

Uwe SELIG\*, Constanze PEHLKE & Hendrik SCHUBERT

\*Universität Rostock, Institut für Biowissenschaften, Albert-Einstein-Straße 3, 18051 Rostock  
uwe.selig@uni-rostock.de

## **Phytal-Diversität als Indikator des ökologischen Zustandes der deutschen Ostsee-Küstengewässer**

**Phytal diversity as an indicator of the ecological state of German coastal water bodies of the Baltic Sea**

### **Abstract**

Species composition and abundance of macroalgae are classification components for coastal water bodies according to the European Water Framework Directive. The German classification approach integrated the presence and biomass of reference species and opportunistic algae. Along the salinity gradient on the German Baltic coast the distribution and biomass of macroalgae show a natural variation. Literature compilation of ecophysiological data of photosynthetic capacity do not really show a difference between reference and opportunistic species but between different morphological types.

The analysis of monitoring data 2006 shows a higher abundance of reference species in the western part of the German coast with higher salinity (Kiel Bight). In the Mecklenburg Bight and Arkona Sea only 1 and 2 reference species were determined, respectively. In the Mecklenburg Bight the biomass of the opportunistic macroalgae dominated those of the reference species.

The application of reference species and opportunistic algae as well as their biomass distribution show a different classification of the ecological status. The composition and abundance of the phytal are important parameters of ecological classification, but the knowledge about the natural variability and anthropogenic effects is insufficient. Therefore, the classification of composition and abundance of the phytal are not a robust parameter in the classification approach of coastal waters on the German Baltic Sea.

**Keywords:** macroalgae, coastal water, Baltic Sea, light and salinity tolerance

## **1 Einführung und Zielsetzung**

Die Einteilung von Organismen in „Lebensformtypen“ ist eine gebräuchliche Methode, um vor allem Pflanzen unabhängig von ihrer taxonomischen Stellung hinsichtlich ihrer ökologischen Funktion bzw. ihrer Spezialisierung einzuteilen. STENECK & DETHIER (1994) schlagen für die Algen eine Einteilung in sieben „funktionelle Gruppen“ vor, wobei sowohl Merkmale, die den Lebenszyklus betreffen (annuell/

perennierend) als auch morphologische und physiologische Merkmale Einteilungskriterien darstellen. Algenarten, die ein sehr hohes Wachstumspotenzial verbunden mit kurzer Generationszeit und hohem Besiedlungsdruck aufweisen, werden hier als opportunistische Algen bezeichnet. Bei guter Nährstoffversorgung sind diese Arten in der Lage aufgrund ihrer schnellen Reproduktion andere Arten zu verdrängen bzw. deren Aufkommen mittels Raumkonkurrenz zu verhindern. Unter nährstofflimitierten Bedingungen dagegen können sie diese speziellen Fähigkeiten nicht voll entfalten. Hier sind Faktoren wie Fraßresistenz und hohe Nährstoffaffinität bzw. auch die Fähigkeit zur Nährstoffspeicherung konkurrenzentscheidende Faktoren – energetisch aufwendige Prozesse, die mit hohen Reproduktionsraten nicht vereinbar sind. Damit ergibt sich eine Möglichkeit, die relativen Abundanzverhältnisse von opportunistischen zu den übrigen Algen als Indikator für den Ökosystemzustand zu nutzen (ORFANIDIS et al. 2003)

Dieser Ansatz ist insofern interessant, als er eine Nährstoffbelastung gleich in zweierlei Hinsicht berücksichtigt. Zum einen über die Realisierung des Wachstumspotenzials der Opportunisten; zum anderen aber auch über die bereits in PORSCHE et al. (2008) diskutierte Verringerung der Lichteindringtiefe infolge verstärkten Phytoplanktonwachstums. Durch diese Sichttiefenverringerung grenzt sich der zur Verfügung stehende Raum ein, was eine zusätzliche Verschärfung der Raumkonkurrenz zur Folge hat. Dieser Effekt wird durch FÜRHAUPTER et al. (2006) am Beispiel der Rotalge *Furcellaria lumbricalis* anhand von historischen Angaben diskutiert. Dabei wird auf Angaben von REINKE (1889), HOFFMANN (1952) und SCHWENKE (1969) verwiesen, die diese Art in einem Verbreitungsspektrum von 3 bis 25 m und einen Abundanzschwerpunkt zwischen 5 und 10 m Tiefe angeben. Diese historischen Angaben und die Annahme, dass in Folge der Eutrophierung mehr opportunistische Algen auftreten führten dazu, dass das Arteninventar sowie dessen Biomassezusammensetzung in die Bewertung des ökologischen Zustandes der Küstengewässer integriert wurden. SCHORIES et al. (2006) schlugen das Verhältnis von annuellen zu perennierenden Arten sowie die relative Abundanz von Referenzarten als Bewertungsfaktoren in Ergänzung zum Basisparameter „Tiefenausbreitung“ vor. FÜRHAUPTER et al. (2006) erweiterten diesen Ansatz qualitativ, indem sie neben dem relativen Abundanzverhältnis der Referenzarten ganz spezifisch das Verhältnis zwischen Referenz- und opportunistischen Arten als zusätzlichen Begleitparameter vorschlugen. Beide Ansätze werden in SELIG et al. (2008) vorgestellt.

Allerdings gibt es bislang nur empirische Untersuchungen, die einen Zusammenhang zwischen Degradation und Zunahme opportunistischer Arten für Küstengewässer belegen. So wurde bisher nicht nachgewiesen, dass die als opportunistischen Algen ausgewiesenen Arten geringere Lichtansprüche (Schwachlicht-adaptierte Arten) aufweisen als die Referenzarten. Mehr noch, in einem jungen Ökosystem wie der Ostsee, dessen obere Bereiche zudem in unregelmäßigen Abständen durch Eisgang mechanisch geschädigt werden, ist eventuell von vornherein ein vermehrtes Auftreten derartiger Opportunisten anzunehmen; die Übertragbarkeit des im Mittelmeer entwickelten Konzeptes also vielleicht stark eingeschränkt.

Ziel dieser Untersuchungen war es daher, die Salz- und Lichtansprüche der Makroalgen an der deutschen Ostseeküste zu charakterisieren und mit ersten Untersuchungen im Rahmen des Monitorings zur Umsetzung der EU-WRRL zu vergleichen. Dabei wurde sich auf die Arten konzentriert, welche durch SCHORIES et al. (2006) ausgewiesen wurden. Ebenfalls Berücksichtigung fanden die durch FÜRHAUPTER et al. (2006) als Referenzarten und opportunistische Arten benannten Spezies (Tab. 1).

**Tab. 1** Referenzarten und opportunistischen Arten (entsprechend des Bewertungsansatzes für das Phytal im Tiefenbereich 5 - 7 m nach dem Bewertungsvorschlag nach SCHORIES et al. (2006) erweitert durch FÜRHAUPTER et al. (2006) sowie *Fucus vesiculosus*) und ihre Verbreitungsgrenze hinsichtlich Salinität. a = annuell, p = perennierend; <sup>1</sup> = NIELSEN et al. (1995), <sup>2</sup> = KØIE & KRISTIANSEN (2001), <sup>3</sup> = MUNDA (1978), <sup>4</sup> = BARTSCH et al. 2007

Art	Referenzart oder Opportunist	Lebenszyklus	untere Salinitätsgrenze (Literaturnachweis)
<i>Ahnfeltia plicata</i>	Referenz	p	5 PSU <sup>1,2</sup> ; 19 PSU <sup>3</sup>
<i>Coccotylus truncatus</i>	Referenz	p	5 PSU <sup>1,2</sup>
<i>Delesseria sanguinea</i>	Referenz	p	7 PSU <sup>1,2</sup>
<i>Furcellaria lumbricalis</i>	Referenz	p	5 PSU <sup>1,2</sup>
<i>Fucus vesiculosus</i>	Referenz	p	(2-)5 PSU <sup>1,2,3</sup>
<i>Halosiphon tomentosus</i>	Referenz	a	5 PSU <sup>1,2</sup>
<i>Membranoptera alata</i>	Referenz	p	7 PSU <sup>1,2</sup> ; 19 PSU <sup>3</sup>
<i>Phycodryas rubens</i>	Referenz	p	6 PSU <sup>1,2</sup>
<i>Phyllophora pseudoceranooides</i>	Referenz	p	5 PSU <sup>1,2</sup>
<i>Rhodomela confervoides</i>	Referenz	p	5 PSU <sup>1,2</sup> ; 18 PSU <sup>3</sup>
<i>Saccharina latissima</i>	Referenz	p	7-8 PSU <sup>1,2,4</sup> ; 17 PSU <sup>3</sup>
<i>Ceramium tenuicorne</i>	Opportunist	a	5 PSU <sup>2</sup> ; 5-8 PSU <sup>1</sup> ; 14 PSU <sup>3</sup>
<i>Ceramium virgatum</i>	Opportunist	a	5 PSU <sup>2</sup> ; 6-7 PSU <sup>1</sup> ; 17 PSU <sup>3</sup>
<i>Ectocarpus siliculosus</i>	Opportunist	a	3 PSU <sup>3</sup> ; 5 PSU <sup>1,2</sup>
<i>Polysiphonia elongata</i>	Opportunist	a	7 PSU <sup>1</sup>
<i>Polysiphonia fucooides</i>	Opportunist	p	5 PSU <sup>1,2</sup> ; 13 PSU <sup>3</sup>
<i>Polysiphonia stricta</i>	Opportunist	a	8 PSU <sup>1,2</sup> ; 14 PSU <sup>3</sup>
<i>Polysiphonia fibrillosa</i>	Opportunist	a	5 PSU <sup>1,2</sup>
<i>Pylaiella littoralis</i>	Opportunist	a	0 PSU <sup>3</sup> ; 5 PSU <sup>1,2</sup>

## 2 Material und Methoden

### 2.1 Literaturrecherche zu Licht- und Salzansprüchen

Die Licht- und Salzansprüche der betreffenden Arten wurden mittels einer Literaturrecherche ermittelt. Dazu wurden in den Datenbanken „Aquatic Sciences & Fisheries Abstracts (ASFA)“ und „ISI Web of Knowledge“ Abfragen zu den jeweiligen Artnamen (incl. Synonymen; Tab. 2) in Kombination mit den Begriffen „Licht“, „Photosynthese“ und „Salinität“ durchgeführt.

