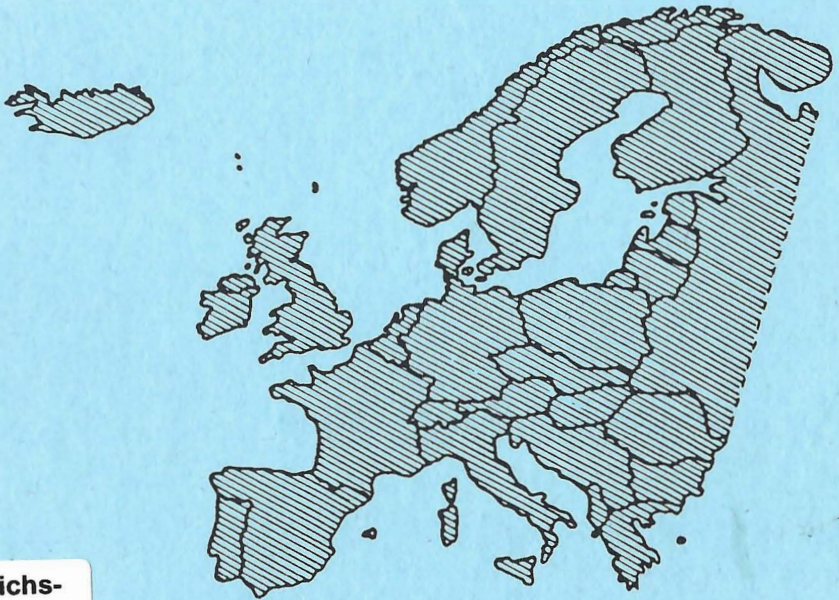


ISSN 0943-822X

Rostocker Meeresbiologische Beiträge

Heft 4

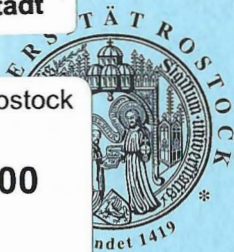


Bereichs-
bibliothek
Südstadt

UB Rostock

WA
80000

-4



UNIVERSITÄT ROSTOCK

Rostocker Meeresbiologische Beiträge

Heft 4

Universität Rostock
Fachbereich Biologie
1996

https://doi.org/10.18453/rosdok_id00005571

HERAUSGEBER:

Prof. Dr. habil. Ernst A. Arndt

REDAKTIONSKOLLEGIUM:

PD Dr. habil. Günter Arlt
Prof. Dr. habil. Ernst A. Arndt
Dr. Andreas Bick
Prof. Dr. habil. Ulrich Schiewer
Prof. Dr. habil. Günter Schlungbaum

LEKTORAT:

Autorenkorrektur

HERSTELLUNG DER DRUCKVORLAGE: Konstantin Jügelt

ZITAT KURZTITEL:

Rostock. Meeresbiolog. Beitr. H. 4

ISSN 0943-822X

© Universität Rostock, Fachbereich Biologie, 18051 Rostock.

BEZUGSMÖGLICHKEITEN:

Universität Rostock
Universitätsbibliothek, Schriftentausch, 18051 Rostock

Universität Rostock
Fachbereich Biologie
18051 Rostock
Tel. 0381 / 498 2016
Fax 0381 / 498 2017

DRUCK:

Universitätsdruckerei Rostock Nachdruck 121/98

Ernst-Albert ARNDT; Dagmar ANDRES

Video-monitoring of benthic communities in the area off the coast of Kühlungsborn (Mecklenburg Bight) as a means for surveying spatial and temporal changes - advantages and restrictions of a method

Abstract

The area off the coast of Kühlungsborn (Mecklenburg-Vorpommern, Germany) has been subject to intense benthos studies from the beginning of the sixties, mainly by bottom grab, dredging and SCUBA divers.

In 1988, a major oxygen sufficiency had caused a complete breakdown of the benthic communities below a depth of 13 meter. This paper reports on the degree of re-establishment of communities within the last 6 years. It also considers the question of applicability of video survey in these turbid waters.

By using the research yacht „Aldebaran“, which is specially equipped for video-monitoring, the area was surveyed. Video-transects were recorded perpendicular to the coast-line varying between 2 and 26 m in depth.

A special videocamera, controlled by scientists on board, was towed behind the vessel moving slowly along the transect-line. Navigational positions were recorded every two minutes, vertical profiles of physical/chemical parameters at selected sites.

For the verification of uncertain video-images, benthos samples were collected by scientific divers.

Within a relatively short time, a precise description of the spatial changes within the benthic communities of the various zones could be achieved and statements about the general situation of the area and its temporal changes were possible.

Introduction

Benthic invertebrates play a critical role in trophic relationships by providing a major source of energy to ecologically as well as economically important demersal fishes (e.g. COHEN et al.1982). Their number of species reflected also the degree of the health of the ecosystem in consequence of the high sensitivity to bioaccumulation of contaminants (e.g. THOUZEAU et al. 1991).

Regarding the present discussion on long-term changes in marine ecosystems especially referring to potential climatic changes, it seems essential to ask, whether these changes observed are really due to these climatic changes or within the range of the ecosystem's natural variation in time.

Only continuous routine monitoring efforts will enable us to observe change, nevertheless the significance of such changes will generally be dominated by economical factors (fisheries etc.).

The Baltic Sea has been shifting in its regime of salinity from limnic to brackish water conditions vice versa within the last 12 000 years, the development of its present status evolved in recent historical times (e.g. ARNDT 1964 a).

Besides its geologically very young age, the ecology of the Baltic Sea is mainly dominated by its distinctive gradient in salinity from West to East, decreasing from 28 to 4 PSU in surface water. The only way for salt water to flow into the Baltic Sea is through the Kattegat. Euryhaline marine species are found in the West only, whereas the East is dominated by genuine brackish water species and even euryhaline freshwater species.

As a result of the freshwater inflow through rivers, a stratification of heavier salty water in the depth and diluted brackish water in the surface occurs, restricting the oxygen exchange between these two layers. The bathymetric position of the halocline in the central basins of the Baltic Sea oscillates between approx. 90 and 70 m (e.g. von OERTZEN & SCHULZ 1973, GERLACH 1994), depending on the salinity of bottom water. However, the only way for oxygen to be enriched in the near bottom water is by major saltwater inflow. Since certain weather conditions are required for these events, which have not occurred during the last sixteen years till 1993, salinity in the bottom water has been decreased steadily since 1978 (MATTHÄUS 1996).

Whereas no significant salt water inflow into the Baltic Proper east of the Darss Sill took place between 1977 and 1993, the shallow Mecklenburg Bay is characterized by seasonal changing conditions. During spring till late summer a strong stratification is established with low salinities (8 - 10 PSU) and high temperatures (10 - 17 °C) in the surface layer and higher salinities (14 - 18 PSU) and low temperatures (3 - 5 °C) near the bottom (e.g. ARNDT & HEIDECHE 1973). Stormy weather conditions during autumn leads to a total mixing of the water masses with homohaline and homothermal conditions as the result. Periods of bottom water oxygen depletion have never been observed in the open areas of the Mecklenburg Bight. An unique situation occurred in the so-called German Belt Sea (i.e. Mecklenburg Bight plus Kiel Bight) in 1988, when approximately 30% of the bottom surface of the Kattegat were affected by hypoxia (< 2 ml oxygen / l) for a period of more than two months (HELCOM 1994, GERLACH 1994). This oxygen-deficient salt-water (20 - 24 PSU) intruded into the German Belt Sea in September 1988, destroying zoobenthos below 13 m of depth (BÖTTCHER 1990, PRENA 1994).

During the 1960's wide-ranging studies concerning benthic communities were performed along the Mecklenburg coast (ARNDT 1964 a, SCHULZ 1969a, SCHULZ 1969b, von OERTZEN & SCHLUNGBAUM 1972, von OERTZEN & SCHULZ 1973). The area off Kühlungsborn was of special interest on account of its distinct location under periodic influence of Kattegat water. Furnished with a significant amount of

large stones in the shallow waters off the coastline the area offers a habitat slightly different from the typical Mecklenburg coastal waters. The Mecklenburg Bay has, in the past, been studied intensively (KÖHN 1989, AL-HISNI 1989). However, since 1988 only few unpublished data have been conducted (VOIGT 1991, THIELE 1991). The objectives of this study were to get an information of the ecological situation in the southern part of the Mecklenburg Bay few years after the breakdown of the fauna 1988 as well as an answer of the question if it is possible to improve the knowlege of an ecological situation by the combination of video technique with traditional sampling methods.

Material and methods

The study was conducted in August 1994 at the Baltic Coast in Mecklenburg-Vorpommern in the area (fig. 1) locally known as „Bukspitze“ (approx. 54°11' N, 11° 46' E) on board the research yacht „Aldebaran“.

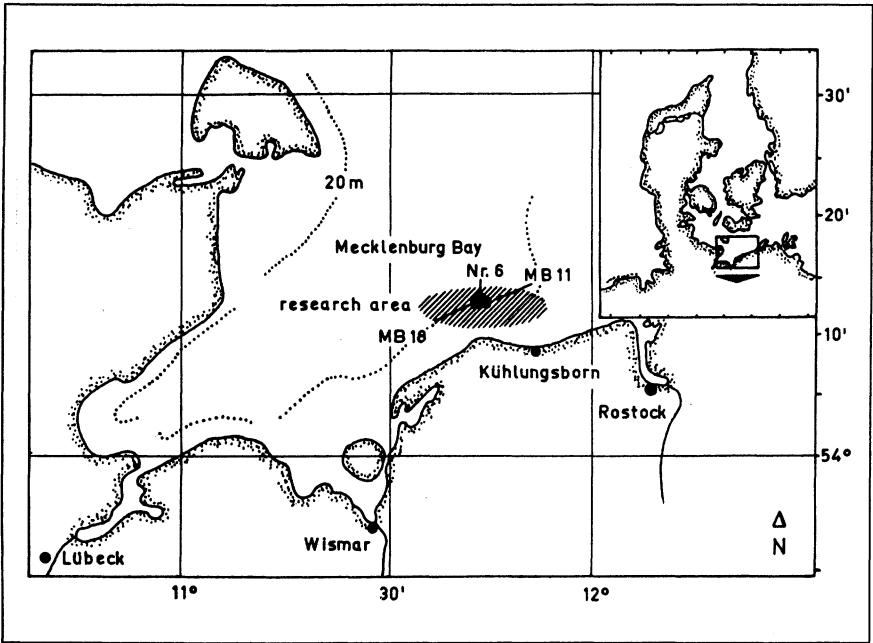


Fig. 1 Study area within the Mecklenburg Bight (Mecklenburg-Vorpommern, Germany), MB 11 and MB 18 being sampling sites from 1986 surveys

The system used was basically a towed sledge (MACHAN & FEDRA 1975, HOLME & BARRETT 1977), on which was mounted a 45° forward-angled video-camera and two respectively mounted lights (100 W). The camera, installed in a aluminium case, was a SONY CCD Hi8-Camcorder with a resolution of 470.000 pixel, autofocus and zooming facilities. Easy handling was assured by the light weight of sledge and camera (20 kg), snap clamps and socket-switch connection for video and electrical cables.

Even though the eutrophication of the Baltic coastal waters is severe, artificial light was not needed throughout the study, on account of the cameras high sensitivity and excellent water conditions.

The distance of the camera to the centre of the observation field was about 1,0 m, giving a picture width of approx. 0,5 m.

During the survey, the actual position of the vessel was determined by differential GPS (Magellan 5000 DX) every two minutes. At the same time depth measurements were recorded from the continuously running echo-sounder. The maintenance of the exact predetermined course often proved to be difficult with the slow towing speed (maximum 1 knot) required for good video pictures.

Simultaneously to the recording, video pictures were observed and annotated for the first time, by two observers. A second tape analysis was carried out on shore later by all participating scientists.

The survey which took place during a 4 day cruise, consisted of 9 transect lines and 5 positions for SCUBA diving ranging from 3 to 26 m depth, according to the sampling positions of preceding studies (KÖHN 1989, AL-HISNI 1989).

In addition to video monitoring, each transect line was examined by means of Van-Veen-grab, bottom dredge and sampling by SCUBA divers. Respectively the grab sampling took place at the end of a video transect, whereas dredge samples were taken in between two video transects.

Routinously vertical profiles of salinity, oxygen, pH and temperature were taken at grab sampling positions, by WTW-probes.

Collected grab and dredge samples were partly fixed in ethanol or formalin (4%) on board, whereas determination of species, biomass and number of individuals was carried out in the laboratory at a later stage.

Results

The benthic community observed by the combination of grab sampling and video survey showed a overall qualitative species identity to 1986 data (KÖHN 1989) between 20 and 28 % by SÖRENSEN index, for corresponding sampling sites (Table 1). Whereas KÖHN (1989) and AL-HISNI (1989) found a total of 59 taxa during 1 year of grab sampling, we could identify 39 taxa, of which 27 were identical to 1986 data, in spite of random sampling covering only one seasonal aspect, disregarding species present during spring and early summer only.

Table 1 Comparison of species found by grab sampling before and after the 1988 breakdown, at corresponding sampling sites in a depth of 19 m

	July 1986 MB 11 (Köhn 1989)	July 1986 MB 18 (Al Hisni 1989)	August 1994 Site Nr. 6
Observed species	Ind./m ²	Ind./m ²	Ind./m ²
Nemertini			130
Priapulida			
<i>Priapulus caudatus</i>			13
Polychaeta			
<i>Ampharete finmarchica</i>	13		
<i>Anataides maculata</i>	7	13	195
<i>Antinoella sarsi</i>	60	35	65
<i>Arenicola marina</i>			13
<i>Arcidea jeffreysi</i>	10	8	
<i>Capitella capitata</i>	2		52
<i>Eulalia bilineata</i>		2	
<i>Eteone longa</i>	9		52
<i>Hamothoe imbricata</i>	2		13
<i>Heteromastus filiformis</i>	3	23	
<i>Lagis koreni</i>			39
<i>Laonome krøyeri</i>	2		
<i>Nephtys spp.</i>	68	67	26
<i>Nereis diversicolor</i>			39
<i>Paraonis gracilis</i>	3	67	
<i>Pholoe minuta</i>	69		196
<i>Polydora ciliata</i>	7		13
<i>Polydora quadrilobata</i>	257	58	13
<i>Pygospio elegans</i>	80		
<i>Scoloplos armiger</i>	237	688	300
<i>Spio gonioccephala</i>	2		
<i>Terebellides stroemi</i>	3	28	
<i>Trochochaeta multisetosa</i>	2		13
Crustacea			
<i>Corophium crassicomis</i>		5	
<i>Diastylis rathkei</i>	692	238	534
<i>Grastrosaccus spinifer</i>			39
Echinodermata			
<i>Asterias rubens</i>			13
Tunicata			
<i>Styela coriacea</i>			13
Gastropoda			
<i>Hydrobia neglecta</i>	3		
Bivalvia			
<i>Abra alba</i>			91
<i>Arctica islandica</i>	78	123	26
<i>Astarte borealis</i>	177	132	
<i>Astarte elliptica</i>	23		
<i>Cerastoderma lamarcki</i>			26
<i>Corbula gibba</i>		13	
<i>Macoma balthica</i>	883	328	156
<i>Macoma calcarea</i>	30	108	
<i>Mya truncata</i>	3	2	
<i>Mysella bidentata</i>	23	203	
<i>Mytilus edulis</i>	800		

Of these 39 taxa 12 species could be identified by grab sampling as well as video, whereas 23 taxa were only detectable by grab sampling and 4 species exclusively by video.

The uniformity of the ecological situation in the deeper parts below a depth of 20 m was an outstanding impression, because of a relatively high heterogeneity observed in this area during the 1960's. The whole area observed showed a well-oxygenated surface layer of sediments covered by a layer of pre-sediment. This pre-sediment was arranged in form of a 'ripple mark' structure.

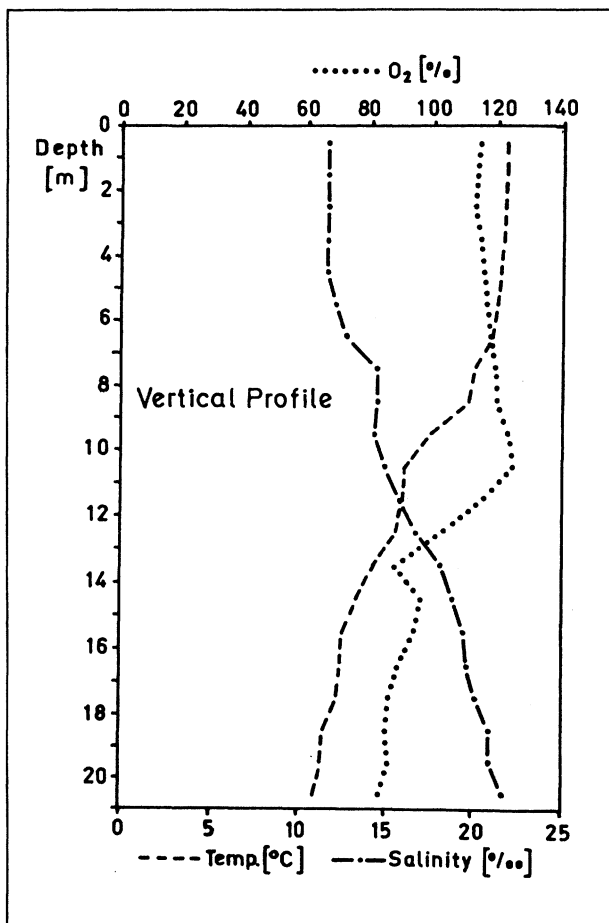


Fig. 2 Vertical profile of temperature, Oxygen and salinity of sampling site Nr. 6

Difficulty was experienced in distinguishing live *Astarte* from dead shells by camera. The percentage of living specimens had to be evaluated by dredging and direct underwater observations by divers. According to the largest size class of live *Astarte* observed, living individuals were not older than 3 - 4 years. A fact, corresponding to observations by VOIGT (1991) stating large areas along Mecklenburg coast with dead mussels during a spring 1990 survey.

A remarkable fact was the complete disappearance of the mussel *Mytilus edulis* from the area below a depth of approximately 14 m. Whereas *M. edulis* in 1986 was one of the dominating species down to 18 m in depth (KÖHN 1989) its bathymetric distribution in 1994 came to a sudden end at a depth of 14 m. Video transects running perpendicular to the shore line showed that only lumps of free floating mussels were to be found below this depth. Hence, there seems to be a factor (respectively a combination of various factors) hindering the mussel's re-establishment in the area after the 1988 breakdown.

Regarding physical/chemical parameters a vertical stratification in the water body, which was homogeneous throughout the area, became apparent (fig. 2). Between 12 and 13 m depth a thermocline/halocline is clearly visible, with temperature dropping almost 2° C and salinity rising for approximately 1,5 PSU.

In between *M. edulis* at a depth between 14 and 10 m, patches of the sulfur bacteria *Beggiatoa* became clearly visible as well as traces of bioturbation activities of unknown origin. The core area of the *Mytilus* banks were densely inhabited by *Asterias rubens*, feeding on the mussels. On account of salinity limits (ARNDT 1964 b) *A. rubens* was not found above 11 - 13 m, whereas single specimens were observed down to a depth of 26 m.

Precise data could be achieved on the distribution of *Arenicola marina* by means of video, whereas grab samples included only a few pieces of living animals, on account of *A. marina*'s way of life in the sediment.

The emphasis of *A. marina*'s distribution is in the sublittoral zone within the range of 7 to 11 m of depth. Dense populations of *A. marina* together with *Mya arenaria* could be observed in the area in between the mussel banks and the *Zostera* region (*Zostera marina*). With increasing depth, the population density of *A. marina* decreased in almost the same amount as the population density of *M. edulis* grew (fig. 3). At the bathymetric end of *M. edulis*' distribution *A. marina* re-increases in population density, finally coming to an end of its distribution at a depth of 19 m.

The brittle star *Ophiura albida* had been reported in vast quantities in some years during the 1960's, with data on its existence in the research area (ARNDT 1964 a). Eventhough AL-HISNI (1989) describes frequent observations of *O. albida* in grab samples, no single specimen could be found during 1994 video survey, though this species should have been clearly visible by video camera.

Besides *O. albida* another marine species used to be common for the area, the Anthozoa *Metridium senile* (ARNDT 1964 a). Whereas KÖHN (1989) is lacking both of these species, AL-HISNI (1989) also describes *M. senile* for sampling site MB 18. At the present this species is still existent in the area off Kühlingsborn, *M. senile*

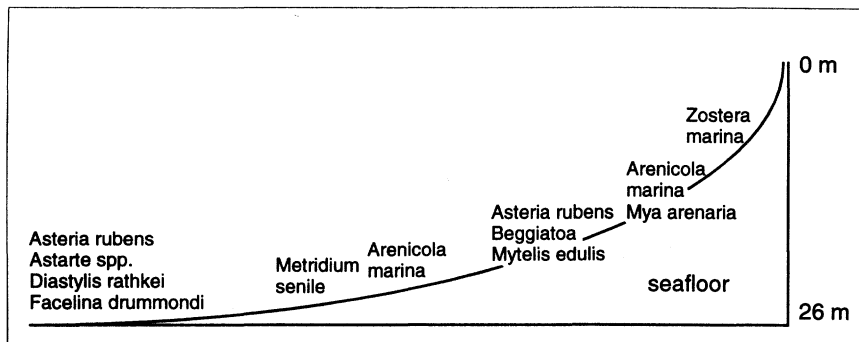


Fig. 3 Spatial distribution of epibenthic fauna (and flora) as it could be observed by video transect, species which were only detectable by grab sampling are missing. *Asterias rubens*, *Metridium senile*, *Facelina drummondi* and *Arenicola marina* were missed in the grab samples respectively

could clearly be observed on the video screen, yet its appearance was very sporadic and its distribution limited to the presence of larger stones.

A species clearly underestimated or not described in previous studies, was the nudibranch *Facelina drummondi*. Though the nudibranch had been noted in diver surveys at a depth of 20 m (ARNDT 1964 a) and 15 m (GOSSELCK 1992), respectively, it was missing in all grab sampling surveys from the survey area (KÖHN 1989, AL-HISNI 1989, RINGELTAUBE 1989). Nevertheless, the mollusc was observed with the video camera in relatively dense populations averaging up to 10 ind./m in a depth of 26 m.

Discussion

The major survey effort was to test the combination of methods in an area well known. By a combination of methods giving proper alliance between expenditure, time, cost and information it was possible to judge the longterm faunal trend within a relatively short time of field work and allow general statements on the situation of the benthic fauna and its habitat conditions.

From the data of this previous survey it seemed that the benthic community below 13 m of depth which had re-established, was almost the same as it had been before the 1988 breakdown, though the spatial distribution of single species has altered remarkably.

In comparison to the situation during the 1960's the macroscopic view seems to be changed in a direction caused by eutrophication. The whole area up to 20 m in the depth is covered by a thin layer of pre-sediment (i.e. detritus). Macroalgae like *Laminaria spec.* disappeared below the pycnocline, we observed by video only few specimens in a depth of 15 m. Similar changes in macroalgae distribution since the

1960's found BREUER & SCHRAMM (1989) in Kiel Bight and PRENA (1990) in Wismar-Bay. We suppose that the disappearance of the tube-living sabellid *Euchone papillosa*, common in the soft bottom area below a depth of 20 m in the past (ARNDT 1964 a, 1967), is caused by the pre-sediment layer.

The fact that *Ophiura albida* has vanished completely corresponds with observations in the 1960's, where *O. albida* were present in some years and missing in other ones. *O. albida* is a relatively stenohaline marine species with a generative borderline in the Kattegat area. The presence of this species as unfertile specimens in the Mecklenburg Bight (vegetative borderline) is up to the larval transport through Great Belt and Fehmarn Belt by saltrich water during the reproduction time (ARNDT 1964 a).

As far as species are concerned, which are clearly determinable by camera, data from KÖHN (1989) on *Mytilus edulis* proved the decline of vertical distribution of this species of about 5 m. *Arenicola marina* in contrast was not present, neither in the study by KÖHN (1989) nor by AL-HISNI (1989), a fact that is most likely due to sampling method exclusively. In the case of this important species in terms of biomass, the additional use of video proved substantial.

Camera and video transects have been used to estimate the abundance of megabenthic epifauna in various studies (MACHAN & FEDRA 1975, FRANKLIN et al. 1980, PATTERSON 1984, JAMISON et al. 1984, MacDONALD et al. 1989, THOUZEAU et al. 1991, RUMOHR 1993) and have come to be an established method.

The use of video images not only enlarges knowledge on the benthic community achieved by grab sampling, furthermore it represents a time saving and inexpensive method for routine monitoring, required for ecological management which can not afford intensive benthic studies but nevertheless has to judge ecological conditions for further actions and therefore needs quick access to data (RUMOHR 1993).

Especially regarding habitat destruction by dredge and grab sampling in systems already under continuous ecological stress, destructive techniques should be reduced to a minimal level.

If grab sampling is used as the only method, it will surely give an uncomplete impression on the situation (which is also true for video of course) of the benthic communities not taking patchiness of habitats sufficiently into account.

Grab sampling in the Bornholm Basin for example (HAGMEIER 1930, DEMEL & MANKOWSKI 1951, DEMEL & MULICKI 1954, RUMOHR 1987) proved the existence of living bivalves below a depth of 80 m during the first half of this century. Whereas with sediment cores from 88 and 92 m depth, JONSSON et al. (1990) found an undisturbed sedimentation in at least 200 sediment layers implying the absence of any bioturbation in the area, for a couple of centuries. These apparently contradicting results have led to speculations on a patchy habitat structure which might have existed in the Bornholm Basin, leaving single depressions with oxygen deficient water bodies uninhabited (GERLACH 1994).

Video recording of the habitat structure certainly gives supporting data, necessary for ecological interpretation of grab samples. Furthermore grab sampling may be

reduced to the lowest limit necessary, if preceding video scanning checks the existence of variability of habitat structures.

Video survey in contrast only considers epibenthic fauna with a minimum size, depending on camera resolution and turbidity, usually ranging from 10 to 40 mm (FRANKLIN et al. 1980, THOUZEAU et al. 1991). But since epibenthic organisms in most coastal systems represent an important part of the macrofauna video technology is one way to increase data acquisition over limited periods.

Recent advances in camera and recording technique allow recording of a continuous stream of images with resolution and colour saturation sufficient to identify fauna, determine fine-scale substrate characteristics (MALATESTA et al. 1992) and assure the use of modern image processing for analysis.

A common problem of grab sampling is the escape of mobile species, since bottom-samplers not only trigger an avoidance response when approaching the seafloor (THOUZEAU et al. 1991), but also wash away lighter species by its pressure head (RUMOHR 1993), coming down. This might be the reason, why *Facelina drummondi* was never observed in previous studies, entirely done by grab sampling.

Storage of physical/chemical data, navigational position, depth etc. on the same video tape for subsequent extraction to computer processing, permits easy handling of the equipment on board, whereas reproducible data inspection later is guaranteed.

Various studies have evaluated methods for quantifying video transect images, statistical treatment of data and development of standards (FRANKLIN et al. 1984, McCORMICK & CHOAT 1987, THOUZEAU et al. 1991, AUSTER et al. 1992, MALATESTA et al. 1992). Further development in video technique and digital image processing will increase the advantages of this method for monitoring use.

Conclusions

Modern ecological sampling often requires a non-destructive sampling technique which provides quantitative data on community structure and demographic parameters within defined habitats (WHORFF et al. 1992). Furthermore environmental impact studies and routine monitoring efforts require time-saving and inexpensive methods leading to a maximum of information at a minimum expenditure.

The advantage of using video survey certainly is the creation of a permanent record that can be reviewed multiple times to complete enumeration of all individuals, take individual observers biases into account (AUSTER et al. 1992) and be discussed with external experts. Nevertheless, major disadvantage is the difficulty in identifying similar and small species and the neglect of non epibenthic species.

However, transformed data appearing in tables and charts are often less easily compared than a visual presentation of the same data (WHORFF et al. 1992, RUMOHR 1993). Especially since the need for managers and politicians to really understand ecological subjects is importunate, visual presentation on changes might help support long term scientific efforts.

Acknowledgements

We would like to thank the crew and divers of the FSS „Aldebaran“ for their exceptional support in the field. Dr. Andreas Bick, Dipl.-Biol. Michael Zettler, Dipl.-Biol. Ralf Bochart for field assistance and review of each underwater video and Linde Rodbertus for technical assistance in determination and counting of preserved material. Furthermore we would like to thank Dr. habil. Franz Brümmer for his critical discussion on the manuscript.

References

- AL-HISNI, Z. (1989). Saisonale und annuare Fluktuationen des Makrozoobenthos in der Lübecker und Mecklenburger Bucht in den Jahren 1985 - 1988. Doctorial Thesis, University of Rostock, Germany
- ARNDT, E.-A. (1964 a). Tiere der Ostsee. Ziemssen-Verlag, Wittenberg-Lutherstadt, 199 pp.
- ARNDT, E.-A. (1964 b). Befruchtungsvorgänge und Larvalentwicklung bei *Asterias rubens* und *ciona intestinalis*. Aquarien und Terrarien 11. Jahrgang, 185-188
- ARNDT, E.-A. (1967). Opercularella nana HARTLAUB (Thecata, Campanulidae), ein häufiger Vertreter der Epifauna von *Euchone-papillosa*-Röhren in der Deutschen Beltsee. Wiss. Zeitschr. Univ. Rostock, 16. Jahrgang, Math.-Nat. R. H. 9/10, 1207-1210
- ARNDT, E.-A. & D. HEIDECHE (1973). Zooplanktonuntersuchungen im Küstenbereich der Mecklenburger Bucht. Wiss. Zeitschr. Univ. Rostock, Math.-Nat. R. H. 6/7, 599-616
- AUSTER, P.J.; MALATESTA, R.J.; MICHALOPOULOS, C. (1992). A Comparison of Transect and Species-Time Counts for Assessing Faunal Abundance from Video Surveys. Mar. Technol. Soc. J. 26 (4), 27-31
- BÖTTCHER, U. (1990). Untersuchungen zu den biologischen Grundlagen einer Aquakultur der Miesmuschel (*Mytilus edulis* L.) in der Mecklenburger Bucht. Doctorial Thesis, University of Rostock, Germany
- BREUER, G. & W. SCHRAMM (1989). Changes in macroalgae vegetation of Kiel Bight (Western Baltic Sea) during the past 20 years. Kieler Meeresforschungen, Sonderheft 6, 241-255
- COHEN, E.B.; GROSSLEIN, M.D.; SISENWIN, M.P.; STEIMLE, F.W.; WRIGHT, W.R. (1982). An energy budget of Georges Bank. In: Multi-species approaches to fisheries managment advice. MERCER, M.C. (ed.) Can. Spec. Pub. Fish. Aquat. Sci. 59, 95-107
- DEMEL, K. & B. MANKOWSKI (1951). Quantitative investigations on the bottom fauna in the Southern Baltic (Polnish). Prace Morskiego. Instituto Rybackiego w Gdyny, Reports Sea Fisheries Institute Gdynia 6, 57-82
- DEMEL, K. & Z. MULICKI (1954). Quantitative investigations on the biological bottom productivity in the Southern Baltic (Polnish). Prace Morskiego. Instituto Rybackiego w Gdyny, Reports Sea Fisheries Institute Gdynia 7, 75-126
- FRANKLIN, A.; PICKET, G.D.; HOLME, N.A.; BARRETT, R.L. (1980). Surveyingstocks of scallops (*Pecten maximus*) and Queens (*Chlamys opercularis*) with underwater Television. J. Mar. Biol. Ass. U.K. 60, 181-191
- GERLACH, S.A. (1994). Die Sauerstoffprobleme der Ostsee und das Wetter. Zeitschrift Verein Jordsand, Hamburg, 15 , 3, 50-59
- GOSSELCK, F. (1992). Zwischen Artenreichtum und Tod, die Tiere des Meeresbodens der Lübecker Bucht als Maßstab ihrer Umwelt. In: Lübecker Bucht und Untertrave, DIEHL, M. (ed.), Ber. Verein Natur und Heimat und Naturhist. Museum Lübeck 23/24, 41-61
- HAGMEIER, A. (1930). Die Bodenfauna der Ostsee im April 1929. Berichte deutsche wiss. Kommission für Meeresforschung (N.F.) 5, 156-173
- HELCOM (1994). The environmental conditions of the Baltic Sea. HELCOM News, 5
- HOLME, N.A. & N.L. BARRETT (1977). A sledge with television and photographic cameras for quantitative investigation of the epifauna on the continental shelf. J. Mar. Biol. Ass. U.K. 57, 391-403
- JAMISON, D.; HEGGEN, R.; LUKESD, J. (1984). Underwater video in a regional benthos survey. Proc. Marine Techn. Soc. MRM1, 15-17
- JONSSON, P.; CARMEN, R.; WULFF, S. (1990). Laminated sediments - a tool for evaluating nutrient mass and balances. Ambio 19, 152-158
- KÖHN, J. (1989). Zur Ökologie sandiger Böden der Mecklenburger Bucht. Doctorial Thesis, University of Rostock, Germany

- McCORMICK, M.I. & J.H. CHOAT (1987). Estimating total abundance of large temperate reef fish using visual strip transects. *Mar. Biol.* 96, 469-478
- MacDONALD, I.R.; BOLQAND, G.S.; BAKER, J.S.; BROOKS, J.M.; KENNICUTT, M.C.; BIDIGARE, R.R. (1989). Gulf of Mexico hydrocarbon seep communities. *Mar. Biol.* 101, 235-247
- MACHAN, R. & K. FEDRA (1975). A new towed underwater camera system for wide-range benthic survey. *Mar. Biol.* 33, 75-84
- MALATESTA, R.J.; AUSTER, P.J.; CARLIN, B.P. (1992). Analysis of transect data for microhabitat correlations and faunal patchiness. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 87, 189-195
- MATTHÄUS, W. (1996). Ozeanographische Besonderheiten. In: José L. LOZAN et al. (ed.): Warnsignale aus der Ostsee. wissenschaftliche Fakten.- Berlin, Parey. S. 17-24
- OERTZEN, J.- A. von & G. SCHLUNGBAUM (1972). Experimentell-ökologische Untersuchungen über Sauerstoffmangel- und Schwefelwasserstoff-Resistenz an marinen Evertebraten der westlichen Ostsee. *Beiträge zur Meereskunde* 29, 79-91
- OERTZEN, J.- A. von & S. SCHULZ (1973). Beitrag zur geographischen Verbreitung und ökologischen Existenz von Bivalviern der Ostsee. *Beiträge zur Meereskunde* 32, 75-88
- PATTERSON, K.R. (1984). Distribution patterns of some epifauna in the Irish Sea and their ecological interactions. *Mar. Biol.* 83, 103-108
- PRENA, J. (1990). Zur Struktur und Dynamik des Makrozoobenthos der Wismar-Bucht. Doctorial Thesis, University of Rostock
- PRENA, J. (1994). Oxygen depletion in Wismar Bay (Western Baltic Sea) 1988. *Arch. Fish. Mar. Res.* 42 (1), 77-87
- RINGELTAUBE, P. (1989). Langzeitveränderungen des Makrozoobenthos in der südlichen Ostsee. Diploma Thesis, Inst. Meereskunde, Kiel, Germany
- RUMOHR, H. (1987). Der Beitrag A.Hagmeiers zur Kenntnis des Benthos der Ostsee. Anhang: A. Hagmeier: Die Bodenfauna der Ostsee. Unpublished manuscript 1932/52. Mitteilungen aus dem Zool. Museum Univ. Kiel, 2(5), 1-32
- RUMOHR, H. (1993). Das Biologische Monitoring der Ostsee im Institut für Meereskunde 1985 - 1992. *Ber. Inst. Meereskunde, Kiel*, 240, 90-109
- SCHULZ, S. (1969 a). Benthos und Sediment in der Mecklenburger Bucht. *Beiträge zur Meereskunde* 24/25, 15-55
- SCHULZ, S. (1969 b). Das Makrozoobenthos der südlichen Beltsee. *Beiträge zur Meereskunde* 26, 21-46
- THIELE, S. (1991). Dreijährige Untersuchungen des Makrozoobenthos der nordwestlichen Mecklenburger Bucht. Staatsexamensarbeit am Fachbereich Biologie der Universität Rostock
- THOUZEAU, G.; ROBERT, G.; UGRATE, R. (1991). Faunal assemblages of benthic megainvertebrates inhabiting sea scallop grounds from eastern Georges Bank, in relation to environmental factors. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 74, 61-82
- VOIGT, A. (1991). Astarte-Arten in ihrer Verbreitung und Altersstruktur in der Lübecker Bucht, Mecklenburger Bucht und Arkona-See. Diploma Thesis, Fachbereich Biologie, University of Rostock, Germany
- WHORFF, J. F. & L. GRIFFING (1992). A video recording and analysing system, used to sample intertidal communities. *JEMP*, 017 75, 1-12

Authors

Prof. Dr. habil. Ernst-Albert Arndt
Universität Rostock
Fachbereich Biologie
Freiligrathstr. 7/8
18051 Rostock

Dagmar Andres
ALDEBARAN
Meeresforschungs- und Medienproduktion GmbH
Wissenschaft und Technik
Wischhofstr. 1-3, Gebäude 11
24148 Kiel

Andreas BUSCH; Nils JÖNSSON; Thomas LORENZ; Andreas SUCHAU; Anke HOLST

Mortality in successive cohorts of young baltic herring larvae

Abstract

Successive cohorts of larvae of Ruegen spring herring (*Clupea harengus* L.) were reared from naturally fertilized eggs to examine the mortality during the first 4 weeks of their life. The experimental conditions were similar to those measured in nature (Greifswalder Bodden). Mortality rates were measured as a percentage of the larval numbers present in the tank on the previous day. From hatching to the first feeding (early season larvae: age 5-9 d; late season larvae: age 4-7 d), only ca. 6.2 % of the starting population of all cohorts had died. 50 % of the starting population had died up to the time point of yolk exhaustion (early season larvae: age 14-16 d; late season larvae: age 8-14 d), although 60 to 90 % of all larvae had already fed additionally on external food up to this time and the food density was maintained at a density of more than 200 organisms l^{-1} (mixed natural zooplankton). Mortality rates amounted to 2 to 3 % d^{-1} from hatching up to the time of yolk exhaustion. During 2 to 6 days after the yolk exhaustion, higher mortality rates (ca. 10 to 40 % d^{-1}) were established for all cohorts. Afterwards, for early and late cohorts which used their yolk at temperatures $< 16^{\circ}C$, mortality rates decreased again (ca. 2 to 20 % d^{-1}). Ca. 3 % of the starting population of early and late cohorts were still alive after ca. 4 weeks. In contrast if larvae had used their yolk at temperatures above $16^{\circ}C$, all larvae had died with mortality rates of 20 to 60 % d^{-1} during a short period of 12 days. The results show that the mortality during the early larval life cannot be controlled only by external food supply. The role of internal yolk supply and the yolk use effectiveness is discussed.

