

Günter Schlungbaum; Günther Nausch; Henning Baudler

Sedimentstruktur und Sedimentdynamik in den Darß-Zingster Boddengewässern

Abstract

Mineral and sludgy Sediments are present in the Darss-Zingst Bodden waters. Sediment quality and variability show strong heterogenities within the spatio-temporal structure of these waters.

In summary:

- Today, considerable amounts of nutrients are accumulated in the sediments of the Bodden chain. These nutrients participate in short-circuited cycles in the Bodden material budget and cause an acceleration of the cycle.
- With regard to the water's appearance, a stabilizing function is determined to the sediments (eg. phosphate).
- The success of a redevelopment concept for the bodden chain will depend on consideration and integration of the Sediments problem.
- Qualitative and quantitative analysis of the composition and reactivity of the Sediments have increasingly to become an element of the water evaluation Systems.

1 Einleitung

Typisch für die Boddengewässer an der mecklenburgisch-vorpommerschen Ostseeküste sind seit dem Entstehen der Bodden- und Haffgewässer sandige Sedimente. Bedingt durch den allmählichen Meeresspiegelanstieg und der damit verbundenen Überflutung von Landzonen ist eine dünne Torfschicht auf den Sedimenten weit verbreitet. Aufgrund allein der natürlichen Nährstoffeinträge sind Ästuare von Natur aus hochproduktive Systeme. Die forcierten Nährstoffeinträge der Neuzeit haben die Primärproduktionsleistungen zusätzlich enorm erhöht. Die für Ästuargewässer typische Variabilität der hydrologischen und hydrographischen Strukturen zeichnet diesen Gewässertyp durch relativ hohe Sedimentationsraten aus, die in der Raum/Zeit-Struktur unterschiedlich verteilt sind. Die Ansammlung von unzersetzter organischer Masse führt zur Verschlickung großer Boddenregionen. In der Regel sind hiervon insbesondere Flußmündungsgebiete betroffen. Die stark variierende Wasserdynamik durch Strömungen und windbedingte Turbulenzen ist im Folgeprozeß verantwortlich für die

weiträumige Verteilung dieser organischen Sedimente. Dieser Prozeß der Verlandung ist durch die hohen Nährstoffeinträge als Folge nicht geschlossener Kreisläufe in den Einzugsgebieten besonders in den letzten 100 Jahren enorm beschleunigt worden. Die Sedimente stehen mit den Erscheinungen der Wasserbeschaffenheit in enger Beziehung (SCHLUNGBAUM, BAUDLER und NAUSCH, 1994).

2 Zur Rolle der Sedimente in den Bodden und Haffen

Die Sedimentqualitäten in den inneren Küstengewässern reichen vom Typ starker mineralischer (sandiger) Struktur bis hin zu sehr unterschiedlich hohen organischen Substanzanteilen, bis über 40 % der Trockenmasse sind als Glühverlust ermittelt worden. Für die ökologischen Analysen des Fachbereiches Biologie ist eine Grobklassifizierung (LINDNER, 1972) in einen

Mineralbodenkomplex (Mk), mit organischen Gehalten kleiner 5 %
und einen

Schlickbodenkomplex (Sk), mit organischen Gehalten über 5 %

Grundlage aller Betrachtungen. Aus der Sicht der Gewässeranalyse werden nur Oberflächensedimente (in der Regel 5 cm tief) betrachtet.

Sedimente können im Gewässer stabilisierender und auch destabilisierender Faktor für das ökologische Gleichgewicht sein:

- Die hohen Anteile an organischen Substanzen werden in Abhängigkeit von verschiedenen Faktoren (Temperatur, Aufwirbelung, Organismenaktivität...) langsam oder schneller abgebaut und erzeugen so sehr differenzierte Sauerstoffzehrungen
- Die hohen organischen Anteile erzeugen über physikalisch-chemisch wirkende Sorptions-/Desorptionsprozesse sehr niedrige und gleichmäßig in der Raum/Zeitstruktur erscheinende Phosphatkonzentrationen. Diese Gleichgewichtskonzentration (zwischen der Nachweisgrenze und ca. 1 µmol/l) reichen aber für die gemessenen hohen Primärproduktionsraten aus.
- Die Schlickanteile sind auch befähigt, Schadstoffe (Schwermetalle, Pflanzenschutzmittel...) zu sorbieren und diese Stoffe so aus ihrer Negativwirkung auf die Stoffkreisläufe mindestens vorübergehend zu entziehen.
- Die heutige teilweise/regional differenzierte hohe Wassertrübung ist ein Ausdruck großer Partikelkonzentrationen (Seston). Neben der Akkumulation planktischer Biomasse ist zu einem großen Teil das aufgewirbelte Sediment dafür verantwortlich (GEORGI, 1983). Die dadurch beeinflussten Lichtbedingungen haben auch zum Rückgang der Makrophyten geführt.

Aus diesen Gründen gehörten die Sedimente schon sehr frühzeitig zum Arbeitsfeld der komplexen ökologischen Analysen des Fachbereiches (früher Sektion) Biologie der Universität Rostock. Schwerpunktmäßig werden die Gewässer der Darß-Zingster Boddenkette bearbeitet.

