

Meereswissenschaftliche Marine Science
Berichte Reports

No. 57 2004

The Oder Estuary
- against the background of the
European Water Framework Directive

by
Gerald Schernewski and Tobias Dolch

"Meereswissenschaftliche Berichte" veröffentlichen Monographien und Ergebnisberichte von Mitarbeitern des Instituts für Ostseeforschung Warnemünde und ihren Kooperationspartnern. Die Hefte erscheinen in unregelmäßiger Folge und in fortlaufender Numerierung. Für den Inhalt sind allein die Autoren verantwortlich.

"Marine Science Reports" publishes monographs and data reports written by scientists of the Baltic Sea Research Institute Warnemünde and their co-workers. Volumes are published at irregular intervals and numbered consecutively. The content is entirely in the responsibility of the authors.

Schriftleitung: Dr. Lutz Postel

Bezugsadresse/address for orders:

Institut für Ostseeforschung Warnemünde
Bibliothek
Seestr. 15
D-18119 Warnemünde
Germany

The reports should be cited: Meereswiss. Ber.

ISSN 0939 -396X

Meereswissenschaftliche Berichte
MARINE SCIENCE REPORTS

No. 57

The Oder Estuary
- against the background of the
European Water Framework Directive

by

Gerald Schernewski and Tobias Dolch
(Editors)

Institut für Ostseeforschung
Warnemünde
2004

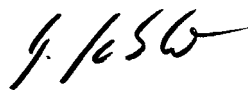
Preface

European environmental policy aims at a preservation of the natural heritage and an improvement of environmental quality. The framework for Community action in the field of water policy, the **Water Framework Directive** (2000/60/EC) of 23 October 2000, and the Habitats Directive have a prominent role in this respect (92/43/EEC). In the **Habitats Directive** the management of the sites (Article 6) and the creation of a Natura 2000 network plays a crucial role. The Water Framework Directive requires a large scale river basin - coastal zone management, too. The Recommendations of the European Parliament and of the Council of 30 May 2002 concerning the implementation of **Integrated Coastal Zone Management** in Europe (2002/413/EC) and are not limited to nature protection alone and go much further with respect to the management, but are limited to the coastal zones:

- (a) protection of the coastal environment, based on an ecosystem approach preserving its integrity and functioning, and sustainable management of the natural resources of both the marine and terrestrial components of the coastal zone;
- (b) recognition of the threat to coastal zones posed by climate change and of the dangers entailed by sea level rise and the increasing frequency and violence of storms;
- (c) appropriate and ecologically responsible coastal protection measures, including protection of coastal settlements and their cultural heritage;
- (d) sustainable economic opportunities and employment options;
- (e) a functioning social and cultural system in local communities;
- (f) adequate accessible land for the public, both for recreational purposes and aesthetic reasons;
- (g) in the case of remote coastal communities, maintenance or promotion of their cohesion;
- (h) improved coordination of the actions taken by all the authorities concerned both at sea and on land, in managing the sea-land interaction.

All these aspects reflect very well the demands and challenges we are facing. Basis for the regional implementation of the directives and the recommendation are a detailed knowledge about the ecosystems, a sound understanding of the natural processes in these systems and an awareness of the direction of changes as well as the underlying driving forces. But we have to go further and consider the human factor and its influence as well.

This report compiles original articles and shortened diploma theses. It contains new basic information on the Oder estuary, which is useful to support the implementation of European (water) policy. The thematic focus is on water quality, but relevant interdisciplinary approaches are included, too.



Gerald Schernewski



Tobias Dolch



The work was partly supported by the project "Characterisation of the Baltic Sea Ecosystem (CHARM)". CHARM is funded by the European Union (Contract EVK3-CT-2001-00065). The project develops recommendations on typology, reference conditions and monitoring strategies for implementing the EC Water Framework Directive in the coastal zone of the Baltic Sea.

Support was further provided by the Interreg III C project BaltCoast.

Inhalt

Pollution Load Compilation of the German part of the Oder Estuary (1990-1998) (A. Bachor & C. Schöppe)	1
1 General Information	1
2 Organic matter load	2
3 Nutrient load.....	3
3.1 Nitrogen load.....	4
3.2 Phosphorus load	5
4 Are there signs for an improved water quality in the Oder Estuary due to the reduced pollution?.....	7
5 Heavy metals load	11
6 Summary	13

Spatial pattern and long-term development of water quality in the Oder Estuary (H. Bangel, G. Schernewski, A. Bachor & M. Landsberg-Uzciwek)	17
---	-----------

1 Introduction	18
2 The Oder river load	19
3 The Oder (Szczecin) Lagoon.....	20
4 Salinity	21
5 Nitrogen.....	24
5.1 Nitrate.....	24
5.2 Ammonia.....	29
5.3 Total-Nitrogen.....	34
6 Phosphorous	38
6.1 Phosphate	38
6.2 Total-Phosphorus	43
6.3 Internal Eutrophication.....	46
7 Silicate.....	49
8 Chlorophyll.....	52
9 Water transparency (Secchi depth)	57
10 The trophic state	62

Die Repräsentativität des Monitorings im Oderästuar – neue Anforderungen vor dem Hintergrund der Wasserrahmenrichtlinie (H. Bangel)	67
--	-----------

1 Einleitung	67
2 Beschreibung des Untersuchungsgebietes	70
3 Das Monitoringprogramm im Oderästuar	71
4 Methodik	74
5 Ergebnisse	77
5.1 Zeitliche Repräsentativität.....	79
5.2 Räumliche Repräsentativität	80
5.3 Eignung des Monit. zum repräsentativen Erfassen der raumzeitlichen Dynamik	81
6 Diskussion	82

Simulations of water flow, transport and temperature in the Oder (Szczecin) Lagoon
(*V. Podsetchine, G. Schernewski & I. Tejakusuma*) 85

1	Flow modelling tool - Femflow2D.....	86
1.1	Average flow and transport situations in the Oder Lagoon.....	88
2	Spatial temperature development.....	94

A dynamic box model of the Szczecin Lagoon nutrient cycling and its first application to the calculation of the nutrient budget (*M. Wielgat & Z. Witek*) 99

1	Introduction.....	99
1.1	Introduction.....	99
1.2	The Oder River estuary.....	100
2	Model description.....	100
2.1	General structure of the model.....	100
2.2	Forcing functions.....	103
2.3	Parameterization of the biogeochemical processes.....	105
3	Results and discussion.....	110
3.1	Sensitivity analysis.....	110
3.2	Mathematical measures of model accuracy.....	112
3.3	Comparison of model results with available data.....	113
3.4	Retention of nutrients within the Oder estuary.....	119

Die Makrofauna des Oderhaffs - Vorschläge für ein Monitoring nach EU-WRRL
(*S. Rödiger*)..... 127

1	Einleitung.....	129
2	Untersuchungsgebiet.....	130
2.1	Räumliche Gliederung und Bathymetrie.....	130
2.2	Hydrologie.....	131
2.3	Sedimentverteilung.....	131
2.4	Physikochemie im Untersuchungszeitraum.....	132
3	Die Wasserrahmenrichtlinie.....	134
4	Material und Methoden.....	136
4.1	Erfassung des Makrozoobenthos.....	136
4.2	Statistische Auswertung.....	139
4.3	Historische Auswertung.....	140
4.4	Methodendiskussion.....	141
5	Ergebnisse.....	143
5.1	Besiedlung des Ufers.....	143
5.2	Veränderung der Besiedlung entlang des Transekts.....	149
5.3	Historische Analyse der Makrofauna des Oderhaffs.....	151
6	Diskussion.....	158
6.1	Taxalisten.....	158
6.2	Vergleich der Artenzusammensetzung im Hinblick auf morphologische und strukturelle Unterschiede der Probestellen.....	161
6.3	Veränderung der Makrozoobenthosbesiedlung im historischen Vergleich.....	163
6.4	Monitoring im Stettiner Haff.....	168
7	Zusammenfassung.....	172

Der Einfluss des Schifffahrtskanals auf den Stoffhaushalt des Oderhaffs	
<i>(M. Minning)</i>	179
1 Einleitung	180
2 Untersuchungsgebiet und Hintergrundinformation.....	181
2.1 Die Oder	181
2.2 Das Oderhaff	183
2.3 Der Schifffahrtskanal im Oderhaff.....	185
3 Material und Methoden	187
3.1 Datenerhebung	187
3.2 Probenahme	187
3.3 Physikalische Eigenschaften	188
3.4 Geochemie.....	189
3.5 Mineralogie	190
3.6 Strömungsmodell FemFlow2D	190
4 Ergebnisse	192
4.1 Physikalische Eigenschaften	192
4.2 Nährstoffe.....	193
4.3 Mineralogie	196
4.4 Bilanzierung	198
4.5 Strömungsmodellierung mit Femflow2D.....	200
5 Diskussion	204
5.1 Methodenkritik	204
5.2 Einfluss der Schifffahrtsrinne auf den Stoffhaushalt des Haffs	205
5.3 Auswertung der Bilanzierung.....	213
5.4 Konsequenzen der geplanten Kanalvertiefung für das Oderhaff	214
6 Zusammenfassung.....	218

Die Auswirkungen der Wasserqualität auf den Tourismus - Eine Studie am Beispiel des Oderästuars (T. Dolch)	
223	
1 Einleitung	224
2 Das Untersuchungsgebiet.....	226
3 Wasserqualität am Oderästuar und ihre Bewertung.....	228
3.1 Badewasserqualität und ökologisch orientierte Wasserqualität.....	228
3.2 Bewertung der Badewasserqualität	228
3.3 Bewertung der ökologisch orientierten Wasserqualität	230
3.4 Die Wasserqualität des Oderästuars.....	231
3.5 Eutrophierung und Algenblüten	234
3.6 Die Blaue Flagge.....	236
4 Entwicklung und Bedeutung des Tourismus.....	237
4.1 Tourismus auf Usedom	238
4.2 Tourismus an der Südküste des Stettiner Haffs	239
4.3 Tourismus in Polen unter besonderer Berücksichtigung Wolins	240
5 Methodik	243
5.1 Eigene Befragung.....	243
5.2 Urlauberbefragungen des Tourismusverbandes M-V 1994, 1997 und 1999	244
5.3 Literatur- und Onlinerecherche	244

6	Ergebnisse der Touristenbefragungen	246
6.1	Ergebnisse der Touristenbefragung auf Usedom und am Stettiner Haff.....	246
6.2	Ergebnisse der Touristenbefragungen von 1994, 1997 und 1999	257
6.3	Ergebnisse der Urlauberbefragung in den Kaiserbädern im Sommer 1999	258
7	Diskussion	261
7.1	Methodenkritik	261
7.2	Die Bedeutung der Wasserqualität für Touristen	262
7.3	Die Bedeutung anderer Urlaubsfaktoren für Touristen	264
7.4	Bewertungskriterien der Wasserqualität.....	266
7.5	Die Eignung der Badewasserbewertungssysteme	270
7.6	Die Blaue Flagge und ihre Eignung als Umweltqualitätskennzeichen.....	271
7.7	Gästeprofil am Stettiner Haff und auf Usedom	274
7.8	Tendenzen zukünftiger Entwicklung der Wasserqualität.....	277
7.9	Perspektiven und Chancen des Tourismus am Oderästuar.....	279
8	Zusammenfassung	282

Pollution Load Compilation of the German part of the Oder Estuary (1990-1998)

Alexander Bachor & Christine Schöppe

State Agency of Environment, Protection of Nature and Geology Mecklenburg-Vorpommern, Goldberger Strasse 12. D-18273 Güstrow, Germany

Email: alexander.bachor@lung.mv-regierung.de; christine.schoeppe@lung.mv-regierung.de

Summary

The pollution of the German part of the Oder Estuary with organic material (BOD₅), nutrients and heavy metals caused by influxes from running waters and sewage plants in Mecklenburg-Vorpommern is slow in comparison with the influxes from running waters of the Oder river. All sewage plants with more than 10.000 population equivalents entering the wastewater directly into the western Oder Estuary use mechanical, biological and chemical treatment methods since 1995 and 1996, respectively. The main influx of pollution, approximately 60 % of the nitrogen, 80 % of the phosphorus and 85 – 95 % of the heavy metals into the western Oder Estuary came via the river Oder in the mid-nineties.

As a result of the reduced pollution with phosphorus the concentration of phosphorus dropped considerably and the ratio of N:P changed. At the same time, an increase of the diatomeen growth and a decline of the mean summer values for silicate in the German part of the Oder Estuary were observed. The reduced pollution with phosphorus caused a lower concentration of algae - measured as chlorophyll-a - and an increase of the Secchi depth -, especially in the river Peene.

1 General Information

The Oder Estuary includes the Szczecin Lagoon as well as the mouth areas of three rivers – the river Peene in the west, the river Swine in the middle and the river Dzwina in the east. All three rivers are connected with the adjoining coastal waters. The main influx of pollutants and nutrients into the Szczecin Lagoon comes via the river Oder, especially because all the wastewater of the city of Szczecin flows into the river right before it joins the lagoon. But on average only 10 – 15 % of the water of the river Oder flows into the western part of the Oder Estuary. Approximately 1.9 km³ out of 15.1 km³ water of the river Oder flew away via the western lagoon and the Peenestrom towards the Baltic Sea in 1994/95 (BUCKMANN et al. 1998). The main part of the water (75 %) reaches the Pomeranian Bight via the short way through the Piastowski channel and the river Swine.

The German part of the Oder Estuary consists of the western Szczecin Lagoon (277 km²), the Peenestrom including the Achterwasser (64 km²) and the southern part of the Greifswalder Bodden (510 km²) which is connected with the Baltic Sea in a wide but relatively shallow sill.

The main sources of the pollution of the German part of the Oder Estuary with harmful substances and nutrients are the influxes from the rivers Oder, Peene, Uecker, Zarow, and Ryck as well as the influxes from the municipal sewage plants of the cities of Greifswald, Anklam and Wolgast.

In comparison with the Oder runoff the riverine runoff of the German catchment area is small. The mean values of the annual runoff (1977-1997) of the rivers Peene (725 Mio m³), Uecker (240 Mio

m³), Zarow (90 Mio m³), and Ryck (60 Mio m³) into the western Oder Estuary come to 1.1 km³ water. That is only 60 % of the water volume of the river Oder which flows away through the western Estuary.

The main point sources of discharge into the German part of the Oder Estuary are the sewage plants of the cities of Greifswald (70.000 Population Equivalents), Anklam (40.000 PE), and Wolgast (25.000 PE). In addition there are several other small discharging municipalities.

From six measuring points in the German part of the Szczecin Lagoon, four stations in the Peenestrom and four stations in the southern part of the Greifswalder Bodden samples were taken to measure the parameters of the water quality. Locations of the main sources (river and point source) and the measurement grid of the western Oder Estuary are shown in Figure 1.

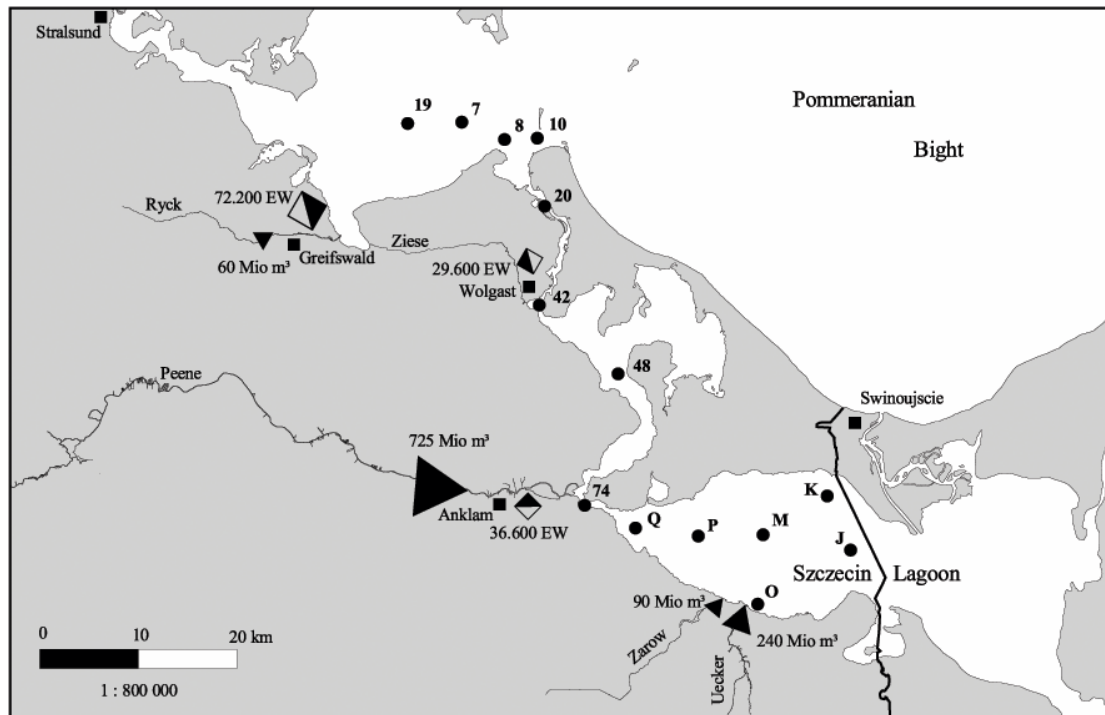


Figure 1 The measurement grid of the western Oder Estuary

2 Organic matter load

The organic matter load is measured as Biological Oxygen Demand after five days (BOD₅). The major part of BOD₅ load entered the western Oder Estuary via the river Peene (Tab. 1). The riverine influx of organic matter depends on the runoff. The highest amount of it was determined in the year with the highest runoff which was in 1994. The runoffs of the rivers Peene, Uecker, Zarow, and Ryck were similar in 1991 and 1997 but the BOD₅ load decreased.

Table 1 BOD₅ load (tons) into the western Oder Estuary from German catchment area

Year	River:				City:			Total
	Peene	Uecker	Zarow	Ryck	Greifswald	Wolgast	Anklam	
1990	3043	1086	272	339	511	258	437	5946
1991	2628	1035	339	98	840	171	432	5543
1992	1799	541	160	148	768	209	520	4145
1993	2734	792	292	225	475	233	24	4775
1994	3293	1431	550	233	269	237	5	6018
1995	2546	1094	473	229	< 20	89	< 5	4456
1996	1466	731	250	151	< 15	< 3	< 5	2621
1997	1315	615	158	116	< 15	< 3	< 5	2227
1998	1863	768	246	164	< 15	< 3	< 5	3064

The organic matter load of the point sources in the German catchment area is very low, because all three sewage plants with more than 10.000 PE entering the wastewater directly into the western Oder Estuary use mechanical, biological and chemical treatment methods since 1995 and 1996, respectively.

In the Third Baltic Sea Pollution Load Compilation (PLC-3) was reported on the riverine and direct landbased waterborne pollution load of organic matter in 1995 (HELCOM 1998) but according to the PLC-3-Guidelines the organic matter load is measured as BOD₇. The influx from the river Oder into the Szczecin Lagoon was 87.640 tons BOD₇ and approximately 11.400 tons of this amount (13 %) entered the German part of the Estuary in 1995. The BOD₇ value of the rivers Peene, Uecker, Zarow, and Ryck together was 5.050 tons compared with the BOD₇ load of the sewage plants of the cities of Greifswald and Anklam which was only 20 tons and 5 tons, respectively.

A high amount of organic matter in the rivers especially in the Estuary can be put down to the fact of algae blooms. That is the reason why the concentrations of BOD₅ in the Oder Estuary hardly fluctuate. The mean values of BOD₅ in the German part of the Szczecin Lagoon went down approximately 10 % from 4.0 mg/l (standard deviation: 1.9 mg/l) in the period from 1990 to 1993 to 3.6 mg/l (standard deviation: 1.9 mg/l) between 1994 and 1997.

3 Nutrient load

Excessive nutrient influxes into the Oder Estuary have caused algae blooms especially of cyanobacteria. The consequences are a high secondary pollution of this stretch of water caused by dying algae and an intense cloudiness of the water.

3.1 Nitrogen load

The total waterborne nitrogen influx depends on several factors like rainfall, season and temperature. In the rainy year of 1994 the nitrogen influx was five times higher than in the years 1990, 1991, and 1992. Especially during rainy month a very high amount of nitrate is measurable in the Oder Estuary. For example 1.700 - 1.200 tons of $\text{NO}_3\text{-N}$ entered the Estuary only from the river Peene between January and March of 1994 (Fig. 2).

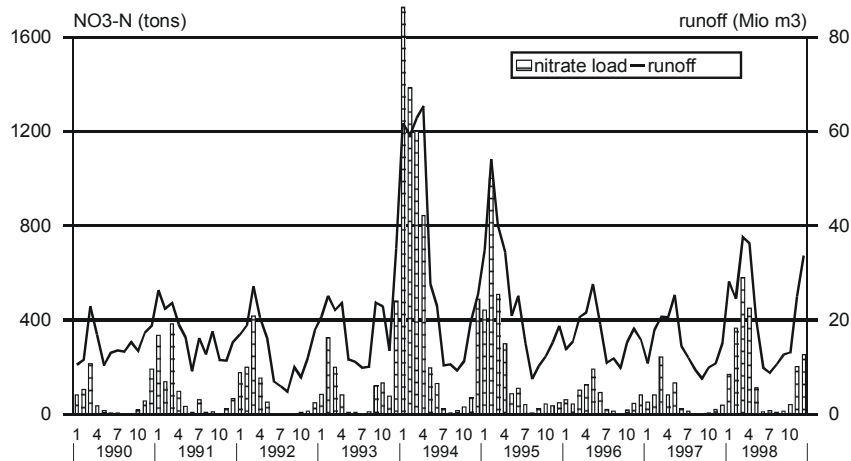


Figure 2 Nitrate load and river runoff into the western Oder Estuary from the river Peene (1990 – 1998)

During periods of such a high runoff the nitrate concentration in the Estuary increases significantly. Maximal concentrations of dissolved inorganic nitrogen (460 - 670 $\mu\text{mol/l}$ DIN) were observed in the upper part of the river Peene. The riverin nitrogen amount didn't show a significant trend. In comparison the nitrogen amount of the point sources dropped considerably though the importance of these sources is low. In the beginning of the nineties the amount of nitrogen load from the point sources comprised still 20 %. Modernisation as well as building of new sewage plants able to remove nitrogen led to a decrease of the nitrogen amount to only 2 % since 1996. In spite of the reduction of the nitrogen influx from sewage plants the whole nitrogen load of the western Oder Estuary hardly changed (Tab. 2).

Table 2 DIN load (tons) into the western Oder Estuary from German catchment area

Year	River:				City:			Total
	Peene	Uecker	Zarow	Ryck	Greifswald	Wolgast	Anklam	
1990	946	328	89	161	278	77	75	1954
1991	1372	380	95	234	210	47	62	2400
1992	1245	253	117	286	179	49	61	2190
1993	1865	428	217	240	182	56	53	3041
1994	6420	1746	1099	603	121	57	62	10108
1995	3011	745	367	462	77	35	48	4745
1996	1253	454	132	113	26	4	18	2000
1997	920	322	65	134	32	6	10	1489
1998	2375	597	266	420	27	8	7	3700

Only 1 % (river Ryck) to 17 % (river Uecker) of the total anthropogenic nitrogen in the river basins of the catchment area of the German part of the Oder Estuary are point load (HELCOM 1998). The situation of the river basins is characterized by a dominance of the diffuse pathways. Therefore it is necessary to reduce the nitrogen load from diffuse sources, mainly agriculture.

According to the PLC-3-Guidelines the influx of dissolved inorganic nitrogen (DIN) from the river Oder was 50.200 tons in 1995 (HELCOM 1998) and approximately 6.500 tons of this amount (13 %) entered the German part of the Oder Estuary. The amount of DIN coming from the German catchment area was 4.600 tons from the rivers Peene, Uecker, Zarow, and Ryck together and 160 tons from the three point sources with more than 10.000 PE.

3.2 Phosphorus load

The amount of phosphorus of the riverine and point sources from the German catchment area of the western Oder Estuary dropped considerably from 1990 to 1998 (Tab. 3).

With the beginning of using phosphorus-free detergents in the eastern part of Germany from the second half of 1990 a decrease of the phosphorus load to approximately 50 % was noticeable in the following years.

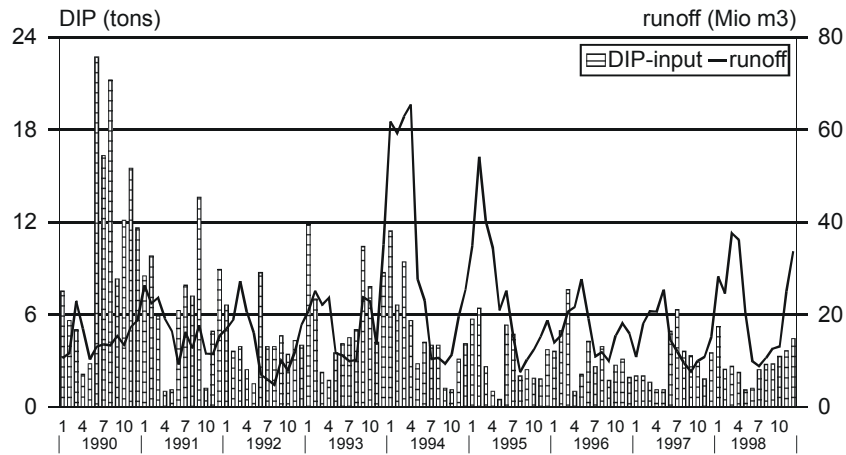


Figure 3 DIP input and river runoff into the western Oder Estuary from the river Peene (1990 – 1998)

Furthermore putting modern sewage plants using new chemical treatment methods into operation dropped the phosphorus load again. In the period from 1996 to 1998 the phosphorus influx was only a quarter of the one in 1990 for example in the river Peene (Fig. 3). In the meantime the diffuse sources became the major problem (BEHRENDT & BACHOR 1998). The amount of phosphorus from point sources fluctuates between 6 % in the river basin of the river Ryck and 28 % in the river basin of the river Uecker (HELCOM 1998).

Table 3 TP load (tons) into the western Oder Estuary from German catchment area

Year	river:				City:			sum
	Peene	Uecker	Zarow	Ryck	Greifswald	Wolgast	Anklam	
1990	305	83,5	12,0	12,3	69,5	15,1	13,0	510
1991	179	49,5	9,1	4,4	22,0	8,0	8,8	281
1992	136	35,1	14,1	7,5	20,7	3,8	8,4	226
1993	144	42,4	12,4	7,8	17,2	4,9	5,0	234
1994	156	49,2	18,7	4,8	9,0	4,4	0,8	243
1995	88,0	43,4	13,5	11,4	4,6	2,9	1,5	165
1996	76,2	32,4	10,1	4,3	0,6	0,2	1,0	125
1997	67,6	28,1	3,7	4,2	1,2	0,4	0,5	106
1998	79,9	31,0	9,8	5,4	0,3	0,5	0,7	128

The total phosphorus (TP) influx from the river Oder was 4.920 tons in 1995 (HELCOM 1998) and 6.160 tons in 1996 (BOZEK & JAROSINSKI 1998). This means an annual influx into the German part of the Oder Estuary of approximately 640 and 800 tons, respectively. In the same years the amount of TP of the riverine and point sources from the German catchment area of the western Oder Estuary was only 165 and 125 tons, respectively. Consequently, the main influx of phosphorus, approximately 70 %, into the western Oder Estuary came via the river Oder in the mid-nineties.

4 Are there signs for an improved water quality in the Oder Estuary due to the reduced pollution?

Most of the physical, chemical, and biological parameters show a significant gradient of concentrations in the German Oder Estuary in north-south direction. In contrast to the salinity the nutrient concentration decreases towards the Greifswalder Bodden. The German part of the Szczecin Lagoon is characterized by a homogeneous waterbody with a high concentration of nutrients and a low salinity. The northern part of the Peenestrom, especially between Achterwasser and the point where the Peenestrom flows into the Greifswalder Bodden is the main area where the runoff of the water of the Lagoon as well as the river Peene and the saline water moving in from the Baltic Sea flow together and mix. This has already been proven by the evaluation of the monitoring data taken in the period from 1972 to 1981 (SCHMIDT 1998).

To get a first overview of the changes of the nutrient concentration we summarized the data for the periods of 1990-1993 and 1994-1997. The mean values of both periods have been compared.

As expected, the concentration of the dissolved inorganic nitrogen (DIN) didn't change significantly (Fig. 4). The mean values of DIN for the period from 1994 to 1997 are a little bit higher than in the beginning of the nineties. This fact is especially visible on the station 74 at the mouth area of the river Peene and caused by the high nitrogen influx of the river Peene in 1994 (Fig. 2).

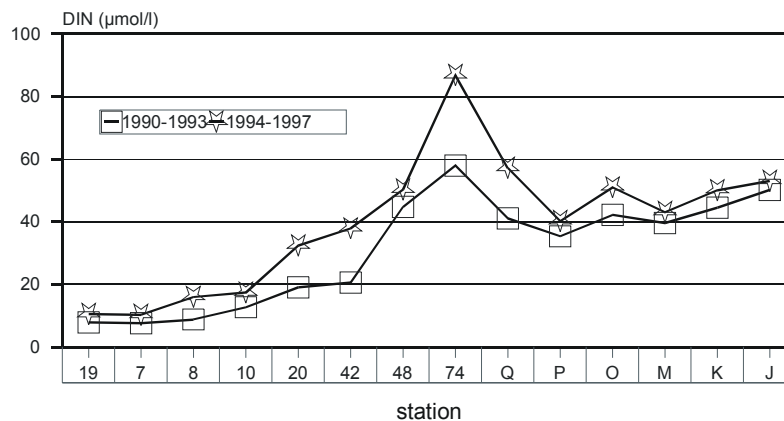


Figure 4 Mean DIN concentrations in the western Oder Estuary 1990 – 1993 and 1994-1997

Another important aspect is the change of the concentration of the dissolved inorganic phosphorus (DIP). It dropped to 30 – 40 % in the German part of the Szczecin Lagoon and in the upper part of the Peenestrom from the first period in the beginning of the nineties to the second period from 1994 to 1997 (Fig. 5) caused by the reduced influx from the catchment area. In comparison the concentrations of the DIP in the Greifswalder Bodden went down to only 40 - 50 %.

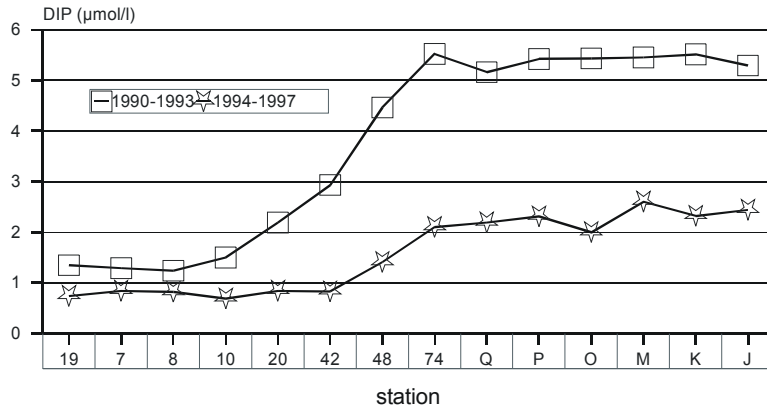


Figure 5 Mean DIP concentrations in the western Oder Estuary 1990 – 1993 and 1994-1997

But it is not enough to blame only the reduced pollution from the catchment area of Mecklenburg-Vorpommern for the dropping concentration of phosphorus in the German part of the Oder Estuary, because of the fact, as mentioned previously, that the river Oder is the main source of the influx of phosphorus. According to the German-Polish committee of „Grenzwässer“, the pollution with phosphorus dropped even in the river Oder within the last few years (UMWELTBUNDESAMT 1999).

Not only the concentration of DIP dropped but also the mean values of silicate went down (Fig. 6). There has to be another reason for it, because silicate enters the Estuary via the same way as nitrate.

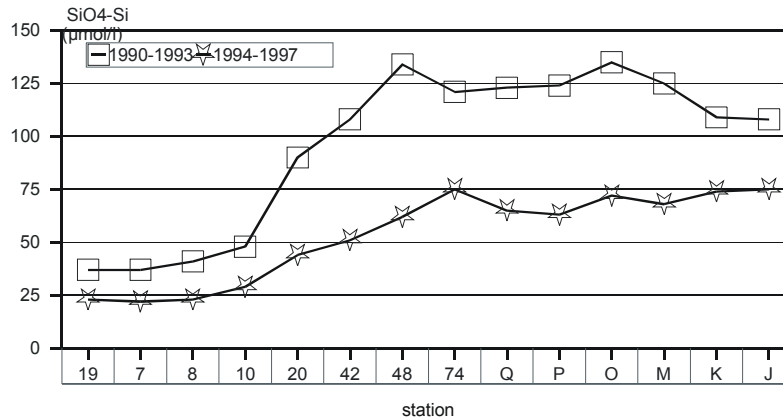


Figure 6 Mean silicate concentrations in the western Oder Estuary 1990 – 1993 and 1994-1997

To keep an almost exact overview we calculated the mean summer nutrient concentration for every year and compared them. In contrast to the wintertime only monthly data usually exist in the summertime (01.04.-30.09.). During the summer flood of the river Oder in July/August of 1997 quality parameters of the water were measured weekly. Furthermore these summer values were determined because of the fact, that the nutrient concentration during the summertime gives information about phytoplankton species. So indicates a decrease of silicate the growth of diatomeen.

After observing a minimum of silicate in the spring of 1995 caused by a diatomeen bloom there was an unusual second one in the summer of the same year. The same observation of a low level of silicate concentrations was made from June to August of 1996. The silicate minimum from June to the middle of July in the following year was interrupted by the Oder Flood which reached the German part of the Szczecin Lagoon at the end of July (RÖPKE et al. 1998; FENSKE et al. 1998).

The flood led to higher concentrations of silicate and DIP but did not influence the DIN concentrations. Already on September 3rd, 1997 we noticed a second minimum of silicate in the Lagoon.

It is possible that the lower concentration of silicate in the summer during the last few years has been caused by an intense diatomeen growth. We observed intensive diatomeen bloom manifested with peak season in July and August since 1994. The mean silicate concentration in the western Szczecin Lagoon was 140 $\mu\text{mol/l}$ in July and August of the years of 1990 to 1994 and only 15 $\mu\text{mol/l}$ in the period from 1995 to 1998. The estimation of phytoplankton on the station M showed a mean summer biovolume of diatomeen of 5 mm^3/l from 1990 to 1994 with a dominance of *Skeletonema subsalsum*. The mean summer biovolume of diatomeen in the period from 1995 to 1998 was 9.35 mm^3/l and consequently almost twice as high as in the beginning of the nineties. Also the dominant species of diatomeen changed. Since August 1994 the phytoplankton at the station M consists of approximately 70 % of *Coscinodiscus rothii* and we also observed an expansion of diatomeen growth since 1995 which already started at this station in June.

We could prove a similar development in the Greifswalder Bodden (station 19) though on a lower level. The mean silicate concentration of July and August was 35.5 $\mu\text{mol/l}$ in the period from 1990 to 1994 and 22.4 $\mu\text{mol/l}$ between 1995 and 1998. The diatomeen growth reached a mean biovolume of 0.16 mm^3/l in the summer month in the beginning of the nineties compared with 0.6 mm^3/l in the following period. But that was not due to a change of the diatomeen species, because only small and hardly detectable centric species (5 - 8 μm diameter) dominated the diatomeen bloom in the Greifswalder Bodden.

But the most changing parameter was the DIP. The mean summer values of the DIP dropped considerably in the whole German part of the Oder Estuary. That was restricted to high polluted areas in the western part of the Szczecin Lagoon and the Peenestrom in the early nineties. The Oder Flood in 1997 caused a significant increase of the summer DIP concentrations but these concentrations didn't reach the values detected in 1990 and 1991 (Fig. 7). For the first time since 1990 the DIP concentrations were below the detection limit of 0.1 $\mu\text{mol/l}$ in the Greifswalder Bodden and in the northern Peenestrom. If there was really a P-limitation of the algae growth in the summer of 1998 can't be only deduced from the measured concentrations of DIP. To confirm this statement an algae growth test needs to be done.

But there are guidelines about the limitation of the algae blooms based on the ratio of DIN:DIP. According to GERDES et al (1998) the correlation is given the following way:

relation of DIN:DIP	> 60	P-limitation
	< 20	N-limitation
	20-60	N- and/or P-limitation.

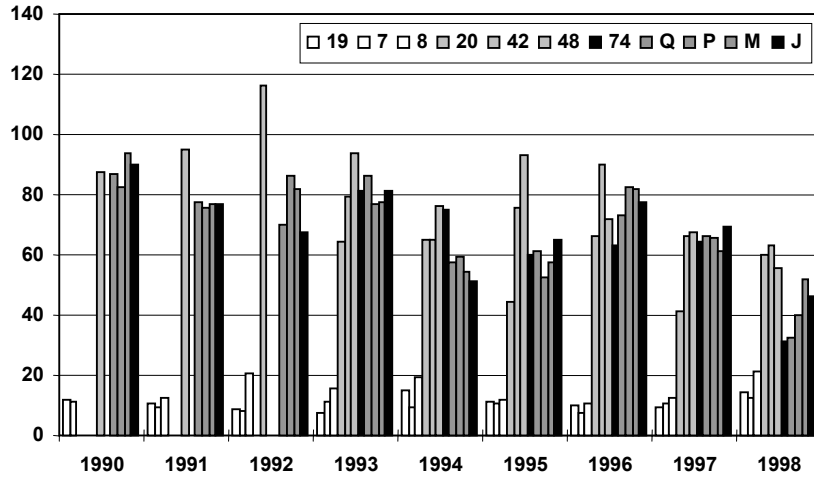


Figure 7 Summer DIP concentrations (µmol/l) in the western Oder Estuary (1990 – 1998)

The ratio of DIN: DIP for the mean summer values fluctuated between 1 and 5 in the Greifswalder Bodden and between 1 and 20 in the German part of the Szczecin Lagoon. That means there was a significant N-limitation in the western Oder Estuary until 1993. In the following years, except in 1997, the ratio of DIN: DIP increased and was between 20 and 60. Because of that the algae bloom was alternately limited by either N- or P-limitation.

An interesting fact in this connection is the correlation between diatomeen growth and the concentration of phosphorus in the water. A drastic decrease of the P-load and the changing ratio of DIN to DIP happened at the same time as the increase of the diatomeen growth.

Therefore it is very important to find out if the decreasing P-load has an effect on the phytoplankton productivity. A simple analytical parameter which provides important informations about the eutrophic status of the water is the chlorophyll-a concentration.

We observed a very positive tendency of the water quality in the river Peene. The mean chlorophyll-a concentration dropped from 50 µg/l to less than 20 µg/l between 1992 and 1998 and at the same time the Secchi depth increased from 60 - 80 cm to 140 - 150 cm (Fig. 8). In the same period the mean summer values of chlorophyll-a went down from 120 µg/l to 60 µg/l in the Peenestrom (42).

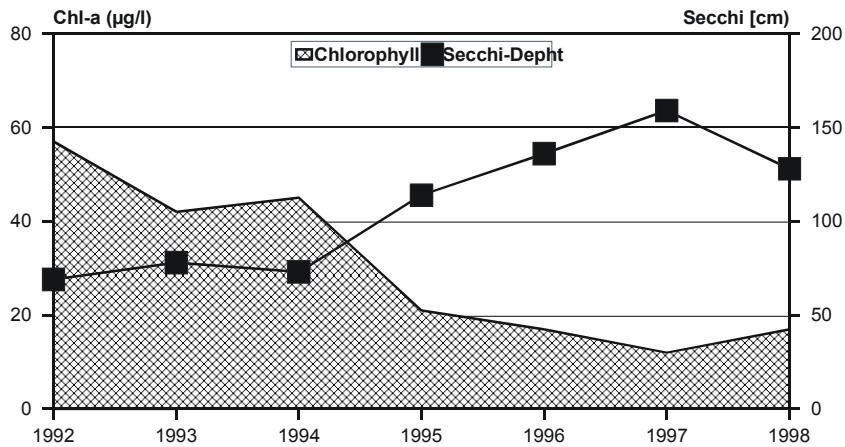


Figure 8 Mean Chlorophyll a concentrations and Secchi Depth in the river Peene (1990 – 1998)

The same tendency of the concentration of chlorophyll-a was shown in the German part of the Szczecin Lagoon (Fig. 9) but it was not as significant as in the river Peene whereas in the Greifswalder Bodden the chlorophyll-a summer level as well as the Secchi depth didn't change at all. The reason is that the Secchi depth in the shallow pommeranian coastal waters is strongly influenced by the resuspension of sediments caused by the wind.

But it is not right to blame only the slightly decreasing concentration of chlorophyll-a in the last few years for the dropping productivity of the phytoplankton, because the growth of algae can fluctuate considerably from year to year depending on factors like global radiation, temperature, and zooplankton (SCHMIDT 1999). In this case a longer-term investigation needs to be done to prove if it is possible to achieve a reduced bioproductivity in this stretch of water by a drastic reduction of the influx of nutrients from the surrounding area.

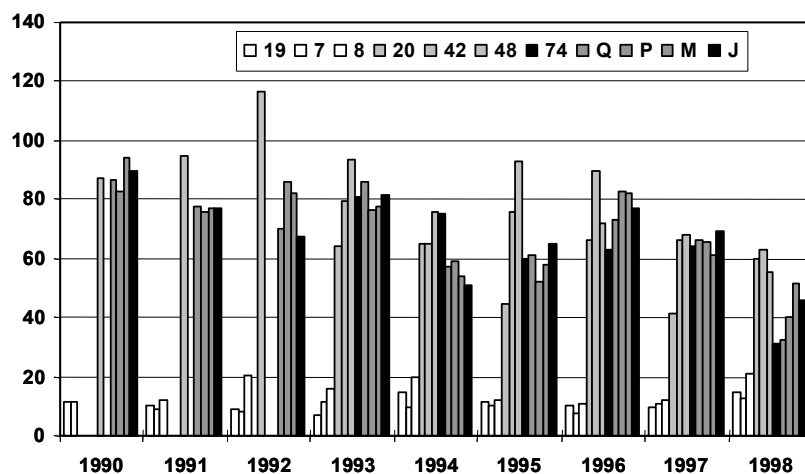


Figure 9 Mean summer Chlorophyll a concentrations ($\mu\text{g/l}$) in the western Oder Estuary (1990 – 1998)

5 Heavy metals load

The measurements of heavy metals in the rivers, the sewage plants, and the Oder Estuary were started in the mid-nineties. Riverine and point sources of heavy metals from the German catchment area into the western Oder Estuary are shown for the year of 1995 (Tab. 4). Riverine pollution load represents the main pollution source. The amount of the point sources is very low, mostly below 10 % (Hg, Cu, Zn, Cd) and 20 % (Pb, Ni).

Table 4 Heavy metals load (kg) going into the western Oder Estuary in 1995 (PLC-3)

Metal	river:				urban:			sum
	Peene	Uecker	Zarow	Ryck	Greifswald	Wolgast	Anklam	
Zinc	4.478	524	400	199	102	58	77	5.838
Copper	4.441	601	261	202	13,6	16	7	5.542
Lead	226	65	33	23	61	8	16	432
Nickel	233	79	47	19	48	7	13	445
Cadmium	32	10	15	2	3	0,5	1	64
Mercury	23	11	2	2	0,2	0,03	0,04	38

In February of 1995 we measured extraordinary high concentrations of copper and zinc in the river Peene (24,3 µg/l Cu and 22,2 µg/l Zn). The calculated load for February of 1995 based on these concentrations was 3.180 kg Cu and 2.900 kg Zn, that is 72 % and 65 % of the whole load for the year. If the annual mean values of the concentrations of copper and zinc were calculated without the extremely high values of February the resulting annual load was only 1.070 kg Cu and 1.440 kg Zn in 1995. After the new calculation these values are in a better accordance with the calculated loads of the following years (Tab. 5).

Table 5 Heavy metal influx (kg) from the river Peene and the river Uecker 1995-1998

river	year	Zinc	Copper	Lead	Nickel	Cadmium	Mercury
Peene	1995	1.442*	1.073*	226	233	32	23
	1996	1.938	743	317	286	25	12
	1997	1.566	1.037	475	273	16	12
	1998	1.597	732	(944)	284	26	17
Uecker	1995	524	601	65	79	10	11
	1996	526	295	64	86	12	5
	1997	557	314	176	46	7	4
	1998	324	242	237	71	14	4

* without the values of February

Many times the amount of the trace elements cadmium and mercury was below the detection limit or the elements could not be detected at all. Because of the fact that the concentration of these elements was often below the detection limit the standard deviation could be higher than the one of other elements.

The influx of heavy metals from the river Oder is described in the Third Baltic Sea Pollution Load Compilation (HELCOM 1998). According to this report the heavy metal load of the river Oder consists of approximately 388.000 kg Zn, 66.200 kg Cu, 55.120 kg Pb, 53.500 kg Ni, 3.150 kg Hg, and 2.890 kg Cd. Assuming 10-15 % of these amounts reaches the German part of the Oder Estuary the pollution load is significantly higher than the influx from the German catchment area. The river Oder has been polluted by coal and copper mining, processing activities at some industrial centres between Katowice and Glogow, and municipal sewage for many years. The bottom sediments of the river Oder are heavily polluted mainly with zinc, copper, lead and cadmium (HELIOS-RYBICKA et al. 1999).

The high pollution of the river Oder with heavy metals was also confirmed by investigations about the heavy metal pollution of suspended matters (Tab. 6).

Table 6 Quality target (QT) and mean values of heavy metals (mg/kg) in suspended matters from the Oder Estuary (M; 19) and the rivers Peene, Uecker (1998), and Oder (1997)

	Zinc	Copper	Lead	Nickel	Chromium	Cadmium	Mercury
QT*	200	60	100	50	100	1,5	1,0
Oder **	1.205	154	140	59	114	7,8	1,5
S. Lagoon (M)	937	100	122	37	57	4,3	1,0
G. Bodden (19)	816	93	95	22	37	2,2	0,49
Peene	332	35	39	17	26	1,0	0,51
Uecker	579	42	44	18	35	1,3	0,39

* = Quality target for suspended matters and sediments according to the “Länderarbeitsgemeinschaft Wasser” (LAWA 1998)

** = collecting boxes for suspended matters (UMWELTBUNDESAMT 1999)

The measurements of heavy metal load in suspended material started in Mecklenburg-Vorpommern in 1997. The separation of suspended matters by flow centrifuges and the detection of the heavy metals were carried out in the Institute of Mineralogy of the University of Greifswald (EIDAM 1998).

Data about the pollution of the suspended matter with heavy metals are also available for the river Oder at the measuring point Schwedt (UMWELTBUNDESAMT 1999). To collect a sufficient amount of suspended matters there stationary collecting boxes were used. After comparing the data among themselves and with the given data made by the “Länderarbeitsgemeinschaft Wasser” (LAWA) an intense pollution of the river Oder and the Oder Estuary with heavy metals could be verified. The suspended matters of the river Oder are noticeably more polluted with all heavy metals than the ones of the rivers Peene and Uecker. The concentrations of all elements but especially of zinc, cadmium, and copper were much higher in the river Oder near Schwedt than the given data. The German part of the Szczecin Lagoon (station M) has the highest pollution with heavy metals within the Pomeranian Boddens and lagoons (EIDAM et al., 2000). The concentration of heavy metals is higher in suspended matters from the Szczecin Lagoon (M) as well as from the Greifswalder Bodden than in the same material from the rivers Peene and Uecker. Only the concentration of zinc is higher than the Quality target in the two most important rivers of the German catchment area of the western Oder Estuary.

6 Summary

The pollution of the Oder Estuary with organic material and phosphorus caused by influxes from running waters and sewage plants in Mecklenburg-Vorpommern dropped considerably. It was possible to reduce the influx of organic material (BOD₅) to approximately 50 % and the influx of phosphorus to 25 % in the period from 1990 to 1998. The pollution with nitrogen changed significantly depending on the season but the tendency was the same within this period of time. The amount of the influxes of nitrogen depends a lot on the current meteorological and hydrological conditions in the catchment area.

Building and putting sewage plants into operation led to a drastic reduction of the influx of nitrogen and phosphorus by municipalities and industrial factories. The main influxes via rivers are therefore caused by diffuse sources which provide more than 90 % of the influx of nitrogen and approximately 80 % of the influx of phosphorus.

The river Oder is mainly responsible for the pollution of the western German part of the Oder Estuary with nutrients, because it provided approximately 60 % of the influx of nitrogen and 80 % of the influx of phosphorus in 1995. But also in the river Oder a reduction of the pollution with phosphorus is noticeable.

As a positive result of the reduced pollution with phosphorus the concentration of phosphorus dropped considerably and the ration of N:P changed though the effect of the growth of the phytoplankton in the western Oder Estuary is not visible yet. The reduced pollution with phosphorus caused only in the river Peene a lower concentration of algae measured as chlorophyll-a and an increase of the Secchi depth.

The influxes of heavy metals from the catchment area of Mecklenburg-Vorpommern are low compared with the influxes from the catchment area of the river Oder. Approximately 85 – 95 % of the pollution of the western part of the German Oder Estuary with heavy metals was provided via the river Oder in the mid-nineties. Investigations about the pollution of suspended matters with heavy metals revealed that there is a high pollution with zinc and cadmium in the Oder Estuary. In comparison there is only a low contamination with copper, lead, and mercury. Nickel and chromium don't accumulate at all.

References

- BEHRENDT, H. & A. BACHOR, 1998: Point and diffuse load of nutrients to the Baltic Sea by river basins of north east Germany (Mecklenburg-Vorpommern). *Wat. Sci. Tech.* Vol. **38**, No. 10, pp. 147-155.
- BOZEK, A. & W. JAROSINSKI, 1998: Loads of pollutants discharging to the Baltic Sea by the Oder and Vistula Rivers during a flood wave in July and August 1997. *Berichte des Bundesamtes für Seeschifffahrt und Hydrographie* Nr. **13**, pp.12.
- BUCKMANN, K., DUWE, K., FEY, A., GEBHARDT, U., HELLMANN, B., POST, J. & A. WEIDAUER, 1998: Simulation und Messung von Zirkulations- und Transportprozessen im Greifswalder Bodden, Oderästuar und angrenzenden Küstengewässern. Hrsg.: R. LAMPE: Greifswalder Bodden und Oder-Ästuar - Austauschprozesse (GOAP). *Greifswalder Geographische Arbeiten*, Band **16**, S. 12-41.
- EIDAM, J., 1999: Untersuchungen zur Schadstoffbelastung von Schwebstoffen in Fließ- und Küstengewässern Mecklenburg-Vorpommerns 1998. Unveröff. Bericht der Ernst-Moritz-Arndt-Universität Greifswald im Auftrage des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern, 33 S. mit 4 Anlagen.
- EIDAM, J., BACHOR, A. & D. DANNENBERGER, 2000: Zum Schwebstofftransport im westlichen Oderästuar - Haupteintragspfad für Schadstoffe ?. *Bodden Heft* Nr. **9**, 87-95. Hrsg.: Institut für Ökologie der Ernst-Moritz-Arndt Universität Greifswald.
- FENSKE, C., WESTPHAL, H., BACHOR, A., BREITENBACH, E., MEYER, H., BUCHHOLZ, W. & W.-D. JÜLICH, 1998: Investigations in the Szczecin Lagoon during the Oder Flood (July-August 1997) from a biogeochemical perspective. *German Journal of Hydrography* Volume **50**, Number 2/3, pp. 231-243.
- GERDES, P., SCHWEIGERT, P., VAN KEMPEN & S. KUNST, 1998: Einträge aus diffusen Quellen in die Fließgewässer - Nähr- und Feststoffe. *DVWK-Materialien* 5/1998, 129 S.
- HELCOM, 1998: The Third Baltic Sea Pollution Load Compilation (PLC-3). *Baltic Sea Environment Proceedings* No. **70**, pp.133.
- HELIOS-RYBICKA, E., WARDAS, M. & M. STRZEBONSKA, 1999: Sediment quality of the Rivers Oder and Vistula. *International Symposium: Sediment Assessment in European River Basins - 20.-22. April 1999 in Berlin*, Tagungsband.
- LAWA, 1998: Beurteilung der Wasserbeschaffenheit von Fließgewässern in der Bundesrepublik Deutschland - Chemische Gewässergüteklassifikation. Hrsg.: Länderarbeitsgemeinschaft Wasser - LAWA, 35 S. mit Anlagen
- RÖPKE, A., VON WEBER, M. & A. BACHOR, 1998: Oder Flood 1997 - Implications for the German part of the Oder Lagoon. *Berichte des Bundesamtes für Seeschifffahrt und Hydrographie* Nr. 13 - *Helcom Scientific Workshop*, pp.19.
- SCHMIDT, I., 1998: Langzeitreihen aus dem westlichen Teil des Oder-Ästuares - Ergebnisse der Bearbeitung von Monitoringdaten der WWD Küste/Stralsund aus dem Zeitraum 1972-81. Hrsg.: R. LAMPE: Greifswalder Bodden und Oder-Ästuar - Austauschprozesse (GOAP). *Greifswalder Geographische Arbeiten*, Band **16**, S. 194-227.
- SCHMIDT, I., 1999: The Importance of Phytoplankton Biomass as an Ecosystem Parameter in Shallow Bays of the Baltic. I. Relationships between Biomass and System Characteristics. *Limnologica* **29**, pp. 301-307.
- UMWELTBUNDESAMT, 1999a: Siebte Tagung der deutsch-polnischen Grenzgewässerkommission. *Umwelt* Nr. **7-8**, S. 368.
- UMWELTBUNDESAMT, 1999b: Jahresbericht der Wasserwirtschaft 1998. *Umwelt* Nr. **7-8**, S. 372-376.

Spatial pattern and long-term development of water quality in the Oder Estuary

Helge Bangel¹⁾, Gerald Schernewski¹⁾, Alexander Bachor²⁾ and Malgorzata Landsberg-Uczciwek³⁾

1) Baltic Sea Research Institute Warnemünde, Seestraße 15, D-18119 Rostock, Germany

2) State Agency of Environment, Protection of Nature and Geology Mecklenburg-Vorpommern, Goldberger Strasse 12, D-18273 Güstrow, Germany

3) West Pomeranian Voivodeship Inspectorate, 4 Waly Chrobrego Str., Pl-70-502 Szczecin, Poland

Summary

The large (687 km²) and shallow (average depth 3.8 m) Oder (Szczecin) Lagoon and the Pomeranian Bay (a part of the Baltic Sea) form the Oder estuary. The lagoon consists of the linked Kleines Haff (small lagoon) and the Wielki Zalew (large lagoon). The Oder river causes severe and ongoing pollution and is the major reason why especially the lagoon shows severe signs of eutrophication. Depending on the classification system the lagoon is in a polytrophic or hypertrophic and the Pomeranian Bay in a eutrophic state. The poor water quality hampers recreation and tourism development and might cause problems with respect to the European Water Framework Directive (WFD). Against this background German and Polish authorities carry out a joint long-term water quality monitoring programme at 16 stations. The data of the period 1980 to 2000 was compiled and adjusted. A comprehensive overview of the spatial pattern and the long-term development of water quality parameters in the Oder estuary is given. This information is required as a background for the WFD as well as for coastal management purposes.

The Oder river load depends on the water discharge. Wet years, like the later 1980's, cause a much higher nutrient load. This is especially true for nitrogen, which additionally shows a slight long-term load reduction between 1980 and 2000. Phosphorus loads decline significantly in the 1990's. The entering Oder river creates strong gradient and pronounced spatial pattern in the lagoon. Between the nutrient concentrations in the lagoon and the bay we find steep gradients, too.

All long-term nutrient concentrations show a high annual and interannual variability. Nitrate concentrations in the Wielki Zalew show a 50 % reduction. For the Kleines Haff and the bay a reduction is not that obvious, but in all three systems a decrease of summer concentrations is observed. In the late 1990's, total nitrogen concentrations in the Pomeranian Bay and the Kleines Haff (less obvious) are nearly 50 % and in the Wielki Zalew 10-20 % lower compared to the early 1980's.

In the lagoon, long-term phosphorus concentrations decreased by about 50 % after 1992. In the bay a similar tendency is visible. This is in agreement with the riverine P load reduction. The annual dynamics of phosphorus in the lagoon, with high summer concentrations, is outstanding compared to other lakes and lagoons. This is especially true for the summer of the years 1989, 1990 and 1991. Internal eutrophication, a release of phosphorus from polluted sediments during anoxic conditions, contributed an extra load of 221 t P (1989), 347 t P (1990) and 117 t P (1991) into the Kleines Haff. during a few weeks and increased the P-concentrations in the lagoon dramatically (SCHERNEWSKI & WIELGAT 2001). This release exceeded the monthly Oder river load.

The lagoon acts as an efficient sink for silicate. Silicate concentrations decrease towards May and it becomes a scarce resource. The same is true for phosphorus in spring and for nitrogen in summer. The duration of the nutrient depleted increased during the 1990's, but usually even intensive phytoplankton blooms do not deplete nutrients in the lagoon entirely. Due to self-shading effects and high water turbidity as a result of sediment resuspension, light is the most important resource in the lagoon. In the Pomeranian Bay nutrients, especially nitrogen, play a more important role as limiting resources for algae biomass.

1 Introduction

Along the southern Baltic Sea coast and especially on the islands of Usedom and Wolin located in the Oder estuary, bathing and summer tourism has a long tradition and is the most important economic factor, both on the German and Polish side of the border. The island of Usedom, for example, registered over 5 Mio guest overnight stays in 2000. At the same time this region suffers from severe economic problems, with a high rates of unemployment e.g. above 20 % on the German side. Further growth in tourism industry is desired and regarded as the most important measure to abate the economic problems. Therefore considerable efforts are undertaken to extend tourism towards the hinterland and to develop the lagoon coasts of the. Especially the shallow Oder (Szczecin) Lagoon with its high water temperatures (often above 20° already in May) is generally suitable and competitive for bathing. Right now, severe signs of eutrophication and insufficient water quality are a main obstacle for further tourism development around the lagoon and a sustainable economic development (SCHERNEWSKI & STERR 2002). The EC - Water Framework Directive (WFD) is an important law aiming at a good water quality. Its implementation is important for the sustainable environmental, social and economical development of the region, but requires a lot of background information.

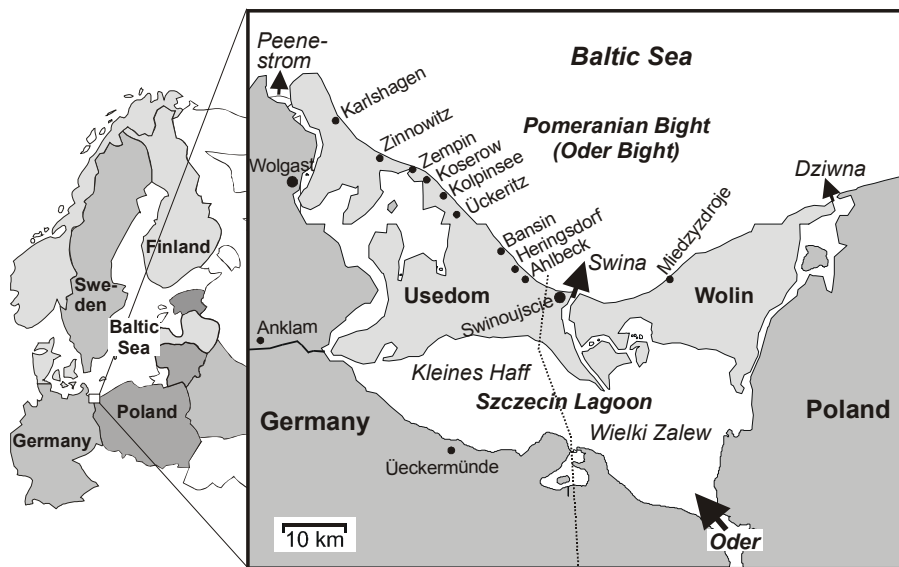


Figure 1.1: The Oder estuary at the German/Polish border

Our aim is to give a comprehensive overview about the temporal development of hydrochemical and trophic parameters in the Oder Lagoon during the last decades. We further show the spatial pattern and structures resulting from internal processes in the lagoon as well as the impact of the Oder river. Background is a compiled German-Polish database based on the existing monitoring programmes. This processed and analysed data is meant to serve as background manual for the definition of water bodies, reference conditions and water quality aims within the WFD.

2 The Oder river load

The Oder-catchment has a surface area of about 120,000 km². With a length of 854 km and a long-term average water discharge of 574 m³/s the Oder river belongs to the five most important rivers in the Baltic region. The Oder contributes about 4 percent to the 15,000 m³/s water discharge, which enter the Baltic Sea (HELCOM 2002). The population of about 13 Mio inhabitants and intensive agricultural utilization are responsible for the high nitrogen and phosphorous loads of the Oder river. Between 1994 and 1998 the Oder contributed more than 10 % of the phosphorus load and nearly 10 % of the nitrogen load into the Baltic Sea.

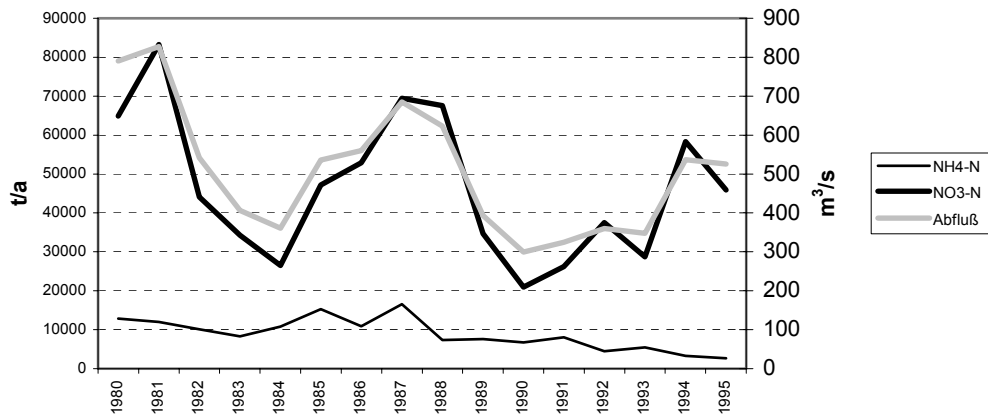


Figure 2.1: Oder river discharge and annual nitrogen load (NH₄-N and NO₃-N) near Schwedt, 116 km upstream (BEHRENDT et al. 1999).

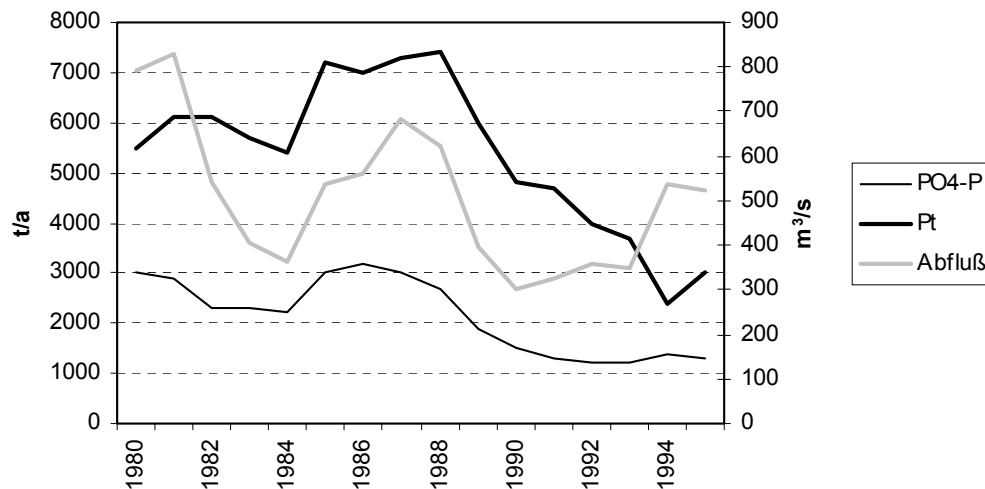


Figure 2.2: Oder river discharge and annual phosphorus load (PO₄-P und P_t) near Schwedt, 116 km upstream (BEHRENDT et al. 1999).

The nitrate load (Fig. 2.1) is closely linked to the water discharge. The higher the discharge, the higher the nitrogen loads. The observed nitrate concentration of about 2.5 mg/l in the river was stable between 1986 and 1998 (HELCOM 2002) due to the fact that ground water is the major source

for nitrogen in the river. Ground water is not effected by short-term changes in land-use and agricultural practise. The river discharge is a result of the amount of precipitation in the river catchment which has direct impact on the ground water flow. Therefore, wet years cause high nitrogen loads. This is overlaid by a slight long-term tendency towards reduced loads.

With respect to phosphorus, the relationship between discharge and load is not that close. Human activity and sewage are the major source of phosphorus for the Oder. Between 1986 and 1998 the phosphate concentration decreased from about 0.2 mg/l to 0.08 mg/l (HELCOM 2002). Especially in the early 1990's, a reduction of the phosphorus loads is observed and cannot be attributed to dry years alone. The political and economical changes in Poland during this period played a major role for this load reduction.

Detailed information on nutrient loads into the Kleines Haff are given by BACHOR & SCHÖPPE (2004). A comprehensive overview of point and diffuse sources in the lower Oder river catchment is provided by WIELGAT (2002).

3 The Oder (Szczecin) Lagoon

The Oder or Szczecin Lagoon is a large (687 km²) and shallow (average depth 3.8 m) coastal flow lake and a major element of the Oder river estuary. The lagoon consists of two main parts – the Kleines Haff (small lagoon) on the German side and the Wielki Zalew (large lagoon) located on Polish territory (Fig. 3.1). The Wielki Zalew covers about 60 % of the area and volume. The theoretical water exchange time of the entire lagoon is about 2 months. The western Kleines Haff receives only between 10 % and 20 % of the Oder river water (MOHRHOLZ & LASS 1998) and has a slightly higher water exchange time. The Oder river enters in the southern Wielki Zalew and the river water is modified by processes in the lagoon before it finally enters the Baltic Sea via three outlets in the north.

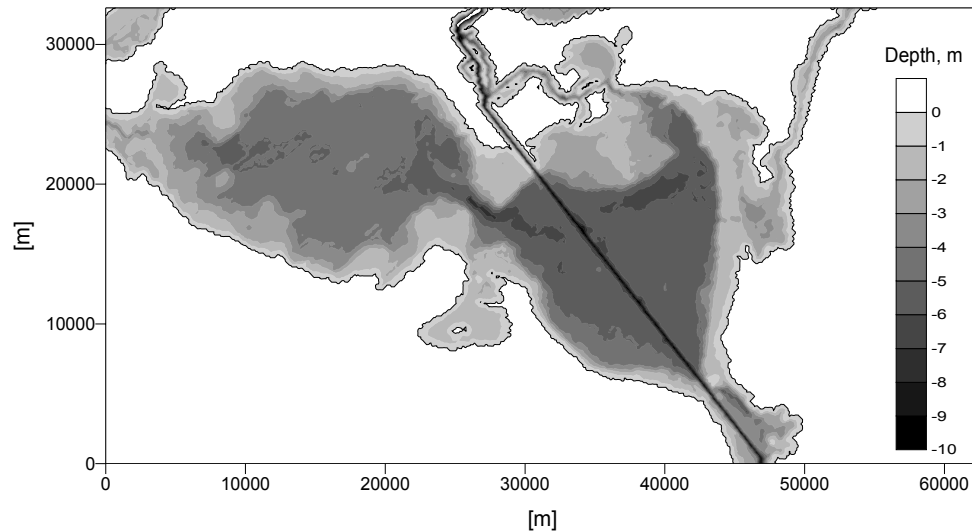


Figure 3.1: Bathymetry of the Oder Lagoon. Data supplied by K. Bruckmann, Greifswald.

4 Salinity

The Pomeranian Bay shows a fairly stable salinity with about 6 ‰ (PSU) and can be addressed as mesohalin. The Wielki Zalew, especially the area of the Swina channel in the northern lagoon is influenced by water of the Pomeranian Bay (Fig. 4.1). Strong wind and higher water levels during the winter semi-annual allow a prenetration of Pommeranian Bay water with higher salinity along the shipping channel into the lagoon and increases the salinity in the lagoon temporarily up to 6 ‰ (Fig. 4.1). Most parts of the Wielki Zalew as well as the Kleines Haff show an average salinity around 2 PSU and are oligohalin. Despite that, the penetration of salt water into the lagoon causes an annual cycle with higher salinity during winter and and a reduced salinity in summer (Fig. 4.2).

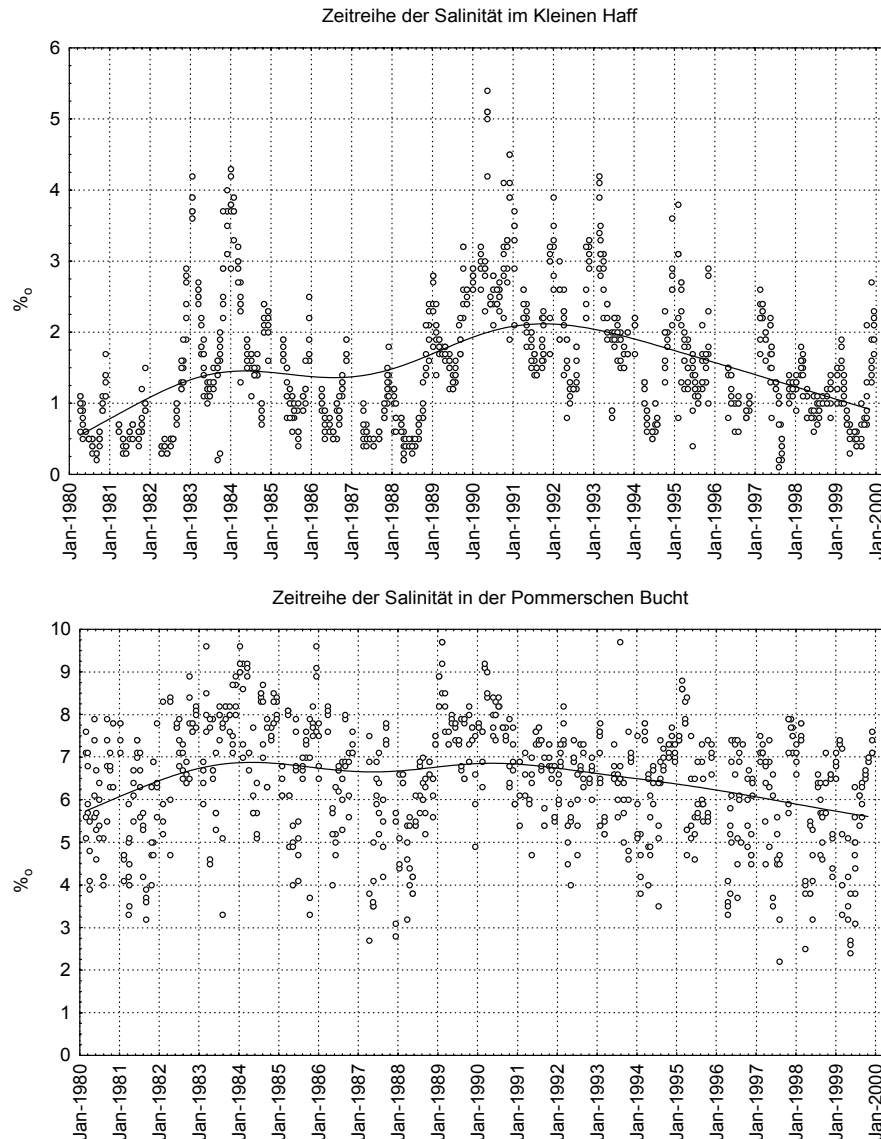


Figure 4.1: Salinity (PSU) in the Kleines Haff (top) and the Pomeranian Bay (bottom) between 1980 and 2000. The line indicates the moving average. Data source: State Agency of Environment, Protection of Nature and Geology Mecklenburg-Vorpommern (LUNG) and West Pomeranian Voivodeship Inspectorate in Szczecin (WIOS).

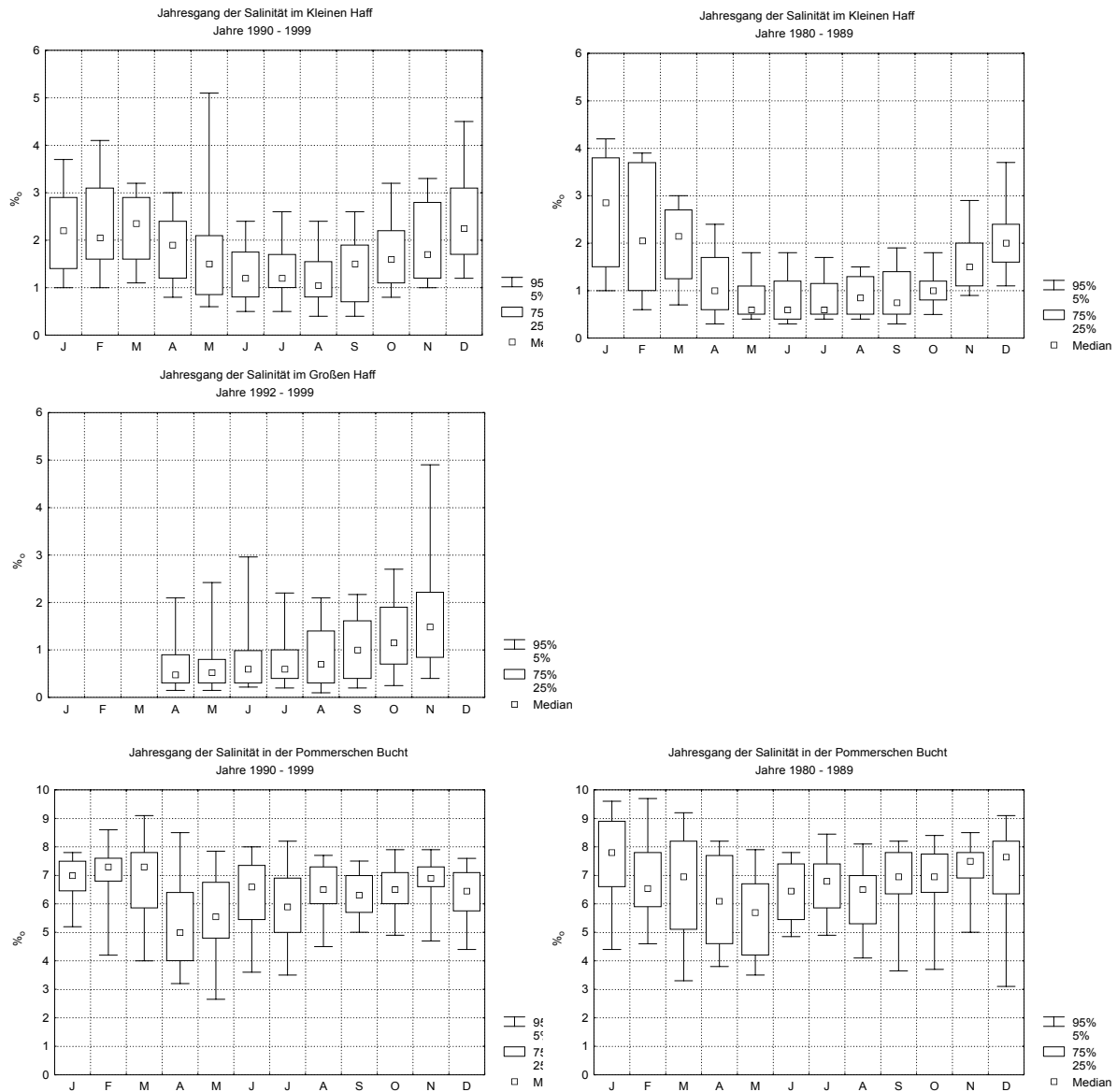


Figure 4.2: Annual course of salinity (‰) in the Kleines Haff (top), the Wielki Zalew (middle) and the Pomeranian Bay (bottom). The figures refer to the periods 1980 – 1989 (right) and 1990 – 1999 (left). Data source: State Agency of Environment, Protection of Nature and Geology Mecklenburg-Vorpommern (LUNG) and West Pomeranian Voivodeship Inspectorate in Szczecin (WIOS).

The spatial pattern in the Oder Lagoon shows south-north gradients due to the mentioned penetration of Pomeranian Bay water in the north and the fresh water discharge by the Oder river in the south. In several months a weak effect of the penetration of saline Baltic water through the Peenestrom into the western Kleines Haff is likely, too.

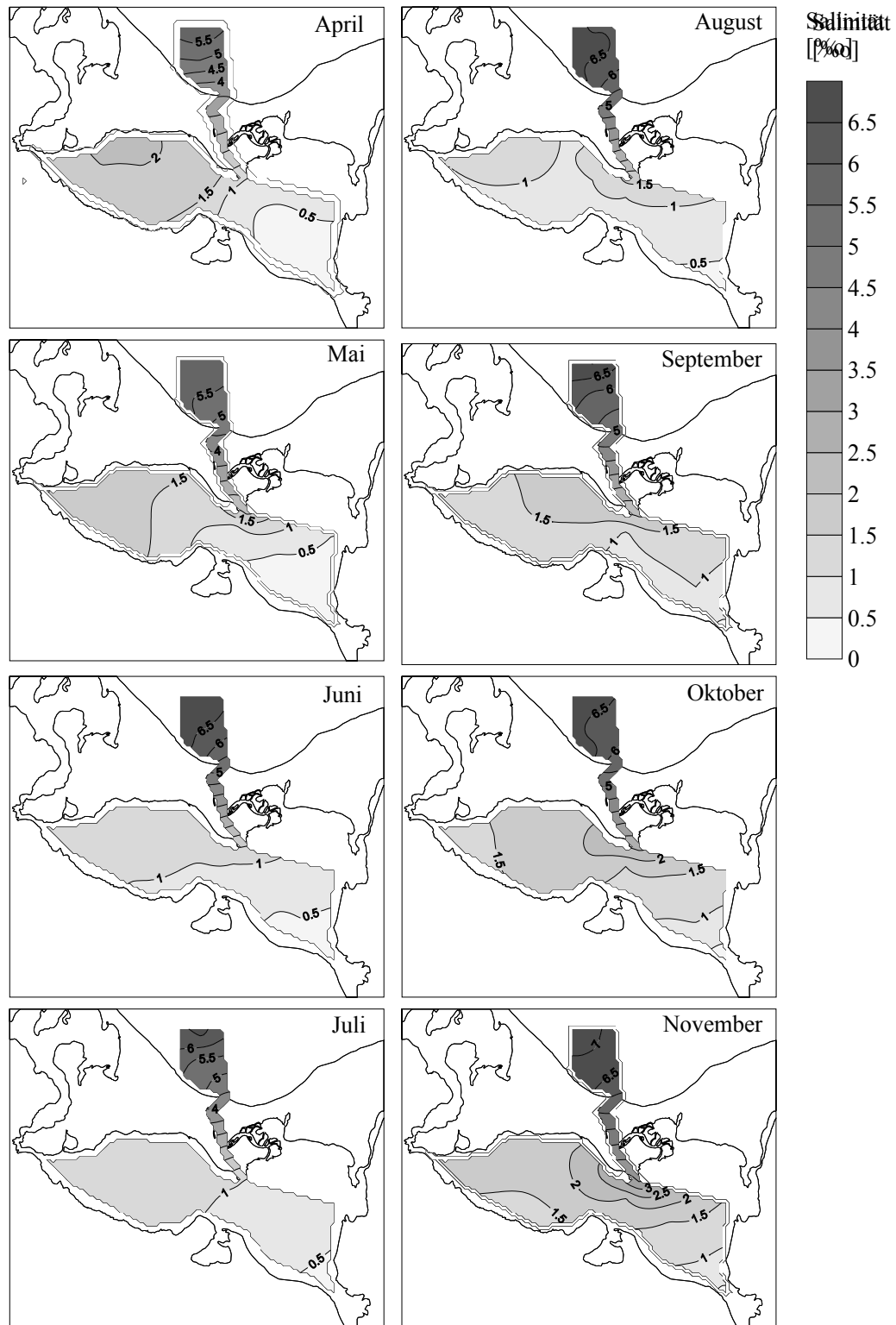


Figure 4.3: Average (median) spatial pattern of salinity between April and November. Data source: State Agency of Environment, Protection of Nature and Geology Mecklenburg-Vorpommern (LUNG) and West Pomeranian Voivodeship Inspectorate in Szczecin (WIOS).

5 Nitrogen

5.1 Nitrate

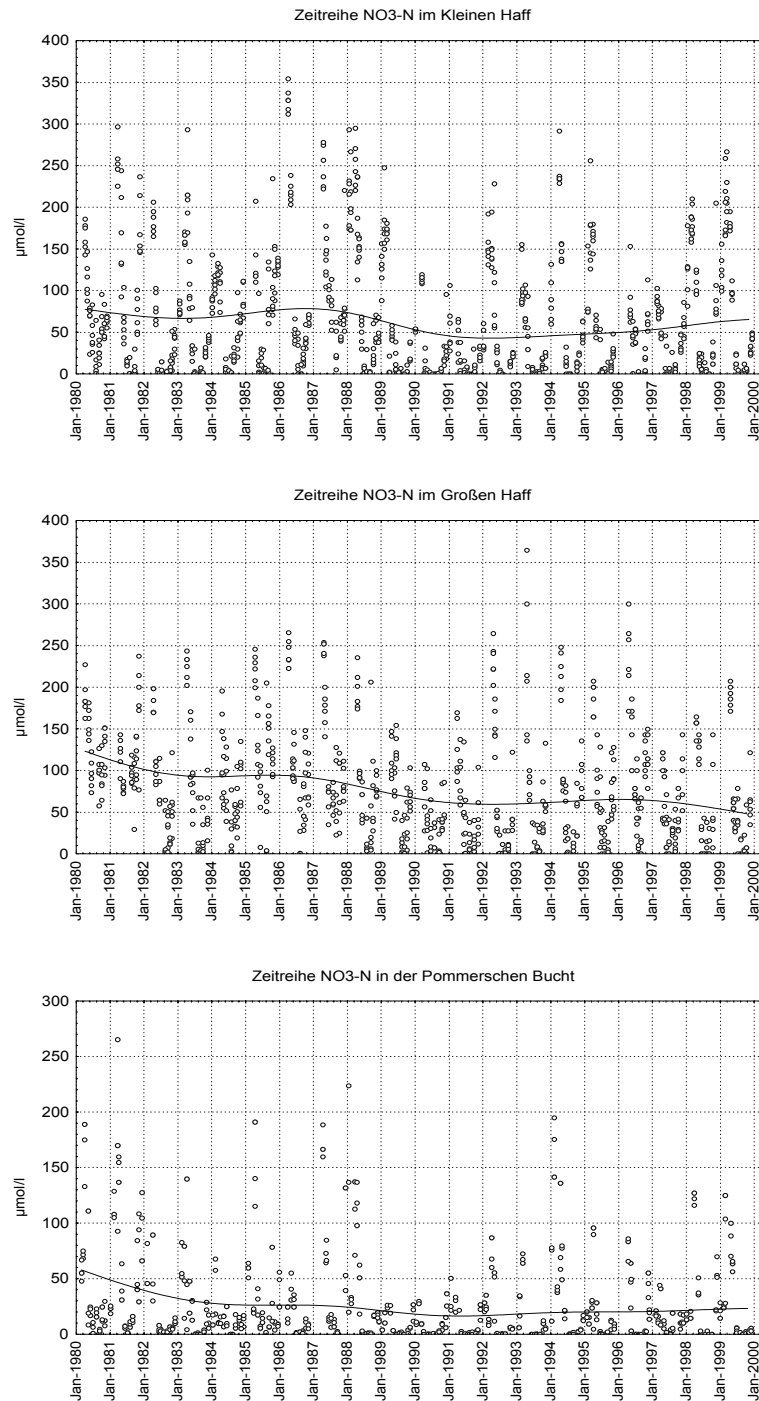


Figure 5.1: Nitrate-N ($\mu\text{mol/l}$) in the Kleines Haff (top), Wielki Zalew (middle) and the Pomeranian Bay (bottom) between 1980 and 2000. The line indicates the moving average. Data source: State Agency of Environment, Protection of Nature and Geology Mecklenburg-Vorpommern (LUNG) and West Pomeranian Voivodeship Inspectorate in Szczecin (WIOS).

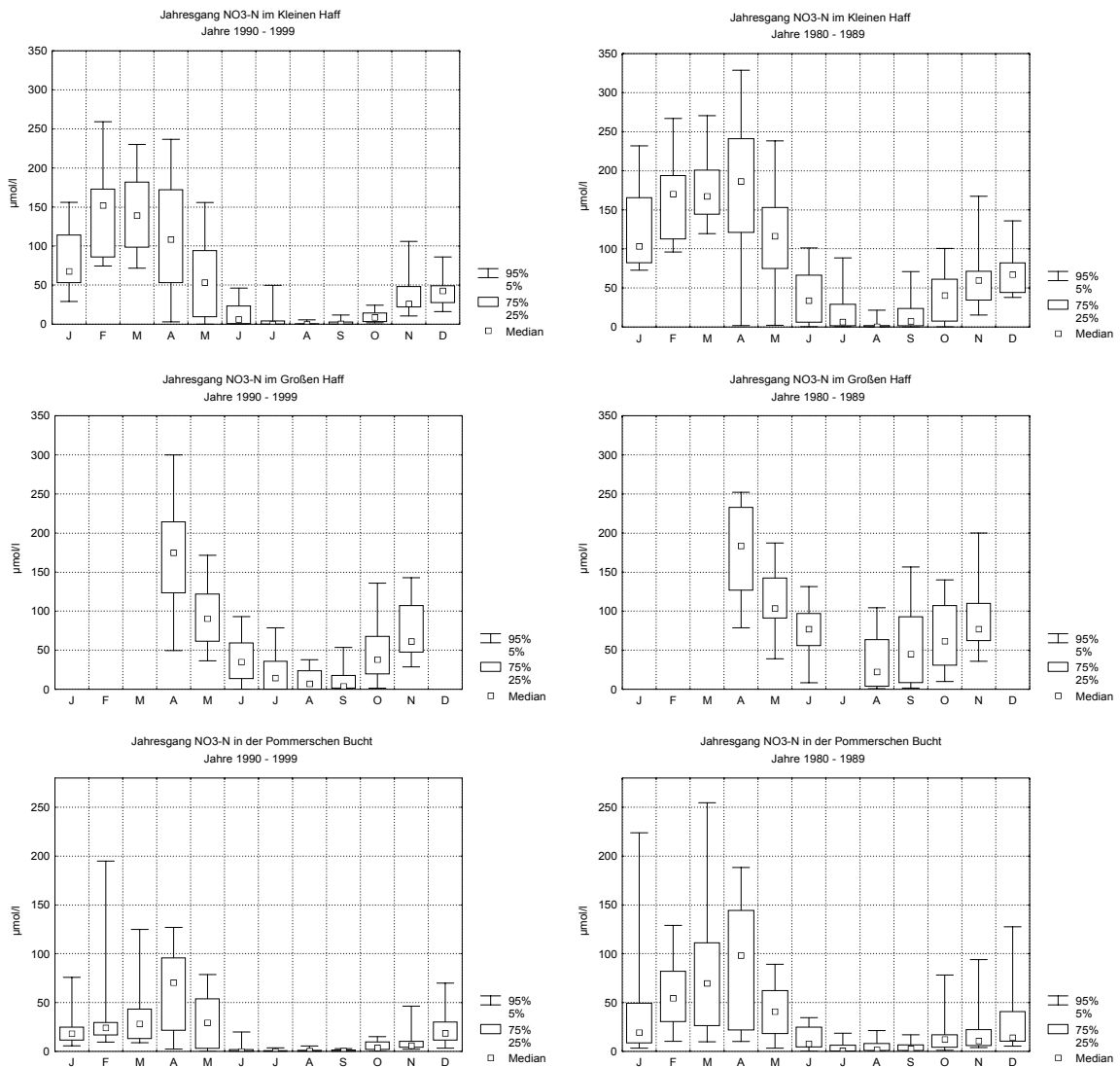


Figure 5.2: Annual course of Nitrate ($\mu\text{mol/l}$) in the Kleines Haff (top), the Wielki Zalew (middle) and the Pomeranian Bay (bottom). The figures refer to the periods 1980 – 1989 (right) and 1990 – 1999 (left). Data source: State Agency of Environment, Protection of Nature and Geology Mecklenburg-Vorpommern (LUNG) and West Pomeranian Voivodeship Inspectorate in Szczecin (WIOS).

Neither the nitrate concentrations in the western lagoon (Kleines Haff), nor concentrations in the Pomeranian Bay show clear long-term changes during the years 1980 and 2000 (Fig 5.2). The processes within the systems cause a pronounced variability of the concentrations between and within years, which cover long-term changes. The reduction of the nitrogen loads in the Oder river during the two decades causes an obvious reduction in the Wielki Zalew, especially in areas which are strongly influenced by the Oder river. But even this strong trend of a 50 % reduction of the nitrate concentrations in the Wielki Zalew, well visible in the moving average, is covered by a strong variability and the highest recorded concentrations are found only in the 1990's. The more detailed comparison of the median nitrate concentrations between the single months in the 1980's and the 1990's reveals, that a certain reduction of the concentrations took place in all three systems (Fig. 5.3).

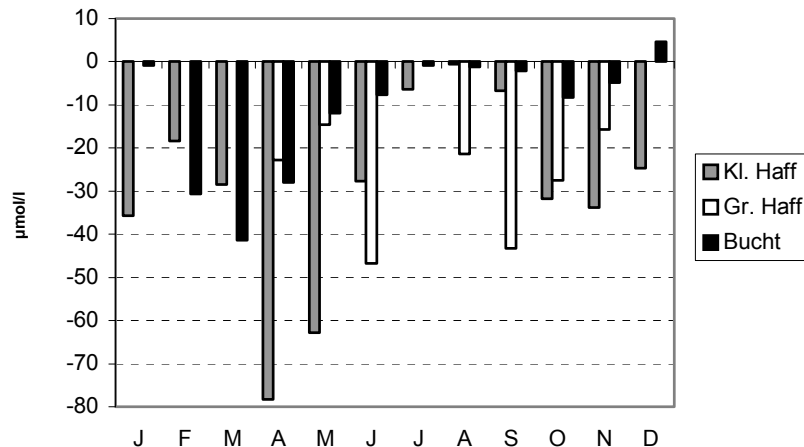


Figure 5.3: Differences in median nitrate-N concentrations ($\mu\text{mol/l}$) between the 1990's compared to the 1980's in the Kleines Haff, the Wielki Zalew (Grosses Haff) and the Pomeranian Bay (Bucht). Data source: State Agency of Environment, Protection of Nature and Geology Mecklenburg-Vorpommern (LUNG) and West Pomeranian Voivodeship Inspectorate in Szczecin (WIOS).

The annual dynamics of nitrate concentrations in all three systems reflects the biological activity in these systems. During winter we find the highest concentrations and a steady decrease towards the summer season, when nitrate is taken up by phytoplankton and largely depleted in the water column. Nitrate is a major nutrient for the flora and during summer stored in form of organic compounds (Fig. 5.2). The comparison between the annual nitrate dynamics in the 1980's and the 1990's shows that the summer concentrations in all three systems decreased during the 1990's. In the Wielki Zalew nitrate is still abundant during summers in the 1990's. In the Kleines Haff and especially in the Pomeranian Bay nitrate is depleted during summer in the 1990's, dropped, at least for a short term, below the analytical detection limit and became a scarce resource for phytoplankton.

The spatial pattern of nitrate concentrations in the Oder Lagoon is dominated by the discharge of the Oder river into the south-eastern part of the Wielki Zalew (Fig. 5.4, 5.5). The concentrations show a reduction with increasing distance from the river mouth. Exceptions are the month April and May during the 1980's (Fig. 5.5), where high concentrations occur at a single sampling location in the Kleines Haff. It is possible that mineralization and transport processes are responsible for this effect, but due to the weak data basis we abandon the interpretation.

The discharge of lagoon water into the Baltic Sea via the Swina channel shows only in spring pronounced gradients. At that time the concentrations in the lagoon are very high and the uptake by phytoplankton is still limited. This is different in other seasons and the permanent mixing with Baltic Sea water prevents stable gradients.

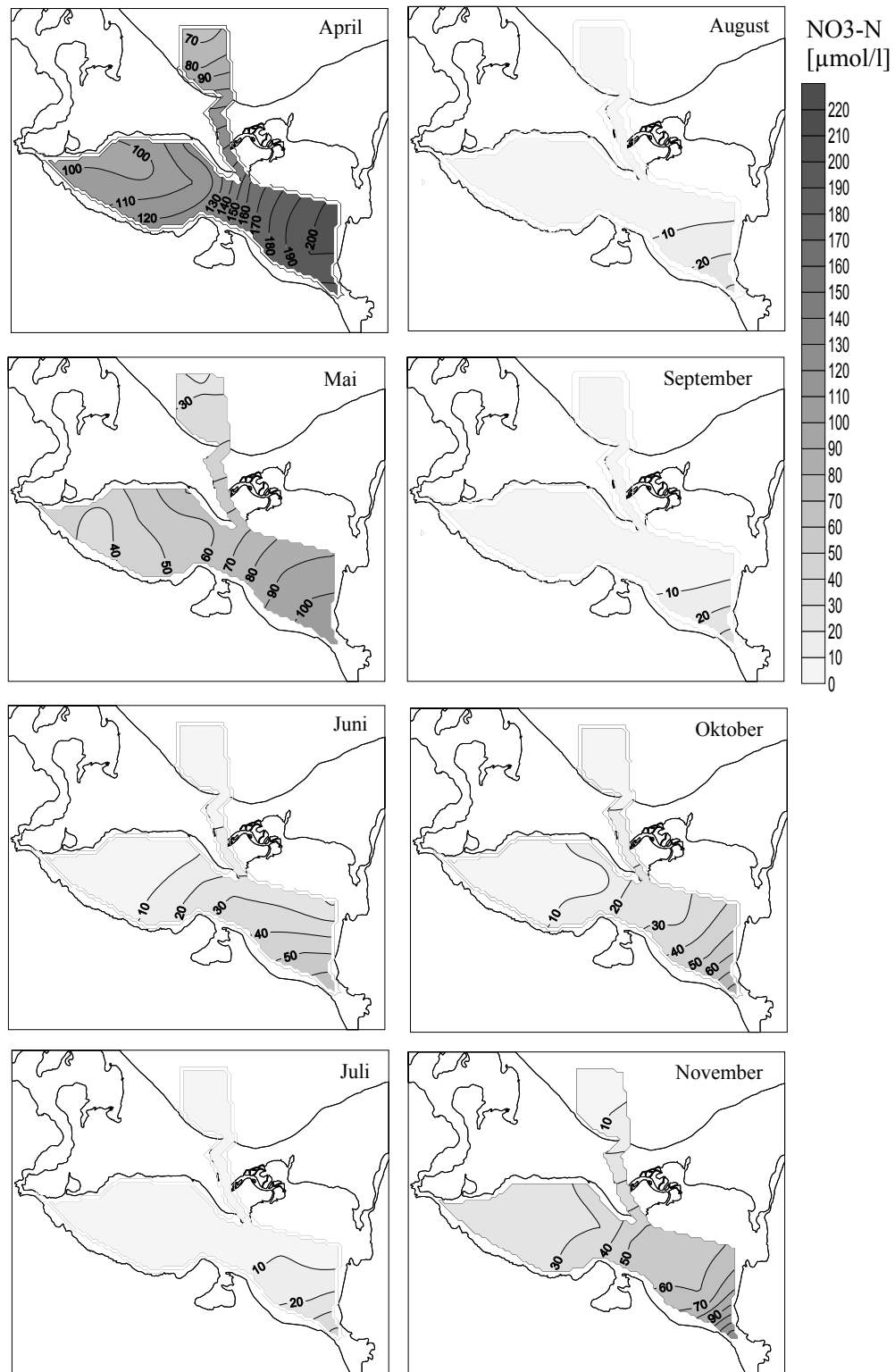


Figure 5.4: Average (median) spatial pattern of nitrate-N concentrations ($\mu\text{mol/l}$) between April and November during the period 1990-1999. Data source: State Agency of Environment, Protection of Nature and Geology Mecklenburg-Vorpommern (LUNG) and West Pomeranian Voivodeship Inspectorate in Szczecin (WIOS).

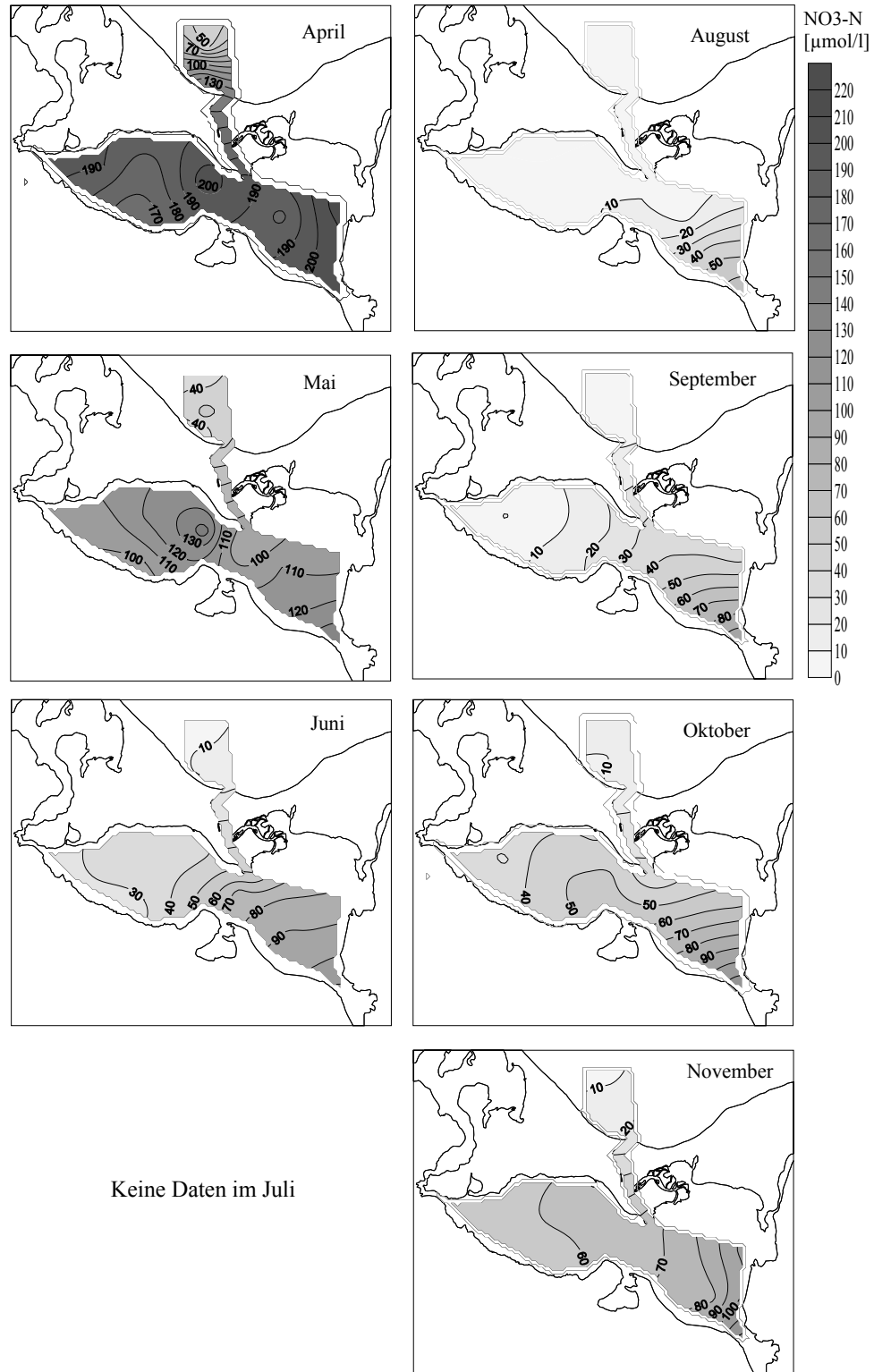


Figure 5.5: Average (median) spatial pattern of nitrate-N concentrations ($\mu\text{mol/l}$) between April and November during the period 1980-1989. Data source: State Agency of Environment, Protection of Nature and Geology Mecklenburg-Vorpommern (LUNG) and West Pomeranian Voivodeship Inspectorate in Szczecin (WIOS).

5.2 Ammonia

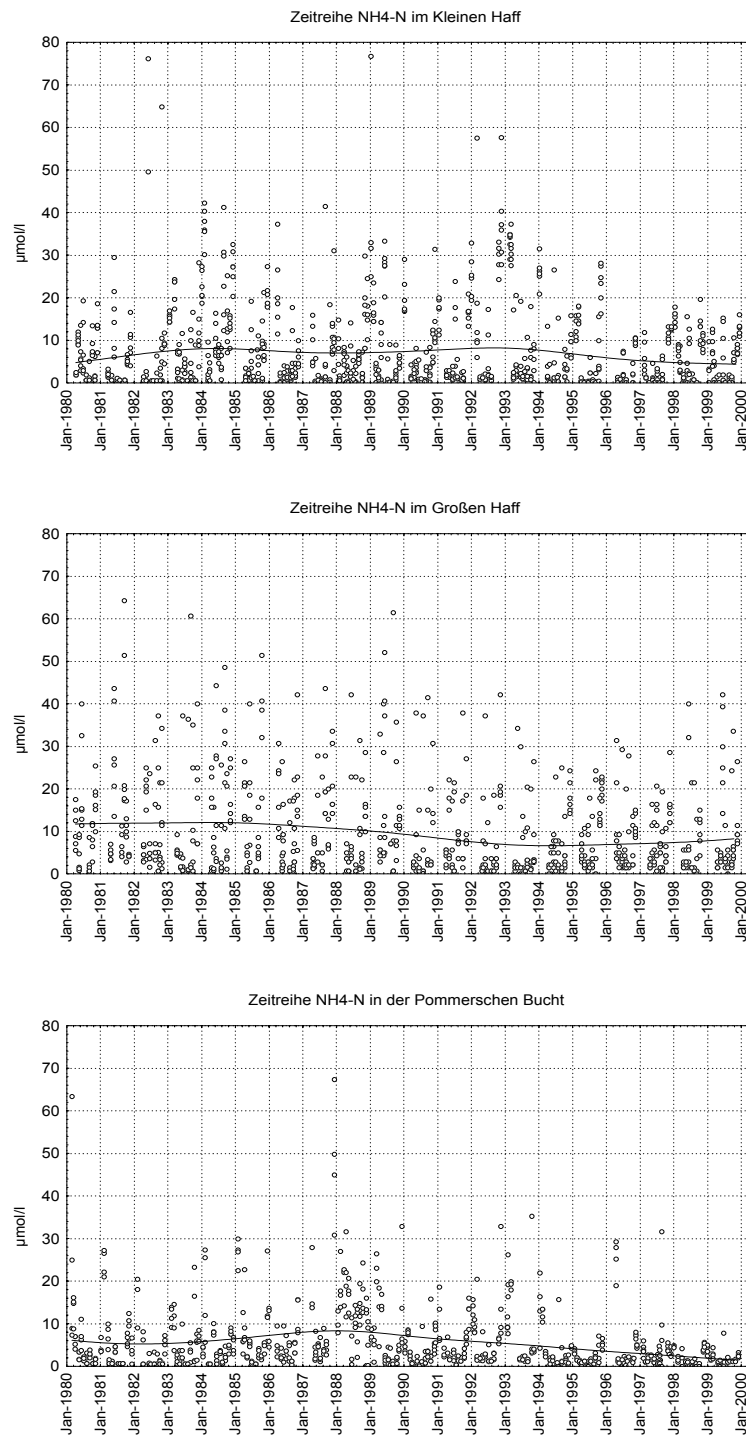


Figure 5.6: Ammonium-N (μmol) in the Kleines Haff (top), Wielki Zalew (middle) and the Pomeranian Bay (bottom) between 1980 and 2000. The line indicates the moving average. Data source: State Agency of Environment, Protection of Nature and Geology Mecklenburg-Vorpommern (LUNG) and West Pomeranian Voivodeship Inspectorate in Szczecin (WIOS).

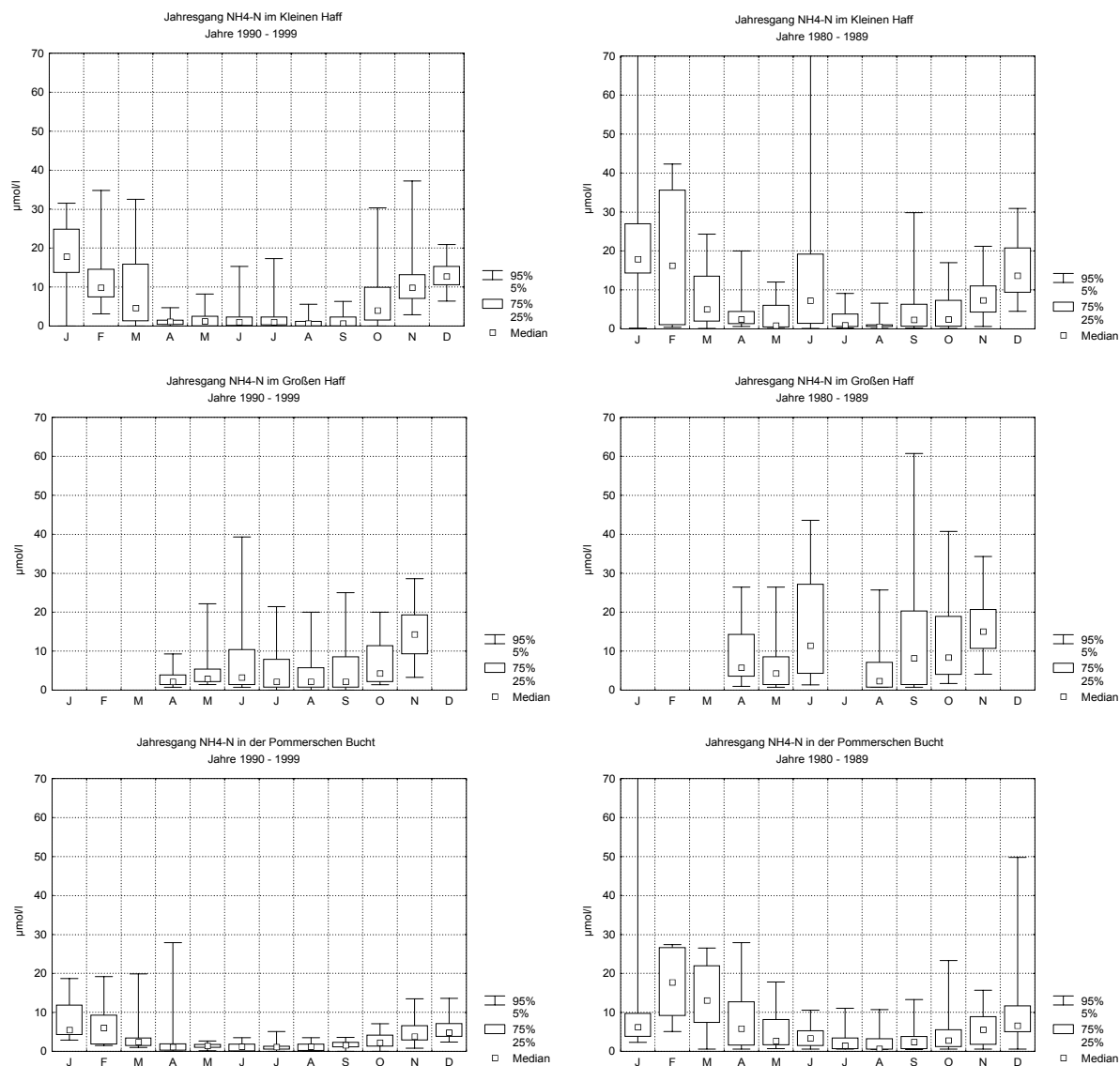


Figure 5.7: Annual course of ammonium ($\mu\text{mol/l}$) in the Kleines Haff (top), the Wielki Zalew (middle) and the Pomeranian Bay (bottom). The figures refer to the periods 1980 – 1989 (right) and 1990 – 1999 (left). Data source: State Agency of Environment, Protection of Nature and Geology Mecklenburg-Vorpommern (LUNG) and West Pomeranian Voivodeship Inspectorate in Szczecin (WIOS).

Source for ammonium are the mineralization of organic matter and the input with the Oder river. The moving average concentrations between 1980 and 2000 does not show a significant trend (Fig. 5.6). More detailed comparisons of the median ammonium concentrations between single month of the 1980's and the 1990's suggest, that a small reduction of the concentrations took place in all three systems (Fig. 5.8). Due to the high variability of the data this reduction remains uncertain.

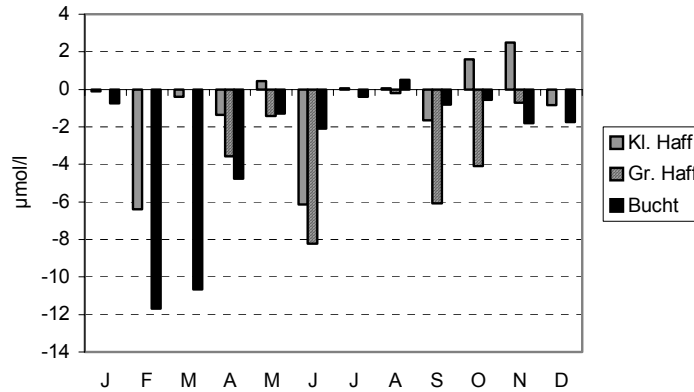


Figure 5.8: Differences in median ammonium-N concentrations ($\mu\text{mol/l}$) between the 1990's compared to the 1980's in the Kleines Haff, the Wielki Zalew (Grosses Haff) and the Pomeranian Bay (Bucht). Data source: State Agency of Environment, Protection of Nature and Geology Mecklenburg-Vorpommern (LUNG) and West Pomeranian Voivodeship Inspectorate in Szczecin (WIOS).

The annual dynamic of the ammonium concentrations in all three systems reflects the biological activity in these systems and is similar to the observations concerning the nitrate concentrations. During winter we find highest concentrations and a steady decrease towards the summer season, when ammonium is taken up by phytoplankton and largely depleted in the water column (Fig. 5.7). Ammonium is the preferred nitrogen source for phytoplankton and during summer stored in form of organic compounds. The comparison between the annual ammonium dynamics during the 1980's and the 1990's show similarities to nitrate, as well. The summer concentrations in all three systems decreased during the 1990's. In the Wielki Zalew ammonium is still available during summers in the 1990's. In the Kleines Haff and especially in the Pomeranian Bay ammonium in the 1990's is depleted during summer and a scarce resource for phytoplankton.

The spatial pattern of ammonium concentrations in the Oder Lagoon is dominated by the discharge of the Oder river into the south-eastern part of the Wielki Zalew (Fig. 5.9, 5.10). The concentrations show a fast reduction with increasing distance from the river mouth. During spring and summer an immediate ammonium uptake by phytoplankton takes place before the water enters the lagoon. In October and November, when biological uptake is minor, larger amounts of ammonium spread further into the lagoon. But even then, mineralization processes cause a transformation into nitrate and limit higher concentrations to the immediate river mouth.

The spatial ammonium concentrations in the immediate river mouth reflect the reduction of the Oder river loads well (Fig. 2.1).

