



UNIVERSITÄT ROSTOCK

Bericht zum Forschungsvorhaben

Evaluierung des Bewertungsverfahrens der Qualitätskomponente „Makrophyten“ für innere Küstengewässer (B1, B2) entsprechend den Anforderungen der EU-WRRL

Auftraggeber: Landesamt für Umwelt, Natur und Geologie Mecklenburg-Vorpommern

Auftragnehmer: PD Dr. rer. nat. habil. Uwe Selig
Dipl.-Biol. Constanze Pehlke
Dipl.-Biol. Christian Porsche
Universität Rostock, Institut für Biowissenschaften
Albert Einstein Str. 3, 18051 Rostock



Rostock, den 26.11.2008

Inhaltsverzeichnis

1	Veranlassung / Aufgabenstellung.....	2
2	Anpassung und Überarbeitung der Tiefengrenzen.....	3
2.1	Darstellung der bisherigen Festlegungen der Tiefengrenzen.....	3
2.1.1	Festlegung des Referenzzustandes	3
2.1.2	Festlegung der Klassengrenzen zwischen den ökologischen Zuständen	7
2.2	Überarbeitung der Tiefengrenzen 2008.....	10
2.2.1	Festlegung des gewässerspezifischen pristinen Lichtattenuationskoeffizienten.....	10
2.2.2	Artspezifische minimale Lichtansprüche	11
2.2.3	Berechnung des Referenzwertes der unteren Verbreitungsgrenzen der Makrophyten 11	
2.2.4	Berechnung der Klassengrenzen der unteren Verbreitungsgrenzen der Makrophyten 11	
3	Anpassung und Überarbeitung der ausgewiesenen Pflanzengemeinschaften.....	17
3.1	Ausweisung der Pflanzengemeinschaften	17
3.2	Zuordnung der Pflanzengemeinschaften zu den Gewässertypen.....	19
3.3	Aufstellung von Degradationsreihen und Zuordnung eines ökologischen Wertes ..	22
3.4	Integration der Pflanzengemeinschaften in das Bewertungsverfahren	23
4	Erarbeitung eines Berechnungsmodells zur Bestimmung des EQR	24
4.1	Verrechnung der drei Einzelparameter	24
4.1.1	Bisherige Verrechnung der Einzelparameter	24
4.1.2	Vorschlag zur Verrechnung der Einzelparameter	24
4.2	Verrechnung zwischen mehreren Transekten und über mehrere Jahre.....	26
5	Ableitung von Monitoringempfehlungen.....	31
6	Erarbeitung einer Handlungsanweisung und Methodenbeschreibung	34
7	Defizitanalyse, offene Fragestellungen	34
8	Zusammenfassung	37

1 Veranlassung / Aufgabenstellung

Mit der Umsetzung der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie (EU-WRRL) soll bis 2015 für alle Oberflächengewässer der gute ökologische Zustand erreicht werden. Neben den Fließgewässern und den Seen umfassen die Oberflächengewässer auch die Übergangs- und Küstengewässer, welche nach den Vorgaben der EU-WRRL beurteilt werden müssen. Dazu sind entsprechende Bewertungsverfahren erforderlich. Während für limnische Gewässer bereits deutschlandweite verbindliche Bewertungsverfahren existierten (u. a. Lawa 1998), gab es bis zum Jahr 2000 keine einheitlichen Bewertungsverfahren für die Übergangs- und Küstengewässer. In Mecklenburg-Vorpommern erfolgte die Bewertung nach einer Vorgabe des Landesamtes für Umwelt und Geologie (Gewässergütebericht MV 1991/1992), welche auf einem TGL-Entwurf der ehem. DDR basierte; als biologische Komponente wurde das Phytoplankton anhand seiner Biomasse mit einbezogen.

Untersuchungen zur submersen Vegetation erfolgten seit 1996 mittels eines Monitoringprogramms an Standorten entlang der deutschen Außenküste im Rahmen des HELCOM-Programms. Die inneren Küstengewässer (Bodden, Haffe und Förden – nach der EU-WRRL als Typ B1 und B2 deklariert) wurden in den Monitoringprogrammen bis 2004 nicht mit berücksichtigt. Aus diesem Grund lagen nur sporadische Untersuchungen aus den einzelnen Gewässern vor, welche im Rahmen von wissenschaftlichen Qualifikationsarbeiten erstellt wurden. Im Rahmen des BMBF-Projekt „ELBO“ wurden von 2000 und 2003 erstmalig intensive Untersuchungen der submersen Vegetation durchgeführt (Schubert et al. 2003). Dazu wurden sowohl historischen Daten ausgewertet als auch rezente Daten in vier Gewässern Mecklenburg-Vorpommerns erhoben. Basierend auf diesen Ergebnissen wurde ein erster Klassifizierungsansatz entwickelt. Dieses allgemein als ELBO-Ansatz zitierte Verfahren wurde im Rahmen des LAWA-Projektes „Küstengewässer-Klassifizierung deutsche Ostsee nach EU-WRRL“ auf seine Anwendbarkeit für die inneren Küstengewässer Schleswig-Holstein überprüft (Selig et al. 2006). Basierend auf diesen zwei Forschungsprojekten wurde ein erster einheitlicher Bewertungsvorschlag für die inneren Küstengewässer der Deutschen Ostseeküste bezüglich der Qualitätskomponente Makrophyten entwickelt.

Im Rahmen umfangreicher Praxistests von 2004 bis 2007 wurden durch die Firma MariLim Vegetationsaufnahmen in den inneren Küstengewässern durchgeführt, welche zur weiteren Überarbeitung und Anpassung des Bewertungsverfahrens wesentlich beigetragen haben. Dadurch liegen jetzt rezente Daten zum Artenspektrum und der Verbreitungstiefe aus allen Gewässern vor (Porsche et al. 2008). Dies ermöglicht nun eine erste Evaluierung des vorliegenden Bewertungsansatzes, welcher im Rahmen des ELBO-Projektes primär für mesohaline Gewässer (B2 Wasserkörper) erarbeitet wurde. Insbesondere für die oligohalinen Gewässer (B1 Wasserkörper) konnte im Rahmen des ELBO-Verfahrens keine ausreichende Bearbeitung erfolgen. So ergaben sich aus diesen ersten Praxistests und Monitoringuntersuchungen Defizite und Fragestellungen, welche eine weitere Überprüfung erforderten. Weiterhin wurde von den Landesämtern nicht mehr ein beschreibendes Verfahren wie im ursprünglichen ELBO-Ansatz erstellt gefordert, sondern es sollte ein Verfahren mit der Berechnung eines EQR (ecological quality ratio) erstellt werden, um die Vorgaben der EU-WRRL umzusetzen. Des Weiteren soll geklärt werden, wie eine Verrechnung von

mehreren Beprobungstransekten innerhalb eines Wasserkörpers erfolgen soll. Dies betrifft dann auch die Verrechnung innerhalb des 6 Jahreszeitraumes, welcher als Berichtszeitraum durch die Europäische Union festgelegt wurden.

Basierend auf diesem Erkenntnisstand ergaben sich folgende Aufgabenstellungen, welche im Rahmen dieses Leistungsangebotes bearbeitet werden:

- ▶ Anpassung und Überarbeitung der Tiefengrenzen für Characeen- und Spermatophyten-gemeinschaften für alle inneren Gewässer Mecklenburg-Vorpommerns anhand von Salinitätsdaten
- ▶ Anpassung und Überarbeitung der ausgewiesenen Pflanzengemeinschaften für alle inneren Gewässer Mecklenburgs
- ▶ Erarbeitung eines Verrechnungsmodus zwischen den Einzelparametern zur Ausweisung eines EQR
- ▶ Erarbeitung eines Berechnungsvorschlages für die Bewertung eines Gewässers im Rahmen der 6 Jahresfrist der EU-WRRL
- ▶ Erarbeitung einer Handlungsanweisung und Methodenbeschreibung einschließlich Datenauswertung für die Erfassung der Makrophyten in inneren Gewässern Mecklenburg-Vorpommerns

2 Anpassung und Überarbeitung der Tiefengrenzen

2.1 Darstellung der bisherigen Festlegungen der Tiefengrenzen

Die untere Verbreitungstiefe der submersen Vegetation ist ein Bewertungsparameter zur Klassifikation der inneren Küstengewässer der deutschen Ostseeküste nach EU-WRRL. Dieses Bewertungskriterium ist konform mit Bewertungsverfahren anderer Ostseeanrainer, welche ebenfalls die Tiefengrenze der submersen Vegetation als Bewertungsparameter ansetzen bzw. den Rückgang der unteren Tiefenverbreitungsgrenze als Effekt der Eutrophierung beschreiben (Kautsky et al. 1986, Krause-Jensen et al. 2006, Martin et al. 2003, Schories et al. 2008).

2.1.1 Festlegung des Referenzzustandes

Historische Daten

Durch Blümel et al. (2002) wurden umfangreiche Analysen der historischen Daten der submersen Vegetation in vier Gewässern der mecklenburgischen Ostseeküste durchgeführt. In Herbarien an verschiedenen Universitäten und Museen konnten zwar umfangreiche Belege vorgefunden werden, zumeist lag jedoch keine Angabe zur Fundtiefe vor. Aus diesem Grund existieren nur sehr wenige Angaben zur Tiefenverbreitung in den inneren Küstengewässern (Tab. 1).

Tab. 1 Historische Angaben zur unteren Verbreitungsgrenze der submersen Vegetation in den inneren Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommern.

Art	Gewässer	Tiefe	Quelle
Characeen	Bodstedter Bodden	4 m	HOLTZ (1861)
Characeen	westl. DZBK	0,8 m	BEHRENS (1982)
<i>Chara liljebladii</i>	Großer Jasmunder Bodden	4-6 m	TRAHMS (1940)
Rotalgen	Greifswalder Bodden	90% Bedeckung	SEIFERT (1938)
<i>Tolypella nidifica</i>	westl. Ostsee	5-15 m	REINKE (1889)
<i>Tolypella nidifica</i>	Darß-Zingster Boddenkette	2,4 m	LINDNER (1972)

Behrens (1982) beschrieb bereits den Rückgang der unteren Verbreitungsgrenze in der DZBK als einen Effekt der Eutrophierung in den Küstengewässern. Er dokumentierte einen Rückgang der bewachsenen Fläche der Boddengewässer in der DZBK zwischen 1970 (Untersuchung von Lindner) und seine eigenen Aufnahmen von 1979 (Tab. 2). Nach diesen Angaben nahm die mit Makrophyten besiedelte Fläche in den einzelnen Gewässern innerhalb von 10 Jahren um 50 bis 70% ab. Anhand dieser Daten und auch den vorliegenden Bewertungsverfahren anderer Ostseeanrainer wird die untere Verbreitungsgrenze der submersen Vegetation als geeigneter Indikator zur Bewertung des ökologischen Zustandes angesehen.

Tab. 2 Angaben zur Bewuchsfläche in der Darß-Zingster Boddenkette von Behrens (1982).

Gewässer	Fläche [m ²]	bewachsene Fläche [%] 1970	bewachsene Fläche [%] 1979
Grabow	4700	28,5	17,8
Barther Bodden	2100	35,2	10,0
Bodstedter Bodden	3700	20,5	6,1
Saaler Bodden	8600	9,1	5,0

Modellierung der pristinen unteren Verbreitungsgrenzen der Makrophyten nach ELBO-Projekt

Aufgrund fehlender Angaben lässt sich die untere Verbreitungsgrenze der submersen Vegetation nicht für alle Gewässer durch historische Belege dokumentieren. Aus diesem Grund wurde im Rahmen des ELBO-Projektes ein Berechnungsmodell entwickelt und durch Domin et al. (2004) publiziert. Dieses Modell wird als „pristines Lichtmodell“ bezeichnet. Mit Hilfe dieses Modells wurde aus den maximal erreichbaren Lichteindringtiefen die historischen Lichtbedingungen, d. h. die pristinen Lichtattenuationskoeffizienten der einzelnen Gewässer (2) abgeschätzt und dann, unter Heranziehung von (1) Oberflächen-Tageslichtdosen eines Referenzjahres und (3) artspezifischen Lichtansprüchen, die pristinen unteren Verbreitungsgrenzen (uVg) der Makrophyten rekonstruiert (Abb. 1).

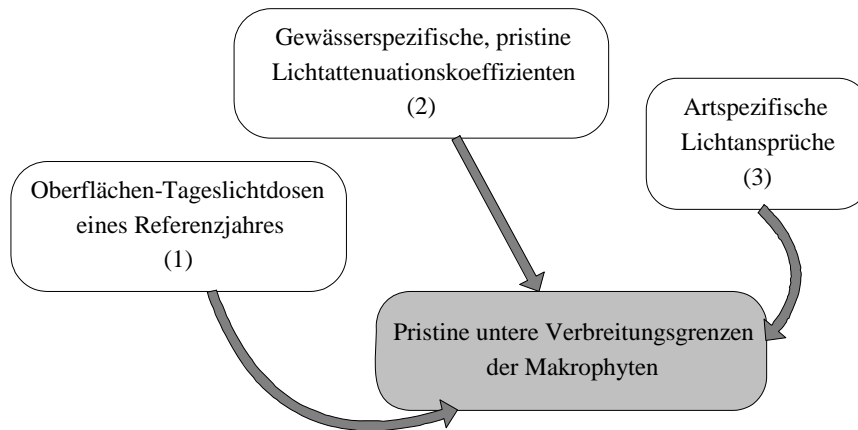


Abb. 1 „Pristines Lichtmodell“ zur Bestimmung der pristinen unteren Verbreitungsgrenzen der Makrophyten.

Eine Grundlage für die Berechnung der theoretischen unteren Verbreitungsgrenzen (uVg) bildeten die Oberflächen-Tageslichtdosen eines bzw. mehrerer Referenzjahre. Es wurden Lichtdaten des Deutschen Wetterdienstes (DWD) der Messstellen Rostock-Warnemünde, Arkona und Neubrandenburg von 1990-2000 für die Berechnungen herangezogen.

Für die Rekonstruktion des unbekanntenen historischen Unterwasserlichtklimas wurde ein auf aktuellen Messdaten beruhender mathematischer Algorithmus entwickelt. In den inneren Küstengewässern sind neben der Eigenabsorption des Wassers die lichtabsorbierenden Gelbstoffe (auch cDOM: *coloured dissolved organic matter*) und das Phytoplankton die Hauptkomponenten der Lichtattenuation (Schubert et al. 2001).

Das Modell basiert auf den Wintermessungen im Salzhaff entlang des Salinitätsgradienten. An fünf Stellen des Salzhaffs wurde die Lichtabschwächung bis in eine Tiefe von 60 cm mit einer Auflösung von 10 cm mittels eines spektral auflösenden Unterwasserlichtmessgeräts gemessen. Als Maß für die Lichtabschwächung mit zunehmender Wassertiefe wurde der Attenuationskoeffizient (k_0) durch eine lineare Regression der spektralen Photonenflussdichte ($\ln E_\lambda$) gegen die Tiefe ermittelt (Schubert et al. 1995). An jedem Probenort wurde zusätzlich eine gefilterte Wasserprobe (GF6-Glasfilter, ca. 0,45 μm) genommen und die spektral aufgelöste Absorption (Spektrophotometer, Lambda 2, Perkin-Elmer, Überlingen) im Labor gemessen.

Das mit den Bächen und Flüssen in die inneren Küstengewässer fließende Süßwasser (100% cDOM) durchmischt sich mit dem Wasserkörper der offenen Ostsee (0% cDOM). Dies führt zu einer Verdünnung der mit dem Süßwasser einströmenden Gelbstoffe und die Lichtattenuation nimmt mit steigendem Ostseewasseranteil ab, d. h. k_0 ist eine Funktion des Mischungsverhältnisses. Die potenziellen (pristinen) relativen Eindringtiefen des Lichtes wurden anhand der für jedes Gewässer bestimmten Lichtattenuationskoeffizienten (k_0) anhand folgender Formel berechnet:

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

Entsprechend der differenzierten Lichtansprüche der Makrophyten wurden fünf verschiedene relative Eindringtiefen für jedes Gewässer unterschieden:

- 85% Ausbreitungsgrenze der Darmtang Bestände (Steinhardt 2001)
- 40% Ausbreitungsgrenze der Characeen (Yousef 1999)
- 10% Ausbreitungsgrenze der Spermatophyten (Mur & Visser 1996)
- 1% allgemeine Ausbreitungsgrenze Rotalgen (Lüning 1990, Johansson & Snoeijs 2002), diese wird allgemein als untere Grenze der euphotische Zone angesehen (Kirk 1994)
- 0,1% Ausbreitungsgrenze der Krustenrotalgen (siehe Zusammenfassung in Markager & Sand-Jensen 1992)

Diese angegebenen Ausbreitungsgrenzen spiegeln aber nur grob die Lichtansprüche der einzelnen Arten wider. So sind Pflanzen u. a. in der Lage, sich an unterschiedliche Lichtintensitäten anzupassen. Um die artspezifischen minimalen Lichtansprüche zu ermitteln, ist es daher unzureichend, den Lichtsättigungspunkt (E_k -Wert) unter einer Lichtanzugsbedingung zu ermitteln. Im Rahmen des ELBO-Projektes wurden für einige Arten ökophysiologische Untersuchungen zur Lichtanpassung (insbesondere in Abhängigkeit des Salzgradienten) durchgeführt. Diese Erkenntnisse (u. a. Eggert et al. 2006) wurden in den weiteren Arbeiten berücksichtigt und durch Literaturdaten ergänzt.