In die Auswertung einbezogen wurden die Parameter Lichtkompensationspunkt ( $E_c$ ), Lichtsättigungspunkt ( $E_k$ ) und maximale Netto- bzw. Brutto-Photosyntheserate ( $netP_{max}$  bzw.  $brutP_{max}$ ).

### 2.2 Auswertung der Monitoringdaten 2006

Im Sommer 2006 (Juli-August) wurden an 18 Messstellen entlang der deutschen Ostseeküste Beprobungen im Rahmen des Praxistestes zur ökologischen Bewertung von Küstengewässern nach EU-WRRRL durchgeführt (FÜRHAUPTER et al. 2006). Die Messstationen sind in Abb. 1 dargestellt. Neben der Bestimmung der Tiefenausbreitung von *Zostera marina*, *Fucus vesiculosus* und des Gesamtphytals wurden die Artenzusammensetzung und das Biomasseverhältnis in drei Tiefen-

bereichen (0-2, 5-7 und 12-14 m) ermittelt. Im Rahmen dieser Publikation erfolgt eine Auswertung der Daten der Tiefenstufe 5-7 m.

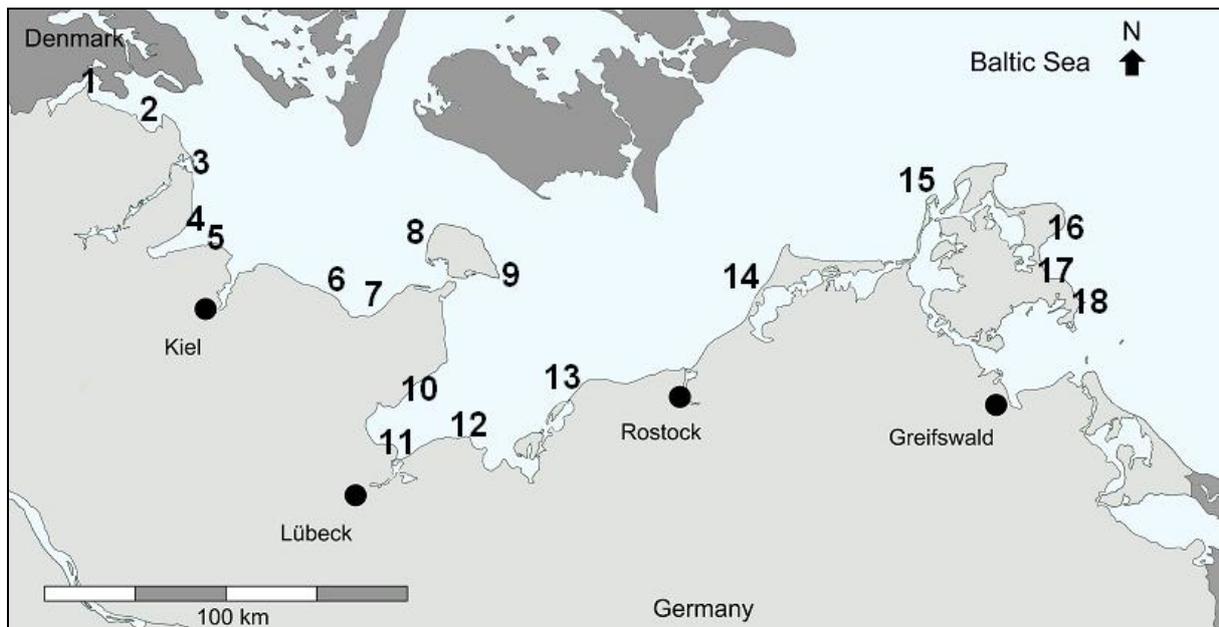
Bei den Untersuchungen wurden jeweils 5 Quadrate entlang eines Transektes untersucht. Sofern die Gesamtbedeckung entlang der Transektlinie nicht bei 100% lag, wurden die Quadrate gezielt auf dicht bewachsene Bereiche gelegt. Die Quadratgröße betrug beim Bewertungsfaktor Hartsubstrat/Phytal 0,25 m<sup>2</sup>. Neben allgemeinen Parametern wurden für jedes Quadrat folgende Parameter bestimmt:

- Tiefe
- vorherrschendes Substrat
- Bedeckung mit Miesmuscheln
- Gesamtbedeckung der Vegetation
- Bedeckung einjähriger/fädiger Pflanzen
- Bedeckung mehrjähriger/großblättriger Pflanzen
- Bedeckung erkennbarer Pflanzenarten

Nachfolgend wurde aus jedem Quadrat eine Unterprobe (1/4 des jeweiligen Untersuchungsquadrates; hier 0,0625 m<sup>2</sup>) für eine Biomasseanalyse entnommen. Dazu wurden die Proben nach Arten sortiert und die Trockenmasse der einzelnen Arten bestimmt. Detaillierte Angaben zur Beprobung sind in FÜRHAUPTER et al. (2006) beschrieben.

**Tab. 2** Bei der Literaturrecherche verwendete Artnamen und Synonyme.

Art	in Recherche ebenfalls verwendete Synonyme
<i>Ahnfeltia plicata</i> (Hudson) Fries	X
<i>Ceramium tenuicorne</i> (Kützting) Waern	X
<i>Ceramium virgatum</i> Roth	<i>Ceramium rubrum</i> C. Agardh
<i>Coccotylus truncatus</i> (Pallas) M.J. Wynne & J.N. Heine	<i>Phyllophora brodiaei</i> (Turner) Endlicher <i>Phyllophora truncata</i> (Pallas) A.D. Zinova
<i>Delesseria sanguinea</i> (Hudson) J.V. Lamouroux	X
<i>Ectocarpus siliculosus</i> (Dillwyn) Lyngbye	X
<i>Fucus vesiculosus</i> Linnaeus	X
<i>Furcellaria lumbricalis</i> (Hudson) J.V. Lamouroux	X
<i>Halosiphon tomentosus</i> (Lyngbye) Jaasund	<i>Chorda tomentosa</i> Lyngbye
<i>Membranoptera alata</i> (Hudson) Stackhouse	X
<i>Phycodrys rubens</i> (Linnaeus) Batters	X
<i>Phyllophora pseudoceranoïdes</i> (S.G. Gmelin) Newroth & A.R.A. Taylor	X
<i>Polysiphonia elongata</i> (Hudson) Sprengel	X
<i>Polysiphonia fucoïdes</i> (Hudson) Greville	<i>Polysiphonia nigrescens</i> (Hudson) Greville ex Harvey <i>Polysiphonia violacea</i> (Roth) Sprengel
<i>Polysiphonia stricta</i> (Dillwyn) Greville	<i>Polysiphonia urceolata</i> (Lightfoot ex Dillwyn) Greville
<i>Polysiphonia fibrillosa</i> (Dillwyn) Sprengel	X
<i>Pylaiella littoralis</i> (Linnaeus) Kjellman	X
<i>Rhodomela confervoides</i> (Hudson) P.C. Silva	X
<i>Saccharina latissima</i> (Linnaeus) C.E. Lane, C. Mayes, Cruel & G.W. Saunders	<i>Laminaria saccharina</i> (Linnaeus) J.V. Lamouroux



**Abb. 1** Messstationen der Monitoringuntersuchungen 2006 entlang der deutschen Ostseeküste (Zahlen beziehen sich auf Tab. 6).

### 3 Ergebnisse

#### 3.1 Einteilung der Arten

In Tab. 1 sind die durch SCHORIES et al. (2006) sowie FÜRHAUPTER et al. (2006) definierten Referenzarten und opportunistischen Arten aufgelistet. Danach gibt es 11 Referenzarten und 8 opportunistische Makroalgen, welche für die Bewertung der Küstengewässer herangezogen werden. Alle Referenzarten sind - mit Ausnahme der Braunalge *Halosiphon tomentosus* - perennierend. Die opportunistischen Algen weisen, mit Ausnahme von *Polysiphonia fucoides*, einen annuellen Lebenszyklus auf.

Hinsichtlich ihrer geographischen Verbreitung können sowohl alle Referenz- als auch alle opportunistischen Arten entlang der gesamten deutschen Ostseeküste vorkommen. Alle Arten haben laut NIELSEN et al. (1995) in Übereinstimmung mit KØIE & KRISTIANSEN (2001) ein Vorkommen bis in die südliche Ostsee mit einer Oberflächensalinität von 8 PSU; 13 der 19 Arten sogar bis zu den Åland-Inseln mit einer Salinität von 5 PSU. Allerdings weisen die Referenzarten *Ahnfeltia plicata*, *Ceramium virgatum*, *Membranoptera alata*, *Rhodomela confervoides* und *Saccharina latissima* eine untere Salinitätsgrenze von 17-19 PSU auf (MUNDA 1978), so dass das Vorkommen dieser Arten in der südlichen Ostsee auf größere Tiefen unterhalb der Halokline begrenzt ist.

#### 3.2 Photosyntheseparameter der Makroalgen

Die Tab. 3 - 5 geben einen Überblick über die Literaturangaben zu den Photosyntheseparametern der 11 Referenz- und 8 opportunistischen Arten.

