

*Norbert Wasmund*

## **Der Sauerstoffbedarf des Sediments in den Darß-Zingster Boddengewässern (südliche Ostsee)**

### **Einleitung**

Aus den Sauerstoffverhältnissen lassen sich wichtige Rückschlüsse auf den Zustand eines Gewässers ziehen. Beispielsweise kommt es mit zunehmender Eutrophierung zu wachsenden Amplituden der Sauerstoff-Tagesgänge und zu verstärkten Sauerstoffzehrungen am Gewässergrund (vgl. v.OERTZEN et al. 1976).

Im Zuge der komplexen Modellierung der hoch eutrophen (bis hypertrophen) Darß-Zingster Boddenkette durch Mitarbeiter des Fachbereichs Biologie der Universität Rostock wurde deshalb dem Sauerstoffhaushalt große Beachtung geschenkt, wobei gerade wegen der geringen Tiefe dieses Küstengewässers der besonderen Rolle des Sedimentbereichs für das Gesamt-System Rechnung getragen wurde. Aus der großen Anzahl vorliegender Arbeiten sollen hier nur die von v.OERTZEN et al.(1976) zur Sedimentaktivität als Eutrophierungs-Indikator, von SCHARF (1979) zur Aktivität benthischer Ciliaten, von YAP (1987) zur Energie-Dynamik innerhalb der biotischen Struktur des Sediments sowie von SCHLUNGBAUM (1979) und BAADER und SCHLUNGBAUM (1982) zu Stoffaustauschprozessen an der Sediment-Wasser-Kontaktzone hervorgehoben werden.

Unsere in den Jahren 1978 bis 1982 durchgeführten Arbeiten zur Primärproduktion benthischer Mikroalgen (WASMUND 1986) erbrachten gleichzeitig umfangreiches Datenmaterial zum Sauerstoffbedarf des Sediments, was an dieser Stelle vorgestellt werden soll. Um eine dem Eutrophierungs-Trend widersprechende abnehmende Tendenz des Sauerstoffbedarfs langfristig zu prüfen, führten wir in den Sommermonaten der Jahre 1986 und 1987 weitere Messungen durch. Der Sauerstoffbedarf des Sediments wird einerseits unmittelbar durch den Stoffwechsel der Organismen (z.B. Respiration) hervorgerufen, andererseits durch rein chemische Oxydationen von in den Sedimenten reichlich vorkommenden reduzierten Substanzen, die größtenteils auch wiederum aus biochemischen Umsetzungen resultieren.

Die in abgedunkelten Proben zu messende Sauerstoffabnahme setzt sich also aus einer biologischen und einer chemischen Komponente zusammen. Dem wollen wir Nachdruck verleihen, indem wir diese Sauerstoff Verbrauchsraten als biologisch-chemischen Sauerstoffbedarf bezeichnen. Dieser würde dem "sediment oxygen demand" nach BOWMAN und DELFINO (1980), WANG

(1980) sowie BARCELONA (1983) entsprechen bzw. etwa dem im deutschen Sprachraum geläufigen BSB, jedoch ohne an die Standardbedingungen zur Bestimmung des BSB gebunden zu sein. Die Sauerstoffabnahme in einer vergifteten Probe (Organismen abgetötet) in einer bestimmten Zeitspanne ist der chemische Sauerstoffbedarf (chemical oxygen demand).

Der biologische Sauerstoffbedarf (biological oxygen demand) errechnet sich als Differenz von biologisch-chemischem Sauerstoffbedarf und chemischem Sauerstoffbedarf.

### **Untersuchungsstationen**

Zwei Stationen in den Darß-Zingster Boddengewässern, einem durch eine Halbinsel von der Ostsee weitgehend abgetrennten Küstengewässer von Ästuar-Charakter, wurden untersucht: Station K im Südtteil der Kirr-Bucht südlich des Ortes Zingst, Station B im Nordteil des Barther Bodens, an der Westseite einer in der Kleinen Wiek gelegenen alten Mole.

Beide Stationen sind bei 15- 20 cm Wassertiefe in Ufernähe gelegen und dem Wellenschlag mehr oder weniger stark ausgesetzt. Deshalb liegt dort sandiges Sediment (etwa 94 % Feinsand) ohne Präsediment-Auflagerung vor. Die Station B ist stärker exponiert als Station K, was Aussagen zum Einfluß des Expositionsgrades zulassen sollte. Weitere Informationen sind der Arbeit von WASMUND (1986) zu entnehmen.

### **Methoden**

Die Sedimentkerne wurden mittels oben zu verschließender Glasrohre von 28 mm Innendurchmesser entnommen. Durch Ersetzen des überstehenden Wassers durch filtriertes Wasser läßt sich der ansonsten vorhandene biologische Sauerstoffbedarf des freien Wassers weitgehend eliminieren. Diese Prozedur sowie das vorherige Entfernen der unteren Schichten des Sedimentkerns erfolgt ohne Störung der natürlichen Sedimentschichtung. Die unmittelbar anschließende *in situ* - Exponierung der in den abgedunkelten Probennahme-Glasrohren enthaltenen 1 cm -Sedimentschichten (mind. 3 Parallelen) dauert jeweils 1 Stunde. Diese Probennahme- und Expositionsmethode ist ausführlich bei WASMUND (1986) beschrieben, ebenso die Gewinnung und Exponierung tieferliegender Sedimentschichten.

Die Sauerstoffkonzentrationen im Probenwasser zu Beginn und zum Ende der Expositionszeit wurde nach der bekannten Winkler-Methode bestimmt.