Key words: Herring larvae, Mortality, Yolk supply, Yolk use efficiency, First feeding

Introduction

The variability in recruitment of marine fish stocks due to changing environmental conditions is of great importance with regard to economy and ecology. The initial search for an unifying theory of causal mechanisms determining recruitment variability centered around the critical feeding period proposed by HJORT (1914). Hjorts

concept maintains that larval survival and hence recruitment are primarily determined by food limitation in the early larval stage, i.e. during the transition from yolk sac to actively feeding larvae. This hypothesis has been modified and developed by a number of workers. The resulting hypotheses are summarized and discussed by ANDERSON (1988). He suggested to use a hypothesis, which includes temperature effects on growth and handles starvation and predation as important sources influencing the mortality. This so-called "growth-mortality hypothesis" is a reasonable framework for future studies dealing with the determination of the year-class size.

Since herring spawn according to the age composition of the population, in several batches at different times - older and bigger fishes spawn first, younger and smaller fishes later (BIESTER et al. 1978, LAMBERT 1987), the entire spawning period must be considered, when estimating the recruitment success of a fish stock. However, earlier studies have utilised laboratory experiments or short-term field experiments on one cohort or on only a small number of cohorts. The small number of cohorts represented no chronological order within a spawning period, but were composed of groups of larvae coming from different locations (see ROSENTHAL & HEMPEL 1970, KIØRBOE et al. 1985, RAID 1985, KLINKHARDT 1986, YIN & BLAXTER 1987 a, b, PEDERSEN et al. 1987, 1990).

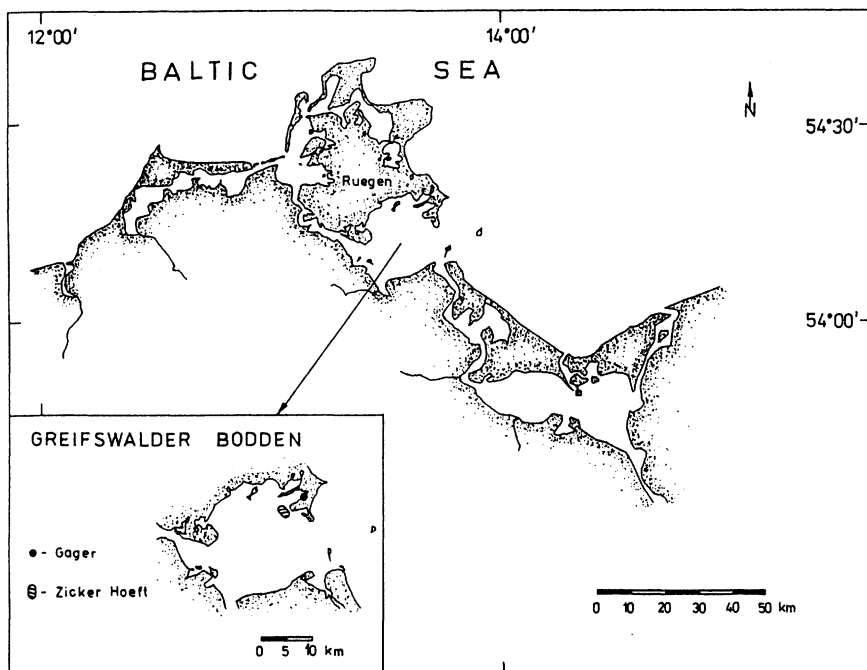


Fig. 1 Study area. Herring eggs were collected at Zicker Hoeft - a main spawning location.

In contrast to previous work this study highlights the seasonal aspect. Thus, we investigated growth and mortality of different herring larvae (*Clupea harengus* L.) cohorts at increasing temperatures during a spawning season. We concentrated on yolk nutrition and demonstrated that survival chances are mainly determined in the period before external feeding starts, namely by the yolk content of the larvae and the temperature-regulated efficiency of yolk use.

Material and methods

Larval rearing and survival

The investigations were performed between the months of February and June, 1990 to 1992, at the field station Gager on the Greifswalder Bodden (Fig. 1). Naturally fertilized eggs were used to ensure that larvae came from a large amount of females and males, and incorporated a wide range of the genetic material of the stock (see ANEER et al. 1983). Spawn was collected by divers 5 days before the hatching of the larvae, and was transferred to 55-l aquarium tanks. The tanks were fitted with an internal filter (FLÜCHTER 1964) with a turnover rate for 1 tank of 79 minutes. After hatching, larvae were subsequently placed in 140-l circular black tanks. The tanks were aerated indirectly via an external filter (turnover rate was 1 tank in 1.4 days). The stocking density was 6 to 14 larvae l⁻¹. The rearing conditions for each cohort of larvae (Table 1) were similar to those in the sea. The difference between the maintenance temperature and the temperature in the sea was 0.5 ± 1.5 °C and not significant ($n = 18$, $\alpha = 5\%$). The salinity in the tanks was identical to that

Table 1 *Clupea harengus* larvae. Incubation and rearing conditions in the tanks in comparison with conditions in the sea. SD, standard deviation.

Year	1990			1991		1992	
Larval cohort	1. cohort	2. cohort	3. cohort	1. cohort	2. cohort	1. cohort	2. cohort
Date	1.4.-28.4.	17.4.-9.5.	29.4.-11.5.	8.4.-7.5.	22.5.-9.6.	3.4.-18.4.	5.5.-27.5.
Temperature (°C) $\pm$ SD							
* during egg incubation	9.1 $\pm$ 1.4	7.7 $\pm$ 1.6	9.1 $\pm$ 1.6	6.9 $\pm$ 2.4	10.9 $\pm$ 1.3	5.7 $\pm$ 2.2	10.7 $\pm$ 0.0
* during larval rearing (from hatching to 100 % mortality)	9.8 $\pm$ 2.6	13.3 $\pm$ 4.4	17.0 $\pm$ 3.5	8.8 $\pm$ 1.8	13.0 $\pm$ 1.7	7.8 $\pm$ 1.4	13.4 $\pm$ 2.4
* during the early larval period in the sea	9.0 $\pm$ 1.0	11.1 $\pm$ 3.1	15.1 $\pm$ 2.6	8.8 $\pm$ 1.6	13.1 $\pm$ 0.8	6.8 $\pm$ 0.8	15.0 $\pm$ 3.4
Salinity (‰) $\pm$ SD							
* in the rearing tanks		9.75 $\pm$ 0.25		7.25 $\pm$ 0.10		7.78 $\pm$ 0.18	
* in the sea		9.75 $\pm$ 0.25		7.25 $\pm$ 0.10		7.78 $\pm$ 0.18	
Oxygen saturation $\pm$ SD (%)							
* in the rearing tanks		88.7 $\pm$ 10.8		83.2 $\pm$ 3.3		93.2 $\pm$ 9.0	
* in the sea		80 $\pm$ 20		75 $\pm$ 20		80 $\pm$ 15	

in the sea, since water was replaced daily. Salinity fluctuations were small (Table 1). The oxygen saturation fluctuated somewhat, but was generally in the range 60 - 100 %. Light was supplied by white fluorescent tubes equipped with a diffuser and situated 0.6 m above the tanks (intensity: 1400 lx). The lighting regime was 12 h light : 12 h dark, with 30 min dim light (600-800 lx) at the beginning (8.00 a.m.) and end (7.30 p.m.) of each light period. Zooplankton (tintinnids, rotifers, copepod stages; body (or cephalothorax) length: 0.11 to 0.75 mm) filtered from seawater was added to the tanks to maintain a density of more than 200 organisms l^{-1} , which is thought to be enough for the successful feeding (see SCHNACK 1972, WERNER & BLAXTER 1980, PEDERSEN et al. 1987). The presence of zooplankton in the larval gut was used as an indicator to separate the phase of pure yolk nutrition from that of additional feeding on external food. Hence it was possible to ascertain the efficiency of yolk use.

Dead larvae were counted and removed by pipette every day from the tank to assess the mortality rate. Mortality rates were measured as a percentage of the larval numbers present in the tank on the previous day.

Characterization of herring larvae

Fig. 2 shows herring larvae and explains parameters used for assessment of herring larvae during the yolk phase.

Comparisons of the yolk amounts, the duration of yolk resorption and the efficiency of yolk resorption of larvae of different cohorts during a spawning season, must start using larvae at identical developmental stages at the beginning of the experiment. However, at hatching larvae of different cohorts have different developmental stages (parameter: standard length, yolk volume; Table 2), for example as a consequence of temperature-regulated support of the hatching process by the mobil-

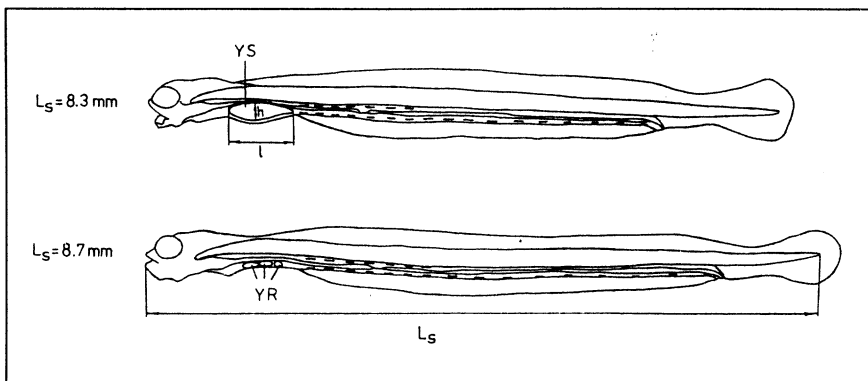


Fig. 2 *Clupea harengus*. Larvae during the yolk phase. L_S , standard length; YS, yolk sac (measurable); h , minor axis in mm; l , major axis in mm; YR, yolk remnants (not measurable).

ity of embryos (see BLAXTER 1969). Therefore t_0 was defined as the moment, when larvae of different cohorts are comparable with each other, i.e. equal standard length, generally similar yolk volume (Table 3). It is equal to day 0 of the experiments.

The exception for the larvae of the 2nd cohort 1991 (at hatching equal and at t_0 : different yolk volumes in comparison to the 1st larval cohort) could be caused by higher temperatures ($> 11^\circ\text{C}$) and hence higher metabolic losses.

Experiments

1982 larvae were examined. At frequent intervals, > 30 larvae (at least 20, rarely < 20) were removed. Care was taken to sample larvae randomly from the surface, sub-surface, mid-water and bottom. The larvae were put into a small glass vessel, anaesthetised with MS-222 (MS-seawater-concentration was 0.005 % at the end) and transferred to microscope slides where the water was removed except for a thin film around the larva. The whole procedure had to be completed within 5 minutes because the larvae were found to empty their gut within this period, and their gut contents would otherwise have been lost.

The dimensions of the yolk sac were measured with a microscope (magnification: 100 to 400) and the yolk volume was calculated with the formula of KLINKHARDT (1986):

$$\text{Yolk volume} = \pi / 6 * l * h^2.$$

If a larva had only yolk remnants (YR), then the yolk volume of this larva used for the calculation of the average was defined as 0. Therefore the duration of yolk sac resorption is not identical with the duration of yolk resorption. The yolk sac is exhausted, when the calculated averaged yolk volume is 0. But *yolk is exhausted* (YE), when 90 % of the larvae have no more visible yolk remnants.

Standard length of anaesthetised larvae was determined with an accuracy of 0.1 mm.

Results

Duration of yolk resorption

The results of the experiments on duration of yolk use are shown in Fig. 3 for temporally-separated cohorts of herring larvae for the years 1990 to 1992 from t_0 .

The mean temperature from t_0 to YE (given as confidence intervals) for early cohorts (1st cohorts) and late cohorts (2nd and 3rd cohorts) of all three spawning periods amounts to 8.7 to 9.8 ($n=57$) and 12.0 to 14.3°C ($n=30$), respectively.

Table 2 *Clupea harengus*. Standard length (fresh) and yolk volume of larval herring of successive cohorts in 1990, 1991, and 1992 at hatching: size and yolk volume are given as 95 % confidence limits.

Year/Cohort	Hatching time	Standard length (mm)	n	Yolk volume (mm ³)	n
1990					
1. cohort	Beginning of April	7.91 - 8.16	9	0.029 - 0.043	9
2. cohort	Middle of April	6.66 - 6.86	32	0.146 - 0.231	22
3. cohort	End of April	6.65 - 6.92	22	0.118 - 0.148	22
1991					
1. cohort	Beginning of April	7.09 - 7.25	50	0.212 - 0.275	50
2. cohort	End of May	5.40 - 5.80	50	0.230 - 0.270	50
1992					
1. cohort	Beginning of April	7.10 - 7.39	51	0.146 - 0.190	51
2. cohort	Beginning of May	6.20 - 6.80	30	0.252 - 0.300	30

Table 3 *Clupea harengus*. Age, standard length (fresh) and yolk volume of larval herring of different cohorts in 1990, 1991, and 1992 at the beginning of the experiments (t_0): size and yolk volume are given as 95 % confidence limits.

Year/Cohort	Age (d) at t_0	Standard length (mm)	n	Yolk volume (mm ³)	n
1990					
1. cohort	0	7.91 - 8.16	9	0.029 - 0.043	9
2. cohort	4	7.74 - 8.06	19	0.009 - 0.048	7
3. cohort	3	7.77 - 8.08	20	0.009 - 0.031	20
1991					
1. cohort	0	7.09 - 7.25	50	0.212 - 0.275	50
2. cohort	3.5	6.95 - 7.27	20	0.055 - 0.095	20
1992					
1. cohort	0	7.10 - 7.39	51	0.146 - 0.190	51
2. cohort	1.5	7.04 - 7.32	30	0.111 - 0.159	30

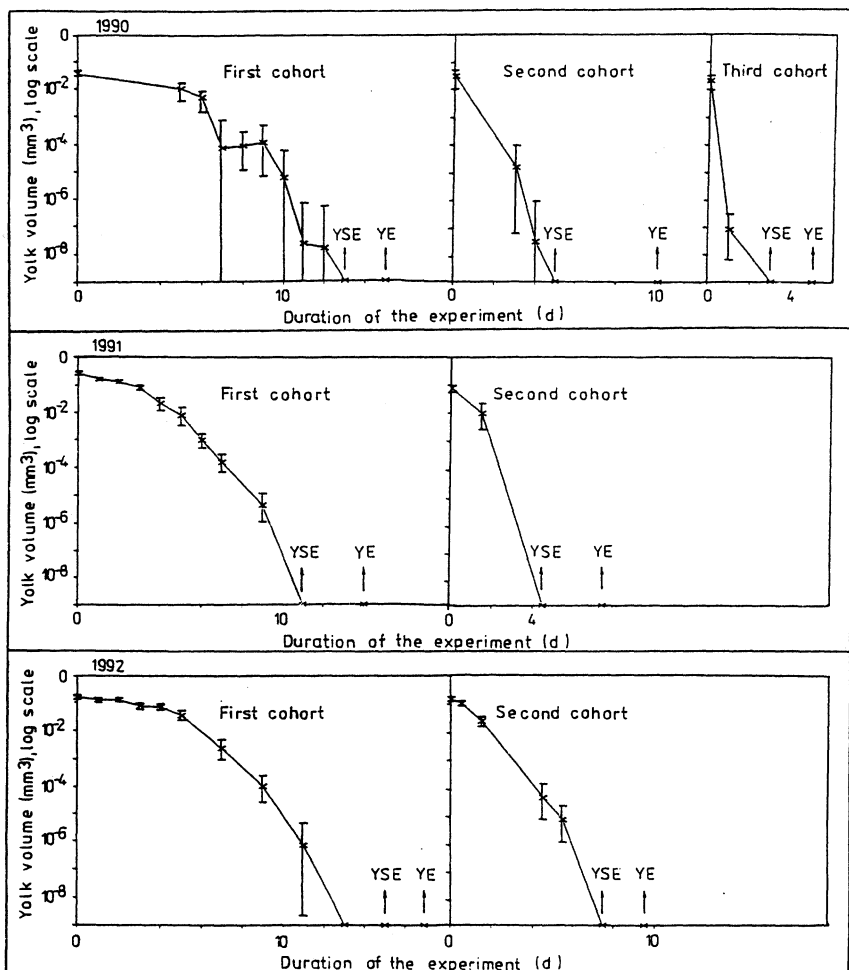


Fig. 3 *Clupea harengus*. Yolk absorption of larval herring of different cohorts during the spawning period in 1990, 1991, and 1992. Abscissa gives days since beginning of the experiments (t_0). YE, yolk exhaustion; vertical bars are 95 % confidence limits.

The larvae of early cohorts resorbed their yolk over a longer time than larvae from late cohorts: the length of the period from t_0 to YE (given as confidence intervals) is 11.5 to 19.1 days ($n=3$) and 4.4 to 11.6 days ($n=4$), respectively. Note that the confidence intervals for the duration of yolk resorption of the early and late cohorts only slightly overlap.

The duration of yolk utilization between t_0 and YE (Fig. 4) can be expressed as:

$$y = 384.2 \cdot x^{-1.5}$$

$$r^2 = 0.97$$

where y is the time from t_0 to YE in d and x is the mean temperature throughout this period in °C.

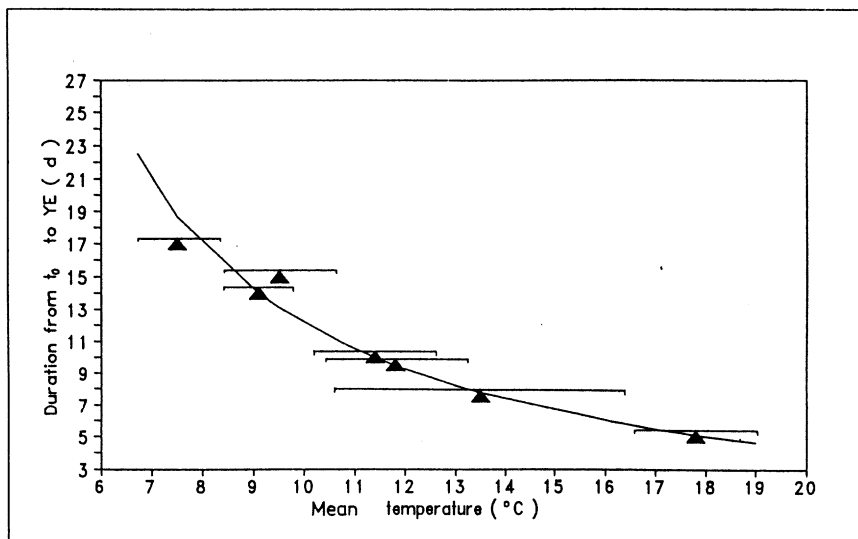


Fig. 4 *Clupea harengus*. The duration of yolk exhaustion as a function of the mean temperature throughout the period beginning at t_0 and ending at YE. Results obtained from all larval cohorts are summarized. The generated regression line shows this relationship for one averaged spawning season. Horizontal bars are 95 % confidence limits. From left to right: 1st cohort 1992, 1991, 1990, 2nd cohort 1990, 1992, 1991, 3rd cohort 1990.

Efficiency of yolk use

The yolk is almost completely exhausted by the time of first external feeding (volume of yolk remnants < 5 % of the original yolk volume at t_0 , Table 4).

Accordingly, yolk use efficiency between t_0 and the moment at which the yolk volume is reduced to 5 % of the original volume, finds its expression in the increase in

Table 4 *Clupea harengus*. Timing of events during the experiments with larvae of successive cohorts in 1990, 1991, and 1992: F, first feeding; YE, yolk exhaustion.

Year/Cohort	Days from hatching to:				
	F	the moment, at which the yolk volume is smaller than 5 % of the value at t_0	YE	50 % mortality	100 % mortality
1990					
1. cohort	8	6.2	15	16	27
2. cohort	7	5	14	13	22
3. cohort	4	3.2	8	9	12
1991					
1. cohort	5	4.2	14	14	29
2. cohort	*	5.2	11	*	*
1992					
1. cohort	9	6	17	9 (*)	15 (*)
2. cohort	6	3.6	11	12	22

* no values and no sure values because of fungal infection of larvae

length correlated to a 0.001 mm^3 decrease in yolk volume (Fig. 5). The graph plotted by computer shows a trend for successive cohorts throughout the course of the season summarized for all three years:

$$y = 0.077 - 0.028 \ln x$$

$$r^2 = 0.63$$

where y is the increase in length in mm correlated to 0.001 mm^3 yolk volume decrease and x is the temperature in °C.

In the course of a season, the larvae of early cohorts below 9 °C grew between 0.009 and 0.035 mm basing on a decrease in yolk volume of 0.001 mm^3 . At temperatures above 9 °C, lower yolk use efficiency leads to a smaller corresponding length increase between 0.001 and 0.012 mm for larvae of early and late cohorts. The computer graph indicates no length increment at temperatures above 16 °C correlating to 0.001 mm^3 yolk volume decrease. This value must not be representative because of the data lack.

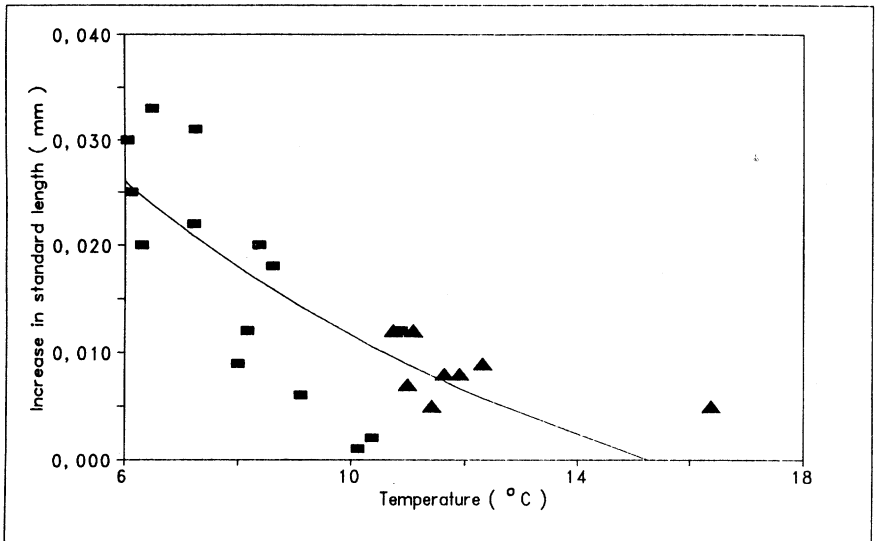


Fig. 5 *Clupea harengus*. The increase in standard length correlating with a 0.001 mm^3 yolk volume decrease throughout the period beginning at t_0 and ending at the time point, at which the yolk volume is smaller than 5 % of the value at t_0 . Results obtained from all larval cohorts are summarized. For formula see text. Rectangles and triangles are measurements for early (1st) and late (2nd, 3rd) cohorts, respectively.

Mortality of larvae in the yolk phase

It is noticeable that the critical point is marked not by the beginning of external feeding, but rather by the time point of yolk exhaustion. Only 6.2 % of the hatched larvae had died up to the time of first feeding, 50 % of the hatched larvae had died up to YE (Table 4), although between 60 % (late cohorts) and 90 % (early cohorts) had already fed additionally on external food up to this moment and the food density was maintained at a value of more than 200 organisms l^{-1} . Whereas mortality rates from hatching to the first feeding time and nearly to YE remained low and constant ($< 10 \% \text{ d}^{-1}$), higher mortality rates ($> 10 \% \text{ d}^{-1}$) were established nearly from YE and the next few days.

The larval development was divided into 3 phases (see horizontal bars from left to right in Fig. 6):

1st phase: mortality rates are below $10 \% \text{ d}^{-1}$;

2nd phase: mortality rates are above $10 \% \text{ d}^{-1}$;

3rd phase: mortality rates are below the values established at the 2nd phase.

If larvae had used their yolk at temperatures below 16°C , then ca. 3 % of the larval starting population survived. The 3rd phase followed with lower mortality rates than in

the 2nd phase (Fig. 6 A to D). The daily mortality rates show nearly no significant differences when comparing the values of early and late cohorts.

However, if larvae had used their yolk at temperatures above 16°C, then all larvae died within a short period without a 3rd phase (Fig. 6 E).

With consideration of all results, survival chances of early cohorts are primarily determined by yolk supply at temperatures $\leq 9^\circ\text{C}$. Moreover survival chances at higher temperatures were determined by slight decreasing efficiency of yolk use (especially late cohorts).

At temperatures above 16°C yolk use efficiency is too small, therefore yolk supply is not sufficient for larval recruitment (3rd cohort 1990).

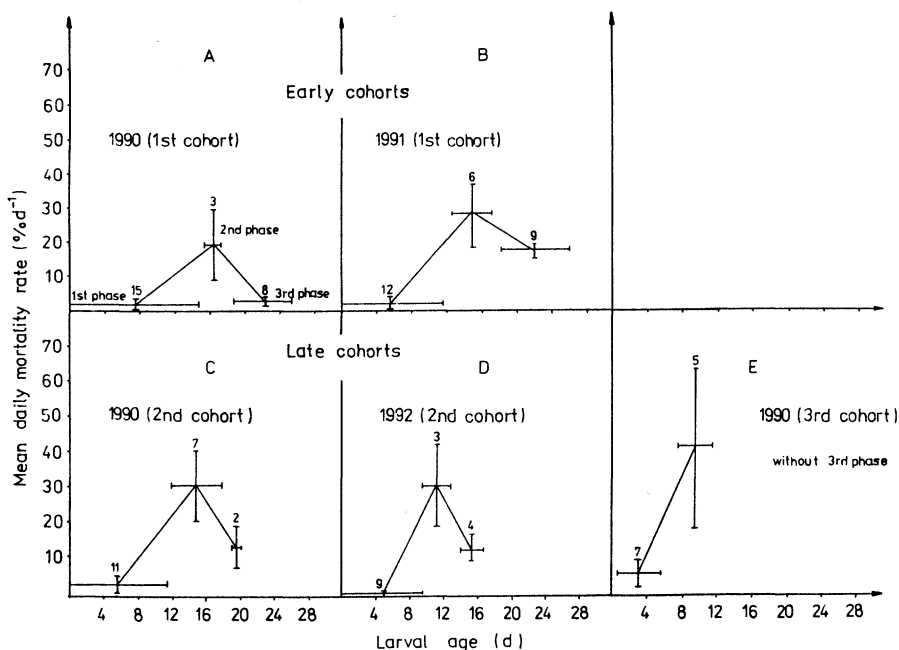


Fig. 6 *Clupea harengus*. Mean daily mortality rates of early (A, B) and late herring larvae cohorts (C, D, E) during the three different phases (explanation see text). Vertical bars are 95 % confidence limits. Horizontal bars mark the extent of phases 1, 2, and 3 (from left to right in the graphs). The figures above the maximum values represent the sample numbers. Investigations were not performed for the 2nd cohort 1991, and the 1st cohort 1992 had a fungal infection.

Discussion

Earlier work had determined the transition from yolk nutrition to external feeding as a critical phase (HJORT 1914, SINCLAIR & TREMBLAY 1984, FORTIER & LEGGETT 1984, 1985, RAID 1985, HOUDE 1989). In addition to the ability and readiness of the larvae to use external food (BLAXTER 1969, ROSENTHAL 1969, ROSENTHAL & HEMPEL 1970, BEYER 1980, JOHNSTON & WILDISH 1982, GIBSON 1988, GIBSON & EZZI 1992, BUSCH 1996), there must be sufficient food of the correct size and species composition available (OJAVEER & SIMM 1975, BEYER & LAURENCE 1981, KIØRBOE & JOHANSEN 1986, KIØRBOE et al. 1988, FORTIER & GAGNÉ 1990).

However, the results of this investigation have shown that the development of the mortality rate up to the point of complete yolk resorption is not only controlled by external food supply. Up to the end of the yolk phase, 50 % of the starting population had died in all cohorts (larval age: 8 to 18 days), although between 60 % (late cohorts) and 90 % (early cohorts) had already fed additionally on external food up to this moment (BUSCH 1993) and the food density has ever been maintained at a value of more than 200 organisms l^{-1} (mixed natural zooplankton: from small naupliar stages and tintinnids with a length of 0.11 mm to big adult copepods with a cephalothorax length of 0.75 mm). YIN & BLAXTER (1987 a, b) came to the same results, but no external food was supplied by them.

When yolk was exhausted, larvae were subjected for a subsequent, short period to higher mortality rates with different survival success, although meanwhile all larvae fed on enough external food. It is a doubtless fact, that this mortality development can have different causes e.g. larval constitution, food density, food composition etc. However, survival chances are greater, when the yolk supply was utilized with greater effectiveness in growth, i.e. at temperatures below 16°C. The larvae of early cohorts showed a greater length increment than those of later cohorts correlating to 0.001 mm³ yolk volume decrease. However, this difference must not have any significance since the correlation coefficient (r^2) is only 0.63, so that the main influence of increasing temperature during the spawning season (March to May) is to shorten the yolk phase. As a consequence of the higher rate of yolk use (decrease of yolk volume d^{-1}), larvae of later cohorts grew quicker (0.25 to 0.38 mm d^{-1}) than those of earlier cohorts (0.11 to 0.17 mm d^{-1}) in the period before feeding on external food sources had begun. At the time of first feeding, all larvae had a standard length of 8.3 to 8.6 mm. The morphological and functional developmental stage (mouth opening, esophagus opening, gut function etc.) which has been reached at this length is the prerequisite for switching from internal to external feeding (for data see BUSCH 1996, and also BLAXTER 1969, ROSENTHAL 1969, ROSENTHAL & HEMPEL 1970, JOHNSTON & WILDISH 1982, KIØRBOE et al. 1985).

In contrast, if larvae had resorbed their yolk substance at temperatures above 16°C (at the end of the spawning period), the efficiency of yolk use was so low that successful recruitment was not possible from the yolk supply available. We assume that higher metabolic costs especially for respiration must have resulted in incomplete larval growth and development. The larval growth was stopped. Larvae starved. As an example, the larvae of the 3rd cohort of 1990 can be considered. In this case, mortality was 100 %. OJAVEER & SIMM (1975) stated as upper temperature limit 16

to 17°C for the spawning in the Gulf of Riga. YIN & BLAXTER (1987 b) recorded upper lethal temperatures of 21 to 23.5°C and 20.5 to 23 °C for yolk sac larvae of Clyde and North Sea populations, respectively. At temperatures of over 16°C, yolk sac larvae are rarely found in the Greifswalder Bodden.

The most widely accepted suggestion of the ecological significance of the yolk sac stage is that a large yolk supply of the newly hatched larvae increases the time to the point-of-no-return, and is, therefore an adaptation to a harsh environment and a poor food supply in the larval nursery area (KIØRBOE et al. 1985). Our study shows, that in the Greifswalder Bodden herring larvae of earlier cohorts are provided with yolk for a longer period than those of later cohorts. Results from BRENNING & KELL (1990) and SUCHAU (1992) reveal that the early larvae "grow into" a zooplankton community (potential prey community) whose population density is continuously increasing with time: from ca. 50 organisms l⁻¹ (beginning of april) to ca. 200 organisms l⁻¹ (beginning of may). Therefore, they can practice at catching prey, but they do not need external food. In contrast, larvae of late cohorts are growing at a time when the zooplankton populations have reached their peak abundance and when zooplankton densities start to decrease again: from ca. 300 organisms l⁻¹ (between the middle and the end of may) to ca. 200 organisms l⁻¹ (end of june). The temperature-accelerated yolk use is no disadvantage, because the zooplankton population is much more dense and so less searching is required to find a prey item. By means of their fast and nearly equally effective yolk use, these larvae can compensate for their smaller hatching size, as opposed to larvae of earlier cohorts, and switch to external feeding within a shorter period.

Acknowledgement

We wish to thank sincerely Prof. Dr. U. Brenning and Dr. P. Spittler for help and advise and Dr. R. Forster for reading, commenting and translating the manuscript. The main part of this work was supported by the BMFT (Bundesministerium für Forschung und Technologie), 03F0026A.

References

- ANDERSON, J. T. (1988): A Review of Size Dependent Survival During Pre-Recruit Stages of Fishes in Relation to Recruitment. J. Northw. Atl. Fish. Sci. 8, 55-66.
- ANEER, G.; G. FLORELL; U. KAUTSKY; S. NELLBRING & L. SJÖSTEDT (1983): *In-situ* observations of Baltic herring (*Clupea harengus membras*) spawning behaviour in the Askö - Landsort area, northern Baltic proper. Mar. Biol. 74, 105-110.
- BEYER, J. E. (1980): Feeding success of clupeoid fish larvae and stochastic thinking. Dana 1, 65-91.
- BEYER, J. E. & G. C. LAURENCE (1981): Aspects of stochasticity in modelling growth and survival of clupeoid fish larvae. Rapp. P. - v. Réunion. Cons. int. Explor. Mer 178, 17-23.
- BIESTER, E.; N. JÖNSSON; P. HERING & N. BRIELMANN (1978): Fischereibiologische Untersuchungen am Rügenschén Frühjahrshering 1975-1977. Wiss. Zeitschr. Univ. Rostock 27 (4), 417-437.
- BLAXTER, J. H. S. (1969): Development: Eggs and larvae. In W. S. Hoar and D. J. Randall (eds.): Fish Physiology, 3: Reproduction and Growth Bioluminescence, Pigments, and Poisons, pp. 177-252. Academic Press, New York and London, 1969.
- BRENNING, U. & V. KELL (1990): Überwachung der Ernährungsmöglichkeiten der Heringslarven. Research Paper, Fisch und Umwelt, 04111/2, Rostock University. 26 pp.

