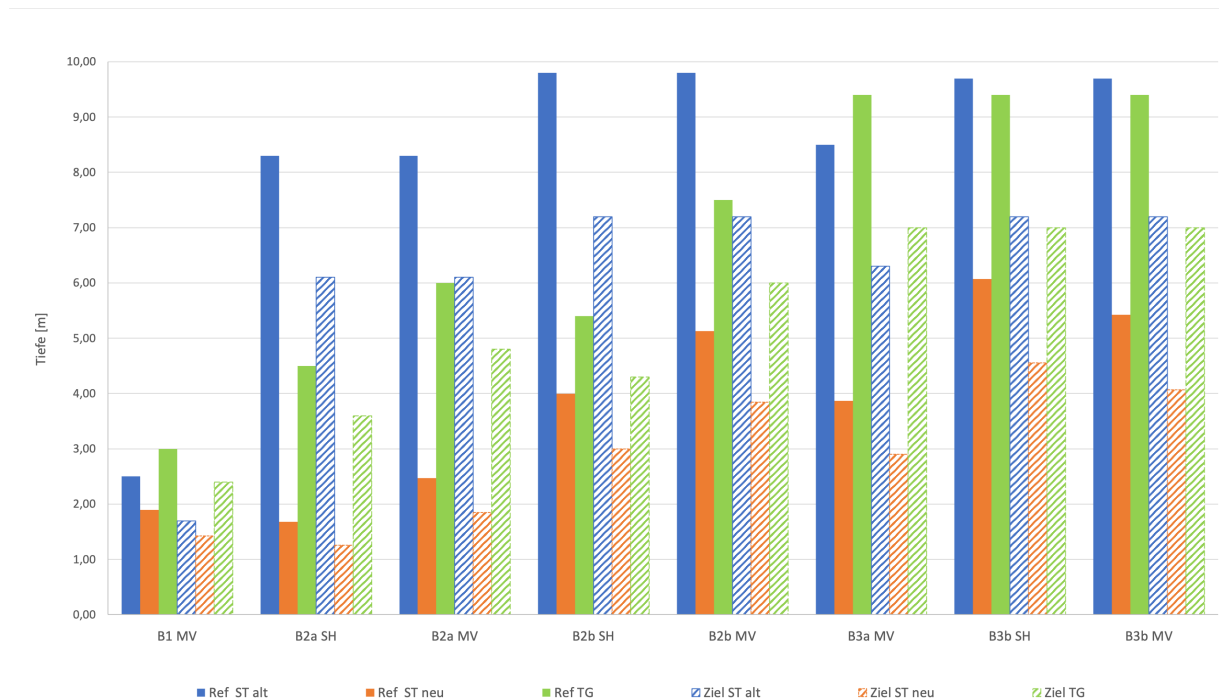
der offenen Küstengewässer, festzustellen. Die Werte weichen um mehr als 5,5 m (Referenzwert) bzw. 4,0 m (Zielwert) voneinander ab. Die geringsten Unterschiede sind beim Küstengewässertyp B1 zu beobachten. Hier liegen die Unterschiede nur bei 1,10 m (Referenzwert) bzw. 0,98 m (Zielwert).

Die Unterschiede bei den Gewässertypen B2 fallen durchgehend geringer aus als zwischen alten und neuen Sichttiefen, was jedoch vor allem darauf zurückzuführen ist, dass für die TG-Werte wie für die neuen ST-Werte ein wasserkörperspezifischer Ansatz zur Ableitung von Grenzwerten verfolgt wurde.

Sieht man sich Mittelwert und Standardabweichung der Differenzen an, so zeigt sich nur teilweise ein ähnliches Bild: Zwar ist der Mittelwert (MW) des B1-Typus am geringsten, doch auch hier ist der geringste Wert der Standardabweichung bei den B4-Wasserkörpern zu finden. Dies liegt ebenfalls an der deutlich unterschiedlichen Grenzwerteinschätzung der Sichttiefe für die Wasserkörper Ribnitzer See/Saaler Bodden und Koppelstrom/Bodstedter Bodden.

Tabelle 4-7 zeigt, dass sich die Gewässertypen bei den TG mit dem höchsten Mittelwert (B3a-Typ) von denen mit der höchsten Standardabweichung der Differenzen (B2b-Typ) stark unterscheiden. Das lässt sich dadurch erklären, dass die inneren Küstengewässer des B3a-Typs Wasserkörper-übergreifend durchgehend hohe Differenzen zwischen Tiefengrenzen und neuen Sichttiefenwerten zeigen, während einzelne Wasserkörper des B2b-Typs besonders hohe Differenzen untereinander aufweisen (z. B. Wismarbuch S).

Abbildung 20 Darstellung der Referenz- (farbige Säulen) und Zielwerte (schraffierte Säulen) der alten Sichttiefe (blau), der neu berechneten Sichttiefe (orange) sowie der Tiefengrenzen der Makrophyten (grün) für die Küstengewässertypen und -untertypen.



Quelle: eigene Darstellung, MariLim

B.4.2 Prognose neuer Tiefengrenzen auf Basis der neuen Sichttiefenwerte

Auf Basis der empirischen Zusammenhänge zwischen Sichttiefe und Tiefengrenze können neue Referenz- und Zielwerte der Tiefengrenzen aus den neuen Werten der Sichttiefe von ERGOM-MOM berechnet werden. Die Neuberechnung wurde über spezifische Regressionsgleichungen (siehe Kapitel 3.5) auf der Ebene der Wasserkörper durchgeführt.

Ein Vergleich der Regressionsgleichungen ergibt für den Ansatz nach Sagert et al. (2005) durchgehend die höchsten Referenz- und Zielwerte der Makrophyten, die damit auch am nächsten an den aktuell gültigen Grenzen liegen. Deshalb beziehen die entsprechenden Grafiken nur diese Werte mit ein und auch in den Texten wird überwiegend der Unterschied zwischen der Prognose nach Sagert et al. (2005) und den derzeit gültigen Werten beschrieben.

B.4.2.1 B1-Wasserkörper

Durch Einsetzen der neuen Sichttiefenwerte aus ERGOM-MOM in die Regressionsgleichungen ergeben sich überwiegend niedrigere Referenz- und Zielwerte als die aktuell gültigen Werte. Eine Ausnahme bildet der Wasserkörper Kleines Haff, der bei Berechnung nach Sagert et al. (2005) und Fürhaupter & Meyer (2015a) für die Monate Mai bis September tiefere, also „strengere“ Referenz- und Zielwerte erhalten würde. Für die Neuberechnung nach Sagert et al. (2005) ist dies auch für den Wasserkörper Peenestrom gegeben. Die B1-Wasserkörper der Darß-Zingster-Boddenkette zeigen dagegen eine andere Tendenz hin zu deutlich abgeschwächten Grenzwerten für die Tiefengrenzen.

Tabelle 4-13 Übersicht der aktuell gültigen und der neu prognostizierten Referenz- und Zielwerte der Makrophyten-Tiefengrenzen für die Wasserkörper des Gewässertyps B1. Die Neuberechnung wurde auf Basis unterschiedlicher Regressionsgleichungen und der neuen Sichttiefenwerte (aus ERGOM-MOM 2015) durchgeführt.

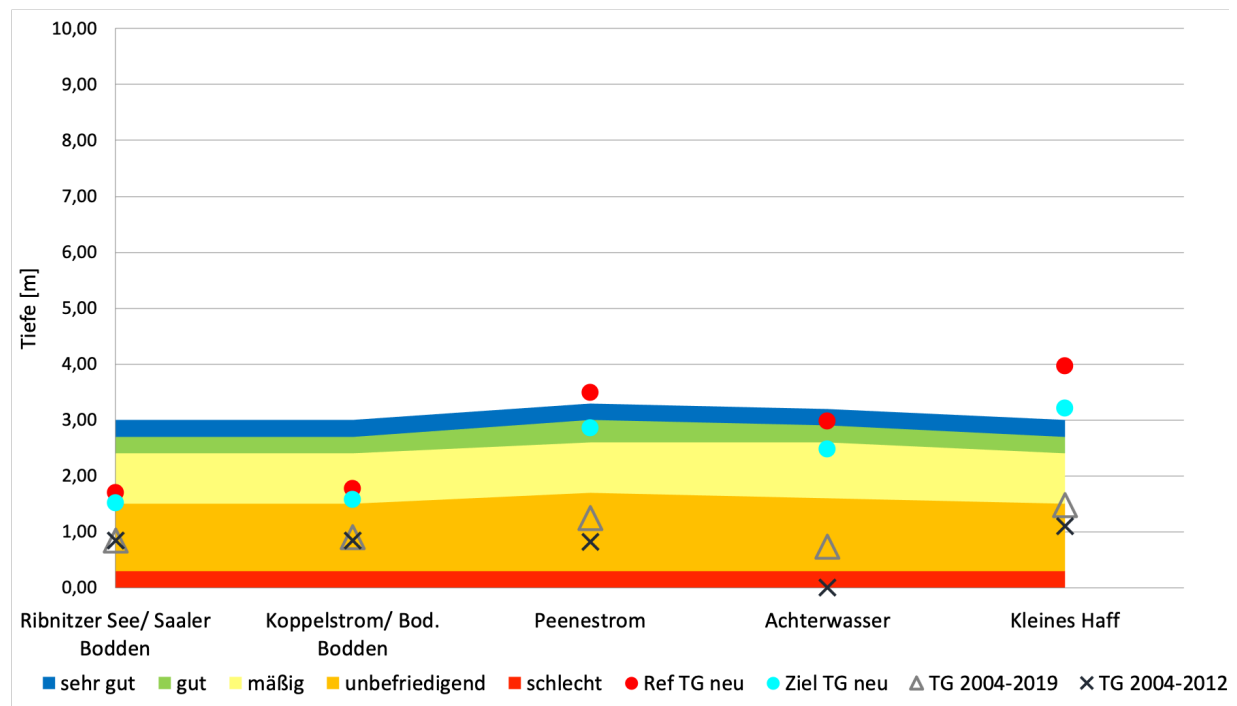
Typ	Wasserkörper		Makrophyten-Tiefengrenzwerte							
			Bisher gültig		nach Sagert et al. (2005) (MJJAS)		nach Fürhaupter & Mayer (2015a) (MJJAS)		nach Fürhaupter & Mayer (2015a) (J-D)	
			Ref	Ziel	Ref	Ziel	Ref	Ziel	Ref	Ziel
B1a	MV	Ribnitz. See/Saaler B.	3,00	2,40	1,70	1,52	1,55	1,42	1,33	1,20
B1b	MV	Koppelstr./Bood. B.	3,00	2,40	1,77	1,57	1,60	1,46	1,38	1,24
B1b	MV	Peenestrom	3,30	2,60	3,49	2,86	2,74	2,32	2,58	2,14
B1b	MV	Achterwasser	3,20	2,60	2,98	2,48	2,40	2,07	2,23	1,87
B1a	MV	Kleines Haff	3,00	2,40	3,96	3,21	3,05	2,56	2,91	2,39

Zeitperioden MJJAS: Monate Mai bis September / J-D: Monate Januar bis Dezember. Orange hinterlegt sind die jeweils höchsten Differenzen, grün hinterlegt die jeweils niedrigsten Differenzen.