Pristine untere Verbreitungsgrenzen der Makrophyten

Anhand der modellierten pristinen Lichteindringtiefen, den Oberflächen-Tageslichtdosen eines Referenzjahres und der Lichtansprüche der Makrophyten (als % des Oberflächenlichtes), wurden pristine untere Verbreitungsgrenzen (uVg) berechnet. Hierbei wurden andere abiotische und biotische Faktoren, wie z. B. Temperaturabhängigkeit, mechanische Beschädigung, Infektion und Fraßdruck nicht mit berücksichtigt.

Zunächst wurde eine minimale Tageslichtdosis (minPFD) als Voraussetzung für das Wachstum in einer bestimmten Tiefe definiert, wobei die artspezifischen minimalen Lichtansprüche (E_{min}) an mindestens 10 h pro Tag vorhanden sein müssen (Domin et al. 2004). Daraus berechnete sich zunächst eine tagesbezogene Tiefe, in der minPFD noch erreicht wird (Tiefe_{minPFD}), wie folgt:

$$\text{Tiefe}_{\text{minPFD}} [\text{m}] = \frac{\ln(\text{Tagesdosis}) - \ln(\text{minPFD})}{k_0(\text{PAR})}$$

mit $\text{minPFD} = E_{min} \times 3600 \times 10$

Eine weitere Festlegung besagte, dass minPFD in dieser Tiefe an sieben aufeinander folgenden Tagen vorhanden sein muss, um ein Wachstum der Makrophyten an dieser Stelle zu ermöglichen. Daher wurden Durchschnittswerte der Tiefe_{minPFD} pro Kalenderwoche berechnet. Die maximale wochenbezogene Tiefe wurde dann als die uVG definiert.

2.1.2 Festlegung der Klassengrenzen zwischen den ökologischen Zuständen

Die bisherige Festlegung der Klassengrenzen bezog sich immer auf die Pflanzengemeinschaften! Es ging dabei nie um die Festlegung der Tiefenverbreitungsgrenzen von Einzelpflanzen! Damit wird hier eine untere Verbreitungsgrenze für einen Pflanzenbestand definiert. Da erst durch eine spätere Auswertung der Daten die Definition der Pflanzengemeinschaften erfolgt und somit klar wird, ab wann bzw. bis wann eine Pflanzengemeinschaft vorliegt bzw. nur noch Einzelpflanzen, soll als Richtwert für die untere Verbreitungsgrenze des Pflanzenbestandes eines Gewässers eine mittlere Bedeckung von 10% bzw. der Bedeckungswert 2 nach der Braun-Blanquet-Skala fungieren. Dies soll aber primär nur als Hilfsmittel für die Durchführung der Feldarbeiten genutzt werden und nicht die spätere Auswertung der Pflanzengemeinschaften ersetzen.

Festlegungen der Tiefengrenzen im ELBO-Projekt

Im Rahmen des ELBO-Projektes wurden die durch das Lichtmodell die pristinen unteren Verbreitungsgrenzen berechnet. Dieser Wert definierte dann die Klassengrenze zwischen „sehr gut“ und „gut“.

Als zweite Prämisse der Festlegung der Klassengrenzen wurde im Rahmen des ELBO-Projektes definiert, dass ein „schlechter“ ökologischer Zustand nicht durch eine vollkommene Makrophytenverödung gekennzeichnet ist, sondern eine submerse Vegetationszone vorhanden ist. Damit wurde davon ausgegangen, dass im „schlechten“ ökologischen Zustand eine uVG von 0,5 m angenommen wird. Eine Angabe einer geringeren Tiefengrenze wurde als nicht praktikabel angesehen, da einige submerse Makrophyten durch Längenwachstum durchaus 30-40 cm lang werden können. Somit kann unterhalb von 0,5 m nicht mehr von einer Lichtlimitation direkt ausgegangen werden.

Die Festlegung der zwei Klassengrenzen „gut/mäßig“ sowie „mäßig/unbefriedigend“ erfolgte unter Berücksichtigung der Tiefenmorphologie der Gewässer. Dazu wurden durch das LUNG Flächenberechnungen für die vier untersuchten Gewässer durchgeführt, welche % Flächenverlust an bewachsener Fläche durch den Rückgang der Verbreitungstiefe auftritt. Basierend auf diesen konkreten Berechnungen erfolgte dann die Festlegung der Klassengrenzen „gut/mäßig“ sowie „mäßig/unbefriedigend“ mit bestimmten Vegetationsbedeckungen. So waren u. a. die Klassengrenzen „gut/mäßig“ sowie „mäßig/unbefriedigend“ durch eine Vegetationsbedeckung von 40 bzw. 25% der Gesamtfläche gekennzeichnet. Dadurch wurden die angegebenen Tiefengrenzen in den Bewertungstabellen für die im ELBO-Projekt bearbeiteten Gewässer evaluiert.

Festlegungen im LAWA Projekt – Überprüfung des ELBO-Ansatzes

Die Testung der Übertragbarkeit der Ergebnisse der Arbeiten des ELBO-Projektes an vier Gewässern erfolgte für die inneren Küstengewässer Schleswig-Holsteins im Rahmen eines

LAWA-Projektes sowie für weitere Gewässer Mecklenburg-Vorpommerns in einem ersten Praxistest durch die Firma MariLim im Jahr 2004. Hier mussten für alle weiteren zu untersuchenden Gewässer eine untere Verbreitungsgrenze sowie die Klassengrenzen definiert werden. Dazu wurde der Referenzzustand (Verbreitungstiefe) über das pristine Lichtmodell nach Domin et al. (2004) entsprechend dem ELBO-Projekt für jedes Gewässer berechnet. Die Datengrundlage hierfür bildeten die vorliegenden Salinitätsmessungen der Landesämter. Diese Daten waren jedoch sehr heterogen bzw. lagen nicht für alle Gewässer ausreichende Messungen vor, so dass für einige Gewässer nur eine geringe Anzahl von Messdaten (z. T. Einzelwerte) genutzt werden konnte. Dies betrifft in erster Linie die Gewässer in Schleswig-Holstein (Untertrave und Orther Bucht).

Zur Vereinheitlichung der Klassengrenzen und für alle inneren Küstengewässer sowie zur Harmonisierung der Bewertungsansätze für die inneren und äußeren Küstengewässer wurde das Modell von Schories et al. (2006) angewendet. Für die Festlegung der unteren Verbreitungsgrenze wurde für die äußeren Küstengewässer ein Berechnungsmodell entwickelt, wonach eine prozentuale Abnahme des Flächenanteiles der vegetationsbedeckten Fläche bezogen auf den Referenzwert (historischer Referenzwert) berechnet wurde. Dies erfolgte durch die Festlegung des prozentualen Rückganges des eindringendes Lichtes, woraus sich dann eine Abnahme der besiedelten Fläche in Abhängigkeit vom Bodengefälle ergibt (Schories et al. 2006). Basierend auf diesen Berechnungen erfolgte die Festlegung der Klassengrenzen für die Ausbreitungstiefe von *Zostera marina* und *Fucus vesiculosus* in den äußeren Küstengewässern (Tab. 3). Entsprechend der hier festgelegten Referenztiefe von 10 m und entsprechender Berechnungen des Bodengefalles ergibt sich danach bei einer Abnahme der Eindringtiefe des Lichtes um 25% eine Abnahme der besiedelten Fläche um ca. 50 bis max. 70%. Diese Abnahme wurde als Klassengrenze zwischen dem „mäßigen“ und „unbefriedigenden“ ökologischen Zustand festgelegt.

Es wurde versucht die für die äußeren Küstengewässer gewählte Vorgehensweise zur Ermittlung der Klassengrenzen zwischen den ökologischen Zuständen auch auf die inneren Küstengewässer Schleswig-Holstein zu übertragen, da hier sehr wenige Untersuchungen zur submersen Vegetation dieser Gewässer vorlagen (Selig et al. 2006). Da die inneren Küstengewässer bedeutend flacher sind und die pristine Eindringtiefe des Lichtes aufgrund des Süßwassereintrages auch deutlich unter der Lichteindringtiefe der äußeren Küstengewässer liegt, wurden hier für die Unterteilung der ökologischen Zustände andere prozentuale Abstufungen gewählt, welche den damit verbundenen Verlust an der besiedelten Fläche denen in den äußeren Küstengewässern entspricht. Dabei wurde auf die Erfahrungen aus dem ELBO-Projekt zurückgegriffen, wo für die Gewässer anhand von vorhandenen GIS-Karten die Flächenanteile verschiedener Gewässertiefen berechnet und dann auch entsprechend im Bewertungsansatz berücksichtigt wurden. Basierend auf diesen Erfahrungen wurde verallgemeinert eine Abstufung von 5, 25, 50 und 75% gewählt.

Tab. 3 Charakterisierung der Klassengrenzen anhand von unteren Verbreitungsgrenzen der Pflanzengemeinschaften (innere Küstengewässer) sowie von *Fucus vesiculosus*- und *Zostera marina*-Einzelpflanzen und -Beständen (Schories et al. 2006) – Angaben in Abnahme der Lichteindringtiefe in %.

	Pflanzengemeinschaften innere Küstengewässer	Einzelpflanzen <i>Fucus</i> , <i>Zostera</i> Äußere Küstengewässer	Bestände <i>Fucus</i> , <i>Zostera</i> Äußere Küstengewässer
Referenzzustand Sehr guter ökologischer Zustand	0-5%	0-1%	0-6 %
Guter ökologischer Zustand	5-25%	> 1-5%	> 6-10 %
Mäßiger ökologischer Zustand	25-50%	> 5-25%	> 10-30 %
Unbefriedigender ökologischer Zustand	50-75%	> 25-75%	> 30-80 %
Schlechter ökologischer Zustand	> 75%	> 75%	> 80%

Festlegungen in der Handlungsanweisung Selig & Marquardt (2007)

In der Überarbeitung der unteren Verbreitungsgrenzen im Rahmen der erstellten Handlungsanweisung 2007 wurde deutlich zwischen den Ausbreitungsgrenzen von Spermatophyten- und Characeengemeinschaften differenziert. Dies war im ursprünglichen ELBO-Ansatz auch so vorgesehen (40 bzw. 10% Lichteindringtiefe), in den später erstellten Bewertungstabellen jedoch nicht so konsequent umgesetzt worden. Des Weiteren wurde versucht, Gewässer mit ähnlichen Salinitäten zusammenzufassen (siehe Beispiel Tab. 4). Dieser Ansatz wurde im Praxistest 2007 überprüft und brachte für einige Gewässer unbefriedigende Ergebnisse. Da neben den Salzgehalten in den Gewässern auch der Salzgehalt der vorgelagerten Ostsee bzw. der unterschiedliche Wasseraustausch mit der Ostsee (direkt oder über weitere Küstengewässer) einen großen Einfluss auf den gewässerspezifischen Lichtattenuationskoeffizienten hat, wird durch diese Zusammenfassung der Gewässer bezüglich der Tiefengrenzen nicht mehr für alle Gewässer eine ausreichende Bewertung ermöglicht. Aus diesem Grund wird für die weitere Bewertung auf eine Zusammenfassung von Gewässern verzichtet und wieder jedes Gewässer einzeln betrachtet.

Tab. 4 Bewertungstabelle für die Tiefengrenzen der Vegetation für die Gewässer Groß Jasmunder Bodden, Breetzer Bodden und Strelasund entsprechend der Handlungsanweisung von Selig & Marquardt (2007). * - Einzelpflanzen, keine Characeenpflanzengemeinschaften.

	Tiefengrenze [m] Spermatophytengemeinschaft	Tiefengrenze [m] Characeengemeinschaft
sehr gut	> 5,7	> 3,5
gut	3,5-5,7	2,4-3,5
mäßig	1,7-3,5	0,1-2,4
unbefriedigend	1,0-1,7	< 0,5 *
schlecht	< 1,0	-

2.2 Überarbeitung der Tiefengrenzen 2008

In den bisherigen Bewertungsansätzen wurde bisher nur die Klassengrenze zwischen dem „sehr guten“ und „guten“ ökologischen Zustand und nicht der eigentliche Referenzwert definiert. Für eine Transformation der Tiefengrenze zur Berechnung eines EQR müssen allerdings der Referenzwert (EQR 1) sowie auch jede Klassengrenze definiert werden. Dies bedeutet, nicht die Klassengrenze zwischen „sehr gut“ und „gut“ ist - wie bisher in den Bewertungsansätzen - der Ausgangspunkt, sondern der neue Referenzwert muss eine tiefere Verbreitungsgrenze kennzeichnen als die genannte Klassengrenze.

Da bisher keine weiteren spezifischen Vorgaben für die Festlegung der Klassengrenzen mittels EQR getroffen wurden, erfolgte in Anlehnung bereits bestehender Bewertungsverfahren (Makrozoobenthos – Meyer et al. 2007) für die Ostsee folgende Transformation der Klassengrenzen in EQR-Werte:

Referenzwert	EQR 1
Klassengrenze sehr gut/gut	EQR 0,8
Klassengrenze gut/mäßig	EQR 0,6
Klassengrenze mäßig/unbefriedigend	EQR 0,4
Klassengrenze unbefriedigend/ schlecht	EQR 0,2
untere Klassengrenze schlecht	EQR 0,0

2.2.1 Festlegung des gewässerspezifischen pristinen Lichtattenuationskoeffizienten

Für die Rekonstruktion des unbekanntem historischen Unterwasserlichtklimas wurde auf das Modell von Domin et al. (2004) zurückgegriffen. Die Verfahrensweise ist auch im ELBO-Abschlussbericht (Schubert et al. 2003) beschrieben bzw. im Kapitel 1.2 verkürzt dargestellt. An dieser Berechnung wurden keine Veränderungen vorgenommen.

Für jedes Gewässer und die dazugehörige vorgelagerte Ostsee wurden die mittleren Salzgehalte berechnet. Dazu wurde auf die Monitoringsdaten der Landesämter zurückgegriffen. Da möglichst (soweit vorhanden) eine einheitliche Datengrundlage für alle Gewässer genutzt werden sollte, wurden primär die vorhandenen Daten von 1990 bis 2000 zur Berechnung genutzt. Für die Gewässer Untertrave (alle WK) und Orther Bucht waren keine Messstationen aus dem Monitoringprogramm vorhanden. Hier musste auf vorliegende sporadische Messungen zurückgegriffen werden. Die Messstationen an der Außenküste sind nicht so verteilt, dass jeweils eine Station direkt vor dem Zufluss jedes inneren Küstengewässers in die Ostsee liegt. Hier wurde die nächstliegende Station ausgewählt. Es wurden immer möglichst gleiche Zeiträume für die Ostseestation und die Messstation in den inneren Küstengewässern zur Berechnung verwendet. Basierend auf diesen Salinitätsdaten wurde für jedes Gewässer der gewässerspezifische pristinen Lichtattenuationskoeffizient (k_0) neu berechnet.

2.2.2 Artspezifische minimale Lichtansprüche

Unter Kapitel 2.1.1 sind die artspezifischen Lichtansprüche der submersen Arten erläutert. Während im ELBO-Verfahren sehr differenziert zwischen den Lichtansprüchen (% des Oberflächenlichtes) in den Bewertungstabellen unterteilt wurde, erfolgte in der Handlungsanweisung 2007 eine Eingrenzung auf die wurzelnden Gemeinschaften: Spermatophyten- und Characeengemeinschaften. So wird die 10% Lichteindringtiefe als Ausbreitungsgrenze der Spermatophyten der uVg der wurzelnden submersen Vegetation gleichgesetzt (maximale uVg). Da die Characeenarten bzw. Characeengemeinschaften einen hohen indikativen Wert für die Küstengewässer beziehen, wird neben der uVg der submersen wurzelnden Vegetation die Verbreitungsgrenze der Characeen zusätzlich als 40% Lichteindringtiefe berechnet. Diese Festlegung bildet die Grundlage für alle weiteren Berechnungen der unteren Verbreitungsgrenzen bzw. Klassengrenzen.

