

Hendrik SCHUBERT<sup>1)</sup>; Rodney Malcolm FORSTER<sup>1)</sup>; Arne SCHOOR<sup>1)</sup>;  
Klaus OCKENFELD<sup>2)</sup>

<sup>1)</sup> Universität Rostock, Fachbereich Ökologie

<sup>2)</sup> Institute of freshwater ecology and fisheries Berlin

## Horizontale und vertikale Chlorophyllverteilung des Bodstedter Boddens

*Herrn Prof. Dr. E.A. Arndt anlässlich seines 70. Geburtstages gewidmet*

### Abstract

We have investigated the spatial distributions of chlorophyll-content and optical properties of the Bodstedter Bodden with high resolution using an *in-situ* fluorometer. We found no clear evidence for vertical inhomogeneities caused by phototaxis, but small differences between the individual subareas of the Bodden were detected. The results are discussed with respect to the properties and restrictions of the fluorometer used.

### Einleitung

Die Entnahme von Proben für Gewässeruntersuchungen erfolgt in der Regel nur an ausgewählten Punkten. Die Festlegung von Lage und Anzahl dieser Punkte ist zumeist ein Kompromiß von Erreichbarkeit der Entnahmepunkte und Bewältigung der Probenanzahl sowie von statistischen Notwendigkeiten, welche abgeleitet worden sind, um eine repräsentative Aussage zu erlangen. Vor allem bei ausgedehnten Gewässern bzw. Gewässern mit komplizierter Morphologie ergeben sich hier häufig Probleme, da mögliche Inhomogenitäten in vertikaler bzw. horizontaler Richtung nur ungenügend erfaßt werden können (GIBSON & BRADLEY 1997). Somit werden z. B. windinduzierte Verdriftungen oder Veränderungen der vertikalen Durchmischungsverhältnisse von Wasserkörpern (WEBSTER & HUTCHINSON 1994) von Sukzessionsphänomenen (WASMUND & SCHIEWER 1994) nicht getrennt.

In der vorliegenden Arbeit wurde daher der Versuch unternommen, die räumliche Verteilung einiger für die Bestimmung der Primärproduktionsleistung wichtiger Parameter in einem abgrenzbaren Teilgebiet mit hoher Auflösung zu untersuchen. Die Messungen im Gebiet der intensiv untersuchten Darß-Zingster Boddenkette sollten eine Abschätzung der eventuell zu erwartenden Inhomogenitäten ermöglichen. Hieraus sollte eine nähere Charakterisierung der Aussagefähigkeit von Ergebnissen des in der Routine durchgeführten Monitoringprogramms möglich werden.

Besonderes Augenmerk wurde auf die Erfassung von Vertikalprofilen des Chlorophyllgehaltes gelegt, da hier in der Literatur widersprüchliche Angaben existieren. PIAZENA & HÄDER (1994) berichten von einem Tiefenmaximum des Phytoplanktons im Bereich des Grabow, das sie als negativ phototaktisches Verhalten im Sinne eines UV-Schutzes interpretieren. Dagegen existiert eine Reihe von Arbeiten über die Abhängigkeit der Vertikaldurchmischung von der Windgeschwindigkeit (HUTCHINSON & WEBSTER 1994, SMITH 1992). Diese Arbeiten belegen, daß die von PIAZENA & HÄDER (1994) beschriebenen Situationen in der DZBK nur im Ausnahmefall lang anhaltender Windstille auftreten können (SCHUBERT 1996).

Da die Bearbeitung einer Probenanzahl, welche die Erfassung der räumlichen Verteilung des Chlorophyllgehaltes eines ausgedehnten Gewässers erlaubt, mit Hilfe klassischer Methoden äußerst langwierig wäre, wurde diese Untersuchung mit Hilfe von *in-situ* Fluoreszenzsonden durchgeführt. Diese Sonden werden bereits seit einigen Jahren verstärkt eingesetzt. Sie sollen durch Messung der aktiv angeregten Chlorophyllfluoreszenz in der Lage sein, zumindest den Chlorophyllgehalt und die Trübung zu messen.

Da die theoretischen Grundlagen für die Ableitung dieser Größen aus dem angewandten Meßprinzip nicht vollständig gesichert erschienen, wurde diese Untersuchung auch zur Überprüfung der Aussagekraft von Werten, die mit Hilfe dieser Sonden erzielt werden, genutzt.

Der Bodstedter Bodden wurde als Untersuchungsgebiet gewählt, da er trotz relativ geringer Oberfläche (24,1km<sup>2</sup>) eine deutliche Gliederung hinsichtlich seiner Morphologie aufweist. So entfallen 3,11km<sup>2</sup> auf einen weitgehend abgeschlossenen Bereich mittlerer Tiefe (Wiek), weitere 2,45 km<sup>2</sup> auf einen ebenfalls abgeschlossenen extremen Flachwasserbereich (Redensee) und 3,22 km<sup>2</sup> auf einen zum Hauptteil des Boddens weit geöffneten Flachwasserbereich (Schmidtbüten-Bucht). Diese Bereiche stellen insgesamt 25% des Gesamtvolumens dar. Sollten sich in diesen Gebieten tatsächlich abweichende Verhältnisse hinsichtlich der Phytoplanktonverteilung ergeben, so wären unter Umständen bei Messungen im zentralen Wasserkörper gravierende Fehlbestimmungen der integrierten Produktionsleistung bzw. Planktonbiomasse die Folge.

## **Material und Methoden**

### **Probenahme**

Die Beprobung erfolgte am 10.06.1997 im Zeitraum von 10.00 bis 20.30 Uhr MESZ.