Im Vergleich zu den aktuellen Messungen der Tiefengrenzen würden die Wasserkörper Peenestrom und Kleines Haff mit diesen neuen TG-Grenzwerten abgewertet, die übrigen Wasserkörper dagegen aufgewertet. Für die Darß-Zingster-Boddenkette würde sich eine Aufwertung in den mäßigen Zustand ergeben. Das Kleine Haff und der Peenestrom würde sich

dem schlechten ökologischen Zustand annähern. Eine Änderung von Zustandsklassen ist damit nicht ausgeschlossen.

Abbildung 21 Darstellung der neu berechneten Referenz- (rote Punkte) und Zielwerte (blaue Punkte) der Makrophyten-Tiefengrenze nach Korrelation von Sagert et al. 2005, der gemessenen Tiefengrenzen im Zeitraum 2004–2012 (schwarze Kreuze) und im Zeitraum 2004–2019 (graue Dreiecke) und der alten Bewertungsklassen der Tiefengrenze (farbige Flächen) für die B1-Wasserkörper.



Quelle: eigene Darstellung, MariLim

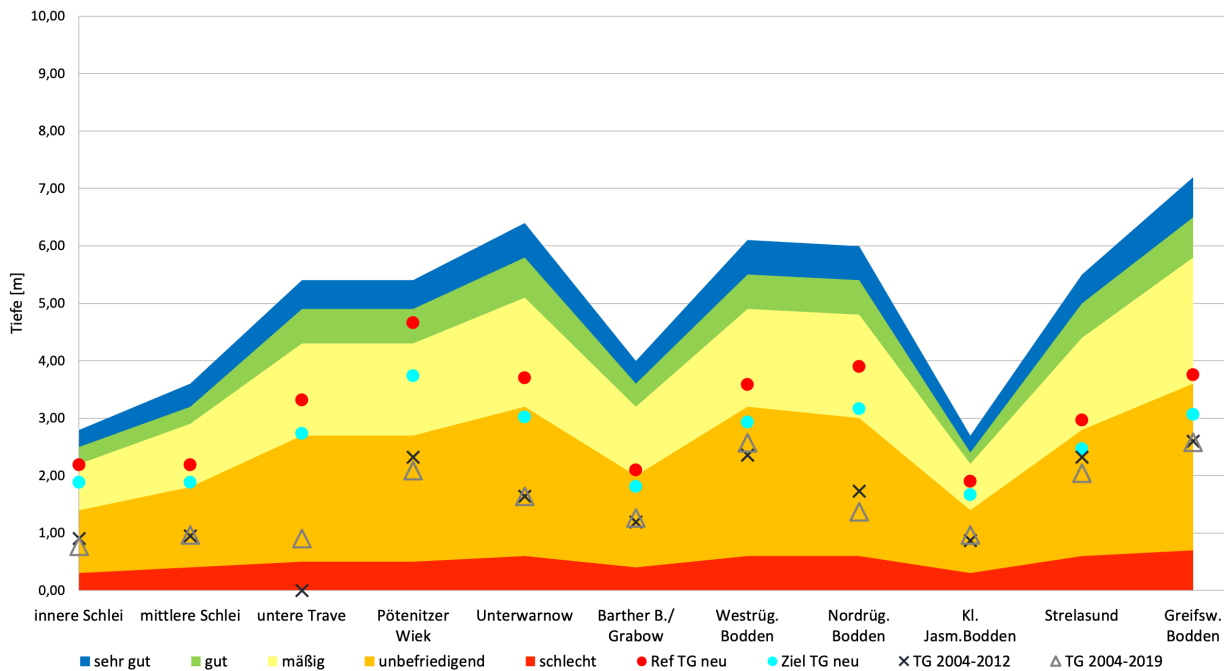
B.4.2.2B2a-Wasserkörper

Durch Einsetzen der neuen Sichttiefenwerte aus ERGOM-MOM in die Regressionsgleichungen ergeben sich für alle Wasserkörper verglichen mit den aktuell gültigen Werten durchgehend niedrigere Referenz- und Zielwerte für die Tiefengrenzen (Tabelle 4-9). Die Unterschiede sind für einige Wasserkörper wie den Greifswalder Bodden, den Strelasund und die Unterwarnow mit Unterschieden zwischen 2,5 bis knapp unter 3,5 m besonders hoch. Für andere Wasserkörper (Innere und Mittlere Schlei, Kleiner Jasmunder Bodden) sind die Unterschiede dagegen eher gering und divergieren um weniger als 1 m.

Zieht man die aktuellen Messwerte aus den verschiedenen Wasserkörpern hinzu wird deutlich, dass durch die Neuberechnung einige der Wasserkörper wie insbesondere der Strelasund, die Westrügenschens Bodden, Greifswalder Bodden und Grabow mit diesen Tiefengrenzen bereits sehr nahe am guten ökologischen Zustand bewertet würden, obwohl ihre Tiefengrenzen historisch teilweise nachweislich tiefer lagen.

Abbildung 22 Darstellung der neu berechneten Referenz- (rote Punkte) und Zielwerte (blaue Punkte) der Makrophyten-Tiefengrenze nach Korrelation von Sagert et al. 2005, der gemessenen Tiefengrenzen im Zeitraum 2004–2012 (schwarze Kreuze) und im

Zeitraum 2004–2019 (graue Dreiecke) und der alten Bewertungsklassen der Tiefengrenze (farbige Flächen) für die B2a-Wasserkörper.



Quelle: eigene Darstellung, MariLim

Für andere Wasserkörper wie die Innere Schlei oder den kleinen Jasmunder Bodden ergeben sich dagegen weniger deutliche Bewertungsunterschiede.

Tabelle 4-14 Übersicht der aktuell gültigen und der neu prognostizierten Referenz- und Zielwerte der Makrophyten-Tiefengrenzen für die Wasserkörper des Gewässertyps B2a. Die Neuberechnung wurde auf Basis unterschiedlicher Regressionsgleichungen und der neuen Sichttiefenwerte (aus ERGOM-MOM 2015) durchgeführt.

Typ	Wasserkörper		Makrophyten-Tiefengrenzwerte							
			Bisher gültig		Berechnet nach Sagert et al. (2005)		nach Fürhaupter & Mayer (2015a) (MJJAS)		nach Fürhaupter & Mayer (2015a) (J-D)	
			Ref	Ziel	Ref	Ziel	Ref	Ziel	Ref	Ziel
B2a	SH	Innere Schlei	2,80	2,20	2,19	1,88	1,87	1,67	1,67	1,46
B2a	SH	Mittlere Schlei	3,60	2,90	2,19	1,88	1,87	1,67	1,67	1,46
B2a	SH	Untertrave	5,40	4,30	3,32	2,73	2,63	2,23	2,46	2,05
B2a	SH	Pötenitzer Wiek	5,40	4,30	4,66	3,74	3,52	2,91	3,40	2,76
B2a	MV	Unterwarnow	6,40	5,10	3,70	3,02	2,88	2,43	2,73	2,25
B2a	MV	Barther B., Grabow	3,60	2,90	2,09	1,81	1,81	1,62	1,60	1,41

Typ	Wasserkörper		Makrophyten-Tiefengrenzwerte							
			6,10	4,90	3,59	2,93	2,81	2,37	2,65	2,19
B2a	MV	Westrüg. Bodden	6,10	4,90	3,59	2,93	2,81	2,37	2,65	2,19
B2a	MV	Nordrüg. Bodden	5,75	4,60	3,89	3,16	3,01	2,52	2,87	2,35
B2a	MV	Kl. Jasm. Bodden	2,70	2,20	1,90	1,67	1,68	1,53	1,47	1,31
B2a	MV	Strelasund	5,50	4,40	2,97	2,47	2,39	2,06	2,22	1,87
B2a	MV	Greifswalder Bodden	7,20	5,80	3,76	3,06	2,92	2,45	2,77	2,28

Zeitperioden MJJAS: Monate Mai bis September / J-D: Monate Januar bis Dezember. Orange hinterlegt sind die jeweils höchsten Differenzen, grün hinterlegt die jeweils niedrigsten Differenzen.

B.4.2.3 B2b-Wasserkörper

Bei Verwendung der neuen Sichttiefenwerte aus ERGOM-MOM ergeben sich überwiegend niedrigere Referenz- und Zielwerte als die aktuell gültigen Werte. Ausnahmen bilden die Wasserkörper Salzhaff und Orther Bucht, die zumindest bei der Berechnung nach Sagert tiefere, also strengere Referenz- und Zielwerte erhalten würde, wobei die Abweichung beim Salzhaff besonders stark ausgeprägt ist. Der Wasserkörper würde mit diesen Grenzwerten voraussichtlich in den unbefriedigenden Bereich abrutschen, die Orther Bucht zumindest weiter im mäßigen Zustand verbleiben, jedoch nicht mehr nahe der Zielwertgrenze. Für die Orther Bucht unterscheiden sich die Neuberechneten Werte insgesamt aber auch am wenigsten von den derzeit gültigen Werten.

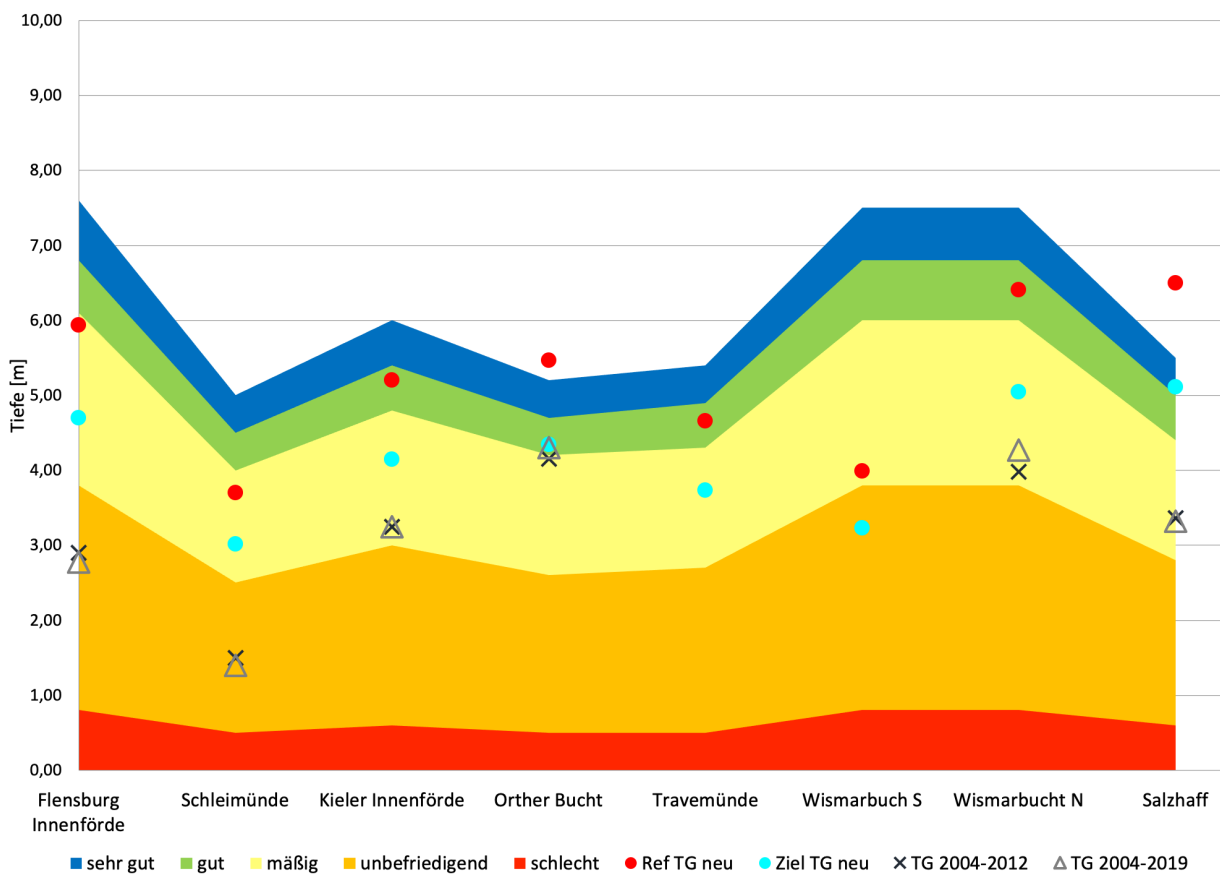
Tabelle 4-15 Übersicht der aktuell gültigen und der neu prognostizierten Referenz- und Zielwerte der Makrophyten-Tiefengrenzen für die Wasserkörper des Gewässertyps B2b. Die Neuberechnung wurde auf Basis unterschiedlicher Regressionsgleichungen und der neuen Sichttiefenwerte (aus ERGOM-MOM 2015) durchgeführt.