- BUSCH, A. (1993): Nahrungsökologische Untersuchungen an den Larven des Rügenschens Frühjahrs-herings (*Clupea harengus* L.) im Greifswalder Bodden in den Jahren 1990 bis 1992. Ph. D. Thesis, Rostock University. 132 pp.
- BUSCH, A. (1996): Transition from endogenous to exogenous nutrition: larval size parameters determining the start of external feeding and size of prey ingested by Ruegen spring herring (*Clupea harengus*). Mar. Ecol. Prog. Ser. 130, 39-46.
- FLÜCHTER, J. (1964): Eine besonders wirksame Aquarienfiltrierung und die Messung ihrer Leistungen. Helgoländer wiss. Meeresunters. 11, 168-170.
- FORTIER, L. & W. C. LEGGETT (1984): Small-Scale Covariability in the Abundance of Fish Larvae and Their Prey. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 41, 502-512.
- FORTIET, L. & W. C. LEGGETT (1985): A drift study of larval fish survival. Mar. Ecol. Prog. Ser. 25, 245-257.
- FORTIER, L. & J. A. GAGNÉ (1990): Larval herring (*Clupea harengus*) dispersion, growth, and survival in the St. Lawrence estuary: match/mismatch or membership/vagrancy? Can. J. Fish. Aquat. Sci. 47, 1898-1912.
- GIBSON, R. N. (1988): Development, morphometry and particle retention capability of the gill rakers in the herring, *Clupea harengus* L. J. Fish Biol. 32, 949-962.
- GIBSON, R. N. & I. A. EZZI (1992): The relative profitability of particulate- and filter-feeding in the herring, *Clupea harengus* L. J. Fish Biol. 40, 577-590.
- HJORT, J. (1914): Fluctuations in the great fisheries of northern Europe. Rapp. P.-v. Réunion. Cons. int. Explor. Mer 20, 1-228.
- HOUDE, E. D. (1989): Subtleties and episodes in the early life of fishes. J. Fish Biol. 35 (A), 29-38.
- JOHNSTON, D. D. & D. J. WILDISH (1982): Effect of Suspended Sediment on Feeding by Larval Herring (*Clupea harengus harengus* L.). Bull. Environm. Contam. Toxicol. 29, 261-267.
- KIØRBOE, T. & K. JOHANSEN (1986): Studies of larval herring (*Clupea harengus* L.) patch in the Buchan area. IV. Zooplankton distribution and productivity in relation to hydrographic features. Dana 6, 37-51.
- KIØRBOE, T.; P. MUNK & J. G. STØTTRUP (1985): First feeding by larval herring *Clupea harengus* L. Dana 5, 95-107.
- KIØRBOE, T.; P. MUNK; K. RICHARDSON; V. CHRISTENSEN & H. PAULSEN (1988): Plankton dynamics and larval herring growth, drift and survival in a frontal area. Mar. Ecol. Prog. Ser. 44, 205-219.
- KLINKHARDT, M. (1986): Ergebnisse von Untersuchungen zur Schlupf- und Dottersackphase der Larven von Rügenschens Frühjahrsheringen (*Clupea harengus* L.). Fischerei-Forschung Rostock 24, 28-30.
- LAMBERT, T. C. (1987): Duration and intensity of spawning in herring *Clupea harengus* as related to the age structure of the mature population. Mar. Ecol. Prog. Ser. 39, 209-220.
- OJAVEER, E. & M. SIMM (1975): Effect of zooplankton abundance and temperature on time and place of reproduction of Baltic herring groups. Merentutkimuslait. Julk./ Havsforskningsinst. Skr. 239, 139-145.
- PEDERSEN, B. H.; E. M. NILSSEN & K. HJELMELAND (1987): Variations in the content of trypsin and trypsinogen in larval herring (*Clupea harengus*) digesting copepod nauplii. Mar. Biol. 94, 171-181.
- PEDERSEN, B. H.; I. UGELSTAD & K. HJELMELAND (1990): Effects of a transitory, low food supply in the early life of larval herring (*Clupea harengus*) on mortality, growth and digestive capacity. Mar. Biol. 107, 61-66.
- RAID, T. (1985): The reproduction areas and ecology of Baltic herring in the early stages of development found in the Soviet zone of the Gulf of Finland. Finnish Fisheries Research 6, 20-34.
- ROSENTHAL, H. (1969): Untersuchungen über das Beutefangverhalten bei Larven des Herings *Clupea harengus*. Mar. Biol. 3, 208-221.
- ROSENTHAL, H. & G. HEMPEL (1970): *Experimental studies in feeding and food requirements of herring larvae* (*Clupea harengus* L.). In J. N. Steele (ed.): Marine Food Chains, pp. 344-364. University of California Press, Berkeley and Los Angeles, 1970.
- SCHNACK, D. (1972): Nahrungsökologische Untersuchungen an Heringslarven. Ber. dt. wiss. Kommn. Meeresforsch. 22, 273-343.
- SINCLAIR, M. & M. J. TREMBLAY (1984): Timing of Spawning of Atlantic Herring (*Clupea harengus harengus*) Populations and the Match-Mismatch Theory. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 41, 1055-1065.

- SUCHAU, A. (1992): Untersuchungen zur kleinräumigen Verteilung des Zooplanktons im Greifswalder Bodden unter besonderer Berücksichtigung der Copepoden. M. Sc. thesis, Rostock University. 36 pp.
- WERNER, R. G. & J. H. S. BLAXTER (1980): Growth and survival of larval herring (*Clupea harengus*) in relation to prey density. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 37, 1063-1069.
- YIN, M. C. & J. H. S. BLAXTER (1987 a): Feeding ability and survival during starvation of marine fish larvae reared in the laboratory. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 105, 73-83.
- YIN, M. C. & J. H. S. BLAXTER (1987 b): Temperature, salinity tolerance, and buoyancy during early development and starvation of Clyde and North Sea herring, cod, and flounder larvae. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 107, 279-290.

Authors

Dr. Andreas Busch
 Dr. Nils Jönsson
 Thomas Lorenz
 Andreas Suchau
 Anke Holst

University of Rostock
 Department of Biology
 Zum Laakkanal 20
 D-18109 Rostock, Germany

Harry HANTKE; Günter SCHLUNGBAUM; Ulrich BERTH

Zur Wirkung von Sedimentationsfallen in Flußmündungsgebieten - ein Beitrag zum Schutz der Darß - Zingster Boddengewässer

Abstract

Man made structures of forced sedimentation (sediment traps) situated in river mouths are substantial components of a concept to clear the estuary waters ("Bodden") south of the peninsula Darss-Zingst .

One of these, the Barthe river sediment trap, was dredged in 1988 with an original total volume of 13.400 cubic metres. Within the 8 years to 1996 the trap retained 11.000 cubic metres of sediment from the Barthe river runoff.

Modern shallow water sediment echography allows to demonstrate the dynamics of the sedimentation process. The method thus contributes significantly to a better understanding of how sediment traps act.

1 Einleitung und Aufgabenstellung

Die ständigen Stoffeinträge aus den Landschaften des Boddeneinzugsgebietes haben wesentlich zum heute vorliegenden Zustand der hohen Eutrophierung der Boddengewässer beigetragen. Dazu gehören neben gelösten Substanzen auch die Partikelströme aus den Flüssen. Durch die Flachheit der Boddengewässer werden die sedimentierbaren Stoffe schnell über große Boddenflächen verteilt. Die Gewässerbeschaffenheit wird heute in hohem Maße durch die Sedimentqualität mitbeeinflusst. Sanierungsstrategien, die nur an den Quellen der Belastung ansetzen, bleiben lange ohne Wirkung auf die Wasserbeschaffenheit. Sanierungskonzepte müssen gewässerinterne Maßnahmen (Restaurierung) unbedingt berücksichtigen. Dazu gehören insbesondere Maßnahmen, die am Sedimentkomplex ansetzen (SCHLUNGBAUM 1994; SCHLUNGBAUM & BAUDLER 1969, 1963).

Die Entfernung der hochwirksamen Gewässerschlämme wäre eine durchgreifende und langfristige Maßnahme. Die Entschlammung großflächiger Flachgewässer ist nicht nur technisch kaum lösbar, sie ist auch ökologisch und ökonomisch nicht vertretbar. Aus diesem Grunde wird am Fachbereich Biologie der Universität Rostock seit längerer Zeit die partielle Entschlammung über künstliche Sedimentationsräume als eine Forschungsrichtung gearbeitet.

Prädestiniert für Standorte solcher Sedimentationsfallen sind die Flußmündungsregionen und Akkumulationszonen, in denen sich Schlämme durch die Wasserzirkulation besonders ansammeln (DUKS 1990; KLEEBERG & SCHLUNGBAUM, DUKS, 1993).

Im Rahmen dieses Beitrages soll die Wirksamkeit der 1988 geschaffenen Sedimentationsfalle im Barthe - Mündungsgebiet dargestellt werden.

2 Untersuchungsgebiet

In den 80er Jahren erfolgte der Bau künstlicher Sedimentationsräume in den Mündungsgebieten der Hauptzuflüsse Recknitz, Koerkwitz und Barthe im Gebiet der Darß-Zingster Boddenkette. In der Abb. 1 ist die Lage der Sedimentationsfallen dargestellt. Am Beispiel der Barthe Sedimentfalle sollen nachfolgende Ergebnisse zur Wirkungsweise der Falle aufgezeigt werden. Die Fläche des Einzugsgebietes der Barthe beträgt 295.5 km^2 .

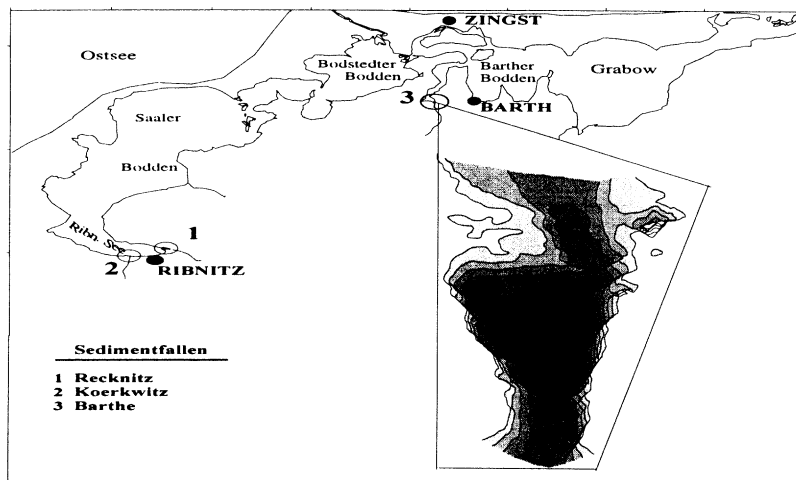


Abb. 1 Lage der Barthe Sedimentfalle in der Darß-Zingster Boddenkette

Der mittlere Abfluß der Barthe wurde mit $2.05 \text{ m}^3/\text{s}$ ermittelt. Im Rahmen der Fahrwasserbaggerung im Barther Strom erfolgte 1988 der Bau der Sedimentfalle wobei ca. $19\,000 \text{ m}^3$ Sediment abgesaugt wurden. Die Falle erreichte 1988 bei einer Länge von 120 m eine Tiefe von 4 m. Die Breite der Falle betrug am Falleneingang (Richtung Barthe) 30 m am Fallenausgang (Richtung Barther Strom) 80 m.

3 Methoden und Technik

Die nachfolgenden Untersuchungen zum Füllungsgrad der Sedimentfalle in den Jahren 1989, 1990 u. 1992 wurden durch Handlotungen durchgeführt, wobei ein verankerter Ponton und eingemessene Fixpunkte die Orientierungsbasis für die Lotungen und Sedimentprobennahmeorte war. In den Jahren 1994 - 1996 stand für die Untersuchungen ein spezielles Flachwasserecholot der Firma "Sonder Sonar-Jena" zur Verfügung. Als Basis der Vermessung diente wie auch in den Vorjahren der für die Sedimentfallenuntersuchung gefertigte Ponton, der unmittelbar am westlichen Fallenrand verankert ist.

Mit Hilfe des geschleppten Echolotes wurden 1994 Schnittdichten in 5 m Abständen über das Gebiet der Sedimentfalle gefahren. Für die Untersuchungsjahre 1995 und 1996 wurde die Methode durch die Verwendung eines ferngesteuerten Katamarans als Träger des Echolotsystems verbessert, wobei durch die höhere Manövrierfähigkeit wesentlich dichtere Schnitte auch im extremen Flachwasserbereich gefahren werden konnten. Desweiteren erfolgte die Übertragung der Echodaten über Funk an die Basisstation (Notebook), wo sie mit den Positionsdaten synchronisiert in Dateien abgelegt wurden. Die Funkübertragung der Echolotdaten gewährleistete nun im Gegensatz zur Echolotaufnahme von 1994 die Darstellung der Schnitte in Echtzeit und somit deren wahren Verlauf. 1994 wurden der Start- und Endpunkt eines Schnittes eingemessen und erst in der Auswertephase erfolgte die Zuordnung der Positionsdaten zu den entsprechenden Lotungen durch Interpolation.

Die Reproduzierbarkeit der Messungen ist durch die exakte Positionserfassung mittels geodätischer Meßverfahren gewährleistet. Hierbei wurden ein lasergekoppelter Theodolith Eth4 der Firma "Carl Zeiss" und der Laser Pulsar50 der Firma "Geo Fennel" genutzt. Auf Grundlage der geodätischen und hydroakustischen Daten erfolgt die Darstellung der Morphometrie der Sedimentfalle als auch die Flächen- und Volumenberechnung in den 3 Untersuchungsjahren.

3.1 Flachwasser - Sonar- Funk - und Positionierungssystem

Das hochfrequente Farbecholotsystem der Firma "Sonder-Sonar Jena" zeichnet sich gegenüber herkömmlichen Echoloten durch seine Arbeitsfähigkeit bei geringsten Wassertiefen, eine hohe Auflösung und Sensibilität bei der Erfassung der oberen Sedimentschichten und deren Strukturen sowie die Art und Weise der Datenkomprimierung, Darstellung und Datenspeicherung aus. Neben den morphometrischen Daten beinhalten die Echogrammdateien Informationen zur Struktur der Oberflächensedimente und zur Verteilung der Makrophyten. Desweiteren werden geringe Dichtegradienten z.B. in Form von Trübstoffkonzentrationen im Wasserkörper oder Detritusablagerungen auf der Sedimentoberfläche registriert.

Das Funktionsprinzip des Systems ist in der **Abb. 2** dargestellt. Träger des Sonarsystems sowie der Positionierungs- und Datenübertragungstechnik sind eigenentwickelte ferngesteuerte Katamarane für verschiedene Gewässerbedingungen und Aufgabenstellungen. Ein Einsatz auf Wasserfahrzeugen vom Ruder- bis zum Kajütboot ist problemlos möglich. Die Datenübertragung und die Steuerung erfolgen über

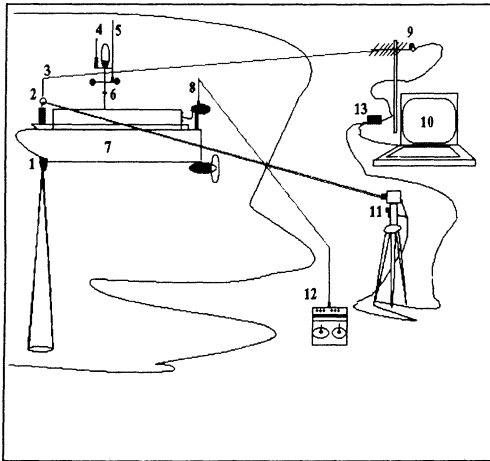


Abb. 2 Funktionsprinzip des Vermessungssystems der Fa. "Sonder Sonar-Jena"

LEGENDE:

- 1 Echolot;
- 2 Zielprisma für Laser;
- 3 Sender zur Datenübertragung;
- 4 und 5 Satellitennavigationssystem;
- 6 Positionsblitzleuchten;
- 7 Katamaran;
- 8 E-Motoren mit Fernsteuer-Empfangs- und Regelteil;
- 9 Richtantenne für Datenempfang;
- 10 Notebook zur Datenspeicherung und Darstellung der Echogramme;
- 11 synchronisierter Laser und Theodolith;
- 12 Fernsteuerung für Katamaran;
- 13 Terminal zur Datensynchronisation aller Messungen (Mikrorechnerbasis)

Funk. Auf PC-Basis werden die Echogramme und Positionsdaten gespeichert. Die gespeicherten Daten werden vorher von einem speziell entwickelten Terminal (Mikroprozessor) der Firma "Sonder Sonar-Jena" synchronisiert.

Das Sonar besteht aus einem 180 kHz Schwinger und integrierter Datenverarbeitungs- und Übertragungshardware. Bei einer Dynamik von 100 dB werden gleichzeitig stärkste und schwächste Echos registriert. Schwächste Echos erscheinen im grünen Farbton. Weitere 4 Echostärken werden jeweils um den Faktor 10 verstärkt in der Reihenfolge gelb-margenta-rot und schwarz dargestellt. Die wesentliche Information der Echogramme steckt in der farbigen Differenzierung der Objekte, so daß z.B. die Messung des Tiefenwertes schon bei der Detritusaufgabe erfolgt und Strukturen in den obersten Sedimentschichten (0.3- 4 m) unterschieden werden. Der Arbeitsbereich des Sonars beginnt für die Tiefenprofilaufnahme bei 0.1 m und ist bei diesem System auf 50 m begrenzt. Für die Erfassung von Strukturunterschieden im Sediment benötigt das System bei einer Auflösung von 10 cm Intervallen eine Mindestwassertiefe von 30 cm. Die Eindringtiefe in das Sediment ist abhängig von der Sedimentqualität und der Wassertiefe. Grundlage für die Eichung der Echogramme sind die Ergebnisse der geochemischen Untersuchungen der synchron gewonnenen Sedimentproben (HANTKE et al. 1997).

3.2 Sedimente

Die Sedimentbeprobung im Untersuchungszeitraum 1994 bis 1996 erfolgte mit Hilfe des Eckmann-Birge-Boddengreifers. In Anlehnung an das Beprobungsraster des Jahres 1992 wurde das Sediment innerhalb und außerhalb der Falle beprobt. Die Probennahmeorte wurden wie die Sonarschnitte von der Pontonbasis aus eingemessen, so daß diese in den Isobathenkarten der Falle dargestellt werden können. Die Aufarbeitung der Sedimentproben erfolgte nach folgenden Parametern:

mittlere Korngröße, Trockenmasse, Wassergehalt, organischer Gehalt, aschefreie Trockenmasse, Gesamtphosphor. Zur Untersuchung gelangte die ca. 10 cm Sedimentoberflächenschicht.

4 Ergebnisse und Diskussion

Ziel der hydroakustischen Aufnahmen war es, neben der Visualisierung der Morphometrie der Sedimentationsfalle über die Flächen- und Volumenberechnungen Aussagen zum Füllungsgrad in den Untersuchungsjahren zu treffen. Ein weiterer Untersuchungsschwerpunkt galt den sedimentchemischen Verhältnissen innerhalb und außerhalb der Falle.

Die **Abb. 3** stellt die möglichen Verhältnisse in der Barthe Sedimentfalle bei 4 m Wassertiefe im Entstehungsjahr 1988 dar. Der Fallenrand wurde dabei auf 1,6 m Wassertiefe festgesetzt. Dieser Wert stimmt bei abgeglichenem Pegelstand bei allen hydroakustischen Aufnahmen überein und wurde der ersten geschlossenen Isobathenlinie entnommen die den Fallenumriß kennzeichnet.

Auf Grundlage der Rekonstruktion wurde für 1988 ein Volumen von 13 400 m³ berechnet. Dieser Ausgangswert stellt die Grundlage nachfolgender Berechnungen zum Füllungsgrad der Sedimentfalle dar. 1994 ergaben die hydroakustischen Untersuchungen einen Rauminhalt von 4300 m³. Aus der Volumendifferenz 1988 -1994 ergibt sich ein Volumen von ca. 9000 m³. Unter der Annahme, daß von 1988 bis 1994 in etwa gleiche Frachten im Wasserkörper transportiert wurden bzw. ähnliche Sedimentationsprozesse ablaufen, ergibt sich für die Barthe Sedimentfalle in den 6 Jahren eine theoretische Sedimentationsrate von ca 1500 m³ pro Jahr.

Für 1995 wurde unter Berücksichtigung des Pegelstandes ein Volumen von von ca. 2900 m³ bei einem Fallenrand in 1,6 m Wassertiefe berechnet. Die Differenz zwischen den Jahren 1994 und 1995 liegt mit ca.1400 m³ im Bereich der theoretischen Sedimentationsrate der Falle.

Die für 1996 durchgeführte Volumenberechnung der Sedimentfalle weist wesentlich andere Sedimentationsraten auf. Mit ca. 2400 m³ ergibt sich 1995 ein um 500 m³ verringertes Volumen, was auf die mit dem flacher werdenden Sedimentationsraum abnehmenden Sedimentationsprozesse hindeutet.

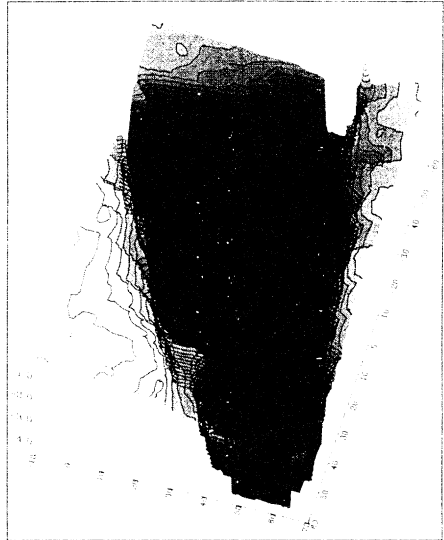


Abb. 3 Rekonstruktion der Verhältnisse im Entstehungsjahr der Barthe Sedimentfalle 1988

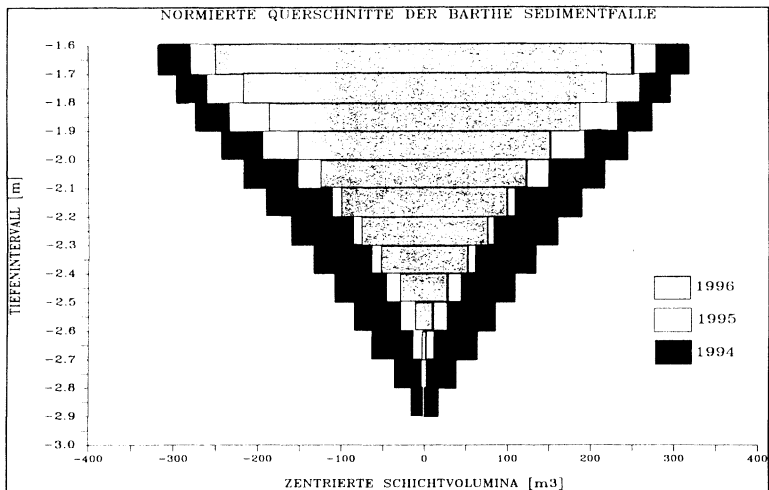


Abb. 4 Veränderung der Morphometrie der Barthe Sedimentfalle in den Jahren 1994 - 1996 auf der Basis normierter Querschnitte

Die Darstellung in der **Abb. 4** soll den unterschiedlichen Füllungsgrad der Jahre 1994 bis 1996 veranschaulichen. Um einen Querschnittseindruck zu erhalten, erfolgte eine Zentrierung des Volumens in Tiefenintervallen von 10 cm, so daß sich das Gesamtvolumen der Schichten aus dem Absolutwert des Volumens im entsprechenden Tiefenintervall ergibt.

In den folgenden **Abb. 5 - 7** werden die Veränderungen im Tiefenhorizont der Barthe Sedimentfalle an Hand der Isobathen dargestellt. Neben den veränderten Tiefenverhältnissen ermöglicht die Visualisierung der morphometrischen Verhältnisse den Vergleich mit den Angaben zum Bau der Sedimentationsfalle aus dem Jahr 1988. Die entsprechend angegebenen Dimensionen der Längen- und Breitenverhältnisse sind in den Darstellungen aller Jahre wiederzufinden. Somit wird deutlich, daß über die Zeit von 1988 bis 1996 die Fallenränder bezüglich der hydrodynamischen Verhältnisse stabil geblieben sind und die aus den veränderten Tiefenverhältnissen resultierenden Volumina in erster Linie auf Sedimentationsprozesse zurückzuführen sind. Diese Tatsache zeugt von der Wirksamkeit des Prinzips der Sedimentationsfallen.

In **Tab. 1** sind die Volumina der Tiefenintervalle sowie die Differenz der Volumina der Jahre 1994 - 1995 und 1995 - 1996 dargestellt. Die Differenzen kennzeichnen die unterschiedliche Sedimentation in den Jahren in den Tiefenintervallen und dementsprechende Sedimentationszonen.

Abb. 5

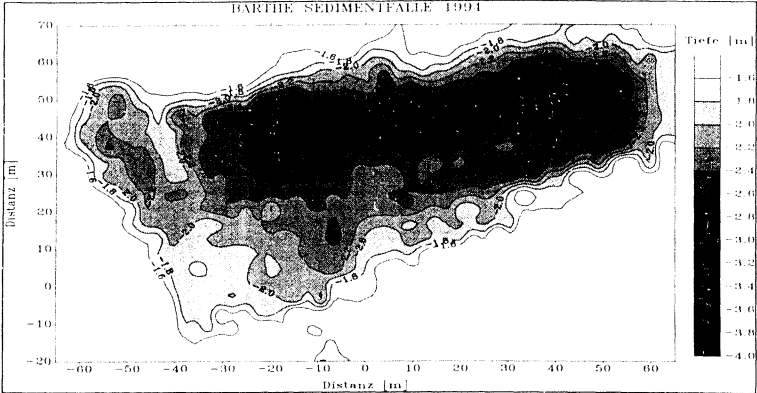


Abb. 6

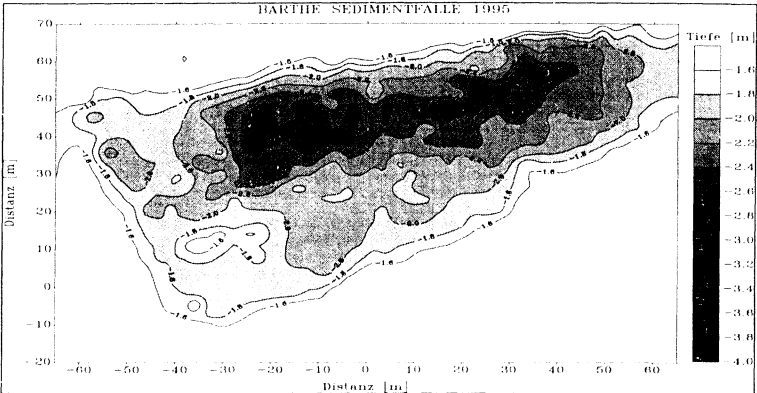


Abb. 7

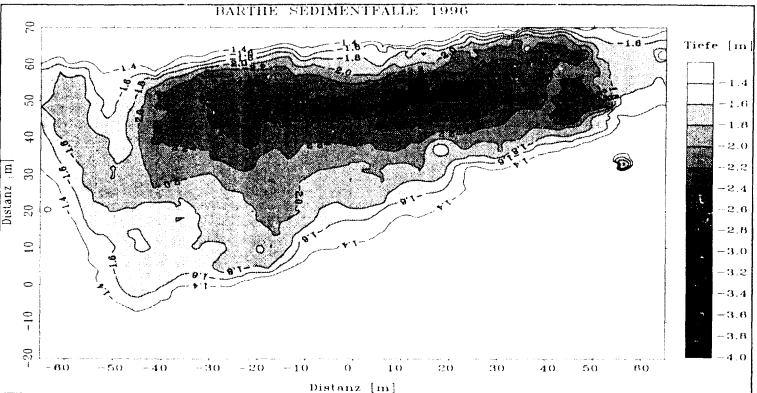


Abb. 5 - 7 Isobathenkarten der Barthe Sedimentfalle der Jahre 1994 - 1996

Tabelle 1 Vergleich der Volumen pro Tiefenintervall für die Jahre 1994-1996

Wassertiefe	Volumen [m³] pro Tiefenintervall				
	'94	'95	'96	Diff '94-'95	Diff '95-'96
1.6	635.1	558,00	502.6	77.1	55.4
1.7	590.6	519,00	436.7	71.6	82.3
1.8	546.4	465.8	370.8	80.6	95,00
1.9	486.7	386.8	302.7	99.9	84.1
2,00	432.1	300.4	245.8	131.7	54.6
2.1	377.5	220.1	199,00	157.4	21.1
2.2	319.4	168.4	151,00	151,00	17.4
2.3	266.6	123.9	103.6	142.7	20.3
2.4	216.5	89.7	55.5	126.8	34.2
2.5	169.1	55.7	20.6	113.4	35.1
2.6	126.2	24.2	3.2	102,00	21,00
2.7	74.9	6.2	0.1	68.7	6.1
2.8	32.2	1.2	-	31,00	-
2.9	0.5	0.4	-	0.1	-
Summe	4238,00	2920,00	2392,00	1318,00	528,00

In der **Abb. 8** werden diese Gebiete an Hand der Volumenänderung pro Tiefenintervall verdeutlicht. Entsprechende Gebiete erhöhter Sedimentation in der Falle sind die Tiefenregionen sowie ein Gebiet am westlichen Fallenrand (vgl. **Abb. 9**).

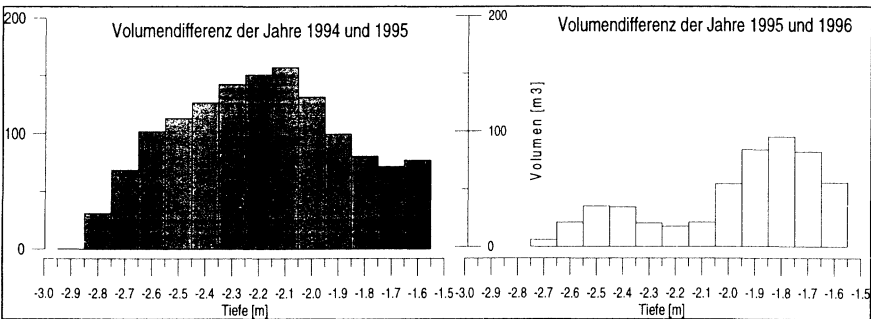


Abb. 8 Volumendifferenz der Jahre 1994-1995 und 1995-1996 in den entsprechenden Tiefenstufen der Barthe Sedimentfalle

Betrachtet man die Isobathenkarten in den Jahren 1994 bis 1996 in **Abb. 5-7**, so lassen sich mittels eines Denkmodells die entsprechenden Sedimentationszonen der in **Abb. 8** dargestellten Volumina der entsprechenden Tiefenintervalle an Hand der hydrodynamischen Prozesse in der Barthe Sedimentfalle erklären.

Der einströmende Wasserkörper der Barthe in die Sedimentfalle trifft hier auf ein erweitertes Volumen, wodurch die Strömungsgeschwindigkeit verringert wird. Durch Auskolkungseffekte des einströmenden Wasserkörpers kommt es entsprechend des Strömungsvektors zur Ausbildung der Tiefenregion in der Sedimentfalle. Am Ausgang der Falle trifft der Wasserkörper auf die Fallenwand, so daß diese Barriere zu einer teilweisen Änderung der Strömungsrichtung führt und für eine zusätzliche Zirkulation im Fallenraum sorgt.

Dies führt beabsichtigter Weise zu folgenden Effekten:

1. Erzeugung eines beruhigten Wasserkörpers, in dem Sedimentationsprozesse gefördert werden.
2. Der künstlich geschaffene Raum vergrößert das Wasservolumen und somit die Menge an transportierten Substanzen.
3. Der Zirkulationseffekt im Fallenraum sorgt für einen verlängerten Aufenthalt eines Teils des eingedrungenen Wasserkörpers und erhöht zusätzlich den Sedimentationsprozeß.

In der **Abb. 9** sollen die o.g. Effekte an Hand der Isobathenkarte veranschaulicht werden.



Abb. 9 Hydrodynamische Effekte bei der Ausprägung der Morphometrie in der Barthe Sedimentfalle

4.1 Sediment

Bei der Sedimentation von Seston in der Falle kommt es zu tiefenabhängigen Differenzierungen der Substanzqualitäten. In den tieferen Zonen werden vorrangig feinkörnige und anorganische Substanzen sowie an Phosphorkonzentrationen reiche Partikel akkumuliert. Dieses zeigt sich durch einen Vergleich der Sedimentzusammensetzung von Proben außerhalb (= Flachbereich) und innerhalb (= Tiefenzone) der Falle.

In der **Tab. 2** sind diese Werte für die Jahre 1990, 1992, 1994, 1995 und 1996 als Zeitreihe aufgeführt. Die Korrelation der Substanzqualität in Abhängigkeit von den Tiefenregionen in Form der linearen Regression (vgl. **Abb. 10-12**) unterstützt diese Schlußfolgerung in der Zusammenfassung der Jahre 1994-1996 ebenfalls.

Tabelle 2 Entwicklung der Sedimentstruktur in der Barthe Sedimentfalle im Vergleich der Jahre 1990 bis 1996

Jahr	Parameter	Mittelwert außerhalb der Falle	Mittelwert innerhalb der Falle	außen = 100 % innen [%]
1990	Probenanzahl	15	15	-
	Tiefe [m]	1.0	1.75	-
	organische Substanz [% TM]	20.8	32.1	154
	mittlere Korngröße [mm]	0.142	0.093	65
	Gesamtposphor [mg P g ⁻¹ TM]	1.79	1.92	107
1992	Probenanzahl	11	16	-
	Tiefe [m]	1.1	2.7	-
	organische Substanz [% TM]	15.4	23.7	154
	mittlere Korngröße [mm]	0.26	0.158	61
	Gesamtposphor [mg P g ⁻¹ TM]	1.02	1.58	155
1994	Probenanzahl	11	14	-
	Tiefe [m]	1.0	2.1	-
	organische Substanz [% TM]	9.9	21.4	216
	mittlere Korngröße [mm]	0.15	0.053	35
	Gesamtposphor [mg P g ⁻¹ TM]	1.02	2.35	230
1995	Probenanzahl	2	12	-
	Tiefe [m]	0.9	2.4	-
	organische Substanz [% TM]	5.01	21.3	425
	mittlere Korngröße [mm]	0.119	0.04	34
	Gesamtposphor [mg P g ⁻¹ TM]	1.21	3.29	272
1996	Probenanzahl	5	10	-
	Tiefe [m]	1.4	2.2	-
	organische Substanz [% TM]	13.1	21.2	162
	mittlere Korngröße [mm]	0.7	0.053	8
	Gesamtposphor [mg P g ⁻¹ TM]	1.1	2.09	190

Weiterhin ist zu beachten, daß durch hydrodynamische Prozesse, u.a. Zirkulationsströme im Fallengebiet selbst noch zusätzliche Differenzierungen auftreten. So kann die in **Abb. 9** angegebene Sedimentationszone als ein Hauptwirkungsraum abgeleitet werden.

In der Stoffbilanz konnte bereits 1992 auf der Basis der Ergebnisse von 1990 eine Eliminationsleistung von rund 20 % der Sestonpartikel und von rund 13 % des am Seston gebundenen Phosphates abgeleitet werden (KLEEBERG et al. 1993).

Abb. 10

mittlere Korngröße (mm)

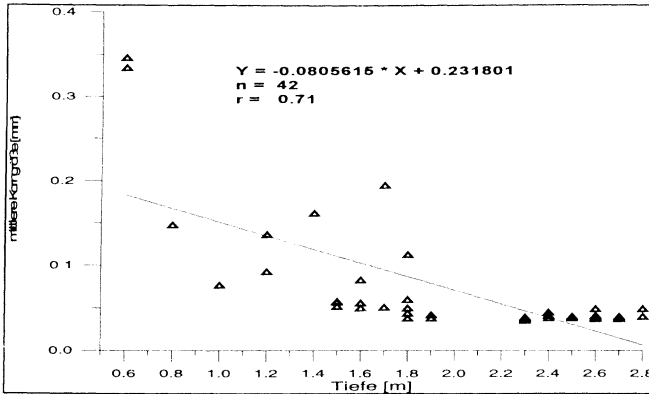


Abb. 11

Organischer Gehalt [%]

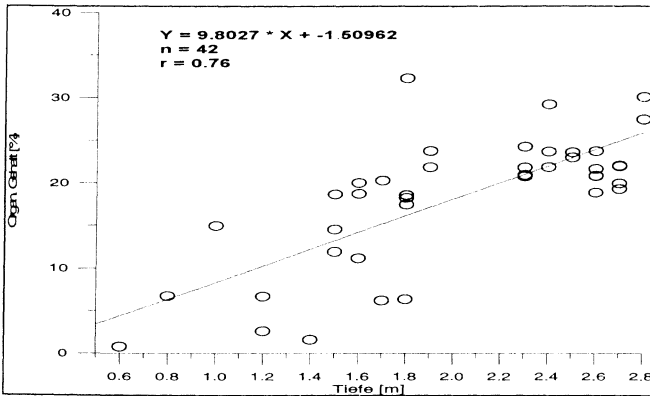


Abb. 12

Gesamt- PO_4 [$\mu\text{g/g TM}$]

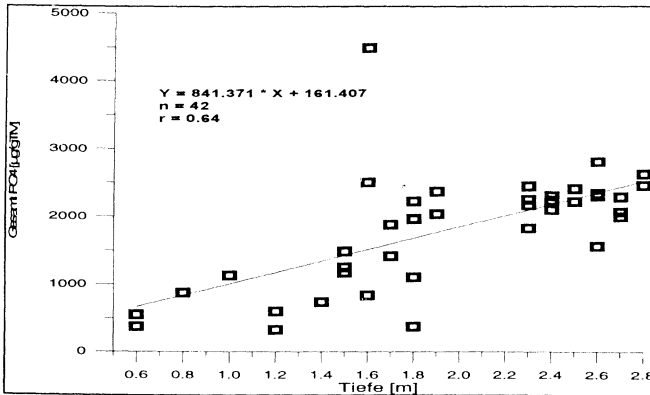


Abb. 10 - 12 Ausgewählte Korrelationen der Sedimentqualität in Abhängigkeit zur aktuellen Falltiefe - Gesamtwerte der Jahre 1994-1996

Zusammenfassung

Am Beispiel der Sedimentationsfalle in der Barthe - Mündung konnte gezeigt werden, daß die Schaffung von künstlichen Sedimentationsräumen den vom Lande ausgehenden Partikelstrom unterbrechen kann. Dadurch kann ein wesentlicher Beitrag zum Schutz der Boddengewässer und auch der Ostsee geleistet werden.

Im Zeitraum von 8 Jahren (1988 - 1996) wurden, im Sedimentationsraum von 13 400 m³ ca. 11 000 m³ partikuläre Masse akkumuliert. Dabei sammeln sich in den tieferen Regionen die feinkörnigen Schlicke mit hohem Gehalt an organischen Substanzen und Phosphor.

Seit 1994 konnte die manuelle Beprobung durch die Anwendung einer modernen Flachwassersedimentechographie begleitet werden. Diese Technik erlaubt nicht nur das Verfolgen des Füllungsgrades der Sedimentfalle, sondern gibt auch Aufschlüsse über die Verteilung der Sedimentqualitäten. Die Echogrammbilder bestätigen die relativ homogene Verteilung in Form feinkörniger Schlicke im Untersuchungsgebiet. Die daraus resultierenden Dichtegradienten der Oberflächenschicht der Sedimente erzeugt im Echogramm gleichbleibende Farbstrukturen als Ausdruck der entsprechenden Echostärken. Besonders auffällig waren starke Reflexionseigenschaften der Sedimentoberfläche im Gebiet der Sedimentfalle. Diese starken Echos sind auf Gasblasen im Sediment zurückzuführen, die während der Sonaraufnahmen beim Ausperlen an der Wasseroberfläche zu beobachten waren. Dementsprechend weisen diese Beobachtungen auf eine hohe biologische Aktivität im Gebiet der Falle hin.