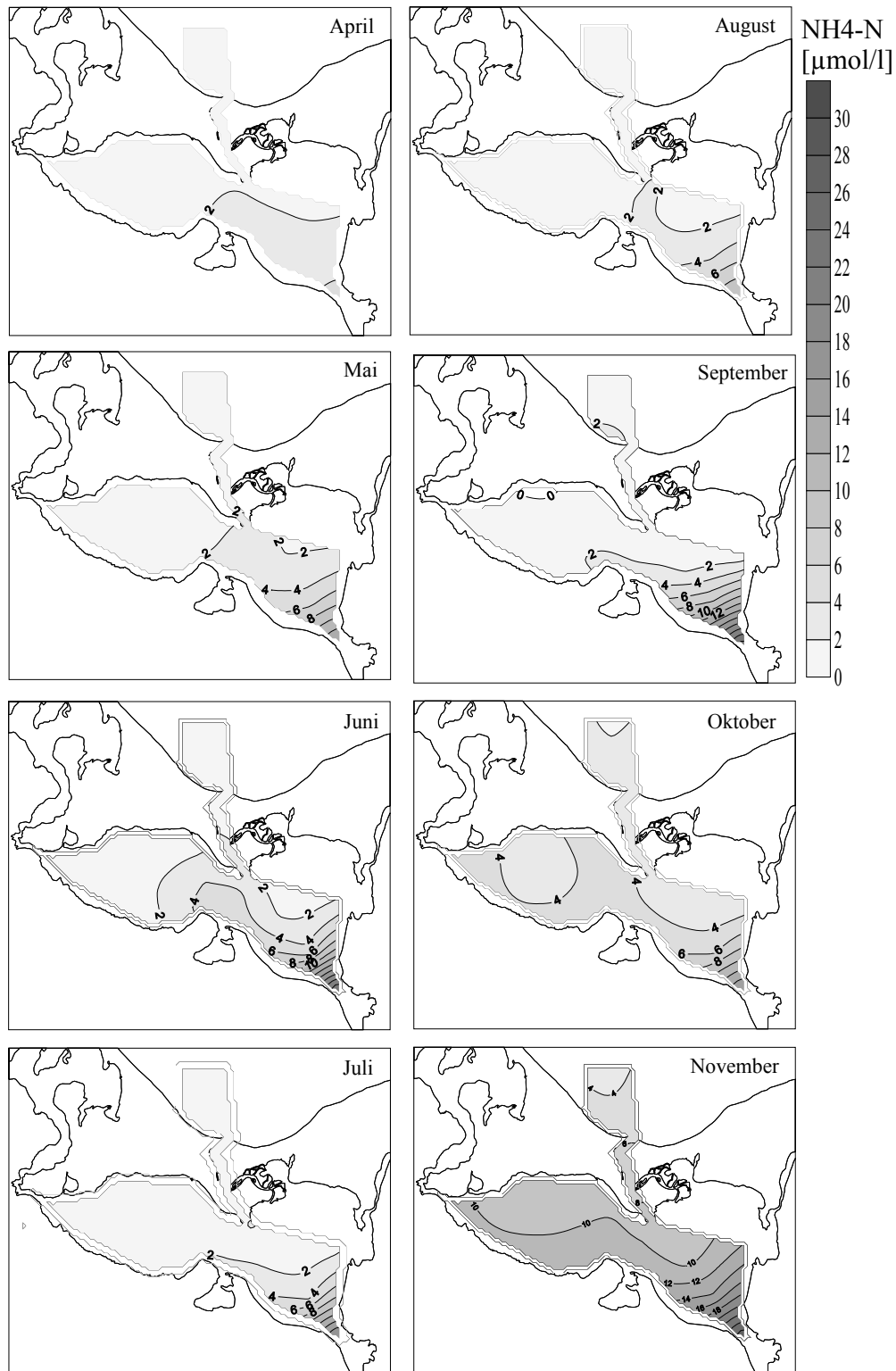


Figure 5.9: Average (median) spatial pattern of ammonium-N concentrations ($\mu\text{mol/l}$) between April and November during the period 1990-1999. Data source: State Agency of Environment, Protection of Nature and Geology Mecklenburg-Vorpommern (LUNG) and West Pomeranian Voivodeship Inspectorate in Szczecin (WIOS).

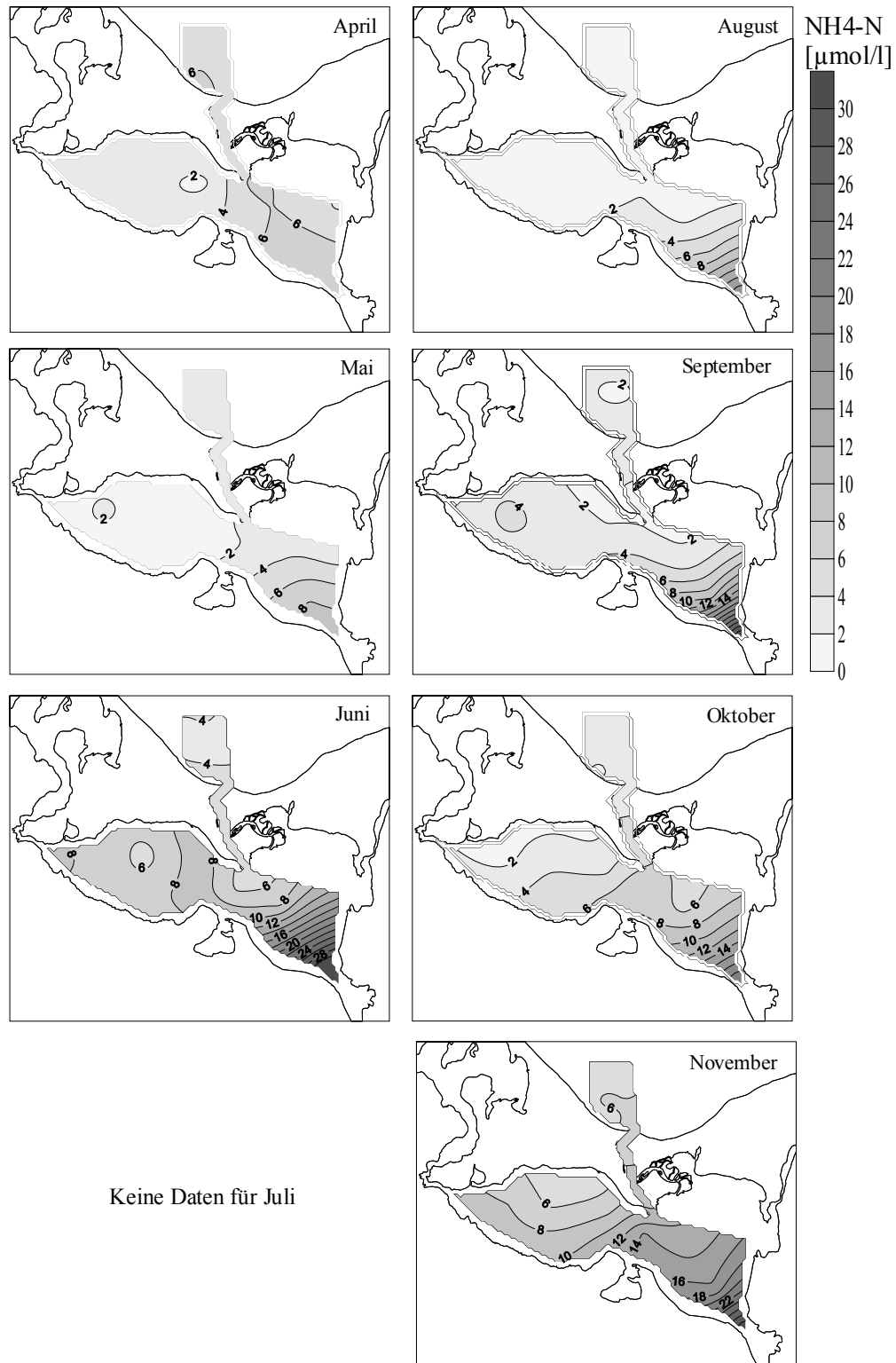


Figure 5.10: Average (median) spatial pattern of nitrate-N concentrations ($\mu\text{mol/l}$) between April and November during the period 1980-1989. Data source: State Agency of Environment, Protection of Nature and Geology Mecklenburg-Vorpommern (LUNG) and West Pomeranian Voivodeship Inspectorate in Szczecin (WIOS).

5.3 Total-Nitrogen

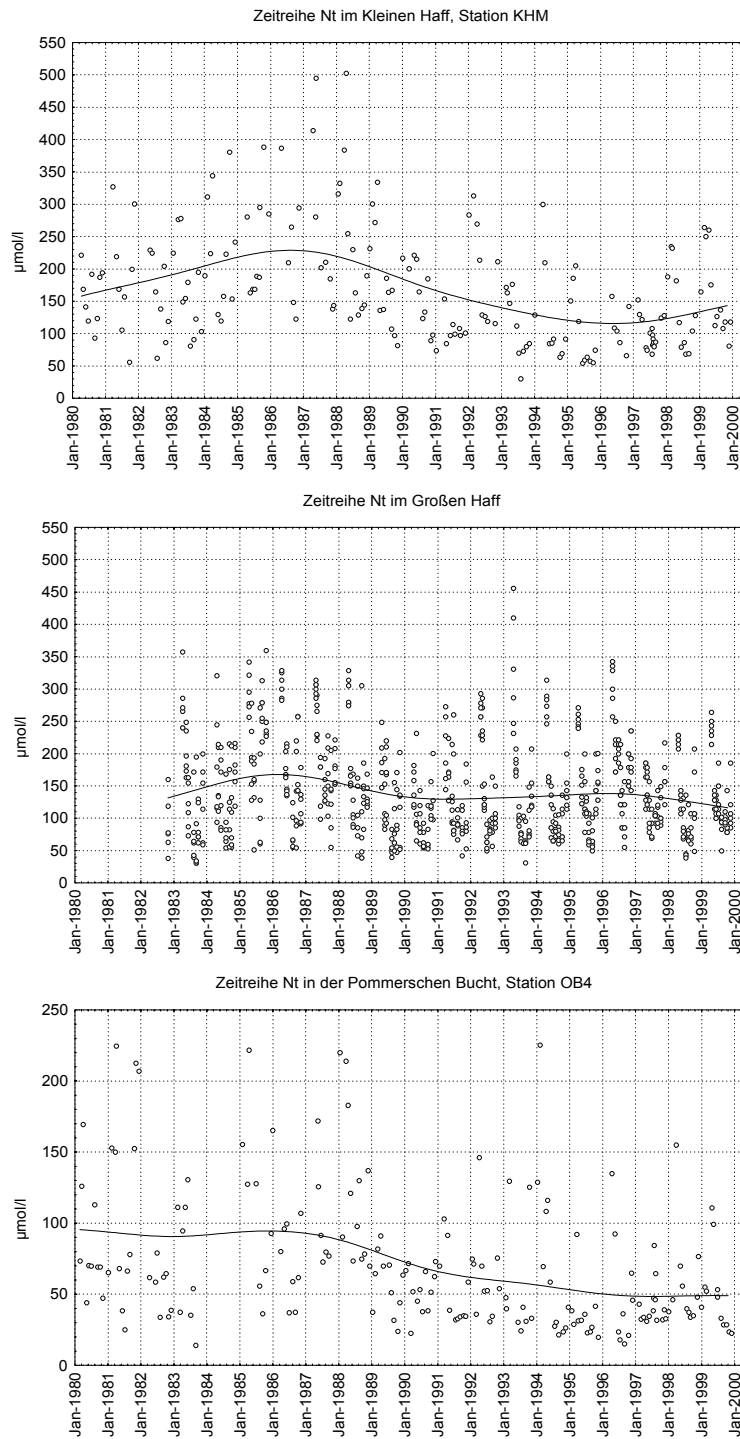


Figure 5.11: Total nitrogen (μmol) in the Kleines Haff (top), Wielki Zalew (middle) and the Pomeranian Bay (bottom) between 1980 and 2000. The line indicates the moving average. For the Kleines Haff and the Pomeranian Bay only one sampling location was considered (KHM, OB4). Data source: State Agency of Environment, Protection of Nature and Geology Mecklenburg-Vorpommern (LUNG) and West Pomeranian Voivodeship Inspectorate in Szczecin (WIOS).

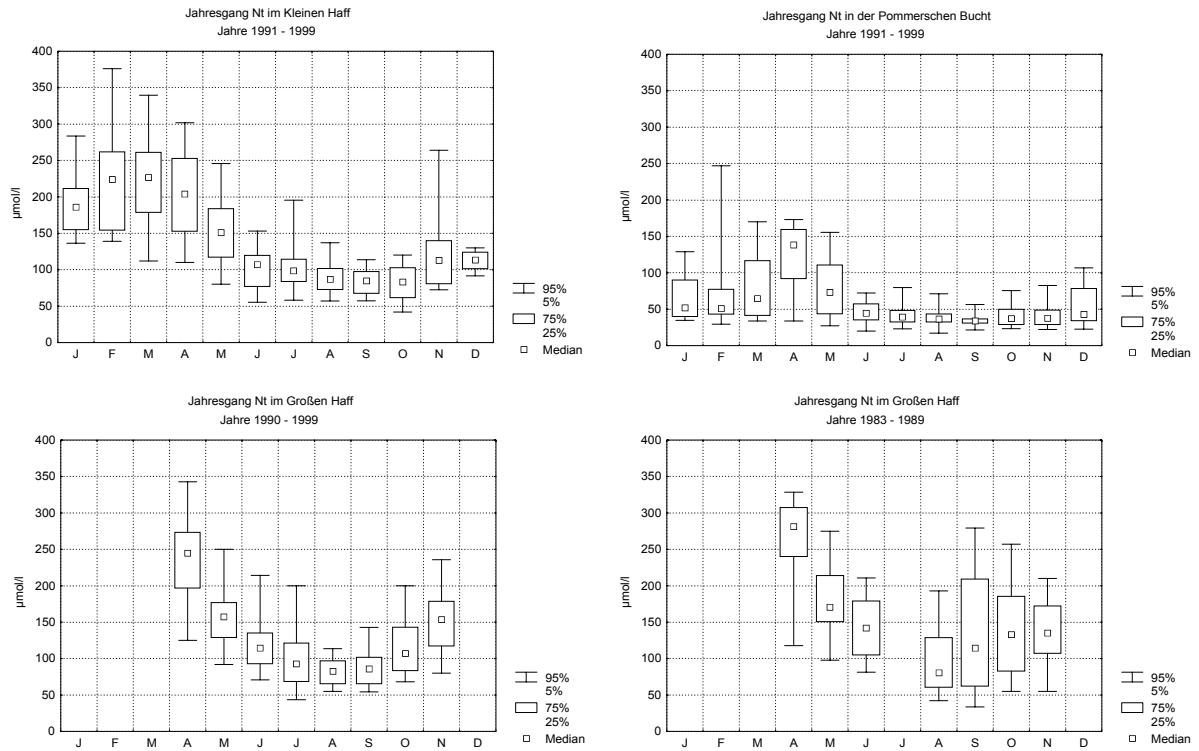


Figure 5.12: Annual course of total nitrogen concentrations ($\mu\text{mol/l}$) in the Kleines Haff (top), the Wielki Zalew (middle) and the Pomeranian Bay (bottom). The figures refer to the periods 1980 – 1989 (right) and 1990 – 1999 (left). Data source: State Agency of Environment, Protection of Nature and Geology Mecklenburg-Vorpommern (LUNG) and West Pomeranian Voivodeship Inspectorate in Szczecin (WIOS).

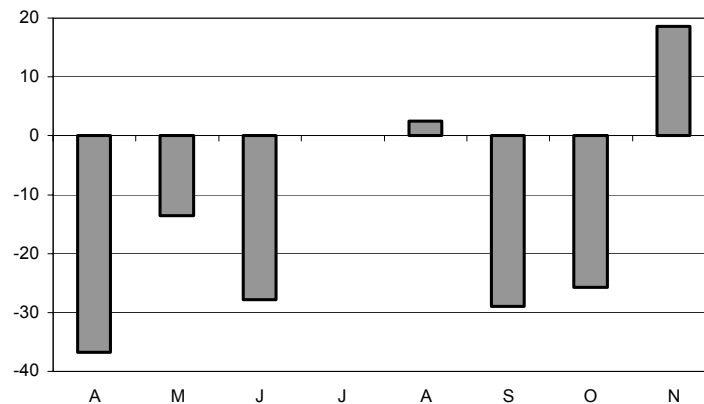


Figure 5.13: Changes of total nitrogen concentrations ($\mu\text{mol/l}$) in the Wielki Zalew (large lagoon) between 1980–1989 and 1990–1999 (left). Data source: West Pomeranian Voivodeship Inspectorate in Szczecin (WIOS).

Total nitrogen (N_t) covers the inorganic nitrogen compounds, nitrate, nitrite and ammonium, as well as organic fractions. As a rough average estimation one can say that nitrate contributes about

35-45 %, ammonium 5-10 % and organic compounds about 50-60 % to the total nitrogen concentration in the lagoon and the bay. During winter the inorganic nitrogen fractions in the lagoon have a share of up to more than 70 % of the total nitrogen concentration. During summer inorganic nitrogen compounds play only a minor role. Similar to nitrate and ammonium, the N_t concentrations in the lagoon are during summer twice as high as in the bay. In winter the lagoon shows concentrations which exceed the one in the bay by 3-4 times.

A long-term trend in total nitrogen concentrations is visible only in the Pomeranian Bay, where the concentrations decline by nearly 50 % (Fig. 5.11). This is not well reflected in the nitrate concentrations and remains uncertain due to the strong variability of the data. But it indicates that mainly the concentration of the organic nitrogen fraction has decreased during the last decades. In the Kleines Haff the Nitrogen reduction is close to 50 %, too, but not that well visible and certain. For the Wielki Zalew a reduction of the total nitrogen concentrations in the range of 10-20 % is indicated by the data. (Fig. 5.13).

The annual dynamics of N_t , with high concentrations in winter and low concentrations in summer, is most pronounced in the lagoon. It clearly shows that not all inorganic nitrogen which is available in winter, is transferred to organic compounds in summer. Significant amounts are obviously lost from the water column due to sedimentation and denitrification. In spring, the lagoon warms up fast and allows an early algal bloom with increased nitrogen consumption. In opposite, the bay is very much influenced by water exchange processes with the open Baltic Sea and remains cooler in spring. Therefore, the on-set of algal blooms occur later in spring and cause a delay in nutrient uptake compared to the lagoon.

Similar to the inorganic nitrogen compounds, the spatial pattern of total nitrogen concentrations in the Oder Lagoon are dominated by the discharge of the Oder river into the south-eastern part of the Wielki Zalew (Fig. 5.14).

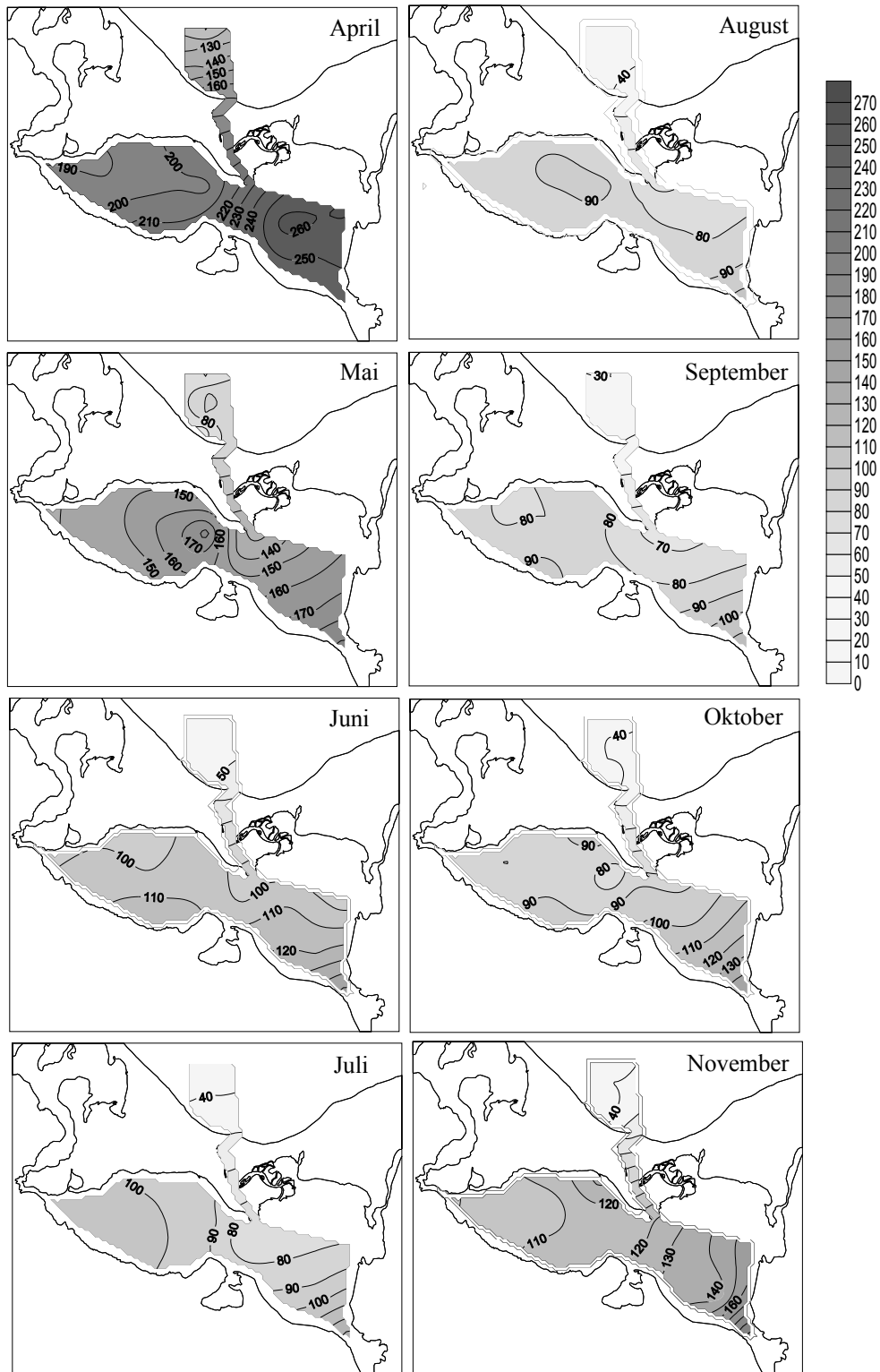


Figure 5.14: Average (median) spatial pattern of total nitrogen concentrations ($\mu\text{mol/l}$) between April and November during the period 1990-1999. Data source: State Agency of Environment, Protection of Nature and Geology Mecklenburg-Vorpommern (LUNG) and West Pomeranian Voivodeship Inspectorate in Szczecin (WIOS).

6 Phosphorous

6.1 Phosphate

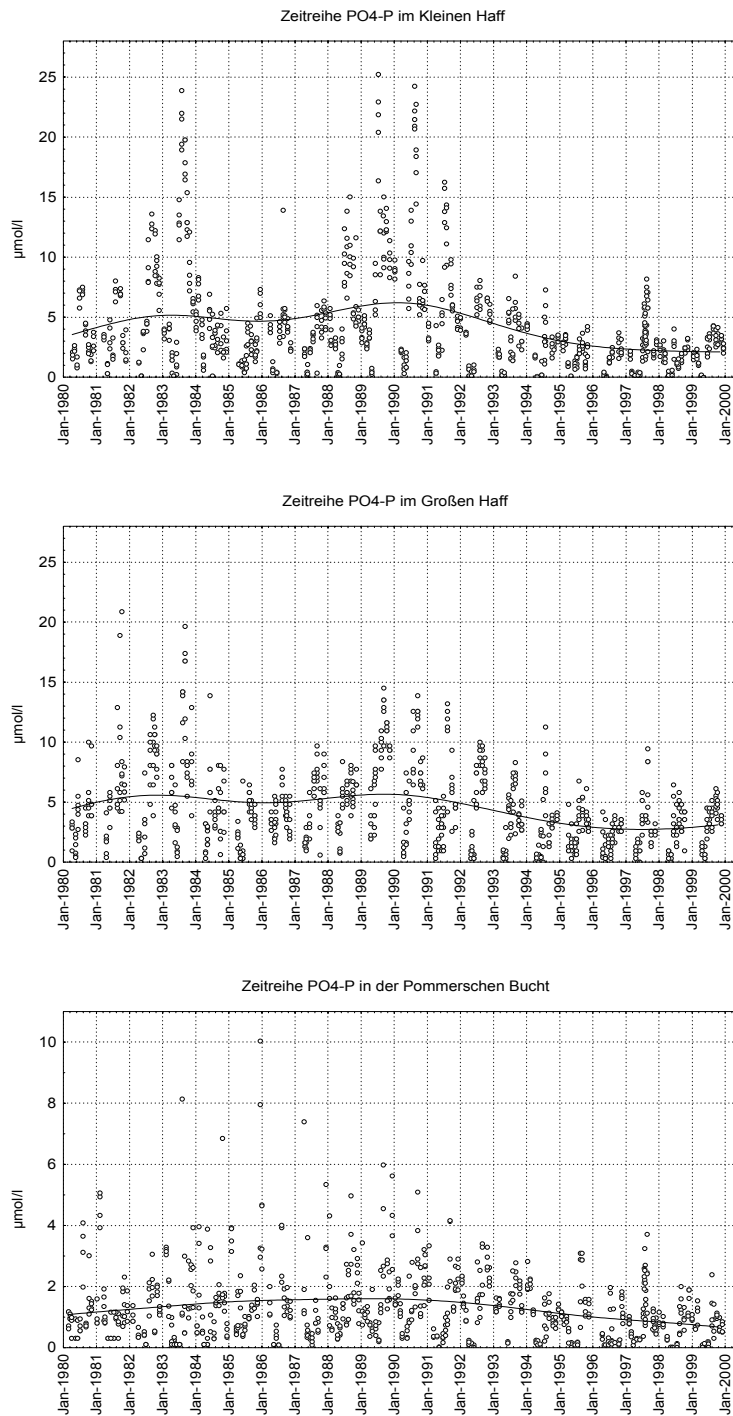


Figure 6.1: Phosphate-N (μmol) in the Kleines Haff (top), Wielki Zalew (middle) and the Pomeranian Bay (bottom) between 1980 and 2000. The line indicates the moving average. Data source: State Agency of Environment, Protection of Nature and Geology Mecklenburg-Vorpommern (LUNG) and West Pomeranian Voivodeship Inspectorate in Szczecin (WIOS).

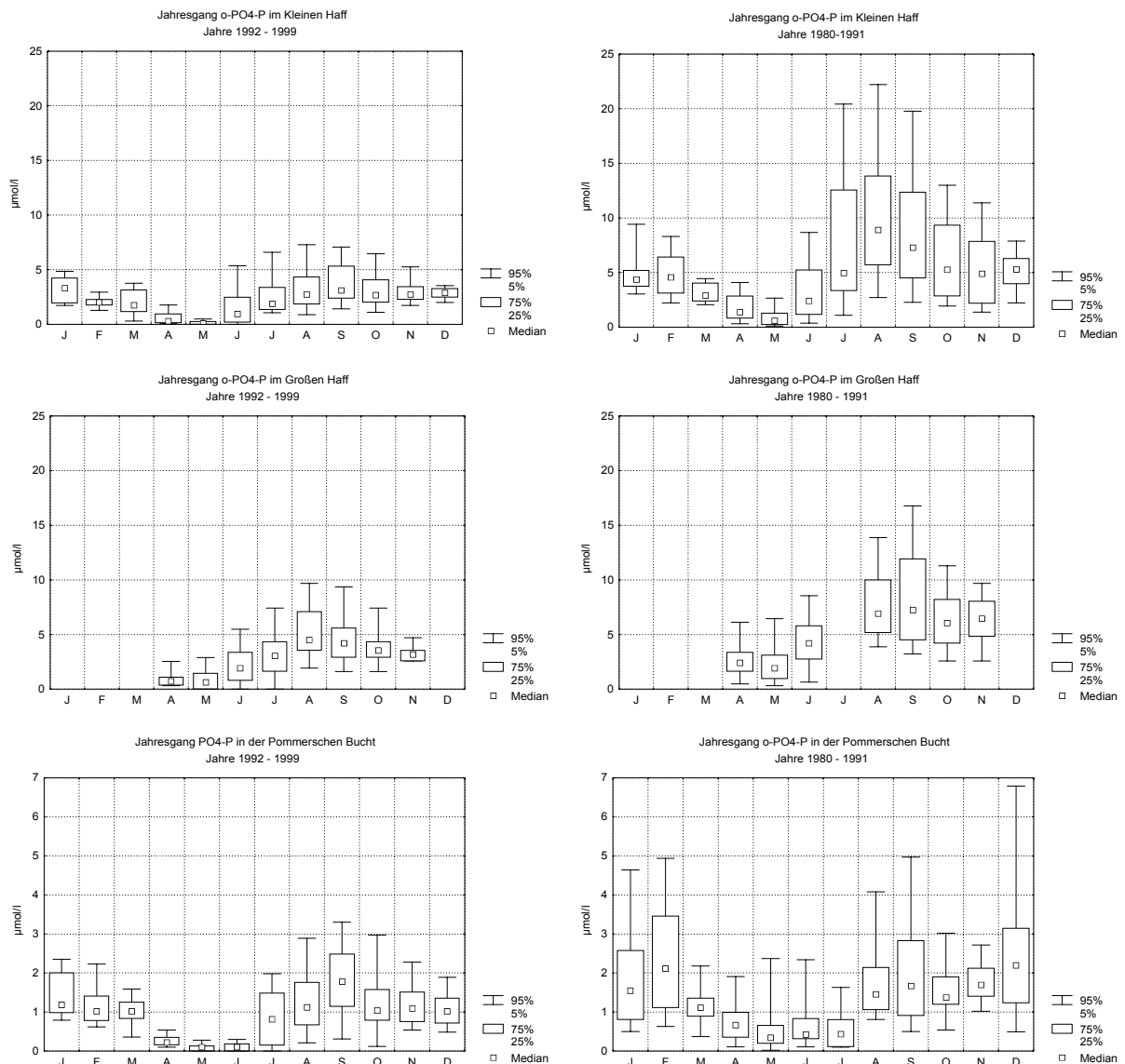


Figure 6.2: Annual course of phosphate concentrations ($\mu\text{mol/l}$) in the Kleines Haff (top), the Wielki Zalew (middle) and the Pomeranian Bay (bottom). The figures refer to the periods 1980 – 1991 (right) and 1992 – 1999 (left). Data source: State Agency of Environment, Protection of Nature and Geology Mecklenburg-Vorpommern (LUNG) and West Pomeranian Voivodship Inspectorate in Szczecin (WIOS).

The long-term trend in the lagoon is determined by a slight increase of the phosphorus concentration until the late 1980's and pronounced decrease after 1992. The relatively high phosphorus concentrations in the mid 80's are a result of wet years, with higher phosphorus loads via the Oder river (Fig. 6.1). Reduced nutrient loads and dry years are responsible for the ongoing decrease in the 1990. The high average concentrations in the early 1990's are caused by outstanding high concentrations during summer resulting from a phosphorus release by the sediments, the so-called internal eutrophication. In the lagoon between the 1980's and the 1990's an average reduction of the phosphate concentration of about 50% took place (Fig. 6.3).

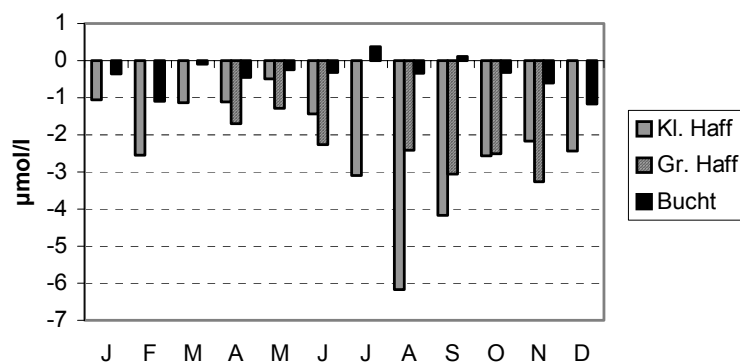


Figure 6.3: Differences in median phosphate-P concentrations ($\mu\text{mol/l}$) between 1992-1999 compared to the 1980-1991 in the Kleines Haff, the Wielki Zalew (Grosses Haff) and the Pomeranian Bay (Bucht). Data source: State Agency of Environment, Protection of Nature and Geology Mecklenburg-Vorpommern (LUNG) and West Pomeranian Voivodeship Inspectorate in Szczecin (WIOS).

In the Pomeranian Bay these long-term trends are visible, too, but less pronounced.

The annual dynamic of the phosphate concentrations in all three systems reflects the biological activity in these systems in an unusual manner. During winter we find the high concentrations and a steady decrease towards May. At that time phosphate is taken up by phytoplankton and largely depleted in the water column. Phosphate is another major nutrient for the flora and during spring and summer stored in form of organic compounds (Fig. 6.2). Unusual is the steady increase in phosphorus concentrations already in early summer. Phosphorus becomes abundant in the water during the entire summer and autumn. This is caused by a fast mineralization of organic material, a release from the sediments and ongoing supply by the Oder river.

The comparison between the annual phosphorus dynamics in the 1980's and the 1990's shows that the concentrations in all three systems decreased during the 1990's. In the Wielki Zalew phosphate is still available during late spring in the 1980's, but becomes a scarce resource for phytoplankton in the 1990's. In the Kleines Haff and the Pomeranian Bay this effect is even more pronounced and the concentration drops temporarily below analytical detection limit.

The spatial pattern of phosphate concentrations in the Oder Lagoon is often dominated by the discharge of the Oder river into the south-eastern part of the Wielki Zalew (Fig. 6.4, 6.5). The concentrations show a reduction with increasing distance from the river mouth. Exceptions are the summer months, where high concentrations occur in large parts of the lagoon. The discharge of lagoon water into the Baltic Sea via the Swina channel causes gradients in the entire year.

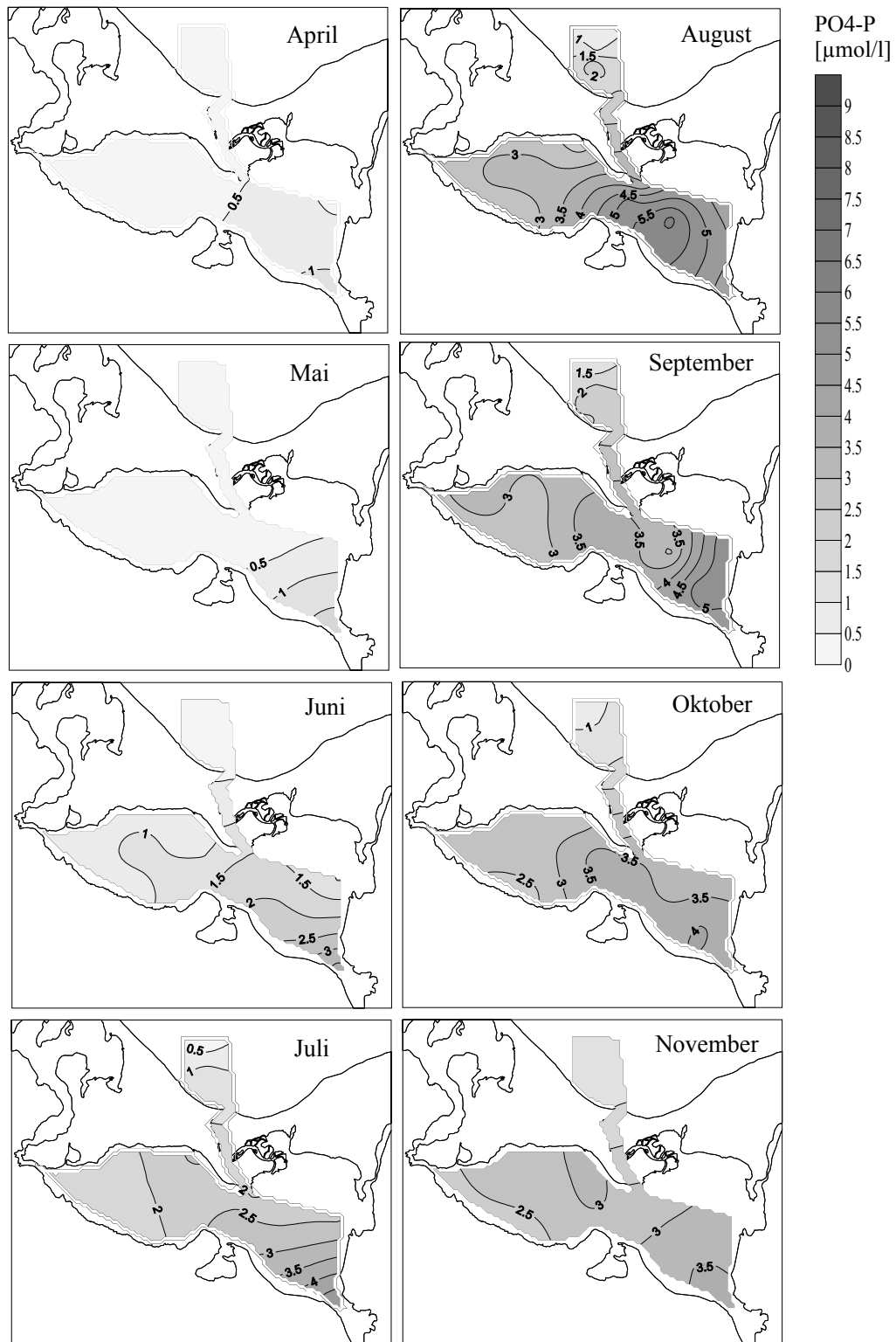


Figure 6.4: Average (median) spatial pattern of phosphate-P concentrations ($\mu\text{mol/l}$) between April and November during the period 1992-1999. Data source: State Agency of Environment, Protection of Nature and Geology Mecklenburg-Vorpommern (LUNG) and West Pomeranian Voivodeship Inspectorate in Szczecin (WIOS).

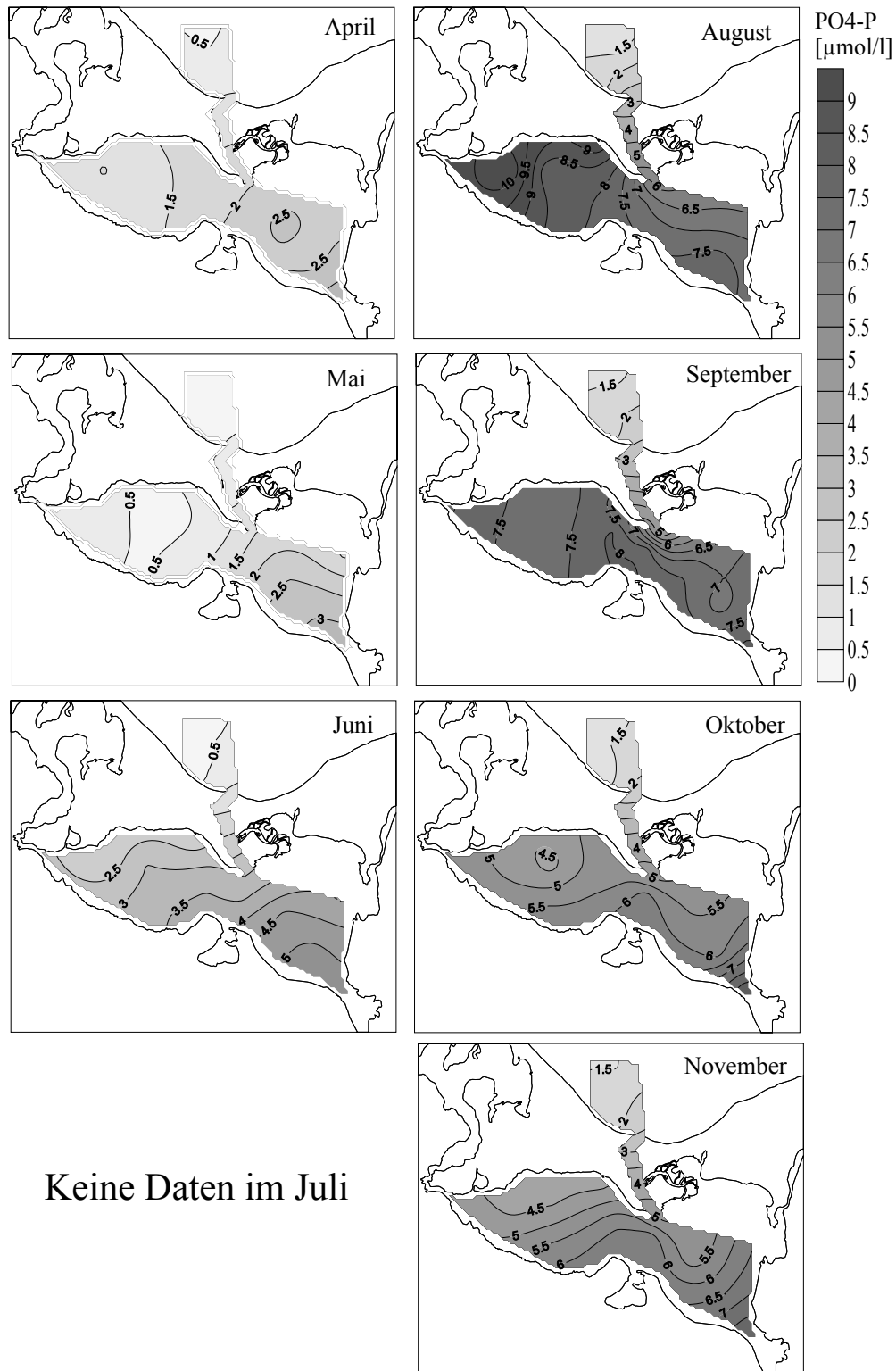


Figure 6.5: Average (median) spatial pattern of phosphate-P concentrations ($\mu\text{mol/l}$) between April and November during the period 1980-1991. Data source: State Agency of Environment, Protection of Nature and Geology Mecklenburg-Vorpommern (LUNG) and West Pomeranian Voivodeship Inspectorate in Szczecin (WIOS).

6.2 Total-Phosphorus

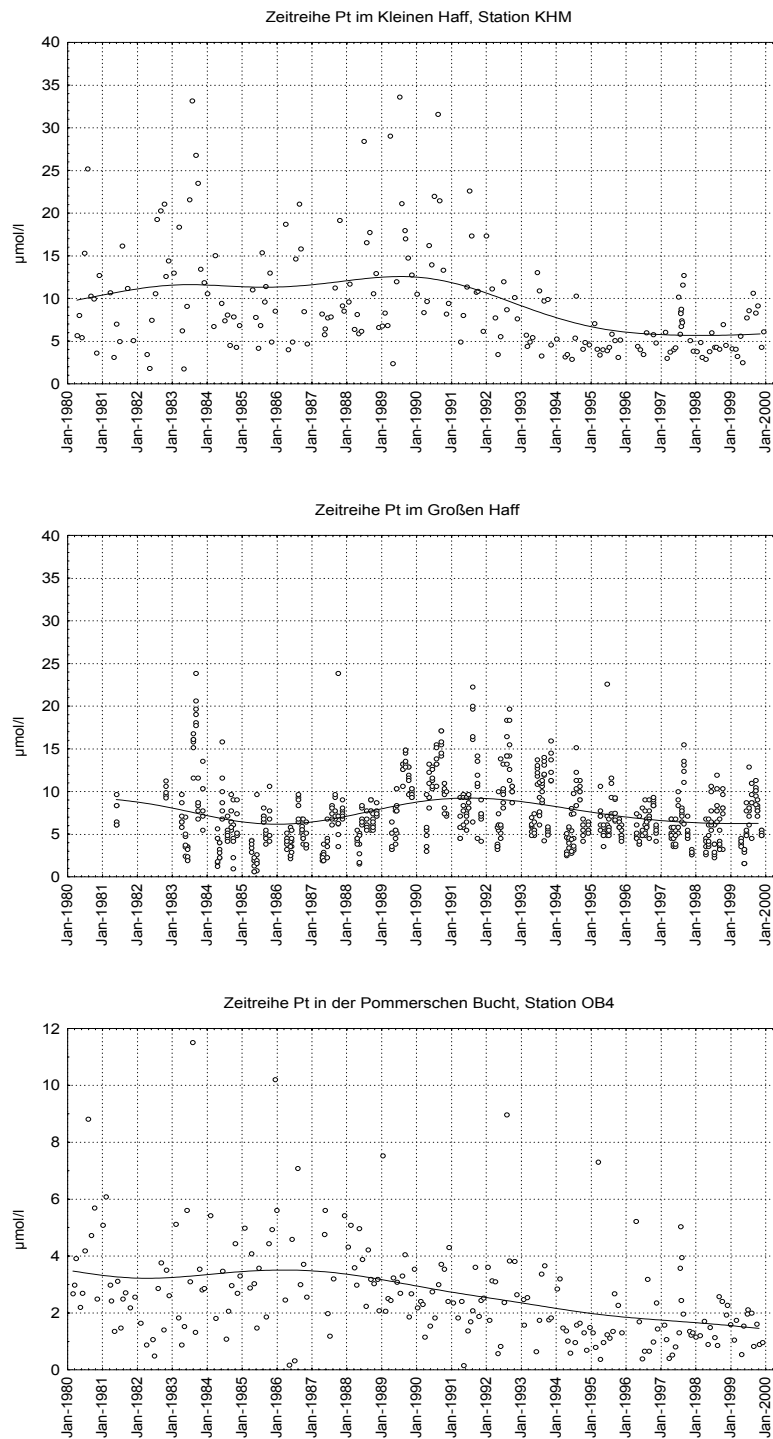


Figure 6.6: Total phosphorus (μmol) in the Kleines Haff (top), Wielki Zalew (middle) and the Pomeranian Bay (bottom) between 1980 and 2000. The line indicates the moving average. For the Kleines Haff and the Pomeranian Bay only single sampling stations were considered (KHM, OB4). Data source: State Agency of Environment, Protection of Nature and Geology Mecklenburg-Vorpommern (LUNG) and West Pomeranian Voivodeship Inspectorate in Szczecin (WIOS).

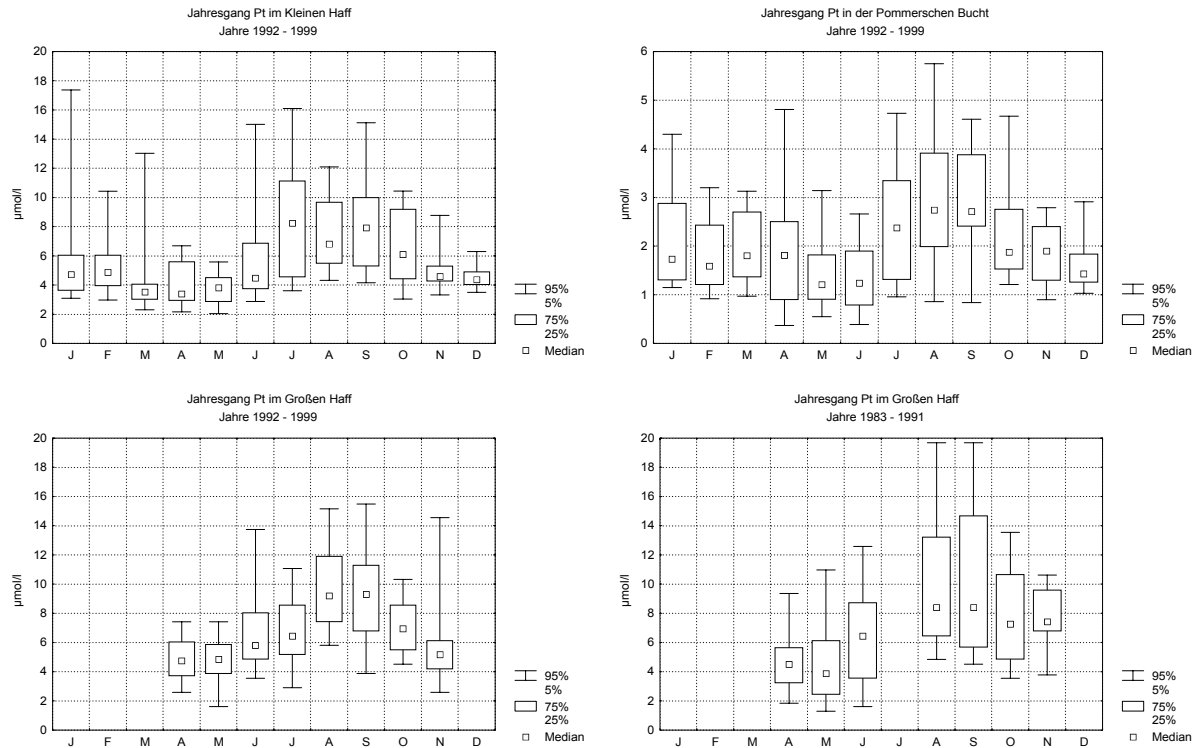


Figure 6.7: Annual course of total phosphorus concentrations ($\mu\text{mol/l}$) in the Kleines Haff (top, left), the Pomeranian Bay (top, right) and the Wielki Zalew (bottom, left) and the (bottom) for the period 1992 – 1999. The figure at the bottom, right displays the data for the Wielki Zalew between 1980-1991. Data source: State Agency of Environment, Protection of Nature and Geology Mecklenburg-Vorpommern (LUNG) and West Pomeranian Voivodeship Inspectorate in Szczecin (WIOS).

The total phosphorus (P_t) consists, as a rough average estimation, to about 50 % of phosphate and to 50 % of organic compounds. In similarity to nitrogen, the ratio between inorganic and organic compounds depend on the season.

The data shows a long-term P_t -reduction of nearly 40 % in the lagoon. With about 50 %, this is reduction is even more pronounced in the Pomeranian Bay. The annual dynamics of P_t is similar to phosphorus, but weaker. During May, when inorganic phosphorus is largely depleted in the water column, organic compounds have the highest portion in P_t .

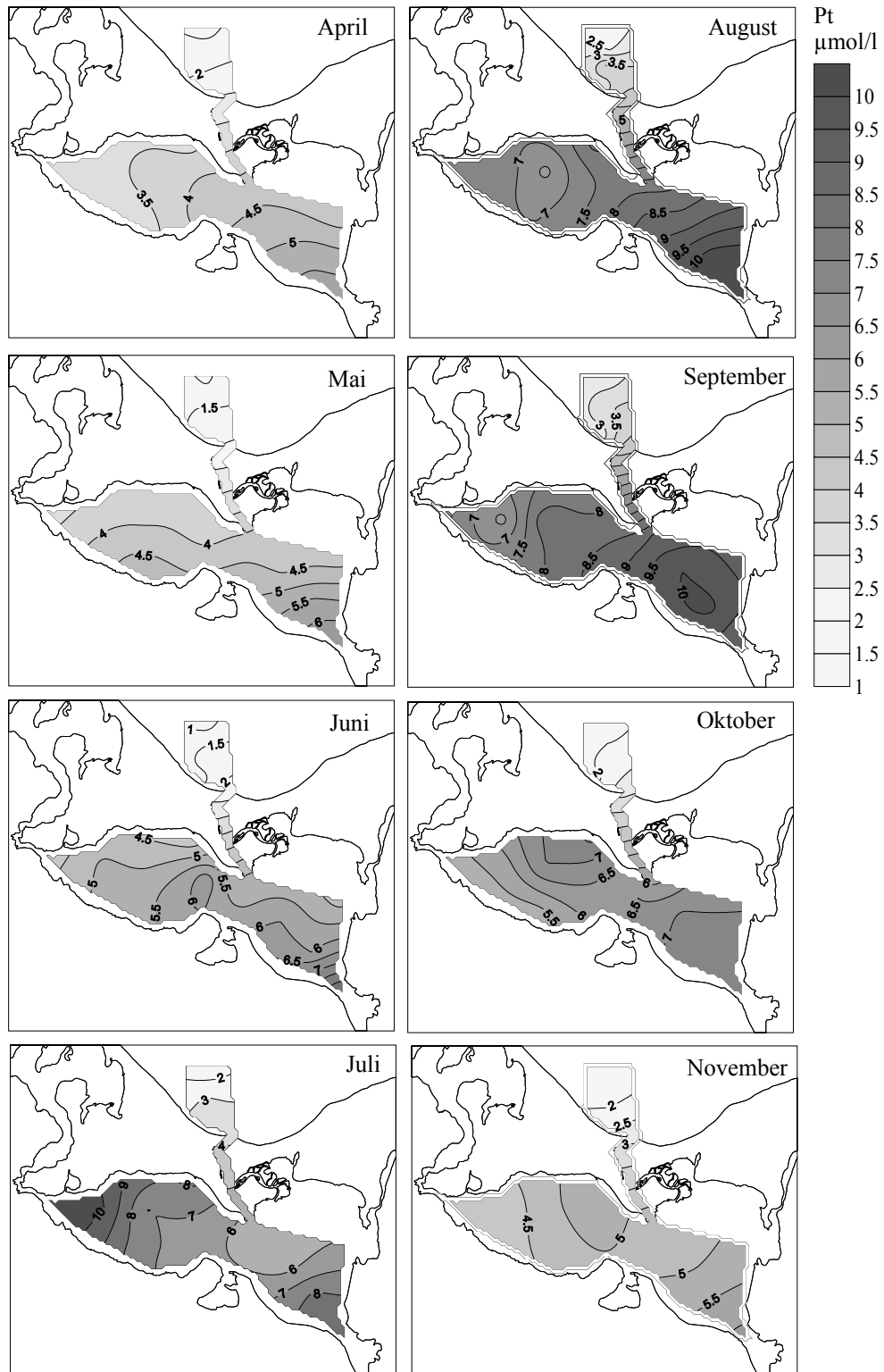


Figure 6.8: Average (median) spatial pattern of total phosphorus concentrations ($\mu\text{mol/l}$) between April and November during the period 1992-1999. Data source: State Agency of Environment, Protection of Nature and Geology Mecklenburg-Vorpommern (LUNG) and West Pomeranian Voivodeship Inspectorate in Szczecin (WIOS).

6.3 Internal Eutrophication

The annual dynamics of phosphorus in the lagoon is outstanding compared to other lakes and lagoons. A very special feature are the very high phosphorus concentrations that are visible at single dates in the summer of 1989, 1990 and 1991 as well as in the early 1980's (Fig. 6.1). These extreme concentrations occur in the Kleines Haff as well as in the Wielki Zalew (BANGEL et al. 2002). Data and model simulations proved that neither the phosphorus load with the Oder river nor intensive mineralization of organic material in the lagoon is able to explain these outstanding high concentrations (SCHERNEWSKI & WIELGAT 2001).

During the interval between 8.6.1989 and 11.7.1989, the PO_4 -concentrations in the entire Kleines Haff increased by 4 times from about 5-6 $\mu\text{mol/l}$ to 20-25 mmol/m^3 . This increase was observed at 5 stations in the German part of the lagoon (Fig. 6.9). In 1990 a doubling to 16-24 mmol/m^3 was observed between 11.7.90 until 16.8.90 and in 1991 another very strong increase by in average 8 mmol/m^3 was found in a 4 weeks interval until 16.7.91. It is nearly impossible to address differences in nutrient concentrations measured on a monthly basis to defined short-term processes, because processes causing additional P-release are superposed by mineralization and riverine input. In their analysis of the dominating processes responsible for these steep increases in several summers, SCHERNEWSKI & WIELGAT (2001) therefore did not simply compare the measured difference in concentrations for two dates. They applied an approved and validated eutrophication model (WIELGAT & SCHERNEWSKI 2002a,b) and estimated the efficiency of possible phosphorus release processes. The model simulation took increased mineralization due to high water temperatures as well as the impact of the Oder river into account. The model allowed a prediction to what extent P-concentrations can increase during a concrete period in summer. The Oder river load during summer was more or less constant and significant effects on short-term alterations of the concentrations in the lagoon were not observed. Comparing simulated PO_4 -concentrations with sampled data yielded an average underestimation of about 6.7 $\mu\text{mol/l}$ (1989), 10.6 $\mu\text{mol/l}$ (1990) and 3.6 $\mu\text{mol/l}$ (1991). For the Kleines Haff, with a surface of 277.3 km^2 and a volume of 1.026 km^3 , 221 t P (1989), 347 t P (1990) and 117 t P (1991) could not be explained by the model results. These amounts were obviously additionally released into the Kleines Haff by other processes during these short-term periods in summer.

All three periods in July 1989, August 1990 and July 1991 showed similarities with respect to the weather conditions before the sampling date (SCHERNEWSKI & WIELGAT 2001). Between 5.7.1989 and 10.7.1989 sunny days with high radiation, unusual daily maximum air temperatures between 25°C and 33 °C and low wind speed (daily averages between 1-2 m/s) prevailed. On 10.7.1989, one day before sampling date, stronger wind (daily average 4.2 m/s) was observed. The period from 10.8.1990 until 15.8.1990 as well as the period 10.7.-15.7.1991 showed maximum air temperatures between 23-27°C resp. 21-26°C and always average daily wind speeds below 2 m/s with several entirely calm days. Both sampling days showed higher average wind speeds of 3.3 m/s resp. 4.5 m/s. SCHERNEWSKI & WIELGAT (2001) assumed that during all three periods a stable stratification developed for several days and caused fast oxygen depletion near the sediments. Stronger winds on the sampling days and one day before put an end to these calm conditions and caused entire mixing.

Due to the shallowness and size of the lagoon a pronounced stratification can be maintained only temporarily and is spatially limited to the deepest regions. In several cases, H_2S was earlier found in deeper central water layers (DAHLKE, pers com), indicating the general temporary existence of an anoxic sediment surface. But long-term monthly oxygen measurements 1 m above deeper sediments never showed an oxygen depletion (SCHMIDT 1998). The temporal resolution might have

been too coarse to meet single short-term events, but this observation excludes longer oxygen depletion over periods of several weeks.

It is well known, that oxygen depletion at the sediment surface can cause a strong release of phosphorous from the sediment into the water body, the so called internal eutrophication (SCHERNEWSKI 1999). This is especially true if large amounts of phosphorous are bound to iron. This is the case in the lagoon, where Fe-concentrations between 2 % and 6 % were found in surface sediments (LEIPE et al.1998) and Fe-redox processes can be expected to play a major role in P dynamics. DAHLKE (pers. com.) measured several vertical pore water profiles in the sediments in 1994 and 1995. An increase in P concentrations, from about 10 mmol P/m³ below the sediment surface to 20-40 mmol P/m³ in a depth of 10 cm, depending on the date, was found. These concentrations are about 2-3 times higher compared to the concentrations in the water body.

About 13 t dissolved phosphorus are stored in the pore water of the upper 10 cm sediment layer of the Kleines Haff and are generally available for a fast release. The surface sediments (0-6 cm) of the Kleines Haff contain about 0.36 % P. This concentration decreases with increasing sediment depth. According to the data in LEIPE et al.(1998) at least 10,000 t P are stored in the upper 10 cm of the 61 % muddy sediment surface of the Kleines Haff. The opposite vertical gradients between pore water and particulate phosphorous suggest that dissolution from particulate phosphorus compounds maintain the pore water gradient and flux towards the surface. During this process the amount of particulate P in deeper sediments is decreasing with time. High amounts of P bound to iron and a fast P-transport from deep sediments are a feature often observed in iron-rich eutrophied lakes (SCHERNEWSKI 1999). SCHERNEWSKI & WIELGAT (2001) assumed, that large amounts of phosphorus in sediment are available for a fast anoxic release in the Oder Lagoon, too.

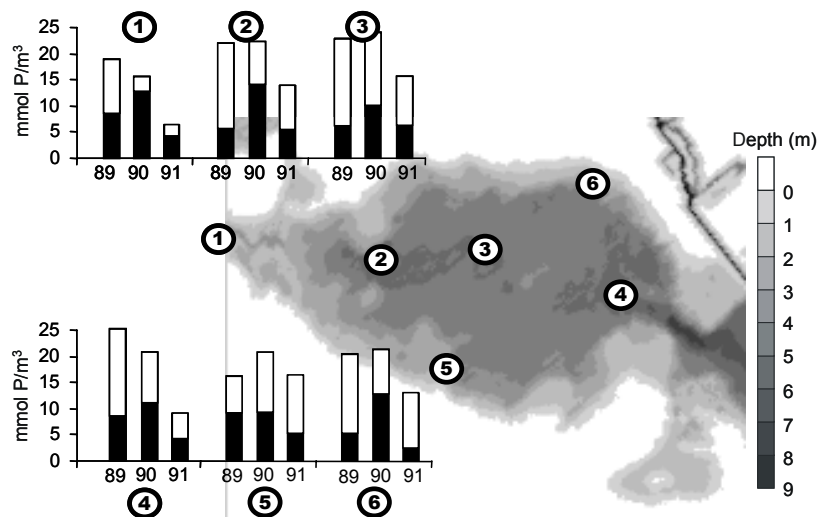


Figure 6.9: Sub-surface phosphorus concentrations at 6 locations in the Kleines Haff. The black bars indicate concentrations on 8.6.89, 11.7.90 and 18.6.91. The white bars indicate the increased values 4-5 weeks later (11.7.1989, 16.8.1990, 16.7.1991) (SCHERNEWSKI & WIELAGT 2001).

Taken into account only the 4-5 calm days before the sampling dates in July 1989, August 1990 and July 1991, where oxygen depletion at the sediment surface was likely and a fast P-flux from the sediment possible, release rates between 2 $\mu\text{mol P m}^{-3}\text{d}^{-1}$ and 10 $\mu\text{mol P m}^{-3}\text{d}^{-1}$, were calculated.

The values reflect the range of P-release values between the three periods and were calculated on the basis of the 6 sampling stations.

Figure 6.9 suggests spatial differences in the release rates, with increased values in the deepest parts of the lagoon, where muddy sediments with higher P-content prevail (MEYER et al. 1998). Lowest values are found near the outlet, which is influenced by water from adjacent lagoons. The calculated release from sediment is not high when compared to eutrophic lakes (SCHERNEWSKI 1999). P-contents in pore water are not sufficient to explain the total P-release from the sediment. Large amounts of P had to be contributed from solids and required a dissolution from particular Fe/P compounds first.

The calculations for internal P-release from the sediment by SCHERNEWSKI & WIELGAT (2001) were on a general basis and several processes as well as spatial differences between them remain to be investigated in detail. Problematic in this respect is that these events are rare and not easily predictable. Internal anoxic P-release from Oder Lagoon sediments takes place only during short calm summer periods and up to 400-600 t P might be released from the sediment into the entire lagoon during several days. Data indicates that internal P-release from sediments is less pronounced in Wielki Zalew. Intensive mixing by the Oder river and intensive ships traffic might be the reasons. Average daily wind velocities above 2-3 m/s are sufficient to cause mixing down to the bottom, to transport oxygen towards the sediment and to put an end to anoxic release. Compared to a monthly summer load of 100-150 t P by the Oder river the calculations indicate that internal eutrophication in the lagoon is an important process.

7 Silicate

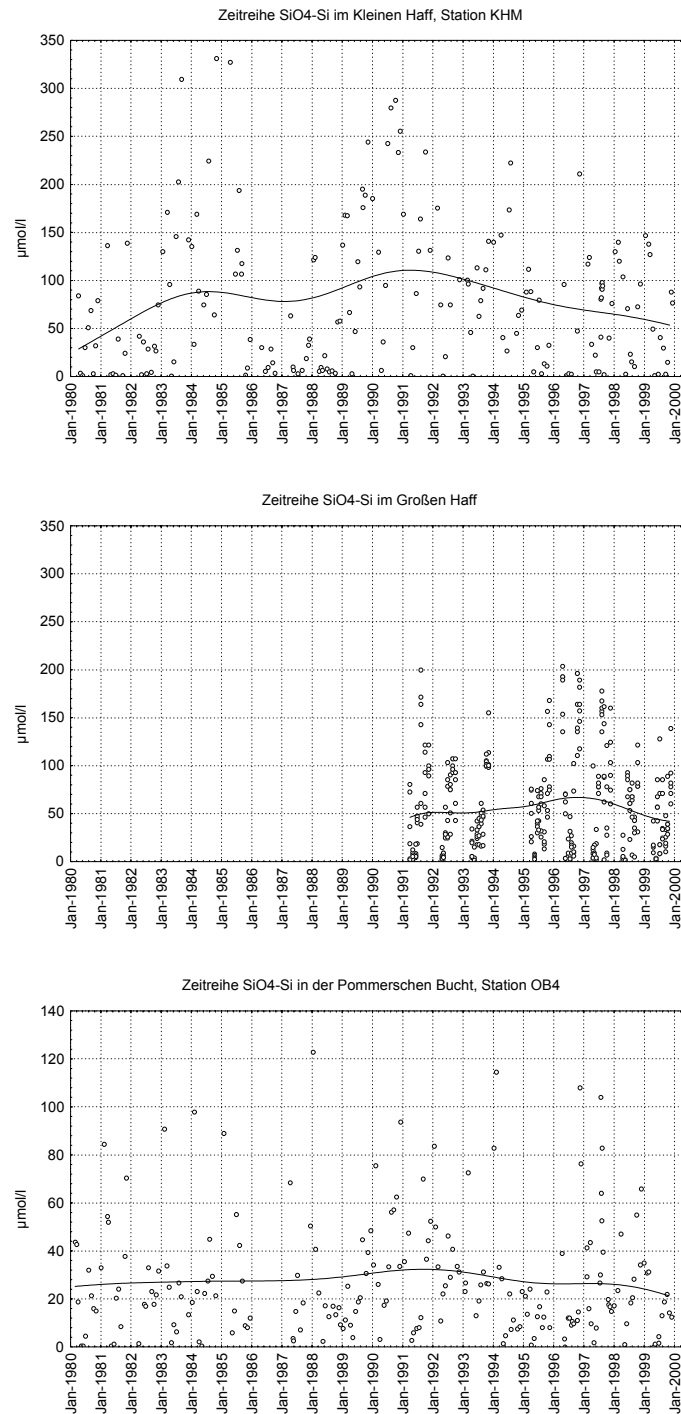


Figure 7.1: Silicate-Si ($\mu\text{mol/l}$) in the Kleines Haff (top), Wielki Zalew (middle) and the Pomeranian Bay (bottom) between 1980 and 2000. The line indicates the moving average. For the Kleines Haff and the Pomeranian Bay only single sampling stations were considered (KHM, OB4). Data source: State Agency of Environment, Protection of Nature and Geology Mecklenburg-Vorpommern (LUNG) and West Pomeranian Voivodeship Inspectorate in Szczecin (WIOS).

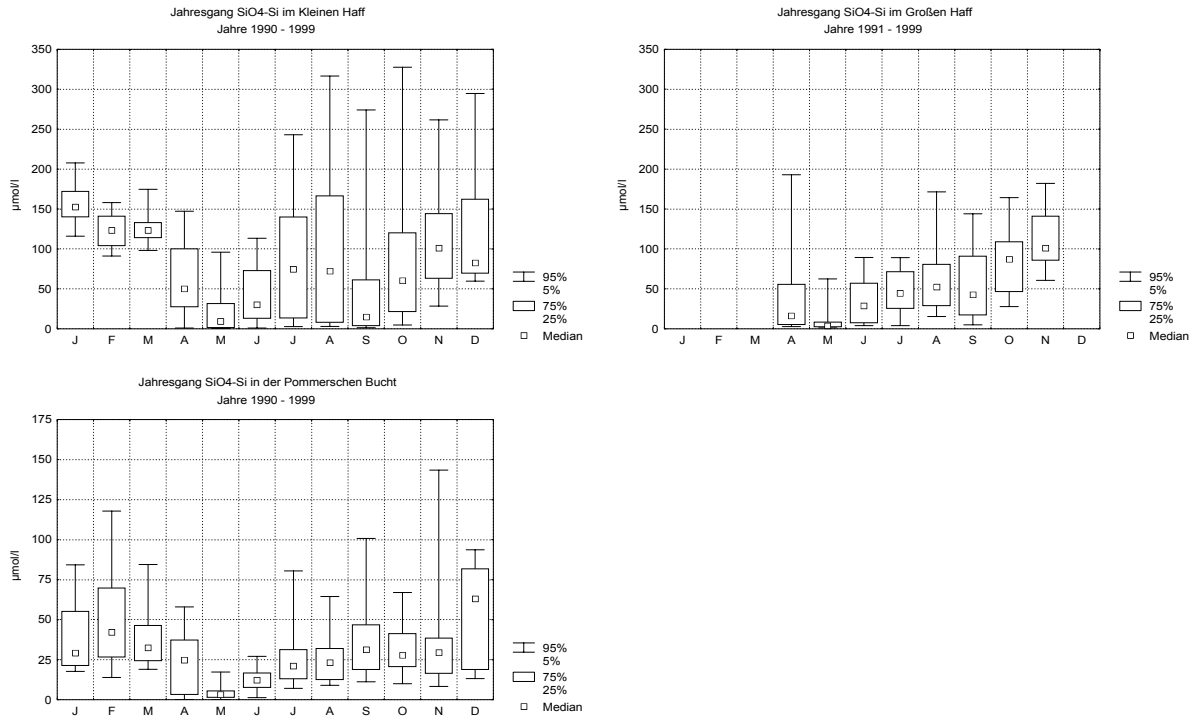


Figure 7.2: Annual course of silicate-Si concentrations ($\mu\text{mol/l}$) in the Kleines Haff (top, left), the Pomeranian Bay (bottom, left) 1990 – 1999 and the Wielki Zalew (top, right) 1991 – 1999. Data source: State Agency of Environment, Protection of Nature and Geology Mecklenburg-Vorpommern (LUNG) and West Pomeranian Voivodeship Inspectorate in Szczecin (WIOS).

The long-term development of silicate concentrations is very much dominated by the high variability of concentrations. The trends in the Kleines Haff and Wielki Zalew are not well in agreement and we refrain from an interpretation of the data (Fig. 7.1).

Silicate is another element where the annual dynamic of the concentrations reflects the biological activity. During winter we observe high concentrations and a steady decrease towards May. Similar to phosphorus, silicate is taken up by the diatom bloom in spring and largely depleted in the water column (Fig. 7.2). Silicate is incorporated into diatoms shells and these shells are subject to sedimentation when the algae die. Due to dissolution, a steady increase in silicate concentrations is observed during the rest of the year. This process can be interrupted by diatom developments later in the year, when silicate is consumed again and partly removed from the water column.

In spring, the spatial pattern of silicate concentrations is controlled by regional differences in uptake during algae blooms. During summer, regional differences in silicate dissolution create the spatial pattern in the lagoon. In the winter semi-annual gradients maintained by high Oder river discharge are prevailing (7.3). The data shows that the lagoon acts as an efficient sink for silicate.

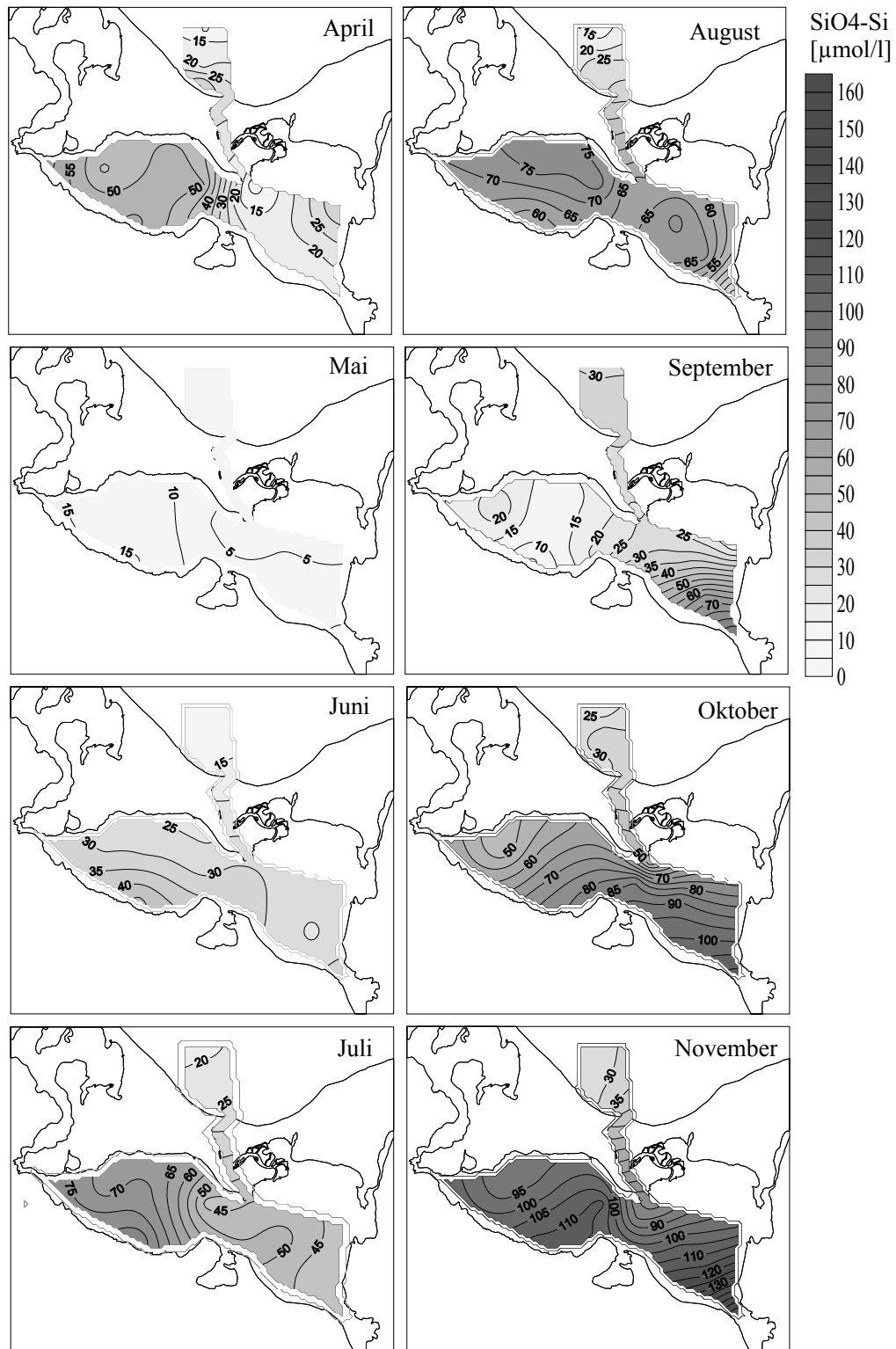


Figure 7.3: Average (median) spatial pattern of silicate-Si concentrations ($\mu\text{mol/l}$) between April and November during the period 1990-1999. Data source: State Agency of Environment, Protection of Nature and Geology Mecklenburg-Vorpommern (LUNG) and West Pomeranian Voivodeship Inspectorate in Szczecin (WIOS).

8 Chlorophyll

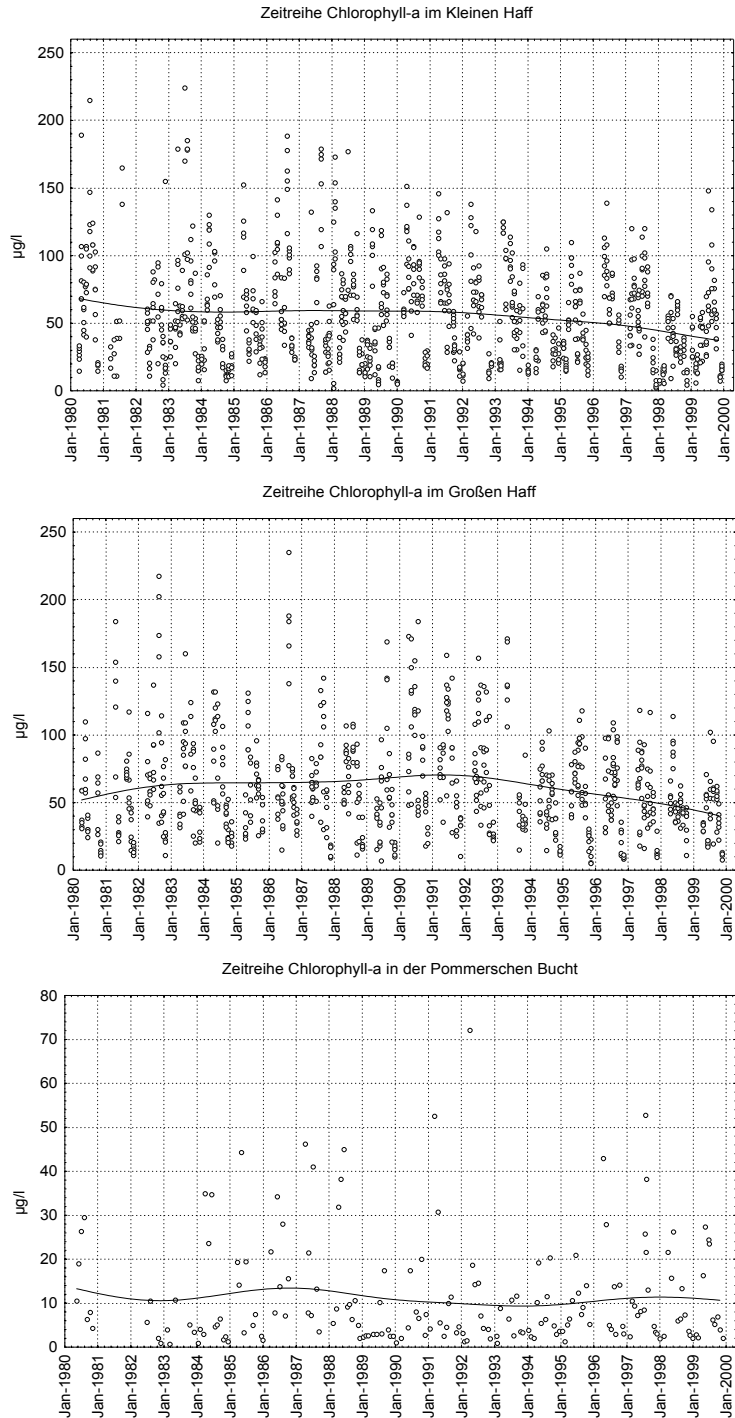


Figure 8.1: Chlorophyll-a concentrations ($\mu\text{g/l}$) in the Kleines Haff (top), Wielki Zalew (middle) and the Pomeranian Bay (bottom) between 1980 and 2000. The line indicates the moving average. Only one sampling location is considered for the bay (OB4). Data source: State Agency of Environment, Protection of Nature and Geology Mecklenburg-Vorpommern (LUNG) and West Pomeranian Voivodeship Inspectorate in Szczecin (WIOS).

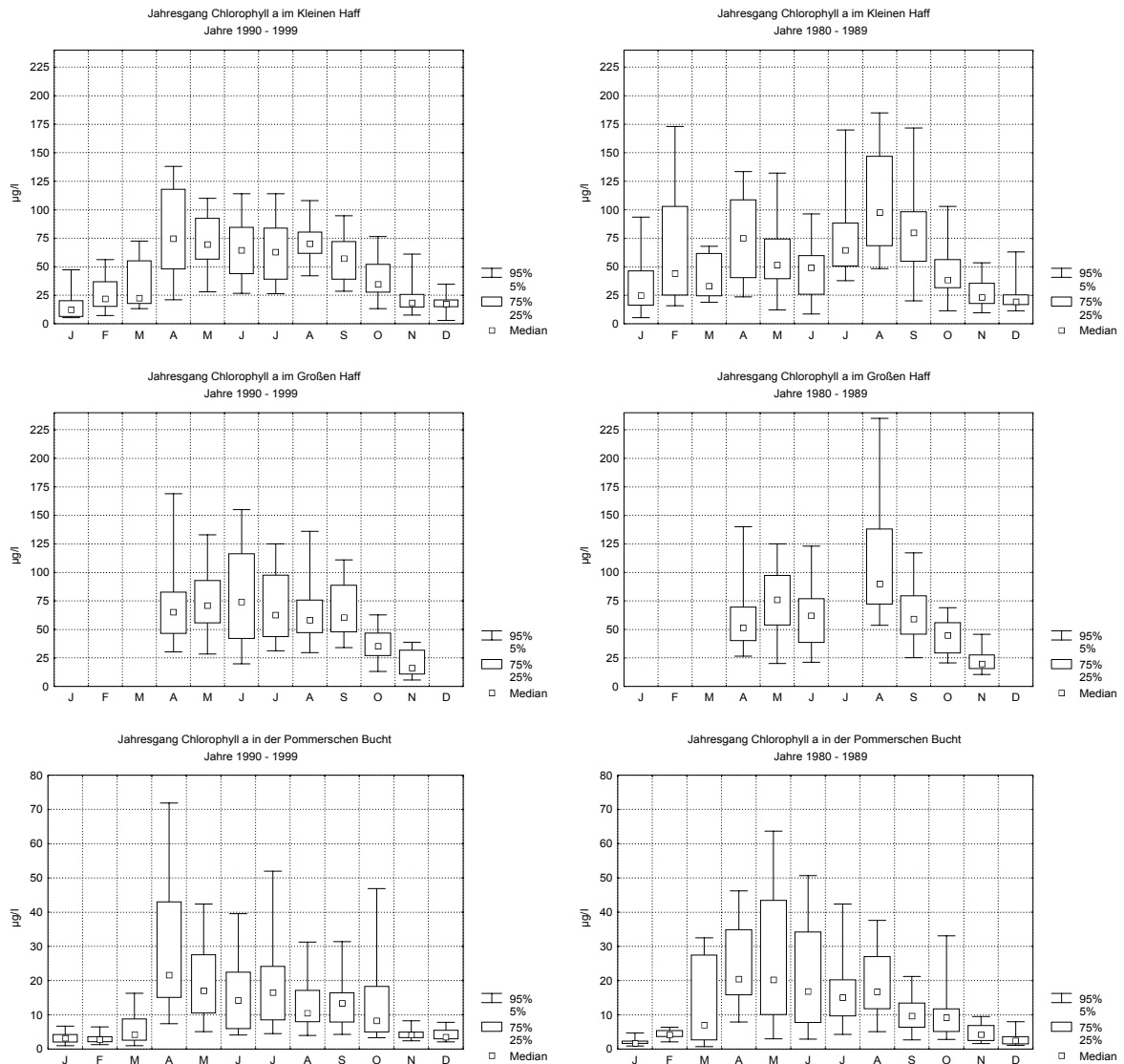


Figure 8.2: Annual course of Chlorophyll-a ($\mu\text{g/l}$) in the Kleines Haff (top), the Wielki Zalew (middle) and the Pomeranian Bay (bottom). The figures refer to the periods 1980 – 1989 (right) and 1990 – 1999 (left). Only few data is available for the bay between 1980-1989. Data source: State Agency of Environment, Protection of Nature and Geology Mecklenburg-Vorpommern (LUNG) and West Pomeranian Voivodeship Inspectorate in Szczecin (WIOS).

Chlorophyll-a is the major indicator for phytoplankton biomass. Similar to nutrients, chlorophyll-a concentrations show a high annual and inter-annual variability and long-term trends in the Oder estuary are problematic and uncertain. In the 1990's, the averaged median concentrations in the lagoon started to decrease by about 20 % (compared to the mid 1980's) and this process still goes on. This reduction is well in agreement with the reduction of nutrient concentration.

Chlorophyll concentrations describe a typical annual cycle, with high concentrations during the spring bloom in April, a high level during summer and decreasing concentrations towards winter (Fig. 8.2). In the lagoon the annual course of chlorophyll during the 1980's is less even. Winter algae blooms were observed as well as significant peaks in August. Similar to the lagoon, the mass

development of algae in the Pomeranian Bay started earlier, already in March during the 1980's. The concentrations during spring became more pronounced during the 90's (Fig. 8.3).

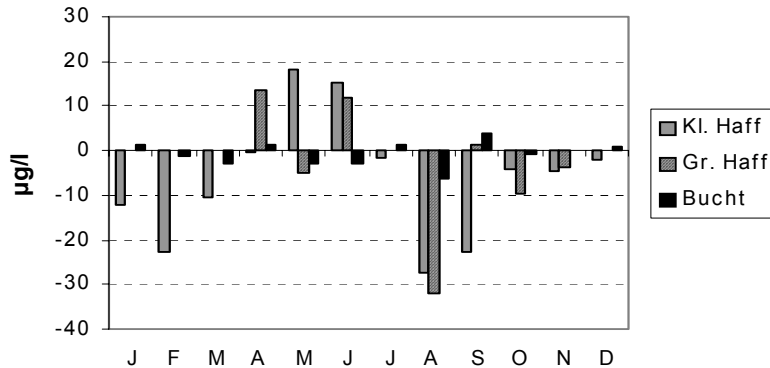


Figure 8.3: Differences in median chlorophyll-a concentrations ($\mu\text{g/l}$) between the 1990's compared to the 1980's in the Kleines Haff, the Wielki Zalew (Grosses Haff) and the Pomeranian Bay (Bucht). Data source: State Agency of Environment, Protection of Nature and Geology Mecklenburg-Vorpommern (LUNG) and West Pomeranian Voivodeship Inspectorate in Szczecin (WIOS).

The spatial chlorophyll pattern in the lagoon is influenced by the Oder river during several months. It is well known that phytoplankton forms patches, which are driven by wind and currents, and show strong vertical concentration gradients. These effects create an intensive patchiness, which cannot be represented by the existing few sampling locations.

The nitrogen as well as the phosphorus concentrations in the lagoon are very high and nutrients are abundant most of the time. Like in other temperate zone estuaries (NIXON & PILSON 1983) nitrogen becomes a scarce resource during late summer. Phosphorus can play a role as a limiting element for algae biomass in spring, indicated by low PO_4 values between April and June. The same is true for silicate. However, especially in the eastern part of the lagoon even intensive phytoplankton blooms during summer usually do not deplete nutrients. One reason is the constant nutrient supply by the Oder river and another reason is the mineralization of organic material, which is an important source for nutrients. Due to self-shading effects and high water turbidity as a result of sediment resuspension, light is the most important resource in the lagoon. In winter low temperatures play a role, too. With decreasing nutrient loads with the Oder river during the 1990's, the importance of nutrients in the lagoon slightly increased.

In the Pomeranian Bay nutrients, especially nitrogen plays a more important role as limiting resources for algae biomass.

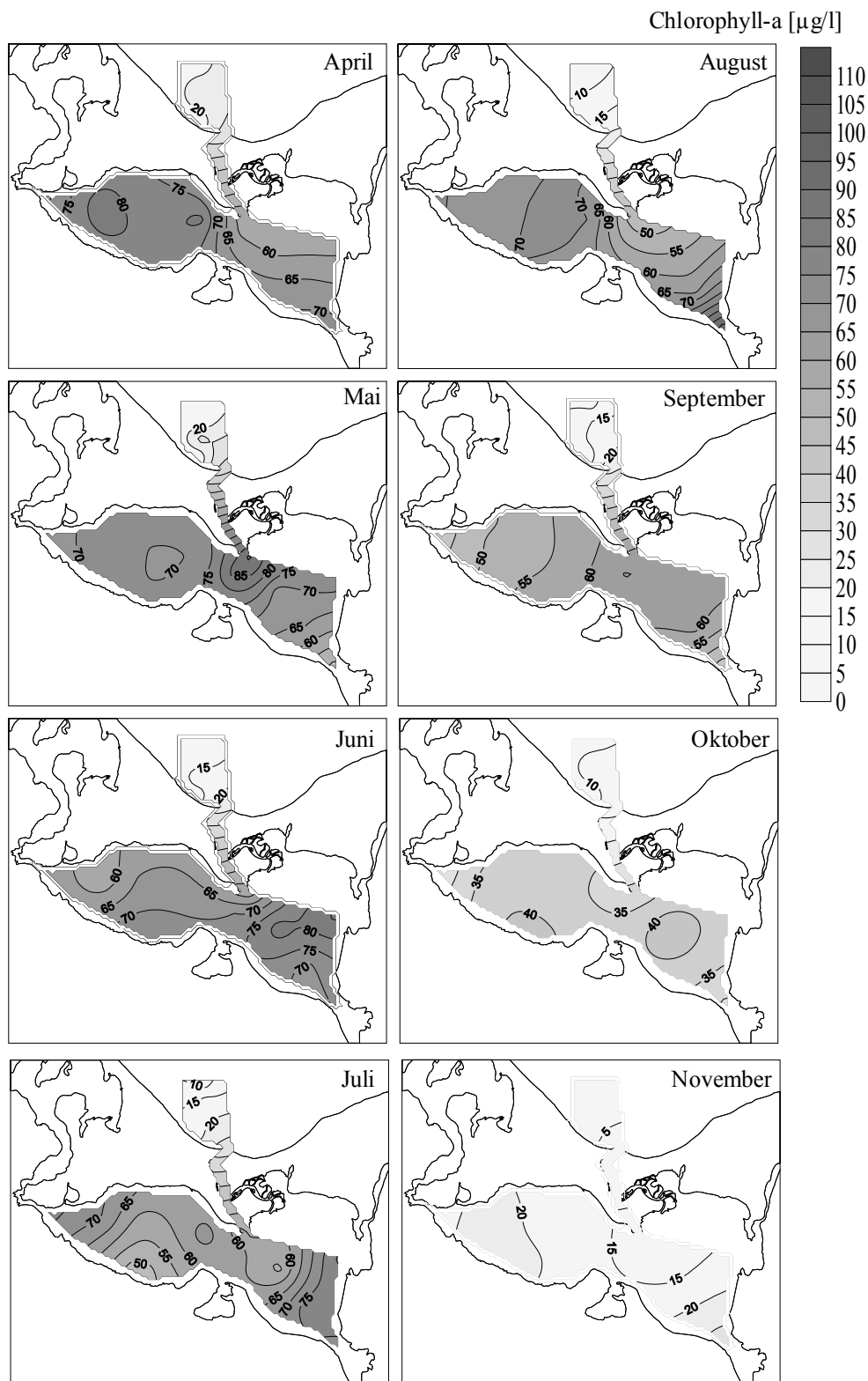


Figure 8.4: Average (median) spatial pattern of chlorophyll-a concentrations ($\mu\text{g/l}$) between April and November during the period 1990-1999. Data source: State Agency of Environment, Protection of Nature and Geology Mecklenburg-Vorpommern (LUNG) and West Pomeranian Voivodeship Inspectorate in Szczecin (WIOS).

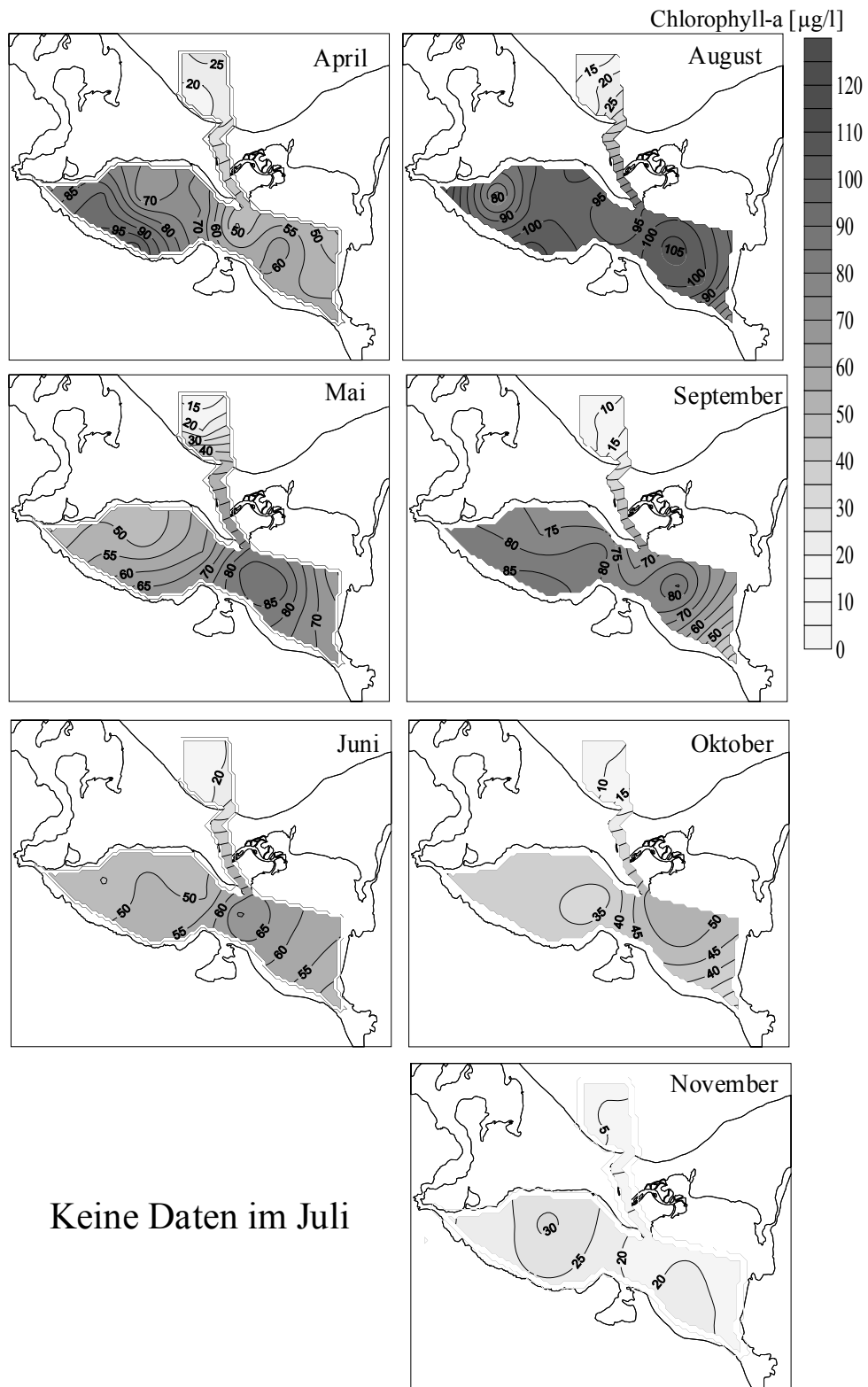


Figure 8.5: Average (median) spatial pattern of chlorophyll-a concentrations ($\mu\text{g/l}$) between April and November during the period 1980-1989. Data source: State Agency of Environment, Protection of Nature and Geology Mecklenburg-Vorpommern (LUNG) and West Pomeranian Voivodeship Inspectorate in Szczecin (WIOS).

9 Water transparency (Secchi depth)

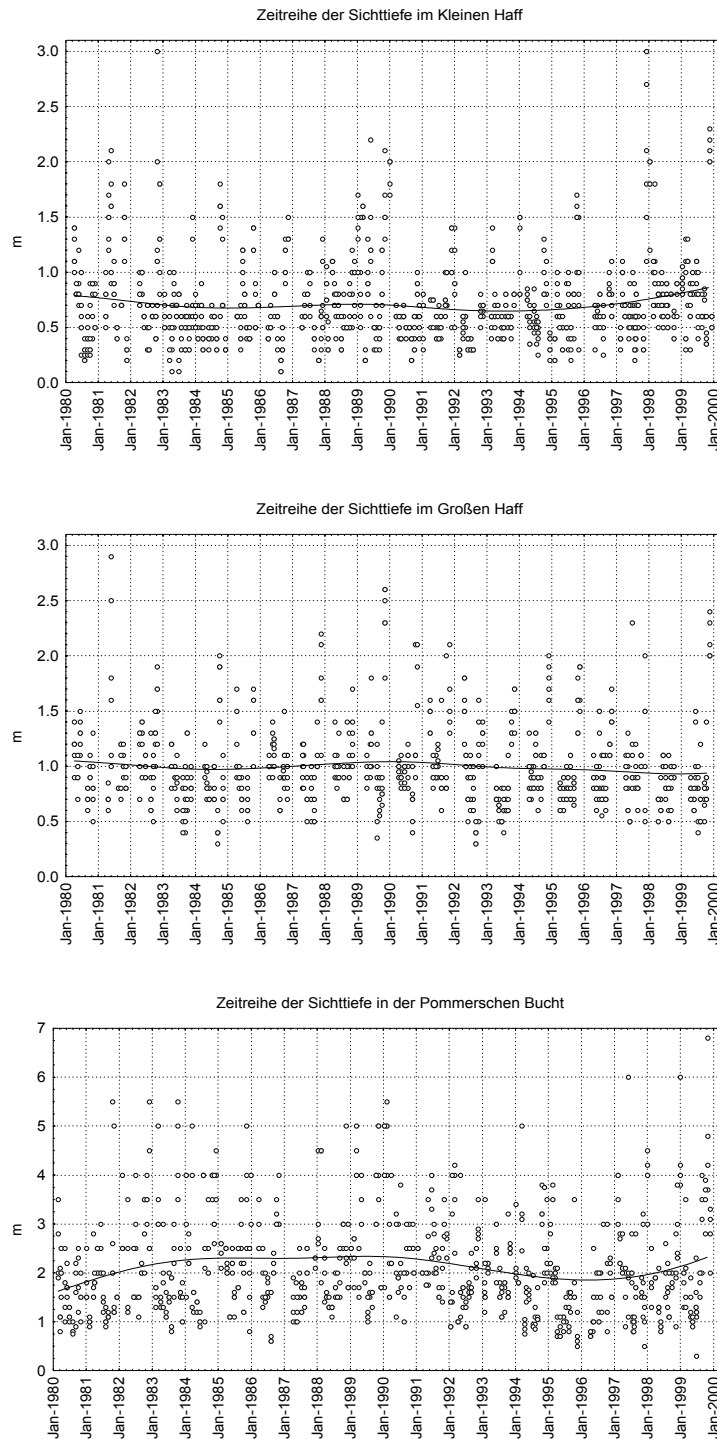


Figure 9.1: Transparency (Secchi-depth in m) in the Kleines Haff (top), Wielki Zalew (middle) and the Pomeranian Bay (bottom) between 1980 and 2000. The line indicates the moving average.. Data source: State Agency of Environment, Protection of Nature and Geology Mecklenburg-Vorpommern (LUNG) and West Pomeranian Voivodeship Inspectorate in Szczecin (WIOS).

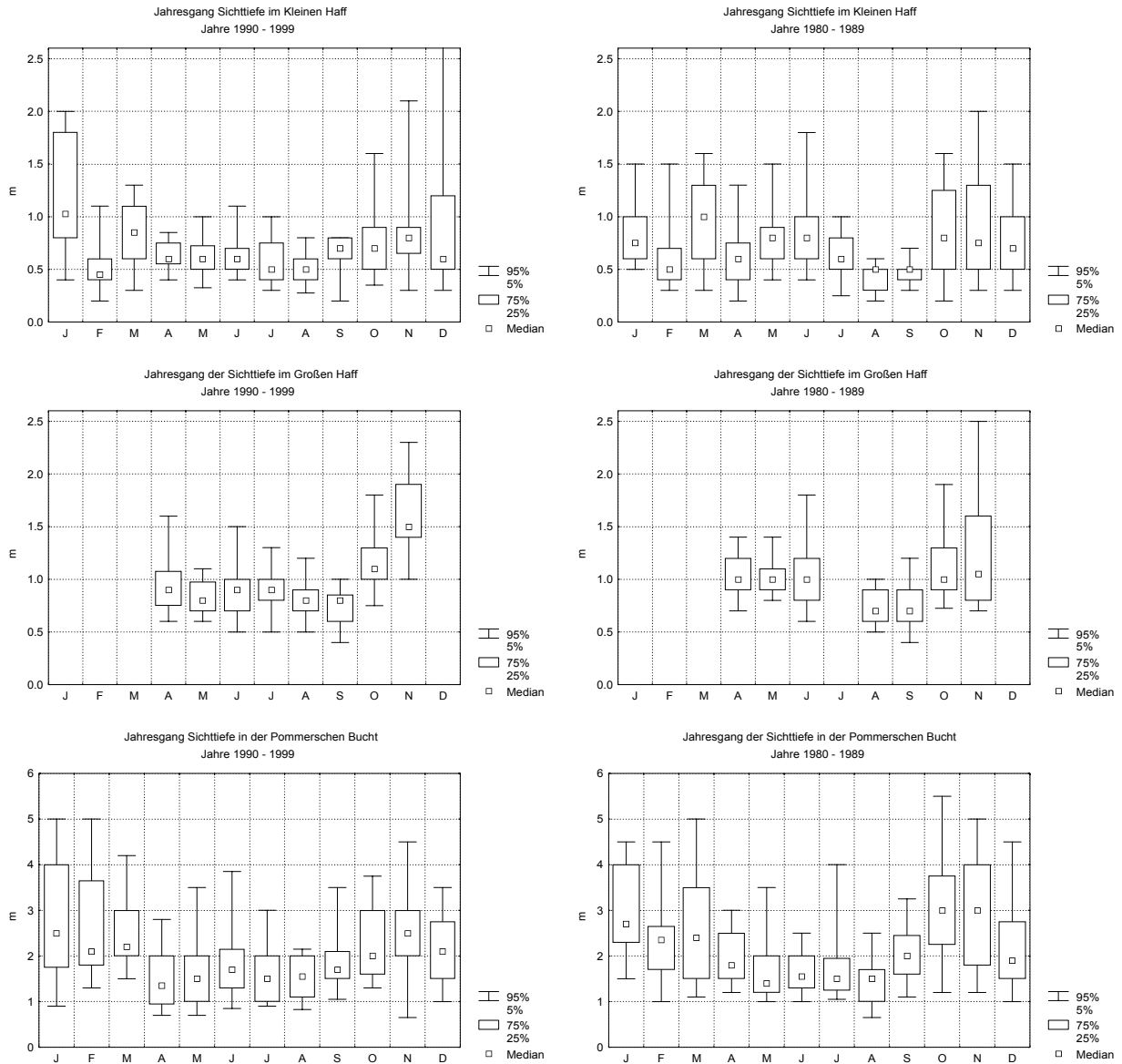


Figure 9.2: Annual course of transparency (Secchi-depth in m) in the Kleines Haff (top), the Wielki Zalew (middle) and the Pomeranian Bay (bottom). The figures refer to the periods 1980 – 1989 (right) and 1990 – 1999 (left). Data source: State Agency of Environment, Protection of Nature and Geology Mecklenburg-Vorpommern (LUNG) and Natur (StAUN) Ueckermünde und West Pomeranian Voivodeship.

The long-term development of transparency (Secchi-depth) does not show significant changes between 1980 and 2000. In the Kleines Haff, the average Secchi-depth remained below 1 m all the years and during summer values close to 0.5 m were common. The transparency in the Wielki Zalew was slightly higher. In the bay the Secchi-depth always exceeded 1 m, with maximum values in winter of about 3 m.

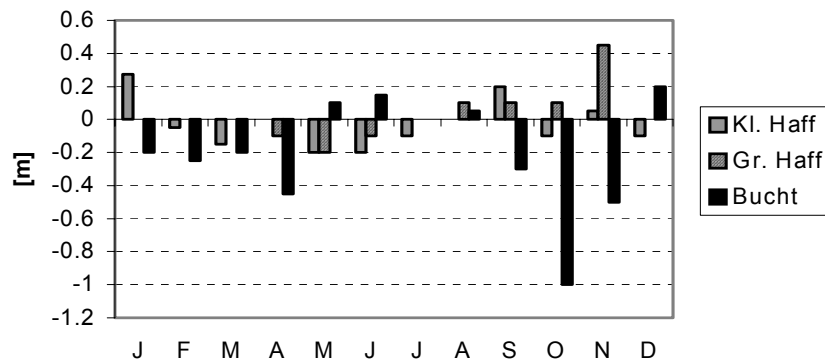


Figure 9.3: Differences in median transparency (Secchi-depth in m) between the 1990's compared to the 1980's in the Kleines Haff, the Wielki Zalew (Grosses Haff) and the Pomeranian Bay (Bucht). Data source: State Agency of Environment, Protection of Nature and Geology Mecklenburg-Vorpommern (LUNG) and West Pomeranian Voivodeship Inspectorate in Szczecin (WIOS).

Figure 9.3 indicates a slightly decreased Secchi-depth in the 1990's in the Pomeranian Bay. Changes in the lagoon are only minor.

During nearly all the year, the spatial pattern of transparency is the lowest in the Kleines Haff. Its shallowness, slightly higher algae biomass and more pronounced resuspension of sediment are possible reasons.

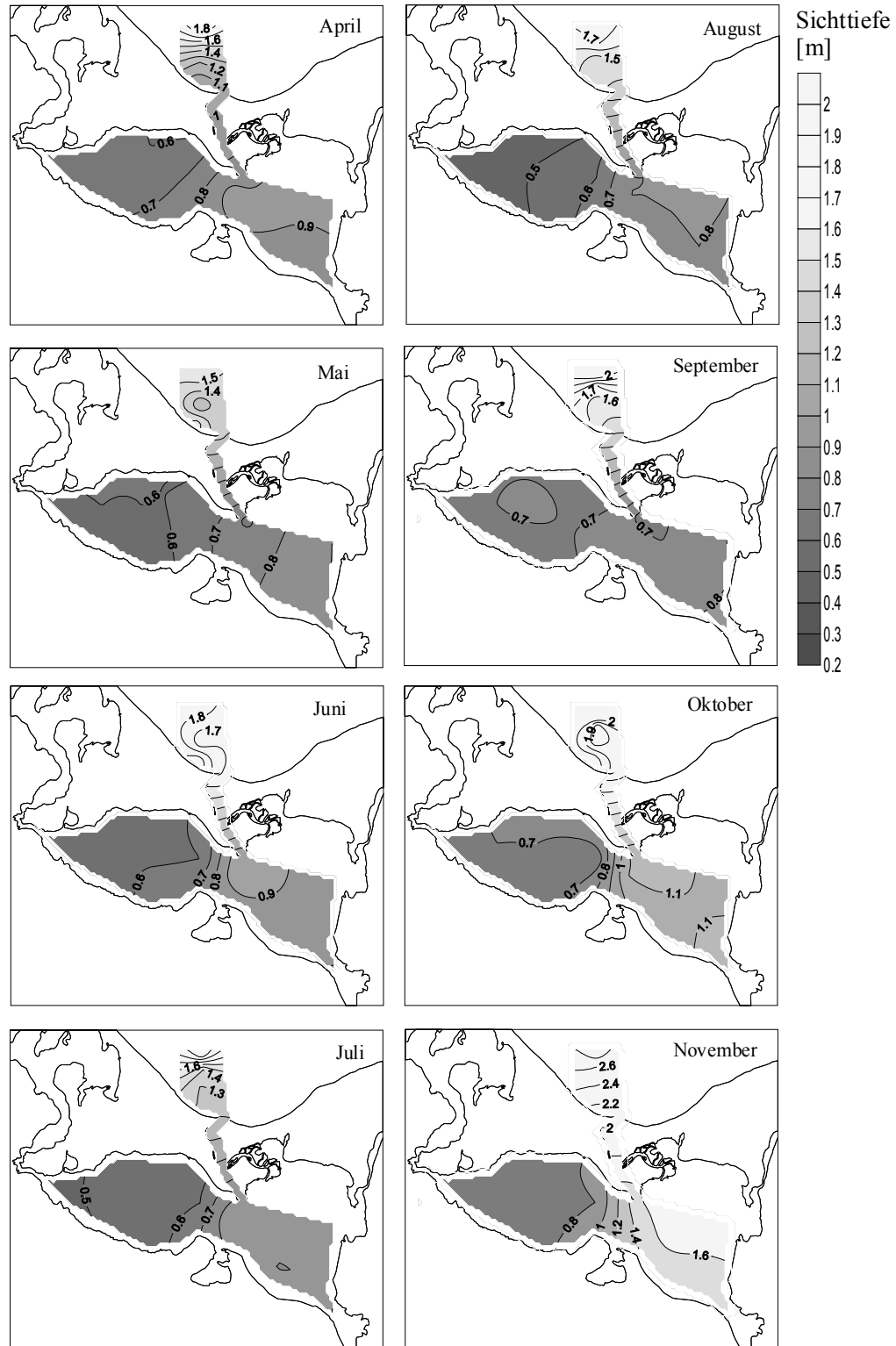


Figure 9.4: Average (median) spatial pattern of median transparency (Secchi-depth in m) between April and November during the period 1990-1999. Data source: State Agency of Environment, Protection of Nature and Geology Mecklenburg-Vorpommern (LUNG) and West Pomeranian Voivodeship Inspectorate in Szczecin (WIOS).

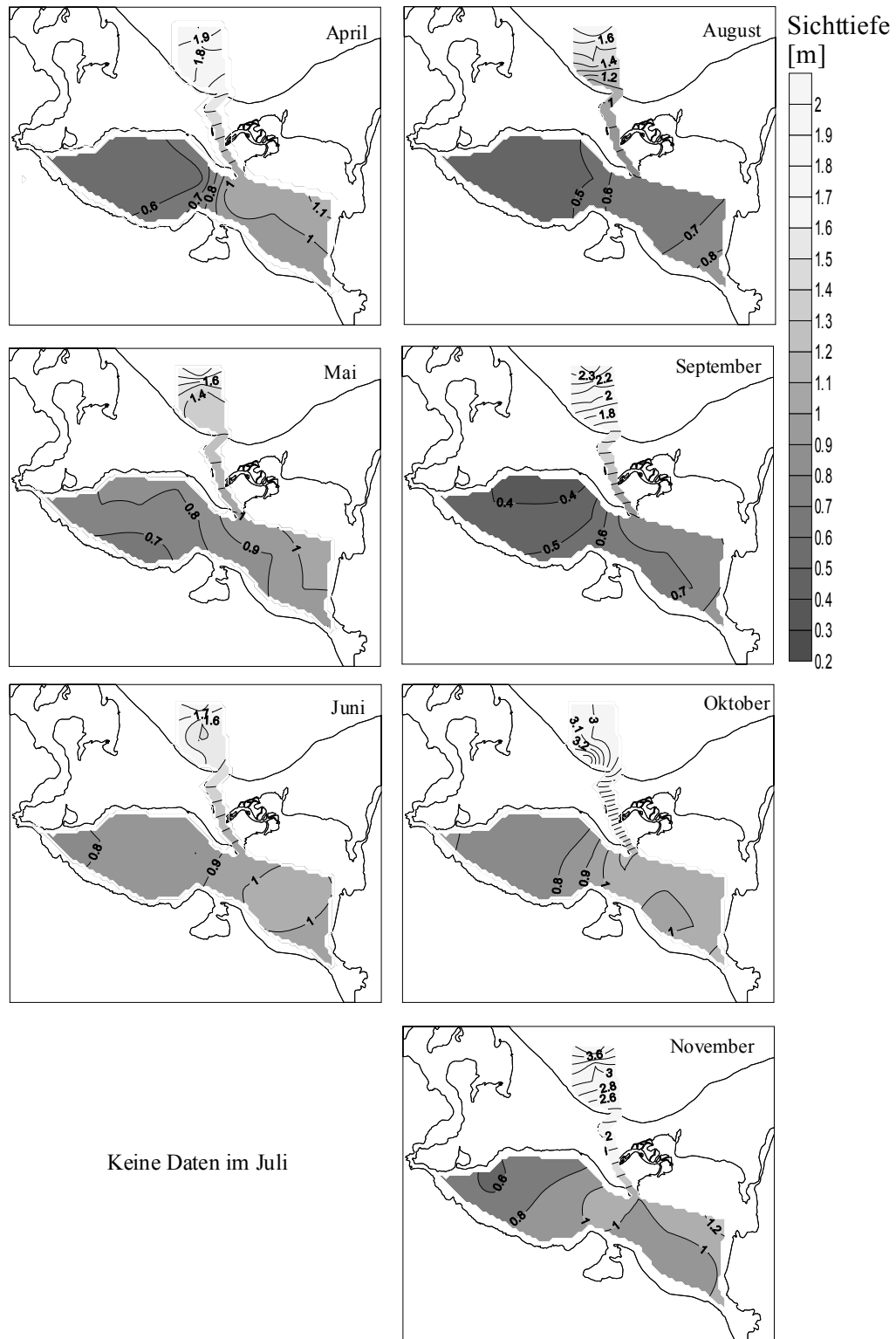


Figure 9.5: Average (median) spatial pattern of median transparency (Secchi-depth in m) between April and November during the period 1980-1989. Data source: State Agency of Environment, Protection of Nature and Geology Mecklenburg-Vorpommern (LUNG) and West Pomeranian Voivodeship Inspectorate in Szczecin (WIOS).

10 The trophic state

According to the OECD (1982) classification scheme, the Oder Lagoon has to be regarded as a hypertrophic system. The Landesamt für Umwelt, Natur und Geologie Meckenburg-Vorpommern (LUNG) applies an own more detailed classification system. It differentiates between heavily eutrophied, polytrophic and hypertrophic. After this scheme, the lagoon has a state between heavily eutrophied and polytrophic, depending on the considered year. The trophic state of the Pomeranian Bay, close to the Swina mouth, is between eutrophic and heavily eutrophic.

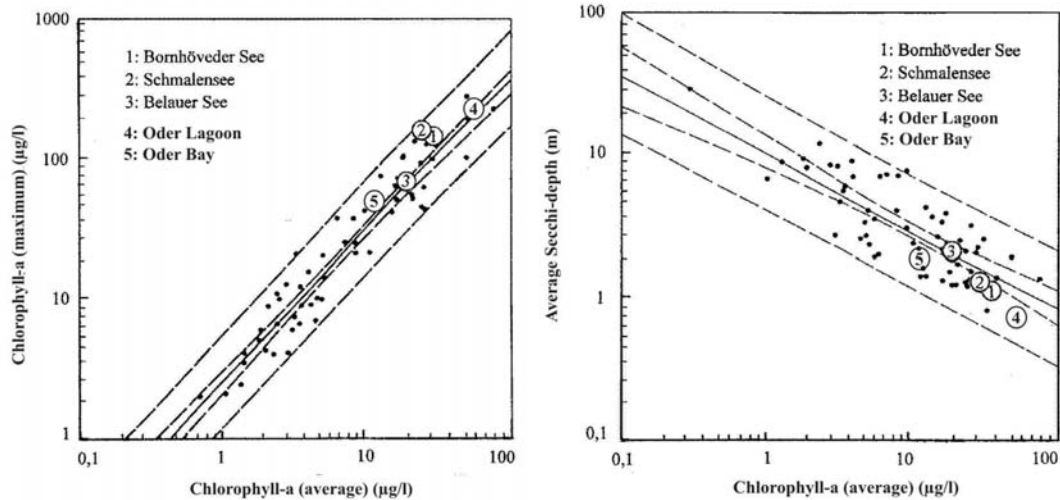


Figure 10.1: The trophic situation in the Oder Lagoon compared to three eutrophic lakes in northern Germany (SCHERNEWSKI 1999) and the world wide lakes in OECD (1982). The figures are modified after OECD (1982).