Während zur Bestimmung des biologisch-chemischen Sauerstoffbedarfs von natürlichen, unvergifteten Proben ausgegangen wurde, mußten zur Bestimmung des chemischen Sauerstoffbedarfs die in den Proben enthaltenen Organismen vor der Exponierung abgetötet werden.

Vorversuche ergaben, daß in Anbetracht der anschließenden Sauerstoffbestimmung Formalin, Lugolsche Lösung sowie konzentrierte Säuren und Laugen nicht als Gifte angewendet werden können. Sehr geeignet ist dagegen Quecksilber (II)-chlorid. Es wirkt schon in kleinsten Konzentrationen und stört die Winkler-Titration nicht.

Angewendet wurde  $\text{HgCl}_2$  zu gleichen Zwecken beispielsweise durch SEN GUPTA (1972), HAR- GRAVE und CONNOLLY (1978), RIZNYK et al. (1978), VINCENT und GOLDMAN (1980) sowie OLAH et al. (1987). Die verwendeten Konzentrationen reichten von etwa  $0,8 \text{ mg HgCl}_2 \cdot \text{l}^{-1}$  (CLASBY et al. 1973) bis  $100 \text{ mg HgCl}_2 \cdot \text{l}^{-1}$  (SHARP 1977). MÜLLER und KNÖPP (1971) stellten ausdrücklich fest, daß bei der von ihnen angewendeten Konzentration von  $20 \text{ mg HgCl}_2 \cdot \text{l}^{-1}$  alle biochemischen Umsetzungen schlagartig gestoppt wurden.

Wir arbeiteten mit der von GARGAS (1975) empfohlenen Konzentration von  $50 \text{ mg HgCl}_2 \cdot \text{l}^{-1}$ . Diese erreichten wir, indem wir nach Abfüllen des überstehenden Wassers  $0,2 \text{ ml}$  einer  $1\%$ igen  $\text{HgCl}_2$ -Lösung auf das im Probennaherohr befindliche Sediment pipettierten und nach einer Einwirkzeit von etwa  $1 \text{ min.}$  das Probennaherohr ( $V = 50 \text{ ml}$ ) mit filtriertem Standortwasser füllten. Weder die Belichtung der Proben noch die zugesetzte Menge (im untersuchten Bereich von  $25 - 75 \text{ mg HgCl}_2 \cdot \text{l}^{-1}$ ) hatten Einfluß auf den gemessenen Sauerstoffbedarf des vergifteten Sediments.

Die  $\text{H}_2\text{S}$ -Bestimmung im Interstitialwasser führten wir nach FONSELIUS, in GRASSHOFF 1976, durch.

### Ergebnisse und Diskussion

Die Jahrgänge von Mittagswerten des biologisch-chemischen Sauerstoffbedarfs der Sedimentoberflächenschicht bis  $1 \text{ cm}$  Tiefe sind in den Abbildungen 1 und 2 dargestellt. Die Durchschnittswerte des biologisch-chemischen Sauerstoffbedarfs für die jeweilige Untersuchungsperiode (April-Oktober) an unseren zwei Untersuchungsstationen sind in Tab.1 zusammengefaßt. Auffällig ist eine abnehmende Tendenz von 1978 bis 1981, die auch gleichermaßen für die Bruttopri- märproduktion im Sediment gefunden worden ist (WASMUND 1986).

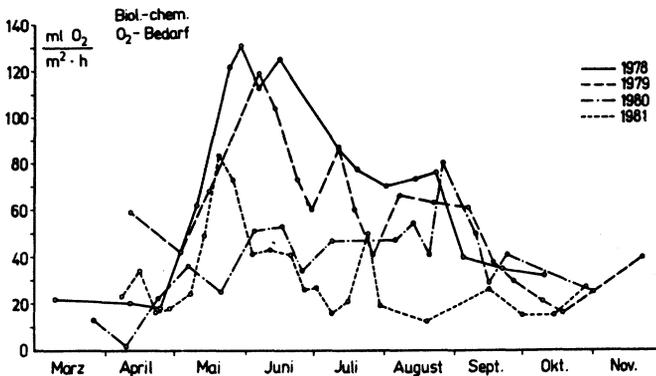
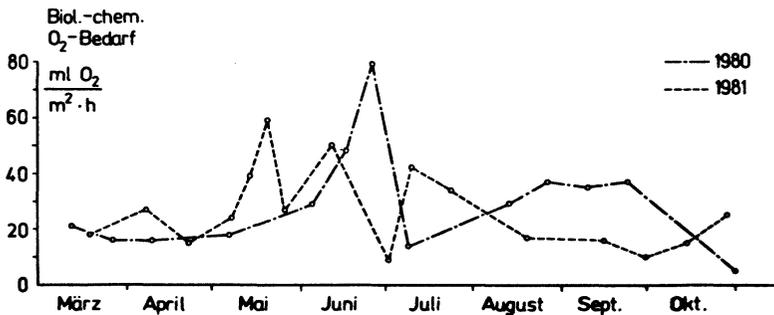


Abb. 1 Jahrgänge des biologisch-chemischen Sauerstoffbedarfs einer  $1 \text{ cm}$  starken Sedimentoberflächenschicht an Station K



**Abb. 2** Jahresgänge des biologisch-chemischen Sauerstoffbedarfs einer 1 cm starken Sedimentoberflächenschicht an Station B

**Tabelle 1** Durchschnittswerte des biologisch-chemischen Sauerstoffbedarfs des Sedimentes für die Periode April bis Oktober und für die Monate Juni/Juli in ml O<sub>2</sub> · m<sup>-2</sup> · h<sup>-1</sup>