2.2.3 Berechnung des Referenzwertes der unteren Verbreitungsgrenzen der Makrophyten

Die gewässerspezifischen pristinen Lichtattenuationskoeffizienten (k_0) der einzelnen Gewässer und die spezifischen Lichtansprüche für Spermatophyten (10%) und Characeen (40%) werden genutzt um die jeweilige pristine Verbreitungsgrenze zu berechnen. Dieses erfolgt gemäß den Formeln in Selig et al. (2007). Der errechnete Wert stellt den historischen Referenzwert dar.

2.2.4 Berechnung der Klassengrenzen der unteren Verbreitungsgrenzen der Makrophyten

Im Zuge der Praxistests hat sich deutlich gezeigt, dass neben der maximalen unteren Verbreitungsgrenze eine spezifische Verbreitungsgrenze für die Characeengemeinschaften ausgewiesen werden muss, um hier den unterschiedlichen artspezifischen Lichtansprüchen gerecht zu werden. Diese unterschiedlichen Lichtansprüche werden vor allem in den B2 Wasserkörpern mit einer größeren Gewässertiefe deutlich (u. a. Wismarbucht). Dieses war im ursprünglichen ELBO-Bewertungsverfahren so vorgesehen, wurde jedoch nicht so konsequent bei der Erstellung der Bewertungstabellen für die einzelnen Gewässer umgesetzt. Deshalb wurde im Zuge einer ersten vorläufigen Handlungsanweisung 2007 eine Differenzierung für alle Gewässer hinsichtlich Spermatophyten- und Characeengemeinschaften vorgenommen. Dabei wurde vorläufig auch eine Zusammenfassung von Gewässern vorgenommen und nicht mit den sehr individuellen Lichtattenuationskoeffizienten (k_0) der einzelnen Gewässer gearbeitet. Dies sollte eine Vereinfachung bzw. Vereinheitlichung der Bewertung der inneren Küstengewässer ermöglichen. Basierend auf den 2007 durchgeführten Praxistests und der Anwendung dieses Bewertungsmoduls zeigte sich aber, dass die Vereinheitlichung und Zusammenfassung von Gewässern keine Verbesserung der Bewertung, sondern mehr „Problemfälle“ erzeugt. Aus diesem Grund wird im weiteren Verfahren auf die Zusammenfassung von Gewässern verzichtet und diese wieder einzeln betrachtet. Eine allgemeingültige Tiefenangabe für die ausgewiesenen Wasserkörper ist auch nur teilweise möglich, da diese teilweise starke Salinitätsgradienten aufweisen.

Im Zuge der neuen Überarbeitung - insbesondere für die Transformation der Daten in einen EQR - wurde deshalb eine modifizierte Vorgehensweise gewählt. So wurde der pristine ermittelte Referenzwert nicht mehr als Klassengrenze „sehr gut/gut“ definiert, sondern als Referenzwert die obere Klassengrenze „sehr gut“ festgelegt und einem EQR-Wert von 1 gleichgesetzt. Der pristine Referenzwert wurde nach dem unter 2.1 beschriebenen Modell ermittelt. Für die Spermatophytengemeinschaften wird wie bisher ein Lichtbedarf von 10% und für die Characeengemeinschaften ein Lichtbedarf von 40% des Oberflächenlichtes angenommen. Die Klassengrenzen für die Spermatophytengemeinschaften wurden mit einer Abnahme der Eindringtiefe des Lichtes um 1, 5, 25 und 50% in Anlehnung an Selig et al. (2007) definiert. Diese Berechnungen wurden für alle ausgewiesenen Wasserkörper anhand der jeweiligen Salinitätswerte vorgenommen, so dass jetzt für jeden dieser Wasserkörper die Verbreitungsgrenzen vorliegen. Für große Wasserkörper - insbesondere für Wasserkörper mit einem ausgeprägten Salzgradienten - wurden auch mehrere Berechnungen für entsprechende Teilbereiche (Bodden) vorgenommen.

Basierend auf dem ELBO-Verfahren fallen Characeengemeinschaften als erste Pflanzengemeinschaften aus und sind nicht mehr im „unbefriedigenden“ und „schlechten“ ökologischen Zustand der inneren Küstengewässer anzutreffen. Aus diesem Grund wurden hier nur für die Klassengrenzen bis zum „mäßigen“ Zustand (Klassengrenze „mäßig/unbefriedigend“) Verbreitungstiefen angegeben. Diese Verluste der Lichteindringtiefe wurden deshalb auch hier weniger sensitiv gewählt, da bereits im „unbefriedigenden“ Zustand ein genereller Ausfall der Characeengemeinschaften angenommen wird. Dies bedeutet, dass für die Klassengrenze „sehr gut/gut“ 5% und für die Klassengrenze „gut/mäßig“ 25% Rückgang der Eindringtiefe des Lichtes angesetzt werden. Die Klassengrenze „mäßig/unbefriedigend“ wird für alle Gewässer unabhängig des gewässer-spezifischen Lichtattenuationskoeffizienten auf 0,5 m festgelegt. Mit dieser differenzierten Festlegung der Klassengrenzen bezüglich der Abnahme des Lichtes wird auch versucht, hier einem gleichen Flächenverlust an bewachsener Fläche gerecht zu werden. Dies haben bereits Schories et al. (2006) in ihrem Ansatz so praktiziert. Für das „Ökosystem“ ist nicht die Verbreitungstiefe direkt entscheidend, sondern der Anteil der bewachsenen Fläche in den Gewässern. Im ELBO-Projekt wurde anhand des Rückganges der Verbreitungstiefe auch der Flächenanteil berechnet und darüber die Klassengrenzen evaluiert. Dies ist nicht für alle Gewässer im Rahmen dieses Projektes nötig.

Diese Herangehensweise konnte nicht auf die B1 Wasserkörper angewendet werden, da hier dann sehr geringe Verbreitungstiefen den „guten“ ökologischen Zustand bereits widerspiegeln würde, was nicht den realen Bedingungen entspricht. Aus diesem Grund musste hier eine „Aufwertung“ der Klassengrenze „sehr gut/gut“ bzw. „gut/mäßig“ erfolgen. Diese orientierte sich dann am 1 bzw. 5% Rückgang des Oberflächenlichtes. Die Klassengrenze „mäßig/unbefriedigend“ wurde mit dem 50% Rückgang der Lichteindringtiefe festgesetzt.

Die Klassengrenze „unbefriedigend/schlecht“ (EQR 0,2) wird für die Characeengemeinschaften nicht ausgewiesen, da diese nur bis zum „mäßigen“ Zustand vorkommen. Die Verrechnung des EQR unterhalb des „mäßigen“ Zustandes erfolgt dann über die

Klassengrenze „mäßig/unbefriedigend“ (EQR 0,4) und dem EQR 0,0 als untere Klassengrenze des „schlechten“ Zustandes.

In den Tab. 5 und 6 sind alle neu berechneten Tiefengrenzen für die einzelnen Gewässer aufgelistet.

Tab. 5 Berechnete Verbreitungsgrenzen (Angaben in Metern) für die Spermatophytengemeinschaften in den inneren Küstengewässern an der deutschen Ostseeküste. Ref: Referenzzustand, sg/g: sehr gut/gut, g/m: gut/mäßig, m/u: mäßig/unbefriedigend, u/s: unbefriedigend/schlecht, s: schlecht.

EQR_normiert	Ref 1,0	sg/g 0,8	g/m 0,6	m/u 0,4	u/s 0,2	s 0
Mecklenburger Bucht MV						
Wismarbucht	8,0	7,6	6,3	3,5	1,8	0
Salzhaff (Mitte)	5,2	4,6	3,5	1,7	0,9	0
Unterwarnow	6,4	6,0	5,0	2,6	1,4	0
Nordrügensche Boddengewässer						
Libben	7,5	7,2	6,2	3,6	1,9	0
Vitter Bodden	6,1	5,8	5,1	3,0	1,6	0
Schaproder Bodden	6,0	5,7	4,8	2,6	1,3	0
Kubitzer Bodden	7,2	6,7	5,3	2,7	1,4	0
Rassower Strom	6,0	5,8	5,0	2,9	1,6	0
Breetzer Bodden	5,5	5,3	4,5	2,5	1,3	0
Gr. Jasmunder Bodden	5,5	4,7	3,5	1,7	0,8	0
Kl. Jasmunder Bodden	2,7	2,2	1,5	0,7	0,4	0
Strelasund	5,0	4,6	3,7	1,9	1,0	0
Greifswalder Bodden	7,3	7,0	5,9	3,3	1,7	0
Oderzufluss						
Achterwasser	3,2	1,9	1,3	0,6	0,3	0
Peenestrom	3,3	2,6	1,8	0,9	0,4	0
Kleines Haff	3,0	1,9	1,3	0,6	0,3	0
DZBK						
Grabow	4,0	3,6	2,8	1,4	0,7	0
Barther Bodden	3,2	2,6	1,8	0,9	0,4	0
Bodstedter Bodden	3,0	2,5	1,8	0,8	0,4	0
Saaler Bodden	3,0	2,1	1,4	0,6	0,3	0
Ribnitzer See	3,0	1,7	1,1	0,5	0,3	0
Schleswig-Holstein						
Flensburger Binnenförde	8,0	7,4	5,9	3,0	1,5	0
Kieler Förde	6,0	5,7	4,7	2,5	1,3	0
Trave	5,4	4,2	2,9	1,4	0,7	0
Orther Bucht	5,2	5,0	4,5	2,7	1,5	0
Schleimünde	5,0	4,3	3,1	1,5	0,8	0
Mittlere Schlei	3,6	3,2	2,4	1,2	0,6	0
Innere Schlei	2,8	2,1	1,4	0,7	0,3	0

Die Berechnung des EQR aus dem real gemessenen Tiefenwert in Metern erfolgt durch das Interpolieren zwischen den beiden Klassengrenzen, in der sich die ermittelte Tiefengrenze befindet. Dies kann durch folgende Formel erfolgen (Abb. 2 - Beispiel aus einer Excel Tabelle):

EQR (Feld D3)

$$= (D2 \text{SVERWEIS}(D2; \$A:\$A; 1; 1)) * (\text{SVERWEIS}(\text{INDEX}(\$A\$2:\$A\$7; \text{VERGLEICH}(\text{SVERWEIS}(D2; \$A:\$A; 1; 1); \$A\$2:\$A\$7) + 1; 1); \$A\$2:\$B\$7; 2) - \text{SVERWEIS}(D2; \$A\$2:\$B\$7; 2; 1)) / (\text{INDEX}(\$A\$2:\$A\$7; \text{VERGLEICH}(\text{SVERWEIS}(D2; \$A:\$A; 1; 1); \$A\$2:\$A\$7) + 1; 1) - (\text{SVERWEIS}(D2; \$A:\$A; 1; 1)) + \text{SVERWEIS}(D2; \$A\$2:\$B\$7; 2; 1))$$

	A	B	C	D	E
1	Tiefe in [m]	EQR			
2	0	0,0		4,5	Tiefe in [m]
3	1,5	0,2		0,50	Interpol. EQR
4	3,0	0,4			
5	5,9	0,6			
6	7,4	0,8			
7	8,0	1			

Abb. 2 Beispiel einer Interpolierung des EQR Wertes – Spalte A: Tiefe [m], Spalte B: EQR Wert, Spalte D: Beispiel mit 4,5 m und berechneter EQR Wert.

Tab. 6 Berechnete Verbreitungsgrenzen (Angaben in Metern) für die Characeengemeinschaften in den inneren Küstengewässern an der deutschen Ostseeküste. Abkürzungen siehe Tab. 5.

EQR_normiert	Ref	sg/g	g/m	m/u	u
	1	0,8	0,6	0,4	0
Mecklenburger Bucht MV					
Wismarbucht	5,2	4,5	2,8	0,5	0
Salzhaff (Mitte)	3,6	2,9	1,6	0,5	0
Unterwarnow	3,8	3,3	2,1	0,5	0
Nordrügensch Boddengewässer					
Libben	4,5	4,0	2,7	0,5	0
Vitter Bodden	4,0	3,6	2,3	0,5	0
Schaproder Bodden	4,0	3,5	2,1	0,5	0
Kubitzer Bodden	4,2	3,6	2,2	0,5	0
Rassower Strom	3,5	3,2	2,1	0,5	0
Breetzer Bodden	3,5	3,1	2,0	0,5	0
Gr. Jasmunder Bodden	3,5	2,8	1,5	0,5	0
Kl. Jasmunder Bodden	2,1	1,4	1,0	0,3	0
Strelasund	3,5	2,9	1,7	0,5	0
Greifswalder Bodden	5,0	4,4	2,7	0,5	0
Oderzufluss					
Achterwasser	2,2	1,2	1,0	0,3	0
Peenestrom	2,4	1,7	1,0	0,4	0
Kleines Haff	2,0	1,2	1,0	0,3	0
Darß-Zingster Boddenkette					
Grabow	3,0	2,4	1,3	0,5	0
Barther Bodden	2,6	1,7	1,2	0,4	0
Bodstedter Bodden	2,4	1,6	1,2	0,4	0
Saaler Bodden	2,2	1,4	1,1	0,3	0
Ribnitzer See	2,0	1,2	1,0	0,3	0
Schleswig-Holstein					
Flensburger Binnenförde	4,0	3,5	2,2	0,5	0
Kieler Förde	3,8	3,3	2,0	0,5	0
Trave	3,5	2,5	1,3	0,5	0
Orther Bucht	3,8	3,4	2,2	0,5	0
Schleimünde	3,2	2,5	1,4	0,5	0
Mittlere Schlei	2,8	2,1	1,1	0,5	0
Innere Schlei	2,5	1,4	0,9	0,3	0

Die nun gewählten Klassengrenzen weichen von den bisherigen Modellberechnungen ab. Diese Angaben und die Erläuterungen der Gründe für die jeweiligen Veränderungen wurden bereits in Kapitel 2.1.2 dargelegt. Tab. 7 verdeutlicht noch mal die Unterschiede zwischen den Bewertungsansätzen.

Tab. 7 Charakterisierung der Klassengrenzen anhand von unteren Verbreitungsgrenzen der Pflanzengemeinschaften (innere Küstengewässer) sowie von *Fucus vesiculosus*- und *Zostera marina*-Einzelpflanzen und -Beständen (Schories et al. 2006) – Angaben in Abnahme der Eindringtiefe des Lichtes in %

Klassen- grenzen	EQR	Pflanzen- gemeinschaften	Spermatophyten- gemeinschaft	Characeen- Gemeinschaft	Einzelpflanzen Fucus, Zostera	Bestände Fucus, Zostera
		innere Küstengewässer 2006/2007	innere Küstengewässer 2008	innere Küstengewässer 2008	äußere Küstengewässer	äußere Küstengewässer
Ref	1	0%	0%	0%	0%	0%
sg/g	0,8	5%	1%	5%	1%	6%
g/m	0,6	25%	5%	25%	5%	10%
m/u	0,4	50%	25%	50%	25%	30%
u/s	0,2	75%	50%	-	75%	80%
s	0,0	-	0 m	0 m	-	-

Durch dieses neue Berechnungsmodell ergeben sich deutliche Veränderungen zu den vorherigen Bewertungsansätzen. In den Tab. 8 bis 11 werden die unteren Verbreitungsgrenzen für vier Gewässer aufgelistet, wie sie sich nach dem ELBO-Projekt, der Handlungsanweisungen 2007 und den neu berechneten Tiefengrenzen 2008 ergeben. Danach zeigt sich, dass im Vergleich zum ELBO-Projekt eine Differenzierung zwischen den Spermatophyten- und Characeengemeinschaften in den Verbreitungstiefen erfolgt. Außerdem verringert sich die untere maximale Verbreitungstiefe für Spermatophyten zum Teil deutlich. Dies liegt u. a. darin begründet, dass die berechneten pristinen unteren Verbreitungsgrenzen nicht mehr die Klassengrenze „sehr gut/gut“ darstellen, sondern jetzt den Referenzwert und somit Maximalwert in der Bewertungsskala. Auch durch die neue Berechnungsgrundlage (Salzgehaltswerte) ergeben sich Veränderungen in den Tiefengrenzen für die vier Gewässer.

Tab. 8 Berechnung der Verbreitungsgrenzen der Vegetation [m] nach den verschiedenen Berechnungsmodellen für den Großen Jasmunder Bodden – Nordrügische Boddengewässer (Wasserkörper WP-11).

Klassengrenze	EQR	ELBO-Projekt		Handlungsanweisung 07		Handlungsanweisung 08	
		Spermato-phyten	Characeen	Spermato-phyten	Characeen	Spermato-phyten	Characeen
Referenzwert	1,0	-	-	-	-	5,5	3,5
sehr gut/gut	0,8	7,0	7,0	5,7	3,5	4,7	2,8
gut/mäßig	0,6	4,5	4,5	3,5	2,4	3,5	1,5
mäßig/ unbefriedigend	0,4	2,0	2,0	1,7	0,1	1,7	0,5
unbefriedigend/ schlecht	0,2	1,2	1,2	1,0	-	0,8	-

Tab. 9 Berechnung der Verbreitungsgrenzen der Vegetation [m] nach den verschiedenen Berechnungsmodellen für den Greifswalder Bodden (WP-13).