In allen Fällen wurde mit der Aufnahme der Fluoreszenz-Tiefenprofile begonnen, um mögliche Schichtungen des Wasserkörpers nicht zu zerstören. Anschließend erfolgten die Lichtmessungen und Probenahmen mittels Ruettnerschöpfer für die Chlorophyll-, Absorptions- und Fluoreszenzanalysen. Die Entnahmetiefe betrug dabei 1,2 m an allen Stationen mit mindestens 1,5 m Wassertiefe. In allen übrigen Fällen wurden die Proben in der halben Höhe der Wassersäule entnommen. Die Positionsbestimmung erfolgte mittels des „global positioning system“ (GPS). Im Pro-

benahmezeitraum wurde Wind aus WNW mit einer Geschwindigkeit von  $4\text{ m s}^{-1}$ , in Böen auffrischend bis  $6\text{ m s}^{-1}$ , an den Probenahmestandorten registriert. Die Probenahme selbst begann nach Auflösung eines Stratocirrus-Feldes gegen ca. 9.00 Uhr. Während des Probenahmezeitraumes herrschten meist 0/8 Bedeckung, lediglich 3 Wolkenfelder zogen während des Gesamtzeitraums über das Untersuchungsgebiet (1/8 - 2/8, Cumulus, 11.40, 17.00, 18.20 Uhr). Der Spitzenwert der Photonenflußdichte wurde gegen 13.00 Uhr mit  $1900\text{ }\mu\text{mol Photonen m}^{-2}\text{ s}^{-1}$  registriert. Während des gesamten Tages herrschte Ausstromsituation.

## **Chlorophyll a**

Die Bestimmung des Chlorophyll a-Gehaltes der Wasserproben erfolgte nach Filtration auf GF92-Filter (Schleicher & Schuell, Dassel) und nachfolgender Extraktion in 5 ml N,N-Dimethylformamid. Für die Berechnung der Konzentrationen wurden die Extinktionskoeffizienten und Gleichungen von Suzuki & Ishimaru (1990) verwandt.

### *in-situ* Fluoreszenzsonden

Zum Einsatz kam eine „Backscat“-Sonde (Dr. Haardt, Kiel), die zur Vermeidung von Grundeffekten in einer horizontalen Aufhängung in 10cm-Schritten abgesenkt wurde. Je Tiefenstufe wurden 5 Einzelwerte gemessen. Die Messung der Profile erfolgte abteigend.

### Lichtmessungen

Für die Unterwasserlichtmessungen an den Tiefwasserstationen kamen ein Spektroradiometer (SR9910, MACAM, Scotland) zum Einsatz. Ein PAR-Meter (LI-193SA, LICOR Inc., USA) wurde an den Flachwasserstationen benutzt. Um eine direkte Vergleichbarkeit der ermittelten Werte zu erreichen, erfolgte die Berechnung der PAR-Attenuationskoeffizienten im Fall der MACAM-scans nach Summierung der spektralen Quantenflußdichten im Bereich von 400-700 nm je Tiefenstufe.

### Absorptionsmessungen

Die Absorptionsmessungen wurden mit Hilfe eines Lambda2 - Spektrophotometers (Perkin-Elmer, Überlingen) unter Verwendung des Standardprobenhalters durchgeführt. Dadurch repräsentieren die Werte der Extinktion bei 750 nm ( $E_{750}$ ) der Abbildung 6 keine reinen Absorptionswerte, sondern sind, in gleicher Weise wie das Trübungssignal der Haardt-Sonde, eine Summe aus Absorption und Streuung (hier allerdings Vorwärtsstreuung).

## Ergebnisse

Aus Abbildung 1 geht die Lage der Probenahmepunkte im Bodstedter Bodden hervor.

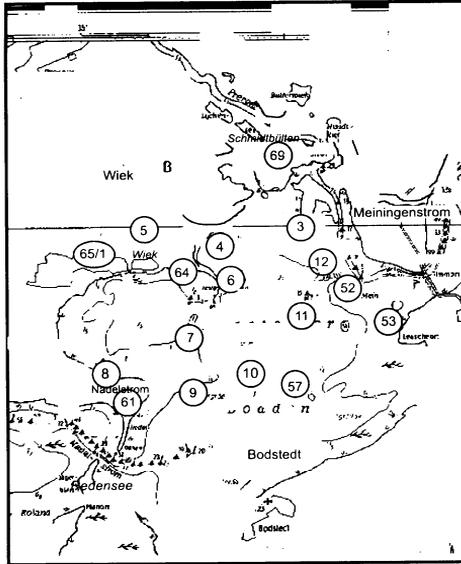


Abb. 1 Karte des Untersuchungsgebietes

In dieser Abbildung sind nur jene Punkte enthalten, auf die auch im Folgenden eingegangen werden wird. Insgesamt wurden an 37 Punkten innerhalb eines Zeitraumes von 9 Stunden Proben entnommen. Dabei wurde versucht, möglichst alle Gebiete des Boddens gleichmäßig zu erfassen. Wie aus der Abbildung 1 ebenfalls ersichtlich, gelang dies im Fall des Redensees nicht, da die am Probenahmetag hier angetroffene Wassertiefe von < 30cm keinerlei Aufnahme von Attenuationsspektren bzw. Fluoreszenzprofilen erlaubte.

Tabelle 1 faßt die Ergebnisse der Lichtmessungen und Chlorophyllbestimmungen für die wesentlichen Probenahmepunkte zusammen.

**Tabelle 1** Ergebnisse von Lichtmessung und Chlorophyllbestimmung  
 Einheiten: Tiefe [m], Kpar [ $m^{-1}$ ], 1% PAR [m], Chl a [ $\mu g l^{-1}$ ]