3 Zur Verteilung der Sedimentqualitäten in den Darß-Zingster Boddengewässern

3.1 Kartierungsarbeiten

Eine wesentliche Grundlage für die Einschätzung der Bedeutung der Sedimente war die Durchführung eines umfangreichen Kartierungsprogrammes. In den Jahren 1977 - 1980 und 1990 wurde die Gesamtaufnahme der Oberflächensedimente vorgenommen. Ziel dieses Programmes war es, detaillierte Kenntnisse über den Istzustand der Sedimente zu erhalten, Fragen der Variabilität und der Heterogenität zu klären und letztlich eine fundierte Grundlage für Untersuchungen zur dynamischen Rolle der Sedimente im Stoffkreislauf zu schaffen. Die Aufnahmen erfolgten jeweils mit einem Netz homogen verteilter Probenahmestationen, wobei die Stationsentfernung je nach Größe des Boddens zwischen 500 und 1000 m variierte, so daß insgesamt 811 Stationen erfaßt wurden:

Gewässerteil	Fläche (km ²) (CORRENS 1976)	Aufnahmeterrnin	Stationszahl (= Probezahl)
Grabow	41,5	September 1978	87
Barther Bodden	19,4	Juni 1977 Juli 1978 August 1979 Mai 1980 Juli 1990	100 100 102 101 99
Bodstedter Bodden	24,1	September 1979	102
Saaler Bodden / Ribnitzer See	80,9	Juli 1980	120

Die wesentlichen Ergebnisse dieser Arbeiten sind in den Forschungsberichten Boddeneutrophierung - Boddennutzung (1982), Sedimentbericht der Darß-Zingster Boddenkette (1983) und Entwicklung der Gewässerbeschaffenheit im Bereich der Darß-Zingster Boddenkette 1988 - 1990 (1990) zusammengefaßt worden. Weiterhin sei auf die Publikationsreihe Sedimentchemischen Untersuchungen in Küstengewässern ... (bisher 31 Mitteilungen, meistens in der Wiss. Zeitschrift der Universität Rostock, Math.-Nat. Reihe ab 1977) verwiesen.

Zur Untersuchung gelangte die 5 cm-Oberflächenschicht, die mit einem Stechrohr (ARLT, 1970; SCHLUNGBAUM et al., 1977) gewonnen wurde. Das Probenmaterial wurde auf folgende Parameter analysiert:

Wassergehalt,
organischer Gehalt,
Korngrößenverhältnisse,
Gesamtposphor,
HCl-lösliches Eisen.

Eine genaue Beschreibung der Methoden findet sich in oben genannten Arbeiten sowie beim SCHLUNGBAUM, 1979.

Für die Arbeiten im Bereich der Boddengewässer wird die zu Beginn der sedimentologischen Untersuchungen vorgenommene Untergliederung in einen Mineralbodenkomplex (MK) und einen Schlickbodenkomplex (SK) beibehalten. Hauptkriterium für die Zuordnung bildet der Gehalt an organischer Substanz, wobei ein Wert von $>$ bzw. $< 5\%$ TS als Grenze gesetzt wird.

3.2 Sedimentqualitäten

In der Tab. 1 sind die Mittel- und Extremwerte für den Gehalt an organischen Substanzen für die Gewässerteile der Boddenkette zusammengefaßt worden, wobei die Zuordnung zu den beiden Sedimenttypen vorgenommen wird.

Tabelle 1 Verteilung der organischen Gehalte in der Sedimentoberflächenschicht der Boddenkette (in % Trockensubstanz) (Mittel-, Minimal- und Maximalwerte)

	Mineralbodenkomplex					Schlickbodenkomplex				
	- Mk -		organischer Anteil			- Sk -		organischer Anteil		
Mk + Sk = 100%	Probenzahl		Mittel	Minimum	Maximum	Probenzahl		Mittel	Minimum	Maximum
	n	%				n	%			
Grabow	51	59	1,7	0,1	5,1	36	41	16,6	5,3	42,8
Barther Bodden / 1980	58	57	2,3	0,2	4,8	43	43	12,1	5,3	25,9
Bodstedter Bodden	51	50	1,6	0,2	4,8	51	50	20,3	5,1	36,8
Saaler Bodden	39	54	1,4	0,2	3,3	33	46	15,8	5,2	34,2
Ribnitzer See	6	12	2,6	1,5	4,3	42	88	19,5	9,1	43,2

Mit den Abb. 1 und 2 werden 2 ausgewählte Situationen für den Barther Bodden und den Saaler Bodden als Beispiel gezeigt.

Folgende Verallgemeinerungen und Schlußfolgerungen sind möglich:

- 50 bis 60 % der Proben sind dem Mineralbodenkomplex zuzuordnen, wobei keine Zunahme des Schlickanteils von Ost nach West feststellbar ist.
- Die größten Schlickkonzentrationen werden in Flußmündungsgebieten (Recknitz/Ribnitzer See, Barthe/Barther Strom) ermittelt. Außerdem werden solche in Regionen mit windgeschützter Lage oder abgeschlossenen Boddentteilen festgestellt (z. B. Wiecker Bucht und Redensee im Bodstedter Bodden).