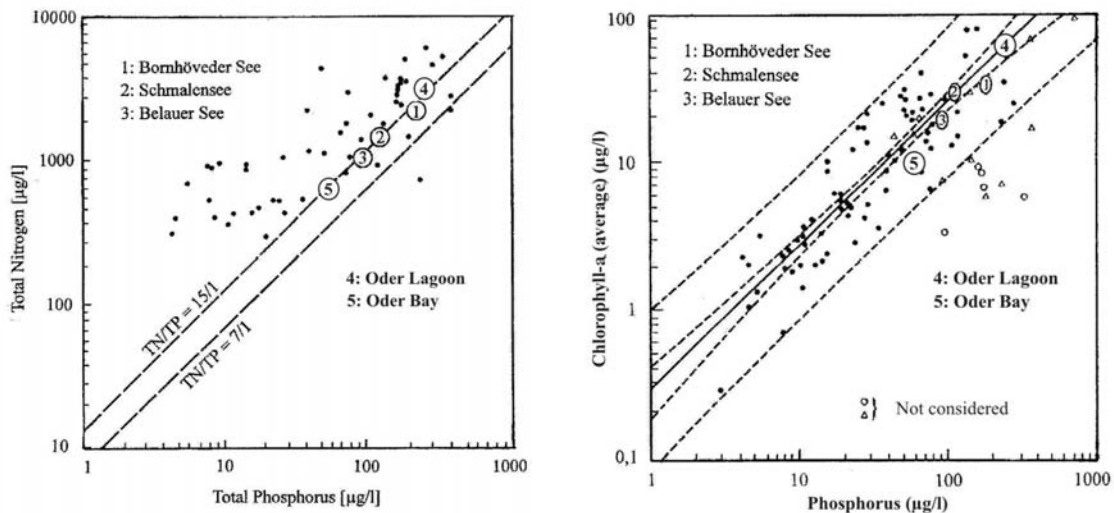


Figure 10.2: The trophic situation in the Oder Lagoon compared to three eutrophic lakes in northern Germany (SCHERNEWSKI 1999) and the world wide lakes in OECD (1982). The figures are modified after OECD (1982).

The comparison of chlorophyll-a, nitrogen and phosphorus concentrations in the Oder Lagoon with data from other lakes and lagoons (Fig. 10.1 and 10.2) clearly reflects the outstanding high

pollution of this system. In all comparisons the lagoon belongs to the worst cases. The relationship between the trophic parameters in the lagoon is typical and well in agreement with regressions derived from a data-set of world-wide lakes (OECD 1982). Despite the fact, that the Oder bay or Pomeranian Bay is an brackish system and not directly comparable to the lakes, all trophic relationships fit well into the OECD scheme, too. The pronounced difference in pollution between the lagoon and the bay becomes well visible.

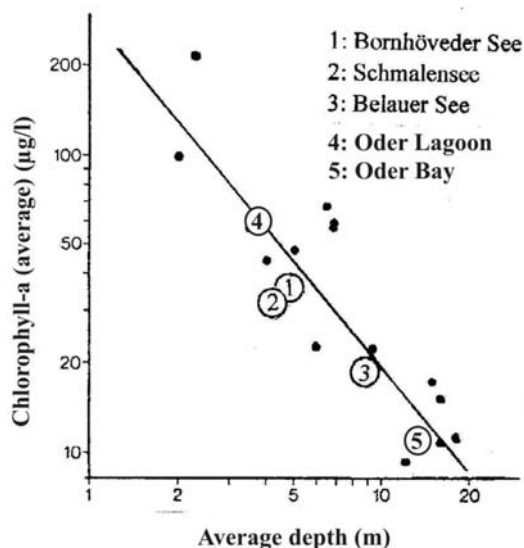


Figure 10.3: The trophic situation in the Oder Lagoon compared to lakes in northern Germany (MEFFERT & WULFF 1987, SCHERNEWSKI 1999). The figure is modified after MEFFERT & WULFF (1987).

The relationship between chlorophyll-a and the average depth shows that shallow systems generally have a much higher average phytoplankton biomass than deep lakes (Fig. 10.3). The relations between chlorophyll-a and the average depth in the Oder Lagoon is common and its shallowness explains the high phytoplankton biomass. The same is true for the Oder (Pomeranian) Bay.

Acknowledgement

The work was partly supported by the European Community project “Characterisation of the Baltic Sea Ecosystems: Dynamics and Function of Coastal Types (CHARM)”.

References

- BACHOR, A. & C. SCHÖPPE, 2004: Pollution Load Compilation of the German part of the Oder Estuary (1990-1998). Schernewski & Dolch (Hrsg.): Das Oderhaff – vor dem Hintergrund der EU Wasserrahmenrichtlinie. Meereswiss. Berichte **56**.
- BANGEL, H., 2001: Der Gewässerzustand des Oderästuars vor dem Hintergrund der Wasserrahmenrichtlinie. Diplomarbeit im Fach Geographie an der Universität Kiel.

- BANGEL, H., G. SCHERNEWSKI & M. WIELGAT, 2002: Spatial, seasonal and long-term changes of phosphorus concentrations in the Oder estuary. Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) - Tagungsbericht 2001 (Kiel), Tutzing 2002: 466-470.
- BEHRENDT, H., HUBER, P., KORNMILCH, M., OPITZ, D., SCHMOLL, O., SCHOLZ, G., UEBE, R., 1999: Nährstoffbilanzierung der Flussgebiete Deutschlands. Umweltbundesamt, Bericht 29625515, 288p.
- HELCOM, 2002: Environment of the Baltic Sea area 1994-1998. Baltic Sea Environment Proceedings No. **82B**.
- LEIPE (eds.), 1998: Das Oderhaff: Beiträge zur Rekonstruktion der holozänen geo-logischen Entwicklung und anthropogenen Beeinflussung des Oder-Ästuars. Marine Science Reports **28**, 61p.
- MEFFERT, M.E. & W.R WULFF, 1987: Morphometrie und Chlorophyllproduktion von ostholsteinischen Seen. Z. für Wasser- und Abwasserforschung, 13-15.
- MEYER, H., LAMPE, R., JONAS, P., BUCKMANN, K., 1998: Nährstoffe im Oderästuar – Transporte und Inventare. Greifswalder Geogr. Schriften **16**, 99-129.
- MOHRHOLZ, V. & H. U. LASS, 1998: Transports between Oderhaff and Pomeranian Bight a simple barotropic box model. Dt. Hydrogr. Z. **50**, 4, 371-383.
- NIEMIRYCZ, E., 1999: The pollution load from the river Odra in comparison to that in other Polish rivers in 1988-1997. Acta hydrochim. hydrobiol. **27**, 5, 286-291.
- NIXON, S.-W. & M.-E.-Q. PILSON, 1983: Nitrogen in estuarine and coastal marine ecosystems. Carpenter, E.-J. & Capone D.-G. Nitrogen in marine Environ-ment, New York, 565-648.
- OECD, 1982: Eutrophication of waters. Monitoring, assessment and control. Organisation for Economic Cooperation and Development, Paris.
- SCHERNEWSKI, G., 1999: Der Stoffhaushalt von Seen: Bedeutung zeitlicher Variabilität und räumlicher Heterogenität von Prozessen sowie des Betrachtungsmaßstabs. Marine Science Reports **36**, 275p.
- SCHERNEWSKI, G. & M. WIELGAT, 2001: Eutrophication of the shallow Szczecin Lagoon (Baltic Sea): modeling, management and the impact of weather. In: Brebbia, C.A. (ed.): Coastal Engineering: Computer Modelling of Seas and Coastal Regions. Witpress, Southampton, 87-98.
- SCHERNEWSKI, G., T. NEUMANN, V. PODSECHINE & H. SIEGEL, 2001: Spatial impact of the river Oder plume on water quality and seaside summer tourism at the south-western Baltic coast. International Journal of Hygiene and Environmental Health **204**, 143-155.
- SCHERNEWSKI, G. & H. STERR, 2002: Tourism and environment quality at the German Baltic coast: conflict or chance? In: Schernewski & Schiewer (eds.): Baltic Coastal Ecosystems: Structure, Function and Coastal Zone Management. CEEDES-Series, Springer Verlag, 215-230.
- SCHERNEWSKI, G., T. HUTTULA, W.-D. JÜLICH, V. PODSECHIN & I. TEJAKUSUMA, 2002: Water quality problems in Baltic coastal waters: The Oder river as a source of human pathogenic viruses. Proceedings of the International Conference 'Sustainable Management of Transboundary Waters in Europe', UNECE, Miedzyzdroje, Poland, 341-345.
- SCHERNEWSKI, G., T. NEUMANN & M. WIELGAT, 2003: Zustand und modellgestützte Prognosen zur Wasserqualität in der Ostsee. In Daschkeit, A. & Sterr, H. (Hrsg.): Aktuelle Ergebnisse der Küstenforschung. Berichte aus dem Forschungs- und Technologiezentrum Westküste der Univ. Kiel Nr. **28**, Büsum, 189-195.
- SCHMIDT, I., 1998: Langzeitreihen aus dem westlichen Teil des Oder-Ästuars. Greifswalder Geogr. Schriften **16**, 194-227.
- WIELGAT, M., 2002: Compilation of nutrient loads for the Szczecin Lagoon (Southern Baltic). Schernewski, G. Schiewer, U. (eds.) Baltic coastal ecosystems: structure, function and management. Ceedes, Springer Publ., 75-92.
- WIELGAT, M., WOLNOMIEJSKI, N. Long-term changes of nutrients in the Szczecin Lagoon (Wielki Zalew), Bulletin Sea Fisheries Institute, accepted.

- WIELGAT, M. & G. SCHERNEWSKI, 2002: Impact of the Oder River nutrient load reductions on the trophic state of the Szczecin Lagoon: A modelling approach. Proceedings of the International Conference 'Sustainable Management of Transboundary Waters in Europe', UNECE, 21 – 24 April 2002, Miedzyzdroje, Poland, 347-350.
- WIELGAT, M. & G. SCHERNEWSKI, 2002: Models as tools in coastal water management: eutrophication of the large, shallow Szczecin Lagoon. In: German National IHP-OHP Committee (ed.): Low-lying Coastal Areas – Hydrology and Integrated Coastal Zone Management. UNESCO International Hydrological Programme (IHP) and WMO Operational Hydrology Programme (OHP) – Reports, special issue **13**, 147-154.

Die Repräsentativität des Monitorings im Oderästuar – neue Anforderungen vor dem Hintergrund der Wasserrahmenrichtlinie

The Representativeness of the Monitoring Programme in the Oder Estuary – New Demands in Respect of the Water Framework Directive

Helge Bangel

Charlottenstrasse 5, D - 52070 Aachen, Germany
Email: helgebangel@gmx.de

Summary

The introduction of the Water Framework Directive enhances the demands on the monitoring of surface waters. In addition to a reliable assessment of water quality, monitoring data provides an essential basis for the evaluation and future planning of action programmes with the aim of a sustainable improvement of water quality. This study evaluates the suitability of the current monitoring programme with special regard to these demands. For this purpose, the parameters salinity, total nitrogen, total phosphorus, chlorophyll a and oxygen saturation are investigated. Time series from 16 sampling stations in the Oder estuary are analysed to define their level of representativeness in temporal and spatial respect. The discovered main aspect is that the current monitoring programme does not register short-time dynamics (time scale of a few months) of the examined parameters in an appropriate manner. The problems arising from these deficiencies are discussed. The aim of this article is to contribute to the understanding of "sampling aspects" with the overall aim of helping to setup a reliable and goal-directed monitoring of water quality for future monitoring programmes.

1 Einleitung

Die Gewässerbelastung mit Nährstoffen hat in den letzten 100 Jahren in den meisten Teilen der Europäischen Union erheblich zugenommen. Auch die meisten Küstengewässer der Ostseeküste leiden unter der gestiegenen Nährstofffracht der einmündenden Flüsse (SCHIEWER 2002). Eines dieser Küstengewässer ist das Oderästuar, über das heute ein Großteil der Schad- und Nährstoffe in die südliche Ostsee eingetragen wird. Es bildet das Untersuchungsgebiet dieses Beitrages.

Die Verringerung der Nährstoffbelastung in den Gewässern der EU ist eines der Ziele der *Richtlinie 2000/60/EG zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für die Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik* (Wasserrahmenrichtlinie). Mit dem Inkrafttreten der Wasserrahmenrichtlinie (WRRL) am 22.12.2000 begann die Neuordnung der Gesetzgebung zum Schutze von Oberflächengewässern und Grundwässern in der Europäischen Union.

Eine der zahlreichen Neuerungen, welche die Einführung der WRRL mit sich bringt, ist der veränderte Ansatz zur Wasserqualitätsbewertung. Die Bewertung der Wasserqualität von Oberflächengewässern erfolgt gemäß der WRRL hinsichtlich des ökologischen und chemischen Zustandes (WRRL, Artikel 8, 1-ii). Für den chemischen Gewässerzustand ist die Überschreitung

von human- oder ökotoxikologischen Grenzwerten entscheidend. Für die Bewertung des ökologischen Gewässerzustandes ist die Artenzusammensetzung und Abundanz der Biozönose eines Oberflächengewässers die wesentliche Grundlage. Die ökologische Wasserqualität wird als Grad der Abweichung der aktuellen Biozönose von einer gewässerspezifischen Referenzbiozönose ermittelt (WRRL, Anhang V 1.4). Um diese Bewertung zu unterstützen und abzusichern, werden zusätzlich physikalische, chemische und hydromorphologische Parameter herangezogen. Zu den chemischen Parametern gehören für die Gruppe der Übergangs- und Küstengewässer, zu welchen auch das Oderästuar zählt, der Sauerstoffhaushalt, der Salzgehalt und die Nährstoffverhältnisse. Hinzu kommen die Temperaturverhältnisse, die Sichttiefe und alle weiteren sogenannten prioritären Schadstoffe oder sonstige Stoffe, die in signifikanten Mengen in das Gewässer eingeleitet wurden (WRRL, Anhang V 1.1).

Den klassischen chemischen Gewässergüteparametern, wie dem Sauerstoffgehalt und den Nährstoffverhältnissen, wird somit für die Bewertung der Wasserqualität eine deutlich geringere Bedeutung zugewiesen, als dies in den bisherigen Bewertungsansätzen der Fall war. Für die meisten Oberflächengewässer stellt jedoch die verstärkte Zufuhr von Nährstoffen vom Beginn des letzten Jahrhunderts bis heute eine der wesentlichen Ursachen dar, die zu Verschiebungen im Artenspektrum beigetragen haben. Von Interesse sind diese chemischen Parameter dann, wenn es darum geht, die Nährstoffbelastung von Gewässern zu reduzieren, um damit eine Veränderung des Artenspektrums hin zur Referenzbiozönose zu erreichen. Solche Vorhaben werden gemäß WRRL im Zuge des Flussgebietsmanagements anhand von Maßnahmenprogrammen zur Verbesserung der ökologischen Wasserqualität realisiert.

Eine zielgerichtete Planung von Maßnahmenprogrammen setzt voraus, dass man die Zusammenhänge im Gewässerökosystem und somit die Ursachen für die Veränderung der Gewässerbiozönose anhand der Ergebnisse des Monitorings erkennen kann. Ist dies mit Hilfe des Monitorings nicht möglich, so muss man für die Konzeption von Maßnahmenprogrammen auf allgemein bekannte Zusammenhänge zurückgreifen. Durch die individuelle Charakteristik jedes Gewässers läuft man dann jedoch Gefahr, ineffektive oder unzureichende Maßnahmen zu ergreifen und dies erst mit einer Verzögerung von mehreren Jahren zu bemerken. Dies ist im Falle des Oderästuars um so ungünstiger, da aufgrund der Größe des Ästuars und seines Einzugsgebietes die finanziellen Aufwendungen für die Durchführung von Maßnahmenprogrammen zur Verbesserung der Wasserqualität erheblich sein könnten. Vor dem Hintergrund knapper finanzieller Mittel und einem engen Zeitplan für die Umsetzung der WRRL ist daher für die Planung von Maßnahmenprogrammen ein hinreichend intensives Monitoringprogramm anzustreben.

Will man später den Erfolg eines Maßnahmenprogramms kontrollieren, so ist dies anhand der Veränderung der Biozönose und der Parameter, auf welche die Maßnahme zielte, möglich. Das Monitoring dient somit im Sinne der WRRL neben der Wasserqualitätsbewertung vorrangig zwei Zielen:

- Zusammenhänge zwischen Schwankungen in der Abundanz/Artenzusammensetzung der Biozönose und anderen Parametern erkennen zu können und
- die mittel- und langfristige Veränderung dieser Parameter möglichst genau zu bestimmen, um hiermit die Effektivität eines Maßnahmenprogramms bewerten zu können.

Die Analyse von Zusammenhängen im Ökosystem stellt hohe Anforderungen an ein Monitoring. Für schnell reagierende und sich verändernde Lebensgemeinschaften, wie etwa dem Plankton, setzt dies voraus, dass sowohl langfristige Veränderungen als auch kurzfristige Schwankungen so gut erfasst werden, dass sich die wesentliche Dynamik eines Parameters in den Messwerten des Monitorings abbildet. Der Parameter muss vom Monitoring repräsentativ erfasst werden.

Gegenüber dieser Zielsetzung steht die seit einigen Jahrzehnten betriebene praktische Durchführung von Monitoringprogrammen in den deutschen Küstengewässern. Die Beprobung ist kosten- und zeitaufwendig, da sie vom Schiff aus erfolgt. Sie wird nicht selten durch ungünstige Witterungsbedingungen erschwert. Monitoringprogramme sind im Küstenbereich daher ungleich aufwendiger als auf dem Festland. Hieraus resultiert aus Kostengründen eine zumeist monatliche Beprobung chemischer Messgrößen, die auch im Oderästuar durchgeführt wird.

Wie repräsentativ dieses gegenwärtige Monitoringprogramm im Oderästuar einige ausgewählte chemische Parameter in Raum und Zeit erfasst und wie gut somit die Voraussetzungen für die Planung und Bewertung von Maßnahmenprogrammen sind, soll in diesem Beitrag erörtert werden. Das Ziel der angewendeten Methodik soll es sein, für den erreichten Grad an Repräsentanz ein quantitatives Maß zu liefern.

Hierfür werden die folgenden chemischen Parameter herangezogen: Gesamtstickstoff (N_t) und Gesamtphosphor (P_t) stellvertretend für die Nährstoffverhältnisse, die Salinität (SAL) und weiterhin die Sauerstoffsättigung ($O_2\%$). Da die autotrophe Produktion im Untersuchungsgebiet weitgehend durch das Phytoplankton erfolgt, wird Chlorophyll a als zusätzlicher Parameter in die Betrachtung mit einbezogen. Durch den Summenparameter Chlorophyll a kann in erster Näherung abgeschätzt werden wie gut das Monitoring die Phytoplanktodynamik erfasst.

Die ausgewerteten Messdaten stammen aus den Jahren 1980 - 2001 und wurden vom Landesamt für Umwelt, Natur und Geologie (LUNG) in Güstrow, dem Staatlichen Amt für Umwelt und Natur (StAUN) in Ueckermünde sowie vom Westpommernian Inspectorate of Environmental Protection (WIOS) in Szczecin, Polen, zur Verfügung gestellt.

Eine erste Auswertung von Monitoringdaten aus dem westlichen Teil des Oderästuars findet sich bei SCHMIDT (1998). Es wurde versucht mit Hilfe einfacher Methoden der deskriptiven Statistik ökosystemare Zusammenhänge zwischen gelösten Nährstoffen, physikalischen Parametern und dem Phytoplankton zu beschreiben. Die Untersuchung stützt sich auf Messdaten der Jahre 1972 – 1981. Sie hat zum Ergebnis, dass die zeitliche Beprobungsfrequenz der Parameter als zu gering eingeschätzt wird. Diese Einschätzung wird jedoch nicht weiter quantifiziert.

2 Beschreibung des Untersuchungsgebietes

Das Oderästuar gliedert sich in das Oderhaff und die Pommersche Bucht. Das Oderhaff hat eine

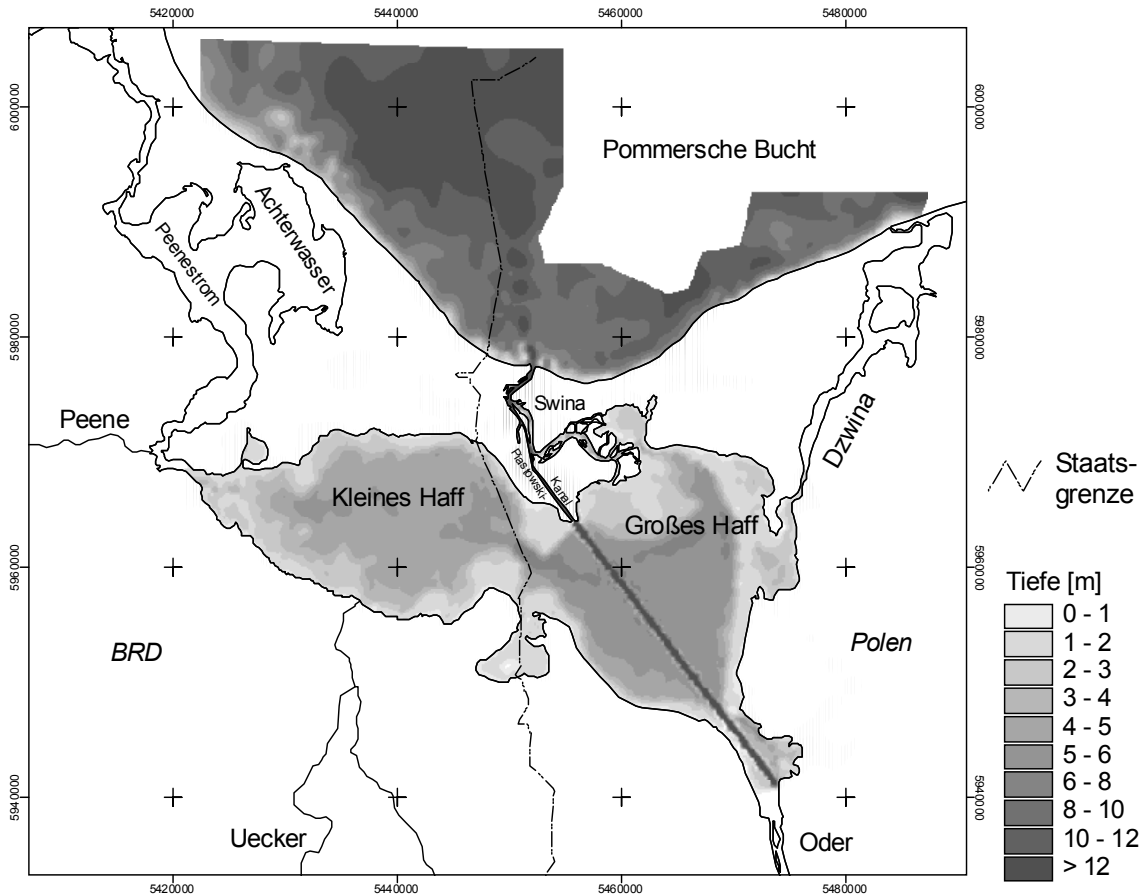


Abbildung 1 Übersicht über das Oderästuar. Bathymetriedaten von K. BUCKMANN (Institut für Geodatenverarbeitung GbR, Hinrichshagen), verändert

Größe von 687 km² und ist in zwei Becken unterteilt. Der westliche Teil wird als *Kleines Haff* bezeichnet, der östliche Teil als *Große Haff*. Abbildung 1 zeigt die räumliche Gliederung des Ästuars auf der Grundlage eines Bathymetriemodells, das von K. BUCKMANN (Institut für Geodatenverarbeitung GbR, Hinrichshagen) zur Verfügung gestellt wurde. Das Oderhaff ist gegenüber seiner Fläche sehr flach und weist nur eine mittlere Tiefe von 3,8 m auf. Maximale Tiefen werden in der Fahrrinne erreicht, die durch Ausbaggerung eine Mindesttiefe von 12,5 m hat (BUCKMANN et al. 1998). Die über Peenestrom, Swina und Dzwina an das Haff angebundene Pommersche Bucht bildet den Übergang zur offenen Ostsee und hat in weiten Teilen eine Tiefe zwischen 10 und 15 Metern (MOHRHOLZ 1998). Der Flusswasserzufluss in das Ästuar stammt zum größten Teil aus der Oder, die im Südosten in das Große Haff mündet. Gegenüber der Oder machen die weiteren Zuflüsse des Oderhaffs, Peene und Uecker, nur etwa 10 % der durch die Oder zugeführten Wassermenge aus.

Der Wasseraustausch des Haffs mit der Pommerschen Bucht richtet sich nach den Wasserständen in Haff, Bucht und Oder sowie nach der Windrichtung und -stärke. Der größte Teil des Wasseraustauschs vollzieht sich über die Swina und den Piastowski-Kanal. Dzwina und

Peenestrom haben für den Wasseraustausch des Haffs mit der Pommerschen Bucht nur eine geringe Bedeutung (MOHRHOLZ 1998; vgl. auch BUCKMANN et al. 1998).

3 Das Monitoringprogramm im Oderästuar

Das nun folgend beschriebene Monitoringprogramm im Oderästuar kann für den überwiegenden Teil des Monitorings an der Küste Mecklenburg-Vorpommerns und vermutlich für einen Großteil der deutschen Nord- und Ostseeküste, bezüglich der betrachteten Parameter, als charakteristisch angesehen werden.

Untersucht werden im Rahmen dieser Arbeit Messwerte von 16 Messstationen aus den Jahren 1980 bis 2001. Abbildung 2 zeigt die Lage der Stationen im Untersuchungsgebiet. Zehn der Messstationen befinden sich auf deutschem Territorium, davon 6 im Kleinen Haff und 4 in der Pommerschen Bucht. Weitere 6 Stationen befinden sich im Großen Haff auf polnischem Hoheitsgebiet. Die Messdaten werden auf deutscher Seite vom Landesamt für Natur, Umwelt und Geologie (LUNG) in Güstrow und dem Staatlichen Amt für Umwelt und Natur (StAUN) Ueckermünde verwaltet. Auf polnischer Seite geschieht dies durch das West Pomeranian Voivodeship Inspectorate in Szczecin (WIOS). Jährlich wird ein gemeinsamer Bericht über die Ergebnisse verfasst.

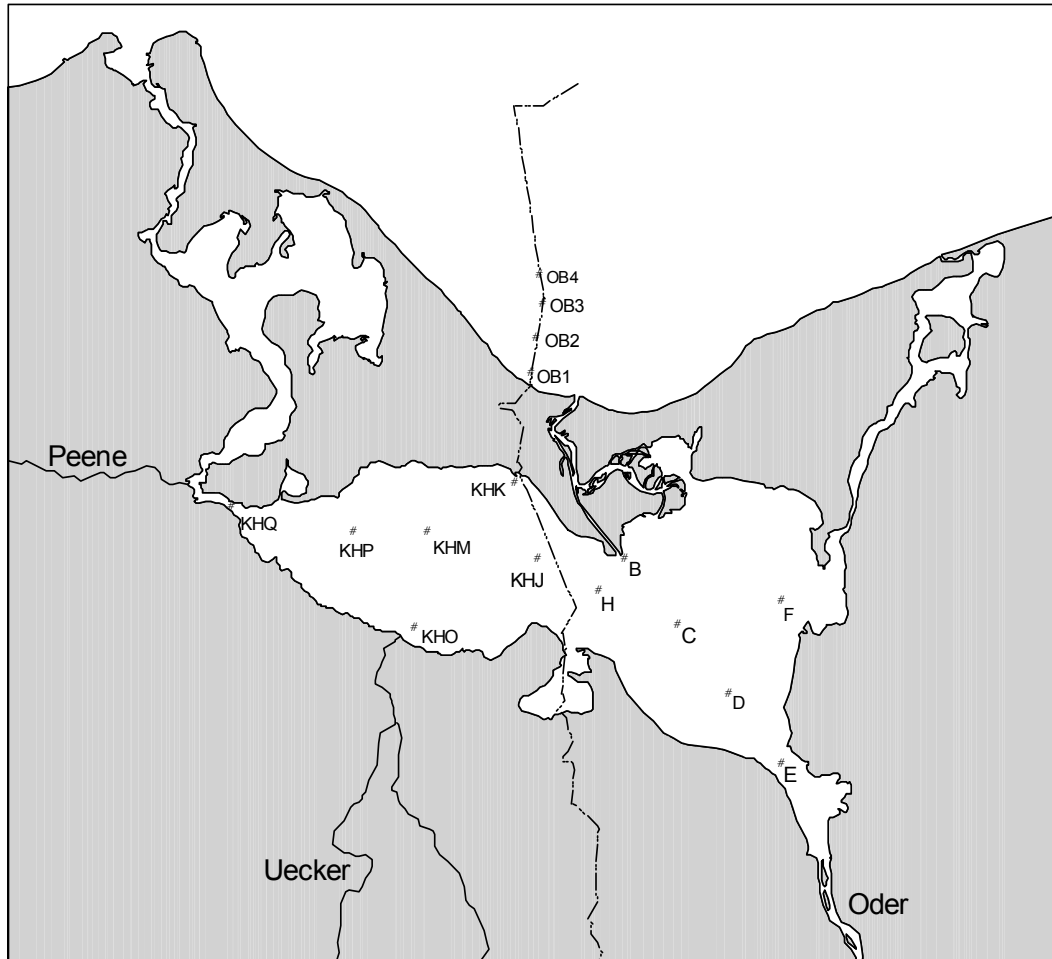


Abbildung 2 Lage der Messstationen im Untersuchungsgebiet

Durch Veränderungen des Messprogramms wurden die untersuchten Parameter seit dem Jahr 1980 nicht in allen Jahren gemessen. Für einige Jahre standen die Messwerte nicht zur Verfügung. Eine Auflistung der berücksichtigten Jahre stellt Tabelle 1 dar.

Die Messstationen werden möglichst monatlich von April bis November vom Schiff aus beprobt.

Tabelle 1 Für die weitere Auswertung wurden jeweils an allen Stationen eines Teilgebietes die folgenden Jahre berücksichtigt:

	Salinität	N_t	P_t	Chlorophyll a	$O_2\%$
Kleines Haff	80-99	91-01	91-01	80-99	80-99
Großes Haff	80-99	83-99	83-99	80-99	86-99
Pommersche Bucht	80-99	91-99	91-99	84-99	80-99

Messfahrten in der Zeit von Dezember bis März sind freiwillig und werden nur von deutscher Seite im Kleinen Haff und in der Pommerschen Bucht durchgeführt. Die Beprobung in den Wintermonaten erfolgt unregelmäßig, da sie gelegentlich durch Eisgang verhindert wird.

Einmal im Jahr findet eine gemeinsame Messfahrt statt. Die übrigen Termine sind nicht koordiniert. Die Differenz zwischen deutschen und polnischen Messfahrten beträgt häufig mehr als eine Woche. Auch die Beprobung des Kleinen Haffs und der Pommerschen Bucht wird nicht am selben Tag durchgeführt. Die Messfahrten liegen meist mehrere Tage auseinander. Der Abstand zwischen zwei Messterminen innerhalb eines Teilgebiets schwankt zwischen 2 und 6 Wochen (Abbildung 3).

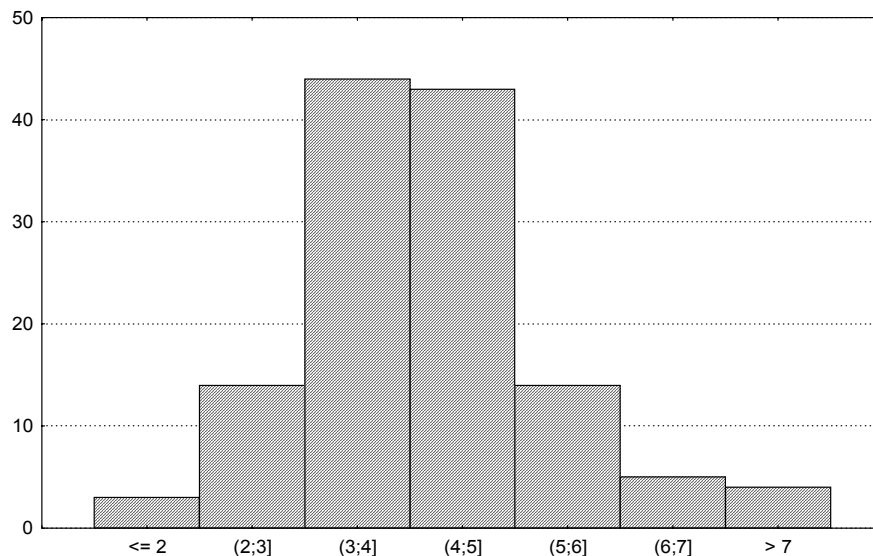


Abbildung 3 Abstand zwischen zwei Messterminen in Wochen im Kleinen Haff in den Jahren von 1980 – 1999. Datenquelle: Landesamt für Umwelt, Natur und Geologie Mecklenburg-Vorpommern (LUNG), Staatliches Amt für Umwelt und Natur (StAUN) Ueckermünde.

Die Beprobung der einzelnen Messstationen in einem Teilgebiete erfolgt aufgrund der relativ großen Distanzen zwischen den Stationen innerhalb mehrerer Stunden. Der Zeitpunkt der Probenentnahme an einer Messstation schwankt im Verlauf mehrerer Jahre um einige Stunden. Beispielhaft ist dies für die Station KHM im Kleinen Haff in Abbildung 4 dargestellt.

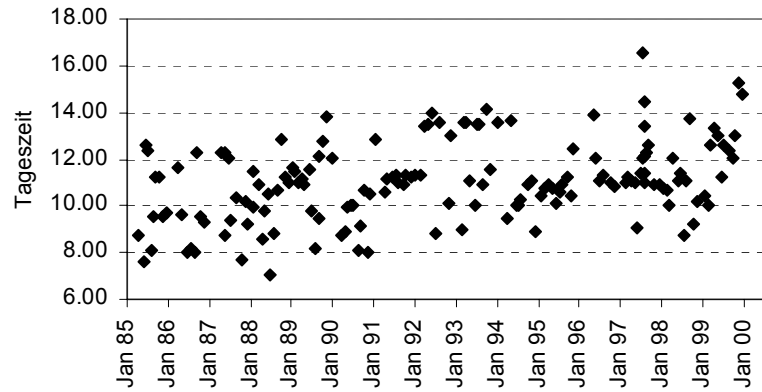


Abbildung 4 Tageszeit der Probenentnahme an Station KHM im Kleinen Haff von 1985 – 1999. Datenquelle: Landesamt für Umwelt, Natur und Geologie Meckenburg-Vorpommern (LUNG), Staatliches Amt für Umwelt und Natur (StAUN) Ueckermünde.

4 Methodik

Wie repräsentativ ein sich in der Zeit veränderndes Phänomen durch eine Zeitreihe von Messwerten beschrieben wird, kann allgemein durch die Methoden der Zeitreihenanalyse ermittelt werden. Einen einfachen Ansatz zur Zeitreihenanalyse stellt das Komponentenmodell dar (SCHLITGEN & STREITBERG 1999). Dem Komponentenmodell liegt die Annahme zugrunde, dass sich Zeitreihen aus mehreren Komponenten zusammensetzen: Einer *glatten Komponente* (G), welche die mittel- und langfristige Entwicklung der Zeitreihe beschreibt, einer *Saisonkomponente* (S), die jährlich wiederkehrende periodische Muster enthält, und einer *Restkomponente* (R), welche die weitgehend nicht zu erklärenden Störungen zusammenfasst.

Für die weitere Analyse wird von einem additiven Komponentenmodell ausgegangen. Die ursprüngliche Zeitreihe (Z) ergibt sich somit aus der Addition der einzelnen Komponenten:

$$Z(t) = G(t) + S(t) + R(t)$$

Aufgrund der ungleichen Abstände zwischen den Messterminen und der zahlreichen fehlenden Messwerte, muss das Datenmaterial für die Komponentenzerlegung zunächst aufbereitet werden. Methoden der Zeitreihenanalyse, die ungleiche Abstände zwischen den Messterminen berücksichtigen, sind mathematisch sehr aufwendig und in den gängigen Softwarepaketen zur statistischen Datenanalyse nicht vorhanden (SCHLITGEN 2001). Die vorliegenden Messwerte werden daher jeweils für den entsprechenden Monat gewertet. Der Messtag wird nicht berücksichtigt. Sind wegen geringer Beprobungsabstände mehrere Messwerte in einem Monat vorhanden, dann wird jeweils nur der erste Messtermin berücksichtigt.

Fehlende Messwerte treten mit großer Häufigkeit in den Monaten von Dezember bis März und zusätzlich unregelmäßig an einzelnen Terminen in den weiteren Monaten auf. An den

Messstationen im Großen Haff fehlen die Messwerte der Monate Dezember bis März vollständig. Für die weitere Zeitreihenanalyse werden daher nur die Monate von April bis November berücksichtigt, da regelmäßig fehlende Messwerte bei der Ableitung der glatten Komponente zu systematischen Verfälschungen führen würden. Auf diese Weise bleiben zudem die Ergebnisse aus dem polnischen und dem deutschen Teilgebiet vergleichbar. Gegenüber einzelnen fehlenden Messwerten sind die angewendeten Verfahren zur Komponentenerlegung als robust einzuschätzen.

Die Zeitreihen weisen nach dieser Bearbeitung nur noch acht Werte pro Jahr auf. Auf den Messwert des Monats November eines Jahres folgt der Messwert des Monats April des nächsten Jahres. Nach dieser ersten Bearbeitung der Daten kann nun die Komponentenerlegung erfolgen.

Die glatte Komponente einer Zeitreihe kann über eine Filtration mit einem gleitenden Durchschnitt bestimmt werden. Für Zeitreihen mit Ausreißern und Datenlücken ist der Median ein geeigneter Filter (SCHLITGEN 2001). Geglättet werden die Zeitreihen daher durch einen zentrierten gleitenden Median über die Messwerte von zwei Jahren. Jeder Messwert wird dabei gleich gewichtet. Die aus der Filtration resultierende Kurve hat häufig einen ‚treppenartigen‘ Verlauf, weswegen sie ein weiteres mal durch einen zentrierten gleitenden Mittelwert über die Messwerte eines Jahres geglättet wird. Das Ergebnis der zweifachen Filtration zeigt Abbildung 5.

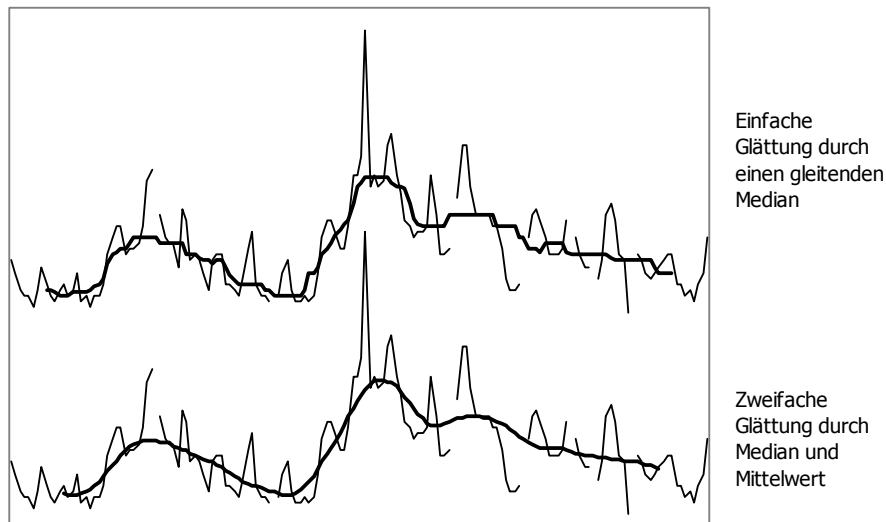


Abbildung 5 Ableitung der glatten Komponente durch zweifache Glättung der Zeitreihe

Nachdem die glatte Komponente von der ursprünglichen Datenreihe subtrahiert wurde, werden die Messwerte einer Zeitreihe jeweils monatsweise gruppiert. Die Saisonkomponente berechnet sich aus den Medianen der einzelnen Monate.

Nach Subtraktion der Saisonkomponente verbleibt die Restkomponente. Abbildung 6 zeigt die Zerlegung einer Zeitreihe in einzelne Komponenten.

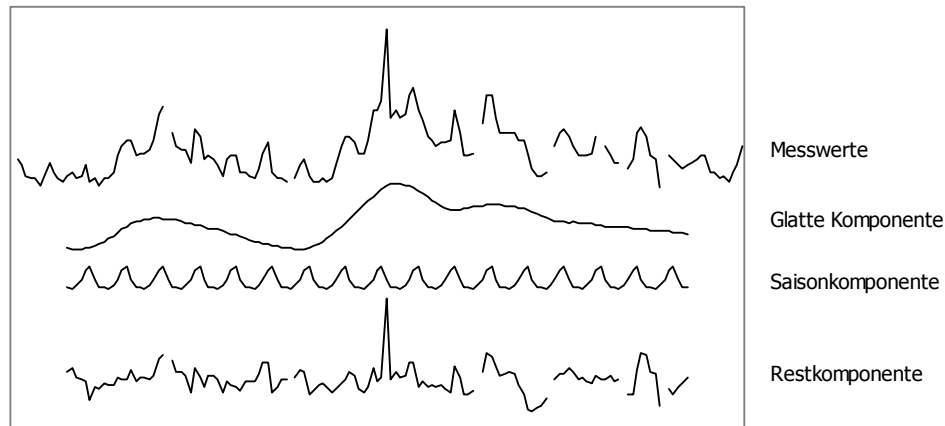


Abbildung 6 Komponentenzerlegung einer Zeitreihe.

Nach der Zerlegung in einzelne Komponenten können aus der Restkomponente Aussagen über die Repräsentativität des Monitorings abgeleitet werden. Aus der Restkomponente kann zunächst bestimmt werden, wie genau das Monitoring die kurzfristigen Schwankungen eines Parameters erfasst. Hierzu wird zunächst die Autokorrelationsfunktion der Restkomponente bestimmt. Sie gibt Aufschluss darüber, wie stark die Erhaltungsneigung in einer Zeitreihe ist. Für die Bewertung wird der Wert der Autokorrelationsfunktion für den Zeitabstand 1 („Lag 1“) herangezogen. Ist der Wert sehr hoch, so erfasst das Messprogramm die kurzfristigen Schwankungen des Parameters gut. Einzelne Messwerte weisen dann eine hohe zeitliche Repräsentanz auf. Der Verlauf der Messreihe entspricht mit zunehmendem Autokorrelationskoeffizienten der Dynamik des Parameters in der Realität. Für einen Parameter des Monitorings im Oderästuar würde dies bedeuten, dass unterhalb der durchschnittlichen Messfrequenz von einem Monat keine wesentlichen Veränderung des Parameters stattfinden.

Ist die Autokorrelation für den Lag 1 nur gering oder nicht signifikant, so weisen die einzelnen Messwerte nur eine geringe zeitliche Repräsentanz auf. Das Messprogramm erfasst den Parameter in seiner kurzfristigen Dynamik dann nur unvollständig. Es ist möglich, dass wesentliche kurzfristige Schwankungen des Parameters nicht in den Messreihen enthalten sind.

Wie gut die mittel- und langfristige Dynamik vom Monitoring erfasst wird, ist abhängig von der Breite der Konfidenzbanden für Saison und glatte Komponente. Ein Konfidenzintervall kann aus der Streuung, der um ihren autokorrelativen Anteil bereinigten Restkomponente, berechnet werden. Die Breite des Konfidenzintervalls steigt jedoch bei den untersuchten Parametern mit der relativen Höhe der Messwerte an. Im Oderästuar existieren durch die Verdünnung der eingetragenen Stoffe ausgeprägte Konzentrationsgradienten. Somit ist ein direkter Stationsvergleich aufgrund unterschiedlicher Konfidenzintervallen nicht möglich. Ob die mittel- und langfristige Entwicklung an einer Messstelle ausreichend gut erfasst wird, ist ebenfalls erst dann bewertbar, wenn das Konfidenzintervall einer Messstelle in Relation zu den erwarteten Veränderung betrachtet werden kann. Es gilt jedoch generell: Je höher die Autokorrelation der Restkomponente, desto besser werden auch mittel- und langfristige Veränderungen erfasst.

Die Korrelationen zwischen den Restkomponenten verschiedener Messstationen gibt Auskunft darüber, wie repräsentativ das Monitoring die räumliche Struktur des gemessenen Parameters an einem Messtermin erfasst. Hohe Korrelationskoeffizienten weisen darauf hin, dass das Messprogramm die räumliche Heterogenität des Parameters an einem Messtermin gut erfasst. Bei geringen Korrelationskoeffizienten weisen die Messwerte nur eine geringe räumliche Repräsentanz auf und das Messprogramm erfasst die räumliche Struktur nur unvollständig.

Bevor nun Korrelationen berechnet werden können, müssen Ausreißer aus der Restkomponente entfernt werden, da diese eine Korrelation stark verfälschen können (SCHLITGEN 1998, BAHRENBURG et al. 1990). Als Ausreißer können alle Messwerte bezeichnet werden, die vom Median der Stichprobe um mehr als das 1,5-fache des Interquartilsabstandes abweichen (SACHS 1993). Ist ein Wert als Ausreißer erkannt, wird er aus der Zeitreihe gelöscht. Hierdurch nimmt die Anzahl der Datenlücken in der Zeitreihe zu. Ausreißer machen in den untersuchten Messreihen etwa 3% - 10% der Messwerte aus. Abbildung 7 zeigt die Korrelation der Restkomponente zwischen zwei Messstationen mit und ohne Ausreißer in den Messreihen.

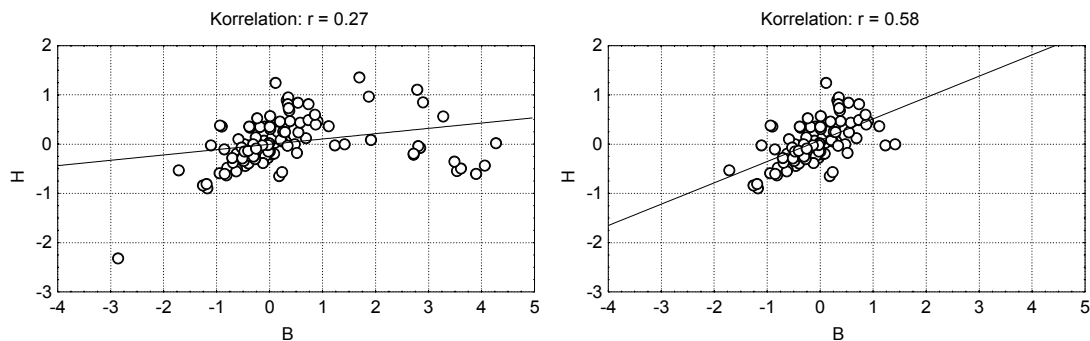


Abbildung 7 Korrelation der Restkomponente der Salinität zwischen den Stationen B und H aus dem Großen Haff mit Ausreißern (links) und ohne Ausreißer (rechts). Datenquelle: West Pomeranian Voivodship Inspectorate in Szczecin (WIOS).

5 Ergebnisse

Zur Veranschaulichung der Ergebnisse der Komponentenerlegung sind in Abbildung 8 drei typische Beispiele dargestellt. Insgesamt ergibt sich folgendes Bild:

Die Salinität weist ausgeprägte mittelfristige Schwankungen der glatten Komponente auf. Die saisonale Dynamik und die Schwankungsbreite der Restkomponente sind demgegenüber deutlich schwächer ausgeprägt und haben eine ähnliche Amplitude. Der Parameter Gesamtstickstoff wird von starken saisonalen Schwankungen dominiert. Die glatte Komponente und die Restkomponente treten demgegenüber etwas zurück. Gesamtphosphor weist keine Dominanz einer Komponente auf. Bei dem Parameter Chlorophyll a sind Saison und Restkomponente in ihrer Dynamik ähnlich. Schwankungen der glatten Komponente sind in Relation dazu nur in geringem Maße vorhanden. Der Parameter Sauerstoffsättigung wird geprägt von der kurzzeitigen Dynamik der Restkomponente. Glatte Komponente und Saisonkomponente sind von geringerer Bedeutung. Generell weisen die Stationen in der Pommerschen Bucht bei einem Vergleich mit den Stationen im Haff eine etwas ausgeprägtere Restkomponente gegenüber Saisonkomponente und glatter Komponente auf.

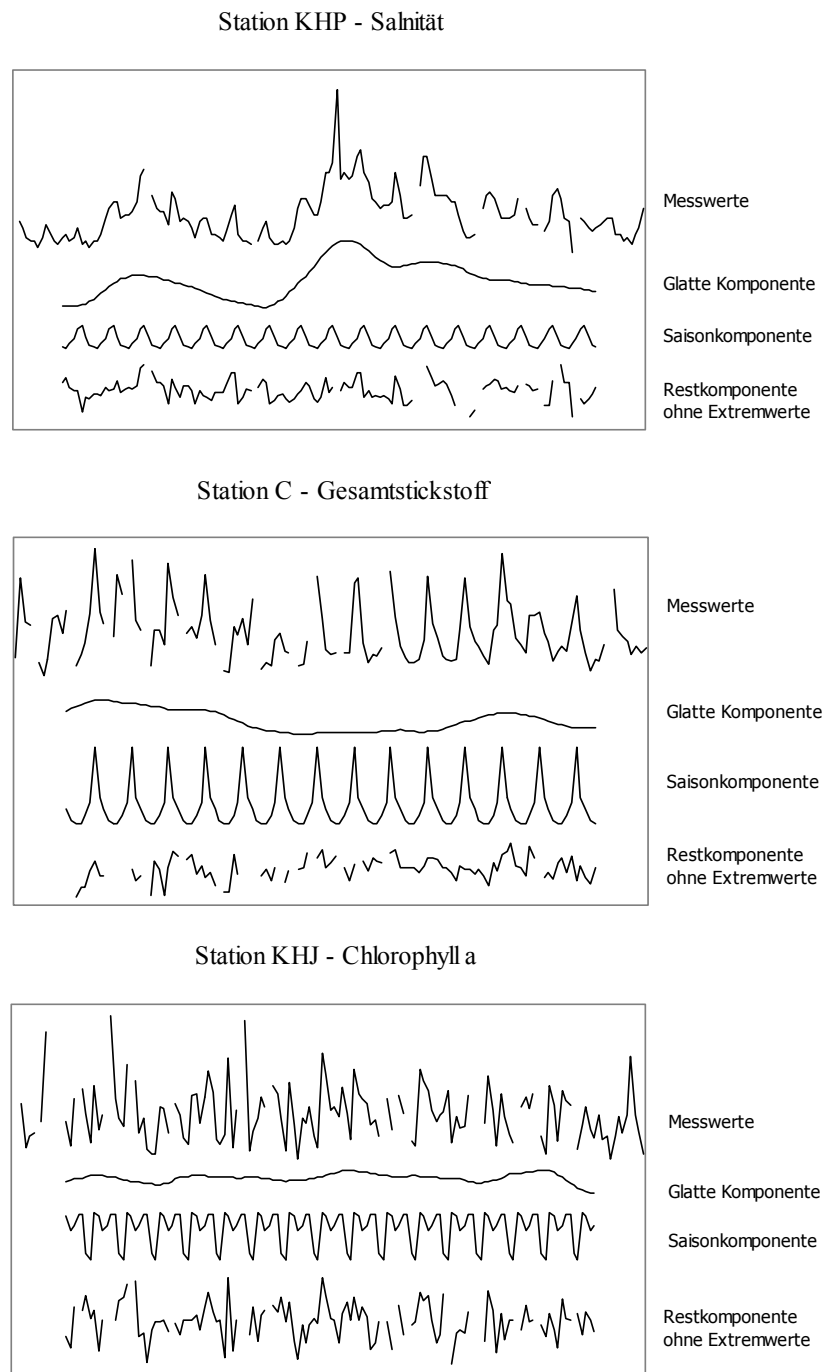


Abbildung 8 Verschiedene Zeitreihen nach der Komponentenerlegung.
 Datenquelle: Landesamt für Umwelt, Natur und Geologie Mecklenburg-Vorpommern (LUNG), Staatliches Amt für Umwelt und Natur (StAUN) Ueckermünde und West Pomeranian Voivodeship Inspectorate in Szczecin (WIOS).

5.1 Zeitliche Repräsentativität

Signifikant positive Autokorrelationskoeffizienten zum Lag 1 der Restkomponente existieren für die Parameter Salinität, Gesamtstickstoff und Gesamtphosphor. Die Werte der Koeffizienten sind relativ gering und liegen zwischen 0,25 und 0,59. Das Auftreten beschränkt sich auf das Kleine und Große Haff. Die Salinität weist hier positive Autokorrelation an allen Stationen auf. Für Gesamtstickstoff und Gesamtphosphor finden sich signifikant positive Autokorrelationskoeffizienten jeweils nur noch an fünf bzw. zwei Stationen. Die Parameter Chlorophyll a und Sauerstoffsättigung weisen an keiner Station im Untersuchungsgebiet signifikant positive Koeffizienten auf. In der Pommerschen Bucht fehlen signifikant positive Autokorrelationskoeffizienten vollständig. Eine qualitative Unterscheidung der einzelnen Stationen ergibt sich nur für den Parameter Gesamtstickstoff im Haff: Die Stationen mit signifikant positiven Autokorrelationskoeffizienten befinden sich im Bereich größerer Wassertiefe und in größerer Entfernung zu Flussmündungen. Tabelle 2 stellt diese Ergebnisse noch einmal zusammen.

Tabelle 2 Autokorrelationskoeffizienten der Restkomponente zum Lag 1- grau hinterlegte Autokorrelationskoeffizienten sind signifikant positiv bei einer Irrtumswahrscheinlichkeit von 0,05%

	Salinität	N _t	P _t	Chlorophyll a	O ₂ %
Monat/Jahr	6/81- 6/98	6/92 - 6/00	6/92 - 6/00	6/81- 6/98	6/81- 6/98
KHQ	0.45	0.20	0.10	-0.03	-0.26
KHP	0.56	0.45	0.19	0.12	-0.16
KHO	0.47	0.05	0.24	0.05	-0.03
KHM	0.54	0.37	0.14	-0.12	-0.03
KHK	0.29	0.16	0.19	0.21	-0.10
KHJ	0.42	0.31	0.37	0.03	-0.15
Monat/Jahr	6/81- 6/98	6/84 - 6/98	6/84 - 6/98	6/81- 6/98	6/87- 6/98
B	0.47	0.07	0.09	0.00	-0.16
C	0.46	0.36	0.14	0.08	-0.12
D	0.35	0.25	0.00	-0.12	0.20
E	0.41	0.14	0.18	0.13	0.15
F	0.31	0.06	0.03	-0.11	-0.29
H	0.59	0.21	0.26	0.02	-0.15
Monat/Jahr	6/81- 6/98	6/92 - 6/98	6/92 - 6/98	6/85 - 6/98	6/81- 6/98
OB1	-0.10	0.30	-0.07	-0.01	-0.23
OB2	0.06	-0.04	0.00	-0.14	0.01
OB3	-0.05	-0.02	0.18	0.15	0.02
OB4	0.09	0.11	0.15	-0.09	0.02

Alle signifikant positiven Autokorrelationskoeffizienten weisen nur relativ geringe Werte auf. Die Messreihen sind somit nur schwach signifikant autokorreliert. Eine Beprobungsfrequenz von 4 Wochen ist somit vermutlich die obere Grenze, an der sich noch signifikant positive Autokorrelation feststellen lässt.

Insgesamt wird durch das Monitorings nur der Parameter Salinität im Haff in seiner kurzzeitigen Dynamik ansatzweise erfasst. Für Gesamtstickstoff und Gesamtphosphor gilt dies nur noch für einzelne Stationen. Für die Parameter Chlorophyll a und Sauerstoffsättigung sowie alle Parameter an allen Stationen in der Pommerschen Bucht gilt, dass die kurzzeitige Dynamik nicht sicher erfasst wird.

5.2 Räumliche Repräsentativität

Die Korrelationskoeffizienten zwischen den Restkomponenten benachbarter Messstationen sind im gesamten Untersuchungsgebiet signifikant positiv. Die absoluten Werte liegen gegenüber den berechneten Autokorrelationskoeffizienten deutlich höher im Intervall von 0,26 bis 0,81. Regelmäßige quantitative Unterschiede zwischen einzelnen Messstationen sind nicht deutlich erkennbar, obwohl man aufgrund der höheren Strömungsdynamik in der direkten Umgebung der Odermündung oder der Swina geringere Korrelationskoeffizienten vermuten könnte. Tabelle 3 stellt die Ergebnisse dar.

Tabelle 3 Korrelation zwischen den Restkomponenten benachbarter Messstationen – alle Korrelationskoeffizienten sind signifikant bei einer Irrtumswahrscheinlichkeit von 0,05%

	Salinität	N _t	P _t	Chlorophyll a	O ₂ %
Monat/Jahr	6/81- 6/98	6/92 - 6/00	6/92 - 6/00	6/81- 6/98	6/81- 6/98
KHP - KHQ	0.81	0.62	0.75	0.51	0.63
KHP - KHO	0.60	0.61	0.69	0.64	0.53
KHM - KHP	0.80	0.69	0.56	0.70	0.62
KHM - KHK	0.79	0.66	0.65	0.68	0.74
KHM - KHO	0.68	0.48	0.56	0.61	0.60
KHM - KHJ	0.70	0.79	0.76	0.60	0.58
KHJ - KHO	0.55	0.62	0.64	0.61	0.62
KHJ - KHK	0.79	0.76	0.60	0.60	0.63
Monat/Jahr	6/81- 6/98	6/84 - 6/98	6/84 - 6/98	6/81- 6/98	6/87- 6/98
B - H	0.58	0.58	0.73	0.60	0.49
B - C	0.55	0.46	0.42	0.37	0.48
B - F	0.36	0.56	0.61	0.26	0.37
C - H	0.80	0.56	0.74	0.55	0.51
C - D	0.58	0.59	0.72	0.42	0.52
C - F	0.58	0.58	0.68	0.46	0.53
D - F	0.45	0.36	0.71	0.31	0.61
D - E	0.57	0.55	0.61	0.49	0.39
Monat/Jahr	6/81- 6/98	6/92 - 6/98	6/92 - 6/98	6/85 - 6/98	6/81- 6/98
OB1 - OB2	0.54	0.62	0.76	0.47	0.59
OB2 - OB3	0.70	0.72	0.63	0.56	0.36
OB3 - OB4	0.69	0.70	0.61	0.62	0.48

Das Monitoringprogramm erfasst somit die räumliche Struktur an einem Messtermin deutlich besser als die zeitliche Dynamik. Lediglich zwischen wenigen Messstationen ergeben sich für einzelne Parameter nur schwach signifikante Korrelationskoeffizienten.

5.3 Eignung des Monitorings zum repräsentativen Erfassen der raumzeitlichen Dynamik

Die eingangs gestellte Frage, wie repräsentativ das Monitoring die untersuchten Parameter erfasst, wird auf der Grundlage der Ergebnisse folgendermaßen beantwortet:

Die Parameter Sauerstoffsättigung und Chlorophyll a weisen eine stark ausgeprägte Restkomponente ohne Autokorrelation auf. Ein wesentlicher Teil der Dynamik der Parameter liegt somit unterhalb der monatlichen Beprobungsfrequenz. Die Messwerte beinhalten einen großen zufälligen Anteil und nur eine geringe zeitliche Repräsentanz. Für die glatte Komponente ergeben sich somit relativ weite Konfidenzintervalle. Daher können durch das Monitoring nur erhebliche Veränderungen im Ökosystem statistisch signifikant erfasst werden. Eine Bewertung der Wasserqualität wird wesentlich erschwert. Das Erkennen von Zusammenhängen zwischen biologischen Parametern und der Sauerstoffsättigung oder Chlorophyll a ist auf die langfristige Dynamik beschränkt und wird vermutlich mit großen Ungenauigkeiten behaftet sein. Da beide Parameter durch die biologische Aktivität im Gewässer in hohem Maße geprägt werden und somit auch eine deutliche Wetterabhängigkeit aufweisen, sind vermutlich wesentlich höhere Beprobungsfrequenzen notwendig um sie repräsentativ zu erfassen.

Gesamtstickstoff und Gesamtphosphor werden durch das Monitoring etwas genauer erfasst als die beiden vorhergehenden Parameter. Der Anteil der Restkomponente an der Dynamik der Zeitreihen ist etwas geringer. An einzelnen Stationen sind schwach signifikant positive Autokorrelationskoeffizienten zu finden. Daher ist vermutlich schon bei einer Verdopplung der Beprobungsfrequenz zu erwarten, dass kurzfristige Schwankungen wesentlich repräsentativer erfasst werden können. Das Verhältnis zwischen mittelfristiger Entwicklung und Konfidenzintervall ist etwas günstiger einzuschätzen als bei Chlorophyll a und der Sauerstoffsättigung, da die Restkomponente etwas schwächer ausgeprägt ist. Ob die Konfidenzintervallbreite für die Bewertung des Gewässerzustands oder von Maßnahmenprogrammen ausreichend klein ist, hängt vom Grad der angestrebten Veränderung des Parameters im Ökosystem ab. Auch hier werden Zusammenhänge mit biologischen Parametern vermutlich nur auf der Grundlage der mittel- bis langfristigen Entwicklung erkennbar werden, da die kurzfristige Dynamik von Gesamtstickstoff und Gesamtphosphor bisher nur grob erfasst wird.

Die Salinität wird von allen untersuchten Parametern am besten erfasst. Sie zeigt nur eine relativ geringe Amplitude der Restkomponente gegenüber der gesamten Dynamik der Zeitreihen. Im Haff weisen alle Stationen signifikant positive Autokorrelation auf. Die Autokorrelationskoeffizienten sind jedoch zum Teil noch recht gering. Für die Bewertung des Erfolgs von Maßnahmenprogrammen wird die Salinität zwar keine Bedeutung erlangen, da der Parameter im Oderästuar keiner anthropogenen Beeinflussung unterliegt, dennoch können mittelfristige Zusammenhänge zwischen Veränderungen der Biozönose und dem Salzgehalt im Untersuchungsgebiet sicherlich aufgedeckt werden. Eventuell ist dies auch für kurzzeitige Schwankungen von der Dauer weniger Monate möglich. Die geringeren Autokorrelationskoeffizienten in der Pommerschen Bucht gründen sich vermutlich auf die geringen Austauschzeiten des Wassers von etwa 8-10 Tagen (MOHRHOLZ 1998). Insgesamt erscheint die zeitliche Beprobungsfrequenz für den Parameter Salinität ausreichend.

Die räumliche Dynamik der Parameter wird gegenüber der zeitlichen Dynamik deutlich besser erfasst. Die durchweg positiven Korrelationskoeffizienten zwischen den Restkomponenten benachbarter Messstationen sprechen dafür, dass Zusammenhänge zwischen biologischen und chemischen Parametern auch dann aufgezeigt werden können, wenn die Orte der Probenentnahme nicht in unmittelbarer Nachbarschaft zueinander liegen. Voraussetzung hierfür ist jedoch, dass die Distanz zu einer Messstation nicht zu groß wird und dass das biologische Monitoring nicht an

Standorten mit deutlich anderer Charakteristik (etwa in Ufernähe) erfolgt. Generell ist eine Kopplung verschiedener Monitoringprogramme am gleichen Ort die günstigste Alternative. Da alle Monitoringstationen im Pelagial des Oderästuars liegen, sind derzeit keine Aussagen über die ufernahen Bereiche des Untersuchungsgebietes möglich.

6 Diskussion

Die statistische Analyse der Monitoringdaten hat verschiedene Defizite hinsichtlich einer repräsentativen Beprobung bei den untersuchten Parametern aufgezeigt. Wie groß die Auswirkungen dieser Defizite auf die Planung von Maßnahmen zur Verbesserung der Wasserqualität im Ästuar sein werden, konnte grob abgeschätzt werden.

Wie häufig die einzelnen Parameter zu beproben sind, um sie repräsentativ zu erfassen, sollte anhand von kurzzeitigen intensiven Messkampagnen oder den zeitlich hoch aufgelösten Messreihen anderer Boddengewässer (Darß-Zingster Boddenkette) abgeschätzt werden. HORSTMANN (1993) schlägt für eine repräsentative Beprobung von Chlorophyll a oder der Abundanz und Artenzusammensetzung des Phytoplanktons an der Ostseeküste eine mindestens wöchentliche Beprobung vor. Die monatliche Beprobung führt nach seinen Erkenntnissen im Bereich der Kieler Außenförde dazu, dass einzelne Algenblüten vom Monitoring vollständig nicht erfasst werden. Eine wöchentliche Beprobung ist vermutlich auch im Oderästuar für diese Parameter notwendig.

Um den finanziellen Aufwand einer zusätzlichen, zeitlich höher auflösenden Probenahme in Grenzen zu halten, könnte sie an wenigen, räumlich repräsentativen Stationen durchgeführt werden. Dies erscheint vor dem Hintergrund der durchweg signifikanten positiven Korrelationskoeffizienten zwischen den Restkomponenten benachbarter Stationen möglich. Ein Vergleich der Kosten, die durch ein intensiviertes Monitoring entstehen, gegenüber den Kosten, die aktuell und in Zukunft durch unzureichende Maßnahmenprogramme verursacht werden, kann zusätzlich als Entscheidungshilfe für die Ausgestaltung eines zukünftigen Monitoringprogramms dienen.

Hinsichtlich der Maßnahmenplanung wird jedoch nicht nur eine häufigere Beprobung des Oderästuars selbst Kosten verursachen. Für eine genaue Zustandseinschätzung und Entwicklungsprognose ist es von wesentlicher Bedeutung, eine intensive Aufbereitung der Messdaten in Form von statistischen Analysen und Modellrechnungen durchzuführen. SCHMIDT (1998) weist darauf hin, dass die bisherige Auswertung der Daten aus dem Küstengewässermonitoring im Mecklenburg-Vorpommern weit hinter den Möglichkeiten und Notwendigkeiten zurückbleibt.

Die Bewertung der Wasserqualität auf der Grundlage der Monitoringdaten wird gegenwärtig im deutschen Teil des Oderästuars vom Landesamt für Umwelt, Natur und Geologie (LUNG) des Landes Mecklenburg-Vorpommern durchgeführt. Sie erfolgt durch die Berechnung einer Trophieklasse aus verschiedenen Parametern. Es werden unter anderem die Parameter Gesamtphosphor, Chlorophyll a und die Sauerstoffsättigung zur Klassifizierung herangezogen. Um die Trophiestufe zu ermitteln, wird jeweils der ungünstigste Messwert eines Jahres ausgewählt und in ein System aus fünf Trophieklassen eingeordnet. Die Bewertungsergebnisse unterliegen von Jahr zu Jahr starken Schwankungen (UMWELTMINISTERIUM MECKLENBURG-VORPOMMERN 1998). Dies steht im Zusammenhang mit der Auswahl nur eines einzelnen sehr hohen oder sehr niedrigen Messwertes für die Bewertung. Die zeitliche Repräsentanz einzelner Messwerte der Parameter Gesamtphosphor, Chlorophyll a und Sauerstoffsättigung ist nur gering. Eine hierauf aufbauende Einstufung der Trophie muss zwangsläufig starken Schwankungen unterworfen sein. Eine

repräsentativere und stabilere Bestimmung des Trophiegrades wäre mit Hilfe der in diesem Beitrag berechneten glatten Komponente möglich. Auch hierbei sollten die Konfidenzintervalle der glatten Komponente bei der Bewertung Berücksichtigung finden. Überdeckt das Konfidenzintervall mehrere Klassen des Bewertungssystems, so ist die Forderung der WRRL nach einer zuverlässigen Klassifizierung nicht erfüllt (WRRL, Anhang V, 1.3) In diesem Falle sollte die Beprobungsfrequenz erhöht werden.

Die Ableitung eines allgemeinen Trophiegrades auf der Grundlage mehrerer Parameter führt zu einer starken Reduktion der Informationsmenge, die vom Messprogramm ursprünglich ermittelt wurde. Die einzelnen Messstationen werden so für einen Betrachter leichter vergleichbar. Gleichzeitig können aber durch den Informationsverlust im Rahmen der Indexbildung auch Zusammenhänge verwischt werden, die anhand einzelner Parameter deutlich erkennbar waren. Für eine Analyse von Zusammenhängen zwischen biologischen und chemischen Parametern im Gewässerökosystem und somit für die Planung von Maßnahmenprogrammen sind Indizes daher generell weniger geeignet.

Für die Bewertung eines Maßnahmenprogramms hingegen kann ein Trophieindex dann einen wichtigen Beitrag leisten, wenn die Maßnahme nicht spezifisch auf einen Parameter ausgerichtet ist, sondern allgemein den trophischen Zustand verändern soll. Es ist dann von wesentlicher Bedeutung und Schwierigkeit, die einzelnen Parameter im Zuge der Indexbildung sinnvoll zu gewichten (STOYAN et al. 1997). Von einer Einteilung in fünf Klassen sollte hierbei abgesehen werden, da sich die Ergebnisse aufgrund dieser groben Klassifizierung nur für die Bewertung von sehr starken Veränderungen eignen.

Danksagung

Für die Bereitstellung von Meßdaten aus dem deutschen und polnischen Monitoringprogramm im Oderästuar gilt mein Dank Herrn Bachor, vom Landesamt für Umwelt, Natur und Geologie (LUNG) in Güstrow, Herrn Nagel, vom Staatlichen Umweltamt (StAUN) in Ueckermünde und Frau Landsberg, vom West Pomeranian Voivodeship Inspectorate in Szczecin (WIOS).

Herrn Gerald Schernewski vom Institut für Ostseeforschung Warnemünde (IOW) und Frau Wielgat vom Sea Fisheries Institut in Gdynia möchte ich für die Unterstützung bei der Beschaffung, Aufbereitung und Auswertung des Datenmaterials und für Ihre stete Hilfs- und Diskussionsbereitschaft danken.

Für die kritischen Anmerkungen zur textlichen Gestaltung dieses Artikels danke ich weiterhin Herrn Tobias Dolch vom Institut für Ostseeforschung Warnemünde (IOW).

These analyses are part of an diploma-thesis at the Baltic Sea Research Institute Warnemünde and Kiel University. It is a contribution to the EU-project "Characterisation of the Baltic Sea Ecosystems: Dynamics and Function of Coastal Types (CHARM)".

Literatur

- BAHRENBERG, G., GIESE, E., NIPPER, J., 1990: Statistische Methoden in der Geographie 1. Stuttgart: Teubner, 233 S.
- BUCKMANN, K., GEBHARDT, U., WEIDAUER, A., 1998: Simulation und Messung von Zirkulations- und Transportprozessen im Greifswalder Bodden, Oderästuar und den angrenzenden Küstengewässern. – Greifswalder Geographische Arbeiten **16**, 12–41.
- EUROPÄISCHE GEMEINSCHAFT, 2000: Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. – Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaft, Abl. L 327/1.
- HORSTMANN, U., 1993: Die Phytoplanktonparameter im Monitoring - Zusammenfassung der Erkenntnisse und kritische Betrachtungen aus dem Monitoringprogramm des Instituts für Meereskunde. – Berichte aus dem Institut für Meereskunde, **240**, 32-50
- MOHRHOLZ, V., 1998: Transport- und Vermischungsprozesse in der Pommerschen Bucht. - Meereswissenschaftliche Berichte **33**, 1 - 106.
- SACHS, L., 1993: Statistische Methoden: Planung und Auswertung. Springer Verlag: Berlin, 312 S.
- SCHIEWER, U., 2002: Recent Changes in Northern German Lagoons with Special Reference to Eutrophication. In: Schernewski, G., Schiewer, U.: Baltic Coastal Ecosystems. Berlin: Springer, 19-30.
- SCHLITGEN, R., 1998: Einführung in die Statistik: Analyse und Modellierung von Daten. Oldenbourg Verlag, 520 S.
- SCHLITGEN, R., 2001: Angewandte Zeitreihenanalyse. Oldenbourg Verlag: München, 203 S.
- SCHLITGEN, R., STREITBERG, B.H.J., 1999: Zeitreihenanalyse. Oldenbourg Verlag: München, 574 S.
- SCHMIDT, I., 1998: Langzeitdatenreihen aus dem westlichen Teil des Oderästuars – Ergebnisse der Bearbeitung von Monitoringdaten der WWD Küste/Stralsund aus dem Zeitraum 1972-81. - Greifswalder Geographische Arbeiten, **16**, 194 – 227.
- STOYAN, D., STOYAN, H., JANSEN, U., 1997: Umweltstatistik. B. G. Teubner Verlagsgesellschaft: Leipzig, 427 S.
- UMWELTMINISTERIUM MECKLENBURG-VORPOMMERN (Hrsg.), 1998: Gewässergütebericht Mecklenburg-Vorpommern 1996/1997: Zustand der Gewässergüte von Fließ-, Stand- und Küstengewässern und der Gewässerbeschaffenheit in Mecklenburg-Vorpommern. Schwerin, 140 S.

Simulations of water flow, transport and temperature in the Oder (Szczecin) Lagoon

Victor Podsetchine¹⁾, Gerald Schernewski²⁾ & Iwan Tejakusuma²⁾

1) Pirkanmaa Regional Environment Centre, P.O.B. 297, FIN-33101 Tampere, Finland

Email: victor.podsetchine@vyh.fi

2) Baltic Sea Research Institute Warnemünde, Seestraße 15, D-18119 Rostock, Germany

Email: gerald.schernewski@io-warnemuende.de

Summary

The Oder (Odra) river is the most important nutrient source and pollutant for the south-western Baltic Sea. The adjacent German-Polish coastal waters, especially the large, shallow Oder (Szczecin) Lagoon therefore suffers from severe eutrophication and water quality problems. The water quality of the lagoon is a key factor for sustainable development and management of the region. The European Water Framework Directive has the aim to ensure a good water quality in all aquatic systems in the member states of the European Community. The implementation of this directive in the Oder lagoon raises several questions: How does the transport of the Oder river water in the lagoon look like? How intensive is the exchange of water between the two large parts, the Grosses Haff (Wielki Zalew) and the Kleines Haff? Can the lagoon be considered as one water type? Are measures within the lagoon possible to improve the insufficient water quality? Models are important tools to answer these questions. We present a simple and flexible two-dimensional flow model Femflow 2D that can tackle these questions and support the decision making process. The model is applied to several wind conditions and the spatial temperature development is simulated. The work was carried out as part of the project SIBIK. Aim of the project was to link satellite images and modelling to support coastal monitoring along the German Baltic coast.

1 Flow modelling tool - Femflow2D

The vertically integrated equations of motion and continuity, widely known as “shallow water equations”, are frequently used to describe the dynamics of flow in shallow well mixed water areas (WEIYAN 1992). These equations form the basis of the simulation package FEMFLOW2D. The model runs under Windows 95/98/NT operating system and has a user-friendly graphical interface (Fig.1). Among other features, an interpolation module to prescribe spatially variable model parameters, like bottom roughness or wind field, a particle tracking block and simple animation tools are available.

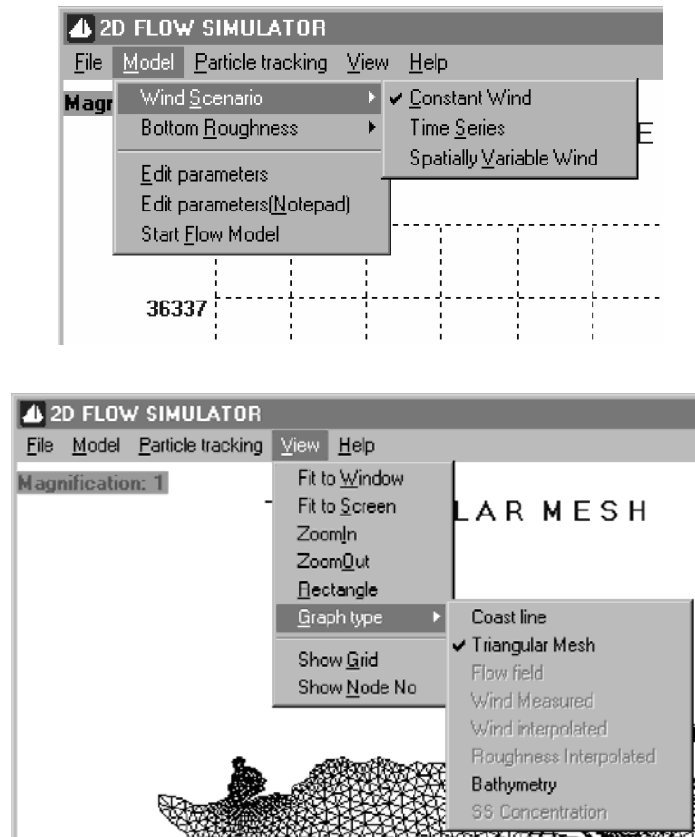


Figure 1: Graphical user interface of FEMFLOW2D.

All model parameter can be edited directly in a simple file or in special user interface. The file shown in Fig. 2 gives an example of an input file used for simulations of the Oder flood. In this example the discharge was kept constant during time and a non-uniform discharge of the Oder into the lagoon was applied.

```

Painflow.inp - Editor
Datei Bearbeiten Suchen ?
ODRA LAGOON - VERSION 4 COARSE MESH
36.0          ! Total integration (simulation) time (hours)
300.         ! Integration timesteps of the simulation (sec)
1.E10       ! Timestep for sediment transport (not used)
12.0        ! Output after integration time of x hours
1.          ! Time interval for model run message (hours)
0           ! Coordinate units (0:m; 1:km)
1           ! Check of input data (1:yes; 0:no)
0           ! print of input data file ECHOPR.OUT (1:yes; 0:no)
9           ! Numbers of boundary nodes with fixed X-flow component
2132 2133 2134 2163 2190 2078 2079 2073 2074 ! Odra inflow (File ZuAb_berech.xls)
0. 0. 0. 0. 0. 0. 0. 0. ! E-component of the cross section flow [m/s]
0.05 0.08 0.08 0.08 0.05 0.1 0.24 0.2 0.1 ! N-component of cross section flow [m/s]
0           ! Nodes with fixed water elevation
0           ! Nodes with fixed Suspended Sediments (SS) concentration
6           ! Numbers of nodes on open boundary
2147 2146 2174 4 5 6 ! nodes with open boundary (Peene, Dziwina)
1.174E-4    ! Coriolis force (latitude dependant)
3.2E-6      ! Wind drag force (empirical value)
0.1         ! Turbulent exchange coefficient (0.01-100 m2/s)
0.1         ! Turbulent diffusion coefficient - X component (SS part)
0.1         ! Turbulent diffusion coefficient - Y component (SS part)
1.e-6       ! Median (50%) SS grain size (m)
9.e-6       ! 90% SS grain size (m)
1.e-5       ! Settling velocity (m/sec)
0.02        ! Critical deposition shear stress (N/sq.m)
0.05        ! Critical erosion shear stress (N/sq.m)
3.00        ! Power of erosion term E=matconst*[(tbeff/tcriter-1.)**power]
2.000E-05   ! Material constant (g/sq.m/sec)
4.00        ! Initial SS concentration (g/cubic meter)
600.e10     ! WHINT-wind recording interval(secs)
windint.inp ! WINFHMH - wind data file name(<=30 characters)
roughint.inp ! RGHFMHM - Manning roughness data file name(<=30
4           ! Number of "mooring stations" (<=10) for extra output
5 1004 2079 2146 ! nodes of these stations

```

Figure 2: Parameter input file of FEMFLOW2D.

The flow model is the basis of future model developments concerning spatial highly resolved short term predictions. Some characteristics of the finite element solution: The system of shallow water equations is discretized with the modified UTNES scheme (1990) which is characterized by a semi-decoupling algorithm. The continuity equation is rearranged to Helmholtz equation form. The upwinding TABATA method (1977) is used to approximate convective terms. For details see PODSETCHINE & SCHERNEWSKI (1999).

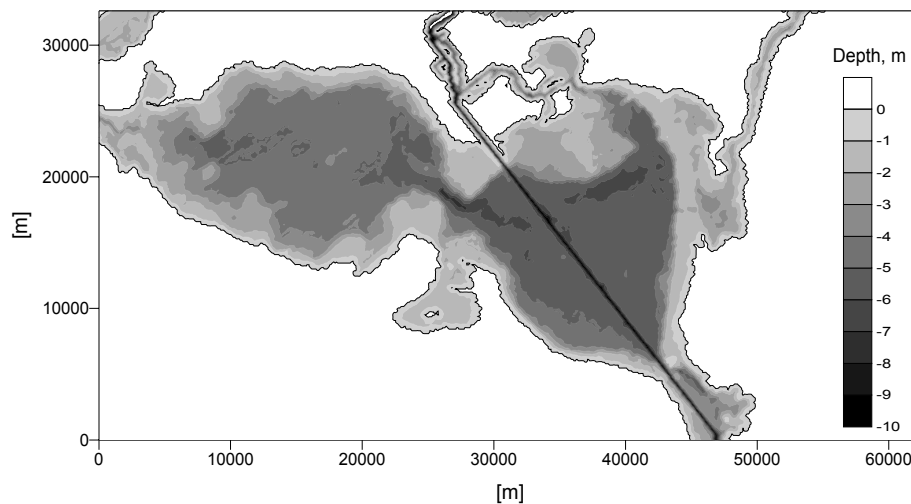


Figure 3: Bathymetry of the Oder Lagoon. Data supplied by K. Bruckmann, Greifswald.

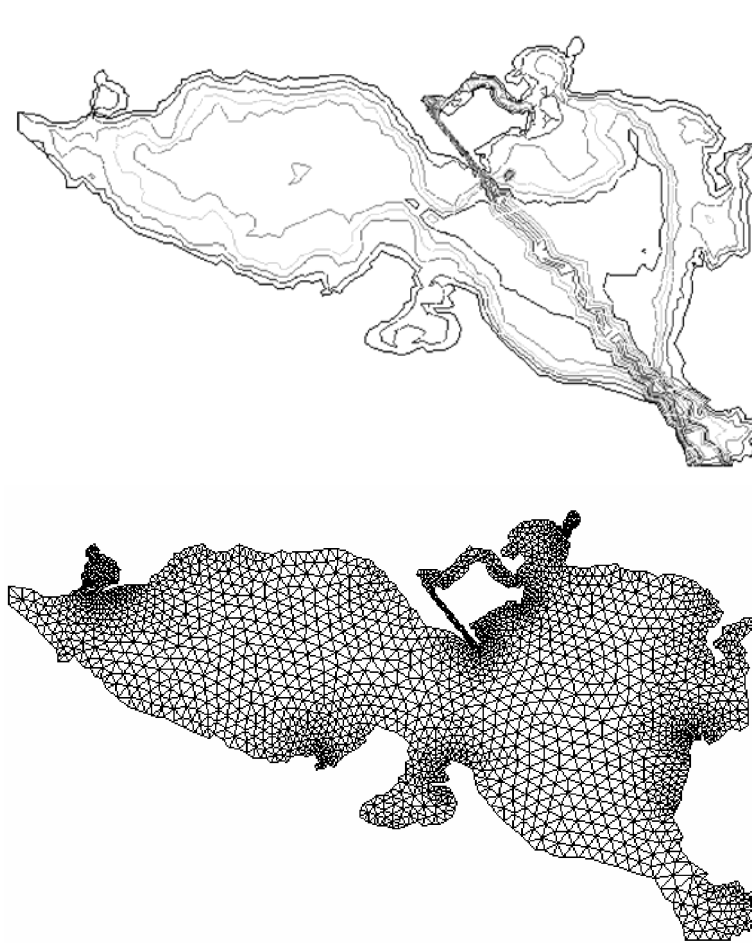


Figure 4: Triangular mesh and model bathymetry used for flow calculations in the Oder Lagoon (graphical output generated with FEMFLOW2D).

The bathymetry of the Oder lagoon is available on the basis of detailed depth information in 100*100 m grids supplied by K. Bruckmann, Greifswald (Fig. 3). In the first step a linear triangular mesh of 2240 nodes and 3845 elements covering the Oder lagoon was generated (Fig. 4) and linked to depth information. The resulting bathymetry, used in the model, is shown in Fig. 4. This grid density with a slightly simplified bathymetry was chosen to keep the computation time reasonable. During the Oder flood in summer 1997 a total simulation period of 20 days with simulation time steps of 5 minutes were used for flow field calculations. A Manning roughness coefficient of 0.015 m^{-1/3}s, a horizontal diffusion coefficient equal to 0.01 m²s⁻¹ and a Coriolis parameter of 1.174 *10⁻⁴s⁻¹ were applied. The model runs were made on a PC workstation under Windows NT 4.0 operating system.

1.1 Average flow and transport situations in the Oder Lagoon

During the project SIBIK (Satellitengestützten Interpretations- und Bewertungsinstrumentes für das Küstenmonitoring) several flow and transport simulation were carried out. Aim was to provide satellite images as well as flow model results for an improved coastal monitoring as well as an improved analysis of surface water processes. The Oder Lagoon was one focus region for these investigations. In average wind from between south-west and west is dominating in this region. This dominance increases if only strong wind events are considered. The annual dynamic of the

Oder river discharge into the lagoon is not very pronounced and in all following simulations a water discharge of $300 \text{ m}^3/\text{s}$ was assumed.

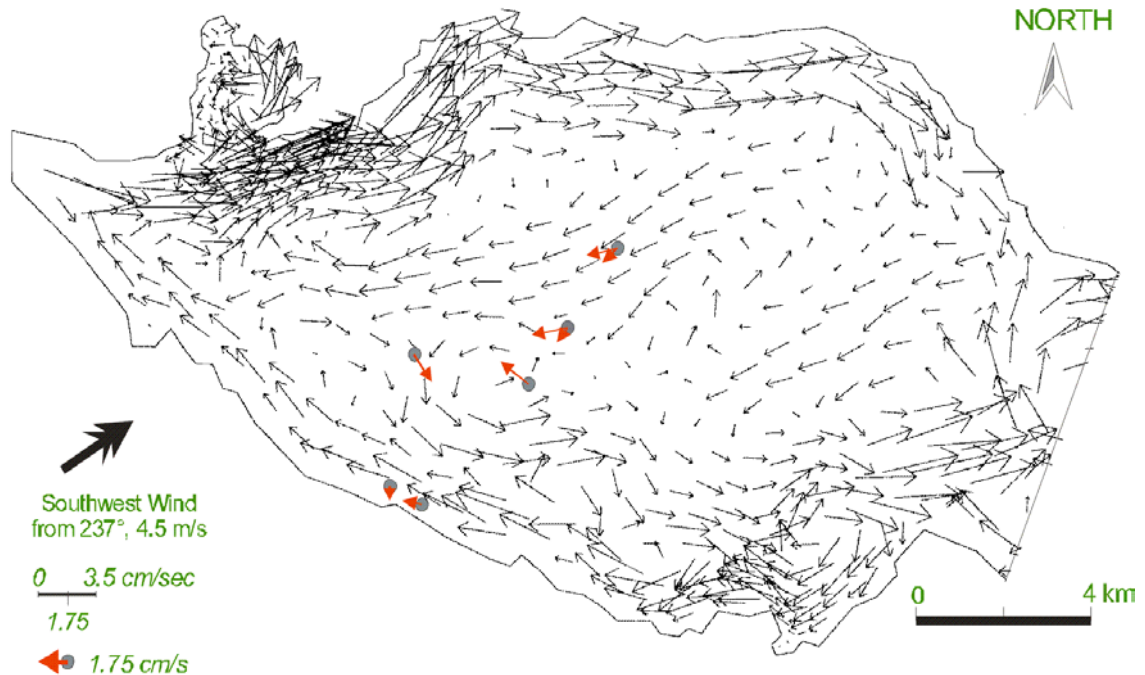


Figure 5: Average two-dimensional flow field during 14. August situation. field as well as measured depth-averaged currents in the Szczecin Lagoon (Kleines Haff) on August 14, 2001 (SCHERNEWSKI et al. 2002).

For August 14, 2001 detailed flow measurements from 3 independent sources were available and allowed the model validation. Several cross sections measurements with an Acoustic Doppler Current Profiler (ADCP), installed on a small boat, were carried out in the Kleines Haff. On several stations the boat anchored and measured detailed vertical current profiles. Additionally wind data was collected and the sheltering effect of coastal vegetation was taken into account in the simulations. In Fig. 5 the depth-averaged current values for these 4 stations are given. Close to the shore, vertical current profiles with an inductive current-meter ISM 2000 were taken and the 2 stations with the largest distance to the shore are presented, too. Altogether the measured and simulated flow data are in good agreement. Close to the German/Polish border a fixed station by GKSS, Geestacht measures current time series. This data is not shown but in good agreement with our simulated flow field, too (SCHERNEWSKI et al. 2002).

Figure 6 shows average flow fields in the Oder lagoon under different constant wind conditions. Figure 7 visualizes the transport of water resulting from these flow field. It was assumed that passive particles are moving with the currents for 60 days. One has to keep in mind that in reality a constant wind situation hardly ever lasts longer than a week.

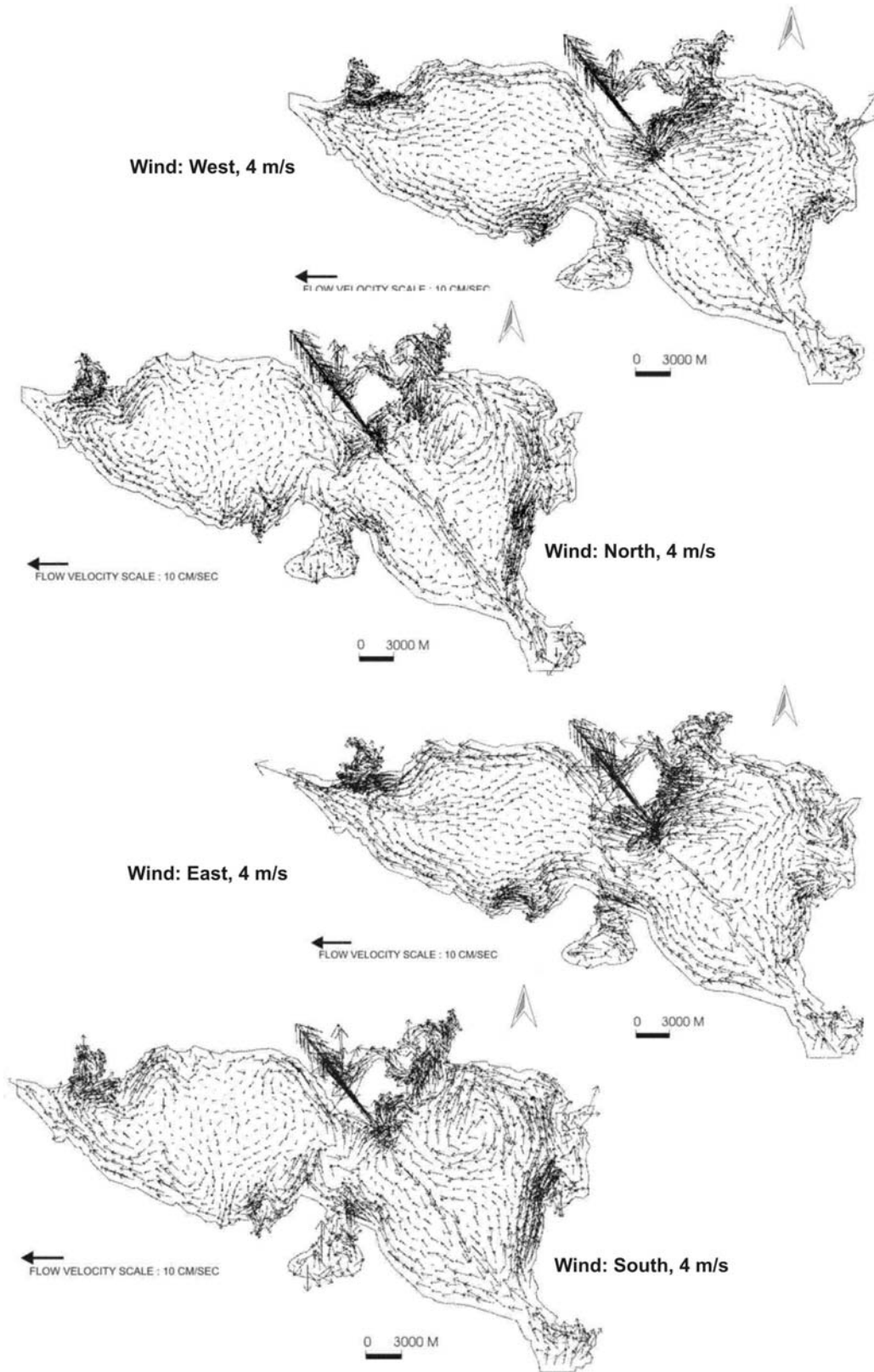
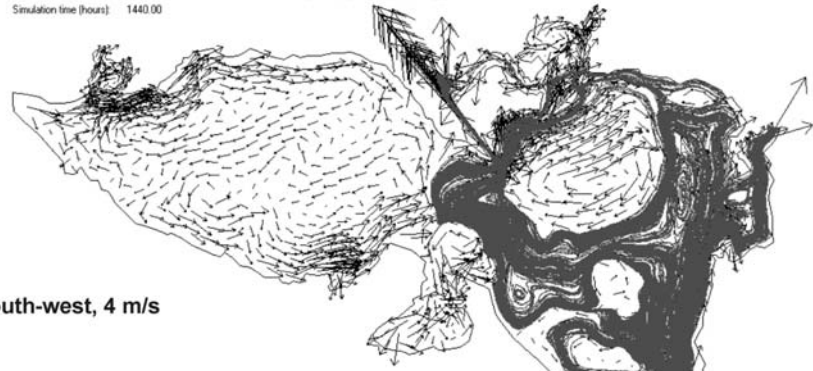


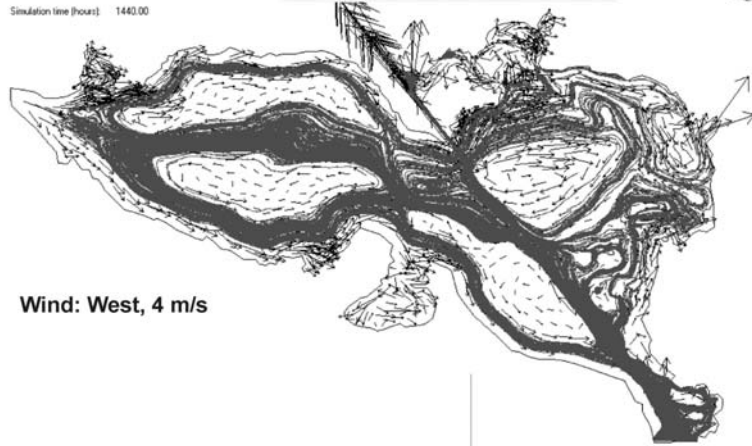
Figure 6: Depth averaged flow field in the Oder lagoon under different constant wind conditions.

Simulation time (hours): 1440.00



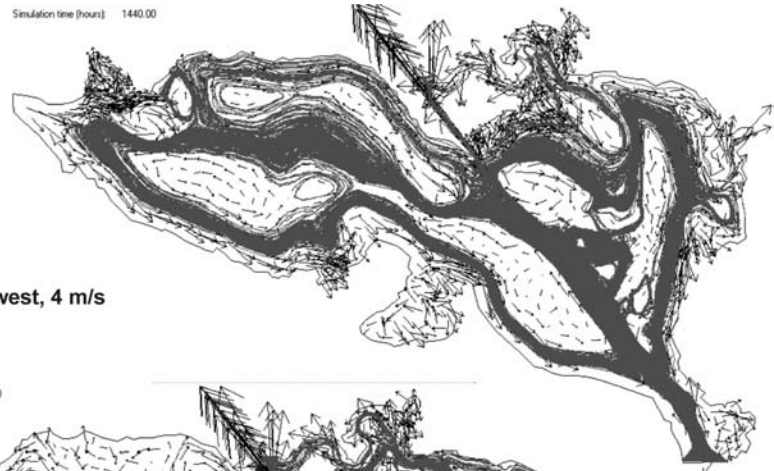
Wind: South-west, 4 m/s

Simulation time (hours): 1440.00



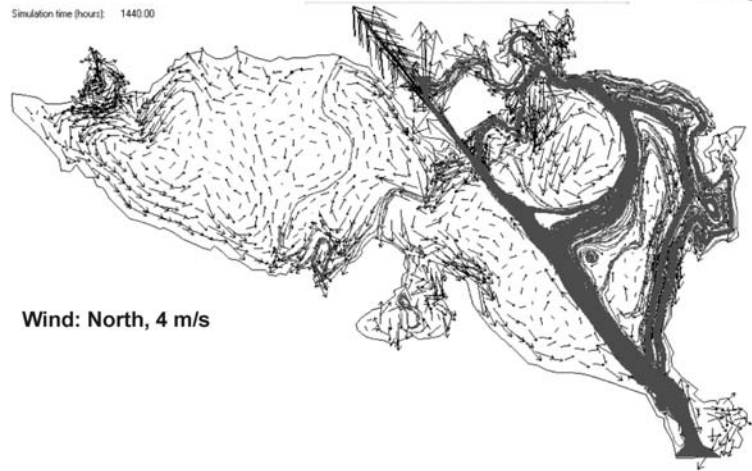
Wind: West, 4 m/s

Simulation time (hours): 1440.00



Wind: North-west, 4 m/s

Simulation time (hours): 1440.00



Wind: North, 4 m/s

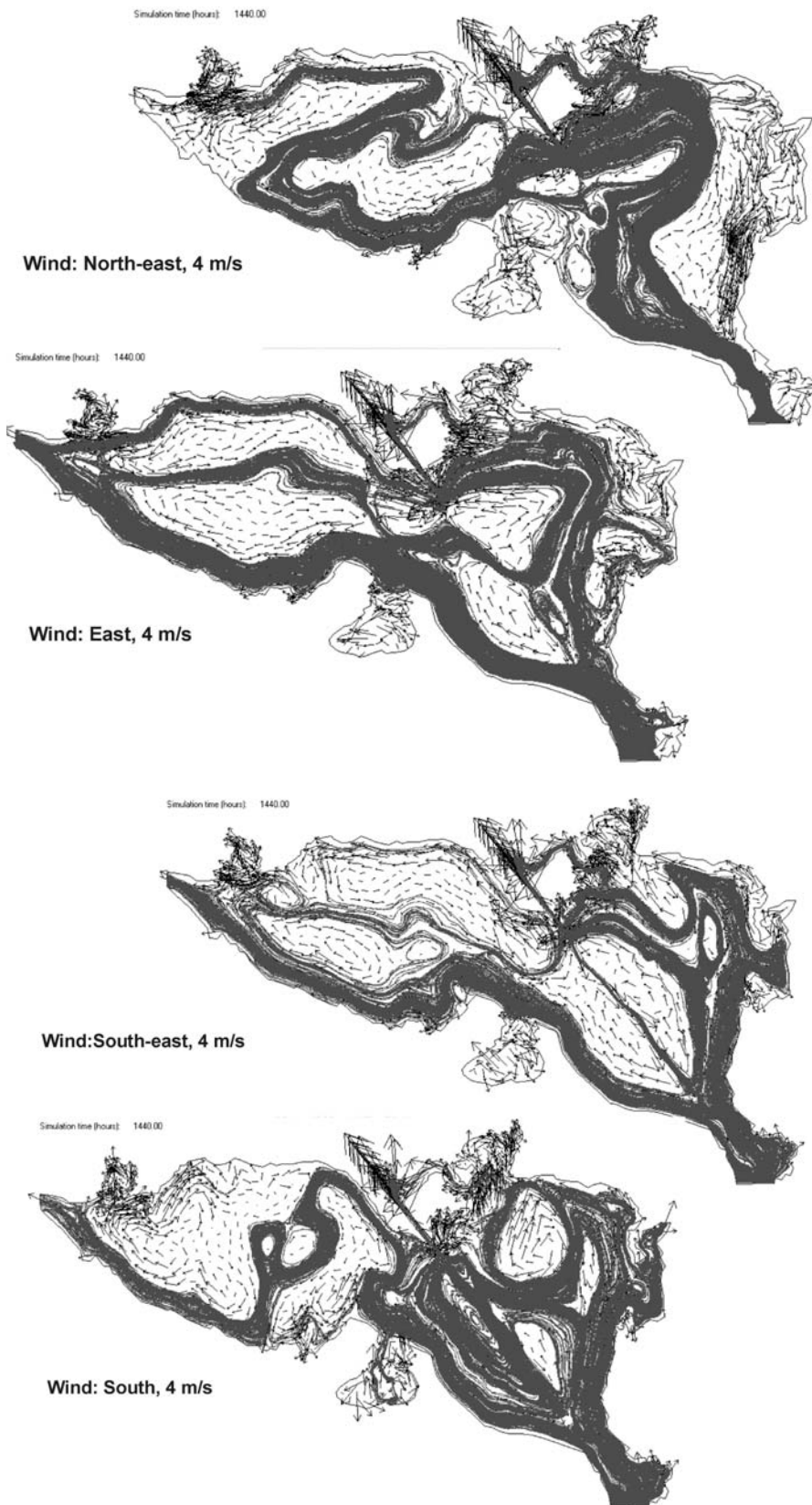


Figure 7: Trajectories of passive particles moving 60 days with depth averaged flow fields

The flow simulations can be summarised as follows:

- The model is two-dimensional and the shown flow velocities are averages from the surface down to the bottom.
- The spatial resolution of the model grid is sufficient for a system with a simple morphometry, like the lagoon. Important eddies and structures are well visible.
- The flow measurements are well in agreement with the simulations. The assumption of an uniform flow is reasonable for a shallow system like the Oder lagoon and reflects the average transport conditions well. Despite that, measurements clearly show that the water column often is divided into layers with different flow velocity and direction.
- Near the coast wind sheltering effects due to the coastal vegetation play an important role. The model is able to reflect these effects, if a detailed knowledge about the wind field is available. Sheltering effects depend on the wind speed and direction but are always to some extent visible. Without taking these effects into account, discrepancies between measured and simulated flow fields are the consequence. The assumption of a spatially uniform wind field (Fig. 6 and 7) is a simplification.
- In the major shallow and coastal parts of the lagoon the depth-averaged flow field and the wind have the same direction. The flow velocity is around 0.5 % to 1 % of the wind speed. In central parts, especially of the Kleines Haff, the average flow is directed against the wind. In these regions the surface layer is moving with the wind, too. A strong compensation flow against the wind direction is found in deeper water layers. In average, a weak current against the wind results from both opposing processes.
- Within the first kilometres off the coastline measurement indicate a large number of variable and relatively small eddies. It is very likely, that these eddies efficiently increase the exchange of water and nutrients between the red belts and the open water. Due to the spatial resolution of the model grid the eddies are not visible in the shown model simulations.
- In the western bay, the Kleines Haff, we find large eddies with a diameter of several kilometres, which act as a trap for drifting suspended substance and phytoplankton. These eddies are well reflected in satellite images and cause a significant spatial heterogeneity in the lagoon.
- These large eddies are comparatively stable and maintain even if the wind direction changes. Due to the persistence of the eddies, a more or less stable spatial heterogeneity is likely and effects the results of the water quality monitoring in the lagoon.
- Northerly and south-westerly winds favour a direct transport of Oder river water into the Baltic Sea. During southerly and westerly winds situations larger amounts of polluted Oder river water enter the western bay, the Kleines Haff. The wind and flow situation has a significant effect on the results of water quality data collection.
- Under usual discharge conditions, the effect of the Oder river on the flow field is restricted to an area close to the river mouth. In nearly all parts of the lagoon and even under low wind, the flow field is dominated by wind.

2 Spatial temperature development

Water temperature is one of the most important parameter that effects nearly all processes in a water body. Especially in large shallow systems, like the lagoon, significant spatial differences in water temperature are possible. As a result biological and chemical processes may have different intensities in different regions of the lagoon. Therefore one recent extension of the model includes a temperature block. A two-dimensional depth-averaged unsteady temperature equation can be written as (BENQUE et al., 1982):

$$\frac{\partial HT}{\partial t} + \frac{\partial(uHT)}{\partial x} + \frac{\partial(vHT)}{\partial y} = \text{div}(KH\text{grad}T) + \frac{\alpha(T - T_a)}{\rho_0 C_p}, \quad (1)$$

where $H = H(x,y,t)$ is the water depth, u,v are components of depth-averaged velocity vector, K is the dispersion coefficient, $\rho_0 \cong 10^3 \text{ kg m}^{-3}$ is water density, $C_p \cong 4.187 \times 10^3 \text{ J kg}^{-1} \text{ }^\circ\text{C}^{-1}$ is a specific heat capacity of water, T is water temperature ($^\circ\text{C}$), T_a is air temperature ($^\circ\text{C}$), α is the bulk heat exchange coefficient ($\text{W m}^{-2} \text{ }^\circ\text{C}^{-1}$). It is estimated using an empirical dependence on wind speed W , ms^{-1} (ASHTON, 1982):

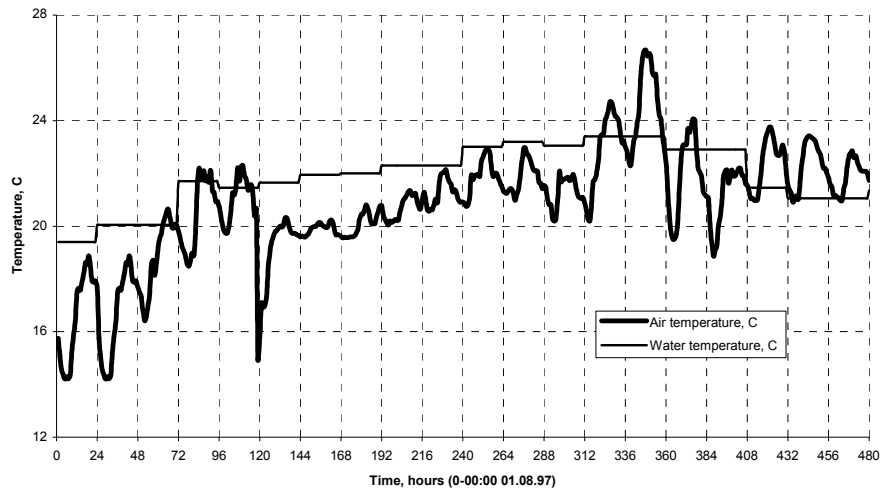
$$\alpha = 5.7 + 3.8W \quad (2)$$

A no-flux boundary condition was applied along the solid boundary. The observations of time-varying inflowing water temperature in river Oder altogether with estimated values of inflowing mean cross-section velocity (T. NEUMANN, pers. com.) and time-series of wind in the Pomeranian Bight were used to drive the combined flow and temperature model.

Simulation results show that the temperature regime of the Oder lagoon is strongly influenced by air temperature variations. The dependence of the bulk heat transfer coefficient on wind speed (formula 2) additionally accelerates the response of depth-averaged water temperature to changes in atmospheric conditions. This is clearly reflected in Fig. 10b showing simulated time-series of water temperature in different parts of the lagoon. Shallow near coastal areas exhibit higher and faster changes than deeper parts located in the vicinity of the navigational channel.

During night the spatial temperature differences in the lagoon are significant lower than during day. In August 1997, for example the spatial temperature difference exceeded 2°C during the day and was below 1°C in the night (Fig.11). Due to the flood the flow velocity in the lagoon was much higher compared to other years and spatial water exchange increased. Under common summer conditions we can expect significant higher spatial temperature differences.

a)



b)

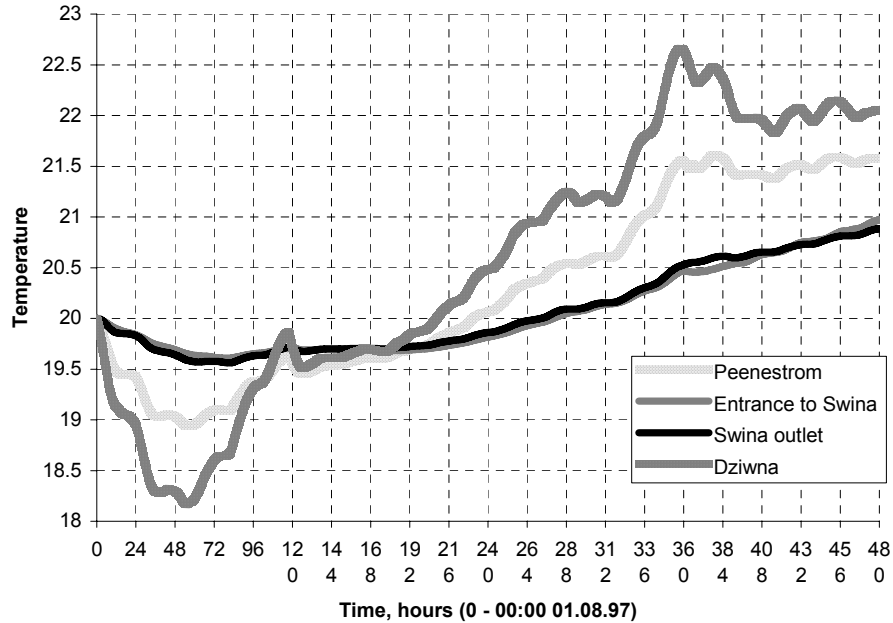


Figure 8: The Oder Lagoon between 1. August and 20. August 1997.

- a) Measured air temperature and simulated and water temperature,
- b) simulated water temperatures in different areas of the lagoon.

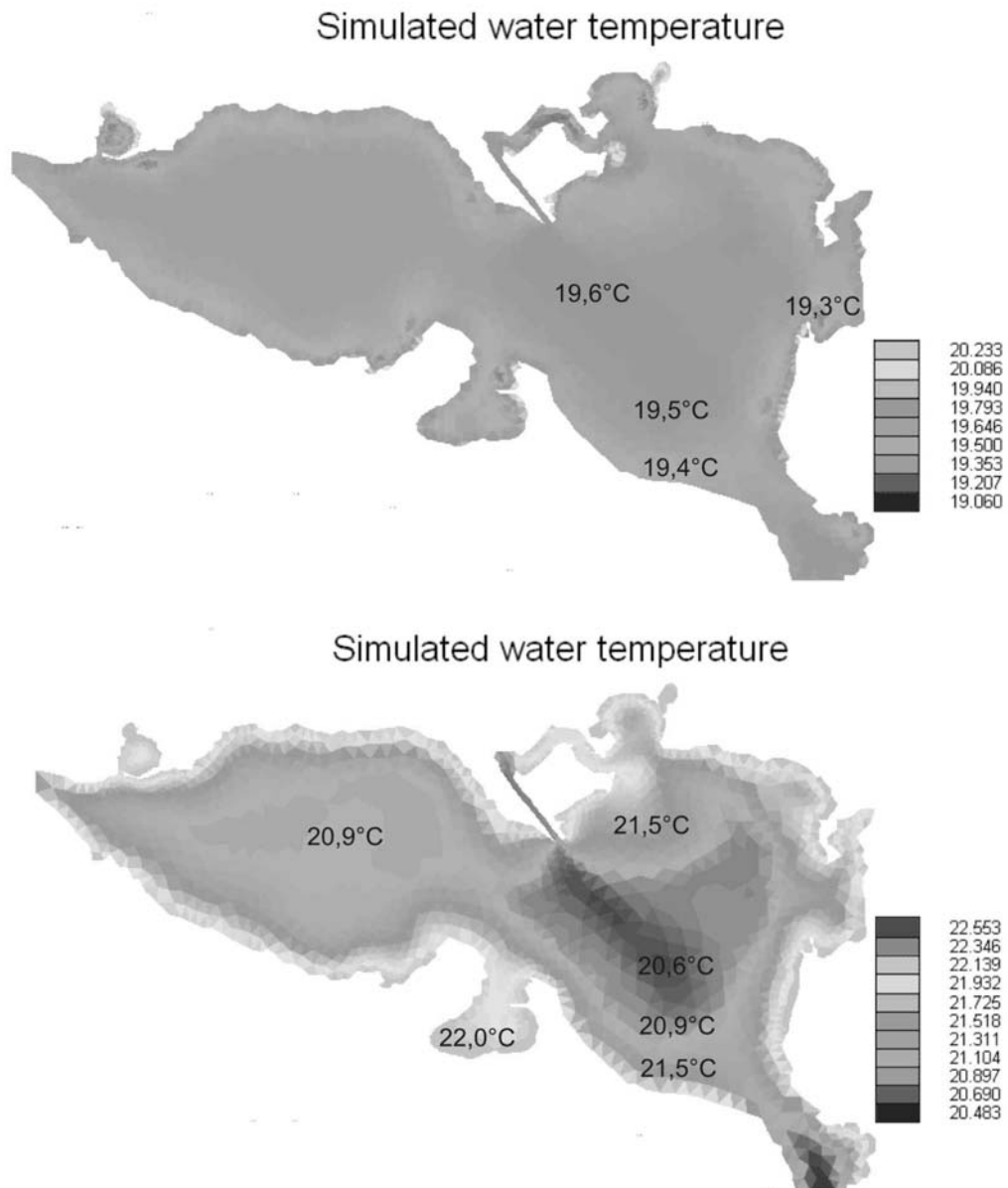


Figure 9: Spatial temperature distribution in the Oder lagoon during the Oder flood 1997 on 6. August midnight (top) and 21. August midnight (bottom).