Klassengrenze	EQR	ELBO-Projekt		Handlungsanweisung 07		Handlungsanweisung 08	
		Spermato-phyten	Characeen	Spermato-phyten	Characeen	Spermato-phyten	Characeen
Referenzwert	1,0	-	-	-	-	7,3	4,9
sehr gut/gut	0,8	11,4	11,4	8,0	5,0	7,0	4,4
gut/mäßig	0,6	6,7	6,7	5,0	3,0	5,9	2,7
mäßig/ unbefriedigend	0,4	2,0	2,0	2,0	0,1	3,3	0,5
unbefriedigend/ schlecht	0,2	1,2	1,2	0,6	-	1,7	-

Tab. 10 Berechnung der Verbreitungsgrenzen der Vegetation [m] nach den verschiedenen Berechnungsmodellen für das Salzhaff (WP-03).

Klassengrenze	EQR	ELBO-Projekt		Handlungsanweisung 07		Handlungsanweisung 08	
		Spermato-phyten	Characeen	Spermato-phyten	Characeen	Spermato-phyten	Characeen
Referenzwert	1,0	-	-	-	-	5,2	3,6
sehr gut/gut	0,8	5,9	5,9	5,0	3,5	4,6	2,9
gut/mäßig	0,6	4,6	4,6	3,5	2,0	3,5	1,6
mäßig/ unbefriedigend	0,4	3,2	3,2	2,0	0,1	1,7	0,5
unbefriedigend/ schlecht	0,2	1,7	1,7	0,5	-	0,9	-

Tab. 11 Berechnung der Verbreitungsgrenzen der Vegetation [m] nach den verschiedenen Berechnungsmodellen für den Grabow – Darß Zingster Boddengewässer (WP-09).

Klassengrenze	EQR	ELBO-Projekt		Handlungsanweisung 07		Handlungsanweisung 08	
		Spermato-phyten	Characeen	Spermato-phyten	Characeen	Spermato-phyten	Characeen
Referenzwert	1,0	-	-	-	-	4,0	3,0
sehr gut/gut	0,8	3,5	3,5	3,5	2,5	3,6	2,4
gut/mäßig	0,6	2,8	2,8	2,5	1,5	2,8	1,3
mäßig/ unbefriedigend	0,4	2,0	2,0	1,5	0,1	1,4	0,5
unbefriedigend/ schlecht	0,2	1,2	1,2	0,6	-	0,7	-

3 Anpassung und Überabreitung der ausgewiesenen Pflanzengemeinschaften

3.1 Ausweisung der Pflanzengemeinschaften

Neben den unteren Verbreitungsgrenzen der Vegetation ist die Ausweisung von Pflanzengemeinschaften ein wesentliches Kriterium für die Bewertung der inneren Küstengewässer. So wurden anhand von historischen Analysen durch Blümel et al. (2002) 13 Pflanzengemeinschaften ausgewiesen. Dabei waren 7 wurzelnde Pflanzengemeinschaften enthalten und 6 Gemeinschaften, welche aus Makroalgen bestehen.

Neben diesen historischen Gemeinschaften wurde durch Schubert et al. (2003) noch eine weitere rezent vorkommende Pflanzengemeinschaft definiert (*Myriophyllum-Potamogeton*). Mertens (2006) definierte zudem *Phragmites*-Bestände als eine weitere typische Pflanzengemeinschaft der inneren Küstengewässer Schleswig-Holsteins. Hierbei handelt es sich jedoch nicht um eine submerse Gemeinschaft und wird daher nicht weiter im Bewertungsverfahren berücksichtigt. Trotzdem sollte aber auch weiterhin die Tiefenausbreitung der *Phragmites*-Bestände in den Beprobungen erfasst werden. In den vorliegenden Praxistests von 2004 bis 2007 wurden Vegetationsaufnahmen erhoben, welche sich den ausgewiesenen Pflanzengemeinschaften durch die Bearbeiter nicht eindeutig zuordnen ließen. Dies betraf vor allem auch die B1 Wasserkörper, welche nicht im Rahmen des ELBO-Projekts erfasst wurden.

Nach Vorlage der Daten aus dem Praxistest wurden die Aufnahmen ausgewertet und weitere Pflanzengemeinschaften definiert. Dabei lag das Hauptaugenmerk auf wurzelnden Gemeinschaften. Bei der Definition der Pflanzengemeinschaften orientierte man sich an den Definitionen von Berg et al. (2001) für Pflanzengesellschaften in Mecklenburg-Vorpommern und Behrens (1982) für die DZBK. Danach wurden drei weitere Pflanzengemeinschaften definiert (Tab. 12).

Neben den Ergänzungen von Pflanzengemeinschaften wurden aber auch die anderen „Zustände“ der Vegetation definiert, welche die Degradationsstufen der submersen Vegetation kennzeichnen. So wurde u.a. ein Characeen-Bestand definiert, welcher nur aus einer Characeenart besteht. Dadurch wird die Definition von Blümel et al. (2002) beibehalten, das die ausgewiesenen Characeengemeinschaften aus mehreren Characeenarten bestehen. Derzeit sind ca. 120 Aufnahmen im Datensatz zu den inneren Küstengewässern von 1999 bis 2007 aufgenommen, wovon ca. 50 ohne indikatorische Begleitarten wie *Ruppia cirrhosa* und *Zostera marina* auftraten

Bei dieser jetzt beibehaltenen Definition gibt es aber auch einige Vegetationsaufnahmen, wo trotz zwei Characeenarten keine Zuweisung zu einer historisch ausgewiesenen Pflanzengemeinschaft möglich ist. Es handelt sich dabei um die Artkombination *Chara tomentosa* und *Chara baltica*. Diese Kombination ist aber nur in sechs Aufnahmen an einem Transekt bisher aufgetreten. Nach dem aktuellen taxonomischen Bearbeitungsstand ist derzeit die Trennung (insbesondere anhand von morphologischen Merkmalen, wie Sie bei Felduntersuchungen angewendet werden) von *Chara baltica* und *Chara liljebladii* nicht eindeutig ausgewiesen. Damit ist auch zu begründen, dass in den Monitoringuntersuchungen seit 2004 nicht mehr *Chara liljebladii* ausgewiesen wird. Sollte diese Art derzeit überhaupt auftreten, so wird sie derzeit als *Chara baltica* erfasst. Dies kann

die Ursache dafür sein, dass derzeit eine Artkombination *Chara tomentosa* / *Chara baltica* vorgefunden wird, aber historisch nicht beschrieben wurde. Seit einigen Jahren laufen wissenschaftliche Untersuchungen zur morphologischen und molekularbiologischen Trennung von Characeen. Diese Arbeiten sollten abgewartet werden, bevor hier die jetzige Definition der Characeengemeinschaften geändert wird. In den vorliegenden Fällen – insbesondere da es sich derzeit auf wenige Aufnahmen aus nur einem Gewässer handelt – wird dann in diesem Fall eine Zuordnung zur Pflanzengemeinschaft Characeen-Bestand erfolgen müssen, auch wenn in diesen Aufnahmen zwei Characeenarten vorkommen.

Analog zu den Festlegungen bezüglich der Ausweisung von Characeengemeinschaften werden alle Vegetationsaufnahmen, welche keine Characeen aufweisen und nicht den ausgewiesenen Spermatophytengemeinschaften zuzuordnen sind, als Spermatophyten-Bestand definiert. Treten diese Bestände oder auch Pflanzengemeinschaften nur noch rudimentär auf (mittlerer Bedeckungsgrad < 10%) - diese Festlegung betrifft auch die Definition für Characeen-Bestände -, so erfolgt die Definition nicht als Bestand oder als Pflanzengemeinschaft, sondern wird mit „keine Pflanzengemeinschaft“ beschrieben. Wird in der Untersuchungsfläche keine Vegetation angetroffen, so wird dieses Beprobungsquadrat mit „keine Vegetation“ eingestuft.

Aus den getroffenen Festlegungen ergeben sich 17 Pflanzengemeinschaften, Pflanzenbestände bzw. Zustände der submersen Vegetation, welche in die Bewertung der Küstengewässer einfließen (Tab. 12). Eine Zuordnung der Einzelaufnahmen kann immer nur unter den Aspekt erfolgen, dass wenn eine Mindestanforderung nicht erreicht wird für eine Pflanzengemeinschaft, dann wird diese Aufnahme der nächsten ausgewiesenen Pflanzengemeinschaft zugeordnet. Dies würde bereits so am Beispiel der Characeen aufgezeigt. Für den Characeenbestand wird mindestens eine Characeenart verlangt. Treten zwei Arten auf und lassen sich diese in ihrer Artkombination nicht einer anderen Characeengemeinschaft zuordnen, so wird auch diese Aufnahme als

Tab. 12 Definition der submersen Pflanzengemeinschaften innerer Küstengewässer nach Schubert et al. (2003) sowie deren Erweiterung nach Selig & Porsche (2008). Für jede Pflanzengemeinschaft erfolgte eine Zuordnung der ökologischen Wertigkeit (EV_{PG}) entsprechend der Degradationsreihen * Nach dem heutigen taxonomischen Wissensstand ist eine Trennung von *Chara baltica* und *C. liljebladii* nicht eindeutig gegeben.

Pflanzengemeinschaft	diagnostische Arten nach ELBO für Mecklenburg-Vorpommern SCHUBERT et al. (2003)	Veränderungen der diagnostische Arten für alle Gewässer (MV und SH)	EV_{PG}
Bodden-Großarm-leuchteralgen (BGrArm)	<i>Chara tomentosa</i> und <i>C. liljebladii</i>	<i>Chara tomentosa</i> und <i>C. liljebladii</i> bzw. <i>C. baltica</i> *, <i>C. horrida</i> (mindestens 2 Arten)	0,8
Bodden-Kleinarm-leuchteralgen (BKIArm)	<i>Chara aspera</i> und/oder <i>C. baltica</i> und/oder <i>C. canescens</i> (mindestens 2 Arten)	<i>Chara aspera</i> , <i>C. baltica</i> , <i>C. canescens</i> , <i>Lamprothamium papulosum</i> , <i>Tolypella nidifica</i> (mindestens 2 Arten)	0,8
Characeen- <i>Ruppia cirrhosa</i> (ChRuci)	<i>Chara aspera</i> und/oder <i>C. baltica</i> und/oder <i>C. canescens</i> und <i>Ruppia cirrhosa</i>	2 der o.g. Characeenarten sowie <i>Ruppia cirrhosa</i> und/oder <i>R. maritima</i>	0,6
Characeen- <i>Zostera marina</i> (ChZoma)	<i>Zostera marina</i> und <i>Tolypella nidifica</i> und/oder <i>Chara aspera</i> , <i>C. baltica</i> , <i>C. canescens</i> , <i>C. liljebladii</i>	2 der o. g. Characeenarten sowie <i>Zostera marina</i>	0,6
<i>Myriophyllum Potamogeton</i> (MP)	ausschließlich <i>Myriophyllum spicatum</i> und/oder <i>Potamogeton pectinatus</i>	<i>Myriophyllum spicatum</i> und/oder <i>Potamogeton pectinatus</i> ohne Characeen, <i>Najas</i> , <i>Zostera</i> , <i>Ruppia</i>	0,2
<i>Najas marina</i> (Nm)	<i>Najas marina</i>	ohne Veränderungen	0,4
<i>Ruppia cirrhosa</i> (Ruci)	<i>Ruppia cirrhosa</i> ohne indikatorische Begleiter	<i>Ruppia cirrhosa</i> und/oder <i>R. maritima</i> ohne indikatorische Begleiter	0,3
<i>Zostera marina</i> (Zoma)	<i>Zostera marina</i> ohne indikatorische Begleiter	ohne Veränderungen	0,3
<i>Zostera noltii</i> - <i>Ruppia cirrhosa</i> (ZoRu)	<i>Ruppia cirrhosa</i> mit <i>Zostera noltii</i>	<i>Ruppia cirrhosa</i> und/oder <i>R. maritima</i> mit <i>Zostera noltii</i>	0,4
Characeen-Bestand (CharaB)		nur eine Characeenart tritt auf, mit und ohne Begleitarten wie <i>Ruppia</i> sp. und <i>Zostera marina</i>	0,46
<i>Ceratophyllum Potamogeton</i> (CeraPot)		<i>Ceratophyllum submersum</i> mit <i>Potamogeton crispus</i> und/oder <i>P. pectinatus</i>	0,3
<i>Ranunculus</i> (Ranu)		<i>Ranunculus baudotii</i> , <i>Schoenoplectus</i>	0,3
<i>Potamogeton</i> (Pota)		<i>Potamogeton crispus</i> , <i>P. lucens</i> , <i>P. perfoliatus</i>	0,3
Spermatophyten-Bestand (SpermB)		nur eine Art mit einer Bedeckung > 10%	0,1
keine Pflanzengemeinschaft (kPG)		nur Einzelpflanzen mit Bedeckung ≤ 10%	0,0
Keine Vegetation (kV)		keine einzige Art vorkommend	0,0

3.2 Zuordnung der Pflanzengemeinschaften zu den Gewässertypen

Die Gemeinschaften wurden auch den entsprechenden Wasserkörpern (B1 und B2) zugeordnet. Dies erfolgte zuerst auf Basis der Ausweisung der historischen Pflanzengemein-

schaften durch die Herbarauswertungen von Blümel et al. (2002). Diese Angaben wurden mittels des rezenten Datensatzes zur submersen Vegetation überprüft. Durch Porsche et al. (2008) wurden alle Beprobungen von 1999 bis 2007 ausgewertet und die Vegetationsdaten mit den Salinitätsmessungen aus den Gewässern verglichen. Danach wurde die rezente Verbreitung der Arten hinsichtlich der Salinität ausgewertet (Abb. 3).

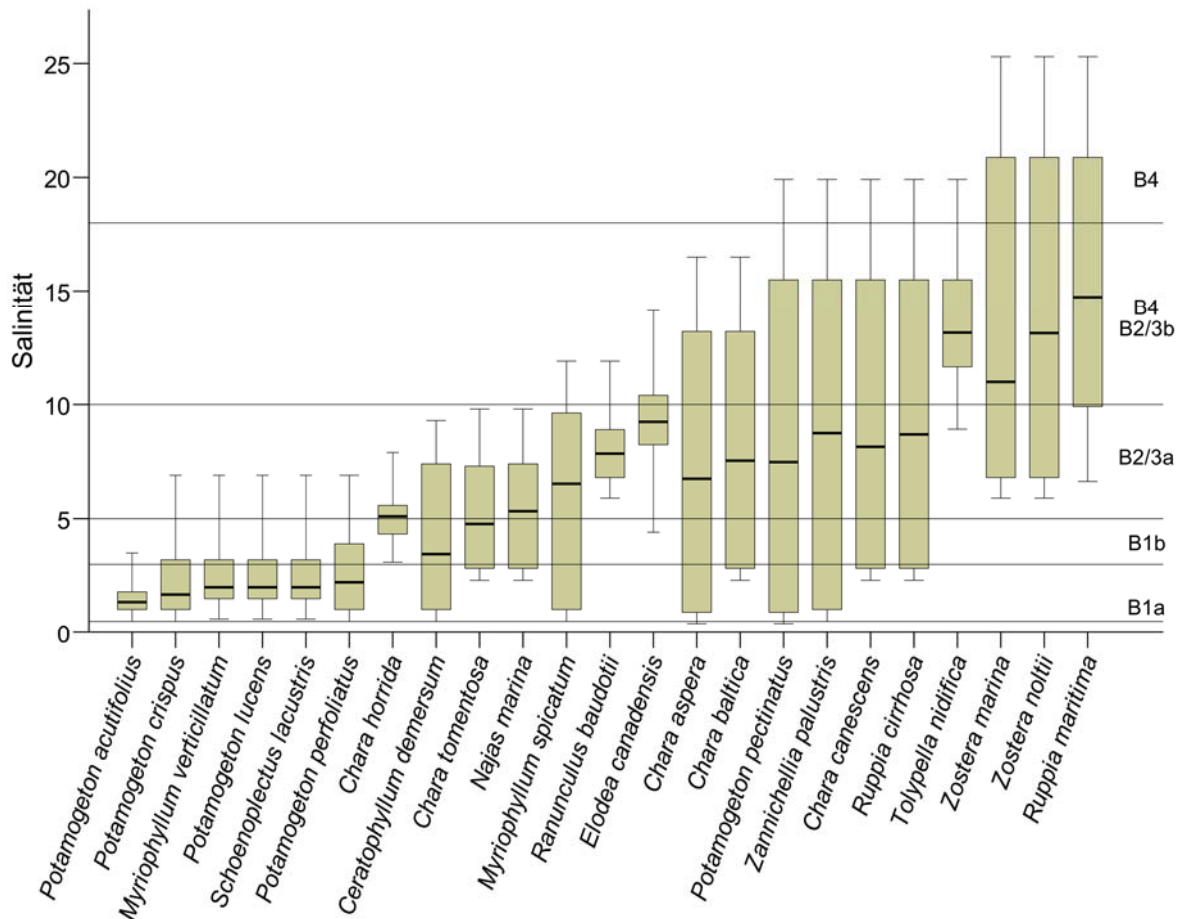


Abb. 3 Rezente Ausbreitung der Arten in Abhängigkeit der Salinität in den Küstengewässern (Box = Interquartilsbereich 25.-75. Perzentil, dicke horizontale schwarze Linie innerhalb der Box = Median, senkrechte schwarze Linien = Standardabweichung). Abbildung aus Porsche et al. (2008). Horizontale Linien kennzeichnen die Salinitätsgrenzen zwischen den Küstengewässertypen B1a, B1b, B2/3a, B2/3b, B4, B4).