Typ	Wasserkörper		Makrophyten-Tiefengrenzwerte							
			Bisher gültig		Berechnet nach Sagert et al. (2005)		nach Fürhaupter & Mayer (2015a) (MJJAS)		nach Fürhaupter & Mayer (2015a) (J-D)	
			Ref	Ziel	Ref	Ziel	Ref	Ziel	Ref	Ziel
B2b	SH	Flensburger Innenförde	7,60	6,10	5,94	4,70	4,37	3,55	4,30	3,43
B2b	SH	Schleimünde	5,00	4,00	3,70	3,02	2,88	2,43	2,73	2,25
B2b	SH	Kieler Innenförde	6,00	4,80	5,20	4,14	3,88	3,18	3,79	3,04
B2b	SH	Orther Bucht	5,20	4,20	5,47	4,34	4,06	3,31	3,97	3,18
B2b	SH	Travemünde	5,40	4,30	4,66	3,74	3,52	2,91	3,40	2,76
B2b	MV	Wismarbuch S	7,50	6,00	3,99	3,23	3,07	2,57	2,93	2,40
B2b	MV	Wismarbuch N	7,50	6,00	6,40	5,05	4,68	3,78	4,63	3,68
B2b	MV	Wismarbuch Salzhaff	5,50	4,40	6,50	5,11	4,75	3,82	4,69	3,72

Zeitperioden MJJAS: Monate Mai bis September / J-D: Monate Januar bis Dezember. Orange hinterlegt sind die jeweils höchsten Differenzen, grün hinterlegt die jeweils niedrigsten Differenzen.

Für alle anderen Wasserkörper ergeben sich schwächere = weniger strenge Grenzwerte. Wird der Wasserkörper Wismarbucht Süd vernachlässigt, da dort zum einen aktuell keine Makrophyten mehr vorkommen und auch kein eigenständiger Referenzwert ausgewiesen wurde, würde vor allem die Flensburger Innenförde mit den größten Unterschieden dadurch „besser“ bewertet werden. Insgesamt würden voraussichtlich alle B2b-Wasserkörper mit mäßig bewertet werden.

Abbildung 23 Darstellung der neu berechneten Referenz- (rote Punkte) und Zielwerte (blaue Punkte) der Makrophyten-Tiefengrenze nach Korrelation von Sagert et al. 2005, der gemessenen Tiefengrenzen im Zeitraum 2004–2012 (schwarze Kreuze) und im Zeitraum 2004–2019 (graue Dreiecke) und der alten Bewertungsklassen der Tiefengrenze (farbige Flächen) für die B2b-Wasserkörper.



Quelle: eigene Darstellung, MariLim

B.4.2.4B3a-Wasserkörper

Bei Verwendung der neuen Sichttiefenwerte aus ERGOM-MOM ergeben sich für alle Gleichungen und Wasserkörper durchgehend niedrigere Referenz- und Zielwerte als die aktuell gültigen Werte. Die Unterschiede sind für den Wasserkörper Pommernbucht Süd besonders hoch, der Unterschied zwischen den Werten liegt zwischen 4 und 6 m. Ein Vergleich mit aktuellen Tiefengrenzwerten ist jedoch nicht möglich, da es dort weder historisch noch aktuell gesicherte Hinweise auf Vorkommen von wurzelnden Makrophyten gibt. Für den Wasserkörper Nord-Ost-

Rügensche Gewässer fallen die Unterschiede zwar am geringsten aus, liegen aber immer noch zwischen 2 und 4,5 m.

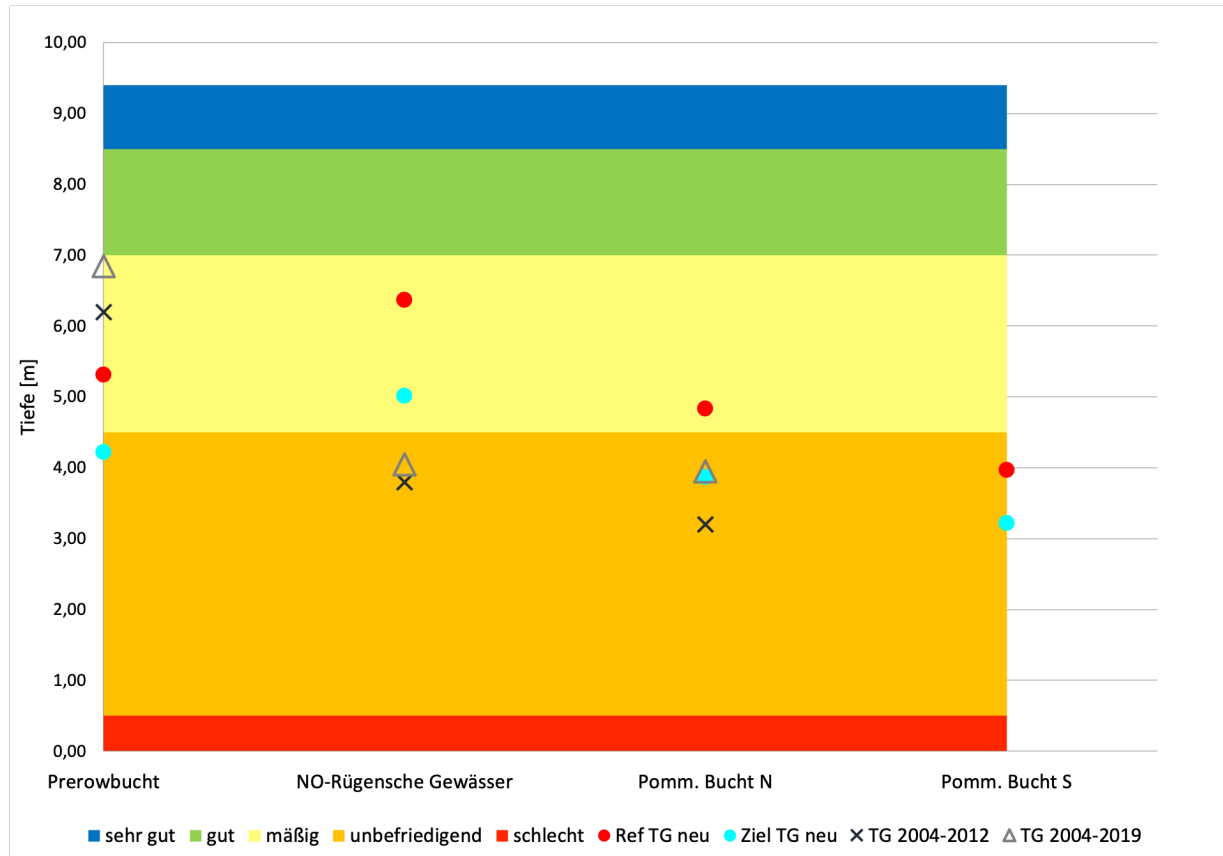
Tabelle 4-16 Übersicht der aktuell gültigen und der neu prognostizierten Referenz- und Zielwerte der Makrophyten-Tiefengrenzen für die Wasserkörper des Gewässertyps B3a. Die Neuberechnung wurde auf Basis unterschiedlicher Regressionsgleichungen und der neuen Sichttiefenwerte (aus ERGOM-MOM 2015) durchgeführt.

Typ	Wasserkörper		Makrophyten-Tiefengrenzwerte							
			Bisher gültig		Berechnet nach Sagert et al. (2005)		nach Fürhapter & Mayer (2015a) (MJJAS)		nach Fürhapter & Mayer (2015a) (J-D)	
			Ref	Ziel	Ref	Ziel	Ref	Ziel	Ref	Ziel
B3a	MV	Prerowbucht/Darß bis Dornbusch	9,40	7,00	5,31	4,22	3,95	3,23	3,86	3,10
B3a	MV	Nord- & Ostrügensche Gewässer	9,40	7,00	6,37	5,02	4,66	3,76	4,60	3,66
B3a	MV	Pommernbucht N	9,40	7,00	4,83	3,87	3,64	2,99	3,53	2,85
B3a	MV	Pommernbucht S	9,40	7,00	3,96	3,22	3,06	2,56	2,92	2,39

Zeitperioden MJJAS: Monate Mai bis September / J-D: Monate Januar bis Dezember. Orange hinterlegt sind die jeweils höchsten Differenzen, grün hinterlegt die jeweils niedrigsten Differenzen.

Zieht man die aktuellen Messwerte aus den verschiedenen Wasserkörpern hinzu, hätte der Wasserkörper Prerowbucht (bei Schernewski et al. 2015 als Gellenstrom bezeichnet) aktuell eine Tiefengrenze aufzuweisen, die einen Meter und mehr über dem neu kalkulierten Referenzwert liegt. Hier tritt möglicherweise deutlich zu Tage, dass die Nährstoffstation für die Sichttiefenberechnung in einer Ausstromlage aus den Rügenschen Boddengewässern liegt. Für die Pommernbucht Nord würde der aktuelle Tiefenwert auch bereits an der Neuberechneten Zielwertgrenze liegen und der Wasserkörper Nord-Ost-Rügensche Gewässer würde durch Anwendung der Neuberechneten Werte deutlich in den oberen Bereich der mäßigen ökologischen Zustandsbewertung aufsteigen

Abbildung 24 Darstellung der neu berechneten Referenz- (rote Punkte) und Zielwerte (blaue Punkte) der Makrophyten-Tiefengrenze nach Korrelation von Sagert et al. 2005, der gemessenen Tiefengrenzen im Zeitraum 2004–2012 (schwarze Kreuze) und im Zeitraum 2004–2019 (graue Dreiecke) und der alten Bewertungsklassen der Tiefengrenze (farbige Flächen) für die B3a-Wasserkörper.



Quelle: eigene Darstellung, MariLim

B.4.2.5B3b-Wasserkörper

Bei Verwendung der neuen Sichttiefenwerte aus ERGOM-MOM ergeben sich für alle Gleichungen und Wasserkörper durchgehend niedrigere Referenz- und Zielwerte als die aktuell gültigen Werte. Die Unterschiede sind für den Wasserkörper Fehmarn Sund besonders hoch und liegen zwischen 3,3 bis über 4,5 m Unterschied. Am geringsten sind die Unterschiede für den Wasserkörper Außenschlei, bei dem die neuen Sichttiefenwerte schon erkennbar über denen der umgebenden Wasserkörper und als Konsequenz auch die Neuberechneten Tiefengrenzwerten deutlich oberhalb der übrigen neu berechneten Werte liegen.