Unter den heute fast ausnahmslos eutrophierten Gewässerbedingungen erweist sich die Hydroakustik oft als einziges Mittel, Strukturen und Prozesse im Gewässer und Sediment zu visualisieren.

Im Gegensatz zu videografischen Untersuchungsmethoden von Gewässerregionen ist der Einsatz der Sonartechnik unabhängig von den Sichtbedingungen im Gewässer. Das Sonar ermöglicht die Kontrolle der gezielten Beprobung in differenzierten Schichten des Wasserkörpers und im Sediment. Unter dem speziellen Aspekt der Sedimentuntersuchungen ist die Hydroakustik eine Methode, Istzustände zu charakterisieren, ohne durch die Messung die sensiblen Verhältnisse im Sediment und Wasserkörper zu verändern (HANTKE et al. 1997).

Die Wirksamkeit der Sedimentationsfalle konnte nachgewiesen werden. Es ergibt sich die Notwendigkeit, die Falle regelmäßig zu beraumen. Damit können technisch aufwendige und ökologisch wie ökonomisch nicht vertretbare Flächenbaggerungen entfallen.

Literatur

- DUKS, P. (1990): Seston und Sedimentationsverhalten unter besonderer Berücksichtigung ökotechnischer Maßnahmen zur Erhöhung der Sedimentationsrate in Fließgewässern und deren Mündungsgebieten
Diplomarbeit, FB Biologie / Universität Rostock, 66 S.
- HANTKE, H.; SCHLUNGBAUM, G. & STORCH, K. (1997): Möglichkeiten der Anwendung eines speziell entwickelten Flachwasserecholotsystems zur Binnen- und Küstengewässercharakterisierung sowie zur Kontrolle und Darstellung der im Wasserkörper und Oberflächensediment durchgeführten Probenahme-, Meß- und Sanierungsarbeiten. Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL), Erweiterte Zusammenfassung der Jahrestagung 1996 in Schwedt; (im Druck)
- KLEEGERG, A.; SCHLUNGBAUM, G. & DUKS, P. (1993): Vergleichende Untersuchungen zur Wirkung von gebaggerten Sedimentationsfallen in Flußmündungsgebieten. Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL), Erweiterte Zusammenfassung der Jahrestagung 1992 in Koblenz, I 669 - 673
- SCHLUNGBAUM, G. (1993): Das Eutrophierungsproblem der Bodden und Haffe. BODDEN 1, 13-29
- SCHLUNGBAUM, G. & BAUDLER, H. (1996 a): Sanierungskonzepte für Bodden und Haffe an der Küste Mecklenburg-Vorpommerns - eine wichtige Voraussetzung für einen Ostseeschutz. BODDEN 3
- SCHLUNGBAUM, G. & BAUDLER, H. (1996 b): Schlämme in hocheutrophen Küstengewässern - gibt es zum Baggern eine Alternative?. BfG - Mitteilungen (Koblenz, Berlin) 11, 77 - 90

Verfasser

Harry Hantke
Prof. Dr. habil. Günter Schlungbaum
Ulrich Berth
Universität Rostock
FB Biologie, Angewandte Ökologie
18051 Rostock

Bernd KWIATKOWSKI¹⁾; Günter SCHLUNGBAUM²⁾; Elmar GRABERT³⁾

¹⁾ Universität Rostock, Fachbereich Biologie/Angewandte Ökologie

²⁾ Dr. Bruno Lange GmbH, Düsseldorf

Eine Möglichkeit zur Differenzierung der Sauerstoffzeh- rungsleistung von Sedimenten der Darß-Zingster Bodden- kette mit Hilfe der ARAS SensorBSB Technik

Abstract

The sediment oxygen demand (SOD) can be an important part of the general oxygen demand in waters.

The supply of oxygen in the Darß-Zingst bodden chain is generally guaranteed (morphometry of the water and photosynthesis), but it can lead to a deficiency near to the ground by the oxygen demand of sediments.

The measurement of SOD is difficult, because this is a complexive parameter. Lots of different methods are described, but none of them has been established and standardized.

By using the apparatus ARAS SensorBSB it was possible to differentiate sediments with the same organic contents in their potential for oxygen demand.

1 Die Sauerstoffverhältnisse in den Darß-Zingster Boddengewässern

In den hocheutrophen flachen Boddengewässern ist der Sauerstoffhaushalt großen Schwankungen ausgesetzt. Einerseits kommt es durch sehr intensive Primärproduktionsprozesse besonders in den Monaten April bis Juni zu extremen Übersättigungen. Im Wasserkörper werden dann Werte bis zu 200 % Sauerstoffsättigungsindex (SSI) registriert. In dichten Makrophytenbeständen sind sogar schon Werte bis 250 % mit dann auch charakteristischen pH-Werten von 11 gemessen worden.

Andererseits kommt es durch große Zehrleistungen zur Ausbildung von größeren Defiziten. Minimalwerte um 40 % Sättigung treten selbst im Oberflächenbereich des Wasserkörpers auf. Insbesondere nach größeren Sedimentaufwirbelungen kann der Sauerstoffgehalt in Bodennähe des Wasserkörpers bis auf 0 zurückgehen.

Da diese großen Schwankungen für die Zusammensetzung und die Leistungsfähigkeit der Biocoenose von erheblicher Bedeutung sind und außerdem als Steuerfaktor für die verschiedenen Erscheinungen im Nährstoffregime mitverantwortlich sind, gehören Sauerstoffuntersuchungen seit langem zum Monitoring-Programm, das von der Laborstation Zingst an der Boddenkette durchgeführt wird. Bei allen Meßprogrammen werden diskontinuierliche Untersuchungen durchgeführt und seit Beginn des Jahres 1994 auch kontinuierliche Daten am Zingster Strom (Laborstation) im stündlichen Meßabstand gewonnen (vgl. SCHLUNGBAUM & BAUDLER 1996).

Es ist seit langem bekannt, daß sporadische Einzelmessungen zu verschiedenen Tageszeiten in hocheutrophen Gewässern wegen der großen Kurzzeitschwankungen kaum genaue Einschätzungen gestatten. Auf der Basis der Registrierungen können typische Tag/Nacht-Schwankungen aufgenommen werden (Abb. 1).

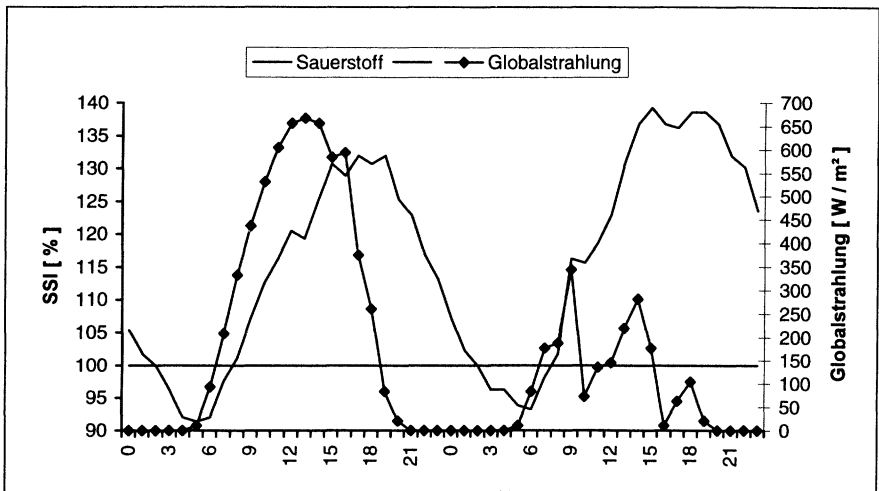


Abb. 1 Rhythmik von Sauerstoffsättigung und Globalstrahlung im Zingster Strom am 14./15. Mai 1994 (aus SCHLUNGBAUM & BAUDLER 1996)

Im gewählten Beispiel schwanken die Sauerstoffsättigungsindizes zwischen 92 und 140 % bei unterschiedlicher Globalstrahlung.

Über die Monatsmittelwerte können dann charakteristische Jahrgänge gezeigt werden. Die maximalen Sättigungswerte liegen im April und März, die größten Defizite treten im Juli und August auf. Die beiden Jahre 1994 und 1995 waren mit ihren durchgehend hohen Sommertemperaturen extreme Jahre. Die Wassertemperaturen wichen in ihren Monatsmittelwerten im Juli 1994 um 3,5 °C vom langjährigen Mittel von 19,7 °C und im August 1995 um 1,5 % °C vom langjährigen Mittel von ebenfalls 19,7 °C ab. Einzelwerte erreichten nahezu 26 °C für die Wassertemperatur.

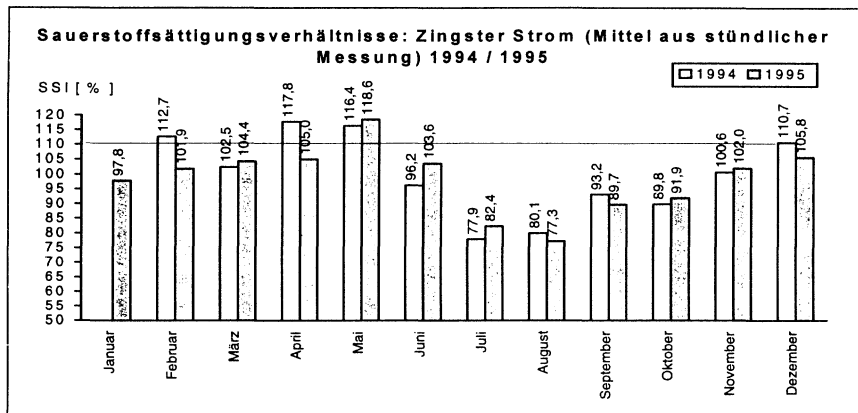


Abb. 2 Jahresgänge der Sauerstoffsättigungsindizes 1994 und 1995 im Zingster Strom in 1m Tiefe auf der Basis von Monatsmittelwerten (aus SCHLUNGBAUM & BAUDLER 1996)

Die mit ca. 20 % Sauerstoffdefizit in 1m Wassertiefe ermittelten Monatsmittel sagen nichts über die größten Minima aus. Diese liegen in beiden Jahren teilweise weit unterhalb 50 %.

Diese bereits für eine Wassertiefe von 1m aufgezeigten prekären Situationen beinhalten keine Aussage über den Zustand in Bodennähe, bei der die Wechselwirkung mit dem Sediment zu berücksichtigen ist. Eine solche Situation zeigt das Vertikalprofil aus dem Zentrum des Bodstedter Boddens (23.7.1994) bei ca 4m Wassertiefe (Tab. 1).

Tabelle 1 Sauerstoffmessungen im Zentrum des Bodstedter Boddens am 23.7.1994 im Vergleich mit zeitgleich gewonnenen Werten am Meßpunkt Zingst

Tiefe	Wassertemp. (°C)	SSI (%)
0,00	23,40	128,00
1,00	23,30	128,00
2,00	23,10	119,00
3,00	23,00	96,00
3,50	22,50	24,00
Grund	22,50	10,00
Zingster Strom (1m Tiefe):		
- SSI im Tagesgang: 65,5-81,4 %		
- Wassertemperaturen: 24,5 °C		

Da zum Zeitpunkt dieser Messungen keine größere windbewegte Turbulenz im Wasserkörper zu verzeichnen war, kann ein zusätzlich verstärkend wirkender Sedi-
menteinfluß ausgeschlossen werden.

2 Die Sedimentsauerstoffzehrung - ein Ergebnis komplexer Wir- kungen

Die Sauerstoffdefizite in den Gewässern werden wesentlich durch die Sedimente, d.h. ihrer Verteilung, ihrem organischen Gehalt und ihrer strukturellen Zusammen-
setzung mitbeeinflußt. So ist der Sedimentsauerstoffbedarf ein Ergebnis sehr kom-
plexer Wirkungen, deren Vielschichtigkeit in Abb. 3 zum Ausdruck kommt.

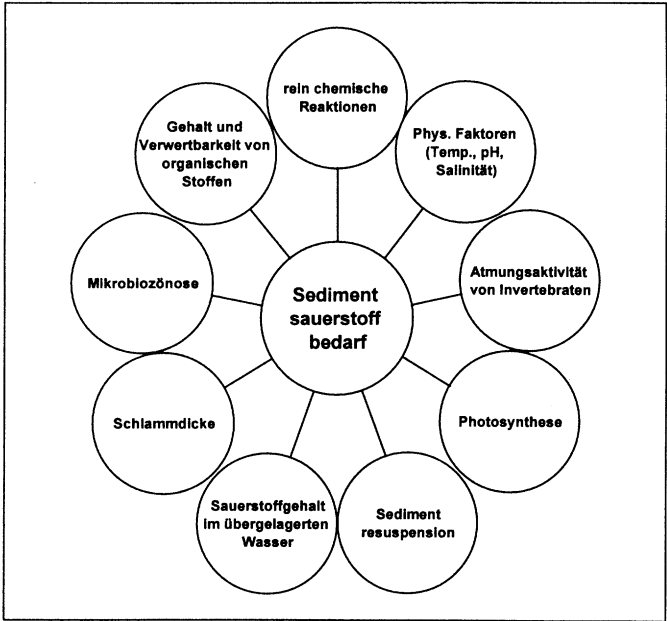


Abb. 3 Komponenten des Sedimentsauerstoffbedarfs (aus KWIATKOWSKI 1996); Bemerkung: Wenn der Sedimentsauerstoffbedarf als Meßgröße betrachtet wird, muß beachtet werden, daß auch gegenläufige Prozesse (z.B. Photosynthese) mit erfaßt werden können.

3 Mögliche Untersuchungsmethoden für die Sauerstoffzehrung durch Sedimente

Für die Bestimmung der Sauerstoffzehrung durch Sedimente gibt es verschiedene methodische Vorgehensweisen, von denen sich jedoch keine allgemein etabliert hat. Diese Konstellation steht im Gegensatz zu den genau determinierten Verfahren der Sauerstoffzehrungsbestimmung des Wasserkörpers (Biochemischer Sauerstoffbedarf, Sauerstoffzehrung, Chemischer Sauerstoffbedarf) die als verschiedene Deutsche Industrienormen (DIN) vorliegen. Das Methodenspektrum zur Ermittlung der Sedimentaktivität kann in folgende Hauptgruppen untergliedert werden (vgl. auch KWIATKOWSKI 1996):

- Batch-Versuche (labor oder in situ)
- Durchflußverfahren
- manometrisch/elektrolytische Methoden
- enzymatische Testmethoden.

Mehrere Arbeitsmethoden lehnen sich an die Bestimmung des Biochemischen Sauerstoffbedarfs (BSB₅) an. Die Untersuchung von Sediment/Wassergemischen läßt wegen der Abhängigkeit von der Sedimentmenge und vom Sauerstoffangebot im Reaktionsgefäß nur halbquantitative Aussagen - diese reichen oft für die Einschätzung der Gewässerbeschaffenheit aus. Soll aber eine tiefergehende Aussage zur Zusammensetzung der organischen Substanz, dem evtl. vorliegenden oxidativen Abbauzustand und damit zum möglichen Zehrungspotential eines Sedimentes getätigt werden, sind oben genannte Verfahren nicht ausreichend. Das trifft u.a. dann zu, wenn Bewertungen zu abgelagerten Sedimenthorizonten, die bei Sanierungsmaßnahmen freigelegt werden und dann als neue Sedimentoberfläche für den Wasserkörper wirksam werden, getroffen werden sollen. Derartige Überlegungen werden immer wieder im Rahmen von gewässerinternen Renaturierungsmaßnahmen (z.B. Sedimentationsfallen; SCHLUNGBAUM & BAUDLER 1996 oder HANTKE et al. 1996) diskutiert.

Eine Möglichkeit, die Sedimentsauerstoffzehrung diesbezüglich zu differenzieren ist unter Anwendung der ARAS SensorBSB-Technik untersucht worden.

4 Das Sauerstoffzehrungsmeßgerät ARAS SensorBSB

Der ARAS SensorBSB ist ein neuartiges Meßsystem zur Bestimmung des Biochemischen Sauerstoffbedarfs als SensorBSB innerhalb weniger Minuten.

Dieses Gerät wurde von der Firma Dr. Bruno Lange GmbH Berlin, Düsseldorf, Bereich Industriemeßtechnik entwickelt, um den herkömmlichen BSB₅, der einige Nachteile aufweist, zu ersetzen bzw. zu ergänzen.

Als Schwachpunkte bei der BSB Bestimmung werden ja immer wieder die unzureichende Reproduzierbarkeit von $\pm 20\%$, sowie der Zeitaufwand von fünf Tagen, der eine Prozeßsteuerung von Abwasseranlagen erschwert, genannt (z.B. RIEDEL & UTHEMANN 1994).

Das ARAS SensorBSB Gerät ist microprozessorgestützt und besteht aus einer gerührten und temperierten Meßzelle mit dem "Herzstück" (ARAS SensorBSB Bedienungsanleitung) Biosensor und Diensteinrichtungen zur automatischen Füllung und Leerung der Meßzelle mit Phosphatpuffer und einer automatischen Dosierung der Proben (RIEDEL et al. 1993).

Der Biosensor des ARAS-Systems besteht aus einer amperometrischen Sauerstoffelektrode sowie aus zwei verschiedenen Mikroorganismen-Arten: *Rhodococcus erythropolis* und *Issatchenkia orientalis*. Die Auswahl der Arten erfolgte nach verschiedenen Gesichtspunkten (z.B. Erkennung eines möglichst großen Substratspektrums, Immobilisierbarkeit in einem Biosensor, Funktions- und Lagerstabilität. Oben genannte Arten erfüllen diese Voraussetzungen und werden zwischen einer Dialysemembran (probenseitig) und Teflonmembran (elektrodenseitig) in einem Sensorkopf eingeschlossen. Abbildung 4 zeigt den Aufbau eines Membrankopfes und des kompletten Biosensors.

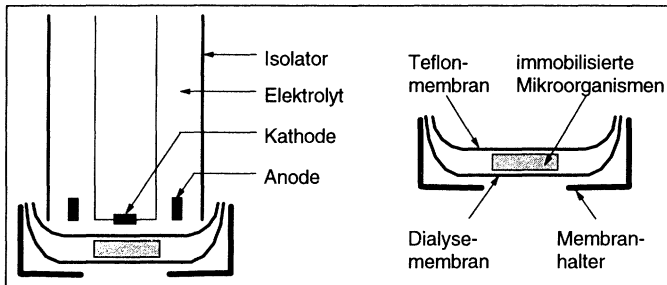


Abb. 4 Membrankopf und kompletter Sensor (aus RIEDEL & UTHEMANN 1994)

Kommt dieser Sensor in Kontakt mit assimilierbaren Substraten, permeieren diese durch die Dialysemembran und werden durch die Mikroorganismen aufgenommen, wodurch sich die Respirationsrate ändert. Die Sauerstoffkonzentration sinkt und eine Verminderung des Stromes an der Elektrode tritt ein (RIEDEL 1993).

Die ARAS SensorBSB Meßtechnik erfordert das Vorliegen der zehrenden Substanzen in Lösung. Nachfolgende Abbildung 5 berichtet über erste experimentelle Befunde einer möglichen Probenvorbehandlung von Sedimenten zur Erfassung ihres Zehrpotentials mit den Vorzügen des SensorBSB.

**Vorgehensweise bei der Erprobung des SensorBSB-Gerätes
B - Ermittlung der Zehrungsaktivität von Sedimenten**

```

graph TD
    subgraph "1. magnetaufgerührtes Sediment"
        A1["Sediment und A. dest. mit Magnetrührer im Becherglas aufgerührt  
nicht der optimale Weg (in keine der Untervarianten) - sehr geringe Zehrleistung"]
        A1 --> A1_1["1.1. ohne Hydrolyse"]
        A1 --> A1_2["1.2. mit Hydrolyse"]
        A1_1 --> A1_1_1["1.2.1. vor Hydrolyse gefiltert"]
        A1_2 --> A1_2_1["1.2.2. nach Hydrolyse gefiltert"]
        A1_1_1 --> A1_3["2.3. Trocknen des Sedimentes"]
        A1_2_1 --> A1_3
        A1_3 --> A1_3_1["trotzdem starke Streuung in den Parallelen  
Beeinflussung des nativen Zustands des Sedimentes (?)"]
    end

    subgraph "2. Direkteinwaage von Sediment"
        A2["direktes Einwiegen verschiedener Sedimentmassen in Hydrolyse - Röhrchen gangbarer Weg, aber Einordnen der Ergebnisse von einer Siebfraction in Bezug auf Gesamtsediment schwierig"]
        A2 --> A2_1["2.1. Parallelversuche"]
        A2_1 --> A2_1_1["eine Sedimenteinaage in 5 Parallelen - hohe Streuung der Meßwerte (über 20 %) Ursache? - Vermutung: Homogenitätsproblem vom Sediment"]
        A2_1_1 --> A2_2["2.2. Sieben des Sedimentes"]
        A2_2 --> A2_2_1["Nutzen der besonders homogenen 63 µm Fraction - gute Meßwerte, Problem der Einordnung der Ergebnisse"]
        A2_2_1 --> A2_2_2["Variation der Hydrolysezeit (2.2.1.) und -stärke (2.2.2.)"]
    end

    subgraph "3. Interstitialwasser / Trockenanteil (Zentrifugieren)"
        A3["Zentrifugieren von Frischsediment - Gewinnung von Interstitialwasser (IW) und des festen Trockenanteils (TA), Weiterarbeit mit beiden Komponenten  
besten Weg der getesteten Strategien"]
        A3 --> A3_1["3.2. TA"]
        A3 --> A3_2["3.1. IW"]
        A3_1 --> A3_1_1["Entnahme des Trockenanteils aus dem Zentrifugenröhrchen und Direkteinwaage in Hydrolyse - Röhrchen"]
        A3_1_1 --> A3_1_1_1["3.2.1. TA mit Hydrolyse"]
        A3_1_1_1 --> A3_1_1_1_1["sehr schwer veratembare"]
        A3_2 --> A3_2_1["vorsichtiges Abdekantieren des Interstitialwassers"]
        A3_2_1 --> A3_2_1_1["3.1.1. IW mit Hydrolyse"]
        A3_2_1_1 --> A3_2_1_1_1["langsam veratembare"]
        A3_2_1 --> A3_2_1_2["3.1.2. IW ohne Hydrolyse"]
        A3_2_1_2 --> A3_2_1_2_1["leicht veratembare"]
        A3_1_1_1_1 --> A3_3["sehr guter Lösungsansatz: mögliche Fraktionierung des Zehrungspotentials des Sedimentes in 3 Komponenten, besonders vorteilhaft: Bestimmung aller Komponenten aus einer Probe"]
    end

    A1_3_1 --- A3_3
    A2_2_2 --- A3_3
    A3_3 --- A4["Bezugspunkte: Flaschenzehrunen (Sedimenteinaage in BSB-Flaschen); TOC der Suspensionen; org. Gehalt (Glühverlust)"]
  
```

1. magnetaufgerührtes Sediment

Sediment und A. dest. mit Magnetrührer im Becherglas aufgerührt
nicht der optimale Weg (in keine der Untervarianten) - sehr geringe Zehrleistung

1.1. ohne Hydrolyse

1.2. mit Hydrolyse

1.2.1. vor Hydrolyse gefiltert

1.2.2. nach Hydrolyse gefiltert

2.3. Trocknen des Sedimentes

*trotzdem starke Streuung in den Parallelen
Beeinflussung des nativen Zustands des Sedimentes (?)*

2. Direkteinwaage von Sediment

direktes Einwiegen verschiedener Sedimentmassen in Hydrolyse - Röhrchen gangbarer Weg, aber Einordnen der Ergebnisse von einer Siebfraction in Bezug auf Gesamtsediment schwierig

2.1. Parallelversuche

eine Sedimenteinaage in 5 Parallelen - hohe Streuung der Meßwerte (über 20 %) Ursache? - Vermutung: Homogenitätsproblem vom Sediment

2.2. Sieben des Sedimentes

Nutzen der besonders homogenen 63 µm Fraction - gute Meßwerte, Problem der Einordnung der Ergebnisse

Variation der Hydrolysezeit (2.2.1.) und -stärke (2.2.2.)

3. Interstitialwasser / Trockenanteil (Zentrifugieren)

Zentrifugieren von Frischsediment - Gewinnung von Interstitialwasser (IW) und des festen Trockenanteils (TA), Weiterarbeit mit beiden Komponenten
besten Weg der getesteten Strategien

3.2. TA

Entnahme des Trockenanteils aus dem Zentrifugenröhrchen und Direkteinwaage in Hydrolyse - Röhrchen

3.2.1. TA mit Hydrolyse

sehr schwer veratembare

3.1. IW

vorsichtiges Abdekantieren des Interstitialwassers

3.1.1. IW mit Hydrolyse

langsam veratembare

3.1.2. IW ohne Hydrolyse

leicht veratembare

sehr guter Lösungsansatz: mögliche Fraktionierung des Zehrungspotentials des Sedimentes in 3 Komponenten, besonders vorteilhaft: Bestimmung aller Komponenten aus einer Probe

Bezugspunkte: Flaschenzehrunen (Sedimenteinaage in BSB-Flaschen); TOC der Suspensionen; org. Gehalt (Glühverlust)

5 Differenzierung des Zehrpotentials von verschiedenen Sedimenten

Bei den Untersuchungen wurde die Sauerstoffzehrleistung von Sedimenten mit verschiedener Charakteristik, vor allem in Hinblick ihres organischen Gehaltes, untersucht (Tab. 2).

Tabelle 2 Verschiedene untersuchte und berechnete Parameter unterschiedlicher Sedimente

	Wassergehalt in %	org. Gehalt in % TM	org. Substanz (absolut pro 1 g FS) in mg	O ₂ -Verbrauch in mg/g FS	O ₂ -Verbrauch/ absolute org. Substanz in mg/g
Kirn 1	44,70	2,40	13,50	1,30	92,00
Grabow	25,80	0,80	5,90	0,90	150,00
Fl. B65	57,80	4,30	18,00	1,00	56,00
Körkwitz (Nord)	83,30	19,10	30,00	2,40	80,00
Körkwitz (Mitte)	85,50	25,50	36,00	4,30	118,00
Körkwitz (Süd)	82,30	18,50	32,00	2,50	76,00
Barthe 1	81,80	23,10	41,80	1,10	26,00
Barthe 2	82,30	23,40	41,40	1,00	23,00
Barthe 3	80,90	19,30	36,80	0,80	22,00

Dargestellt sind die Sedimentparameter Wassergehalt und organischer Gehalt sowie der Sauerstoffbedarf ermittelt für 1g Frischsediment (FS) für verschiedene Sedimente - unter besonderer Berücksichtigung von jeweils 3 Sedimenten der Körkwitzrinne und der Barthefalle (vgl. HANTKE et al. 1996). Desweiteren wurde die absolute organische Substanz pro 1g Frischsediment berechnet und die Zehrleistung auf diesen Parameter bezogen (Spalte 6). Dieser Quotient dürfte damit ein Maß der Abbaubarkeit bzw. des oxidativen Sauerstoffbedarfs der organischen Stoffe, die den organischen Gehalt einer Probe bilden, darstellen.

Durch diese Messungen, Berechnungen und Gegenüberstellungen wird deutlich, daß Sedimente mit gleichen organischen Gehalten sich in der aktuellen Sauerstoffzehrungsleistung erheblich unterscheiden können. Hierfür können verschiedene Ursachen diskutiert werden, von denen an dieser Stelle drei genannt werden sollen:

- Der organische Gehalt wird in Prozent zur Trockenmasse bestimmt. Dabei ist zu berücksichtigen, daß Sedimente mit hohem organischen Gehalt oftmals mit hohen Wassergehalten und damit niedrigen Trockenmassen korreliert sind. Dadurch können sich hohe organische Gehalte in Bezug zur Sedimentfrischmasse stark relativieren (siehe Tabelle 2)
- Sedimente mit hohem organischem Gehalt sind oftmals stark verdichtet. Als Folge hiervon können Diffusionslimitierungen für Sauerstoff auftreten und Reaktionsräume für Mikroorganismen fehlen.
- Der organische Gehalt als Glühverlust ist eine äußerst allgemeine Beschreibung für die Vielfalt der organischen Stoffe die im Sedimentraum denkbar ist. Er sagt nichts aus über die Aufnehmbarkeit und die Abbaubarkeit und somit die Verwertbarkeit organischer Verbindungen durch Mikroorganismen. Es ist denkbar, daß ein Teil des organischen Materials, welches am Gewässerboden vorhanden ist, zumindest unter den vorherrschenden abiotischen und biotischen Bedingungen, nicht oder nur schwer abbaubar ist (z.B. höhermolekulare Huminstoffe).

Besonders interessant sind diese Ergebnisse vor dem Hintergrund möglicher Sanierungsstrategien: Es kann und muß nicht generell davon ausgegangen werden, daß Sedimente mit dem größten organischen Gehalt automatisch auch die stärkste Belastung des Sauerstoffhaushalts eines Gewässers darstellen (und umgekehrt).

Weiterfolgende Untersuchungen sollen sich verstärkt dem Zehrungspotential verschiedener Sedimenthorizonte widmen; bisherige Befunde, ermittelt mit anderen Verfahren (Batchversuche/Labor), weisen einen korrelativen Zusammenhang zwischen Sauerstoffzehrung und Sedimentdicke nur bis zu einem Bereich von ca. 1-2 cm nach. Dabei gilt es zu klären, ob tiefere Horizonte tatsächlich ausgezehrt sind, oder ob hier eher Diffusionslimitierungen vorliegen.

Zusammenfassung

Mit Hilfe der ARAS Sensor BSB Technik, eine Entwicklung zur Abkürzung des Meßaufwandes der BSB-Bestimmung von fünf Tagen auf wenige Minuten, kann auch das Zehrverhalten von Sedimenten eingeschätzt und differenziert werden.

Die Methodik läßt eine Unterscheidung in leicht bis schwer abbaubare Substanzen zu. Gleiche organische Gehalte können sich im aktuellem Sauerstoffzehrungsverhalten wesentlich unterscheiden - ein Umstand, der bedeutend für Gewässerbewertungen und daraus folgende Sanierungsansätze sein kann.

Literatur

- HANTKE, H.; SCHLUNGBAUM, G. & BERTH, U. (1996). Zur Wirkung von Sedimentationsfallen in Flußmündungsgebieten - ein Beitrag zum Schutz der Darß-Zingster Boddengewässer. Rostock. Meeresbiolog. Beitr. 4, im Druck (dieses Heft)
- KWIATKOWSKI, B. (1996). Studien zum Sauerstoffhaushalt von Oberflächengewässern sowie Untersuchungen zu Einsatzmöglichkeiten des ARAS SensorBSB bei der Ermittlung der Sauerstoffzehrung von Sedimenten. Diplomarbeit, Universität Rostock, Fachbereich Biologie
- RIEDEL, K. (1993). Schnellbestimmung des Biochemischen Sauerstoffbedarfs mit mikrobiellen Sensoren - ein Überblick. Vom Wasser 81: 243-256
- RIEDEL, K.; KLOOS, R. & UTHEMANN, R. (1993). Minutenschnelle Bestimmung des BSB. Wasser, Luft und Boden: 11-12/1993
- RIEDEL, K. & UTHEMANN, R. (1994). Sensor BSB - ein neuer Summenparameter. Wasserwirtschaft/Wassertechnik: 2/94, 35-39
- SCHLUNGBAUM, G. & BAUDLER, H. (1996a). Gewässergütebericht für die Darß-Zingster Boddenkette 1994/95 mit Vergleichen zur Langzeitentwicklung. Universität Rostock, Fachbereich Biologie/Angewandte Ökologie, 133 Seiten. (im Druck)
- SCHLUNGBAUM, G. & BAUDLER, H. (1996). Schlämme in hocheutrophen Küstengewässern - gibt es zum Baggern eine Alternative? Bundesanstalt für Gewässerkunde/BfG (Koblenz, Berlin): 11, 77-90

Verfasser

Bernd Kwiatkowski
Prof. Dr. habil. Günter Schlungbaum
Universität Rostock
FB Biologie
18051 Rostock

Dr. Elmar Grabert
Dr. Bruno Lange GmbH
Industriemeßtechnik
-Abt. Biotests-
Willstätterstr. 11
40549 Düsseldorf

Ulrich SCHIEWER; Hartmut ARNDT; Reinhard HEERKLOSS; Günter JOST; Thomas WALTER; Norbert WASMUND

Experiments with controlled carbon flux variations in shallow brackish waters

Introduction

The development of water quality in the Darss-Zingst bodden chain, a tideless estuarine system on the Baltic coast, has been studied for over 25 years. The results show that these waters are becoming increasingly eutrophic, but that ecosystem responses are discontinuous. Grave changes were noted during the early eighties and were accompanied by transition from submersal macrophyte to phytoplankton dominance and an increase in the proportion of seston in the pelagic zone. Complex interdisciplinary experimental analyses of the pelagic system (Pelagic Enclosures = PEKOM series) from 1980 to 1983 revealed the great importance of the microbial food web for the flux of energy and matter in these ecosystem (SCHIEWER et al. 1986; SCHIEWER & JOST 1991), leading to a fundamental change in concepts concerning their structure and function (Fig. 1). COFFIN & SHARP (1987), HOPKINSON et al. (1989), RIEMANN et al. (1988) and ROMAN et al. (1988) came to similar conclusions following their studies of other estuarine systems. It was therefore necessary to develop new, more accurate models of their buffer capacity and stability for use as a basis on which more realistic restoration and management strategies could be developed.

Further interdisciplinary experimental studies in shallow regions of the bodden chain (Shallow Water Enclosures = FLAK series, 1985 to 1987) were therefore undertaken mainly to investigate the responses of the microbial food web to variations in nutrient loads. A subordinated aim was to trace the development of the microbial food web during the transitional period from late spring to summer under controlled conditions. The characteristic changes in structure and function observed in the control enclosure during the 1986 FLAK experiment will be described and discussed here.

Material and methods

The experiments were carried out in the shallow part of the Kurr Bucht in the Darss-Zingst bodden chain near the Zingst field laboratory of the Department of Biology.

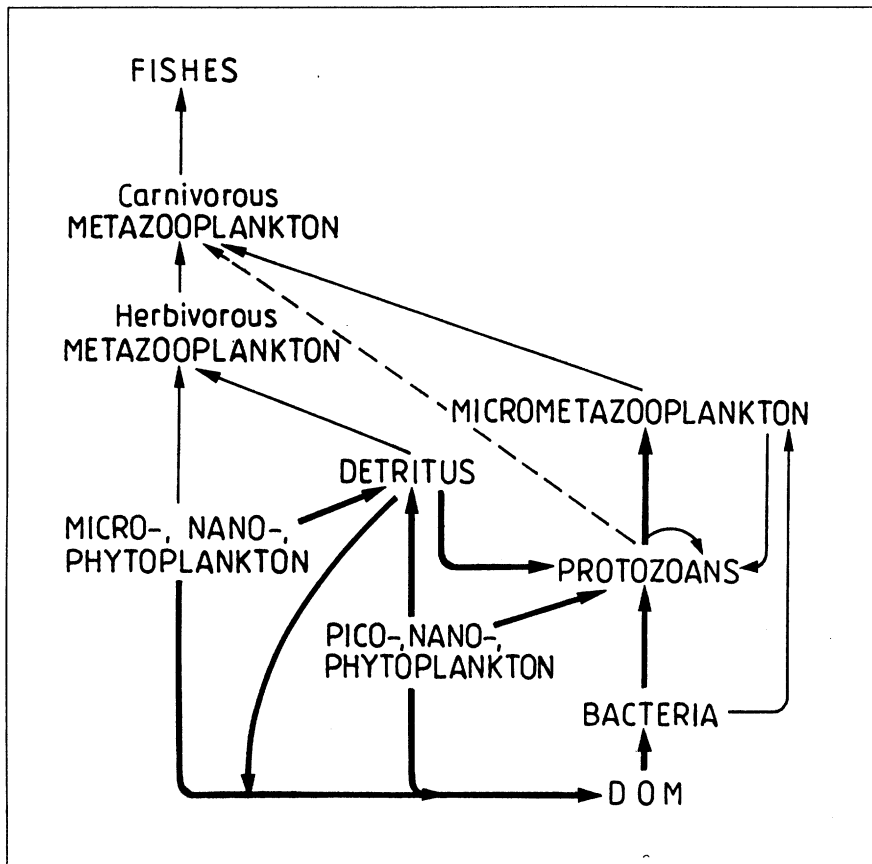


Fig. 1 Simplified model of main pelagic carbon flux routes in the Darss-Zingst bodden chain. Most organic carbon is cycled in the microbial food web.

Enclosures with a diameter of 2 m were used to isolate complete water columns with a cross sectional area of about 3 m² and a volume of 2.4 m³ on 30 May 1986. The actual 1986 FLAK experiment started on 3 June, when baseline values were recorded and the additional nutrient loads (NH₄Cl and/or NaH₂P0₄) were introduced. The experiment ended on 25 July. During the experiment, the following parameters were recorded between twice and four days a week: seston, chlorophyll a, phytoplankton abundance and biomass, phytoplankton primary production by the ¹⁴C- and O₂- method in situ and in an incubator, bacterial abundance and biomass, bacterial secondary production, protozoans abundance, biomass and grazing rate, and metazooplankton abundances, biomass and grazing rate. Further details are given in SCHIEWER et al. (1986), SCHIEWER et al. (1988) and ARNDT et al. (1990).