Die Ergebnisse dieser Analyse zeigen, dass stenöke Arten wie z. B. *Chara horrida* eine geringe Salinitätsbandbreite aufweisen, während euryöke Arten wie *Potamogeton pectinatus* nahezu den gesamten Salinitätsgradienten der Küstengewässer abdecken. Einige Spermatophyten (u. a. *P. lucens* und *P. crispus*) sind ebenso nur bei sehr geringen Salinitäten anzutreffen, während die beiden Seegräser *Zostera marina* und *Z. noltii* erst ab ca. 7 PSU anzutreffen sind. *Tolypella nidifica* wird erst ab einer Salinität von ca. 12 PSU rezente vorgefunden. Anhand von Literaturangaben sollte sie aber bereits schon bei 3 PSU vorzufinden sein (Schubert & Blindow 2003). Es lassen sich nicht alle historisch beschriebenen Salinitäts-Verbreitungsgrenzen durch die rezente Vegetation bestätigen. So wird u. a. die Verbreitung der Seegräser historisch auch unter 5 PSU beschrieben. Anhand

dieser rezenten Daten lassen sich diese Angaben aber auch nicht widerlegen, da das rezente Verbreitungsspektrum nicht die Salztoleranzgrenzen der Arten widerspiegeln muss. Durch Sagert et al. (2007) wurde eine Literaturanalyse zur Salztoleranz von Arten in Strandseen durchgeführt. Diese Daten wurden ebenfalls in die Auswertung mit einbezogen. Im Schwansener See (Schleswig-Holstein) gibt es rezente Funde von *Zostera marina* bei 4,5 PSU.

Definition der Pflanzengemeinschaften

Durch Blümel et al. (2002) und Schubert et al. (2003) erfolgte die erste Festlegung der Pflanzengemeinschaften anhand von diagnostischen Arten. Danach wurden vier Characeengemeinschaften ausgewiesen und auch anhand von historischen Daten belegt: Bodden-Großarmleuchteralgen (BGrArm), Bodden-Kleinarmleuchteralgen (BKIArm), Characeen- *Ruppia cirrhosa* (ChRuci) und Characeen- *Zostera marina* (ChZoma) Gemeinschaft. Anhand des Datensatzes aus dem ELBO Projekt weisen alle vier Gemeinschaften über mindestens zwei Characeen in den Stetigkeitstabellen aus (Tab. 2.13, S. 41 ELBO Projekt). Eine Festlegung auf mindestens zwei Arten erfolgte dann tabellarisch nur für die BKIArm und BGrArm Gemeinschaften. Für die beiden anderen Gemeinschaften wurde nur eine und/oder Aufzählung genannt. Fürhaupter et al. (2004) schlugen deshalb in ihrem ersten Praxistest bereits vor, hier eine Festlegung auf eine Characeenart zu treffen. Dieser Festlegung wurde nicht gefolgt und dann bei der Überarbeitung für die inneren Küstengewässer Schleswig-Holstein dann auch dies explizit mit zwei Characeenarten ausgewiesen (Selig et al. 2006). Damit wird sowohl der historischen Festlegung der Pflanzengemeinschaften Rechnung getragen als auch der vorliegenden Auswertung des Datensatzes von 1999 bis 2007. Danach gibt es von 1600 Aufnahmen insgesamt ca. 120 Aufnahmen, wo nur eine Characeenart auftritt. 50 dieser Aufnahmen waren durch *Ruppia cirrhosa* oder *Zostera marina* geprägt. Damit sind bedeutend weniger Aufnahmen mit nur einer

Tab. 13 Zuordnung der Pflanzengemeinschaften zu den Wasserkörpern B1 und B2

Pflanzengemeinschaft	0,5-3 PSU (B1a)	3-5PSU (B1b)	5-10 PSU (B2a)	10-18 PSU (B2b)
Bodden-Großarmleuchteralgen (BGrArm)	X	X	X	-
Bodden-Kleinarmleuchteralgen	X	X	X	-

Pflanzengemeinschaft	0,5-3 PSU (B1a)	3-5PSU (B1b)	5-10 PSU (B2a)	10-18 PSU (B2b)
(BKIArm)				
Characeen- <i>Ruppia cirrhosa</i> (ChRuci)	X	X	X	X
Characeen- <i>Zostera marina</i> (ChZoma)	-	X	X	X
<i>Myriophyllum-Potamogeton</i> (MP)	-	X	X	X
<i>Najas marina</i> (Nm)	X	X	X	
<i>Ruppia cirrhosa</i> (Ruci)	X	X	X	X
<i>Zostera marina</i> (Zoma)	-	X	X	X
<i>Zostera noltii- Ruppia cirrhosa</i> (ZoRu)	-	X	X	X
Characeen-Bestand (CharaB)	X	X	X	X
<i>Ceratophyllum-Potamogeton</i> (CeraPo)	X	-	-	-
<i>Ranunculus</i> (Ranu)	X	X	X	-
<i>Potamogeton</i> Gemeinschaft (Pota)	X	X	-	-
Spermatophyten-Bestand	X	X	X	X
keine Pflanzengemeinschaft (kPG)	X	X	X	X
keine Vegetation (kV)	X	X	X	X

Solange keine eindeutigen Belege vorhanden sind, welche die historische Einstufung der Pflanzengemeinschaft (Blümel et al. 2002) widerlegen kann, wird die bisherigen Einstufung und Zuordnung zu den Gewässertypen beibehalten. Dies sollte auch deshalb nicht erfolgen, da viele Gewässer durch starken Salinitätsschwankungen gekennzeichnet sind. Die Einordnung der Gewässer in die Salinitätstypen erfolgte zumeist über die mittlere Salinität dieser Gewässer. Die Schwankungsbreite für die Gewässer kann also durchaus die Klassengrenzen der Gewässertypen. Es ist nicht notwendig die vorliegende Eingruppierung weiter kritisch zu hinterfragen, da sie in dem vorliegenden Bewertungsverfahren keine entscheidende Rolle für die Festlegung des ökologischen Zustandes spielt (Kapitel 3.4). Die neu definierten Gemeinschaften und Bestände wurden anhand des rezenten Datensatzes und der Literaturlauswertung den Gewässertypen zugeordnet (Tab. 13).

3.3 Aufstellung von Degradationsreihen und Zuordnung eines ökologischen Wertes

Um die Pflanzengemeinschaften in ein Bewertungsverfahren zu integrieren und eine Verrechnung mit den ermittelten Tiefengrenzen zu ermöglichen, muss eine Transformation der Pflanzengemeinschaften in einen Zahlenwert erfolgen. Dieser Wert wird als ökologischer Wert (ecological value EV_{PG}) bezeichnet. Alle vorkommenden Pflanzengemeinschaften wurden entsprechend nach ihrer Zuordnung einer Degradationsstufe mit einem EV_{PG} Wert versehen. Grundlage für diese Zuordnung bilden die Degradationsreihen, die im ELBO-Projekt für die dort untersuchten Gewässer aufgestellt wurden (Abb. 4).

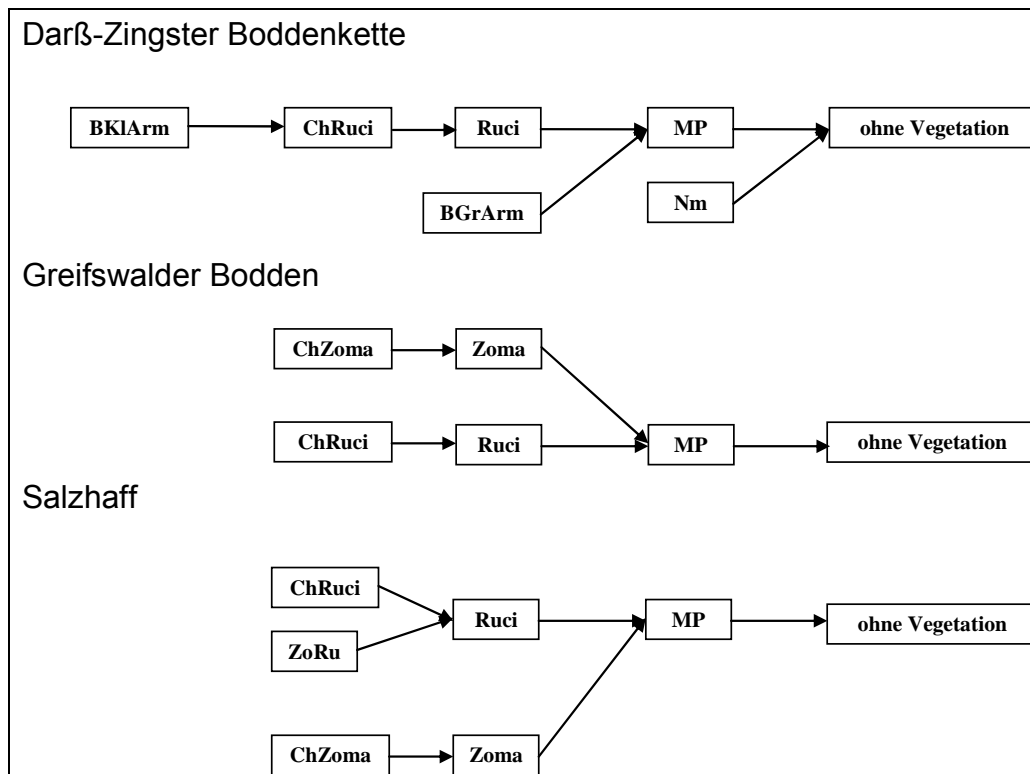


Abb. 4 Darstellung der Degradationsreihen der Pflanzengemeinschaften für drei Küstengewässer nach BLÜMEL (unveröffentlicht) – Abkürzungen der Pflanzengemeinschaften siehe Tab. 4.

Danach wird der sukzessive Ausfall von Characeen- und Spermatophyten­gemeinschaften beschrieben. Entsprechend der Skalierung des EQR wurde auch für den EV_{PG} eine Skalierung von 1 bis 0 gewählt, wobei auch hier der Wert 1 den höchsten Wert darstellt. Die Characeengemeinschaften „Bodden-Großarmleuchteralgen“ und „Bodden-Kleinarmleuchteralgen“ wurden entsprechend der Degradationsreihen mit den höchsten EV_{PG} von 0,9 versehen. Entsprechend der Degradationsreihe erfolgte dann eine weitere Einstellung der Pflanzengemeinschaften. Dies erfolgte auch für die neu definierten Pflanzengemeinschaften, Bestände und Zustände der submersen Vegetation. Diese neu definierten Gemeinschaften mussten dann in die Degradationsreihen entsprechend dem vorhandenen Wissen eingeordnet werden. Dies war vor allem für die Gemeinschaften der B1 Wasserkörper erforderlich. Ebenfalls wurden durch Blümel et al. (2002) nicht alle Pflanzengemeinschaften in die Degradationsreihen integriert. Dies betrifft u. a. die *Najas marina*-Gemeinschaft. Hier musste entsprechend des Wissenstandes eine Zuordnung erfolgen. Als letzte Degradationsstufe wurde keine Vegetation definiert. Der vegetationsfreie Zustand wurde dem Wert 0,0 zugeordnet.

3.4 Integration der Pflanzengemeinschaften in das Bewertungsverfahren

Entsprechend der Handlungsanweisung und der Vegetationsaufnahmen werden mehrere Tiefenstufen in den Gewässern erfasst. Für jede Tiefenstufe wird dann auf Grundlage der Vegetationstabelle die Pflanzengemeinschaft definiert. Dies bedeutet, dass hier jeweils unterschiedliche Pflanzengemeinschaften vorliegen, was sich aus der Tiefenzonierung der Vegetation ergibt. Für die weitere Verrechnung der Pflanzengemeinschaften im Rahmen der

Erfassung des ökologischen Zustandes wird die Pflanzengemeinschaft mit der höchsten ökologischen Wertigkeit berücksichtigt, unabhängig aus welcher Tiefenstufe sie stammt. Diese Festlegung wurde unter folgenden Gesichtspunkten getroffen:

- Entsprechend der unterschiedlichen Lichtansprüche der Pflanzengemeinschaften ist auch in einem natürlichen Gewässer von einer Zonierung der Vegetation auszugehen.
- Der Degradationsfaktor „Rückgang der unteren Verbreitungsgrenzen“ wird durch die beiden Einzelparameter Tiefengrenze separat erfasst und soll daher in diesem Einzelparameter nicht ebenfalls Berücksichtigung finden.
- Durch den Einzelparameter Pflanzengemeinschaft soll nur die Zusammensetzung der Vegetation qualitativ erfasst werden.

4 Erarbeitung eines Berechnungsmodells zur Bestimmung des EQR

Ein Ziel dieser Überarbeitung des vorliegenden Bewertungsverfahrens war es, die Berechnung eines EQR zu ermöglichen und somit den Anforderungen der EU-WRRL gerecht zu werden. Eine solche Berechnung lag bisher nicht vor. Weiterhin muss eine Verrechnung von mehreren Transekten in einem Wasserkörper bzw. eine Verrechnung über mehrere Jahre (6 Jahreszeitraum) erfolgen.

4.1 Verrechnung der drei Einzelparameter

4.1.1 Bisherige Verrechnung der Einzelparameter

In dem ersten Bewertungsansatz von Schubert et al. (2003) wurden für die vier Gewässer Bewertungstabellen erstellt, auf dessen Grundlage die Bewertung des ökologischen Zustandes erfolgte. Somit wurden die Tiefenausbreitung der Vegetation und die Pflanzengemeinschaften in den Tiefenstufen erfasst und entsprechend der fünf vorliegenden Bewertungstabellen erfolgte dann die Ausweisung des ökologischen Zustandes. Dadurch lag aber keine Verrechnung in einen EQR vor und es konnten keine „Tendenzen“ abgeleitet werden. Dies bedeutet u. a., dass keine Aussage getroffen werden konnte, ob diese Einstufung eher zur oberen (besseren Zustand) oder unteren Klassengrenze (schlechterer Zustand) tendiert.

In den überarbeiteten Bewertungsverfahren (Selig & Marquardt 2007) wurde ebenfalls noch keine Verrechnung der Einzelparameter vorgenommen (Pflanzengemeinschaften und Tiefengrenze), sondern eine Entscheidungspriorität getroffen (nach dem Prinzip eines Entscheidungsblockschemas). Diese Festlegungen haben sich nicht als vollständig praxistauglich erwiesen, da die vorliegenden Monitoringuntersuchungen ein breiteres Variationsspektrum aufwiesen als im Bewertungsmodul vorgesehen.

4.1.2 Vorschlag zur Verrechnung der Einzelparameter

Nach der Überarbeitung der Tiefengrenzen und Definition der Pflanzengemeinschaften liegen nun drei Einzelwerte vor, welche in einen EQR-Wert transformiert werden können:

- Tiefengrenze Spermatophyten-Gemeinschaft (gleich Tiefengrenze der Gesamtvegetation) mit einen Zahlenwert [m], welcher in einen EQR transformiert werden kann (EQR_{norm})
- Tiefengrenze Characeen-Gemeinschaft mit einen Zahlenwert [m], welcher in einen EQR transformiert werden kann (EQR_{norm})
- Pflanzengemeinschaft aus den Vegetationsaufnahmen der verschiedenen Tiefenstufen, wo die Pflanzengemeinschaft mit der höchsten ökologischen Wertigkeit aus allen Tiefenstufen berücksichtigt wird

Diese drei Einzelparameter werden durch die Bildung des **Medians** verrechnet. Eine Mittelwertbildung wird nicht empfohlen, da hier von keiner Gleichverteilung der Daten auszugehen ist und es nur Einzelwerte sind. Außerdem wird erst durch die weitere Anwendung des Bewertungsverfahrens im Monitoring eine Evaluierung der Einzelparameter möglich sein. Dies ist zu diesem Zeitpunkt noch nicht gegeben. Durch die Medianbildung werden „Ausreißer“ nicht so stark in der Verrechnung berücksichtigt.