Jahr	Station	Durchschnitt der "Vegetationsperiode" (April-Okt.)	Durchschnitt Juni - Juli
1978	K	62.1	100.5
1979	K	56.8	74.0
1980	K	38.6	45.4
1981	K	28.4	30.1
1982	K	-	51.8
1986	K	-	114.0
1987	K	-	60.0
1980	B	26.7	42.5
1981	B	23.6	33.8

Um die Fortsetzung dieser Tendenz zu prüfen, haben wir im Juni/Juli der Jahre 1986 und 1987 an jeweils 4 Terminen weitere Versuche durchgeführt. Um die Vergleichbarkeit mit den Jahren 1978-1981 zu ermöglichen, gaben wir in Tab.1 zusätzlich die Juni/Juli-Durchschnittswerte dieser Jahre an. Bei Hinzuziehung der Daten von 1986 und 1987 ist festzustellen, daß eine voreilige Extrapolation aus der Entwicklung von 1978 bis 1981 heraus zu Trugschlüssen geführt hätte, denn die Daten jener Jahre scheinen durchaus noch im Bereich der natürlichen Schwankungsbreite zu liegen, ohne daß man von langfristigen Veränderungen sprechen kann. Auf die große Variabilität zwischen den Jahren bei Sedimentuntersuchungen wiesen HARGRAVE et al. (1983) hin. Von der Größenordnung her können wir die zuvor bereits von SCHLUNGBAUM (1979) für mineralische Sedimente der Kurr-Bucht (Station K) beschriebenen Sauerstoffverbrauchsdaten von

25 - 48 ml O<sub>2</sub> · m<sup>-2</sup> · h<sup>-1</sup> als Durchschnittswerte bestätigen. BAADER und SCHLUNGBAUM (1982) gaben für mineralisches Sediment der Kurr-Bucht einen biologisch-chemischen Sauerstoffbedarf von 997 ml O<sub>2</sub> · m<sup>-2</sup> · d<sup>-1</sup> (= 41.5 ml O<sub>2</sub> · m<sup>-2</sup> · h<sup>-1</sup>) an. Angaben von *in situ*-Werten aus anderen Gewässern sind in Tabelle 2 zusammengestellt.

**Tabelle 2** Literaturangaben zu *in situ* - Messungen des biologisch-chemischen Sauerstoffbedarfs

Gewässer	Bemerkungen zum Gewässer oder zur Probennahme	Biol.-chem. Sauerstoffbedarf in ml O <sub>2</sub> · m <sup>-2</sup> · h <sup>-1</sup>	Autor
<b>1. Meere</b>			
Darß-Zingster Boddenkette (südliche Ostsee)	mineralisches Sediment (1,3% org.Substanz) = nahe unserer Station K	41.5	Baader und Schlungbaum (1982)
Kieler Bucht (westliche Ostsee)	Frühjahr Sommer Winter	7.4 6.5 4.2	Balter (1978)
Ostseeküste bei Askö (Schweden)	2.6 - 60.5% organ. Substanz	26.9 - 87.5	Edberg und Hofsten (1973)
Küstenbereich der Georgia-Bucht (USA)	96% Sand, 3.7 m Wassertiefe, Juli	84.7	Hopkinson und Wetzel (1982)
Indischer Ozean bei Port Elizabeth (Südafrika)	Sandwatt, Dezember	4.36	Dye (1979)
False Bay ( kanadische Atlantikküste)	Sandwatt Minimum (Dez.-März) Maximum (August) Jahresmittel	0.0 125 16.3 - 25.8	Parnatmat (1968)
Kalifornische Pazifikküste	mineralisches Sediment, 18.3 m Wassertiefe	5.6 - 49.4	Hartwig (1978)
Bedford Basin (Meeresbucht in Neuschottland, Kanada)	Schlick, 60m Tiefe Min.(Nov.) Maxim.(Aug.)	6.3 26	Hargrave (1978)
Lindaspollene (norweg. Fjord)	Schlick, 22-35 m Tiefe Minum (Januar) Maximum (September) Jahresmittel	5.1 18.5 10.7	Dale (1978)
Karibische See	Oktober	0 - 90 ; (x̄ = 18)	Bunt et al. (1972)
Long Reef (Atlantik vor Florida)	Dezember	1.2	Bunt et al. (1972)
Nordost-Pazifik	Tiefsee	1.4 - 2.9	Smith et al.(1979)
<b>2. Seen</b>			
Char Lake (Kanada)	oligotroph 0-4mTiefe (Fels u.Sand) 4-10 m Tiefe (Schlick) 10-24 m Tiefe (Sand)	2.8 7.1 2.6	Welch und Kaiff (1974)

Fortsetzung Tabelle 2			
Marion Lake (Kanada)	Schllick 0 -1m Tiefe 5 - 6 m Tiefe	11.1 7.6	Hargave (1969)
Lake 302 S (Kanada)	Sand, 20m Tiefe mit Präsediment ohne Präsediment	21.2 10.4 bei RQ = 1.0	Sweerts et al. (1986)
Shagawa Lake (USA)	eutroph	58.8 - 107.8	Sonzogni et al. (1977)
schwedische Seen	eutroph, 0.6 - 40% org. Substanz	13.3 - 75.0	Edberg und Hofsten (1973)
Fischteiche in Indien		11.6 - 99.2	Olah et al. (1987)
<b>3. Flüsse</b>			
schwedische Flüsse	8.5 - 11 % org. Sub- stanz	9.2 - 41.7	Edberg und Hofsten (1973)
Wüstenfluß in Arizona (USA)	August	107.8	Grimm und Fisher (1984)