Results and discussion

In the ecosystem we studied, detritus and phytoplankton account for the largest fraction of total suspended carbon. During the experiment, the percentage of phytoplankton carbon in the total suspended carbon varied between 11 and 34%. The lowest values were recorded in the 5th and the highest in the 8th week (Fig. 2). The sizes of the detritus and phytoplankton pools varied in the same direction up to the 4th week, but in opposite directions thereafter. The reasons for this were multifactorial. At the beginning of the experiment, the water temperature was relatively low and phytoplankton growth was vigorous, leading to the dominance of the green algae *Crucigenia quadrata secta* (Table 1) which sometimes accounted for over 50% of the

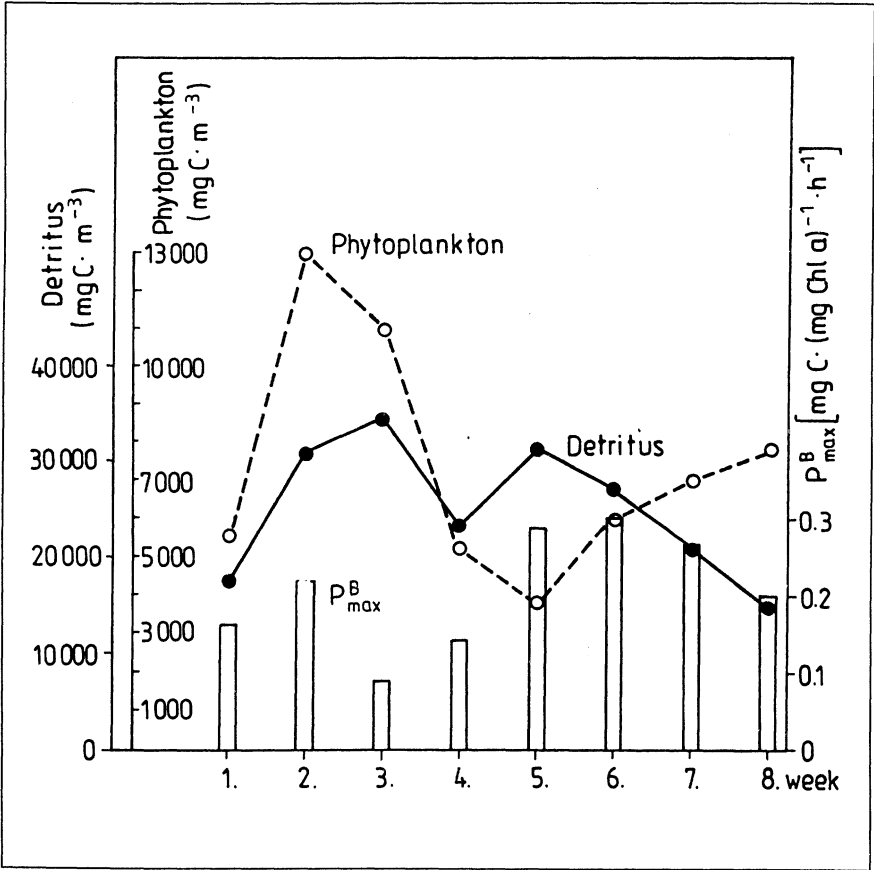


Fig. 2 Detritus and phytoplankton development. Control enclosure, FLAK-experiment 1986. $P_{\text{max}}^{\text{B}}$ = assimilation number.

phytoplankton biomass. This period was marked by the formation of detritus consisting of dying phytoplankton biomass under a low grazing pressure. The transition was caused by a relatively rapid increase in water temperature (increase of $> 5^{\circ}\text{C}$ during 6 days), as a result of which the sedimentation of phytoplankton, detritus and other ecosystem components increased (SCHIEWER et al. 1988). Previously, specific phytoplankton productivity had declined owing to nitrogen limitation in the control enclosure (Fig. 2, assimilation coefficients). Comparisons with the nutrient loaded enclosures shows that the increase in phytoplankton sedimentation was not causally related to nitrogen limitation. That was a surprising result. In shallow waters, water temperature obviously plays a greater role in regulating ecosystem processes than in stratified lakes (cf. WEISSE 1988, for instance). Later lab microcosm experiments and field observations in the next years confirmed the unexpected influence of fast increasing temperatures on the pelagic community.

Table 1 Phytoplankton composition, FLAK experiment 1986. Percentage of biomass in the control enclosure at different times in the course of the experiment.

Phytoplankton Species	% of Biomass		
	1. Week	5. Week	8. Week
<i>Crucigenia quadrata secta</i>	26.1	39.5	-
<i>Ankistrodesmus</i> sp.	16.0	-	-
<i>Kirchnerella</i> sp.	13.7	-	-
<i>Lyngbya contorta</i>	13.0	7.2	-
<i>Oocystis</i> sp.	7.6	-	5.6
<i>Gomphosphaeria pusilla</i>	5.5	-	11.2
<i>Scenedemus quadricauda</i>	3.3	4.1	3.7
<i>Navicula</i> sp.	-	14.4	-
<i>Rhodomonas minuta</i>	-	7.2	-
<i>Oscillatoria limnetica</i>	-	6.2	35.8
Green flagellates	-	3.9	5.0
<i>Anabaena spiroides</i>	-	-	16.7
<i>Stephanodiscus hantzschii</i>	-	-	4.5
Others	14.8	17.5	17.5
Average water temperature ($^{\circ}\text{C}$)	14.8	23.8	20.0

A new phytoplankton community dominated by the filamentous summer cyanobacteria *Oscillatoria* and *Anabaena* and the colony-forming *Gomphosphaeria pusilla* developed 1986 after the phytoplankton minimum in the 5th week owing to the high water temperature, the increased grazing pressure of heterotrophs and the consequent improvement of the nutrient situation in the pelagic water.

The most active organisms were those forming a direct part of the microbial food web. The fraction comprising the heterotrophs increase threefold during the experiment (Fig. 3). The most important heterotrophs were bacteria with a mean biomass of $1000 \text{ mg C} \times \text{m}^{-3}$. With a secondary production of $106 - 1185 \text{ mg C} \times \text{m}^{-3} \times \text{d}^{-1}$. These were also the most important secondary producers in the ecosystem. The results reported by COFFIN and SHARP (1987) and ROMAN et al. (1988) for estuarine ecosystems are similar. Since less than 24% of the primary production is released into the water as exudate and is therefore available to the bacteria as dissolved organic carbon in the Darss-Zingst bodden chain (BÖRNER 1984), the additional carbon they need must stem from lysis of algae, detritus import and the feeding activity of heterotrophs.

There was no direct link between the development of the detritus pool and that of the bacteria pool. Although they both increased up to the 4th week (Fig. 2 and 3), the size of the bacterial pool fluctuated several times thereafter. Bacterial biomasses,

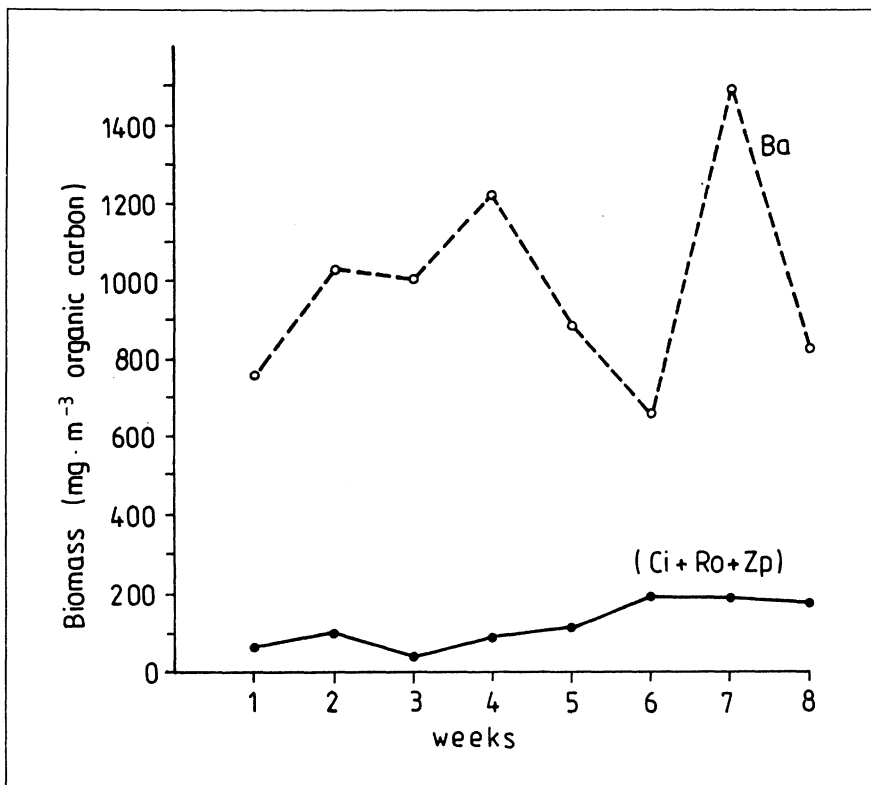


Fig. 3 Pelagic heterotrophs. Development during FLAK 1986, control enclosure. Ba = bacteria, Ci = ciliates/heterotrophic nanotlagellates, Ro = rotifers, Zo = metazooplankton (crustaceans, cladocers).

which varied by a factor of two, were limited by dissolved organic carbon availability and variations in grazing pressure.

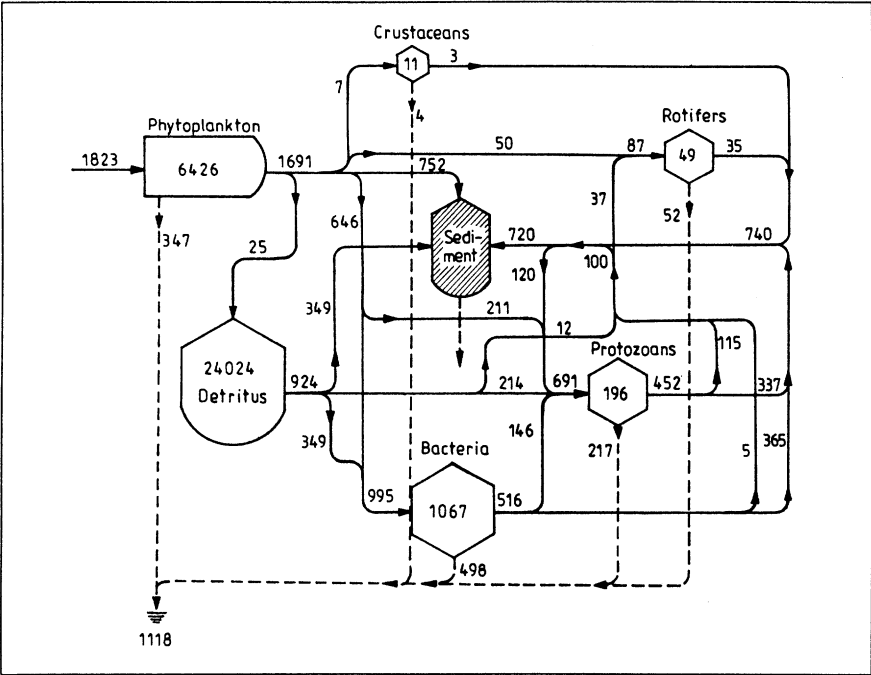


Fig. 4 FLAK 86, control enclosure: biomasses and fluxes between the biotic components and detritus of the pelagic zone.
 Numbers in the symbols: measured biomasses and detritus carbon in $\text{mg C} \times \text{m}^{-3}$.
 Numbers on the solid line arrows: measured or tentative calculated flux rates between the trophic levels in $\text{mg C} \times \text{m}^{-3} \times \text{d}^{-1}$.
 Numbers on the broken line arrows: respiration rates in $\text{mg C} \times \text{m}^{-3} \times \text{d}^{-1}$.
 Means of the 6 to 7th week.

The potential bacterial grazers were protozoans (heterotrophic nanoflagellates, ciliates) and rotifers (Fig. 4). Grazing pressure on the bacteria was exerted primarily by heterotrophic nanoflagellates and the bacterivorous and detritivorous ciliates (Table 2). These were represented mainly by *Mesodinium* species and cf. *Enchelys*. It was particularly high during the 5th and 6th weeks, but then decreased considerably. The ciliates (Table 2) were the main consumers of the nano- and picophytoplankton.

Table 2 Functional groups of protozoans, FLAK experiment 1986. Percentage of grazing rates in the control enclosure at different times in the course of the experiment.

Functional groups	% grazing rate		
	1. Week	5. Week	8. Week
Bacterivorous/detritivorous	62.9	78.4	59.4
Herbivorous	37.1	6.4	40.6
Raptors	-	15.2	-

The influences of the copepods and cladocerans were very slight during the study period. Thus the final consumers in the pelagic zone were the rotifers (Table 3). However, their biomass and feeding activity is substantially lower than that of the ciliates. Although their activity increased towards the end of the experiment, their overall influence on carbon turnover was slight and probably affected mainly the phytoplankton and detritus.

Table 3 Metazooplankton groups, FLAK experiment 1986. Changes in biomass and grazing rates in the control enclosure at different times in the course of the experiment.

Metazooplankton groups	Biomass ($\text{mg C} \cdot \text{m}^{-3}$)			Grazing rate ($\text{mg C} \cdot \text{m}^{-3} \cdot \text{d}^{-1}$)		
	1. Week	5. Week	8. Week	1. Week	5. Week	8. Week
Rotifers	19.4	23.7	46.5	17.7	21.6	42.5
Copepods	0.3	-	-	0.1	-	-
Cladocers	-	1.5	6.1	-	0.9	3.6

Our studies show that the microbial food web plays an important role in shallow tideless estuaries on the Baltic coast. Approaches for the development of effective restoration and management strategies for such waters must therefore consider this point. It high turnover rates led to high remineralization rates inducing a remarkable self-eutrophication of the pelagic ecosystem. Owing to the limited biomass and performance of the metazooplankton, there are limitations to the flux of matter via the traditional grazing food chain to higher trophic levels. Besides the phytoplankton, the protozoans are obviously also an important regulating factor because they can act as both a sink and a link (SHERR & SHERR 1988).

Summary

The carbon flux in tideless shallow eutrophic estuaries of the Darss-Zingst bodden chain is linked mainly to the microbial food web. The control enclosure used during the FLAK field experiment (2 June to 25 July) yielded the following conclusions:

- Detritus and phytoplankton accounted for most of the suspended organic carbon during the whole experiment. The sizes of both pools varied in the same direction during the 1st to 4th weeks, but in opposite directions during the 5th to 8th weeks.
- The differences were a result of changes both in environmental factors and in the structure and function of the microbial food web.
- The collapse of the 1st phytoplankton bloom was caused by the relatively rapid increase in water temperature. Increased heterotroph biomass and activity, particularly of ciliates, were important prerequisites for the 2nd phytoplankton bloom.
- Comparable processes, although modified by the rather better supply of inorganic nutrients for the algae, take place in the surrounding open water of Kirr Bucht.
- Effective restoration and management strategies for such waters can only be developed and implemented if activities of the microbial food web are taken into account.

References

- ARNDT, H.; U. SCHIEWER; G. JOST; N. WASMUND; TH. WALTER; R. HEERKLOSS; G. ARLT & E. A. ARNDT (1990). The importance of the pelagic and benthic microfauna in a shallow-water community of the Darss-Zingst estuary, Southern Baltic, during mesocosm experiments. *Limnologica* (Berl.) 20: 101-106
- BÖRNER, R.. Produktionsbiologisch-ökologisch Untersuchungen am Phytoplankton des Zingster Stomes. Diss. A, Univ. Rostock 1984
- COFFIN, R. B. & J. H. SHARP (1987). Microbial trophodynamics in the Delaware estuary. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 41: 253-266
- HOPKINSON, Ch. S.; B. SHERR & W. J. WIEBE (1989). Size fractionated metabolism of coastal microbial plankton. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 51: 155-166.
- RIEMANN, B.; T. G. NIELSEN; S. J. HORSTED; P. K. BJØRNSSEN & J. POCK-STEEN (1988). Regulation of phytoplankton biomass in estuarine enclosures. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 48: 205-215
- ROMAN, M. R.; H. W. DUCKLOW; J. A. FUHRMAN; C. GARSIDE; P. M. GLIBERT; T. C. MALONE & G. B. McMANUS (1988). Production, consumption and nutrient cycling in a laboratory mesocosm. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 42: 39-52
- SCHIEWER, U.; H. ARNDT; G. BAADER; G. BALLIN; R. BÖRNER; F.-K. EVERT; F. GEORGI; R. HEERKLOSS; G. JOST; V. KELL; B. KRÜGER & TH. WALTER (1986). The bounds and potential effects of NH_4 (loading) on the pelagic system in the Zingster Strom. *Limnologica* (Berl.) 17: 7-28
- SCHIEWER, U.; R. BÖRNER & N. WASMUND (1988). Deterministic and stochastic influence of nutrients on phytoplankton function and structure in coastal waters. *Kieler Meeresforsch., Sonderh.* 6: 173-183
- SCHIEWER, U.; H. ARNDT; R. HEERKLOSS; G. JOST & N. WASMUND (1990). Carbon flux dynamics in a shallow eutrophic estuary. *Limnologica* (Berl.) 20: 95-100
- SCHIEWER, U. (1991). Bottom-up regulation of food webs in shallow Baltic estuaries.- *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 24: 2609-2611
- SCHIEWER, U. & G. JOST (1991). The microbial food web in eutrophic shallow estuaries of the Baltic Sea. *Int. Revue ges. Hydrobiol.* 76: 339-350

- SHERR, E. B. & B. F. SHERR (1988). Role of microbes in pelagic food webs: A revised concept. *Limnol. Oceanogr.* 33: 1225-1227
- WEISSE, TH. (1988). Dynamics of autotrophic picoplankton in Lake Constance. *J. Plankton Res.* 10: 1179-1188

Author

Prof. Dr. habil. Ulrich Schiewer
Universität Rostock
FB Biologie
Freiligrathstr. 7/8
D-18051 Rostock
Germany

Günter SCHLUNGBAUM; Uwe SELIG

Die Warnow - ein typischer norddeutscher Flachlandfluß und seine Bedeutung für den Nährstoffeintrag in die Ostsee

Abstract

The Warnow is a typical lowland river in Mecklenburg, northern Germany. The catchment area of the stream system were intensive used by agriculture. In the last five years the nutrient input were reduced about 24% by nitrogen and 26% by phosphorus. In the year 1991-94 an average of 5440 t nitrogen and 490 t phosphorus per year get into the river. More than 70% of the phosphorus input remain in the river. This part were accumulated in the sediment of the sees and impounded parts in the stream system. 50% of this phosphorus is available and can releases from the sediment. The potential of phosphorus releases were classiflicated with a new classifikation system.

The results of the investigation are the basis of a restoration concept for the stream system. Follow possibilities were discussed: reduction of the point inputs, reduction of the diffus input, reduction and stabilization of the internal nutrient sources.

1 Die Warnow - Beschreibung des Untersuchungsgebietes

Die Warnow ist ein typisches Fließgewässer der mecklenburgischen Jungmoränenlandschaft. Entsprechend den geomorphologischen Gegebenheiten wechseln im ca. 3 200 km² großen Einzugsgebiet Fließstrecken, Durchbruchstäler und durchflossene Seen. Die Flüsse und Bäche der Grundmoräne sind aufgrund des geringen Gefälles durch niedrige Fließgeschwindigkeiten gekennzeichnet. Dadurch werden im Unterlauf ausgeprägte Rückstaubereiche erzeugt, die durch das regulierbare Wehr am Mühlendamm in Rostock noch verstärkt werden. Die Warnow entspringt bei 65 m NN im Grundmoränenboden der Seenplatte bei Grebbin (Raum Parchim) nahe der Wasserscheide zwischen Nord- und Ostsee und hat bis zum Barniner See (37 NN) ein Gefälle von 0,9 ‰. Nach der Passage des Sees durchfließt sie mit gleichem Gefälle die äußere Endmoräne in mehreren kleinen Durchbruchstälern. Von den drei nachfolgenden, ursprünglich durchflossenen Seen wurden im Zuge umfassender Ausbaumaßnahmen in den sechziger Jahren der Rummelborn- und Neddersee aus dem Hauptschluß genommen. Erhalten blieb der Mickowsee (15 m NN).

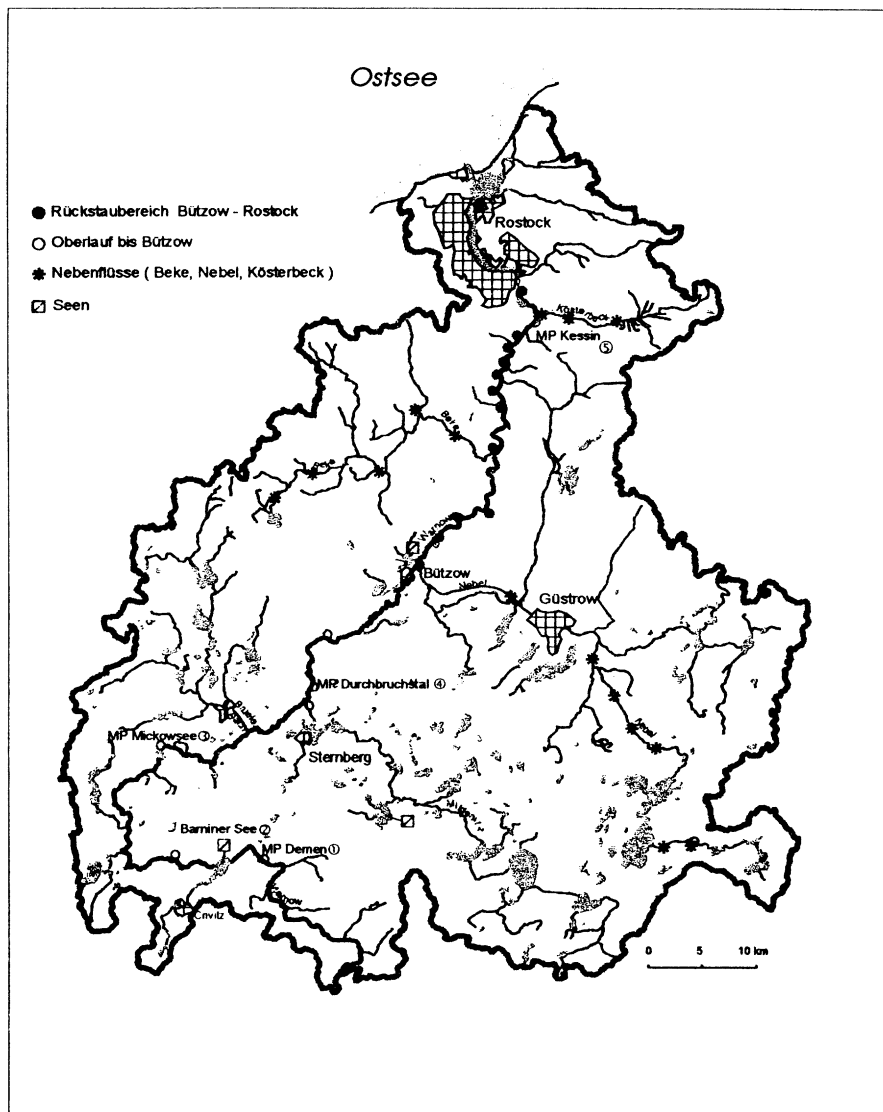


Abb. 1 Wassereinzugsgebiet der Warnow mit Meßpunkten erstellt durch R. Pivarci, Universität Rostock, Institut für Landschaftsplanung und Landschaftsökologie

Nach der Aufnahme des Brüeler Baches und der Mildenitz passiert die Warnow bei Groß Görnow ihr größtes und imposanteste Durchbruchstal. Flußabwärts folgt das Gletscherzungenbecken der Warnow. Unterhalb der Einmündung der Nebel bei Bützow verringert sich die Fließgeschwindigkeit aufgrund des minimalen Gefälles (0,1 ... 0,05 ‰). Der Charakter des Flusses ändert sich grundlegend. Er wird auf seinen letzten 38 km der insgesamt 149 km langen Fließstrecke bis Rostock zu einem rinnenseeähnlichen Gewässer mit einer durchschnittlichen Verweilzeit von 6 bis 8 Tagen. Das hier etwa 50 m breite Gewässer durchfließt ab Schwaan ein bis zu 750 m breites Durchströmungsmoor. Die Torfmächtigkeit beträgt bis zu 8 m. In der Stadt Schwaan mündet die Beke als letzter größerer Nebenfluß in die Warnow. Bis zum Mühlendammwehr schließen sich noch die kleineren Einzugsgebiete der Zarnow und der Kösterbeck an (Abb. 1).

Ab dem Mühlendammwehr in Rostock schließt sich der vom Brackwasser beeinflusste Bereich der Unterwarnow an. Nach weiteren 11,2 km (Fahrwasserachse) erreicht die Warnow bei Warnemünde ihre Mündung in die Ostsee. Die Unterwarnow wird in ihrer Wasserhaushaltsbilanz wesentlich durch den Austausch mit der Ostsee bestimmt. Der Wassergewinn setzt sich aus 60% Ostseewassereinstrom und 40% Oberwarnowzufluß zusammen, d.h. das Süßwasser der Oberwarnow wird in Richtung Ostsee mehr und mehr verdünnt. Für die in diesem Beitrag zu betrachtenden Nährstoffbilanzen wirkt dieser Effekt nur verdünnend. Die in Richtung Ostsee abfließenden Nährstoffmengen (Frachten) bleiben über die Zeit als Summe uneinflusst.

2 Saprobie und Trophie zur Kennzeichnung der Wasserbeschaffenheit

Während die Nahrungsbeziehungen in stehenden Gewässern über Stoffkreisläufe geregelt werden, ist der Stoffhaushalt der Fließgewässer durch den einseitig gerichteten Abfluß von Stoffen und Energie gekennzeichnet. Die Land/Wasser-Wechselwirkungen sind in Fließgewässern in Abhängigkeit von der Strömung ausgeprägt gestaltet als für Seen. Für durchgängige Fließgewässer gilt nach dem Modell des RIVER CONTINUUM CONCEPT's von VANNOTE et al. (1980) eine typische - auch als "Alterung" bezeichnete - Längszonierung bei sich allmählich ändernden abiotischen Rahmenbedingungen mit sich einstellenden kontinuierlichen Veränderungen des biotischen Systems. Dieses Fließkontinuum gilt aufgrund der geomorphologischen Verhältnisse in Mecklenburg-Vorpommern für viele Flüsse nicht. So auch nicht für die Warnow. Viele Flüsse durchfließen die in hoher Zahl vorhandenen Seen. Das Durchfließen eines Sees ist ein abrupter Bruch in der Längszonierung der Fließgewässer. So ist ein in einen See einmündender Bach bei seinem Austritt aus diesem "sprunghaft gealtert". In Abhängigkeit von der Struktur und vom Fließverhalten im nachfolgenden Gewässerabschnitt kann dieser Prozeß schrittweise rückgängig gemacht, jedoch nie vollständig kompensiert werden. In diesem Prozeß spielen die unterschiedlichen Nährstoffanreicherungen eine wichtige Rolle.

Typische Fließgewässer werden nach der organischen Belastung und durch die davon beeinflussten Sauerstoffbedingungen charakterisiert. Das Vermögen über

Destruenten organische Belastungen abzubauen (Selbstreinigungsvermögen) wird einerseits durch Indikatororganismen (Saprobien) und/oder andererseits durch Leistungskriterien im Sauerstoffhaushalt angezeigt, z. B. Größe des Sauerstoffgehaltes und biogeochemischer Stoffbedarf. Im durchflossenen See oder im seeartig wirkenden Rückstaubereich überwiegen die Stoffaufbauprozesse (Trophie). So ergeben sich für diese Fließgewässer in der Längszonierung unterschiedliche und sich abwechselnde Bewertungsmaßstäbe:

- Saprobie = Intensität der heterotrophen Produktion, dargestellt durch die organische Belastung und die Intensität der zehrenden Prozesse im Sauerstoffhaushalt
- Trophie = Intensität der Primärproduktion, dargestellt durch die Nährstoffsituation und die Intensität der bildenden Prozesse für Sauerstoffhaushalt und Biomasse

In einem stabilen Ökosystem befinden sich Trophie und Saprobie in einem dynamischen Gleichgewicht, d. h. das Verhältnis von Primärproduktion (P) und Respiration (R) beträgt nahezu 1. Dieses wird u. a. durch die enge Verknüpfung der Organismen im Nahrungsgefüge gewährleistet. Nährstoffeinträge führen zu einem P/R-Verhältnis > 1 und Einträge von durch Mikroorganismen abbaubaren organischen Stoffen zu einem Verhältnis < 1 .

Hohe Stoffeinträge aus Kommunen und Landschaft haben die Warnow in der Vergangenheit zu einem hochbelasteten Flachlandfluß entwickelt. Sowohl punktuelle als auch diffuse Stoffeinträge haben diesen Prozeß gefördert.

Die Klassifizierung (= Beschreibung des Zustandes) der Warnow erfolgt auf der Basis einer vorläufigen Richtlinie zur Bewertung der Fließgewässer in Mecklenburg-Vorpommern. Grundlage dafür ist im wesentlichen der Sauerstoffhaushalt und die organische Belastung. Die Klassifikation erfolgt in fünf Beschaffenheitsstufen (vgl. Gewässergüteberichte 1993 und 1994). In Tabelle 1 wird die Beschaffenheitsentwicklung von 1989 bis 1994 für ausgewählte Abschnitte der Warnow und die wichtigsten Nebengewässer wiedergegeben.

Seit 1989 hat sich die Beschaffenheit der Fließgewässer in Mecklenburg-Vorpommern ständig verbessert (vgl. Tab. 2). Im Vergleich zur Tabelle 1 kann festgestellt werden, daß die Warnow gegenüber anderen Fließgewässersystemen die weitgehend besseren Ausgangsbedingungen aufwies.

Heute liegen ca. 70 % aller untersuchten Fließgewässer in Mecklenburg-Vorpommern in den Güteklassen 1 und 2, 1989 waren es ca. 40 %. Diese Entwicklung geht primär auf die konsequente Durchsetzung des Kläranlagenprogramms für die größeren Emissionspunkte zurück, aber auch Veränderungen in der Landnutzung zeichnen dafür verantwortlich. Wenn die Warnow im Oberlauf zwischen Bützow und Rostock (Rückstaubereich) in diesem Vergleich weitgehend konstant im Zustand der Güteklasse 3 geblieben ist (Tab. 1), ist das ihrem speziellen Charakter, der Ausbildung eines relativ langsam durchflossenen Rinnensees, zuzuschreiben. Hier hat unbedingt die Bewertung nach den Kriterien der Trophie zu erfolgen.

Tabelle 1 Klassifizierung der Warnow und ausgewählter Nebengewässer
 Basis: Vorläufige Richtlinie zur Klassifizierung der Wasserbeschaffenheit von Fließgewässern in Mecklenburg-Vorpommern nach dem Sauerstoffgehalt und der organischen Belastung
 Quelle: Gewässergütebericht 1993 und 1994

	1989	1990	1991	1992	1993	1994
1 Warnow						
- Kessin	3	3	3	4	3	3
- u. Schwaan	3	3	3	3	3	3
- b. Werle	3	3	3	3	3	3
- o. Bützow	2	3	3	2	2	2
- b. Warnow	2	2	2	2	1	2
- b. Gr. Görnow	-	2	2	2	2	2
- o. Weitendorf	2	2	3	2	2	2
- b. Gustävel	2	2	2	2	2	2
- b. Rönkendorf	3	3	3	3	3	3
- o. Floßgrabem	4	4	3	3	3	3
2 Kösterbeck						
- b. Kessin	2	2	2	2	2	2
3 Beke						
- b. Schwaan	3	3	2	2	2	2
- b. Gr. Belitz	3	2	2	1	2	2
4 Nebel						
- b. Wolken	3	2	3	2	2	2
- b. Wehr Kölln	1	1	1	1	1	1
- Alte Nebel	4	4	4	3	3	3
b. Wehr Wolken						
5 Mildenitz						
- b. Sternberger Burg	2	2	2	3	2	2
6 Brueler Bach						
- b. Sülten	2	3	2	2	2	2

Tabelle 2 Entwicklung der Wasserbeschaffenheit der Fließgewässer in Mecklenburg-Vorpommern im Zeitraum 1989 bis 1994 - Sauerstoff und organische Belastung. Quelle: Gewässergütebericht 1994 (1996)

	in %				
	Klasse 1	Klasse 2	Klasse 3	Klasse 4	Klasse 5
1989	2,6	37,2	48,6	10,2	3,2
1993	5,0	48,6	33,2	2,5	1,2
1994	5,0	63,7	29,4	2,2	0,0

3 Nährstoffeinträge und Nährstoffbilanzen für das Flußsystem

BEHRENDT (1995) hat eine Abschätzung der Nährstoffemission für das Warnowinzugsgebiet einschließlich Rostock vorgelegt. Er bezieht diese Schätzung auf die folgende Einzugsgebietsstruktur:

- 4,3 % urbane Flächen
- 68,8 % landwirtschaftliche Nutzflächen (78,1 % Ackerland, 21,9 % Grünland)
- 22,7 % Waldfläche
- 4,3 % Wasserfläche.

Tabelle 3 Geschätzte Emissionen von Stickstoff und Phosphor für das gesamte Warnowflußgebiet für 1991-1994, nach BEHRENDT (1995)

Eintragspfad	Stickstoffeinträge		Phosphoreinträge	
	t N/a	%	t P/a	%
urbane Flächen	110	2,0	25	5,1
Erosion	140	2,6	108	22,0
Grundwasser	1030	18,9	36	10,0
Dränspende	2630	48,3	49	10,0
Deposition	250	4,6	10	2,0
Direkteintrag	120	2,2	29	5,9
Oberflächenabfluß	80	1,5	18	3,7
Summe diffuse Einträge	4360	80,1	275	56,1
Summe punktuelle Einträge	1080	19,9	215	43,9
Summe aller Einträge	5440	100,0	490	100,0

Für den Zeitraum 1991/94 ergeben sich die in Tabelle 3 angegebenen jährlichen Nährstoffemissionen. Mit 80,1 % beim Stickstoff und 56 % beim Phosphor überwiegen eindeutig die diffusen Pfade. Nimmt man aus der Betrachtung die Unterwarnow heraus und damit den punktuellen Eintrag aus der Kläranlage Rostock, so betragen die diffusen Anteile sogar 93,7% bzw. 85,6%. Diese für norddeutsche Flachlandflußsysteme typische Verteilung hat sich durch die Minderung des punktuellen Anteils (Kläranlagenprogramm) verschoben, war aber vorher nicht grundlegend anders. BEHRENDT (1995) bilanzierte für die Oberwarnow (Meßpunkt Kessin - siehe Abb. 1) folgende Verhältnisse:

	1985 - 1989		1991 - 1994	
	Anteil (%)		Anteil (%)	
	N	P	N	P
• diffuse Quellen	93,4	73,5	93,7	85,6
• punktuelle Quellen	6,6	26,5	6,3	14,4
Summe	100	100	100	100

Bei absoluten Rückgängen der Gewässerbelastung zwischen den o. g. untersuchten Zeiträumen für Stickstoff um 24 % und für Phosphor um 26 % haben sich die Anteile zwischen diffusen und punktuellen Einträgen für Stickstoff kaum verändert. Anders verhält sich der P-Anteil. Noch deutlicher zeigt sich dies an der Unterwarnow. Hier überwogen in der Gesamtnährstoffbilanz deutlich die punktuellen Einträge (Tab. 4). Schwerpunkt war hier bis zum Jahr 1996 der Klärwerksablauf in Rostock. Mit der Inbetriebnahme der neuen Klärwerkstechnologie im Herbst 1996 konnten die Nährstoffeinträge wesentlich gesenkt werden. Von bisher 800 t N/a bzw. 173 t P/a für den Bereich der Unterwarnow konnten diese Einträge auf ca. 100 t N/a bzw. ca. 70 t P/a reduziert werden (Mitteilung Eurawasser GmbH 1996). Damit werden die von HELCOM für 1998 vorgegebenen Werte für den Kläranlagenablauf bereits jetzt unterschritten. Damit verschieben sich die Bilanzwerte für die Gesamtwarnow weiter wesentlich zu den diffusen Quellen und dürften in der selben Größenordnung liegen, wie sie bereits für die Oberwarnow bilanziert wurden. Auf der Basis der Werte von BEHRENDT (1995) und von Eurawasser ergeben sich folgende abgeschätzten Eintragssummen für das Gesamtwarnowgebiet:

N	4740 t/a	davon ca. 92% diffus
P	390 t/a	davon ca. 71% diffus.

Tabelle 4 Verteilung der Emissionen von Stickstoff und Phosphor auf die Flußgebiete Oberwarnow (oberhalb Rostock) und Unterwarnow (Brackwasserbereich) für 1991-94, nach BEHRENDT (1995)

	Oberwarnow	Unterwarnow
Stickstoff		
	diffuser Eintrag	95,2%
	punktueeller Eintrag	4,8%
	Gesamteintrag	74,1%
Phosphor		
	diffuser Eintrag	81,4%
	punktueeller Eintrag	18,6%
	Gesamteintrag	9,1%
Phosphor		
	diffuser Eintrag	19,5%
	punktueeller Eintrag	80,5%
	Gesamteintrag	40,4%

Während sich die Nährstoffeinträge in das Flußsystem in den letzten Jahren deutlich verringert haben, haben sich die Nährstofffrachten des Flußsystemes kaum geändert. BACHOR (1996) belegt für den Zeitraum 1990 bis 1995 keine Abnahme der Stickstoff- und Phosphorfrachten der Oberwarnow und somit keine geringere Nährstoffbelastung für die Ostsee.