4.2 Verrechnung zwischen mehreren Transekten und über mehrere Jahre

Die EU-WRRL verlangt die Bewertung von ausgewiesenen Wasserkörpern in einem 6-Jahreszeitraum. Die von den Landesämtern ausgewiesenen Wasserkörper unterschieden sich deutlich von ihrer Größe und sind zumeist auch noch durch einen Salinitätsgradienten gekennzeichnet. Dies bedeutet, dass für die Bewertung eines Wasserkörpers mehrere Untersuchungstransecte erforderlich sind. Weiterhin wurde durch Schubert et al. (2003) ein jährliches Monitoring empfohlen. Durch die EU-WRRL wird eine zweimalige Beprobung in einem 6-Jahreszeitraum verlangt. Dies erfordert eine Verrechnung von einer teilweise unterschiedlichen Anzahl von Transekten und von mehreren Jahren. Um sich dieser Fragestellung inhaltlich zu widmen, wurden zunächst die Daten aus fünf Gewässern aus den letzten Jahren gegenüber gestellt. Hierzu erfolgte die Darstellung der Einzelparameter und die Verrechnung über den Median und vergleichsweise auch über den Mittelwert.

Die Wismarbucht wurde 2002 im ELBO-Projekt sowie 2004, 2005 und 2007 im Rahmen des Monitoringpraxistests der Küstengewässer (Fürhapter et al. 2004, 2005, 2007) untersucht. Die untere Verbreitungsgrenze der Makrophyten variierte zwischen 1,15 und 5,70 m. Im Jahr 2002 konnten keine Characeengemeinschaften beobachtet werden, während in den Jahren 2004 und 2007 Mischgemeinschaften von Characeen und *Ruppia cirrhosa* bzw. *Zostera marina* gesichtet wurden (Tab. 14). Anhand des Medians wird die Wismarbucht 2004 und 2007 als „mäßig“ eingestuft. Die Medianwerte von 2002 liegen deutlich unter den Werten der späteren Jahre. Während die untere Verbreitungsgrenze in den Praxistests bereits gezielt untersucht und erfasst wurde, wurden während den Projektuntersuchungen nur definierte Tiefenstufen beprobt, da diese Untersuchungen nicht explizit auf die Bewertung mit Hilfe des Parameters Tiefengrenze ausgerichtet waren. Darüber hinaus erfolgte die Beprobung in den einzelnen Jahren an verschiedenen Transekten, womit die starken Schwankungen der Verbreitungsgrenzen - insbesondere in der Wismarbucht - zu erklären sind.

Der Greifswalder Bodden wurde seit dem Jahr 2002 vier Mal an verschiedenen Transekten beprobt. In allen Jahren wurden Characeengemeinschaften gefunden, deren untere Verbreitungsgrenze zwischen 0,5 und 1,5 m schwankte. Die Verbreitungsgrenze der gesamten submersen Vegetation variierte sehr stark zwischen den einzelnen Untersuchungstransekten und lag zwischen 1,5 und 3,6 m (Tab. 15). In den Jahren wurde sehr unterschiedliche Transecte beprobt, was u. a. die Schwankungsbreite mit erklärt. 2007 wurden allerdings homogene Ergebnisse zwischen den Transekten berechnet.

Tab. 14 Bewertung der Wismarbuch (Nordteil) basierend auf den Untersuchungen von 2002, 2004, 2005 und 2007 - Ergebnisse des ELBO-Projekts (Schubert et al. 2003) sowie der Praxistests 2004 und 2007 (Fürhaupter et al. 2004, 2007). Abkürzungen der Pflanzengemeinschaften siehe Tab. 12, Stationsnamen: Ki/KIR Kirchsee, Br Breitling Poel, EGG Eggers Wiek, WOH Wohlenberger Wiek.

	Tiefengrenze Spermatophyten		Tiefengrenze Characeen		Pflanzen- gemeinschaft EV _{PG}	EQR Median/Mittel
	[m]	EQR	[m]	EQR		
2002						
Ki1	1,50	0,17	-	0,00	Ruci	0,5
Br	1,15	0,13	-	0,00	Ruci	0,5
2004						
Ki1	2,00	0,22	2,00	0,53	ChZoma	0,8
2007						
KIR 1	3,70	0,41	1,50	0,49	ChZoma	0,8
EGG 1	5,70	0,56	1,50	0,49	ChRuci	0,8
WOH 1	4,80	0,49	2,00	0,53	ChZoma	0,8

Tab. 15 Bewertung des Greifswalder Boddens basierend auf den Untersuchungen von 2002, 2004, 2005 und 2007 - Ergebnisse des ELBO-Projekts (Schubert et al. 2003) sowie der Praxistests 2004, 2005 und 2007 (Fürhaupter et al. 2004, 2005, 2007). Abkürzungen der Pflanzengemeinschaften siehe Tab. 12, Stationsnamen HW Hagensche Wiek, SS Selliner See, G Ludwigsburg, VL Vilm, ZIC Kanin, ZUD Zudar, LUB Lubmin.

	Tiefengrenze Spermatophyten		Tiefengrenze Characeen		Pflanzen- gemeinschaft EV _{PG}	EQR Median/Mittel
	[m]	EQR	[m]	EQR		
2002						
HW	1,50	0,18	-	0,00	Zoma	0,5
SS	1,50	0,18	0,50	0,40	ChRuci	0,8
2004						
G-1	2,00	0,24	-	0,00	Zoma	0,5
HW	3,00	0,36	1,50	0,49	ChRuci	0,8
R1	2,00	0,24		0,00	Ruci	0,5
2005						
VL1	3,00	0,42	1,50	0,49	ChRuci	0,8
2007						
VL1	3,10	0,38	1,50	0,49	ChRuci	0,8
ZIC	3,20	0,39	1,50	0,49	ChRuci	0,8
ZUD	3,00	0,36	-	0,00	Zoma	0,5
LUB	3,60	0,42	-	0,00	Zoma	0,5

Das Kleine Haff wurde im vergangenen 6-Jahreszeitraum nur zwei Mal untersucht. 2005 erfolgte eine Untersuchung an fünf Transekten des Nord- und Südufers, während 2007 nur ein Transekt in diesem Gewässer beprobt wurde. Characeen konnten nicht nachgewiesen werden. Es dominierten *Potamogeton lucens*, *P. perfoliatus* und *P. pectinatus*. Die untere Verbreitungsgrenze der submersen Vegetation schwankte zwischen 1,1 und 2,5 m (Tab. 16). Anhand des Medians wurde hier eine einheitliche Bewertung für alle Transekte berechnet. Dies liegt u. a. daran, dass in allen Untersuchungen keine Characeengemeinschaften vorgefunden wurden.

Tab. 16 Bewertung des Kleinen Haffs basierend auf den Untersuchungen von 2007 (Ergebnisse des ÖKOBE-Projektes, unveröffentlicht) sowie des Praxistests 2007 (Fürhaupter et al. 2007). Abkürzungen der Pflanzengemeinschaften siehe Tab. 12, Stationsnamen: AW Altwarp, Be Bellin, GU Gummlin, NE Neverow, WE Welzin, KAR Karnin Ost-

	Tiefengrenze Spermatophyten		Tiefengrenze Characeen		Pflanzen- gemeinschaft	EVR _{PG}	EQR Median/Mittel
	[m]	EQR	[m]	EQR			
2005							
AW	1,30	0,60	-	0,00	Pota	0,5	0,50/ 0,37
BE	1,35	0,62	-	0,00	Pota	0,5	0,50/ 0,37
GU	2,50	0,91	-	0,00	Pota	0,5	0,50/ 0,47
NE	1,50	0,67	-	0,00	CeraPot	0,5	0,50/ 0,39
WE	1,10	0,54	-	0,00	CeraPot	0,5	0,50/ 0,35
2007							
KAR1	2,20	0,85	-	0,00	CeraPot	0,5	0,50/ 0,45

Das Salzhaff wurde 1999 durch Steinhardt (2001) und dann in den Jahren 2004, 2005 und 2007 im Monitoring untersucht. Von Steinhardt (2001) werden die Transekte SH 1 bis SH 3 dargestellt (Tab. 17). Das Salzhaff ist das einzige Gewässer, bei dem in den Untersuchungen vor Beginn des Monitorings 2004 tiefere Verbreitungsgrenzen festgestellt wurden. Die berechneten Mediane pro Untersuchungstransekt schwanken hier sehr stark. So lies sich 1999 ein deutlicher Gradient des Makrophytenbewuchses hinsichtlich der Verbreitungstiefe aufzeigen. Dies wurde in den folgenden Jahren nicht mehr so vorgefunden. Auch wurden dort nicht mehr an allen Transekten Characeengemeinschaften nachgewiesen.

Tab. 17 Bewertung des Salzhaffes basierend auf Daten von Steinhardt (2001) sowie der Praxistests 2004, 2005 und 2007 (Fürhaupter et al. 2004, 2005, 2007). Abkürzungen der Pflanzengemeinschaften siehe Tab. 12 - * es wurde nur *Chara baltica* bis 1,5 m mit einer mittleren Bedeckung < 10% vorgefunden, weshalb keine Characeengemeinschaft ausgewiesen wurde

	Tiefengrenze Spermatophyten		Tiefengrenze Characeen		Pflanzen- gemeinschaft	EVR _{PG}	EQR Median/Mittel
	[m]	EQR	[m]	EQR			
1999							
SH 1	4,00	0,69	4,00	1,00	BKIArm	0,9	0,90/ 0,86
SH 2	4,00	0,69	2,50	0,74	BKIArm	0,9	0,78/ 0,78
SH 3	2,50	0,49	1,50	0,58	BKIArm	0,9	0,58/ 0,66
2004							
SH 1	4,00	0,69	2,00	0,66	Zoma/Ruci	0,5	0,66/ 0,62
SH 3	3,00	0,54	0,00	0,00	Zoma/Ruci	0,5	0,50/ 0,35
2005							
SH 1	4,00	0,69	2,00	0,66	BKIArm	0,9	0,69/ 0,75
SH 2	2,00	0,43	2,00	0,66	BKIArm	0,9	0,66/ 0,66
SH 3	2,00	0,43	0,00	0,00	Zoma/Ruci	0,5	0,43/ 0,31
2007							
SH 2	4,3	0,75	0,00	0,00	Zoma/Ruci	0,5	0,50/ 0,42
SH 3	2,5	0,58	0,00*	0,58	Zoma/Ruci	0,5	0,58/ 0,55

Der Bodstedter Bodden wurde im ELBO-Projekt jährlich beprobt (2001-2003) und dann außer 2006 auch jedes Jahr im Monitoring des LUNG (Tab. 18). 2007 wurde ein zweites Transekt beprobt. Anhand der Pflanzengemeinschaft wurde jedes Jahr eine Characeengemeinschaft ausgewiesen. Die Tiefengrenzen der Spermatophyten und auch Characeen schwankte zwischen den Jahren stark.

Tab. 18 Bewertung des Bodstedter Boddens basierend auf den Untersuchungen des ELBO-Projektes sowie der Praxistests 2004, 2005 und 2007 (FÜRHAUPTER et al. 2004, 2005, 2007). Abkürzungen der Pflanzengemeinschaften siehe Tab. 12.

	Tiefengrenze Spermatophyten		Tiefengrenze Characeen		Pflanzen- gemeinschaft EV _{PG}	EQR Median/Mittel
	[m]	EQR	[m]	EQR		
2001						
BO 1	0,75	0,38	0,5	0,43	BKIArm	0,9
2002						
BO 1	1,5	0,54	0,25	0,25	BKIArm	0,9
2003						
BO 1	0,5	0,25	0,5	0,43	BKIArm	0,9
2004						
BO 1	0,75	0,38	0,75	0,49	BGrArm	0,9
2005						
BO 1	0,75	0,38	0,75	0,49	BGrArm	0,9
2007						
BO 1	1,1	0,46	1,0	0,55	BKIArm	0,9
BO 2	1,2	0,48	1,0	0,55	BKIArm	0,9

Für eine Verrechnung der Untersuchungstransecte wird folgende Vorgehensweise vorgeschlagen:

1. Zuerst muss die Verrechnung aller Transecte eines Wasserkörpers aus einem Jahr erfolgen. Diese Verrechnung erfolgt über den Median.
2. Der Jahreswert (JW) als Median der Einzeltransecte wird dann mit den Jahreswerten aller Untersuchungsjahre aus dem Betrachtungszeitraum (6-Jahresberichtszeitraum) ebenfalls über den Median verrechnet.

Diese Berechnung soll beispielhaft für das Salzhaff durchgeführt wurden. Die Bewertung der Jahreswerte ist in Tab. 19 dargestellt.

Tab. 19 Bewertung des Jahreswertes für das Salzhaff. Daten basieren auf Tabelle 16.

	EQR	EQR	Ökologischer Zustand
	Median	Jahreswert/ Median	
1999			
SH 1	0,90		
SH 2	0,78		
SH 3	0,58	0,74	gut
2004			
SH 1	0,66		
SH 3	0,50	0,58	mäßig
2005			
SH 1	0,69		
SH 2	0,66		
SH 3	0,43	0,66	gut
2007			
SH 2	0,50		
SH 3	0,58	0,54	mäßig

Danach schwankt das Salzhaft zwischen dem „guten“ und „mäßigen“ Zustand. Einen großen Einfluss auf die Jahresbewertung haben die untersuchten Transekte. Bei den Jahren, in denen alle drei Transekte untersucht wurden, kommt ein „gutes“ Bewertungsergebnis heraus. 1999 wird auch sehr schön ein Gradient entlang des Salinitäts- und Nährstoffgradienten in diesem Gewässer wiedergespiegelt. In den Jahren mit nur zwei Untersuchungs-transekten wird ein „mäßiger“ Zustand berechnet. Betrachtet man die Untersuchungen im Rahmen des Monitorings, so ist die Schwankungsbreite der Jahres-Medianwerte mit einer Amplitude von 0,54 bis 0.66 allerdings nicht so groß. Berechnet man nun den 6-Jahreswert für den Zeitraum 2002 bis 2007, so wird ein EQR von 0,58 als Median aus den drei Jahreswerten errechnet. Danach würde das Salzhaft mit einem „mäßigen“ ökologischen Zustand bewertet. Der EQR verdeutlicht aber, dass dieses Gewässer sehr nahe zur Klassengrenze des „guten“ ökologischen Zustandes liegt.

In Abb. 5 ist die Vorgehensweise der Verrechnung über den 6-Jahreszeitraum schematisch darstellt. Eine Verrechnung über dem Median wird deshalb empfohlen, weil davon auszugehen ist, dass keine gleichmäßige Beprobung in der Anzahl der Transekte und der Untersuchungs-jahre gegeben ist.

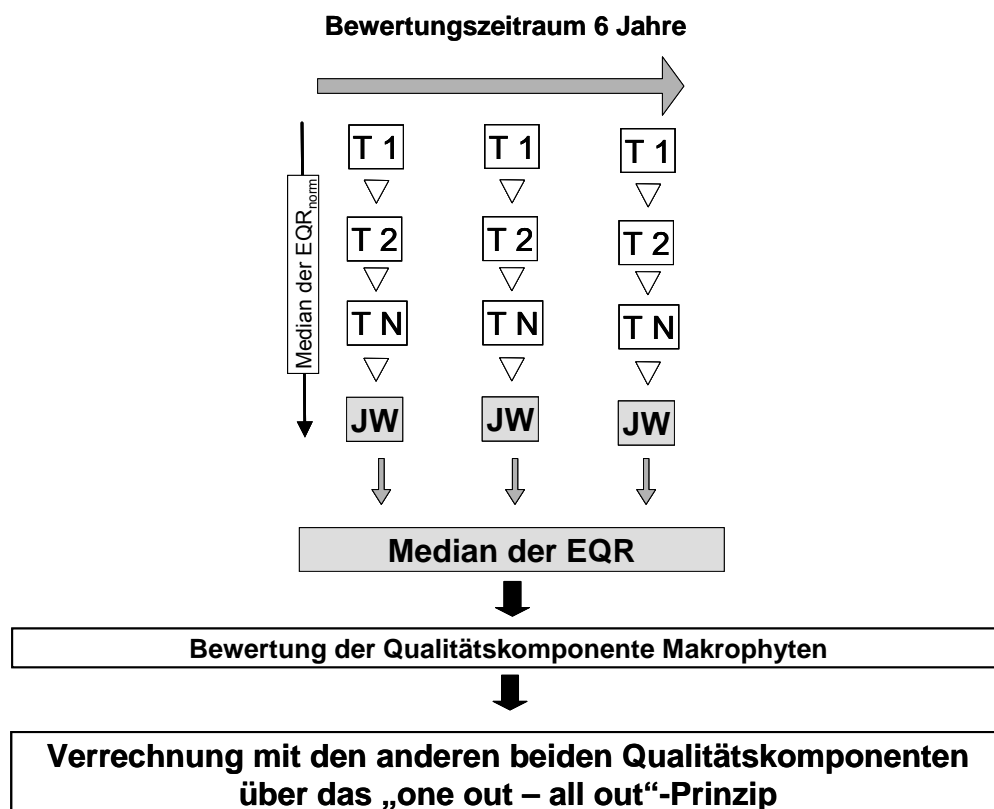


Abb. 5 Bewertungsstrategie für die Qualitätskomponenten „Makrophyten“ und Verrechnung mit den anderen Qualitätskomponenten. T: Transekt, JW: Jahreswert.