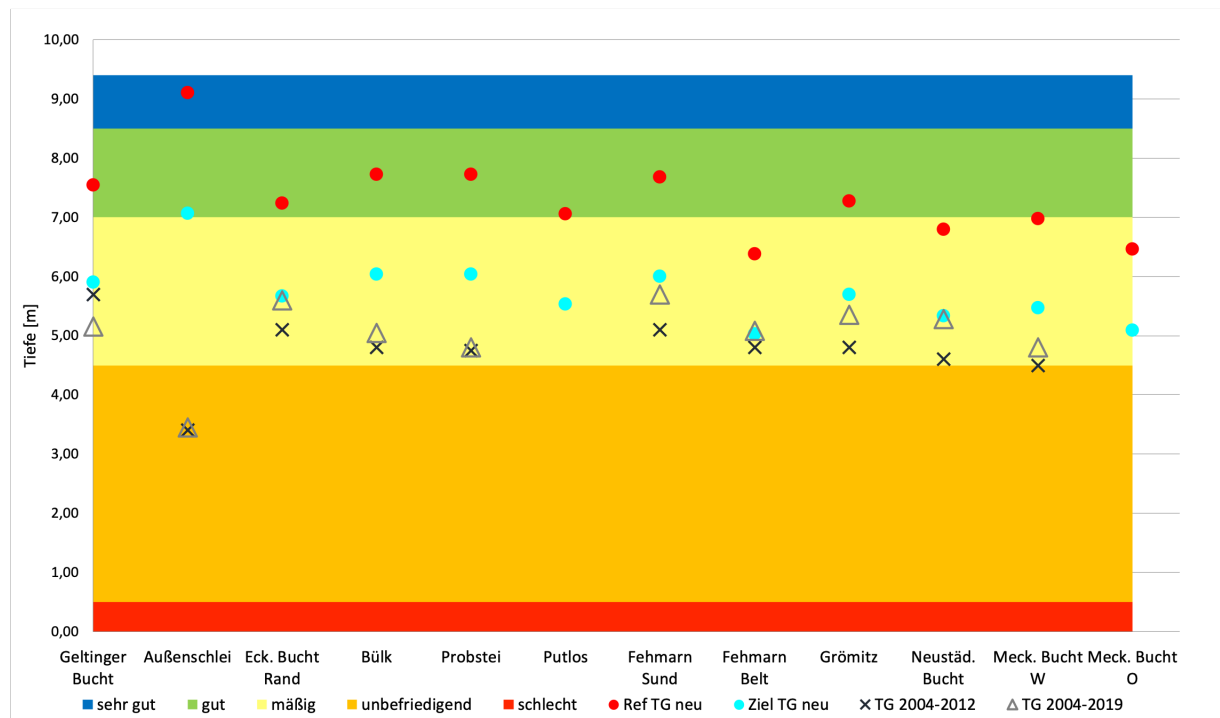
Tabelle 4-17 Übersicht der aktuell gültigen und der neu prognostizierten Referenz- und Zielwerte der Makrophyten-Tiefengrenzen für die Wasserkörper des Gewässertyps B3b. Die Neuberechnung wurde auf Basis unterschiedlicher Regressionsgleichungen und der neuen Sichttiefenwerte (aus ERGOM-MOM 2015) durchgeführt.

Typ	Wasserkörper		Makrophyten-Tiefengrenzwerte							
			Bisher gültig		Berechnet nach Sagert et al. (2005)		nach Fürhaupter & Mayer (2015a) (MJJAS)		nach Fürhaupter & Mayer (2015a) (J-D)	
			Ref	Ziel	Ref	Ziel	Ref	Ziel	Ref	Ziel
B3b	SH	Geltinger Bucht	9,40	7,00	7,55	5,9	5,45	4,35	5,43	4,28
B3b	SH	Außenschlei	9,40	7,00	9,11	7,07	6,49	5,13	6,53	5,10
B3b	SH	Eckernförder Bucht, Rand	9,40	7,00	7,24	5,67	5,24	4,20	5,22	4,12
B3b	SH	Bülk	9,40	7,00	7,73	6,04	5,57	4,44	5,56	4,37
B3b	SH	Probstei	9,40	7,00	7,73	6,04	5,57	4,44	5,56	4,37
B3b	SH	Putlos	9,40	7,00	7,05	5,53	5,12	4,10	5,09	4,02
B3b	SH	Fehmarnbelt	9,40	7,00	7,68	6,00	5,54	4,42	5,53	4,35
B3b	SH	Fehmarnsund	9,40	7,00	6,38	5,03	4,67	3,77	4,62	3,67
B3b	SH	Grömitz	9,40	7,00	7,27	5,70	5,26	4,21	5,24	4,13
B3b	SH	Neustädter Bucht	9,40	7,00	6,79	5,34	4,95	3,97	4,90	3,88
B3b	MV	Südl. Meckl. Bucht/Travemünde–Warnemünde	9,40	7,00	6,97	5,47	5,06	4,06	5,03	3,98
B3b	MV	Süd. Meckl. Bucht/Warnemünde–Darß	9,40	7,00	6,46	5,09	4,72	3,81	4,67	3,71

Zeitperioden MJJAS: Monate Mai bis September / J-D: Monate Januar bis Dezember. Orange hinterlegt sind die jeweils höchsten Differenzen, grün hinterlegt die jeweils niedrigsten Differenzen.

Werden die aktuellen Messwerte der Tiefengrenze aus den verschiedenen Wasserkörpern berücksichtigt, würde ein Wasserkörper durch die Neuberechnung mit einem guten ökologischen Zustand bewertet (Fehmarnbelt) bzw. würden die aktuellen Werte bei vielen Wasserkörpern nahe den Zielwerten, also der Grenze zur guten Bewertung, liegen (Geltinger Bucht, Eckernförder Bucht, Fehmarnsund, Neustädter Bucht).

Abbildung 25 Darstellung der neu berechneten Referenz- (rote Punkte) und Zielwerte (blaue Punkte) der Makrophyten-Tiefengrenze nach Korrelation von Sagert et al. 2005, der gemessenen Tiefengrenzen im Zeitraum 2004–2012 (schwarze Kreuze) und im Zeitraum 2004–2019 (graue Dreiecke) und der alten Bewertungsklassen der Tiefengrenze (farbige Flächen) für die B3b-Wasserkörper.



Quelle: eigene Darstellung, MariLim

B.5 Diskussion

Die nachfolgende Diskussion bezieht sich überwiegend auf die Vergleiche und Auswertungen auf Ebene der Wasserkörper. Auf Grund des überwiegend küstennahen Vorkommens der Makrophyten ist die Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) mit der Bewertungseinheit der Wasserkörper die maßgebliche Richtlinie. Allerdings zeigte sich in diesem Rahmen bereits bei der Entwicklung der verschiedenen Bewertungsschemata und Referenzwerte, dass die dort entwickelte Gewässertypologie oftmals keine sinnvolle Ableitung von typspezifischen Referenzen zulässt. Wie zuvor ausgeführt, hat die Menge an Trübstoffeintrag aus den Süßgewässern (z. B. Gelbstoffe) insbesondere bei den inneren Küstengewässern (B1, B2a, b) eine große Bedeutung für das pristine Lichtklima (Schubert et al. 2003). Je höher die Menge an Süßwassereintrag und natürlicher Anteil Trübstoffe sind, desto geringer ist die pristine Sichttiefe und damit auch die Referenztiefungrenze der Makrophyten. Da die Menge an Süßwassereintrag in ein Gewässer oder einen Gewässerabschnitt bei der Entwicklung der Typologie keine Rolle spielte, mussten wasserkörperspezifische Referenzen erarbeitet werden, um diesen Unterschieden bei der Bewertung gerecht zu werden (s. u.).

Die neu berechneten Referenz- und Zielwerte der Sichttiefe aus dem Ökomodell ERGOM-MOM (Schernewski et al. 2015) lassen sich für jeden Wasserkörper ableiten. Dies erlaubt (anders als bei den alten Referenz- und Zielwerten der Sichttiefe) eine Validierung mit Tiefengrenzen auf

Wasserkörpererebene, was vor allem für die Wasserkörper der inneren Küstengewässer erforderlich erscheint.

B.5.1 Modelle und Datensätze

Für die Parameter Sichttiefe (ST) und Tiefengrenze (TG) wurden Modellierungsergebnisse in Verbindung mit aktuellen Messdaten benutzt, um die historischen Bedingungen abzuschätzen und Referenzwerte abzuleiten. Bei den Makrophyten und deren Tiefengrenzen wurde dieser Prozess nur für die inneren Küstengewässer bis auf die Ebene der Wasserkörper durchgeführt. Die Grundlagen sind als Übersicht in Tabelle 5-1 vergleichend dargestellt.

Modellberechnungen nutzen Eingangsdatensätze und das Wissen um empirische Zusammenhänge zwischen abiotischen Parametern und der Biologie zur Vorhersage. Die Güte der Prognose hängt damit auch von der Qualität der Eingangsdaten und empirischen Zusammenhänge ab. Da bei beiden Modellen nicht nur historische Angaben verarbeitet werden, ist auch die Güte/Qualität dieser aktuellen Messdaten relevant.

Sichttiefen unterliegen vor allem in küstennahen, flacheren Gebieten einer hohen Variabilität (Boström et al. 2004). Sie werden dort nicht nur von Phytoplanktonblüten beeinflusst, sondern auch von Sedimentaufwirbelungen bei Starkwindlagen, den küstennahen Abrasionsvorgängen und Sedimenttransporten sowie den Trübstoffen, die über den Festlandsabfluss der Fließgewässer, insbesondere nach Starkregen, in die inneren Küstengewässer und von dort in die offenen Küstengewässer eingetragen werden. Die Streuung der Sichttiefenwerte ist deshalb deutlich höher als bei anderen Parametern der Wasserqualität wie bei der Evaluierung der Makrophytenbewertungsmodelle belegt werden konnte (Berg et al. 2014, Fürhaupter et al. 2014). Monatliche Messungen können diese Variabilität kaum auflösen. Daher können die hier ermittelten und dargestellten Werte nur einen Anhalt für durchschnittliche Verhältnisse sein und unterliegen starken zeitlichen und räumlichen Schwankungen.

In sehr flachen Wasserkörpern der inneren Küstengewässer kann es außerdem vorkommen, dass die Sichttiefe bis zum Grund reicht. Werden diese Fälle im Datensatz nicht eindeutig gekennzeichnet, so entsteht der Eindruck eines echten Sichttiefenwertes, der in die Berechnung eingeht. Dies wurde z. B. bei der Evaluierung des Bewertungsmodells (Berg et al. 2014, Fürhaupter et al. 2014) mehrmals für die Orther Bucht festgestellt. Es entstand über die Sichttiefe der Eindruck einer höheren Belastung als dieser Wasserkörper tatsächlich (über TN oder Chlorophyll a-Werte) aufweist. Die Sichttiefe muss in solchen flachen Küstengewässern daraufhin überprüft werden. Sie kann in diesen Fällen unter Umständen kein geeigneter Parameter für eine Zustandseinschätzung darstellen, da der Referenzwert jenseits des natürlichen maximalen Tiefenwertes des Gewässers liegt.