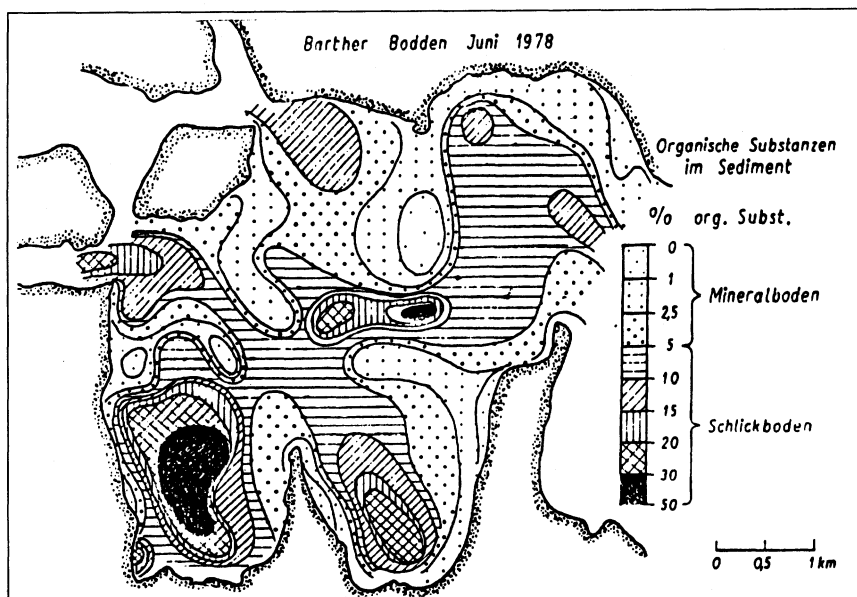


Abb. 1 Horizontalverteilung der Sedimentqualitäten im Barther Bodden
(5 cm Oberflächenschicht des Sediments)

- Sammelpunkte für Schlickkonzentrationen sind nicht immer die tiefsten Bodenstellen, wie am Beispiel des Saaler Boddens gezeigt werden kann.
- Für die Verteilung der organischen Substanzen scheinen vor allem Größe, Abgeschlossenheit und Topographie ausschlaggebend zu sein. So sind Flachwasserbereiche, Haken, windexponierte Anstiege aus Senken meist mineralischer Natur, während sich Schlick in Mulden, Senken und mehr oder weniger stark abgeschlossenen Gewässerteilen weitgehend unabhängig von der absoluten Wassertiefe sammelt. Dabei nehmen Strömungs- und Zirkulationsprozesse zusätzlich Einfluß auf aktuelle Verteilungen.
- In der Regel sind Flachwasserbereiche mit Gewässertiefen < 1 m mineralischer Natur. In großen Bodden kann dieses bis auf die 2 m-Tiefenlinie ausgedehnt werden:

	% Schlickbodenkomplex	
	Tiefe bis 1 m	Tiefe bis 1-2 m
Grabow	0	0
Barther Bodden	1	17
Bodstedter Bodden	1	33
Saaler Bodden	8	18
Ribnitzer See	0	89