Die Ergebnisse von YAP (1987), die in den Jahren 1985 und 1986 genau an unseren Stationen K und B gewonnen wurden, können wir in unsere Betrachtungen nicht einbeziehen, da sie auf einer Labormethode basieren. Die großen Differenzen zwischen ihren Laborergebnissen und unseren Freilandwerten wurden von YAP (1987) ausführlich diskutiert. Die Jahresdurchschnittswerte der "total oxygen uptake" des Sediments betragen nach YAP (1987, Tab. 18 und 19) für Station K (Kirr)  $5,55 \text{ ml O}_2 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$  und für Station B (Kleine Wiek)  $5,36 \text{ ml O}_2 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ . Ein Vergleich mit Tab.2 zeigt, daß diese Werte für die eutrophierte Darß-Zingster Boddenkette zu gering sein dürften; derart niedrige Werte wären typisch für oligotrophe Meere und Seen. Literaturangaben aus Laborversuchen sind in tabellarischer Übersicht in v.OERTZEN et al. (1976), BOWMAN und DELFINO (1980) sowie BAADER und SCHLUNGBAUM (1982) einzusehen.

Unsere Jahresgänge des biologisch-chemischen Sauerstoffbedarfs zeigten Minima zum Winter hin und Maxima im Mai/Juni. In der Regel konnte eine Temperaturabhängigkeit des biologisch-chemischen Sauerstoffbedarfs festgestellt werden (siehe Tab.3, vgl. auch PAMATMAT 1968, HARGRAVE 1969, HARTWIG 1978 und VAN ES 1982). YAP (1987) ermittelte eine (von uns nicht untersuchte) Abhängigkeit des biologisch-chemischen Sauerstoffbedarfs von der vorhandenen Menge an oxydierbarer organischer Substanz (vgl. auch HARGRAVE 1978). Eine Sauerstoffabhängigkeit konnten wir in unseren gut mit Sauerstoff versorgten Gewässern nicht nachweisen; sie ist erwartungsgemäß aber z.B. in Fischteichen festgestellt worden (OLAH et al. 1987).

Für den chemischen Sauerstoffbedarf bestimmten wir im Sommer des Jahres 1982 an Station K einen Durchschnittswert von  $28,2 \text{ ml O}_2 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ ; das sind 65,3 % des biologisch-chemischen Sauerstoffbedarfs (siehe Tab. 4). Im Sommer 1987 betrug der Anteil des chemischen Sauerstoffbedarfs am biologisch-chemischen Sauerstoffbedarf 54,2 %. Die Übereinstimmung mit der von YAP (1987, Tab. 27) für die Sommermonate angegebenen prozentualen "chemical oxygen de-

mand" ist erstaunlich gut. Auch für tiefe Meeresbuchten werden ähnliche Angaben zum chemischen Sauerstoffbedarf des Sediments gemacht: PAMATMAT (1971): 41-78 %, DALE (1978): 70 %, HARGRAVE (1978): 40 %. In indischen Fischteichen wiesen OLAH et al. (1987) sogar Fälle nach, in denen der chemische Sauerstoffbedarf 100 % des biologisch-chemischen Sauerstoffbedarfs ausmachte. Weitere Angaben sind den ausführlichen Diskussionen von DALE (1978) und WANG (1980) zu entnehmen.

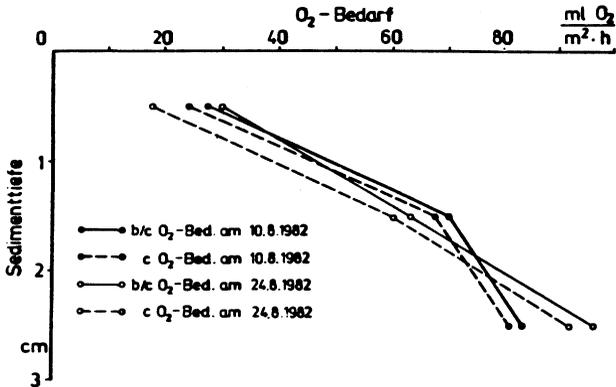
**Tabelle 3** Korrelationskoeffizienten ( r ) aus der linearen Regressionsanalyse zum Vergleich von biologisch-chemischem Sauerstoffbedarf und Wassertemperatur.  
 $\alpha$  = Irrtumswahrscheinlichkeit, für die die Korrelation noch signifikant ist  
 n.s. = für  $\alpha$  = 5% nicht signifikant

	Station K				Station B	
	1978	1979	1980	1981	1980	1981
r	0.86	0.68	0.67	0.51	0.54	0.54
$\alpha$	0.1%	0.1%	0.27%	1%	n.s.	5%

**Tabelle 4** Sauerstoffbedarf des Sediments (mit Standardabweichungen) an Station K

Datum	Biol.-chem. O <sub>2</sub> -Bedarf	Chem. O <sub>2</sub> -Bedarf	Anteil des chem. O <sub>2</sub> -Bedarfs am biol.-chem. O <sub>2</sub> -Bedarf
	in $\frac{\text{ml} \cdot \text{O}_2}{\text{m}^2 \cdot \text{h}}$		in %
08.06.1982	48.1 ± 10.4	39.2 ± 2.0	81.5
29.06.1982	41.6 ± 6,8	22.8 ± 6.2	54.8
07.07.1982	66.2 ± 17.2	38.4 ± 4.8	58.0
13.07.1982	52.0 ± 6.5	28.0 ± 19.2	53.8
03.08.1982	33.6 ± 19.5	20.9 ± 4.9	61.9
10.08.1982	27.2 ± 1.1	24.0 ± 17.0	88.2
17.08.1982	53.2 ± 49.2	34.4 ± 6.5	64.7
24.08.1982	29.6 ± 12.9	17.7 ± 1.5	59.8
Mittelwert	43.9 ± 13.4	28.2 ± 8.2	65.3 ± 12.7

An Station K wurden auch tiefere Sedimentschichten zur Bestimmung des Sauerstoffbedarfs exponiert. In Abb.3 wird mit zwei Beispielen gezeigt, daß der chemische Sauerstoffbedarf mit zunehmender Sedimenttiefe ansteigt (vgl. auch YAP 1987). Der hohe chemische Sauerstoffbedarf des Sediments resultiert z.B. aus der Oxydation des beim biochemischen Abbau sedimentierter organischer Substanz gebildeten Schwefelwasserstoffs.