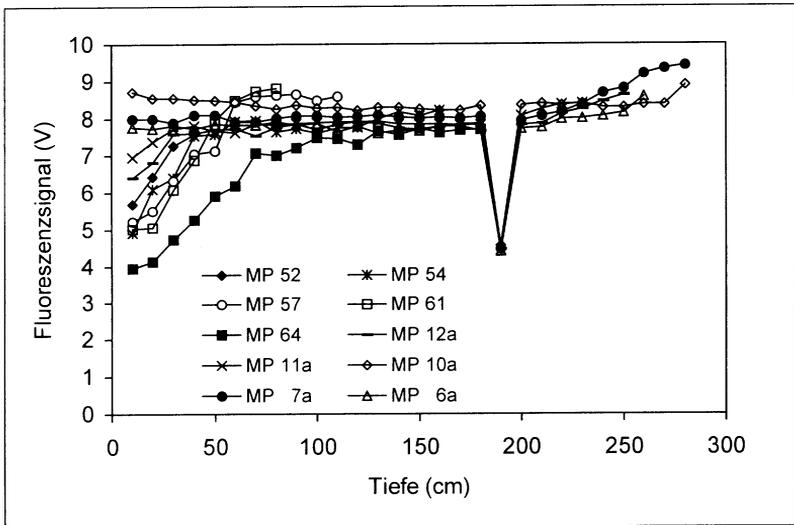
Station	Uhrzeit	Tiefe	Kpar	r	F	n	1% PAR	Chl a	SD
3	11.00	2.2	<b>-2.29</b>	1.00	3169	6	<b>2.01</b>	<b>63.90</b>	20.11
5	20.25	2.2	<b>-2.14</b>	0.99	380	6	<b>2.15</b>	<b>60.40</b>	7.35
7	19.35	2.8	<b>-1.69</b>	0.98	80	6	<b>2.72</b>	<b>59.50</b>	6.57
9	19.15	2.9	<b>-2.83</b>	1.00	793	6	<b>1.63</b>	<b>72.24</b>	13.67
11	18.31	2.3	<b>-2.42</b>	0.99	131	6	<b>1.90</b>	<b>74.25</b>	9.35
12	17.53	2.5	<b>-2.27</b>	0.98	108	6	<b>2.03</b>	<b>71.29</b>	4.20
52	10.02	0.6	<b>-2.38</b>	0.99	116	4	<b>1.93</b>	<b>64.42</b>	9.24
53	10.20	1.7	<b>-2.76</b>	1.00	5400	10	<b>1.67</b>	<b>57.42</b>	13.64
57	11.34	1.3	<b>-2.99</b>	1.00	1439	8	<b>1.54</b>	<b>78.02</b>	7.25
61	12.55	1.5	<b>-3.16</b>	1.00	5514	9	<b>1.46</b>	<b>70.65</b>	12.71
64	13.49	1.4	<b>-2.83</b>	0.99	758	8	<b>1.63</b>	<b>57.31</b>	12.77
65/1	14.37	1.8	<b>-2.51</b>	1.00	8651	10	<b>1.83</b>	<b>65.76</b>	2.00
69	15.56	1.5	<b>-2.64</b>	0.99	1312	9	<b>1.74</b>	<b>51.80</b>	8.24
4								<b>56.80</b>	6.20
8								<b>89.70</b>	11.80
10								<b>85.90</b>	2.00

Ein erstes interessantes Ergebnis bestand darin, daß die 1% PAR-Tiefe, die allgemein als Tiefengrenze der Primärproduktion angesehen wird, sich nur im Fall der „Tiefwasserstationen“ im Bereich der Fahrrinne oberhalb des Gewässergrundes befindet. Somit können - zumindest potentiell - in großen Bereichen des Bodstedter Boddens Primärproduktionsprozesse im Bereich der Sedimentauflage ablaufen.

Die Attenuationswerte selbst weisen große Differenzen auf, die sich nicht allein aus der Wassertiefe am Probenahmestandort erklären lassen.

Die Varianz der Einzelbestimmungen des Chlorophyllgehaltes war, verglichen mit der Varianz zwischen den einzelnen Proben, bei der angewandten Methode sehr hoch. So konnten mittels einfacher Varianzanalyse keine signifikanten Unterschiede zwischen den einzelnen Proben nachgewiesen werden ( $F_{12/26} = 1,553$ ).

Abbildung 2 enthält eine Auswahl von Fluoreszenz-Tiefenprofilen. Die Auswahl wurde nach dem Aspekt der Übersichtlichkeit getroffen. Die beiden „Extremfälle“ (MP64 und MP10a) sind enthalten, eine Reihe von „durchschnittlichen“ Profilen wurde jedoch ausgesondert.



**Abb. 2** Tiefenprofile der *in-situ* Fluoreszenz

Tatsächlich ist in einigen Fällen ein leichter Anstieg des Signals in Nähe des Grundes feststellbar (MP7a, MP6a, MP12a). Dieser Anstieg ist jedoch nur im Falle der Tiefwasserstationen gegeben und erfolgt zudem unterhalb der 1%-PAR-Tiefe, wo nahezu vollständige Dunkelheit herrscht. Die 1% UV-A-Tiefen betragen zwischen 0,35 (Station 3) und 0,48m (Station 5). Für UV-B konnte aufgrund der extrem niedrigen Eindringtiefen keine Bestimmung erfolgen, da bereits in 20 cm Tiefe keine Registrierung mehr erfolgte. Eine Korrelation dieses „Tiefenmaximums“ und einer Ausweichreaktion des Phytoplanktons erscheint daher eher zweifelhaft. Sind die Werte der Fluoreszenzsonde exakt, so muß hier wohl eher von einer Chlorophyll-Akkumulation infolge von Sedimentationsprozessen ausgegangen werden, welche gleichzeitig die Beschränkung dieses Phänomens auf Bereiche mit großen Wassertiefen erklären würde.

Für den auffallenden Einbruch des Signals bei 190 cm, der bei allen Profilen (Ausnahme MP56, erster Meßpunkt der diese Tiefe erreichte) auftrat, gibt es bislang keine schlüssige Erklärung. Das Auftreten einer homogen über den Bodden verteilten Schicht von 10cm Dicke mit nahezu halbiertes Chlorophyllkonzentration ist in jedem Fall auszuschließen. Eine derartige Schicht sollte, so sie aufgrund physikochemischer Eigenschaften entstand, bei den angetroffenen Windbedingungen im NW-Teil höher als im SO-Teil liegen. Sollten physiologische Hintergründe eine Rolle spielen, ist nicht mit einer derartigen Schärfe der Abgrenzung zu rechnen. Weiterhin würde bei den angetroffenen Inhomogenitäten im abiotischen Parameterkomplex gleichzeitig auch eine Varianz hinsichtlich der Tiefenlage zu erwarten sein. Am ehesten handelt es sich hier wohl um einen gerätespezifischen Meßfehler. Die Datenübertragung zur Oberfläche erfolgt analog, außerdem wird der Anschluß an die Son-