Ein ähnlich gelagertes Problem könnte es auch bei den ERGOM-MOM-Prognosen gegeben haben, da die Orther Bucht bei aktuellen Messdaten für Chlorophyll a, TN und TP niedrigere Werte als die Wismarbucht Nord oder das Salzhaff aufweist und eher auf dem Niveau der offenen Küstengewässer liegt, die Sichttiefe jedoch erkennbar geringer ist als diejenige der Wismarbucht Nord oder des Salzhaffs und deutlich geringer als die Sichttiefe der Wasserkörper der offenen Küstengewässer. Bei wie vielen anderen Stationen bzw. monatlichen Messwerten ein ähnlicher Fehler auftritt und zu fehlerhaften Berechnungen führt, kann nicht ohne weiteres ermittelt werden. Grundsätzlich wird dieser Fehler in den Sommermonaten mit den geringeren Sichttiefen im Jahresverlauf aber weniger häufig auftreten. Eine Überprüfung der Sichttiefenwerte mit den Messergebnissen der übrigen Parameter Chlorophyll a, TN und TP wäre wünschenswert.

Tabelle 5-18 Grundlagen der Modelle und Datensätze zur Ableitung von Referenz- und Zielwerten der Sichttiefe und Tiefengrenzen der Makrophyten.

Kenngrößen	Sichttiefe (ST)	Tiefengrenze (TG)
Modell		
Modellname	ERGOM-MOM (+ MONERIS)	Lichtmodell
Modellparameter	Modellierung der historischen Wasserqualitätsparameter	Modellierung der historischen Lichtverhältnisse
Modellprinzip	Modellierung anhand der Menge eingetragener Nährstoffe über die Fließgewässer, der Durchmischungsverhältnisse und Umsetzungsprozesse in den inneren und äußeren Küstengewässern bis hin zur offenen Ostsee.	Modellierung anhand der Menge eingetragener Trübstoffe über die Fließgewässer und der Durchmischungsverhältnisse über den Hilfsparameter Salzgehaltsverhältnis (Wasserkörper/offene Ostsee).
Ableitung Grenzwerte		
Referenzwert	Modellierung eines historischen und aktuellen Szenarios Verhältnissbildung Historie zu Aktuell = Verschlechterungs-Faktor Multiplikation aktueller Daten (s.u.) mit diesem Faktor	Modellierung des pristinen Lichtattenuationskoeffizient und Berechnung der Tiefengrenze bei 10%igem Lichtbedarf von der Oberflächenlichtmenge
Zielwert	Reduktion um 25 % vom Referenzwert	Reduktion der Eindringtiefe des Lichts um 5% und davon ausgehend Berechnung der Tiefengrenze mittels Gleichungen.
Messdaten		
Datentyp	Sichttiefe/Messstation	Salzgehalt/Messstation
Messstationen	Messnetz Abiotik, Nährstoffe der Küstenländer und des Bundes	Messnetz Abiotik, Nährstoffe der Küstenländer
Berechnung	Mittelwert MJJAS/Median der Jahre	langjährige Jahresmittelwerte
Zeitraum	2001–2012	k. A.
Verwendung	direkte Referenzwertableitung (Multiplikation mit Modellfaktor zur Verschlechterung)	indirekter Bezug (Teil des Lichtmodells)
Räumlicher Entwicklungsschwerpunkt	Oder/Peene → Peenestrom, Kleines Haff → Pommernbucht → Bornholmbecken	Salzhaff

Für die Ableitung der Referenzwerte der Tiefengrenze wurden die Salzgehaltsverhältnisse zwischen Wasserkörper und vorgelagerter Ostsee mehrmals neu berechnet (Selig et al. 2006, Selig et al. 2009). Auch hier lieferten die monatlich angefahrenen Messstationen je nach

Witterung teilweise Extremwerte, die aus den Berechnungen herausgenommen oder über die Verwendung des Medians statt des Mittelwertes abgeschwächt wurden.

Nicht alle Messstationen können zudem immer monatlich angefahren werden. Die zugrunde liegenden Datenmengen variieren deshalb zwischen den Messstationen, Jahren und Jahreszeiten teilweise deutlich. Eine Festlegung auf die Sommermonate erhöht in der Regel die Datenverfügbarkeit, da der Ausfall an Daten in den Wintermonaten besonders hoch ist. In den Küstengewässern Schleswig-Holsteins fehlen bei einer größeren Zahl an Stationen und Untersuchungsjahren aber auch regelmäßig die Daten aus dem August (Berg et al. 2014, Fürhaupter et al. 2014).

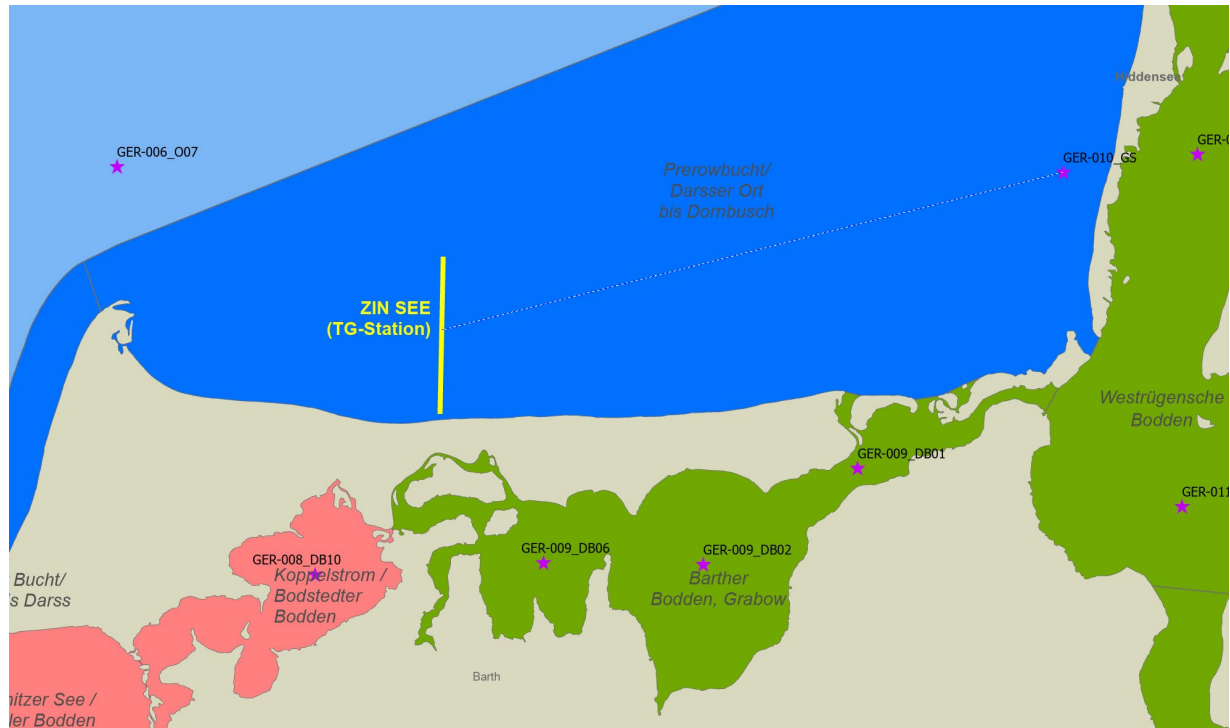
Hinzu kommt, dass in Schleswig-Holstein insgesamt weniger Stationen als in Mecklenburg-Vorpommern vorhanden sind. Eine Abfolge von Messstationen entlang eines möglichen Belastungs- und Durchmischungsgradienten, wie vor der Oder- oder der Warnowmündung (Abbildung 5-1), gibt es an der Trave, der Schwentine oder der Schlei leider nicht. Dies verringert die Vergleichbarkeit der Messungen, die Belastbarkeit der Daten und die Validität der Modelle für die westlichen Wasserkörper. Im Umkehrschluss kann eine besonders hohe Güte der Ergebnisse für den geographischen Bereich angenommen werden, in dem das jeweilige Modell ursprünglich entwickelt und aufgestellt wurde. Dies könnte eine mögliche Erklärung dafür sein, dass die Werteunterschiede für die Wasserkörper Peenestrom, Achterwasser und Kleines Haff am geringsten sind und auch die einzigen Fälle, in denen über das ERGOM-MOM-Modell strenger als über die bisherigen Tiefengrenzen bewertet werden würde. Dies ist erstaunlich, denn laut den Angaben von Schernewski et al. 2015 sind die Referenzen der Küstengewässer weniger streng, die der offenen Ostsee aber strenger angesetzt worden.

Gleichzeitig könnte dies auch erklären, warum beide Modelle für das Salzhaff, in dem das Lichtmodell auf seine Validität hin geprüft wurde, zu unterschiedlichen Einschätzungen kommen. Über ERGOM-MOM würde dort ein höherer, d.h. strengerer Referenzwert prognostiziert als der bisher gültige Referenzwert der Tiefengrenze. Dieses Ergebnis ist auch dadurch fragwürdig, dass das Salzhaff in Bezug auf die aktuellen Messwerte bei der Sichttiefe bessere Verhältnisse im Vergleich zur Wismarbucht Nord aufweist, während bei den Chlorophyll a, TN- und TP-Werten die Verhältnisse mit niedrigeren Werten in der Wismarbucht Nord als im Salzhaff genau andersherum liegen.

Die Dichte des Messstationennetzes in bestimmten Bereichen eines Wasserkörpers kann ebenfalls Einfluss auf die Regressionsanalysen haben. Im Wasserkörper Greifswalder Bodden sind die Messstationen für Nährstoffe überwiegend im südlichen Teil des Wasserkörpers verteilt (Abbildung 5-1). So können der Einstrom und die Stofffrachten aus dem Gewässersystem Peene, Peenestrom gut nachverfolgt werden. Die Messstationen für die Makrophytentiefengrenzen sind jedoch über den gesamten Wasserkörper verteilt. Es zeigen sich unterschiedliche Tiefengrenzen für den nördlichen und südlichen Teil des Greifswalder Boddens. Bei den Korrelationen überwiegen die südlichen Abiotik-Messstationen mit schlechteren Sichttiefenwerte, so dass TG-Werte mit im Mittel zu schlechten Sichttiefen korreliert werden. Dies könnte auch ein Grund dafür sein, dass die neuen Sichttiefenwerte und die daraus ableitbaren Tiefengrenzen für den Greifswalder Bodden im Vergleich zu den alten Werten deutlich zu niedrig liegen.

Hier kommt das grundsätzliche Problem zum Tragen, dass die Messstationen für die Abiotik (Nährstoffe, Sichttiefe) und die der Makrophyten räumlich getrennt voneinander sind. Je nach Wasserkörper und Gewässertyp können die Distanzen zwischen den Stationen relativ groß sein. Dies ist insbesondere für die offenen Küstengewässer der Fall. Im Wasserkörper Prerowbucht liegt die Abiotik-Station (GER-010_GS) über 22 km weit vom Makrophyten-Messtransect (ZIN SEE) entfernt und zudem in einer Ausstromlage (Gellenstrom) der inneren Küstengewässer

Abbildung 27 Lage der Abiotik- (GER-010_GS) und Makrophytenmesstation (ZIN SEE) im Wasserkörper Prerowbucht mit einem Abstand von ca. 22 km zueinander, sowie die Lage der Abiotikmesstation GER-006_007 mit einem Abstand von ca. 12 km zu ZIN SEE.