**Abb. 3** Tiefenprofile des biologisch-chemischen Sauerstoffbedarfs (b/c O<sub>2</sub>-Bed.) und des chemischen Sauerstoffbedarfs (c O<sub>2</sub>-Bed.) bis in 3 cm Sedimenttiefe an 2 Untersuchungstagen (Station K)

PAMATMAT und BHAGWAT (1973) fanden eine Korrelation zwischen dem chemischen Sauerstoffbedarf und der Konzentration reduzierter Substanzen in den oberen 4 cm von intakten Sedimentkernen. Sie ermittelten, ebenso wie MONTGOMERY et al. (1979), daß die Konzentration der reduzierten Substanzen bis in 10 cm Tiefe ansteigt und in den darunterliegenden Sedimentschichten wieder leicht absinkt. In marinen Sedimenten, wo weniger abbaubare organische Substanz anfällt, stellten SWEENEY und KAPLAN (1980) das H<sub>2</sub>S- Maximum sogar erst in 86-95 cm Sedimenttiefe fest. BARCELONA (1983) fand in seinen bis 55 cm langen Sedimentkernen in den einzelnen Schichten einen relativ gleichbleibenden Sauerstoffbedarf.

Für uns sind aber weniger die extrem tiefen Sedimentschichten von Interesse, sondern vielmehr detailliertere Untersuchungen der Oberflächenschichten. Leider fehlten uns dazu die technischen Möglichkeiten. Doch aus unseren Erfahrungen heraus nehmen wir an Station K ähnliche Verhältnisse an, wie sie von JOERGENSEN et al. (1979) für Blaualgen-Matten beschrieben sind: bis in 3 mm Sedimenttiefe kein H<sub>2</sub>S (zur Mittagszeit !), bis in 7 mm Tiefe dann Anstieg der H<sub>2</sub>S-Konzentrationen auf 1,5 - 2,0 mmol · l<sup>-1</sup>. Spätere Untersuchungen von JOERGENSEN et al. (1983) zeigten deutlich geringere H<sub>2</sub>S-Konzentrationen, die in der Größenordnung unserer eigenen Befunde lagen.

Wir fanden an Station K im Porenwasser des oberen Zentimeters des Sediments H<sub>2</sub>S-Konzentrationen um 0,4 mmol · l<sup>-1</sup>.

Wenn das Auftreten von Schwefelwasserstoff (H<sub>2</sub>S) oder schwarz gefärbtem Eisensulfid (FeS) bereits ein ausreichender Hinweis auf anoxische, reduzierende Bedingungen sein soll (vgl. ADMIRAAL und PELETIER 1980, WANG 1980), können auch wir davon ausgehen, daß die oberen 2-3 mm des Sediments an Station K stets oxisch waren. Aufgrund unserer 5-jährigen zusammenhän-

genden Beobachtungen an Station K kommen wir, ebenso wie COLIJN und DIJKEMA (1981), zu der Aussage, daß sich die reduzierte, schwarze Sedimentschicht zum Sommer hin der Sedimentoberfläche nähert. Während sich die oxische Schicht im März und April noch bis 5 mm Tiefe erstreckte, reichte sie von Juni bis September nur noch 2-3 mm tief, im Oktober aber bereits wieder bis 5 mm Tiefe hinab.

An Station B trifft man die reduzierte Schicht erst unterhalb 8 mm Sedimenttiefe an. Dementsprechend finden wir hier einen geringeren biologisch-chemischen Sauerstoffbedarf als an Station K. Als Ursache dafür sehen wir den höheren Expositionsgrad der Station B an. Durch den stärkeren Wellenschlag wird das Sediment tiefer durchmischt und somit ständig aufoxydiert.

Ein Durchmischen des Sediments bringt also die reduzierten Substanzen der anoxischen Sedimentschicht mit dem sauerstoffreichen Wasserkörper in Berührung. Experimentelles Durchmischen einer bislang ungestörten 1 cm starken Sedimentoberflächenschicht von Station K führt zu einem zusätzlichen Sauerstoffverbrauch von  $150 \text{ ml O}_2 \cdot \text{m}^{-2}$ . Dieser Wert stimmt erstaunlich gut überein mit den Angaben von BUNT et al. (1972), die bei Durchmischung der oberen 2,5 cm von Sedimenten aus der Karibischen See einen sofortigen Sauerstoffverbrauch von  $392 \text{ ml O}_2 \cdot \text{m}^{-2}$  feststellten.

Bei der Bestimmung des Sauerstoffbedarfs ist also streng zu unterscheiden zwischen Methoden, die mit ungestörten Sedimenten arbeiten und solchen, die von einer Durchmischung des Sediments ausgehen (z.B. Warburg-Methode, vgl. v.OERTZEN et al. 1976).

Bei der Arbeit mit tieferen Schichten der Sedimentkerne (also nach Entfernung der obersten Schicht) ist auch die Einhaltung der Expositionszeit wichtig, denn diese anoxischen Sedimentschichten werden im Experiment unvermittelt mit sauerstoffreichem Wasser in Berührung gebracht, was zu einem stark erhöhten chemischen Sauerstoffbedarf führt, der sich aber relativ schnell absättigt. BARCELONA (1983) gibt an, daß nach 1 Stunde bereits 59 % des biologisch-chemischen Sauerstoffbedarfs befriedigt sind, wobei der chemische Sauerstoffbedarf den weitest- größten Anteil ausmacht.