**Tab. 3** Photosyntheseparameter der Referenz-Makroalgen („Tang“-Morphologie) aus Literaturdaten. FM = Freiland-Material

	<b>Methode</b>	<b>Photosyntheseparameter</b>	<b>Literatur</b>
<i>Ahnfeltia plicata</i> (Faltentang)			
Öresund (Dänemark)	FM	$E_c = 33 \pm 5,8 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ $E_k = 106 \pm 3 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ $\text{brutP}_{\text{max}} = 2,6 \pm 0,4 \mu\text{mol O}_2 \text{m}^{-2} \text{s}^{-1}$	BINZER & MIDDELBOE 2005
Kristineberg (Schweden)	FM (2 Wochen Inkubation)	$E_c = 22 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ $E_k > 500 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$	HAGLUND et al. 1987
<i>Fucus vesiculosus</i> (Blasentang)			
Askö (Schweden)	FM aus Maximaltiefe	$E_c = 34 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ $E_k = 195 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ $\text{netP}_{\text{max}} = 54,0 \pm 3,8 \mu\text{mol O}_2 \text{kg dw}^{-1} \text{s}^{-1}$	JOHANSSON & SNOEIJIS 2002
Gullmarfjord, Skagerrak (Schweden)	FM aus Maximaltiefe	$E_c = 60 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ $E_k = 317 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ $\text{netP}_{\text{max}} = 62,7 \pm 3,7 \mu\text{mol O}_2 \text{kg dw}^{-1} \text{s}^{-1}$	JOHANSSON & SNOEIJIS 2002
Kieler Bucht (Deutschland)	FM (Inkubation über längere Zeit im Freiland)	$\text{netP}_{\text{max}} = 3,3\text{-}3,6 \text{mg O}_2 \text{g dw}^{-1} \text{h}^{-1}$ $\text{optP}_{\text{max}} = 350 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$	DAßLER 1992
Kieler Bucht (Deutschland)	FM (Inkubation über längere Zeit)	$E_c = 17,5 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ $\text{netP}_{\text{max}} = 1,2\text{-}9,3 \text{mg O}_2 \text{g dw}^{-1} \text{h}^{-1}$	KING & SCHRAMM 1976a
Kieler Bucht (Deutschland)	FM (2 Monate Inkubation im Freiland)	$E_k = 135 \pm 20,7 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$	ROHDE et al. 2008
Bottnischer Meerbusen (Schweden)	FM (1 Woche Inkubation)	$\text{netP}_{\text{max}} = 4,0 \text{nmol O}_2 \text{g FM}^{-1} \text{s}^{-1}$	NYGÅRD & EKELUND 2006
Mecklenburger Bucht (Deutschland)	FM (4 Wochen Inkubation im Labor)	$E_c = 22,4 \pm 11,5 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$	PEHLKE et al. 2008
Mecklenburger Bucht (Deutschland)	FM (mehrere Monate Inkubation im Freiland)	$E_c = 21,5 \pm 12,0 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ $E_k$ (Beginn) = $117,3 \pm 18,4 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ $E_k$ (Ende) = $45 \pm 1,5 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$	PEHLKE et al. 2008
<i>Furcellaria lumbricalis</i> (Gabeltang)			
Gullmarfjord, Skagerrak (Schweden)	FM aus Maximaltiefe	$E_c = 19 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ $E_k = 164 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ $\text{netP}_{\text{max}} = 22,0 \pm 1,3 \mu\text{mol O}_2 \text{kg dw}^{-1} \text{s}^{-1}$	JOHANSSON & SNOEIJIS 2002
Kieler Bucht (Deutschland)	FM (max. 5 Tage Inkubation)	$E_c = 1,4\text{-}4,0 \text{W m}^{-2}$ ( $\sim 5,9\text{-}16,7 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ )	KING & SCHRAMM 1976b
Göhren, Rügen (Deutschland)	FM	$E_k = 90 \pm 11 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ $\text{netP}_{\text{max}} = 159 \pm 77 \text{mmol O}_2 \text{g chla}^{-1} \text{h}^{-1}$	IHNKEN 2003
Askö (Schweden)	FM aus Maximaltiefe	$E_c = 16 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ $E_k = 116 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ $\text{netP}_{\text{max}} = 21,2 \pm 1,0 \mu\text{mol O}_2 \text{kg dw}^{-1} \text{s}^{-1}$	JOHANSSON & SNOEIJIS 2002
<i>Saccharina latissima</i> (Zuckertang)			
Gullmarfjord, Skagerrak (Schweden)	FM aus Maximaltiefe	$E_c = 25 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ $E_k = 81 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ $\text{netP}_{\text{max}} = 37,3 \pm 1,2 \mu\text{mol O}_2 \text{kg dw}^{-1} \text{s}^{-1}$	JOHANSSON & SNOEIJIS 2002

**Tab. 4** Photosyntheseparameter der Referenz-Makroalgen (feine und derbe Rotblatt-Morphologie, fädige Morphologie) aus Literaturdaten. FM = Freiland-Material

Methode		Photosyntheseparameter	Literatur
<b>Rotblattmorphologie (fein)</b>			
<i>Delesseria sanguinea</i> (Blutroter Meerampfer)			
Kieler Bucht (Deutschland)	FM (Inkubation über längere Zeit)	$E_c = 1,3-3,5 \text{ W m}^{-2}$ ( $\sim 6,5-17,5 \mu\text{mol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ )	KING & SCHRAMM 1976b
<i>Membranoptera alata</i> (Flügel-Seeampfer)			
Gullmarfjord, Skagerrak (Schweden)	FM aus Maximaltiefe	$E_c = 13 \mu\text{mol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ $E_k = 72 \mu\text{mol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ $\text{netP}_{\text{max}} = 78,9 \pm 2,1 \mu\text{mol O}_2 \text{ kg dw}^{-1} \text{ s}^{-1}$	JOHANSSON & SNOEIJIS 2002
<i>Phycodrys rubens</i> (Roter Eichentang)			
Eckernförder Bucht (Deutschland)	FM	$\text{netP}_{\text{max}} = 2 \text{ mg O}_2 \text{ g dw}^{-1} \text{ h}^{-1}$	DAßLER 1992
Kieler Bucht (Deutschland)	FM (max. 5 Tage Inkubation)	$E_c = 1,3-3,8 \text{ W m}^{-2}$ ( $\sim 5,5-16,0 \mu\text{mol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ )	KING & SCHRAMM 1976b
Gullmarfjord, Skagerrak (Schweden)	FM aus Maximaltiefe	$E_c = 11 \mu\text{mol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ $E_k = 44 \mu\text{mol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ $\text{netP}_{\text{max}} = 87,1 \pm 2,5 \mu\text{mol O}_2 \text{ kg dw}^{-1} \text{ s}^{-1}$	JOHANSSON & SNOEIJIS 2002
<b>Rotblattmorphologie (derb)</b>			
<i>Coccotylus truncatus</i> (Gestieltes Rotblatt)			
Askö (Schweden)	FM aus Maximaltiefe	$E_c = 21 \mu\text{mol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ $E_k = 69 \mu\text{mol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ $\text{netP}_{\text{max}} = 21,3 \pm 1,0 \mu\text{mol O}_2 \text{ kg dw}^{-1} \text{ s}^{-1}$	JOHANSSON & SNOEIJIS 2002
<i>Phyllophora pseudoceranoïdes</i> (Dünnes Rotblatt)			
Askö (Schweden)	FM aus Maximaltiefe	$E_c = 22 \mu\text{mol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ $E_k = 82 \mu\text{mol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ $\text{netP}_{\text{max}} = 39,7 \pm 2,2 \mu\text{mol O}_2 \text{ kg dw}^{-1} \text{ s}^{-1}$	JOHANSSON & SNOEIJIS 2002
<b>fädige Morphologie</b>			
<i>Halosiphon tomentosus</i> (Rauer Winterstrang) - keine Untersuchungen zur Photosynthesekapazität			
<i>Rhodomela confervoides</i> (Braunroter Zweigtang)			
Askö (Schweden)	FM aus Maximaltiefe	$E_c = 24 \mu\text{mol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ $E_k = 74 \mu\text{mol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ $\text{netP}_{\text{max}} = 45,7 \pm 1,9 \mu\text{mol O}_2 \text{ kg dw}^{-1} \text{ s}^{-1}$	JOHANSSON & SNOEIJIS 2002

Der Lichtkompensationspunkt  $E_c$  weist bei den Referenzarten im allgemeinen Werte zwischen ca. 6 und  $34 \mu\text{mol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$  auf (Tab. 3, 4). Lediglich *Fucus vesiculosus* weist mit  $60 \mu\text{mol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$  einen deutlich höheren Lichtbedarf auf.

Die Lichtsättigungspunkte  $E_k$  der Referenzarten weisen demgegenüber eine deutlich größere Spannbreite auf, wobei eine Trennung zwischen den funktionellen Gruppen deutlich wird. Arten mit feiner bzw. derber Rotblattmorphologie wie *Coccotylus truncatus*, *Membranoptera alata*, *Phycodrys rubens* und *Phyllophora pseudoceranoïdes* wie auch die fädige Art *Rhodomela confervoides* erreichen mit Werten zwischen 44 und  $82 \mu\text{mol m}^{-2} \text{ s}^{-1}$  bereits sehr früh eine Lichtsättigung (Tab. 4). Die Tang-Arten *Ahnfeltia plicata*, *Fucus vesiculosus*, *Furcellaria lumbricalis*