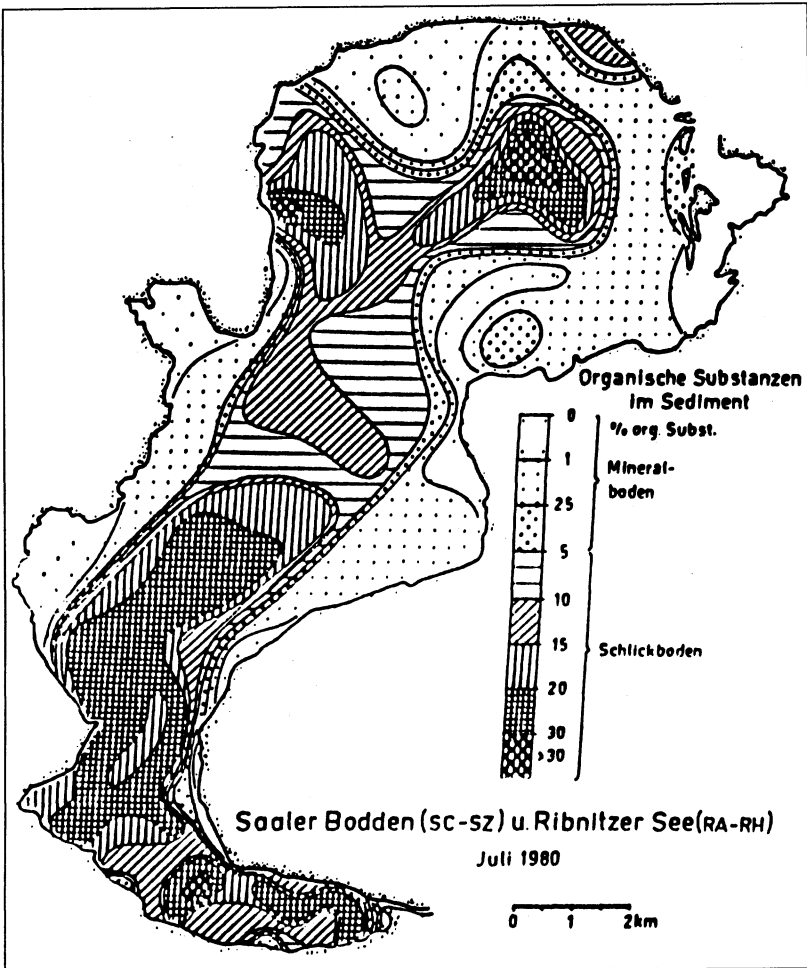


Abb. 2 Horizontalverteilung der Sedimentqualitäten im Saaler Bodden
(5 cm Oberflächenschicht des Sediments)

Zwischen den organischen Gehalten der Sedimente als Leitcharakteristika und anderen Sedimentparametern bestehen in der Regel recht enge korrelative Beziehungen (Tab. 2).

Tabelle 2 Korrelationskoeffizienten für Beziehungen zwischen Sedimentparametern (ausgewählte Parameter)

a: organische Substanz/Wassergehalt

b: organische Substanz/mittlere Korngröße

c: organische Substanz/Gesamtphosphor

d: organische Substanz/HCL-lösliches Eisen

e: Gesamtphosphor/HCL-lösliches Eisen

	n	a	b	c	d	e
Grabow	87	+0,83	-	+0,71	+0,74	+0,94
Barther Bodden	101	+0,84	-0,40	+0,87	+0,87	+0,92
Bodstedter Bodden	102	+0,89	-0,52	+0,89	+0,87	+0,91
Saaler Bodden	69	+0,86	-0,59	+0,79	+0,74	+0,92
Ribnitzer See	48	+0,69	-	+0,57	+0,54	+0,70

Es ist zu beobachten, da die Sedimente mit steigendem organischen Gehalt zunehmend feinkörniger werden (negative Korrelationskoeffizienten in Tab. 2). Im Mineralboden dominieren in der Regel Mittelsandanteile (0,2...0,5 mm), während im Schlickboden der Feinsand vorherrscht (0,1...0,2 mm). Für den Saaler Bodden und den Ribnitzer See verlagern sich die Dominanzen sogar zu Staubbfraktion (< 0,063 mm). Obwohl der organische Gehalt der Sedimente mit Ausnahme des Ribnitzer Sees von Ost nach West nicht zunimmt, verändert sich die Sedimentstruktur (Tab. 3).

Tabelle 3 Prozentualer Anteil der Hauptkorngrößenfraktionen (für den Grabow liegen keine Analysen vor)

	Mittelsand 0,2 - 0,5 mm	Feinsand 0,1 - 0,2 mm	Mehlsand 0,063 - 0,1 mm	Staub* <0,063 mm
Barther Bodden	57,4	21,2	3,5	11,8
Bodstedter Bodden	49,8	34,2	6,6	10,1
Saaler Bodden	33,5	33,0	10,8	21,0
Ribnitzer See	10,8	29,7	14,5	39,5

* Bemerkung: Die Staubbfraktion besteht bei der Anwendung der Naßsiebung weitgehend aus organischer Substanz

In der Eutrophierungsproblematik spielt die Akkumulation von Phosphaten in den Sedimenten eine wichtige Rolle. Die schlackigen Sedimente sind in der Regel auch die mit dem höchsten Phosphor- und Eisengehalten. Die Korrelationsmatrix in Tab. 2 belegt das auch. So verfügen schlackige, feinkörnige Mulden und Buchten über hohe Konzentrationen. Flache Uferbereiche, Haken, exponierte Anstiege besitzen mineralische, gröbere Natur mit entsprechend niedrigen Phosphor- und Eisenwerten. Auch bei diesen Kriterien ist kein durchgehender Anstieg von Ost nach West feststellbar. Vielmehr vollzieht sich ein starker

Anstieg aus den Zentren der einzelnen Boddenteile in die Mündungsbereiche der Flüsse hinein. So ergibt sich für die Verteilung der durchschnittlichen Gehalte an Gesamtphosphor auf die einzelnen Stufen organischer Gehalte ein recht unterschiedliches Bild (P = Mittelwerte) Tab. 4.

Tabelle 4 P-Verteilung auf Stufen organischer Gehalte der einzelnen Boddenteile (P = mg/g TS)

organischer Gehalt %	<5	5...10	10...20	20...30	> 30
Grabow	0,16	0,50	0,63	0,62	0,39
Barther Bodden	0,20	0,43	0,73	0,86	-
Bodstedter Bodden	0,17	0,37	0,77	0,99	1,00
Saaler Bodden	0,15	0,68	0,92	1,15	0,87
Ribnitzer See	0,34	1,11	1,16	1,45	1,26

Interessant ist, daß beim Vergleich gleicher organischer Gehalte eine deutliche Ost-West-Beziehung festgestellt werden kann. Die im Westteil der Boddenkette - aber auch im Barthemündungsgebiet - verstärkt zugeführten Phosphormengen werden also, wiederum begünstigt durch die extreme Flachheit der Gewässerteile und die damit verbundene intensive Durchmischung, sofort sorptiv gebunden. Es werden Werte bis 2,6 mg/g TS für Phosphor festgestellt. Damit liegen auch in den Darß-Zingster Boddengewässern die Werte im typischen Bereich der für Küstengewässer mitgeteilten Befunde, PETERSEN und KROGH, (1973) für die Flensburger Förde und NELLEN (1970) für die Schlei.