Quelle: eigene Darstellung, Marilim

Zudem sollte auch die Referenzberechnung der Wasserkörper hinterfragt werden, für die es keine Modellwerte gibt. Für den Wasserkörper Ribnitzer See/Saaler Bodden erscheinen die Faktoren von Strelasund, Greifswalder Bodden oder Westrügensch Bodden zur Verrechnung wenig geeignet. Die neu berechneten Sichttiefenwerte liegen deshalb möglicherweise auch extrem niedrig und würden so Referenztiefengrenzen ergeben, die deutlich unter den historisch belegten Tiefengrenzen für diesen Wasserkörper liegen. Für eine Mittelwertbildung des Verrechnungsfaktors sollten nur die Wasserkörper herangezogen werden, die aus dem gleichen Gewässertyp stammen (also entweder nur B1 oder nur B2a) und ähnliche Durchmischungsverhältnisse in Bezug auf den Süßwassereintrag haben, also ob sie wie die innere Schlei und der Saaler Bodden in den inneren Bereichen der Gewässersysteme liegen oder eher an den Verbindungen zur offenen Ostsee (Greifswalder Bodden, Westrügensch Bodden).

B.5.2 Regressionsgrundlagen Sichttiefe/Tiefengrenze

Aus der Gegenüberstellung der Werte in Kapitel 3.5 wird ersichtlich, dass auch die alten Sichttiefenwerte aus Sagert et al. 2008 bisher nicht typübergreifend anhand der Tiefengrenzen validiert wurden. Dadurch lagen für die Gewässertypen B2a, B2b und B3b die Referenz- und Zielwertwerte der Sichttiefe tiefer als die entsprechenden Makrophytengrenzen, was im Widerspruch zur der im eigenen Entwicklungsprozess benutzten Regressionsgleichung (Sagert et al. 2005) steht.

Dies dürfte zum einen an einer zeitlich versetzten Bearbeitung der Wasserqualitäts- und Makrophytenparameter liegen. Zum anderen wurde bisher immer nur ein Vergleich mit der belegten historischen Tiefengrenze der Makrophyten aus den offenen Küstengewässern durchgeführt (10 m; Reinke 1889). Diese Tiefengrenze bezog sich jedoch auf Einzelpflanzen von *Zostera marina*. Der eigentliche Referenzwert der TG wurde aber niedriger angesetzt und bezog sich am Ende des Entwicklungsprozesses auf den Bestand und nicht die Einzelpflanzen. Zudem wurde der Referenzwert im Rahmen der Interkalibrierung nochmals verändert (9,4 m). Eine Validierung des finalen Wertes mit den Werten der Sichttiefe oder Nährstoffen fand nicht statt. Ferner wurde keine nachvollziehbare Überprüfung von Referenz- und Zielwerten der Makrophyten für innere Küstengewässer anhand historischer Belege durchgeführt, obwohl diese zumindest für einige Wasserkörper vorhanden sind.

Schon bei Schories et al. 2006 findet sich der Hinweis, dass es Widersprüche bei der Berechnung der maximalen (historischen) Sichttiefe aus den Tiefengrenzen (bzw. pristinen Attenuationskoeffizienten) für *Zostera* gibt. So wurde mit den Maßgabewerten der historischen Tiefengrenze für *Zostera* ein dafür maximal erforderlicher Sichttiefenwert von 6,25 m berechnet. Dieser Sichttiefenwert steht jedoch im Widerspruch zu historisch durchgeführten Messungen, die eine Sichttiefe von 9,5 m für den saisonalen Zeitraum Mai bis Oktober belegen (Aarup 2002). Als Fehlerquelle wurde dabei eine Fehleinschätzung des Lichtbedarfs von *Zostera marina* vermutet oder ein falscher Korrekturfaktor 1,44 in einer der Berechnungsgleichungen. Eine Überprüfung des Sachverhaltes wurde aus Zeitmangel nicht durchgeführt. Diese Notwendigkeit ergab sich ferner deshalb nicht, weil die Tiefengrenzen bei Schories nicht über die Sichttiefenwerte, sondern über historisch belegte Referenzwerte und den erforderlichen Lichtattenuationskoeffizienten abgeleitet werden.

Tabelle 5-19 Übersicht der zur Verfügung stehenden Regressionsgleichungen zwischen Spermatophyten (Z_c) und Sichttiefe (ST) sowie deren Quellen und Kenndaten, Anwendung auf verschiedene Zeitbereiche.

Referenz	Sagert et. al. 2005	Berg et al. 2014 sowie Fürhaupter and Wilken 2015	
Gleichung	$Z_c = 0,97 + 1,06 \times ST$	$Z_c = 1,06 + 0,71 \times ST$	$Z_c = 0,82 + 0,74 \times ST$
Güte	$R_2 = 0,668$ N > 101	$R_2 = 0,621$ N = 199	$R_2 = 0,662$ N = 199
Saison Sichttiefe	Juni–August	Mai–September	Jan–Dezember
Zeitraum	1989–1994	2004–2013	
Salzgehaltsbereich	> 12 (max. 30) Entspricht B2b–B3b	2–17 Entspricht B1–B3b	
Salzgehaltsabhängigkeit	Ohne Nachweis nur textl. Einschätzung	Salzgehaltsabhängigkeit nachgewiesen, aber keine Bereinigung	
Gebiet	Dänemark	Deutschland	
Art	<i>Zostera marina</i>	<i>Zostera marina</i> + wurzelnde Pflanzen: <i>Potamogeton pectinatus</i> , <i>Zannichellia palustris</i> (für Salinität < 8)	
Dichte	Letzte Pflanze	Bestand (> 10%)	

Dies sind einige Belege dafür, dass die empirischen Regressionsgleichungen nicht ohne weiteres geeignet sind, um aus den Sichttiefenwerten die Referenz- und Zielwerte der Tiefengrenzen zu berechnen. Dies liegt überwiegend an den unterschiedlichen Datensätzen, mit denen die Gleichungen aufgestellt wurden. So wurden die Gleichungen von Sagert et al. 2005, Nielsen et al. 2002 und Olesen 1996 aus Tabelle 3-3 alle mit Daten aus einem ähnlichen bis identischen geographischen Bereich aufgestellt, betrafen alle die Zusammenhänge zwischen *Zostera marina* und der Sichttiefe und basieren teilmäßig sogar auf identischen Datensätzen. Trotzdem unterscheidet sich der Verlauf bei allen dreien teilweise deutlich voneinander.

Nicht immer sind alle Informationen zur Interpretation der Unterschiede vorhanden. Tabelle 5-2 führt verschiedene Parameter auf, die Einfluss auf die Form der Gleichungen haben können, mit denen Neuberechnungen in dieser Untersuchung vorgenommen wurden.

Untereinander zeigen die Gleichungen größere Übereinstimmungen als mit denjenigen, die für Dänemark angesetzt wurden (Tabelle 3-3). Dennoch ergeben sich Unterschiede, so dass sich die Neuberechneten Tiefengrenzen um teilweise bis zu 2 m unterscheiden.

Die größten Unterschiede finden sich zwischen den Gleichungen von Sagert et al. (2005) und Fürhaupter & Wilken (2015) insbesondere für die Wasserkörper B2b und B3b, also dem Salzgehaltsbereich, aus dem alle Datensätze bei Sagert stammen. Die Unterschiede in den Gleichungen sind also voraussichtlich auf die unterschiedlichen Salzgehaltsgradienten zurückzuführen, die mit den Datensätzen abgedeckt werden. Dabei kann der Salzgehalt direkten Einfluss haben oder aber indirekt über die Makrophytenart, die *Zostera marina* bei Salzgehalten < 8 als „Tiefengrenzenart“ ersetzt.

Eine Validierung der Sichttiefenwerte mit Regressionsgleichungen aus anderen Salzgehaltsgradienten erscheint deshalb nur bedingt sinnvoll und erlaubt lediglich grobe Einschätzungen der neuen Referenz- und Zielwerte. Natürlich spielt auch bei Korrelation und Regression die Frage eine entscheidende Rolle, inwieweit die Messstationen der Abiotik und der Makrophyten räumlich getrennt liegen (s. o.) und wie diese Messnetze aggregiert und zusammengefügt werden. Die Anzahl der Monate und die Art der Verrechnung der monatlichen Sichttiefenwerte sind weitere Quellen für Unterschiede der Gleichungsverläufe.

B.5.3 Fazit

Eine Validierung der neuen Sichttiefenwerte mit den Tiefengrenzen ist nicht ohne Weiteres für alle Wasserkörper oder Küstengewässertypen durchzuführen. Die überwiegende Anzahl der neuen Sichttiefenwerte ist deutlich niedriger und damit weniger streng als bisher. Die grundsätzlichen Zusammenhänge zwischen Sichttiefe und Tiefengrenze, z.B. niedrigere Sichttiefen als Tiefengrenzen im Sommer, konnten jedoch im Gegensatz zu den alten Werten fast überall festgestellt werden. Bei den Wasserkörpern, bei denen dies nicht der Fall ist, kann auch eine fehlerhafte Ableitung der Tiefengrenze möglich sein, vor allem bei Wasserkörpern, in denen ERGOM-MOM zuerst geprüft wurde.

Der gute ökologische Zustand wäre anhand der Makrophytentiefengrenze allerdings mit den meisten modellierten Sichttiefenwerten – bei Ansetzung der derzeit verfügbaren empirischen Zusammenhänge – nicht erreichbar. Würde man die Tiefengrenzen an die weniger strengen Sichttiefenwerte anpassen, würde eine größere Zahl der Wasserkörper aktuell bereits im guten bzw. sehr nahe am guten ökologischen Zustand (entsprechend Zielwert) liegen. Dies wäre jedoch im Widerspruch zu anderen Bewertungsparametern dieser biologischen Qualitätskomponente und teilweise auch einiger anderer Parameter der Wasserqualität.

Deshalb sollte zuerst eine Überprüfung der neuen Referenz- und Zielwerte der Sichttiefe mit den anderen Parametern der Wasserqualität (z. B. Chl a und TN) erfolgen, die aus ERGOM-MOM abgeleitet wurden. Anhand der aktuellen Messdaten könnten die Wasserkörper mit jedem Parameter in ihrem Zustand eingeschätzt werden. Für einige Wasserkörper ergaben sich aus der vorliegenden Untersuchung bereits erste Hinweise, dass es Diskrepanzen in der Einschätzung zwischen der Sichttiefe und diesen Parametern gibt (z. B. Wismarbuch Nord, Salzhaff, Orther Bucht). Als Folge dieser Überprüfung sollte bei bestehender Ungleichbewertung eine Überprüfung der Eingangsdaten vorgenommen werden, um fehlerhafte Eingangswerte ausschließen zu können. Insbesondere sollte auf starke Variationen zwischen aktuellen Messwerten und den Prognosewerten aus ERGOM-MOM geprüft werden und ob sich diese Schwankungen über alle Parameter der Wasserqualität hinweg zeigen. Auf Basis der nach 2015 erfolgten Modellverbesserungen wäre im Rahmen einer Neuberechnung aller Parameter mit ERGOM-MOM unter Einbeziehung aktueller und überprüfter Eingangsdaten eine konsistente Ableitung der verschiedenen Zielwerte und auch eine verbesserte Auflösung für die inneren Küstengewässer zu erwarten. Allerdings wäre der Arbeitsaufwand beträchtlich und nur in einem größeren Projektrahmen umsetzbar.