Acknowledgement

The work was part of the project „Satellitengestütztes Interpretations- und Bewertungsinstrument für das Küstenmonitoring des Landes Mecklenburg-Vorpommern (SIBIK)“ funded by the Deutsches Forschungszentrum für Luft- und Raumfahrt.

Literature

- BENQUE, J.-P., HAUGEL, A., VIOLLET, P.-L., 1982: Engineering Applications of Computational Hydraulics. Volume II, Pitman Advanced Publishing Program, p.160
- FENNEL, W. & NEUMANN, T. 1996: The mesoscale variability of nutrients and plankton as seen in a coupled model. *Dt. Hydrogr. Z.* **48**, 1: 49-71.
- MOHRHOLZ, V. & LASS U., 1998: Transports between Oderhaff and Pomeranian Bight – a simple barotropic box model. *Dt. Hydrogr. Z.* **50**, 4: 371-383.
- NEUMANN, T., submitted: Towards a 3D-ecosystem model of the Baltic Sea. *Journal of Marine Systems*.
- PODSETCHINE, V. & SCHERNEWSKI, G., 1999: The influence of spatial wind inhomogeneity on flow patterns in a small lake. *Wat. Res.* **33**, 15: 3348-3356.
- REGIONALER PLANUNGSVERBAND VORPOMMERN, 1998: Regionales Raumordnungsprogramm Vorpommern. Greifswald: Amt für Raumordnung p.225.
- ROSENTHAL, W., WOLF, T., WITTE, G., BUCHHOLZ, W. & RYBACZOK, P., 1998: Measured and modelled water transport in the Oder Estuary for the flood period July/August 1997. *Dt. Hydrogr. Z.* **50**,2/3: 215-230.
- SCHERNEWSKI, G., PODSETCHINE, V., ASSHOFF, M., GARBE-SCHÖNBERG, D. & HUTTULA, T., in press: Spatial ecological structures in littoral zones and small lakes: Examples and future prospects of flow models as research tools. *Arch. Hydrobiol. Advances Limnol.*
- SCHERNEWSKI, G., DANNOWSKI, R., HUMBORG, C., MAHLBURG, S., MÜLLER, C., POLLEHNE, F., STEIDL, J. & WALLBAUM, V., accepted: Interdisziplinäre Forschung zum Küstenzonenmanagement: Erfahrungen und Perspektiven am Beispiel der Oder. *Bodden*.
- SCHERNEWSKI, G., T. HUTTULA, W.-D. JÜLICH, V. PODSECHIN & I. TEJAKUSUMA, 2002: Water quality problems in Baltic coastal waters: The Oder river as a source of human pathogenic viruses. *Proceedings of the International Conference 'Sustainable Management of Transboundary Waters in Europe'*, UNECE, 21 - 24 April 2002, Miedzyzdroje, Poland, 341-345
- SIEGEL, H., GERTH, M. & SCHMIDT, A., 1996: Water exchange in the Pomeranian Bight investigated by satellite data and shipborne measurements. *Cont. Shelf. Res.* **16**, 14: 1793-1817.
- SIEGEL, H., MATTHÄUS, W., BRUHN, R., GERTH, M., NAUSCH, G., NEUMANN, T. & POHL, C., 1998: The exceptional Oder flood in summer 1997 - distribution patterns of the Oder discharge in the Pomeranian Bight. *Dt. Hydrogr. Z.* **50**, 2/3: 145-167.
- SIEGEL, H., GERTH, M. & MUTZKE, A., 1999: Dynamics of the Oder river plume in the southern Baltic Sea: satellite data and numerical modelling. *Cont. Shelf Res.* **19**: 1143-1159.
- TABATA, M., 1977: A Finite element approximation corresponding to the upwinding finite differencing. *Mem. Numer. Math.*, **4**, 46-63.
- UTNES, T., 1990: A finite element solution of the shallow-water wave equations. *Appl. Math. Modelling*, **14**(1), 20-29.

A dynamic box model of the Szczecin Lagoon nutrient cycling and its first application to the calculation of the nutrient budget

Magdalena Wielgat & Zbigniew Witek

Sea Fisheries Institute, Kollataja 1, 81-332 Gdynia, Poland
Email: wielgat@mir.gdynia.pl, zwitek@mir.gdynia.pl

Summary

In the present paper a dynamic biogeochemical box model of the nutrient cycling within the Oder River estuary – the Szczecin Lagoon is presented. The model structure is described in detail and with some general results of the model application to the nutrient budget calculations for the 1980-99 period are given.

1 Introduction

1.1 Introduction

The Szczecin Lagoon (in German – Oder Haff, Stettiner Haff, in Polish – Zalew Szczeciński) is one of the key elements of the Oder/Odra River estuary (Figure 1.1). Biogeochemical processes which are part of the functioning of Szczecin Lagoon system influence the quality of the riverine waters when they finally enter the Baltic Sea. The impact of the Oder waters on the Baltic Sea is important, since it is the 5th largest river in terms of water flow in the whole Baltic Sea drainage area. The Oder River drains over 120,000 km² of densely populated and industrialized catchment,



Fig. 1.1 The Oder Estuary.

where arable land covers about 50 % of its total area and the river discharges high loads of nutrients to the sea. In this paper we present a dynamic biogeochemical box model describing main processes contributing to the nutrient cycling within the estuary with the emphasis on the main part of the estuary – the Szczecin Lagoon. The present model represents the approach undertaken by HUBMORG et al. (2000) to study long-term changes in biogeochemical processes contributing to the Oder River nutrient loads modifications in the river estuary. However, we think that in this approach the seasonal pattern of nutrient concentrations and phytoplankton growth is represented better, as compared to the approach by HUBMORG et al. (2000). The present model is designed to be used to study nutrient budget of the Oder estuary. In previous works the nutrient transport and budget within the western part of the Oder estuary was modeled by a hydrodynamic model coupled with nutrient measurements (MEYER et al. 1998; LAMPE 1999), this was, however, a short term calculation for the period 1993-95. In the present paper the model

structure is described in detail together with some general results of its application to the nutrient budget calculations for the 1980-99 period.

1.2 The Oder River estuary

The Oder River estuary is long and complex. It consists of many river branches, Dabie Lake and the largest water body – the Szczecin Lagoon with its three outlets (Figure 1.1). The Szczecin Lagoon, of an area 687 km² and an average depth of 3.8 m, is divided into two parts – the Kleines Haff (Maly Zalew) on the German side and the Grosses Haff (Wielki Zalew with Rostoka Odrzanska) located within the Polish territory. The Kleines Haff is separated from the Grosses Haff (Wielki Zalew) by a shallow sill and the water exchange between the two parts of the lagoon is limited. The Kleines Haff receives on average only 15–20 % of the Oder waters, passing to the Baltic Sea (MOHRHOLZ & LASS 1998). Most of the water exchange (from 60 to 75 %) between the Lagoon and the Baltic Sea takes place through the Swina outlet located in the central part of the Lagoon, or more precisely the artificially deepened shipping channel which runs through the Grosses Haff to the Szczecin harbor (MAJEWSKI 1980; MOHRHOLZ & LASS 1998).

2 Model description

2.1 General structure of the model

The dynamic model is designed for long-term (decades) simulations which require long calculation time. This is the main reason why a box model was chosen and its structure is kept simple. Also, considering limitations posed by the resolution and quality of the long-term data, as well as taking into account that the lagoon is a shallow and well mixed water body, an application of a box model was considered as appropriate.

The internal time scale of the model is one day. Model was coded in MATLAB 6.1 using the ode23 solver based on a Runge-Kutta method. In the model seven state variables are considered: phytoplankton DIN, PO₄, Ndet and Pdet (nitrogen and phosphorus in detritus - suspended organic matter in water column) and also Nsed, Psed (nitrogen and phosphorus in the active layer of sediment). There is one phytoplankton group expressed in the model in nitrogen units (Figure 2.1). The nitrogen units in phytoplankton are recalculated into phosphorus according to constant Redfield stoichiometry. Constant ratio is also used to recalculate model results in nitrogen or phosphorus units into Chl_a or carbon units:

$$N : P \text{ [mmol]} = 16 : 1; \quad N : C : \text{Chl}_a \text{ [mg]} = 7 : 40 : 1$$

The model covers major internal nutrient transformation processes: phytoplankton growth (nutrient uptake) and its mortality, sedimentation of phytoplankton and detritus, mineralization of nutrients and denitrification of nitrogen in the sediment as well as burial of nutrients in the sediment (Figure 2.1). The model is driven by seasonal changes of light and water temperature and the nutrient loads from rivers. Since all measurements of water flow and nutrient concentrations in the Oder River are conducted over 60 km above the point where the riverine waters actually enter the Lagoon (Gozdowice, Krajnik Dolny) (Figure 1.1), loads of nutrients from the immediate drainage basin of the Lagoon are also taken into account.

Forcing functions:

TEMPERATURE
IRRADIANCE
LOADS FROM THE BALTIC SEA
LOADS FROM THE DRAINAGE

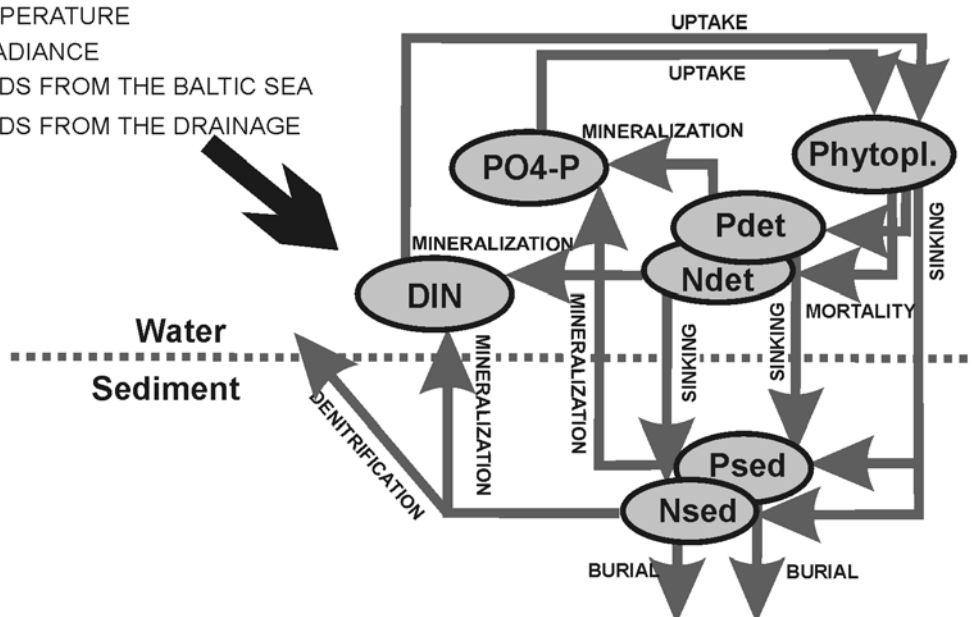


Fig. 2.1 Description of the model fluxes in one model box.

2.1.1 Differential equations

Nitrogen

Water column

$$d(\text{PHYTOPLANKTON}_N) / dt = \text{uptake phytopl}_N - \text{mortality phytopl}_N - \text{sedimentation phytopl}_N - \text{outflow phytopl}_N$$

$$d(\text{DIN}) / dt = \text{mineralization Ndet} + (\text{mineralization Nsed} - \text{denitrification}) + \text{inflow DIN from the drainage and Pomeranian Bight} + \text{inflow DIN from point sources} - \text{uptake phytopl}_N - \text{outflow DIN}$$

$$d(\text{Ndet}) / dt = \text{mortality phytopl}_N + \text{inflow Ndet from the drainage and Pomeranian Bight} - \text{mineralization Ndet} - \text{sedimentation Ndet} - \text{outflow Ndet}$$

Sediment

$$d(\text{Nsed}) / dt = \text{sedimentation Ndet} + \text{sedimentation phytopl}_N - \text{mineralization Nsed} - \text{burial Nsed}$$

Phosphorus

Water column

$$d(\text{PO}_4) / dt = \text{mineralization Pdet} + \text{mineralization Psed} + \text{inflow PO}_4 \text{ from the drainage and Pomeranian Bight} + \text{inflow PO}_4 \text{ from point sources} - 1/16 * \text{uptake phytopl}_N - \text{outflow PO}_4$$

$$d(\text{Pdet}) / dt = 1/16 * \text{mortality phytopl}_N + \text{inflow Pdet from the drainage and Pomeranian Bight} - \text{mineralization Pdet} - \text{sedimentation Pdet} - \text{outflow Pdet}$$

Sediment

$$d(\text{Psed}) / dt = \text{sedimentation Pdet} + 1/16 * \text{sedimentation phytopl}_N - \text{mineralization Psed} - \text{burial Psed}$$

Atmospheric deposition (which constitutes small portion of the total nutrient load) and ground water discharge (due to lack of data) are not included in the loads entering the Lagoon (WIELGAT, 2003). Inflows of Baltic waters to the Grosses Haff via Swina - the main connection of the Lagoon with the sea - are taken into account in the model. It is assumed that no phytoplankton enters the Grosses Haff directly, neither with riverine waters nor the sea waters, because due to changing environmental conditions it dies when entering the Lagoon and is considered in the model as part of detritus.

Since the Grosses Haff (Wielki Zalew) and Kleines Haff differ substantially in water retention time the box model consists of two boxes representing two parts of the Lagoon separately. It is assumed that 20% percent of the water flow from the Grosses Haff enters Kleines Haff and leaves through the Peenestrom. This is a maximum value given in literature (MAJEWSKI 1980; MOHRHOLZ & LASS 1998), and it was chosen in order to account for possible mixing of water within the area of both lagoons due to wind driven currents. Water penetrating into the Kleines Haff comes from the Grosses Haff box, which implies that these waters have undergone full transformation in the Grosses Haff.

2.2 Forcing functions

Long-term data bases contain data of different time resolution. To unify the system of model calculations mean monthly values for all forcing functions were used in the model simulations.

2.2.1 Irradiance

The model uses data from the NOAA model (Mean Daily Visible Beam Downward Solar Flux at Surface) as a forcing function – data available from NOAA-CIRES Climate Diagnostics Center, Boulder, Colorado, USA. <http://www.cdc.noaa.gov/> (NOAA, 2002). Daily values expressed in Wm^{-2} obtained from the NOAA model were averaged into monthly values.

2.2.2 Temperature

Water temperature for the Szczecin Lagoon was obtained from the regular monitoring programs carried out in the Grosses Haff by the Westpomeranian Inspectorate of Environmental Protection (WIOS) in Szczecin/Poland and in the Kleines Haff by the Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern (LUNG) in Güstow/Germany. Also unpublished data from measurements conducted by the Research Station of the Sea Fisheries Institute in Swinoujście were used. Most measurements were carried out once a month during vegetation period only between April and November. Due to data scarcity measurements for Grosses Haff and Kleines Haff were averaged to one monthly value for the entire Lagoon.

2.2.3 Nutrient loads from the Oder River

The main source of riverine water in the Lagoon is the Oder River, comprising 97% of the total inflow to the Lagoon, based on measurements done at the Roztoka Odrzanska cross-section (MAJEWSKI 1980). Data on the mean monthly Oder River flow are obtained from data by IMWM (1980-83; 1987-2000) from the gauge station located at Gozdowice (Figure 1.1). Nutrient concentrations, measured at the Krajnik Dolny cross-section, were obtained from the Westpomeranian Inspectorate of Environmental Protection (WIOS) in Szczecin/Poland. Monthly loads of nitrogen and phosphorus discharged from the Oder River were calculated by multiplying

nutrient concentrations by monthly average water discharge (Figure 2.2). There is no time lag between water entering and leaving the lagoon.

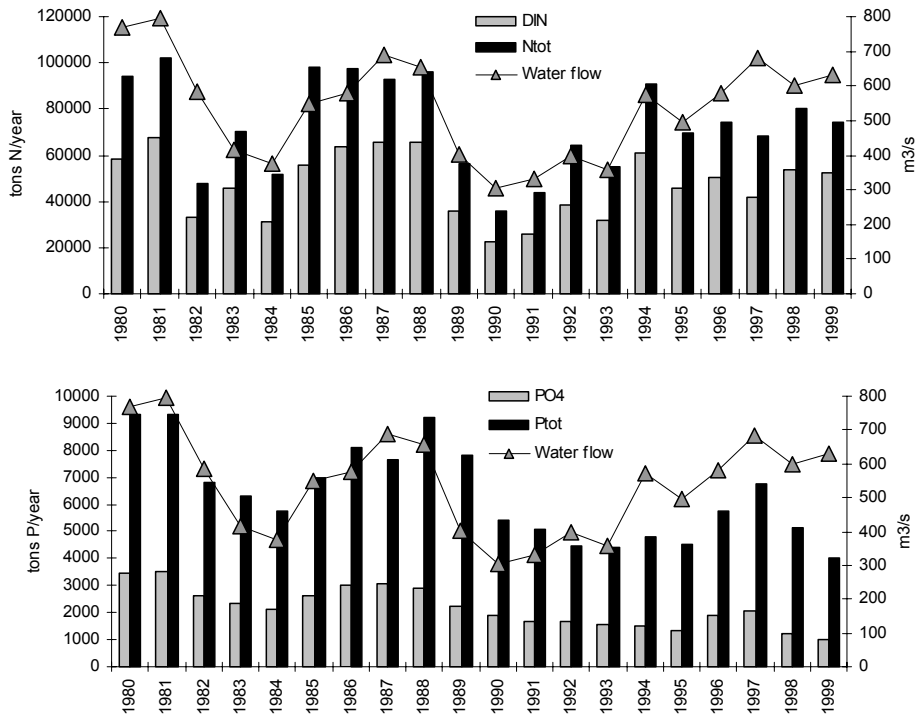


Fig. 2.2 Nutrient loads from the Oder River 1980-99 measured at the Krajnik Dolny cross-section (data by WIOS in Szczecin) and annual water outflow measured at Gozdowice cross-section (IMWM 1980-83; 1987-2000).

Nutrient loads from the Oder River and the immediate drainage of the Lagoon were taken into account as forcing function in the model. Since measurements for the Oder River are carried out at cross-sections located more than 60 km up the point where the river waters enter the Szczecin Lagoon it, leaves out about 12,000 km² of the immediate drainage basin on both parts of the Lagoon with some important point sources of pollution such as the city of Szczecin with population over 400,000 ind., or industrial enterprises such as Police fertilizers factory which, in the 1980's, was seen as a significant point source of phosphorus (WIELGAT 2002). Estimated total loads of nutrients from the immediate Grosses Haff drainage area used in the model amounted to about 6,000 tons of nitrogen and about 700 tons of phosphorus in the 1980-89 period and about 6,000 tons of nitrogen and about 400 tons of phosphorus for the 1990-99 period. For the Kleines Haff the nitrogen loads amounted to about 6,000 tons and from 200 tons of phosphorus for the 1980-89 to about 50 tons phosphorus on average for the 1990-99 period (WIELGAT 2002; 2003).

2.2.4 Water exchange between the Szczecin Lagoon and the Baltic Sea and the nutrient loads entering from the sea

Inflow of the sea water is calculated on the basis of salinity content in Szczecin Lagoon water. It is assumed that salinity as a conservative factor reflects share of the sea water in overall water budget of the Lagoon. Salinity data from WIOS and LUNG were used. All chlorinity values were

recalculated into salinity using formula calculated by MŁODZINSKA (1980) for the Szczecin Lagoon waters:

$$S\text{‰} = 1,768 \text{ Cl ‰} + 0,072$$

Sea water inflows from the Pomeranian Bight were calculated on the basis of the following relationship:

$$salinity_{Szczecin-Lagoon} = \frac{(waterflow_{sea-water} * salinity_{sea-water} + waterflow_{fresh-water} * salinity_{fresh-water})}{(waterflow_{sea-water} + waterflow_{fresh-water})}$$

Assuming that the salinity of the riverine waters equals zero, we receive:

$$waterflow_{sea-water} = \frac{salinity_{sea-water}}{(salinity_{sea-water} - salinity_{Szczecin-Lagoon})} \times waterflow_{fresh-water}$$

where mean monthly salinity is expressed in PSU and monthly water inflow in cub. km. The annual amount of saline water ($waterflow_{sea-water}$) entering the Lagoon calculated with that method amounted to $3.6 \text{ km}^3 \text{ a}^{-1}$ on average, ranging from 5.2 to $1.6 \text{ km}^3 \text{ a}^{-1}$.

Nutrient concentrations of the sea water entering the Szczecin Lagoon were calculated on the basis of data from the Baltic Environmental Data Base (Stockholm University), available from <http://www.bed.su.se> (BED 2002). Mean values, with monthly resolution, calculated from the area of the inner part of the Pomeranian Bight ($53^{\circ}54' - 54^{\circ}10' \text{ N}$ and $13^{\circ}47' - 15^{\circ}32' \text{ E}$) for the period 1993-98 were used. The average annual value of Ntot amounted to 34.8 mmol m^{-3} and Ptot amounted to 1.22 mmol m^{-3} .

2.3 Parameterization of the biogeochemical processes

2.3.1 Phytoplankton growth (nutrient uptake)

The phytoplankton composition in the Lagoon changes throughout the vegetation season with spring diatom dominance and summer dominance of blue-green algae. Model represents all phytoplankton species as one group of phytoplankton and thus one state variable. Seasonal changes of phytoplankton composition are represented in the model through changing values of some parameters, such as light optimum and assimilation number, that mimic changing requirements of different species, or mortality ratio – representing increase of phytoplankton mortality due to grazing in summer months.

The phytoplankton growth (= nutrient uptake) is equivalent to the net primary production in the model. Phytoplankton growth depends from temperature and can be limited by light and nutrient availability according to von Liebig's law of the minimum. Since phytoplankton as a state variable is represented in the model in nitrogen units, phosphorus uptake is recalculated into nitrogen with a fixed Redfield ratio.

$$\text{growth (uptake}_N) = \mu_{\max} \times f(\text{Temp}) \times [\text{MIN}(f(\text{PAR}), f(\text{DIN}), f(\text{PO}_4))] \times \text{PHYTOPLANKTON}$$

2.3.2 Temperature dependence of growth

First part of the equation:

$$\mu_{\max} \times f(\text{Temp}),$$

describes the assimilation number which is the maximum photosynthetic rate that occurs at optimum irradiance without influence of any other limiting factors. Maximum growth at 20°C equals:

$$\mu_{\max} = 1.8 \text{ per day at } 20^{\circ}\text{C}$$

The seasonal change of the assimilation number is related to the changing temperature. That relationship is described in the model based on experimental findings by EPPLY (1972) and GOLDMAN & CARPENTER (1979):

$$f(\text{Temp}) = \text{temp_coeff_phyt}^{(\text{Temp}-20)} \quad \text{temp_coeff_phyt} = 1.08$$

For 1.08 as the value of the temperature coefficient, the Q10 value - defining an increase in phytoplankton growth rate for an increase in temperature by 10°C - equals 2.15 and can be compared to the Q10 = 1.88 given by EPPLY (1972) and Q10 = 2.19 given by GOLDMAN & CARPENTER (1979) for marine species - and Q10 = 2.08 for fresh water species.

2.3.3 Nutrient uptake by phytoplankton

The assimilation of nutrients follows Michaelis-Menten kinetics. The range of values given for half saturation constant for nutrient uptake in literature is very wide. Values applied in the model are within the range given by JORGENSEN (1994).

$$f(\text{DIN}) = \frac{\text{DIN}}{kN + \text{DIN}} \quad kN = 5 \text{ mmol m}^3$$

$$f(\text{PO}_4) = \frac{\text{PO}_4}{kP + \text{PO}_4} \quad kP = 0.3 \text{ mmol m}^3$$

2.3.4 Light dependency of the phytoplankton growth

Light (PAR) dependency of the phytoplankton growth is described by the STEELE equation (1962):

$$f(\text{PAR}) = \frac{\text{PAR}}{I_{\text{opt}}} \times e^{1 - \frac{\text{PAR}}{I_{\text{opt}}}}$$

$$I_{\text{opt}} = \begin{array}{ll} \text{for PAR} > 50 \text{ W m}^{-2} & \text{equals } 0.8 * \text{PAR} \\ \text{for PAR} \leq 50 \text{ W m}^{-2} & \text{equals } 20 \text{ W m}^{-2} \end{array}$$

Iopt values (Figure 2.3) were adopted after STIGEBRANDT & WULFF (1987). Iopt changing through seasons accounts for occurrence of different phytoplankton species which are adapted to various light conditions. The Iopt values are similar to the values from measurements given by RENK et al. (2001) for the Vistula Lagoon which is a similar type of a water body with respect to the light climate as the Szczecin Lagoon.

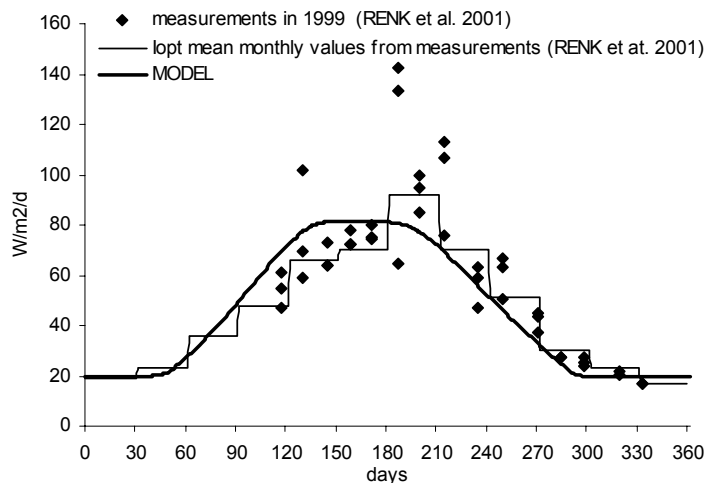


Fig. 2.3 Iopt values in the model versus measurements in the Vistula Lagoon, after RENK et al. (2001).

2.3.5 Light attenuation with depth

The intensity of light diminishes with depth in an exponential way:

$$PAR_{\text{water}} = PAR_{\text{atmosphere}} \times e^{-K_d \times \text{depth}}$$

where K_d is a coefficient of light attenuation. It is a complex process that involves many factors which can not be addressed in full in a simple box model as the one used in this work. Therefore, there is only one value of the downwelling irradiance used for calculation of light influence of algal growth in this model. It is an average value calculated for the entire water column:

$$PAR_{\text{water}} = PAR_{\text{atmosphere}} \times \left(\frac{1 - e^{-K_d \times \text{depth}}}{K_d \times \text{depth}} \right)$$

Coefficient for light attenuation is described as a sum of attenuation due to water with dissolved substances and all types of material suspended in the water column described by the model:

$$K_d = \text{ext_water dissolved subst.} + \text{ext_phytopl.} \times \text{PHYTOPLANKTON} + \text{ext_Ndet} \times \text{Ndet}$$

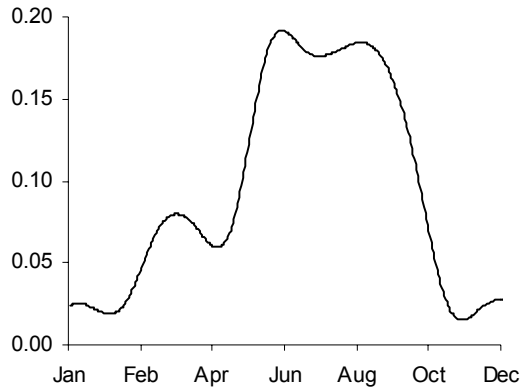
The light extinction of the dissolved substances was measured in water filtered through the 0.7 μm GF/F Watmans Filter sampled in the Kleines Haff in August 2000. The average value for the samples equaled to 0.51 (SIEGEL AND GERTH personal comm.). Water light attenuation coefficient was chosen after KIRK (1994), equaled to 0.08.

$$\text{ext_water dissolved subst.} = 0.51 + 0.08 \approx 0.6 \text{ m}^{-1}$$

$$\text{ext_phytopl.} = 0.09 \text{ m}^3 \text{ mmol}^{-1} \text{ N in phytoplankton} = 0.045 \text{ m}^3 \text{ mg}^{-1} \text{ Chl}_a \text{ (KIRK 1994)}$$

$$\text{ext_Ndet} = 0.03 \text{ m}^3 \text{ mmol}^{-1} \text{ N (MASKE \& HAARDT 1987)}$$

2.3.6 Phytoplankton mortality



The range of values of the phytoplankton mortality coefficient varies from about 0.02 to 0.18 per day depending on the season (Figure 2.4). Higher values used in the second half of the vegetation season represent much higher phytoplankton mortality due to zooplankton grazing.

$$\text{Mortality} = \text{coeff_mort} \times \text{PHYTOPLANKTON}$$

Fig. 2.4 Mortality rate values (coeff_mort) over the course of a year.

2.3.7 Sedimentation

Phytoplankton and detritus sedimentation ratios equal in the model. It results from the assumption that settling of the particles in a shallow water body depends more on the water mixing conditions rather than the size of particles. Thus the settling rate for all particles should be similar and reflect difference between the loss rate of material and the resuspension.

$$\text{Sedimentation}_{\text{Phytoplankton}} = \text{coeff_sedim} \times \text{PHYTOPLANKTON}$$

$$\text{Sedimentation}_{\text{Ndet}} = \text{coeff_sedim} \times \text{Ndet}$$

$$\text{Sedimentation}_{\text{Pdet}} = \text{coeff_sedim} \times \text{Pdet}$$

$\text{coeff_sedim} = 0.05 \text{ day}^{-1}$. In the Szczecin Lagoon of a depth 3.8 m it means average “net” sedimentations at a rate of 0.2 m day^{-1} .

2.3.8 Mineralization of nutrients

Mineralization of nutrients in organic matter (detritus) in the water column and in the sediment depends on temperature in the same way. The Q10 value for the temperature coefficient equals 3.11.

$$\text{temp_coeff_min} = \text{temp_coeff_min_sed} = 1.12$$

Mineralization of nutrients in organic matter takes place at the same rate for nitrogen and phosphorus. There are, however, two different mineralization rates used in the model: one for mineralization in the water column (coeff_min) and one for mineralization in the sediment (coeff_min_sed). The mineralization rate in water is ten times higher. It reflects, apart from bacterial

processes, as it is in the case of nutrient recycling in sediment, also fast pelagic nutrient turnover due to zooplankton grazing, phyto- and zooplankton nutrient excretion and dead cell lyses.

Mineralization in water column

$$\text{Mineralization Ndet} = \text{coeff_min} \times 1.12^{(\text{Temp}-20)} \times \text{Ndet}$$

$$\text{Mineralization Pdet} = \text{coeff_min} \times 1.12^{(\text{Temp}-20)} \times \text{Pdet}$$

$$\text{coeff_min N} = \text{coeff_min P} = 0.1 \text{ per day at } 20^{\circ}\text{C}$$

Mineralization in sediment

$$\text{Mineralization Nsed} = \text{coeff_min_sed} \times 1.12^{(\text{Temp}-20)} \times \text{Nsed}$$

$$\text{Mineralization Psed} = \text{coeff_min_sed} \times 1.12^{(\text{Temp}-20)} \times \text{Psed}$$

$$\text{coeff_min_sed N} = \text{coeff_min_sed P} = 0.01 \text{ per day at } 20^{\circ}\text{C}$$

2.3.9 Nutrient burial in sediment

Nitrogen and phosphorus in sediment are divided into two pools: one is an active layer which takes part in the remineralization processes and there is also inactive part which is a result of burial removing nutrients from the system permanently. Values of burial coefficients were calibrated in the model after calibration of all other nutrient fluxes in sediment. The same burial ratio is used for nitrogen and phosphorus but there is a difference between the Grosses Haff and the Kleines Haff.

$$\text{Burial N} = \text{coeff_burial N} \times \text{Nsed}$$

$$\text{Burial P} = \text{coeff_burial P} \times \text{Psed}$$

$$\text{Grosses Haff} \quad \text{coeff_burial N} = 0.002 \text{ per day}$$

$$\text{coeff_burial P} = 0.002 \text{ per day}$$

$$\text{Kleins Haff} \quad \text{coeff_burial N} = 0.0005 \text{ per day}$$

$$\text{coeff_burial P} = 0.0005 \text{ per day}$$

2.3.10 Denitrification

The denitrification coefficient was calibrated within the model. Only denitrification in sediment is considered in the model and 50% of the nitrogen flux from mineralization in sediment is denitrified. Due to lack of the data on denitrification flux in the in the Lagoon water column and sediments this is a very coarse assumption but a general structure of the model did not allow for more specific calibration of this process.

$$\text{coeff_denitr} = 0.5$$

$$\text{Denitrification} = \text{coeff_denitr} \times \text{Mineralization Nsed}$$

3 Results and discussion

The model was run for the 1980-99 period and in the present work model results are compared with measurements of nutrient and chlorophyll concentrations in the Szczecin Lagoon and with some data on nutrient fluxes available from literature.

3.1 Sensitivity analysis

The sensitivity of the model parameters was conducted to check model stability. In order to shorten simulation time, the sensitivity analysis was conducted only for the 5 year period – from 1995 to 1999 in the Grosses Haff. With the exception of summer flood in July and August 1997, this period of time was considered as representing most average weather conditions within the period of entire model simulation - 1980-99. The sensitivity of the model was tested for the effect of the parameter variation within the +/- 20% change (CHAPELLE et al. 2000). The following sensitivity index (IS) was used to calculate change of each state variable value in percent for the 1% change in the parameter value:

$$IS = \left(\frac{100}{20}\right) * \frac{1}{n} * \sum_{i=1}^n \frac{|X_i - X_i^{St}|}{X_i^{St}}$$

where: X_i^{St} - daily result of standard simulation

X_i - daily result of simulation with a modified parameter

n – day number simulated (5 year period – 1800 days)

The sensitivity index values (IS) values averaged for simulations with 20% reduction and 20% increase of parameter value are presented in Table 3.1.

Table 3.1 Sensitivity index values (IS) for each state variable in the model and all analyzed parameters. Each value of IS corresponds to the change of the state variable in percent for 1% change in the parameter value.

parameter	IS value for each state variable [%]							Mean IS for each parameter
	Phyto pl	Ndet	Nsed	DIN	PO4	Pdet	Psed	
temp_coeff_phyt	1.63	0.20	0.31	0.65	1.69	0.19	0.30	0.71
μ_{max}	1.63	0.35	0.58	7.33	3.54	0.33	0.55	2.04
l _{opt}	0.02	0.01	0.02	0.23	0.28	0.01	0.14	0.10
ext_phytopl	0.60	0.17	0.28	2.63	1.47	0.17	0.27	0.80
ext_Ndet	0.64	0.15	0.24	0.63	0.81	0.14	0.23	0.41
k _N	0.001	0.001	0.0003	0.05	0.001	0.001	0.0003	0.01
k _P	0.0001	0.0001	0.0001	0.001	0.01	0.0001	0.00001	0.0002
coeff_sedim	0.47	0.41	0.39	0.56	0.21	0.40	0.40	0.41
coeff_mort	0.74	0.06	0.21	1.75	0.79	0.06	0.20	0.54
temp_coeff_min	0.31	0.29	0.24	0.50	0.19	0.28	0.24	0.29
temp_coeff_min_sed	0.005	0.004	0.17	0.13	0.33	0.003	0.17	0.11
coeff_min N	0.15	0.19	0.07	0.37	0.28	0.05	0.08	0.17
coeff_min P	0.01	0.003	0.003	0.04	0.55	0.26	0.17	0.15
coeff_min_sed N	0.01	0.01	0.47	0.28	0.05	0.01	0.01	0.12
coeff_min_sed P	0.005	0.003	0.003	0.03	0.56	0.003	0.48	0.15
coeff_burial N	0.01	0.01	0.25	0.26	0.03	0.01	0.01	0.08
coeff_burial P	0.004	0.002	0.002	0.02	0.38	0.002	0.22	0.09
coeff_denitr	0.03	0.02	0.03	1.16	0.11	0.02	0.03	0.20
Mean IS for each state variable	0.35	0.10	0.18	0.92	0.63	0.11	0.19	

The sensitivity analysis results indicate that the Szczecin Lagoon system, as seen in the model, is driven mainly by the phytoplankton growth. Parameters that govern primary production are the most sensitive ones, among them: maximum growth of algae (μ_{max}), temperature coefficient of algal growth (temp_coeff_phyt), phytoplankton mortality (coeff_mort) and sinking rates (coeff_sedim). It can be seen, that 1% of the change in some of these parameters might cause over 1.6% change of the phytoplankton state variable value during simulated five year period. Phytoplankton state variable is also sensitive to parameters influencing light extinction in the water column (ext_phytopl and ext_Ndet), since the results of the modeling, indicate that the phytoplankton growth is limited mainly by light availability. Significant changes in phytoplankton state variable correspond to the changes of the state variables representing dissolved nutrient forms:

DIN and PO₄, because their concentration depends strongly on the phytoplankton growth, since they are taken up in the process of primary production.

3.2 Mathematical measures of model accuracy

To provide some insight into the model accuracy two mathematical measures were used to compare model performance with the monitoring data for the whole simulation period 1980-99. The description of mean deviation (st) and coefficient Y by JORGENSEN (1994) is given below and the results of the comparison are presented in Table 3.2. All data on concentrations of nutrients and chlorophyll in the Lagoon were obtained from the monitoring programs carried out in Grosses Haff by the Westpomeranian Inspectorate of Environmental Protection (WIOS) in Szczecin/Poland and in the Kleines Haff by the Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern (LUNG) in Güstrow/Germany, described in detail by BANGEL (this volume).

Mean deviation calculated in percentage (st):

$$st = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n \frac{\sqrt{(X_{mi} - X_{di})^2}}{X_{di}} \times 100\%$$

Coefficient Y by JORGENSEN (1994):

$$Y = \frac{1}{n} \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (X_{mi} - X_{di})^2}{\bar{X}_{di}}}$$

where: X_{mi} – mean monthly value from the model results

X_{di} – mean monthly value from measurements

\bar{X}_{di} – average value from measurements for the whole period compared

n – number of months compared

Table 3.2 Presents concentrations of Chl_a, phosphates and nitrates in the water column of the Grosses Haff and the Kleines Haff versus monitoring data available for the period.

Grosses Haff	PO ₄	Pdet	DIN	Ndet	Chl_a	Average
st – Mean deviation[%]	53	54	51	39	33	47
Y – (Jorgensen, 1994)	0.044	0.058	0.055	0.054	0.040	0.051
Kleines Haff	PO ₄	Pdet	DIN	Ndet	Chl a	Average
st – Mean deviation[%]	78	33	78	33	52	59
Y – (Jorgensen, 1994)	0.061	0.053	0.069	0.051	0.046	0.058

Model results give a relatively good fit to the measurements of nutrient concentrations in the Lagoon. The lowest values of both coefficients, implicating the best fit, were obtained for chlorophyll, so the phytoplankton growth is well represented in the model. Coefficients values for

the Kleines Haff are higher, indicating that the model results are less accurate than in the case of Grosses Haff. The Kleines Haff is more difficult to represent properly by a box model, since the water circulation and exchange with the Grosses Haff is more complex, as compared to the Grosses Haff which is strongly influenced by the Oder river flow and has shorter water exchange time. Besides, the Kleines Haff box of the model receives nutrient inputs from the Grosses Haff box and potential inaccuracy of the modeling in the Grosses Haff box is introduced to the Kleines Haff box.

3.3 Comparison of model results with available data

3.3.1 Model results versus nutrient and chlorophyll measurements in the water column

Model represents well seasonal changes of nutrient concentrations in both parts of the Lagoon with phosphate minimum in spring and two maximum peaks: one in summer (July-August) another in winter months and with one DIN and minimum in summer (July-August) and winter maximum. Also phytoplankton growth as compared to the chlorophyll measurements is well represented in the model. Figures 3.1-3.3 present modeling results of dissolved nutrient and chlorophyll concentrations versus measurements from all monitoring stations described by BANGEL (this volume) from WIOS and LUNG monitoring program, separately for the western and eastern part of the Lagoon.

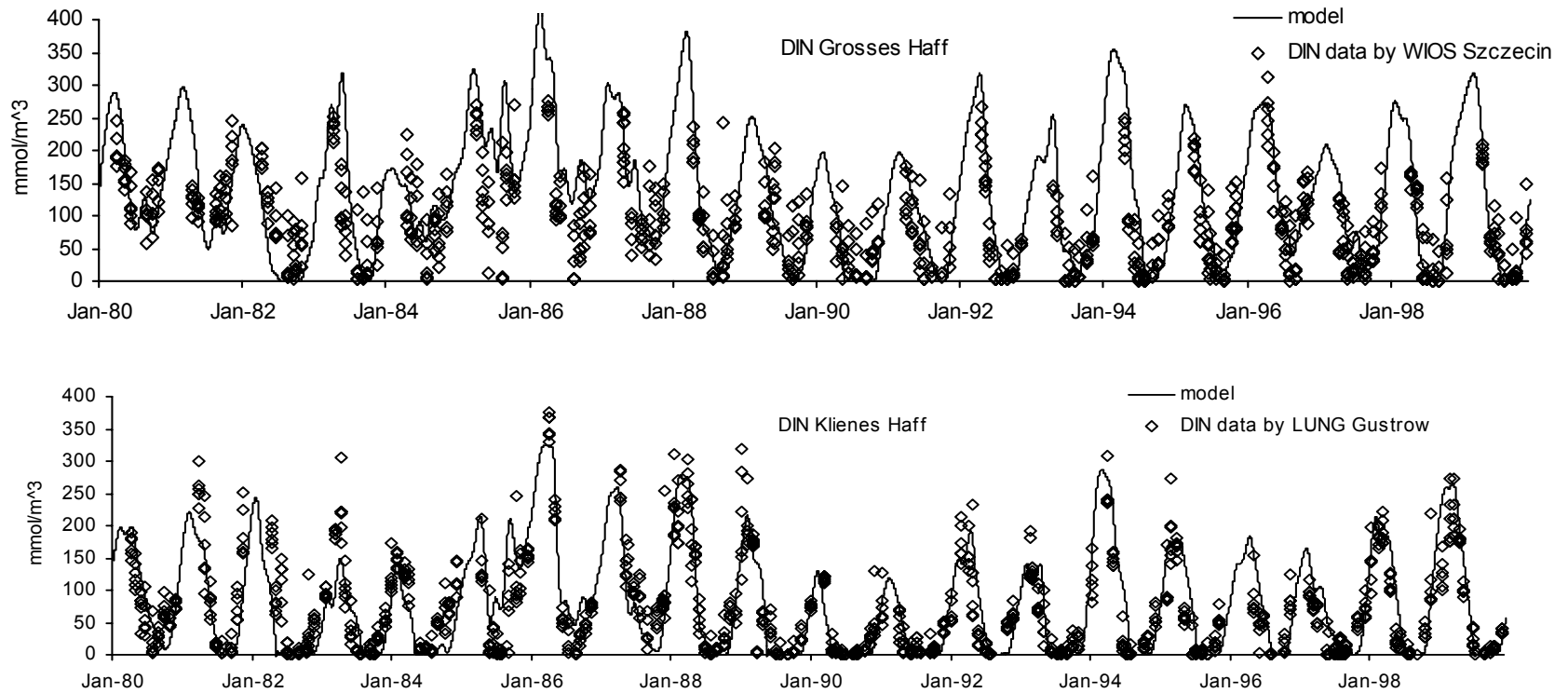


Fig. 3.1 Seasonal changes of the dissolved nitrogen (DIN) concentrations in the 1980-99 period, model results plotted versus measurement data (data for Kleines Haff - LUNG in Güstrow and for Grosses Haff - WIOS in Szczecin).

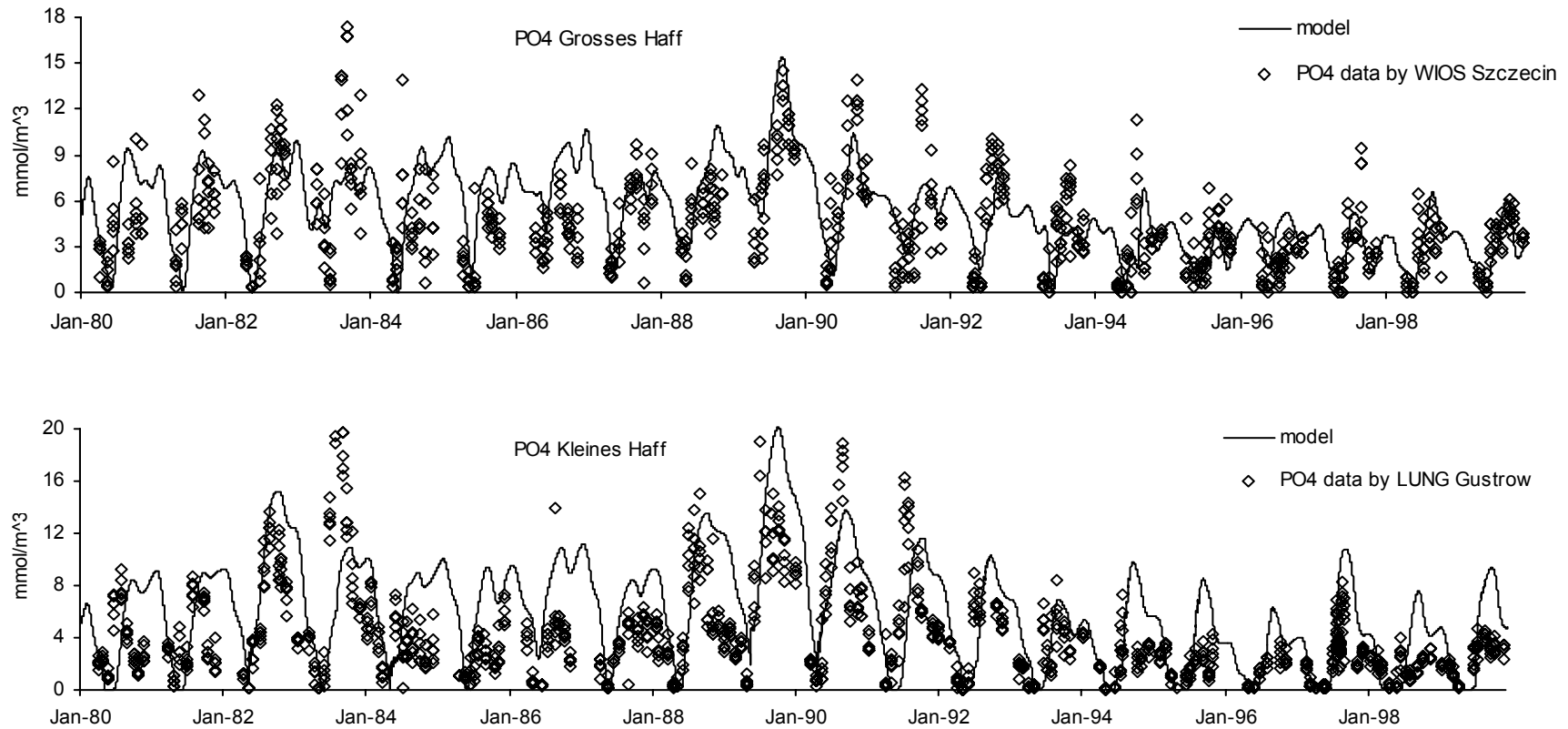


Fig. 3.2 Seasonal changes of the dissolved phosphorus (PO₄) concentrations in the 1980-99 period, model results plotted versus measurement data (data for Kleines Haff - LUNG in Güstrow and for Grosses Haff - WIOS in Szczecin).

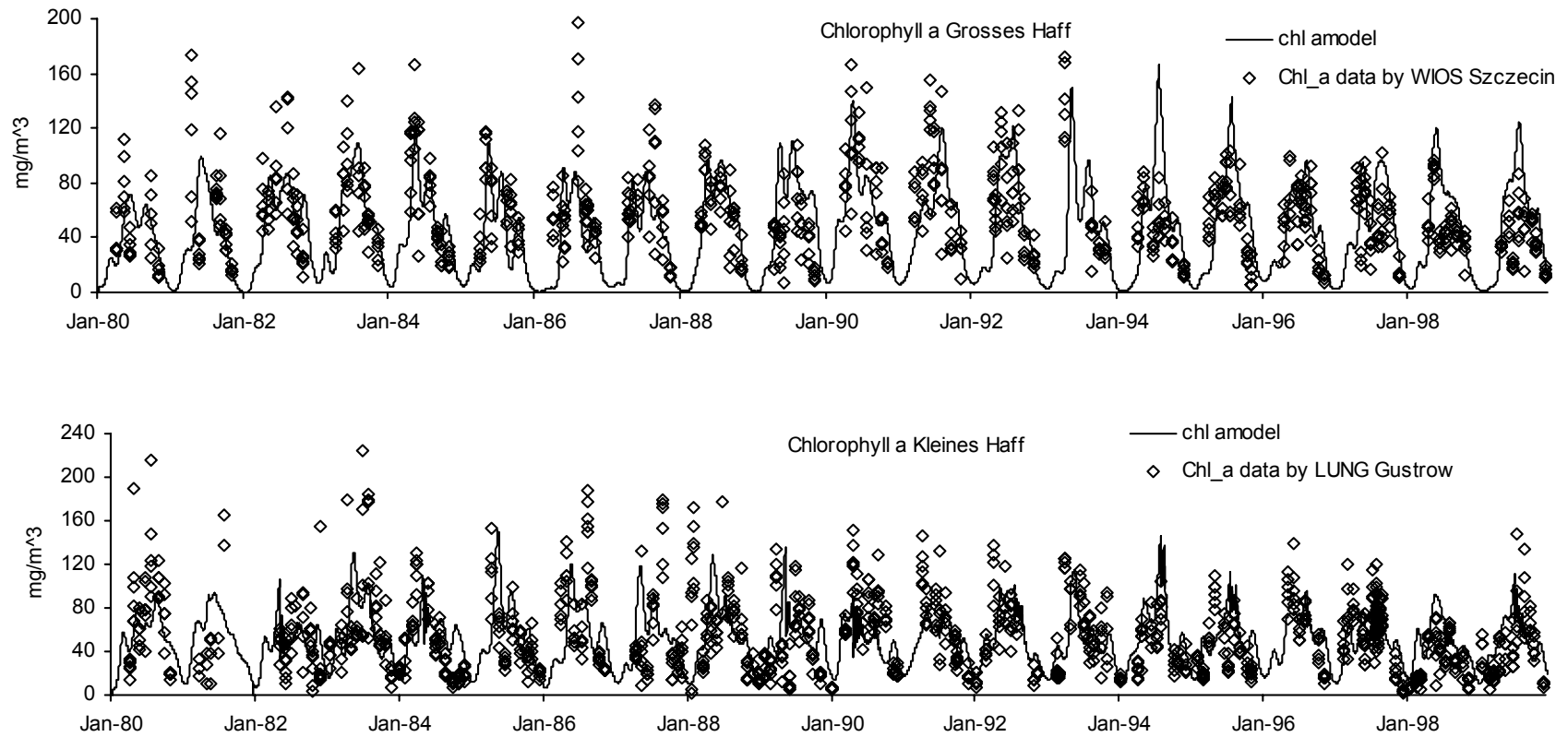


Fig. 3.3 Seasonal changes in chlorophyll a concentrations in the 1980-99 period, model results plotted versus measurement data (data for Kleines Haff - LUNG in Güstrow and for Grosses Haff - WIOS in Szczecin).

3.3.2 Primary production

Primary production in the model should be seen as a net primary production equal to the nitrogen uptake by phytoplankton. With some assumptions, values from the model recalculated into carbon units according to the Redfield ratio can be compared to primary production measurements conducted with ^{14}C method, which gives values between net and gross primary production. WESTPHAL & LENK (1998) give an average value of primary production measured for the period 1993-97 in the Grosses Haff and Kleines Haff. Measurements were conducted with ^{14}C method simulated "in situ" within the 2 hours period and were recalculated into an annual value assuming 12 hours of light for 200 days of photosynthesis per year. Annual values amount to $648 \text{ g C m}^{-2}\text{a}^{-1}$ for the Grosses Haff and $591 \text{ g C m}^{-2}\text{a}^{-1}$ for the Kleines Haff. Assuming that such measurements do not take into account phytoplankton respiration, 30% of the production was subtracted from these values (YORK et al. 2001) to calculate net production, and to compare it directly with results of the model. Thus the net primary production from measurements amounted to $454 \text{ g C m}^{-2}\text{a}^{-1}$, as compared to $440 \text{ g C m}^{-2}\text{a}^{-1}$ from the model results for Grosses Haff, and $414 \text{ g C m}^{-2}\text{a}^{-1}$, as compared to $441 \text{ g C m}^{-2}\text{a}^{-1}$ from model results for Kleines Haff. Primary production calculated by the model is in agreement with the measurements.

3.3.3 Nutrient fluxes from sediment

Direct measurements of nutrient exchange between sediment and water column are scarce. They are difficult methodologically and often give very ambiguous results. In the Szczecin Lagoon preliminary studies have been carried out by WILLE (1998). Figure 3.4 presents comparison of the model results with Wille's measurements of the nutrient fluxes from the sediment of the Kleines Haff carried out *in situ* and in laboratory in the 1995-1997 period. Daily values of the flux of nitrogen and phosphorus entering the water column represent flux from all sediment processes. High variation of measured values makes the comparison with model results difficult. In general, model values seem to be within the upper boundary of the measured values. This can be explained by difficulties in precise calibration between the mineralization flux from sediment and water column. Since neither pelagic nor benthic mineralization fluxes were studied empirically in the Szczecin Lagoon it was not possible to calibrate all fluxes very precisely. Also, the model results fit better to the measured values in case of PO_4 (with the exception of some high values) rather than DIN. This discrepancy can be attributed to the problems with calibration of denitrification flux in the model. Due to lack of extensive and precise measurements this flux is poorly quantified in the model. If the denitrification flux in the model was higher, it would reduce too high nitrogen flux entering water column from sediments.

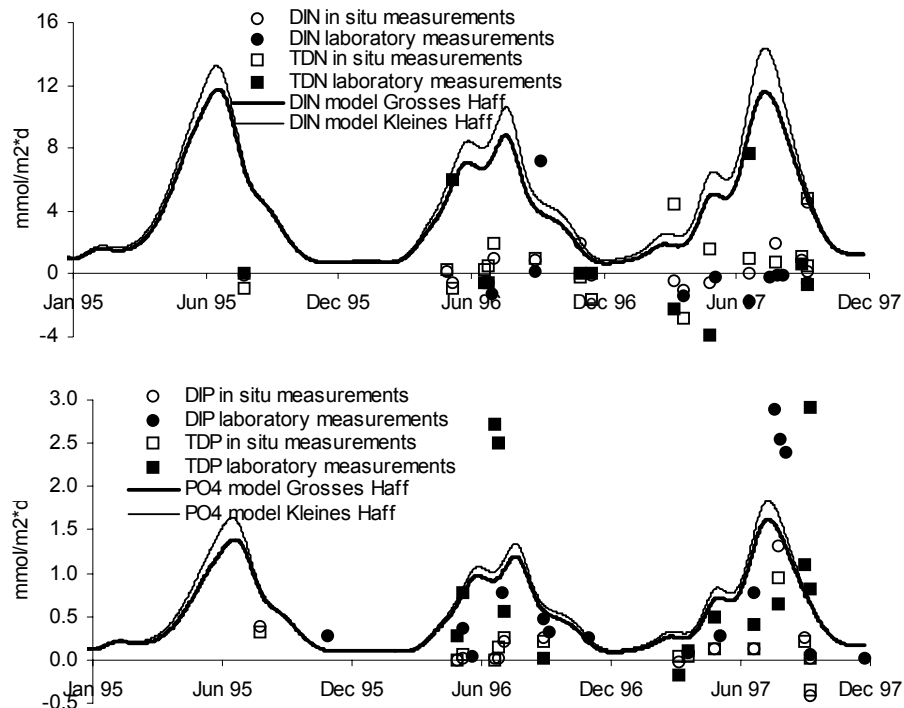


Fig. 3.4 Daily values ($\text{mmol/m}^3/\text{d}$) of nitrogen and phosphorus fluxes from sediment in the Grosses Haff and Kleines Haff, model results plotted against measurements data from WILLE (1998).

3.3.4 Denitrification

Denitrification values from the model are higher than most values given in literature (Table 3.3). As mentioned above, due to lack of extensive measurements denitrification flux was difficult to calibrate in the model.

Table 3.3 Denitrification in the model and values given in literature including measurements for the Szczecin Lagoon and surrounding.

Denitrification rate [$\text{mmol N m}^{-2} \text{day}^{-1}$]	Denitrification rate authors units	Comments	References
daily averagees 1.13 - 9.23 annual mean 4.0	---	Grosses and Kleines Haff Model results - mean 1980-99	Model results
range 0.4 +/- 2.7 or range 2.0 +/- 4 annual mean about 0.4	[$\text{g N m}^{-2} \text{a}^{-1}$] range 2.1 +/- 13.8 or range 2.0 +/- 4 annual mean about 2	Kleines Haff (1994-95) (based on two methods of recalculating into annual values)	DAHLKE et al. 1998
0 - 24 50% less than 2.16	0-534 [$\mu\text{mol N}_2 \text{m}^{-2} \text{h}^{-1}$] 50% less than 45	The highest values measured in water bodies with high anthropogenic pressure	SEITZINGER 1988 (review publication)
0 - 9.36	0-195 [$\mu\text{mol N}_2 \text{m}^{-2} \text{h}^{-1}$]	Mesocosm experiments	NOWICKI 1994

3.4 Retention of nutrients within the Oder estuary

Based on model results the amounts of nitrogen and phosphorus retained in both parts of the Lagoon were calculated for the entire period 1980-99. On average, about 22% of incoming nitrogen was retained in the Grosses Haff, including 12% of denitrification, on annual basis. In case of phosphorus 17% of the incoming load was retained there. In the Kleiness Haff 48 % of nitrogen was retained, including 39 % of denitrified nitrogen, and 17 % of phosphorus. Mean annual budget calculations from the model results for both parts of the Szczecin Lagoon area are given in Table 3.4.

Table 3.4. Budget of nitrogen and phosphorus based on model calculations – average annual values for the 1980-99 period.

	Grosses Haff		Kleines Haff	
	Nitrogen [tons N a ⁻¹]	Phosphorus [tons P a ⁻¹]	Nitrogen [tons N a ⁻¹]	Phosphorus [tons P a ⁻¹]
Input	80,900	7,100	19,000	1,330
Output	64,200	5,900	10,500	1,100
Denitrification	8,800	---	7,000	---
Burial	7,900	1,200	1,500	230

3.4.1 Retention in the sediment

Different values of the amount of nitrogen and phosphorus accumulated in the sediment of the Grosses Haff and Kleines Haff are given in literature. The soft bottom sediment area, where accumulation takes place, covers about 56% (350 km²) of the Lagoon area (LEIPE et al. 1998, MEYER & LAMPE 1999). According to LEIPE et al. (1998) within this area 100,000 tons of nitrogen and 30,000 tons of phosphorus were accumulated during last century in the surface layer of the 15 cm depth. MEYER & LAMPE (1999) calculated that annually about 1 mm of the sediment is accumulated in the soft bottom deposits of the Lagoon on annual basis, which means accumulation of about 0.74 g N m⁻²a⁻¹ and 0.11 P m⁻²a⁻¹. These values recalculated for the entire 100 year period would yield about 51,000 tons of nitrogen and 7,600 tons of phosphorus accumulated within a 10 cm layer of sediment. Table 3.5 presents data on the amount of nitrogen and phosphorus accumulated in the sediment calculated on the basis of the model results, estimates from literature and other modeling results given by HUMBORG et al. 2000.

Table 3.5. Accumulation of nitrogen and phosphorus in the sediment of the Szczecin Lagoon calculated from the model results and data on sediment accumulation from literature.

	Annual accumulation in sediment [tons]		Total amount accumulated in the sediment within the given period of time [tons]		N:P [mol]	Time period [years]	Notes
	nitrogen	phosphorus	nitrogen	phosphorus			
Grosses Haff MODEL1	7,900	1,200	159,000	24,200	14.6	20	MODEL results 1980-99
Kleiness Haff MODEL	1,500	230	30,000	4,600	15	20	Modeling results 1980-99
HUMBO RG et al. 2000	2,560	716	64,000	17,900	7.9	25	Modeling results 1971-96 (whole Lagoon area)
LEIPE et al. 1998	1,000	300	100,000	30,000	7.4	100	Surface layer of the sediment (whole Lagoon area)
MEYER & LAMPE 1999	510	76	51,000	7,600	14.9	100	Surface layer of the sediment (whole Lagoon area)

The model results for the Grosses Haff are higher as compared to the literature data. As a result of model calibration higher accumulation rate of nutrients in sediment of the Grosses Haff than the Kleines Haff were obtained. This four-fold difference can be explained when additional aspects of Grosses Haff character are taken into consideration. Some of the material that is indicated by the model as accumulated in the sediment of the Grosses Haff might, in fact, be retained in the uppermost part of the Oder estuary (river branches and Dabie Lake as shown in Figure 1.1) which in the model constitutes part of the Grosses Haff model box. Another aspect that should be taken into account is dredging of the shipping channel conducted in the Grosses Haff.

3.4.2 Retention in the upper part of the Oder Estuary on the polders and in Dabie Lake.

The suspended matter budget of the Grosses Haff calculated by NOWAK (1980) based on the measurement campaign during period 1956-57 and in 1970 indicates that a large portion of the suspended matter load measured at the monitoring cross-section near Krajnik Dolny (at Widuchowa) was retained in the estuary before riverine waters entered Roztoka Odrzanska (Figure 1.1). Only 32 % of the suspended load measured at Widuchowa was finally transported to the Grosses Haff. The remaining portion was deposited in Dabie Lake and among the river branches of the upper part of the estuary. As a comparison, it can be mentioned that, according to

NOWAK (1980), only 10% of the riverine suspended matter load was deposited in the Grosses Haff itself.

The Oder upper estuary contains many river branches which border polder areas used for agricultural purposes. In winter time and periodically, when the river water level is high some of the Oder waters are also passing through these areas. Studies on the retention of the organic suspended matter and nutrients in water passing through the polder areas of the Oder estuary indicate that the nutrient retention can be significant there (ENGELHARD et al. 1999). The retention of suspended matter ranged from 33 to 70% (ENGELHARD et al. 1999). Especially high retention values were measured for particle bound phosphorus - 59% (the respective values for organic nitrogen equaled 16 %). Thus even that the polder areas are flooded with Oder waters only during limited time of a year they might play a role in retention of nutrients.

3.4.3 Retention of nutrients due to dredging in the shipping channel

In order to enhance maritime transport of the port of Szczecin at the end of 19th century an artificial channel was dug out along the Swina outlet through the Usedom Island, which separates Szczecin Lagoon from the Baltic Sea waters. A water way extending towards the Szczecin through the entire Grosses Haff was formed. The shipping channel, over 20 km kilometers long, is deeper than the maximum natural depth occurring within the Szczecin Lagoon and thus the minimum depth of 10.5 m required for shipping must be artificially maintained. Continuous dredging works are conducted every year along the way through the Grosses Haff to the Szczecin port. On average, about 1,490,000 m³ of sediment material was taken from the shipping channel every year during 1949-2000 period. About 1,040,000 m³ of that material was dredged directly from the Grosses Haff and the rest from other parts of the water way MARITIME OFFICE IN SZCZECIN (unpubl. data) (Figure 3.5). Sediment taken out from the bottom of the shipping channel is disposed on land (RAPORT 1999).

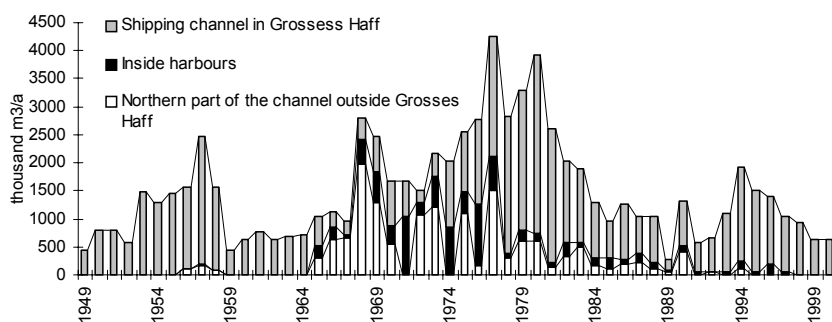


Fig. 3.5 Amount of the sediment material dredged out from the shipping channel in the Grosses Haff MARITIME OFFICE IN SZCZECIN unpubl. data)

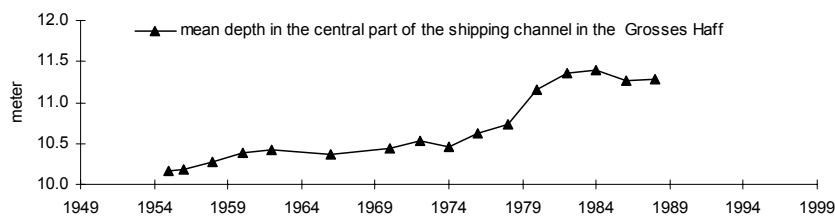


Fig. 3.6 Mean depth in the central part of the shipping channel in the Grosses Haff, indicating periods when the channel was deepened after BUCHHOLZ (1991).

Such large amounts of the sediment removed from the Lagoon bottom influence nutrient budget of the Lagoon. If we sum up the amount of material taken out through the last 50-year period we come up with a value of 54,000,000 m³. By dividing this amount by the entire area of the Szczecin Lagoon - 687 km² – it can be calculated that, during last 50 years, a layer 7.9 cm thick was removed from the Lagoon bottom. This is a significant value if compared with the accumulation rate within the soft bottom which is assumed to equal 1 mm per year (5 cm for a 50 year period) (MEYER & LAMPE 1999). Some of that material was “old sediment” dredged out when the channel was deepened at end of 1970’s – beginning of 1980’s BUCHHOLZ (1991), but even if that is taken into account the amount of sediment dredged out is still large as compared to the sedimentation rate (Figure 3.6).

Studies conducted by MINNING et al. (2003) reveal that sediment material accumulating in the shipping channel within the Grosses Haff has a high nitrogen and phosphorus content as compared to the other measure of soft bottom sediments in the Lagoon (Table 3.2). MINNING et al. (2003) approximated the amount of nitrogen and phosphorus removed from the channel bottom through dredging. In the Figure 3.7 amounts of the nutrient taken out from the Lagoon sediment on annual basis with dredged material (calculated after MINNING et al. 2003) are compared with values calculated by the model as nitrogen and phosphorus retained in the Grosses Haff box. It might be seen that much of the amount of both nutrients shown by the model as retained in the Grosses Haff sediments might actually be removed from it by dredging. If we compare only periods of time, when the water way was not deepened (excluding years 1980-83 as shown in Figure 3.6), it can be calculated that dredging of the shipping channel within the Grosses Haff removed approximately 25 % (from 6% to 76%) of the amount of nitrogen and 75 % (from 16% to 170%) of the amount of phosphorus shown by the model as retained in Grosses Haff on annual basis. In case of phosphorus, for some years - namely 1993-1995 - values calculated for the removal of sediment by dredging are higher than shown by the model as retained. The discrepancy can be attributed to the limited accuracy of the model and also to the fact, that high amounts of phosphorus dredged out are calculated based on a high content of phosphorus in the sediment measured by MINNING et al. (2003). If nutrient content given by MEYER & LAMPE (1999) for soft bottom sediments was used for calculations the total amount removed would have been much smaller – about 3 times less for nitrogen and about 8 times less for phosphorus (Table 3.2). Nevertheless, it can be stated that it is likely that high nutrient retention rate in the Grosses Haff indicated by the model is caused by retention in the upper part of the estuary and dredging out large amounts of material in the shipping channel, and thus, the sediment might not always be the main collector of the retained material.

Table 3.2. Nutrient content in the soft bottom sediments of the Szczecin Lagoon and the shipping channel.

g P m^{-2} in 1cm layer	g N m^{-2} in 1cm layer	$\text{P g}^{-1} \text{ d.}$ m.	$\text{N g}^{-1} \text{ d.}$ m.	densit y d. m. g cm^{-3}	source
9	21	4.7	10.47	0.2	MINNING et al. 2003 (sediments of the shipping channel)
5.8	19	---	---	---	LEIPE et al. 1998 (soft bottom sediment)
1.1	7.4	---	---	0.1	MEYER & LAMPE 1999 (soft bottom sediment)

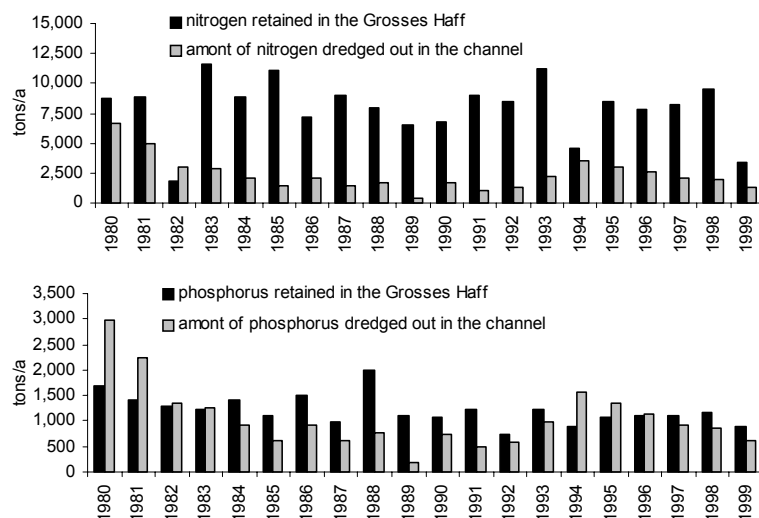


Fig. 3.7 Amount of nitrogen and phosphorus retained in the Grosses Haff shown in the model as compared to the amounts of nutrients dredged out from Grosses Haff shipping channel after MINNING et al. (2003).

Acknowledgements

The authors would like to thank for the monitoring data I was given to use in this work. On the Polish side data were supplied by Westpomeranian Inspectorate of Environmental Protection (WIOS) in Szczecin/Poland. Also unpublished data from measurements conducted by the Research Station of the Sea Fisheries Institute in Swinoujscie were used for which the authors which to thank Mr. St. Sitek and Dr. Wolnomiejski. On the German side data were supplied by the Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern (LUNG) in Güstow/Germany.

We express our thanks to Dr. H. Siegel and Ms. M. Gerth for data on light extinction by the dissolved substances in Kleines Haff water.

This research was supported by the Polish Scientific Committee Grant 6 PO4E 046 21.

Literature

- BED, 2003: Baltic Environmental Data Base, <http://www.bed.su.se>.
- BANGEL, H., 2003: Spatial structures of hydrochemistry and physics. This volume.
- BUCHHOLZ, W., 1991: Materiały do monografii dolnej Odry. [Materials for the lower Odra monography]. Prace IBW PAN **22**, Gdansk, 117 S.
- CHAPELLE, A., MENESGUEN A., DESLOUS-PAOLI J.-M., SOUCHU P., MAZONI N., VAQUER A., MILLET B., 2000: Modelling nitrogen, primary production and oxygen in a Mediterranean lagoon. Impact of oysters farming and inputs from the watershed. *Ecol. Model.* **127**, 161-181.
- DAHLKE, S., WOLFF CH., BANGE H. W., 1998: Mikrobieller N-, S- und C-Umsatz und die Emission von N₂O und CH₄ im Greifswalder Bodden un im westlichen Teil des Oderästuars. *Greifswalder Geographische Arbeiten. Band 16*, 370-402.

- ENGELHARDT, C., KRUGER A., KARRASCH B. & BOBROWSKI M., 1999: Input-output Balances of Nutrients and Plankton in a Flooded area of the Lower Odra. *Acta hydrochim. hydrobiol.* **27**(5), 325-330.
- EPPLY, R. W., 1972: Temperature and Phytoplankton Growth in the Sea. *Fish. Bull.* **70**, 1063-1085.
- GOLDMAN, J. C., CARPENTER E. J., 1974: A Kinetic Approach to the Effect of Temperature on Algal Growth. *Limnol. Oceanogr.* **19**, 756-766.
- HUMBORG, C., FENNEL, K., PASTUSZAK, M., FENNEL, W., 2000: A Box Model Approach for a Long-Term Assessment of Estuarine Eutrophication, Szczecin Lagoon, Southern Baltic. *J. Mar. Sys.* **25**, 387-403.
- IMWM – INSTITUTE OF METEOROLOGY AND WATER MANAGEMANT, 1980-1983: *Roczniki Hydrologiczne Odry 1980-1983* [Hydrological Annuals of the Oder River 1980-1983], Warsaw.
- IMWM – INSTITUTE OF METEOROLOGY AND WATER MANAGEMANT, 1987-1999: *Zasoby Wodne Kraju - Biuletyny Miesieczne 1987-1999* [Water Resources – Monthly Bulletins 1987-1999], Warsaw.
- JORGENSEN, 1994: *Fundamentals of Ecological Modelling* (2nd Edition). Elsevier Amsterdam-London-New York-Tokyo, 628 S.
- KIRK, J. T., 1994: *Light and Photosynthesis in Aquatic Ecosystems*. Cambridge University Press, 490 S.
- LEIPE, T., EIDAM J., LAMPE R., MEYER H., NEUMANN T., OSADCZUK A., JANKE W., PUFF T., BLANZ T., GINGELE F. X., DANNENBERGER D. & WITT G., 1998: Das Oder Haff-Beiträge zur Rekonstruktion der holozänen und geologischen Entwicklung und anthropogenen Beeinflussung des Oder Ästuars. *Marine Science Reports* **28**, Baltic Sea Research Institute, 83 S.
- LAMPE, R., 1999: The Odra Estuary as a Filter and Transformation Area. *Acta hydrochim. hydrobiol.* **27**(5), 292-297.
- MAJEWSKI, A., 1980: *Zalew Szczecinski*. [Szczecin Lagoon]. WKiL, Warsaw, 339 S.
- MARITIME OFFICE IN SZCZECIN, 2002: (Unpubl. data).
- MEYER, H. & LAMPE R., 1999: The Restricted Buffer Capacity of a South Baltic Estuary - the Oder Estuary. *Limnologica* **29**, 242-248.
- MEYER, H., LAMPE R., JONAS P., BUCKMANN K., 1998: Nahstoffe im Oderestuar – Transporte und Inventare. *Greifswalder Geographische Arbeiten* **16**, 99-129.
- MINNING, M., LEIPE T., & SCHERNEWSKI G., 2003: Auswirkungen der regelmässigen Kanla-Ausbaggerungen auf the Trophie des Stettines (Oder) Haffs. *Deutschen Gesellschaft für Limnologie. Tagungsbericht 2002, Braunschweig, Tutzing 2003* (submitted).
- MŁODZINSKA, Z., 1980: Hydrochemia [Hydrochemistry]. In: *Zalew Szczecinski*. [Szczecin Lagoon]. Ed. by A. Majewski. WKiL, Warsaw, 248-276.
- MOHRHOLZ, V. & LASS H. U., 1998: TRANSPORTS BETWEEN ODER HAFF AND POMERANIAN BIGHT A SIMPLE BAROTROPIC BOX MODEL. *DTSCH. HYDROGR. Z.* **50**(4), 371-383
- NOAA, 2002: NOAA-CIRES Climate Diagnostics Center, Boulder, Colorado, USA.
<http://www.cdc.noaa.gov>.
- NOWAK, B., 1980: Hydrologia: Zawiesiny. [Hydrology: Suspended matter]. In: *Zalew Szczecinski*. [Szczecin Lagoon]. Ed. by A. Majewski. WKiL, Warsaw, 239-247.
- NOWICKI, B., 1994: The effect of Temperature, Oxygen, Salinity, and Nutrient Enrichment on Estuarine Denitrification Rates Measured with Modified Nitrogen Gas Flux Technique. *Estuar. Coast Shelf Sci.* **38**, 137-156.
- RAPORT, 1999: *Raport o stanie środowiska w województwie zachodniopomorskim w latach 1997-1998*. [Report on the State of Environment in the Westpomeranian Voivodeship 1997-98]. Ed. by M. Landsberg-Ucziwek. WIOS Szczecin, 223 S.
- RENK, H., OCHOCKI S., ZALEWSKI M., & CHMIEŁOWSKI H., 2001: Environmental Factors Controlling Primary Production on the Polish Part of the Vistula Lagoon. *Bulletin of the Sea Fisheries Institute* **152**, 77-95.

- SIEGEL, H. GERTH, M., (personal comm.).
- SEIZINGER, S. P., 1988: Denitrification in Freshwater and Coastal Marine Ecosystems: Ecological and Geochemical Significance. *Limnol. Oceanogr.* **33**, 702-724.
- STEEL, J.H., 1962: Environmental Control of Photosynthesis in the Sea. *Limnol. Oceanogr.* **7**, 137-150.
- STIGEBRANDT, A. & WULFF F., 1987: A model for the Dynamics of Nutrients and Oxygen in the Baltic Proper. *J. Mar. Res.* **45**, 729-759.
- WESTPHAL, H. & LENK B., 1998: Die raumlich-zeitliche Verteilung von Primarproduktion und Bakterienkeimzahlen. *Greifswalder Geographische Arbeiten* **16**, 228-249.
- WIELGAT, M., 2002: Compilation of the Nutrient Loads for the Szczecin Lagoon (Southern Baltic). In: *Baltic Coastal Ecosystems: Structure, Function and Coastal Zone Management*. Ed. by G. Schernewski & U. Schiewer. CEEDES-Series, Springer Verlag Berlin, Heidelberg, New York, 75-92.
- WIELGAT, M., 2003: Model obiegu substancji biogenicznych w Zalewie Szczecińskim. [Model of the nutrient cycling in the Szczecin Lagoon] Gdansk University. (PhD Thesis).
- WILLE, A., 1998: Untersuchung zu Nährstoffen an der Sediment-Wasser-Grenzschicht in Flachwasserökosystemen - ein Beitrag zur Bilanzierung des Stoffaustausches im Oderästuar. Greifswald University (PhD Thesis).
- YORK, J. K., WITEK Z., LABUDDA S., OCHOCKI S., 2001: Comparison of Primary Production and Pelagic Community Respiration Rates in the Coastal Zone of the Gulf of Gdansk. *Oceanologia* **43**(3), 365-370.

Die Makrofauna des Oderhaffs - Vorschläge für ein Monitoring nach EU-WRRL

The macroinvertebrate community of the Oder Lagoon - Proposals for a monitoring after EU-WFD

Silke Rödiger

Universität Duisburg-Essen, FB 9 Institut für Ökologie, Abteilung Hydrobiologie, Germany
Email: silke.roediger@uni-essen.de

Summary

This article reports on a series of studies about the macroinvertebrate community of the Oder (Szczecin) Lagoon, a coastal basin in the southern Baltic, carried out in 2001 and 2002. The main goals were to investigate the distribution of species in the lagoon, to discover changes in the macroinvertebrate composition and abundance during the 20th century and to make proposals for a monitoring strategy on benthic invertebrates after the EU Water Framework Directive.

For that purpose samples were taken along the shore (sediment core sampler, hand net) and from the deeper parts of the lagoon (grab sampler). Additionally selected parameters of the physicochemical Monitoring in the Szczecin Lagoon were evaluated for the research period.

The Oder Lagoon has to be classified as eutroph; local oxygen deficits near the ground with a minimum oxygen saturation of 20 % were observed. The lagoon is an oligohalinic waterbody showing a salinity range from 0,1 till 4,2 ‰.

Due to the low salinity the macroinvertebrate community in the lagoon mainly consists of limnetic organisms. In Total 63 taxa were found, with Mollusca (20 taxa) and Diptera (10 taxa) showing the largest numbers of species. The shore of the lagoon is mainly inhabited by Diptera (Chironomidae) and Oligochaeta, but the most diverse group are the Mollusca. The species composition at the beaches and smaller bathing areas differs significantly from the more natural sampling sites which are covered with dense reeds. Particularly the typical lagoon species which prefer calm waters, only occurred in protected shore areas. The species composition along the transect changed in dependency on depth and shore distance; additionally it is influenced by the mud content in the sediment. On the whole, the macroinvertebrate community of the Oder Lagoon is limited to species with a high tolerance against fluctuations in their abiotic environment.

The comparison between the present biocenosis and historical investigations of the lagoon showed clear changes in species composition. The Mollusca decreased during the last 100 years. Some species which, in historical studies, were reported as common or frequent couldn't be found any longer, some are collected only once or twice. These species are often described as inhabitants of reeds or submerge plants. It may be the decrease of macrophyte populations based on eutrophication that is responsible for this disappearance of special Mollusca. In addition to these changes, an increasing immigration of new species occurred in the lagoon. Particularly in the 1980's and 1990's some Crustacea (*Gammarus tigrinus*, *Pontogammarus robustoides*) took advantage by their tolerance against salinity fluctuations and became established in the Oder Lagoon.

A monitoring strategy on benthic invertebrates which satisfies the demands of the Directive should be carried out in early summer. All biotopes along an increasing depth should be recorded by samples. For the deeper sampling sites a grab sampler or core sampler should be used. For the reeds and the shore structures time based hand net samples are recommended. The major habitats should be sampled proportionally according to their presence within the sampling site. Additionally, chemical and physical parameters should be recorded. Sampling sites should be chosen in dependency on shore conditions, sites with dense reeds should be favoured. The deeper sites should fit the existing physicochemical monitoring program.

1 Einleitung

Seit jeher sind Gewässer Brennpunkte menschlicher Aktivitäten. Mit der Intensivierung der Gewässernutzung im letzten Jahrhundert wurde jedoch das natürliche Potential dieser Systeme vielfach überlastet. Eine Abwägung der verschiedenen Nutzungsinteressen und der Bedeutung von Gewässern als Ökosysteme ist dringend notwendig, um eine weitere Degradierung zu vermeiden.

Die administrative Zerstückelung des Gewässernetzes war lange das Haupthindernis für eine solche nachhaltige Gewässernutzung- und bewirtschaftung. Die vom Europäischen Parlament und vom Rat der Europäischen Union erlassene *Richtlinie 2000/60/EG zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für die Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik* fordert, dieses Hindernis durch eine einzugsgebietsorientierte Betrachtungsweise zu überwinden. Still- und Fließgewässer, sowie die sich anschließenden Küstengewässer werden als Teil eines Gesamtsystems betrachtet. Ziel der Richtlinie ist es, für alle europäischen Gewässer einen ‚guten Zustand‘ zu erreichen.

Mit der Einführung der Wasserrahmenrichtlinie steigen auch die Anforderungen an die Gewässerüberwachung. Anhand der im Gewässer erfassten Biozönose sollen Monitoringprogramme den Ist-Zustand eines Gewässers abbilden, Hinweise auf erforderliche Maßnahmen zu Erhaltung oder Verbesserung des Zustandes geben und schließlich den Erfolg oder Misserfolg der eingeleiteten Maßnahmen dokumentieren. Um dem ökosystemorientierten Ansatz der Richtlinie gerecht zu werden, sind die Mitgliedstaaten aufgefordert, grenzüberschreitende Gewässersysteme gemeinsam zu bewerten und zu überwachen.

Das Oderhaff ist gleich in zweierlei Hinsicht grenzüberschreitend.

Zum einen ist ein Küstengewässer schon per Definition an der Grenze zwischen Meer und Land angesiedelt. Dies führt dazu, das solche Gewässer sowohl von Limnologen als auch von Meeresbiologen als Randerscheinung betrachtet werden. In Büchern beider Disziplinen ist dem Küstengewässer stets ein Extrakapitel gewidmet, im übrigen Werk finden sie jedoch lediglich als Ausnahme Erwähnung. Zum anderen ist das Haff durch die deutsch-polnische Grenze administrativ zweigeteilt: In der Vergangenheit wurde zwar durchaus das polnische ‚Wielki Zalew‘ (Großes Haff) oder das deutsche ‚Kleine Haff‘ (Maly Zalew), selten aber das ‚Oderhaff‘ untersucht.

Ziel dieser Arbeit ist es, die Makrofauna dieses Grenzgewässers zu untersuchen und, basierend auf den Untersuchungsergebnissen, Vorschläge für die Gestaltung eines deutsch-polnischen Makrozoobenthos-Monitorings im gesamten Haff zu erarbeiten. Der Schwerpunkt der eigenen Untersuchungen liegt dabei in der unmittelbaren Uferregion des Haffs; zur Beschreibung des Gesamtgewässers werden eine Reihe anderer Arbeiten herangezogen. Es werden folgende konkrete Fragestellungen bearbeitet:

Wie sieht die Makrozoobenthosbesiedlung des Oderhaffs aus und welche Faktoren steuern die Besiedlung?

Hat sich die Besiedlung seit Beginn der wissenschaftlichen Untersuchung des Haffs verändert und welche Faktoren waren dafür verantwortlich?

Wie sollte nach den Ergebnissen der eigenen Untersuchungen und unter Zuhilfenahme früherer Arbeiten ein Monitoringprogramm für Makrozoobenthos im Oderhaff aussehen, das den Ansprüchen der EU-Wasserrahmenrichtlinie genügt?

2 Untersuchungsgebiet

Das Oderhaff oder Stettiner Haff ist der östlichste Teil der vorpommerschen Boddenküste. Im Gegensatz zu den weiter westlich liegenden Bodden, die vor allem durch den Brackwasserkörper der Ostsee beeinflusst sind ist das Haff als unmittelbarer Mündungsbereich der Oder süßwassergeprägt. Es ist durch die deutsch-polnische Staatsgrenze politisch geteilt. Im Weiteren wird der deutsche Westteil als Kleines Haff, der polnische Ostteil als Großes Haff (polnisch: Wielki Zalew) bezeichnet. Dies ist möglich, da die administrative Teilung annähernd der morphologischen entspricht.

2.1 Räumliche Gliederung und Bathymetrie

Das Oderhaff lässt sich morphologisch in zwei große Becken unterteilen. Der westliche Teil, das Kleine Haff ist 277 km² groß, das östliche Große Haff 410 km². Diese beiden Haffbecken sind über zwei Mündungsarme, die Dziwna und die Swina, mit der Pommerschen Bucht verbunden, außerdem besteht über den Peenestrom eine Anbindung an den Greifswalder Bodden. Über diese drei Verbindungen erfolgt der Wasseraustausch mit der Ostsee (Abbildung 2.1).



Abb. 2.1 Das Oderhaff mit Peenestrom, Swina und Dziwna, sowie den großen einmündenden Fließgewässern.

Die Tiefenverteilung ist in beiden Becken ähnlich, im Durchschnitt sind sie 3,7 bzw. 3,8 m tief. Hierbei nehmen die flachen, sandigen Uferregionen einen Großteil der Fläche ein. In zentralen

Teilen des Haffs werden Tiefen bis zu 7,8 m gemessen. Eine Schichtung bildet sich in diesem flachen Wasserkörper in der Regel nicht aus.

Maximale Tiefen werden im Piastowski-Kanal erreicht, der den Hafen von Szczecin mit dem Hafen von Swinouscie (an der Swinamündung) verbindet und so quer durch das Haff verläuft. Um seine Tiefe von mindestens 12,5 m zu gewährleisten, wird die Fahrrinne regelmäßig ausgebaggert.

2.2 Hydrologie

Die Hydrologie des Oderhaffs wird vor allem durch seine Süßwasserzuflüsse bestimmt. Den mit Abstand größten Einfluss übt dabei die Oder aus, die im Südosten ins Haff mündet. Daneben spielen die anderen größeren Zuflüsse, Peene, Uecker und Zarow, mit zusammen weniger als 10 % des Oderabflusses nur lokal eine Rolle (Tabelle 2.1).

Tab. 2.1 Überblick über die in das Oderhaff einmündenden Fließgewässer und ihre mittleren Abflussmengen - Daten aus HELCOM (ed.) (1998).

Einmündende Fließgewässer	Einzugsgebiet [km ²]	Mittlerer Abfluss (MQ) [m ³ /s]
Oder	118861	574 (Mittel: 1951-1990)
Peene	5110	24 (Mittel: 1955-1995)
Uecker	2410	8,2 (Mittel: 1964-1995)
Zarow	748	2,8 (Mittel: 1974-1995)

Der Austausch mit der Ostsee richtet sich nach den Wasserständen in Haff, Oder und Pommerscher Bucht. Diese wiederum sind abhängig von der Abflussmenge der Oder und der vorherrschenden Windrichtung- und -stärke. Da die Windstärken im Winterhalbjahr in der Regel höher sind und stärkere Wasserstandsschwankungen in der Bucht auftreten, zählt man dann mehr Einstromereignisse als im Sommer (MOHRHOLZ 1998).

Ostseewasser strömt vor allem über die Swina ins Haff, während über Dziwna und Peenestrom nur etwa 30 % des Austausches stattfindet. Im Schifffahrtskanal kann es bei starken Eintromereignissen zu einer Schichtung kommen und salzreicheres Ostseewasser kann dann am Grund weit ins Haff vordringen (MORHOLZ 1998, PFEIFFER & DUWE 1993-1996).

Wann und wie oft Eintromereignisse stattfinden, wirkt sich vor allem auf den Salzgehalt des Haffwassers aus; die Konzentration dieser Ereignisse auf das Winterhalbjahr zieht einen ausgeprägten Jahresgang der Salinität nach sich, mit Minima im Frühjahr und Sommer und Maxima im Herbst und Winter.

2.3 Sedimentverteilung

Das Sediment des Haffs setzt sich aus schlickigen und sandigen Bereichen zusammen.

Feine Korngrößen bedecken etwa 54 % des Haffbodens; vor allem die tieferen Bereiche unter 3,5 m sind als reine Schlickböden einzustufen. Lediglich in der Mitte zwischen Kleinem und Großem Haff mischt sich auch in größeren Tiefen Sand darunter (MUSIELAK & OSADCZUK 1993-1996).

Reine Sandbereiche finden sich hingegen in den flachen Uferregionen. Diese, in älteren Untersuchungen als Schaare bezeichneten Sandflächen bilden an einigen Stellen regelrechte Sandbänke und Haken aus, die in die schlickigen Tiefen des Haffs hineinragen.

Der Sedimenttransport geschieht im flachen Haff vor allem durch Windeinwirkung. Lediglich der südliche Teil des Großen Haffs lässt einen Einfluss der Oder erkennen, die hier feine Korngrößen

mit einem hohen Gehalt an organischen Bestandteilen abgelagert. Insgesamt sind die Strömungsgeschwindigkeiten entlang des flachen Haffufers höher als im zentralen Haff. Es bleiben am Ufer also nur grobkörnigere Sande liegen, während es im tieferen Haffbecken kaum zu Umlagerungen von Sedimenten kommt. Hier suspendieren die feineren Partikel und bilden den Haffschlick (LEIPE et al. 1998).

Hartsubstrat findet man im Haff in Form der ausgedehnten Dreissena - Muschelbänke, die nach Schätzungen von Günther (1998) (in FENSKE (2002)) etwa 20 % des Kleinen Haffs bedecken und sich entlang der Grenze zwischen flachem Sandboden und tiefen Schlickbereichen hinziehen. Ansatzpunkte zur Koloniebildung von *Dreissena polymorpha*, die auf Hartsubstrat angewiesen ist, bieten Bänder aus Molluskenschalen, die von der Strömung an den Rand der Sandflächen verfrachtet werden.

2.4 Physikochemie im Untersuchungszeitraum

Die Angaben zur Physikochemie stützen sich auf Daten aus dem deutsch-polnischen Monitoringprogramm im Oderhaff. Im Rahmen dieses Programms werden seit 1965 chemische und physikalische Parameter des Sediments und der Wassersäule an 12 Stationen im Haff ermittelt (näheres siehe BANGEL 2001). Für diese Untersuchung wurden die Parameter Salinität (bodennahe Schicht), Sauerstoffsättigung (bodennahe Schicht), Gesamtstickstoffgehalt (Oberfläche) und Gesamtphosphatgehalt (Oberfläche) ausgewählt.

2.4.1 Salinität

Die Salinität des Oderhaffs ist eng mit der Hydrologie gekoppelt, die Ein- und Ausstromverhältnisse und die daraus folgenden Schwankungen des Salzgehalts wurden daher bereits im Kapitel ‚Hydrologie‘ dargelegt. Im Untersuchungszeitraum schwankte der Salzgehalt in Grundnähe zwischen nahe null und 4,2 ‰. Trotz seines ausgeprägten Süßwassercharakters im Sommer 2001 ist das Haff nach Vorgabe der Wasserrahmenrichtlinie, die sich am Venedig-System orientiert, mit mittleren Salzgehalten von über 0,5 ‰ und unter 5 ‰ als oligohalin zu bezeichnen. Während das Jahr 2001 im Vergleich zum langjährigen Mittel unterdurchschnittliche Salzgehalte aufwies, zeigten die Salinitätsschwankungen im Jahre 2002 keine Auffälligkeiten (LUNG, STAUN & WIOS 2001; LUNG, STAUN & WIOS 2002 (unveröffentlicht)).

2.4.2 Sauerstoffhaushalt

Aufgrund der im Allgemeinen geringen Wassertiefen des Haffs ist der Wasserkörper zu allen Jahreszeiten gut durchmischt. Trotzdem kann es aufgrund der hohen Produktionsraten während der Algenblüte im Frühjahr und Sommer zu anschließenden Sauerstoffdefiziten in Grundnähe kommen.

Im Untersuchungszeitraum schwanken die Sättigungswerte in Grundnähe zwischen Extremen von 20 % im Juli 2001 und 160 % im August 2002. Der Großteil der gemessenen Werte liegt jedoch zwischen 80 % und 120 %. Eine Übersättigung wurde jeweils im April und Mai festgestellt, starke Zehrungsprozesse am Boden setzen in den anschließenden Sommermonaten Juni, Juli und August ein. Die Schwankungen der Sauerstoffsättigung im Untersuchungszeitraum liegen im langjährigen Mittel (LUNG, STAUN & WIOS 2001; LUNG, STAUN & WIOS 2002 (unveröffentlicht)).

2.4.3 Nährstoffdynamik

Die Einträge von Nährstoffen ins Oderhaff werden maßgeblich durch die Oder bestimmt. Neben den Einleitungen durch Landwirtschaft und Industrie im Oder-Einzugsgebiet ist für das Haff besonders die Stadt Szczecin (Stettin) von Bedeutung. Etwa 40 km oberhalb der Odermündung gelegen, wird das Abwasser der über 400.000 Einwohner nach wie vor unzureichend geklärt und führt in der Oder und mithin auch im Oderhaff zu einer starken organischen Belastung (LEIPE et. al. 1998).

Die Verteilung der Nährstoffe richtet sich nach den Haffströmungen, diese wiederum hängen von Wasserstand, Windstärke und Windrichtung ab. Dies sowie der Verbrauch und die Umwandlung der eingetragenen Nährstoffe durch Organismen und im Sediment führen zu charakteristischen Jahregängen der einzelnen Komponenten im System (näheres siehe BANGEL 2001).

Stickstoff

Die Gesamtstickstoffgehalte im Untersuchungszeitraum schwanken zwischen knapp 50 $\mu\text{mol/l}$ im September 2001 und etwa 260 $\mu\text{mol/l}$ im April 2001. Insbesondere im Jahr 2001 sind starke Schwankungen des Stickstoffgehaltes zu beobachten, meist liegen die Werte jedoch zwischen 100 $\mu\text{mol/l}$ und 200 $\mu\text{mol/l}$. Im Jahr 2002 hingegen ist die Periode in der Messwerte aus dem gesamten Haff vorlagen sehr einheitlich, mit Werten zwischen etwa 75 $\mu\text{mol/l}$ Stickstoff und 150 $\mu\text{mol/l}$ Stickstoff. Ein Jahregang ist für das gesamte Haff kaum auszumachen.

Die gemessenen Werte liegen für das Jahr 2001 über dem langjährigen Mittel. Im Jahr 2002 hingegen wurden keine Abweichungen vom langjährigen Mittel festgestellt (LUNG, STAUN & WIOS 2001; LUNG, STAUN & WIOS 2002 (unveröffentlicht)).

Phosphat

Die Phosphatgehalte im Haff betragen im Untersuchungszeitraum zwischen 2 $\mu\text{mol/l}$ im Mai 2001 und über 23 $\mu\text{mol/l}$ im August 2001. Es ist ein Jahregang zu beobachten, mit hohen Werten in den Sommermonaten August und September und niedrigeren Werten im Winter (soweit Daten vorhanden waren) und Frühjahr. Diese Schwankungen bleiben im Wesentlichen im Bereich von etwa 3 $\mu\text{mol/l}$ bis 10 $\mu\text{mol/l}$. Lediglich im August und September 2001 war ein Anstieg auf deutlich über 10 $\mu\text{mol/l}$ zu beobachten.

Die Phosphatgehalte lagen in beiden Jahren unter dem langjährigen Mittel, mit Ausnahme der hohen Konzentrationen im August und September 2001 (LUNG, STAUN & WIOS 2001; LUNG, STAUN & WIOS 2002 (unveröffentlicht)).

Das LUNG (Landesamt für Umwelt und Natur Mecklenburg-Vorpommern) klassifiziert jährlich die im Rahmen des Monitoringprogramms erhobenen Parameter und ordnet die Küstengewässer in ein landesinternes Trophiesystem ein. Das Oderhaff ist nach diesen Kriterien im Untersuchungszeitraum als polytroph einzustufen (siehe BANGEL 2001).

3 Die Wasserrahmenrichtlinie

Mit der Veröffentlichung im Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaften am 22.12.2000 wurde die ‚Richtlinie 2000/60/EG des europäischen Parlaments und des Rates zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik‘ (im Weiteren Wasserrahmenrichtlinie oder WRRL abgekürzt) in Kraft gesetzt. *„Ziel dieser Richtlinie ist die Schaffung eines Ordnungsrahmens für den Schutz der Binnenoberflächengewässer, der Übergangsgewässer, der Küstengewässer und des Grundwassers zwecks a) Vermeidung einer weiteren Verschlechterung sowie Schutz und Verbesserung des Zustands der aquatischen Ökosysteme und der direkt von ihnen abhängenden Landökosysteme und Feuchtgebiete im Hinblick auf deren Wasserhaushalt, ... “* (WRRL Artikel 1, Absatz a).

Im Unterschied zu früheren Gesetzen und Richtlinien wird sich die Bewertung von Gewässern nicht mehr nur an Grenzwerten verschiedener Schadstoffe orientieren, sondern im Wesentlichen am Zustand der in ihnen existierenden Biozönose. Die Wirkung anthropogener Eingriffe auf die Lebensgemeinschaft der Gewässer zu erfassen und zu beurteilen stellt daher in Zukunft eine vorrangige Aufgabe der Gewässerbewirtschaftung dar.

Um die Vorgehensweise europaweit zu koordinieren und dem Gewässernetz als Gesamtökosystem Rechnung zu tragen, werden die zuständigen Behörden aufgefordert, die Bewirtschaftung der Gewässer in Zukunft einzugsgebietsorientiert zu planen und Maßnahmen unabhängig von administrativen Grenzen gemeinsam durchzuführen.

Konkret soll für alle Oberflächengewässer (ausgenommen ‚erheblich veränderte‘ und ‚künstliche Gewässer‘) bis 2015 ein ‚guter Zustand‘ erreicht sein, der sich aus einem ‚guten ökologischen Zustand‘ und einem ‚guten chemischen Zustand‘ zusammensetzt. Die Beschreibung des ‚guten Zustandes‘ findet sich im Anhang V der WRRL.

Um dieses Ziel zu erreichen ist in den Mitgliedsstaaten folgendes Verfahren einzuhalten:

Bis 2004 soll die

Abgrenzung und Beschreibung von Flussgebietseinheiten,
Typisierung der Oberflächengewässer,
Festlegung der Referenzbedingungen für Oberflächengewässer und
Ermittlung der signifikanten anthropogenen Belastungen
erfolgen.

Bis 2006 soll die Überwachung und Darstellung des Zustandes der Oberflächengewässer folgen.
Im einzelnen betrifft dies die

Ermittlung des Zustandes der Oberflächengewässer,
Überwachungserfordernisse und die Überwachungsfrequenz,
Darstellung der Ergebnisse,
Ausweisung erheblich veränderter Gewässer und
Vergleichbarkeit der biologischen Überwachungsergebnisse.

Die Anforderungen an die Gewässerüberwachung werden also in Zukunft wachsen. Es müssen Strategien entwickelt werden, wie der Ist-Zustand eines Gewässers erfasst, eventuelle Abweichungen vom Guten Zustand erkannt und schließlich der Erfolg oder Misserfolg

eingeleiteter Maßnahmen dokumentiert werden kann. Dabei wird zwischen der überblicksweisen und der operativen Überwachung unterschieden.

Die überblicksweise Überwachung dient der Bewertung langfristiger Veränderungen in der gesamten Flussgebietseinheit. Es sollen dafür vorwiegend Stellen an größeren Flüssen und Seen ausgewählt werden, deren Überwachung für das Gesamteinzugsgebiet aussagekräftig ist.

Die operative Überwachung hingegen betrifft vor allem Gewässer, die das Qualitätsziel ‚guter Zustand‘ voraussichtlich nicht erreichen werden. Sie soll während der Geltungsdauer eines Bewirtschaftungsplans zusätzlich durchgeführt werden, um den Erfolg der unternommenen Maßnahmen zu überprüfen und gegebenenfalls Schwachstellen offen zu legen.

Angaben zur Überwachungsfrequenz finden sich in WRRL Anhang V Absatz 1.3.4. Diese Zeiträume sind von den Mitgliedstaaten den örtlichen Gegebenheiten anzupassen, sollten aber, insbesondere bei der operativen Überwachung, nicht überschritten werden. Für Küstengewässer werden im Falle der biologischen Kenngrößen Wirbellosenfauna und Gewässerflora drei Jahre vorgeschlagen, für das Phytoplankton sechs Monate.

In Einzelfällen schließlich kann von den Mitgliedsstaaten eine Überwachung zu Ermittlungszwecken eingeleitet werden, die beispielsweise ungeklärte Überschreitungen der vorgeschriebenen Qualitätsnormen untersuchen soll.

4 Material und Methoden

4.1 Erfassung des Makrozoobenthos

Die Untersuchung der Benthosfauna erfolgte an elf Stellen vom Ufer aus. Zusätzlich wurde im August 2001 ein Transekt von Norden nach Süden über das Haff gefahren. Die Lage der Probestellen ist der Abbildung 4.1 zu entnehmen. Genauere Angaben folgen im Abschnitt 4.1.2 ‚Probestellen‘.

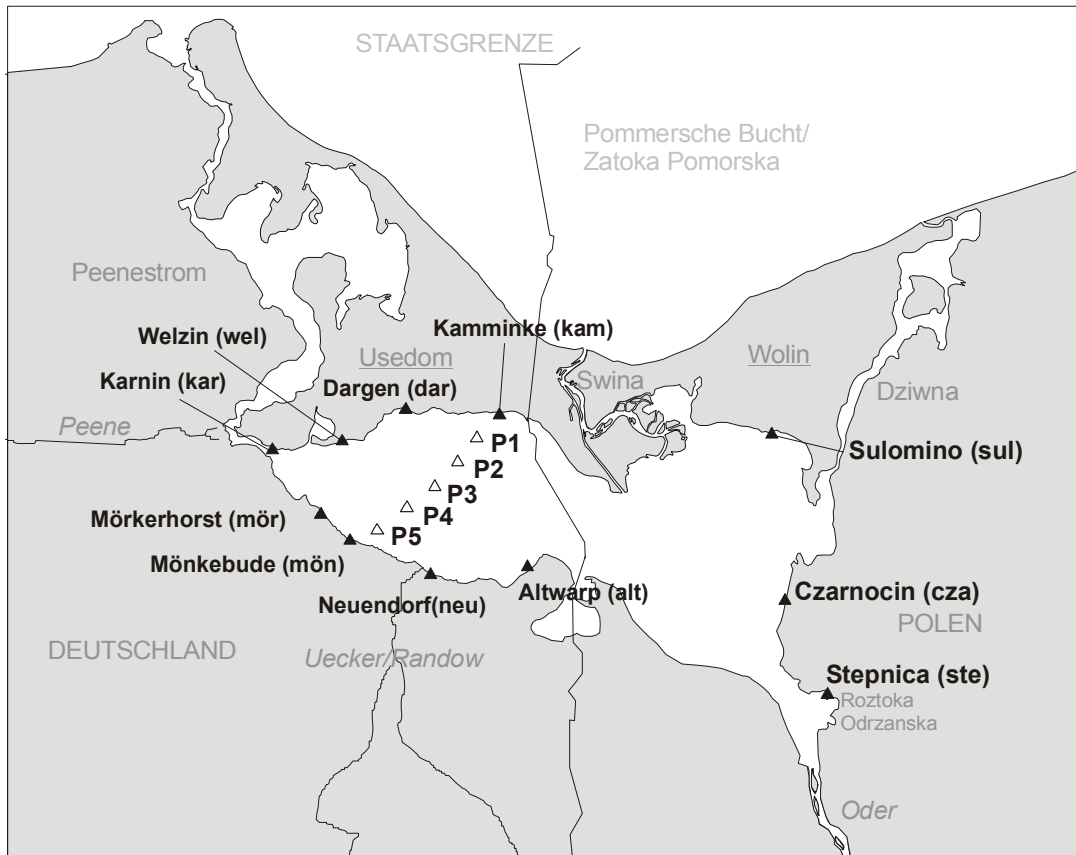


Abb.4.1 Lage der Probestellen: ▲ Uferprobestellen △ Transektprobestellen.

4.1.1 Methodik und Termine

Die Makrozoobenthosbesiedlung wurde an elf Stationen rund um das Oderhaff sowohl qualitativ als auch quantitativ erfasst. Zusätzlich wurde am 15.08.03 einmalig ein Transekt über das Haff gefahren.

Für die Uferproben wurden mit Hilfe eines Stechrohres (beprobte Fläche: 78,5 cm²) 30 cm lange Sedimentkerne entnommen, für die Transektprobenahme wurde ein Sedimentoberflächen-Schaukelgreifer (beprobte Fläche 225 cm²) verwendet. Die Proben wurde noch im Feld durch ein Sieb mit einer Maschenweite von 1 mm gespült und anschließend in Vierkantgefäße mit Ethanol bzw. Formol überführt. An jeder Probestelle wurden drei Proben gezogen, um die Ergebnisse statistisch abzusichern.

Um neben dem Endobenthos im Sediment auch epibenthisch lebende Organismen des Ufers zu erfassen, wurde zusätzlich zu den Stechrohrproben je eine Handnetzprobe genommen. Hierbei wurden mit Hilfe eines Keschers und eines festen Siebes Uferstrukturen wie Schilf, Holz oder Steine sowie künstliche Substrate wie z. B. Bühnen beprobt. Außerdem wurden Tiere direkt von Steinen etc. abgesammelt.

Die fixierten Proben wurden später im Labor unter dem Binokular aussortiert, die Tiere gezählt und, wenn möglich, bis auf Artniveau bestimmt. War eine genaue Artbestimmung nicht möglich oder sehr unsicher (Chironomidae, Oligochaeta), so wurden die Tiere der nächsthöheren taxonomischen Ebene zugeordnet und als Familie/Ordnung Gen. sp. bzw. Gattung sp. bezeichnet.

Die Bestimmungsliteratur ist in der Literaturliste gesondert aufgeführt. Die Nomenklatur der einzelnen Gruppen richtet sich nach den dort benannten Schriften sowie nach der Taxadatenbank des AQEM-Projektes (AQEM CONSORTIUM 2002). Bei fraglichen Mollusca und Crustacea half Dr. Michael Zettler (Institut für Ostseeforschung Warnemünde), fragliche Hirudinea wurden durch Uwe Jung (Ludwigslust) nachbestimmt.

Die Uferprobenahmen erfolgten, wenn möglich, im Sommer und im Frühjahr. Im Winter waren nur drei der Stellen eisfrei und für eine Probenahme zugänglich. Die Stellen am Großen Haff konnten aufgrund organisatorischer Schwierigkeiten nur einmalig im November beprobt werden. Die Termine der Beprobungen sind Tabelle 4.1 zu entnehmen.

Tab. 4.1 Termine der Makrozoobenthosprobenahme
1) nur Netzbeprobung 2) Stechrohr 3) Greifer

Probestelle	Sommer	Winter	Frühjahr	Region	Sedimentproben	Netzproben
Kamminke	14.8.2001	---	22.4.2002	Kleines Haff	6 (gemittelt 2) ²⁾	2
Dargen	14.8.2001	22.1.2002 ¹⁾	21.4.2002	Kleines Haff	6 (gemittelt 2) ²⁾	3
Welzin	14.8.2001	---	---	Kleines Haff	3 (gemittelt 1) ²⁾	1
Karnin	14.8.2001	21.1.2002	21.4.2002	Kleines Haff	9 (gemittelt 3) ²⁾	3
Mörkerhorst	16.8.2001	---	22.4.2002	Kleines Haff	6 (gemittelt 2) ²⁾	2
Mönkebude	13.8.2001	21.1.2002	22.4.2002	Kleines Haff	9 (gemittelt 3) ²⁾	3
Neuendorf	16.8.2001	21.1.2002	22.4.2002	Kleines Haff	9 (gemittelt 3) ²⁾	3
Altwarpe	16.8.2001	---	---	Kleines Haff	3 (gemittelt 1) ²⁾	1
Stepnica	---	15.11.2001	---	Großes Haff	3 (gemittelt 1) ²⁾	1
Czarnocin	---	15.11.2001	---	Großes Haff	3 (gemittelt 1) ²⁾	1
Sułomino	---	16.11.2001	---	Großes Haff	3 (gemittelt 1) ²⁾	1
Transekt P1	15.08.2001	---	---	Kleines Haff	3 (gemittelt 1) ³⁾	---
Transekt P2	15.08.2001	---	---	Kleines Haff	3 (gemittelt 1) ³⁾	---
Transekt P3	15.08.2001	---	---	Kleines Haff	3 (gemittelt 1) ³⁾	---
Transekt P4	15.08.2001	---	---	Kleines Haff	3 (gemittelt 1) ³⁾	---
Transekt P5	15.08.2001	---	---	Kleines Haff	3 (gemittelt 1) ³⁾	---

4.1.2 Probestellen

Die beprobten Stellen am Ufer unterschieden sich hinsichtlich ihrer Nutzung, der Form und Stärke des unmittelbaren Uferbewuchses und der damit verbundenen Stärke der Wasserbewegung.

Es wurden sowohl stark genutzte Badestrände (Neuendorf, Kamminke), als auch kleinere Badestellen (Sulomino, Altwarp u.a.) und kleine Häfen (Stepnica) beprobt. Die Stelle in Mörkerhorst ist nahezu völlig intakt und keinerlei Nutzung unterworfen (Tabelle 4.2).

Tab. 4.2 Name und Beschreibung der entlang des Ufers beprobten Stellen.

Name	Nutzung	Uferbewuchs	Sedimentbeschaffenheit	Wasserbewegung
Neuendorf	Strand	Kein Bewuchs	sandig	Stark
Kamminke	Strand	kein Bewuchs	sandig	Stark
Mönkebude	Strand/Hafen	Schilfinseln	sandig	Stark
Karnin	Badestelle	Schilfgürtel	sandig, Schilffreste, org. Auflage	Mittel
Welzin	Badestelle	Schilfgürtel	Sandig, Schilffreste	Mittel
Sulomino	Badestelle	Schilfgürtel	sandig, Schilffreste, org. Auflage	Mittel
Czarnocin	Badestelle	Schilfgürtel	sandig, Schilffreste	Mittel
Altwarp	Badestelle	Schilfgürtel	Sandig	Schwach
Stepnica	Hafen	Wiese	sandig/kiesig	Stark
Dargen	(Hafen)	dichter Schilfgürtel	sandig, dichte org. Auflage	Schwach
Mörkerhorst	keine Nutzung	dichter Schilfgürtel	sandig, Schilffreste, org. Auflage	Schwach

Transekt

Die Probestellen entlang des Transektes unterscheiden sich vor allem in der Wassertiefe und in der Sedimentzusammensetzung (Tabelle 4.3). Es wurden die ufernahen Flachwasserbereiche an den Stationen P1 und P5 beprobt, ebenso die zentralen, tiefen Haffbereiche mit den Stationen P2 bis P4. Die Zusammensetzung des Sedimentes variierte von sandig (Station P1 und P5) über schlickig-sandig (Station P4) bis schlickig (Station P2 und P3).