Die Erfahrungen des Monitorings aus den letzten vier Jahren verdeutlichen eine sehr inhomogene Beprobung. Dies war allerdings auch noch notwendig, um das Bewertungsverfahren zu evaluieren und Beprobungstransekte zu überprüfen. Allerdings muss davon ausgegangen werden, dass auch zukünftig aus Kostengründen kein jährliches Monitoring

stattfinden kann. Auch die Anzahl der Transekte wird wohl weiterhin variabel sein. Dies ist allerdings für eine Bewertung und Trenderaussagen zur Veränderung des Zustandes nicht vorteilhaft. Das Beispiel des Salzhaffes verdeutlicht, wie entscheidend die Auswahl der Transekte für einen Wasserkörper sein kann. Darauf wird in Kapitel 5 weiter eingegangen.

Die EU-WRRL fordert das „one out - all out“-Prinzip für die Gesamtbewertung eines Wasserkörpers. Zur Bestimmung der Gesamtzustandsklasse eines Gewässers wird somit nach dem Grundsatz »Kriterium für eine Qualitätskomponente verfehlt - alle verfehlt« verfahren. Dieser Grundsatz wird derzeit weder national noch international in Frage gestellt und wird so auch für die Küstengewässer der deutschen Ostsee Berücksichtigung finden. Es ist jedoch anzumerken, dass alle bisher vorliegenden Verfahren der Bewertung der Qualitätskomponenten (Phytoplankton, Makrophyten, Makrozoobenthos) nicht ausreichend evaluiert sind. Die „Belastbarkeit“ der Bewertungsverfahren wird sich erst durch die in den nächsten Jahren erfolgenden Anwendungen herausstellen. Aus diesem Grund wird die Verrechnung jeder Einzelkomponente über den 6-Jahreszeitraum als unbedingt erforderlich angesehen. Weiterhin sollte dieser 6-Jahres-Wert möglichst auf mindestens drei Jahreswerten basieren. Dies sollte im künftigen Monitoring mit berücksichtigt werden.

5 Ableitung von Monitoringempfehlungen

Bisherige Aufnahmen der Vegetation in den inneren Küstengewässern haben gezeigt, dass die Vegetation sehr mosaikartig verteilt ist und somit auch eine sehr große räumliche Heterogenität besteht, welche sich aber primär auf das Vorkommen der Vegetation, nicht aber auf ihre Artenzusammensetzung bezieht. Dieses muss im Monitoring der Gewässer berücksichtigt werden. Im Rahmen dieses Kapitels sollen aber nicht die detaillierten Fragen der Erfassung der Vegetation an einem Untersuchungstransekt diskutiert werden. Diese Angaben sind in der Handlungsanweisung enthalten. Die methodischen Grundlagen für die Transektkartierung sind weiterhin in einer Standardanweisung des Bund-Länder Messprogramms aufgeführt (SOP), welche unter Leitung der Qualitätssicherungsstelle des UBA erstellt wurde.

Im Rahmen dieses Kapitels soll die Frage geklärt werden, in welcher räumlichen und zeitlichen Auflösung das Monitoring durchgeführt werden soll. Dabei soll zuerst die Fragestellung nachgegangen werden, wie viele Transekte pro Wasserkörper untersucht werden müssen, um eine ausreichende Datengrundlage für die Bewertung zu erhalten. Die durch die Landesämter ausgewiesenen Wasserkörper unterscheiden sich deutlich hinsichtlich ihrer Größe (Fläche), ihres Salinitätsgradienten und der Salinitätsschwankungen innerhalb des Gewässers. Diese „Heterogenität“ der Wasserkörper muss in der Datenerfassung berücksichtigt werden. Dadurch kann keine einheitliche Richtlinie und Festlegung für alle Wasserkörper getroffen werden, sondern wieder jeder Wasserkörper individuell betrachtet werden.

Generell ist es fraglich, ob durch die Untersuchung eines Transektes ein Wasserkörper oder Gewässer ausreichend charakterisiert werden kann. So können durch lokale Störungen hier Veränderungen auftreten, welche nicht den Zustand des gesamten Gewässers charakterisieren. Andererseits kann durch einen Transekt die Degradationen eines Gewässers

nicht ausreichend erfasst werden, wenn diese Messstation räumlich sehr weit weg von der Degradationsquelle (-ursache) liegen.

Durch Fürhaupter et al. (2007) wurden alle von 2004 bis 2007 untersuchten Transekte bezüglich ihrer Eignung als Dauerstation für das zukünftige Monitoring betrachtet. Im Mittelpunkt der Analyse stand dabei, ob Pflanzenbestände vorkommen und eine ausreichende (natürliche) Tiefe an diesen Untersuchungstransekten vorhanden ist. Danach wurden für alle Wasserkörper ein Dauerstation vorgeschlagen, für jeweils ein Wasserkörper zwei bzw. drei Dauerstationen. Bei der Auswahl der Transekte wurde die geographische Lage der Transekte bei der Auswahl nur teilweise berücksichtigt. Neben der Tiefe der Station und der Exposition sollte aber auch andere Aspekte in die Auswahl der Transekte einbezogen werden. Dies betrifft die lokale Lage der Transekte im Salz- und Nährstoffgradient des Wasserkörpers. Weiterhin sollte berücksichtigt werden, ob der Wasserkörper als einem Gewässer bestellt (Greifswalder Bodden) oder aus mehreren, perlschnurartig aneinander gereihten Gewässern (Nord- und Westrügensche Gewässer). Durch Fürhaupter et al. (2007) wurde u.a. nur die Station SH 1 als Dauerstation für das Salzhaff vorgeschlagen. An dieser Station wird das Salzhaff deutlich besser bewertet, als wenn alle drei Stationen beprobt werden. Die Autoren schlagen selbst eine „regelmäßige“ Zusatzbeprobung an der Station SH 3 vor, wobei nicht deutlich wird was unter „regelmäßig“ zu verstehen ist. Jedenfalls würde bei dieser Beprobungsstrategie ein inhomogener Datensatz entstehen, was einen Vergleich zwischen den Untersuchungsjahren erschwert.

Basierend auf den Kenntnissen über die Gewässer hinsichtlich ihres Salinitätsgradienten und ihrer Salinitätsschwankungen (dazu wurden die Salzdaten genutzt, welche für die Modellierung der pristinen Lichtbedingungen zusammen gestellt wurden) werden Vorschläge für die Mindestanzahl an Beprobungstransekten unterbreiten (Tab. 20). Viele Wasserkörper weisen einen deutlichen Salinitätsgradienten auf, der in der Beprobung berücksichtigt werden muss. Andere Wasserkörper wie der Greifswalder Bodden und das Kleine Haff sind doch eine große Fläche gekennzeichnet. Aus diesem Grund wird für die meisten Gewässer eine Beprobung von mehreren Transekten aus notwendig angesehen. Derzeit wird nur für zwei Wasserkörper ein Beprobungstransekt vorgeschlagen. Dies betrifft den kleinen Jasmunder Bodden, welcher keinen Salzgradienten aufweist und auch eine geringe Fläche besitzt. Der zweite Wasserkörper ist die Wismarbucht (Südteil), welcher als stark veränderter Wasserkörper ausgewiesen ist und ebenfalls eine eher kleine Fläche aufweist. Aus diesem Wasserkörper liegen bisher auch keine Beprobungsergebnisse vor. Ein detaillierter Vorschlag von Dauertransekten kann an dieser Stelle nicht vorgenommen werden, da den Autoren die konkrete lokale Kenntnis über viele Untersuchungsstationen fehlen. Die von Fürhaupter et al. (2007) eingestuften Dauer- und Zusatzstationen könnten hier eine Grundlage für die Auswahl bilden. Allerdings erfassen auch diese nicht immer ausreichend den Salz- und Nährstoffgradienten. In der vorliegenden Auswertung der Stationen wurde nicht alle im ELBO-Projekt und ÖKOB-Projekt untersuchten Stationen einbezogen.

Im Kapitel 4.2 wurde vorgeschlagen, dass zuerst eine Verrechnung aller Untersuchungstransekte eines Jahres erfolgen soll. Danach sollen die Verrechnung und der Vergleich zwischen den Untersuchungsjahren erfolgen. Um dies so umsetzen zu können, muss eine gleichmäßige Beprobung an Transekten in den Untersuchungsjahren vorliegen. Das Beispiel des Salzhaffes verdeutlicht, welchen Einfluss die Auswahl der Transekte auf die

spätere Bewertung hat. Aus diesem Grund sollten in die Verrechnung möglichst immer die gleichen Transekte einfließen. Im Rahmen des operativen Monitorings wird es nötig sein, auch mehr Transekte als die Dauerstationen in einem Gewässer zu untersuchen, um die Degradationsursachen zu analysieren. Diese zusätzlichen Transekte sollten nicht in die Bewertung des Gewässers einfließen, wenn sie nur einmalig untersucht werden. Dadurch ist kein „echter“ Vergleich zwischen den Jahren möglich.

Tab. 20 Vorschlag für die Anzahl und Auswahl von Dauertransekten in den ausgewiesene Wasserkörper in den Küstengewässern der Ostsee Mecklenburg-Vorpommerns und die Zuordnung der hydrographischen Typologie. Abkürzungen der Stationen nach Fürhaupter et al. (2007).

Code	Name	Typ	Vorschlag Fürhaupter et al. (2007)	Empfohlene minimale Anzahl der Transekte
OD_01	Kleines Haff	B1	1 (KH 1)	3
WP_01	Wismarbucht, Südteil	B2	nicht bearbeitet	1
WP_02	Wismarbucht, Nordteil	B2	1 (EGG 1)	2
WP_03	Salzhaff	B2	1 (SH 1)	3
WP_05	Unterwarnow	B2	1 (SNA 1)	2
WP_07	Ribnitzer See, Saaler Bodden	B1	1 (SB 1)	2
WP_08	Bodstedter Bodden Koppelstrom	B1	1 (BO 1)	2
WP_09	Barther Bodden Grabow	B2	1 (GRA 1)	2
WP_11	Gr. Jasmunder, Breetzer, Kubitzer und Wiecker Bodden	B2	2 (KB 1, JB 7)	3
WP_12	Strelasund	B2	1 (ST 1)	2
WP_13	Greifswalder Bodden	B2	3 (VL 1, ZIC 1, G 3)	3
WP_14	Kleiner Jasmunder Bodden	B2	1 (KJB 1)	1
WP_16	Peenestrom	B1	1 (KRU 1)	2
WP_17	Achterwasser	B1	1 (AW 1)	2

Wie bereits im Kapitel 4.2 erwähnt wurde durch Schubert et al. (2003) ein jährliches Monitoring empfohlen. Durch die EU-WRRL wird eine zweimalige Beprobung in einem 6-Jahreszeitraum verlangt. Aufgrund der natürliche Salinitätsschwankungen wurden die Autoren auch weiterhin eine jährliches Monitoring befürworten. Diese Forderung ist jedoch aufgrund der begrenzten Mittel im Rahmen des Bund-Länder-Messprogramms als unrealistisch anzusehen. Dies wird nur für die Qualitätskomponente Phytoplankton umsetzbar sein. Die Qualitätskomponenten Makrophyten und Makrozoobenthos sollten innerhalb des Bewertungszeitraumes von 6 Jahren mindestens drei Mal untersucht werden. Dabei sollte darauf geachtet werden, dass beider Komponenten im gleichen Jahr innerhalb eines Wasserkörper untersucht werden, da annuelle Effekte sonst nicht ausgeschlossen werden können und gleichzeitig zusätzliche Informationen zu Raumkonkurrenz und Fraßdruck vorliegen. Darüber hinaus steigert die gekoppelte Probennahme die Möglichkeit der Kosteneffizienz des Monitorings.

Sollte von der ursprünglichen geförderten jährlichen Beprobung abgewichen werden, so sollte in den zweijährigen Monitoring dann aber auch unbedingt die geforderte Mindestbeprobungsanzahl pro Wasserkörper realisiert werden. Nur dadurch wird abgesichert, dass mit dem vorliegenden Bewertungsansatz auch eine Einschätzung des ökologischen Zustandes möglich ist.

6 Erarbeitung einer Handlungsanweisung und Methodenbeschreibung

Basierend auf den erfolgten Anpassungen der Tiefengrenzen und Definitionen der Pflanzengemeinschaft sowie deren Transformation in einen EQR wird die vorliegende Handlungsanweisung von Selig & Marquardt (2007) überarbeitet und ergänzt. Dies erfolgt parallel zu diesem Bericht und wird dann als separate Handlungsanweisung vorliegen. Neben der ausführlichen deutschsprachigen Anweisung wurde eine englischsprachige Kurzfassung erarbeitet, in der die Bewertungsprinzipien und die Methodik dargestellt werden, um eine Grundlage für eine Interkalibrierung und fachlichen Austausch zu den Ostseeanrainerstaaten zu ermöglichen. Ein Teil der wissenschaftlichen Ergebnisse, welche Grundlage für dieses Bewertungsverfahren darstellen, liegen als wissenschaftlicher Fachartikel in einer referierten Fachzeitschrift vor. Im Heft 20 der Rostocker Meeresbiologischen Beiträge sind zusätzlich Teile dieser Ergebnisse in deutschsprachigen Publikationen zusammengefasst und legen den aktuellen Kenntnisstand dar.

7 Defizitanalyse, offene Fragestellungen

Ökologische Bewertungsverfahren sind keine starren Schemata, welche immer eins zu eins umgesetzt werden können. Dies betrifft vor allem neue Bewertungsverfahren, welche erst durch intensive Erprobungen und ausreichende Datensätze hinreichend evaluiert werden können. In den inneren Küstengewässern der deutschen Ostseeküste wird erst seit 2004 ein Monitoring durchgeführt, welches in den ersten Jahren noch sehr stark durch die Erprobung des Verfahrens geprägt war. Auf Grundlage dieses Datenbestandes ist es nicht zu erwarten, dass ein neu erstelltes Bewertungsverfahren ausreichend evaluiert ist. Limnische Gewässer wurden bereits schon vor Inkraftsetzung der EU-WRRRL bewertet und auch hier sind die Bewertungsverfahren immer noch in der Überprüfungs- und Evaluierungsphase. Für die Küstengewässer der Ostsee kommt noch eine viel größere natürliche Variabilität aufgrund der vorhandenen Salinitätsgradienten und Salinitätsschwankungen hinzu. Diese Schwankungen sind auch in den äußeren Küstengewässern vorhanden, jedoch nicht so stark ausgeprägt wie in den inneren Küstengewässern. Aus diesem Grund wurde z. B. bei der Komponente „Phytoplankton“ keine stationäre Typisierung vorgeschlagen, sondern eine Typisierung anhand der aktuellen Salzgehalte (Schubert et al. 2003).

In dem vorliegenden Bericht wurde das von Schubert et al. (2003) vorgeschlagene Bewertungsverfahren überarbeitet. Dabei ging es in erster Linie neben der Überarbeitung der Tiefengrenzen und der Pflanzengemeinschaften um die Erarbeitung eines Berechnungsmodells für die Zuweisung eines EQR. Damit sollte das ursprüngliche beschreibende

Bewertungsverfahren in ein berechnetes Verfahren umgewandelt werden. Es wurden die ursprünglichen Bewertungskriterien Tiefenverbreitung und Pflanzengemeinschaft beibehalten. Außerdem sollte die Prämisse des ELBO-Ansatzes beibehalten werden. Dies betrifft u. a. die Festlegung, dass der Ausfall der Characeengemeinschaften durch die Grenze von „mäßig“ zu „unbefriedigend“ gekennzeichnet wird. Durch dieses neue Verrechnungsmodell wurde versucht, diese getroffenen Prämissen beibehalten. Dies bedeutet aber nicht, dass durch die Einzelparameter bereits diese Festlegungen erreicht werden, sondern erst nach der Verrechnung der drei Einzelparameter.