3.3 Sedimentdynamik

Die einmalige intensive Beprobung aller Hauptbodden in den Jahren 1977 bis 1980 gibt eine gute Grundlage zur Inventarisierung der Beschaffenheit der reaktiven Sedimentoberflächenschicht. Jedoch mußte geprüft werden, inwieweit diese "Moment"-Aufnahmen verallgemeinerbaren Charakter tragen. Folgerichtig wurde die Aufnahme des Barther Boddens zwischen 1977 und 1980 jährlich wiederholt. Eine erneute Untersuchung erfolgte 1990, um neben Aussagen zur Sedimentdynamik auch mögliche längerfristige Veränderungen zu erfassen. Die relativ leichte Möglichkeit der Ortsbestimmung im Barther Bodden läßt die Wiederfindung der Meßpunkte ebenso als gesichert erscheinen, wie die weitgehende Identität der hypsometrischen Kurven aller 5 Aufnahmen (NAUSCH und SCHLUNGBAUM, 1991). Die Verteilung der organischen Substanzen im Jahre 1990 bestätigt im wesentlichen die bekannten Aussagen.

In der Regel findet sich eine der Bodentopographie angepaßte Verteilung der Sedimente. Mulden, abgeschlossene Becken und Rinnen, windgeschützte Regionen zeichnen sich durch entsprechende Schlickkonzentrationen aus, wobei die absolute Wassertiefe wieder nur eine untergeordnete Rolle spielt. Haken, Bodenwellen und windexponierte Anstiege aus Senken sind meistens mineralisch.

Tabelle 5 Prozentuale Verteilung der Bodenstruktur im Barther Bodden zwischen 1977 und 1990

	Jun 1977	Juli 1978	August 1979	Mai 1980	Juli 1990
Mineralbodenkomplex	66	53	47	57	56
Schlickbodenkomplex	34	47	53	43	44
mittlere organische Trockensubstanz %TS	5,9	8,2	8,1	6,4	7

Diese vergleichenden Aufnahmen zeigten, daß im Barther Bodden durchaus einige feststehende Strukturen vorhanden sind, die insbesondere in den Flachwasserbereichen zu finden sind. Diese werden durchweg als mineralisch mit nur geringfügigen Variabilitäten gefunden. Andererseits gibt es Gebiete mit nahezu ständiger Schlickbedeckung, wie die Barther Bucht, die Barthemündung, das Fahrwasser nach Zingst, Teile der Kleinen Wiek im Norden und die Glöwitzer Bucht. Die Unterschiede sind hier von Aufnahme zu Aufnahme jedoch wesentlich größer, was für eine hohe Mobilität der Sedimente spricht. Dazwischen gibt es typische Übergangsbereiche. Die Abb. 3 zeigt diese Verallgemeinerung.

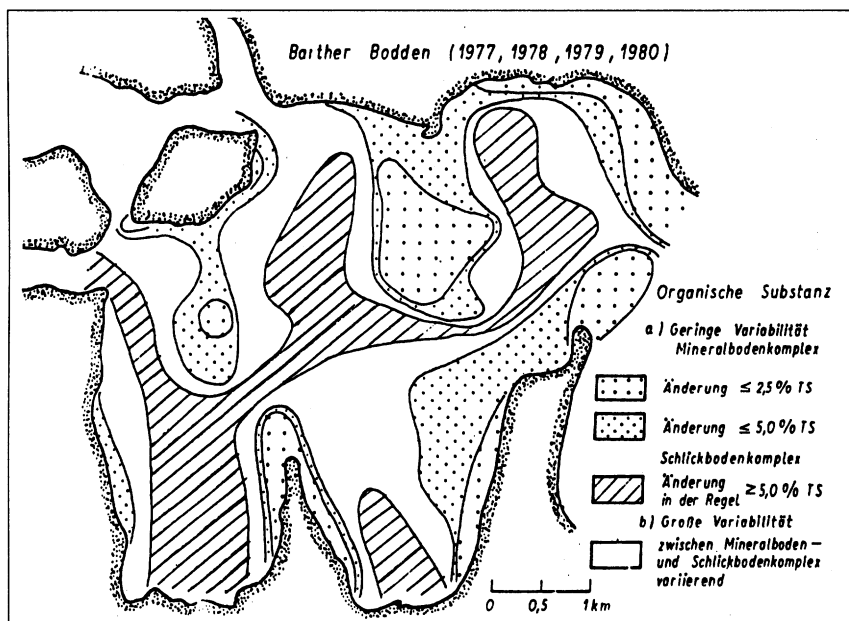


Abb. 3 Variabilität der Sedimentbeschaffenheit des Barther Boddens im Zeitraum 1977 - 1980 (1990 keine Veränderung)