Tab. 4.3 Position und Beschreibung der im Rahmen der Transektfahrt beprobten Stellen.
Sedimentdaten: I. Tejakusuma

Probestelle		Position		Tiefe	Sedimentbeschaffenheit	
		N	E		cm	Fraktion < 0,063mm
P1	Transekt 1	53°51'893	14°09'374	130	0,1 %	0,190 mm
P2	Transekt 2	53°50'471	14°07'283	530	96 %	0,031 mm
P3	Transekt 3	53°49'475	14°06'108	510	70 %	0,048 mm
P4	Transekt 4	53°48'216	14°01'565	470	56%	0,063 mm
P5	Transekt 5	53°47'141	13°58'090	180	0,1 %	0,322 mm

4.2 Statistische Auswertung

Alle quantitativen Proben wurden auf eine Fläche von 1 m² hochgerechnet, aus den jeweils drei Einzelproben wurde eine repräsentative Probe gemittelt. Für die weiteren Berechnungen wurde die mittlere Abundanz pro m² verwendet. Da das arithmetische Mittel für Extremwerte am Rande der Verteilung sehr empfindlich ist, wird im Weiteren der Median als Maß für den Mittelwert benutzt (KÖHLER et al. 1995).

Die Daten aus den qualitativen Proben gingen als Presence/Absence-Werte in die Berechnungen ein.

Um die erhobenen Faunadaten bezüglich der Fragestellung auswerten zu können, werden zunächst Clusteranalysen vorgenommen und die sich hieraus ergebenden Gruppen bezüglich verschiedener ökologischer Kenngrößen verglichen. Um die Streuung der Werte auch innerhalb der Gruppen zu verdeutlichen, werden zur Darstellung der Vergleiche Box-Whisker-Plots gewählt.

Clusteranalyse

Die Clusteranalysen wurden zu einem ersten Vergleich der Uferproben herangezogen. Wie groß ist die Ähnlichkeit der Probenahmen untereinander? Bilden sich Gruppen von Proben die untereinander eine größere Ähnlichkeit aufweisen als im Vergleich zu den übrigen Proben? Lassen sich diese Ähnlichkeiten auf bestimmte Taxa oder Gruppen von Taxa zurückführen?

Clusteranalysen bieten die Möglichkeit, ökologische Beziehungen aufgrund von Ähnlichkeiten und Unähnlichkeiten miteinander zu vergleichen. Hierbei wird die Ähnlichkeit innerhalb einer Gruppe maximiert und die Ähnlichkeit der Gruppen untereinander minimiert. Die Clusteranalyse ist besonders für den Vergleich von Daten geeignet, die sich im Voraus nicht in Gruppen ordnen lassen, was sie für die vorliegende Aufgabenstellung geeignet erscheinen lässt (MCGARIGAL et al. 2000).

Berechnet wurden die Cluster mit Hilfe des Programms ‚PC ORD‘. Als Distanzmaß wurde der Jaccard-Koeffizient, also die Unähnlichkeit der Datensätze untereinander gewählt. Wann sich zwei Proben ähnlich genug waren, um direkt miteinander verbunden zu werden wurde mit Hilfe von ‚Ward’s method‘ ermittelt (näheres in MCGARIGAL et al. 2000). Als Darstellungsart wurde das Dendrogramm gewählt. Ließen sich einzelne Cluster auf bestimmte Taxa oder Gruppen von Taxa zurückführen so wurden diese im Dendrogramm angegeben.

Box-Whisker-Plots

Mit Hilfe der Box-Whisker-Plots wurden die ökologischen Parameter, durch die sich die aus den Clusteranalysen ermittelten Gruppen voneinander unterscheiden gegenübergestellt.

Diese Darstellungsform bietet die Möglichkeit, ausgewählte Lage- und Streuungsmaße miteinander zu vergleichen. Hierzu wird jede Probe durch ein Rechteck (Box) dargestellt, dessen Lage und Länge den Interquartilbereich, d. h. den Bereich in dem 50% der Werte liegen, darstellt. An die Enden der Box werden jeweils Whiskers angehängt, die den Bereich zwischen dem Minimalwert und dem Quartilpunkt Q1 bzw. zwischen dem Quartilpunkt Q3 und dem Maximalwert abdecken. Die Whiskers repräsentieren somit jeweils 25% der ermittelten Daten. Ausreißer werden gesondert als Punkte dargestellt (KÖHLER et. al. 1996). Die Berechnung und Darstellung der Box-Whisker-Plots erfolgte mit dem Programm ‚SigmaPlot‘.

Die in den Box-Whisker-Plots dargestellten Unterschiede zwischen den Probengruppen wurden mit Hilfe des *U*-Tests von Mann und Whitney auf Signifikanz getestet. Im Gegensatz zu anderen Tests basiert der *U*-Test auf dem Vergleich der Mediane zweier Grundgesamtheiten und ist so auch für eine Signifikanzprüfung nicht-normalverteilter Daten geeignet. Als Nullhypothese wird angenommen, dass die Unterschiede zwischen den gegenübergestellten Datengruppen nicht signifikant sind. War das Signifikanzmaß $p < 0,05$ konnte der Unterschied als signifikant bezeichnet und die Nullhypothese abgelehnt werden. Bei einem $p > 0,05$ war der Unterschied nicht signifikant und die Nullhypothese damit bewiesen (näheres in KÖHLER et al. 1996).

Ökologische Parameter

Zum Vergleich der Proben wurden folgende Parameter verwendet: Taxazahl (alle Vergleiche), Abundanz (nur Sedimentvergleiche), Habitatpräferenzen (alle Vergleiche), Strömungspräferenzen (nur Strukturvergleiche).

Die Berechnung der Habitatansprüche erfolgte auf der Basis einer qualitativen Taxaliste, daher sind die errechneten Anteile als ‚Artanteil‘ zu verstehen. Grundlage für die Zuordnung der Tiere zu den ökologischen Gruppen sind die autökologischen Informationen des AQEM-Programms (näheres in AQEM CONSORTIUM 2002) sowie die Angaben des BAYERISCHEN LANDESAMTES FÜR WASSERWIRTSCHAFT (BLfW) (1996).

4.3 Historische Auswertung

Die historische Analyse basiert auf der Auswertung folgender Veröffentlichungen zur Makrofauna des Oderhaffs: BRANDT (1896/97) (nur Artvergleich), NEUBAUR (1927) (nur Artvergleich), NEUHAUS (1933), WIKTOR & WIKTOR (1954), GIZINSKI et al. (1980) (nur Abundanzvergleich), MASLOWSKI (1992), WOLNOMIEJSKI (1994), HENSEL (1994), GÜNTHER et. al. (1995) sowie LEWIN (1998).

Zur Diskussion und Analyse der Ergebnisse wurden weitere Arbeiten verwendet, die im entsprechenden Kapitel zitiert werden. Näheres zu allen Arbeiten findet sich im Literaturverzeichnis.

Entwicklung des Artinventars

Zum Vergleich der im Oderhaff vorkommenden Arten und Gattungen wurden wenn möglich die Stetigkeiten der erfassten Taxa berechnet und anhand folgender Skala eingestuft:

Einzelfund : das Taxon wurde durch weniger als 1% der Probenahmen erfasst
 selten : das Taxon wurde durch 1% bis 25% der Probenahmen erfasst
 verbreitet : das Taxon wurde durch 26% bis 50% der Probenahmen erfasst
 häufig : das Taxon wurde durch 51% bis 75% der Probenahmen erfasst
 sehr häufig : das Taxon wurde durch mehr als 75% der Probenahmen erfasst.

Im den älteren Untersuchungen von BRANDT (1896/97), NEUBAUR (1927) und NEUHAUS (1933) wurden kaum Angaben zu konkreten Probenahmen gemacht, hier wurden Aussagen über die Verbreitung der Taxa aus dem Text übernommen. Solche Untersuchungen sind im entsprechenden Kapitel extra gekennzeichnet.

Entwicklung der Neozoen

Dem Abschnitt zur Einwanderung von gebietsfremden Arten liegt folgende Definition von Neozoen zu Grunde:

„Neozoen sind Tiere, die seit Beginn der Neuzeit (1492) beabsichtigt oder unabsichtlich unter direkter oder indirekter Einwirkung des Menschen in ein ihnen zuvor nicht zugängliches Faunengebiet gelangt sind und dort neue Populationen aufgebaut haben“ (KINZELBACH 1999).

4.4 Methodendiskussion

Erfassung des Makrozoobenthos

Die Erfassung der Makrofauna am schilfreichen Ufer des Haffs warf einige Probleme auf, da sich die Netzproben kaum quantifizieren lassen. Die Dreidimensionalität der Ufervegetation lässt einen Flächenbezug nicht zu, deshalb waren die Ergebnisse dieser Besammlung nur als Nachweis bzw. Nichtnachweis des Taxons zu werten. Einzelfunde und Massenvorkommen werden mit dieser Methode gleichstark gewichtet, was in der Diskussion der Ergebnisse beachtet werden muss.

Die Tatsache, dass einige Stellen mehrfach, andere nur einfach beprobt wurden, kann zu Verfälschungen der Gesamttaxaliste einiger Probestellen führen. Darauf wird in der Diskussion der Taxalisten hingewiesen.

Statistische Auswertungen

Es ist zu beachten, dass statistische Verfahren komplexe ökologische Zusammenhänge stark vereinfachen und ihre Aussagekraft stark von der verfügbaren Datenmenge- und qualität abhängig ist. Dies sollte bei der Interpretation berücksichtigt werden.

Die Ergebnisse einer Clusteranalyse hängen auch von der Wahl des geeigneten Distanz- und verbindungsmaßes ab. MCGARIGAL et al. 2000 empfiehlt daher, die Analyse mit unterschiedlichen Maßen zu wiederholen und die für den vorliegenden Datensatz und die Fragestellung geeignete Kombination auszuwählen. Auch ist die Clusteranalyse lediglich eine beschreibende Methode zur Klassifizierung von Daten und kann so auch nur eine Grundlage für die weitergehende Interpretation des Datenmaterials liefern.

Die Darstellungsform der Box-Whisker-Plots wurde gewählt, da ein großer Teil der zu vergleichenden Daten nicht normalverteilt war. Reine Mittelwertvergleiche wären der teils erheblichen Streuung der Werte nicht gerecht geworden.

Zur Berechnung der Habitatansprüche der in den Proben ermittelten Taxa muss angemerkt werden, dass es sich bei den autökologischen Informationen aus dem AQEM-Programm und der Liste des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft (BLfW) um Angaben handelt, die in erster Linie

auf Erhebungen in Fließgewässern und Seen, somit auf Untersuchungen im Süßwasser, basieren. Da die Hafffauna sich im wesentlichen aus limnischen Organismen zusammensetzt, kann davon ausgegangen werden, dass die Habitatbindung und der Ernährungstyp im Brackwasser ähnlich ausgeprägt sind. Einzelne Brackwassertaxa, die in den Berechnungen nicht berücksichtigt werden konnten sind in den Taxalisten gekennzeichnet und werden in die Diskussion mit einbezogen.

Historische Auswertungen

Die Aufbereitung historischer Daten ist durch die Veränderungen in der Methodik immer mit einer gewissen Unsicherheit behaftet. Daher wurde dem Ergebnisteil eine ausführliche Beschreibung der verwendeten Methoden vorangestellt.

Auch ist die Auflistung der Ergebnisse in Veröffentlichungen nicht immer vollständig, da die Darstellungsform und Genauigkeit von der gegebenen Fragestellung abhängt. Untersuchungen, die sich auf eine taxonomische Gruppe oder auf eine Region des Haffs beschränken wurden daher im betreffenden Kapitel extra gekennzeichnet, außerdem wurde die Diskussion darauf abgestimmt.

5 Ergebnisse

5.1 Besiedlung des Ufers

Ziel dieses Kapitels ist es, Unterschiede und Gemeinsamkeiten in der Besiedlung des Ufers an den Probestellen festzustellen. Es wird zunächst die Gesamttaxaliste vorgestellt. Anschließend wird mit Hilfe einer Clusteranalyse die Lebensgemeinschaft der Stellen miteinander verglichen. Die sich hieraus ergebenden Gruppen werden im Hinblick auf die Taxazahl und die ökologischen Ansprüche der gefundenen Taxa analysiert.

5.1.1 Taxaliste

In Tabelle 5.1 sind die in allen Beprobungen erfassten Taxa dargestellt. Wurde eine Stelle mehrfach beprobt, so sind die Ergebnisse in der Tabelle zusammengefasst; die Termine sind im Tabellenkopf hinter dem Probestellenkürzel aufgeführt. Beispielsweise meint ‚mön08+01+04‘ dass die Stelle Mönkebude im August 2001, Januar 2002 und April 2002 beprobt wurde.

Die Beprobung der 11 Litoralstellen ergab insgesamt 63 Taxa, die Mollusken waren mit 20 Taxa die artenreichste Gruppe. Es folgen die Dipteren mit 10 Taxa, sowie Crustaceen und Heteropteren mit je 6 Taxa. Dipteren, Crustaceen und Mollusken konnten an allen Litoralstellen nachgewiesen werden. An allen 11 Stellen konnte *Pontogammarus robustoides* (Crustacea) nachgewiesen werden und ist damit die häufigste Art. Weitere verbreitete Arten und Gattungen sind *Bithynia tentaculata* (Mollusca), *Dreissena polymorpha* (Mollusca) und *Limnodrilus* sp.(Oligochaeta), die an je 10 Stellen vorkamen sowie *Gammarus tigrinus* (Crustacea) an 9 der 11 Stellen nachgewiesen wurde. *Radix balthica* (Mollusca) und *Neomysis integer* (Crustacea) konnten an je 7 Stellen bestimmt werden.

In Stepnica konnten 16 Taxa nachgewiesen werden, davon waren die Mollusken mit 11 Taxa die artenreichste Gruppe. Czarnocin und Sulomino sind mit 8 bzw. 13 Taxa vertreten. Während in Czarnocin keine Gruppe dominiert, sind in Sulomino die Dipteren mit 5 Taxa die artenreichste Gruppe.

An den beprobten Strandabschnitten in Kamminke wurden 12, in Neuendorf 17 Taxa erfasst. Häufigste Gruppen in Kamminke sind dabei die Crustaceen mit 4 Taxa, in Neuendorf dominieren mit 5 Taxa die Dipteren vor den Crustaceen und Mollusken (je 4 Taxa). Die kleineren Strände in Welzin und Altwarp weisen 12 bzw. 11 Taxa auf. In Welzin sind dabei vor allem Oligochaeten und Crustaceen (je 3 Taxa) vertreten. Altwarp weist ebenfalls 3 Crustaceentaxa auf.

Dargen ist mit 32 Taxa die artenreichste Stelle, 11 Taxa sind hierbei der Gruppe der Mollusca zuzuordnen. Ähnliches gilt für Karnin, von den insgesamt 24 Taxa gehören 8 zu den Mollusken und 5 zu den Dipteren. Die Probenahme am Hafen von Mönkebude ergab 22 Taxa, davon stellen mit 5 Taxa die Dipteren die größte Gruppe, es folgen Mollusken und Crustaceen mit je 4 Taxa. In Mörkerhorst wurden 28 Taxa bestimmt. Häufigste Gruppe waren auch hier die Dipteren mit 9 Taxa sowie die Mollusken mit 6 Taxa. Außerdem fanden sich hier 3 der 4 Trichopteren-taxa.

Tab. 5.1 Taxa aus der Netz- und Sedimentbeprobung

Termine: 08: August 2001; 11: November 2001; 01: Januar 2002; 04: April 2002
 x Taxon nachgewiesen - Taxon nicht nachgewiesen

	Stepnica (ste11)	Czarnocin (cza11)	Sulomino (sul11)	Kamminke (kam08+04)	Neuendorf (neu08+01+04)	Welzin (wel08)	Altwarp (alt08)	Dargen (dar08+01+04)	Karmin (kar08+01+04)	Mönkebude (mön08+01+04)	Mörkerhorst (mör08+04)	Transekt (p1 08)	Transekt (p2 08)	Transekt (p3 08)	Transekt (p4 08)	Transekt (p5 08)
Hydrozoa																
<i>Cordylophora caspia</i>	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Clava multicornes</i>	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Nemertini																
<i>Prostoma obscura</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	x	-	-	-	-
Turbellaria																
Turbellaria Gen. sp.	-	-	-	-	-	-	x	x	x	-	-	-	-	-	-	-
Mollusca																
<i>Acroloxus lacustris</i>	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Ancylus fluviatilis</i>	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Bithynia leachii leachii</i>	-	-	-	-	-	-	-	x	x	-	x	-	-	-	-	-
<i>Bithynia tentaculata</i>	x	x	x	x	x	x	-	x	x	x	x	-	-	-	-	x
<i>Gyraulus albus</i>	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Lymnaea stagnalis</i>	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	-	-	x	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Radix balthica</i>	x	-	x	-	x	-	-	x	x	x	x	-	-	-	-	-
<i>Stagnicola palustris-Gr.</i>	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Valvata cristata</i>	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	x	-	-	-	-	-
<i>Valvata piscinalis piscinalis</i>	x	-	x	-	-	-	x	x	x	x	x	-	-	-	-	x
<i>Dreissena polymorpha</i>	x	x	-	x	x	x	x	x	x	x	x	-	-	-	-	x
<i>Pisidium amnicum</i>	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pisidium casertanum casertanum</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pisidium casertanum ponderosum</i>	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pisidium henslowanum</i>	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pisidium nitidum</i>	x	x	-	-	-	-	-	x	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pisidium supinum</i>	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Unio pictorum pictorum</i>	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Unio tumidus tumidus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-
Oligochaeta																
Oligochaeta Gen. sp.	-	-	-	-	x	-	-	x	-	x	x	-	-	-	-	-
<i>Lumbriculus variegatus</i>	x	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x
<i>Stylodrilus heringianus</i>	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-
Tubificidae Gen. sp.	x	x	-	-	-	x	-	x	x	x	-	x	x	x	x	x
<i>Limnodrilus</i> sp.	x	x	x	x	x	x	-	x	x	x	x	x	-	x	-	x

	Stepnica (ste11)	Czarnocin (cza11)	Sulomino (sul11)	Kamminke (kam08+04)	Neuendorf (neu08+01+04)	Welzin (we08)	Altwarmp (alt08)	Dargen (dar08+01+04)	Karnin (kar08+01+04)	Mönkebude (mön08+01+04)	Mörkerhorst (mör08+04)	Transekt (p1 08)	Transekt (p2 08)	Transekt (p3 08)	Transekt (p4 08)	Transekt (p5 08)
Polychaeta																
<i>Nereis diversicolor</i>	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Marenzelleria viridis</i>	-	-	-	-	x	-	-	-	-	x	x	x	-	-	-	-
Hirudinea																
<i>Erpobdella nigricollis</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	x	x	x	-	-	-	-	-
<i>Erpobdella octoculata</i>	-	-	-	-	-	x	x	x	x	x	x	-	-	-	-	-
<i>Glossiphonia complanata</i>	-	-	-	-	-	-	-	x	-	x	-	-	-	-	-	-
<i>Glossiphonia concolor</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Piscicola sp.</i>	-	-	-	x	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Crustacea																
<i>Gammarus salinus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Gammarus tigrinus</i>	-	x	-	x	x	x	x	x	x	x	x	-	-	-	-	-
<i>Pontogammarus robustoides</i>	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	-	-	-	-	-
<i>Corophium curvispinum</i>	-	-	x	x	x	-	-	x	-	x	x	-	-	-	-	-
<i>Asellus aquaticus</i>	-	-	-	-	-	-	-	x	x	-	-	-	-	-	-	-
<i>Neomysis integer</i>	-	-	-	x	x	x	x	-	x	x	x	-	-	-	-	-
Ephemeroptera																
<i>Caenis horaria</i>	-	-	-	-	-	-	-	x	x	x	x	-	-	-	-	-
Heteroptera																
Corixidae Gen. sp.	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-
Corixinae Gen. sp.	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Mesovelia furcata</i>	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Nepa cinerea</i>	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Plea minutissima minutissima</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-
<i>Sigara sp.</i>	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Trichoptera																
Leptoceridae Gen. sp.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-
<i>Oecetis ochracea</i>	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	x	-	-	-	-	-
<i>Molanna angustata</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-
<i>Mystacides nigra</i>	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-
Diptera																
Ceratopogonidae Gen. sp.	-	-	-	-	x	-	-	-	-	x	x	-	-	-	-	-
Chironomidae Gen. sp.	-	-	x	x	x	x	x	x	x	x	x	-	x	x	-	-
Chironomini Gen. sp.	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	X	x	-	-	x
<i>Chironomus plumosus-Gr.</i>	-	-	x	-	-	-	-	x	x	-	x	X	x	x	x	x
Tanytarsini Gen. sp.	-	-	x	-	x	-	-	x	x	x	x	-	-	-	-	-
Diamesinae Gen. sp.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Orthocladiinae Gen. sp.	-	-	-	-	x	-	-	x	x	x	x	-	-	-	-	-

	Stepnica (ste11)	Czarnocin (cza11)	Sulomino (sul11)	Kamminke (kam08+04)	Neuendorf (neu08+01+04)	Welzin (we08)	Altwarp (alt08)	Dargen (dar08+01+04)	Karnin (kar08+01+04)	Mönkebude (mön08+01+04)	Mörkerhorst (mör08+04)	Transekt (p1 08)	Transekt (p2 08)	Transekt (p3 08)	Transekt (p4 08)	Transekt (p5 08)	
Tanypodinae Gen. sp.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	x	-	-	-	X
Dolichopodidae Gen. sp.	-	-	x	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Tabanidae Gen. sp.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	x	-	-	-	-	-	-
Gesamttaxazahl	16	8	13	12	17	12	11	32	24	22	28	6	5	4	2	9	

5.1.2 Vergleich der Probestellen

Der Vergleich der Besiedlung der Uferzone des Haffs wird zunächst in Form einer Clusteranalyse vorgenommen, um die Artengemeinschaft der Probestellen miteinander zu vergleichen. Die sich hieraus ergebenden Gruppen werden anschließend auf Unterschiede in Taxazahl und Habitatansprüchen verglichen. Grundlage der Berechnung ist die Gesamttaxaliste in Tabelle 5.1.

Die Abbildung 5.1 zeigt die Ergebnisse der Clusteranalyse. Jede Zeichenfolge stellt jeweils eine Probe dar: die Abkürzung gibt die Probestelle an, die zweistellige Zahl dahinter gibt den Monat an, in dem die Probenahme stattfand. Aus der Berechnung ergeben sich zwei große Cluster.

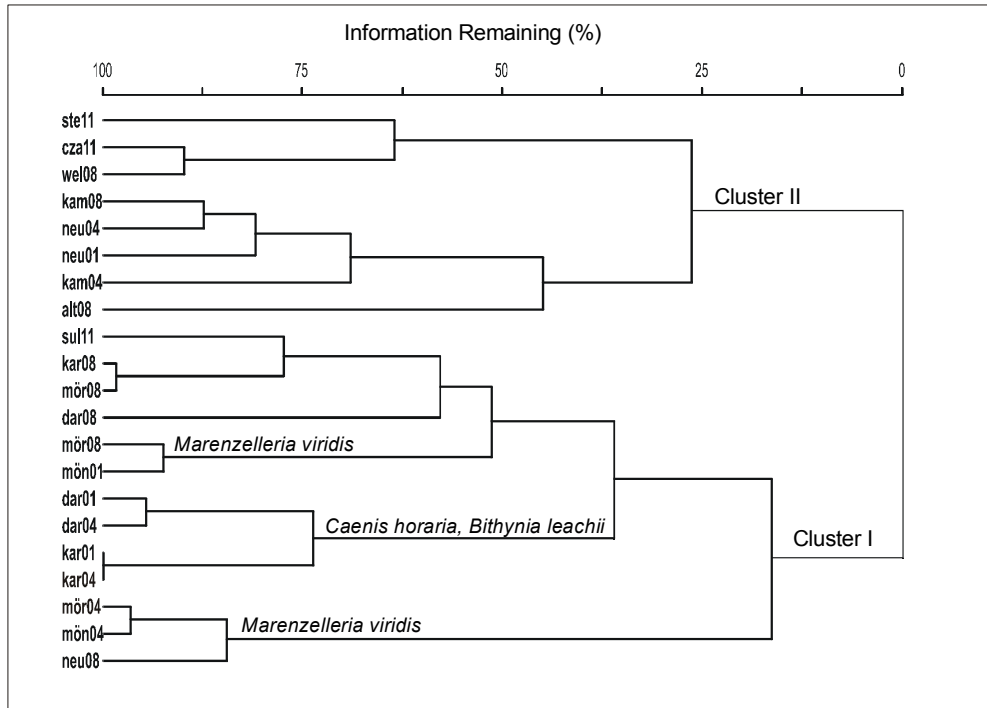


Abb.5.1 Vergleich der Uferproben (n=21) mit Hilfe einer Clusteranalyse

Cluster I enthält die Proben aus Mönkebude, Dargen, Karnin, Mörkerhorst und Sulomino, sowie die Augustprobe vom Strand in Neuendorf. Innerhalb dieses Clusters lässt sich eine Gruppierung nach Jahreszeiten erkennen: die Januar- und Aprilproben der Stellen Mönkebude, Dargen, Karnin und Mörkerhorst unterscheiden sich deutlich von den Augustproben derselben Stellen. Das dafür verantwortliche Taxon ist hier in erster Linie die Ephemeroptere *Caenis horaria*, die ausschließlich in den Winter und Frühjahrsproben, nicht aber in den Augustproben auftaucht. Die weitere Unterteilung der Cluster ist auf die unterschiedliche Verbreitung mehrerer Taxa zurückzuführen, die sich aufgrund der kaum weiter aufschlüsseln lässt. Zu erwähnen, sind noch die Januar- und Aprilproben der Stellen Dargen und Karnin, in denen die Schnecke *Bithynia leachii* enthalten war sowie die Stellen Mörkerhorst und Mönkebude an denen der Polychaet *Marenzelleria viridis* nachgewiesen wurde.

In Cluster II gruppieren sich die Proben der großen Strandabschnitte in Kamminke und Neuendorf, sowie die kleineren Strände Altwarp und Welzin. Ausnahme ist die Augustprobe aus Neuendorf, die in Cluster I eingeordnet ist. Auch zwei Stellen am großen Haff, Czarnocin und Stepnica sind in Cluster II vertreten. Hierbei ist die Ähnlichkeit der Strände untereinander groß. Die Proben aus Czarnocin, Welzin und besonders Stepnica setzen sich deutlich ab, haben also wenig Ähnlichkeit mit den übrigen Stellen des Clusters. Die Gruppierungen in Cluster II lassen sich nicht auf einzelne Taxa zurückführen; die meisten der vorhandenen Taxa waren in den Uferproben insgesamt sehr häufig aufzufinden.

Verglichen werden im Folgenden die Proben aus Cluster I, in dem vor allem die strukturreichen Stellen gruppiert sind mit den Proben aus Cluster II, der die großen Strandabschnitte von Neuendorf und Kamminke, sowie einige kleinere Badestellen enthält.

Taxazahl

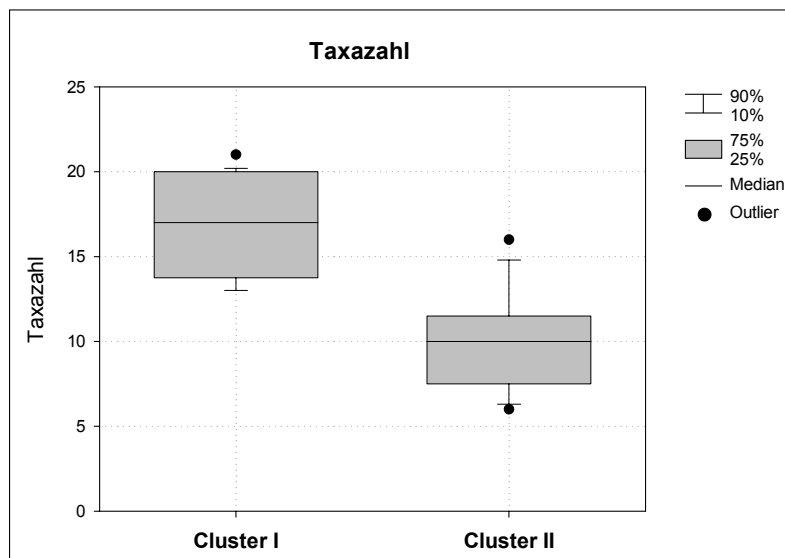


Abb. 5.2 Vergleich der Taxazahl zwischen Cluster I (n=13) und Cluster II (n=8)

Abbildung 5.2 zeigt den Vergleich der Taxazahlen der Proben aus Cluster I und Cluster II. Es wurde ein signifikanter Unterschied zwischen beiden Gruppen ermittelt (Mann-Whitney-U-Test $<0,05$). Während die Taxazahlen in den Proben aus Cluster I in fast allen Fällen zwischen 15 und 20 Taxa liegen, ist dies nur in einer Probe aus Cluster II der Fall, die sich deutlich von den

restlichen Proben absetzt. Die Hälfte aller Proben aus Cluster II wies insgesamt weniger als 10 Taxa auf.

Habitatpräferenzen

Die Abbildung 5.3 gibt die Substratpräferenzen der nachgewiesenen Taxa wieder.

Der Anteil sanbewohnender Taxa liegt in beiden Cluster unter 30 %, trotzdem sind die Unterschiede als signifikant einzustufen (Mann-Whitney U -Test $<0,05$). Hierbei liegt der Anteil der Sandbesiedler in den Proben aus Cluster II insgesamt deutlich über denen des Clusters I. Im Mittel sind hier knapp 20 % der Taxa als Sandbewohner einzustufen.

Der Vergleich des Anteils der Schlickbewohner bietet ein umgekehrtes Bild. In Cluster I sind Proben mit einem höheren Anteil an Schlickbesiedlern zu finden als in Cluster II. Mehr als 75 % der Proben aus beiden Clustern weisen jedoch über 20 % schlickliebende Taxa auf. Der Unterschied ist denn auch nicht als signifikant einzustufen (Mann-Whitney U -Test $>0,05$).

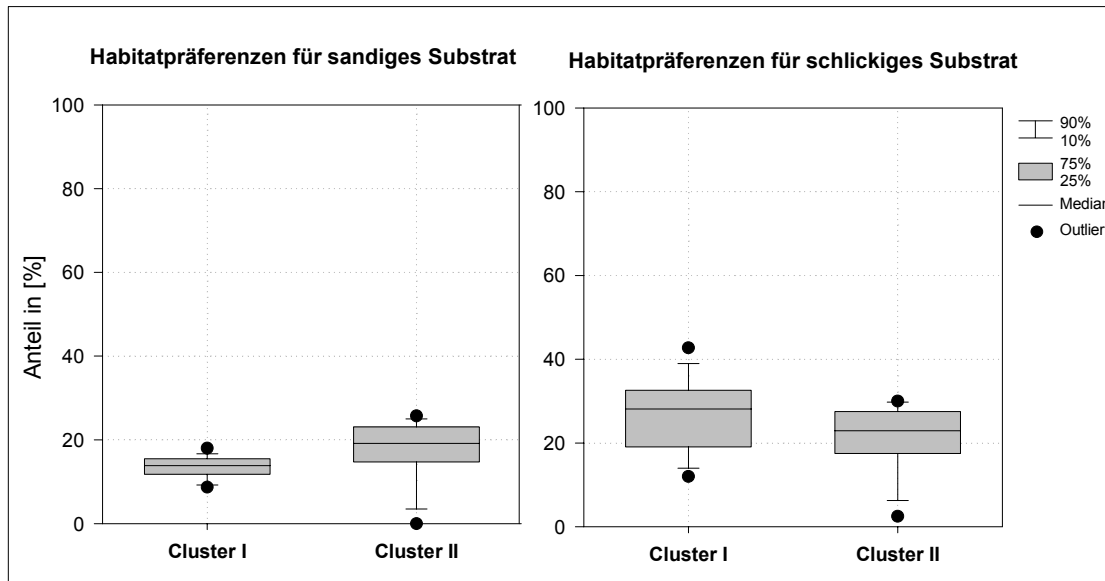


Abb. 5.3 links: Vergleich des Anteils sandbewohnender Arten in Cluster I (n=13) und Cluster II (n=8)

Strömungspräferenzen

Abbildung 5.4 gibt die Strömungspräferenzen der nachgewiesenen Taxa wieder.

Der Anteil an Stillgewässerarten, bzw. Arten, die vorwiegend an Stellen mit geringer Wasserbewegung vorkommen, liegt in Cluster I, der im wesentlichen Strände und Badestellen enthält im Mittel unter 10 % (Abbildung 31). Die meisten Proben weisen einen Anteil unter 20 % auf. In Cluster II hingegen sind zwischen 20 % und 40 % der anwesenden Taxa Bewohner lenitischer Gewässer- oder Gewässerabschnitte. Der Unterschied ist als signifikant einzustufen (Mann-Whitney U -Test $<0,05$).

Vergleicht man hingegen die Taxa, die schnell strömende Bereiche, also eine hohe Wasserbewegung bevorzugen so zeigt sich ein umgekehrtes Bild. In Cluster I, in dem hauptsächlich strukturreiche Stellen mit ausgeprägten Schilfgürtel gruppiert sind, sind im Mittel etwa 18 % der anwesenden Taxa an hohe Strömungsgeschwindigkeiten bzw. Wellengang angepasst. Die Stellen aus Cluster II hingegen weisen deutlich mehr strömungsliebende Taxa auf, der Anteil liegt etwa zwischen 20 und 50 %. Dieser Unterschied ist als signifikant einzustufen (Mann-Whitney-U-Test $<0,05$).

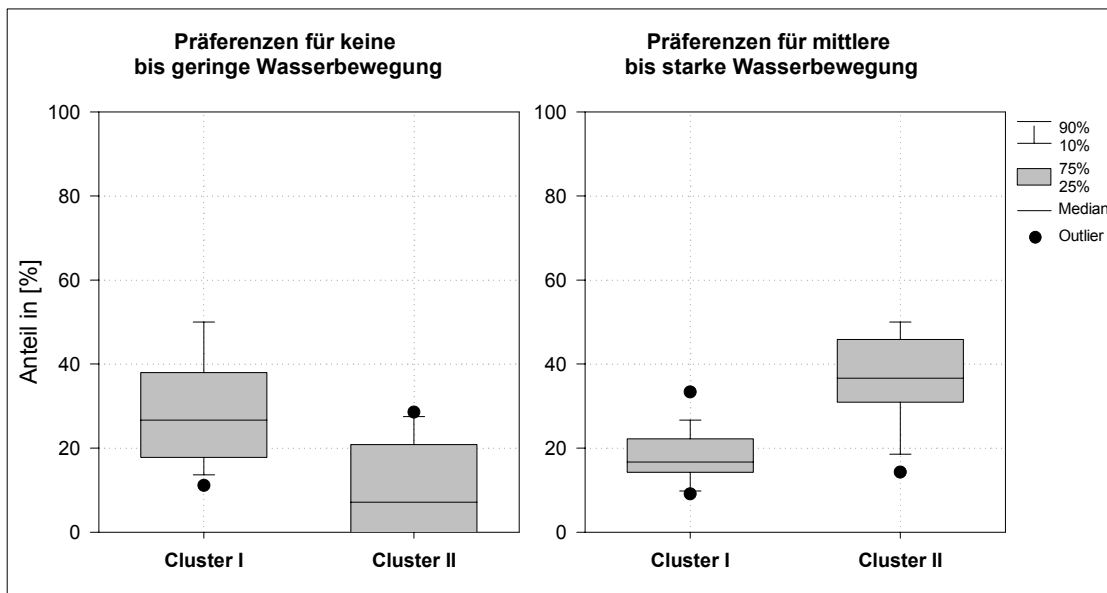


Abb. 5.4 links: Vergleich des Anteils von Arten, die keine oder geringe Wasserbewegung präferieren in Cluster I (n=13) und Cluster II (n=8)

5.2 Veränderung der Besiedlung entlang des Transekts

Der Transekt erstreckte sich vom Hafen in Kamminke auf Usedom aus quer über das Haff bis zum Hafen von Mönkebude. Um den Übergang zum Uferbereich aufzuzeigen, werden die sich anschließenden Uferstellen Kamminke (kam08) und Mönkebude (mön08) in den Vergleich mit aufgenommen. Die genauen Positionen und die Beschreibung der Stellen sind dem Kapitel 4 ‚Material und Methoden‘ zu entnehmen.

Abbildung 5.5 und 5.6 zeigen die Veränderungen entlang des Transekts.

Die Entwicklung von Taxazahl und Abundanz zeigt Abbildung 20. Der Startpunkt am Strand von Kamminke erweist sich als artenarm, lediglich Chironomiden konnten hier nachgewiesen werden. An der ersten Transektstelle p1 steigt die Taxazahl auf 6 an. An den folgenden Stellen p2, p3 und p4 sind wieder deutlich weniger Taxa vertreten, während Stelle p5 mit 9 Taxa die höchsten Werte aufweist. Am Strand von Mönkebude schließlich geht die Taxazahl wieder deutlich zurück.

Im Vergleich der Abundanzen im Sediment erweist sich Kamminke als individuenärmste Probestelle mit knapp 50 Ind./m². Im Folgenden steigt die Abundanz stark an, an der Probestelle p5 schließlich werden über 1400 Individuen pro m² Sediment erfasst. Auch der Strand von Mönkebude weist mit über 1200 Tieren eine sehr hohe Abundanz auf.

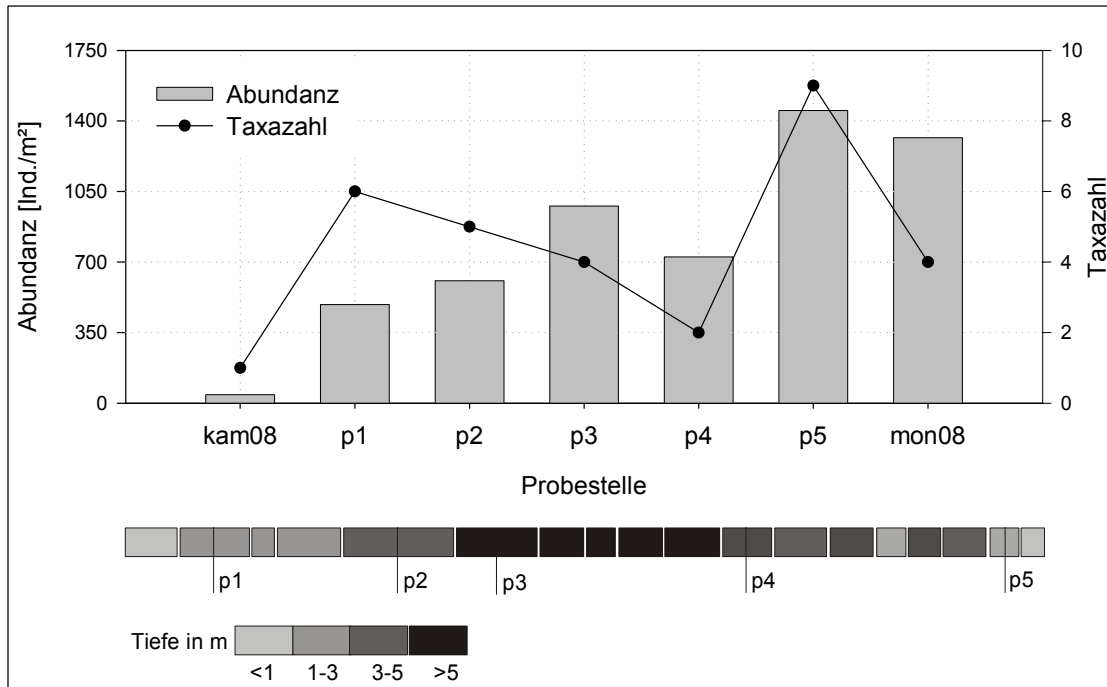


Abb. 5.5 Entwicklung von Taxazahl und Abundanz entlang des Transekts; vergleichend dazu die Wassertiefe

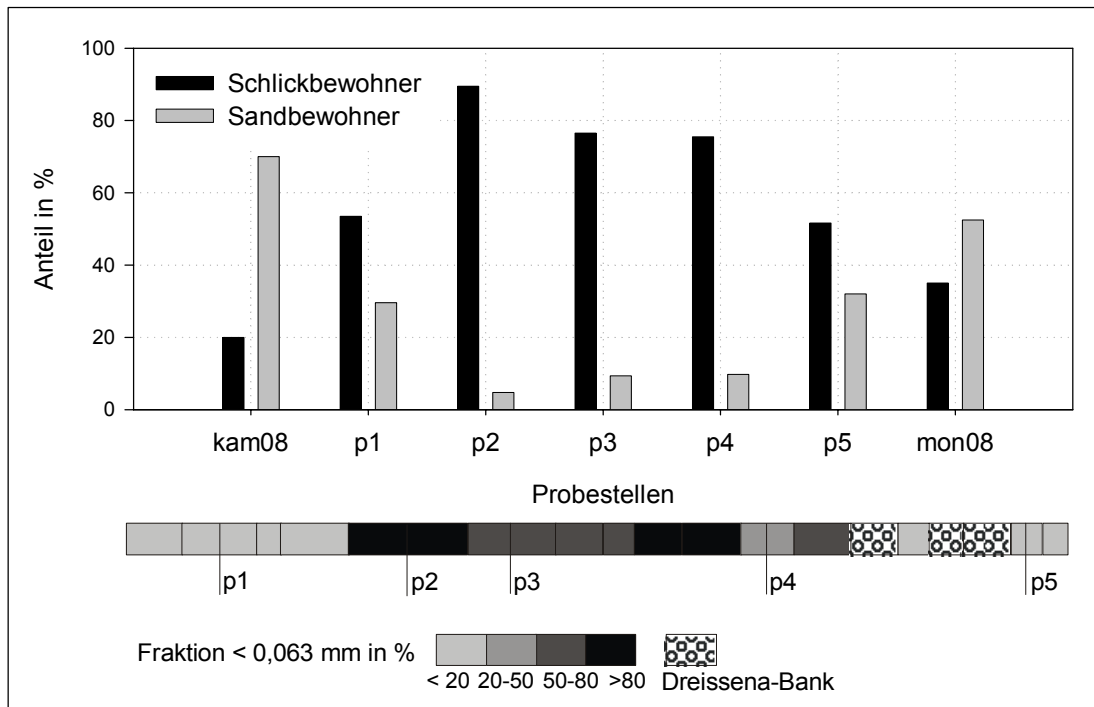


Abb. 5.6 Entwicklung der Habitatpräferenzen entlang des Transekts; vergleichend dazu die Sedimentzusammensetzung

Der Einfluss der Sedimentzusammensetzung auf die Lebensgemeinschaft ist in Abbildung 21 zu sehen. Mit Zunahme des Schlickanteils am Sediment steigt auch der Anteil schlickbewohnender Individuen an der Lebensgemeinschaft an, während der Anteil der Sandbewohner in gleichem Maße abnimmt. An den Uferprobestellen kam08 und mön08 dominieren eindeutig die Sandbewohner mit Anteilen zwischen 50 und 70 %; bereits an den landnahen Transektstellen nimmt jedoch der Anteil der Schlickbewohner deutlich zu. In der Mitte des Haffs schließlich überwiegt diese Gruppe mit durchgehend über 70 %, an der Probestelle p2 sogar mit über 80 % der vorhandenen Individuen.

5.3 Historische Analyse der Makrofauna des Oderhaffs

Die wissenschaftliche Untersuchung des Oderhaffs begann mit dem Bau der Kaiserfahrt und des Schifffahrtskanals zwischen Stettin/Szczecin und Swinemünde/Swinouscie Mitte des 19. Jhdts.. Es entstanden damals als erstes Arbeiten über die Hydrologie des Haffs (HERR 1861, BRANDT 1896/97), die sich schwerpunktmäßig mit Ein- und Ausstrom über die Swine und die neu gebaute Kaiserfahrt beschäftigten. Dann rückte der außerordentliche Fischreichtum des Haffs in den Blickwinkel, den bereits BRANDT (1896/97) mit dem Zusammentreffen von „... Plankton-Reichthum, Üppigkeit der Ufervegetation und grosser Anzahl von Bodenthieren“ zu erklären versuchte. Es folgten umfangreiche Untersuchungen über das Plankton und die Bodenbeschaffenheit des Haffs, die man für wesentliche Steuerungsfaktoren der ‚Fischnährtiere‘ hielt.

Von NEUBAUR (1927) liegt die erste Untersuchung zur Benthosfauna, speziell den Mollusken vor. NEUHAUS (1933) untersuchte als erster systematisch die benthischen Lebensgemeinschaften des Haffs und stellte die Zusammensetzung der Hafffauna aus Brackwasser- und Süßwasserarten fest, die er je nach Vorkommen als euryhaline und stenohaline Arten bezeichnet.

Mit der politischen Teilung in einen polnischen Ostteil (Großes Haff) und einen deutschen Westteil (Kleines Haff) nach dem zweiten Weltkrieg wurde das Haff auch wissenschaftlich geteilt. Die erste ausführliche Untersuchung des Großen Haffs liegt von WIKTOR & WIKTOR aus dem Jahre 1954 vor. Es ist auch die erste Arbeit, die sich ausschließlich mit dem Benthos befasst, Hydrologie und Sedimentverhältnisse wurden nur im Hinblick auf ihre Bedeutung für die Fauna untersucht. Weiterführende Untersuchungen wurden in den 1980er und Anfang der 1990er Jahre durch GIZINSKI et al. und WOLNOMIEJSKI für das Große Haff veröffentlicht. Es sind im Wesentlichen Untersuchungen zur Fauna in den schlickigen Bereichen des Haffs. MASLOWSKI versuchte 1993 langfristige Veränderungen in der Fauna des Großen Haffs aufzuzeigen und fasst eine Reihe älterer Untersuchungen polnischer Autoren zusammen.

Eine intensivere Untersuchung des Kleinen Haffs begann Anfang der 90er Jahre mit der Diplomarbeit von HENSEL (1994), die abiotische Einflussfaktoren für die Arten- und Abundanzverteilung des Benthos untersuchte. Die Arbeit zeichnet sich durch eine große und gleichmäßig verteilte Zahl von Probestellen aus, die sowohl die sandigen als auch die schlickigen Bereiche erfassen. GÜNTHER et al. (1995) verglichen die Fauna entlang eines Salzgradienten vom Peenestrom bis an die deutsch-polnische Grenze im zentralen Haff. Auch diese Arbeit hatte das Ziel, das Artenspektrum und die Zusammensetzung der Lebensgemeinschaft mit Umweltfaktoren zu korrelieren.

Die Arbeit von LEWIN (1998) schließlich befasste sich schwerpunktmäßig mit dem Einfluss des Neozoons *Marenzelleria viridis* (Polychaeta) auf die Sedimentumlagerungsprozesse im Kleinen Haff. Schwerpunkt der Untersuchungen lagen hier in den sandigen Bereichen des Kleinen Haffs.

Um Veränderungen in der Biozönose des Oderhaffs festzustellen, werden im folgenden Methodik, Untersuchungsgebiet und Ergebnisse der in Tabelle 5.2 aufgeführten Untersuchungen mit der vorliegenden Arbeit verglichen.

5.3.1 Entwicklung der Methodik

Die vorgestellten Arbeiten unterscheiden sich in ihrem Umfang, ihrer Zielsetzung und ihrer Genauigkeit. Im Laufe der Zeit haben sich Sammelmethodik und Aufbau von Benthosuntersuchungen verändert, häufig wurden nur bestimmte Substrate beprobt. Bevor man einen Vergleich der Ergebnisse vornehmen kann, ist daher eine Analyse der Methodik und des Untersuchungsschwerpunktes der unterschiedlichen Untersuchungen nötig. In Tabelle 5.2 sind die zum Vergleich ausgewählten Benthosuntersuchungen sowie die verwendete Methodik und das beprobte Untersuchungsgebiet aufgeführt.

Die Sammelmethode und die Aufbereitung der gewonnenen Proben unterscheiden sich erheblich. In den älteren Untersuchungen wurden qualitative Verfahren angewandt, die Tiere wurden mit Hilfe von Netzen gefangen oder von Steinen, Pflanzen und Seezeichen abgesammelt. Schwerpunkt der Untersuchungen war somit nicht das Sediment in den tieferen Bereichen des Haffs, sondern eher die Uferzone und die Flachwasserbereiche.

Tab. 5.2 Übersicht der Benthosuntersuchungen am Oderhaff

1) ausschließlich schllickige Probestellen

2) ausschließlich sandige Probestellen

Autor/ Erscheinungsjahr author/year of publication	Untersuchungs zeitraum sampling period	Methode sampling method	Untersuchungsgebiet sampling region
BRANDT (1896/97)	1892-1893	Netz , sammeln	Haff, Ströme
NEUBAUR (1927)	etwa 1920-1927	Dredge, Greifer, sammeln	Haff, Ströme, Oder
NEUHAUS (1933)	1932	Netz und absammeln	Haff, Ströme
WIKTOR & WIKTOR (1954)	1951	Ekman-Birge Dredge	Großes Haff
GIZINSKI et. al.(1980)	1975 - 1976	Ekman-Birge Dredge	Großes Haff ¹⁾
MASLOWSKI (1992)	1984 - 1988	Van Veen Greifer	Großes Haff
WOLNOMIEJSKI (1994)	1982 – 1991	Ekman-Birge Dredge	Großes Haff, Oder
HENSEL (1994)	1993	Stechrohr, Kastengreifer	Kleines Haff
GÜNTHER et. al. (1995)	1993-1994	Kastengreifer	Kleines Haff, Peenestrom
LEWIN (1998)	1997	Kastengreifer	Kleines Haff ²⁾
diese Arbeit 2002	2001-2002	Netz, Stechrohr, Greifer	Haff, Oder

In der Untersuchung von WIKTOR & WIKTOR (1954) setzt sich mit der Ekman-Birge-Dredge ein quantitatives Verfahren durch und der Schwerpunkt der Untersuchungen verlagert sich in die tieferen Bereiche des Haffs. Die folgenden Untersuchungen im Großen Haff von GIZINSKI et al. (1980), MASLOWSKI (1992) und WOLNOMIEJSKI (1994) und im Kleinen Haff von GÜNTHER et al. (1995) befassen sich schwerpunktmäßig mit den schllickigen, tiefen Bereichen des Haffs; Beprobungen der Ufer verlieren an Bedeutung. Beprobt wird entweder mit der Dredge oder mit verschiedenen Greifervarianten.

Mit der Arbeit von LEWIN (1998), deren Schwerpunkt die Untersuchung der Bioturbation durch *Marenzelleria viridis* (Polychaeta) war, liegt eine Arbeit vor, die sich ausschließlich mit den sandigen Bereichen des Haffs befasst. HENSEL (1994) schließlich deckt mit ihrer ausführlichen Untersuchung alle Sediment- und Substratypen ab, Schwerpunkt ist jedoch auch hier die quantitative Beprobung der Sedimente. Probenahmen im unmittelbaren Bereich der Uferflora

wurden nicht genommen. Anzumerken sind eine Reihe von Proben in den *Dreissena*-Muschelbänken.

Schwerpunkt der vorliegenden Arbeit ist die Erfassung der Uferfauna, die sowohl eine qualitative Beprobung durch Netzfänge und das Absammeln von Substrat als auch eine quantitative Beprobung der Ufersedimente mit Hilfe eines Stechrohres einschließt. Die Methodik ist dabei mit den anderen Untersuchungen vergleichbar. Die qualitativen Daten ermöglichen Vergleiche des Artinventars und der Stetigkeit der Tiere auch mit den älteren Arbeiten, die quantitativen Daten lassen Abundanzvergleiche mit den neueren Untersuchungen zu. Zu beachten ist dabei der Vergleich ähnlicher Substrate und Sedimentzusammensetzungen und die Beschränkung der Vergleiche auf das eigentliche Haff und, mit Einschränkungen, der Roztoka Odrzanska (Odersee).

5.3.2 Entwicklung der Artenzusammensetzung

Tab. 5.3 Historischer Überblick über die Verbreitung von Mollusken im Oderhaff
Einzelfund ■ bis ■■■■■ sehr häufig, grau: Arten ohne Häufigkeitsangabe

	BRANDT 1896/97	NEUBAUR 1927	NEUHAUS 1933	WIKTOR&WIKTOR 1954	MASLOWSKI 1992	WOLNOMIEJSKI 1994	HENSEL 1994	GÜNTHER et. al. 1995	LEWIN 1998	Diese Arbeit 2001/02
<i>Acroloxus lacustris</i>		■■■								■
<i>Ancylus fluviatilis</i>		■								■
<i>Anisus vortex</i>		■■■■								
<i>Bathymphalus contortus</i>		■■								
<i>Bithynia leachii</i>	■	■■■■		■■■■■						■■
<i>Bithynia tentaculata</i>	■	■■■■	■	■■■	■■■	■	■	■■	■■■■■	■■■■
<i>Borystera naticina</i>		■■■■								
<i>Galba truncatula</i>		■■								
<i>Gyraulus crista</i>					■					
<i>Hydrobia ventrosa</i>					■		■■			
<i>Lithoglyphus naticoides</i>		■■■	■	■■	■■					
<i>Lymnaea stagnalis</i>		■■■■								■
<i>Physa fontinalis</i>		■■■■			■					
<i>Planorbis carinatus</i>		■■■■	■	■■■						
<i>Planorbis planorbis</i>		■■■■								
<i>Potamopyrgus antipodarum</i>				■■■■	■■		■	■■	■■	■
<i>Radix auricularia</i>	■	■■■■	■							
<i>Radix lagotis</i>		■■■■								
<i>Radix balthica</i>		■■■■	■	■■■						■■■
<i>Stagnicola palustris</i> -Gr.										■
<i>Theodoxus fluviatilis</i>		■■			■		■			
<i>Valvata piscinalis</i>		■■■■	■■	■■■■■	■■■	■■	■	■■	■■■■■	■■■
<i>Valvata cristata</i>		■■			■■				■■■	■■
<i>Valvata macrostoma</i>		■■			■■■					
<i>Viviparus viviparus</i>	■	■■■■	■	■■	■■					
<i>Viviparus contectus</i>		■■■■		■■						
<i>Anodonta anatina</i>	■	■■■■	■		■■				■■	
<i>Anodonta cygnea</i>		■■■■		■■■						
<i>Dreissena polymorpha</i>	■■■■	■■■■	■■■	■■■■■	■■■■	■■	■■	■■	■■■	■■■■
<i>Macoma balthica</i>					■■					
<i>Pisidium amnicum</i>				■■■■■	■■					■

	BRANDT 1896/97	NEUBAUR 1927	NEUHAUS 1933	WIKTOR & WIKTOR 1954	MASLOWSKI 1992	WOLNOMIJSKI 1994	HENSEL 1994	GÜNTHER et. al. 1995	LEWIN 1998	Diese Arbeit 2001/02
<i>Pisidium casertanum</i>			■		■■■				■■	■
<i>Pisidium henslowanum</i>		■■			■■■					■
<i>Pisidium moitessieranum</i>					■					
<i>Pisidium nitidum</i>					■■				■■■■■	■■
<i>Pisidium obtusale</i>		■■■			■■					
<i>Pisidium personatum</i>					■					
<i>Pisidium casertanum pond.</i>					■					■
<i>Pisidium pulchellum</i>					■■					
<i>Pisidium subtruncatum</i>					■■■■					
<i>Pisidium supinum</i>					■					■
<i>Sphaerium corneum</i>	■	■■■		■■■	■■	■■■				
<i>Sphaerium lacustre</i>	■	■■							■■	
<i>Sphaerium rivicola</i>	■	■■■		■■	■■■	-				
<i>Sphaerium solidum</i>	■	■■■		■■■						
<i>Unio crassus</i>				■■						
<i>Unio pictorum</i>		■■■■		■■■						■
<i>Unio tumidus</i>	■	■■■■	■						■■	■

Um einen sinnvollen Vergleich der einzelnen Untersuchungen zu erreichen, wird die Übersicht auf die Gruppe beschränkt, die in allen Untersuchungen bis auf Gattungs- oder Artniveau bestimmt wurden und im Haff flächendeckend vertreten sind. Es sind dies die Mollusken.

In Tabelle 5.3 ist die Entwicklung der Häufigkeiten der Mollusken im Haff zu sehen. *Bithynia tentaculata*, *Valvata piscinalis* und *Dreissena polymorpha* sind durchgängig im Haff zu finden. Sie scheinen schon vor 100 Jahren die dominierenden Mollusken im Haff gewesen zu sein.

Einige Arten und Gattungen, die früher verbreitet oder häufig zu finden waren kommen heute nur noch als Einzelfunde oder gar nicht mehr vor. Am deutlichsten ist dies bei den Planorbiden zu sehen, die in dieser Untersuchung lediglich mit wenigen Schalenfunden vertreten waren. Lebende Exemplare wurden seit der Untersuchung von WIKTOR & WIKTOR (1954) nicht mehr gefunden. Auch die Vertreter der Gattung *Viviparus* wurden in den neunziger Jahren und in der aktuellen Untersuchung nur noch als Schalen gefunden. *Lymnaea stagnalis*, *Theodoxus fluviatilis* und *Physa fontinalis*, alle Arten, die von NEUHAUS (1933) und NEUBAUR (1927) als Bewohner der Makrophytenzone der sandigen Flachwasserbereiche beschrieben wurden, sind deutlich dezimiert oder gar nicht mehr in den neueren Untersuchungen zu finden. Lediglich *Radix balthica* fand sich in der vorliegenden Untersuchung verbreitet im Haff.

Bei den Muscheln ist ebenfalls ein Rückgang bestimmter Arten zu beobachten, insbesondere die Arten der Gattung *Sphaerium* tauchen in den neueren Untersuchungen nur noch als Schalenfunde auf. Unioniden und Anodontiden wurden nur noch vereinzelt gefunden, im Falle der vorliegenden Untersuchung waren dies lediglich je ein juveniles Exemplar von *Unio tumidus* und *Unio pictorum*.

Ausnahmen bilden marine Arten wie *Hydrobia ventrosa* und *Macoma balthica*. Diese Tiere sind auf brackisches Wasser angewiesen und finden sich nur in Untersuchungen, die die Ströme oder den

Bereich des Schiffahrtskanals mit beproben. Dies gilt in gleicher Weise für ausgeprägte Fließgewässerarten wie *Ancylus fluviatilis*, die ausschließlich in der Rostoka Odrzanska, also in der direkten Odermündung gefunden wurden.

Im Falle der Crustacea fällt ein Vergleich schwerer, da sie in älteren Untersuchungen kaum Erwähnung finden. Genauere Untersuchungen gibt es von NEUHAUS (1933) zur Gattung *Corophium*, die im Haff mit zwei Arten vertreten ist: der Brackwasserart *Corophium volutator* und der Süßwasserart *Corophium curvispinum*, die auch in den großen mitteleuropäischen Strömen vorkommt. Im Haff kommen die Populationen kaum gemischt vor, sondern in einer vom momentanen Salzgradienten bestimmten Abfolge. So zeigen beide Arten im Laufe der letzten hundert Jahre Schwankungen in der Verbreitung, sind jedoch durchgehend in Haff und Strömen vertreten (Tabelle 5.4).

Tab. 5.4 Historischer Überblick über die Verbreitung von Crustaceen im Oderhaff
Einzelfund ■ bis ■■■■■ sehr häufig, grau: Arten ohne Häufigkeitsangabe

	BRANDT 1896/97	NEUHAUS 1933	WIKTOR&WIKTOR1954	MASLOWSKI 1992	WOLNOMIJSKI 1994	HENSEL 1994	GÜNTHER et. al. 1995	LEWIN 1998	Diese Arbeit 2002
<i>Asellus aquaticus</i>	■	■■ ■■■■	■■■	■■■		■			■■
<i>Corophium volutator</i>		■■■■■	■■■■■	■■■		■	■■		
<i>Corophium curvispinum</i>		■■		■■■					■■■
<i>Neomysis integer</i>			■■■	■			■■	■■■■■	■■■
<i>Gammarus zaddachi</i>				■			■■■		
<i>Gammarus duebeni</i>				■					
<i>Gammarus salinus</i>					■			■■■■■	■
<i>Gammarus oceanicus</i>				■					
<i>Gammarus tigrinus</i>									■■■■
<i>Pontogammarus robustoides</i>									■■■■
<i>Balanus improvisus</i>				■					

Die Gruppe der Gammariden wurde selbst in den neunziger Jahren kaum bis zur Art bestimmt, was einen genaueren Vergleich der Häufigkeiten erschwert. Auffällig ist jedoch eine Verschiebung des Artenspektrums von den einheimischen Brackwassarten *Gammarus oceanicus*, *Gammarus zaddachi* und *Gammarus duebeni*, die in der Untersuchung von MASLOWSKI (1992) die Gammaridenfauna bildeten, zu den Neueinwanderern *Gammarus tigrinus*, und *Pontogammarus robustoides*, die diese Gruppe in der vorliegenden Untersuchung dominieren. Für *Balanus improvisus* als marine Art gilt ähnliches wie für *Hydrobia ventrosa* (Mollusca) und *Macoma balthica* (Mollusca). Ihr Auftreten im eigentlichen Haff ist als Ausnahme zu betrachten, die aufgelisteten Funde wurden ausschließlich in den Strömen oder im Bereich des Schiffahrtskanals gemacht.

Die Betrachtung der Hirudinea (Tabelle 5.5) ergibt keine wesentlichen Unterschiede in der Verbreitung. Insgesamt sind die Gattungen *Erpobdella* und *Glossiphonia* im Haff verbreitet, wurden jedoch nur in den Untersuchungen der Ufer nachgewiesen. Auffällig ist das Verschwinden der Art *Helobdella stagnalis*, die 1992 noch verbreitet im Großen Haff nachgewiesen wurde, in der

Dreissena polymorpha (Mollusca) und *Cordylophora caspia* (Hydrozoa) gibt es im Haff schon seit Beginn der zitierten Untersuchungen. Beide Arten sind als verbreitet oder häufig zu bezeichnen. *Dreissena polymorpha* bildet massive Muschelbänke aus, die vielen anderen Arten als Lebensraum dienen. *Potamopyrgus antipodarum* (Mollusca) ist ebenfalls seit Mitte des 19. Jahrhunderts im Haff verbreitet, wurde jedoch in den neueren Untersuchungen zunehmend seltener gefunden.

Tabelle 5.6 zeigt eine Zunahme der Einwanderung in den achtziger und frühen neunziger Jahren. Der nordamerikanische Polychaet *Marenzelleria viridis*, sowie die Crustaceen *Gammarus tigrinus* und *Pontogammarus robustoides* wanderten in den letzten 20 Jahren ins Haff ein und sind inzwischen als verbreitet oder häufig zu betrachten.

6 Diskussion

6.1 Taxalisten

Im Oderhaff überschneidet sich ein marines System, das Brackwassermeer der Ostsee, mit einem limnischen System, dem Odereinzugsgebiet. Die Fauna des Haffs setzt sich demnach aus Ostseeformen (die meist ursprünglich in der Nordsee beheimatet sind) und limnischen Einwanderern aus der Oder und anderen Süßwasserzuflüssen zusammen. Der niedrige Salzgehalt von im langjährigen Mittel etwa 1 bis 2 ‰ verschiebt das Spektrum auf die Seite der Süßwasserarten, die den größten Teil der Benthosfauna ausmachen. Es können sich jedoch nur Arten dauerhaft etablieren, die die gesamte Spanne der Salinität von nahe 0 ‰ bis zu 6 ‰ tolerieren. Die große Schwankungsbreite dieses Parameters, der nach REMANE & SCHLIEPER (1971) für die Makrofauna als Superfaktor zu betrachten ist, führt denn auch dazu, dass das Oderhaff als Küstengewässer deutlich weniger Arten beherbergt als die angrenzende Oder. Während in dieser Untersuchung 63 Taxa für das Haff nachgewiesen wurden, fanden sich bei Untersuchungen in der unteren Oder 92 Taxa (HASTRICH 1992), bei zusätzlicher Betrachtung der Auengewässer gar bis zu 249 Taxa (SCHMID 1999).

Neben den für viele Organismen schwierigen Salinitätsverhältnissen wirken sich die Folgen der Eutrophierung äußerst ungünstig auf die Artengemeinschaft aus. Insbesondere in den tieferen Regionen kommt es trotz normalerweise guter Durchmischung des flachen Wasserkörpers stellenweise zu Sauerstoffdefiziten. Im Untersuchungszeitraum waren im Sommer Extremwerte von 20 % Sauerstoffsättigung in Grundnähe zu beobachten. Solche Defizitsituationen sind für die meisten Organismen kaum zu ertragen, was die Besiedlung der schlickigen Tiefen des Haffs auf wenige Gruppen beschränkt.

6.1.1 Stetige Taxa des Sediments

Dominante taxonomische Gruppe im Sediment des Haffs sind die Dipteren (Chironomidae). Chironomiden gehören zu dem am weitesten verbreiteten und auch artenreichsten Insekten mitteleuropäischer Gewässer (über 1000 Arten sind bekannt), lassen sich jedoch sehr schwer bestimmen, weshalb die Bestimmung in dieser Arbeit meist nur bis zur Unterfamilie bzw. bis zur Ordnung erfolgte. Häufigste Unterfamilie sind die Chironomini, die im Allgemeinen als Sandbesiedler einzuordnen sind (GRZYBKOWSKA 1991 in BLFW (ed.) 1996) und sich auch in den Sedimenten von Seen und größeren Fließgewässern finden. Eine hohe Toleranz bezüglich der ungünstigen Sauerstoffversorgung im Sediment eutropher Gewässern weisen dabei die Tiere der *Chironomus plumosus*-Gruppe auf; nach MEYER (1987) und REICHHOLF-RIEHM (1984) (beide in BLFW (ed.) 1996) sind sie daher häufig in den schlickigen Sedimenten organisch stark belasteter Gewässer zu finden. Im Oderhaff wurde diese Gruppe vorwiegend während der Transektfahrt gefunden, insbesondere in den landfernen Schlickproben war sie als eins der wenigen Taxa sehr individuenreich vertreten.

Neben den Chironomiden erwiesen sich die Oligochaeten als häufige Gruppe in den Sedimenten des Haffs. Das mit Abstand häufigste Taxon war hier *Limnodrilus* sp., wobei als Brackwasserbesiedler vor allem die Art *Limnodrilus hoffmeisteri* bekannt ist, die auch in früheren Untersuchungen als häufiger Oligochaet im Haff bestimmt wurde (HENSEL 1994, LEWIN 1998, GIZINSKI et al. 1980). Da diese Art Mischsubstrate aus Schlick und Sand bevorzugt (WACHS 1968, MOOG et al. 1991 in BLFW (ed.) 1996) wird sie in den tieferen, rein schlickigen Regionen des Haffs durch andere Tubificiden ersetzt. Während in dieser Arbeit die Tubificiden nicht weiter bestimmt wurden, gab GIZINSKI et al. (1980) für die schlickigen Tiefen des Haff eine Dominanz

von *Potamotrix hammoniensis* an. Ebenso wie die Individuen der Gattung *Chironomus*, sind auch die Tubificiden zu anaerober Atmung befähigt und daher in der Lage, sauerstoffarme Perioden im Profundal durchzustehen. Dies macht sie zu häufigen Bewohnern eutropher Gewässer (SCHWOERBEL 1999).

Mollusken wurden in den Sedimentproben weniger häufig gefunden. Verbreitet ist in erster Linie *Bithynia tentaculata*, die insgesamt als euryöke, anpassungsfähige Art beschrieben wird und sowohl aus Fließ- und Stillgewässern, als auch aus dem Brackwasser bekannt ist (LUDWIG 1989 in BLFW (ed.) 1996). Des Weiteren ließ sich in einigen Sedimentproben *Valvata piscinalis* feststellen. Diese Schnecke wurde schon von NEUBAUR (1927) als Bewohner der weiten Schlickflächen des Haffs beschrieben und gehört damit zu den wenigen Molluskenarten, die sich auch jenseits des Schilfgürtels in tiefere Bereich des Haffs bewegen. Dabei ist sie nach FALKNER (1990a) (in BLFW (ed.) 1996) und GLÖER & MEIER-BROOK (1998) sehr sauerstoffbedürftig und deshalb durch Eutrophierung beeinträchtigt.

Die Dreikantmuschel *Dreissena polymorpha* stellt innerhalb der Haffmollusken einen Sonderfall dar, da sie auf Hartsubstrat angewiesen ist, um Kolonien zu bilden. Dieses fand sie in den ausgeprägten Bändern aus Muschelschalen, die sich zwischen sandigen Flachwasserbereichen und tieferem Schlickgrund ansammelten und die sie als Ansatzpunkt für ausgedehnte Muschelbänke nutzen konnte (BRANDT 1896/97, NEUHAUS 1933). *Dreissena*-Agglomerate fanden sich zwar nur an bestimmten Stellen, allerdings darf sie als individuenreichste Molluskenart angesehen werden.

Insgesamt lassen sich die Sedimentproben als artenarm beschreiben, lediglich 36 Taxa wurden gefunden, die meisten davon als Einzelfunde oder zumindest seltene Taxa. Wie zu erwarten dominiert das Endobenthos, lediglich sessile (*D. polymorpha*) oder ortsstabile epibenthische Arten wurden gefunden. Taxa, die an widrige Sauerstoffverhältnisse angepasst sind, konnten besonders die tiefen Bereiche des Haffs allein für sich erobern, während die ufernahen Sedimente auch empfindlichere Taxa aufweisen. Für alle Taxa gilt jedoch eine ausgeprägte Toleranz gegen Schwankungen der Umweltbedingungen, insbesondere des Salzgehaltes.

6.1.2 Stetige Taxa der Ufervegetation

Auch die Beprobung der Uferstrukturen ergab Chironomiden und Oligochaeten als häufige Gruppen, allerdings fällt die Dominanz hier weniger deutlich aus. Ähnlich verhält es sich mit den Mollusken *Bithynia tentaculata* und *Dreissena polymorpha*, die sich häufig in den Netzproben fanden.

Typische Taxa der Uferzone sind die Crustaceen *Gammarus tigrinus* und *Pontogammarus robustoides*, die in nahezu allen Netzproben gefunden wurden. *G. tigrinus*, ein Neueinwanderer aus Nordamerika, der als besonders salztolerant beschrieben wird (Brehm & Meyering 1990, Schmedtje & Kohmann 1992 beide in BLFW (ed.) 1996) trat mit hohen Stetigkeiten im ganzen Haff auf. Ebenso ist *Pontogammarus robustoides* ein häufiger Bewohner der Litoralzone; auch diese Art wanderte erst in den letzten Jahren ins Haff ein und ist inzwischen weit verbreitet. Während *G. tigrinus* als Phytalbewohner beschrieben wird (AQEM Consortium 2002), hält sich *P. robustoides* bevorzugt unter Steinen und in der Nähe anderer Hartsubstrate auf.

Eine weitere verbreitete Amphipodenart ist *Corophium curvispinum*, die sich insbesondere auf Steinen und Schilfstengeln fand, was durch MOOG et al. (1991) (in BLFW (ed.) 1996) bestätigt wird, der sie als Bewohner von Hartsubstrat bezeichnet. In den Strömen, die das Haff mit der Pommerschen Bucht verbinden wird diese Art sukzessive durch die Brackwasserform *Corophium volutator* ersetzt. Ebenfalls gut an die Salinitätsschwankungen im Haff angepasst ist *Neomysis*

integer, die im Frühjahr insbesondere vor den großen Stränden in Kamminke und Neuendorf massenhaft auftrat. Die Art bewegt sich vorwiegend im Freiwasser (STRESEMANN 1992).

Neben den Crustaceen ist noch eine Egelart, *Erpobdella octoculata* zu nennen, die im Großteil der Netzproben auftrat. *E. octoculata* wird von SCHMEDTJE & KOHMANN (1992) (in BLfW (ed.) 1996) als Gewässerubiquist bezeichnet, der sich unter Pflanzen und auf Steinen aufhält. Als relativ salztolerant und außerdem an die ungünstigen Sauerstoffverhältnisse in verschmutzten Gewässer angepasst, findet er in der schilfigen Uferzone des Haffs offenbar einen günstigen Lebensraum.

Als einzige weitere Insektenart, die im Haff in nennenswerter Zahl vorkommt ist die Eintagsfliege *Caenis horaria* zu nennen. Sie ist eine ausgesprochene Stillwasserart, die vorwiegend unter Pflanzen am sandigen Gewässergrund vorkommt. Ihre Toleranz gegenüber brackigem Wasser macht sie zu einer typischen Bewohnerin des Haffs (BRAASCH & JAKOB 1976, MEYER & SCHRÖDER beide in BLfW (ed.) 1996). Allerdings ist ihr Vorkommen auf ruhige Stellen inmitten des Schilfgürtels beschränkt, die Ufer der großen Strandabschnitte besiedelt sie deshalb nicht.

Insgesamt zeichnet sich die Besiedlung der Schilfzone vor allem durch das Vorkommen von epibenthischen, vielfach pelagisch lebenden Arten aus. Es wurden mit 63 Taxa deutlich mehr Taxa gefunden als nur im Sediment, auch hier ist jedoch eine Beschränkung der Fauna auf euryöke Arten zu beobachten, die mit den zeitweilig auftretenden Brackwasserbedingungen gut zurechtkommen. Häufige Gruppen sind vor allem die Crustaceen.

6.1.3 Taxa der einzelnen Probestellen

Die Stelle in Stepnica wies im Vergleich zu allen anderen Stellen ein ungewöhnlich molluskenreiches Sediment auf. Das kiesige Sediment und die merkliche Flussströmung, die hier an der Odermündung vorherrschte scheint für *Ancylus fluviatilis* einen günstigen Lebensraum zu bieten. Die als ausgesprochen reophil beschriebene Art, die sich fest an Steinen ansaugt um der Verdriftung zu entgehen (ZEITLER 1990, SCHMEDTJE & KOHMANN 1992 beide in BLfW (ed.) 1996) wurde in den sandig-schlickigen Stillwasserbereichen des eigentlichen Haffs nicht gefunden. Ähnliches trifft auf einige Arten der Gattung *Pisidium* zu, von denen *Pisidium supinum*, *Pisidium amnicum* und *Pisidium henslowanum* an keiner anderen Stelle nachgewiesen wurden. All diese Arten, besonders aber *Pisidium supinum* sind nach GLÖER et al. (1992), FALKNER (1990b) und PIECHOCKI (1989) (alle in BLfW (ed.) 1996) auf Wasserbewegung angewiesen und kommen vorwiegend in großen Fließgewässern vor. Auch die Untersuchung von KOLASA (1972) weist die Roztoka Odrzanska, also die direkte Odermündung, noch deutlich als Teil des Fließgewässers Oder aus, dessen Artinventar sich von der Hafffauna unterscheidet.

Die anderen Stellen am Großen Haff, Czarnocin und Sulomino, weisen demgegenüber keine typischen Flussarten mehr auf. Dort wurden relative wenige Taxa gefunden, darunter die häufigen Arten *Bithynia tentaculata* (Mollusca), *Limnodrilus* sp. (Oligochatea) sowie *Pontogammarus robustoides* (Crustacea). Auffällig war der Fund des Brackwasserbewohners *Nereis diversicolor* (Polychaeta). STRESEMANN (1992) beschreibt die Art als typischen Bewohner der Küstengewässer, die niedrigen Salzgehalte im Oderhaff verhindern jedoch eine erfolgreiche Reproduktion. In früheren Untersuchungen trat *N. diversicolor* daher vorwiegend entlang der Ströme auf. Einzelne Tiere scheinen jedoch immer wieder ins eigentliche Haff einzuwandern.

Die beprobten Strandabschnitte in Kamminke und Neuendorf wiesen ebenfalls wenige Arten auf, auch hier vorwiegend die insgesamt häufigen Taxa. Insbesondere *Neomysis integer* (Crustacea) trat in den Aprilproben in Massen von mehreren Hundert Tieren auf. Ihre pelagische Lebensweise macht sie für offene, wenig mit Pflanzen bestandene Bereiche zur typischen Erscheinung (STRESEMANN 1992). Sie hielt sich vorwiegend in der Nähe der Holzbuhnen auf, die die

Strandabschnitte voneinander trennen. Die typischen Stillwassarten wie *Caenis horaria* (Ephemeroptera) oder *Bithynia leachii* (Mollusca) fehlten an diesen Stellen völlig, was wahrscheinlich auf die starke Wasserbewegung zurückzuführen ist, die an den mehrere hundert Meter langen offenen Stränden schon bei geringen Windstärken zu beobachten war.

Eher unauffällig gestaltet sich auch das Artinventar der kleineren Strandstellen Altwarp und Welzin, sie sind eher als artenarm zu betrachten, wurden allerdings auch nur einmalig beprobt. Einzig der Fund von *Sigara* sp. (Heteroptera), die wie die meisten Wanzen an Stillwasserbedingungen angepasst ist weist auf einen vorhandenen Pflanzengürtel hin.

Als artenreich erweisen sich demgegenüber die Stellen Dargen, Karnin und Mönkebude. Sowohl Dargen als auch Karnin weisen die ausgesprochene Stillwasserart *Bithynia leachii* (Mollusca) auf. Im Gegensatz zu *Bithynia tentaculata* (Mollusca) ist sie auf pflanzenreiche, langsam oder gar nicht strömende Gewässer angewiesen und kommt daher wohl an den Strandstellen nicht vor. (FALKNER 1990a in BLFW (ed.) 1996, GLÖER & MEIER-BROOK 1998). Die Art ist in der 'Roten Liste' für den deutschen Ostseeraum als gefährdet eingestuft (BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (ed.) 1996). Daneben kommen in Dargen noch zwei weitere Molluskenarten vor: *Lymnaea stagnalis* und *Valvata christata*. Beide werden als Besiedler pflanzenreicher stehender oder langsam fließender Gewässer beschrieben (FALKNER 1990a in BLFW (ed.) 1996, GLÖER et. al. 1998), sind also im Haff auf einen weitgehend intakten Schilfgürtel angewiesen. Auch das Vorkommen von *Mystacides nigra* (Trichoptera), die von TOBIAS & TOBIAS (1981) (in BLFW (ed.) 1996) als Bewohnerin eines reichen Wasserpflanzenbestandes ausgewiesen wird, weist auf den Struktureichtum der Stellen in Dargen und Karnin hin.

Die strukturell am wenigsten beeinträchtigte Stelle in Mörkerhorst ist ebenfalls eine der diverseren Stellen am Haff. Neben einigen der oben erwähnten Mollusken wurden hier die Trichopteren *Molanna angustata* und *Oecetis ochracea* gefunden, die auf Stellen mit geringer Wasserbewegung angewiesen sind. *Molanna angustata* bevorzugt dabei laut BURMEISTER & BURMEISTER (1984) (in BLFW (ed.) 1996) Sandflächen unterhalb des Schilfgürtels. Beide Arten sind als ausgeprägte Stillwasserarten zu bezeichnen und daher an den größeren Stränden nicht zu finden.

6.2 Vergleich der Artenzusammensetzung im Hinblick auf morphologische und strukturelle Unterschiede der Probestellen

Der Vergleich der Probestellen mit Hilfe der Clusteranalyse ergab Unterschiede in der Besiedlung, die sich durch die anschließende Hinzuziehung der ökologischen Parameter Taxazahl, bevorzugtes Substrat und bevorzugte Strömungsgeschwindigkeit (als Maß der Toleranz für die Wasserbewegung) auf morphologische und strukturelle Unterschiede an den Stellen zurückführen lassen. Dies gilt sowohl für die Stellen entlang des gefahrenen Transekts als auch für die Besiedlung der Ufer, hier vor allem für die Besiedlung der Uferstrukturen.

6.2.1 Besiedlung des Ufers

Beim Vergleich der Besiedlung des Ufers ergeben sich zwei deutlich voneinander abgesetzte Gruppen. Hierbei sind in der ersten Gruppe überwiegend Proben von struktureichen Stellen wie Dargen, Mönkebude, Mörkerhorst und Karnin enthalten. Diese Stellen sind überwiegend von einem Schilfgürtel umwachsen (Dargen, Mörkerhorst) und durch Befestigungen vorm Wellenschlag geschützt (Karnin, Mönkebude). Insbesondere Dargen und Mörkerhorst wiesen eine dichte Auflage aus abgestorbenen Schilfhalmern und Detritus auf. Lediglich die Augustprobe der Stelle am Strand von Neuendorf fällt hier aus dem Rahmen. Diese Beprobung fand allerdings am

Ende des Strandabschnittes an einer kleineren Schilfinsel statt, während die Januar und Aprilproben direkt vor dem offenen Strand genommen wurden.

Die zweite Gruppe setzt sich aus Proben der großen Strandabschnitte und denen einiger kleinerer Badestellen zusammen. Außerdem ist der Hafen von Stepnica hier vertreten. Alle Stellen zeichnen sich durch einen deutlich reduzierten Schilfgürtel und überwiegend sandiges bis kiesiges Sediment aus. Eine organische Auflage fand sich aufgrund der teils heftigen Wellenbewegung kaum. Auch war an einigen Stellen eine ständige Aufwirbelung des Sedimentes zu beobachten. Im Sommer sind diese Stellen außerdem einem starken Nutzungsdruck durch Badetourismus ausgesetzt – was jedoch auch auf die Stelle in Mönkebude zutrifft.

Der Vergleich der Taxazahlen ergab für die Proben der strukturreichen Stellen signifikant höhere Taxazahlen von bis zu 32 Taxa an der Stelle in Dargen. Die Strände in Kamminke und Neuendorf wiesen mit unter 20 Taxa eine deutlich geringere Artenvielfalt auf. Auch sind hier einzig Arten, wie zum Beispiel die Gammaridenarten, die euryöke Schnecke *Bithynia tentaculata* oder die Crustacee *Corophium curvispinum* anzutreffen, die mit einer weiten Spanne unterschiedlicher Lebensräume zurechtkommen und daher im ganzen Haff, unabhängig von Sediment- und Uferstruktur zu finden sind.

Der Vergleich der Habitatpräferenzen zwischen den Gruppen ergab kaum signifikante Unterschiede. Lediglich der Anteil der Sandbesiedler war an den strukturarmen Stränden und Badestellen signifikant erhöht. Es ist anzunehmen, dass der hier zu beobachtende Wellengang eine Ansammlung feinerer Partikel und damit auch eine dauerhafte Besiedlung durch an feinere Substrate angepasste Organismen verhindert. Ähnlich wie schon beim Vergleich der Ufersedimente scheinen jedoch feinere Unterschiede in der Sedimentzusammensetzung an den vorwiegend sandigen Ufern kaum einen Einfluss auf die Fauna zu haben.

Die Betrachtung der Strömungspräferenzen ergab ein völlig anderes Bild. Hierbei wird die Präferenz für Strömung allgemeiner als eine Präferenz für Wasserbewegung, also auch Brandung, übersetzt. Es ist anzunehmen, dass die Brandung an freien Ufern auf strömungsmeidende Organismen ebenso abschreckend wirkt, wie hohe Fließgeschwindigkeiten in Fließgewässern. Tatsächlich sind viele strömungsliebende Arten wie *Ancylus fluviatilis* (Mollusca) oder *Pisidium supinum* (Mollusca) auch typische Bewohner der Brandungsufer von Seen (SCHMEDTJE & KOHMANN 1992, LUDWIG 1989, GLÖER et al. 1992, alle in BLFW (ed.) 1996).

Zwischen der Artengemeinschaft der strukturreichen Stellen und der der Strandabschnitte ergaben sich bezüglich dieses Parameters deutliche Unterschiede. Die Proben aus den vom Schilfgürtel geschützten Bereichen enthielten signifikant mehr strömungsmeidende Arten als die der freien Ufer. Schon im vorigen Kapitel wurde angemerkt, dass eine Reihe von Arten an den Stellen Kamminke und Neuendorf, aber auch an den kleineren Badestellen Welzin, Sulomino und Altwarp nicht vorkommt. Dazu gehören *Bithynia leachii* (Mollusca) und *Caenis horaria* (Ephemeroptera), die im Haff sonst verbreitet vorkommen, aber auch seltenere Vertreter wie *Lymnaea stagnalis* (Mollusca), *Valvata cristata* (Mollusca), *Oecetis ochracea* (Trichoptera) oder *Mystacides nigra* (Trichoptera). Alle diese Arten sind ausgesprochene Stillwasserorganismen, die auf einen schützenden Pflanzenbestand angewiesen sind.

Dabei scheint insbesondere die Funktion des Schutzes vor hoher Wasserbewegung von Bedeutung zu sein, während die Pflanzebestände als Nahrungsgrundlage eine weniger wichtige Rolle spielen. Es wurden keine Unterschiede im Anteil der Phytalbesiedler oder der auf dem Phytal basierenden Ernährungstypen (Zerkleinerer, Minierer u.ä.) zwischen strukturarmen und strukturreichen Stellen gefunden. Für viele Arten dient der Schilfgürtel trotzdem als bevorzugtes Substrat, insbesondere Molluskenarten wie *Bithynia leachii*, *Lymnaea stagnalis*, *Radix balthica* und andere nutzen ihn zur Ablage ihrer Eier (ZEITLER 1990 in BLFW (ed.) 1996).

Ähnlich wie an Seeufeln scheint der Schilfgürtel auch im Haff vor allem eine Filter- und Schutzfunktion zu übernehmen. Er bietet den Organismen eine strömungsberuhigte, auch von größeren Sedimentumlagerungen geschützte Zone. Das Fehlen dieser Zone zieht das Fehlen der Charakterarten des Haffufers nach sich und führt zu einer Verarmung der Biozönose, wie sie an den vom Schilf befreiten Strandabschnitten zu finden ist.

Insgesamt scheinen bei der Besiedlung des Ufers zwei Faktoren besondere Bedeutung beizukommen:

- Stärke der Wasserbewegung (Brandung, Strömung): eine starke Brandung verhindert die Entstehung einer Detritusschicht auf die die meisten Organismen im Haff als Nahrung angewiesen sind. Außerdem wirkt eine ständige Sedimentumlagerung auf viele benthische Organismen abschreckend.
- Ausprägung des Schilfgürtels: dem Schilfgürtel kommt hierbei vor allem eine Schutzfunktion zu, was diesen Faktor eng mit dem Parameter Wasserbewegung verbindet. Allerdings sind durchaus auch die Pflanzen selbst für viele Organismen zur Nahrungsaufnahme oder zur Fortpflanzung unverzichtbar.

6.2.2 Besiedlung entlang des Transekts

Die Besiedlung der Sedimente entlang des gefahrenen Transektes wies trotz der Beschränkung auf im Wesentlichen zwei Tiergruppen (Chironomidae und Oligochaeta) deutliche Veränderungen auf. Die Taxazahlen waren in den Übergangsbereichen zwischen sandigen Flachwasserzonen und den schllickigen Tiefen des Haffs am höchsten, es traten mehrere Chironomidentaxa aus den Unterfamilien der Tanytarsini und Chironomini auf, außerdem die Molluskenarten *Bithynia tentaculata*, *Valvata piscinalis* und *Dreissena polymorpha*. Mit zunehmender Tiefe und Entfernung vom artenreicheren Schilfgürtel nimmt die Taxazahl deutlich ab. Neben der Strukturarmut der Haffmitte führt sicher auch die zeitweilig auftretende Sauerstoffnot in Grundnähe zu einer deutlich reduzierten Artengemeinschaft: es finden sich hier ausschließlich *Chironomus plumosus*-Gr. und Oligochaeten aus der Familie der Tubificiden. Ähnliches lässt sich nach SCHWOERBEL (1999) in Seen beobachten, die so stark von Eutrophierung betroffen sind, dass am Grund zeitweise anoxische Zustände herrschen.

Neben der Taxazahl ergab sich auch in den Habitatansprüchen der Artengemeinschaft entlang des Transekts eine deutliche Verschiebung. Beinahe parallel mit der Zunahme des Schlickanteils am Sediment nahm auch der Anteil der Schlickbesiedler an der Lebensgemeinschaft zu (Kapitel 5.1.2 ‚Vergleich der Probestellen - Transekt‘). Interessant ist hierbei, dass die als ausgeprägter Schlickbewohner beschriebene Art *Valvata piscinalis* (Mollusca) nur mit wenigen Exemplaren an der landnahen Stelle p5 gefunden wurde. An den tiefen schllickigen Stellen, die nach den alten Arbeiten von NEUBAUR (1927) und NEUHAUS (1933) das typische Habitat dieser Art darstellten wurden zwar massenhaft leere Schalen jedoch keine lebenden Exemplare gefunden. *V. piscinalis* wurde bereits als sehr sauerstoffbedürftig beschrieben und hat daher scheinbar Schwierigkeiten sich in den tieferen Regionen des Haffs auf Dauer zu etablieren.

6.3 Veränderung der Makrozoobenthosbesiedlung im historischen Vergleich

Die Betrachtung der Ergebnisse historischer Arbeiten im Vergleich zur vorliegenden Untersuchung erbrachte sowohl Unterschiede in der Artenzusammensetzung bestimmter Gruppen, insbesondere der Mollusken, als auch eine Veränderung der Abundanzen des sedimentbewohnenden Endobenthos. In diesem Kapitel wird zu klären sein, ob sich diese Entwicklung auf Veränderungen

der im vorigen Abschnitt als wesentlich für die Verbreitung der Makrofauna vermuteten abiotischen Parameter zurückführen lässt.

Bei der Diskussion der historischen Arbeiten ist sowohl die Veränderung in der Methodik als auch die Zielsetzung der jeweiligen Arbeiten zu beachten. Während sich die neueren Arbeiten durchaus bereits mit dem Einfluss ungünstiger Umweltbedingungen auf die gesamte Fauna befassen, sind die älteren häufig auf einzelne Tiergruppen der einzelnen Regionen des Haff beschränkt. Wie bereits ausgeführt kann jedoch sowohl die Methodik als auch die Auswahl der Probestellen einen großen Einfluss auf die erzielten Ergebnisse haben. Das Fehlen bestimmter Arten in den Taxalisten ist also nicht unbedingt ein Zeichen zunehmender Verarmung der Fauna und daher differenziert zu betrachten.

6.3.1 Entwicklung der Artenzusammensetzung

Die Vergleichsarbeit für die Molluskenbesiedlung des Haffs ist in erster Linie die Untersuchung von NEUBAUR (1927). Diese Arbeit ist über einen Zeitraum von mehreren Jahren entstanden und beruht vor allem auf der Sammelleidenschaft von Neubaur. Bei einigen seiner Funde war nicht klar, ob es sich um lebende Exemplare oder lediglich um Schalenfunde handelt; einige Taxa fand er nur an bestimmten Stellen (z. B. im Usedomer See), die zwar zum eigentlichen Haff dazugehören, jedoch durch die vorliegende Untersuchung nicht repräsentiert werden. Trotzdem scheint die Molluskenfauna des Haffs noch in den zwanziger Jahren des letzten Jahrhunderts um viele Arten reicher gewesen zu sein als sie es heute ist.

Häufig waren, auch nach Angaben anderer Autoren (BRANDT 1896/97, NEUHAUS 1933), neben den schon beschriebenen Arten *Bithynia tentaculata*, *Valvata piscinalis* und *Dreissena polymorpha* beispielsweise die Arten der Gattungen *Viviparus* und *Planorbis*. Insbesondere *Viviparus contectus* ist eine typische Stillwasserart, die sich vorwiegend in dichten Pflanzenbeständen aufhält (GLOER & MEIER-BROOK 1998, FALKNER 1992a in BLFW (ed.) 1996). Sie wird von BRANDT (1896/97) und NEUBAUR (1927) als häufig oder verbreitet beschrieben und scheint während dieser Zeit eine der typischen Haffmollusken gewesen zu sein. Auch die damals häufig vorkommenden Arten der Gattung *Planorbis* (*P. carinatus*, *P. planorbis*), wie *Viviparus* Bewohner der Wasserpflanzenzone (ZEITLER 1990 in BLFW (ed.) 1996), tauchen in den neueren Untersuchungen nicht mehr auf. Ähnliche Angaben gibt es zu *Lithoglyphus naticoides* und *Physa fontinalis*, die sich beide durch ein hohes Sauerstoffbedürfnis und eine Bindung an klare, saubere Gewässer auszeichnen (FALKNER 1990 a, FALKNER 1990b beide in BLFW (ed.) 1996). Diese Arten wurden seit Mitte des 20sten Jahrhunderts nur noch vereinzelt gefunden, in der vorliegenden Untersuchung waren lediglich Schalenfunde nachzuweisen.

Betrachtet man die Muscheln, so ist ebenfalls eine Verarmung an Arten festzustellen, die besonders die Großmuscheln betrifft. *Anodonta*-Arten wurden in den neunziger Jahren nur noch einmalig durch MASLOWSKI (1992) nachgewiesen, *Unio*-Arten konnten in der vorliegenden Untersuchung nur noch in Form zweier juveniler Exemplare festgestellt werden. Es fanden sich allerdings in Stepnica und Czarnocin, nahe der Odermündung, einige große *Unio*-Schalen. Es ist anzunehmen, dass das Fehlen der Großmuscheln in vielen Untersuchungen auf die Sammelmethode zurückzuführen ist. Die flachen Nebengewässer des Haffs, nach NEUHAUS (1933) bevorzugter Lebensraum der Unioniden, wurden nur selten beprobt, außerdem finden sich in Greifer- oder Stechrührproben insgesamt wenig Mollusken.

Auffällig ist, dass viele der aufgeführten Arten bei BRANDT (1896/97) und NEUHAUS (1933), vereinzelt auch bei NEUBAUR (1927) als typische Bewohner der Makrophytenzone auf den weiten flachen Sandflächen des Haffs beschrieben wurden. BRANDT (1896/97) beobachtete „...dass der

Küstensaum bis zur Wassertiefe von 2m hinab mit Binsen, Potamogeton und anderen Wasserpflanzen bestanden ist. Zwischen denselben und weiterhin nach der Tiefe fand sich, soweit der feste Grund reicht, ein sehr reiches und zugleich ziemlich mannigfaltiges Thierleben.“ Dieser Lebensraum scheint heute zumindest stark eingeschränkt zu sein. Es wird zwar von Makrophytenbeständen im Haff berichtet (Zettler mdl. Mitteilung), allerdings nur zu bestimmten Jahreszeiten und nicht in der damaligen Ausdehnung. Hierzu geben PIECYNKA et al. (1999) für eutrophe Seen an, dass gerade das Verschwinden mehrjähriger Unterwasserpflanzen sich signifikant auf die Fauna, insbesondere auf die langlebigen Mollusken auswirkt. Dies gilt beispielsweise für Arten der Gattung *Chara*, die als typische Makrophyten oligotropher Gewässer gelten. Nach NEUBAUR (1927) kamen Characeen auch im Oderhaff vor, er beschrieb sie sogar als *“vorherrschendes Kraut”* am Krickser Haken (Nähe Swina-Mündung).

Die Verkleinerung der Makrophytenbestände in Boddengewässern wird von SCHIEWER & GOCKE (in RHEINHEIMER (ed.) 1996) und BLÜMEL et al. (2002) als indirekte Folge der Eutrophierung beschrieben. Die durch den erhöhten Nährstoffeintrag verstärkte Phytoplanktonblüte führe in den Gewässern zu einem ungünstigen Lichtklima. Als Folge daraus würden aus den Makrophyten-dominierten Bodden Phytoplankton-dominierte Systeme.

Für das Oderhaff lässt sich diese These in sofern übernehmen, als das jegliche Primärproduktion auch hier lichtlimitiert ist. Die Trübung des Wasserkörpers ist jedoch nach LEIPE et al. (1998) vor allem auf eine insgesamt hohe Schwebstofffracht zurückzuführen und weniger auf einen Anstieg der Phytoplanktondichte in Folge der Eutrophierung. Modelle von WIELGAT & SCHWERNEWSKI (2002) legen Ähnliches nahe: Das Haff wäre demnach auch ohne anthropogene Einflüsse als eutroph einzustufen und eine Lichtlimitierung der Primärproduktion läge auch natürlicherweise vor. Es ist also zu vermuten, dass die Dezimierung der Makrophytenbestände und der dort lebenden Tiere nicht allein auf die Eutrophierung zurückzuführen ist. Andere Faktoren, wie die mechanische Belastung des Gewässergrundes durch intensive Grundfischerei und das Ankern zahlreicher Sportboote in den Sommermonaten sind hier zu berücksichtigen. Solche lokalen Beeinträchtigungen der Makrophytenbestände können sich über einen verstärkten Sedimenttransport an den beschädigten Stellen in einem steigenden Schwebstoffgehalt der Wassersäule äußern, der dann die Lichtbedingungen der Makrophyten weiter verschlechtert.

Der Vergleich der Hirudinea ergab kaum Veränderungen im Bestand. Die Egel scheinen neben der Ufervegetation besonders die ausgedehnten *Dreissena*-Muschelbänke zu besiedeln, die bereits von BRANDT (1896/96) als artenreiches Habitat beschrieben wurden. Das Fehlen bestimmter Arten, wie *Hemiclepsis marginata*, ist sicher auf die fehlende Beprobung dieser Muschelbänke in den meisten Untersuchungen zurückzuführen. Durch gezieltes Absammeln von Steinen und Pflanzen erfasste GROSSER (2003) außerdem noch vier weitere Egelarten, die in keiner der anderen Untersuchungen auftauchen.

Die Betrachtung der Crustaceenbesiedlung des Haffs wurde durch die ungenaue Bestimmung dieser Gruppe in vielen Arbeiten erschwert. Es ist jedoch festzustellen, dass sich die Gammaridenfauna in den letzten zehn Jahren stark verändert hat. Einheimische Arten wie *Gammarus zaddachi*, *Gammarus duebeni* und *Gammarus oceanicus*, die MASLOWSKI (1992) noch im Haff nachweisen konnte, wurden scheinbar vollständig von den Neueinwanderern *Gammarus tigrinus* und *Pontogammarus robustoides* ersetzt. In den Proben dieser Untersuchung fand sich lediglich ein Exemplar der Art *Gammarus salinus*, alle anderen Gammariden ließen sich den beiden Neozoenarten zuordnen. Die Arbeit von GRUSZKA (1999), die sich mit der Einwanderung gebietsfremder Arten in das Stettiner Haff befasst, nennt als Gründe für diese rasche Ausbreitung eine hohe Toleranz gegenüber den Salzgehaltsschwankungen.

Insgesamt lässt sich die Veränderung der Artengemeinschaft des Haffs beschreiben durch

- eine Verarmung der Molluskenfauna, die in sich vor allem durch die Dezimierung von Phytalarten und empfindlichen sauerstoffbedürftigen Arten äußert. Es ist zu prüfen, ob sich diese Dezimierung zumindest zum Teil auf eine Veränderung des Makrophytenbestandes zurückführen lässt.
- die Neueinwanderung gebietsfremder Arten.

6.3.2 Einwanderung neuer Arten

Es wurde festgestellt, dass eine Reihe von ursprünglich nicht in der Region beheimateten Arten im Haff schon lange ansässig sind, andere sind erst innerhalb der letzten 20 Jahre dazugekommen. Im Folgenden sollen kurz die Gründe für den Erfolg dieser Arten im Oderhaff und ihre Stellung innerhalb der Lebensgemeinschaft diskutiert werden.

Die natürliche Dynamik von Ökosystemen bringt eine ständige Veränderung der abiotischen Rahmenbedingungen mit sich. Dies gilt besonders für junge Systeme und Bereiche, in denen sich mehrere Systeme überschneiden. Beides trifft auf das Oderhaff zu. Organismen, die in einer solchen Umwelt dauerhaft überleben wollen, müssen große Schwankungsbreiten für sich lebenswichtiger Parameter tolerieren. Die daraus resultierende Artenarmut bietet neu einwandernden Arten eine Chance, sich schnell und dauerhaft zu etablieren (KINZELBACH 1999 in UMWELTBUNDESAMT (ed.) 1999). Barrieren wie Ozeane, Gebirge oder Wasserscheiden waren jedoch immer natürliche Grenzen der Expansion, die sich nur von wenigen Arten und innerhalb langer Zeiträume überwinden ließen. Für KINZELBACH (2001) ist daher der Begriff des ‚Neozoons‘ fest mit dem Menschen als Werkzeug seiner Verbreitung verbunden, der ihm die Ausbreitung auch über solche natürlichen Barrieren hinweg ermöglichte.

Für aquatische Lebensräume sind insbesondere die Wasserscheiden von Bedeutung. Erst der Bau von Kanalsystemen zwischen den großen Strömen ermöglichte z. B. Arten des pontokaspischen Raums die Einwanderung in die Systeme von Weichsel, Oder und Rhein. Der zunehmende Schiffsverkehr beschleunigte die Verbreitung vieler Arten. Durch den seit Mitte des 20sten Jahrhunderts expandierenden interkontinentalen Austausch sind auch die großen Ozeane für viele Organismen überwindbar geworden. Diese Faktoren wirkten sich im Laufe der letzten 150 Jahre auf die Artenzusammensetzung des Oderhaffs aus.

Die Dreikantmuschel *Dreissena polymorpha* wird bereits von BRANDT (1896/97) als „... bei weitem am zahlreichsten von grösseren wirbellosen Thieren ...“ beschrieben. Die Art erreichte das Oderhaff vermutlich Ende des 19. Jahrhunderts aus dem pontokaspischen Raum (GRUSZKA 1999), sie war also in der Lage, sich innerhalb kürzester Zeit fest zu etablieren. Die Tatsache, dass *D. polymorpha* als einzige Süßwassermuschel freischwimmende Larvenstadien bildet mag zu ihrer raschen Verbreitung beigetragen haben (SCHMEDTJE & KOHMANN 1992 in BLfW (ed.) 1996). Einen Konkurrenzvorteil bietet ihr vor allem ihre ausgeprägte Toleranz gegenüber den Salinitätsschwankungen im Haff; von REMANE & SCHLIEPER (1971) wird angegeben, dass sich *Dreissena* mit dauerhaft bis zu 5,6 ‰ Salzgehalt arrangieren kann. Eine weitere Besonderheit besteht in der Habitatwahl der Art. Während alle anderen Haffmollusken sandiges und schlickiges Substrat bevorzugen ist *D. polymorpha* ein Bewohner von Hartsubstrat. Da die Ostseeart *Mytilus edulis*, die ebenfalls auf Hartsubstraten vorkommt, im Haff nur ausnahmsweise auftritt, ist *Dreissena* bezüglich ihres Habitats im Haff als nahezu konkurrenzlos anzusehen. Lediglich *Corophium curvispinum* (Crustacea) kann ihr durch den Bau seiner Wohnröhren Hartsubstrate streitig machen. Wie bereits erwähnt besiedelt sie die Bänder aus angeschwemmten Muschelschalen, die sich am Rande der sandigen Flachwasserbereiche ansammeln. Die so entstandenen Muschelbänke bieten einer Biozönose aus Crustaceen, Hirudineen und einigen Molluskenarten (*Bithynia tentaculata*, *Valvata piscinalis*, *Potamopyrgus antipodarum* u. a.) einen

Lebensraum im Haff. Sie gehören damit neben der unmittelbaren Uferzone zu den artenreichsten Habitaten (HENSEL 1994, GÜNTHER et al. 1995). *Dreissena polymorpha* ist somit als etablierter Bestandteil der Makrofauna des Oderhaffs zu betrachten.

Zwei weitere Arten, die bereits im 19. Jahrhundert ins Haff einwanderten sind *Potamopyrgus antipodarum* (Mollusca) und *Cordylophora caspia* (Hydrozoa). Während *C. caspia* einen ähnlichen Ausbreitungsweg wie *Dreissena polymorpha* aufweist, stammt die Schnecke *Potamopyrgus* ursprünglich aus Neuseeland, von wo aus sie über den Seehandel nach Europa und damit auch ins Haff gelangte. Beide Arten waren in der vorliegenden Untersuchung selten vertreten, wurden jedoch im Rahmen der meisten Arbeiten erfasst. Auch sie sind inzwischen feste Bestandteile der Haffbiozönose.

Corophium curvispinum (Crustacea) ist heute eines der häufigsten Tiere im Oderhaff. Nach GRUSZKA (1999) trat die Art erstmals Anfang des 20sten Jahrhunderts im Haff auf, von wo sie aus dem pontokaspischen Raum eingewandert war. *C. curvispinum* ist ähnlich wie *D. polymorpha* außerordentlich salztolerant, was ihr gegenüber anderen Crustaceen einen Konkurrenzvorteil verschafft. Dabei ist eine starke Wechselwirkung mit *Corophium volutator* zu beobachten, die an höhere Salzgehalte angepasst ist. Insbesondere NEUHAUS (1933) berichtet von einer regelrechten ‚*Corophium*-Zonierung‘ längs der Swina, die sich nach den momentanen Strömungsbedingungen richtet. In vielen Untersuchungen wurde ausschließlich *Corophium volutator* im Haff nachgewiesen (NEUBAUR 1927, WIKTOR & WIKTOR 1954, HENSEL 1994, GÜNTHER et al. 1995), betrachtet man jedoch die Häufigkeit von *C. curvispinum* in der vorliegenden Untersuchung (kein Exemplar von *C. volutator* wurde erfasst) so ist fraglich, ob dies auf den im Untersuchungszeitraum niedrigen Salzgehalt oder eher auf Fehlbestimmungen zurückzuführen ist. Die vorliegenden Ergebnisse lassen *C. curvispinum* jedenfalls als im Haff etablierte Art erscheinen.

Neben den vorgestellten Arten, die schon seit etwa 100 Jahren im Haff ansässig sind kamen im Laufe der 1980er Jahre einige weitere hinzu. Die Bedeutung des Polychaeten *Marenzelleria viridis* im Haff wurde bereits in den Arbeiten von HENSEL (1994) und LEWIN (1998) ausführlich behandelt. Dieser Brackwasserart aus Nordamerika kam ein mehrjähriger Anstieg des Salzgehaltes Anfang der neunziger Jahre zu Gute, der die Abundanzen an einzelnen Stellen auf über 27000 Ind./m² ansteigen ließ (HENSEL 1994). Die zunehmende Aussüßung in den letzten Jahren scheint die Population wieder deutlich dezimiert zu haben. Die vorliegende Arbeit wies die Art nur noch mit wenigen Exemplaren nach.

Von größerer Bedeutung scheinen hingegen die Crustaceen *Gammarus tigrinus* und *Pontogammarus robustoides* zu sein, die die einheimische Gammaridenfauna beinahe vollständig ersetzt haben. Schon im Abschnitt zur Entwicklung der Artengemeinschaft wurde hierauf kurz eingegangen. Insbesondere der nordamerikanische Einwanderer *Gammarus tigrinus* war dabei in der Lage, seine hohe Toleranz gegenüber Salinitätsschwankungen sowie seine allgemeine Anspruchslosigkeit bezüglich der chemisch-physikalischen und strukturellen Gegebenheiten zur Ausbreitung im Haff zu nutzen (GRUSZKA 1999). Er ist heute hier die häufigste Gammaridenart. *Pontogammarus robustoides* hingegen wird von GRUSZKA (1999) eher als Süßwasserbewohner beschrieben, der wahrscheinlich durch die momentane Aussüßung des Haffs bevorteilt wird. Auch diese Art wurde sehr häufig erfasst und ist in Mecklenburg-Vorpommern inzwischen weit verbreitet (ZETTLER 2002). Es ist zu vermuten, dass sich die Einwanderung gebietsfremder Crustaceen weiter fortsetzen wird. MÜLLER et al. (2001) schließen aus Untersuchungen an der unteren Oder auf ein baldiges Auftauchen des pontokaspischen Krebses *Dikerogammarus villosus*. Dieser Art wird das Potential eingeräumt, etablierte Ashipodengesellschaften durch Fraßdruck zu dezimieren und sich innerhalb kurzer Zeit im neuen Lebensraum zu etablieren (MÜLLER et al. 2001).

Insgesamt sind also besonders salztoleranten Arten in der Lage gewesen, sich gegen Brackwasserorganismen einerseits und an Süßwasser angepasste Arten andererseits durchzusetzen. Obwohl von den insgesamt 63 Taxa nur 8 als Neozoen im Sinne der Definition von Kinzelbach (Kapitel 4 ‚Material und Methoden‘) bezeichnet werden können ist von einem großen Einfluss auf die gesamte Lebensgemeinschaft auszugehen, da es sich hier vielfach um häufige, individuenreiche Populationen handelt. Dies trifft im besonderem Maße auf *Dreissena polymorpha* zu, die sich seit etwa 150 Jahren als feste Größe im Haff etabliert hat.

6.4 Monitoring im Stettiner Haff

Grundlage der Bewertung eines Gewässers soll nach WRRL die in ihm existierende Biozönose sein. Um diesem Umstand gerecht zu werden, wird für das Stettiner Haff neben dem bereits existierenden Monitoringprogramm für chemisch-physikalische Parameter ein biologisches Monitoring angestrebt, dass sich an den drei für Küstengewässer geforderten Qualitätskomponenten Phytoplankton, Makrophyten und Makrozoobenthos orientiert.

Die Diskussion der Ergebnisse der durchgeführten Untersuchung macht deutlich, dass sich die zunächst als sehr homogen erscheinende Makrozoobenthosbesiedlung des Stettiner Haffs je nach Jahreszeit, Methodik und Probestellenauswahl sehr unterschiedlich darstellen kann. Auch sind Veränderungen in der Artenzusammensetzung durch das Verschwinden oder die Neueinwanderung von Arten, auch im Zeitraum weniger Jahre, belegt worden.

Signifikante anthropogene Belastungen im Sinne der WRRL sind

- die Eutrophierung und damit einhergehende Folgeerscheinungen wie Sauerstoffdefizite in Grundnähe oder die Dezimierung der submersen Vegetation.
- die Freizeitnutzung des Uferbereichs und die daraus folgende Beeinträchtigung der ufernahen Vegetation.

Im Folgenden werden Vorschläge gemacht, wie die Überwachung des Stettiner Haffs im Hinblick auf diese Belastungen aussehen könnte. Grundlage sind die Ergebnisse der in Rahmen dieser Arbeit diskutierten Autoren sowie die Ergebnisse der eigenen Untersuchungen.

6.4.1 Probenahmezeitpunkt- und frequenz

Die Wasserrahmenrichtlinie gibt für die Überwachung des Makrozoobenthos in Küstengewässern eine Überwachungsfrequenz von drei Jahren vor. Dieser Zeitraum entspricht in etwa den Abständen der zitierten Zoobenthos-Untersuchungen des Haffs in den letzten 10 Jahren. Beim Vergleich der jeweils 2 bis 4 Jahre auseinanderliegenden Untersuchungen traten keine gravierenden Faunenveränderungen auf, die eine kürzere Überwachungsfrequenz rechtfertigen würden.

Der Vergleich der Jahreszeiten ergab zwar keine signifikanten Unterschiede in den Ergebnisse, trotzdem ist die Wahl des Probenahmetermins von Bedeutung. Dies betrifft zum einen organisatorische Probleme, beispielweise Eisgang im Winter oder die Badesaison im Hochsommer, zum anderen den Lebenszyklus einzelner Taxa. Ein Beispiel ist die Eintagsfliege *Caenis horaria*, eine häufige Art, die jedoch nur im Januar und April gefunden wurde, da sie im Spätsommer ihre Entwicklung bereits vollendet hat. Da die mehrfach beprobten Stellen, mit Ausnahme der großen Strände, höhere Taxazahlen aufwiesen, sollten mindestens zwei Proben pro Jahr genommen werden; es ist jedoch abzuwägen, ob dieser Mehraufwand durch ein genaueres Ergebnis noch zu rechtfertigen ist.

BÖHMER et al. (1999) schlagen als geeignete Probenahmeperiode in großen Flüssen den Frühsommer (Juni, Juli) vor, für Seen wird ebenfalls der Frühsommer als die geeignete Jahreszeit erachtet (ZINTZ & BÖHMER 2002). Dies lässt sich sicher für das Haff übernehmen.

6.4.2 Probenahmethodik

Bei der Diskussion der Probenahmemethoden sowie beim Vergleich der Methodik im Rahmen der historischen Analyse wurde bereits auf eine Reihe von Problemen hingewiesen.