Für einige (wenige) Wasserkörper ergeben die neuen Sichttiefenwerte auch strengere Werte. Dies und die Tatsache, dass auch die alten Sichttiefenwerte größtenteils nicht in Konsens mit den empirischen Zusammenhängen lagen, zeigt, dass eine grundsätzliche Überprüfung der Zusammenhänge für die deutsche Ostseeküste erforderlich ist. Die Zusammenhänge zwischen Sichttiefe und Tiefengrenzen lassen sich anscheinend nicht über den gesamten Salzgehaltsgradienten hinweg mittels der bestehenden Regressionsgleichungen beschreiben. Diesbezüglich sollte vor allem dem Hinweis auf Unstimmigkeiten bei Schories et al. 2006 nachgegangen werden. Die dort berechnete maximal erforderliche Sichttiefe von 6,25 m für eine Seegrass-Tiefengrenze (Einzelpflanzen) von 10 m passt grundsätzlich gut in die Größenordnungen maximaler historischer Sichttiefen, die von ERGOM-MOM für offene Küstengewässer ausgegeben wurden. Hier wäre einerseits zu prüfen, warum der Wert bei Schories et al. 2006 niedriger als historisch beschrieben liegt. Andererseits wäre zu klären, ob die „Korrektur“ der historischen ERGOM-MOM-Ergebnisse mit aktuellen Messdaten anzuraten oder überhaupt erforderlich ist. Ein Korrekturfaktor aus der Gegenwartsprognose des Modells und den aktuellen Messwerten, der auf den historischen Modellwert angewandt wird, wäre durchaus denkbar und könnte für die offene Ostsee auch Werte ergeben, die in Übereinstimmung mit denen von HELCOM sind.

B.6 Literatur

- Aarup T (2002): Transparency of the North Sea and Baltic Sea – a Secchi depth data mining study. *Oceanologia*, 44(3): 323–337. *Oceanologia* 44:323-337
- Andersen J, Axe P, Backer H, Carstensen J, Claussen U, Fleming-Lehtinen V, Järvinen M, Kaartokallio H, Knuuttila S, Korpinen S, Kubiliute A, Laamanen M, Lysiak-Pastuszek E, Martin G, Murray C, Mohlenberg F, Nausch G, Norkko A, Villnäs A (2011): Getting the measure of eutrophication in the Baltic Sea: towards improved assessment principles and methods. *Biogeochemistry* 106: 137-156
- Berg T, Fühaupter K, Wilken H, Meyer T (2014): Evaluierung der WRRRL-Bewertungssysteme Teil A: MarBIT (Makrozoobenthos); Teil B: ELBO (Makrophyten). MariLim GmbH, Schönkirchen
- BLANO (2014): Hintergrundbericht Nährstoffreduktionsziele Ostsee. Verabschiedet auf der 8. Sitzung des Koordinierungsrates Meeresschutz am 13.10.2014 und der 6. Sitzung des BLANO am 19.11.2014. In: BLANO

(ed). Bund/Länder-Ausschuss Nord- und Ostsee (BLANO) [Online]. Available: https://www.blmp-online.de/PDF/WRRL/Naehrstoffreduktionsziele_Ostsee_BLANO_2014.pdf

Blümel C, Domin A, Krause JC, Schubert M, Schiewer U, Schubert H (2002): Der historische Makrophytenbewuchs der inneren Gewässer der deutschen Ostseeküste. Rostocker Meeresbiologische Beiträge 10: 5-111

Bonsdorff E, Blomqvist EM, Mattila J, Norkko A (1997): Coastal eutrophication: Causes, consequences and perspectives in the Archipelago areas of the northern Baltic Sea. Estuarine, Coastal and Shelf Science 44:63-72

Boström C, Baden SP, Krause-Jensen D (2003): The seagrasses of Scandinavia and the Baltic Sea. In: E.P. G, F.T. S (eds) World Atlas of Seagrasses. UNEP World Conservation Monitoring Centre. University of California Press. Berkeley, USA

Boström C, Roos C, Rönnerberg O (2004): Shoot morphometry and production dynamics of eelgrass in the northern Baltic Sea. Aquatic Botany 79:145-161

Cloern JE (2001): Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem. Marine Ecology Progress Series 210:223-253

Domin A, Schubert H, Krause JC, Schiewer U (2004): Modelling of pristine depth limits for macrophyte growth in the southern Baltic Sea. Hydrobiologia 514:29-39

EG-WRRL (2000): 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). Book L 327. Europäisches Parlament, Rat der Europäischen Union Amtsblatt des Europäischen Parlamentes, L 327/1, 22.12.2000

EU (2008): Richtlinie 2008/56/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 17. Juni 2008 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Meeresumwelt (Meeresstrategie-Rahmenrichtlinie) Book L 164. Europäisches Parlament, Rat der Europäischen Union Official Journal of the European Union, L 164, 25 June 2008

EU (2009): Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC) - Guidance Document on the Intercalibration Process 2008-2011. Book 14. European Community, Luxembourg

Fürhaupter K, Meyer T (2015a): Handlungsanweisung zum Bewertungsverfahren BALCOSIS - Bewertung des ökologischen Zustandes der Makrophyten in den äußeren Küstengewässern der Ostsee nach den Vorgaben der WRRL. MariLim GmbH, Schönkirchen [Online]. Available: https://mhb.meeresschutz.info/files/meeresschutz/Dokumente/makrophyten/Handlungsanweisung_BALCOSIS_Mai2015.pdf

Fürhaupter K, Meyer T (2015b): Handlungsanweisung zum Bewertungsverfahren **PHYBIBCO** - Bewertung des ökologischen Zustandes der Makrophyten in den inneren Küstengewässern der Ostsee nach den Vorgaben der WRRL MariLim GmbH, Schönkirchen

Fürhaupter K, Wilken H (2015): Evaluierung von BALCOSIS - Überprüfung der Bewertungsparameter anhand der Monitoringdaten. Minisymposium: Marines Monitoring in Schleswig-Holstein 2015 (05032015). Landesamt für Landwirtschaft, Umwelt und ländliche Räume Schleswig-Holstein (LLUR-SH), Flintbek

Fürhaupter K, Wilken H, Meyer T (2014): WRRL-Makrophytenmonitoring in den Küstengewässern Schleswig-Holsteins (2014) Teil A: Innere Küstengewässer (**PHYBIBCO**); Teil B: Äußere Küstengewässer (**BALCOSIS**). MariLim GmbH, Schönkirchen

HELCOM (2007): Baltic Sea Action Plan. HELCOM Ministerial Meeting Krakow, Poland, 15 November 2007 [Online]. Available: https://www.helcom.fi/wp-content/uploads/2019/08/BSAP_Final.pdf

- HELCOM (2018): State of the Baltic Sea – Second HELCOM holistic assessment 2011-2016. Baltic Sea Environment Proceedings 155 [Online]. Available: http://stateofthebalticsea.helcom.fi/wp-content/uploads/2018/07/HELCOM_State-of-the-Baltic-Sea_Second-HELCOM-holistic-assessment-2011-2016.pdf
- 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. Marine Ecology Progress Series 28: 1-8
- Krause-Jensen D, Sagert S, Schubert H, Boström C (2008): Empirical relationships linking distribution and abundance of marine vegetation to eutrophication. Ecological Indicators 8:515-529
- Malm T, Kautsky L, Engkvist R (2001): Reproduction, recruitment and geographical distribution of *Fucus serratus* L. in the Baltic Sea. Botanica marina 44:101-108
- Mischke U (2006): Bundesweiter Praxistest eines Bewertungsverfahrens für Phytoplankton in Fließgewässern Deutschlands zur Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichtlinie. Verfahrensvereinfachung und -überprüfung mit Handbuchentwurf. IGB Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB) im Forschungsverbund Berlin e.V. Müggelseedamm 310, D-12587 Berlin, IGB Leibniz-Institut für Gewässerökologie und Binnenfischerei (IGB) im Forschungsverbund Berlin e.V. Müggelseedamm 310, D-12587 Berlin
- Nielsen SL, Sand-Jensen K, Borum J, Geertz-Hansen O (2002): Depth colonization of eelgrass (*Zostera marina*) and macroalgae as determined by water transparency in Danish coastal waters. Estuaries and Coasts 25:1025-1032
- OGewV (2016): Oberflächengewässerverordnung zum Schutz der Oberflächengewässer.
"Oberflächengewässerverordnung vom 20. Juni 2016 (BGBl. I S. 1373)" Ersetzt V 753-13-3 v. 20.7.2011 I 1429 (OGewV). Bundesministeriums der Justiz und für Verbraucherschutz und Bundesamts für Justiz, Book www.gesetze-im-internet.de
- Olesen B (1996): Regulation of light attenuation and eelgrass *Zostera marina* depth distribution in a Danish embayment. Marine Ecology Progress Series 134:187-194
- 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. Kgl. Preuss. Ministerium für Landwirtschaft, Domänen und Forsten, Kiel
- Sagert S, Krause Jensen D, Henriksen P, Rieling T, Schubert H (2005): Integrated ecological assessment of Danish Baltic Sea coastal areas by means of phytoplankton and macrophytobenthos. Estuarine, Coastal and Shelf Science 63:109-118
- Sagert S, Selig U, Schubert H (2008): Phytoplanktonindikatoren zur ökologischen Klassifizierung der deutschen Küstengewässer der Ostsee. Rostocker Meeresbiologische Beiträge Rostock 20:45-69
- Schernewski G, Friedland R, Carstens M, Hirt U, Leujak W, Nausch G, Neumann T, Petenati T, Sagert S, Wasmund N, Weber Mv (2015): Implementation of European marine policy: New water quality targets for German Baltic waters. Marine Policy 51:305-321
- 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 Bedingungen Schleswig Holsteins und Ausdehnung des Ansatzes auf die Außenküste". FB Biowissenschaften, Institut für Aquatische Ökologie, Universität Rostock [Online] Available: <https://docplayer.org/54537998-Kuestengewaesser-klassifizierung-deutsche-ostsee-nach-eu-wrll-teil-a-aeussere-kuestengewaesser.html>

Schubert H, Blümel C, Eggert A, Rieling T, Schubert M, Selig U (2003): Forschungsbericht zum BMBF-LUNG Projekt ELBO: Entwicklung von leitbildorientierten Bewertungsgrundlagen für innere Küstengewässer der deutschen Ostseeküste nach der EU-WRRL "Analyse von Langzeitdatenreihen des Phytoplanktons aus Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns im Hinblick auf die Erfordernisse der EU-WRRL". Institut für Aquatische Ökologie, Universität Rostock, Rostock

Selig U, Blümel C, Eggert A, Rieling T, Schubert M, Schubert H (2003): Zwischenbericht 2003 ELBO: Entwicklung von leitbildorientierten Bewertungsgrundlagen für Übergangsgewässer nach der EU-Wasserrahmenrichtlinie: Übergangsgewässer der deutschen Ostseeküste. Institut für Aquatische Ökologie, Universität Rostock

Selig U, Eggert A, Schories D, Schubert M, Blümel C, Schubert H (2007): Ecological classification of macroalgae and angiosperm communities of inner coastal waters in the southern Baltic Sea. *Ecological Indicators* 7:665-678

Selig U, Pehlke C, Porsche C (2009): Evaluierung des Bewertungsverfahrens der Qualitätskomponente "Makrophyten" für innere Küstengewässer (B1, B2) entsprechend den Anforderungen der EU-WRRL - Bericht zum Forschungsvorhaben. Institut für Biowissenschaften, Rostock, Rostock

Selig U, Schories D, Schubert H, Mertens M, Schubert M (2006): Küstengewässer-Klassifizierung deutsche Ostsee nach EU-WRRL (Teil B: Innere Küstengewässer Schleswig-Holstein) "Testung des Klassifizierungsansatzes Mecklenburg-Vorpommern (innere Küstengewässer) unter den Bedingungen Schleswig-Holsteins und Ausdehnung des Ansatzes auf die Außenküste". Institut für Aquatische Ökologie, Universität Rostock

Wasmund N, Göbel J, Bodungen B (2008): 100-years-changes in the phytoplankton community of Kiel Bight (Baltic Sea). *Journal of Marine Systems - Journal of Marine Systems* 73:300-322

B.7 Anhang

B.7.1 Referenz- und Zielwerte pro Wasserkörper

Tabelle 7-20 Überblick der Referenz- und Zielwerte (= gut/mäßig-Grenze) der bisher gültigen (alten) Sichttiefen (aus Sagert et al. 2008), der (neuen) modellierten Sichttiefen (aus ERGOM-MOM 2015) und der Tiefengrenzen der Makrophyten (aus Fürhaupter & Meyer 2015a, b) für alle Wasserkörper und die offene Ostsee.