Nahezu analoges läßt sich für die Phosphorverteilung feststellen. Faßt man die Aussagen aller 5 Aufnahmen für die verschiedenen Parameter zusammen, muß fest gestellt werden, daß sich für den untersuchten Zeitraum von nahezu 15 Jahren keine Tendenz zur verstärkten Akkumulation nachweisen läßt. Auch die Phosphorgehalte, und das ist besonders bemerkenswert, haben sich im genannten Zeitraum nicht erhöht. Daraus darf jedoch nicht geschlossen werden, daß die Belastung gering und ohne Auswirkungen auf das Gewässer oder die Sedimente ist. Vielmehr muß darauf hingewiesen werden, daß trotz hoher Belastung, die durch Messungen belegt ist, keine Veränderungen im Phosphorstatus zu registrieren sind. Diese ausbleibenden Veränderungen im Phosphorstatus der Sedimentoberflächenschicht sind ein Zeichen dafür, daß die Sedimentdynamik mit ihren Kenngrößen Sedimentation/Resuspension, Sorption/Desorption hier auf Grund der hohen Produktivität der Gewässer und seiner Flachheit erheblichen Einfluß ausübt. Die registrierte Belastung der Sedimente mit Phosphat ist aber ausreichend für den hohen Trophiestatus der Gewässer. Für Sanierungsstrategien ist dieser Fakt grundlegend (RYDING and FORSBERG, 1977; LIJKLEMA, 1986; SINKE et al., 1990).

4 Sediment/Wasser-Wechselwirkungen

Der Eutrophierungsprozeß in den Küstengewässern ist ein an sich natürlicher Prozeß. In der jüngsten Zeit ist er durch unbewältigte Kreisläufe in der Küstenlandschaft enorm beschleunigt worden. Das Boddenökosystem hat dabei einen eingreifenden Strukturwandel erfahren. Aus der einst durch Makrophyten bestimmten Situation entstand eine solche, die mehr auf Plankter orientiert ist, zunehmend auf Formen des Pico- und Nanoplanktons, Bakterien, Flagellaten, Ciliaten und Metazooplanktongruppen. Dieses mikrobielle Nahrungsgefüge ist in der Lage, vorhandene hohe Nährstoffbelastungen im Sediment schnell zu mobilisieren und wieder zu nutzen. Im Sediment selbst sind die Mikro-, Meio- und Makrofauna an diesen Prozessen beteiligt. Diese Kreislaufbeschleunigung ist nicht oder kaum zu regulieren, schon gar nicht in Richtung einer Gewässersanierung mit Stabilisierung der Beschaffenheitssituation.

Die Sedimentqualitäten und -quantitäten sowie ihre Mitwirkung am Kreislaufgeschehen sind von grundlegender Bedeutung. SCHIEWER (1994) konnte am Beispiel des C-Kreislaufes zeigen, daß von den 70er Jahren zu den 80er Jahren bei einem relativ großen Rückgang der Biomasseproduktion (Phytoplankton und Makrophytobenthos) der effektive Massezugang zum Sediment größer geworden ist.

1978: Sedimentation 58,0 % (= 40 200 kg/ha . a) der Primärproduktion
1985: Sedimentation 95,2 % (= 44 348 kg/ha . a) der Primärproduktion

Aus diesem Grunde hat sich der Fachbereich Biologie in der Vergangenheit auch verstärkt der Problematik der Sediment/Wasser-Wechselwirkungen zugewandt.

Bei in-situ- und Laborexperimenten mit Hilfe sogenannter Glockenversuche ist für die Wirkung der Sedimente ein Sauerstoffumsatz an der Grenzfläche Sediment/Wasser in sehr unterschiedlicher Größenordnung ermittelt worden. In Abhängigkeit von der Sedimentqualität, der Turbulenz an der Grenzfläche, der Temperatur konnten Werte bis zu $1.145 \text{ ml O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ($= 1.630 \text{ mg O}_2 \text{ m}^{-2} \text{ d}^{-1}$) gemessen werden (SCHLUNGBAUM, 1979, BAADER, 1981, PETZOLDT, 1987, KLINKENBERG, 1987). Der Phosphorhaushalt flacher eutropher Gewässer wird im wesentlichen durch die Ausbildung von Phosphatsorptions-/desorptionsgleichgewichten an der Grenzfläche Sediment/Wasser bestimmt. Im Resultat dieser Wechselwirkung wird allgemein eine Gleichgewichtskonzentration zwischen Nachweisgrenze und einem Wert unterhalb $1 \text{ } \mu\text{mol/l}$ gemessen. Höhere Werte treten dann auf, wenn bei fehlender Intensität der Wechselwirkungen (z. B. ruhiges Wasser) die P-Freisetzungsprozesse die Oberhand gewinnen. Dann sind Freisetzungsraten bis $16,7 \text{ mg P m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ möglich. Die aktuelle Phosphatkonzentration ist also kein Maßstab für die Belastung des Flachgewässers (so auch der Boddengewässer) mit Phosphorverbindungen (SCHLUNGBAUM, 1979; BAADER, 1981). Für Prozesse im Stickstoffhaushalt liegen vielseitige Arbeiten mit Ergebnissen zur Ermittlung des Nitratzehrungspotentials, der Denitrifikation und der Ammonifikation vor. Durch Glockenexperimente im Gewässer und auch im Laborversuch werden Ammoniumfreisetzungsraten im Bereich von 30 bis $90 \text{ mg Stickstoff m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ermittelt. Die Streuung wird verursacht durch die Wahl des Wasserkörpers und die Sedimentqualität. Einzelwerte bis $230 \text{ mg N m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ sind bei intensiven Sediment/Wasser-Wechselwirkungen möglich. Die Denitrifikationsleistung eines Sediment/Wasser-Systems ist abhängig von der Ausbildung anaerober Zustände im Reaktionsraum. Werden dann Nitratkonzentrationen zugeführt, können Werte bis zu $73 \text{ mg N m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ermittelt werden (BLOSS, 1981, BAADER, 1981, PETZOLDT, 1987, KLINKENBERG, 1987).