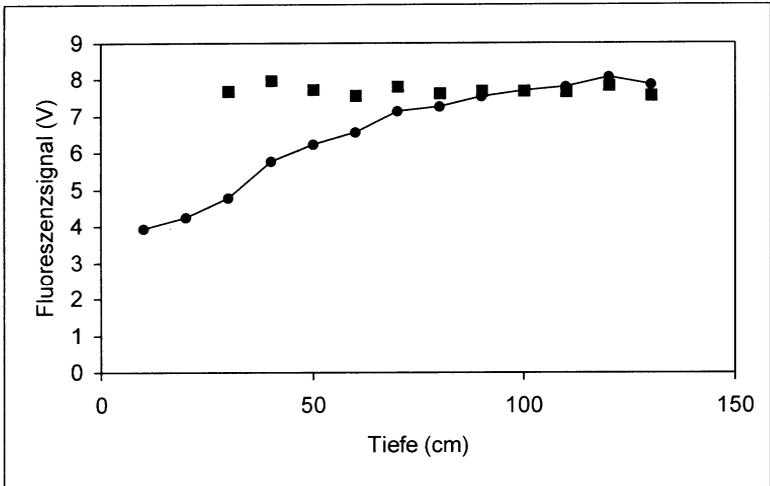
de über Steckkontakte vorgenommen. Bei einer solchen technischen Auslegung ergibt sich eine ganze Reihe von möglichen Störquellen.

Es fällt auf, daß viele Profile ein mehr oder weniger ausgeprägtes „Chlorophyllminimum“ im Oberflächenbereich andeuten. Obwohl derartige Oberflächenminima sehr gut mit einer ganzen Anzahl von Arbeiten (z. B. GUO & DUNSTAN 1995, DREXLER & BALLSCHMITER 1994), die vor allem im ozeanischen Bereich und mit anderer Methodik durchgeführt wurden, in Übereinstimmung zu bringen sind, soll in diesem Fall eine kritische Betrachtung dieses Ergebnisses erfolgen.

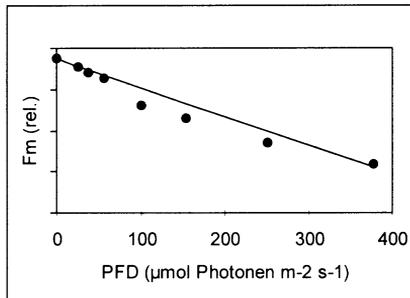
Die *in-situ* Fluoreszenzausbeute von Chlorophyll a, die im Fall der Haardt-Sonde die Grundlage für das Meßsignal liefert, stellt nämlich bei weitem keine Konstante dar. Neben artspezifischen Variationen, die vorrangig vom Pigmentationsmuster abhängen, aber auch den Elektronentransport grundlegend betreffen können (MI et al. 1995), variiert die Fluoreszenzausbeute auch in Abhängigkeit vom Adaptationszustand der Organismen (VINCENT 1979, CAMPBELL 1996). Der Zeitbereich, innerhalb dessen eine Adaptation erfolgt, variiert von Tagen bis hin zu Millisekunden (Fluoreszenzinduktion, KAUTSKY & FRANCK 1943) (HARRIS 1980, VINCENT et al. 1984). Nun kann bei der Spezifikation der Haardt-Sonde zwar davon ausgegangen werden, daß in jedem Fall eine Schließung der Reaktionszentren erreicht wird. Damit läuft die Fluoreszenzinduktion während der Messung vollständig ab, und unter den jeweiligen Bedingungen ist die maximale Fluoreszenzausbeute meßbar. Im Oberflächenbereich muß jedoch mit einer Adaptation des Phytoplanktons an das vorhandene Unterwasserlichtklima gerechnet werden.

Eine Anpassung von Phytoplanktonorganismen an steigende Lichtgaben führt dazu, daß die Fluoreszenzausbeute zugunsten nichtphotochemischer Abregungsprozesse („Nichtphotochemisches Quenching“, NPQ) sinkt (KRAUSE et al. 1982). In unserem Fall kommt noch eine Variabilität durch photosynthetische Prozesse hinzu, da bei dem verwendeten Meßprinzip keine Trennung zwischen photochemischem Quenching (pQ) und NPQ erfolgt. Am Meßtag lag nahezu wolkenloser Himmel vor. Somit könnte der Verlauf der Tiefenprofile nahe der Oberfläche durchaus auf Veränderungen in der Fluoreszenzausbeute zurückzuführen sein.

Ein entsprechender Hinweis ergibt sich aus dem Vergleich der Tiefenprofile mit Werten der Tabelle 1. In allen Fällen läßt sich der Verlauf der Profile im Oberflächenbereich aus dem Sonnenstand (bzw. aus der Tageszeit, an der die Messung erfolgte) vorhersagen. Die zu Zeiten starker Einstrahlung gemessenen Kurven weisen den stärksten Abfall der Fluoreszenzausbeute auf, hingegen ist in den kurz vor Sonnenuntergang gemessenen Profilen keine Oberflächendepression erkennbar. Das ist allerdings noch mit beiden genannten Hypothesen vereinbar. Um zu einer Klärung zu gelangen, wurde die Veränderung der Fluoreszenzausbeute einer Freilandprobe im Labor experimentell bestimmt. Die so erhaltenen Werte dienen dem Versuch einer Korrektur der Tiefenprofile (Abb.3).



Symbole: ●- unkorrigierte Meßwerte, □ auf Lichtabhängigkeit der Fluoreszenzausbeute korrigierte Meßwerte