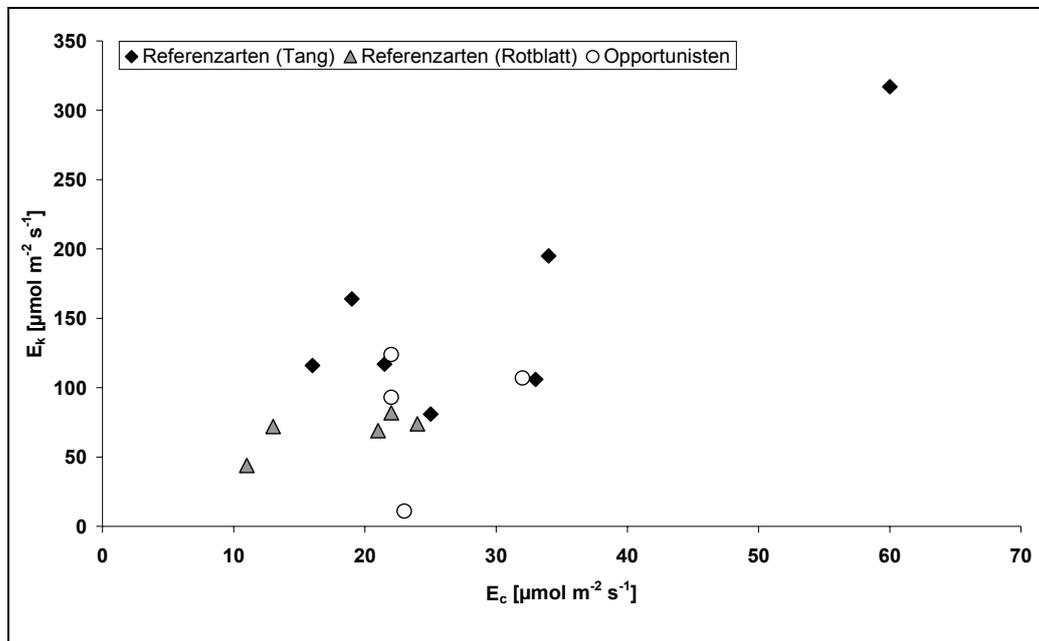
und *Saccharina latissima* hingegen erreichen ihre Lichtsättigung erst bei höheren Werten; der  $E_k$  lag hier zwischen 81 und  $>500 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$  (Tab. 3).

Der Lichtkompensationspunkt  $E_c$  der opportunistischen Arten liegt bei der Mehrzahl der Arten zwischen 22 und  $32 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$  (Tab. 5). Lediglich für die Braunalge *Ectocarpus siliculosus* und die Rotalge *Ceramium virgatum* existieren mit 6-7 bzw.  $1 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$  deutlich niedrigere Angaben. Bezüglich *C. virgatum* muss allerdings die Übertragbarkeit der an Labor-Keimlingen ermittelten Werte auf Freilandverhältnisse angesichts der Diskrepanz zwischen den beiden Literaturangaben angezweifelt werden. Der Lichtsättigungspunkt  $E_k$  der Opportunisten liegt durchgängig zwischen 93 und  $124 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$  (Tab. 5).

**Tab. 5** Photosyntheseparameter der opportunistischen Makroalgen aus Literaturdaten. FM = Freiland-Material.

	Labor/ Freiland	Photosyntheseparameter	Literatur
<i>Ceramium tenuicorne</i>			
Askö (Schweden)	FM aus Maximaltiefe	$E_c = 22 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ $E_k = 93 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ $\text{netP}_{\text{max}} = 106,9 \pm 3,9 \mu\text{mol O}_2 \text{ kg dw}^{-1} \text{s}^{-1}$	JOHANSSON & SNOEIJIS 2002
<i>Ceramium virgatum</i>			
keine Angaben	Labor- Keimlinge	$E_c = 1 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$	LEUKART & LÜNING 1994
Askö (Schweden)	FM aus Maximaltiefe	$E_c = 32 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ $E_k = 107 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ $\text{netP}_{\text{max}} = 73,9 \pm 1,9 \mu\text{mol O}_2 \text{ kg dw}^{-1} \text{s}^{-1}$	JOHANSSON & SNOEIJIS 2002
<i>Ectocarpus siliculosus</i>			
Eckernförder Bucht (Deutschland)	FM	$\text{netP}_{\text{max}} = 6,9-7,1 \text{ mg O}_2 \text{ g dw}^{-1} \text{h}^{-1}$	DABLER 1992
Kieler Bucht (Deutschland)	FM (max. 3 Tage Inkubation)	$E_c = 1,4 \text{ W m}^{-2}$ ( $\sim 6 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ )	KING & SCHRAMM 1976b
<i>Polysiphonia elongata</i>			
keine Untersuchungen zur Photosynthesekapazität			
<i>Polysiphonia fibrillosa</i>			
keine Untersuchungen zur Photosynthesekapazität			
<i>Polysiphonia fucoides</i>			
Askö (Schweden)	FM aus Maximaltiefe	$E_c = 23 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ $E_k = 100 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ $\text{netP}_{\text{max}} = 96,5 \pm 7,1 \mu\text{mol O}_2 \text{ kg dw}^{-1} \text{s}^{-1}$	JOHANSSON & SNOEIJIS 2002
Eckernförder Bucht (Deutschland)	FM (6-8 m Tiefe)	$\text{netP}_{\text{max}} = 6 \text{ mg O}_2 \text{ g dw}^{-1} \text{h}^{-1}$	DABLER 1992
<i>Polysiphonia stricta</i>			
keine Untersuchungen zur Photosynthesekapazität			
<i>Pylaiella littoralis</i>			
Askö (Schweden)	FM aus Maximaltiefe	$E_c = 22 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ $E_k = 124 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ $\text{netP}_{\text{max}} = 96,2 \pm 3,9 \mu\text{mol O}_2 \text{ kg dw}^{-1} \text{s}^{-1}$	JOHANSSON & SNOEIJIS 2002

Abb. 2 zeigt die Lichtkompensations- und Lichtsättigungspunkte der Referenzarten (nach entsprechender Morphologie aufgeteilt) und Opportunisten. Hier ist klar zu sehen, dass Referenz- und opportunistische Arten in ihren jeweiligen Lichtansprüchen nicht voneinander zu trennen sind, wohl aber eine Unterteilung in morphologische Typen wie in Tab. 4 und 5 möglich ist.

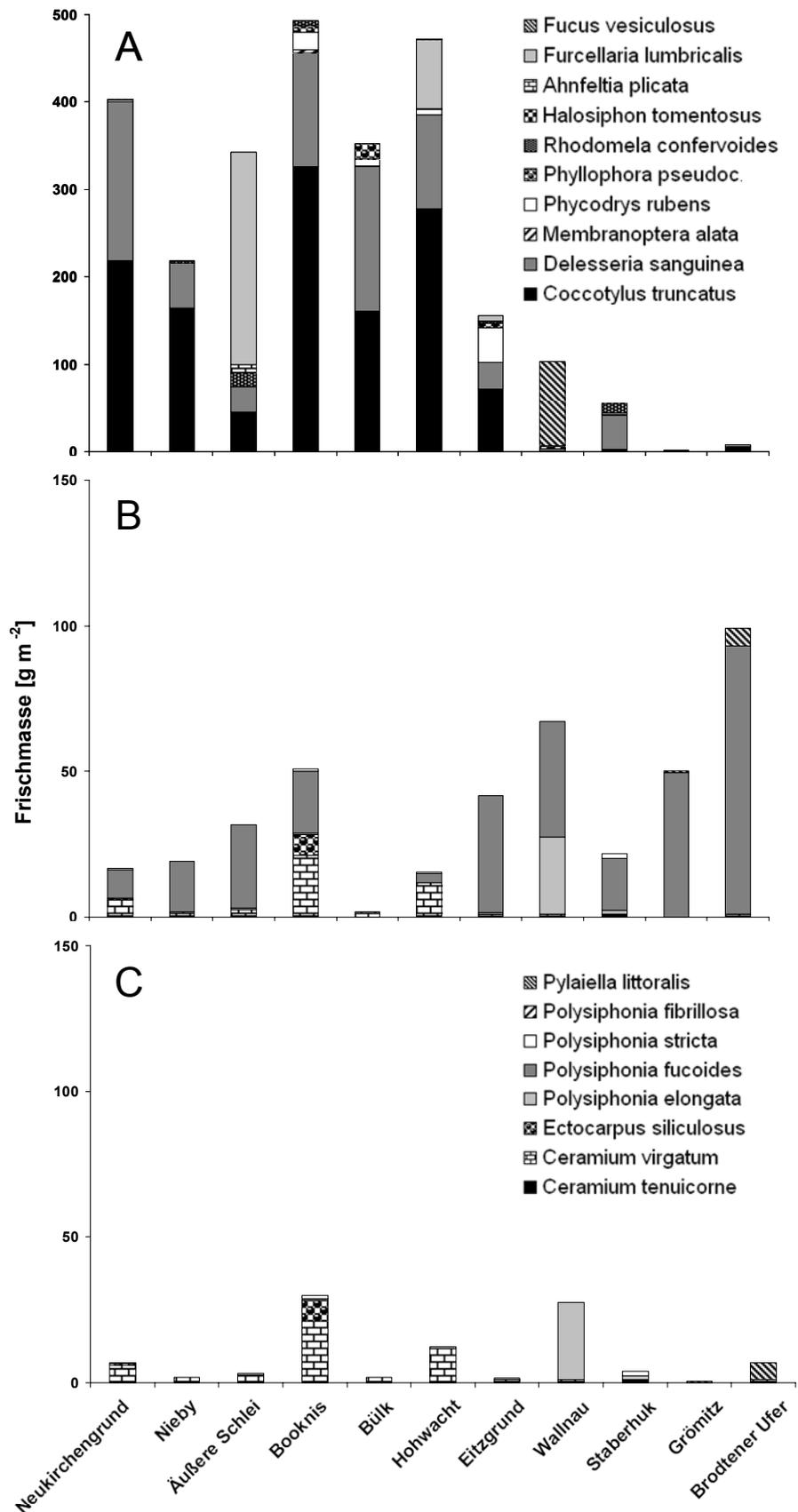


**Abb. 2** Lichtkompensationspunkte ( $E_c$ ) und Lichtsättigungspunkte ( $E_k$ ) der Referenzarten (aufgeteilt nach Morphologie) und Opportunisten.