Inhalt weiterer Untersuchungen waren die Sestonproblematik und das Sedimentationsverhalten (NAUSCH, 1981, GEORGI, 1983).

Die folgende Übersicht enthält noch einmal die Maximalwerte für die im Sediment/Wasser-Bereich untersuchten Prozesse.

Die Leistungspotentiale an der Sediment/Wasser-Kontaktzone können in Abhängigkeit von den Bedingungen mit folgenden Maximalwerten angegeben werden:

Sauerstoffzehrung	bis 1 145 ml O ₂ m ⁻² d ⁻¹
Phosphatfreisetzung	bis 16,7 mg P m ⁻² d ⁻¹
Ammoniumfreisetzung	30 - 90 mg N m ⁻² d ⁻¹
Einzelwerte	bis 230 mg N m ⁻² d ⁻¹)
Denitrifikationsleistung	bis 73 mg N m ⁻² d ⁻¹ (Dieser Betrag ist jedoch abhängig von der Nitratsnachlieferung in den anaeroben Reaktionsraum.)

Von grundlegender Bedeutung ist, daß das Phosphat trotz hoher Mobilität in der Gewässerstruktur nur mit einer kleinen aber über den Jahresgang nahezu stabilen Konzentration erscheint. Sorptions-/Desorptionsprozesse gestalten dieses Niveau und halten dabei Phosphat in einem für die biologischen Prozesse ausreichendem Maß zur Verfügung.

Aus Bilanzrechnungen geht u. a. hervor, daß der Wert der Phosphatfreisetzung aus dem Sediment den 2 - 4-fachen Wert der Belastung der 80er Jahre von Außen erreichen kann.

Zusammenfassung

In den Darß-Zingster Boddengewässern kommen mineralische und schlickige Sedimente vor. Die Sedimentqualität und Sedimentvariabilität zeigt große Heterogenitäten in der Raum/Zeitstruktur. Insgesamt kann davon ausgegangen werden,

- daß in den Gewässersedimenten heute große Nährstoffmengen akkumuliert sind und diese über kurzgeschlossene Kreisläufe immer schneller am Gesamtstoffumsatz teilnehmen;
- daß Sedimente für die äußere Erscheinung eine Stabilisierungsfunktion ausüben (Beispiel: Phosphat);
- daß der Erfolg eines Sanierungskonzeptes in engem Zusammenhang mit der Sedimentproblematik zu sehen ist;
- daß die Qualität und Quantität der Sedimente, Sedimentzusammensetzung und Sedimentreaktivität mehr und mehr zum Element der Beschaffenheitsbewertung werden müssen.

Literatur

- ARLT, G.: Zur Gewinnung von Sedimentproben für quantitative Microbenthosuntersuchungen in flachen Gewässern.- unveröff. Forschungsbericht, Sektion Biologie, WPU Rostock, 1970
- BAADER, G.: Nährstoffgleichgewichte an der Sediment/Wasser-Kontaktzone von Flachwasser-ökosystemen.- WPU Rostock, Fakultät Biologie, Chemie und Agrarwissenschaften, Dissertation A, 1982