Das Nährstoffrückhaltevermögen des Flußsystemes hat sich verringert. Die Reduzierung der Nährstoffeinträge für die Ostsee beruht hauptsächlich auf der Reduzierung der Einträge aus den Kläranlagen der großen Küstenstädte wie Rostock, Stralsund, Greifswald und Wismar. Hier zeigt das Kläranlagenprogramm seine eindeutige Wirkung. BEHRENDT (1996) gibt für die punktuellen Nährstoffeinträge in die Ostsee aus Mecklenburg-Vorpommern folgende Entwicklung wieder:

	Summe N-Eintrag		Summe P-Eintrag	
	t N/a	%	t P/a	%
1985/1989	6953	100	1535	100
1991/1992	4910	70,6	920	59,9
1993/1994	4652	66,9	426	27,8

Aufgrund der starken Abnahme der Nährstoffeinträge aus kommunalen Kläranlagen der Küstenstädte stammten 1995 ca. 90% der Nährstoffeinträge in die Ostsee aus den Gewässersystemen (BACHOR 1996). Dieses verdeutlicht gerade auch für den Phosphor, das die diffusen Nährstoffeinträge mehr an Bedeutung gewinnen. Neben der Quantität der Einträge spielen die gewässerinternen Prozesse eine bedeutende Rolle für die Nährstofffrachten.

Von ökologischer Relevanz und zur Abschätzung der Nährstoffbelastung für die Ostsee ist die Kenntnis über die wirklich im Flußsystem transportierten Nährstoffe und den sich als Differenz zur Gesamtemission (Tab. 3) ergebenden Rückhaltungen bzw. Verlusten von Bedeutung. Für die Oberwarnow (Meßpunkt Kessin - Abb. 1) kann für den Zeitraum 1991/94 ein Rückhaltevermögen von ca. 71 % der Gesamtlast mit Stickstoff- und Phosphorverbindungen abgeleitet werden (BEHRENDT (1995) in THIELE & MEHL (1995)). Während für Stickstoffverbindungen bei einer um ca. 24 % zurückgegangenen Gesamtbelastung gegenüber 1985/89 diese Elimination aus dem fließenden Wasser prozentual konstant geblieben ist, ist für Phosphorverbindungen diese analog rückläufig, statt 75 % werden 1991/94 nur noch 71 % im Flußsystem zurückgehalten. 29 % Frachanteile entsprechen etwa 1330 t N/a und 84 t P/a, d. h. im Flußsystem werden von der Gesamtbelastung ca. 3100 t N/a und ca. 208 t P/a akkumuliert oder eliminiert. In dieser Frachtdiskussion bleibt die Unterwarnow wegen der komplizierten Wasserhaushaltsschwankungen unberücksichtigt. Für dieses hohe Rückhaltevermögen ist einmal die spezifische Warnowstruktur mit den vielen durchflossenen Seen und der mit Seencharakter ausgestaltete Rückstaubereich verantwortlich. Die Sedimente übernehmen eine wichtige Steuerfunktion. Mit zeitweise äußerst geringen Nährstoffkonzentrationen kann eine hohe Gewässertrophie erhalten bleiben, wie z. B. die Entwicklung der Warnowbeschaffenheit (Tab. 1) eindeutig zeigt. Damit verbunden ist auch die Frage, wie lange das hohe Maß an

Stoffeliminierung und Stoffrückhaltung noch aufrechterhalten werden kann. Die Sedimente rücken als potentielle Nährstofflieferanten mehr in den Mittelpunkt der Untersuchungen.

4 Rolle der Sedimente in den Stoffkreisläufen im Fluß/Seen-System der Warnow

Das Nährstoffrückhaltevermögen des Flußsystemes wird durch die Akkumulation von Nährstoffen in den Sedimenten bestimmt. Diese Anreicherung ist nicht flächenmäßig gleich verteilt im Flußsystem, sondern wird durch die Änderung der hydrologischen und morphologischen Bedingungen im Flußverlauf bestimmt. Entscheidend ist die Verringerung der Fließgeschwindigkeit und somit die Erhöhung der Sedimentation feinerer, organischer Partikel. Neben den durchflossenen Seen ist der Rückstau-bereich der Warnow eine Nährstoffsene im Flußsystem. So unterscheidet sich die Sedimentstruktur und Sedimentqualität des Flußoberlaufes deutlich von der im Rückstau-bereich (Abb. 2).

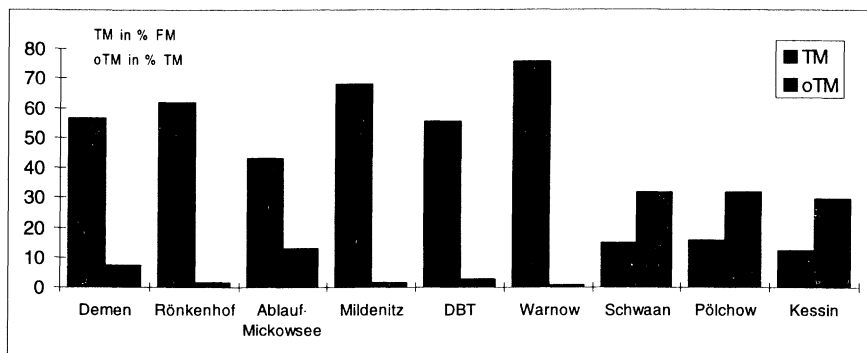


Abb. 2 Trockenmasse- und organische Trockenmassegehalte der Sedimente an neun Meßpunkten im Längsschnitt der Warnow (MP Demen bis Warnow charakterisieren den Oberlauf, während die drei anderen MP im Rückstau-bereich liegen)

Die Sedimentstruktur des Rückstau-bereiches ist der Struktur in den durchflossenen Flachseen sehr ähnlich (Tab. 5). Der Vergleich mit den drei parallel untersuchten Seen zeigt, daß im Rückstau-bereich die durchschnittlich höchsten Phosphorgehalte ermittelt wurden. Diese Tatsache ist darauf zurückzuführen, daß der Rückstau-bereich die räumlich letzte Senke im Flußverlauf der Warnow darstellt und der Aus-trag in die brackige Unterwarnow (und damit in die Ostsee) aufgrund des Mühlen-dammwehres stark eingeschränkt ist.

Tabelle 5 Vergleich von vier Sedimentparametern (Mittelwerte) verschiedener Gewässerabschnitte des Warnowsystemes

Gewässerabschnitt	n	Mittlere Korngröße	Trockenmasse in % FM	org. Trockenmasse in % TM	Totalphosphor mg/g TM
<u>Warnow</u>					
Oberlauf	12	0,35	65,2	3,9	0,3
Rückstaubereich	58	0,18	20,8	26,5	2,4
<u>Nebenflüsse</u>					
Beke	5	0,6	66,7	3,8	0,3
Kösterbeck	3	0,51	70,7	2,3	0,2
Nebel	8	0,5	61,6	7,4	0,5
<u>Seen</u>					
Barniner See	24	0,11	19,8	20,8	1,9
Bützower See	18	0,12	20,1	17,7	1,3
Klein Pritzer See	15	0,08	18,1	14,0	1,6

In den Sedimenten des Flußsystemes kann es zur Elimination oder Festlegung der Nährstoffe kommen und somit zu einem Entzug dieser aus den Stoffkreisläufen. In den Stand- und Staugewässern kommt es durch den hohen organischen Gehalt in den Sedimenten zu einer starken Sauerstoffzehrung im/am Oberflächensediment. Wenn nicht genügend Sauerstoff nachgeliefert werden kann, tritt Anaerobität auf. Neben der Ammoniumabscheidung aus der abgestorbenen sedimentierten Biomasse kann unter diesen Bedingungen Nitrat (als wichtigste gelöste Stickstoffbindungsform) durch Denitrifikation aus dem Flußsystem eliminiert werden, da der gebildete elementare Stickstoff ausgegast wird.

Während anaerobe Bedingungen im Gewässer zu einer Elimination von Stickstoff aus dem Gewässerkreislauf führen kann, erhöhen diese die Mobilität von Sedimentphosphor und führen so zu einer PO_4 -Rückführung in den Wasserkörper.

Dabei wirken hier verschiedene Prozesse gleichzeitig:

1. Mit dem Abbau von organischer Substanz (und damit von organischen P-Verbindungen) kommt es zur PO_4 -Freisetzung.
2. Durch die Reduktion von Fe^{3+} zu Fe^{2+} wird das an Eisen/Eisenhydroxid gebundene Phosphat freigesetzt.
3. Die Anaerobie verringert die Phosphatsorptionskapazität des Sedimente und kann dadurch eine PO_4 -Freisetzung hervorrufen.
4. P-speichernden Mikroorganismen geben größtenteils die gespeicherten Polyphosphate unter anaeroben Bedingungen (Streßsituation) wieder ab.

Diese aufgeführten Prozesse erhöhen die PO_4 -Konzentration im Interstitialwasser. Verdeutlicht wird diese Beeinflussung durch die auftretende saisonalen Schwankungen der PO_4 -Konzentration im Interstitialwasser (Abb. 3).

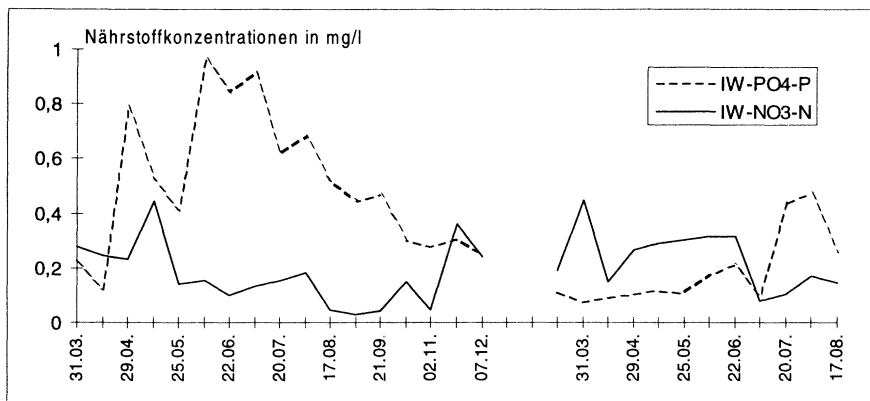


Abb. 3 Nitrat- und Phosphatkonzentrationen im Interstitialwasser des Rückstaubereiches (Mittelwerte aus n=8) 1993/94

Die zeitliche Variabilität der Nitratkonzentration im Interstitialwasser bestätigt den Wechsel der Sauerstoffbedingungen im/am Oberflächensediment. Neben den oben beschriebenen Prozessen der anaeroben P-Freisetzung kann es auch unter aeroben Bedingungen zu Freisetzungsprozessen kommen. Über Sorptions-/Desorptionsgleichgewichte am Grenzbereich Sediment-Wasser werden für die Aufrechterhaltung der biologischen Primärproduktion ausreichende Phosphorkonzentrationen bereitgestellt (SCHLUNGBAUM 1982).

Da nicht alle P-Verbindungen unter aeroben bzw. anaeroben Bedingungen rücklösbar sind, geben die TP-Gehalte im Sediment keinen direkten Rückschluß über die Lösbarkeit und damit Reaktivität des Phosphors im Sediment. Durch die Charakterisierung der chemischen bzw. biochemischen Bindungsform sind differenziertere Aussagen möglich. Dazu wird das unterschiedliche chemische Lösungsverhalten der P-Verbindungen ausgenutzt. Die Untersuchungen mit der chemischen Extraktionsmethode nach PSENNER et al. (1984) belegen, daß nicht nur die TP-Gehalte in den Sedimenten des Flußoberlaufes und des Rückstaubereiches sehr unterschiedlich sind, sondern auch das Lösungsverhalten der P-Verbindungen sich stark differenziert (Abb. 4).

Ca. 60-70% des Sedimentphosphors im Oberlauf wurden mit der Bicarbonat/ Dithionitlösung (BD-Lösung) extrahiert. Dieser Anteil ist unter reduktiven Bedingungen lösbar. Anaerobie würde somit zur Rücklösung dieses Phosphoranteiles führen. Aufgrund der vorhandenen Strömungsgeschwindigkeit und der geringen Wassertiefe in diesem Flußabschnitt ist aber mit keiner Anaerobie zu rechnen. Das Sediment

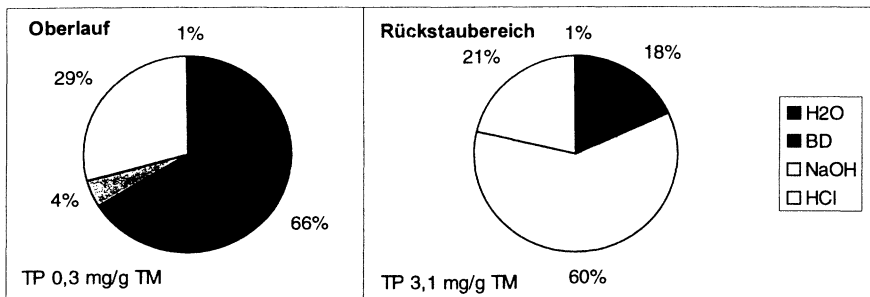


Abb. 4 P-Fraktionierung nach PSENNER et al. (1984) an zwei ausgewählten Meßpunkten im Oberlauf und Rückstaubereiches des Flusses

besitzt durch die geringen organischen Gehalte (ca. 0,5-7% TM) auch eine geringe Sauerstoffzehrung. Im Rückstaubereich liegt der prozentuale Anteil dieser reduktiven Fraktion mit 16-23% niedriger, aber der Absolutbetrag ist deutlich höher als im Oberlauf (0,3-0,7 mg/g TM zu 0,1-0,2 mg/g TM). 50-70% des Sedimentphosphors im Rückstaubereiches wird mit Hilfe von NaOH extrahiert. Bei diesem Anteil handelt es sich sowohl um den sorbierten als auch um den organischen Phosphoranteil.

Aufgrund dieser Untersuchungen sowie der Nutzung weiterer Extraktionsverfahren, der Untersuchung der saisonalen Variabilität und der Durchführung von Laboruntersuchungen (SELIG 1995) konnte festgestellt werden, daß ca. 15-20% des Sedimentphosphors im Rückstaubereich unmittelbar rüchlösbar sind (damit leicht und schnell verfügbar) und über 50% wieder in den Stoffkreislauf zurückführbar ist. Solche Abschätzungen sind bedeutungsvoll für die Fragestellung der Sanierung/Restaurierung von Gewässern und damit auch für den Küstenschutz einschließlich der Nord- und Ostsee. Standardisierte Bewertungsverfahren bzw. -kriterien für Phosphorgehalte und Phosphorfreisetzungen aus dem Sediment existieren in Deutschland nicht. Bisherige Abschaätzungen bzw. Bewertungen aus der Limnologie (u.a. NÜRNBERG 1988 und SAS 1989) stützen sich dabei ausschließlich auf die TP-Gehalte im Sediment. Diese müssen aber als sehr verbal und unzureichend eingeschätzt werden (HUPFER 1993). Speziell für das Warnowsystem wurde auf Grundlage der durchgeführten Untersuchungen ein Bewertungsmodell erstellt. Hier wurde neben dem TP-Gehalt der organische Gehalt im Sediment, der verfügbare P-Anteil und die Wechselbeziehungen zum Wasserkörper in das Bewertungsschema integriert (Tab. 6). Aus diesem Ansatz können keine Freisetzungsraten direkt abgeleitet werden, sondern das Freisetzungspotential abgeschätzt werden.

Für das Flußsystem Warnow zeigt sich (Abb. 5):

- das die P-Freisetzungen lokal bzw. regional begrenzt sind,
- das hier eine Übereinstimmung zwischen Gesamtkonzentration und Freisetzungspotential gegeben ist.

Vergleicht man die Bewertungsergebnisse mit anderen durchgeführten Klassifizierungen für das Flußsystem (Tab. 7), so zeigt sich:

- das die Saprobie die gegebenen morphologischen und gewässerbeschaffentheitsgegebenen Unterschiede der einzelnen Flußabschnitte nicht charakterisieren kann,
- die Sedimentbeschaffenheit die Gewässergüte beeinflusst (Rönkenhof als Fließstrecke nach einem durchflossenen Seen und Rückstaubereich direkt).

Ein Gewässersystem wie die Warnow, was neben Fließgewässerabschnitten auch aus Stand- und Staugewässern besteht, besitzt intensive Stoffwechselaustauschprozesse sowohl zwischen Wasserkörper und Sediment als auch zwischen Sediment und Wasserkörper. Aus diesem Grund sind die Nährstoffbilanzen nicht nur über die Quantifizierung der externen Einträge zu realisieren. Gleiches gilt auch bei der Verbesserung der Gewässerbeschaffenheit.

Tabelle 6 Parameter zur Sedimentbewertung

Parameter	Einheit	Größenklassen
P-Gesamtgehalte	mg/g TM	< 0,3; < 1,0; < 1,5; > 1,5
organischer Gehalt	% Anteil an TM	< 5%, < 15%, > 15%
verfügbarer P-Anteil NaOH-extrahierbarer o-PO ₄ Gehalt	% Anteil an P-Gesamt	< 10%, < 25%, < 50%, > 50%
saisonale Aspekte (Prozesse im Wasserkörper)	Tag/Nachtschwankungen	ja oder nein

Tabelle 7 Vergleich der Bewertungsergebnisse verschiedener Autoren zur Klassifizierung der Warnow (1*- Werte aus Autorenkollektiv 1993/ 1994a, 2*- Werte aus Autorenkollektiv 1994b, 3*- eigene Meßdaten)

Bewertungskriterium	Demen	Rönkenhof	Durchbruchstal	Rückstaubereich
Gewässergüte nach TGL ^{1*}				
1991	2	3	2	2-3
1992	2	3	2	3-4
1993	2	3	2	2-3
Saprobienindex ^{2*}				
1993	2,07	2,27	2,21	2,27
Biotopstruktur ^{2*}				
1993	4	2	1	1
Sedimentbeschaffenheit ^{3*}				
1993/94	2	1	1	4

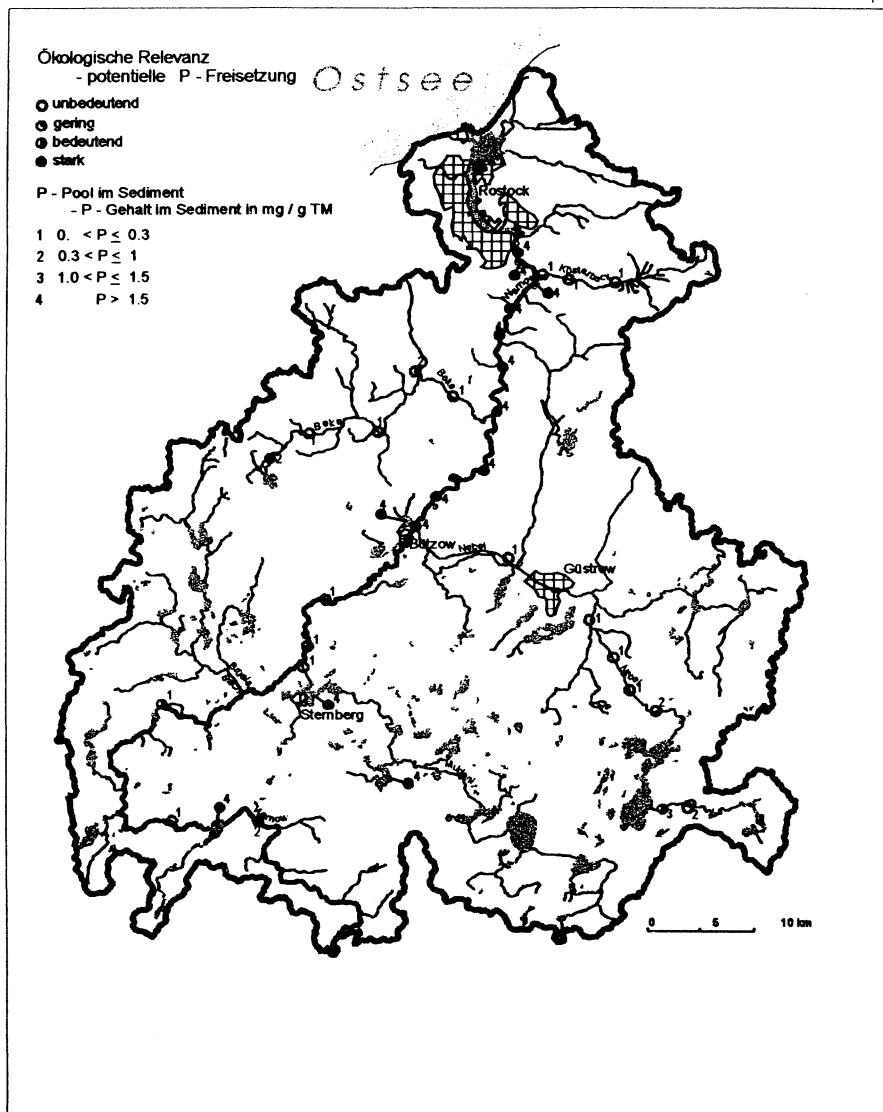


Abb. 5 Die Bewertung der Gewässersedimente im Warnow-System - erstellt durch R. Pivarci, Universität Rostock, Institut für Landschaftsplanung und Landschaftsökologie

5 Aspekte der Sanierung des Warnowsystems

Die Untersuchungsergebnisse zeigen, daß für die Warnowsanierung und damit der Verbesserung der Gewässerbeschaffenheit drei Ansatzpunkte zu berücksichtigen sind:

- Senkung der noch bestehenden punktuellen Belastung
- Senkung der aus dem Einzugsgebiet kommenden diffusen Belastung
- Beeinflussung des im Gewässer bestehenden Belastungspotential.

Diese Betrachtungen erfolgen unter dem Gesichtspunkt des ökologischen Erfordernisses, der ökonomischen Vertretbarkeit sowie der technischen Möglichkeit. Umweltrechtliche Aspekte müssen schon zur Vermeidung von Vollzugsdefiziten eine Grundlage von Maßnahmekonzepten sein (SCHLUNGBAUM 1996).

5.1 Möglichkeiten und Erfordernisse der weiteren Senkung punktueller Einträge

Seit der Wiedervereinigung Deutschlands hat sich auch im Warnowgebiet die Situation für den Gewässerschutz durch den Bau neuer bzw. Nachrüstung vorhandener Kläranlagen wesentlich verbessert (vgl. dazu auch Abschnitt 3). Diese Maßnahme wurden in erster Linie für größere Städte realisiert. BEHRENDT (1996) gibt dafür für das Warnowgebiet bis Rostock eine auf Daten von 1993/94 basierende neue Zusammenfassung.

Danach sind von den 157 600 im Warnowgebiet lebenden Einwohner ca. 89 300 (= 57 %) an eine Kanalisation angeschlossen. Für 43 % der Einwohner muß über eine Form der abwassertechnischen Gestaltung nachgedacht werden. Diese kommunalen Abwässer gelangen heute noch als "diffuse Einträge" in das Flußsystem. Dezentrale Regelungen mit Erfüllung der hygienischen Erfordernisse dürften die Zielrichtung sein.

Für die angeschlossenen Einwohner kann heute auf einen relativ hohen Stand der Technik verwiesen werden:

- angeschlossene Einwohner	89 300 E = 100 %
davon:	
• Ausstattung mit mechanischen Kläranlagen	4 400 E = 5,0 %
• Ausstattung mit biologischen Kläranlagen	37 900 E = 42,4 %
• Ausstattung mit P-Elimination	33 700 E = 37,7 %
• Ausstattung mit P- und N-Elimination	13 300 E = 14,9 %

Für die verschiedenen Abwassertechniken kann heute bezüglich der Nährstoffelimination von den folgenden "Fixzahlen" ausgegangen werden:

	Elimination in %	
	N	P
Kläranlage mit mechanischer Reinigungsstufe	15	15
Kläranlage mit mechanischer und vollbiologischer Reinigungsstufe	30	20
Kläranlage mit biologischer Reinigungsstufe und P-Elimination	30	90
Kläranlage mit weitergehender P- und N-Elimination	40	90

Zu beachten ist, daß bei der Schaffung neuer Kläranlagen mit nur biologischer Stufe - Berücksichtigung der Vorgaben der deutschen Mindestanforderungen (RAHMENABWASSERVERWALTUNGSVORSCHRIFT 1992) - es zu erhöhten punktuellen Nährstoffeinträgen kommen kann.

Hier sollten die künftigen Zielstellungen, wie sie in der EU-Richtlinie von 1991, für den Zeitraum 2005 formuliert sind, bereits heute Berücksichtigung finden. Danach sollen Gemeinden zwischen 2 000 und 10 000 Einwohner, die unmittelbar in Binnengewässer einleiten, die Ziele der weitergehenden Abwasserbehandlung zugrunde legen. Bezüglich der heute gut steuerbaren und nur wenig kostenintensiveren P-Elimination sollten die Bedingungen des deutschen Abwasserrechtes, wie sie nur für größere Anlagen gelten, angestrebt werden. Bei Anerkennung des Warngebietes als ökologisch empfindliches Gebiet würde dieser Schritt ein Erfordernis. Bezüglich der Regulierung der N-Einträge sollte auf eine vollbiologische Reinigung mit weitergehender Nitrifikation gesetzt werden. Die teure Denitrifikation würde bei einem heute 11 - 12-fachen Überwiegen der diffusen Stickstoffbelastungen diese kaum beeinflussen.

5.2 Ansatzpunkte für die Senkung der diffusen Nährstoffeinträge

Die Bilanzierungen in Abschnitt 3 zeigen eindeutig das Überwiegen der diffusen Nährstoffquellen. Eine Regulierung muß bei den dominanten Eintragspfaden angesetzt werden. Danach ist für die Reduzierung der N-Emissionen insbesondere der Eintrag aus den künstlich entwässerten Flächen beachtenswert. Den drainierten Flächen auf ackerbaulich genutzten Mineralbodenstandorten kommt dabei eine besondere Bedeutung zu, da von diesen Flächen (820 km² bzw. 25 % des Einzugsgebietes) 48 % der diffusen Stickstoffbelastung verursacht werden. Diese Stickstoffeinträge sind mehr als zweimal größer als die aus den kommunalen Kläranlagen des Einzugsgebietes. Schwerpunkte für Maßnahmen können beispielsweise vom Land beeinflusste Flächenstillegungskonzepte sein. Ebenso müssen Maßnahmen zur Senkung der Bodenerosion konzipiert werden. Damit werden hauptsächlich die P-Frachten beeinflusst.

5.3 Möglichkeiten und Erfordernisse für die Reduzierung gewässerinterner Nährstoffquellen

Reichen Sanierungskonzepte im Einzugsgebiet nicht aus, muß auch an restaurative Maßnahmen im Gewässersystem selbst gedacht werden. Diese sind immer den Sanierungsmaßnahmen in der Landschaft nachgeschaltet oder erfolgen höchstens gleichzeitig. Im Abschnitt 4 konnte bereits auf die Bedeutung der insbesondere schllickigen Sedimente für den Eutrophierungsprozeß hingewiesen werden. Durch die Sediment/Wasser-Wechselwirkungen werden hauptsächlich Phosphorverbindungen und Ammoniumstickstoff ausgetauscht. Sauerstofffreie Zonen in Bodennähe fördern die Nährstofffreisetzung. Es gibt kaum nachhaltig wirkende Methoden zur Stabilisierung der Nährstoffkonzentrationen in den Sedimenten. Die Schlammmentnahme - ist gleichzeitig eine Nährstoffentnahme - ist die bisher einzige durchgreifend und nachhaltig wirkende Methode. Aus wissenschaftlichen und auch ökologischen Gründen kommt eine Entschlammung aller betroffenen Bodenflächen in keinem Gewässersystem in Frage. Da natürlich auftretende Wasserbewegungen (u. a. Strömungen) insbesondere die nährstoffreichen Schlicke leicht transportieren, können diese hydrologischen Prozesse für eine Schlammakkumulation genutzt werden.

Die Wirkungen durch Schaffung künstlicher Sammlungsräume

- in Seen Sedimentationsfallen im Bereich der Flußeingänge und Flußausgänge
- im Flußlauf der Bau von flachen Unterwasserwehren (Sedimentation durch Störung der Strömungsdynamik, keine ökologischen Hindernisse, z. B. Fischeaufstieg)

können genutzt werden. Die notwendige regelmäßige Räumung der angesammelten Sedimente ist dann auf einige markante Punkte konzentriert. Diese Maßnahmen wirken prinzipiell wie durchflossenen Seen. Es sollte auch der Wiederanschluß des abgekoppelten Rummelborn- und des Neddersees vorgesehen werden. Über die Nachnutzung der organischen und nährstoffhaltigen Schlicke für die Bodenverbesserung muß zukünftig mehr nachgedacht werden. Lediglich evtl. kontaminierte Schlicke sind zu deponieren.

Zusammenfassung

Die Warnow besitzt von Natur aus ein großes Potential zur Nährstoffelimination und kann durchaus auch im Unterlauf eine Güteklasse besser als 3 haben. Es gilt, die Nährstoffbelastung des Flußsystemes aus den Kommunen und der Landschaft zu senken. Gewässerinterne Maßnahmen können hier als unterstützende Begleitmaßnahmen fungieren. Diese Maßnahmen würden auch zu einer Reduzierung der Nährstoffeinträge in die Ostsee führen. Ein moderner Gewässerschutz muß die ganzheitliche Ökosystembetrachtung, d. h. Komplexität von Landschaft und Gewässer, zugrunde legen.

Nur so hat der in der Landschaft lebende Mensch langfristig den größten Nutzen.

Literatur

- AUTORENKOLLEKTIV (1993): Gewässergütebericht 1992 des Landes Mecklenburg-Vorpommern. - Umweltministerium MV, 146 Seiten.
- AUTORENKOLLEKTIV (1994a): Gewässergütebericht 1993 des Landes Mecklenburg-Vorpommern. - Umweltministerium MV, 170 Seiten.
- AUTORENKOLLEKTIV (1994b): Ökologische Untersuchungen im Warnow-Einzugsgebiet II. - Schriftenreihe des Landesamtes für Umwelt und Natur MV, 2, 56-92.
- AUTORENKOLLEKTIV (1996): Gewässergütebericht 1994 des Landes Mecklenburg-Vorpommern. - Ministerium für Bau, Landesentwicklung und Umwelt MV, 233 Seiten.
- BACHOR, A. (1996): Nährstoffeinträge aus Mecklenburg-Vorpommern in die Ostsee 1990-1995. - Wasser & Boden, 48, 2, 33-36.
- BEHRENDT, H. (1995): Quantifizierung der Nährstoffeinträge im Einzugsgebiet der Warnow. - unveröff. Teilbericht zum BMFT-Verbundprojekt.
- BEHRENDT, H. (1996): Quantifizierung der Nährstoffeinträge aus Flußgebieten des Landes Mecklenburg-Vorpommern. - Studie, unveröff. Inst. f. Gewässerökologie u. Binnenfischerei Berlin e. V.
- EG-Richtlinie (1991): Richtlinie des Rates über die Behandlung von kommunalen Abwasser vom 21.05.1991.- 91/271/EWG-Amtsblatt Nr. 2, 135 vom 30.05.1991, S. 40.
- HUPFER, M. (1993): Untersuchungen zur Phosphatmobilität in Gewässersedimenten. - Dissertation, TU Dresden.
- NÜRNBERG, G. (1988): Prediction of phosphorus release rates from total and reductant - soluble phosphorus in anoxic lake sediments. Can. J. Fish. Aquat. Sci., 45, 453-462.
- PSENNER, R.; R. PUCSKO & M. SAGER (1984): Die Fraktionierung organischer und anorganischer Phosphorverbindungen im Sediment. - Arch. Hydrobiol. Suppl., 70/1, 111-155.
- RahmenAbwasserVwV (1992): Allgemeine Rahmen-Verwaltungsvorschrift über Mindestanforderungen an das Einleiten von Abwasser in Gewässer vom 25.11.1992. - Bundesanzeiger 233b, 11.12.1992.
- SAS, H. (1989): Lake restoration by reduction of nutrient loading. - Academia Verlag, 497 Seiten.
- SCHLUNGBAUM, G. (1982): Sedimentchemische Untersuchungen in Küstengewässern der DDR - Teil 11: Phosphatsorptionsgleichgewichte zwischen Sediment und Wasser in flachen eutrophen Küstengewässern. - Acta hydrochim. hydrobiol. 10, 2, 135 - 152.
- SCHLUNGBAUM, G. (1996): Vollzugsdefizite beim Schutz der Wasserressourcen - eine Betrachtung zwischen Ökologie und Vorgaben im nationalen sowie internationalen Recht. - Zeitschr. f. angewandte Umweltforschung, im Druck.
- SELIG, U. (1995): Untersuchungen zum Phosphorkreislauf in einem eutrophierten Flachlandflußsystem - Phosphorbindungsformen in Gewässersedimente der Warnow und deren Rücklösbarkeit. - Dissertation, Univ. Rostock, Math.-Nat. Fakultät.
- THIELE, V. & D. MEHL (1995): Ökologisch begründete Sanierungskonzepte für das Gewässereinzugsgebiet der Warnow/Mecklenburg-Vorpommern. - Endbericht zum BMBF-Forschungsvorhaben 0339517A, Schriftenreihe des Landesamtes für Umwelt und Natur Mecklenburg-Vorpommern 2, 1 - 158 und Anhang.
- VANNOTE, R. I.; G. W. MINSHALL, K. W. COMMINS, J. R. SEDELL & C. E. CUSHING (1980): The River Continuum Concept. - Can. J. Fish. Aquat. Sci. 37, 130 - 13.

Verfasser

Prof. Dr. habil. Günter Schlungbaum
Dr. Uwe Selig
Universität Rostock
FB Biologie, Angewandte Ökologie
18051 Rostock

Reinhard HEERKLOSS

Biomasseäquivalente planktischer und benthischer Organismen in Boddengewässern der südlichen Ostsee

Abstract

Equivalents of biomass of planktonic and benthic organisms in inner waters of the Southern Baltic.

A provisional list showing the mean water, ash, and carbon content of organism groups of inner coastal waters of the Southern Baltic. The list was compiled from data obtained from the literature and hitherto unpublished results.

In der aquatischen produktionsbiologischen Forschung ist die Verrechnung der Untersuchungsergebnisse mit Hilfe von Biomasseäquivalenten ein Mittel zur Vereinheitlichung des Datenmaterials. Da spezielle Werte aus eigenen Messungen oft nicht vorliegen, werden Literaturangaben herangezogen. Wenn die verschiedenen Spezialisten bei komplex angelegten Meßkampagnen keine einheitlichen Werte verwenden, können sich beim Zusammenfassen und Bilanzieren der Ergebnisse Fehler einstellen.

Um dem vorzubeugen, werden in der vorliegenden Arbeit mittlere Äquivalente vorgeschlagen, die speziell für Untersuchungen in Küstengewässern der südlichen Ostsee gelten (Tab. 1). Die Werte basieren auf Daten aus der Literatur. Eine Übersicht der verwendeten Quellen enthält Tab. 2.

Mit Hilfe der mittleren Äquivalente in Tab. 1. soll eine größere Einheitlichkeit in der Bearbeitung des Datenmaterials erreicht werden. Es ist allerdings zu berücksichtigen, daß Abweichungen von den tatsächlichen Verhältnissen auftreten können. Sie werden umso größer sein, je stärker die intra- und interspezifische Variabilität der Parameter unter natürlichen Bedingungen ist. Besonders großen Schwankungen unterliegt z.B. der Aschegehalt des Zoobenthos. Auch jahreszyklische Veränderungen sind zu berücksichtigen. Ist bekannt, daß bestimmte Parameter im Jahresgang systematisch schwanken, etwa durch Veränderungen in der Populationsstruktur oder in der biochemischen Zusammensetzung, so sollten die zu erwartenden Abweichungen vom Jahresmittelwert abgeschätzt werden. Beispielsweise steigt der Energiegehalt von Copepoden während der Wintermonate an und erreicht Werte bis zu 30 Joule/mg (24), oder der Aschegehalt der Characeen nimmt im Verlaufe der Sommermonate kontinuierlich zu (41). Die angegebenen Äquivalente sind nur Richtwerte und tragen vorläufigen Charakter. Eine weitere Präzisierung ist notwendig. Das gilt

insbesondere für solche Gruppen, von denen noch keine Daten aus dem Untersuchungsgebiet vorliegen sowie für Gruppen wie die Rotatorien und viele Meio-benthosvertreter, die bisher kaum untersucht worden sind. Grundsätzlich sollten aber Literaturdaten und die hier vorgeschlagenen Werte als Notbehelf angesehen werden, dem eigene Meßwerte vorzuziehen sind.

Tabelle 1 Biomasseäquivalente der produktionsbiologisch wichtigen Organismengruppen in Boddengewässern der südlichen Ostsee.
WG = Wassergehalt in % der Frischmasse,
AG = Aschegehalt in % der Trockenmasse,
C = Kohlenstoffgehalt in % der Trockenmasse,
EG = Energiegehalt in Joule/mg organischer Trockenmasse. In Klammern Quellenangabe.
n = Zahl der gemittelten Werte.