Typ	Wasserkörper		Sichttiefen (alt)		Sichttiefen (neu)		Tiefengrenzen Makrophyten	
			Ref	Ziel	Ref	Ziel	Ref	Ziel
B1a	MV	Ribnitzer See/Saaler Bodden	2,5	1,7	0,69	0,52	3,0	2,4
B1b	MV	Koppelstrom/Boodstedter Bodden			0,76	0,57	3,0	2,4
B1b	MV	Peenestrom			2,37	1,78	3,3	2,6
B1b	MV	Achterwasser			1,90	1,42	3,2	2,6
B1a	MV	Kleines Haff			2,82	2,12	3,0	2,4
B2a	SH	Innere Schlei	8,3	6,1	1,15	0,86	2,80	2,20
B2a	SH	Mittlere Schlei			1,15	0,86	3,60	2,90
B2a	SH	Untertrave			2,21	1,66	5,40	4,30
B2a	SH	Pötenitzer Wiek			3,48	2,61	5,40	4,30
B2a	SH	Unterwarnow			2,58	1,93	6,40	5,10
B2a	MV	Barther Bodden, Grabow			1,06	0,80	3,60 3,20/4,0 0	2,90 2,60/3,2 0
B2a	MV	Westrügensche Bodden			2,47	1,85	6,10 6,00/6,1 0/6,50	4,90 4,80/4,9 0/5,20
B2a	MV	Nordrügensche Bodden			2,76	2,07	5,75 6,00/5,5 0	4,60 4,80/4,4 0
B2a	MV	Kleiner Jasmunder Bodden			0,88	0,66	2,70	2,20
B2a	MV	Strelasund			1,88	1,41	5,50	4,40
B2a	MV	Greifswalder Bodden	2,63	1,97	7,20	5,80		
B2b	SH	Flensburger Innenförde	9,8	7,2	4,69	3,52	7,60	6,10
B2b	SH	Schleimünde			2,58	1,93	5,00	4,00
B2b	SH	Kieler Innenförde			3,99	2,99	6,00	4,80
B2b	SH	Orther Bucht			4,24	3,18	5,20	4,20
B2b	SH	Travemünde			3,48	2,61	5,40	4,30

Typ	Wasserkörper		Sichttiefen (alt)		Sichttiefen (neu)		Tiefengrenzen Makrophyten	
B2b	MV	Wismarbucht S			2,85	2,14	7,50	6,00
B2b	MV	Wismarbucht N			5,13	3,84	7,50	6,00
B2b	MV	Wismarbucht Salzhaff			5,21	3,91	5,50	4,40
B3a	MV	Gellenstrom = Prerowbucht/Darß bis Dornbusch	8,5	6,3	4,09	3,07		
B3a	MV	Nord- & Ostrügensche Gewässer			5,09	3,82	9,40	7,00
B3a	MV	Pommernbucht N			3,64	2,73		
B3a	MV	Pommernbucht S			2,82	2,12		
B3b	SH	Geltinger Bucht	9,70	7,20	6,20	4,65	9,40 (9,30 Sagert 2008)	7,00 (6,70 Sagert 2008)
B3b	SH	Außenschlei			7,67	5,76		
B3b	SH	Eckernförder Bucht, Rand			5,92	4,44		
B3b	SH	Bülk			6,37	4,78		
B3b	SH	Probstei			6,37	4,78		
B3b	SH	Putlos			5,74	4,31		
B3b	SH	Fehmarn Belt			6,33	4,75		
B3b	SH	Fehmarn Sund			5,11	3,83		
B3b	SH	Grömitz			5,95	4,46		
B3b	SH	Neustädter Bucht			5,50	4,12		
B3b	MV	Südl. Meckl. Bucht /Travemünde–Warnemünde			5,66	4,25		
B3b	MV	Süd. Meckl. Bucht/Warnemünde–Darß			5,18	3,88		
B4	SH	Flensburger Außenförde	9,7	7,2	6,20	4,65	9,40	7,00
B4	SH	Eckernförder Bucht, Tiefe			5,66	4,24		
B4	SH	Kieler Außenförde			6,29	4,72		
B4	SH	Hohwachter Bucht			5,74	4,31		
B4	SH	Fehmarn Sund Ost			6,33	4,75		
	SH	Kieler Bucht			6,95	5,21		
	SH/ MV	Mecklenburger Bucht			6,72	5,04		
	MV	Arkonasee			6,70	5,02		
	MV	Bornholm			7,51	5,64		

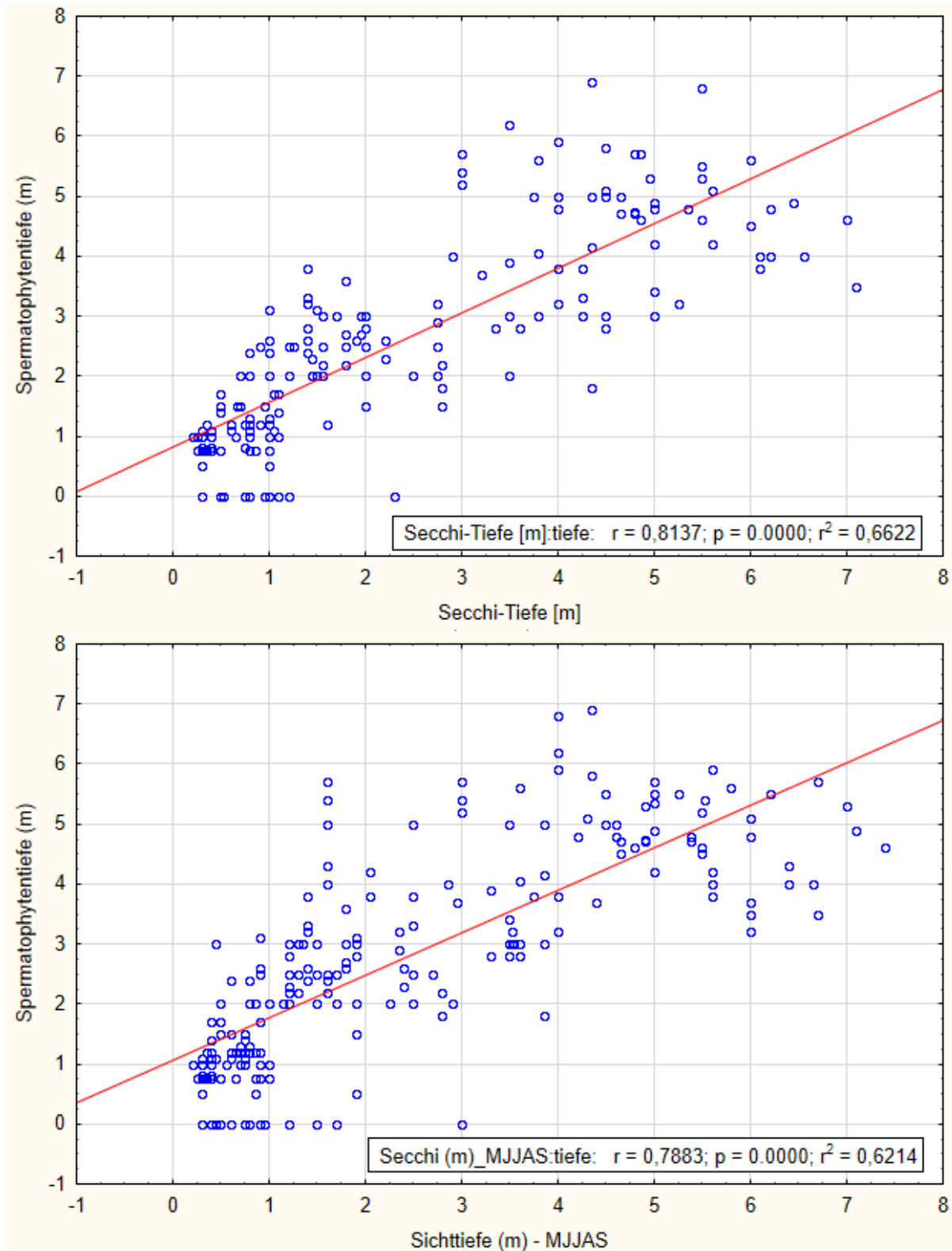
B.7.2 Referenz- und Zielwerte pro Gewässertyp

Tabelle 7-21 Überblick der Referenz- und Zielwerte (= gut/mäßig-Grenze) der bisher gültigen (alten) Sichttiefen (aus Sagert et al. 2008), der (neuen) modellierten Sichttiefen (aus ERGOM-MOM 2015) und der Tiefengrenzen der Makrophyten (aus Fürhaupter & Meyer 2015a, b) pro Küstengewässertypen und HELCOM-Regionen geordnet.

Gewässertypen		Sichttiefe (alt) [m]		Sichttiefen (neu) [m]		Tiefengrenzen Makrophyten [m]	
		Ref	Ziel	Ref	Ziel	Ref	Ziel
B1	MV	2,50	1,70	1,90	1,42	3,00	2,40
B2a	SH	8,3	6,1	1,68	1,26	4,50	3,60
	MV			2,47	1,85	6,00	4,80
B2b	SH	9,8	7,2	3,99	2,99	5,40	4,30
	MV			5,13	3,84	7,50	6,00
B3a	MV	8,5	6,3	3,87	2,90	9,40	7,00
B3b	SH	9,7	7,2	6,07	4,56		
	MV			5,42	4,07		
B4	SH	9,7	7,2	6,20	4,65	9,40	7,00
SEA-004	SH Kieler Bucht	9,7	7,2	6,95	5,21	9,40	7,00
SEA-005	SH/MV Mecklenb. B.			6,72	5,04		
SEA-006	MV Arkonasee			6,70	5,02		
SEA-007	MV Bornholmsee			7,51	5,64		

B.7.3 Regressionen aus aktuellen Messdaten

Abbildung 28 Scatterplots der Sichttiefe gegen die Tiefengrenze von Spermatophyten (Seegras und höhere Pflanzen) als Median der Monate Januar bis Dezember (oben) und der Sommermonate Mai bis September (unten) aller Wasserkörper und Gewässertypen mit historisch belegten Spermatophytenvorkommen.



Quelle: eigene Darstellung, MariLim