Die Beprobung der Sedimente mit Greifern oder Stechrohren ist gut zur Erfassung des Endobenthos geeignet, sofern es sich um sandiges oder schlickiges Sediment handelt. Bei grobkörnigerem Material besteht die Gefahr, einen Teil der erfassten Tiere durch auslaufendes Wasser zu verlieren. Solche Substrate sind im eigentlichen Haff jedoch nicht zu finden, weshalb an der Stechrohr-Greifermethode nicht auszusetzen ist. Außerdem lassen sich die Ergebnisse dieser Methode leicht quantifizieren, was sie für statistische Verfahren verwertbar macht. Um den kleinräumigen Unterschieden in den Sedimenten der Probestellen gerecht zu werden, sind Parallelproben zu nehmen. In dieser, wie auch in den meisten anderen zitierten Arbeiten wurden jeweils drei Kerne pro Stelle gezogen; dies wird auch von ZINTZ & BÖHMER (2002) für Seen empfohlen.

Problematisch ist die Einseitigkeit dieser Methode, weshalb sie an den Ufern durch eine zusätzliche Beprobung anderer Substrate, insbesondere des Phytals, ergänzt werden muss.

Die Beprobung des Phytals stellt die eigentliche Schwierigkeit dar. Die in dieser Untersuchung verwendete Netzbeprobung weist vor allem eine Schwäche auf: sie ist nicht quantifizierbar. Dass die Lebensgemeinschaft des Schilfgürtels und der Uferstrukturen einen wichtigen Teil innerhalb der Makrofauna des Haffs darstellt wurde bereits diskutiert, allerdings konnten kaum Angaben über die mengenmäßige Verbreitung vieler Arten gemacht werden. Auch war die in der WRRL verlangte Repräsentativität kaum gegeben, da alle Substrate unabhängig von ihrer flächenmäßigen Ausdehnung und Verteilung gleichstark beprobt wurden.

Ein ähnliches Problem ergibt sich bei der Beprobung von Seeufern; ZINTZ & BÖHMER (2001) schlagen daher eine Zeitsammelmethode vor. Diese Methode ersetzt die Bezugsfläche durch eine Bezugszeit; auch wenn dabei keine echten Abundanzen erfasst werden, eignet sich die Methode zumindest zum quantitativen Vergleich der so beprobten Stellen untereinander. Um die repräsentative Erfassung aller Substrate zu gewährleisten ist eine vorherige Substratabschätzung von Vorteil. Je nach flächenmäßigem Anteil sollten die vorgefundenen Substrate unterschiedlich lange und ausgiebig beprobt werden. Ein solches ‚multi-habitat-sampling‘ wird inzwischen auch bei der Beprobung von Fließgewässern eingesetzt (AQEM CONSORTIUM 2002). Diese Abschätzung verlangt allerdings einen höheren Zeitaufwand und vor allem eine genügende Sichttiefe, um Steine oder submerse Pflanzen gezielt beproben zu können.

Zur weiteren Aufbereitung der Proben lässt sich kaum ein Verbesserungsvorschlag machen. Zum Spülen der Proben sollte allerdings eine genügend feine Maschenweite gewählt werden. Insbesondere die quantitative Aussage kann sich in Abhängigkeit vom verwendeten Sieb erheblich verändern. In den meisten Untersuchungen des Haffs wurden 500 µm Siebe benutzt, die auch die kleineren Cironomidetaxa noch erfassen. Das Spülen schlickiger Proben ist mit solchen Sieben jedoch sehr langwierig.

6.4.3 Probestellen

Die Auswahl der Probestellen stellt sicherlich den schwierigsten Punkt eines Monitorings da. Wie in den vorigen Abschnitten ausführlich diskutiert wurde, hängen Taxazahl und Artenzusammensetzung der Lebensgemeinschaft sehr stark von der Ausprägung abiotischer Faktoren ab. Insbesondere Sediment -und Substratstrukturen können sich jedoch von Stelle zu Stelle sehr stark unterscheiden.

Die Wasserrahmenrichtlinie verlangt die Repräsentativität des Meßnetzes für den gesamten Wasserkörper (WRRL Anhang V Absatz 1.3). Um eine sinnvolle Bewertung des Gewässers durchführen zu können, sollte das gesamte gewässertypische Artenspektrum erfasst werden, es ist daher sinnvoll Messstellen auszuwählen die möglichst alle an den jeweiligen Lebensraum (Phytal, Makrophytenzone, sandiges Litoral, *Dreissena*-Bänke, schlickiges Profundal) angepassten Taxa enthalten. Während die tieferen Bereiche sowie die rein sandigen Ufersedimente wenig Unterschiede in der Besiedlung aufweisen – bei einer dreifachen Parallelbeprobung sollten alle anwesenden Taxa erfasst werden – gestaltet sich die Wahl der Phytalprobestellen schwieriger.

Aus der vorliegenden Arbeit ergeben sich Mörkerhorst, Karnin und Dargen als sinnvollste, weil artenreichste Standorte. Bei der Beprobung dieser drei Stellen konnten 46 von 63 im Haff insgesamt nachgewiesenen Taxa erfasst werden, nimmt man die molluskenreiche Stelle in Stepnica hinzu so ergeben sich 51 Taxa. Die noch fehlenden Arten sind fast ausschließlich Einzelfunde aus der Gruppe der Wanzen. Insbesondere Mörkerhorst könnte für die Bewertung der Uferstrukturen als Referenz herangezogen werden, weil sie als einzige der Stellen zwar Zugang zum Wasser bot, ansonsten aber nur minimal strukturell beeinträchtigt war. Die Stellen in Neuendorf und Kamminke hingegen sind nicht als repräsentativ für das Haffufer zu betrachten, das ja zum größten Teil von einem dichten Schilfgürtel umschlossen ist.

Die Auswahl der tiefer gelegenen Stellen könnte sich nach den Uferstellen richten; für große Seen schlagen ZINTZ & BÖHMER (2002) die Beprobung von Transekten vor, die alle Tiefenstufen und damit alle Lebensräume abdecken. Dies wäre sicher auch für das Haff als sinnvoll zu erachten. Die Beprobung von Transekten bietet außerdem die Möglichkeit, gleichzeitig eine Kartierung der entlang des Tiefengradienten vorkommenden Makrophyten vorzunehmen, die ja ebenfalls eine der Qualitätskomponenten der WRRL sind.

Auch die Einteilung des Gewässers in zu beprobende Segmente scheint eine mögliche Auswahlmethode für repräsentative Probestellen zu sein. Hierbei wird jedes Segment in derselben Tiefe beprobt und aus den Einzelproben eine Mischprobe zusammengesetzt. Die verschiedenen Lebensgemeinschaften im Verlauf des Tiefengradienten werden jedoch außer Acht gelassen (BÖHMER & BAIER 2001).

Neben der Aufnahme der Biologie sollte für das Ufer eine Beschreibung der Struktur und für alle Transektstellen die Messung wichtiger physikochemischer Parameter im Feld erfolgen. Dazu gehören z.B. Wassertemperatur, Sauerstoffgehalt/-sättigung, Salinität und eventuell auch N und P-Gehalte. Für die Beprobung der Hafftiefe wäre sicher eine Kombination mit den bereits vorhandenen Messstellen aus dem Monitoringprogramm zur Physikochemie sinnvoll.

Insgesamt lassen sich aus den Ergebnissen dieser Untersuchung also folgende Vorschläge für die Gestaltung eines Monitoringprogramms ableiten:

- Die Beprobung sollte, wenn möglich, zweimal im Jahr erfolgen. Falls nur eine einmalige Beprobung durchführbar ist, so sollte sie im Frühsommer, am ehesten im Mai oder Juni

stattfinden. Der Zeitraum der stärksten Phytoplanktonblüte sollte aufgrund der schlechten Sichtverhältnisse gemieden werden.

- Der Probenahme sollte im direkten Uferbereich eine Substratabschätzung vorangehen. Die erfassten Substrate sollten dann anhand einer Bezugszeit je nach ihrer flächenmäßigen Ausdehnung unterschiedlich lange und intensiv beprobt werden, um ein repräsentatives Bild der Makrofauna der Probestelle zu erhalten.
- Die Probenahme in den tieferen Bereichen kann vom Ufer aus mit Hilfe eines Stechröhres, vom Boot aus mit Hilfe eines Greifers geschehen. Es sollte dabei die Sedimentzusammensetzung abgeschätzt werden, bzw. eine Korngrößenanalyse des beprobten Sediments erfolgen. Es sollten pro Stelle drei Parallelproben genommen werden.
- Die Probe sollte anschließend durch ein genügend feines Sieb (höchstens 1mm Maschenweite) gespült werden.
- Die Probestellen sollten von strukturell möglichst intakten Uferabschnitten entlang eines Transektes bis in die schlickigen Tiefen des Haffs verlaufen. Es ist sinnvoll, die tieferen Stellen an den bereits bestehenden Stellen des physiko-chemischen Monitoringprogramms auszurichten.
- Neben der Erhebung des Zoobenthos sollte eine Kartierung eventuell vorhandener Makrophytenbestände entlang des Transektes erfolgen. Außerdem sollten wichtige physiko-chemische Parameter im Feld gemessen werden.

7 Zusammenfassung

Im August 2001, November 2001, Januar 2002 und April 2002 wurden am Oderhaff, einem Küstengewässer der südlichen Ostsee, Untersuchungen zur Makroinvertebratenzönose durchgeführt.

Ziel der Arbeit war es

die Artenzusammensetzung und -verteilung im Haff zu untersuchen und die Faktoren zu ermitteln, die diese Besiedlung steuern.

Festzustellen, ob sich die Makrozoobenthosbesiedlung seit Beginn der wissenschaftlichen Untersuchung des Haffs verändert hat.

Vorschläge für ein Monitoringprogramm am Haff zu machen, das den Ansprüchen der EU-Wasserrahmenrichtlinie genügt.

Zu diesem Zweck wurden entlang des Ufers Proben mittels eines Stechrohres und eines Handnetzes entnommen; die tiefen Regionen des Haffs wurden einmalig mit Hilfe eines Greifers vom Boot aus beprobt. Zusätzlich wurden ausgewählte Parameter des chemisch-physikalischen Monitoringprogramms am Oderhaff für den Untersuchungszeitraum ausgewertet.

Die Ergebnisse lassen sich wie folgt zusammenfassen:

Die Auswertung der physikochemischen Parameter im Untersuchungszeitraum ergab keine wesentlichen Abweichungen vom langjährigen Mittel. Das Haff ist als eutroph einzustufen; in Grundnähe traten örtlich begrenzte Sauerstoffdefizite von minimal 20 % Sauerstoffsättigung auf. Es handelt sich mit Salzgehalten von 0,1 bis 4,2 ‰ um ein oligohalines Gewässer.

Aufgrund der niedrigen Salzgehalte wird das Haff überwiegend von limnischen Organismen besiedelt. Es wurden insgesamt 63 Taxa nachgewiesen. Die artenreichsten Gruppen waren hierbei die Mollusken (20 Taxa) und die Dipteren (10 Taxa).

Die Ufer des Haffs werden überwiegend von Dipteren (Chironomidae) und Oligochaeten, am artenreichsten aber von Mollusken besiedelt. Die Artenzusammensetzung der Strandabschnitte und kleinen Badestellen unterscheidet sich signifikant von den naturnahen Stellen mit weitgehend intaktem Schilfgürtel. Insbesondere die hafftypischen Stillwasserarten kommen nur in geschützten Bereichen vor. Entscheidend ist hierbei die Schutzfunktion des Schilfgürtels, der die Wasserbewegung minimiert. Die Artenzusammensetzung entlang des Transektes veränderte sich mit zunehmender Wassertiefe und Entfernung vom Ufer; außerdem ist der Schlickanteil am Sediment von Bedeutung für die Besiedlung.

Insgesamt ist die Besiedlung auf robuste euryöke Arten beschränkt, die die Schwankungen abiotischer Parameter im Haff dauerhaft ertragen können.

Der Vergleich der aktuellen Besiedlung mit historischen Arbeiten ergab deutliche Veränderungen in der Artenzusammensetzung.

Die Molluskenfauna ist innerhalb der letzten 100 Jahre verarmt. Einige Arten, die in historischen Untersuchungen als häufig beschrieben wurden, konnten nicht oder nur als Einzelfunde nachgewiesen werden. Auffällig ist, dass es sich hierbei vor allem um ausgeprägte Phytalbewohner handelt, die unter Umständen durch die eutrophierungsbedingte Dezimierung der Makrophytenvegetation beeinträchtigt sind.

Außerdem zeichnet sich die Hafffauna durch eine zunehmende Einwanderung gebietsfremder Arten aus. Insbesondere in den 1980er und 1990er Jahren kam es zur Einwanderung euryhaliner Crustaceen (*Gammarus tigrinus*, *Pontogammarus robustoides*), die den Lebensraum Oderhaff für sich erobern konnten. Heimische Gammariden wurde nicht mehr gefunden.

Ein Makrozoobenthosmonitoring das den Ansprüchen der Richtlinie genügt, sollte im Frühsommer stattfinden. Es sollten alle Lebensräume entlang eines Tiefengradienten beprobt werden. Für die tiefen Stellen ist hierbei eine Beprobung mit Greifer bzw. Stechröhr zu empfehlen; das Phytal sollte nach einer Substratabschätzung zeitbezogen mit dem Handnetz beprobt werden. Es sollten relevante physikochemische Parameter erhoben werden. Die Auswahl der Probestellen sollte sich nach der Struktur der Ufer richten, für die tiefen Stellen ist eine Orientierung an den Stellen des physikochemischen Meßprogramms sinnvoll.

Danksagung

Besonders bedanken möchte ich mich bei Dr. Michael Zettler für die Hilfe bei Probenahme und Bestimmung der Tiere, sowie für viele Anregungen und Ideen zu dieser Arbeit.

Für die Bereitstellung von Daten und Materialien danke ich der Abteilung Hydrobiologie der Universität Duisburg-Essen, der biologischen Sektion des Instituts für Ostseeforschung Warnemünde und außerdem:

Joanna Zurawska und Malgorzata Landsberg, West Pomeranian Voicodeship Inspectorate, Szczecin;

Herrn Nagel, Staatliches Amt für Umwelt und Natur Ueckermünde;

Mario von Weber, Landesamt für Umwelt, Naturschutz und Geologie, Mecklenburg Vorpommern;

Iwan Tejakusuma, Institut für Ostseeforschung Warnemünde.

This article is a shortened version of a diploma-thesis at the Baltic Sea Research Institute Warnemünde and Essen University. It is a contribution to and was partly supported by the EU-project "Characterisation of the Baltic Sea Ecosystems: Dynamics and Function of Coastal Types (CHARM)".

Literatur

- AQEM CONSORTIUM, 2002: Manual for the application of the AQEM system. A comprehensive method to assess European streams using benthic macroinvertebrates, developed for the purpose of the Water Framework Directive. - Version 2.0.
- BANGEL, H., 2001: Der Gewässerzustand des Oderästuars vor dem Hintergrund der Wasserrahmenrichtlinie. - Diplomarbeit an der Christian Albrechts Universität zu Kiel.
- BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT (BLfW) (ed.), 1996: Ökologische Typisierung der aquatischen Makrofauna. - Informationsberichte des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft 4/96.
- BLÜMEL, C.; DOMIN, A.; KRAUSE, J.C.; SCHUBERT, M.; SCHIEWER, U. & H. SCHUBERT: Der historische Makrophytenbewuchs der inneren Gewässer der deutschen Ostseeküste - Sind historische Daten zur Bestimmung der typspezifischen ökologischen Referenzbedingungen gemäß den Vorgaben der Wasserrahmenrichtlinie der Europäischen Gemeinschaft geeignet? - Rostocker Meeresbiologische Beiträge Bd 9.
- BÖHMER, J.; RAWER-JOST, C. & B. KAPPUS, 2000: Ökologische Fließgewässerbewertung. Biologische Grundlagen und Verfahren - Schwerpunkt Makrobenthos. - In: Handbuch Angewandte Limnologie 9.Erg.Lfg. 4/00, Kapitel VIII-7.1, 1-94.
- BÖHMER, J. & B. BAIER, 2001: Vorschrift zur standardisierten, semiquantitativen Makrozoobenthosprobenahme in Seen > 50 ha für die ökologische Bewertung nach Wasserrahmenrichtlinie – Länderarbeitsgemeinschaft Wasser.
- BRANDT, K., 1896/97: Über das Oderhaff. - Wissenschaftliche Meeresuntersuchungen (Kommission zur wissenschaftlichen Untersuchung Deutscher Meere). Bd. 1 (Heft 2), 107-130
- BUNDESAMT FÜR NATURSCHUTZ (ed.), 1996: Rote Liste und Artenlisten der Tiere und Pflanzen des deutschen Meere- und Küstenbereichs der Ostsee. - Schriftenreihe für Landespflege und Naturschutz. Heft 48.
- EUROPÄISCHE GEMEINSCHAFT, 2000: Richtlinie 2000/60/EG des europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik. – Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaft, Abl. L 327/1.
- FENSKE, C., 2002: The Ecological Importance of Mussels, Their effect on Water Quality and Their Possible use for Coastal Zone Management. - In: Schernewski & Schiewer (eds.): Baltic Coastal Ecosystems: Structure, Function and Coastal Zone Management. CEEDES-Series, Springer Verlag.
- GIZINSKI, A.; JAGODZINSKA, M.; WOLNOMIEJSKI, N. & I. GRYGIEL, 1980: Zoobenthos of the muddy areas of Szczecin Lagoon. - Universtitatis Nicolai Copernici. Prace Limnologiczne Bd. 48 (12), 41-59.
- GROSSER, C., 2003: Erstnachweis von Dina apathy (Hirudinea: Erpobdellidae) in Deutschland. - Lauterbornia 47,59-63.
- GRUSZKA, P., 1999: The River Odra estuary as a Gateway for Alien Species Immigration to the Baltic Sea Basin. - Acta hydrochim. hydrobiol. 27(5), 374-382.
- GÜNTHER, B.; ANDRES, D.; OSSIG, S. & H. JANITZ, 1995: Status-Quo-Erfassung des Makrozoobenthos im Peenestrom und im Kleinen Haff. - Rostocker Meeresbiologische Beiträge Heft 3, 189-219.
- HASTRICH, A., 1994: Makrozoobenthos der mittleren und unteren Oder im Herbst 1992 und im historischen Vergleich. - Limnologica 24(4), 369-388.
- HELCOM (ed.), 1998: The Third Baltic Sea Pollution Load Compilation. - Baltic Sea Environment Proceedings 70, 1-181.
- HENSEL, S., 1994: Status-Quo-Erfassung des Makrozoobenthos im Kleinen Haff unter Berücksichtigung ökologischer Parameter. - Diplomarbeit am Zoologischen Institut und Museum der Ernst-Moritz-Arndt Universität Greifswald.

- HERR,-, 1864: Der Oderstrom mit seinen Ausflüssen in die Ostsee. - Zeitschrift für Bauwesen Band, 367-386.
- KINZELBACH, R., 1999: Neozoen in Europa: Status & Dynamik. - In: Umweltbundesamt (ed.) Gebietsfremde Organismen in Deutschland. Texte 55/99, 51-61.
- KINZELBACH, R., 2001: Das Jahr 1492: Zeitenwende für Flora und Fauna ? - In: Kommission für Ökologie (ed.): Gebietsfremde Arten, die Ökologie und der Naturschutz. Bd 22, 15-27.
- KÖHLER, W.; SCHACHTEL, G. & P. VOLESKE, 1996: Biostatistik. - Springer Verlag New York Berlin Heidelberg.
- KOLASA, J.M., 1972: Fauna denna strefa przybrzeżnej Rostki Odrzanskiej. – Zeszyty Naukowe Wydziału Biologii i Nauk o Ziemi Uniwersytetu Gdanskiego Nr. 1, 73-96.
- LANDESAMT FÜR UMWELT, NATUR UND GEOLOGIE MECKENBURG-VORPOMMERN (LUNG), STAATLICHES AMT FÜR UMWELT UND NATUR (StAUN) UECKERMÜNDE & WEST POMERANIAN VOIVODESHIP INSPECTORATE IN SZCZECIN (WIOS) (eds.), 2001: Oderhaff / Zalew Szczeciński Gütezustand des Grenzgewässers 2001. Ueckermünde.
- LANDESAMT FÜR UMWELT, NATUR UND GEOLOGIE MECKENBURG-VORPOMMERN (LUNG), STAATLICHES AMT FÜR UMWELT UND NATUR (StAUN) UECKERMÜNDE & WEST POMERANIAN VOIVODESHIP INSPECTORATE IN SZCZECIN (WIOS) (eds.), 2002 (unveröffentlicht): Oderhaff / Zalew Szczeciński Gütezustand des Grenzgewässers 2002. Szczecin.
- LEIPE, T.; EIDAM, J.; LAMPE, R.; MEYER, H.; NEUMANN, T.; OSADCZUK, A.; JANKE, W.; PUFF, T.; BLANZ, T.; GINGELE, F.X.; DANNENBERGER, D. & G. WITT, 1998: Das Oderhaff – Beiträge zur Rekonstruktion der holozänen geologischen Entwicklung und anthropogene Beeinflussung des Oder-Ästuars. – Meereswissenschaftliche Berichte Warnemünde. No. 28, 1-61.
- LEWIN, G., 1998: Untersuchungen zur Bioturbation in sandigen Sedimenten des kleinen Haffs. - Diplomarbeit am Zoologischen Institut und Museum der Ernst-Moritz-Arndt-Universität Greifswald.
- MASLOWSKI, J., 1992: Bottom macrofauna of the Szczecin Lagoon (north-western Poland). - Acta Hydrobiol. Krakow. Bd. 34(3), 253-274.
- MASLOWSKI, J., 1993: Long-term changes in the bottom macrofauna of the Szczecin Lagoon (north-western Poland). - Acta Hydrobiol. Krakow Bd. 35(4), 341-355.
- MCGARIGAL, K.; CUSHMAN, S. & S. STAFFORD, 2000: Multivariate Statistics for Wildlife and Ecology Research.- Springer Verlag, New York Berlin Heidelberg.
- MORHOLZ, V., 1998: Transport- und Vermischungsprozesse in der Pommerschen Bucht. Meereswissenschaftliche Berichte Warnemünde No. 33, 1-106.
- MÜLLER, O.; ZETTLER, M. & P. GRUSZKA: Verbreitung und Status von *Dikergammarus villosus* (Sovinski 1894) (Crustacea: Amphipoda) in der mittleren und unteren Strom-Oder und den angrenzenden Wasserstraßen. – Lauterbornia 41, 105 – 112.
- MUSIELAK, S. & A. OSADCZUK, 1993-1996: Sediments in the Szczecin Lagoon: Selected Elements and Macrozoobenthos. - Greifswalder Bodden und Oderästuar Austauschprozesse. R. Lampe. Greifswald.
- NEUBAUR, R., 1927: Beiträge zur Kenntnis der Molluskenfauna des Oderhaffs und der Swinemünder Bucht. - Zeitschrift für Fischerei und deren Hilfswissenschaften Heft 25 (2), 245-261
- NEUHAUS, E., 1933: Studien über das Oderhaff und seine Nebengewässer. I. Untersuchungen über die allgemeinen hydrographischen und biologischen Verhältnisse. - Zeitschrift für Fischerei und deren Hilfswissenschaften. Heft 31 (3), 427-489.
- PFEIFFER, K. & K. DUWE, 1993-1996: Dreidimensionale Modellierung des Oderästuars und der angrenzenden Küstengewässer. - Greifswalder Bodden und Oderästuar Austauschprozesse (GOAP). R. Lampe. Greifswald.
- PIECZYNSKA, E.; KOŁODZIEJCZYK, A. & J.I.RYBAK, 1999: The responses of littoral invertebrates to eutrophication-linked changes in plant communities - Hydrobiologia. Bd. 391, 9-21.

- REMANE, A. & C. SCHLIEPER, 1971: Biology of Brackish Water. - In: Die Binnengewässer Bd. **XXV**. 2. Auflage. Scheizerbart'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart.
- SCHIEWER, U. & K. GOCKE, 1996: Ökologie der Bodden und Förden. - In: G. Rheinheimer (ed.): Meereskunde der Ostsee. 2. Auflage. Springer Verlag, Berlin Heidelberg New York.
- SCHLUNGBAUM, G. & M. KRECH, 2000: Ästuare an der südlichen Ostsee und die EU-Wasserahmenrichtlinie. Teil 1: Ökologische Gliederung. - Wasser und Abfall 12/2000.
- SCHMID, U., 1999: Das Makrozoobenthos des Unteren Odertals – Faunenzusammensetzung und Besiedlungsdynamik in einer Flussaue. - in: Dohle, W.; Bornkamm, R. & G. Weigmann (ed.) Das untere Odertal. Limnologie aktuell Bd **9**, 317-336.
- SCHWOERBEL, J., 1999: Einführung in die Limnologie. - 8. Auflage. Gustav Fischer Verlag, Jena.
- STRESEMANN, E., 1992: Wirbellose Exkursionsfauna 1. - 8. Auflage. Verlag Volk und Wissen GmbH, Berlin.
- WIELGAT, M. & G. SCHERNEWSKI, 2002: Impact of the Odra River nutrient load reductions on the trophic state of the Szczecin Lagoon: A modelling approach. – The Second International Conference 'Sustainable Management of Transboundary Waters in Europe. 21-24 April 2002, Miedzzydroje, Poland.
- WIKTOR, J. & K. WIKTOR, 1954: Jakosciowe i ilosciowe badania fauny dennej Zalewu Szczecinskiego (Qualitative and quantitative Investigation of the Szczecin Bay bottom fauna). - Morski Instytut Rybacki Gdynia. Bd. **7**, 127-152.
- WOLNOMIEJSKI, N., 1994: Ekologiczne studium makrofauny dns mulistego Zalewu Szczecinskiego. - Morski Instytut Rybacki Gdynia. ser. A Bd. **31**, 1-126.
- ZETTLER, M., 1995: Untersuchung der Verteilung des Makrozoobenthos in einem Küstengewässer der südlichen Ostsee in Abhängigkeit von abiotischen Faktoren. - Rostocker Meeresbiologische Beiträge. Bd. **3**.
- ZETTLER, M., 2002: Crustaceologische Neuigkeiten aus Mecklenburg Vorpommern. – Arch. Freunde Naturge. Mecklb. **XLI**, 15-35.
- ZINTZ, K. & J. BÖHMER, 2002: Makrozoobenthos-Bewertungsverfahren für Seen im Hinblick auf die Anforderungen der EU-Wasserrahmenrichtlinie – Literaturstudie. - In: Handbuch Angewandte Limnologie **14**.Erg.Lfg. 4/02, Kapitel VIII-7.3, 1-52.

Bestimmungsliteratur

- BAUERNFEIND, E. & H. HUMPSCH, 2001: Die Eintagsfliegen Zentraleuropas (Insecta:Ephemeroptera): Bestimmung und Ökologie. - Verlag des Naturhistorischen Museums Wien.
- BAYERISCHES LANDESAMT FÜR WASSERWIRTSCHAFT (BLfW) (ed.), 1996: Bestimmungsschlüssel für die Saprobier-DIN-Arten (Makroorganismen). - Informationsberichte des Bayerischen Landesamtes für Wasserwirtschaft 2/88.
- GLÖER, P. & C. MEIER-BROOK, 1998: Süßwassermollusken. - Deutscher Jugendbund für Naturbeobachtung (ed.). 12. erweiterte Auflage.
- JANSSON, A., 1990: The Corixidae (Heteroptera) of Europe and some adjacent regions. – Acta Entomologica Fennica **47**, 1-94.
- KÖHN, J. & F. GOSSELCK, 1989: Bestimmungsschlüssel der Malakostraken der Ostsee. – Mitt. Zool. Mus. Berlin **65**(1), 3-114.
- NILSSON, A. (ed.), 1997: Aquatic insects of North Europe. A taxonomic handbook. Volume 2 Odonata – Diptera. – Apollo Books, Stenstrup
- SAVAGE, A. A., 1989: Adults of the British aquatic hemiptera heteroptera – A key with ecological notes. - Freshwater Biological Association. Scientific Publication No. **50**
- WARINGER, j. & W. GRAF, 1997: Atlas der österreichischen Köcherfliegenlarven unter Einschluß der angrenzenden Gebiete. - Facultas Universitätsverlag, Wien.

Bildtafel: Makrozoobenthos Probestellen



1: Probestelle Neuendorf, August 2001



2: Probestelle Kamminke, Januar 2002



3: Probestelle Mönkebude, Januar 2002



4: Probestelle Czarnocin (PL), November 2001



5: Probestelle Altwarp, August 2001



6: Probestelle Stepnica (PL), November 2001



7: Probestelle Dargen, August 2001



8: Probestelle Mörkerhorst, August 2001

Der Einfluss des Schifffahrtskanals auf den Stoffhaushalt des Oderhaffs

The impact of the shipping channel on the material balance of the Oder Lagoon

Marion Minning

Kronskamp 11, D - 24119 Kronshagen, Germany
Email: marion.mi@gmx.de

Summary

The aim of this article is to assess the impact and the function of the shipping channel and the regular dredging of this channel on the water quality of the Oder Lagoon water. The primary questions are:

Does the regular dredging mean a relevant nutrient removal from the ecosystem Oder Lagoon? What does that mean for the trophic status of the Lagoon?

What is the impact of the planned deepening of the channel on the material transport and sedimentation processes in the Oder Lagoon?

The Oder river has a catchment area of 118.861 km² and flows at the border of Germany and Poland. Before reaching the Baltic Sea it disembogues into a large shallow lagoon named the Oder (Szczecin) Lagoon. The lagoon is characterized by a low depth of about 3.8 m. A deeper shipping channel with a mean depth of 10.5 m is dredged into it, linking the Swina Strait with the Szczecin harbour. Because of a high sedimentation rate in the lagoon, regular dredging of the channel is necessary to keep its depth. Each year lots of nutrients and heavy metals are taken out of the lagoon with the dredging material.

To answer the questions, eleven sediment samples from the bottom of the shipping channel were analysed on their geochemical and mineralogical components and models of the flow field were made with FemFlow2D. These analysis have shown that the sediment of the shipping channel is polluted with nutrients like phosphorus and nitrogen and heavy metals like lead and copper. The analysis have also shown that an important part of the river load spends a few weeks in the Oder Lagoon and before it finally gets deposited on the bottom of the shipping channel.

The results of this survey show that the major part of the nutrient and heavy metal load of the Oder river is taken out of the lagoon within the dredging material. This plays an important role for the material balance of the Oder Lagoon and has a significant impact on the eutrophication status of the Lagoon.

So, the shipping channel plays an important part with respect to water quality protection of the Oder Lagoon and finally of the Baltic Sea.

1 Einleitung

Die Wasserqualität vieler Gewässer ist im Verlaufe des vergangenen Jahrhunderts durch Industrialisierung, technischen Fortschritt und Bevölkerungswachstum deutlich in Mitleidenschaft gezogen worden. Durch industrielle, kommunale und agrarwirtschaftliche Abwässer sowie über die Atmosphäre gelangen Schadstoffe und erhöhte Nährstoffmengen in die aquatischen Ökosysteme und verursachen Vergiftungserscheinungen bei Lebewesen oder Eutrophierungen der Gewässer.

Für die Belastung der Ostsee sind vor allem die atmosphärischen und fluvialen Einträge von Bedeutung. Eines der Hauptprobleme stellt der hohe Nährstoffeintrag durch die Flüsse dar. Etwa 760.750 t Gesamtstickstoff gelangten 1995 über Gewässer in die Ostsee, wobei 90 % davon über Flüsse eingetragen wurden. Im gleichen Jahr erreichten ca. 37.650 t Gesamtphosphor auf diesem Wege die Ostsee, wobei etwa 81 % davon durch Flussfracht eingeschwemmt wurden (HELCOM 1998, S. 53ff). Diese hohen Nährstoffmengen führen zu einer fortschreitenden Eutrophierung der Ostsee.

Küstengewässer wie Bodden und Haffe, wie sie in der südlichen Ostsee zu finden sind, spielen hier eine bedeutende Rolle als Filter, Transformator oder Senke bei dem Stofftransport zwischen Land und Meer. Eines dieser Küstengewässer der südlichen Ostsee ist das Oderhaff (Stettiner Haff) an der deutsch-polnischen Grenze. Hier mündet der sechstgrößte Süßwasserzufluss der Ostsee, die Oder. Es hat sich in diesem Bereich ein durch Nehrungsinseln weitestgehend von der Ostsee abgetrenntes Becken gebildet, das im Mittel 3,8 m tiefe und etwa 687 km² große Oderhaff. Das Wasser der Oder passiert zunächst dieses Becken, wobei Teile der Nähr- und Schadstofffracht akkumuliert oder biologisch umgesetzt werden.

In dieser Arbeit soll die Bedeutung des Schifffahrtskanals im Oderhaff näher betrachtet werden. Der bereits 1874 bis 1880 künstlich angelegte Schifffahrtskanal verbindet den Stettiner Hafen, etwa 70 km oderaufwärts, durch das Oderhaff mit der Ostsee. Aufgrund der hohen Sedimentationsrate im Haff sind regelmäßige Ausbaggerungen notwendig, um die Tiefe des Kanals zu erhalten. Besonders im Zeitalter der Globalisierung machen neue Technologien in der Schifffahrt einen weiteren Ausbau des Stettiner Hafens und des Schifffahrtskanals notwendig, damit Stettin im Seeverkehr und –transport sowie in der Werftindustrie weiter konkurrenzfähig bleiben kann. In Planung ist daher die Vertiefung und Verbreiterung des Kanals auf etwa 14,5 m Tiefe und ca. 140 m Breite sowie der Ausbau und die Modernisierung der Häfen.

Folgende Fragen sollen im Rahmen dieser Arbeit diskutiert werden:

- Haben die regelmäßigen Ausbaggerungen einen relevanten Nährstoffentzug für das System Oderhaff zur Folge und wie wirkt sich dies auf die Trophie des Haffs aus?
- Wie wird sich die geplante Vertiefung auf die Materialtransport- und Ablagerungsprozesse und somit auf den Nähr- und Schadstoffhaushalt des Oderhaffs auswirken?

Zur Klärung dieser Fragen standen elf Sedimentproben aus dem Schifffahrtskanal zur Verfügung, die im Labor analysiert wurden. Zudem wurde eine Fahrt mit dem Forschungsschiff „Professor Albrecht Penck“ in das Oderhaff unternommen. Zur Ermittlung der Strömungsverhältnisse im Oderhaff stand das Simulationsmodell FEMFLOW2D zur Verfügung. Die Auswertung und Diskussion der so gewonnenen Informationen soll Aufschluss über die oben genannten Fragen geben.

2 Untersuchungsgebiet und Hintergrundinformation

2.1 Die Oder

2.1.1 Geographische Lage und Geologie

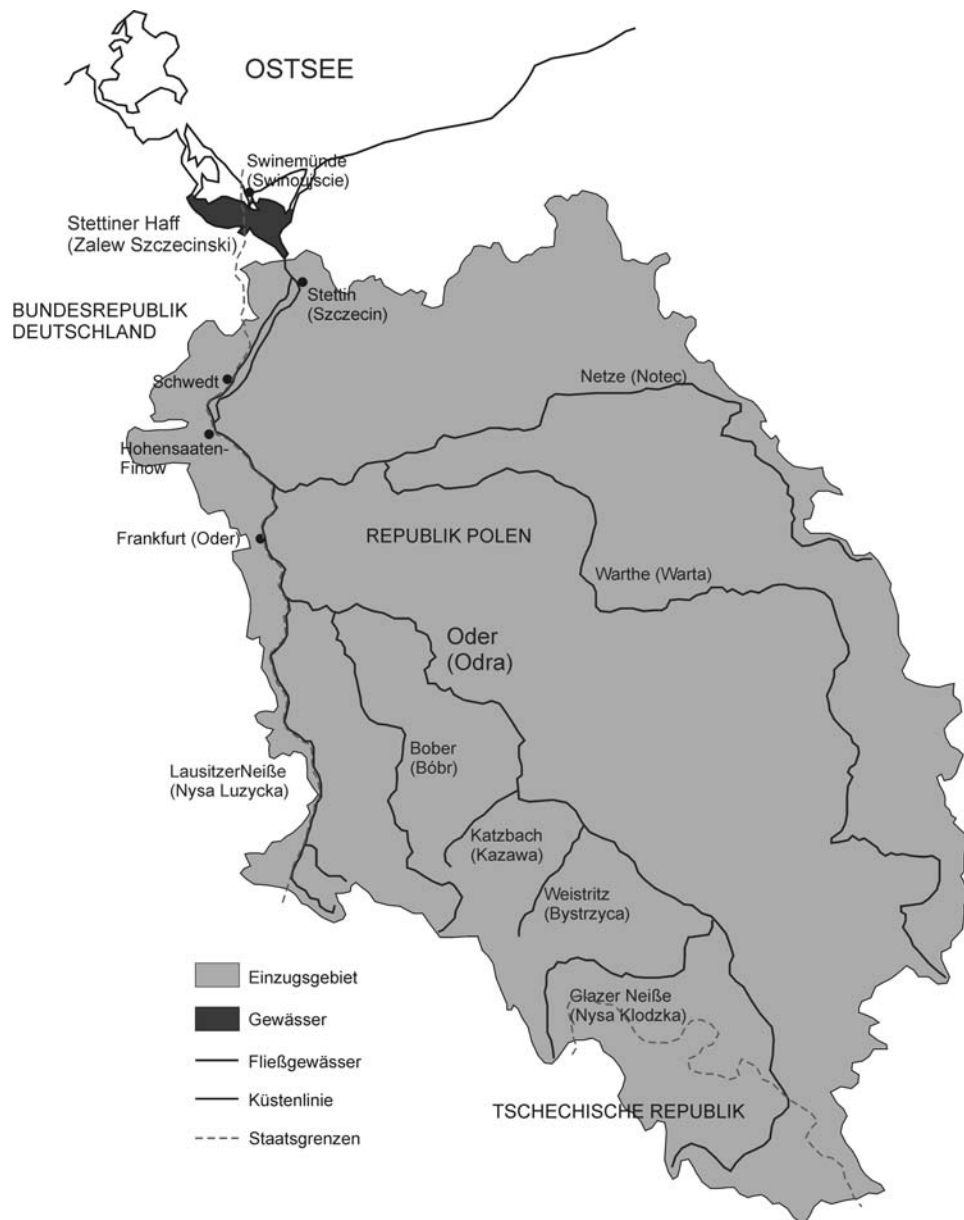


Abb. 2.1.1 – 1 Das Oder-Einzugsgebiet im Überblick (erstellt nach: Landesumweltamt Brandenburg, 1998a und Cleveland (Hrsg.) 1994).

Die Oder (tschechisch und polnisch: Odra) fließt im östlichen Mitteleuropa und gehört zum Einzugsgebiet der Ostsee. Sie entspringt in den tschechischen Ostsudeten im Odergebirge in einer Höhe von 634 m über dem Meeresspiegel. Die ersten 120 km fließt sie auf tschechischem Gebiet (siehe dazu Abb. 2.1.1 – 1). Anschließend durchfließt sie die schlesische Bucht und die Vortiefe

der Sudeten auf polnischem Gebiet. Nach dem Zusammenfluss mit der Lausitzer Neiße fließt die Oder als Grenzfluss an der deutsch-polnischen Grenze, streift das Gebiet Oderbruch südlich von Frankfurt (Oder) und fließt nach Einmünden der Warthe (Warta) wieder in nordwestliche Richtung. Durch das Zusammenfließen von Oder und Warthe dominiert im Gesamteinzugsgebiet der Anteil des Flachlandes, da die Warthe und die Netze (Notec) eine ausgedehnte Flachlandzone Polens durchfließen. Der Anteil an Berg- und Hügelland im Einzugsgebiet ist deutlich geringer. Nördlich von Stettin (Szczecin) mündet die Oder in das Stettiner Haff (Zalew Szczeciński) und schließlich in die Ostsee (LANDESUMWELTAMT BRANDENBURG 1998a, S. 6).

2.1.2 Hydrographische Verhältnisse

Die Oder hat eine Länge von 854 km und ein Einzugsgebiet von 118.861 km², welches sich mit 106.057 km² (89 %) in der Republik Polen, mit 7.217 km² (6 %) in der Tschechischen Republik und mit 5.587 km² (5 %) in der Bundesrepublik Deutschland befindet (LANDESUMWELTAMT BRANDENBURG 1998b, S. 8). Damit gehört die Oder zu den größten Zuflüssen der Ostsee. Das durchschnittliche Gefälle der Oder beträgt etwa 0,7 ‰, im Unterlauf unterhalb von Küstrin etwa 0,01 ‰ bei einer mittleren Breite von 200 m (LOZÁN & KAUSCH 1996, S. 60), womit die Oder ein typischer Flachlandfluss ist.

Das Odereinzugsgebiet liegt im Übergangsbereich zwischen gemäßigt-kontinentalem und kontinentalem Klima des östlichen Europas. Die jährlichen Niederschlagsmengen betragen etwa 500 – 600 mm, wobei im Bereich des Unterlaufs geringere Niederschlagsmengen (< 500 mm) vorherrschen (Lozán & Kausch 1996, S. 59). Die höchsten Jahresniederschlagssummen werden in den südlichen Kammlagen mit 1.000 bis 1.400 mm erreicht. In Richtung Unterlauf sind die geringsten Niederschlagsmengen mit bis zu 434 mm (bei Manschnow im Oderbruch) zu verzeichnen (Landesumweltamt Brandenburg 1998a, S. 9).

Aus dem Osten heranströmende kalte Festlandsluft führt zu häufigeren und längeren Vereisungsperioden der Oder als bei westlicher gelegenen Flüssen. Am Pegel Hohensaaten wurden in den Jahressgängen 1900/01 bis 1990/91 durchschnittlich 44 Tage mit Eiserscheinungen, davon 30 Tage mit Eisstand, registriert (LOZÁN & KAUSCH 1996, S. 59).

Durch die meteorologische Situation bedingt führt die Oder jährlich zwei Hochwasser ab. Ein Winter- bzw. Frühjahrshochwasser entsteht durch Schneeschmelze oder Eisstand und ein Sommerhochwasser durch ergiebigere Niederschläge im oberen und mittleren Einzugsgebiet. Starke Regenfälle in der Sommerperiode führen in der Regel zu kurzen, steilen Hochwasserwellen (LOZÁN & KAUSCH 1996, S. 60).

2.1.3 Wassermengen und Schwebstofftransport

Schwebstoffe sind im Wasser befindliche feinste nicht gelöste Stoffe bzw. Partikel, welche aufgrund ihrer ähnlichen Dichte im Wasser suspendiert sind und kaum oder gar nicht sedimentieren. Schwebstoffe setzen sich aus festen und gelförmigen anorganischen und organischen Komponenten zusammen. Die festen Partikel werden als Einzelkörner oder als Flocken im Verbund miteinander im Wasserkörper bewegt.

In der Sommerperiode auftretende starke Niederschlagsereignisse führen häufig zu kurzen steilen Hochwasserwellen. Aus diesen klimatischen Gegebenheiten resultieren die deutlichen Schwankungen im Abflussgeschehen der Oder. An dem für den Unterlauf repräsentativen Pegel Hohensaaten-Finow wurden beispielsweise Minimalwasserstände von 84 cm und Maximalwasserstände von 778 cm sowie Minimalabflüsse von 111 m³/s und Maximalabflüsse von

3.480 m³/s beobachtet. Im mehrjährigen Mittel liegen diese Werte bei einem mittleren Wasserstand von 308 cm (Jahresreihe 1987/96) und einem mittleren Abfluss von 522 m³/s (Jahresreihe 1941/96 ohne 1945) (Landesumweltamt Brandenburg 1998a, S. 9). Untersuchungen haben Schwebstoffkonzentrationen im Bereich der Oder bei Schwedt von durchschnittlich 17 mg TS/l ergeben (TS = Trockensubstanz) (Landesumweltamt Brandenburg 1998b, S. 28). In Abschätzungen darüber, welche Mengen von der Oder in das Oderhaff eingetragen werden, wird der Wert 25 mg/l bzw. 425.000 t/a SPM (SPM – suspended particular material) angegeben (Leipe et al. 1998, S. 8). Die Zusammensetzung der Schwebstoffe und der Sedimente der Oder in Bezug auf einige Haupt- und Spurenelemente ist in Tabelle 2.1.3 - 1 aus verschiedenen Quellen zusammengetragen und vergleichend dargestellt.

Tab. 2.1.3 – 1 Zusammensetzung der Odersedimente und -schwebstoffe (Daten aus verschiedenen Quellen zusammengetragen).

	Leipe et al. 1998	Landesumweltamt Brandenburg 1998		Bundesanstalt für Gewässerkunde
%	Schwebstoff	Schwebstoff	Sediment	Sediment (< 63 µm)
SiO ₂	41,3	39,6	44,4	-
Fe ₂ O ₃	6,8	7,16	7,2	-
MnO	1,1	1,18	0,56	-
CaO	3,2	3,13	2,84	-
P-gesamt mg/l (gelöst+partikulär)	0,47	-	-	-
N-gesamt mg/l (gelöst+partikulär)	2,94	-	-	-
S	0,4	-	-	-
mg/kg				
Cr	-	188	232	62,9
Cu	120	172	196	125
Ni	-	77	78	43,2
Pb	200	260	227	182
Zn	1.700	1.800	1.770	2229

In HELCOM (1999) werden etwas abweichende Daten für die jährliche Oderfracht gegeben. Hier werden von 4.922 t P, 76.973 t N, 387,62 t Zn, 66,19 t Cu, 55,12 t Pb und 53,49 t Ni angegeben. Diese Angaben werden im Folgenden noch mit Blick auf die regelmäßigen Baggerungen im Haff von Interesse sein.

2.2 Das Oderhaff

2.2.1 Entstehung und morphologische Entwicklung

Das Oderhaff (auch Stettiner Haff; polnisch: Zalew Szczecinski) liegt in Mitteleuropa im Grenzgebiet zwischen Deutschland und Polen (siehe Abb. 2.2.1 – 1). Dieses Gebiet an der südlichen Ostsee befindet sich in einem Senkungsgebiet der nacheiszeitlichen Isostasie-Bewegung. Der gesamte Raum der südlichen Ostsee war im Pleistozän (2,3 Mio. bis 10 000 Jahre vor heute) Akkumulationsgebiet, in dem das Inlandeis mächtige Glazialschuttdecken in Form von Grund- und Endmoränen oder sandigen Eisstausee-Sedimenten ablagerte. Die Landoberfläche wird daher im Allgemeinen von Gletscherfracht aus Skandinavien gebildet. Nur an wenigen Orten treten ältere

Gesteine an die Oberfläche, wie zum Beispiel bei den Kreidekliffs von Rügen und Mön (RHEINHEIMER (Hrsg.) 1996, S. 11).

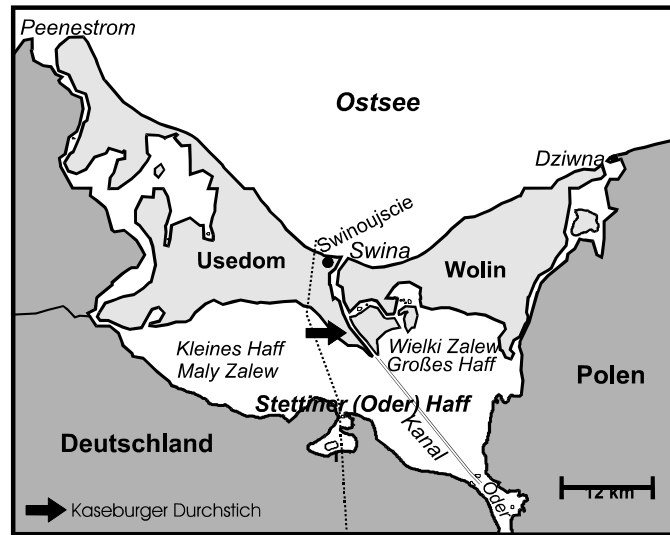


Abb. 2.2.1 – 1 Das Oderhaff an der deutsch-polnischen Grenze

Die Küsten in diesem Gebiet zählen zu den Boddenküsten. Bodden sind flache, breite Gletscherzungenbecken oder tief liegende Grundmoränen, die vom Meer bis an die angrenzenden Hochlagen im Zuge der nacheiszeitlichen Transgression überflutet wurden. Mit Verlangsamung der Transgression vor ca. 6000 Jahren begann die Bildung von Haken und Nehrungen, wodurch die Inseln teilweise miteinander verbunden und die überfluteten Becken weitgehend vom Meer abgeriegelt wurden. Es entstand eine so genannte Doppelküste (FIETZ 1996, S. 10).

In einem derartigen Gebiet mündet der Fluss Oder in die Ostsee. Zwischen den hier teilweise abgetragenen Moränenzügen haben sich im Mündungsbereich der Oder die Nehrungsinseln Usedom im Westen und Wolin im Osten gebildet, die das Oderhaff von der offenen Ostsee trennen. Nur über die drei Mündungsarme Peenestrom, Swina und Dziwna ist das Haff mit dieser verbunden.

Das Oderhaff hat eine Fläche von 687 m² und eine mittlere Tiefe von 3,8 m. Es ist ein typisches lagunäres Ästuar der südlichen Ostseeküste, das gezeitenfrei und polymiktisch ist (LAMPE 1999, S. 46). Die theoretische Aufenthaltszeit des Wassers im Oderhaff beträgt im Großen Haff 0,5 Monate bzw. 3 Monate im Kleinen Haff (LEIPE et al. 1998, S. 9).

Nach Artikel 2 der Wasserrahmenrichtlinie (Richtlinie 2000/60/EG des Europäischen Parlaments und des Rates (WRRL)) ist das Oderhaff als „Übergangsgewässer“ zu bezeichnen. Übergangsgewässer sind hiernach „die Oberflächenwasserkörper in der Nähe von Flussmündungen, die aufgrund ihrer Nähe zu den Küstengewässern einen gewissen Salzgehalt aufweisen, aber im wesentlichen von Süßwasserströmungen beeinflusst werden;“ (WRRL, Artikel 2, 6).

2.2.2 Sedimentbeschaffenheit

Abhängig von den hydrographischen und morphologischen Gegebenheiten im Haff, bestehen die Oberflächensedimente aus feinkörnigen Schlickern (Schluffen) in den tieferen Beckenbereichen und

Sanden bzw. sandigen Schlickten in flacheren Rand- und Schwellenbereichen. Die Sedimente des Oderhaffs sind durch einen hohen Anteil an organischer Substanz gekennzeichnet, besonders in den feinkörnigen Schlickten (im Mittel 28,49 % Glühverlust; LEIPE et al. 1998, S. 22). Dieser Anteil an biogen-organogenen Bestandteilen verursacht unter anderem die Ausprägung reduzierender Milieuverhältnisse im Sediment.

Insgesamt weisen die Sedimente des Oderhaffs eine relativ homogene Zusammensetzung in der Feinfraktion auf. Als Ursachen hierfür werden die Materialumlagerungen durch windinduzierte Turbulenzen in dem flachen Gewässer und Bioturbation durch das Makrozoobenthos genannt (LEIPE et al. 1998, S. 22).

2.2.3 Ökologischer Zustand des Oderhaffs

In das Haff münden neben einigen kleineren Zuflüssen die Flüsse Peene, Zarow, Uecker und Oder (von Westen nach Osten). Das Einzugsgebiet der Oder macht etwa 91,5 % des gesamten Haffeinzugsgebietes aus. Ungefähr 97 % des Haffzuflusses geschehen über die Oder (CHOJNACKI 1999, S. 259). Aus diesem Grund spielt die Oder mit ihrer Nähr- und Schadstofffracht eine entscheidende Rolle für die Wasserqualität des Oderhaffs. Wie bereits im vorangegangenen Kapitel erwähnt, ist das Wasser der Oder durch verschiedenen anthropogene Einflüsse belastet. Mit den eingeleiteten kommunalen Abwässern werden Fäkalien, Schadstoffe und Nährstoffe in die Oder geleitet. Besonders die größte Stadt der Region, Stettin, trägt mit ihren Abwassereinleitungen zur Verschlechterung der Wasserqualität bei. Diese großen Nährstofffrachten, die mit der Oder in das Haff gelangen, führen zu intensiver Primärproduktion und Phytoplanktonblüten. Im Zusammenhang mit den im Haff vorliegenden morphologischen und hydrologischen Bedingungen führt dies zur Eutrophierung des Gewässers. Das Oderhaff wird im Gewässergütebericht des Landes Mecklenburg-Vorpommern als stark eutroph bis polytroph eingestuft (LANDESAMT FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND GEOLOGIE 2001, S. 71).

2.3 Der Schifffahrtskanal im Oderhaff

2.3.1 Bau des Schifffahrtskanals

Anthropogene Eingriffe im Bereich der Oder wurden schon früh durchgeführt. Bereits im 18. und 19. Jahrhundert wurde das Flussbett der Oder zur Landgewinnung und zum Schutz vor Hochwasser verändert. Im Zeitraum von 1740 bis 1896 wurde der Flusslauf durch Begradigungen (Durchstiche) insgesamt um 187 km verkürzt. Es wurden immer wieder Hochwasserschutzdeiche im Rahmen der Flussbegradigungen errichtet, die jedoch schwereren Hochwasserereignissen nicht standhielten. Das natürliche Überschwemmungsgebiet der Oder hatte ein ursprüngliche Fläche von etwa 3.709 km². Durch die Eindeichungen wurde das Überschwemmungsgebiet bis 1896 auf 859,4 km² reduziert. In den Jahren 1907 bis 1932 wurden weitere Eindeichungen, Begradigungen und Wasserstraßenverbindungen vorgenommen (Landesumweltamt Brandenburg 1998a, S. 8).

Für die Stadt Stettin spielte die Schifffahrt seit jeher eine bedeutende Rolle. Aus diesem Grund wurden auch hier schon früh bauliche Maßnahmen zur Förderung der Schifffahrt durchgeführt. Der erste Schifffahrtsweg von Stettin in die Ostsee führte durch den Peenestrom. Man entschied sich aber bald für die Schifffahrtsroute durch die Swina-Mündung. Die Planung begann schon 1730 und ab 1739 benutzten viele Schiffe diesen Weg in die Ostsee. 1877 wurde der so genannte Kaseburger Durchstich erstellt (durch dunklen Pfeil in Abbildung 2.2.1 - 1 markiert).

Hierbei handelt es sich um einen künstlich angelegten Wasserweg, der in den Jahren 1874 bis 1880 ausgebaut wurde. Diese so genannte Kaiserfahrt (heute: Piastowski Kanal) reichte von

Swinemünde in das Oderhaff bis nach Stettin. Zunächst dominierte dennoch die alte Swine, also der alte Hauptmündungsarm der Oder, in Bezug auf den Wasseraustausch zwischen Haff und Meer. Die alte Stromrinne war zu dieser Zeit etwa 5,9 bis 9 m tief (BRANDT 1896, S. 110) und setzte sich see- und haffwärts noch etwas fort.

2.3.2 Vertiefungen und Erneuerungen

Der Schifffahrtskanal reicht von Swinoujscie an der Swinamündung bis Stettin, etwa 70 km flussaufwärts. Er hat seit 1984 eine mittlere Tiefe von 10,5 m und eine durchschnittliche Breite von 90 m (in Biegungen etwa 130 m). Baggergutdaten vom *Maritime Office of Szczecin* (MOS) zeigen, dass von 1949 bis 2000 im Durchschnitt jährlich 1.490.312,7 m³ Baggergut (Nassmaterial) aus den Bereichen des nördlichen Schifffahrtskanals, des Kanals im Bereich des Swinoujscier Hafens und aus dem Kanalstück von Swinoujscie nach Stettin entnommen wurden, um die Tiefe halten zu können und ein Zusedimentieren zu verhindern. Dieses Material wird im Wesentlichen an Land auf Deponien und Spülfeldern verbracht und somit dem System Oderhaff entzogen.

Für Polens Wirtschaft ist der Seetransportsektor von großer Bedeutung. Die Tiefe des Kanals ist ein begrenzender Faktor für diesen, aber auch für die Schiffbauindustrie. Aus diesem Grund soll der Kanal weiter ausgebaut und gefördert werden, damit er auf dem internationalen Markt konkurrenzfähig bleibt. Die Weltbank unterstützt mehrere Projekte in Polen, die dem Ausbau und der Erweiterung verschiedener Häfen und Kanäle dienen. Für die Förderung des Hafens Swinoujscie-Szczecin erhält die Republik Polen von der Weltbank ein Darlehen über 27,5 Mio. US\$ (29,3 Mio. Euro) und die *Szczecin-Swinoujscie Seaport Authority (SSSA)* erhält 11,0 Mio. US\$ (11,7 Mio. Euro). Verantwortlich für die Verwendung des Geldes und die Projekte sind das MOS sowie die SSSA. Die Förderung des Projekts läuft über 4 Jahre (2001 bis 2005). Insgesamt werden mit Kosten von 81,8 US\$ für die vier Teilbereiche gerechnet. Die einzelnen Teilbereiche des Projektes beinhalten unter anderem den Ausbau und die Verbesserung der Uferbefestigung im Kanalbereich, Einführung schonender Baggermethoden sowie Anlage von neuen und Ausbau von bestehenden Liege- und Ankerplätzen.

Im Vorfeld der eigentlichen Kanalvertiefung muss die derzeitige Uferbefestigung des Piastowski Kanals abgebaut werden. Diese Arbeiten werden voraussichtlich nicht vor 2006 beendet werden (schriftliche Mitteilung A. Borowiec, MOS). Erst anschließend kann mit der eigentlichen Vertiefung und Verbreiterung begonnen werden. Es besteht außerdem eine Abhängigkeit von den finanziellen Ressourcen, da noch nicht in jedem Fall geklärt ist, woher die Gelder stammen werden. Das MOS geht davon aus, dass die Vertiefung auf 12,5 m bis 2010 abgeschlossen ist.

Für die anschließende Zeit ist die weitere Vertiefung auf 14,5 m und Verbreiterung auf 140 m mit entsprechendem Ab- und Umbau der Uferbefestigung sowie der Hafenmodernisierungen von Police geplant. Hierfür rechnet das MOS mit der Beendigung der Arbeiten bis 2050 (schriftliche Mitteilung A. Borowiec, MOS).

3 Material und Methoden

3.1 Datenerhebung

Die zu untersuchende Thematik wird mittels Daten- und Literaturlauswertungen behandelt. Eigene Untersuchungen an Sedimentproben aus dem Schiffahrtskanal des Oderhaffs haben stattgefunden und werden in dieser Arbeit vorgestellt und im Kontext zu bereits bestehenden Untersuchungen und Datengrundlagen betrachtet und ausgewertet.

Zudem wurden Informationen vom Landesumweltamt Brandenburg (Dr. Frank Sonnenburg) und vom Amt für Raumordnung und Landesplanung Vorpommern (Waldemar Okon) zur Verfügung gestellt. Es fand außerdem am 29.08.2002 ein Expertengespräch mit Frau Dr. Annette Ernst vom Wasser- und Schiffahrtsamt Stralsund zum Thema „Ausbau und Vertiefung von Schiffahrtswegen und Umgang mit anfallendem Baggergut“ statt.

3.2 Probenahme

Die Probenahme erfolgte im Oktober 2001 durch Doc. dr hab. Norbert Wolnomiejski, Sea Fisheries Institute, Research Station in Swinoujście, Poland.

Die Probenahme erfolgte entlang des Schiffahrtskanals des Oderhaffs. Die genaue Lage der Probenahmepunkte sind in Abbildung 3.2 - 1 und Tabelle 3.2 - 1 dargestellt. Im nördlichen Teil des Schiffahrtskanals zwischen den Inseln Usedom und Wolin (Piaostowski Kanal) war aufgrund der Substratbeschaffenheit keine Probenahme möglich. Der Grund des Kanals besteht dort aus festem, kompaktem Sand, wodurch der Greifer nicht in den Untergrund eindringen konnte.

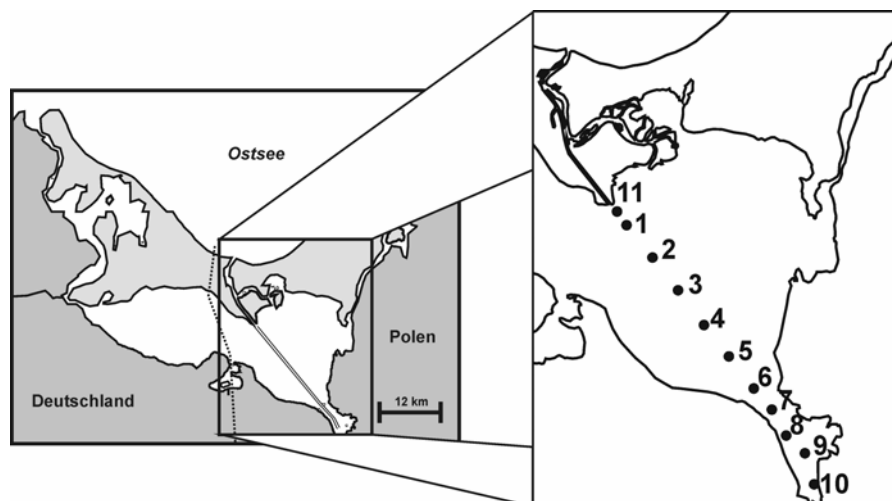


Abb. 3.2 – 1 Probenpunkte im Schiffahrtskanal des Großen Haffs.

Tab. 3.2 – 1 Verzeichnis der Koordinaten und Tiefen der jeweiligen Probenpunkte.

Probennummer	Koordinaten	Tiefe
1	53°47',73 N - 14°21',37 E	11,2 m
2	53°46',33 N - 14°23',30 E	10,4 m
3	53°44',90 N - 14°25',17 E	11,1 m
4	53°43',41 N - 14°27',11 E	10,1 m
5	53°42',05 N - 14°28',95 E	10,4 m
6	53°40',67 N - 14°30',80 E	11,0 m
7	53°39',73 N - 14°32',15 E	10,5 m
8	53°38',59 N - 14°33',19 E	10,8 m
9	53°37',84 N - 14°34',56 E	10,2 m
10	53°36',50 N - 14°35',24 E	10,7 m
11	53°48',29 N - 14°20',65 E	11,0 m

Die Proben wurden mittels eines 7,5 kg schweren Kastengreifers des Typs Ekman-Birge genommen. Der Inhalt des Greifers wurde an Bord auf ein Sieb abgeladen. Als Probenmaterial wurden etwa die oberen 5 cm des Sedimentes entnommen und in Plastiktüten abgefüllt. Diese wurden anschließend bei -20°C tiefgefroren.

3.3 Physikalische Eigenschaften

Alle Proben wurden bis zur weiteren Bearbeitung bei -20°C gelagert. Anschließend erfolgte die Gefriertrocknung und je nach Anforderung der Weiterbearbeitung eine Homogenisierung des Materials.

3.3.1 Wassergehalt und Trockenraumdichte

Von allen Proben wurde der Wassergehalt und die Trockenraumdichte (Dry Bulk Density, DBD) bestimmt. Die Bestimmung des Wassergehaltes erfolgte durch Subtraktion des jeweiligen Probengewichts vor und nach der Gefriertrocknung. Die Differenz gibt den Wassergehalt an.

Zur Bestimmung der Trockenraumdichte wurden die Proben nach der Gefriertrocknung gewogen und das Volumen der Petrischalen ermittelt. Die Trockenraumdichte errechnet sich aus dem Quotienten von Gewicht und Volumen und wird in g/cm³ angegeben.

3.3.2 Glühverlust

Die Messung des Glühverlustes erfolgte durch Erhitzen der Proben auf 550 °C. 1,5 g Probenmaterial (bei sandigen Proben 3,0 g) wurden in Keramikbehälter eingewogen und 3 Stunden im Veraschungsofen auf 550 °C erhitzt. Anschließend wurden die Proben erneut gewogen. Die Differenz zwischen erster und zweiter Einwaage stellt den Glühverlust dar. Dieser gibt den ungefähren Gehalt an organischem Material an.

3.3.3 Korngrößenanalyse

Die Bestimmung der Korngrößen erfolgte an einem Lasergerät des Typs Galai CIS – 50 (WCIS – 50 Particle size analyser). Die Messung der Korngrößen wird hierbei durch eine foto-optische Zählung durchgeführt.

Verwendet wurde jeweils ein halbes Gramm Probenmaterial, das in einem Becherglas mit 30-40 ml demineralisiertem Wasser versetzt wurde. Hinzugegeben wurden 10 ml Wasserstoffperoxid (H₂O₂, 35% technisch), um das organische Material herauszuoxidieren. Anschließend kamen die Proben für 10-15 Minuten in ein Ultraschallbad, um das Probenmaterial in Dispersion zu bringen. Danach wurden 1-3 ml gesättigte Calgon-Lösung dazugegeben, die Proben wurden geschüttelt und über Nacht stehen gelassen.

3.4 Geochemie

3.4.1 Kohlenstoff- und Schwefelbestimmung

Die Bestimmung des Gesamtkohlenstoffgehaltes (Total carbon - TC oder C_{ges.}), des Gehaltes an anorganischem Kohlenstoff (Total inorganic carbon – TIC) und des Schwefelgehaltes (S) erfolgte am „multi EA 2000 CS“ der Firma „Analytik Jena AG“.

Das multi EA 2000 CS ist ein System zur Simultan- und Einzelbestimmung des Kohlenstoffs und des Schwefels. Dies erfolgt bei trockenen Proben durch Oxidation im Sauerstoffstrom. Eingesetzt wird eine Hochtemperatur-Keramiktechnologie (HTC-Technologie).

Die Bestimmung des anorganischen Kohlenstoffs (TIC) erfolgt im TIC-Feststoffmodul und misst den anorganisch gebundenen Kohlenstoff. 50-100 mg des Probenmaterials werden in einen Erlenmeyerkolben eingewogen. Unter Rühren mit einem Magnetrührwerk mit beheizter Arbeitsplatte werden anschließend dreimal 2 ml 40-50 %ige Phosphorsäure hinzu gegeben, um die im Probenmaterial vorhandenen Carbonate bzw. Hydrogencarbonate zu zersetzen. Unter weiterem Rühren und Ausblasen in einem konstanten Sauerstofffluss wird das entstehende CO₂ ausgetrieben. Durch einen Glaszylinder mit Trockenmittel zum Trocknen und Filtern des Messgases wird das CO₂ dem Detektor zugeführt und gemessen.

Die Bestimmung des Gesamtkohlenstoffs (TC) und des Gesamtschwefels (TS) erfolgt über die Zuführung des Probenmaterials in die heiße Zone des Ofens. Die Pyrolyse und die Oxidation der Probe findet im Sauerstoffstrom bei entsprechender Temperatur statt. Der Sauerstoff ist zugleich Oxidationsmittel und Trägergas für die Reaktionsprodukte. Das entstandene Messgas wird über Partikelfilter und die Trocknungseinheit in den Detektor transportiert und gemessen.

Der Gehalt an organischem Kohlenstoff (Total organic carbon – TOC) wird aus der Differenz zwischen TC und TIC berechnet.

3.4.2 Kohlenstoff- und Stickstoffbestimmung

Kohlenstoff- und Stickstoffgehalte der Proben wurden am „EA 1110 Elemental Analyser (CE Instruments)“ mit der Software „Eager 200“ gemessen. Hierbei wurde zunächst eine bestimmte Menge Probenmaterials in Aluminiumschiffchen gegeben und fest verschlossen. Anschließend werden sie in den Probenträger des Gerätes gegeben und nacheinander analysiert.

3.4.3 Totalaufschluss und Atomemissions-Spektrometrie

Die Bestimmung der Metalle und einiger weiterer Elemente erfolgte durch einen Druckbombenaufschluss und eine Analyse im ICP AES (Atomemissions-Spektrometrie mit induktiv gekoppeltem Plasma).

Zur Erstellung des Druckbombenaufschlusses werden jeweils 500 mg Probenmaterial in PFA-Becher eingewogen und zweimal mit 5 ml 65 %iger Salpetersäure (HNO₃) abgeraucht, um die

organischen Substanzen aus dem Material zu entfernen. Nach dem Trocknen der Probe werden 4 ml 40 %ige Flußsäure (HF) und 4 ml Königswasser (HNO_3/HCl 1:3) hinzu gegeben. Nach erneuter Trocknung der Proben auf einer Heizplatte werden die PFA-Becher in die Druckaufschlussbombe eingesetzt, verschlossen und acht Stunden bei 180 °C und 35 bar in den Trockenschrank gestellt.

Nach Ablauf der Zeit werden die Druckaufschlussbomben aus dem Trockenschrank entnommen. Das Material in den PFA-Bechern wird mit 1 ml 60 %iger Perchlorsäure (HClO_4) versetzt. Anschließend wird zweimal mit 10 ml 18 %iger Salzsäure (HCl) abgeraucht, um die Fluoride zu entfernen. Der Rückstand wird dann mit 5 ml Salzsäure aufgelöst, in einen 50 ml Messkolben überführt und mit demineralisiertem Wasser auf 50 ml aufgefüllt. Die Flüssigkeit wird in 50 ml PE-Flaschen überführt und ist zur Messung am ICP AES bereit (ARBEITSANLEITUNG MARINE GEOLOGIE, IOW).

Die Analysen wurden am ICP Emission Spectrometer Liberty 200 durchgeführt. Ein Atomemissions-Spektrometer mit induktiv gekoppeltem Plasma besteht aus einem Hochfrequenzgenerator, einem Plasmabrenner, einem hochauflösenden Spektrometer und einem Rechner zur Steuerung der Messanordnung und der Datenausgabe. Als Plasma bezeichnet man ein Gas von sehr hoher Temperatur (5.000 bis 10.000 °C), in dem Atome und Moleküle ionisiert sind. Bei einem induktiv gekoppelten Plasma wird Argon durch eine Kombination von Quarzglasrohren geleitet und vom Durchfluss so reguliert, dass es einen ringförmigen Feuerball bildet. Damit die Glashülle des Brenners nicht schmilzt, wird Stickstoff oder Argon als Kühlgas eingeblasen. Die Probenlösung wird dann mit Hilfe eines Zerstäubers als Aerosol mit dem Argon-Trägergas vermischt und in den Plasmafeuerball eingespritzt. Die Probenlösung wird bei den hohen Temperaturen vollständig atomisiert (ionisiert).

Atome und Ionen emittieren im angeregten Zustand Licht, wobei die Wellenlängen und Lichtintensitäten Rückschlüsse auf die jeweiligen Elemente erlauben.

3.5 Mineralogie

Die Bestimmung der mineralogischen Zusammensetzung der Sedimentproben aus dem Schifffahrtskanal erfolgte mittels eines Röntgendiffraktometers. Gemessen wurden unter anderem die Minerale Quarz, Calcit und Pyrit. Für diese Methode wurde das organische Material mit Wasserstoffperoxid aus dem Probenmaterial herausoxidiert und es wurden Texturpräparate erstellt. Diese wurden auf Aluminiumträger aufgebracht und im Diffraktometer analysiert. Die Mengenangaben erfolgen in Indexwerten (Anteil an Gesamtprobenzusammensetzung).

3.6 Strömungsmodell FemFlow2D

Das Simulationsmodell FEMFLOW2D ist ein Modell zur Simulierung von Strömungsfeldern in flachen Gewässern bei verschiedenen Windrichtungen. Das Modell arbeitet mit Hilfe einer Gleichung für Bewegung und Kontinuität in flachen Gewässern. Das hier angewandte Modell ist speziell auf die Verhältnisse im Oderhaff angepasst. Ein trianguläres Netz enthält an den einzelnen Knotenpunkten die notwendigen Informationen über die Bathymetrie im Haff (siehe Abb. 3.5 - 1).

Hierbei wurden Bathymetriedaten von K. Buckmann, Greifswald zu Grunde gelegt, die mit Hilfe des Netzes soweit vereinfacht wurden, dass die Simulationen in angemessener Zeit zu erstellen sind. Mit diesem Modell ist die Simulierung des Strömungsfeldes im Oderhaff bei verschiedenen Windrichtungen möglich, wobei von einem konstanten Windfeld ausgegangen wird. Ein mittlerer Oderzufluss, wie er in Sommermonaten vorliegt, ist vorgegeben, ebenso wie diverse andere

Parameter, wie beispielsweise die Rauigkeit des Grundes. Nicht mit einbezogen wird der Salzwasserzustrom aus der Ostsee.

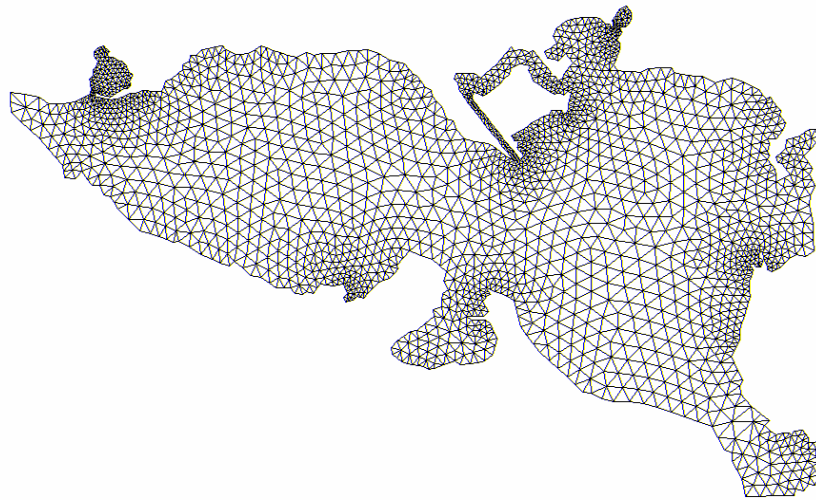


Abb. 3.5 – 1 Trianguläres Datennetz des Simulationsmodells FEMFLOW2D.

Verwendet wurde das Modell in dieser Arbeit unter anderem, um die Frage zu behandeln, welche Auswirkungen die geplante Kanalvertiefung für das Oderhaff und auch für die Ostsee haben kann. Zu diesem Zweck wurden die Bathymetriedaten manuell verändert, um den Kanal von den derzeit etwa 10,5 m auf seine zukünftige Tiefe von 14,5 m zu vertiefen. Die Modellläufe bei den verschiedenen Windrichtungen sollen zeigen, wie das Strömungsfeld des Oderhaffs mit einem vier Meter tieferen Kanal theoretisch aussehen wird. Das Modell enthält zudem Informationen über die Fließgeschwindigkeiten an den jeweiligen Knotenpunkten, die beispielsweise Berechnungen über abfließende Wassermengen pro Zeiteinheit ermöglichen.

4 Ergebnisse

4.1 Physikalische Eigenschaften

Wasseranteil und Trockenraumdichte

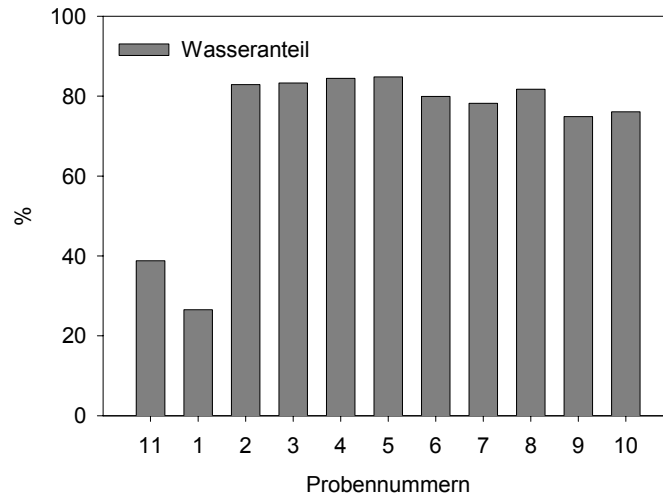


Abb. 4.1 – 1 Wasseranteil in den Sedimentproben des Schifffahrtskanals.

Bei der Betrachtung der Wassergehalte der einzelnen Proben fallen deutliche Unterschiede auf. Die Probe 1 hat mit etwa 27 % Wasseranteil den geringsten Gehalt an Wasser im Material. Der maximale Wassergehalt ist in Probe 5 zu verzeichnen, die einen Wasseranteil von 84,81 % aufweist. Es liegt demnach eine Schwankungsbreite von ca. 52 Prozentpunkten vor.

Insgesamt lässt sich feststellen, dass der Wassergehalt in den meisten Proben bei etwa 80 % liegt, nur die Proben 1 und 11 stellen eine Ausnahme dar, mit Wasseranteilen von weniger als der Hälfte.

Die Trockenraumdichte (DBD) der Proben bietet ein vergleichbares Bild (Berechnung siehe Kap. 3.3.1). Das Minimum ist in Probe 5 mit einem Wert von 0,15 g/cm³ erreicht. Der maximale Wert ist mit 1,33 g/cm³ in Probe 1 zu verzeichnen. Im Mittel liegt die Trockenraumdichte in den Sedimentproben des Schifffahrtskanals bei etwa 0,2 g/cm³, ausgenommen der Proben 1 und 11, welche Werte zwischen 0,97 g/cm³ und 1,33 g/cm³ aufweisen. Es liegt eine Schwankungsbreite in der Trockenraumdichte von ungefähr 1,18 g/cm³ vor.

Glühverlust

Bei der Betrachtung des Glühverlustes in den verschiedenen Proben sind deutliche Unterschiede erkennbar. Die Proben 1 und 11 zeichnen sich durch einen geringen Glühverlust aus (zwischen kaum Verlust und ungefähr 3,3 % Glühverlust). Die übrigen Proben weisen Glühverluste von etwa 23 % auf. Das Maximum wird mit ca. 27 % in Probe 5 erreicht. Probe 7 zeigt mit etwa 17 % einen etwas geringeren Glühverlust als der Durchschnitt.

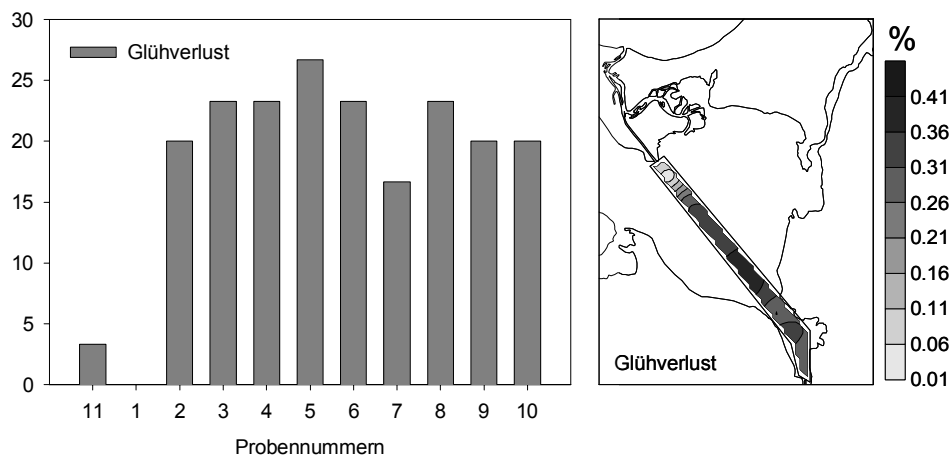


Abb. 4.1 – 2 Glühverlust in den Sedimentproben des Schifffahrtskanals.

Korngrößenverteilung

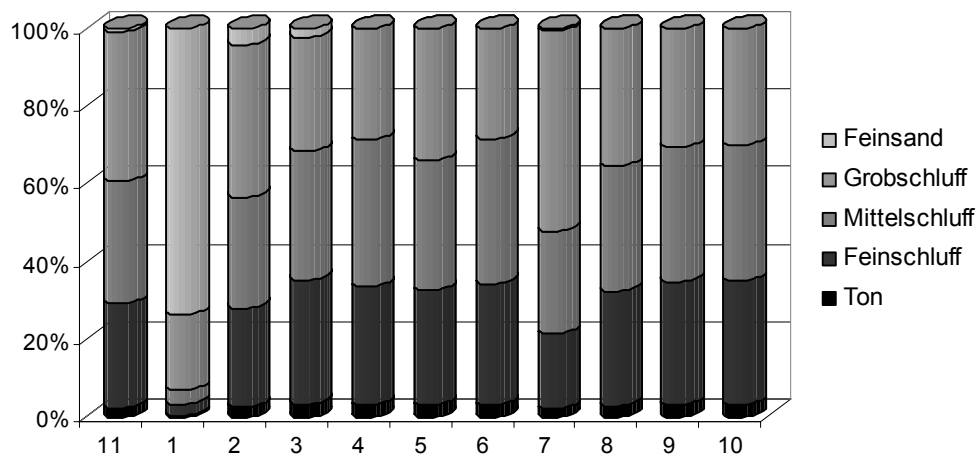


Abb. 4.1 – 3 Korngrößenverteilung in den Sedimentproben des Schifffahrtskanals unter vorheriger Zugabe von H_2O_2 .

Hauptbestandteil der meisten Proben sind Schluffe (siehe Abb. 4.1-3: hier aufgegliedert in Grob-, Mittel- und Feinschluff). Im Bereich der Korngrößen zwischen 2 und $63 \mu m$ liegen etwa 90 % des Materials der meisten Proben. Eine Ausnahme stellt Probe 1 dar, die einen Schluffanteil von lediglich ca. 26 %. Hier dominiert die Feinsandfraktion ($63 - 150 \mu m$) mit etwa 73 %.

4.2 Nährstoffe

Phosphor (P)

Phosphor kommt in der Natur hauptsächlich in seiner fünfwertigen Form als Phosphat vor. Das aus Lagerstätten abgebaute Rohphosphat findet Anwendung in der Landwirtschaft als Düngemittel oder für technische Zwecke, wie z.B. als Enthärtungsmittel in Waschmitteln. Nach ihrer

Verwendung gelangen die Phosphate in den Wasserkreislauf und damit in die Umwelt. Industrie und Haushalte sind lokalisierbare Eintragsquellen für Gewässer. In Kläranlagen kann dieses Phosphat gezielt entfernt werden. Anders sieht es bei Phosphaten aus, die aus diffusen Quellen stammen, wie z.B. aus der Landwirtschaft durch phosphathaltige Düngemittel und durch Nutztierhaltung. 1980 wurde siebenmal soviel Phosphor als Phosphat von Nutztieren ausgeschieden, wie von der Weltbevölkerung (HEINTZ & REINHARDT 1993, S. 132).

Gelangen die Phosphate in Flüsse, werden sie häufig ins Meer eingetragen und dort sedimentiert. Anders ist es mit Phosphaten in langsam fließenden oder stehenden Gewässern, zu denen das Oderhaff zählt. Hier werden die Phosphate zunächst ebenfalls sedimentiert. Sie können aber unter anaeroben Bedingungen wieder freigesetzt werden. Während der Algenblüte kann es am Gewässergrund zu Sauerstoffmangel kommen (Wielgat & Schernewski 2002b), der dann das Freisetzen des Phosphors bewirkt. Da Phosphor in der Regel der limitierende Faktor für die Bioproduktivität darstellt, bewirkt der zusätzliche Phosphoreintrag aus dem Sediment eine Verstärkung des Algenwachstums.

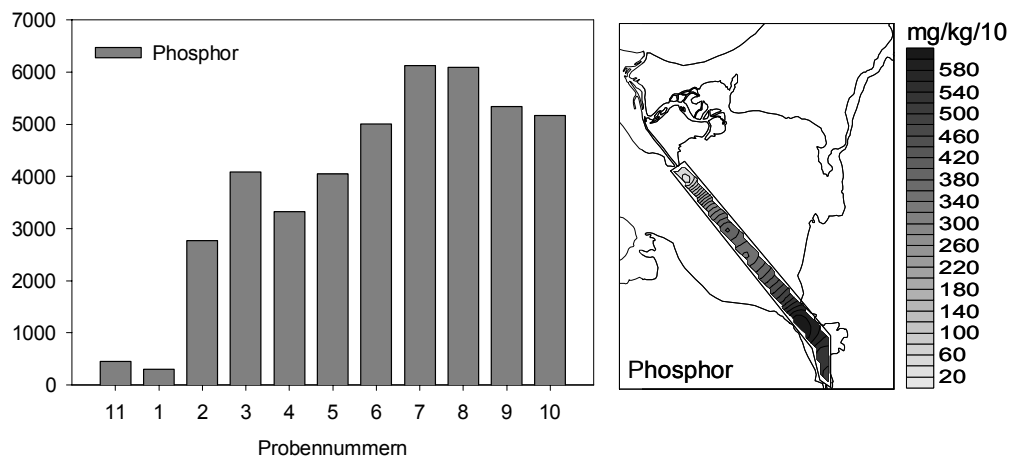


Abb. 4.2.1 – 1 Phosphorgehalte in den Sedimentproben des Schifffahrtskanals (mg/kg TS).

In den Sedimentproben des Schifffahrtskanals wurde ein minimaler Phosphorgehalt in der Probe 1 mit 304 mg/kg gemessen. Das Maximum wurde in der Probe 7 mit einem Gehalt von 6127 mg/kg gemessen. Im Durchschnitt liegt der Phosphorgehalt ohne die Proben 11 und 1, deren Gehalte deutlich unter denen der übrigen Proben liegen, bei etwa 4663 mg/kg. Ein eindeutiger Gradient im Kanalverlauf ist nicht erkennbar.

Stickstoff (N)

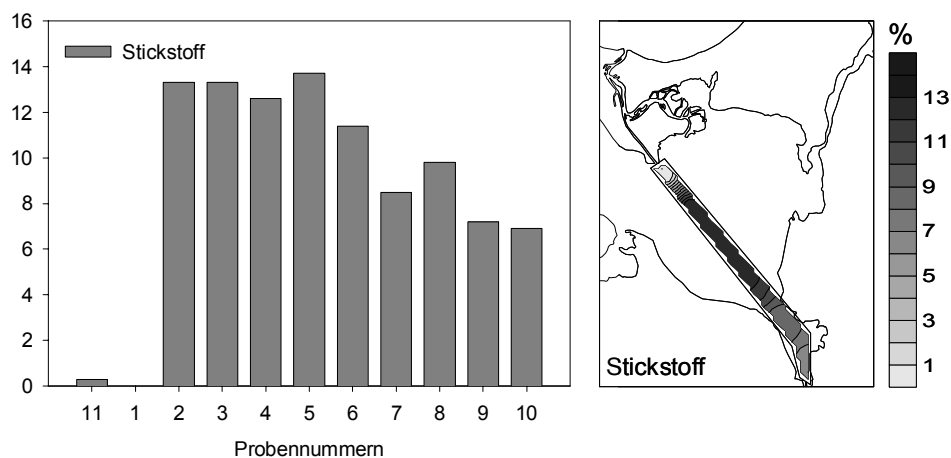


Abb. 4.2.1 – 2 Stickstoffgehalte in den Sedimentproben des Schifffahrtskanals (mg/g TS).

In den Sedimentproben des Schifffahrtskanals wurden Stickstoffgehalte von 0 mg/g in der Probe 1 (Minimum) bis 13,7 mg/g in der Probe 5 (Maximum) gemessen. Die Stickstoffgehalte der Proben 11 und 1 liegen deutlich unter dem Durchschnitt. Von Probe 5 bis 10 ist ein deutlich abfallender Trend im Stickstoffgehalt der Proben zu erkennen. Von 13,7 mg/g in Probe 5 fällt der Wert auf 6,9 mg/g in Probe 10.

Kohlenstoff (C)

Der Gesamtkohlenstoffgehalt (TC) liegt zwischen 3,3 mg/g in der Probe 1 (Minimum) und 129,6 mg/g in der Probe 5 (Maximum). Der Mittelwert liegt bei etwa 92 mg/g bei Einberechnung aller Proben. Bei Berechnung ohne die stark abweichenden Proben 11 und 1, die deutlich unter dem Mittel liegende Kohlenstoffgehalte aufweisen, liegt der Mittelwert bei etwa 110 mg/g. Insgesamt ist ein leicht abfallender Trend im Kohlenstoffgehalt von Probe 3 bis 10 zu erkennen.

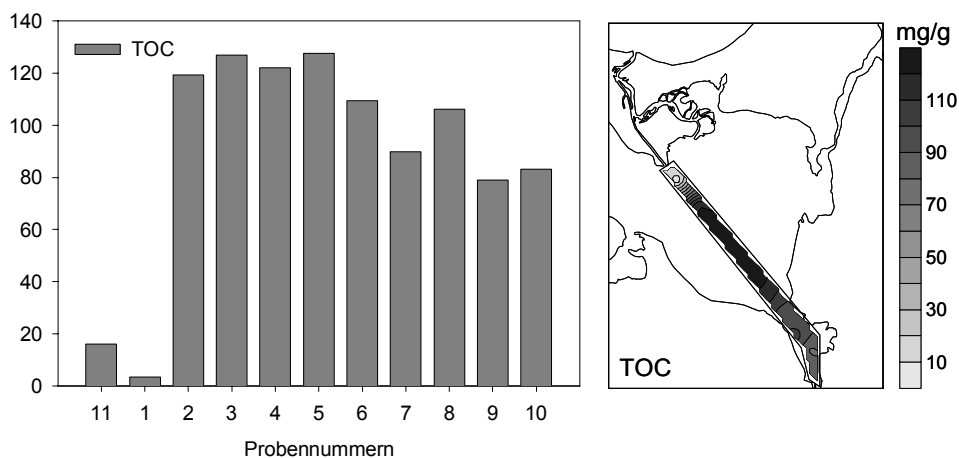


Abb. 4.2.1 – 3 Gehalte an organischem Kohlenstoff in den Sedimentproben des Schifffahrtskanals (mg/g TS).

Trennt man in der Betrachtung der Kohlestoffgehalte anorganischen (TIC) und organischen (TOC) Kohlenstoff, ergibt sich für den Gehalt an organischem Kohlenstoff ein ähnliches Bild. Auch hier ist in der Probe 1 der minimale Wert (2,8 mg/g) und in der Probe 5 der maximale Wert (118,5 mg/g) zu verzeichnen. Zudem wird der insgesamt ab Probe 3 abfallende Trend deutlich.

Auch der minimale Wert des anorganischen Kohlenstoffs ist in Probe 1 mit 0,4 mg/g gemessen worden. Der maximale Wert hingegen ist in Probe 2 mit 14,2 mg/g zu finden. Bei Betrachtung des TIC-Gehaltes im Rinnenverlauf wird ein insgesamt leicht abfallender Trend erkennbar.

4.3 Mineralogie

Alle gemessenen Minerale sind in Indexwerten und nicht in absoluten Werten angegeben. Hieraus wird keine tatsächliche Menge deutlich, es sind jedoch die relativen Mengenverhältnisse erkennbar.

Quarz (SiO₂)

Quarz ist nach den Feldspäten das häufigste Mineral der kontinentalen Erdkruste. Nach der Mohs'schen Härteskala hat es die Härte 7 und ist ein chemisch sehr widerstandsfähiges Mineral, wodurch es bei chemischen Verwitterungsprozessen nahezu unangegriffen erhalten bleibt.

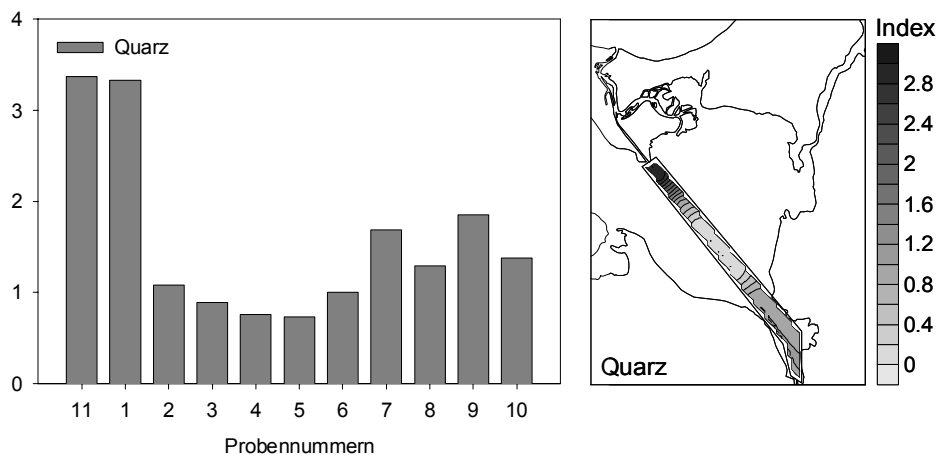


Abb. 4.3 – 1 Quarzgehalte in den Sedimentproben des Schifffahrtskanals.

Die Quarzgehalte sind als Indexwerte angegeben. Diese Indexwerte beschreiben die Größenordnungen der jeweiligen Inhalte in den Sedimentproben. Erkennbar sind die Verhältnisse der verschiedenen Quarzgehalte, aber keine absoluten Gehaltswerte. Zu erkennen ist, dass in den Proben 1 und 11 ein verhältnismäßig hoher Quarzanteil enthalten ist. Die Werte liegen hier bei 3,33 und 3,37. Damit ist in Probe 11 das Maximum anzutreffen. Die Werte der Proben 2 bis 6 liegen zwischen 0,73 und 1,08. Der Wert 0,73 in Probe 5 gibt den minimalen Quarzanteil wieder. In den Proben 7 bis 10 liegen die Werte bei 1,29 bis 1,85.

Calcit

Calcit hat die chemische Zusammensetzung CaCO₃ und ist ein so genannter Kalkspat.

In Bezug auf die Verteilung der Calcitgehalte, ist keine eindeutige Einteilung der Proben nach ähnlichen Gehalten in verschiedenen Kanalbereichen möglich. Der minimale Wert wurde in Probe 1 mit 0,2 gemessen, während der maximale Wert direkt in der benachbarten Probe (Probe 2) mit

2,39 gemessen wurde. Von Probe 4 bis 10 ist ein deutlich abfallender Trend im Calcitgehalt zu erkennen. Der Gehalt sinkt konstant von 2,10 auf 0,6.

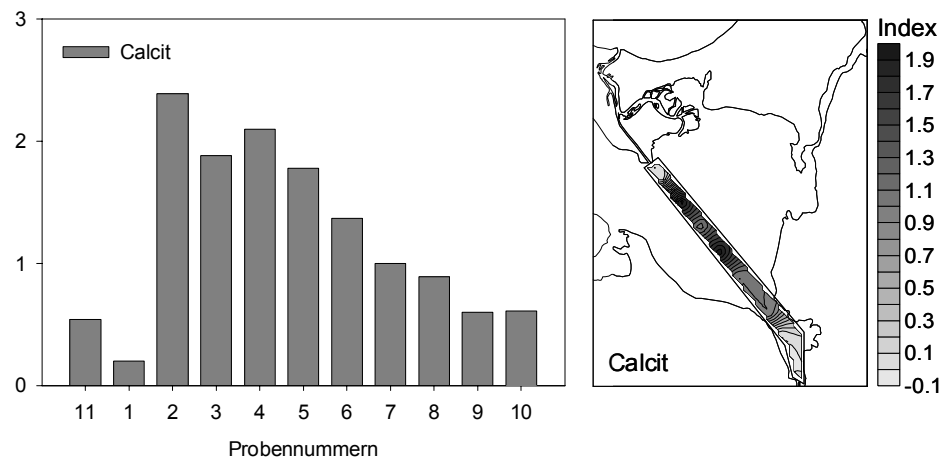


Abb. 4.3 – 2 Calcitgehalte in den Sedimentproben des Schifffahrtskanals.

Auf Foto 4.3 - 1 ist ein Calcitkristall zu sehen, was EDX-Analysen bestätigt haben. Foto 4.3 - 2 zeigt neben einigen Kieselalgen ebenfalls Calcit.

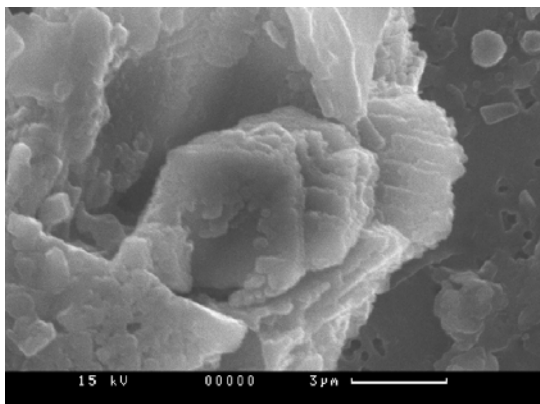


Foto 4.3 – 1 Rasterelektronenmikroskopische Aufnahme eines Calcitkristalls.

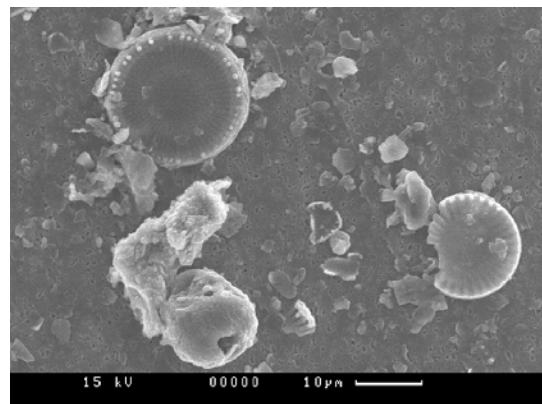


Foto 4.3 – 2 Rasterelektronenmikroskopische Aufnahme von Calcit und Kieselalgen.

Pyrit

Pyrit ist ein Eisensulfid mit der chemischen Zusammensetzung FeS_2 , welches auch Schwefelkies oder Eisenkies genannt wird (Matthes 2001).

Die Pyritgehalte schwanken von 0,02 in Probe 1 (Minimum) bis 0,17 in Probe 3 (Maximum). Die Pyritgehalte der Proben 11 und 1 sind deutlich geringer als in den übrigen Proben. Auch hier ist ein abfallender Trend der Pyritgehalte von Probe 3 bis 10 zu erkennen.

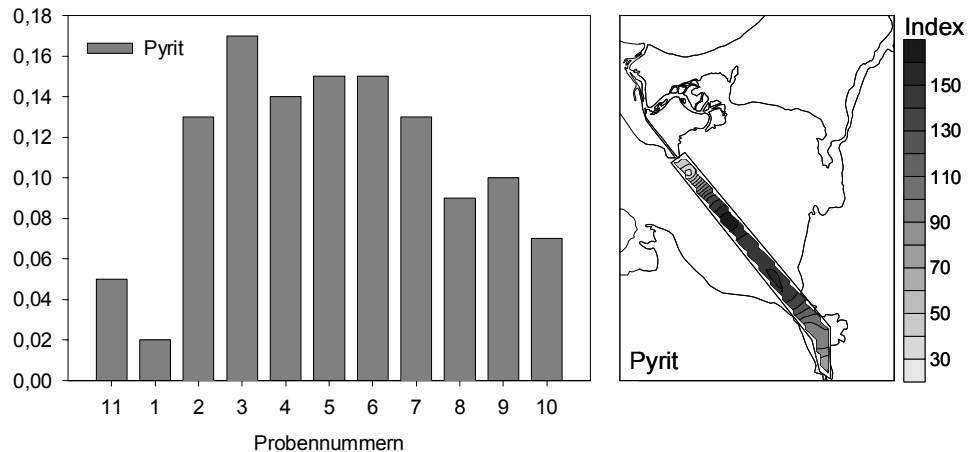


Abb. 4.3 – 3 Pyritgehalte in den Sedimentproben des Schifffahrtskanals.

Foto 4.3 - 3 zeigt eine rasterelektronenmikroskopische Aufnahme von Pyritkristallen aus der Probe 3. EDX-Analysen haben die Zusammensetzung aus Eisen und Schwefel bestätigt. Die für Pyrit typische kubische Kristallform ist deutlich zu erkennen.

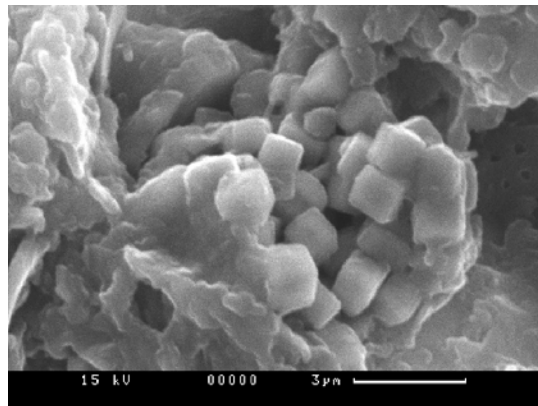


Foto 4.3 – 3 Rasterelektronenmikroskopische Aufnahme von kubischen Pyritkristallen.

4.4 Bilanzierung

Im Kanal werden vom Maritime Office of Szczecin (MOS) jährlich Baggerungen durchgeführt, um die Tiefe von 10,5 m für die Schifffahrt gewährleisten zu können. Hierbei werden pro Jahr in den verschiedenen Abschnitten des Kanals große Mengen an Sediment entnommen.

Nach Informationen des MOS Plac Batorego 4, 70-207 Szczecin (unveröffentlichte Daten) werden pro Jahr durchschnittlich etwa 1.490.313 m³ Baggergut aus dem Kanal entnommen. Legt man für dieses Material die Trockenraumdichte zu Grunde, die im Rahmen dieser Arbeit ermittelt wurde (0,2 g/cm³; siehe Kap. 4.1), ergibt sich eine jährliche Entnahme von 298.063 t Trockensubstanz (TS). Bei der Betrachtung der jährlichen Baggermengen fällt zudem auf, dass die Mengen von 441.962 m³ im Jahr 1949 bis 4.253.572 m³ im Jahr 1977 schwanken. In dem Zeitraum von Ende der 60er Jahre bis Anfang der 80er Jahre, wird im Schnitt etwa doppelt so viel Sediment aus der Schifffahrtsrinne entnommen, wie in den Jahren davor und danach. In einem Zeitraum von 15 Jahren wurden von 1968 bis 1982 jährlich im Durchschnitt ungefähr 2.571.625,07 m³

Nassbaggergut aus der Rinne entnommen. 1986 bis 2000 wurden in einer Zeit von ebenfalls 15 Jahren lediglich 1.024.379,4 m³ Nassbaggergut pro Jahr ausgebaggert. Dies entspricht einer Entnahme von 204.876 t Trockensubstanz.

Dieses ausgebaggerte Material enthält große Mengen der von der Oder eingeschwemmten Nähr- und Schadstoffe. Tabelle 4.6 - 1 zeigt die Berechnungen über die jährlichen Mengen, die durchschnittlich im Baggergut enthalten sind.

Tab. 4.4 – 1 Durchschnittsgehalte verschiedener Elemente im Schlicksediment des Schifffahrtskanals und daraus resultierende Mengen im jährlichen Baggergut.

Inhaltsstoff	Durchschnittlicher Gehalt im Kanalschlick (ohne Probe 1 und 11)	Menge in 298.063 t TS (1949-2000)	Menge in 204.876 t TS (1986-2000)
TOC	107,05 mg/g	31.907,59 t	21.931,96 t
N	10,74 mg/g	3.201,19 t	2.200,37 t
P	4,66 mg/g	1.388,97 t	954,72 t
S	8,39 mg/g	2500,74 t	1.718,91 t
Mg	5,8 mg/g	1.728,76 t	1.188,28 t
Ca	40,4 mg/g	12.041,73 t	8.276,99 t
Pb	139 mg/kg	41,43 t	28,48 t
Cu	130,11 mg/kg	38,78 t	26,66 t
Mn	2948,22 mg/kg	878,75 t	604,02 t
Ni	44 mg/kg	13,11 t	9,01 t
Fe	40,5 mg/g	12.071,53 t	8.297,47 t
Zn	1039,67 mg/kg	309,89 t	213,0 t

Nach Abschätzungen von LEIPE et al. (1998) werden etwa 425.000 t SPM pro Jahr von der Oder in das Haff transportiert. Nach den oben aufgeführten Angaben des MOS werden pro Jahr etwa 298.063 t TS aus dem Kanal und somit aus dem Ökosystem Haff entnommen. Dies entspricht etwa 70 % der von der Oder eingetragenen Materialmenge. In den Jahren 1986 bis 2000 waren es etwa 204.876 t TS, die entnommen wurden, was ca. 48 % der Menge an eingetragenen Material entspricht. Das im Kanal abgelagerte Material setzt sich aus Oderfracht und umgelagertem Material aus dem Haff zusammen. Es kann daher nicht gesagt werden, dass etwa 70 % der Oderfracht wieder entnommen werden, da es sich auch um im Haff umgelagertes Material handelt.

In Kapitel 2.1.3 wurde ebenfalls die jährliche Fracht an TOC, P, N, S, Pb, Cu und Zn nach LEIPE et al. (1998) aufgeführt. Im Vergleich zu den hier berechneten Mengen, die im Baggergut von 1949 bis 2000 enthalten sind, ergibt sich folgendes Bild. Etwa 78 % der Menge des von der Oder eingetragenen Kupfers, 49 % der Menge an Blei, 44 % der Menge an Zink, 49 % der Menge an TOC und etwa 6 % der Menge an eingetragenen Gesamt-Stickstoff werden mit dem Baggergut entnommen. Der Gesamtphosphoreintrag durch die Oder beträgt nach LEIPE et al. (1998) 8.000 t pro Jahr, was bedeutet, dass etwa 17 % der eingetragenen Menge mit dem Baggergut entnommen wird. Eine deutliche Abweichung ist beim Schwefel zu erkennen. Nach LEIPE et al. (1998) werden pro Jahr etwa 1.700 t S durch die Oder in das Haff transportiert. Die im Sediment des Schifffahrtskanals ermittelten Schwefelgehalte lassen auf eine jährliche Entnahme mit dem Baggergut von 2.500 t schließen, was etwa das 1,5fache der von der Oder eingetragenen Menge entspricht.

Zieht man für diese Berechnungen die ebenfalls in Kapitel 2.1.4 aufgeführten Werte aus HELCOM (1999) heran, die etwas von den Werten aus LEIPE et al. (1998) abweichen, erhält man folgende Verhältnisse. Etwa 58,59 % der Menge des eingetragenen Kupfers, 75 % des eingetragenen Bleis, 80 % des eingetragenen Zinks sowie etwa 28 % der Menge des eingeschwemmten Phosphors sowie

4 % der Menge des eingeschwemmten Stickstoffs wurden jährlich mit dem Baggergut von 1949 bis 2000 entnommen.

4.5 Strömungsmodellierung mit Femflow2D

Mit dem Simulationsmodell FEMFLOW2D wurde das Strömungsfeld im Oderhaff bei einer Kanaltiefe von 10,5 m sowie einer theoretischen, zukünftigen Kanaltiefe von 14,5 m berechnet. Die Simulationen erfolgten für die Windrichtungen Ost, Nordost, Nordwest, Nord, Südost, Südwest, Süd und West. Herr Iwan Tejakusuma vom Institut für Ostseeforschung in Warnemünde arbeitet mit diesem Modell und führte die Modellierungen für das Haff in seinem heutigen Zustand durch. Anschließend wurden die Tiefe des Kanals manuell bearbeitet und auf die theoretischen 14,5 m vertieft und die Modellläufe erneut durchgeführt.

Die Abb. 4.5 – 1 zeigt die mit FEMFLOW2D modellierten Strömungsverhältnisse im Oderhaff in seinem heutigen Zustand mit einem etwa 10,5 m tiefen Kanal, sowie mit dem zukünftig auf 14,5 m vertieften Kanal. Dargestellt sind die Strömungsverhältnisse bei Südwest-Wind, einer für die Region typischen Windsituation. Die Pfeillängen deuten die Fließgeschwindigkeiten an, die an dem jeweiligen Punkt errechnet wurden. Erkennbar ist, dass das Wasser, das durch die Oder in das Haff strömt in beiden Fällen nicht einfach dem Kanalverlauf folgt, sondern verschiedene Bereiche des Haffs passiert. Im Bereich der Schifffahrtsrinne sind deutliche Querströmungen zu erkennen, die über den Kanal hinweg fließen.

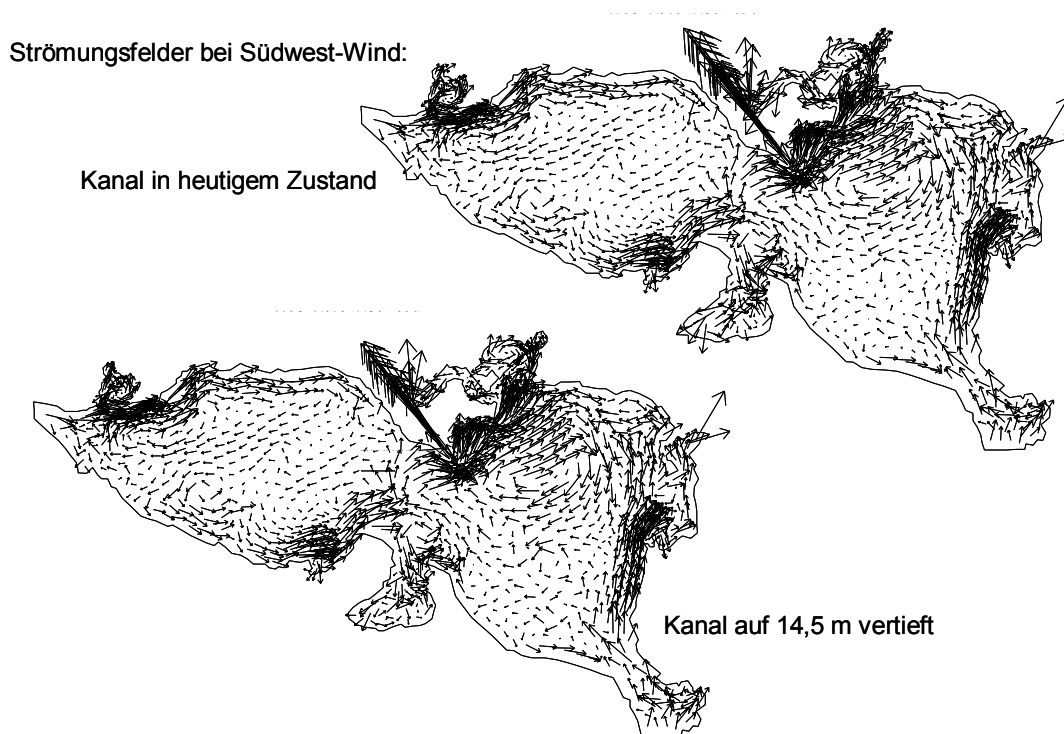


Abb. 4.5 – 1 Strömungsfelder im Oderhaff bei heutiger Kanaltiefe und bei vertieftem Kanal nach dem Simulationsmodell FEMFLOW2D bei Südwest-Wind (häufige Windrichtung in dieser Region).

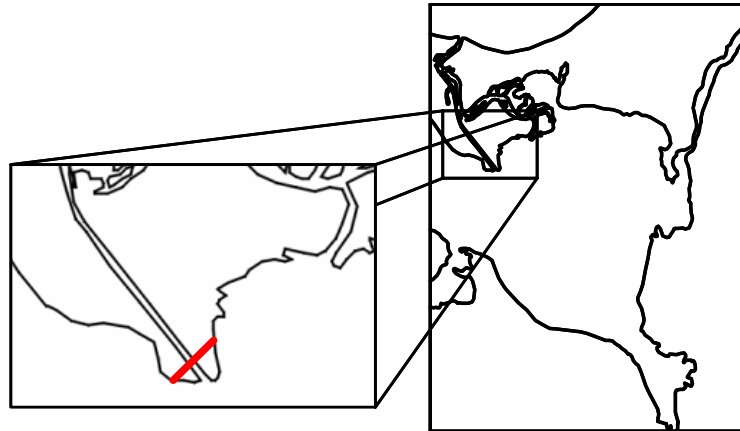


Abb. 4.5 – 2 Lage des Kanalquerschnittes im Piastowski-Kanal (rote Markierung).

Um mögliche Veränderungen im Strömungsfeld und Abflussregime bei zukünftig tieferem Kanal zu erkennen, wurden vergleichende Berechnungen aus beiden Modellierungen durchgeführt. Hierbei wurde ein Querschnitt durch den Piastowski-Kanal festgelegt, der im Modell durch die Knotenpunkte 1116, 1115 und 1113 dargestellt wird. Die Lage des Querschnittes ist in Abb. 4.5 - 2 zu sehen.

Das Modell berechnet für jeden Knotenpunkt verschiedene Parameter, unter anderem die jeweilige Strömungsgeschwindigkeit. Zudem ist jedem Knotenpunkt eine Meterangabe zugeordnet, die die Lage im Modellraum angibt. Mit Hilfe dieser Meterangaben wurde die theoretisch im Modell angenommene Kanalbreite ermittelt.