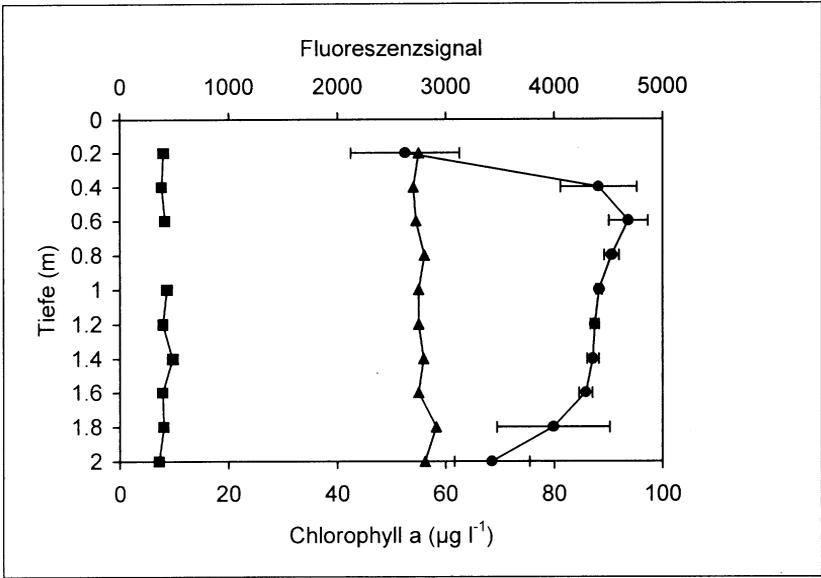
**Abb. 3** Korrektur des *in-situ* Fluoreszenztiefenprofils der Station 69  
 Insert: Lichtabhängigkeit der Fluoreszenzausbeute einer Freiwasserprobe des Bodstedter Boddens

Die eingefügte Grafik in Abb.3 zeigt die aus der Labormessung erhaltene Abhängigkeit des Parameters  $F_m'$  von der Umgebungsphotonenflußdichte nach jeweils 5 Minuten andauernder Inkubation sowie die daraus in erster Näherung abgeleitete Regressionsgerade zur Korrektur der Freilandprofile. Aus dieser Abbildung werden auch die Grenzen der hier verwandten Methode ersichtlich. Da uns nur Lichtquellen mit einer Photonendichte (PFD) bis zu  $400 \mu\text{mol Photonen m}^{-2} \text{s}^{-1}$  zur Verfügung standen, waren wir nicht in der Lage, den gesamten im Freiland angetroffenen Bereich der PFD abzudecken. Zudem ist die Annahme einer linearen Regression

strenggenommen unzulässig. Selbst in dem von uns meßbaren engen Ausschnitt deutet sich der typische sigmoidale Verlauf der Abhängigkeit von  $F_m'$  und PFD an. Auf die kompliziertere Berechnung dieses Verhaltens verzichteten wir jedoch, da der Anwendungsbereich in unserem Fall von vornherein eingeschränkt war. Eine Extrapolation mit den vorliegenden Daten war nicht zu verantworten.

Die Hauptgrafik in Abb.3 zeigt nun das Ergebnis einer Korrektur entsprechend den während der Messung an den einzelnen Tiefenpunkten vorliegenden Lichtintensitäten am Beispiel des MP69. Wie bereits ausgeführt, konnte die Korrektur nur für alle Punkte unterhalb einer PFD von  $400 \mu\text{mol Photonen m}^{-2} \text{s}^{-1}$ , in diesem Fall ab 30cm Tiefe, erfolgen. In diesen Fällen führt die Korrektur allerdings zu einer vollständigen Begradigung des Profils.

Eine direkte Prüfung der Behauptung, daß störende Fluoreszenzlöscheffekte in der Oberflächenschicht vorhanden sind, bietet Abbildung 4. Hier ist das Ergebnis synchroner Messungen von Chlorophyllkonzentration, Maximalfluoreszenz in der Gegenwart des Photosyntheseinhibitors DCMU (mittels Spektrofluorometer) und *in-situ* Fluoreszenz (Backscat) aufgetragen.



Symbole: □ - maximale Fluoreszenzausbeute nach DCMU-Behandlung  
 △ - *in-situ* Fluoreszenzsignal, ● - Chlorophyllkonzentration

**Abb. 4** Tiefenprofil von *in-situ* Fluoreszenz, Chlorophyllkonzentration und maximaler Fluoreszenzausbeute für eine Probe der Darß-Zingster Boddenkette (B66/67)

Wiederum tritt das Phänomen eines geringen *in-situ* Signals im Bereich der Oberfläche auf. Jedoch belegen weder die Chlorophyll- noch die Fm-Werte eine reale Existenz von Abweichungen in diesem Bereich.

Die verwendete Sonde liefert zeitgleich mit den Fluoreszenzwerten ein Trübungssignal. Speziell in vom Plankton dominierten Wasserkörpern, wie im Falle der DZBK, kann dieses Signal ein Hilfsmittel zur Feststellung von Biomassekonzentrationen im Tiefenprofil sein. Das Ergebnis dieser Messungen ist in Abb. 5 für alle bereits in Abb. 2 enthaltenen Profile dargestellt. Auch hier finden wir wieder den leichten Anstieg der Werte in Bodennähe bei den Tiefwasserstationen, allerdings gibt es nun mit MP7a eine Ausnahme von der Regel. Das Problem des auffälligen 190cm-Wertes findet sich auch hier wieder, jedoch steigen hier die Werte an. Dies hieße zusammengefaßt, daß es sich hier um eine chlorophyllarme, partikelreiche Wasserschicht handeln müßte.

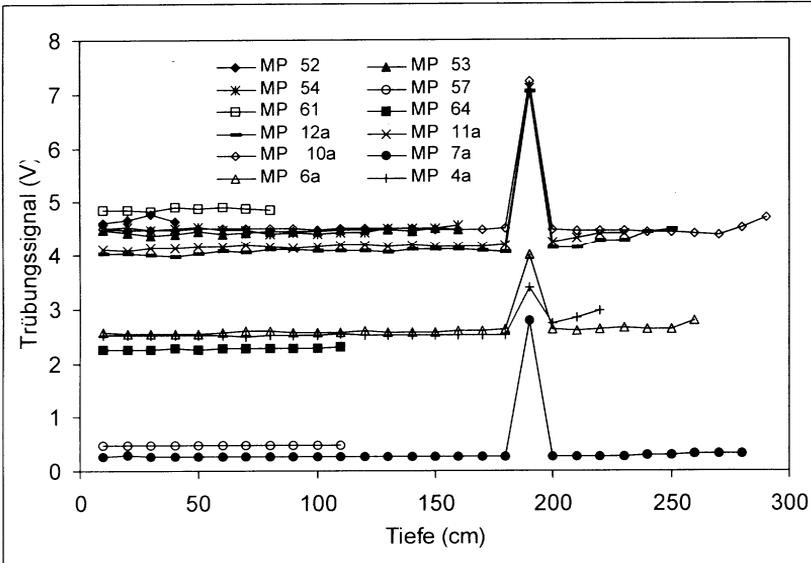


Abb. 5 Tiefenprofile des Trübungssignals

Auffallend ist die Gruppierung der Werte. Eine Graduierung scheint nur innerhalb enger Grenzen von 3 Bereichen zu erfolgen. Das würde bedeuten, wir haben ein Gerät mit ausgeprägter Nichtlinearität eines Kanals oder es liegen drei verschiedene Wasserkörper mit stark differierenden Streueigenschaften vor. Für die 2. Hypothese spricht, daß die eng benachbarten Meßpunkte 4, 6 und 64 sich in einer Gruppe befinden. Dagegen sprechen die allgemein niedrigsten Werte der Meßpunkte 57 und 7, deren Positionen sie extrem voneinander trennen.