ökologische Position	Taxon. Einheit	WG	AG	C	EG
Phytoplankton	<i>Cyanobacteria</i>	70	9	46	20,0 n=14 (3,7,17,36)
Mikrophytobenthos	<i>Chlorophyta</i>	70	12	56	23,0 n=16 (3,17,36)
	<i>Bacillariophyceae</i>	60	40	33	23,0 n=12 (7,16,17,36)
Makrophytobenthos	<i>Chlorophyta</i>	85	22	35	18,0 n=28 (3,7,17)
	<i>Characeae</i>	78	30	23	18,0 n=5 (3,7,17)
	<i>Spermatophyta</i>	85	25	30	19,5 n=51 (3,5,7,9,17,19)
Zooplankton	<i>Protozoa</i>	81	10	62	24,0 n=6 (7,17,31)
Meiozoobenthos	<i>Rotatoria</i>	83	13	45	21,0 n=1 (17)
	<i>Crustacea</i>	83	10	45	24,0 n=88 (3,7,17,22,24,29,36)
Makrozoobenthos	<i>Annelida</i>	82	27	30	23,0 n=16 (3,7,17,29,38)
	<i>Mollusca</i> (Weichkörper)	90	17	-	23,0 n=71 (7,17,38)
	<i>Crustacea</i>	75	25	38	22,0 n=115 (3,5,7,16,17,29,36)
	<i>Chironomidae</i> (Larven)	87	12	-	22,5 n=13 (3,7,17,29)
Ichthyofauna		78	15	46	24,0 n=30 (3,7,38)
Bakterien		80	6	50	22,9 n=26 (3,7,27,36)
Detritus		-	40	-	16,0 n=2 (3)

Tabelle 2

Zusammenstellung von Biomasseäquivalenten nach Literaturangaben

WG = Wassergehalt, FM = Frischmasse, TM = Trockenmasse, C = Kohlenstoffgehalt, **Asche** = Aschegehalt, **org.** = organisch, **HV** = Hauptverbreitungsgebiet, **m** = marin, **l** = limnisch, **b** = brackig, **[]** = Anzahl von Einzelwerten, aus denen gemittelt wurde

Nr.	Ökolog. Gruppe	Parameter	Systemat. Einheit	HV	Wert	Arten Herkunft	Lit.
1.1.1.	Mikroalgen	WG (in % der FM)	Gesamphytopl.	m	80 [3]	(Ostsee)	18
1.1.2.	Mikroalgen	WG (in % der FM)	Cyanophyta		52,9; 70,0 [2]	<i>Oscill. sp.</i> , <i>Aphanizomenon sp.</i>	19
1.1.3.1.	Mikroalgen	WG (in % der FM)	Bacillariophyceae	l	71 (± 28,4)	8 Arten	19
1.1.3.2.	Mikroalgen	WG (in % der FM)	Bacillariophyceae	m	78		13
1.1.3.3.	Mikroalgen	WG (in % der FM)	Bacillariophyceae		90	Nitzschia sp.	7
1.1.4.1.	Mikroalgen	WG (in % der FM)	Peridinales	m	75		13
1.1.5.1.	Mikroalgen	WG (in % der FM)	Chlorophyta		42,9 [2]	<i>Dictyosphaerium pulchellum</i>	19
1.1.5.2.	Mikroalgen	WG (in % der FM)	Chlorophyta		81	<i>Desmidia sp.</i>	7
1.2.1.1.	Mikroalgen	WG (in % der FM)	Gesamphytopl.	m	35 (3)	(Ostsee)	18
1.2.1.2.	Mikroalgen	Asche (in % der TM)	Gesamphytopl.	m	31,6 [6]		36
1.2.2.1.	Mikroalgen	Asche (in % der TM)	Cyanophyta		6,2; 5,2;	<i>Microcyst. sp.</i>	16
1.2.2.2.	Mikroalgen	Asche (in % der TM)	Cyanophyta		7,2; 17,2	<i>Anabena sp.</i> , <i>Aphaniz. sp.</i>	16
1.2.3.1.	Mikroalgen	Asche (in % der TM)	Bacillariophyceae		54		13
1.2.3.2.	Mikroalgen	Asche (in % der TM)	Bacillariophyceae			<i>Nitzschia sp.</i>	7
1.2.3.3.	Mikroalgen	Asche (in % der TM)	Bacillariophyceae	m	58,5	8 Arten	39
1.2.3.4.	Mikroalgen	Asche (in % der TM)	Bacillariophyceae		53,7 [3]		36
1.2.3.5.	Mikroalgen	Asche (in % der TM)	Bacillariophyceae	m	39; 25	<i>Chaetoc. social.</i> , <i>Nitzschia longis.</i>	22
1.2.4.1.	Mikroalgen	Asche (in % der TM)	Peridinales	m	7,4		13
1.2.4.2.	Mikroalgen	Asche (in % der TM)	Peridinales		25,8 [6]'		36
1.2.5.2.	Mikroalgen	Asche (in % der TM)	Chlorophyta	l	12,4	<i>Clorella vulgaris</i>	28
1.2.5.3.	Mikroalgen	Asche (in % der TM)	Gesamphytopl.		32		45
1.3.1.	Mikroalgen	C (in % der TM)	Gesamphytopl.	m	32,5 [3]	(Ostsee)	18
1.3.2.	Mikroalgen	C (in % der TM)	Cyanophyta		49,7; 47,7; 40,2; 46,5	siehe 1.2.2.	16
1.3.3.	Mikroalgen	C (in % der TM)	Diatomaphyceae		35 (± 13,3)	6 Arten	16
1.3.4.	Mikroalgen	C (in % der TM)	Peridinales		46; 43,9	<i>Exuviella sp.</i> , <i>Amphidin. sp.</i>	16
1.3.5.	Mikroalgen	C (in % der TM)	Chlorophyta		56,1 (± 6,5)	<i>Chlorella sp.</i> , <i>Scenedesmus sp.</i>	16
1.4.1.	Mikroalgen	C (in % der org.FM)	Gesamphytopl.	m	50 (3)	(Ostsee)	18
1.4.2.	Mikroalgen	C (in % der org.FM)	Diatomaphyceae	m	55,3		13
1.4.3.1.	Mikroalgen	C (in % der FM)	Gesamphytopl.		11		43
1.4.3.2.	Mikroalgen	C (in % der FM)	Gesamphytopl.		10		45

Nr.	Ökolog. Gruppe	Parameter	Systemat. Einheit	HV	Wert	Arten Herkunft	Lit.
2.1.1.1.	Makrophytob.	WG (in % der FM)	Characeae	b	83	<i>Chara sp.</i>	11
2.1.1.2.	Makrophytob.	WG (in % der FM)	Characeae	b	84,3 (± 4,5)	<i>Chara tomentosa</i>	41
2.1.1.3.	Makrophytob.	WG (in % der FM)	Characeae	b	72,2 (± 3,9)	<i>Chara tomentosa</i>	41
2.1.2.	Makrophytob.	WG (in % der FM)	Chlorophyceae	b	85,5		11
2.1.3.	Makrophytob.	WG (in % der FM)	Spermatophyta	b	87	<i>Potamogeton sp.</i>	11
2.2.1.1.	Makrophytob.	Asche (in % der TM)	Characeae	b	50	<i>Chara sp.</i>	11
2.2.1.2.	Makrophytob.	Asche (in % der TM)	Characeae	l	43,4	<i>Chara sp.</i>	16
2.2.1.3.	Makrophytob.	Asche (in % der TM)	Characeae	b	50,1	<i>Chara aspera, Chara ballica</i>	16
2.2.1.4.	Makrophytob.	Asche (in % der TM)	Characeae	b	24,7 (± 5)	<i>Chara tomentosa.</i>	17
2.2.1.5.	Makrophytob.	Asche (in % der TM)	Characeae	b	35 (± 5)	<i>Chara aspera</i>	41
2.2.2.1.	Makrophytob.	Asche (in % der TM)	Chlorophyceae	b	28,6		11
2.2.2.2.	Makrophytob.	Asche (in % der TM)	Chlorophyceae	b	22,9	<i>Enteromorph. intestinalis</i>	17
2.2.2.3.	Makrophytob.	Asche (in % der TM)	Chlorophyceae	l	23,4; 13,1	<i>Cladomorpha sp., Spirogyra sp.</i>	16
2.2.2.4.	Makrophytob.	Asche (in % der TM)	Chlorophyceae		14,8		47
2.2.3.	Makrophytob.	Asche (in % der TM)	Phaeophyceae	m	28,8	16 Arten	16
2.2.4.1.	Makrophytob.	Asche (in % der TM)	Spermatophyta	b	34	<i>Potamogeton sp.</i>	11
2.2.4.2.	Makrophytob.	Asche (in % der TM)	Spermatophyta		16,8	<i>Potamogeton sp.</i>	16
2.2.4.3.	Makrophytob.	Asche (in % der TM)	Spermatophyta		17 (10,9 - 22,7)	<i>Potamogeton sp.</i>	16
2.3.1.1.	Makrophytob.	C (in % der TM)	Characeae	b	21	<i>Chara sp.</i>	11
2.3.1.2.	Makrophytob.	C (in % der TM)	Characeae	l	29,3	<i>Chara sp.</i>	16
2.3.1.3.	Makrophytob.	C (in % der TM)	Characeae	b	19,6 (13 - 23)	<i>Chara tomentosa.</i>	41
2.3.1.4.	Makrophytob.	C (in % der TM)	Characeae		27,8 (16 - 28)	<i>Chara aspera</i>	41
2.3.2.1.	Makrophytob.	C (in % der TM)	Chlorophyceae		44,4; 35,2;	<i>Ulva sp.</i>	41
2.3.2.2.	Makrophytob.	C (in % der TM)	Chlorophyceae		42,4	<i>Cladophora sp.</i>	41
2.3.2.3.	Makrophytob.	C (in % der TM)	Chlorophyceae	b	29		11
2.3.2.4.	Makrophytob.	C (in % der TM)	Chlorophyceae		35,2		47
2.3.3.1.	Makrophytob.	C (in % der TM)	Spermatophyta	b	30	<i>Potamogeton sp.</i>	11
2.3.3.2.	Makrophytob.	C (in % der TM)	Spermatophyta		31,7	<i>Potamogeton sp.</i>	9
2.4.1.1.	Makrophytob.	C (in % der org.FM)	Characeae	b	26 (18 - 29,5)	<i>Chara tomentosa.</i>	41
2.4.1.2.	Makrophytob.	C (in % der org.FM)	Characeae		37 (31 - 51)	<i>Chara aspera</i>	41
2.4.2.	Makrophytob.	C (in % der org.FM)	Spermatophyta		38,2	<i>Potamogeton sp.</i>	16
3.1.1.1.	Mesofauna	WG (in % der FM)	Copepoda	m	80,4 (71,8 - 84,5)	3 Arten	6
3.1.1.2.	Mesofauna	WG (in % der FM)	Copepoda	m	83		13

Nr.	Ökolog. Gruppe	Parameter	Systemat. Einheit	HV	Wert	Arten Herkunft	Lit.
3.1.1.3.	Mesofauna	WG (in % der FM)	Copepoda	m	84 - 88		4
3.1.1.4.	Mesofauna	WG (in % der FM)	Copepoda	m	84 - 90		8
3.1.1.5.	Mesofauna	WG (in % der FM)	Copepoda	m	66 - 91		23
3.1.1.6.	Mesofauna	WG (in % der FM)	Copepoda	m	83,9	<i>Calanus helgolandicus</i>	22
3.1.2.1.	Mesofauna	WG (in % der FM)	Gesamtzoopl.	m	80		45
3.1.2.2.	Mesofauna	WG (in % der FM)	Gesamtzoopl.	m	70 - 77		46
3.2.1.1.	Mesofauna	Asche (in % der TM)	Gesamtzoopl.	m	10 [6]		36
3.2.1.2.	Mesofauna	Asche (in % der TM)	Gesamtzoopl.	m	20		46
3.2.2.1.	Mesofauna	Asche (in % der TM)	Copepoda	m	14,1 (11,6 - 16)	3 Arten	6
3.2.2.2.	Mesofauna	Asche (in % der TM)	Copepoda	m	3,5; 6,7	<i>Calanus sp., Oitona sp.</i>	22
3.2.2.3.	Mesofauna	Asche (in % der TM)	Copepoda	m	5,9		13
3.2.2.4.	Mesofauna	Asche (in % der TM)	Copepoda	m	18 - 23		8
3.2.2.5.	Mesofauna	Asche (in % der TM)	Copepoda	m	18 - 23		23
3.2.2.6.	Mesofauna	Asche (in % der TM)	Copepoda	m	4,3 - 17,1 [6]		36
3.2.2.7.	Mesofauna	Asche (in % der TM)	Copepoda	m	4,5 - 4,6	<i>Pareucharta norwegica</i>	49
3.2.3.1.	Mesofauna	Asche (in % der TM)	Cladocera	b	6,8 - 16,7[6]		36
3.2.3.2.	Mesofauna	Asche (in % der TM)	Cladocera	b	5,6; 3,6	<i>Bosmina sp., Chydorus sp.</i>	21
3.2.4.	Mesofauna	Asche (in % der TM)	Rotatoria	l	13,4	<i>Asplanchna sp.</i>	33
3.3.1.1.	Mesofauna	C (in % der TM)	Copepoda	m	35 - 46		4
3.3.1.2.	Mesofauna	C (in % der TM)	Copepoda	m	32 - 42		8
3.3.1.3.	Mesofauna	C (in % der TM)	Copepoda	m	39 - 66		23
3.3.1.4.	Mesofauna	C (in % der TM)	Copepoda	l	49,8	<i>Eudiaptomus gracilis.</i>	29
3.3.1.6.	Mesofauna	C (in % der TM)	Copepoda	m	0,47 - 0,57		48
3.3.1.7.	Mesofauna	C (in % der TM)	Copepoda	m	49,8 - 53	<i>Pareucharta norwegica</i>	49
3.3.1.8.	Mesofauna	C (in % der TM)	Copepoda	m	44,6		50
3.3.5.1.	Mesofauna	C (in % der TM)	Gesamtzoopl.	m	40		45
3.3.5.2.	Mesofauna	C (in % der TM)	Gesamtzoopl.	b	21,4 - 30		51
3.3.5.3.	Mesofauna	C (in % der TM)	Gesamtzoopl.	b	13,2 - 38,4		51
3.3.5.4.	Mesofauna	C (in % der TM)	Gesamtzoopl.	b	21,6 - 30,		51
3.3.5.5.	Mesofauna	C (in % der TM)	Gesamtzoopl.	b	8 - 39,6		51
3.4.1.1.	Mesofauna	C (in % der org.FM)	Copepoda	l	52,6	<i>Eudiaptomus gracilis</i>	29
3.4.1.2.	Mesofauna	C (in % der org.FM)	Copepoda	l	50,7	<i>Macrocylops albidus</i>	29
3.4.1.3.	Mesofauna	C (in % der org.FM)	Copepoda	m	51,9	3 Arten	6

Nr.	Ökolog. Gruppe	Parameter	Systemat. Einheit	HV	Wert	Arten Herkunft	Lit.
3.4.1.4.	Mesofauna	C (in % der org.FM)	Copepoda	m	49,9		13
3.4.2.	Mesofauna	C (in % der org.FM)	Cladocera	l	55,2	<i>Daphnia cristata</i>	29
4.1.1.1.	Makrofauna	WG (in % der FM)	Polychaeta	b	80,6 (49,2 - 93,9)	4 Arten	1
4.1.1.2.	Makrofauna	WG (in % der FM)	Polychaeta	b	79,3 (74,6 - 84)	4 Arten	38
4.1.1.3.	Makrofauna	Asche (in % der TM)	Polychaeta	b	80,6	29 Werte, 27 Arten	55
4.1.2.	Makrofauna	WG (in % der FM)	Oligochaeta	b	86 (77,2 - 91,5)		1
4.1.3.	Makrofauna	WG (in % der FM)	Chironomidae	b	86,7 (72,8 - 92,4)	(Larven)	1
4.1.4.1.	Makrofauna	WG (in % der FM)	Gastropoda	b	52,2 (44,7 - 55,3)	<i>Hydrobia</i> sp. (mit Gehäuse)	1
4.1.4.2.	Makrofauna	WG (in % der FM)	Gastropoda	b	91,9 (83,9 - 96)	<i>Hydrobia</i> sp. (mit Gehäuse)	38
4.1.4.3.	Makrofauna	WG (in % der FM)	Gastropoda	b	91,3	28 Werte, 15 Arten (ohne Schalen)	55
4.1.5.1.	Makrofauna	WG (in % der FM)	Bivalvia	b	59,9 (42,2 - 72,3)	3 Arten (mit Schalen)	1
4.1.5.2.	Makrofauna	WG (in % der FM)	Bivalvia	b	91,4	24 Werte, 15 Arten (ohne Schalen)	55
4.1.6.1.	Makrofauna	WG (in % der FM)	Amphipoda	b	75	<i>Gammarus ocean.</i> , <i>G. salinus</i>	2
4.1.6.2.	Makrofauna	WG (in % der FM)	Amphipoda	b	71,4 (68,4 - 75,3)	2 Arten	38
4.1.7.1.	Makrofauna	WG (in % der FM)	Mysidacea	b	80 - 85	<i>Neomysis integer</i>	2
4.1.7.2.	Makrofauna	WG (in % der FM)	Mysidacea	b	83,6 [5]	<i>Neomysis integer</i>	15
4.1.7.3.	Makrofauna	WG (in % der FM)	Mysidacea	m	75,6 - 83,8		53
4.1.8.	Makrofauna	WG (in % der FM)	Decapoda	b	69,5 (38,1 - 81,5)	7 Arten	38
4.1.9.	Makrofauna	WG (in % der FM)	Crustacea	b	78,4	32 Werte, 25 Arten	55
4.1.10.	Makrofauna	WG (in % der FM)	Echinodermata	b	61,5 (47 - 7 - 69,3)	2 Arten	38
4.2.1.1.	Makrofauna	Asche (in % der TM)	Polychaeta	b	36,2 (22,9 - 60,9)	siehe 4.1.1.1.	1
4.2.1.2.	Makrofauna	Asche (in % der TM)	Polychaeta	b	21,1 (9,5 - 50,7)	4 Arten	38
4.2.1.3.	Makrofauna	Asche (in % der TM)	Polychaeta	b	24,5	12 Arten, 10 Werte	55
4.2.2.	Makrofauna	Asche (in % der TM)	Oligochaeta	b	23,8 (6,1 - 43,1)		1
4.2.3.1.	Makrofauna	Asche (in % der TM)	Chironomidae	b	17 (9 - 32,65)	(Larven)	1
4.2.3.2.	Makrofauna	Asche (in % der TM)	Chironomidae		5,16	<i>Chironomus plumosus</i>	29
4.2.3.3.	Makrofauna	Asche (in % der TM)	Palaeonidea		20,1	<i>Macrobrachium rosenbergii</i>	47
4.2.3.4.	Makrofauna	Asche (in % der TM)	Tubificidae		4,3		47
4.2.4.1.	Makrofauna	Asche (in % der TM)	Gastropoda	b	86,8 (85,7 - 87,6)	<i>Hydrobia</i> sp. (mit Gehäuse)	1
4.2.4.2.	Makrofauna	Asche (in % der TM)	Gastropoda	b	16,7 (7,7 - 35)	<i>Hydrobia</i> sp. (ohne Gehäuse)	38
4.2.4.3.	Makrofauna	Asche (in % der TM)	Gastropoda	b	14,5	30 Werte, 15 Arten (ohne Gehäuse)	55
4.2.4.4.	Makrofauna	Asche (in % der TM)	Gastropoda	b	70,5	8 Werte, 6 Arten (mit Gehäuse)	55
4.2.5.1.	Makrofauna	Asche (in % der TM)	Bivalvia	b	87,8 (78,5 - 95,4)	s.4.1.5.	1

Nr.	Ökolog. Gruppe	Parameter	Systemat. Einheit	HV	Wert	Arten Herkunft	Lit.
4.2.5.2	Makrofauna	Asche (in % der TM)	Bivalvia	b	15,7	24 Werte, 15 Arten (ohne Gehäuse)	55
4.2.5.3	Makrofauna	Asche (in % der TM)	Bivalvia	b	84,6	14 Werte, 10 Arten (mit Gehäuse)	55
4.2.6.1.	Makrofauna	Asche (in % der TM)	Amphipoda	b	16,6 - 29,4	<i>Gammarus zaddachi</i>	3
4.2.6.2.	Makrofauna	Asche (in % der TM)	Amphipoda	b	25,1 (19,4 - 32,3)	2 Arten	38
4.2.6.3.	Makrofauna	Asche (in % der TM)	Amphipoda	m	10 - 37		23
4.2.6.4.	Makrofauna	Asche (in % der TM)	Amphipoda	l	20,7; 30,4	2 Arten	29
4.2.7.1.	Makrofauna	Asche (in % der TM)	Isopoda	l	28,6	<i>Ascellus aquaticus</i>	29
4.2.7.2.	Makrofauna	Asche (in % der TM)	Isopoda	l	22,9 - 39,8 (5)		36
4.2.8.1.	Makrofauna	Asche (in % der TM)	Mysidacea	b	23,9 (9,3 - 39,5)	<i>Neomysis integer</i>	15
4.2.8.2.	Makrofauna	Asche (in % der TM)	Mysidacea	l	8,6	<i>Mysis relicta</i>	29
4.2.8.3.	Makrofauna	Asche (in % der TM)	Mysidacea	m	11,4 - 20,4		52
4.2.9.1.	Makrofauna	Asche (in % der TM)	Decapoda	b	25,2 (6,5 - 46,4)	7 Arten	38
4.2.9.2.	Makrofauna	Asche (in % der TM)	Decapoda	b	5,4 - 50 (6)		36
4.2.10.	Makrofauna	Asche (in % der TM)	Crustacea	b	24,9	20 Werte, 17 Arten	55
4.2.11.	Makrofauna	Asche (in % der TM)	Echinodermata	b	66,2 (21,6 - 72,5)	2 Arten	38
4.3.1.	Makrofauna	C (in % der TM)	Nematoda		40 (4)		5
4.3.2.	Makrofauna	C (in % der TM)	Polychaeta	m	16 - 44		4
4.3.3.1.	Makrofauna	C (in % der TM)	Amphipoda	m	26 - 48	<i>Gammaracanthus lacustris</i>	23
4.3.3.2.	Makrofauna	C (in % der TM)	Amphipoda	l	41,7	<i>Ascellus aquaticus</i>	29
4.3.4.	Makrofauna	C (in % der TM)	Isopoda	l	34,3	<i>Mysis relicta</i>	29
4.3.5.1.	Makrofauna	C (in % der TM)	Mysidacea	l	50		53
4.3.5.2.	Makrofauna	C (in % der TM)	Mysidacea	m	37,9 - 47,5		47
4.3.6.	Makrofauna	C (in % der TM)	Palaemonidae		38,8 - 40,4	<i>Macrobrachium rosenbergii</i>	47
4.3.7.	Makrofauna	C (in % der TM)	Tubificidae		46,4		47
4.4.1.1.	Makrofauna	C (in % der org. TM)	Amphipoda	m	47,7 (37,6 - 58,2)	3 Arten	6
4.4.1.2.	Makrofauna	C (in % der org. TM)	Amphipoda	l	51,1	<i>Gammaracanthus lacustris</i>	29
4.4.2.	Makrofauna	C (in % der org. TM)	Isopoda	l	44,7	<i>Ascellus aquaticus</i>	29
4.4.3.1.	Makrofauna	C (in % der org. TM)	Mysidacea	m	52,9 (50,6 - 57,4)	2 Arten	6
4.4.3.2.	Makrofauna	C (in % der org. TM)	Mysidacea	l	54,6	<i>Mysis relicta</i>	29
4.4.4.	Makrofauna	C (in % der org. TM)	Decapoda	m	48,6 (38,8 - 56,6)	9 Arten	6
5.1.1.1.	Ichthyofauna	WG (in % der FM)	Osteichthyes		80		40
5.1.1.2.	Ichthyofauna	WG (in % der FM)	Osteichthyes	b	75,3 (67,9 - 88,8)	9 Arten	38
5.2.1.1.	Ichthyofauna	Asche (in % der TM)	Osteichthyes	b	16,4 (9,2 - 20,7)	9 Arten	38

Nr.	Ökolog. Gruppe	Parameter	Systemat. Einheit	HV	Wert	Arten Herkunft	Lit.
5.2.1.2.	Ichthyofauna	Asche (in % der TM)	Osteichthyes	b	13,4 (7 - 16,3)	4 Arten	3
5.3.1.1.	Ichthyofauna	C (in % der TM)	Osteichthyes		47,5[4]		5
5.3.1.2.	Ichthyofauna	C (in % der TM)	Osteichthyes		40 - 50		16
6.1.1.	Bakterien	WG (in % der FM)		l	85 (3)		25
6.2.1.1.	Bakterien	Asche (in % der TM)			5	<i>Escherichia coli</i>	7
6.2.1.2.	Bakterien	Asche (in % der TM)			7	21 Arten	35
6.2.1.3.	Bakterien	Asche (in % der TM)			5,4	21 Arten	3
6.3.1.1.	Bakterien	C (in % der TM)		l	50 [3]		25
6.3.1.2.	Bakterien	C (in % der TM)			49 [4]		5
6.4.	Bakterien	C (in % der org. FM)			55		10
6.5.	Bakterien	C (in % der FM)			10 [3]		34
7.2.1.1.	Detritus	Asche (in % der TM)	Detritus	b	40	(in Sedimentiergefäßen)	32
7.2.1.2.	Detritus	Asche (in % der TM)	Detritus	b	3 - 8	von <i>Phragmites communis</i>	2
7.2.1.3.	Detritus	Asche (in % der TM)	Detritus	b	2 - 5	von <i>Scirpus maritimus</i>	2
7.2.1.4.	Detritus	Asche (in % der TM)	Detritus		14,5		7
7.2.1.5.	Detritus	Asche (in % der TM)	Detritus		9 - 26,2 [6]		36
7.2.2.1.	Detritus	Asche (in % der TM)	Seston	l	43	(Frains-See)	30
7.2.2.2.	Detritus	Asche (in % der TM)	Seston	l	20 - 55	(3 holl. Seen)	14
7.2.2.3.	Detritus	Asche (in % der TM)	Seston	b	40 (31,6 - 61,8)	(Zingst-Strom)	12
7.2.2.4.	Detritus	Asche (in % der TM)	Seston	l	54	(Fluß im südl. Schweden)	20
8.1.1.1.	gelatinoßes Zoopl.	Asche (in % der TM)	Ctenophora	m	70 - 75		8
8.1.1.2.	gelatinoßes Zoopl.	Asche (in % der TM)	Ctenophora	b	68,3 (55,5 - 73,2)		38
8.1.1.3.	gelatinoßes Zoopl.	Asche (in % der TM)	Ctenophora	m	63 - 72	<i>Pleurobrachia pileus</i>	54
8.1.2.	gelatinoßes Zoopl.	Asche (in % der TM)	Ctenophora	m	63 - 73		52
8.2.1.	gelatinoßes Zoopl.	C (in % der TM)	Tunicata	m	96		8
8.2.2.	gelatinoßes Zoopl.	C (in % der TM)	Ctenophora	m	2,6 - 4,7	<i>Pleurobrachia pileus</i>	54
8.3.	gelatinoßes Zoopl.	C (in % der FM)		m	0,4 - 1,7		52
9.1.	Protozoen	Asche (in % der TM)	Ciliata	m	10		13
2.1.9.	Protozoen	C (in % der FM)	Heterotr. Flagellaten.	l	9,61	<i>Monas</i> sp.	42
9.2.2.1	Protozoen	C (in % der FM)	Oligotriche Ciliaten	b	7 - 11		44
9.2.2.2	Protozoen	C (in % der FM)	Oligotriche Ciliaten		19	Laboea strobila, Strombidium spiralis	44

Literatur

- 1 ARNDT, E. A. & J. von OERTZEN (1974): Forschungsbericht, Univ. Rostock, Sektion Biologie (unpubl.).
- 2 BAST, H.-D. (1975): Bestimmung von Energieäquivalenten produktionsbiologisch wichtiger Arten, und Versuch einer Beschreibung des Energieflusses im Barther Bodden. Diplomarbeit, Univ. Rostock.
- 3 BAST, H.-D. & J. von OERTZEN (1976): Zusammenstellung von Energieäquivalenten aquatischer Organismen unter besonderer Berücksichtigung der Ostsee. Teil II, Wiss. Ztschr. Univ. Rostock, Math.-Nat.-R. 25, 295-304.
- 4 BEERS, J. R. (1966): Studies on the chemical composition of the major zooplankton groups in the Sargasso sea off Bermudas. *Limnol. Oceanogr.* 11, 520-539.
- 5 BOWEN, H. J. M. (1966): Trace elements in biochemistry. Academic Press, London.
- 6 CHILDRESS, J. J. (1974): Chemical composition and buoyancy of midwater crustaceans as function of depth of occurrence off Southern California. *Mar. Biol.* 27, 225-238.
- 7 CUMMINS, K. W. & J. C. WUYCHECK (1971): Caloric equivalents for investigations in ecological energetics. *Mitt. Internat. Verein. Limnol.* 18, 1-158.
- 8 CURL, H. (1962): Analysis of carbon in marine plankton organisms. *J. Mar. Res.* 20, 181-188.
- 9 DYKYOVA, D. & S. PRIBIL (1975): Energy content in the biomass of emergent makrophytes and their ecological efficiency. *Arch. Hydrobiol.* 75, 90-108.
- 10 FENCHEL, T. & T. BLACKBURN (1979): Bacterial and mineral cycling. Academic Press London.
- 11 FESTERLING, E. (1973): Ökologische und produktionsbiologische Untersuchungen am Phyto-benthos der Darßer Boddengewässer. Dissertation, Univ. Rostock.
- 12 GEORGI, F. (1979): Untersuchungen über die Verteilung und Beschaffenheit des Sestons in einem inneren Küstengewässer. Diplomarbeit, Wilh.-Pieck-Univ. Rostock.
- 13 HAGMEIER, E. (1961): Plankton-Äquivalente. *Kieler Meeresforsch.* 17, 32-47.
- 14 HALLEGRAEFF, G. M. (1978): Caloric content and elementary composition of seston of three Dutch freshwater lakes. *Arch. Hydrobiol.* 83, 80-98.
- 15 JANSEN, W. (unpubl.)
- 16 JØRGENSEN, E. E. (ed.) (1979): Handbook of environmental data and ecological parameters. Int. Soc. for Ecological Modelling, Værløse, Denmark.
- 17 KREUZBERG, M. & J. von OERTZEN (1973): Zusammenstellung von Energieäquivalenten unter besonderer Berücksichtigung der Ostsee. *Wiss. Ztschr. Univ. Rostock, Math.-Nat.-R.* 22, 1153-1158.
- 18 LENZ, J. (1974): Untersuchungen zum Nahrungsgefüge im Pelagial der Kieler Bucht. Der Gehalt an Phytoplankton, Zooplankton und organischem Detritus in Abhängigkeit von Wasserschichtung, Tiefe und Jahreszeit. Habilitationsschrift, Chr.-Albrecht Verein. *Limnol.* 15, 37-56.
- 19 LUND, J. W. G. (1964). Primary production and periodicity of phytoplankton. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 15, 37-56.
- 20 MALMQUIST, B.; L. M. NILSSON & B. S. SVENSSON (1978): Dynamics of detritus in a small stream in southern Sweden and its influence on the distribution of the bottom animal communities. *Oikos* 31, 3-16.
- 21 MOSCHIRI, G. A. & K. W. CUMMINS (1969): Caloric values for lepto-dora kindtii (Focke) (Crustacea, Cladocera) and selected food organisms. *Arch. Hydrobiol.* 66, 91-99.
- 22 OKOLOTOVIC, G. (1980): Bestimmung des Energiegehaltes einiger Arten und Gruppen des Schwarzmeerplanktons mit Hilfe der Kalorimeterbombe (in Russisch) In: Bioproduktivität des Pelagials im Schwarzen Meer. M. E. Vinogradov & R. Heerkloss (Bearb.) Univ. Rostock, 61-66
- 23 OMORI, M. (1969): Weight and chemical composition of some important oceanic zooplankton in the North Pacific Ocean. *Mar. Biol.* 3, 4-10.
- 24 OSTRAPENJA, A. P. & Ju., G. GIGINJAK (1970): Jahreszeitliche Veränderungen im Energiegehalt des Planktons von Seen (in Russisch) *Dokl. Akad. Nauk BSSR* 14, 77-79.
- 25 OVERBECK, J. (1972): Experimentelle Untersuchungen zur Bestimmung der bakteriellen Produktion im See. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 18, 176-187.
- 26 PARSONS, T. R.; K. STEPHENS & J. H. d. STRICKLAND (1961): On the chemical composition of eleven species of marine phytoplankters. *J. Fish. Res. Bd. Can.* 18, 1001-1016.

- 27 PROCHASKA, G. J. & H. J. PAYNE (1970): Calorific content of certain bacteria and fungi. J. Bacteriol. 104, 646-649.
- 28 RICHMAN, S. (1958): The transformation of energy by *Daphnia pulex*. Ecol. Monogr. 28, 273-291.
- 29 SALONEN, K.; J. SARVALA; I. HAKALA & M.-L. VILJANEN (1976): The relation of energy and organic carbon in aquatic invertebrates. Limnol. Oceanogr. 21, 724-730.
- 30 SAUNDERS, G. W. (1972): The transformation of artificial detritus in lake water. Mem. Ist. Idrobiol. 29 Suppl., 261-288.
- 31 SCHARF, E.-M. (1979): Die Bedeutung benthischer heterotropher Protozoen (Ciliaten) im Stoffkreislauf und Energiefluß eines mesohalinen Brackgewässers (Barther Bodden). Dissertation, Univ. Rostock.
- 32 SCHLUNGBAUM, G. (1978): Komplexe ökologische Untersuchungen an den Darß-Zingster Boddengewässern unter besonderer Berücksichtigung des Nährstoffkreislaufes. Geogr. Ber. 88, 177-189.
- 33 SERSTJUK, V. V. (1971): Kaloriegehalt von Organismen der Fischnahrung im Kremenchuk-Stausee (in Russisch). Gidrobiol. Z. 7 (No.6), 99-103.
- 34 SOROKIN, Ju. I. (1978): Decomposition of organic matter and nutrient regeneration. In: Marine Ecology. O. Kinne (ed.), John Wiley & Sons, London, 501-616.
- 35 SPEKTOR, W. S. (1956): Handbook of biological data. W. B. Saunders Comp., Philadelphia.
- 36 SUSCENIJA, L. M. (1975): Quantitative Gesetzmäßigkeiten bei der Ernährung von Crustaceen (in Russisch). Izd. Nauka i Technika, Minsk.
- 37 TAGUCHI, S. & M. FUKUCHI (1975): Filtration rate of zooplankton community during spring bloom in Akkeshi Bay. J. exp. mar. Biol. Ecol. 19, 145-164.
- 38 THAYER, G. W.; W. E. SCHAAF, J. W. ANGELOVIC & M. W. LaCROIX (1973): Caloric measurements of some estuarine organisms. Fish. Bull. 71, 289-296.
- 39 VINOGRADOV, A. P. (1953): The elemental chemical composition of marine organisms. Mem. Sears Fnd. Res. 2, 1-649.
- 40 WATERS, T. F. (1977): secondary production in inland waters. Adv. Ecol. Res. 10, 91-164.
- 41 WALTER, T. (unpubl.).
- 42 BØRSHEIM, K. Y. & G. BRATBACK (1987): Cell volume to cell carbon conversion factors for a bacterivorous *Monas* sp. enriched from seawater. Mar. Ecol. Prog. Ser. 36, 171-175.
- 43 SMAYDE, T. J. (1978): From phytoplankton to biomass. In: Sournia, A. (ed.) UNESCO Phytoplankton Manual.
- 44 PUTT, M. & D. K. STOECKER (1989): An experimentally determined carbon: volume ratio for marine "oligotrichous" ciliates from estuarine and coastal waters. Limnol. Oceanogr. 34, 1097-1103.
- 45 PETERS, R. H. & J. A. DOWNING (1984): Empirical analysis of zooplankton filtering and feeding rates. Limnol. Oceanogr. 29, 763-784.
- 46 BÄMSTEADT, U. (1981): Water and organic content of boreal macrozooplankton and their significance for the energy content. Sarsia 66, 59-66.
- 47 NELSON, S. G.; H. W. LI & A. W. KNIGHT (1977): Calorie, carbon and nitrogen metabolism of juvenile *Macrobrachium rosenbergii* (DeMan) (Crustacea, Palaemonidae) with regard to trophic position. Comp. Biochem. Physiol. 58A, 319-327.
- 48 ITOH, K. (1973): Food requirements of copepods estimated from their metabolic rates. Bull. Plankt. Soc. Jap. 20, 78-83.
- 49 NEMOTO, T.; J. MAUCHLINE & K. KAMADA (1976): Brood size and chemical composition of *Pareuchaeta norvegica* (Crustacea: Copepoda) in Loch Etiva, Scotland. Mar. Biol. 36, 151-157.
- 50 MATONDKAR, S. G. P.; K. L. BHAT, Z. A. ANSARI & A. H. PARULEKAR (1995): Elemental (C,H,N) composition of zooplankton from north Arabian Sea. Indian J. Mar. Sci. 24, 68-72.
- 51 NAIR, V. R.; S. N. GAJBHIYE & F. H. SYED (1983): Organic carbon content of zooplankton from the nearshore waters of Bombay. Indian J. Mar. Sci. 12, 183-185.
- 52 CLARKE, A.; L. J. HOLMES & D. J. GORE (1992): Proximate and elemental composition of gelatinous zooplankton from the southern ocean. J. exp. mar. Biol. 155, 55-68.