Kanalquerschnitt, wie im Modell angenommen:

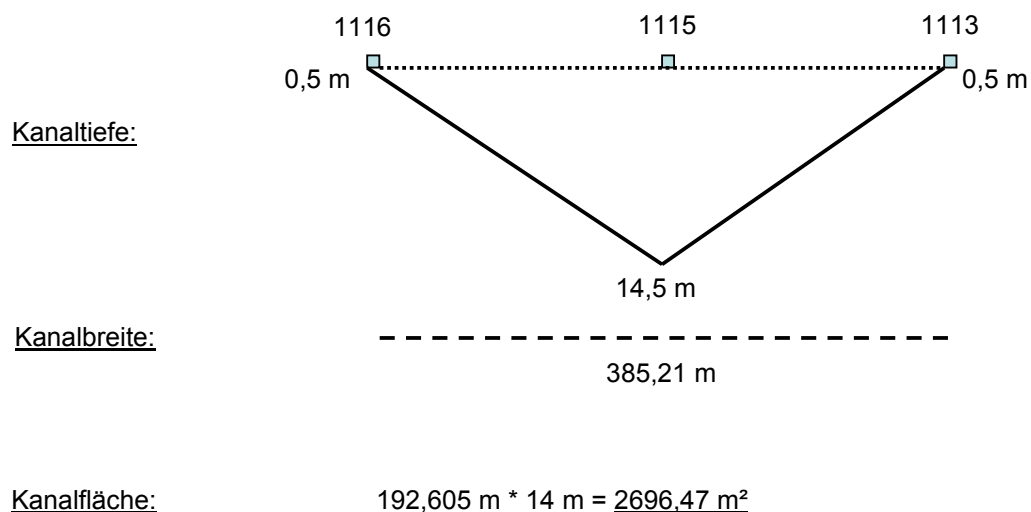


Abb. 4.5 – 3 Berechnung der Kanalquerschnittsfläche aus den Angaben des Simulationsmodells Femflow2D.

Mittels der so berechneten Kanalbreite sowie der Tiefen an den jeweiligen Knotenpunkten wurde nun die Fläche des Kanalquerschnittes an dieser Stelle berechnet. Da das Modell aus technischen Gründen keine Tiefen enthält, die geringer als 0,5 m betragen, stellen diese Punkte die Uferlinie dar. Zwischen den einzelnen Knotenpunkten gilt jeweils bis zur Hälfte der Strecke die zugewiesene Tiefe. Das heißt beispielsweise, dass für die Hälfte der Strecke zwischen dem Punkt 1116 und dem Punkt 1115 die Tiefe 0,5 m, bzw. 14,5 m beträgt (siehe Abb. 4.5 – 3).

Um mit diesen Angaben die Wassermenge berechnen zu können, die diesen Kanalquerschnitt durchfließt, werden die durch das Modell ermittelten Fließgeschwindigkeiten an den drei ausgewählten Knotenpunkten herangezogen. Die Wassermenge ergibt sich aus der Querschnittsfläche, multipliziert mit der Geschwindigkeit. Aus diesem Grund muss die Gesamtfläche aufgeteilt werden, in die Flächen, für die die jeweiligen Fließgeschwindigkeiten angesetzt werden müssen. Dies geschieht, indem die ermittelte Kanalbreite von 385,21 m geviertelt wird. Für die Fläche unter den beiden Vierteln um den mittleren Knotenpunkt (1115) wird die Geschwindigkeit der Tiefe von etwa 10,4779 m bzw. 14,5 m angesetzt. Für die Flächen unter den beiden übrigen Vierteln bei den Knotenpunkten 1116 und 1113 gilt die Geschwindigkeit, die für diese Punkte bei 0,5 m Tiefe errechnet wurden.

Die Tabelle 4.5 – 1 enthält die Fließgeschwindigkeiten, die im Modell für die Knotenpunkte 1116, 1115 und 1113 für die Kanaltiefe im heutigen Zustand (im Modell bei Knotenpunkt 1116 10,4779 m) verschiedenen Windrichtungen errechnet wurden, sowie die berechneten Wassermengen, die sich aus den Fließgeschwindigkeiten und den jeweiligen Flächen ergeben. In der rechten Spalte der Tabelle sind die Gesamtmengen angegeben, die bei den verschiedenen Windrichtungen dem Modell nach durch den Piastowski-Kanal in die Ostsee abfließen.

Tab. 4.5 – 1 Berechnungen der theoretisch durch den Piastowski-Kanal abfließenden Wassermengen aus dem Strömungsmodell Femflow2D mittels Berechnung der Strömungsgeschwindigkeit in Bezug auf die theoretischen Kanalquerschnittsfläche bei einer Kanaltiefe von ca. 10,5 m.

Knotenpunkt		1116	1115	1113	Gesamtmenge (m³/s)
Querschnittsfläche bei 10,4779 m Kanaltiefe (m²)		240,22	1441,35	240,22	1921,79
Ostwind	Wassermenge (m³/s)	10,72	183,33	9,32	203,36
Nordostwind	Wassermenge (m³/s)	6,99	204,83	5,11	216,94
Nordwestwind	Wassermenge (m³/s)	2,03	241,34	2,70	246,07
Nordwind	Wassermenge (m³/s)	1,16	226,95	2,28	230,39
Südostwind	Wassermenge (m³/s)	12,46	179,27	11,23	202,96
Südwestwind	Wassermenge (m³/s)	9,32	223,97	7,63	240,92
Südwind	Wassermenge (m³/s)	11,84	192,81	10,62	215,35
Westwind	Wassermenge (m³/s)	3,49	251,70	3,57	258,76

Die Tabelle 4.5 – 2 enthält die Fließgeschwindigkeiten, die im Modell für die Knotenpunkte 1116, 1115 und 1113 für die zukünftige Kanaltiefe (im Modell bei Knotenpunkt 1116 14,5 m) verschiedenen Windrichtungen errechnet wurden, sowie die berechneten Wassermengen, die sich aus den Fließgeschwindigkeiten und den jeweiligen Flächen ergeben. In der rechten Spalte der Tabelle 4.5 – 2 sind die Gesamtmengen angegeben, die bei den verschiedenen Windrichtungen dem Modell nach durch den Piastowski-Kanal in die Ostsee abfließen werden, wenn der Kanal auf 14,5 m vertieft wurde.

Errechnet wurde, dass die Fließgeschwindigkeiten bei einem zukünftig 14,5 m tiefen Piastowski-Kanal in diesem Bereich dem Modell nach abnehmen werden. Das Modell errechnet bei fast allen Windrichtungen bis auf wenige Ausnahmen für die Knotenpunkte geringere Fließgeschwindigkeiten im Vergleich zu dem Modelllauf mit dem flacheren Kanal von ca. 10,5 m. Ausnahmen sind die Geschwindigkeiten an Knotenpunkt 1113 bei Nord- und Nordwestwind und an Knotenpunkt 1115 bei Westwind.

Tab. 4.5 – 2 Berechnungen der theoretisch durch den Piastowski-Kanal abfließenden Wassermengen aus dem Strömungsmodell Femflow2D mittels Berechnung der Strömungsgeschwindigkeit in Bezug auf die theoretischen Kanalquerschnittsfläche bei einer zukünftigen Kanaltiefe von ca. 14,5 m.

Knotenpunkt		1116	1115	1113	Gesamtmenge (m ³ /s)
Querschnittsfläche bei 14,5 m Kanaltiefe (m²)		337,06	2022,35	337,06	2696,47
Ostwind	Wassermenge (m ³ /s)	14,57	187,88	11,45	213,89
Nordostwind	Wassermenge (m ³ /s)	8,21	221,55	3,53	233,29
Nordwestwind	Wassermenge (m ³ /s)	1,95	280,64	11,07	293,66
Nordwind	Wassermenge (m ³ /s)	1,60	258,78	10,21	270,59
Südostwind	Wassermenge (m ³ /s)	17,32	182,92	14,38	214,62
Südwestwind	Wassermenge (m ³ /s)	13,25	258,03	7,42	278,71
Südwind	Wassermenge (m ³ /s)	16,75	204,84	13,17	234,76
Westwind	Wassermenge (m ³ /s)	5,49	288,33	3,08	296,90

5 Diskussion

5.1 Methodenkritik

Probenahme

Die Probenahme wurde von Doc. dr hab. Norbert Wolnomiejski vom Sea Fisheries Institute (Research Station in Swinoujscie) übernommen.

Da die Probenahme nur zu einem einzigen Zeitpunkt durchgeführt wurde, ist die zeitliche Repräsentativität der gewonnenen Daten für die Sedimente des Schifffahrtskanals möglicherweise nicht ohne weiteres gegeben. Alle 11 untersuchten Proben wurden im Oktober 2001 genommen. Die Transportfracht der Oder ist jedoch stark abfluss- und jahreszeitenabhängig. Daher würde die Zusammensetzung der Oberflächenproben zu einer anderen Jahreszeit möglicherweise anders ausfallen.

Ein weiterer kritischer Aspekt, ist in der Probenmenge zu sehen. Eine größere Anzahl von Proben hätte einen statistisch sichereren Ausschluss von Messfehlern möglich gemacht.

Laboranalysen

Die Laboranalysen wurden jeweils an einer Probe pro Probenpunkt durchgeführt. Um Messfehler oder zufällige Abweichungen weitestgehend ausschließen zu können, wäre die Analyse von mehreren Proben pro Probenpunkt sinnvoll gewesen.

Bei der Korngrößenanalyse wurde ein Laseranalysegerät verwendet, dass durch foto-optische Zählung die Anteile der einzelnen Korngrößenfraktionen bestimmt. Durch die Verwendung dieser Methode könnte es zu Ungenauigkeiten gekommen sein da besonders bei größeren Fraktionen ($> 150 \mu\text{m}$ (Sand)) bei dieser Methode Ungenauigkeiten in den Messungen auftreten können.

Vergleichsdaten

Um die gewonnen Daten besser beurteilen zu können, wurden Daten über die Oderfracht, die Sedimente des Oderhaffs und der Ostsee aus verschiedenen Quellen herangezogen. Über die Arten der Probenahme und die Labormethoden lagen hier teilweise keine Informationen vor. Daher ist die Vergleichbarkeit der Daten kritisch zu sehen. Unterschiedliche Probenahme- und Labormethoden können zu von einander abweichenden Ergebnissen führen und so die Vergleichbarkeit der Daten untereinander einschränken.

Es lagen zudem für gleiche Sachverhalte unterschiedliche Werte vor, die von verschiedenen Stellen ermittelt wurden. Eine Beurteilung über die Genauigkeit der Daten gestaltete sich wegen mangelnder Informationen über die Arbeitsmethoden schwierig, weshalb eine Entscheidung, welchen Daten der Vorzug gegeben werden sollte, nicht ohne weiteres möglich war. In dem Fall wurde der Mittelwert aus den vorliegenden Daten verwendet.

Bilanzierung

Im Rahmen der Bilanzierung (Kap. 4.4) wurden verschiedene Quellen verwendet. Es handelt sich zum Teil um modellierte Berechnungen oder theoretische Abschätzungen über Wasser-aufenthaltszeiten, Strömungsverhalten und Sinkgeschwindigkeiten, die jeweils nur ein ungefähres Bild der tatsächlichen Gegebenheiten widerspiegeln können. Daher können die berechneten Werte in der Bilanzierung nur als relative Tendenzen betrachtet werden, die jedoch Auskunft über die ungefähren Größenordnungen geben. Verwendet wurden die durchschnittlichen jährlichen

Baggergutmengen, die in den vergangenen Jahren entnommen wurden, sowie die mittleren Konzentrationen, die aus den genommenen Proben für die Kanalschlicke ermittelt wurden. Da diese Messungen nur in einem Jahr erfolgten und nicht für jedes Jahr die jeweiligen Konzentrationen, die in den Kanalschlickten tatsächlich auftraten, für die Baggergutmengen angesetzt werden konnten, ist hier eine Quelle für Ungenauigkeiten zu sehen.

FEMFLOW2D-Modellierung

Das Simulationsmodell FEMFLOW2D wird zur theoretischen Modellierung der Strömungsverhältnisse im Oderhaff verwendet. In dieser Arbeit fand das Modell Anwendung zur Modellierung der zukünftigen theoretischen Strömungsverhältnisse bei auf 14,5 m vertieftem Piastowski-Kanal und vertiefter Schifffahrtsrinne durch das Haff. Das Modell kann jedoch nur eine grobe Einsicht darüber geben, was sich bei einem tieferen Kanal ändern könnte. Mit der geplanten Kanalvertiefung wird auch eine Verbreiterung des Schifffahrtsweges angestrebt, die in dieser Modellierung nicht berücksichtigt werden konnte. Ein weiterer kritischer Punkt ist der Umstand, dass das Modell nicht berücksichtigt, dass nicht nur Wasser vom Haff in die Ostsee abfließt, sondern auch Ostseewasser in das Haff einfließt, was bei den verschiedenen Windrichtungen unterschiedlich stark geschieht. Daher können die errechneten Wassermengen, die dem Modell nach durch den Piastowski-Kanal abfließen nur eine ungefähre Richtung der Veränderungen andeuten, jedoch nicht als absolute Werte betrachtet werden.

5.2 Einfluss der Schifffahrtsrinne auf den Stoffhaushalt des Haffs

5.2.1 Sedimenttransportprozesse

Eine der zentralen Fragen der durchgeführten Untersuchungen ist, ob und wie ausgeprägt die für die Schifffahrt angelegte künstliche Rinne im Großen Haff eine Wirkung auf das Ökosystem Haff und seinen Stoffhaushalt hat. Aus diesem Grund werden im Folgenden die im Ergebnisteil dargestellten Daten über die Sedimentbeschaffenheit vor diesem Hintergrund näher beleuchtet. Von Bedeutung sind hierbei die Sedimenttransportprozesse, die von verschiedenen Faktoren beeinflusst werden. Resuspensionsfördernd wirken beispielsweise die allgemeinen Strömungsverhältnisse in dem flachen Gewässer, Wind, Schiffsverkehr oder die Grundfischerei. Zur Sedimentation kommt es hingegen vorrangig in strömungsschwächeren Bereichen, wie z.B. geschützten Buchten oder Uferzonen mit Makrophytenbewuchs. Die Abbildung 5.2.1 – 1 zeigt die verschiedenen Einflüsse auf Sedimentation und Resuspension, die im Oderhaff eine wichtige Rolle spielen. Getrennt wird zudem nach Faktoren, die eher im Kanal oder im Haff, bzw. in beiden Bereichen, wirksam werden.

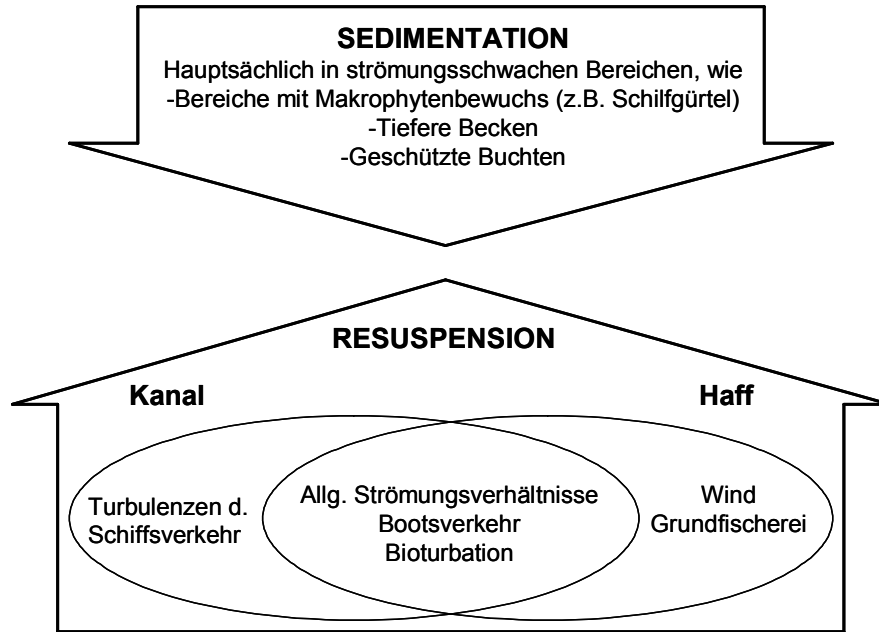


Abb. 5.2.1 – 1 Schematische Übersicht über die verschiedenen Faktoren, die im Oderhaff auf Sedimentations- und Resuspensionsprozesse einwirken.

Im Oderhaff kommt es ständig zur Resuspension und Umlagerung von zuvor bereits abgelagertem Material. Ursachen hierfür liegen vor allem in den allgemeinen morphologischen und hydrologischen Gegebenheiten. Das Haff ist mit seiner Fläche von 687 km² und der mittleren Tiefe von 3,8 m ein sehr flaches Gewässer. Die Turbulenzen, die beispielsweise durch Wind im Haffwasser hervorgerufen werden, reichen oft bis zum Grund, so dass das Haff von polymiktischem Charakter ist. Die ausgeprägte Durchmischung des Wassers mit seinen Strömungen hat unter anderem eine ständige Materialumlagerung am Grund zur Folge.

In Bezug auf die Sedimentstruktur, die im Haff vorzufinden ist, muss außerdem die lange Zeit praktizierte Grundfischerei erwähnt werden. Diese ist seit dem 13. Jahrhundert aus England bekannt und wurde schon früh (vermutlich 15./16. Jahrhundert; WEICKER 1927) im Oderhaff eingeführt. Die dabei verwendeten Grundschieppnetze werden hauptsächlich zum Fang am Grund lebender Fische, wie Plattfische, eingesetzt. Verbreitet ist die Anwendung so genannter Scherbretter, die für das Offenhalten des Netzes sorgen, sowie eine Sand- und Schlickwolke produzieren, die von Fischen selten durchschwommen wird und somit ein Zusammentreiben der Fische bewirken (KROST 1990). Es werden Strömungsgeschwindigkeiten erreicht, die nach dem Hjulström-Diagramm ausreichen, um Sedimente der Fraktionen Sand bis Ton aufzuwirbeln.

Im Oderhaff war besonders die so genannte Zeesbootfischerei verbreitet, bei der mit speziellen Segelbooten (Zeesen) gearbeitet wurde (Weicker 1927). Andere Arten der Grundschieppnetzfisherei waren von eher untergeordneter Rolle, bzw. wurden im Oderhaff nicht angewandt. Die Zeesbootfischerei ist bereits seit mehreren Jahrzehnten verboten und hat daher für die Betrachtung rezenter Sedimente so gut wie keine Bedeutung mehr. In Hinblick auf die Ablagerungsprozesse älterer Sedimente sollte die Grundfischerei jedoch Beachtung finden.

Der Schiffsverkehr spielt für die Sedimentationsprozesse vor allem im Kanal eine Rolle, da hier die größeren Schiffe das Haff passieren. Die Schiffsschrauben sorgen mit ihren Verwirbelungen des Wassers für eine gute Sauerstoffdurchmischung im gesamten Wasserkörper, teilsweise sogar bis zum Grund, und für eine Remobilisierung des am Grund abgelagerten Materials. Der

Schiffsverkehr im Kanal führt zu einer Materialaufwirbelung, die sich in der Vermischung und relativen Homogenisierung des abgelagerten Sedimentes äußert. Auch der Bootsverkehr in den anderen Teilen des Oderhaffs, wird derartige Auswirkungen haben, jedoch in geringerer Ausprägung.

Die in dem Simulationsmodell FEMFLOW2D errechneten Strömungsverläufe bei verschiedenen Windrichtungen zeigen, dass die Rinne auch bei häufig vorkommenden Windrichtungen, wie Südwestwind, von Querströmungen beeinflusst wird. Dem Modell zufolge erfolgt in den seltensten Fällen ein direkter Abtransport von Oderfracht durch den Piastowski-Kanal in die Ostsee. Der Großteil des Oderwassers durchfließt zunächst verschiedene Bereiche des Großen oder des Kleinen Haffs, bevor es nach einigen Wochen in die Ostsee gelangt. Während des Durchströmens des Haffs kommt es zum Teil zur Akkumulation der mitgeführten Fracht und zur Aufnahme resuspendierten Materials.

In den an den Kanal angrenzenden Bereichen des Großen Haffs wurden im Rahmen verschiedener Forschungsvorhaben, wie beispielsweise für das GOAP-Projekt (Greifswalder Bodden und Oderästuar Austauschprozesse 1996) und für die Untersuchungen von LEIPE et al. (1998) über die „Beiträge zur Rekonstruktion der holozänen geologischen Entwicklung und anthropogenen Beeinflussung des Oder-Ästuars“, Untersuchungen über die Zusammensetzung und Eigenschaften der Sedimente im Haff durchgeführt. In dem GOAP-Bericht von OSADCZUK et al. (1996) wurden vier verschiedenen Faziestypen für die Sedimente des Oderhaffs bestimmt. Demnach gliedert sich das Haff in einen südwestlichen Teil des Großen Haffs, dessen Sedimente unter großem Odereinfluss stehen und durch hohe Konzentrationen an organischem Material, amorphem SiO_2 und Schwermetallen gekennzeichnet sind, einen nordöstlichen Teil des Großen Haffs mit Meerwassereinfluss, geringeren Konzentrationen an organischem Material, Schwermetallen und SiO_2 , und einen westlichen Teil, der das gesamte Kleine Haff mit seinen Sedimentationseigenschaften umfasst sowie als vierten Faziestyp den Bereich des Kanals, in dem die natürlichen Sedimentationsprozesse durch den Schiffsverkehr und die regelmäßigen Baggerarbeiten gestört sind.

Die Aufteilung des Großen Haffs in einen südwestlichen, oderbeeinflussten und einen nordöstlichen, meerwasserbeeinflussten Bereich spiegelt sich auch zum Teil in den Eigenschaften der Kanalsedimente wider, trotz der Tatsache, dass die Sedimentationsprozesse in diesem Bereich unter besonderen, anthropogen gestörten Bedingungen stattfinden. Im nördlichen Bereich des Kanals liegen die Konzentrationen der meisten Schwermetalle ebenfalls unter denen im odernahen Bereich, was auf einen geringeren direkten Einfluss der Oderfracht in diesem Bereich hindeutet. Es ist demnach möglich, dass trotz der ständigen Resuspensions- und Umlagerungsprozesse auch in den Kanalsedimenten Bereiche mit stärkerem und Bereiche mit geringerem Einfluss von Oderfracht erkennbar sind.

Insgesamt ist festzustellen, dass die Sedimentationsprozesse in der Schifffahrtsrinne vielen unterschiedlichen Einflüssen unterliegen und es sich bei dem dort abgelagerten Material um sehr gemischtes Material handelt.

5.2.2 Physikalische Eigenschaften

Das Kap. 4.1 zeigt die analysierten physikalischen Eigenschaften der Sedimentproben aus dem Schifffahrtskanal. Auffällig ist, dass die Proben 1 und 11 in der Regel deutlich von den übrigen Proben abweichende Eigenschaften aufweisen. Der prozentuale Wasseranteil liegt in den Proben 1 und 11 deutlich unter dem der Proben 2 bis 10. Hiermit zusammenhängend verfügen diese Proben über eine größere Trockenraumdichte. Auch die Messungen der Glühverluste zeigen, dass die

Proben 1 und 11 von den übrigen abweichen. Sie hatten deutlich geringere Glühverluste zu verzeichnen, was auf deutlich geringere Anteile an organischem Material hindeutet.

Als Ursachen für den andersartigen Charakter dieser beiden Proben kommen verschiedene Faktoren in Frage. In dem Schifffahrtskanal finden regelmäßige Ausbaggerungen statt (siehe Kap. 4.4). Da nicht bekannt ist, an welchen Stellen die jeweiligen Materialentnahmen stattfanden, ist es möglich, dass im Bereich der Proben 1 und 11 in jüngster Zeit vor der Probenahme gebaggert wurde. Die Entnahme von im Kanal abgelagerten Schlickern im Bereich dieser Probestellen, würde den sandigen Charakter der hier genommenen Proben erklären. Die Entfernung des überlagernden Schlicks würde die darunter liegenden sandigen und mergeligen Schichten zu Tage bringen. Gegen diese Theorie sprechen jedoch die durchgeführten Echolotaufnahmen. Im nördlichen Bereich des Kanals zwischen den Inseln Usedom und Wolin traten deutlich unterschiedliche Tiefen auf. Im Bereich der Mündung vom Haff in den Piastowski-Kanal zwischen den Inseln wurde ein tiefes Becken mit einer Tiefe von knapp 17 m festgestellt. Es ist nicht bekannt, ob dieses Becken natürlich durch Strömung und Auswaschung entstanden ist oder künstlich, z.B. als Sedimentfalle, angelegt wurde. Ab diesem Becken in Richtung Süden den Kanal entlang, zeigte sich die Tiefe des Kanals jedoch sehr gleichmäßig. Es waren keine Bereiche erkennbar, die deutlich tiefer waren und somit auf jüngste Baggerungen hinwiesen.

Eine weitere Ursache für die Andersartigkeit der Proben 1 und 11 ist möglicherweise in den dort herrschenden Strömungsverhältnissen zu sehen. Die Betrachtung der durch das Simulationsmodell FEMFLOW2D ermittelten Strömungsfelder (Kap. 4.5) zeigt, dass die Strömung im Bereich der Proben 1 und 11 von etwas höherer Geschwindigkeit ist, als im Bereich der übrigen Proben. Auch das durch die Echolotaufnahmen festgestellte etwa 17 m tiefe Becken, das in der Nähe der Probestellen 1 und 11 liegt, verursacht möglicherweise besondere Strömungsverhältnisse in diesem Bereich. Dies kann zur Folge haben, dass sich hier kein Ablagerungsmilieu für feinkörnigeres Material befindet, das vergleichbar mit dem Material in den Proben 2 bis 10 wäre.

5.2.3 Stickstoff

Die Abb. 4.2.1 - 2 in Kapitel 4.2.1 zeigen einen von Probe 10 bis 2 zunehmenden Trend in den Stickstoffkonzentrationen der Schifffahrtsrinnen-Sedimente mit einem maximalen Wert von 13,7 mg/g in Probe 5 und einem minimalen Wert von 0 mg/g in Probe 1. Die Ursachen für diese Gradientenbildung im Rinnenverlauf liegen unter anderem in den geochemischen Eigenschaften von Stickstoff. Stickstoff tritt in der Natur in vielen verschiedenen Varianten auf, wie beispielsweise als gelöstes molekulares N₂, in verschiedenen organisch gebundenen Formen (z.B. als Aminosäuren), als Ammonium (NH₄⁺), Nitrit (NO₂⁻) oder Nitrat (NO₃⁻) (WETZEL 2001). In Gewässern spielt es unter anderem als gelöstes Nitrat eine bedeutende Rolle, da es in dieser Form von allen Algenarten leicht aufgenommen werden kann (DEUTSCHER VERBAND FÜR WASSERWIRTSCHAFT UND KULTURBAU (Hrsg.) 1988) und so ein zentraler Faktor für die Primärproduktion ist und sich damit auf die Trophie eines Gewässers auswirkt. Die Verbindung Nitrat ist das Endprodukt der Mineralisierung, wenn unter oxidischen Bedingungen Ammonium zu Nitrit und schließlich zu Nitrat oxidiert wird. Durch die im Oderhaff vorherrschenden hydromorphologischen Bedingungen und die im vorigen Kapitel erwähnten Faktoren findet im gesamten Wasserkörper eine gute Durchmischung und damit eine gute Sauerstoffversorgung statt. Dies bietet günstige Voraussetzungen für eine zügige Mineralisierung des Materials am Grund des Oderhaffs.

Als Ammonium ist Stickstoff vor allem für Makrophyten und bestimmte Algenarten verwertbar. Dennoch spielt es auch in dieser Form eine bedeutende Rolle für die Trophie eines Gewässers, da es, wie oben erwähnt, in der Regel zu Nitrat oxidiert werden kann und somit in eine

pflanzenverfügbare Form umgewandelt wird (Deutscher Verband für Wasserwirtschaft und Kulturbau (Hrsg.) 1988).

Neben diesen Formen tritt Stickstoff in Gewässern in organisch gebundener Form auf, wie z.B. als Zwischenstufen mikrobiellen Eiweißabbaus, als Aminosäuren oder in Organismen, Exkrementen und Detritus, wobei es erst nach dem Abbau zu Ammonium bzw. schließlich Nitrat wieder pflanzenverfügbar ist.

Zudem kommt Stickstoff wie bereits erwähnt in seiner elementaren Form vor, nämlich als gelöstes Gas (N_2). In dieser Form hat Stickstoff nur für einige Blaualgen direkt als Nährstoff eine Bedeutung.

Die gemessenen Werte deuten darauf hin, dass im odernahen Bereich (Probe 10 bis etwa 7) ein recht großer Einfluss der Oderfracht zu verzeichnen ist, während im Bereich der Proben 6 bis 2 zunehmend Material aus dem Haff an Bedeutung gewinnt. Auf diese Vermutung lassen die höheren Stickstoffkonzentrationen im Bereich des offenen Haffs schließen, da sich zu den Stickstoffablagerungen aus der Oderfracht zusätzlich Ablagerungen von Haffmaterial summieren. Die Oder transportiert große Mengen an Stickstoff mit sich, was auf den ersten Blick auf hohe Stickstoffkonzentrationen im odernahen Bereich des Kanals schließen lassen könnte. Es handelt sich bei der transportierten Fracht jedoch unter anderem um gelöste Stickstoffformen, wie z.B. Aminosäuren. In dieser Form kommt es eher selten zu einer direkten Ablagerung. Zu der Akkumulation und Sedimentation von Stickstoff kommt es vorrangig in organisch gebundener Form. Stickstoff, das von der Oder in das Haff transportiert wird, wird dort biogen gebunden und kann anschließend abgelagert werden. Daher lassen die höheren Stickstoffkonzentrationen auf die zusätzliche Ablagerung von autochthon im Haff gebildeten Material schließen.

Im Mittel zeigen die Stickstoff-Einträge aus den Haupteintragsquellen, wie den Fließgewässern und kommunalen Direkteinleitern, in die Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns bei dem Vergleich der Zeiträume 1991-1994 und 1995-1998 einen Rückgang (LANDESAMT FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND GEOLOGIE MECKLENBURG-VORPOMMERN 2001). Es ist jedoch fraglich, ob die Stickstoffmengen tatsächlich zurückgehen, oder ob es sich lediglich abfluss- bzw. witterungsbedingte Unterschiede in den Transportmengen handelt. In niederschlagsreichen Jahren kann die transportierte Stickstoffmenge etwa doppelt so hoch sein, wie in vergleichsweise trockenen Jahren (SCHERNEWSKI & WIELGAT 2001). Der rückläufige Trend im Stickstoffeintrag der letzten Jahre muss daher mit Blick auf die meteorologischen Bedingungen in diesem Zeitraum und die natürlichen Schwankungen betrachtet werden. Es bleibt abzuwarten, ob ein signifikanter Rückgang des Eintrages durch Verbesserungen der Kläranlagen, sorgsameren Umgang mit Düngemitteln und ähnlichen Maßnahmen, zu verzeichnen sein wird.

In Kap. 4.4 wurde eine Bilanzierung zu den Inhalten der entnommenen Baggergutmengen durchgeführt. Es wurde eine jährliche Entnahme von etwa 2.200 t Stickstoff für die Jahre 1986 bis 2000 errechnet. Dies entspricht nur einem geringen Anteil der von der Oder eingetragenen Mengen an Stickstoff (siehe Kap. 5.3).

Der Kanal stellt scheinbar keine direkte Falle für Stickstoff dar, da die in den Kanalsedimenten aufgefundenen Konzentrationen nicht wesentlich über denen in den übrigen Haffsedimenten liegen. Durch die regelmäßigen Ausbaggerungen ist jedoch eine Senkenwirkung für die Ostsee zu bemerken, da große Materialmengen, die durch Resuspension und Strömung ohne die Ausbaggerungen in die Ostsee gelangen könnten, vorher entnommen werden. Zwar ist der Anteil des entnommenen Stickstoffs in Bezug zu dem Eintrag durch die Oder vergleichsweise gering, die Entnahmen sollten jedoch besonders mit Blick auf einen zukünftig möglicherweise weiter abnehmenden Stickstoffeintrag Beachtung finden.

5.2.4 Phosphor

Die Phosphorgehalte in den Sedimenten der Schiffahrtsrinne weisen ebenfalls einen Gradienten auf, wie in Abb. 4.2.1 – 1 zu sehen. Hier ist jedoch im Gegensatz zu den Stickstoffkonzentrationen ein von der Oder- bis zur Swinamündung eher abnehmender Trend erkennbar, mit einem maximalen Wert von 6,13 mg/g in Probe 7 und einem minimalen Wert von 0,3 mg/g in Probe 1. Die Ursachen hierfür liegen unter anderem in der Form, in der Phosphor in Fließgewässern hauptsächlich vorkommt sowie in seinen geochemischen Eigenschaften.

Phosphor liegt in Flüssen im Wesentlichen in partikulärer und somit leicht sedimentierbarer Form vor (BRÜGMANN 1993), wodurch es in der Nähe der Odermündung vermehrt zur Ablagerung kommt und mit zunehmender Entfernung zur Mündung geringer wird. Zudem spielen die geochemischen Eigenschaften von Phosphor eine Rolle, da es in der Regel sehr leicht Verbindungen mit Eisen oder auch Calcium eingeht. Es bilden sich beispielsweise schwer lösliche Eisen-III-Phosphate oder Apatit (Calciumphosphat), die zunächst im Sediment festgelegt werden. Im Frühjahr und Sommer, wenn die Photosyntheseaktivität des Phytoplanktons besonders hoch ist, kommt es durch den Entzug von CO₂ aus dem Wasser zur Ausfällung von CaCO₃. Bei der Calcit-Bildung kann es zur Mitfällung von Phosphor und so zur Bildung von Apatit, einem Calciumphosphat, kommen. Insbesondere diese autochthone Calcitfällung kann unter anderem für den Phosphorhaushalt eines Gewässers große Bedeutung haben (Schwoerbel 1999). Bei dieser Calcitfällung und anschließenden Sedimentation können große Anteile des im Wasser vorhandenen Phosphors mitgefällt und zeitweise im Sediment festgelegt werden. Möglicherweise spielt dies im Oderhaff nur eine untergeordnete Rolle, da ein Vergleich des Verlaufes der Calcitkonzentrationen (Abb. 4.3 – 2) mit den Phosphorkonzentrationen im Schiffahrtskanal (Abb. 4.2.1 – 1) auf keinen signifikanten Zusammenhang schließen lässt. Auch die besonders hohen Phosphorkonzentrationen im Wasser in den Sommermonaten weisen darauf hin, dass die Calcitfällung für den Phosphorhaushalt des Oderhaffs zumindest bei den heute vorhandenen Phosphormengen im Haff keine ausschlaggebende Rolle spielt. Dies kann sich jedoch in Zukunft ändern, wenn der Phosphoreintrag weiter rückläufig bleibt.

Die Phosphorkonzentrationen im Haffwasser sind stark jahreszeitenabhängig. Im Frühjahr ist die geringste Konzentration zu verzeichnen, wenn zur Zeit der Diatomeenblüte Phosphor vermehrt von den Kieselalgen aufgenommen wird. Zu dieser Jahreszeit kann Phosphor im Oderhaff der limitierende Faktor für die Primärproduktion sein (WIELGAT & SCHERNEWSKI 2002a). Die maximalen Konzentrationen sind im Sommer zu finden. In dieser Zeit ist Phosphor in größeren Mengen vorhanden, als biologische umgesetzt werden kann.

Die hohen Phosphorkonzentrationen im Sommer werden nicht nur durch die Oderfracht, sondern auch durch schnelle Mineralisierungsprozesse und Phosphorfreisetzung unter anoxischen Bedingungen aus dem Sediment hervorgerufen (BANGEL et al. 2001). Sinkt der Sauerstoffgehalt an der Sedimentoberfläche unter einen kritischen Wert, kommt es zur Reduzierung der Eisen-III-Verbindungen und somit zur Phosphat-Freisetzung aus dem Sediment. Der Sauerstoffgehalt beeinflusst wie folgt die Stabilität oder Instabilität der Eisen-III-Verbindungen:

- > 3 mg/l O₂: Eisen-III-Verbindungen sind stabil, Folge: wenig Phosphatabgabe.
- 3 – 1 mg/l O₂: Eisen-III-Verbindungen werden teilweise zu Eisen-II-Verbindungen reduziert. Folge: sprunghafter Anstieg der Phosphatabgabe aus dem Sediment.
- < 1 mg/l O₂: Eisen-III-Verbindungen werden verstärkt reduziert, durch Fäulnis wird Schwefelwasserstoff gebildet, dieser verbindet sich mit Eisen-II-Ionen zu unlöslichem Eisensulfid. Folge: Rasanter Anstieg der Phosphatfreisetzung aus

schwerlöslichen Eisenverbindungen (DEUTSCHER VERBAND FÜR
WASSERWIRTSCHAFT UND KULTURBAU (Hrsg.) 1988, S. 11).

Die Eisenkonzentrationen in den Sedimenten des Schifffahrtskanals zeigen im Vergleich zu den Phosphorgehalten keinen ähnlich ausgeprägten Gradienten. Eisen tritt in den Sedimenten mit recht gleichmäßigen Werten auf. Demnach wird aus diesem Vergleich kein Zusammenhang zwischen den Eisen- und Phosphorkonzentrationen in den Sedimenten deutlich.

Auch in Bezug auf den Phosphoreintrag ist, wie beim Stickstoffeintrag auch, bei dem Vergleich der Zeiträume 1991-1994 und 1995-1998 ein Rückgang des Eintrages durch Fließgewässer und kommunale Direkteinleiter in die Küstengewässer Mecklenburg-Vorpommerns zu verzeichnen (LANDESAMT FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND GEOLOGIE MECKLENBURG-VORPOMMERN 2001). Wie bereits im vorangegangenen Kapitel erwähnt, ist dieser Trend noch kritisch zu betrachten und nicht unbedingt als eindeutiger Hinweis für eine anthropogen bedingte Verringerung des Phosphoreintrages zu werten. Ursachen für diesen scheinbaren Rückgang können ebenso die Abflussbedingungen der jeweiligen Jahre sein. Im Fall des Phosphoreintrages kann jedoch davon ausgegangen werden, dass verschiedene Maßnahmen, wie zum Beispiel der Aus- und Neubau von Kläranlagen mit einer 3. Reinigungsstufe, zu einer tatsächlichen Reduzierung der Einträge aus diesen Direkteinleitern geführt haben.

Insgesamt deuten die gemessenen Konzentrationen und der Verlauf in der Schifffahrtsrinne auf keinen besonders ausgeprägten direkten Einfluss der Rinne auf den Phosphorhaushalt des Oderhaffs hin. Die jährlich mit dem Baggergut entnommenen Phosphormengen spielten jedoch eine wichtige Rolle, da der Kanal hierdurch eine Art Reinigungsfunktion übernimmt. Etwa 955 t Phosphor wurden in den Jahren 1986 bis 2000 jährlich mit dem Baggergut aus dem Haff entnommen. Es steht dem biogeochemischen Kreislauf im Haff somit nicht mehr zur Verfügung. Dies hat ebenfalls Auswirkungen auf die Ostsee, denn durch diese Materialentnahme wird die Menge an Phosphor, die von der Oder und aus dem Oderhaff in die Ostsee gelangen kann, verringert.

5.2.5 Kohlenstoff

Die Konzentrationen an organischem Kohlenstoff in den Sedimentproben des Schifffahrtskanals weisen, wie in Kap. 4.2.1 zu sehen, einen von der Odermündung bis in den Bereich des offenen Haffs zunehmenden Trend im Rinnenverlauf auf. Der maximale Wert ist in Probe 5 mit 127,72 mg/g zu verzeichnen und das Minimum wurde mit 3,38 mg/g in Probe 1 gemessen. Es kann festgestellt werden, dass der Verlauf ganz ähnlich dem des Stickstoffs ist. Eine Erklärung hierfür liegt in der Form, in der Kohlenstoff und Stickstoff in den Haffsedimenten zu finden sind, nämlich oft in organisch gebundener Form, z.B. in Exkrementen und Detritus.

Kohlenstoff ist in Gewässern in der Regel in großen Mengen vorhanden und wird als limitierender Faktor für die Primärproduktion weitgehend ausgeschlossen. Von zentraler Bedeutung sind hier anorganische Kohlenstoffverbindungen, die eine Hauptquelle für Photosynthese und die Bildung organischen Materials darstellen. Wichtige Faktoren im Kohlenstoffkreislauf stellen die CO₂-Produktion bei Atmungsaktivität der meisten Organismen sowie der CO₂- und HCO₃⁻-Zufluss über Atmosphäre und Fließgewässer dar (WETZEL 2001).

Im Kanal lagert sich, wie in Kap. 4.1 zu sehen, hauptsächlich schlackiges Material ab. Dieses enthält große Mengen organischen Materials und somit große Mengen an Kohlenstoff. Den Bilanzierungen in Kap. 4.4 zu Folge wurden von 1986 bis 2000 jährlich etwa 21.932 t organischen Kohlenstoffs mit dem Baggergut entnommen.

Insgesamt kann gesagt werden, dass der Kanal durch die regelmäßigen Ausbaggerungen auch in Bezug auf Kohlenstoff eine Reinigungsfunktion für die Ostsee übernimmt, da hierdurch die Menge an Kohlenstoff, die aus der Oder und dem Haff in die Ostsee gelangen kann, reduziert wird. Kohlenstoff ist jedoch sowohl im Haff als auch in der Ostsee in derart großen Mengen vorhanden, dass dieser Entzug durch die Baggerungen keinen direkten Einfluss auf das Ökosystem Oderhaff, bzw. Ostsee, ausübt.

5.2.6 Mineralogie

Quarz tritt in den Proben 1 und 11 aus dem Schifffahrtskanal in vergleichsweise hohen Konzentrationen auf. Die Quarzgehalte in den übrigen Proben sind deutlich geringer. Von Probe 10 bis 2 (von der Odermündung bis in das offene Haff) ist ein abnehmender Trend in den Quarzkonzentrationen festzustellen. Eine Ursache hierfür liegt in den geochemischen Eigenschaften von Quarz. Quarz ist ein chemisch sehr widerstandsfähiges Mineral und verwittert relativ langsam. Daher tritt Quarz in vergleichsweise großen Korngrößen auf, die nach dem Hjulström-Diagramm recht schnell sedimentiert werden und nicht so leicht wieder in Resuspension gehen. Aus diesem Grund kommt es im Bereich der Odermündung zur schnellen Ablagerung von mitgeführtem Quarzsand, was mit zunehmender Entfernung zur Odermündung weniger wird. Die hohen Quarzkonzentrationen in den Proben 1 und 11 lassen sich durch die dort vorherrschenden Strömungsverhältnisse erklären. Wie auch in Abb. 4.5 – 1 zu sehen, sind die Strömungsgeschwindigkeiten in diesem Bereich höher, als im Bereich des offenen Haffs. Dies hat zur Folge, dass sich hier weniger feinkörnigeres Material ablagert, was zu einer Dominanz des Sandes (Quarzes) in diesem Bereich führt. Die Feldspatkonzentrationen in den Kanalsedimenten verhalten sich ähnlich im Verlauf, wie die des Quarzes. Feldspat kommt ebenfalls in den Proben 1 und 11 in den höchsten Konzentrationen vor. Der abnehmende Trend der Konzentrationen von der Odermündung bis in das offene Haff (Proben 10 bis 2) ist jedoch deutlich weniger ausgeprägt als bei Quarz. Eine Ursache für diese ähnlichen Gehalte von Quarz und Feldspat in den Sedimenten des Kanals liegt in der Materialherkunft. Quarz, Feldspat und auch Dolomit werden vielfach mit dem einströmenden Ostseewasser in das Haff transportiert. Daher sind vor allem die Konzentrationen in Ostseennähe höher. Dieses Material stammt vorrangig aus den Ostseeküstenbereichen, hauptsächlich aus dem Geschiebemergel der Ostseeküsten-Kliffs. Mit den Oderfrachten wird ebenfalls Quarz und Feldspat aus dem glazialen Untergrund mit transportiert. Dieses Material lagert sich vorrangig im Bereich der Odermündung ab.

Calcit kommt in den Proben 1 und 11 nur in vergleichsweise geringen Konzentrationen vor. Davon abgesehen ist jedoch ein ausgeprägter, zunehmender Trend von Probe 10 an der Odermündung bis Probe 2 im Haff zu erkennen (Abb. 4.3 – 2). Ursache hierfür könnte die autochthone Calcitfällung (Schwoerbel 1999) im Haff sein. Bei der Aktivität von Phytoplankton werden feine Kalkkristalle (Calcit) gebildet, die zum Teil sedimentieren (siehe Kap. 5.2.2). Durch die Primärproduktion kommt es zur Verschiebung des Carbonatgleichgewichtes im Wasser mit einer pH-Verschiebung ins basische, was zum Ausfallen der Calcitkristalle führt. Diese Phytoplanktontätigkeit scheint im stark eutrophen Oderhaff eine bedeutende Rolle zu spielen und spiegelt sich in den von der Oder bis ins Haff zunehmenden Calcitgehalten wider. Der von der Oder ins Haff zunehmende Trend ist ebenfalls in den reinen Calcium-Konzentrationen ebenfalls deutlich zu erkennen. Auch hier sind in den Proben 1 und 11 geringe Konzentrationen anzutreffen und der Gradient von Probe 10 bis 2 ist deutlich sichtbar (Abb. 4.3.2 – 6). Es ist zu vermuten, dass das gemessene Calcium hauptsächlich in calcitischer Form vorliegt.

Pyrit tritt in den Proben 1 und 11 ebenfalls in vergleichsweise geringen Konzentrationen auf und zeigt den von der Odermündung (Probe 10) bis ins Haff (Probe 2) zunehmenden Trend (Abb. 4.3 – 3). Dieses Eisensulfid ist das weitaus häufigste Sulfidmineral und kommt überall dort vor, wo sich

stoffliche Voraussetzungen bieten. Unter anoxischen Verhältnissen im Sediment kommt es zur Sulfatreduktion und Pyritbildung. Betrachtet man in diesem Zusammenhang die Gehalte an Schwefel in den Kanalsedimenten, so ähnelt der Verlauf der Schwefelkonzentrationen stark dem der Pyritgehalte. Dies deutet darauf hin, dass der Großteil des in den Kanalsedimenten enthaltenen Schwefels in pyritischer Form vorliegt. Die Eisenkonzentrationen in den Kanalsedimenten hingegen weisen einen anderen Verlauf auf. Eisen tritt außer in den Proben 1 und 11 mit relativ konstanten Konzentrationen auf und zeigt eher einen leicht von Probe 8 (Odermündung) bis 2 (im offenen Haff) abnehmenden Trend. In den odernahen Proben 9 und 10 sind die Konzentrationen etwas geringer als in den in Richtung Haff folgenden Proben. Dieses relativ gleichmäßige Auftreten von Eisen in den Sedimentproben hängt mit den unterschiedlichen Formen und Verbindungen zusammen, in denen Eisen in Gewässer und Sediment vorkommt. Eine weitere häufig auftretende Verbindung neben Pyrit ist das Eisenphosphat (auch als Mineral Vivianit). Unter oxischen Bedingungen kommt es leicht zur Bildung derartiger Eisen-III-Phosphate. Betrachtet man nun die Phosphorgehalte in den Kanalsedimenten, zeigt sich, dass die Konzentrationen im odernahen Bereich am höchsten sind und Richtung offenes Haff abnehmen, sich also genau gegensätzlich zu den Pyritkonzentrationen verhalten. Demnach ist es möglich, dass Eisen im Bereich der Odermündung vorrangig als Eisenphosphat-Verbindung und Bereich des offenen Haffs vermehrt als Eisensulfid-Verbindung vorkommt.

5.3 Auswertung der Bilanzierung

Die Berechnungen in Kap. 4.4 zu den jährlichen Baggergutentnahmen zeigen, dass ein erheblicher Anteil des im Haff vorhandenen Materials durch diese Baggerungen entnommen wird. Bisher wurden diese Entnahmen bei Bilanzierungen zum Stoffhaushalt des Oderhaffs nicht mitberücksichtigt, da kaum Informationen über die Mengen vorlagen. In LEIPE et al. (1998) wird eingehend über Massenbilanzen für das Oderhaff diskutiert. Die von LEIPE et al. (1998) durchgeführten Untersuchungen haben ergeben, dass im Oderhaff auf 350 km² Schlickfläche ein ca. 15 cm mächtiger Durchmischungshorizont liegt, der sich in den letzten 80 bis 100 Jahren vermutlich parallel zur Periode der Industrialisierung und Intensivierung der Landwirtschaft gebildet hat. Es wird angenommen, dass eine Veränderung der Sedimentdynamik in der Vergangenheit zu der heutigen Situation geführt hat, unter anderem hervorgerufen durch die einsetzende Eutrophierung Mitte des vergangenen Jahrhunderts. Die Eutrophierung eines Gewässers hat in der Regel eine erhöhte Wassertrübung, Absterben der Makrophytenbestände und eine verstärkte Sauerstoffzehrung zur Folge, was insgesamt zu einer Destabilisierung des Sedimentes führen kann. In dem Zusammenhang führen natürliche Strömungsverhältnisse in dem flachen Gewässer sowie Grundfischerei, Baggerarbeiten und Schifffahrt zu einer Erhöhung der Sedimentdynamik und Resuspension (vgl. Kap. 5.2.1). In LEIPE et al. (1998) wird davon ausgegangen, dass im Oderhaff keine Netto-Sedimentation stattfindet. Hier heißt es, dass das von der Oder eingetragene Material „zunächst teilweise abgelagert, periodisch in die Sedimentoberfläche eingemischt, resuspendiert und früher oder später in die Ostsee weiter transportiert“ wird (LEIPE et al. 1998, S. 52). Den durchgeführten Berechnungen zufolge befindet sich etwa ein Viertel des Odereintrages im Haff, während das übrige Material in die Ostsee weitertransportiert wurde. Diese Überlegungen zu einer Massenbilanz für das Oderhaff fanden ohne Berücksichtigung der jährlichen Ausbaggerungen statt.

Die in Kap. 4.4 durchgeführten Berechnungen über das Baggergut zeigen jedoch, dass die Menge, die pro Jahr entnommen wird, durchaus von nicht zu vernachlässigender Größenordnung ist. Die Werte der Berechnungen über die stofflichen Inhalte des Baggergutes können zwar nur ungefähr das widerspiegeln, was tatsächlich mit dem Baggergut entnommen wurde, da die Baggergutmengen mangels früherer Untersuchungen der Kanalsedimente lediglich mit den aktuell im Rahmen dieser Arbeit gemessenen Konzentrationen multipliziert werden konnten. Dennoch

scheint die Verwendung dieser Konzentrationen angemessen, da sich das von der Oder mitgeführte Material vorrangig nicht direkt im Kanal ablagert. In dem Kanal lagert sich im Wesentlichen resuspendiertes Material verschiedenen Alters aus dem Durchmischungshorizont des Haffs ab. In diesem oberen Durchmischungshorizont vermischen sich die Nährstoff- und Schwermetallfrachten vieler Jahre und verschiedener Konzentrationen, so dass eine Veränderung der Oderfrachten in diesen Sedimenten nicht unmittelbar erkennbar wird. Aus diesem Grund wäre ein Bezug der Konzentrationen in den jährlichen Oderfrachten auf das Baggergut ungenau, da das Haffmaterial, das sich im Kanal ablagert nicht mitberücksichtigt werden würde. Dennoch muss beachtet werden, dass die Konzentrationen in den Oderfrachten im Laufe der vergangenen Zeit (besonders der letzten Jahre) deutliche Veränderungen zu verzeichnen hatten und dies in den Berechnungen zu den enthaltenen Mengen im Baggergut nicht mitberücksichtigt werden konnte. Die errechneten Werte sind damit nur als ungefähre Abschätzungen über die enthaltenen Mengen zu werten.

In dem Zeitraum von 1986 bis 2000 wurden jährlich knapp 50 % der von der Oder eingetragenen Menge mit dem Baggergut aus der Schifffahrtsrinne entnommen. Legt man die Berechnungen von LEIPE et al. (1998) zu Grunde, dass etwa ein Viertel des gesamten Odereintrages auf den Schlickflächen des Oderhaffs abgelagert wird, muss die Schlussfolgerung, dass $\frac{3}{4}$ des Odereintrages in die Ostsee weitertransportiert wurden, neu überdacht werden. Die Mengen an Baggergut, die in den letzten Jahren (1986 bis 2000) entnommen wurden, deuten eher darauf hin, dass lediglich etwa ein Viertel des Odereintrages in die Ostsee ausgeschwemmt wird, während etwa die Hälfte mit dem Baggergut entnommen wird und nicht in die Ostsee gelangt.

Demnach wird durch die regelmäßige Ausbaggerung der Schifffahrtsrinne Oderfracht zurückgehalten, welches ohne diese Materialentnahmen in die Ostsee weitertransportiert werden oder zu einer Netto-Sedimentation im Haff führen würde. Daher stellt das Oderhaff durch die künstliche Schifffahrtsrinne eine Senke für die Ostsee dar. Das Oderhaff würde heute ohne diese langjährigen Materialentnahmen vermutlich einen anderen Charakter aufweisen. Eine deutliche Netto-Sedimentation könnte im Haff zu verzeichnen sein. Folgen hiervon wären Verflachung des Gewässers mit Verlandungserscheinungen.

5.4 Konsequenzen der geplanten Kanalvertiefung für das Oderhaff

5.4.1 Veränderungen im Sediment

Bei der geplanten Vertiefung der Schifffahrtsrinne werden sowohl belastete Schlicke also auch in der Regel unbelastetes sandiges Material entnommen. Der oberste Bereich der Sedimente wird aus Schlickten der Brackwasserfazies gebildet, gefolgt von einem Torfhorizont worauf schließlich die spätglazialen mergeligen Sande folgen (siehe auch Kap. 2.2.2). In Abbildung 5.4.1 - 1 wurde eine schematische Darstellung der Sedimente im Bereich des Schifffahrtskanals erstellt, die eine Abschätzung über das anfallende Baggergut bei der geplanten Kanalvertiefung ermöglichen soll. Die Darstellung zeigt einen schematischen Querschnitt durch die Sedimente des Haffs im Kanalbereich und kann nur ein generalisiertes Bild der tatsächlichen Situation im Haff widerspiegeln, da die Schichttiefen und -mächtigkeiten je nach Lage im Haff von unterschiedlicher Ausprägung sind. Dennoch gibt sie einen ungefähren Überblick über die unterschiedlichen Materialien, die bei der geplanten Vertiefung und Verbreiterung anfallen werden.

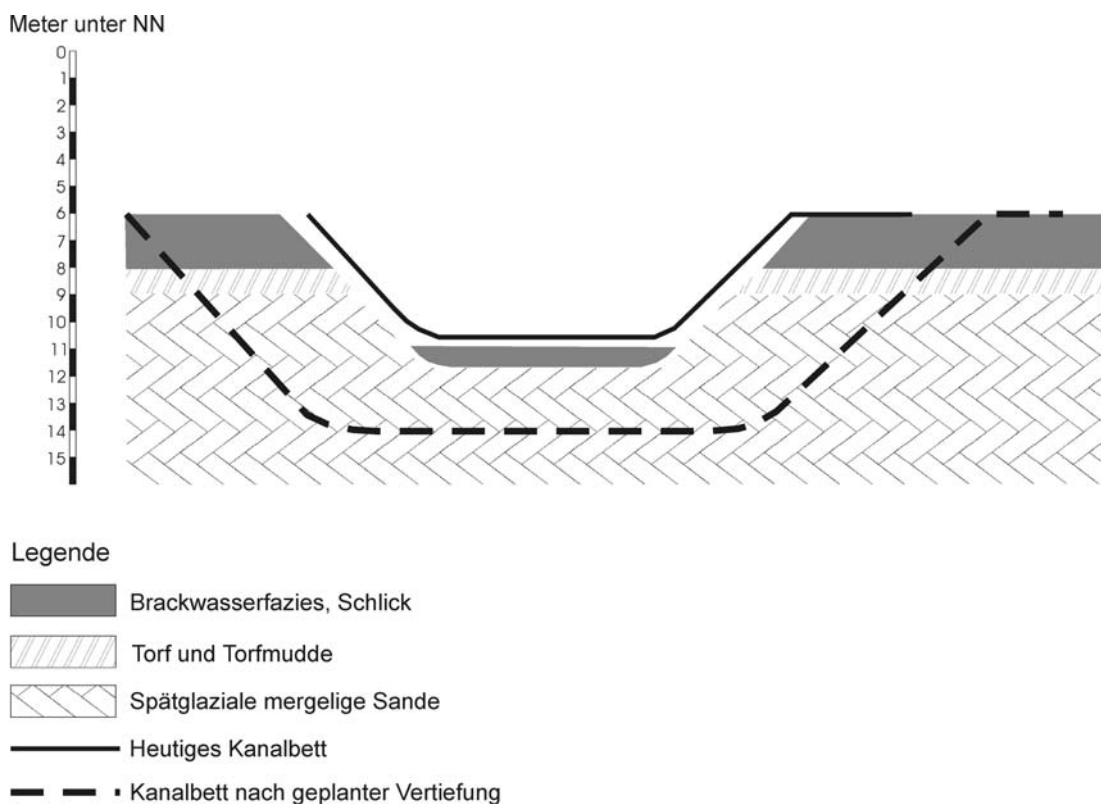


Abb. 5.4.1 – 1 Schematischer Querschnitt des Schiffahrtskanals im Oderhaff vor und nach der geplanten Vertiefung unter Berücksichtigung der verschiedenen Sedimentschichten (ungefähre Schichttiefen nach LEIPE et al. 1998).

Bei dem anfallenden Baggergut handelt es sich demnach im Wesentlichen um unbelastete spätglaziale mergelige Sande sowie um belastete Schlicke in den oberen Sedimentbereichen (Abb. 5.4.1 - 1). Das Maritime Office of Szczecin führt den Ausbau der Schiffahrtsrinne durch und erwartet eine Menge von etwa 200.000 m³ sandigen Materials (schriftliche Mitteilung A. Borowiec, MOS). Über die erwarteten Mengen an schlickigem Material werden keine Angaben gemacht. Bei Durchführung der geplanten Hafenmodernisierungen im Rahmen der Ausbaumaßnahmen werden von der WELTBANK (2000) die in Tab. 5.4.1 - 1 dargestellten Mengen an Baggergut erwartet.

Tab. 5.4.1 – 1 Erwartete Mengen an kontaminiertem Baggergut, die bei Durchführung der Hafenmodernisierungen anfallen (nach Weltbank 2000).

Grad der Kontaminierung des Baggergutes	% des Gesamtbaggergutes	Volumen der geplanten Ausbaggerung in m ³	Fläche in km ²
sauber	44,6	564.636	2,62
geringfügig kontaminiert	39,5	500.070	2,32
kontaminiert	10,5	132.930	0,62
stark kontaminiert	5,4	68.364	0,32
gesamt	100	1.266.000	5,88

Demnach werden etwa 201.294 m³ kontaminiertes und stark kontaminiertes Material beim Ausbau der Hafenanlagen anfallen. Hierbei wird es sich vornehmlich um schlickiges Material handeln, das

von ähnlicher Zusammensetzung ist, wie die in der Schifffahrtsrinne untersuchten Schlicke. Weist dieses Material ebenfalls eine Trockenraumdichte von durchschnittlich $0,2 \text{ g/cm}^3$ auf, ist eine Menge von 40.258,8 t Trockensubstanz Baggergut zu erwarten. Es ist davon auszugehen, dass die Schwermetallbelastung in Hafenbereichen höher liegt als in der Schifffahrtsrinne und auch die enthaltenen Nährstoffe liegen vermutlich nicht weit unter denen in der Schifffahrtsrinne. Daher werden im Rahmen der Hafenmodernisierungen ungefähr die in Tab. 5.4.1 - 2 dargestellten Mengen an Nährstoffen, Schwermetallen und anderen Inhaltsstoffen mit dem Baggergut entnommen.

Tab. 5.4.1 – 2 Durchschnittsgehalte verschiedener Elemente im Schlicksediment des Schifffahrtskanals sowie Berechnung der im Baggergut aus Hafengebieten enthaltenen Mengen bei Voraussetzung vergleichbarer Konzentrationen wie im Schifffahrtskanal.

Inhaltsstoff	Durchschnittlicher Gehalt im Kanalschlick	Menge in 40.258,8 t TS
TOC	107,05 mg/g	4309,7 t
N	10,74 mg/g	432,38 t
P	4,66 mg/g	187,61 t
S	8,39 mg/g	337,77 t
Mg	5,8 mg/g	233,5 t
Ca	40,4 mg/g	1626,45 t
Pb	139 mg/kg	5,6 t
Cu	130,11 mg/kg	5,24 t
Mn	2948,22 mg/kg	118,7 t
Ni	44 mg/kg	1,77 t
Fe	40,5 mg/g	1630,48 t
Zn	1039,67 mg/kg	41,86 t

In Folge der zukünftigen Kanalvertiefung und -verbreiterung ist mit der Erhöhung der jährlichen Baggergutentnahmen zu rechnen. Um die 14,5 m tiefe Rinnen erhalten zu können, wird durch die Verbreiterung eine insgesamt größere Fläche ausgebaggert werden müssen. Dies wird zu größeren Baggergutmengen pro Jahr führen, was wiederum die erhöhte Entnahme von Nähr- und Schadstoffen bedeutet. Zudem wird sich das Erosions- und Akkumulationsgeschehen besonders in Kanalnähe in Zukunft verändern. Ein weiterer Faktor, der möglicherweise für Veränderungen im Stoffhaushalt sorgen wird, ist die geplante Verklappung von sandigem Material im Oderhaff. Dies könnte schlickiges Material überlagern und so eine zukünftige Freisetzung der im Sediment vorhandenen Nähr- und Schadstoffe in diesen Bereichen verhindern. Je nach Größe der überlagerten Fläche kann dies die Festlegung großer Mengen an Nähr- und Schadstoffen bedeuten, die somit dem Stoffkreislauf entzogen werden würden.

Es bleibt zu beobachten, ob die oben genannten Punkte die Reinigungsfunktion des Oderhaffs durch den Kanal gegenüber der Ostsee spürbar verändern werden.

5.4.2 Veränderungen des Hydrosystems

Die zwei durchgeführten Modellierungsläufe für die Strömungsverhältnisse im Oderhaff im heutigen Zustand sowie mit vertieftem Kanal, sollen Aufschluss darüber geben, ob merkliche Veränderungen im Hydrosystem des Haffs zu erwarten sind. Von Interesse ist insbesondere der Vergleich der durch den Piastowski-Kanal abfließenden Wassermengen mit den Abflussmengen nach geplanter Vertiefung. In Tab. 5.4.2 – 1 sind die abfließenden Wassermengen, die sich aus den Modellierungen mit FEMFLOW2D errechnet wurden, dargestellt und die Änderung in Prozent angegeben. Deutlich wird, dass der Abfluss durch den Piastowski-Kanal voraussichtlich bei allen

Windrichtungen zunehmen wird. Der Anstieg liegt etwa zwischen 5 % bei Ostwind und 19 % bei Nordwestwind. Die durchschnittliche, prozentuale Zunahme kann nicht einfach aus den Prozentangaben der verschiedenen Windrichtungen gemittelt werden, da nicht jede Windrichtung gleich häufig auftritt. In dieser Region überwiegt die Windrichtung Südwest. Bei dieser Windrichtung nimmt der Abfluss durch den Piastowski-Kanal nach den Berechnungen aus der Modellierung um etwa 16 % zu.

Tab. 5.4.2 – 1 Vergleich der Abflussmengen durch den Piastowski-Kanal bei heutigen Bedingungen und bei vertieftem Kanal.

Abfluss unter unterschiedlichen Bedingungen (in m³/s)			
Windrichtung	Kanal heute (ca. 10,5 m)	Kanal 14,5 m	Änderung (in %)
Ost	203,36	213,89	+ 5,18
Nordost	216,94	233,29	+ 7,54
Nordwest	246,07	293,66	+ 19,34
Nord	230,39	270,58	+ 17,44
Südost	202,96	214,63	+ 5,75
Südwest	240,92	278,71	+ 15,69
Süd	215,35	234,76	+ 9,02
West	258,76	296,9	+ 14,74

Die geplante Vertiefung des Schifffahrtskanals wird demnach voraussichtlich merkliche Folgen für das Oderhaff, aber auch für die Ostsee haben. Die größeren Wassermengen, die pro Zeiteinheit in die Ostsee abfließen, bedeuten möglicherweise eine Verkürzung der Wasseraufenthaltszeit im Oderhaff. Dies wird sowohl Veränderungen im Stoffhaushalt des Oderhaffs nach sich ziehen, als auch Folgen für die Ostsee haben. Eine Veränderung des Schwebstofftransportes in die Ostsee ist bei kürzeren Wasseraufenthaltszeiten und höheren Abflussmengen pro Zeiteinheit zu erwarten.

In dem Modell wird der Salzwasserzustrom aus der Ostsee in das Haff zwar nicht mitberücksichtigt, es kann jedoch davon ausgegangen werden, dass nicht nur der Abfluss von Haffwasser in die Ostsee zunimmt, sondern eine gesamte Zunahme des Wasseraustausches zwischen den beiden Gewässern erfolgen wird. Dies kann zu höheren Salzkonzentrationen im Wasser des Oderhaffs führen und ein weiteres Vordringen von Ostseewasser in die Oder bedeuten.

6 Zusammenfassung

In dieser Arbeit war von Interesse, wie sich der künstlich angelegte Schifffahrtskanal, der das Oderhaff durchquert, auf die Eigenschaften und Funktionen des Haffs in Bezug auf den Stoffhaushalt auswirkt.

Um dieser Frage auf den Grund zu gehen, wurden Sedimentproben aus dem Kanal untersucht, Modellierungen mit dem Simulationsmodell FEMFLOW2D durchgeführt und bereits vorhandenes Datenmaterial über das Oderhaff ausgewertet.

Die Untersuchungen der Sedimentproben auf ihre Zusammensetzung haben ergeben, dass sich im Kanal vorrangig schlickiges Material ablagert, das reich an organischen Bestandteilen ist und große Nähr- und Schadstoffmengen enthält. Durch die Analyse der Sedimentzusammensetzung waren zum Teil Rückschlüsse auf die Herkunft des Materials möglich. In der Rinne lagert sich Oderfracht, umgelagertes Material aus dem Haff, das dem Durchmischungshorizont entstammt und verschiedenen Alters ist, sowie aus der Ostsee eingeschwemmtes Material ab. Die allgemeinen Strömungsverhältnisse, Wind, Schiffsverkehr und ähnliches verursachen Resuspensions- und Umlagerungsprozesse und bewirken eine zusätzliche Materialdurchmischung im Kanal.

Um die Auswirkungen des Kanals auf das Haff und schließlich auch für die Ostsee beurteilen zu können, müssen die regelmäßigen Baggararbeiten mit berücksichtigt werden, die im Kanal durchgeführt werden, um die Tiefe zu erhalten. Die in dieser Arbeit durchgeführten Berechnungen zu den stofflichen Inhalten im jährlich entnommenen Baggergut haben gezeigt, dass es sich hierbei um durchaus relevante Größenordnungen handelt. Ein Vergleich der in den Jahren 1986 bis 2000 durchschnittlich entnommenen Baggergutmenge mit der durchschnittlichen Fracht der Oder nach Berechnungen aus Leipe et al. (1998) haben ergeben, dass knapp 50 % der Odereintragsmenge durch die Baggerungen entnommen werden. Eine anthropogene Entnahme dieser Größenordnung sollte bei Berechnungen zu Stoffhaushalt des Haffs und Materialtransportprozessen in die Ostsee keinesfalls außer Acht gelassen werden. Der Kanal übernimmt durch diese regelmäßigen Materialentnahmen eine Art Reinigungsfunktion, da unter anderem schadstoffbelastetes Material aus dem Gewässer entnommen wird und somit nicht mehr in die Ostsee weiter transportiert werden kann. Auch im Sediment gespeicherte Nährstoffe werden mit dem Baggergut aus dem Gewässer entnommen. Diese könnten anderenfalls wieder aus dem Sediment freigesetzt werden und sich entsprechend auf die Trophie des Haffs auswirken. In Zukunft ist weiter ein deutlicher Einfluss des Kanals auf den Stoffhaushalt des Haffs durch die regelmäßig durchgeführten Baggerungen zu erwarten. Schon durch die Ausbaggerungen für die Kanalvertiefung und –verbreiterung wird es zur Entnahme großer Mengen an Sediment kommen, aber auch in der Folgezeit werden möglicherweise verstärkt regelmäßige Baggerungen nötig sein, um die neue Tiefe von 12,5 m bzw. 14,5 m erhalten zu können.

Die Modellierungen der Strömungsverhältnisse im Haff haben gezeigt, dass nach geplanter Kanalvertiefung eine Verstärkung des Wasseraustausches zwischen Haff und Ostsee zu erwarten ist. Dies kann höhere Salzkonzentrationen im Oderhaff und weiter oderaufwärts nach sich ziehen und sich auf die chemischen Prozesse im Gewässer auswirken. Eine Veränderungen im gesamten Stoffhaushalt des Oderhaffs ist zu erwarten.

Abschließend ist demnach festzustellen, dass der Kanal durch die regelmäßigen Baggerungen und die Erhöhung des Austausches mit der Ostsee gegenüber Bedingungen ohne künstliche Rinne einen deutlichen Einfluss auf den Stoffhaushalt des Oderhaffs hat. Durchaus relevante Mengen an Nähr- und Schadstoffen werden mit dem Baggergut entnommen und stehen dem Stoffkreislauf des Haffs nicht weiter zur Verfügung.

Danksagung

Mein Dank gilt allen, die durch die Bereitstellung von Informationsmaterial, hilfreiche Tipps oder anregende Diskussionen zum Gelingen dieser Arbeit beigetragen haben. Insbesondere gilt mein Dank:

- Herrn PD Dr. G. Schernewski für die intensive und engagierte Betreuung dieser Arbeit,
- Herrn Doc. dr hab. Norbert Wolnomiejski vom Sea Fisheries Institute, Research Station in Swinoujscie, 72-600 Swinoujscie, Pl. Slowianski 11, Poland für die Bereitstellung der Sedimentproben und
- Herrn Dr. T. Leipe vom Institut für Ostseeforschung Warnemünde für die Unterstützung bei den geologischen Analysen der Proben und für die Hilfs- und Diskussionsbereitschaft bei wissenschaftlichen Fragen, sowie für die Ermöglichung der Teilnahme an einer mehrtägigen Expedition mit dem Forschungsschiff „Professor Albrecht Penck“ in das Gebiet des Oderhaffs und das Seegebiet vor Usedom.

Literatur

- Bangel, H., Schernewski, G. & M. Wielgat, 2001: Spatial, seasonal and long-term changes of phosphorus concentrations in the Oder estuary. In: *Erweiterte Zusammenfassung der Deutschen Gesellschaft für Limnologie (DGL/SIL); Jahrestagung 2001 in Kiel*, S. 5.
- BRÜGMANN, L., 1993: *Meeresverunreinigung*. Akademie Verlag, Berlin, S. 294.
- BUNDESANSTALT FÜR GEWÄSSERKUNDE (Hrsg.), 1995: *Wasserstraßen und Umwelt*. Beiträge zum HTG-Sprechtag am 15. Juni 1994 in Koblenz. BfG Mitteilung Nr. 7. Koblenz, S. 70.
- BUNDESANSTALT FÜR GEWÄSSERKUNDE (Hrsg.), 1999b: *Sedimentbewertung in europäischen Flussgebieten (Sediment Assessment in European River Basins)*. Beiträge zum internationalen Symposium vom 12.-14. April 1999 in Berlin. BfG Mitteilung Nr. 22. Koblenz, Berlin, S. 189.
- BRANDT, K., 1896: *Ueber das Stettiner Haff*. *Wiss. Meeresuntersuchungen*. N.F. 1 (1834/96) 2, Band 1 (Heft 2). Kiel und Leipzig, S. 107-141.
- CHOJNACKI, J. C., 1999: *Description of Ecosystem of the Lower Odra and the Odra Estuary*. *Acta hydrochim. Hydrobiol.* 27, 5, S. 257-267.
- CLEVELAND, W. A. (Hrsg.), 1994: *Britannica Atlas – Encyclopædia Britannica Inc., Chicago u.a.*, S. 200.
- DEUTSCHER BUNDESTAG (Hrsg.), 2000: *Die Ostseeregion – Chancen und Risiken einer Wachstumsregion von zunehmender weltweiter Bedeutung*. Antwort der Bundesregierung auf die Große Anfrage der Abgeordneten Wolfgang Börnßen (Bönstrup), Gunnar Uldall, Ulrich Adam, weiterer Abgeordneter und der Fraktion der CDU/CSU (Drucksache 14/2293). Drucksache 14/4460. Berlin. 01.11.2002, S. 79.
- DEUTSCHER VERBAND FÜR WASSERWIRTSCHAFT UND KULTURBAU (Hrsg.), 1988: *Sanierung und Restaurierung von Seen*. DK 556.55 Seen. DK .004.67 Wiederherstellung. Bearb. Vom DVWK-Fachausschuss „Seen und Erdaufschlüsse“. Hamburg, Berlin, S. 33.
- EUROPÄISCHE GEMEINSCHAFT, 2000: *Richtlinie 2000/60/EG des europäischen Parlaments und des Rates vom 23. Oktober 2000 zur Schaffung eines Ordnungsrahmens für Maßnahmen der Gemeinschaft im Bereich der Wasserpolitik*. – *Amtsblatt der Europäischen Gemeinschaft*, Abl. L 327/1.
- FIETZ, J., 1996: *Die Schwebstoffe des Odermündungsgebietes – geochemische und phasenanalytische Untersuchungen*. Unveröffentl. Diss. E.-M.-Arndt-Universität Greifswald, S. 139, 5 Anl.
- GRELOWSKI, A., PASTUSZAK, M., SITEK, S. & Z. WITEK, 2000: *Budget calculations of nitrogen, phosphorus and BOD5 passing through the Oder estuary*. In: *Journal of Marine Systems*, 25, S. 221-237.
- HEININGER, P., MÜLLER, A. & K. GRÜNWARD, 1998: *Aufgaben und Ziele der Bundesanstalt für Gewässerkunde bei der Untersuchung von Sedimenten und Schwebstoffen der deutschen Ostseeküste*. In: *Schadstoffbelastung der Sedimente in den Ostseeküstengewässern*. Mitteilung Nr. 15, Bundesanstalt für Gewässerkunde. Koblenz, Berlin, S. 8-15.
- HELCOM, 1992: *Convention on the protection of the marine environment of the Baltic Sea area; Guidelines for the disposal of dredged spoils (HELCOM Recommendation 13/1)*. – *Baltic marine environment protection commission Helsinki*, 3.-7. Febr. 1992.
- HELCOM, 1998: *The Third Baltic Sea Pollution Load Compilation*. – *Baltic Sea Environment Proceedings No. 70*, S. 134.
- HELCOM, 1999: *Helcom Programme implementation task force. The Baltic Sea joint comprehensive environmental action programme. Annual Report 1999*, S. 134.
- Krost, P., 1990: *Der Einfluss der Grundschnepnetzfisherei auf Nährsalz-Freisetzung aus dem Sediment und Makrofauna der Kieler Bucht (Westliche Ostsee)*. *Berichte aus dem Institut für Meereskunde an der Christian-Albrechts-Universität Kiel* Nr. 200. Kiel, S. 150.
- LAMPE, R., 1999: *Das Oder-Ästuar – Filter oder Bypass fluvialer Einträge?*, In: *BODDEN*, Nr. 7, S. 45-62.

- LANDESUMWELTAMT BRANDENBURG (Hrsg.), 1998a: Das Sommerhochwasser an der Oder 1997. Fachbeiträge anlässlich der Brandenburger Ökologietage II. Potsdam, S. 99.
- LANDESUMWELTAMT BRANDENBURG (Hrsg.) 1998b: Untersuchungen der Oder zur Belastung der Schwebstoff- bzw. Sedimentphase und angrenzender Bereiche. Forschungsbericht, Potsdam, S. 199.
- LANDESAMT FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND GEOLOGIE (LUNG) Mecklenburg-Vorpommern (Hrsg.), 2001: Gewässergütebericht 1998 / 1999 - Gütezustand der oberirdischen Gewässer, der Küstengewässer und des Grundwassers in Mecklenburg-Vorpommern. Güstrow, S. 106.
- LEIPE, T., EIDAM, J., LAMPE, R., MEYER, H., NEUMANN, T., OSADCZUK, A., JANKE, W., PUFF, T., BLANZ, T., GINGELE, F.X., DANNENBERGER, D. & G. WITT, 1998: Das Oderhaff – Beiträge zur Rekonstruktion der holozänen geologischen Entwicklung und anthropogenen Beeinflussung des Oder-Ästuars. Meereswissenschaftliche Berichte, Institut für Ostseeforschung Warnemünde, S. 61, Anhang.
- LOZÁN, J.L. & KAUSCH, H. (Hrsg.), 1996: Warnsignale aus Flüssen und Ästuaren – Wissenschaftliche Fakten. Berlin, S. 389.
- MARITIME OFFICE OF SZCZECIN, 2001 (unveröffentlicht): Baggergutdaten – Ausbaggerungen im Schifffahrtskanal Swinoujscie-Szczecin. Szczecin.
- MATTHES, S., 2001: Mineralogie – Eine Einführung in die spezielle Mineralogie, Petrologie und Lagerstättenkunde. 6. völlig überarbeitete und erweiterte Auflage. Springer Verlag. Berlin, Heidelberg, New York, S. 507.
- MEYER, H., LAMPE, R., JONAS, P. U. BUCKMANN, K., 1998: Nährstoffe im Oderästuar – Transporte und Inventare. Abschlussbericht GOAP (Greifswalder Bodden und Oder-Ästuar Austauschprozesse).
- MOHRHOLZ, V. & LASS, H. U., 1998: Transports between Oderhaff and Pommeranian Bight – a simple barotropic box model. In: Deutsche Hydrographische Zeitschrift, Volume 50, Number 4, Hamburg, Rostock, S. 371-382.
- OSADCZUK, A., WAWRZYNIAK-WYDROWSKA, B. 1998: Sediments in the Szczecin Lagoon: Selected elements and macrozoobenthos. Abschlussbericht GOAP (Greifswalder Bodden und Oder-Ästuar Austauschprozesse).
- PASTUSZAK, M., WIELGAT, M. U. S. SITEK, 2001: Nutrient Status in the Szczecin Lagoon – Past, Present and Future Prospects. In: Oceanological Studies Vol. XXX, No. 1-2. Gdansk, Szczecin, S. 59-86.
- RHEINHEIMER, G. (Hrsg.), 1996: Meereskunde der Ostsee. 2. Auflage. Berlin, Heidelberg, New York, S. 338.
- SCHERNEWSKI, G. & M. WIELGAT, 2001: Eutrophication of the shallow Szczecin Lagoon (Baltic Sea): modelling, management and the impact of weather. In: Brebbia, C.A. (ed.): Coastal Engineering V: Computer Modelling of Seas and Coastal Regions. Witpress, Southampton, Boston, S. 87-98.
- SCHWOERBEL, J., 1999: Einführung in die Limnologie. 8., vollständig überarbeitete Auflage. Stuttgart, Jena, Lübeck, Ulm, S. 465.
- WEICKER, H., 1927: Die Schleppnetzfischerei im Stettiner Haff und seinen Nebengewässern – Eine Untersuchung zur Geschichte der Schleppnetzfischerei. In: Zeitschrift für Fischerei Nr. 25. Neudamm und Berlin, S. 368-437.
- WELTBANK (Hrsg.), 2000: Poland Szczecin-Swinoujscie Seaway and Port Modernization Project, S. 18, Anhang.
- WERNER, F., Hoffmann, G., Bernhard, M., Milkert, D. & K. Vikgren, 1990: Sedimentologische Auswirkungen der Grundfischerei in der Kieler Bucht (Westliche Ostsee). Meyniana, 42. Kiel, S. 123-151.
- WETZEL, R. G., 2001: Limnology – Lake and River Ecosystems. Third Edition. Academic Press, San Diego, S. 1006.

- WIELGAT, M. & G. SCHERNEWSKI, 2002a: Impact of the Odra River nutrient load reductions on the trophic state of the Szczecin Lagoon: A modelling approach. Proceedings of the International Conference 'Sustainable Management of Transboundary Waters in Europe', UNECE, 21 – 24 April 2002, Miedzyzdroje, Poland, S. 347-350.
- WIELGAT, M. & G. SCHERNEWSKI, 2002b: Models as tools in coastal water management: eutrophication of the large, shallow Szczecin Lagoon. In: German National IHP-OHP Committee (ed.): Low-lying Coastal Areas – Hydrology and Coastal Zone Management. UNESCO International Hydrological Programme (IHP) – Reports special issue **13**, S. 147-154.

Die Auswirkungen der Wasserqualität auf den Tourismus - Eine Studie am Beispiel des Oderästuars

The impact of water quality on tourism - A case study at the Oder Estuary

Tobias Dolch

Baltic Sea Research Institute Warnemünde, Seestraße 15, D-18119 Rostock, Germany
Email: tobias.dolch@io-warnemuende.de

Summary

The Oder Estuary is located at the German-Polish border at the south-western coast of the Baltic Sea. It consists of the Szczecin Lagoon, Usedom and Wolin Island and the Pomeranian Bay. The Szczecin Lagoon shows severe eutrophication due to high discharge of nutrients by the Oder River (4,922 t phosphorous and 76,973 t nitrogen in 1995, HELCOM 1998). The eutrophication effects are not that pronounced and less obvious in the Pomeranian Bay at the seaside of Usedom and Wolin due to intensive water exchange with the open Baltic Sea.

At the same time, bathing tourism during summer can be found at the open Baltic Sea on Usedom and Wolin Island as well as at the southern coast of the Szczecin Lagoon. Tourism is an important economic factor along the Oder Estuary. In 2001, 6.6 millions overnight stays and an annual growth rate of 14.5 % were registered on Usedom Island. In contrast to this, tourism at the southern coast of the Szczecin Lagoon is poorly developed (121,337 overnight stays in 1999).

The aim of this study is to investigate if water quality is a crucial factor for tourists. Does it affect their choice of the holiday destination? And therefore, does a poor water quality hamper touristic development? How efficient are evaluation standards for water quality? Do they really coincide with what tourists subjectively regard as poor or good water quality? And how successful is the blue flag as an exclusive eco label for high environmental standards and good infrastructure at the beach which it is demanding to be?

To answer these questions a tourist survey was carried out in August 2001. Altogether 449 tourists were interviewed on Usedom Island (256) as well as at the southern coast of the Szczecin Lagoon (193).

The results show that water quality is not of decisive importance. Tourists are not really aware of water quality problems. They can not really distinguish between a good and moderate poor water quality or simply do not care about it. Tourists choose their holiday destination on the basis of accommodation prices, touristic infrastructure and ambience. But water quality can become important for tourism: if it is so poor that the signs and effects are obvious enough to be noticed by tourists. In this case tourists do respond and avoid tourist destinations with a poor water quality. In this regard blue algae blooms become important because they are potentially toxic and occur often during summer. The study also shows that there are obvious differences between water quality evaluation criteria by tourists and by official standards. This can result in different markings. The study also makes clear that the blue flag – despite its high demands as an exclusive eco label – is hardly known by tourists.

1 Einleitung

Seit mehreren Jahren sind während der Sommerurlaubszeit in der Presse regelmäßig Berichte über Algenblüten bzw. „Algenpest“ an Badeorten zu lesen. Die starken Algenblüten in der Adria Ende der 80er und Anfang der 90er Jahre, die weit über die Landesgrenzen hinaus für Aufsehen sorgten, sollten noch in guter Erinnerung sein. Dieses noch heute äußerst aktuelle Phänomen ist nicht nur auf das Mittelmeer beschränkt, sondern kann in fast allen Meeren beobachtet werden. Nur als ein Beispiel ist die Algenblüte vor der dänischen Ostseeküste zu nennen, die Ende Juli 2001 bis in die Lübecker Bucht driftete. Die Presse nahm sich dieses Themas ausgiebig an: „Warnung vor giftigen Ostsee-Algen“ (DPA/SERVICELINE 27.07.01a), „Ostsee-Strände wegen Blaualgen gesperrt“ (DPA/SERVICELINE 27.07.01b), „Algen-Alarm an der Ostsee - Warnung an Urlauber“ (LÜBECKER NACHRICHTEN 27.07.01), „In der Kieler Bucht erste Strände wegen Algen gesperrt“ (GENERAL ANZEIGER 28./29.07.01). Diese bundesweit veröffentlichten Schlagzeilen lassen die negativen Auswirkungen einer Algenblüte für den ortsansässigen Tourismus erahnen.

Neben Zeitungsberichten ist auch in internationalen Fachpublikationen über Algenblüten zu lesen (siehe SELLNER 1997, HORNER et al. 1997, ANDERSON 1997, GRANÉLI et al. 1998). Den Schwerpunkt bilden hierbei insbesondere Blüten potentiell toxischer Arten (harmful algal blooms), da sie nicht nur ökologische und ökonomische Folgen hervorrufen, sondern auch Gesundheitsrisiken für Menschen und Tiere mit sich bringen (siehe PENNA et al. 1993, MARINO et al 1995, HELCOM 1996, WASMUND 2002).

Diese Berichte geben den Anlass für die zentrale Fragestellung dieser Arbeit. Sie untersucht die Auswirkungen der Wasserqualität auf den Tourismus. In Bezug auf die Wasserqualität wird ein thematischer Schwerpunkt auf Algenblüten gelegt.

Als Untersuchungsgebiet wurde das Oderästuar an der deutsch-polnischen Grenze an der Südküste der Ostsee gewählt. Zum Oderästuar gehören die Inseln Usedom und Wolin sowie die Pommersche Bucht und das Stettiner Haff (auch Oderhaff genannt). Aufgrund der vorhandenen Datenlage und der Sprache wird sich diese Studie schwerpunktmäßig mit dem deutschen Teil des Oderästuars befassen. Das Stettiner Haff weist eine ausgeprägte Eutrophierung und deutliche Wasserqualitätsprobleme auf. Sie sind eine Folge der großen Mengen an Nähr- und Schadstoffen, die durch die Oder eingetragen werden. Aufgrund des intensiven Wasseraustauschs mit der offenen Ostsee sind die Eutrophierungsphänomene an der Seeseite Usedom und Wolins weit weniger deutlich ausgeprägt. Trotz der unterschiedlichen Wasserqualität ist in beiden Gebieten sommerlicher Badetourismus zu finden, der jedoch ungleich stark entwickelt ist: Während er an der Südküste des Stettiner Haffs auf niedrigem Niveau stagniert, boomt er an der Seeseite Usedom. Dies ist besonders bedeutsam, da Tourismus in vielen Urlaubsorten an der deutschen Ostseeküste der dominierende Wirtschaftsfaktor ist und zu mehr als 50 % des Volkseinkommens beiträgt (SCHERNEWSKI & STERR 2002).

In dieser Studie wurden mehrere Aspekte untersucht: Wie ist die subjektive Wahrnehmung der Wasserqualität und die Bewertung von Wasser- und Strandqualität durch die Urlauber? Wie ist der tatsächliche Zustand der Wasserqualität - zum einen bewertet nach ökologischen Gesichtspunkten, zum anderen nach hygienischen? Inwieweit sind Touristen für Wasserqualität, die ein Teil der Umweltqualität ist und speziell für Badetourismus wichtig sein sollte, sensibilisiert? Inwieweit sind sie über dieses Thema informiert? Welche Bedeutung hat die Wasserqualität laut Angaben der Touristen und welche tatsächliche Bedeutung wird ihr durch die Urlauber beigemessen? Wie bekannt ist die Blaue Flagge, welche als exklusives Öko-Label eine gute Umweltqualität am Strand anzeigen soll? Es wird die Hypothese geprüft, ob ein Zusammenhang zwischen Wasserqualität und Tourismus existiert. Behindert eine schlechte Wasserqualität tatsächlich die Entwicklung eines wachsenden und nachhaltigen Tourismus? Zudem sollten mögliche Unterschiede zwischen den

beiden Urlaubsgebieten in Bezug auf die Präferenzen der Touristen und ihre Sensibilisierung für Wasser- und Strandqualität ermittelt werden.

Zur Beantwortung der Fragen wurde im August 2001 eine Touristenbefragung durchgeführt. Die Urlauberbefragung erfasste 256 Touristen an den Stränden der seewärtigen Badeorte Ahlbeck, Heringsdorf und Bansin auf Usedom und 193 Urlauber an den Stränden von Ueckermünde und Mönkebude am Stettiner Haff. Mittels eines Fragebogens, der 27 Fragen umfasst und für beide Regionen gleich konzipiert war, wurden standardisierte Interviews durchgeführt.

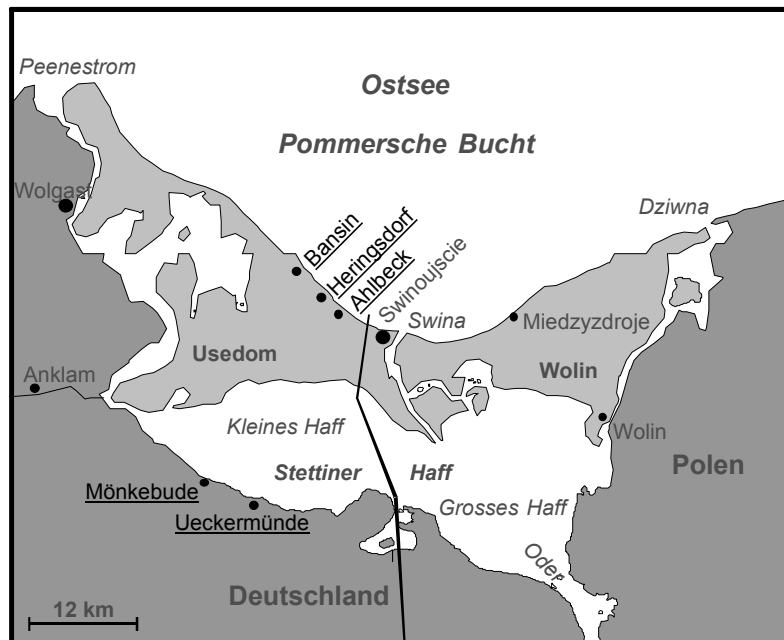
Diese selbst erhobenen Daten bilden zusammen mit den Ergebnissen der Urlauberbefragungen des Tourismusverbandes Mecklenburg-Vorpommern aus den Jahren 1994, 1997 und 1999 die Grundlage dieser Studie. Die selbst durchgeführte Touristenbefragung von 2001 war auf den thematischen Schwerpunkt Wasserqualität ausgelegt, da dieser Aspekt in den vergangenen Interviews und Auswertungen kaum behandelt wurde. Sie ist als Ergänzung zu den klassischen Urlauberbefragungen des Tourismusverbandes Mecklenburg-Vorpommern zu sehen, welche in der Literatur vielfach behandelt wurden (siehe SPERLING et al. 1998, SPERLING 2000, STEINGRUBE 2000 und SPERLING 2001).

2 Das Untersuchungsgebiet

Das Untersuchungsgebiet, sprich das Oderästuar, liegt im deutsch-polnischen Grenzgebiet an der süd-westlichen Küste der Ostsee, wie in Karte 2.1 dargestellt. Es umfasst die Inseln Usedom und Wolin mit der vorgelagerten Pommerschen Bucht sowie das Stettiner Haff (auch Oderhaff genannt) und die daran angrenzenden Küstenbereiche. Es handelt sich hierbei um eine attraktive, ökologisch wertvolle Landschaft, die über ein hohes Tourismuspotential verfügt.

Das Oderästuar ist ein typisches lagunäres Ästuar der südlichen Ostseeküste: Es ist gezeitenfrei, polimiktisch und unterliegt einer abgestuften Nährstoffbelastung. Ästuar sind „spezifisch reagierende Bindeglieder zwischen Flüssen und dem Meer. Sie besitzen ein hohes Selbstreinigungspotential und sind durch intensive Stoffumsätze charakterisiert“ (LAMPE 1999).

Das Stettiner Haff ist zentraler Bestandteil des Oderästuars. Ein Haff ist eine ehemalige Meeresbucht an einer Flachküste, die durch eine Nehrung vom offenen Wasser des Meeres abgeschlossen ist. Durch eine oder mehrere Vertiefungen besteht eine Verbindung zum Meer. Einmündende Flüsse lassen das Wasser des Haffs brackisch werden oder gar aussüßen (LESER 1997). Der mengenmäßig dominierende Süßwasserzufluss ins Stettiner Haff stammt aus der Oder, die im Süd-Osten ins Haff mündet und den fünfgrößten Süßwasserzufluss zur Ostsee darstellt. Neben der Oder fließen noch die Uecker und die Peene ins Haff, die jedoch verhältnismäßig unbedeutend sind. Dies zeigt die Betrachtung der Größe der Einzugsgebiete (Oder: 118.861 km², Peene: 5.110 km², Uecker: 2.410 km²) und der durchschnittlichen Abflussmengen (Oder: 574 m³/s, Peene: 24 m³/s, Uecker: 8,2 m³/s; gemittelt aus langjährigen Messungen von je 40 Jahren) (HELCOM 1998). Mit dem Flusswasser werden auch viele Nährstoffe ins Haff eingetragen, die dort regelmäßig zu kräftigen Eutrophierungserscheinungen führen.



Karte 2.1 Die Karte zeigt das Oderästuar mit dem Stettiner Haff, den beiden Inseln Usedom und Wolin und der Pommerschen Bucht. Die wichtigsten Urlaubsorte auf deutscher Seite sind Ahlbeck, Heringsdorf und Bansin auf Usedom sowie Ueckermünde und Mönkebude am Stettiner Haff. Auf polnischer Seite sind Swinoujście (Swinemünde) auf Usedom und Miedzzydroje (Misdroy) auf Wolin zu nennen.

Das Stettiner Haff ist eine 687 km² große, flache Lagune, die aus zwei Becken gebildet wird. Das westliche Becken, das „Kleine Haff“, gehört zum Gebiet der BR Deutschland, weist eine Größe von 277 km² auf und nimmt damit 40 % des Stettiner Haffs ein. Das östliche Becken gehört zu Polen und wird als „Großes Haff“ (Wielki Zalew) bezeichnet. Es macht mit einer Größe von 410 km² 60 % der Gesamtfläche aus. Die mittlere Wassertiefe des Stettiner Haffs beträgt 3,7 m, wobei natürliche maximale Tiefen bis 7,8 m gemessen werden. Das Kleine Haff besitzt ein Volumen von etwa 1 km³ und das Große Haff von ca. 1,6 km³ (BUCKMANN et al. 1998).

Das Stettiner Haff ist durch die Nehrungsinseln Usedom (373 km²) und Wolin (265 km²) von der offenen Ostsee isoliert (LAUN 1996) und nur über drei sehr schmale Arme mit der Pommerschen Bucht verbunden: Swina, Dzwina und Peenestrom. Hieraus resultieren lange Verweilzeiten des nährstoffreichen Wassers im Haff. Schätzungsweise 60 – 70 % des Haffwassers fließen durch Swina, während je 15 – 20 % durch Dzwina und Peenestrom in die Pommersche Bucht gelangen (MOHRHOLZ 1998). Von der Pommerschen Bucht aus fließt das Wasser in die offene Ostsee.

Es lässt sich zusammenfassen, dass das Wasser des Stettiner Haffs stark belastet ist. Dies ist auf das nähr- und schadstoffreiche Oderwasser, das riesige Einzugsgebiet der Oder und den dazu vergleichsweise kleinen Haffwasserkörper sowie auf die lange Verweilzeit des Haffwassers zurückzuführen (siehe auch Kapitel 3.5). Solche Belastungs- und Eutrophierungserscheinungen treten in der Pommerschen Bucht aufgrund der Durchmischung mit dem Wasser der offenen Ostsee weit weniger deutlich auf.

Der hohe ökologische Wert der Landschaft des Oderästuars ist allgemein anerkannt. Ein verhältnismäßig großer Teil der Fläche ist unter Schutz gestellt, sowohl auf den Inseln Usedom und Wolin als auch an der Haffküste und im Küstenhinterland.

Die unter Schutz gestellte Fläche beträgt auf der polnischen Seite insgesamt 7318 ha, wobei angemerkt werden muss, dass sich das Planungsgebiet bis Stettin erstreckt. Besonders herauszuheben ist der „Nationalpark Wolin“ (Wolinski Nationalpark), der bereits am 3. März 1960 ausgewiesen wurde und mit einer Fläche von 4940 ha eine beachtliche Größe aufweist. 1073 ha entfallen auf Naturschutzgebiete, 1244 ha auf Landschaftsparks und 61 ha auf zwei weitere Nationalparks (OLATT 1996).

1996 befanden sich auf deutscher Seite des Oderästuars 30 Naturschutzgebiete mit einer Gesamtfläche von 13.000 ha. Zudem ist der überwiegende Teil als Landschaftsschutzgebiet ausgewiesen. Entlang der gesamten Süd- und Westküste des Kleinen Haffs zieht sich ein mehrere Kilometer breiter Streifen, der im Raumordnungsprogramm als Vorranggebiet und Vorsorgeraum „Naturschutz und Landschaftspflege“ ausgeschrieben ist (Regionaler Planungsverband Vorpommern 1998). Auf Usedom fällt annähernd die gesamte Insel unter diese Kategorie (MINISTERIUM FÜR ARBEIT UND BAU 1999). Ganz Usedom ist zudem Naturpark, einer von derzeit fünf Naturparks in Mecklenburg-Vorpommern.

Man kann festhalten, dass das Oderästuar ein sehr großes natürliches touristisches Potential aufweist. Die Landschaft ist abwechslungsreich: sie umfasst sandige Kliffküsten und Sandstrände an den Außenküsten, eine Vielzahl von Seen und Wäldern auf den Inseln sowie ein attraktives Küstenhinterland mit großen Waldflächen, Mooren und Heidelandschaft. Zudem stellen das Meeresklima und die hohe Sonnenscheindauer ebenfalls attraktive touristische Faktoren dar.

3 Wasserqualität am Oderästuar und ihre Bewertung

3.1 Badewasserqualität und ökologisch orientierte Wasserqualität

Badewasserqualität, wie sie international anerkannt wird, wird von der Europäischen Gemeinschaft (EU) in der „Directive 76/160/EEC“ (deutsch: EU-Richtlinie 76/160 EWG) vom 8. Dezember 1975 beschrieben (<http://europa.eu.int/water/water-bathing/directiv.html>). Die Badewasserqualität umfasst 19 Parameter: fünf mikrobiologische Parameter (z.B. gesamtcoliforme und fäkalcoliforme Bakterien, Salmonellen) und zehn physikochemikalische Parameter (z.B. pH, gelöster Sauerstoff, Sichttiefe, Phenole, Gehalt an Ammoniak, Mineralöle) sowie vier andere Substanzen, die gesondert als Verschmutzungsindikatoren behandelt werden (z.B. Schwermetalle, Nitrat und Phosphat, Pestizide) (EUROPÄISCHE UNION 2000a). Während der Badesaison (Mitte Mai bis Mitte September) werden die Gewässer der EU alle zwei Wochen untersucht. Hierbei muss jedoch betont werden, dass lediglich fünf der aufgeführten 19 Parameter erfasst werden und in die Bewertung der Badewasserqualität einfließen. In Mecklenburg-Vorpommern findet die Beprobung durch die jeweils zuständigen Gesundheitsämter statt, während die anschließende Analyse vom Landeshygieneinstitut durchgeführt wird (SOZIALMINISTERIUM MECKLENBURG-VORPOMMERN 2000).

Die ökologisch orientierte Wasserqualität wird in Deutschland - bezogen auf Meere - im Rahmen des „Bund/Länder-Messprogramms für die Meeresumwelt von Nord- und Ostsee“ untersucht (IOW 2002). Die analysierten Parameter umfassen Hydrophysik, Hydrochemie, die Chlorophyll-a-Konzentration und Schadstoffe sowie die pelagische und benthische Biologie. Im Rahmen der Richtlinie 2000/60/EG (Wasserrahmenrichtlinie, kurz WRRL) wird in Zukunft die Untersuchung von Hydrochemie und -physik, Phytoplankton, Makroalgen, Angiospermen, Zoobenthos, Fischen und Schadstoffen vorgesehen (BMU 2002). Die Beprobung der Ostsee wird in Deutschland durch beauftragte Institute (wie z.B. das Institut für Ostseeforschung Warnemünde und das Bundesamt für Seeschifffahrt und Hydrographie) im Zuge von mehrmals jährlich stattfindenden Messfahrten durchgeführt. Für die monatliche Probenahme in den Inneren und Äußeren Küstengewässern sind die jeweiligen Landesämter zuständig (BSH 2002).

3.2 Bewertung der Badewasserqualität

Klassifizierung durch die EU

Die fünf Parameter zur Bewertung der Badewasserqualität sind in Tabelle 3.2.1 aufgeführt. Sie stellen Gesundheitsrisiken dar und können Gastroenteritis (Magen-Darm-Katarrh), Reizungen der Atemwege, Haut- und Augenreizungen, Übelkeit, Schluckbeschwerden, Kopfschmerzen, Schwindelgefühl und Ohnmacht verursachen (EUROPÄISCHE UNION 2000b, EUROPÄISCHE UNION 2000c). Die Bewertung der Badewasserqualität erfolgt also nach hygienischen Aspekten. Andere Parameter, wie Pestizide, Schwermetalle, Nitrate, Zyanide, pH, Sichttiefe, Teer-Rückstände etc., bleiben bei der Bewertung der Badewassergüte unberücksichtigt, obwohl sie ebenso als gesundheitsgefährdend einzustufen sind.

Tab. 3.2.1 Die fünf Parameter mit jeweiligen Richt- und Grenzwerten zur Bemessung der Badewasserqualität nach EU-Standard.

Parameter	Richtwerte	Grenzwerte
Mikrobiologische Parameter:		
Gesamtcoliforme Bakterien (pro 100 ml)	500	10.000
Fäkalcoliforme Bakterien (pro 100 ml)	100	2.000
Physikalisch-chemische Parameter:		
Phenole (mg/l)	≤ 0,005	≤ 0,05 / keine spezifische Geruchsbildung
Oberflächenaktive Substanzen (mg/l)	≤ 0,3	keine anhaltende Schaumbildung
Mineralöle (mg/l)	≤ 0,3	kein sichtbarer Film auf der Wasseroberfläche und keine Geruchsbildung

Die Gewässer werden anhand der Richt- und Grenzwerte der fünf Parameter in die Klassen „C(G)“ (entspricht den Richtwerten), „C(I)“ (entspricht den Grenzwerten), „NC“ (entspricht nicht den Grenzwerten), „Ban“ (Badeverbot) und „Freq“ (Badestelle nicht ausreichend häufig beprobt) eingeteilt (EUROPÄISCHE UNION 2002).

Klassifizierung durch das Sozialministerium Mecklenburg-Vorpommern

Seit 1995 wird vom Sozialministerium jährlich eine Karte zur „Badewasserqualität in Mecklenburg-Vorpommern“ herausgegeben, die sich sowohl auf die Küstengewässer an der Ostsee als auch auf Binnenseen bezieht (SOZIALMINISTERIUM MECKLENBURG-VORPOMMERN 1995 – 2001, 2002). Es gilt in Mecklenburg-Vorpommern die „Landesverordnung über hygienische Anforderungen an Badestellen vom 3. Mai 1995“, als Umsetzung der EU-Richtlinie 76/160 EWG. Hierbei ist zu betonen, dass neben den fünf EU-Standardparametern weitere Aspekte in die Klassifikation der Gewässergüte einfließen. Zudem ist die Unterteilung der Gewässergüteklassen stärker differenziert.

Bei der Beprobung werden die Sichttiefe (Transparenz) und der pH-Wert vor Ort gemessen. Weiterhin werden Färbung, Geruch und die Sauberkeit der Strände bewertet. Im Landeshygieneinstitut erfolgt die mikrobiologische Untersuchung gemäß EU-Richtlinie auf Bakteriengruppen (gesamtcoliforme und fäkalcoliforme Bakterien und ggf. Fäkalstreptokokken) (SOZIALMINISTERIUM MECKLENBURG-VORPOMMERN 2001).

Die Einteilung der einzelnen Gewässer in Güteklassen erfolgt für die jeweilige Badesaison nach den in Tab. 3.2.2 aufgeführten Kriterien (schriftliche Mitteilung von Frau Dau, Sozialministerium Mecklenburg-Vorpommern). Die Richt- und Grenzwerte beziehen sich auf die mikrobiologischen EU-Werte (siehe Tab. 3.2.1).

Tab. 3.2.2 Bewertungssystem des Sozialministeriums Mecklenburg-Vorpommern für Badewasserqualität.

Blau	<i>Zum Baden sehr gut geeignet</i> Hygienische Anforderungen werden ohne Einschränkung erfüllt	keine GWÜ max. 2 RWÜ bei ≥ 9 Proben max. 1 RWÜ bei < 9 Proben max. 2 ST < 1 m bei ≥ 9 Proben* max. 1 ST < 1 m bei < 9 Proben*
Grün	<i>Zum Baden gut geeignet</i> Hygienische Grundanforderungen werden erfüllt	keine GWÜ RWÜ möglich max. 4 ST < 1 m bei ≥ 9 Proben* max. 3 ST < 1 m bei < 9 Proben*
Orange	<i>Zum Baden geeignet</i> Sichttiefe häufig geringer 1 m, hygienische Grundanforderungen werden erfüllt	50 % der Proben ST < 1 m keine GWÜ RWÜ möglich
Gelb	<i>Noch zum Baden geeignet</i> Mikrobiologische Belastungen wurden festgestellt	GWÜ möglich häufig RWÜ zeitweilig ST < 1 m
Rot	<i>Zum Baden ungeeignet</i> Badeverbot	häufige GWÜ Badeverbot in vorheriger Saison Außergewöhnliche Ereignisse

* zulässige Abweichung bei der Transparenz bedingt durch Sediment, Brandung, Algenblüten

GWÜ = mikrobiologische Grenzwertüberschreitung

RWÜ = mikrobiologische Richtwertüberschreitung

ST = Sichttiefe

3.3 Bewertung der ökologisch orientierten Wasserqualität

Nachdem zuvor Bewertungssysteme für die Badewasserqualität vorgestellt wurden, bezieht sich das Bewertungssystem des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie Mecklenburg-Vorpommern (LUNG) auf die ökologisch orientierte Wasserqualität. Es handelt sich um ein landesinternes, standardisiertes System, welches sich bei der Bewertung am Grad der Trophie und der organischen Belastung des Gewässers orientiert. Die Bewertung der Gewässer erfolgt anhand eigens erhobener Monitoringdaten, findet jährlich statt und wird in Gewässergüteberichten veröffentlicht.

Als allgemeine Grundlage für die Gütebeurteilung der Küstengewässer dient seit Anfang der 80er Jahre eine „Richtlinie zur Klassifizierung der Wasserbeschaffenheit der Seegewässer“. Da die Eutrophierung in den Gewässern Mecklenburg-Vorpommerns das Hauptgüteproblem darstellt, erfolgt die Gütebeurteilung der Küsten- und Boddengewässer allein anhand des Merkmalskomplexes „Trophie und organische Belastung“. Dieser Merkmalskomplex spiegelt am deutlichsten die Veränderungen der Wasserbeschaffenheit in Folge anthropogener Belastungen wieder und setzt sich aus drei gleichberechtigten Merkmalsgruppen zusammen (BACHOR et al. 1992):

- Nährstoffverhältnisse: Phosphat, Gesamt-Phosphor, gelöster anorganischer Stickstoff
- Produktionsverhältnisse: Phytoplanktonvolumen, Chlorophyll-a, Sichttiefe
- Sauerstoffverhältnisse und organische Belastung: Sauerstoffsättigung, BSB₂, CSV_{mn}.

Tab. 3.3.1 Klassifizierung nach Trophie und organischer Belastung. Die aufgeführten Parameter werden zur Bewertung der Wasserqualität des Oderästuars herangezogen.

Klasse	1	2	3	4	5	6
Trophiegrad	oligotroph	mesotroph	eutroph	stark eutroph	polytroph	hypertroph
Kriterien						
PO ₄ -P	< 0.5	< 1.5	< 3	< 5	< 10	> 10
P _t	< 1	< 3	< 6	< 10	< 20	> 20
DIN	< 10	< 30	< 60	< 100	< 200	> 200
Phytoplanktonvolumen	< 1	< 5	< 10	< 20	< 40	> 40
Chlorophyll-a	< 2	< 10	< 25	< 50	< 100	> 100
Sichttiefe	> 6	> 4	> 2	> 1	> 0.5	< 0.5
Schwankungsbreite der O ₂ -Sättigung	90 - 110	80 - 130	60 - 150	40 - 200	20 - 250	0 - 300
BSB ₂	< 2	< 4	< 6	< 8	< 10	> 10
CSV _{mn}		< 8	< 16	< 24	< 40	> 40

Für die Bewertung der Gewässergüte an den einzelnen Messstellen wird jeweils der ungünstigste Messwert für jedes Kriterium herangezogen. Die Messwerte werden in das in Tab. 3.3.1 dargestellte Klassifikationssystem eingeordnet und der Trophiegrad nach sechs Stufen differenziert.

Eine Beurteilung der Gewässergüte anhand des Trophiegrades scheint geeignet, da Eutrophierung eine Vielzahl von Konsequenzen nach sich zieht, die sich auf das gesamte Ökosystem auswirken (RÖNNBERG 2001).

3.4 Die Wasserqualität des Oderästuars

Die Badewasserqualität

Die Abb. 3.4.1 und 3.4.2 zeigen die Entwicklungen der Badewasserqualität im Stettiner Haff und in der Pommerschen Bucht (Ostsee), zum einen klassifiziert durch die EU und zum anderen durch das Sozialministerium Mecklenburg-Vorpommern.

Aus Abb. 3.4.1 wird deutlich, dass sich - gemessen am EU-Bewertungssystem - die Badewasserqualität im deutschen Teil der Pommerschen Bucht und des Stettiner Haffs sowohl von der Tendenz ihrer Entwicklung als auch vom jetzigen Zustand her ähneln. Die Ausnahme bildet hierbei die Beprobungsstelle „Stettiner Haff, Ueckermünde“. Insgesamt aber scheint sich die Badewasserqualität seit 1994 / 1995 in einem einwandfreien Zustand zu befinden.

Überwachte Badestellen 1992 1993 1994 1995 1996 1997 1998 1999 2000 2001

Pommersche Bucht:

Heringsdorf, Grenzstraße	1	2	1	1	1	1	1	1	1	1
Heringsdorf, Kulturhaus	1	2	0	0	1	1	1	1	1	1
Heringsdorf, Sackkanal				1	1	1	1	1	1	1
Bansin, Hauptstrand	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Bansin, Langenberg	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Ahlbeck, östl. d. Seebrücke	3	2	2	1	1	1	1	1	1	1
Ahlbeck, FKK-Strand	3	1	1	1	1	1	1	1	1	1

Stettiner Haff:

Mönkebude				1	1	1	1	1	1	1
Stettiner Haff, Bellin	0	0	0	2	1	1	1	1	1	1
Stettiner Haff, Ueckermünde				2	2	2	3	1	2	2

Legende:

1	Entspricht empfohlenen Richtwerten („sehr gut“)
2	Entspricht den verbindlichen Grenzwerten („gut“)
3	Entspricht nicht den verbindlichen Grenzwerten
0	Häufigkeit der Probennahme nicht ausreichend

Abb. 3.4.1 Badewasserqualität der Badesaison 1992 – 2001, bewertet nach EU-Richtlinie 76/160 EWG (Badegewässerqualität).

Überwachte Badestellen
(mit Zuordnungsnummern)

1995 1996 1997 1998 1999 2000 2001

Pommersche Bucht:

Ahlbeck, FKK-Strand, Richtung Grenze (724)

1	1	2	1	2	1	1
---	---	---	---	---	---	---

Ahlbeck, 250 m östl. d. Seebrücke (725)

1	1	1	1	2	1	1
---	---	---	---	---	---	---

Heringsdorf, Grenzstraße (726)

1	1	1	1	1	1	1
---	---	---	---	---	---	---

Heringsdorf, Kulturhaus (727)

		1	1	1	1	1
--	--	---	---	---	---	---

Heringsdorf-Neuhof (728)

1	1					
---	---	--	--	--	--	--

Heringsdorf, Sackkanal (729)

1	1	1	1	1	1	1
---	---	---	---	---	---	---

Bansin, Hauptstrand (730)

1	1	1	1	1	1	1
---	---	---	---	---	---	---

Bansin, Langenberg (731)

1	1	1	1	1	1	1
---	---	---	---	---	---	---

Stettiner Haff:

Stettiner Haff, Mönkebude (626)

3	3	3	3	3	3	3
---	---	---	---	---	---	---

Stettiner Haff, Grambin (625)

3	3	3	3	3	3	3
---	---	---	---	---	---	---

Stettiner Haff, Ueckermünde (624)

3	3	3	3	3	3	3
---	---	---	---	---	---	---

Stettiner Haff, Bellin (623)

3	3	3	3	3	3	3
---	---	---	---	---	---	---

Legende:

- 1 Zum Baden sehr gut geeignet; keine Belastung festgestellt
(bei ausreichender Probenzahl maximal 2 Leitwertüberschreitungen)
- 2 Zum Baden geeignet; geringe oder gelegentlich geringe Belastungen festgestellt
- 3 Sichttiefe geringer 1 m; mikrobiologische Belastungen nicht festgestellt
- 4 Noch zum Baden geeignet; mikrobiologische Belastungen wurden festgestellt
(Grenzwertüberschreitung)
- Zum Baden ungeeignet; Badeverbot

Abb. 3.4.2 Badewasserqualität in Mecklenburg-Vorpommern 1995 – 2001, Quelle:
"Badewasserqualität in Mecklenburg-Vorpommern" (Karten) herausgegeben vom
Sozialministerium Mecklenburg-Vorpommern.