Eine Erklärung kann hier evtl. durch einen Vergleich der  $E_{750}$ -Werte mit den bei der jeweiligen Probenahmetiefe gemessenen Trübungssignalen erfolgen (Abb.6). Zwischen diesen Parametern besteht kein Zusammenhang. Unabhängig von der jeweils gemessenen  $E_{750}$  werden alle 3 „Signalgruppen“ des Trübungswertes registriert, so daß eine Eichung des Trübungssensors aussichtslos erscheint.

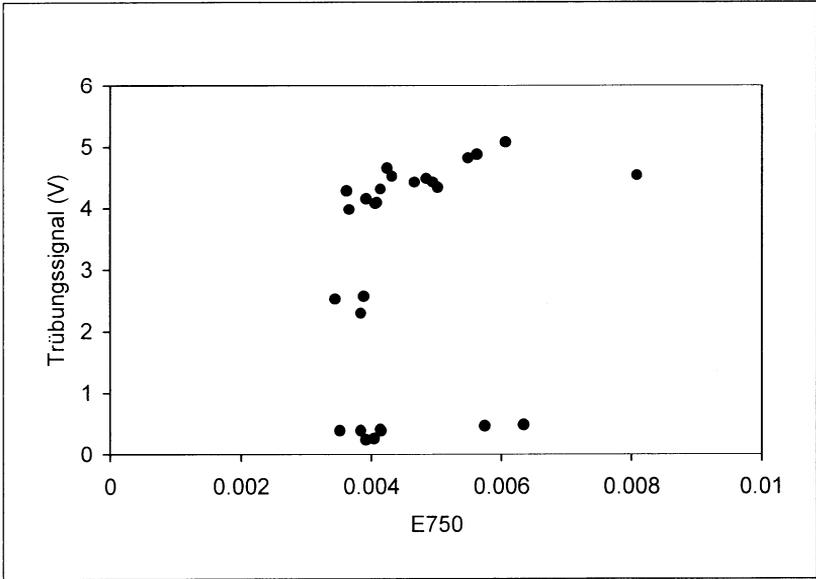
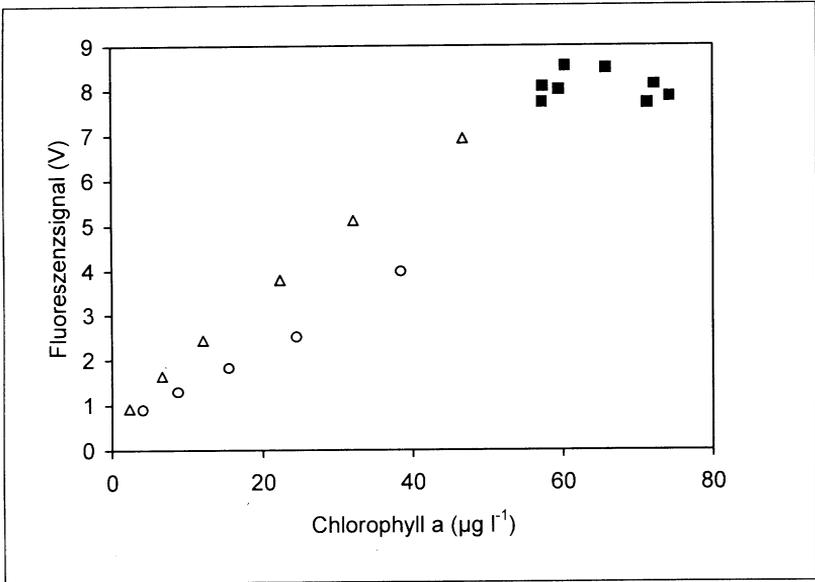


Abb. 6 Beziehung zwischen  $E_{750}$  und Trübungssignal der Sonde

Etwas anders stellt sich die Situation bezüglich der Eichung des Fluoreszenzsen- sors dar. In Abbildung 7 sind drei verschiedene Eichansätze für den Fluoreszenz- sensor dargestellt. Im Fall der Verdünnungsreihen zeigt sich eine gute Linearität des Signals, die Anstiege differieren jedoch beträchtlich. Bei einer derartigen Eichung ist jedoch tatsächlich nur ein relativer Wert zu erwarten, da der Fehler der Chlorophyll- bestimmung in die Berechnung eingeht.



Symbole:  $\Delta$  - Verdünnungsreihe mit einer Probe aus dem Müggelsee, (Laborbedingungen, dunkel);  
 ○ - Verdünnungsreihe mit einer Probe aus dem Scharmützelsee (Laborbedingungen, dunkel),  
 ■ - Freilandwerte aus dem Bodstedter Bodden (150 cm Tiefe)

**Abb. 7** Beziehung zwischen Chlorophyllgehalt und Fluoreszenzsignal der Sonde

Hinsichtlich der Proben aus der DZBK trafen wir in der Form eine Vorauswahl, als nur die Tiefwasserstationen, bei denen wir aufgrund der Probenahmetiefe für die Chlorophyllbestimmung (120cm) von einem ungestörten korrespondierenden Fluoreszenzsignal ausgehen konnten, aufgenommen wurden. Die Streubreite dieser Werte liegt im Bereich der Streubreite der Verdünnungsreihen. Da kein signifikanter Unterschied hinsichtlich der Chlorophyllproben festgestellt werden konnte, andererseits die Verdünnungsreihen gute Resultate aufwiesen, muß davon ausgegangen werden, daß die Streuung der Werte hauptsächlich auf die Chlorophyllbestimmung zurückzuführen ist.