Durch die Überarbeitung des Bewertungsverfahrens konnte die generellen Schwachpunkte des ELBO-Verfahrens nicht beseitigt werden. Dies betrifft folgende Punkte:

1. Die B1 Wasserkörper sind generell so flach, dass eine Bewertung der Tiefenstufen über fünf Klassen schwierig ist und hier die Klassengrenzen teilweise durch die Wasserstandsschwankungen überlagert werden.
2. Die B2 Wasserkörper mit einer geringen Wassertiefe erreichen nicht immer die durch das Modell errechneten Referenziefen der Vegetationsgrenze (Orther Bucht). Trotzdem kann dieses Gewässer mit dem „sehr guten“ ökologischen Zustand bewertet werden.
3. Die Vegetationsaufnahme in den sehr trüben, Phytoplankton-dominierten Gewässern ist anhand der prozentualen Bedeckung bzw. nach der Braun-Blanquet-Skala schwierig. Diese Daten bilden aber die Grundlage für die spätere Ausweisung der Pflanzengemeinschaften und sind daher für das Bewertungsverfahren wichtig.
4. Characeengemeinschaften sind die sensitivsten Indikatoren für den Ausfall der Pflanzengemeinschaften. Diese Gemeinschaften sind aber neben der Eutrophierung auch von dem Vorkommen windgeschützter Bereiche mit geringer Exposition abhängig. Diese Bereiche sind nicht in allen Gewässern ausreichend vorhanden und können nicht immer die erforderliche Verbreitungstiefe aufweisen.

Die aufgezählten Punkte sind die Schwachpunkte des ELBO-Ansatzes, welche durch die Überarbeitung nur gemindert wurden, aber nicht generell beseitigt werden können. Dazu müssten andere Bewertungskriterien herangezogen werden. Dies wurde bereits so durch Schubert et al. (2003) ausgesagt. Die Einbeziehung der B1 Wasserkörper stellt damit einen Kompromiss dar und wird so gesehen in der praktischen Umsetzung immer an Grenzen stoßen. Die Autoren sind aber der Meinung, dass durch diesen Bewertungsansatz eine Bewertung möglich ist und auch die für die EU-WRRL entscheidende Klassengrenze zwischen „gut“ und „mäßig“ ausreichend erfasst werden kann. Eine Differenzierung des „sehr guten“ und „guten“ Zustandes sowie der Klassengrenzen „unbefriedigend“ und „schlecht“ ist nicht immer ausreichend gegeben.

Für vergleichbare Küstengewässer im Ostseeraum liegt kein Bewertungsansatz vor, welche in die Diskussion und Überprüfung einbezogen werden könnte. So ist eine Überprüfung mit einem anderen Bewertungsverfahren derzeit nicht möglich. Für die Strandseen in Schleswig-Holstein wurde durch Sagert et al. (2007) ein Bewertungsverfahren auf Grundlage des Phylib-Verfahrens für limnische Seen entwickelt. Dieses Verfahren passt die ökologische Einstufung der Arten an die Salinitätsbereiche der Gewässer an und ergänzt die Artenliste entsprechend mit Brackwasserarten. Bereits Schubert et al. (2003) haben

vorgeschlagen, den limnischen Ansatz für die B1 Gewässer zu prüfen. Vor einer Anpassung an die Salinitätstoleranzen der Arten war dies aber nicht möglich. Jetzt - nach dem dies erfolgt ist - könnte auch für die inneren Küstengewässer mit einem geringeren Wasseraustausch mit der Ostsee geprüft werden, ob dieser Ansatz anwendbar ist. Momentan wird aber nicht davon ausgegangen, dass hier eine „bessere“ Bewertung ermöglicht wird. Dies trifft vor allem für die B1 Wasserkörper zu, in denen derzeit eine spärliche submerse Vegetation ausgebildet ist. Hier würde durch dieses Verfahren auch ein „schlechter“ oder „unbefriedigender“ Zustand deklariert werden. Allerdings sollte für die Gewässer, welche sich im Übergangsbereich zwischen „mäßig“ und „gut“ befinden, hier eine Evaluierung erwogen werden. Der Bewertungsansatz von Sagert et al. (2007) wird aber nicht für die Gewässer mit einem großen Wasseraustausch mit der Ostsee anwendbar sein. Dies betrifft u. a. die Wismarbuch (Nordteil) und die Flensburger Innenförde. Beide Wasserkörper sind anhand ihrer Salinität und des Wasseraustausches mit der Ostsee den B3 Wasserkörpern sehr ähnlich. Hier sollte eine Überprüfung und ein Vergleich mit dem Bewertungsansatz für die äußeren Küstengewässer angestrebt werden, sofern in diesen Gewässern ausreichend Hartsubstrat vorhanden ist.

8 Zusammenfassung

Im Rahmen dieses Forschungsvorhabens wurde der vorliegende Bewertungsansatz für die Qualitätskomponente Makrophyten zur Klassifizierung der inneren Küstengewässer (B1, B2) an der deutschen Ostseeküste überarbeitet. Dazu wurden die Tiefengrenzen der Characeen- und Spermatophytengemeinschaften für alle inneren Küstengewässer neu berechnet. Dies erfolgte durch eine gezielte Auswertung der Salinitätsdaten aus dem Monitoringprogrammen der Landesämter und die Anwendung des pristinen Lichtmodells.

Nach der Überarbeitung der Tiefengrenzen erfolgte eine Anpassung und Überarbeitung der ausgewiesenen Pflanzengemeinschaften. Aus den getroffenen Festlegungen ergeben sich 17 Pflanzengemeinschaften, Pflanzenbestände bzw. Zustände der submersen Vegetation, welche in die Bewertung der Küstengewässer einfließen. Um die Pflanzengemeinschaften in ein Bewertungsverfahren zu integrieren und eine Verrechnung mit den ermittelten Tiefengrenzen zu ermöglichen, erfolgte eine Transformation der Pflanzengemeinschaften in einen Zahlenwert. Dieser Wert wird als ökologischer Wert (ecological value EV_{PG}) bezeichnet. Alle vorkommenden Pflanzengemeinschaften wurden entsprechend nach ihrer Zuordnung einer Degradationsstufe mit einem EV_{PG} Wert versehen. Grundlage für diese Zuordnung bilden die Degradationsreihen, die im ELBO-Projekt für die dort untersuchten Gewässer aufgestellt wurden.

Für die vorliegenden drei Einzelparameter Tiefengrenze Spermatophytengemeinschaft, Tiefengrenze Characeengemeinschaft und ökologischer Wertigkeit der Pflanzengemeinschaft erfolgt durch Verrechnung mittels Median die Festlegung des EQR. Dazu wird die Pflanzengemeinschaft mit der höchsten Wertigkeit aus dem gesamten Untersuchungstransect berücksichtigt.

Basierend auch der vorliegenden Überarbeitung erfolgte eine Anpassung der Handlungsanweisung und Methodenbeschreibung. Diese Handlungsanweisung wurde separat erstellt.

Aufgrund der Salinitätsgradienten und Größe der Wasserkörper wird zumeist eine Beprobung mehrerer Transekte vorgeschlagen, um die submerse Vegetation eines Wasserkörpers ausreichend erfassen zu können. Es wird empfohlen immer mit den gleichen Transekten und der gleichen Anzahl an Transekten die Bewertung durchzuführen.

Zur Festlegung des ökologischen Zustandes eines Wasserkörpers sollen zuerst alle Transekte eines Jahres verrechnet werden. Danach erfolgt die Verrechnung aller Untersuchungsjahre eines 6-Jahreszeitraumes für die Feststellung des ökologischen Zustandes.

Die Qualitätskomponenten Makrophyten soll innerhalb des Bewertungszeitraumes von 6 Jahren mindestens drei Mal untersucht werden. Das Makrozoobenthos muss im gleichen Jahr untersucht werden, da annuelle Effekte sonst nicht ausgeschlossen werden können und gleichzeitig zusätzliche Informationen zu Raumkonkurrenz und Fraßdruck vorliegen.

Literatur

- Berg C, Dengler J, Abdank A, Isermann M (2001) Die Pflanzengesellschaften Mecklenburg-Vorpommerns und ihre Gefährdung. Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern, 661 Seiten.
- Berg T, Meyer T, Fürhaupter K (2007) Ostsee-Makrozoobenthos-Klassifizierungssystem für die Wasserrahmenrichtlinie. Forschungsbericht an die Universität Rostock im Rahmen des BMBF Projektes Erarbeitung eines ökologischen Gesamtansatzes für die Bewertung der Küstengewässer an der Deutschen Ostseeküste entsprechend der Vorgaben der EU-WRRL (FKZ: 0330678), 85 Seiten.
- Behrens J (1982) Soziologische und produktionsbiologische Untersuchungen an den submersen Pflanzengesellschaften der Darss-Zingster-Boddengewässer. Dissertation, Universität Rostock, 139 Seiten.
- 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.
- 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.
- Eggert A, Ihnken S, Selig U, Karsten U, Schubert H (2006) Distribution of three submersed macrophytes in coastal lagoons of the German Baltic Sea: Comparison of laboratory and field data. *Botanica Marina* 46: 386-395.
- Fürhaupter K & Meyer T (2004) Makrophytenmonitoring der inneren Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns - Erprobung einer neuen Monitoringstrategie für die EU-Wasserrahmenrichtlinie. Untersuchungen im Auftrag des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie, Mecklenburg-Vorpommern, 85 Seiten.
- Fürhaupter K, Wilken H, Berg T, Meyer T (2005) Makrophytenmonitoring der inneren und äußeren Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns - 2. Praxistest zum Makrophytenmonitoring der inneren Küstengewässer Untersuchungen im Auftrag des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie, Mecklenburg-Vorpommern, 95 Seiten.
- Fürhaupter K, Wilken H, Berg T & Meyer T (2006) Makrophytenmonitoring der inneren und äußeren Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns - 3. Praxistest einer Monitoringstrategie für die EU-Wasserrahmenrichtlinie. Untersuchungen im Auftrag des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie, Mecklenburg-Vorpommern, 141 Seiten.
- Fürhaupter K, Wilken H, Berg T, Meyer T (2006) Praxistest zum Makrophytenmonitoring in Schleswig-Holstein: Untersuchungen im Auftrag des Landesamtes für Natur und Umwelt Schleswig-Holstein, 199 Seiten.
- Fürhaupter K, Wilken H, Meyer T (2007) WRRL-Makrophytenmonitoring in den inneren Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns. Untersuchungen im Auftrag des Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie, Mecklenburg-Vorpommern, 95 Seiten.
- Fürhaupter K, Wilken H, Meyer T (2007) WRRL-Makrophytenmonitoring in den inneren Küstengewässern Schleswig-Holstein. Untersuchungen im Auftrag des Landesamt für Natur und Umwelt Schleswig-Holstein, 53 Seiten.
- Gewässergütebericht, 1991/1992. Mecklenburg/Vorpommern, Methoden, Meßprogramme, Daten.
- Holtz L (1861) Herbaral records, Herbarium Ernst-Moritz Arndt University of Greifswald, Germany.
- Johansson G, Snoeijs P (2002) Macroalgal photosynthetic responses to light in relation to thallus morphology and depth zonation. *Marine Ecology Progress Series* 244: 63-72.
- 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, Greve TM, Nielsen K (2005) Seagrass as a bioindicator under the Water Framework Directive. *Water Resources Management* 19: 63-75.
- Kirk JTO (1994) Light and photosynthesis in the aquatic environment. 2nd Edition. Cambridge University Press, Cambridge, 509 Seiten.
- LAWA (1998) Gewässerbewertung – Stehende Gewässer. Richtlinie zur Bewertung von natürlich entstandenen Seen nach trophischen Kriterien. Länderarbeitsgemeinschaft Wasser, 74 Seiten.
- Lindner A (1972) Soziologisch-ökologische Untersuchungen an der submersen Vegetation der Boddenkette südlich des Darß und des Zingst. Dissertation, Universität Rostock, 201 Seiten.

- Lüning K (1990) Seaweeds. Their environment, biogeography and ecophysiology. John Wiley & Sons, New York, USA, 527 Seiten.
- Markager S, Sand-Jensen K (1992) Light requirements and depth zonation of marine macroalgae. Marine Ecology Progress Series 88: 83-92.
- Martin G, Torna K, Kottaa J, Orav-Kottaa H (2003) Estonian marine phytobenthos monitoring programme: preliminary results and future perspectives. Proceedings of the Estonian Academy of Sciences / Biology, Ecology 52: 112-124.
- Mertens M (2006) Landschaftsökologische Untersuchungen zu Makrophyten (einschließlich Makroalgen) in ausgewählten inneren Küstengewässern Schleswig – Holstein, 108 Seiten.
- Mertens M, Selig U (2007) Vergleich von historischen und rezenten Makrophytenbeständen in den inneren Küstengewässern Schleswig-Holsteins. Rostocker Meeresbiologische Beiträge 17: 55-66.
- Meyer T (1997) Der Makrophytenbestand der Ostseeküste Mecklenburg-Vorpommerns. MariLim Gewässeruntersuchung. Forschungsbericht 102 04 259 im Auftrag des Umweltbundesamtes und des Ministeriums für Bau, Landesentwicklung und Umwelt des Landes Mecklenburg-Vorpommern, 282 Seiten.
- Meyer T, Reincke T, Fühaupter K (2007) Ostsee-Makrozoobenthos-Klassifizierungssystem für die Wasserrahmenrichtlinie. Teilprojekt 1 - Referenzartenlisten. Teilprojekt 2 – Bewertungsmodell. MARILIM im Auftrag der Universität Rostock, Institut für Aquatische Ökologie. 99 Seiten.
- Mur LR, Visser PM (1996) Aquatische Milieubiologie. Deel I. Amsterdam, 133 Seiten.
- Porsche C, Schubert H, Selig U (2008) Rezente Verbreitung submerser Makrophyten in den inneren Küstengewässern der deutschen Ostseeküste. Rostocker Meeresbiologische Beiträge 20: 109-122
- Reinke J (1889) Algenflora der westlichen Ostsee deutschen Antheils. Eine systematisch-pflanzengeographische Studie. Schmidt & Klaunig, Kiel. 101 Seiten.
- Sagert S, Selig U, Wagner H-G (2007) Bewertung der Strandseen anhand der Qualitätskomponente Makrophyten, Projektbericht im Auftrag des Landesamtes für Natur und Umwelt Schleswig-Holstein, 4121.3-2006-511 F, 78 Seiten.
- Schories D, Selig U, Schubert H (2006) Bericht zum Forschungsvorhaben „Testung des Klassifizierungsansatzes Mecklenburg-Vorpommern (innere Küstengewässer) unter den Bedingungen Schleswig-Holsteins und Ausdehnung des Ansatzes auf die Außenküste“. Küstengewässer-Klassifizierung deutsche Ostsee nach EU-WRRL. Teil A: Äußere Küstengewässer (unveröffentlicht) 187 Seiten.
- Schories D, Pehlke C, Selig U (2008) Depth distributions of *Fucus vesiculosus* L. and *Zostera marina* L. as classification parameters for implementing the European Water Framework Directive on the German Baltic coast. Ecological Indicators, doi 10.1016/j.ecolind.2008.08.010.
- Schubert H, Sagert S, Forster RM (2001) Evaluation of the different levels of variability in the underwater light field of a shallow estuary. Helgoland Marine Research 55:12-22.
- Schubert H & Blindow I (2004) Charophytes of the Baltic Sea. The Baltic Marine Biologists Publication No. 19. Koeltz Scientific Books, Königstein, 325 pp.
- Schubert H, Blümel C, Eggert A, Rieling T, Schubert M, Selig U (2003) Entwicklung von leitbildorientierten Bewertungsgrundlagen für innere Küstengewässer der deutschen Ostseeküste nach der EU-WRRL. - BMB+F Forschungsbericht FKZ 0330014, 167 Seiten.
- Seifert R (1938) Die Bodenfauna des Greifswalder Boddens. Ein Beitrag zur Ökologie der Brackwasserfauna. Zeitschrift für Morphologie und Ökologie der Tiere 34: 221-271.
- 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 Indicator 7: 665-678.
- Selig U, Marquardt R (2007) Vorläufige Handlungsanweisung zur Erfassung der Angiospermen- und Makroalgenbeständen in den inneren Küstengewässern der Deutschen Ostseeküste – Bewertung entsprechend den Vorgaben der EU-Wasserrahmenrichtlinie -Qualitätskomponente Makrophyten, 24 Seiten.
- Selig U, Schories D, Schubert H (2006): Küstengewässer-Klassifizierung deutsche Ostsee nach EU-WRRL. Teil B: Innere Küstengewässer Schleswig-Holstein, 150 Seiten.
- Steinhardt T (2001) Landschaftsökologische Untersuchungen an Standorten submerser Makrophytenvegetation im Salzhaff (Wismarbucht). Diplomarbeit, Universität Greifswald, 103 Seiten.

Trahms OK (1940) Beiträge zur Ökologie küstennaher Brackwässer. 2. Die Bodenfauna und Bodenflora des Großen Jasmunder Boddens. Archiv für Hydrobiologie 36: 1-35.

Yousef MAM & Schubert H (2001) Assessment of the occurrence of Charophytes in shallow coastal waters of Mecklenburg-Vorpommern, Germany. Schriftenreihe für Landschaftspflege und Naturschutz 72: 9-16.