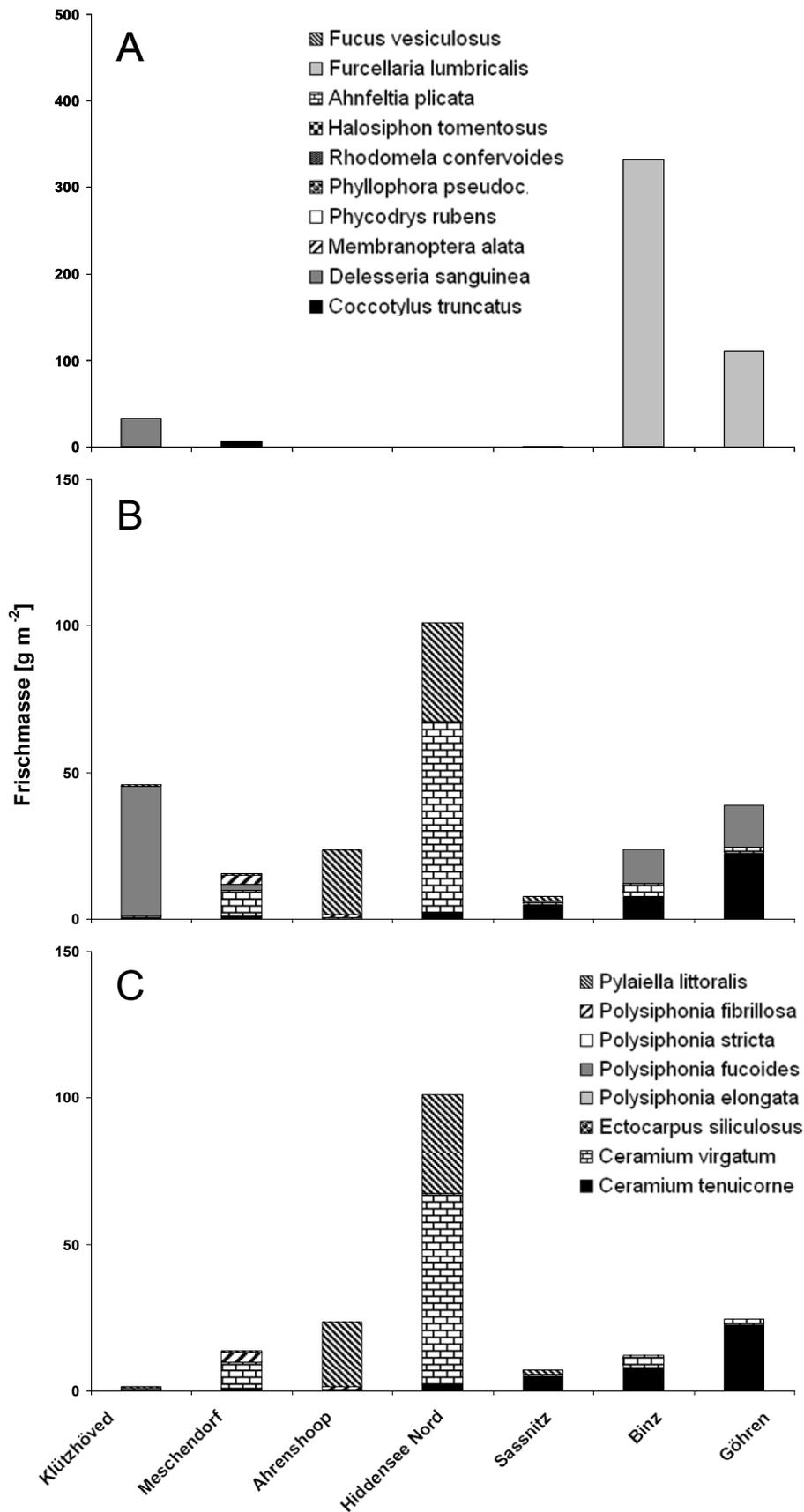
### 3.3 Ergebnisse der Monitoringuntersuchungen 2006

In Schleswig-Holstein wurden an insgesamt 11 Stationen das Vorkommen und die Biomasse der Referenzarten und Opportunisten erfasst. Abb. 3 stellt die Ergebnisse dieser Erfassung zusammen; die Stationen sind dabei geographisch im West-Ost-Gradienten angeordnet. Auffällig ist auf den ersten Blick eine Gegenläufigkeit mit geographischer Ausrichtung der Panel A und B. Die Biomasse der Referenzarten zwischen der Station Neukirchengrund (Flensburger Förde) und der Station Hohwacht (Hohwacher Bucht) lag zwischen ca. 100 und 500 g FM m<sup>-2</sup> (Abb. 3A), wobei die Rotalgen *Coccolytus truncatus*, *Delesseria sanguinea* und *Furcellaria lumbricalis* hinsichtlich der Biomasse dominierten. An den Stationen der Lübecker Bucht (Staberhuk, Grömitz und Brodtener Ufer) wurde dagegen nur noch eine Gesamt-Biomasse von  $\leq 55$  g FM m<sup>-2</sup> vorgefunden.

Die Gesamt-Biomasse der opportunistischen Arten (Abb. 3B) zeigte im West-Ost-Gradienten einen gegenläufigen Trend zur Biomasse der Referenzarten und erreichte maximal ca. 100 g FM m<sup>-2</sup> (Station Brodtener Ufer). Die bestimmende Art war meist die mehrjährige Rotalge *Polysiphonia fucoides*; an zehn der elf Stationen stellte sie mehr als 20% der Gesamt-Biomasse. In fünf der elf untersuchten Stationen erreichte der Biomasseanteil dieser Art sogar  $\geq 90\%$ . Der Verdacht, dass die oben erwähnte Gegenläufigkeit der Biomasseanteile allein auf *Polysiphonia fucoides* zurückzuführen ist, erhärtet sich, wenn man die Alge aus der Betrachtung herausnimmt (Abb. 3C).



**Abb. 3** Algenbiomassen (g FM m<sup>-2</sup>) der Referenzarten (A), opportunistischen Arten (B) sowie opportunistischen Arten ohne *Polysiphonia fucoides* (C) entlang des Salinitätsgradienten der Küste Schleswig-Holsteins – Daten des Monitoringprogramms (FÜRHAUPTER et al. 2006). Die Legende in 3C ist auch für 3B gültig.



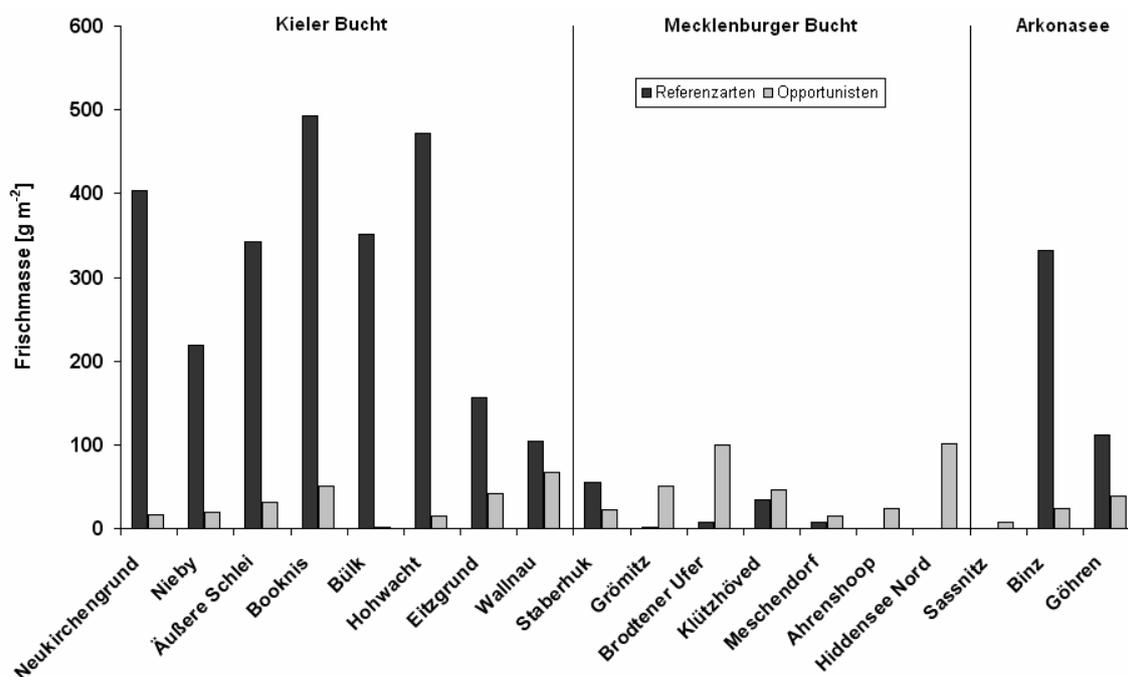
**Abb. 4** Algenbiomassen (g FM m<sup>-2</sup>) der Referenzarten (A), opportunistischen Arten (B) sowie opportunistischen Arten ohne *Polysiphonia fucoides* (C) entlang des Salinitätsgradienten der Küste Mecklenburg-Vorpommerns – Daten des Monitoringprogramms (FÜRHAUPTER et al. 2006). Die Legende in 4C ist auch für 4B gültig.

Ohne *P. fucooides* war innerhalb des West-Ost-Gradienten kein Trend hinsichtlich Biomasse der Opportunisten zu erkennen; der Maximalwert erreichte nun nur noch 30 g FM m<sup>-2</sup> an der Station Booknis (Abb. 3C). Die bestimmenden Arten (ohne *P. fucooides*) waren *Ceramium virgatum* und *P. elongata*.

In Mecklenburg-Vorpommern wurden das Vorkommen und die Abundanz (FM m<sup>-2</sup>) der Referenzarten sowie der Opportunisten an insgesamt 7 Stationen untersucht. Abb. 4 fasst die Ergebnisse im West-Ost-Gradienten zusammen. Eine Fortsetzung des oben behandelten geographischen Gradienten ist nicht erkennbar. Die Gesamt-Biomasse der Referenzarten war vor allem an den Stationen Binz und Göhren hoch. Hier wurden zwischen ca. 100 und 350 g FM m<sup>-2</sup> erreicht, die vor allem auf *Furcellaria lumbricalis* zurückzuführen waren (Abb. 4A). Die Referenzart *Coccotylus truncatus* spielte an den Stationen Klützhöved, Meschendorf, Sassnitz und Binz eine Rolle, repräsentierte jedoch nur eine Biomasse von < 7 g FM m<sup>-2</sup>.