## Diskussion

Zur Verteilung der Chlorophyllwerte läßt sich, aufgrund der Ergebnisse der statistischen Analyse, nur eine graduelle Aussage treffen. Der Mittelwert aller Analysen betrug  $67,46 \mu\text{g l}^{-1}$ . Sämtliche Werte über  $70 \mu\text{g l}^{-1}$  befinden sich in einer Linie, die die Verbindung zwischen Saaler und Barther Bodden darstellt. Der höchste Wert

wurde im Nadelstrom, dem Ausgang des Saaler Boddens bei Station 8 gemessen. Berücksichtigt man die Ausstromsituation, die am Probenahmetag herrschte, so zeichnet sich hier ein Bild ab, das dem eines durchflossenen Sees stark ähnelt. Weit unterdurchschnittliche Werte bis maximal  $60 \mu\text{g l}^{-1}$  wurden im Nordteil des Boddens angetroffen. Eine eindeutige Gliederung ergibt sich hier allerdings nicht mehr. Zusammenfassend läßt sich jedoch eine Inhomogenität der horizontalen Chlorophyllverteilung beschreiben, die unter den angetroffenen Verhältnissen auf den Transport von Wassermassen aus dem Saaler Bodden in Richtung Barther Bodden rückführbar ist.

Die Attenuationswerte zeichnen dagegen ein etwas komplizierteres Bild. Dieser Parameter wird in den Boddengewässern vom Chlorophyllgehalt, der Gelbstoffkonzentration und der Streuung an partikulärem Material beeinflusst. In diesem Wechselspiel muß auch der Grund dafür gesehen werden, daß wir ein von den Chlorophyllgehalten abweichendes Bild erhalten. Zwar herrscht eine prinzipielle Korrelation zwischen den beiden Parametern ( $r^2=0,914$ ;  $n=13$ ) doch ist keine Signifikanz für diesen Zusammenhang sicherbar ( $F=0,143$ ). Im vorliegenden Fall ist eher eine Beeinflussung durch den Partikelgehalt des Wasserkörpers wahrscheinlich, die ihre Ursache in Resuspensions- und Sedimentationsprozessen entsprechend den Wind- und Strömungsverhältnissen hat. Wenn hinsichtlich der Attenuation überhaupt eine Gruppierung vorgenommen werden kann, dann nur insoweit, als 3 Gruppen betrachtet werden können:

1. Tiefwasserstationen mit niedrigen Attenuationswerten, welche alle nicht direkt durch den Nadelstrom beeinflusst werden ( 3, 4, 5, 7, 11, 12, 52),
2. Stationen unmittelbar am Ausgang des Nadelstroms die, wahrscheinlich durch die hier herrschende hohe Strömungsgeschwindigkeit bedingt, aufgrund der mitgeführten Partikelfracht hohe Attenuationswerte aufweisen (61, 9),
3. Flachwasserstationen mit mittleren bis hohen Attenuationswerten, welche eventuell von der Windangriffsfläche beeinflusst werden (53, 57, 65/1, 69).

Hinsichtlich der Tiefenprofile muß zusammenfassend festgestellt werden, daß die Sonde nur bedingte Tauglichkeit aufwies. Die starke Abhängigkeit des Meßparameters vom Unterwasserlichtklima würde komplizierte Korrekturverfahren erfordern. Im meist vorliegenden Fall einer wechselnden Bewölkung wäre die intensive Charakterisierung der Kinetik von Veränderungen der Fluoreszenzausbeute notwendig. Nach unserer Kenntnis ist eine derartige Analyse bisher noch nie vollständig erfolgt. So können auch keine modellgestützten Annahmen gemacht werden. Infolge des Ausmaßes der registrierten Abweichungen, ist der verlässliche Einsatz der Sonde ohne derartige Korrekturen auf die Nachtstunden bzw. nahezu lichtfreie Tiefenzonen beschränkt. Die Höhe der erhaltenen Abweichungen steht letztendlich in guter Übereinstimmung mit den aus der Literatur seit langem bekannten Daten über die lichtabhängige Veränderung der Fluoreszenzausbeute von Chl a *in vivo* (KRAUSE et al. 1982).

Unabhängig von der genannten Problematik konnten in keinem Fall eindeutige Hinweise auf Inhomogenitäten im Vertikalprofil gefunden werden. Allein bei den Tiefwasserstationen kam es zu einer leichten Erhöhung des Signals im unmittelbaren Bodenbereich. Dieser Anstieg kann jedoch höchstens im Sinne einer erfolgten Sedimentation, keinesfalls jedoch als aktives phototaktisches Aufsuchen eines opti-

malen Lichthorizonts durch das Phytoplankton interpretiert werden, wenn die Eindringtiefe des Lichtes und die Tiefe der Station berücksichtigt werden.

In Bezug auf das gleichfalls mit erfaßte Trübungssignal kann nur gesagt werden, daß hier offenbar echte technische Probleme des Gerätes vorzuliegen scheinen. Eine Linearität des Signals scheint nicht gegeben. Eventuell haben die Probleme in der Umschaltung zwischen den einzelnen intern verwandten Verstärkungsbereichen ihre Ursache. Derartiges sollte jedoch unter keinen Umständen auftreten. Ungeachtet dieser Problematik traten hier wiederum keine deutlichen Vertikalprofile auf. Die verzeichnete leichte Erhöhung des Signals im unmittelbaren Grundbereich der Tiefenstationen stützt die Vermutung, daß hier Beeinflussungen durch Sedimentationsprozesse vorliegen.

Die Gleichmäßigkeit der Profile im Bereich oberhalb 180 cm Tiefe kann dagegen als Beleg für die vollständige vertikale Durchmischung des Gewässers angesehen werden, obwohl der oft angegebene Grenzwert der notwendigen Windgeschwindigkeit von  $3 \text{ m s}^{-1}$  nur knapp überschritten wurde (an den Stationen wurden  $4 \text{ m s}^{-1}$ , in Böen bis  $6 \text{ m s}^{-1}$  gemessen).