Bei ungestörten Sedimentkernen ist die exakte Einhaltung der Expositionszeit weniger wichtig, und die Ergebnisse sind besser reproduzierbar, denn das Fließgleichgewicht zwischen Sediment und Wasserkörper bleibt erhalten, so daß die Sauerstoffverbrauchsraten des Sediments über viele Stunden konstant bleiben (DYE 1979). Erst wenn der Sauerstoffgehalt im Wasserkörper auf unter  $2 \text{ ml} \cdot \text{l}^{-1}$  absinkt, kommt es zur Verringerung der Sauerstoffverbrauchsraten wegen Sauerstoffmangels (ANDERSON et al. 1986).

Um den biologisch-chemischen Sauerstoffbedarf des Sediments in verschiedenen Gewässertiefen zu ermitteln, entnahmen wir westlich der Station K bis in 1 m Wassertiefe Sedimentproben, die an der jeweiligen Probennahmestelle exponiert wurden. Mit zunehmender Tiefe nahm der biologisch-chemische Sauerstoffbedarf zu (siehe Abb. 4). Dies war auch zu erwarten, da der organische Gehalt des Sediments mit der Wassertiefe ansteigt, was zu einem verstärkten bioche-

mischen Abbau führt. Schon optisch unterschied sich das Sediment aus 1 m Tiefe von dem aus 20 cm Tiefe durch hohen Schlickanteil und Schwarzfärbung bis zur Sedimentoberfläche (Faulschlamm).

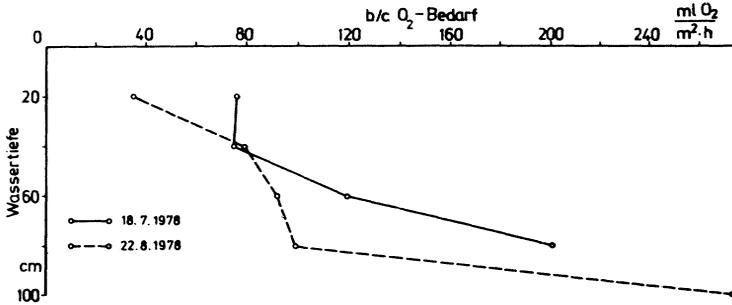


Abb. 4 Biologisch-chemischer Sauerstoffbedarf der Sedimentoberflächenschicht bei verschiedenen Wassertiefen; Profil von Station K (20 cm tief) in westliche Richtung

Im Tagesgang (von Sonnenaufgang bis Sonnenuntergang) zeigte sich im allgemeinen ein zweigipfliger Kurververlauf des biologisch-chemischen Sauerstoffbedarfs: ein kleiner peak gegen 7 Uhr und ein größerer peak am Nachmittag. Von 11 aufgenommenen Tagesgängen sollen in Abb. 5 als Beispiel nur die 3 Tage herausgegriffen werden, von denen bereits die Tagesgänge der Brutproduktionsraten dargestellt und diskutiert worden sind (siehe WASMUND 1980).

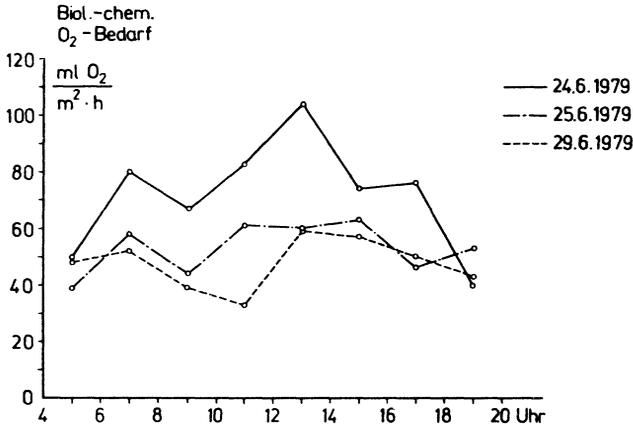


Abb. 5 Biologisch-chemischer Sauerstoffbedarf der Sedimentoberflächenschicht im Tagesverlauf an 3 Untersuchungstagen, Station K

Zur Erklärung des zum Nachmittag hin ansteigenden biologisch-chemischen Sauerstoffbedarfs könnte man die im Tagesverlauf ansteigenden Temperaturen (z.B. WHITTINGHAM 1960), Sauerstoffgehalte (z.B. McINTIRE 1966) oder die angesammelten Assimilate (MÜLLER und KNÖPP 1971) bzw. die am Nachmittag verstärkte Exkretion organischer Substanzen, die als Substrat für die Atmung der Bakterien dienen (HUNDING 1973) heranziehen. Es gibt sicherlich auch die Möglichkeit der internen zellulären Regelungen der diurnalen Rhythmik der Atmungsintensität. Wahrscheinlich werden die genannten Faktoren in ihrer Gesamtheit wirken, denn Analysen der Temperatur und des Sauerstoffgehalts für sich ergaben keine Korrelationen zum biologisch-chemischen Sauerstoffbedarf im Tagesverlauf.