- BLOSS, S.: Untersuchungen zum Stickstoffkreislauf an der Sediment/ Wasser-Kontaktzone in der Kurr-Bucht der Darß-Zingster Boddenkette unter besonderer Berücksichtigung der Denitrifikation.- Sektion Biologie, WPU Rostock, Diplomarbeit, 1981
- GEORGI, F.: Untersuchungen zur Variabilität von Qualität und Quantität des Sestons in den Darß-Zingster Boddengewässern.- WPU Rostock, Fakultät für Biologie, Chemie und Agrarwissenschaften, Dissertation A, 1983
- KLINKENBERG, G.: Untersuchungen zum Einfluß von Schwermetallen auf Denitrifikationsleistung von Gewässern.- WPU Rostock Fakultät für Biologie, Chemie und Agrarwissenschaften, Dissertation A, 1987
- LIJKEA, L.: Phosphorus accumulation in Sediments and internal loading., *Hydrobiol. Bull.* 20, (1/2), 1986.-S. 213-222
- LINDNER, A.: Soziologisch-ökologische Untersuchungen an der submersen Vegetation in der Boddenkette.- Universität Rostock, Disseration, 1972
- NAUSCH, G.: Die Sedimente der Darß-Zingster Boddengewässer-Zustandsanalyse und Stellung im Phosphorkreislauf.- WPU Rostock, Fakultät für Biologie, Chemie und Agrarwissenschaften, Dissertation A, 1981
- NAUSCH, G.; SCHLUNGBAUM, G.: Sedimentchemische Untersuchungen in Küstengewässern der DDR. - XV. Zur Beschaffenheit der Sedimentoberflächenschicht des Saaler Boddens.- *Wiss. Z. WPU Rostock*, 31, N-Reihe 6, 1982.- S. 69 - 74
- NAUSCH, G.; G. SCHLUNGBAUM: Eutrophication and restoration measures in the Darss-Zingst bodden chain.- *Int. Revue ges. Hydrobiol.* 76, 3, 1991. - S. 451 - 463
- NAUSCH, G.; G. SCHLUNGBAUM.: Sedimentbericht für die Darß-Zingster Boddenkette.- unveröff. Forschungsbericht, Sektion Biologie der Rostock, 1983
- NAUSCH, G.; G. SCHLUNGBAUM; G. BAADER: Sedimentchemische Untersuchungen in Küstengewässern der DDR. - XIV. Zur Beschaffenheit der Oberflächensedimente im Bereich der Ober- und Unterwarnow.- *Wiss. Z. Rostock*, 32, N-Reihe 5, 1983.- S. 15-19
- NELLEN, W.: Chemische, mikrobiologische und planktologische Untersuchungen in der Schlei im Hinblick auf die Abwasserbelastung. - 2.9 Sediment.- *Kieler Meeresforsch.* 26, 2, 1970.-S. 144-150
- PETERSEN, M., O. KROGH: Untersuchungen der Flensburger Förde - Teilbericht 5: Sedimentuntersuchungen.- Gemeinsames Komitee Flensburger Förde, Selbstverlag Aabenrae, 1973
- PETZOLDT, H.: Stickstofftransformation an der Sediment/Wasser-Kontaktzone eutropher Flachgewässer unter besonderer Berücksichtigung der Denitrifikation.- WPU Rostock, Fakultät für Biologie, Chemie und Agrarwissenschaften, Dissertation A, 1987
- RYDING, S.-O.; C. FORSBERG: Sediments as a nutrient source in shallow polluted lakes.- *SIL-UNESCO Symp. "Interactions between Sediments and freshwater"*, Amsterdam 1976, (Ed.: H.L. Golterman, IUNK and PUDOC, The Hague, 1977.- S. 227- 234
- SCHLUNGBAUM, G.: Untersuchungen über die Sedimentqualität in den Gewässern der Darß-Zingster Boddenkette unter besonderer Berücksichtigung der Stoffaustauschprozesse zwischen Wasser und Sediment.- WPU Rostock, Fakultät für Biologie, Chemie und Agrarwissenschaften, Dissertation B, 1979
- SCHLUNGBAUM, G.: Das Eutrophierungsproblem der Bodden und Haffe.- *BODDEN* 1, 1994.- S. 13-29
- SCHLUNGBAUM, G.: Funktionen der Boddengewässer bei der Reinhaltung der Ostsee.-Mat. des Symp. Wasserschutzpolitik in Mecklenburg-Vorpommern.- EU-Arbeitsgruppe, 1994
- SCHLUNGBAUM, G.; G. NAUSCH: Boddeneutrophierung / Boddennutzung.- unveröff. Forschungsbericht, Sektion Biologie der WPU Rostock, 1982
- SCHLUNGBAUM, G.; G. NAUSCH: Entwicklung der Gewässerbeschaffenheit im Bereich der Darß-Zingster Boddenkette Im Zeitraum 1988/1990.- unveröff. Forschungsbericht, Sektion Biologie der Univ. Rostock, 1990
- SCHLUNGBAUM, G.; M. VOELKNER; S. STOLLE; J.-A. v. OERTZEN: Sedimentchemische Untersuchungen in Küstengewässern der DDR. - I. Zur Methodik der Untersuchungen der chemischen Zusammensetzung von Sedimentoberflächenproben in eutrophierten Küstengewässern.- *Acta hydrochim. hydrobiol.* 5, 2, 1977.- S. 123 - 134

SCHLUNGBAUM, G.; H. BAUDLER; G. NAUSCH: Die Darß-Zingster Boddenkette - ein typisches Flachwasserästuar an der südlichen Ostseeküste.- dieses Heft, 1994
SINKE, A. J. C.; A. A. CORNELESE; P. KEIZER; O. S. P. VANTONGERN; T. E. CAPPENBERG: Mineralisation, water chemistry and phosphorus release from peaty sediment in eutrophic Loosdrecht lakes, The Netherlands.- Fresh Water Biology 23, 1990.- S.587 - 599

Verfasser

Prof.Dr. Günter Schlungbaum
Universität Rostock
FB Biologie
18051 Rostock