Die Gesamt-Biomasse der opportunistischen Arten (Abb. 4B) lag im Allgemeinen unterhalb von 50 g FM m<sup>-2</sup>. Nur an der Station Hiddensee Nord wurden ca. 100 g FM m<sup>-2</sup> gefunden. Die generell bestimmenden Arten waren *Ceramium virgatum*, *C. tenuicorne*, *Pylaiella littoralis* und *Polysiphonia fucooides*. Die letztgenannte Art, die bei den Erfassungen in Schleswig-Holstein bestimmend für das Bild der Opportunisten war, scheint in Mecklenburg-Vorpommern keine dominierende Rolle zu spielen. Bei Betrachtung der Stationen ohne diese Art verändert sich das Bild kaum (Abb. 4C).

Beim regionalen Vergleich zwischen Schleswig-Holstein (Abb. 3) und Mecklenburg-Vorpommern (Abb. 4) fällt vor allem die unterschiedliche Anzahl an Referenzarten auf. Während in Schleswig-Holstein insgesamt 9 von 11 als Referenzarten ausgewiesene Arten vorkamen (maximal 8 Arten an einem Standort - Äußere Schlei), so waren in Mecklenburg-Vorpommern nur 4 Referenzarten überhaupt nachweisbar (maximal 3 Arten an einem Standort - Klützhöved). Auch die maximal vorgefundene Gesamt-Biomasse der Referenzarten unterschied sich mit 493 (Booknis) bzw. 331 g FM m<sup>-2</sup> (Binz) deutlich (Tab. 6). Auffällig war, dass die Referenzarten in der gesamten Mecklenburger Bucht (Grömitz bis Hiddensee Nord) und auch in Teilen der Arkonasee (Sassnitz) nur mit verschwindend geringen Biomassen (< 35 g FM m<sup>-2</sup>) auftraten. An allen Stationen in diesem Bereich dominierten opportunistische Algen mit relativ hohen Biomassen von bis zu 100 g FM m<sup>-2</sup> (Abb. 5, Tab. 6). Die Station Sassnitz, unmittelbar an einem der bedeutendsten Häfen der Region gelegen, muss hier jedoch gesondert betrachtet werden, zumal im Zeitraum der Beprobungen Ausbauarbeiten durchgeführt wurden. An den beiden übrigen Stationen der Ostküste Rügens (Binz, Göhren) wurde wieder ein positives Biomasseverhältnis zugunsten der Referenzarten beobachtet (Tab. 6).



**Abb. 5** Biomassen ( $\text{g FM m}^{-2}$ ) der Referenzarten und opportunistischen Arten entlang des Salinitätsgradienten der deutschen Ostseeküste – Daten des Monitoringprogramms (FÜRHAUPTER et al. 2006).

**Tab. 6** Biomasse ( $\text{g FM m}^{-2}$ ) der dominanten Referenzarten *Coccotylus truncatus* (*Coc tru*), *Delesseria sanguinea* (*Del san*) und *Furcellaria lumbricalis* (*Fur lum*), von *Fucus vesiculosus* (*Fuc ves*) und allen Referenzarten zusammen (Ref) sowie von *Polysiphonia fucooides* (*Pol fuc*) und allen opportunistischen Arten zusammen (Opp) an allen untersuchten Stationen in Schleswig-Holsteins sowie Mecklenburg-Vorpommerns. Die Spalte „Ref/Opp“ gibt das Verhältnis dieser beiden Gruppen zueinander an. Die Zahlen der Stationen geben die jeweilige Nummer in Abb. 1 an.

		<i>Coc tru</i>	<i>Del san</i>	<i>Fur lum</i>	<i>Fuc ves</i>	Ref	<i>Pol fuc</i>	Opp	Ref / Opp
1	Neukirchengrund	218,2	181,8	0,0	0,0	403,2	9,9	15,4	23,9
2	Nieby	164,2	52,2	0,0	0,0	218,6	17,3	18,6	11,5
3	Äußere Schlei	45,1	28,8	242,9	0,0	342,3	28,5	30,7	10,8
4	Booknis	326,4	130,2	0,0	0,0	493,1	21,1	49,9	9,7
5	Bülk	160,6	165,8	0,0	0,0	351,9	0,0	1,9	183,3
6	Hohwacht	278,1	107,5	78,7	<1	472,0	3,2	14,4	30,7
7	Eitzgrund	71,8	30,5	6,4	0,0	155,6	40,2	40,2	3,7
8	Wallnau	1,3	1,9	0,0	96,6	103,5	39,7	66,2	1,5
9	Staberhuk	2,2	39,7	<1	0,0	55,3	17,9	21,8	2,5
10	Grömitz	<1	1,0	<1	0,0	2,0	49,6	49,6	0,04
11	Brodteener Ufer	5,6	0,0	1,9	0,0	8,0	92,2	98,1	0,08
12	Klützhöved	<1	32,64	0,0	0,0	33,6	44,2	44,2	0,74
13	Meschendorf	6,7	0,0	0,0	0,0	6,7	1,9	15,0	0,43
14	Ahrenshoop	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	23,0	0,0
15	Hiddensee Nord	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	101,1	0,0
16	Sassnitz	<1	0,0	0,0	0,0	0,5	<1	6,7	0,07
17	Binz	<1	0,0	331,2	0,0	331,7	11,5	23,7	14,0
18	Göhren	0,0	0,0	111,0	0,0	111,0	14,1	38,7	2,9

## 4 Diskussion

### 4.1 Artenspektrum und Biomasseanteile entlang des Salinitätsgradienten der Ostsee

Die Literaturrecherche ergab, dass sowohl alle Referenzarten als auch die opportunistischen Arten entlang des ganzen Salinitätsgradienten der deutschen Ostseeküste angetroffen werden können. Dabei muss allerdings beachtet werden, dass NIELSEN et al. (1995) alle Funde einer bestimmten Region dem mittleren Salzgehalt des Oberflächenwassers dieser Regionen zuordneten. Die Salinität des Fundortes kann dementsprechend vor allem bei Arten die unterhalb der Halokline vorkommen bzw. in den inneren Bereichen von Küstengewässern angetroffen wurden stark von den Angaben abweichen. Das erklärt zum Beispiel das rezente Vorkommen von *Saccharina latissima* an der Ostküste Rügens; einer Region, deren Oberflächensalinität weit unter der physiologischen Grenze dieser Art liegt. Salinitäten unterhalb von 16 PSU verringern das Wachstum von *S. latissima* sehr stark, und unterhalb von 8 PSU kann *S. latissima* nicht mehr überleben (BARTSCH et al. 2007). Unterhalb der Halokline jedoch ist auch ein Überleben an der Ostküste Rügens möglich; hier befinden sich die rezenten Bestände.

Als eine wichtige Verbreitungsgrenze der Makroalgen im Oberflächenwasser der Ostsee wird die Darßer Schwelle angesehen (SCHUBERT & SCHORIES 2008). Durch die dort vorhandene Untiefe ist nur ein begrenzter Wasseraustausch möglich. So wurde hier an der Messstation O9 (Darßer Schwelle) zwischen 1990 und 2000 ein Median von 9 PSU mit einem minimalen Wert von 7,2 und maximalen Wert von 10,4 PSU gemessen (Daten des Monitoringprogramms der Länder). Östlich der Darßer Schwelle wurden entlang der deutschen Ostseeküste nur noch Salinitäten von 7,7 PSU im Median gemessen (Station O14 vor Usedom).

Die Auswertung der Erfassungen des Jahres 2006 weist allerdings eher darauf hin, dass die Meerenge zwischen Fehmarn und Lolland eine weitaus bedeutendere Verbreitungsgrenze darstellt als die Darßer Schwelle. Östlich von Fehmarn sind nur jeweils maximal 3 Referenzarten an den Untersuchungsstandorten nachweisbar, während in der Kieler Bucht 4 bis 8 Referenzarten an den Stationen vorgefunden wurden. Im Gegensatz zu den Referenzarten ist bei der Anzahl der vorgefundenen opportunistischen Algen zwar keine Verringerung der Artenzahl nachweisbar, dafür erfolgt jedoch eine Veränderung des Artenspektrums.

Sichtbar wurde auch, dass selbst bei den Arten, die jenseits dieser Grenze auftreten das Wachstum durch die Salinität stark beeinflusst wird. Eine erste umfassende Darstellung dieses Phänomens lieferte bereits HOFFMANN (1943); er untersuchte die physiologischen Mechanismen die zu einer Hemmung des Wachstums von Pflanzen mariner Herkunft im Brackwasser führen (s. a. GESSNER 1957). Die hier vorgestellten Ergebnisse, in denen an den Stationen der Kieler Bucht z. T. deutlich höhere Biomassen der Referenzarten vorgefunden wurden als in der Mecklenburger Bucht, decken sich vollständig mit den oben angeführten Angaben. Eine generelle Abnahme der Biomasse entlang des Salzgradienten kann aber nicht dokumentiert werden. So wurden an den Stationen der Arkonasee (Binz und Göhren) vergleichbare Biomassen der Referenzarten gemessen, wobei es sich hier ausschließlich um die Biomasse der Rotalge *Furcellaria lumbricalis* handelte. Aus den einmaligen Beobachtungen kann daher nicht geschlossen werden, dass sich das Biomasseverhältnis zwischen den Referenzarten (vorwiegend perennierend) und den opportunistischen Arten (vorwiegend annuell) aufgrund des veränderten

Salzgehaltes entlang der deutschen Ostseeküste variiert. Hier müssen weitere Faktoren wie Hartsubstratverfügbarkeit, Nährstoffverfügbarkeit, Exposition und Sedimentation in Betracht gezogen werden.