Das Grundproblem der Trübungsmessung scheint das Meßprinzip zu sein. Letztendlich wird nur im Winkel von  $180^\circ$  rückgestreutes Licht gemessen. Damit ist das Signal von einer zu großen Anzahl von Parametern abhängig, als daß ein brauchbarer Bezug zu irgendeiner faßbaren Gewässereigenschaft herstellbar wäre. Die wesentlichen Größen sind hier Streuung und Absorption, wobei die Streuung in ihrer räumlichen Verteilung von der Partikelgröße, im Absolutwert des Integrals von der Partikelanzahl, abhängig ist.

## **Zusammenfassung**

Die vorliegende Arbeit belegt, daß der Bodstedter Bodden bei den zur Untersuchung vorliegenden Bedingungen bereits bei einer Windgeschwindigkeit von  $4 \text{ m s}^{-1}$  als vollständig in Vertikalrichtung durchmischt angesehen werden kann. In horizontaler Richtung dagegen kam es zur Ausbildung erheblicher Differenzen bezüglich der untersuchten Parameter, deren Ursache in der herrschenden Strömungssituation gesehen wird. Deutliche Veränderungen beim Übergang von den Flachwasserbereichen in den Zentralteil dagegen konnten nicht festgestellt werden.

Bezüglich des eingesetzten Instrumentes muß eingeschätzt werden, daß die erhaltenen Fluoreszenzwerte nicht direkt einer Chlorophyllkonzentrationen entsprechen. Das sogenannte „Trübungssignal“ der Sonde erwies sich als nicht interpretierbar.

## **Danksagungen**

Es sei zuerst allen gedankt, die uns bei Probenahme und -aufbereitung bis tief in die Nachtstunden zur Seite standen: Dr. Henning Baudler, Volker Reiff, Kristine Schönefeldt, Kristina Klatt, Grit Pufahl, Antje May und Frederike Engelbrecht. Partiiell wurde die Untersuchung durch das BMBF (Förderkennzeichen 03F0120B) sowie

durch das MAST3 - Programm der EU (contract no. MAS3-CT96-0058 (DG12-DTEE)) finanziell unterstützt.

#### Literatur

- CAMPBELL, D. (1996). Complementary chromatic adaptation alters photosynthetic strategies in the cyanobacterium *calothrix*. *Microbiol.* 142:1255-1263
- DREXLER, D. & BALLSCHMITER, K. (1994). Photosynthetic pigments in the surface layer of the Atlantic Ocean between 50 degrees N and 60 degrees S related to the bioproduction of organohalogenes and to the increase in UV radiation. *Chemosphere* 29:1527-1542
- GIBSON, C.E. & BRADLEY, C. (1997). A waterbloom in 3D: synoptic survey of Lower Lough Erne, Co. Fermanagh. *Br. Phyc. Soc. Winter Meeting Abstracts*: 28
- GUO, C. & DUNSTAN, W.M. (1995). Depth dependent changes in chlorophyll fluorescence number at a Sargasso Sea station. *Mar. Biol.* 122: 333-339
- HARRIS, G.P. (1980). The relationship between chlorophyll a fluorescence, diffuse attenuation changes and photosynthesis in natural phytoplankton populations. *J. Plankt. Res.* 2: 109-127
- HUTCHINSON, P.A. & WEBSTER, I.T. (1994). On the distribution of blue-green algae in lakes: Wind tunnel-tank experiments. *Limnol. Oceanogr.* 39: 374-382
- KAUTSKY, H. & FRANCK, U. (1943). Chlorophyllfluoreszenz und Kohlensäureassimilation. *Biochem. Z.* 315: 139-232
- KRAUSE, G.H.; BRIANTAIS, J.M. & VERNOTTE, C. (1982). Photoinduced quenching of chlorophyll fluorescence in intact chloroplasts and algae. Resolution into two components. *Biochim. Biophys. Acta* 679: 116-124
- PIAZENA, H. & HÄDER, D.P. (1994). Penetration of solar uv irradiation in coastal lagoons of the southern baltic sea and its effect on phytoplankton communities. *Photochem. Photobiol.* 60: 463-469
- MI, H.; ENDO, T.; SCHREIBER, U.; OGAWA, T. & ASADA, K. (1992). Electron Donation from Cyclic and Respiratory Flows to the Photosynthetic Intersystem Chain is mediated by Pyridine Nucleotide Dehydrogenase in the Cyanobacterium *Synechocystis* PCC 6803. *Plant Cell Physiol.* 33:1233-1237
- SCHUBERT, H. (1996). Ökophysiologie der Lichtanpassung des Phytoplanktons eutropher Flachgewässer. Habilitationsschrift, Universität Rostock
- SMITH, I.R. (1992). Hydroclimate: The influence of water movement on freshwater ecology. Elsevier, Amsterdam
- SUZUKI, R. & ISHIMARU, T. (1990). An improved method for the determination of phytoplankton chlorophyll using N,N-dimethylformamide. *J. Oceanogr. Soc. Jap.* 46:190-194
- VINCENT, W.F.F. (1979). Mechanisms of rapid photosynthetic adaptation in natural phytoplankton communities. I. Redistribution of excitation energy between photosystems I and II. *J. Phycol.* 15: 429-434
- VINCENT, W.F.; NEALE, P.J. & RICHERSON, P.J. (1984). Photoinhibition: Algal responses to bright light during diel stratification and mixing in a tropical alpine lake. *J. Phycol.* 20:201-211
- WASMUND, N. & SCHIEWER, U. (1994). Überblick zur Ökologie und Produktionsbiologie des Phytoplanktons der Darß-Zingster-Boddenkette (südliche Ostsee). *Rostock Meeresbiol. Beitr.* 2: 41-60
- WEBSTER, I.T. & HUTCHINSON, P.A. (1994). Effects of wind on the distribution of phytoplankton cells in lakes, revisited. *Limnol. Oceanogr.* 39: 365-373

#### Verfasser

Dr. Hendrik Schubert	Klaus Ockenfeld
Dr. Arne Schoor	Institute of freshwater ecology and fisheries
Dr. Rodney Malcolm Forster	Seestraße 82
Universität Rostock	12563 Berlin
Freiligrathstraße 7/8	
18051 Rostock	