### Zusammenfassung

Der biologisch-chemische Sauerstoffbedarf des sandigen Sediments von 2 Stationen der Darß-Zingster Boddenkette, eines flachen Küstengewässers der südlichen Ostsee, wurde an ungestörten Sedimentkernen *in situ* bestimmt. Die höchsten Werte (bis  $130 \text{ ml O}_2 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ ) wurden im Mai/Juni ermittelt. Die Durchschnittswerte schwankten in den 4 Untersuchungsjahren zwischen 23,6 und  $61,1 \text{ ml O}_2 \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{h}^{-1}$ . Rund 65 % des biologisch-chemischen Sauerstoffbedarfs entfallen auf rein chemische Sauerstoffzehrungen. Die Höhe des biologisch-chemischen Sauerstoffbedarfs ist im Jahresverlauf mit der Wassertemperatur korreliert. Mit zunehmendem Expositionsgrad sinkt der Sauerstoffbedarf des Sediments. Im Tagesverlauf zeigte sich der höchste biologisch-chemische Sauerstoffbedarf in den Nachmittagsstunden.

### Literatur

- ADMIRAAL, W.; PELETIER, H. ( 1980 ): Distribution of diatom species on an estuarine mudflat and experimental analysis of the selective effect of stress. In: W. Admiraal: Experiments on the ecology of benthic diatoms in the Eems-Dollard estuary. Publicaties en Verlagen No.3
- ANDERSON L.G.; HALL, P.O.J.; IVERFELDT, A.; RUTGERS VAN DER LOEFF, M.M.; SUNDBY, B.; WESTERLUND, S.F.G. (1986): Benthic respiration measured by total carbonate production. *Limnol. Oceanogr.* 31, 319-329
- BAADER, G.; SCHLUNGBAUM, G. ( 1982 ): Sedimentchemische Untersuchungen in Küstengewässern der DDR. Teil 12: Untersuchungen zur Phosphatfreisetzung und zur Sauerstoffzehrung an der Sediment/Wasser-Kontaktzone in flachen eutrophen Küstengewässern. *Acta hydrochim. hydrobiol.* 10, 153-166
- BALZER, W. ( 1978 ): Untersuchungen über Abbau organischer Materie und Nährstoff-Freisetzung am Boden der Kieler Bucht beim Übergang vom oxischen zum anoxischen Milieu. Diss. Univ. Kiel (Report 36 des Sonderforschungsbereichs 95)
- BARCELONA, M.J. (1983): Sediment oxygen demand fractionation, kinetics and reduced chemical substances. *Water Res.* 17, 1081-1093
- BOWMAN, G.T.; DELFINO, J.J. (1980): Sediment oxygen demand techniques: a review and comparison of laboratory and *in situ* systems. *Water Res.* 14, 491-499
- BUNT, J.S.; LEE, C.C.; LEE, E. (1972): Primary productivity and related data from tropical and subtropical marine sediments. *Mar. Biol.* 16, 28-36
- CLASBY, R.C.; HORNER, R.; ALEXANDER, V. (1973): An *in situ* method for measuring primary productivity of Arctic Sea ice algae. *J. Fish. Res. Board Can.* 30, 835-838
- COLIJN, F.; DIJKEMA, K.S. ( 1981 ): Species composition of benthic diatoms and distribution of chlorophyll a on an intertidal flat in the Dutch Wadden Sea. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 4, 9-21