Die Biomasse der opportunistischen Arten zeigte im Gegensatz zu der Biomasse der Referenzarten relativ gleich bleibende Werte zwischen 2 und 100 g FM m<sup>-2</sup>. Die Veränderungen in den Biomasseverhältnissen zwischen diesen beiden Gruppen beruht daher größtenteils auf den veränderlichen Biomasseanteilen der Referenzarten. So wurden in der Mecklenburger Bucht zwar die höchsten Biomassen der opportunistischen Makroalgen insgesamt gemessen; dass das Verhältnis von Referenzarten zu Opportunisten hier jedoch zugunsten der Opportunisten ausfällt (58-100% der Gesamt-Biomasse), liegt an der geringen Biomasse der Referenzarten. In der Kieler Bucht nahmen die opportunistischen Algen dagegen nur maximal 40% der Gesamt-Biomasse ein.

## 4.2 Vergleich der Photosyntheseparameter

Durch die in der Literatur vorgefundenen Daten hinsichtlich der Lichtkompensations- und Lichtsättigungspunkte lassen sich keine generellen Unterschiede zwischen den Referenzarten und opportunistischen Arten erkennen. Somit lässt sich die Verschiebung des Artinventars zwischen diesen beiden Gruppen bei Eutrophierung nicht auf unterschiedliche Lichtansprüche zurückführen.

Die Analyse der Literaturdaten lässt eher Unterschiede zwischen morphologisch unterschiedlichen Arten (Tange, derbe und feine Rotblattalgen, fädige Algen) erkennen. Die Tange wiesen generell höhere Lichtsättigungspunkte auf. Nur PEHLKE et al. (2008) zeigten für *Fucus vesiculosus* (nach mehreren Monaten Inkubation im Freiland) niedrigere Werte von 45 µmol m<sup>-2</sup> s<sup>-1</sup>. Diese sind mit denen der feineren und vor allem auch tiefer wachsenden Rotalgen vergleichbar.

Die in Tab. 3-5 erfassten Angaben stammen zudem von Messungen bei unterschiedlichen Salzgehalten, in vielen Fällen sind keine Angaben zur Salinität verfügbar. Eine Salinitätsabhängigkeit des Lichtbedarfes von Algen ist bereits mehrfach beschrieben worden (z. B. SCHUBERT et al. 1993). Laboruntersuchungen zur Lichtaklimatisation bei unterschiedlichen Salinitäten wurden auch an *Fucus vesiculosus* durchgeführt (PEHLKE et al. 2008). Hier konnte ein signifikanter Einfluss der Salinität auf die Photosyntheseleistung der Pflanzen nachgewiesen werden, der den Trend der größeren Verbreitungstiefen mit abnehmender Salinität von TORN et al. (2006) untermauert. Allerdings existieren zu diesem Phänomen auch Erklärungsansätze, die auf biotische Interaktionen als Erklärung basieren (HAAHTELA 1981, BÄCK & RUUSKANEN 2000). Auch wenn also die grundlegende Annahme, dass die Tiefenuntergrenze von Algenvorkommen eng an die Lichtverfügbarkeit gekoppelt ist als voll gültig akzeptiert werden kann, ist Vorsicht geboten bei der Postulierung von Unterschieden hinsichtlich der Lichtbedürftigkeit von Opportunisten und perennierenden Arten. Einzig die Beschränkung der annualen Pflanzen auf die lichtreichen Sommermonate könnte hier als Erklärungsansatz dienen. Auf der anderen Seite ist in den Sommermonaten die Phytoplankton-verursachte Trübung ohnehin am Stärksten ausgeprägt. Um hier zu belastbaren Aussagen zu gelangen ist eine Bilanzierung des Gesamtenergiebudgets notwendig, die in dieser Form für Algen der Ostsee noch nicht vorgenommen wurde.

### 4.3 Bewertungsrelevanz der Referenzarten und Biomasseverhältnisse

Viele historische Untersuchungen wie z. B. REINKE (1889) basieren auf Dredgeproben, die nur grobe Angaben zur historischen Tiefenverteilung der Arten liefern. Weiterhin fehlen bei diesen Untersuchungen konkrete Angaben zur Salinität der Untersuchungsgebiete. Bereits SCHORIES et al. (2006) wies darauf hin, dass die oft zitierten historischen Untersuchungen zur Verbreitung der Makroalgen aus Jahren stammen, welche unmittelbar nach einen Salzwasserzustrom aus der Nordsee erfolgten. Somit liegt der Verdacht vor, dass die damit verbundenen höheren Salinitäten evtl. die Ausbreitung der Arten in Bereiche ermöglichten, die unter den rezenten Salinitätsbedingungen nicht besiedelt werden können. Für Arten wie *Saccharina latissima* ist eine Verbreitung oberhalb der Sprungschicht östlich von Rügen als unwahrscheinlich anzusehen. Dies ist ebenfalls für einen Großteil der Mecklenburger Bucht zu vermuten. Auch die in isländischen Fjorden (MUNDA 1978) beobachteten unteren Salinitätsgrenzen von 13-14 PSU (*Ceramium tenuicorne*, *Polysiphonia fucooides*, *P. stricta*) bzw. 17-19 PSU (*Ahnfeltia plicata*, *C. virgatum*, *Membranoptera alata*, *Rhodomela confervoides*) lassen vermuten, dass diese Arten - auch wenn sie laut NIELSEN et al. 1995 (und Quellenangaben darin) eine Verbreitung bis mindestens in die zentrale Ostsee haben - hier nur in größeren Tiefen mit salzhaltigerem Wasser vorkommen. Durch SCHORIES et al. (2006) wurde diese Abhängigkeit der Arten von der Salinität berücksichtigt und daher für die Wasserkörper B3a und B3b unterschiedliche Artenlisten erstellt. Im veränderten Bewertungsansatz von FÜRHAUPTER et al. (2006) wird zunächst keine Unterteilung mehr berücksichtigt, in einer späteren Anpassung dann aber eine Untergliederung westlich und östlich der Darßer Schwelle vorgeschlagen. Die Monitoringdaten verdeutlichen aber, dass die Meerenge bei Fehmarn ebenfalls bedeutungsvoll für die Ausbreitung der Arten ist.

Die Biomasse der opportunistischen Arten wird an vielen Stationen durch *Polysiphonia fucooides* bestimmt. So lag der Anteil dieser Art an der Gesamt-Biomasse der opportunistischen Algen oft über 90%. Berechnet man die Biomasse der Opportunisten ohne *P. fucooides*, so verändert sich das Biomasseverhältnis zwischen Referenzarten und Opportunisten derart, dass eine bessere Einstufung mehrerer Stationen die Folge ist. In dem derzeitigen Bewertungsansatz nimmt daher *P. fucooides* eine Schlüsselrolle ein. Als einzige perennierende Art der derzeit als Opportunisten definierten Arten nimmt *P. fucooides* ohnehin eine Sonderstellung ein. Diese Art wurde auch erst durch FÜRHAUPTER et al. (2006) ergänzend in die Liste der opportunistischen Algen aufgenommen. Nach dem Ansatz von SCHORIES et al. (2006) mit der Unterteilung in annuell und perennierend würde sie den „Referenzarten“ zugeordnet werden. Da *P. fucooides* entlang der gesamten deutschen Ostseeküste auch mit höheren Biomassen vorkommt sollte dieser Art auf jeden Fall mehr Aufmerksamkeit geschenkt werden und weitere Untersuchungen hinsichtlich ihrer Lebensansprüche erfolgen.

Der Biomasseanteil von *Furcellaria lumbricalis* wurde durch FÜRHAUPTER et al. (2006) als weiterer Bewertungsparameter vorgeschlagen. Dabei wurde sich sowohl auf das historische Vorkommen an der deutschen Ostseeküste als auch auf Untersuchungen aus dem baltischen Raum (KAUTSKY et al. 1999, MARTIN et al. 2003) berufen. In diesen Arbeiten wird die Tiefenausbreitung von *F. lumbricalis* als Bewertungskriterium vorgeschlagen. Dies ist auch dadurch bedingt, dass im östlichen Baltikum geringere Salinitäten vorherrschen und *F. lumbricalis* durch die allgemein geringere Artenzahl und Konkurrenz zu einer der dominanten Rotalgen wird. Angaben bezüglich der Biomasseverhältnisse gibt es in oben genannten

Arbeiten nicht. 2006 wurde diese Art an 8 Messstationen der deutschen Ostseeküste vorgefunden, wobei sie mit Frischmassen zwischen  $<1$  und  $331 \text{ g m}^{-2}$  auftrat und damit einen hohen Anteil an der Algenbiomasse ausmachte. Dies war besonders deutlich an den Stationen Binz und Göhren zu sehen, wo *F. lumbricalis* als einzige Referenzart mit hoher Biomasse anzutreffen war. Insbesondere in der Kieler Bucht, in der bis zu 8 Referenzarten an einer Station vorgefunden wurden, ist - auch aufgrund der vorhandenen Hartsubstratarmut an der deutschen Ostseeküste - eine ausgeprägte Raumkonkurrenz zu erwarten. Östlich von Rügen ist *F. lumbricalis* unter den Referenzarten dagegen konkurrenzlos und kann hier größere Biomassen erreichen. Damit führen diese Bestände zu einer Aufwertung des ökologischen Zustandes durch den Parameter „Biomasse *F. lumbricalis*“.

Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass gegenwärtig belastbare Indikatoren für die Bewertung der Küstengewässer schwer ableitbar sind. Aufgrund der unvollständigen historischen Angaben in Verbindung mit der starken Variabilität der Salinität entlang der deutschen Ostseeküste ist es schwer, Referenzzustände zu beschreiben. Die Tiefenverbreitung von *Zostera marina* und *Fucus vesiculosus* (SCHORIES et al. 2008) stellt dabei derzeit noch die belastbarste Bewertungsgrundlage dar. Allerdings ist eine ausreichende Bewertung anhand von *F. vesiculosus* aufgrund des Hartsubstratmangels an der deutschen Ostseeküste nicht für alle Gebiete möglich. Die Tiefenverbreitung der beiden genannten Arten stellt derzeit aber auch das einzige vergleichbare Kriterium für den gesamten Ostseeraum dar, weil beide Arten im gesamten Ostseeraum anzutreffen sind. Die Tiefenausbreitung der Vegetation bzw. einzelner Arten als einziges Kriterium der Bewertung erfüllt jedoch nicht die Vorgaben der EU-WRRL für eine ökologische Bewertung. Darum ist es erforderlich, weitere Parameter der Zusammensetzung und Abundanz in die Bewertung zu integrieren. Die Diskussion über das Vorkommen von Referenzarten und opportunistischen Arten sowie deren Biomasseanteilen zeigt deutlich, dass diese Parameter hinsichtlich ihrer „Belastbarkeit“ noch vorsichtig zu betrachten sind. So können die einzelnen Parameter teilweise zu sehr konträren Aussagen in der Bewertung führen. Darum wurden diese Parameter in einem ersten Bewertungsverfahren nur als so genannte Begleitparameter vorgeschlagen (SCHORIES et al. 2006). Eine stärkere Integration dieser Parameter in ein Bewertungsverfahren ist wünschenswert, zumal bisher im Ostseeraum keine vergleichbaren Bewertungsansätze existieren. Dies sollte aber auch mit der entsprechenden Sorgfalt erfolgen. Dazu sollte zunächst eine entsprechende kontinuierliche Beprobung und Datenerhebung über mehrere Jahre erfolgen, um die jetzt festgelegten Klassengrenzen zu evaluieren. Auch sollte die jetzige Einteilung bzw. Zuordnung der Arten als Referenzarten weiterhin kritisch hinterfragt und neue Erkenntnisse unverzüglich berücksichtigt werden.

## Danksagung

Die Arbeiten wurden im Rahmen des durch das BMBF geförderte Forschungsvorhaben „Erarbeitung eines ökologischen Gesamtansatzes für die Bewertung der Küstengewässer an der deutschen Ostseeküste entsprechend der Vorgaben der EU-WRRL“ (FKZ: 0330678) durchgeführt. Die Autoren danken Dr. Rolf Karez und Mario von Weber für die Bereitstellung der Messdaten des Makrophytenmonitorings 2006.

## Literatur

- Bäck, S. & A. Ruuskanen, 2000. Distribution and maximum growth depth of *Fucus vesiculosus* along the Gulf of Finland. *Marine Biology* 136: 303-307.
- Bartsch, I., C. Wiencke, K. Bischof, C. M. Buchholz, B. H. Buck, A. Eggert, P. Feuerpfel, D. Hanelt, S. Jacobsen, R. Karez, U. Karsten, M. Molis, M. Y. Roleda, H. Schubert, R. Schumann, K. Valentin, F. Weinberger & J. Wiese, 2008. The genus *Laminaria* sensu lato: recent insights and developments. *European Journal of Phycology* 43:1-86.
- Binzer, T. & A. L. Middelboe, 2005. From thallus to communities: scale effects and photosynthetic performance in macroalgae communities. *Marine Ecology Progress Series* 287: 65-75.
- Daßler, M., 1992. Vergleichende Untersuchungen zur Photosyntheseleistung und Nährstoffaufnahme bestandsbildender Makroalgen der westlichen Ostsee unter *in situ*-Bedingungen. Diplomarbeit Christian-Albrechts-Universität Kiel. 41 pp.
- Fürhaupter, K., H. Wilken, T. Berg & T. Meyer, 2006. Praxistest zum Makrophytenmonitoring in Schleswig-Holstein 2006. Bericht für das Landesamt für Natur und Umwelt Schleswig-Holstein, 199 pp.
- Gessner, F., 1957. Meer und Strand. 2. Aufl. VEB Deutscher Verlag der Wissenschaften, Berlin. 426 pp.
- Haahtela, I., 1981. Probable reasons for the decline of the bladder wrack *Fucus vesiculosus* L. in SW Finland. *Reports from the Department of Biology, University of Turku* 2: 18-21.
- Haglund, K., L. Axelsson & M. Pedersén, 1987. Photosynthesis and respiration in the alga *Ahnfeltia plicata* in a flow-through system. *Marine Biology* 96: 409-412.
- Hoffmann, C., 1943. Der Salzgehalt des Seewassers als Lebensfaktor mariner Pflanzen. *Kieler Blätter* H3: 160-176.
- Hoffmann, C., 1952. Über das Vorkommen und die Menge industriell verwertbarer Algen an der Ostseeküste Schleswig-Holsteins. *Kieler Meeresforschung* 9: 5-14.
- Ihnken, S., 2003. Photoacclimation in the red alga *Furcellaria lumbricalis* (Hudson) Lamouroux. Diplomarbeit, Universität Rostock, 77 pp.
- Johansson, G. & P. Snoeijs, 2002. Macroalgal photosynthetic responses to light in relation to thallus morphology and depth zonation. *Marine Ecology Progress Series* 244: 63-72.
- Kautsky, H., G. Martin, A. Mäkinen, M. Borgiel, P. Vahteri & J. Rissanen, 1999. Structure of phytobenthic and associated animal communities in the Gulf of Riga. *Hydrobiologia* 393: 191-200.
- King, R. J. & W. Schramm, 1976a. Determination of photosynthetic rates for the marine algae *Fucus vesiculosus* and *Laminaria digitata*. *Marine Biology* 37: 209-213.
- King, R. J. & W. Schramm, 1976b. Photosynthetic rates of benthic marine algae in relation to light intensity and seasonal variations. *Marine Biology* 37: 215-222.
- Køie, M. & A. Kristiansen, 2001. Der große Kosmos-Strandführer. Tiere und Pflanzen in Nord- und Ostsee. Franckh-Kosmos Verlags-GmbH & Co., Stuttgart. 350 pp.
- Leukart, P. & K. Lüning, 1994. Minimum spectral light requirements and maximum light levels for long-term germling growth of several red algae from different water depths and a green alga. *European Journal of Phycology* 29: 103-112.
- Martin, G., K. Torna, J. Kotta & H. Orav-Kotta, 2003. Estonian marine phytobenthos monitoring programme: preliminary results and future perspectives. *Proceedings of the Estonian Academy of Sciences / Biology, Ecology* 52: 112-124.
- Munda, I. M., 1978. Salinity dependent distribution of benthic algae in estuarine areas of Icelandic fjords. *Botanica Marina* 21: 451-468.
- Nielsen, R., A. Kristiansen, L. Mathieson & H. Mathieson, 1995. Distributional index of benthic macroalgae of the Baltic Sea area. *Acta Botanica Fennica* 155: 1-51.
- Nygård, C. A. & N. G. A. Ekelund, 2006. Photosynthesis and UV-B tolerance of the marine alga *Fucus vesiculosus* at different sea water salinities. *Journal of Applied Phycology* 18: 461-467.
- Orfanidis, S., P. Panayotidis & N. Stamatis, 2003. An insight to the ecological evaluation index (EEI). *Ecological Indicators* 2: 45-65.
- Pehlke, C., U. Selig, & H. Schubert, 2008. Verbreitung und Ökophysiologie von *Fucus*-Beständen der Mecklenburger Bucht (südliche Ostseeküste). *Rostocker Meeresbiologische Beiträge* 20: 123-142.

- Reinke, J., 1889. Algenflora der westlichen Ostsee deutschen Antheils. Eine systematisch-pflanzengeographische Studie. Schmidt & Klaunig, Kiel. 101 pp.
- Rohde, S., C. Hiebenthal, M. Wahl, R. Karez & K. Bischof, 2008. Decreased depth distribution of *Fucus vesiculosus* (Phaeophyceae) in the Western Baltic: effects of light deficiency and epibionts on growth and photosynthesis. *European Journal of Phycology* 43: 143-150.
- Schories, D., U. Selig & H. Schubert, 2006. Testung des Klassifizierungsansatzes Mecklenburg-Vorpommern (innere Küstengewässer) unter den Bedingungen Schleswig-Holsteins und Ausdehnung des Ansatzes auf die Außenküste. Bericht zum LAWA Forschungsvorhabens: „Küstengewässer-Klassifizierung deutsche Ostsee nach EU-WRRL“, Teil A. 100 pp.
- Schories, D., C. Pehlke & U. Selig, 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. & D. Schories, 2008. Chapter 17: Macrophytobenthos. In Feistel, R., G. Nausch & N. Wasmund (eds), *State and Evolution of the Baltic Sea, 1952-2005. A detailed 50-Year survey of meteorology and climate, physics, chemistry, biology, and marine environment*. John Wiley & Sons. Inc.
- Schubert, H., S. Fulda & M. Hagemann, 1993. Effects of adaptation to different salt concentrations on photosynthesis and pigmentation of the cyanobacterium *Synechocystis* sp. PCC 6803. *Journal of Plant Physiology* 142: 291-295.
- Schwenke, H., 1969. Meeresbotanische Untersuchungen in der westlichen Ostsee als Beitrag zu einer marinen Vegetationskunde. *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie* 54: 35-94.
- Selig, U., D. Schories, C. Pehlke & H. Schubert, 2008. Bewertungsverfahren für die biologische Qualitätskomponente „Makroalgen und Angiospermen“ an der deutschen Ostseeküste. *Rostocker Meeresbiologische Beiträge* 20: 25-44.
- Steneck, R. S. & M. N. Dethier, 1994. A functional group approach to the structure of algal-dominated communities. *Oikos* 69: 476-498.
- Torn, K., D. Krause-Jensen & G. Martin, 2006. Present and past depth distribution of bladderwrack (*Fucus vesiculosus*) in the Baltic Sea. *Aquatic Botany* 84: 53-62.