- 53 IKEDA, T. (1991): Ecological and physiological features of the mesopelagic mysid *Metyrthrops microphthalmus*, in the Lapan Sea.
- 54 SCHNEIDER, G. (1989): On the chemical composition of the ctenophore *Pleurobrachia pileus* in Kiel Bight. Helgol. Meeresunters. 43, 67-76.
- 55 RUMOHR, H.; T. BREY & S. ANKAR (1987): A compilation of biometric conversion factors for benthic invertebrates of the Baltic Sea. The Baltic Marine Biologists, Publ. no. 9.

Verfasser

Dr. Reinhard Heerkloss
Universität Rostock
Fachbereich Biologie
Freiligrathstr. 7/8
18051 Rostock

Lutz DEBUS; Helmut M. WINKLER

Hinweise zur computergestützten Auswertung von Nahrungsanalysen

Abstract

A part of the dBASE-programme "FINA" will be presented. It contains standardized biomasses and regression formulas for the foodanalysis of fish. Indications for usage of the programme will be given.

The standardized biomasses and regression formulas used in the program "FINA" are tabulated.

Possibilities for universal applications of the data contained in the program are discussed.

Einleitung

Für ökologische und andere spezielle Fragestellungen sind Nahrungsanalysen an Fischen und anderen Organismen unverzichtbar, in der Regel aber methodisch und vom Zeitbedarf her sehr aufwendig. Deshalb sind die meisten Arbeiten zur Nahrungsanalyse nur qualitativ ausgerichtet: Häufigkeitsbestimmung mittels Zählung oder Schätzung. Für synökologische und produktionsbiologische Untersuchungen sind jedoch qualitative (Geschlecht, Ernährungszustand, Erkrankung) und eine Vielzahl quantitativer (Körperlänge, Masse, Alter, Nahrung) Daten erforderlich.

Geht man davon aus, daß bei der Nahrungsanalyse die Anzahl und Biomasse der aufgenommenen Nahrungsorganismen zu bestimmen ist, so ist die **erste** Schwierigkeit die Ardentifikation der Nahrungsorganismen.

Je nach Verdauungsgrad erfolgt die Artbestimmung anhand bekannter Bestimmungsmerkmale am intakten Organismus, häufiger aber an nur mit Hilfe spezieller Bestimmungsliteratur eindeutig identifizierbaren Fragmenten (Knochenstrukturen, Chitingebilde u.ä.).

Die **zweite** Schwierigkeit ist die mathematische Rekonstruktion und Gruppierung der Einzeltierdaten. Während bei kleinen Organismen (Zooplankter, Meiobenthos) in der Regel zur Ermittlung der konsumierten Biomasse Standardbiomassen oder -energiwerte mit der bestimmten Stückzahl multipliziert werden, ist das bei größeren (Polychaeten, Fischen) zu ungenau. Um auf deren ursprüngliche Körpergröße und danach auf die Biomasse des Nahrungsorganismus zu kommen, sind zuverläss-

liche Regressionen erforderlich. Die Erstellung dieser Regressionen in einer vorgegebenen Genauigkeit ist eine zeitaufwendige Arbeit.

Die Sicherung und mathematische Aufarbeitung von Daten lässt sich prinzipiell mit auf Personalcomputern laufenden Datenbanksystemen zuverlässig und schnell lösen. Dennoch sind die bestehenden Probleme für den Einsteiger nicht zu unterschätzen. Auf der Suche nach einer für den Biologen und professionellen Nichtprogrammierer handhabbaren Computerkommunikationsvariante testeten wir neben anderen das Softwarepaket dBASE. Es erfüllte am besten die speziellen Anforderungen der biologischen Untersuchungsmethodik:

- sich ständig ändernde Auswertevorschriften,
- Abarbeitung immer gleicher, aber einfacher mathematischer Zusammenhänge mittels Programmiersprache und
- eine sichere Datenverwaltung.

Im vorliegenden Beitrag soll ein Teil des Programmes "FINA" vorgestellt werden. Er dient der Erstellung von Nahrungsspektren von Fischen anhand der gruppenweisen Mittelung von Standardbiomassen oder von mit Längen-Längen- und Längen-Masse-Regressionen rekonstruierten Frischmassen der Beuteorganismen.

Material und Methoden

Für frisch gefangene oder fixierte Tiere und Pflanzen wurden durch eigene Messungen oder aus der Literatur Regressionen zwischen der Fragment- oder Totallängen und ihrer Frischmasse erstellt oder Standardbiomassen ermittelt. Diese Standardbiomassen und Regressionen sind Teil des dBASE-Programmes "FINA".

Die Gleichungsparameter a und b wurden durch Anpassung von linearen oder Potenzfunktionen ermittelt:

$$Y = a + X \cdot b$$

$$Y = a \cdot X^b$$

Die Anzahl der verwendeten Wertepaare und das Bestimmtheitsmaß werden angegeben.

Die Maßeinheit der Frischmasse ist Gramm [g], die der Längenangaben Millimeter [mm]. Abweichungen hiervon wurden direkt hinter den Werten vermerkt.

Solchen Organismen, für die noch keine Längen-Masse-Regressionen existieren, aber wichtige Nahrungsobjekte darstellen, wurden an Hand von Formähnlichkeiten (Cislenko, 1968) Regressionen ähnlicher Organismen zugeordnet.

Erwähnenswerte Besonderheiten hinsichtlich Entnahmestandort, -zeitpunkt, Körperform, Fixierungsbedingungen bei Ermittlung der Biomassen sind, soweit sie nicht in den zitierten Quellen erläutert werden, der Spalte "Kommentar" in Tab. 1 zu entnehmen.

Vorrangig enthält Tabelle 1 Daten von den Darß-Zingster Boddengewässern entnommenen Organismen.

Die Quellen sind sowohl schriftliche oder mündliche unveröffentlichte Mitteilungen, als auch Publikationen.

Regressionen, die nicht in der aktuellen Version des "FINA"-Programmes enthalten sind, der Vollständigkeit halber aber in Tabelle 1 aufgeführt wurden, bekamen in der Spalte "Kommentar" den Eintrag "nicht in FINA".

Ein möglicher Ablauf der Nahrungsdatenbearbeitung unter Zuhilfenahme von "FINA" kann folgendermaßen aussehen:

- Fischpräparation und Nahrungsanalyse => 2 Protokolle: Fischparameter und Nahrungsdaten
- Datenspeicherung in dBASE-Dateien:
 - Fischparameter -> Original-Fischparameter-Datei (Endkürzel: F0)
 - Nahrungsdaten -> Original-Nahrungsdaten-Datei (Endkürzel: N0)
- Berechnung der Nahrungszusammensetzung mit "FINA": Übergabe der Nahrungsdaten von nach vorgegebenen Kriterien ausgewählten Fischen an eine Arbeitskopie der Nahrungsdaten-Datei, Rekonstruktion der Originallängen und -Frischmassen aller Nahrungsbestandteile, Berechnungen der Nahrungszusammensetzung in Frischmasse%
- Eintrag der rekonstruierten Nahrungsgesamtmasse jeden Fisches in die Original-Fischparameter-Datei
- Speicherung der rekonstruierten Totallängen bzw. Frischmassen und ihrer Mittelwerte in einer für die grafische Weiterverarbeitung (z.B. in LOTUS oder EXCEL) verwendbare Ergebnisdatei

Weitere Optionen des Programms

Die weiteren Verarbeitungsmöglichkeiten fischrelevanter Daten mit dem Programm "FINA" sollen hier nur kurz umrissen werden. In "FINA" sind Routinen enthalten zur:

- Berechnung von Körperindices: Masseverhältnis eines Körperspezifikums zur Ganztiermasse (Voll- bzw. Leermasse)
- Zusammenstellung aller während eines Jahres gesammelten oder berechneten Fischparameter und Nahrungsdaten in eine neue Datei für jeweils eine Fischart
- Berechnung der Jahresration anhand des VINBERG'schen Formelansatzes
- Berechnung von Räuber-Beute-Längenverhältnissen.

Ergebnisse

Die im Programm "FINA" verwendeten Standardbiomassen (für 40 Arten oder Längengruppen) und Regressionen (für 29 Evertebrate und 16 Fischarten) zur Frischmasserekonstruktion sind in Tabelle 1 gelistet.

Tabelle 1 Im Programm FINA benutzte Standardbiomassen und Regressionen

Standardbiomassen	Art	FM [g]	X [mm]	Reig X [mm]	Kommentar	Quelle
Diatomee						
Campylociscus (Diatomeen)		0,097/1000000			FM=1,1xVOL	11
Rotatoria						
Brachionus quadridentatus		1,14/1000000				5
Brachionus calyciflorus		1,46/1000000				5
Brachionus angularis		0,23/1000000				5
Brachionus plicatilis		0,93/1000000				5
Filinia longiseta		0,44/1000000				5
Keratella quadrata		0,25/1000000				5
Keratella cochlearis		0,17/1000000			auch fuer Keratella tecta	5
Synchaeta		0,19/1000000		kleine Tiere		5
Synchaeta		0,56/1000000		mittlere Tiere		5
Synchaeta		1,14/1000000		grosse Tiere		5
Synchaeta		2,55/1000000	LTO	>0,2	Literaturmittelwert, LTO ca. 2mm	15
Trichocerca		0,4/1000000				5
Rotatorienleier		0,06/1000000				5
Oligochaeta						
Polanohix hammonensis		5,04/1000			Barther Bodden: 24.04.1987	14
Paranais litoralis		0,26/1000				14
Tubifex costatus		2,36/1000				14
Oligochaeten Kokon		0,7/1000				14
Crustacea						
Harpacticoida		0,008/1000				5
Evadne spec.		17,68/1000000			auch fuer Evadne anonyx, Evadne nordmanni	5
Daphnia. spec.		26,00/1000000				5
Acona spec.		7/1000000			in FINAKEY.DBF	5
Cyclops		18,2/1000000				5
Spermaphore von E. affinis		0,3/1000000				5
Cladoceren Dauerei		1,8/1000000				5
Copepodenei		0,28/1000000			DUP: 80nm (von Eurytemora affinis)	5
Sphaeroma hookeri		7,5/1000			auch fuer Conixidae	5
Sphaeroma hookeri		4,06/1000	LTO	<= 4	auch fuer Conixidae	5
Sphaeroma hookeri		11/1000	LTO	>4	auch fuer Conixidae	5
Temora longicornis		33,75/1000000				5
Lecane luna		0,12/1000000				5
Ostracoda		20/1000000			in FINAKEY.DBF	5
Asellus spec.		0,008				5
Arachnida						
Acarida		5/10000			in FINAKEY.DBF	5

Tabelle 1 Im Programm FINA benutzte Standardbiomassen und Regressionen

Regressionen der Form $Y = a + X^b$ oder $Y = a \cdot X^{b \cdot c}$

Art	Y	Rang Y	a	X	Rang X	b	c	n	Kommentar	Quelle
Bakterien										
als Sandkornaufwuchs										
DUR des Sandkorns	FM/1000000		251,3274*	DUR/2		$\wedge^2$			Höhe des bakterieller Aufwuchses: 0,02mm	
Pflanzen										
Algen										
Chara-Gamietangien	FM		0,00154*3,14/6*	DUR		$\wedge^3$			auch fuer Staerkeknoellen, Samen Dichte Glucose= 1,54 g/cm³ (von Staerke)	10
Makrophyten: rundstengelige									Stengelwandstaerke=1/4 DUR, Dichte=0,2 g/cm³	
FM				LTO		$*3,14 \cdot (\text{DUR} \cdot 2 \cdot (9 \cdot \text{DUR} \cdot 2/16))^{0,2/1000}$				24
Makrophyten: fachtblaettrige	FM			LTO		$/10 \cdot \text{BRE}/10^{0,05 \cdot 0,2}$			Blattdicke gesetzt mit 0,5mm	26
Evertebrata										
Mollusca										
Blivalvia										
Cardium glaucum	FM	0,075		RST						
	FM/1000		0,5*0,05457*	LTO	5...12	$\wedge^3$ 634		0,929	34 Hancoe Bight	42
Cerastoderma spec.	FM/1000	0,005...0,3	0,5*0,9092*	LTO	2,6...9,6	$\wedge^1$ 279		0,802	50 Darß-Zingster Boddenkette, 18.05.93	16
Dreissena spec.	FM	0,05		RST						
	FM/1000	0,004...0,09	1,0194*	LTO	2...12	$\wedge^1$ 755		0,986	12 Asowsches Meer	57
Gastropoda										
Hydrobia spec.	LTO	2,4		RST						
	LTO	2,05...4,55	-0,886+	OPE	0,9...1,5	$*3,433$		0,810	32 Ostsee, 1993	17
Hydrobia ventrosa	FM/1000	0,28...5,0	0,2444*	LTO	1,1...4,0	$\wedge^2$ 399		0,990	31 Ostseekueste: Langenwerder, Salzhaff, Hiddensee	45
Mya arenaria	FM	0,0005...0,015	0,5*0,000176*	LTO	1,55...5,85	$\wedge^2$ 689		0,985	23 Ostsee, 1993	17
	FM		0,03176*	LTO	13...63	$\wedge^2$ 993		0,992	26 Askoe, April, schalenfreie FM	3
Polamopyrgus spec.	FM	0,002		RST						
Polamopyrgus jenkinsi	FM		10*(-0,629)*	LTO	1,45...5,3	$\wedge^2$ 594		0,985	30 Askoe, Nov.	2

Tabelle 1 Im Programm FINA benutzte Standardbiomassen und Regressionen									
Regressionen der Form $Y = a + X \cdot b$ oder $Y = a \cdot X^b$									
Art	Y	Rang Y	a	X	Rang X	b	r^2	n	Quelle
Articulata									
Annelida									
Polychaeta									
Nereis diversicolor									
(Vierfarbiger Meeresborstel)	LTO	4,3...57,0	2,7716+	MAN	0,39...3,40	*14,222	0,872	16	aus Bleidaermen: 1983-85
	MAN		-0,297+	BOR		*1,549			
	FM	0,0025...0,495	0,000023106*	LTO	11...69	*2,386	0,850	24	Frischmassen berechnet: FM= 5xTM
Marenzelleria viridis (sessil)									
	LTO		-9,6+	BOR	?	*0,0085			BOR= Borstenanzahl
	LTO	4							Januar
	LTO	6							Februar
	LTO	20							Maerz
	LTO	25							April
	LTO	30							Mai
	LTO	38							Juni
	LTO	45							Juli
	LTO	50							August
	LTO	58							September
	LTO	1							Oktober
	LTO	3							November
	LTO	4							Dezember
	FM		0,00001902*	LTO		*2,045	0,720		
Marenzelleria viridis (Larven)									
	FM	0,000016							
	FM		0,00001902*	LTO		*2,045	0,720		
Arthropoda									
Crustacea									
Ostracoda									
	FM	0,0001		RST					
	FM/1000	0,002...0,148	0,3337*	LTO	0,23...0,778	*3,69579	0,893	11	aus dem Darm des Blei, Barther Bodden 26.06.1983
Copepoda									
Eurytemora affinis									
	FM/0,17/1000000	0,21...42,56	mk0,138*	LST	0,105...0,82	*2,088			auch fuer Pseudocalanus elongatus, unbestimmte Copepoden
	FM/1000000		0,00000446*	LST*1000	>=0,51	*2,33			Cephalothoraxlaenge
									Formfixierungseinfluss auf FM und LST korrigiert
Acartia tonsa									
	FM/0,17/1000000	0,27...15,31	mk0,34+8,8*	LST	0,115...0,62	*2,842			auch fuer Acartia billosa
	FM/1000		0,0587*	LST	>=0,52	*2,96			Formfixierungseinfluss auf FM und LST korrigiert

Tabelle 1 Im Programm FINA benutzte Standardbiomassen und RegressionenRegressionen der Form $Y = a + X \cdot b$ oder $Y = a \cdot X^b$

Art	Y	Rang Y	a	X	Rang X	b	r ²	n	Kommentar	Quelle
Nauplien	FM	1,87/1000000		RST						5
	FM/1000000		229*1,0**3+	LTO		*.453* LTO^3				31
Bosmina longirostris	FM			RST					auch fuer Bosmina cor. maritima	5
	FM/1000000	15,6/1000000	35,1277*	LTO	0,25...0,8	^1,5446				40
Chydorus spec.	FM			RST					auch fuer unbestimmte Cladoceren	5
	FM/1000000	10,4/1000000	134,2688*	LTO	0,25...1,2	^2,96287				40
Podon spec.	FM			RST						5
	FM/1000000	17,37/1000000	252,1168*	LTO	0,25...0,55	^3,2454				40
Amphipoda Corophium volutator (Schlickkrebs)	FM	0,004							auch fuer Corophium volutator	
	FM	0,008...0,0132	0,000076954*	LTO	6...11	^2,2071	0,798	11	Greifswalder Bodden, April 1996	38
Gammarus spec.	FM	0,015/1000		RST					auch fuer Gammarus tigrinus	
	FM	0,001...0,244	0,000037364*	LTO	1,5...18	^3,0947	0,972	50	Greifswalder Bodden, April 1996	38
Isopoda Idotea ballica	FM	0,008		LTO					und Idotea chelipes	
	FM	0,0006...0,064	0,000028017*	LTO	2,2...18,5	*2,7647	0,973	50	Greifswalder Bodden, Juli 1996, mit Eiertragenden Individuen	38
Jaera albifrons	FM/1000		0,000133*	LTO	17...82	^2,468	0,922		von Mesidothea entomon	
Mysidacea Neomysis integer (Schwebegarnelle)	LTO									
	LTO	3,0...18,0	0,739+	GPL		*3,3898				35
	LTO		1,6125+	TEL		*6,25	0,980	29		35
	LTO		0,8095+	URO	0,1...2,8	*5,291				35
	LTO	6,0...19,5	-4,479+	ADU	0,358...0,79	*29,988	0,983	17	1985	23
	LTO	1,82...21,0	0,17156*	AST	0,224...1,12	*0,6277	0,968	48	aus Stichlingsmaegen	22
	FM	0,0003...0,060	0,000022715*	LTO	4,0...19,0	^3,46		16		35
	FM	0,0035		LTO	<=7					

Tabelle 1 Im Programm FINA benutzte Standardbiomassen und Regressionen

Regressionen der Form $Y = a + X \cdot b$ oder $Y = a \cdot X^b$

Art	Y	Rang Y	a	X	Rang X	b	r ²	n	Kommentar	Quelle
Decapoda										
Crangon										
	LTO	16,0...48,0	-0,39+	TEL	3,0...9,0	*5,34	0,960	22	auch fuer Palaemon	50
	FM/0,191/1000		10 ⁴ (-2,45)*	LTO	10...35	*2,848			Harce Blight, Dezember	41
	FM	0,06...1,72	0,00000618*	LTO	16,0...48,0	*3,23315	0,990	22		49
Insecta										
Chronomidenlarven (Zuckmuckenlarven)										
	LTO	3...20	0,8231+	KPF	0,2...0,9	*5,9317*KPF*2*16,197			auch fuer unbestimmte Insektenlarven, Libellen, Trichopterenlarven	20
	FM/1000		0,0482*	LTO	<=5,5	*1,48	0,576			16
	FM/1000		0,0133*	LTO	>5,5	*2,61	0,974			16
Chronomidenpuppen										
	LTO	9,5...17,0	4,4348+	LFU	0,7...1,18	*8,63236	0,259	24	Barther Bodden 1983, Grabow Bodden 1992, Lassar 191	18
	FM	0,0276		RST					Barther Bodden; 24.04.87	14
Corixidae (Wasserwanzen)										
	LTO	2,7...7,7	-3,5984+	KPF	1,2...2,1	*5,265	0,905	5	FM-Berechnung siehe Sphaeroma hookeri Bersdorfer See, KPF= Kopfbreite	23
Vertebrata										
Fische										
Abramis brama (Blei)										
	LTO	250,0...500,0		LST		*0,78			0,78>=b>=0,84	8
	FM	0,303...2,103	0,00000108*	LTO	35,0...62,0	**3,515	0,995	28	Barther Bodden, 22.08. + 01.10.1985	47
	FM	10,0...2540,0	0,0098*	LTO/10	90...550	**3,1016	0,990	2375	Darf-Zingster-Boddenkette: 1975-1981	24
Alburnus alburnus (Ukelei)										
	LTO			LST		*0,82				8
	FM	0,029...15,11	0,00000785*	LTO	15,0...125,0	*2,997	0,990	20		53
Ammodytes lobianus (Sandaal)										
	LTO	36,0...111,0	2,23+	LST	31,5...101,0	*1,08	0,990	15		53
	FM	0,1...4,3	0,00000304*	LTO	36,0...137,0	*2,9733	0,970	18		53
Clupea harengus (Herring)										
	LTO	25,7...81,6	-0,8854+	LST	22,66...69,81	*1,1738	0,988	48	auch fuer Sprattus sprattus Barther Bodden 28.04.-12.07.1983	53
	FM	0,01...3,86	0,000000195*	LTO	18,0...81,6	*3,8682	0,970	56	Barther Bodden 28.04.-12.07.1983	47
	FM		0,00017*	LTO/10	82...	*4,166	0,970			39

Tabelle 1 Im Programm FINA benutzte Standardbiomassen und Regressionen

Regressionen der Form $Y = a + X \cdot b$ oder $Y = a \cdot X^b$

Art	Y	Rang Y	a	X	Rang X	b	r ²	n	Kommentar	Quelle
Gasterosteus aculeatus (Dreistacheliger Stacheling)	LTO			LST		*0,90				8
	LTO	39...106	-1,408+	LST		*(0,00113*1ST+1,25	0,992		nicht in FINA	25
	FM		0,000023309*	LTO	15...24	*2,7052	0,880	50		26
	FM		0,0000056508*	LTO	24...62	*3,1365		50		26
Gymnocephalus cernuus (Kaulbarsch)			0,0000042638*	LTO	39...106	*3,167	0,972			25
	LTO	23...41	-0,4754+	LST	19...32	*1,2495	0,973			47
	LTO	42...88	3,146+	LST	33...72	*1,1722	0,978			25
	LTO	57,5...217,5	-0,0644+	LST	47,5...182,5	*1,2114	0,990	29		29
Perca fluviatilis (Bärsch)	FM	0,01...0,22	0,0000014*	LTO	12...28	*3,6775	0,990	67		47
	FM	2,2...7,2	0,000007709*	LTO	42...88	*3,06347	0,970			25
	FM	4,0...151,0	0,024*	LST	57...172	*3,18	0,990	25		52
	FM									
Osmerus eperlanus (Stint)	LTO			LST		*1,20			nicht in FINA	8
	LTO	39...106	0,1691+	LST	39...106	*1,2028	0,996			25
	FM	0,18...8,82	0,00000283*	LTO	34...115	*3,15	0,990	66		53
Perca fluviatilis (Bärsch)	LTO	17,0...74,4	1,49+	LST	13,7...62,7	*1,18	0,990	11		47
	FM	0,001...2,490	0,00000031*	LTO	9,33...62,0	*3,33	0,990	96		41
	FM		0,0054*	LTO/10	92,5...417,5	*3,2619	0,990	2327		27
	FM									
Pomatoschistus microps (Strandgrundel)	LTO	15...31	0,7503+	LST		*1,1657	0,984			48
	FM	0,03...0,85	0,0000087829*	LTO	15,0...50,0	*2,9442	0,992	51		47
	FM									
Pomatoschistus minulus (Sandgrundel)	LTO	45...55	1,058+	LST		*1,724	0,935			25
	FM		0,000003827*	LTO	45...55	*3,1417	0,774			25
Pungitius pungitius (Neunstacheliger Stacheling)	FM		-0,1798+	LTO	15,0...24,0	*0,01193				37
	FM	0,28...0,56	0,0000012*	LTO	33,0...42,0	*2,8639	0,930	24		9
Rutilus rutilus (Flöetz)	LTO	39...131	1,1013+	LST	31...106	*1,239	0,997			25
	LTO	100...370		LST	76...285	*1,31	0,990	48		6
	FM	0,001...2,220	0,0000029*	LTO	5,0...60,0	*3,31	0,990	38		41
	FM	0,4...25	0,00001706*	LTO	39...131	*2,838	0,837			25
	FM	9,0...830,0	0,0035*	LTO/10	95...370	*3,4307	0,990	54		6

Tabelle 1 Im Programm FINA benutzte Standardbiomassen und Regressionen

Regressionen der Form $Y = a + X \cdot b$ oder $Y = a \cdot X^b$									
Art	Y	Rang Y	a	X	Rang X	b	r ²	n	Quelle
Stizostedion luciopecca (Zander)	LTO	28.3...153.2	0.78+	LST	22.9...126.7	¹ 1.2	0.990	11	49
	LTO			LST	>153.2	¹ 1.18	0.990		50
	FM	0.02...10.85	0.00000728*	LTO	15.0...110.0	¹ 3.0244	0.990	433	47
	FM	5...165	0.01*	LST	75...225	¹ 3.09	0.990	24	53
Scardinius erythrophthalmus (Rottfeder)	FM			LTO/10	90...335	¹ 3.3338			7
			0.004799*						
Zoarces viviparus (Aalmutter)	FM			LTO	87.0...310.0	¹ 3.1336	0.990	8	54
		3.29...174.5	0.00000284*						
Fischeier	FM		0.004363*	DUR/2		¹ 3			Heringseier
									26

Diskussion

Für einige Arten lagen keine Angaben aus einheimischen Gewässern vor. In solchen Fällen verwendeten wir Literaturwerte über die entsprechende Art aus Fremdgebieten. Diese Daten könnten im Falle eines hohen Nutzungsgrades und stark abweichenden Konditionsverhältnissen dieser Organismen zu Über- oder Unterbewertungen bei der Berechnung des Nahrungsspektrums führen.

Im Falle der Übernahme von Regressionen einer bestimmten Region auf die Nahrung von Fischen oder anderen Organismen fremder Gebiete sollte daher überprüft werden, wie erheblich die Längen-Masse-Beziehungen für einzelne Arten zwischen den Gewässern differieren.

Ähnliche Probleme der Falschberechnung könnten dann auftreten, wenn saisonale Nichtübereinstimmung der Probennahmezeiten oder ontogenetische Entwicklungsdifferenzen bestehen.

Die Bestimmtheitsmaße der Frischmasseregressionen weisen in der Regel hohe Werte auf ($>0,9$). Eine entsprechende Reproduzierbarkeit der Frischmassen kann also auch unter Berücksichtigung der bekannten Probleme bei der Frischmassebestimmung (anhaftendes Schalenwasser, uneinheitliche Trocknungsverfahren: Luft, Filterpapier...) als gut angesehen werden.

Von Frischmasseberechnungen über die angegebenen Grenzen der Regressionen (Range) hinaus muß allerdings gewarnt werden.

Das Programm "FINA" wurde speziell für die Analyse ichthyologischer Daten erarbeitet. Da es aber prinzipielle Probleme löst (Addition, Mittelwertbildung, Standardabweichung, Zählungen, Gruppierung etc.), ist seine Anwendung auf von beliebigen Tiergruppen stammenden Daten möglich. Durch die offene Programmstruktur und die fast unbegrenzte (nur Hardwarekomponentenlimits) Erweiterbarkeit der Dateien kann bzw. muß "FINA" für die Berechnung von aus anderen Gewässern oder von neuen Tiergruppen gewonnenen Daten modifiziert werden: Regressionen können mit der dBASE-Programmiersprache leicht geändert oder hinzugefügt werden.

Der Berechnungszugriff auf die Nahrungsorganismendaten erfolgt programmintern über einer 5-buchstabigen Code, welcher in der Datei FINAKEY.DBF verwaltet wird. Im Falle neu aufzunehmender Nahrungsarten muß diese ergänzt werden.

Zusammenfassung

Es wird der Teil des dBASE-Programmes "FINA" vorgestellt, welcher Standardbiomassen und Regressionsformeln für die Nahrungsdatenanalyse enthält. Hinweise zur Benutzung des Programmes werden gegeben. Die im Programm "FINA" benutzten Standardbiomassen und Regressionsformeln sind tabellarisch aufgeführt. Ihre universelle Verwendbarkeit wird diskutiert.

Literatur

Nr. Quellenangaben

- 1 ANKAR, S.: Answer to BMB working group No. 11, unpublished data, in Rumohr et al, 1987: 43
- 2 ANKAR, S.: Answer to BMB working group No. 11, unpublished data, in Rumohr et al, 1987: 44
- 3 ARNDT, H. (1985): Untersuchungen zur Populationsökologie der Zooplankter eines inneren Kuestengewässers. Diss. A, Univ. Rostock, unveroeff.
- 4 ARNDT, H. (1983): Praktikumsunterlagen, schriftl. Mitt.
- 5 BAST, H.-D. & Fadschild, K. (1979): Fischereibiologische Untersuchungen an Ploetzen und Barschen der inneren Kuestengewässer der DDR. Teil I. WZ WPU Rostock, 28. Jg., Math.-nat. Reihe, H. 6: 585-590.
- 6 BAST, H.-D. (1979): schriftl. Mitt.
- 7 BAUCH (1966): Die einheimischen Süßwasserfische. Neumann Verlag, Radebeul und Berlin, 187 S..
- 8 BEHNKE (1985): Untersuchungen ueber den Bestand der Stichlinge im Barther Bodden und ihre Stellung im Nahrungsgefüge. Dipl. unveroeff.
- 9 BLANK, J. (1984): Nahrungsökologie und Verbreitung juveniler Ploetzen (*Rutilus rutilus* (L. 1758)) und des Ukeleis (*Alburnus alburnus* (L. 1758)) im Barther Bodden. Dipl. Uni. Rostock, unveroeff.
- 10 BOERNER (21.05.1984): muendl. Mitt.
- 11 BOCHERT, R. (1993): Reproduktion und Larvalentwicklung von *marenzelleria viridis* (Verrill, 1873) (Polychaeta: Spionidae) in der Darss-Zingster-Boddenkette. Uni. Rostock, Fachbereich Biologie, Dipl., unveroeff., Daten benutzt
- 12 BURKHARDT, R. (1989): muendl. Mitt.
- 13 BURKHARDT, R.: schriftl. Mitt.
- 14 BÜSCH, A. (1994): Nahrungsökologische Untersuchungen an den Larven des Rügenschens Fruehjahrsherungs (*Clupea harengus* L.) im Greifswalder Bodden in den Jahren 1990-1992. Diss., Universitaet Rostock, unveroeff.
- 15 CERNAVINA, V. V. (1979): Razmerno-vesovaja charakteristika Chironomus plumosus uz oz. Biserovo Mosk. obl. [Groessen-Gewichts Charakteristik von Chironomus plumosus aus dem Biserovo See Moskauer Gebiet]. Biol. vnutr. vod, 44: 50.
- 16 CISLENKO, L. L. (1968): Nomogrammy dlja opredelenija wesa wodnych organizmow po razmeram i forme tela (morskoj mezobentos i plankton). Izd-vo Nauka, Leningrad, 98 S.
- 17 DEBUS, Powilleit (unveroeff.)
- 18 DEBUS, (1992) (unveroeff.)
- 19 DEBUS (30.09.88) unveroeff.
- 20 DEBUS, Debus unveroeff.
- 21 DEBUS, L. (1987): Nahrungsökologische Untersuchungen an juvenilen Bleien (*Abramis brama*) und Ploetz (*Rutilus rutilus*). Diss. Univ. Rostock, 129 S..
- 22 DEBUS, Lorenz 13.06.1989, (unveroeff)
- 23 DEBUS (unveroeff.)
- 24 DEBUS (1989) (unveroeff.)
- 25 eigene Daten (1988)
- 26 eigene Daten
- 27 EI GAMMAL, F. (1982): Untersuchungen zur Bestandscharakteristik und Populationsdynamik des Bleis (*Abramis brama* L.) sowie seiner Einordnung in das Trophiegefüge der Darss-Zingster-Boddenkette. Diss. Uni. Rostock, 128 S., unveroeff.
- 28 FADSCHILD, K. (1979): Fischereibiologische Untersuchungen an den Barschbestaenden der inneren Kuestengewässer der DDR unter besonderer Beruecksichtigung der Darss-Zingster Boddekette. Diplom, unveroeff.
- 29 FREDRICH, F. (1976,77): muendl. Mitt.
- 30 HAHN, W. (1981): Fischereibiologische Untersuchungen am Kaulbarsch - *Gymnocephalus cernua* (L.) der Darss-Zingster Boddenkette. Dipl. Uni Rostock, 72 S. unveroeff.
- 31 HEERKLOSS, R. (19.12.1990): schriftl. Mitt.
- 32 HEERKLOSS, R. (19.12.1990): schriftl. Mitt., nach Schiller, unveroeff.

- 33 HEERKLOSS, R.: muendl. Mitt.
- 34 HEERKLOSS, R. (19.12.1990): schriftl. Mitt., nach Burkil u. Kendall (1982)
- 35 JANSEN, W. (1983): Neomysis integer LEACH (Crustacea, Mysidacea) in der Darss-Zingster Boddenkette - Untersuchungen zur Populationsentwicklung und Leistungsfähigkeit in Abhängigkeit von Umweltfaktoren. diss. Uni. Rostock.
- 36 KUBE, J. (1994): schriftl. Mitt., unveröff., Daten benutzt
- 37 LORENZ, T. (1989): Untersuchungen zur Ökologie des Dreistachligen Stichlings - *Gasterosteus aculeatus* Linne, 1758 - und des Neunstachligen Stichlings - *Pungitius pungitius* (Linne, 1758) - im Flachwasser des Barther Boddens. Dipl. Univ. Rostock, 75 S.
- 38 LORENZ, T. (1997) schriftl. Mitt. unveroeff.
- 39 NELLEN (1981): Der Schleiherring
- 40 NIKOLAUS, G. (1985), unveröff., Daten benutzt
- 41 PERSSON, E.: Answer to BMB Working Group No. 11. in Rumohr et al., 1987: 25
- 42 PERSSON, E.: Answer to BMB Working Group No. 11. in Rumohr et al., 1987: 37
- 43 PRIIBERNOW, S.; WINKLER, H. & DEBUS, L. (1985): Das Jungfischaufkommen in einem typischen Laichgebiet der Darss-Zingster Boddenkette im Saisonverlauf. WZ WPU Rostock, 34. Jg., Math.-nat. Reihe, H. 6: 50-54.
- 44 RUMOHR, H.; BREY, T. & ANKAR, S. (1987): A compilation of biometric conversion factors for benthic invertebrates of the Baltic Sea. The Baltic marine biologists publication no. 9: 56pp.
- 45 SCHUELER, S. (1984): Zur Rolle und Bedeutung der Hydrobiiden in ausgewählten Litoralökosystemen der DDR, Dipl. Uni. Rostock, 61 S., unveroeff.
- 46 THIEL, R. (1986): muendl. Mitt.
- 47 THIEL, DEBUS, (unveroeff.) in Thiel (1986)
- 48 THIEL, R.; GOLDAMMER, T. & DEBUS, L. (Juli 1989): schriftl. Mitt
- 49 THIEL, R. (1986): Nahrungsökologische Untersuchungen am Barsch - *Perca fluviatilis* L. und Jungzander - *Stizostedion lucioperca* (L.). Dipl. Uni. Rostock, unveroeff..
- 50 THIEL (unveroeff.) in WINKLER & THIEL (1986) unveroeff.)
- 51 VIRBICKAS, J.; GERULAITIS, A.; MISIUNIENE, D. & SINEVICIENE (1974): Biologija i promysl sudaka v vodoemach Litvy [Biologie und Bewirtschaftung des Zanders in Litauischen Gewässern] russ.. Izd. Mintis, Vilnius, 280 S..
- 52 WINKLER, H. (1980): Untersuchungen zur Fischerei und Biologie des Zanders (*Stizostedion lucioperca* /L) in einem hocheutrophen brackigen Küstengewässer der westlichen Ostsee. Diss. Uni. Rostock, 123 S.
- 53 WINKLER (unveroeff.) in WINKLER & THIEL (1986)
- 54 WINKLER, Fredrich (unveroeff.) in WINKLER & THIEL (1986)
- 55 WINKLER, THIEL (unveroeff.) in WINKLER & THIEL (1986) unveroeff.)
- 56 WINKLER, H. & THIEL, R. (1986): Nahrungsökologie von Raubfischen. Forschungsbericht, unveroeff..
- 57 ZELTENKOVA, M. V. (1955): Pitanie i izpol'zovanie kormovoj bazy cennymi rybami Azovskogo morja [Ernährung und Nutzung der Nahrungsbasis durch wertvolle Fische des Asowschen Meeres] russ. Tr. VNIRO, t. XXXI.
- 58 ZETTLER, M. (1993): Untersuchungen zur Biologie und Ökologie von *Marenzelleria viridis* (Polychaeta: Spionidae) in der Darss-Zingster Boddenkette. Univ. Rostock, Fachbereich Biologie, Diplomarbeit. unveroeff., Daten benutzt

Verfasser

Lutz Debus und Helmut M. Winkler
 Universität Rostock
 Fachbereich Biologie
 Allgemeine und spezielle Zoologie
 Universitätsplatz 5
 18051 Rostock