- DALE, T. (1978): Total, chemical and biological oxygen consumption of sediments in Lindaspoliene, western Norway. *Mar. Biol.* 49, 333-341
- DYE, A. H. ( 1979 ) : Measurement of biological oxygen demand in sandy beaches. *S. Afr. J. Zool.* 14, 55-60
- EDBERG, N.; v. HOFSTEN, B. ( 1973 ) : Oxygen uptake of bottom sediments studied *in situ* and in the laboratory. *Water Res.* 7, 1285-1294
- GARGAS, E. (1975): A manual for phytoplankton primary production studies in the Baltic. *BMB Publi.* 2, 1-88
- GRIMM, N. B.; FISHER, S. G. ( 1984 ) : Exchange between interstitial and surface water: Implications for stream metabolism and nutrient cycling. *Hydrobiologia* 111, 219-228
- GRASSHOFF, K. ( 1976 ) : Methods of seawater analysis. Verlag Chemie. Weinheim, New York
- HARGRAVE, B.T. (1969): Epibenthic algal production and community respiration in the sediments of Marion Lake. *J. Fish. Res. Board Can.* 26, 2003-2026
- HARGRAVE, B.T. ( 1978 ) : Seasonal changes in oxygen uptake by settled particulate matter and sediments in a marine bay. *J. Fish. Res. Board Can.* 35, 1621-1628
- HARGRAVE, B.T.; CONNOLLY, G. F. ( 1978 ) : A device to collect supernatant water for measurement of the flux of dissolved compounds across sediment surfaces. *Limnol. Oceanogr.* 23, 1005-1010
- HARGRAVE, B.T.; PROUSE, N.J.; PHILLIPS, G.A.; NEAME, P.A. (1983): Primary production and respiration in pelagic and benthic communities at two intertidal sites in the upper Bay of Fundy. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 40, Suppl. 1, 229-243
- HARTWIG, E.O. ( 1978 ) : Factors affecting respiration and photosynthesis by the benthic community of a subtidal siliceous sediment. *Mar. Biol.* 46, 283-293
- HOPKINSON, C.S., Jr. ( 1985 ) : Shallow-water benthic and pelagic metabolism: evidence of heterotrophy in the nearshore Georgia Bight. *Mar. Biol.* 87, 19-32
- HOPKINSON, C.S.; WETZEL, R.L. ( 1982 ) : *In situ* measurements of nutrient and oxygen fluxes in a coastal marine benthic community. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 10, 29-35
- HUNDING, C. ( 1973 ) : Diel variation in oxygen production and uptake in a microbenthic littoral community of a nutrient-poor lake. *Oikos* 24, 352-360
- JØRGENSEN, B.B.; REVSBECH, N.P.; BLACKBURN, T.H.; COHEN, Y. (1979): Diurnal cycle of oxygen and sulfide microgradients and microbial photosynthesis in a cyanobacterial mat sediment. *Appl. Environ. Microbiol.* 38, 46-58
- JØRGENSEN, B.B.; REVSBECH, N.P.; COHEN, Y. (1983): Photosynthesis and structure of benthic microbial mats: microelectrode and SEM studies of four cyanobacterial communities. *Limnol. Oceanogr.* 28, 1075-1093
- McINTIRE, C.D. (1966): Some factors affecting respiration of periphyton communities in lotic environments. *Ecology* 47, 918-930
- MONTGOMERY, J. R.; ZIMMERMANN, C. F.; PRICE, M.T. ( 1979 ) : The collection, analysis and variation of nutrients in estuarine pore water. *Estuar.Coast. Mar. Sci.* 9, 203-214
- MÜLLER, D.; KNÖPP, H. ( 1971 ) : Zur Messung der Primärproduktion und biogenen Belüftung in Fließgewässern. *Int. Revue ges. Hydrobiol.* 56, 49-67
- v.OERTZEN, J.- A.; SANDBERG, H.; KAHL, G. ( 1976 ) : Sedimentaktivität als Eutrophierungsindikator für oligohaline Küstengewässer. *Limnologica* 10, 427-435
- OLAH, J.; SINHA, V.R.P.; AYYAPPAN, S. (1987): Sediment oxygen consumption in tropical undrainable fish ponds. *Int. Revue ges. Hydrobiol.* 72, 297-305
- PAMATMAT, M.M. ( 1968 ) : Ecology and metabolism of a benthic community on an intertidal sandflat. *Int. Revue ges. Hydrobiol.* 53, 211-298
- PAMATMAT, M.M. (1971): Oxygen consumption by the seabed. VI. Seasonal cycle of chemical Oxidation and respiration in Puget Sound. *Int. Revue ges. Hydrobiol.* 56, 769-793
- PAMATMAT, M.M.; BHAGWAT, A.M. (1973): Anaerobic metabolism in Lake Washington sediments. *Limnol. Oceanogr.* 18, 611-627
- RIZNYK, R.Z.; EDENS, J.I.; LIBBY, R.C. (1978): Production of epibenthic diatoms in a southern California impounded estuary. *J. Phycol.* 14, 273-279
- SCHARF, E.-M. (1979): Die Bedeutung benthischer heterotropher Protozoen (Ciliaten) im Stoffkreislauf und Energiefluß eines mesohalinen Brackgewässers (Barther Bodden). *Diss.A, Univ.Rostock*
- SCHLUNGBAUM, G. (1979): Untersuchungen über die Sedimentqualität in den Gewässern der Darß-Zingster Boddenkette unter besonderer Berücksichtigung der Stoffaustauschprozesse zwischen Wasser und Sediment. *Diss.B, Univ.Rostock*
- SEN GUPTA, R. (1972): Photosynthetic production and its regulating factors in the Baltic Sea. *Mar. Biol.* 17, 82-92
- SHARP, J.H. (1977): Excretion of organic matter by marine phytoplankton: Do healthy cells do it ? *Limnol. Oceanogr.* 22, 381-399

- SMITH, K.L.; WHITE, G.A.; LAVER, M.B. (1979): Oxygen uptake and nutrient exchange of sediments measured in situ using a free vehicle grab respirometer. *Deep-Sea Res.* 26, 337-346
- SONZOGNI, W.C.; LARSEN, D.P.; MALUEG, K.W.; SCHULDIT, M.D.(1977): Use of large submerged chambers to measure sediment water interactions. *Water Res.* 11, 461-464
- SWEENEY, R.E.; KAPLAN, I.R. (1980): Diagenetic sulfate reduction in marine sediments. *Mar. Chem.* 9, 165-174
- SWEERTS, J.P.; RUDD, J.W.W.; KELLY, C.A. (1986): Metabolic activities in flocculent surface sediments and underlying sandy littoral sediments. *Limnol. Oceanogr.* 31, 330-338
- VAN ES, F.B. (1982): Community metabolism of intertidal flats in the Ems-Dollard estuary. *Mar. Biol.* 66, 95-108
- VINCENT, W.F.; GOLDMAN, C.R. (1980): Evidence for algal heterotrophy in Lake Tahoe, California-Nevada. *Limnol. Oceanogr.* 25, 89-99
- WANG, W. (1980): Fractionation of sediment oxygen demand. *Water Res.* 14, 603-612
- WASMUND, N. (1980): Zur Tagesproduktion des Mikrophytobenthos. *Wiss. Z. WPU Rostock, N-Reihe* 29, 4/5, 113-116
- WASMUND, N. (1986): Ecology and bioproduction in the microphytobenthos of the chain of shallow inlets (Boddens) south of the Darss-Zingst Peninsula (southern Baltic Sea). *Int. Revue ges. Hydrobiol.* 71, 153-178
- WELCH, H.E.; KALFF, J. (1974): Benthic photosynthesis and respiration in Char Lake. *J. Fish. Res. Board Can.* 31, 609-620
- WHITTINGHAM, C.P. (1960): Respiration of algae. In: W. Ruhland (Hrsg.): *Handbuch der Pflanzenphysiologie*, Bd. 12/2, 447-454. Berlin, Göttingen, Heidelberg
- YAP, M.H.T. (1987): Aspekte der benthischen Energie-Dynamik in einem Flachwasser Ökosystem der Ostsee. *Diss.A, Univ. Rostock*

**Verfasser:**

Dr. Norbert Wasmund  
 Institut für Ostseeforschung  
 Seestraße 15  
 0-2530 Warnemünde