Wird die Badewasserqualität nach dem Bewertungssystem des Sozialministeriums Mecklenburg-Vorpommern klassifiziert (Abb. 3.4.2), ergibt sich im Vergleich mit Abb. 3.4.1 ein anderes Bild. Hiernach sind deutliche Wasserqualitätsunterschiede zwischen dem Stettiner Haff und der Pommerschen Bucht zu erkennen, was sich schon aus der größeren Differenzierung der Bewertungsklassen ergibt. Aber auch nach diesem Bewertungssystem scheint sich die Badewasserqualität in den letzten sieben Jahren nicht verändert zu haben.

Die ökologisch orientierte Wasserqualität

Station	Ort	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999
---------	-----	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------

Pommersche Bucht:

OB1	nördl. Ahlbeck	3	3	4	3	3	4	4	4	3	4
OB2	nördl. Ahlbeck	3	3	4	3	4	3	4	4	4	4
OB3	nördl. Ahlbeck	3	3	4	3	3	3	4	3	3	3
OB4	nördl. Ahlbeck	3	3	4	3	3	3	3	4	3	3

Kleines Haff:

(im Stettiner Haff)

KHQ	Karnin	5	4	5	5	5	4	4	4	4	5
KHP	Mönkebude	5	4	5	5	4	4	4	5	4	5
KHM	Zentralbereich	5	4	4	5	4	4	4	5	4	4
KHJ	Staatsgrenze	5	5	5	5	4	4	4	5	4	5

Legende:

1	Oligotroph
2	Mesotroph
3	Eutroph
4	Stark eutroph
5	Polytroph

Abb. 3.4.3 Trophiegrade Pommersche Bucht und Stettiner Haff (nach LUNG) (LANDESAMT FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND GEOLOGIE M-V 2001).

Die Bewertung der Gewässergüte an den Messstationen im Oderästuar ist in Abb.3.4.3 für die Jahre 1990 bis 1999 dargestellt. Es kann ebenfalls kein eindeutiger Trend in der Entwicklung der Wasserqualität für diesen Zeitraum ausgemacht werden. Auffallend ist, dass die Wasserqualität in der Pommerschen Bucht besser bewertet wird als im Kleinen Haff, dem deutschen Teil des Stettiner Haffs.

Bis hierhin lässt sich zusammenfassen, dass zwischen ökologischer Wasserqualität und hygienischer Badewasserqualität unterschieden wird. Für die Bewertung der Gewässergüte liegen verschiedenen Bewertungssysteme vor. Je nachdem welches Bewertungssystem herangezogen wird, kann die Beurteilung der Gewässer sehr unterschiedlich ausfallen. Tendenziell wird das Haff schlechter bewertet als die Pommersche Bucht. Aus allen Bewertungsmaßstäben lässt sich erkennen, dass sich die Wasserqualität sowohl in der Pommerschen Bucht als auch im Stettiner Haffs in den letzten zehn Jahren kaum verändert hat.

3.5 Eutrophierung und Algenblüten

Laut NIXON (1995) ist Eutrophierung definiert als die verstärkte Zufuhr an organischem Material in ein Ökosystem. Dies kann durch verschiedene Faktoren geschehen, aber in den meisten Fällen durch eine Anreicherung von Nährstoffen. Eutrophierung ist kein Zustand sondern ein Prozess. Die erhöhte Konzentration an Nährstoffen resultiert in einer verstärkten Produktion und löst förmlich eine Kettenreaktion aus, welche die gesamte aquatische Umwelt beeinträchtigt. Dies ist darauf zurückzuführen, dass die Eutrophierung direkt am Anfang der Nahrungskette ansetzt. Sie wirkt sich

nicht nur auf die Produzenten und nachfolgend auf alle Ordnungen der Konsumenten aus (Veränderungen im Nahrungsnetz), sondern bedingt auch eine Artenverschiebung bei Fischen und bei der benthischen Fauna, sowie eine Veränderung abiotischer Faktoren wie Sichttiefe, Sauerstoffgehalt und Chemie des Wassers (RÖNNBERG 2001).

Die Eutrophierung ist im 20. Jahrhundert aufgrund des erhöhten Nährstoffaustrags stark gestiegen. Es wird vermutet, dass der Nährstoffeintrag im Laufe des 20. Jahrhunderts sich vervielfacht hat; in Bezug auf Stickstoff vervierfacht und bezogen auf Phosphat sogar verachtfacht (LARSSON et al. 1985).

Ein offensichtliches Ergebnis der Eutrophierung ist die gesteigerte Häufigkeit von exzessivem Algenwachstum, was zu räumlicher Bedeckung und Verfärbung des Wassers, Abnahme der Sichttiefe sowie zu Schaumbildung, und Sauerstoffmangel führt. 1991, 1992 und 1993 waren 40.000 bis mehr als 60.000 km² der Oberfläche der zentralen Ostsee mit Algenakkumulationen – bedingt durch Algenblüten – bedeckt (KAHRU et al. 1994), was bis zu 30 % der Fläche der zentralen Ostsee entspricht.

In das Stettiner Haff werden über Oder, Peene und Uecker große Nährstoffmengen transportiert: 1995 wurden schätzungsweise ca. 5.050 t Phosphor und 81.200 t Stickstoff über alle drei Flüsse ins Haff eingetragen. Der Anteil der Oder betrug dabei 4.922 t Phosphor und 76.973 t Stickstoff (HELCOM 1998).

Eutrophierung wird zusätzlich durch lange Verweilzeiten des nährstoffreichen Wassers begünstigt. Aufgrund der isolierten Lage des Stettiner Haffs ergeben sich für das Wasser Austauschzeiten zwischen 35 und 75 Tagen. Diese Spanne ergibt sich aus den Wasserständen im Haff, in der Bucht und der Oder und der vorherrschenden Windrichtung und -stärke. Die Verweilzeit des Wassers in der Pommerschen Bucht beträgt dagegen nur 8 bis 10 Tage (MOHRHOLZ 1998).

Der Trophiegrad im Haff wird des Weiteren auch durch die ungünstigen natürlichen hydromorphologischen Ausgangsbedingungen verstärkt. Neben dem stark eingeschränkten horizontalen Wasseraustausch mit der vorgelagerten Ostsee sind dies zum einen das riesige Einzugsgebiet und dazu das vergleichsweise kleine Wasservolumen des Stettiner Haffs (LANDESAMT FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND GEOLOGIE M-V 2001). Allerdings wird der extrem hohe Nährstoffgehalt des Oderwassers als entscheidender Faktor angesehen.

Die durch die Oder eingetragenen Nährstoffe werden entweder in die offene Ostsee verfrachtet, im Sediment abgelagert (vornehmlich im Winter) und bilden somit ein gewässerinternes Depot oder durchlaufen eine intensive biologische Transformation (hauptsächlich im Sommer). Im Verlauf eines Jahres durchläuft das Phytoplankton ein typisches Schema, was durch drei Blüten gekennzeichnet ist: im Frühjahr, Sommer und im Herbst (SCHMIDT 1998). Die Frühjahrsblüte in der Ostsee setzt sich aus wechselnden Anteilen aus Diatomeen und Dinoflagellaten zusammen, die eine große Algenbiomasse erzeugen. Bei der großen Blüte im Sommer dominieren dann Cyanobakterien (Blualgen), die potentiell toxisch sind. Das Maximum wird im August und September erreicht und ist im Haff wesentlich ausgeprägter als in der Bucht. Im Herbst verlagert sich zusammenhängend mit den sinkenden Temperaturen die Algenzusammensetzung zu Gunsten der Diatomeen. (WASMUND 2000, SCHMIDT 1998).

Algenblüten von potentiell toxischen Algen können eine Gesundheitsgefahr darstellen. Der Kontakt mit der Haut und die orale Aufnahme können zu verschiedensten Beschwerden führen. Da die durchschnittlich verschluckte Wassermenge während eines Badeganges 10-15 ml beträgt, sind Übelkeit, Erbrechen, Durchfall, Atemnot und Hautreizungen im Fall einer potentiell toxischen

Algenblüte keine Seltenheit (MARINO et al. 1995). In erster Linie sind sie allerdings für Tiere gefährlich. In WASMUND (2002) ist eine umfangreiche Auflistung von Fällen hierüber zu finden.

3.6 Die Blaue Flagge

Die Blaue Europa-Flagge, kurz Blaue Flagge genannt, gibt es europaweit seit 1987. Sie *“ist ein exklusives Öko-Label, welches in der Saison 2002 an über 2800 Badestellen und Sportboothäfen in 23 europäischen Ländern sowie in Südafrika vergeben wurde“* (BLUE FLAG 2002a). Sie ist ein Gütesiegel, welches hohe Umweltstandards sowie gute Sanitär- und Sicherheitseinrichtungen im Hafen- und Badestellenbereich anzeigen soll. *„Die Blaue Europa-Flagge wird als erstes Umweltsymbol weltweit in 23 Ländern für jeweils ein Jahr an vorbildliche Badestellen an Küsten und an Binnengewässern verliehen“* ... *„Die Blaue Europa-Flagge verbindet Tourismus und Erhaltung von Natur und Landschaft und fördert damit einen nachhaltigen Tourismus in der Region“* ... *„Die Blaue Europa-Flagge ist ein Marketinginstrument zur Tourismusförderung. Mit ihr kann in Reiseprospekten, auf Geschäftspapieren und in den Hotels vor Ort geworben werden.“* (entnommen aus den „Ausschreibungsunterlagen für das internationale Umweltsymbol „Blaue Europa-Flagge 2002“ für Badestellen an Küsten und an Binnengewässern in der Bundesrepublik Deutschland“).

Die Blaue Flagge-Kampagne ist der „Foundation for Environmental Education in Europe“ (FEEE) zugehörig – einer privaten Umweltorganisation, die in den teilnehmenden Ländern von entsprechenden Organisationen vertreten wird. In Deutschland übernimmt dies die „Deutsche Gesellschaft für Umwelterziehung e.V.“ (DGU) (BLUE FLAG 2002a). Zu den Anforderungen für die Verleihung der Blauen Flagge gehören vier Aspekte (BLAUE FLAGGE 2001):

- 1) Badewasserqualität gemäß den Richtwerten der EU-Badewasserqualitäts-Richtlinie 76/160 EWG. Zudem muss das Abwasser und die Abwasserentsorgung der Kommune der EU-Abwasserrichtlinie 91/271/EEC entsprechen.
- 2) Umweltkommunikation: Die Bevölkerung soll mittels Schautafeln, Broschüren, Informationsveranstaltungen etc. über Umweltfragen informiert werden.
- 3) Umweltmanagement: Badestellen müssen u. a. mindestens einmal täglich von Müll und Fäkalien gereinigt werden, Sanitäranlagen müssen in ausreichender Zahl bereitgestellt und mehrmals täglich gereinigt werden, Abfalltonnen müssen aufgestellt sein etc.
- 4) Strandservice und Sicherheit: Neben der Gewährleistung eines sicheren Zugangs zum Strand müssen u. a. Warnsysteme, Erste Hilfe und ein Wasserrettungsdienst am Badestrand vorhanden sein.

Aus diesen vier Aspekten lassen sich auch Maßnahmen erkennen, welche die Strandqualität verbessern, wobei es sich in erster Linie um Aspekte des Services und der Infrastruktur handelt. Der komplette Anforderungskatalog kann im Internet unter <http://www.blaue-flagge.de/Badestellen/Anforderungen/anforderungen.htm> eingesehen werden.

Die Blaue Flagge ist an keinem der Haffstrände vertreten. 2002 dagegen auf Usedom an fünf Stränden und zwar in Ahlbeck, Heringsdorf, Bansin, Trassenheide und Zinnowitz (BLUE FLAG 2002b). Ahlbeck, Heringsdorf und Bansin haben die Blaue Flagge seit 1997 jährlich verliehen bekommen.

4 Entwicklung und Bedeutung des Tourismus

Tourismus ist für Deutschland ein wichtiger Wirtschaftsfaktor. Insbesondere in Regionen, die industriell schwach entwickelt sind und in größerer Distanz zu den Industrie- und Dienstleistungszentren liegen, kommt den Einnahmen aus dem Fremdenverkehr eine große Bedeutung für die Sicherung von Arbeitsplätzen und die Erhaltung und Förderung der regionalen Wirtschaftskraft zu. So auch in Mecklenburg Vorpommern. Nach der politischen Wende 1989 folgte eine Phase der Umstrukturierung und Neuorientierung. In den Neuen Bundesländern vollzog sich in der ersten Hälfte der 90er Jahre ein grundlegender Wandel in der Tourismusstruktur: von der quantitativen Bedarfsdeckung hin zu einer verbesserten qualitativen Ausstattung. Seit diesem Transformationsprozess ist der Tourismus besonders in Mecklenburg-Vorpommern bedeutsam. 2001 wurde ein neuer Rekord erzielt als das Bundesland 19,8 Millionen Übernachtungen aufweisen konnte, + 8,3 % im Vergleich zum Vorjahr (STATISTISCHES LANDESAMT M-V 2002a). Schon für das Jahr 2000 wurde bei den jährlichen Übernachtungszahlen eine Steigerungsrate von 16,9 % erzielt. Die Tourismusdichte in Mecklenburg-Vorpommern - gemessen an der Anzahl der Übernachtungen pro Einwohner - ist heutzutage ebenfalls sehr hoch: Wurden 1999 schon 8.700 Übernachtungen pro 1.000 Einwohner gezählt, konnten 2000 sogar 10.200 Übernachtungen registriert werden. In Zahlen ausgedrückt haben sich in Mecklenburg-Vorpommern die Gästeankünfte von 1.975.686 (1992) auf 4.534.625 (2001) gesteigert. Im gleichen Zeitraum hat die Zahl der Übernachtungen von 6.658.840 auf 19.759.712 zugenommen, wobei die durchschnittliche Aufenthaltsdauer konstant von 3,4 auf 4,4 Tage gestiegen ist. Gästeankünfte und Übernachtungen konnten vielfach zweistellige prozentuale Zuwächse im Vergleich zum Vorjahr verzeichnen. Einhergehend mit dieser Entwicklung ist auch das Angebot gestiegen: die Anzahl der geöffneten Beherbergungstätigkeiten hat von 975 (1992) auf 2.615 (2001) zugenommen und die Zahl der Betten von 59.872 auf 160.961 (STATISTISCHES LANDESAMT M-V 2001a, STATISTISCHES LANDESAMT M-V 2001b, STATISTISCHES LANDESAMT M-V 2001c, STATISTISCHES LANDESAMT M-V 2001d). Laut Jahreswirtschaftsbericht 2001 hat der Tourismus mittlerweile einen Anteil von mehr als 10 % an der wirtschaftlichen Gesamtleistung des Bundeslandes Mecklenburg-Vorpommern (WIRTSCHAFTSMINISTERIUM M-V 2001). Die Bedeutung spiegelt sich auch bei den Arbeitsplätzen wieder. 1998 waren etwa 6 % der Gesamtbeschäftigten direkt in der Tourismusbranche tätig, was 44.000 Arbeitsplätzen entspricht. Aber aufgrund der Anteile der Teilzeit- und Saisonarbeiter und der beschäftigungswirksamen Impulse auf andere Bereiche (Handel, Dienstleistungen, Land- und Fischereiwirtschaft sowie Kulturwirtschaft) darf nach Schätzungen davon ausgegangen werden, dass die Zahl der direkten und indirekten Beschäftigten im Tourismus - insbesondere in der Hauptsaison - bei rund 100.000 Personen liegt (WIRTSCHAFTSMINISTERIUM M-V 1998).

Im Besonderen zeigt sich die wirtschaftliche Bedeutung des Tourismus an der deutschen Ostseeküste, wo der Tourismus in vielen Urlaubsorten mehr als 50 % des Volkseinkommens ausmacht (SCHERNEWSKI & STERR 2002). Es muss angemerkt werden, dass die statistischen Angaben – sofern nicht anders gekennzeichnet - aus der offiziellen Landesstatistik Mecklenburg-Vorpommerns stammen und sich nur auf Vollerwerbsbetriebe im Tourismus, d.h. Betriebe mit neun oder mehr Betten, beziehen. Die tatsächliche Dimension des Tourismus lässt sich aus den Zahlen erahnen, die Betriebe mit weniger als neun Betten einbeziehen, was meistens bei den Usedom-Statistiken der Fall ist. Das zur Verfügung stehende Datenmaterial, bezieht sich leider auf unterschiedliche Definitionen, wodurch die statistischen Angaben z. T. nicht direkt vergleichbar sind.

4.1 Tourismus auf Usedom

Die Insel Usedom kann auf eine lange Tourismustradition zurückblicken. Bereits 1824 wurde das Seebad Heringsdorf auf Usedom gegründet und 1853 das Seebad Ahlbeck (KERSTEN U SPODE 2000). Zusammen mit Bansin (1890) bilden diese Orte die so genannten „Kaiserbäder“, wo nicht nur Kaiser Wilhelm II, sondern auch der Adel und das reiche Bürgertum schon gegen Ende des 19. Jahrhunderts seinen Urlaub verbrachte. Die charakteristische Bäderarchitektur zeugt noch heute von dieser Zeit.

Tourismus boomt an der deutschen Ostseeküste. Dies ist seit der Phase der Umstrukturierung und Neuorientierung zu beobachten. Seit diesem Transformationsprozess verzeichnet Usedom ebenso wie Mecklenburg-Vorpommern einen positiven Tourismustrend und kann hierbei eine Vorreiterstellung behaupten. Allein auf Usedom sind mehr als 6.000 Beschäftigte im Tourismus tätig. Die Fremdenverkehrsintensität wird mit 11.777 Übernachtungen pro 100 Einwohnern beziffert (INSEL USEDOM e.V. 2001). Damit würde sie zehnmals höher als der Landesdurchschnitt liegen. 2001 wurden ca. 1 Million Besucher registriert, die etwa sechs Millionen Übernachtungen verbuchen ließen. Dies bedeutet eine Zuwachsrate von + 14,5 % im Vergleich zum Vorjahr. Die durchschnittliche Aufenthaltsdauer der Touristen betrug 6,3 Tage (INSEL USEDOM e.V. 2001). Diese Zahlen sind jedoch zu relativieren, da in die angegebene Fremdenverkehrsintensität auf Usedom offensichtlich auch die Übernachtungen aus Nicht-Vollerwerbsbetrieben (weniger als neun Betten) eingerechnet wurden, die in der Landesstatistik nicht erfasst werden. Nichtsdestoweniger zeigen sie die große Bedeutung des Tourismus auf Usedom.

Besondere Bedeutung innerhalb Usedom haben die Kaiserbäder Ahlbeck, Heringsdorf und Bansin, die als Motoren des Usedomtourismus betrachtet werden können (siehe Tab. 4.1.1).

Tab. 4.1.1 Bettenkapazität, Gäste und Übernachtungszahlen und durchschnittliche Auslastung der Kaiserbäder (Datenquelle: ZWECKVERBAND SEEBÄDER INSEL USEDOM AHLBECK-HERINGSDORF-BANSIN 2002).

Jahr	Bettenkapazität	Gäste		Übernachtungen		Auslastung in %
		Anzahl	Veränderung in %	Anzahl	Veränderung in %	
1989	20.869	187.172		2.451.548		32,2
1991	7.080	57.186	- 69,4	300.000	- 87,8	11,7
1992	7.530	91.676	+ 60,3	521.533	+ 73,8	18,9
1993	7.780	106.597	+ 16,3	646.459	+ 24,0	22,8
1994	8.180	116.482	+ 9,3	714.073	+ 10,5	23,8
1995	8.550	129.061	+ 10,8	785.143	+ 10,0	25,2
1996	8.339	150.276	+ 16,4	896.102	+ 14,1	29,3
1997	10.220	182.194	+ 21,2	1.052.463	+ 17,4	28,2
1998	12.452	208.530	+ 14,5	1.278.951	+ 21,5	28,2
1999	13.259	244.303	+ 17,2	1.678.776	+ 31,3	34,8
2000	13.746	273.286	+ 11,9	1.754.433	+ 4,5	35,0
2001	14.259	307.333	+ 12,5	1.877.242	+ 7,0	36,1

Die Tabelle 4.1.1 zeigt die Entwicklung der Bettenkapazität, der Gäste- und Übernachtungszahlen und die Auslastung der Tourismus-Betriebe in den Kaiserbädern auf Usedom. Die Zahlen zeigen

den starken positiven Entwicklungstrend und unterstützen die Behauptung, dass die Kaiserbäder auf der Insel eine herausragende Stellung im Tourismus einnehmen.



Foto 4.1.1 Tourismus an den Kaiserbädern auf Usedom (Foto Schernewski)

Angesichts mangelnder Arbeitsplatzalternativen und der hohe Arbeitslosenquote von 25,1 % im Landkreis Ostvorpommern, dem Usedom zugehört, wird die entscheidende Bedeutung eines wachsenden Tourismus deutlich (STATISTISCHES LANDESAMT M-V 2002a).

4.2 Tourismus an der Südküste des Stettiner Haffs

Wegen der fehlenden Datengrundlage am Stettiner Haff kann kein direkter Vergleich zwischen den Urlaubsorten auf Usedom und denen am Stettiner Haff gezogen werden. Es liegen nur vergleichbare Daten der beiden Landkreise Ostvorpommern und Uecker-Randow vor (siehe Tab. 4.2.1).

Tab. 4.2.1 Vergleich der touristischen Dimensionen der Landkreise Ostvorpommern und Uecker-Randow (STATISTISCHES LANDESAMT M-V 2001a)

Jahr	Anzahl geöffneter Betriebe im Juli	Anzahl angebotener Gästebetten im Juli	Anzahl der Gäste- ankünfte	Anzahl der Über- nachtungen	Durchschn. Auslastung angebotener Betten in %	Anzahl der Übernachtungen je 1.000 Einwohner
Ostvorpommern:						
1997	305	18.093	396.798	1.935.037	36,6	16.746
1998	351	21.563	437.716	2.237.354	35,6	19.457
1999	355	23.248	511.569	2.727.450	37,2	23.697
Uecker-Randow:						
1997	41	1.413	48.210	117.664	28,2	1.330
1998	40	1.466	50.263	117.083	25,3	1.331
1999	43	1.747	52.018	121.337	22,5	1.395

Trotzdem lassen sich aus dem Vergleich Tendenzen erkennen, weil der Tourismus in Ostvorpommern von der Insel Usedom dominiert wird, und Tourismus in Uecker-Randow hauptsächlich an der Südküste des Stettiner Haffs stattfindet. Tabelle 4.2.1 zeigt die unterschiedlichen touristischen Ausmaße der beiden Landkreise: Während der Tourismus im betrachteten Zeitraum in Ostvorpommern stark ansteigt und wächst, stagniert er auf niedrigem Niveau in Uecker-Randow bzw. weist maximal ein leichtes Wachstum auf. Als deutlichster

Unterschied kann die Auslastung herangezogen werden: Während sie in Ostvorpommern recht stabil ist, fällt sie in Uecker-Randow kontinuierlich. Die Differenz beträgt 1999 sogar 14,7 Prozentpunkte. Vergleiche der touristischen Kapazität und der Nachfrage durch die Urlauber machen ebenfalls die unterschiedlichen Dimensionen deutlich. Bezogen auf die geöffneten Betriebe, beträgt 1999 die Quote zwischen Uecker-Randow und Ostvorpommern 1 zu 8,3 und in Bezug auf die angebotenen Gästebetten 1 zu 13,3. Zudem wird ersichtlich, dass die Zahl der Gästeankünfte in Ostvorpommern um den Faktor 9,8 bzw. die Zahl der Übernachtungen um den Faktor 22,5 höher liegt.

Trotzdem sind beide Regionen im Raumordnungsprogramm Mecklenburg-Vorpommerns als Tourismusschwerpunkträume ausgewiesen. (MINISTERIUM FÜR ARBEIT UND BAU MECKLENBURG-VORPOMMERN 1999). Ein Auszug aus dem regionalen Raumordnungsprogramm verdeutlicht die Gründe: Die Randgebiete des Küstenraums und das Küstenhinterland sollen als Entlastungs- und Ergänzungsgebiete zu den Hauptferienorten entwickelt werden, da die touristischen Aktivitäten einiger Ostseeeurlaubsorte inzwischen an die Grenzen der ökologischen und sozialen Belastbarkeit gestoßen sind.



Foto 4.2.1 Tourismus an der Südküste des Stettiner Haffs.

Es kann festgehalten werden, dass der Tourismus an der Südküste des Stettiner Haffs im Vergleich zu Usedom nicht nachhaltig wachsend, sondern schlecht entwickelt ist und gegen die abnehmende Auslastung der Kapazitäten zu kämpfen hat.

4.3 Tourismus in Polen unter besonderer Berücksichtigung Wolins

Tourismus erlangt auch in Polen zunehmende Bedeutung. Die ca. 500 km lange Ostseeküste mit ihren breiten Sandstränden stellt ein großes touristisches Potential dar. Viele Regionen entlang der polnischen Küste sind ländlich geprägt und strukturschwach, so dass auch hier dem Tourismus eine relativ hohe Bedeutung zukommt.

Heute durchläuft der Tourismus den gleichen Strukturwandel wie seinerzeit in den Neuen Bundesländern in Deutschland. Die Tendenz zu mehr Qualität im Tourismus ist deutlich zu erkennen. Exemplarisch lässt sich dies an der Zahl der Campingplätze und der Hotels verdeutlichen: Während die Zahl der Campingplätze von 1990 bis 2000 von 43.000 auf 29.900 abgenommen hat, ist die Zahl der Hotels im gleichen Zeitraum von 57.400 auf 95.100 gestiegen (CENTRAL STATISTICAL OFFICE 2001). Die Kapazitätsauslastung steigt zudem mit der Zahl der Sterne des Hotels: Während Hotels mit nur einem Stern eine Zimmerauslastung von 29,0 %

aufweisen, können Hotels mit vier Sternen eine durchschnittliche Zimmerauslastung von 49,1 % verbuchen (2000) (URZAD STATYSTYCZNY W SZCZECINIE 2001).

Einhergehend mit dem Trend zu höherer Qualität ist auch die wirtschaftliche Bedeutung des Tourismus gestiegen. Die Zahl der in Polen im Tourismussektor Beschäftigten ist von 1992 bis 1998 von 164.000 auf 211.000 konstant gestiegen (BALTIC 21 2000). Die beiden Küstenregionen Pomorskie und Zachodnipomorskie verfügen über eine Bettenkapazität von 172.000 und konnten 1998 mehr als 19 Millionen Übernachtungen aufweisen (SCHERNEWSKI & NEUMANN 2002a).

Im Zeitraum von 1995 bis 2000 schwanken die jährlichen Zahlen der Ankünfte ausländischer Touristen zwischen ca. 82 und 89 Millionen. Deutsche Urlauber nehmen hierbei mit ca. 57 bis 60 % (ca. 47 bis 53 Millionen) aller ausländischen Touristen eine bedeutende Stellung ein (CENTRAL STATISTICAL OFFICE 2001). Diese Zahl muss allerdings sehr stark relativiert werden, weil davon ausgegangen werden muss, dass es sich hierbei zu einem großen Teil um reine Grenzgänger handelt, die nur in den grenznahen Märkten einkaufen und nicht in Polen übernachten. Leider lagen keine Übernachtungszahlen ausländischer Touristen in Polen vor, die definitiv aussagekräftiger sind. Trotzdem lässt sich erkennen, dass deutsche Urlauber den überwiegenden Teil der ausländischen Touristen in Polen stellen und für den polnischen Tourismus wirtschaftlich bedeutsam sind.

Die Insel Wolin teilt sich die in zwei administrativen Bezirke Swinoujscie und Kamienski. Diese so genannten „Powiaty“ sind vergleichbar mit Landkreisen. Swinoujscie begrenzt sich auf den westlichen Teil Wolins und den polnischen Teil Usedom. Kamienski umfasst nicht nur den östlichen Teil Wolins, sondern erstreckt sich auch auf einen Teil des polnischen Festlandes. Von daher beziehen sich die folgenden Zahlen in Tabelle 4.3.1 nicht zu 100 % allein auf die Insel Wolin.

Tab. 4.3.1 Tourismus auf „Wolin“ anhand ausgewählter Merkmale (zusammengestellt aus: URZAD STATYSTYCZNY W SZCZECINIE 2001)

Touristische Merkmale:	1998	1999	2000
Anzahl an Beherbergungsstätten	456	495	282
Bettenzahl	39.531	38.750	34.286
Anzahl der Touristen	337.432	317.230	346.595
Anzahl der ausländischen Touristen			44.577
Anzahl der Übernachtungen	2.980.157	2.705.210	2.690.643
Anzahl der Übernachtungen von Ausländern			220.404

Der starke Abfall der Anzahl der Beherbergungsstätten und Touristenbetten zum Jahr 2000 ist rein definitionsbedingt. Seit dem Jahr 2000 werden keine Privatzimmer mehr in der Statistik geführt. Die Anzahl und die Übernachtung der Touristen verdeutlicht, dass es keinen Einbruch gegeben hat. Der betrachtete Zeitraum ist allerdings auch zu kurz, um aussagekräftige Entwicklungstendenzen ablesen zu können. Die schwierige Datengrundlage ließ jedoch keine langfristige Betrachtung zu.

Im Hinblick auf die geöffneten Betriebe und der daraus resultierenden Bettenzahl ist wichtig zu bemerken, dass hier alle Betriebe aufgeführt sind, einschließlich derer, die nur saisonal geöffnet haben. Bei einem Vergleich mit den ganzjährig geöffneten Betrieben fällt auf, dass im Jahre 2000 nur ca. 23 % aller Beherbergungsbetriebe ganzjährig geöffnet waren. Hieran zeigt sich eine starke Saisonabhängigkeit des Tourismus. Der Vergleich von den Touristenankünften und den Übernachtungszahlen jedes Monats verdeutlicht, dass der Sommertourismus (Juni bis September)

stark dominierend ist (URZAD STATYSTYCZNY W SZCZECINIE 2001). Dies führt zu der Annahme, dass Wolin vornehmlich vom sommerlichen Badetourismus lebt.

Aus der Statistik wird erkennbar, dass im Jahre 2000 ausländische Touristen 12,9 % aller Touristen auf „Wolin“ darstellen und einen Anteil von 8,2 % bei den Übernachtungen ausmachen. Es ist davon auszugehen, dass, aufgrund der geographischen Nähe und des ohnehin hohen Anteil deutscher Touristen in Gesamtpolen, auch auf Wolin die deutschen Urlauber einen beachtlichen Anteil ausmachen.

5 Methodik

Im Untersuchungsgebiet wurden zwei Räume für die Touristenbefragung ausgewählt: die Südküste des Stettiner Haffs und die Kaiserbäder an der Außenküste auf Usedom. Diese Auswahl kam aufgrund der Beobachtung zustande, dass sich in beiden Regionen sommerlicher Bade- und Strandtourismus trotz unterschiedlicher Wasserqualität ausgebildet hat. Die Befragung wurde am Haff in Ueckermünde und Mönkebude und auf Usedom in Ahlbeck, Heringsdorf und Bansin durchgeführt. Die Erhebung des notwendigen Datenmaterials für diese Arbeit stützt sich sowohl auf Primär- als auch auf Sekundäranalysen.

5.1 Eigene Befragung

Konzeption und Ausarbeitung des Fragebogens

Standardisierte Touristeninterviews schienen die geeignetste Methode zu sein, um die Fragestellung, die in der Einleitung beschrieben ist, angemessen bearbeiten zu können. Zu diesem Zweck wurde ein Fragebogen ausgearbeitet, wobei die einzelnen Fragen nach Sichtung der entsprechenden Literatur zu Tourismus und Wasserqualität festgelegt wurden. Der Fragebogen selbst wurde unter Berücksichtigung allgemeiner methodischer Gesichtspunkte der empirischen Sozialforschung konzipiert (Atteslander 1993, Friedrichs 1984). Ebenso wurden externe Expertenmeinungen berücksichtigt.

Um zu testen, inwieweit der Fragebogen in Bezug auf seine Länge und die Art der Fragen von den Touristen akzeptiert wird und ob die Fragen verstanden und sinngemäß beantwortet werden, wurden im Juli 2001 mehrere Testläufe am Strand von Warnemünde durchgeführt.

Das Ergebnis ist ein sechsseitiger Fragebogen, der 27 Fragen umfasst, die zum Teil noch über untergeordnete Fragen verfügen. Der Fragebogen ist steigernd aufgebaut, d.h. er beginnt mit allgemeinen Fragen zum Urlaub und geht dann dazu über, nach dem Urlaubsverhalten der Touristen und den touristischen Reizen der Urlaubsregion zu fragen (Frage 1 bis 5). Anschließend werden die Vor- und Nachteile der beiden Urlaubsregionen untersucht (Frage 6 bis 8). Als nächstes folgen die eigentlichen Kernfragen: Als erstes wird erhoben und hinterfragt, inwieweit Wasser- bzw. Umweltqualität für die Auswahl des Urlaubsortes entscheidend sind. Zudem beziehen sich die weiteren Fragen auf die subjektive Einschätzung von Wasserqualität durch die Touristen, anhand welcher Parameter diese Einschätzung vollzogen wird und über welchen Wissensstand sie zum Thema Wasserqualität verfügen. Um die Angaben der Touristen besser beurteilen zu können, übernehmen einige nachgestellte Fragen eine gewisse Kontrollfunktion (Frage 9 bis 22). Am Schluss werden soziodemographische Fragen gestellt (Frage 23 bis 27).

Durchführung der Befragung

Der angesetzte Befragungszeitraum betrug elf Tage, von Montag, den 06.08. bis Donnerstag, den 16.08.2001. Im Durchschnitt sollten die Interviews zwischen 10 und 18 Uhr erfolgen, weil zu diesen Zeiten die meisten Strandbesucher erwartet wurden. Letztendlich kamen acht Befragungstage zustande, da an drei Tagen das Wetter zu schlecht war, weswegen sich keine Bade- und Strandtouristen am Strand aufhielten. Auf Usedom wurde mit Unterbrechung vom 06.08. bis zum 14.08.2001 befragt, während am Haff die Interviews am 15.08. und 16.08.2001 durchgeführt wurden. Auf Usedom wurde die Befragung von einer Person durchgeführt und am Haff von zwei Personen. Um nur Bade- und Strandtouristen zu erfassen, erfolgten in den Befragungsorten alle Interviews jeweils nur am Strand.

Um trotz des begrenzten Befragungszeitraums die angestrebte Anzahl von 460 Interviews zu bewältigen, wurde wie folgt vorgegangen: Jeweils fünf Fragebögen wurden an Urlauber in einem engeren Umkreis verteilt und die Touristen haben den Fragebogen selbständig bearbeitet. Somit war es auch noch möglich, für Rückfragen zur Verfügung zu stehen und Kommentare entgegen zu nehmen.

Da die soziodemographische Zusammensetzung der Touristen im Zielgebiet (Befragungsgebiet) nicht genau bekannt war, wurden auf Usedom die befragten Urlauber über eine systematische Stichprobe ermittelt, um so die Befragung möglichst repräsentativ zu gestalten. Am Stettiner Haff wurde dagegen - aufgrund der deutlich kleineren Grundgesamtheit der Urlauber - versucht, einen möglichst hohen Anteil aller Gäste zu erfassen.

Auswertung der Fragebögen und Statistik

Die Auswertung der Fragebögen erfolgte mittels des Statistikprogramms SPSS 8.0. Als erster Schritt wurden alle Fragen parametrisiert und entsprechend in SPSS eingegeben. Die Daten wurden zum Teil weiter klassifiziert, durch zusätzliche Informationen ergänzt, sowie in vielen Fällen nach Alter, Geschlecht, Bildungsstand und Herkunft gefiltert und anschließend die Ergebnisse getestet. Durch die Betrachtung einzelner Merkmalsgruppen (z.B. Alter, Herkunft, etc.) sollten signifikante Aussagen und Ansichten ermittelt werden, die gruppenspezifisch sind. Hierbei wurde auch die umgekehrte Vorgehensweise angewandt, bei der von den getroffenen Angaben auf bestimmte Gruppen geschlossen werden sollte. Kreuztabellen und Chi-Quadrat-Tests wurden zur Ausweisung signifikanter Merkmale herangezogen.

5.2 Urlauberbefragungen des Tourismusverbandes M-V 1994, 1997 und 1999

Zur Ergänzung der eigenen Befragung wurden vom Tourismusverband Mecklenburg-Vorpommern die Ergebnisse von Urlauberbefragungen aus den Jahren 1994, 1997 und 1999 zur Verfügung gestellt. Diese Befragungen wurden im Auftrag des Tourismusverbandes im gesamten Bundesland Mecklenburg-Vorpommern durchgeführt.

1999 waren die landesweiten Daten zusätzlich nach den einzelnen Befragungsorten aufgeschlüsselt. Somit standen die genauen Befragungsergebnisse der Orte Ahlbeck, Heringsdorf und Bansin für den Sommer 1999 zur Verfügung. Für Orte am Stettiner Haff lagen diese Daten nicht vor, da hier nicht befragt wurde.

5.3 Literatur- und Onlinerecherche

Die Studie stützt sich neben den Daten der eigenen Erhebung, welche durch die Ergebnisse der Urlauberbefragungen des Tourismusverbandes Mecklenburg-Vorpommern ergänzt wurden, auch auf Statistiken, Fachbücher, Fachzeitschriften, Zeitungsartikel und Informationen aus dem Internet. Artikel zum Thema Wasserqualität oder Tourismus stammen in erster Linie aus Fachzeitschriften und Fachbüchern. In diese Arbeit fließt eine relativ große Anzahl von Presseartikeln mit ein. Presseartikel können das öffentliche Meinungsbild entscheidend prägen und beeinflussen bzw. spiegeln vielfach die Meinung der Öffentlichkeit wieder.

Zusätzliche Materialien, welche die Datensammlung ergänzen, sind die jährlichen Gewässergüteberichte des Landesamtes für Umwelt, Naturschutz und Geologie, die jährlichen Badewasserqualitätskarten des Sozialministeriums Mecklenburg-Vorpommern, die Jahreswirtschaftsberichte des Wirtschaftsministeriums Mecklenburg-Vorpommern sowie Statistiken des Statistischen Landesamtes Mecklenburg-Vorpommerns und des Bundesamtes für Statistik.

Daten bezüglich der Badewasserqualität stammen in erster Linie von den entsprechenden Internet-Seiten der EU (EUROPÄISCHE UNION 2002).

Vergleich der Übernachtungspreise

Ein Vergleich der Übernachtungspreise am Stettiner Haff und in den Kaiserbädern auf Usedom wurde über eine Internetrecherche am 24.07.2002 durchgeführt. Zu diesem Zweck wurde die Gastgeberdatenbank benutzt, die auf der offiziellen Usedom-Homepage (<http://www.usedom.de>) zu finden ist. Bezüglich der Übernachtungspreise am Stettiner Haff wurden die Verzeichnisse der Privatquartiere (<http://www.ueckermuende.de/pquart.htm>) und der Hotels (<http://www.ueckermuende.de/hotel.htm#1>) in Ueckermünde sowie aller Urlaubsquartiere in Mönkebude (<http://www.moenkebude.de/quartier.htm>) herangezogen. Die Preise der Hotels in Ueckermünde mussten zusätzlich durch den Katalog „Urlaub am Stettiner Haff - Gastgeberverzeichnis 2002“ ergänzt werden. Die Preise wurden nach verschiedenen Unterkunfts-kategorien untergliedert betrachtet. Bei der Onlinerecherche wurden die Preise aller Hotels und Ferienhäuser am Haff und in den Kaiserbädern sowie aller Ferienwohnungen am Haff herangezogen, sofern sie auf den genannten Internetseiten angegeben wurden. Bei den Ferienwohnungen in den Kaiserbädern wurden aufgrund der hohen Zahl für jeden einzelnen Ort jeweils nur 20 % berücksichtigt, wobei die betrachteten Quartiere rein zufällig ausgewählt wurden.

Zusätzlich wurden auch Übernachtungspreise auf Wolin recherchiert. Da keine deutsch- oder englischsprachige Internetseite gefunden werden konnte, die ein umfangreicheres Verzeichnis der Übernachtungsmöglichkeiten und –preise auf Wolin bietet, mussten die Informationen aus vielen verschiedenen Quellen zusammengetragen werden (<http://www.polen-info.de>, <http://www.hotelwolin.pl>, <http://www.poland4u.com>, http://www.ostsee-urlaub-polen.de/insel_wolin, http://www.wolin.net/hauptteil_hotel, <http://www.marinahotel.az.pl> und <http://www.miedzyzdroje.pl>). Aufgrund der schlechten Datenlage wurden alle hier verfügbaren Informationen berücksichtigt und sind in die Untersuchung eingeflossen.

Alle Preise sind in € angegeben. Es wurden nur Preise der Hauptsaison berücksichtigt, da zu dieser Zeit die Interviews durchgeführt wurden und die Hauptsaison die wirtschaftlich bedeutsame ist. Da es sich im Falle der Ferienhäuser und –wohnungen um Quartiere handelt, die für mehrere Personen vorgesehen sind, wurde der Preis jeweils als Preis pro Person umgerechnet.

6 Ergebnisse der Touristenbefragungen

6.1 Ergebnisse der Touristenbefragung auf Usedom und am Stettiner Haff

Die Befragung wurde an fünf verschiedenen Orten durchgeführt: Zum einem in den drei Kaiserbädern Ahlbeck, Heringsdorf und Bansin an der Ostsee-Seite der Insel Usedom und zum anderen in Mönkebude und Ueckermünde, am südlichen Ufer des Stettiner Haffs.

Von den insgesamt 449 teilnehmenden Urlaubern wurden 89 in Ahlbeck, 70 in Heringsdorf und 97 in Bansin sowie 78 in Mönkebude und 115 in Ueckermünde befragt. Aus dieser Verteilung ergibt sich, dass 256 Touristen (58 %) auf Usedom und 193 (42 %) am Stettiner Haff um ihre Meinung gebeten wurden.

Während des kompletten Befragungszeitraums hatten acht Bundesländer Sommer-Schulferien: Baden-Württemberg, Bayern, Berlin, Brandenburg, Hamburg, Mecklenburg-Vorpommern, NRW und Schleswig-Holstein. Für Bremen, Niedersachsen, Rheinland-Pfalz, Sachsen, Sachsen-Anhalt und Thüringen dauerten sie nur bis zum 08.08. bzw. 10. / 11.08.01, was der ersten Hälfte des Befragungszeitraums entspricht, in der die Interviews auf Usedom durchgeführt wurden.

Als erstes wurden Daten zum Urlaubsverhalten der Touristen und den touristischen Reizen der Urlaubsregionen erhoben. Nach Angabe aller befragten Touristen ist der Jahresurlaub der hauptsächliche Zweck der Reise. Dies galt für 79,3 % der befragten Touristen auf Usedom sowie für 68,9 % der Haffurlauber. Der Anteil der Touristen, die einen Kurzurlaub verbringen beträgt 10,4 % bzw. 14,1 %. Der Kurzurlaub ist als Aufenthalt definiert, der weniger als fünf Tage umfasst. Ein deutlicher Unterschied fällt beim Tagesausflug auf. Mit 19,2 % liegt der Anteil der Tagestouristen am Stettiner Haff im Vergleich zu Usedom (4,7 %) um 14,5 Prozentpunkte höher. Die meisten Tagestouristen am Stettiner Haff kamen aus Mecklenburg-Vorpommern (71,4 %) und aus dem nahe gelegenen Bundesland Brandenburg (22,9 %). Ein ähnliches Bild konnte bei den Tagestouristen auf Usedom beobachtet werden; 44,4 % kamen aus Mecklenburg-Vorpommern und 33,3 % aus Brandenburg. Unter „sonstiges“ sind Dienstreisen, Kuraufenthalte und der Besuch ehemaliger Einheimischer zusammengefasst.

Auf Usedom fällt auf, dass viele der befragten Touristen dort bereits zu einem früheren Zeitpunkt schon einmal ihren Urlaub gemacht haben: 66 % gaben an, dass sie schon mal auf Usedom im Urlaub gewesen sind. Am Stettiner Haff hingegen beträgt der Anteil der Touristen, die schon mal am hier ihren Urlaub verbracht haben, 49 %. Damit hält sich hier der Anteil der wiederkehrenden Touristen mit dem Anteil der Ersttouristen die Waage. Hingegen beträgt der Anteil der Ersttouristen auf Usedom nur 1/3. 81,1 % der Usedomtouristen, die aus den Neuen Bundesländern kommen, geben an, dass sie schon mal auf Usedom Urlaub gemacht haben. Dies trifft hingegen nach eigenen Angaben auf 52,8 % der Touristen aus den Alten Bundesländern zu. Am Stettiner Haff erklärten 54,0 % der Hafftouristen aus den Neuen bzw. 41,7 % aus den Alten Bundesländern, dass sie am Haff schon mal ihren Urlaub verbracht haben.

Von den 167 Usedomtouristen, die schon mal auf Usedom gewesen sind, waren die meisten zwei- bis dreimal dort im Urlaub gewesen (35,3 %). Jeweils ca. 20 % haben vier- bis fünfmal bzw. sechs- bis zehnmal im Urlaub auf Usedom verbracht. Von den 88 Touristen, die schon mal am Stettiner Haff im Urlaub gewesen sind, gaben 21,6 % an einmal, 19,3 % zwei- bis dreimal, 22,7 % vier- bis fünfmal und 17 % sechs- bis zehnmal dort ihren Urlaub verbracht zu haben.

Bei den meisten Touristen liegt der letzte Urlaub auf Usedom oder am Stettiner Haff noch nicht allzu lange zurück. In beiden Gebieten waren die meisten Touristen (55 % bzw. 58 %) erst letztes

Jahr letztmalig dort im Urlaub. 17 % der Usedomtouristen und 22 % der Haffurlauber gaben an, vor zwei bis drei Jahren das letzte Mal in der jeweiligen Region im Urlaub gewesen zu sein.

Aus der Abbildung 6.1.1 können für Usedom drei dominierende Merkmale der natürlichen Ausstattungen abgelesen werden, welche die jeweilige Urlaubsregion reizvoll machen: Der „Strand“ (17,8 %), das „Meeresklima“ (15,9 %) und die „Ostsee“ (15,7 %). Die „Wasserqualität“ (10,7 %), die „Küstenlandschaft“ (9,4 %) und „viel Sonne“ (8,4 %) waren ebenfalls bedeutsam.

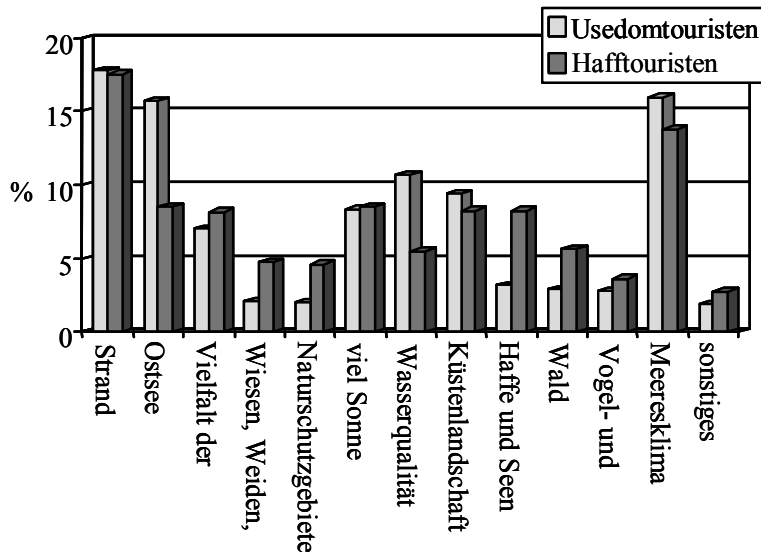


Abb. 6.1.1 Die natürliche Ausstattung, die den Urlaub auf Usedom bzw. am Haff reizvoll machen.

Besonders in Bezug auf die Wasserqualität fällt auf, dass sie auf Usedom mit + 5,2 Prozentpunkten deutlich häufiger genannt wurde als am Stettiner Haff. Am Haff wurden vor allem der „Strand“ (17,5 %) und das „Meeresklima“ (13,8 %) als natürliche Gegebenheiten benannt, welche die Region reizvoll machen. Daneben treten aber noch eine Reihe anderer Faktoren auf wie z.B. die „Vielfalt der Landschaft“, „Küstenlandschaft“, „Haffe und Seen“, „viel Sonne“ und „Ostsee“. Sie wurden alle relativ gleichhäufig (um 8 %) genannt.

Die Aktivitäten, denen auf Usedom am häufigsten nachgegangen wird, sind vor allem „Baden, Schwimmen“ (20,3 %), „Sonnen“ (18,5 %) und „Erholen, Ruhe genießen“ (18,5 %). Daneben gaben 12,7 % der befragten Urlauber „Wandern“ und 11 % „Ausflüge unternehmen“ an. Laut den Urlaubern am Haff sind auch hier die vornehmlichen Aktivitäten „Baden, Schwimmen“ (19,4 %), „Sonnen“ (15,3 %) und „Erholen, Ruhe genießen“ (17 %), sowie aber auch „Ausflüge unternehmen“ (14,7 %), „Radfahren“ (9,5 %) und „Wandern“ (9,1 %). Insgesamt lässt sich festhalten, dass die Anteile der nachgegangenen Aktivitäten in beiden Regionen recht ähnlich sind (siehe Abb. 6.1.2).

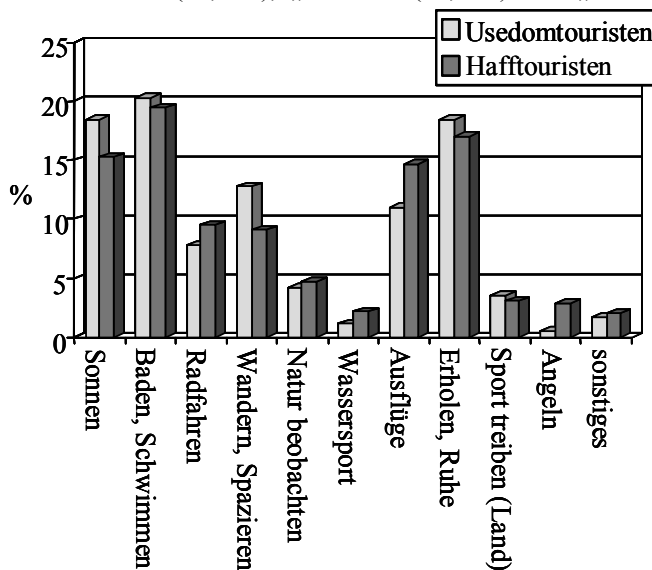


Abb. 6.1.2 Aktivitäten der Touristen während des jetzigen Urlaubs.

Die meisten Usedomtouristen gaben bei den Vorteilen Usedom die „gute Strandqualität“ (22,5 %) und die maritime Atmosphäre (23,3 %) an,

Die meisten Usedomtouristen gaben bei den Vorteilen Usedom die „gute Strandqualität“ (22,5 %) und die maritime Atmosphäre (23,3 %) an,

wobei die „gute Wasserqualität“ (12,4 %) und die „abwechslungsreiche, naturbelassene Landschaft“ (10,8 %) auch recht bedeutsam sind. Die drei am häufigsten genannten Nachteile Usedom können in direktem Zusammenhang gesehen werden: „zu viel Verkehr“ (26,7 %) „schlechte Infrastruktur“ (20 %), was sich in erster Linie auf den Ausbau der Straßen bezog, und „zu viele Touristen“ (16,7 %). Insgesamt äußerten sich 65 Urlauber (25,4 %) zu den Vorteilen und nur 26 (10,2 %) zu den Nachteilen Usedom.

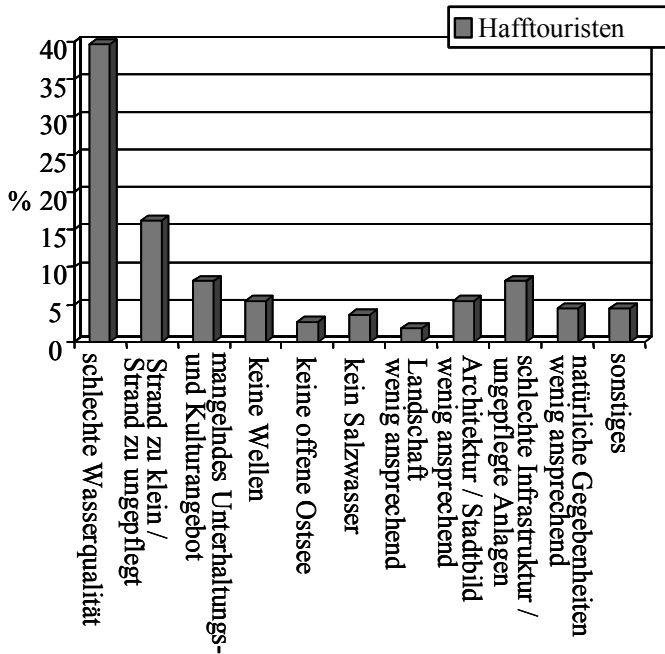


Abb. 6.1.3 Die Nachteile des Stettiner Haffs nach Angaben der Hafftouristen.

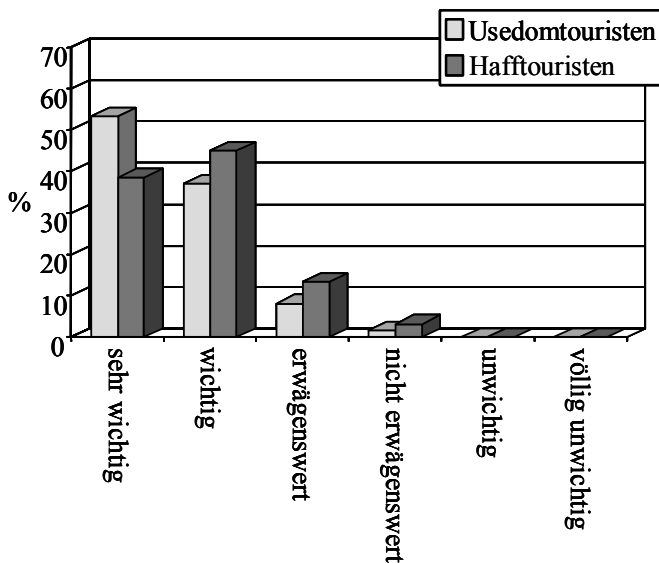


Abb. 6.1.4 Die Bedeutung der Wasserqualität für die Wahl des Urlaubsortes.

Der mit Abstand am häufigsten genannte Vorteil des Stettiner Haffs sind die „wenigen Touristen“ (35 %). Mit großem Abstand folgen die „kurze Anreise“ (11,3 %), die „flache Wassertiefe“ (10,8 %) und das die Region insgesamt als „preiswerter“ (8,9 %) beurteilt wird.

Abb. 6.1.3 zeigt, dass der dominierende Nachteil des Stettiner Haffs, nach eigenen Angaben der Hafftouristen, die schlechte Wasserqualität ist. Ca. 40 % aller Angaben entfielen hierauf. Daneben wird die Strandqualität bemängelt.

Am Haff wurden die Vorteile von 111 (57,5 %) und die Nachteile von 82 Urlaubern (42,5 %) aufgeführt.

Die nächsten Daten bilden den eigentlichen Kern der Untersuchung und beziehen sich auf die Wasserqualität.

Wasserqualität ist laut 53,4 % der Usedomtouristen „sehr wichtig“, bzw. für 36,9 % „wichtig“ für die Wahl des Urlaubsortes. Die Beurteilung der Bedeutung der Wasserqualität wurde auf einer Notenskala von eins bis sechs (vergleichbar mit Schulnoten) angegeben. Für Usedom wurde hier ein Mittelwert von 1,58 errechnet. 38,6 % der Hafftouristen gaben an, dass die Wasserqualität „sehr wichtig“ sei und weitere 45 % bezeichneten sie als „wichtig“ (siehe Abb. 6.1.4). Die errechnete Durchschnittsnote am Stettiner Haff beträgt 1,81.

Die Sauberkeit und Qualität des

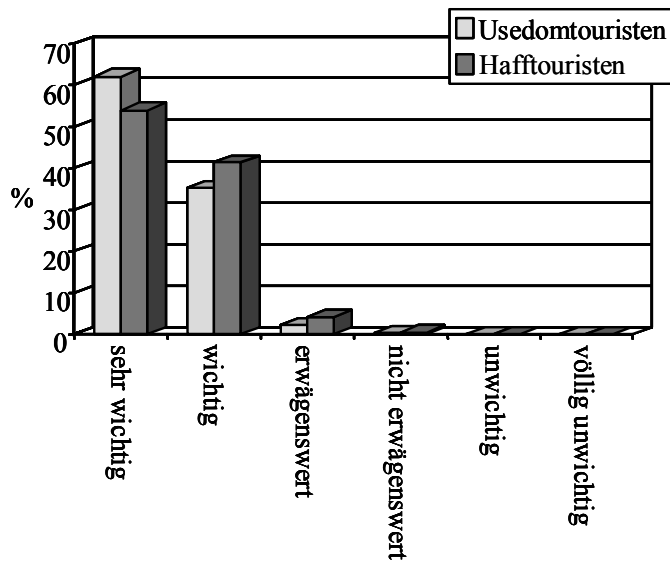


Abb. 6.1.5 Die Bedeutung der Strandqualität für die Wahl des Urlaubsortes.

Strandes wird im direkten Vergleich sogar noch höher bewertet wie aus Abb. 6.1.5 zu sehen ist: Auf Usedom nannten 62 % der befragten Urlauber einen sauberen Strand als „sehr wichtig“ während 35,2 % dies als „wichtig“ erachten. Am Stettiner Haff sehen 54 % der Touristen die Strandqualität als „sehr wichtig“ bzw. 41,3 % als „wichtig“ an. Die berechneten Durchschnittsnoten belaufen sich auf 1,41 (Usedom) bzw. 1,51 (Stettiner Haff).

In den folgenden Fragen wurde vielfach mit Rangskalen gearbeitet. Obwohl dies diskrete variable Daten sind, wurde eine Stetisierung zur Bildung von arithmetischen Mittelwerten durchgeführt.

In Frage 11 wurde nach der Bedeutung bestimmter Merkmale, um an einem Gewässer schwimmen zu gehen, gefragt. Hierbei wurden sowohl natürliche Charakteristika eines Gewässers als auch anthropogene Einflüsse berücksichtigt. Ein „sauberer Strand“ ist mit einer Durchschnittsnote von 1,48 auf Usedom bzw. 1,49 am Stettiner Haff mit Abstand das wichtigste Kriterium, um an einem Gewässer schwimmen zu gehen. Ein „steinfreier Untergrund“ (2,09 auf Usedom bzw. 2,08 am Haff), eine „Wasserwacht“ (2,66 bzw. 2,49), „klares, blaues Wasser“ (2,35 bzw. 2,54) und eine „warme Wassertemperatur“ (2,62 auf Usedom bzw. 2,6 am Haff). Die detaillierten Ergebnisse sind in Abb. 6.1.6 und Abb. 6.1.7 zu sehen.

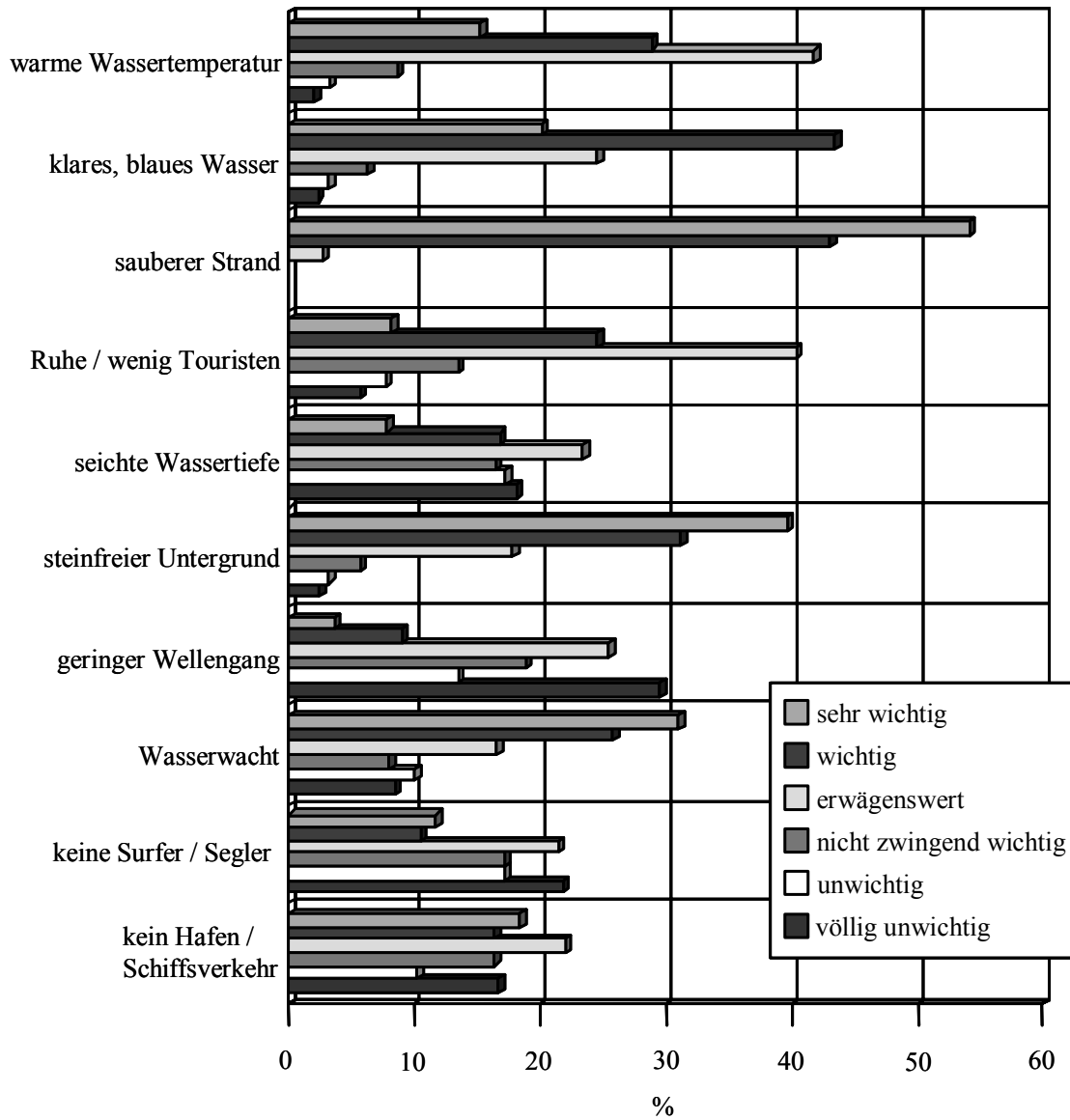


Abb. 6.1.6 Detaillierte Benotung ausgewählter Merkmale, um an einem Gewässer schwimmen zu gehen, durch die Usedomtouristen.

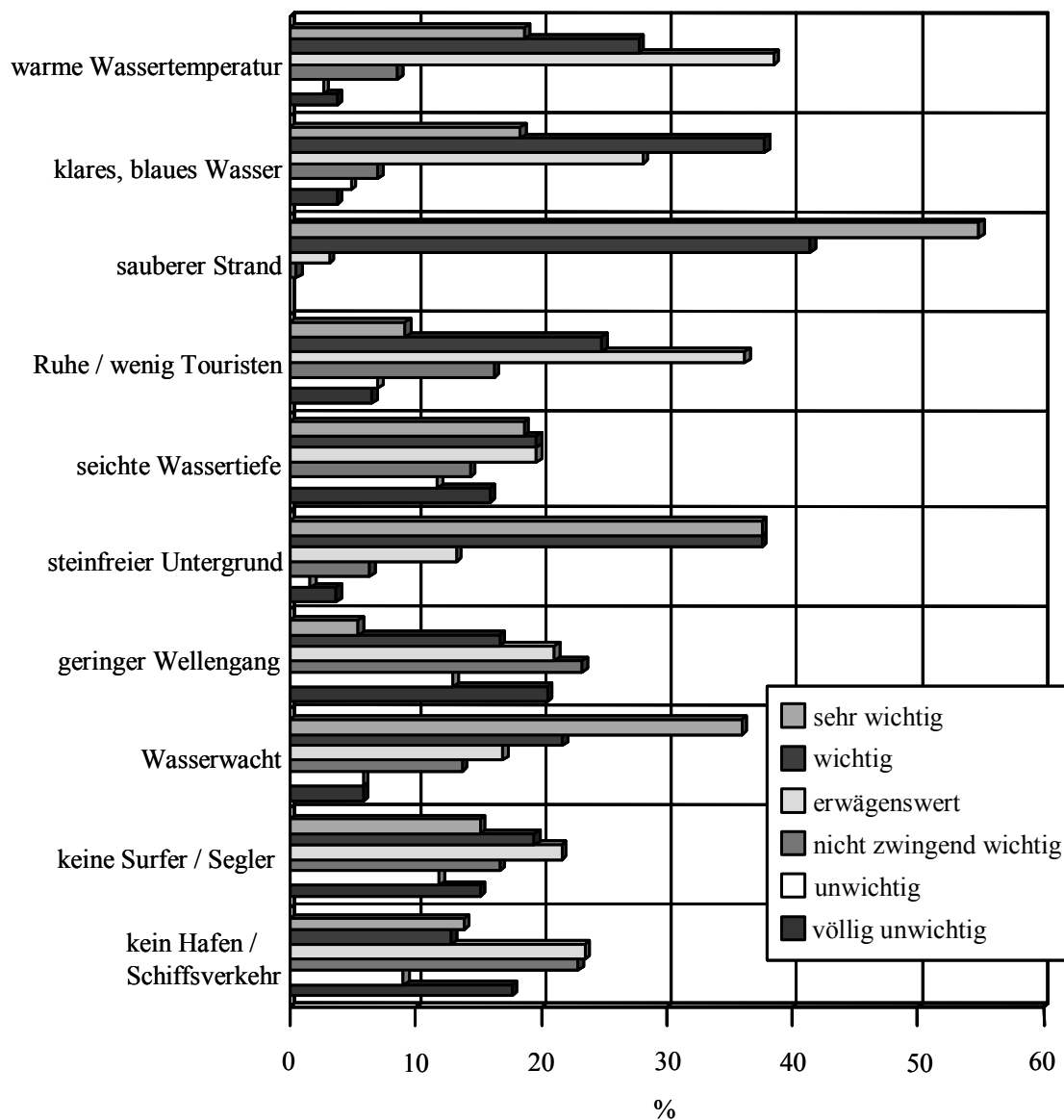


Abb. 6.1.7 Detaillierte Benotung ausgewählter Merkmale, um an einem Gewässer schwimmen zu gehen, durch die Hafftouristen.

Mit Frage 12 sollte ermittelt werden, welche Aspekte wie stark als störend bewertet werden. Hierbei wurden sowohl Merkmale direkter bzw. indirekter anthropogener Verschmutzung aufgeführt als auch natürliche Phänomene am Meer, die aber von Urlaubern als störend empfunden werden. Als sehr störend werden vor allem „Ölklumpen am Strand“ (1,13 auf Usedom bzw. 1,32 am Stettiner Haff), „Abfall im Wasser bzw. am Strand“ (1,14 bzw. 1,34) und „tote Tiere wie z.B. Seevögel und Fische“ (1,3 bzw. 1,48) angesehen. Sowohl Usedom- als auch Hafftouristen empfinden nach eigenen Angaben alle Punkte als „störend“ bzw. sogar „sehr störend“. Die vollständigen Antworten sind den Abbildungen 6.1.8 und 6.1.9 zu entnehmen.

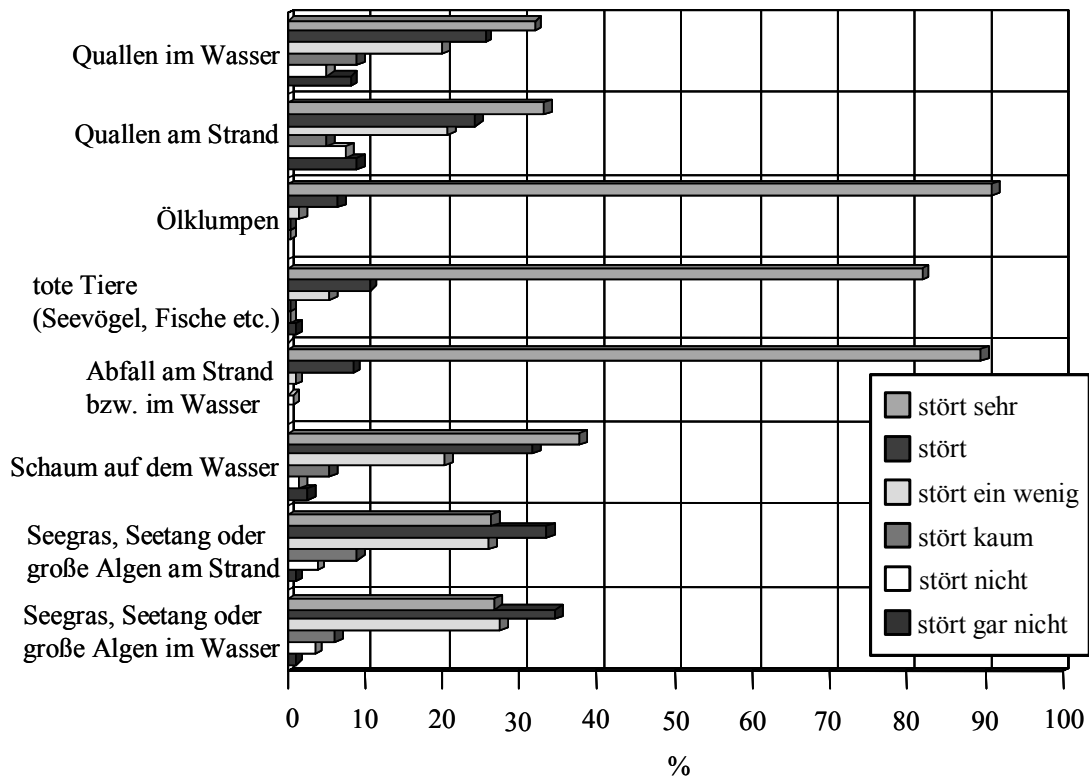


Abb. 6.1.8 Beurteilung ausgewählter Merkmalen durch die Usedomtouristen.

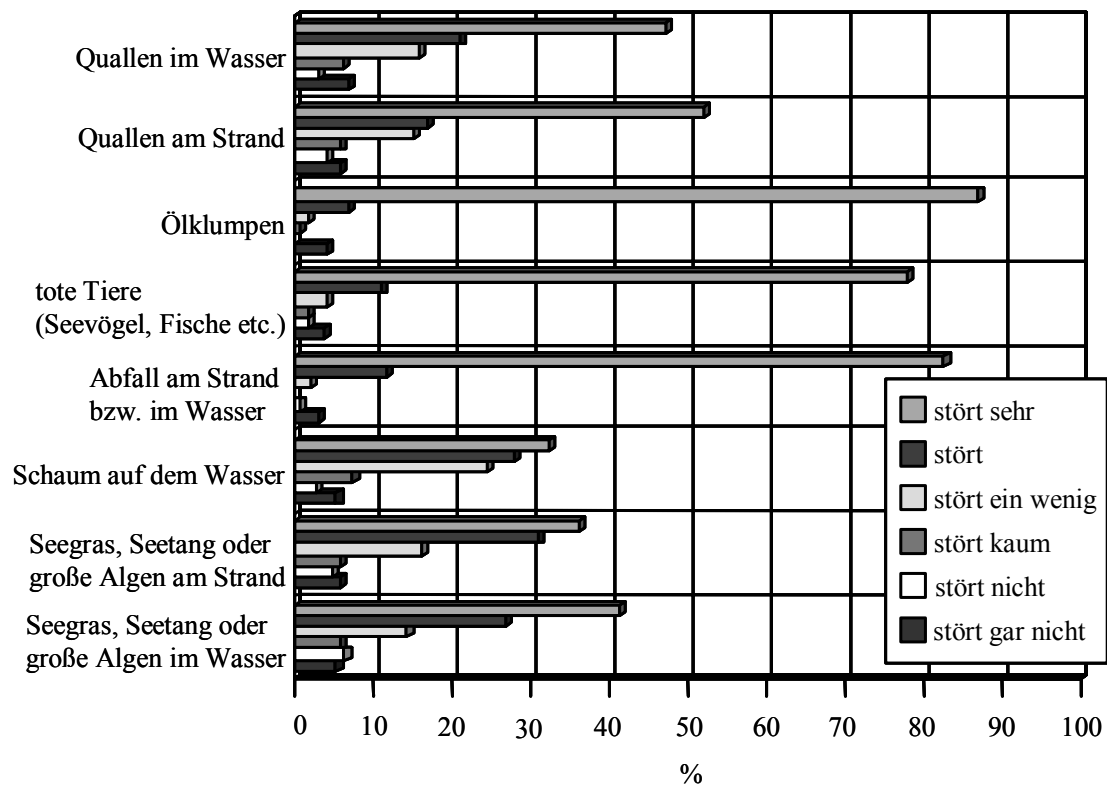


Abb. 6.1.9 Beurteilung von ausgewählten Merkmalen durch die Haffurlauber.

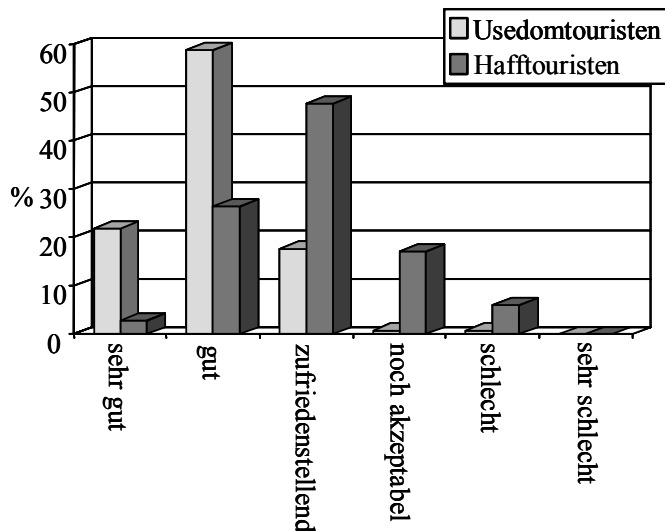


Abb. 6.1.10 Die Bewertung der Wasserqualität am eigenen Urlaubsort durch die Touristen.

Die direkt am Urlaubsort vorliegende Wasserqualität wird von den Touristen am Stettiner Haff und auf Usedom sehr unterschiedlich bewertet (siehe Abb.6.1.10). Auf die direkte Frage, wie nach Eindruck der Touristen die Wasserqualität direkt an ihrem Badestrand sei, bezeichneten 21,8 % der Usedomtouristen das Wasser der offenen Ostsee als „sehr gut“, 58,8 % als „gut“ und 17,6 % als „zufriedenstellend“. Am Stettiner Haff bewerteten hingegen nur 2,7 % die Wasserqualität des Haffs mit „sehr gut“, aber 26,4 % mit „gut“ und 47,8 % „zufriedenstellend“. Die Beurteilungen „noch akzeptabel,“ und „schlecht“ wurden auf Usedom

jeweils nur von 0,8 % der Touristen abgegeben. Das Wasser des Stettiner Haffs wurde dagegen von 17,0 % als „noch akzeptabel“ und von 6,0 % als „schlecht“ angesehen. Noch deutlicher wird der Unterschied bei der Betrachtung der errechneten Durchschnittsnoten: 2,0 für Usedom und 2,97 für das Haff.

Auf die Frage, was die Touristen denken, wie sich die Wasserqualität an ihrem Urlaubsort in den letzten Jahren entwickelt hat, gaben sowohl am Stettiner Haff als auch auf Usedom jeweils ca. 52 % der Befragten „weiß nicht“ an. Jeweils ungefähr die Hälfte aller Touristen aus den Neuen und den Alten Bundesländern gaben dies an. Insgesamt meinten 22,3 % die Wasserqualität vor Usedom habe sich „verbessert“ und 18,4 % gehen davon aus, dass sie sich „ein wenig verbessert“ habe. Am Haff vermuteten nur 13,8 %, dass sich die Wasserqualität des Haffs „verbessert“ bzw. 23,3 % glauben, dass sie sich „ein wenig verbessert“ hat. Berücksichtigt man nur die Touristen, die eine Bewertung abgegeben haben, kann man sagen, dass sie eine positive Entwicklung der Wasserqualität sowohl am Haff als auch vor Usedom in den letzten Jahren vermuten.

In Bezug auf die vermutete Entwicklung der Strandqualität geben insgesamt mehr Touristen eine Einschätzung ab. Auf Usedom geben nur 35,5 % „weiß nicht“ an und am Stettiner Haff tun dies 41,3 %. Auf Usedom vermuten 29,7 %, dass sich die Strandqualität „verbessert“ hat und 23,4 % meinen, dass sie sich „ein wenig verbessert“ hat. Am Haff sehen die Einschätzungen ähnlich aus: 23,8 % glauben, dass sich die Strandqualität „verbessert“ hat und 25,9 % vermuten, dass sie sich „ein wenig verbessert“ hat. Unterschieden nach Herkunft ist hier ebenfalls zu bemerken, dass in erster Linie Urlauber aus den Neuen Bundesländern eine positive Einschätzung abgeben.

Sowohl bei der Entwicklung der Wasser- als auch der Strandqualität geben die Usedomtouristen eine positivere Einschätzung als die Hafftouristen ab.

37,9 % der Touristen auf Usedom gaben an, dass sie sich vor Reiseantritt über die Wasserqualität an ihrem Urlaubsort informieren, während dieser Anteil am Haff nur 27,1 % beträgt. Unter Berücksichtigung des Bildungsniveaus kann festgestellt werden, dass sich Urlauber mit einem höheren Bildungsstand eher vor Reiseantritt über die Wasserqualität informieren als Urlauber mit einem niedrigeren Bildungsniveau. Am Stettiner Haff informieren sich 20,5 % aller Befragten mit

Haupt- oder Realschulabschluss, während sich 36,6 % der Touristen mit Abitur oder Studienabschluss vorher informieren. Auf Usedom beträgt dieses Verhältnis 30,2 % zu 45,3 % zugunsten der Urlauber mit Abitur oder Studienabschluss.

Von den 96 Usedomtouristen, die sich vor Reiseantritt über die Wasserqualität informieren, nutzen hierfür 21,2 % den Service des ADAC, 31,8 % das Internet und 18,9 % greifen auf Informationsmaterialien, die von Ämtern und Behörden ausgegeben werden, zurück. Für 24,6 % der 38 Hafftouristen, die sich vorher informieren, ist ebenfalls das Internet das hauptsächliche Informationsmedium. 20,3 % nutzen Informationsmaterialien der Ämter und Behörden und 18,8 % informieren sich beim ADAC.

In beiden Urlaubsregionen informieren sich nur ca. 20 % der Urlauber vor Ort über die Wasserqualität an ihrem Urlaubsziel oder anders ausgedrückt: ca. 80 % informieren sich nicht vor Ort.

Auf die Frage Nr. 18, ob die Touristen ein anderes Urlaubsziel aufsuchen würden, wenn sie hören dass Algenblüten, Fischsterben, Tankerunglücke oder ähnliches ihren Urlaubsort betreffen, antworteten auf Usedom 51,6 % mit „ja“ und 40,5 % mit „ja, möglicherweise, hängt vom Ausmaß ab“. Am Stettiner Haff meinten dies 41,7 % (ja) und 43,9 % (ja, möglicherweise, hängt vom Ausmaß ab). 4,8 % der Usedomtouristen bzw. 10,2 % der Hafftouristen würden diese Entscheidung von der Urlaubsalternative abhängig machen und 3,2 % am Haff bzw. 4,3 % auf Usedom würden kein anderes Urlaubsziel aufsuchen.

Die „Blaue Flagge“ war in beiden Urlaubsregionen weitgehend nicht bekannt: nur 21,9 % der Touristen auf Usedom und 13,5 % der Touristen am Stettiner Haff meinten zu wissen, was die Blaue Flagge ist. Dieses Verhältnis kann auch unabhängig vom Bildungsstand der Touristen festgestellt werden. Eine nähere Betrachtung der Frage ergab, dass der geringe Bekanntheitsgrad in keinem Zusammenhang mit dem Bildungsniveau der Touristen steht.

Die Zusatzfrage zur Blauen Flagge befasst sich damit, welche Punkte die Touristen ihr zuschreiben bzw. was sie mit ihr verbinden. Von den 57 Touristen auf Usedom, die angaben die „Blaue Flagge“ zu kennen, verbanden 42,5 % von ihnen damit die „Bewertung der hygienischen Badewasserqualität“, 28,7 % ein „Umweltqualitätskennzeichen“ und 18,4 % das „notwendige Vorhandensein einer Wasserwacht in den Bademonaten“. Am Haff war nur 27 Touristen die „Blaue Flagge“ bekannt. 33,3 % verbinden mit ihr die „Bewertung der hygienischen Badewasserqualität“, 24,1 % halten sie für ein „Umweltqualitätskennzeichen“ und 20,4 % verbinden damit die „notwendige Wasserwacht zur Sicherheit der Badegäste“.

45,6 % auf Usedom bzw. 47,4 % der Urlauber am Stettiner Haff vermuten, dass es an ihrem jeweiligen Urlaubsort Viren, organische Chemikalien, Schwermetalle und/oder Bakterien gibt, die gesundheitsbeeinträchtigend, aber nicht sichtbar sind.

Die folgende Frage befasst sich mit der Qualität von sechs verschiedenen Gewässern, die von den Touristen eingeschätzt werden sollten. Im Durchschnitt haben auf Usedom 79,3 % aller Befragten hierzu eine Einschätzung abgegeben und 77,1 % am Stettiner Haff. Die Bewertungshäufigkeit des eigenen Gewässers, sprich die Ostsee vor Mecklenburg-Vorpommern bzw. das Haff, lag jeweils bei 90 %. Die Schwedische Ostsee war mit jeweils nur ca. 70 % das Gewässer, bei dem die Wenigsten (am Stettiner Haff) bzw. Zweitwenigsten (auf Usedom) eine Bewertung abgegeben haben. Mit nur 65 % wurde das Stettiner Haff von den Usedomtouristen am seltensten eingeschätzt. Die Graphik 6.1.11 zeigt die relativen Benotungen. Mit einer Durchschnittsnote von 2,18 auf Usedom bzw. 2,39 am Stettiner Haff war die Ostsee vor der Küste Mecklenburg-Vorpommerns jeweils das Gewässer, wo vermutet wird, dass die Wasserqualität am besten sei. Mit 3,26 auf

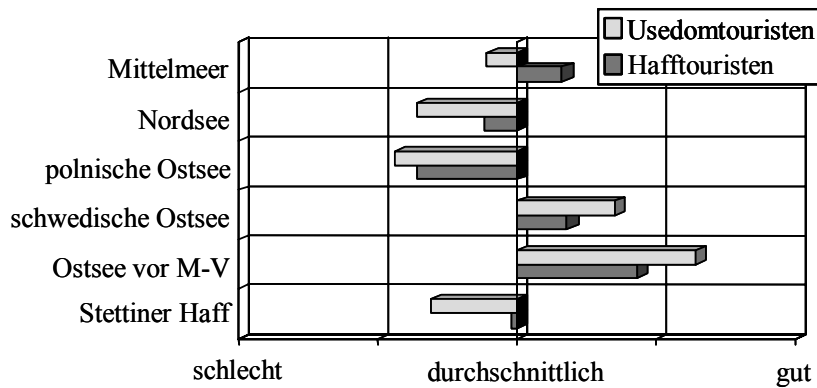


Abb. 6.1.11 Die Beurteilung sechs ausgewählter Gewässer durch die Touristen. Die Graphik zeigt die relative Beurteilung als Abweichung vom Mittelwert.

Usedom und 3,18 am Stettiner Haff schnitt die Polnische Ostsee in der Bewertung jeweils am schlechtesten ab. Die Nordsee wird mit 3,18 bzw. 2,94 noch schlechter als das Stettiner Haff eingestuft (3,13 auf Usedom bzw. 2,84 am Haff). Die Schwedische Ostsee schneidet mit 2,47 auf Usedom und 2,64 am Stettiner Haff besser als der

Durchschnitt ab und wird ebenso wie die Ostsee vor Mecklenburg-Vorpommern positiv bewertet.

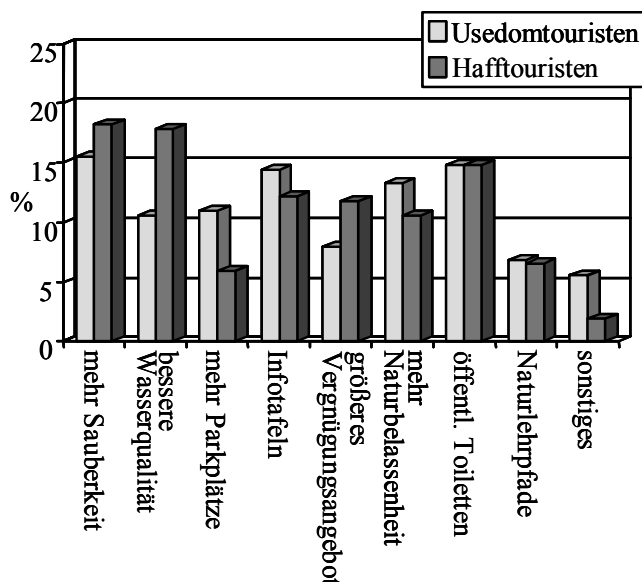


Abb. 6.1.12 Wünsche der Touristen für die Zukunft von Meer und Strand.

Für die Zukunft von Strand und Meer variieren die Wünsche in beiden Urlaubsregionen nicht sehr stark. Der auffälligste Unterschied ist, dass sich am Stettiner Haff 17,8 % der Befragten eine bessere Wasserqualität wünschen, während auf Usedom dies nur 10,5 % vorbringen. Im Vergleich dazu werden mehr Parkplätze mit 11 % auf Usedom gewünscht, im Vergleich zu nur 6 % am Stettiner Haff. Diese beiden Beispiele entsprechen den in Frage 8 genannten Vor- und Nachteilen der jeweiligen Regionen. Zudem ist bemerkenswert, dass sowohl gute Umweltqualität und Naturbelassenheit im gleichen Maße gewünscht werden wie eine verbesserte touristische Infrastruktur, vielfach zwischen 10 % und 15 % wie aus Abb. 6.1.12 zu ersehen ist.

Abschließend wurden soziodemographische Daten erhoben. Auf die Frage, in welcher Begleitung die Touristen im Urlaub sind, gaben auf Usedom 60,7 % mit der „Familie“, 25,1 % mit „Partner(in)“ und 12 % mit „Freunden/Verwandten“. Am Stettiner Haff waren laut eigenen Angaben 59,5 % der Urlauber mit der „Familie“, 20 % mit „Partner(in)“ und 15,7 % mit „Freunden / Verwandten“ unterwegs.

Die meisten Urlauber auf Usedom kamen aus Brandenburg (27,2 %), Berlin (16,4 %), NRW (14,4 %) und Mecklenburg-Vorpommern (9,6 %). Die Hafftouristen waren vornehmlich in Brandenburg (21,6 %), Mecklenburg-Vorpommern (20,5 %), Berlin (14,1 %) und Sachsen (10,3 %) zu Hause. Die restlichen Angaben sind der Abb. 6.1.13 zu entnehmen. Untergliedert nach

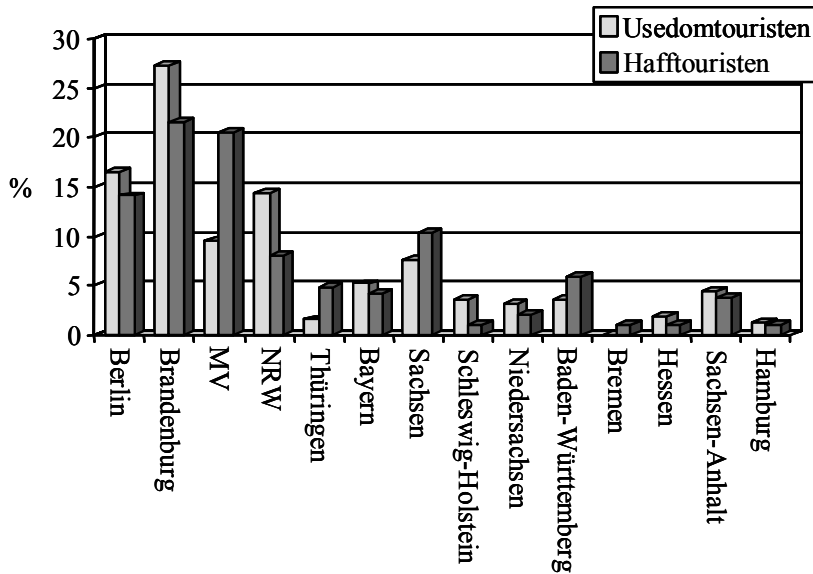


Abb. 6.1.13 Herkunft der Touristen nach Bundesländern.

Alten und Neuen Bundesländern, wobei Berlin als Altes Bundesland gezählt wurde, kommen demnach 50,8 % der Usedomtouristen aus den Neuen und 49,2 % aus den Alten Bundesländern. Bezogen auf das Stettiner Haft stammen 61,1 % der Urlauber aus den Neuen und 38,9 % aus den Alten Bundesländern.

Auf Usedom waren 53,1 % der Befragten Männer und 46,9 % Frauen, während am

Stettiner Haft 40,4 % der befragten Touristen männlich und 59,6 % weiblich waren.

Die meisten befragten Urlauber auf Usedom sind zwischen 30 und 39 Jahren alt (26,5 %). 21,7 % sind zwischen 40 und 49 und 17,8 % zwischen 50 und 59 Jahren alt. Am Stettiner Haft unterscheidet sich die anteilmäßige Besetzung der Altersklassen nur ein wenig: 26,6 % sind zwischen 30 und 39 Jahren, 21,3 % zwischen 40 und 49 und 15,4 % sind zwischen 20 und 29 Jahren alt. Gerade in dieser letzten Altersklasse fällt ein Unterschied zu Usedom auf, wo mit gerade mal 7,9 % diese Klasse relativ gering vertreten sind und am Stettiner Haft um 7,5 Prozentpunkte höher liegt. Mit der Ausnahme, dass auf Usedom anteilmäßig etwas mehr ältere Urlauber vertreten sind, sind die Altersklassen in beiden Regionen relativ ähnlich verteilt. Das Durchschnittsalter auf Usedom beträgt 41,3 Jahre und am Haft 38,8 Jahre.

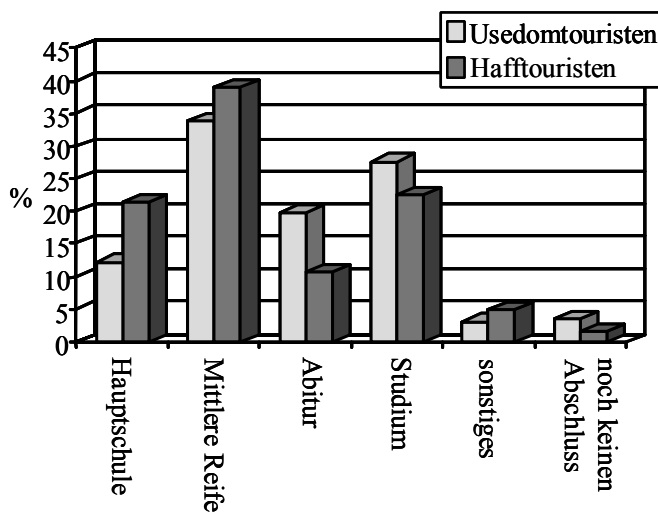


Abb. 6.1.14 Der höchste (Schul-)Abschluss der Urlauber.

Einen deutlichen Unterschied zwischen den befragten Usedom- und Hafttouristen gibt es bezüglich des Bildungsniveaus (siehe Abb.6.1.14). Am Stettiner Haft sind in erster Linie Urlauber mit Haupt- bzw. Realschulabschluss (21,4 % bzw. 39 %) überrepräsentiert, während auf Usedom eher Touristen mit Abitur oder Studienabschluss überrepräsentiert sind (19,7 % bzw. 27,6 %). Der direkte Vergleich zeigt, dass am Stettiner Haft 21,4 % der Urlauber einen Hauptschulabschluss haben, während dieser Anteil auf Usedom nur 12,2 % beträgt. Die Touristen mit Abitur sind auf

Usedom mit 19,7 % vertreten und am Stettiner Haff mit 10,7 %. Die meisten Urlauber in beiden Regionen haben einen Realschulabschluss (33,9 % bzw. 39 %).

6.2 Ergebnisse der Touristenbefragungen von 1994, 1997 und 1999

In den Urlaubssaisons 1994, 1997 und 1999 fanden die Touristeninterviews im gesamten Bundesland statt, wobei die regionalen Befragungsschwerpunkte auf den traditionellen Touristengebieten Ostseeküste/Haff- und Boddenküste, Mecklenburgische Seenplatte, Mecklenburgische Schweiz sowie den größeren Städte im Landesinneren lagen. Anhand der Angaben der Touristen bezüglich ihres Urlaubsortes 1994 soll exemplarisch die mengenmäßige Verteilung der Touristen aufgezeigt werden: von den 18.159 befragten Touristen, gaben 11.301 an (62,2%), dass sich ihr Urlaubsort direkt oder nahe der Ostsee befindet, während 6.580 Urlauber einen Urlaubsort im Binnenland Mecklenburg-Vorpommerns wählten (36,2 %).

1997 wurden insgesamt 4.500 Touristen befragt und 1999 betrug die Zahl der Befragten 6.300.

In Bezug auf die Wahl der Unterkünfte dominieren Hotels, Pensionen/Privatzimmer (ca. 20 %) und Ferienhäuser/-wohnungen (ca. gut 20 %), wobei es im Laufe aller drei Befragungsjahre jeweils nur leichte Verschiebungstendenzen in den prozentualen Belegungsanteilen der Unterkunfts-kategorien gibt.

Auf die Frage, was die Urlauber mit dem Land Mecklenburg-Vorpommern verbinden und als charakteristisch ansehen, waren die meistgenannten Antworten jeweils „Ostsee“, „Strand“, „Landschaft“, „Natur“, „Ruhe/Erholung“ und „Seen“. Da in den verschiedenen Jahren bei der Auswertung dieser Frage auch jeweils unterschiedliche Klassen mit verschiedenen Bezeichnungen gebildet wurden, ist ein direkter Vergleich kaum möglich. Jedoch wird wiederum die hohe Bedeutung des naturräumlichen Potentials für den Tourismus in Mecklenburg-Vorpommern deutlich. Hierbei ist vor allem der Stellenwert von „Ostsee und Strand“ herauszustreichen, die 1997 41,7 % der Antworten verbuchen konnten, während „Landschaft und Natur“ mit 23,6 % aller Angaben dahinter folgte.

Die hauptsächliche Art des Urlaubs ist in den drei Befragungsjahren mit ca. 50 % aller Antworten jeweils der Jahres-/Haupturlaub, gefolgt vom Kurzurlaub (im Durchschnitt 25 %) und dem Ausflug. Während die Prozentangaben für Jahres-/Haupturlaub und Kurzurlaub relativ konstant sind, konnte bei den Ausflügen in und nach Mecklenburg-Vorpommern ein kontinuierlicher Anstieg von 5,5 % 1994 über 10,3 % 1997 bis auf 15,7 % 1999 festgestellt werden.

Die Motive, welche die Touristen zu einem Urlaub in Mecklenburg-Vorpommern bewegen, sind über die Jahre hin recht ähnlich geblieben. Die häufigstgenannten Antworten sind „Landschaft / Natur“, „Badeurlaub“, „Ruhe/Erholung“, „Neugier“ und „Klima“. „Landschaft/Natur“ ist mit 22,5 % (1994) bzw. 27,7 % (1997) das meistgenannte Motiv noch vor „Badeurlaub“ mit 17,7 % bzw. 22,7 %. Das Motiv „Neugier“ ist im Laufe der Zeit gefallen: von 12,7 % 1994 auf 8,6 % 1997. Diese Antworten beziehen sich nur auf die Jahre 1994 und 1997, da 1999 nicht nach den Motiven gefragt wurde.

Bei den Urlaubsaktivitäten nimmt „Baden, Schwimmen, Sonnen“ den mit Abstand höchsten Stellenwert ein. Daneben werden noch „Wandern“, „Entspannen / Ruhe genießen“, „Radfahren“, „Natur beobachten“ und der „Besuch von Sehenswürdigkeiten“ genannt. Da die Aktivitäten in den drei Befragungsjahren nach verschiedenen Maßstäben bewertet wurden (Prozentangabe der vorrangigen Aktivitäten 1994 und 1997 und Bewertung von Interesse und Nachgehen der Aktivität 1999), sind die Angaben nicht absolut sondern nur relativ vergleichbar. Aber die drei Urlauberbefragungen ergeben zusammengefasst, dass „Baden, Schwimmen, Sonnen“ den höchsten

Stellenwert einnimmt, gefolgt von „Natur beobachten“ und „Entspannen /Ruhe genießen“, die ebenfalls sehr hoch bewertet werden.

Die Einschätzung des Preis-Leistungs-Verhältnisses für Gastronomie und Unterkünfte wird insgesamt von den meisten Urlaubern als „gut“ bezeichnet, wobei von 1994 nach 1997 eine deutliche Verschlechterung in der Bewertung zu bemerken war. Während 1994 nach 69,1 % der befragten Touristen das Preis-Leistungs-Verhältnis für Gastronomie als „gut“ bezeichneten bzw. 66,8 % für Unterkünfte, waren dies 1997 nur noch 59,9 % bzw. 54,9 %, wobei die Verschiebung eindeutig zu Gunsten der nächst schlechteren Kategorie „gerade ausreichend“ führte. 1999 konnte dieser Trend nicht weiter verfolgt werden. Für 1999 wurden die Anzahl der Bewertungsklassen von 4 auf 6 erhöht, wodurch eine Bewertung bedeutend differenzierter erfolgen konnte. Allgemein lässt sich für 1999 allerdings sagen, dass die Urlauber „sehr zufrieden“ bzw. „zufrieden“ in Bezug auf Gastronomie (26,2 % bzw. 48,1 %) und Unterkünfte (38,1 % bzw. 40,9 %) sind. Zusammenfassend lässt sich feststellen, dass trotz der festgestellten Verschlechterung in der Bewertung von 1994 nach 1997 die Touristen generell mit dem Preis-Leistungs-Verhältnis der Gastronomie und der Unterkünfte in Mecklenburg-Vorpommern zufrieden waren, 1999 zu einem hohen Teil sogar „sehr zufrieden“. Insgesamt gesehen hat sich die Zufriedenheit sogar gesteigert.

Die durchschnittlichen Ausgaben für Übernachtung pro Person und Nacht haben sich von 1994 bis 1999 um über 11 DM erhöht: von 41,11 DM über 44,08 DM auf 52,25 DM.

Auf die Frage „In welcher Begleitung sind Sie im Urlaub?“ gaben von 1994 bis 1999 jeweils die meisten befragten Touristen „mit Partner (ohne Kind)“ an 42 % - 44 %. 36 % - 25 % waren „mit Familie“ im Urlaub und ca. 7 % bis 13 % waren „alleine“ unterwegs.

Von 1994 bis 1999 konnte bezüglich der Herkunft der Touristen (aus welchem Bundesland) ein deutlicher Wandel festgestellt werden: Der Anteil der Touristen aus den Alten Bundesländern oder aus geographisch entfernten Bundesländern ist 1994 am höchsten und nimmt bis 1999 kontinuierlich ab. 1994 haben relativ wenig Touristen aus Mecklenburg-Vorpommern im eigenen Bundesland Urlaub gemacht (nur 5,6 %). Dies hat sich allerdings wieder geändert und 1999 stellten Touristen aus Mecklenburg-Vorpommern mit 12,9 % die größte Urlaubergruppe in Bezug auf die Herkunft. Jeweils stark vertreten war NRW als bevölkerungsreichstes Bundesland: Bei allen drei Befragungen machten Touristen aus NRW ca. 11 % der Besucher aus. Weiterhin über die Jahre relativ stark vertreten sind Sachsen ca. 9 % - 12 %, Berlin ca. 10 %, Brandenburg 7 % - 9 % und Niedersachsen mit ca. 8 % - 10 %.

6.3 Ergebnisse der Urlauberbefragung in den Kaiserbädern im Sommer 1999

Die nachfolgende Beschreibung der Ergebnisse der Touristenbefragung in Ahlbeck, Heringsdorf und Bansin vom Sommer 1999 soll im Vergleich mit den Ergebnissen der Urlauberbefragung aus dem gesamten Bundesland Mecklenburg-Vorpommern von 1999 gesehen werden. Dies soll zeigen, was genau die Kaiserbäder auf Usedom von anderen Urlaubsgebieten in Mecklenburg-Vorpommern unterscheidet, wo die herausragenden Charakteristika liegen und was die Region touristisch attraktiv macht.

Im Sommer 1999 wurden in den Kaiserbädern insgesamt 474 Urlauber befragt. Diese Gesamtzahl verteilt sich wie folgt auf die einzelnen Orte: 122 Touristen in Ahlbeck, 264 in Heringsdorf und 88 Urlauber in Bansin.

Hauptsächlich verbringen Touristen ihren Jahresurlaub in den Kaiserbädern, 49,7 %. 27,5 % der befragten Urlauber verbringen dort einen Kurzurlaub und nur 16,4 % machen einen Ausflug in die

Kaiserbädern. Diese Zahlenverhältnisse sind sehr ähnlich zu denen aller Befragten Touristen im ganzen Bundesland Mecklenburg-Vorpommern.

Die meisten Touristen reisen mit dem Partner(in), jedoch nicht in Begleitung der Kinder (40,5 %), während 28,4 % der befragten Touristen in Ahlbeck, Heringsdorf und Bansin mit Partner(in) und Kindern im Urlaub waren. 9,6 % reisten allein und 14,1 % waren alleine in einer Gruppe Erwachsener im Urlaub. All diese Angaben sind sehr ähnlich zu den Angaben, die von den Touristen in ganz Mecklenburg-Vorpommern getroffen wurden und es können keine signifikanten Unterschiede festgestellt werden.

Es fällt auf, dass im Vergleich zum gesamten Bundesland Mecklenburg-Vorpommern ein deutlich höherer Anteil der Touristen in Hotels, der teuersten Unterkunfts-kategorie, untergebracht ist. 36,6 % der Touristen wohnen nach eigenen Angaben im Hotel (Landesdurchschnitt: 22,5 %), 16,8 % in Ferienhäusern, 11,9 % in Pensionen und 7,9 % in Privatzimmern. Die restlichen Prozent verteilen sich in geringeren Werten auf Camping/Wohnmobil, Jugendherbergen, Hotel garni, Kurheim, unentgeltlich privat und eigenen Ferienhäusern. Auffällig ist, dass Campingtouristen stark unterrepräsentiert sind: 4,1 % der Touristen in den Kaiserbädern sind Campingtouristen, wobei der Durchschnitt für Mecklenburg-Vorpommern bei 12,5 % liegt.

Dies spiegelt sich auch in den Kosten für die Unterkunft wieder: Im Durchschnitt wird angegeben, dass für die Übernachtung in den Kaiserbädern pro Nacht und Person ca. 10 DM mehr ausgegeben werden als im Durchschnitt in Mecklenburg-Vorpommern, 52,25 DM zu 62 DM.

Bemerkenswert ist die hohe Wiederkehrbereitschaft: 74,2 % aller Touristen, die in Kaiserbädern befragt wurden, gaben an „ganz bestimmt“ in den nächsten 5 Jahren nach Mecklenburg-Vorpommern zurückkehren zu wollen. Dies liegt mit ca. 15 Prozentpunkten deutlich über dem Gesamtdurchschnitt in Mecklenburg-Vorpommern (59,4 %). Es gaben immer noch 17,3 % an „bestimmt“ wiederkommen zu wollen.

Diese Zufriedenheit spiegelt sich auch in der Benotung des Preis-Leistungs-Verhältnisses für Gastronomie, Unterkunft und Freizeitmöglichkeiten wieder: Die Bewertung hierfür wurde auf einer Skala von 1 bis 6 angegeben, wobei 1 „sehr zufrieden“ und 6 „sehr unzufrieden“ bedeutet. Bezüglich der Unterkunft gaben 36,2 % der befragten Touristen eine 1 an, 40,7 % bewerteten das Preis-Leistungs-Verhältnis mit 2 und 12,4 % mit 3. Die Gastronomie wurde von 22,8 % der befragten Touristen mit 1 bewertet, während 47,6 % eine 2 bzw. 22,8 % eine 3 angaben. Das Preis-Leistungs-Verhältnis für Freizeitmöglichkeiten wurde von 18,2 % mit 1, von 41,4 % mit 2 und von 29,7 % mit 3 bewertet. Dies zeigt, dass für die Bereiche Unterkunft, Gastronomie und Freizeitmöglichkeiten allgemein eine sehr hohe bis hohe Zufriedenheit vorliegt. Diese Angaben entsprechen sehr den Angaben, die durchschnittlich von den Touristen in Mecklenburg-Vorpommern gemacht wurden. Es lässt sich somit festhalten, dass nicht nur für die Kaiserbäder sondern für ganz Mecklenburg-Vorpommern eine hohe Zufriedenheit als Urlaubsregion herrscht.

Auf die Frage, was Mecklenburg-Vorpommern von anderen Urlaubsgebieten unterscheidet, antworteten die befragten Touristen in den Kaiserbädern mit 21,1 % der „gute/schöne/breite/weite Strand“, während in gesamt Mecklenburg-Vorpommern dies nur 9,4 % taten. In beiden Fällen, war der Strand die mit Abstand meistgegebene Antwort, aber die häufige Nennung auf Usedom unterstreicht die Bedeutung des Strandes speziell für diese Region. Die „unberührte/schöne Natur“ machte auf Usedom 10,1 % der Antworten aus (vgl. gesamt Mecklenburg-Vorpommern 7,1 %, wobei diese Kategorie aus Zweien zusammengefasst wurde) und die „schöne/einzigartige Landschaft“ 8,2 % bzw. 7,0 % in Mecklenburg-Vorpommern, womit diese Antworten jeweils die zweit- und dritthäufigst genannten Antworten waren. Die „Ostsee“ machte 4,9 % aller Antworten in den Kaiserbädern bzw. 6,1 % im gesamten Bundesland Mecklenburg-Vorpommern aus. Auf den

Punkt „Ruhe/wenig Touristen“ entfielen in den Kaiserbädern 3,2 % und in Mecklenburg-Vorpommern 4,8 % (zusammengefasste Kategorie).

Die Interessen der Touristen stehen in starken Zusammenhang zu den vorigen Angaben: Auf einer Bewertungsskala von 1 bis 6 (wie Schulnoten) sollte angegeben werden, wie stark das Interesse für bestimmte Tätigkeiten während des Urlaubs ist. Ausgedrückt in Mittelwerten waren die stärksten Interessen „Landschaft und Natur erleben“ (1,7), „Ruhe genießen“ (1,7), „Baden, Sonnen“ (1,8), „gut Essen“ (2,0) und das „maritime Flair genießen“ (2,1). Damit liegen alle diese Angaben in den Kaiserbädern noch 0,1- 0,2 Noten besser als die Mittelwerte für ganz Mecklenburg-Vorpommern.

Bei der Frage, inwieweit bestimmten Aktivitäten im Urlaub bislang nachgegangen wurde, handelt es sich um genau die gleichen Punkte, von denen zuvor schon die Stärke des Interesses erfragt wurde. Die Benotung erfolgte nach demselben Bewertungsschema. Ausgedrückt in Mittelwerten waren die Tätigkeiten, denen bislang im Urlaub am meisten nachgegangen wurde, „Landschaft und Natur erleben“ (1,9), „Ruhe genießen“ (1,8), „Baden, Sonnen“ (2,3), „gut Essen“ (2,5) und das „maritime Flair genießen“ (2,3). Insgesamt sind diese Punkte meist besser benotet worden als im Landesdurchschnitt Mecklenburg-Vorpommerns.

Es wurde ebenfalls nach der Wichtigkeit bestimmter Punkte während des Urlaubs gefragt. In den Kaiserbädern auf Usedom war dies mit Abstand der „gute Badestrand“, 1,4 im Mittel gemessen an Schulnoten. Die „Bedingungen der Unterkunft“ (1,6), „gastronomische Bedingungen“ (1,8) sowie die „Professionalität“ und „Auskunfts-fähigkeit des Personals“ (2,0 bzw. 2,2) wurden ebenfalls als wichtige Aspekte gesehen. Besonders der „gute Badestrand“, die „Bedingungen der Unterkunft“ und die „gastronomische Bedingungen“ wurden in den Kaiserbädern im Mittel als noch wichtiger angegeben als landesweit im gesamten Mecklenburg-Vorpommern, obwohl auch hier schon sehr hohe Noten vergeben wurden: 1,7 (Badestrand), 1,8 (Unterkunft) und 1,9 (Gastronomie).

Die Zufriedenheit mit diesen Aspekten am Urlaubsort wurde allerdings im Vergleich zu ihrer Wichtigkeit meistens ein wenig schlechter benotet. Ausnahmen bilden hierbei u. a. der „gute Badestrand“, der auch bei der Zufriedenheit mit 1,4 die mit Abstand beste Benotung erfährt. Die „Bedingungen der Unterkunft“ (1,8) und die „gastronomische Bedingungen“ (1,9) werden in Bezug auf die Zufriedenheit in den Kaiserbädern auch sehr gut bewertet, wobei diese Benotung im Schnitt der von ganz Mecklenburg-Vorpommern gleich kommt.

Im Vergleich der Haushaltseinkommen der Touristen ist zu erkennen, dass in den Kaiserbädern die Touristen der gehobeneren Einkommensklassen leicht überrepräsentiert sind, während die niedrigeren Gehaltsklassen leicht unterrepräsentiert sind. 20,3 % der Touristen in den Kaiserbädern haben ein monatliches Haushaltseinkommen von über 5000 DM, was genau 3 Prozentpunkte über dem Durchschnitt der befragten Touristen in Mecklenburg-Vorpommern liegt. Die Klasse des monatlichen Haushaltseinkommens zwischen 4000 und 5000 DM ist mit 21,5 % in den Kaiserbädern ebenfalls um ca. 3 Prozentpunkte höher als der des Landesdurchschnitts der Touristen. Die meisten Touristen in den Kaiserbädern (27,2 %) gaben 3000 bis 4000 DM als monatliches Haushaltseinkommen an, was ca. 1 Prozentpunkt höher ist als der Landesdurchschnitt der Touristen.

Der Altersdurchschnitt beträgt in den Kaiserbädern 48,4 Jahre, während dieser in gesamt Mecklenburg-Vorpommern bei 43,6 Jahre liegt.

7 Diskussion

7.1 Methodenkritik

Für die Befragung war ein Zeitraum von nur knapp zwei Wochen im August angesetzt. Damit wird nur eine kurze Spanne der gesamten Urlaubssaison abgeprüft, was die Repräsentativität einschränkt. Es bleibt offen, ob die Interviews zu anderen Ergebnissen geführt hätten, wenn sie beispielsweise im Juni, Juli oder September durchgeführt worden wären.

Gerade bei einem so kurzen Befragungszeitraum muss berücksichtigt werden, dass damit nur eine spezielle Touristengruppe erfasst werden kann. Besonders in Hinblick auf die Frage, aus welchem Bundesland die Touristen stammen, muss beachtet werden, welche Bundesländer im Befragungszeitraum Sommer-Schulferien hatten.

Des Weiteren muss aufgeführt werden, dass die Befragung am Haff nicht am Wochenende stattgefunden hat. Auf Usedom konnte - aufgrund der Witterung - auch nur der Samstag einbezogen werden. Der Wochenendeffekt fließt folglich kaum in die Ergebnisse ein. Dies schlägt sich wahrscheinlich in der niedrigen Zahl der Tagestouristen nieder.

Man muss davon ausgehen, dass der Fragebogen an sich suggestiv ist. In anschließenden Kommentaren wurde von den Touristen mehrfach geäußert, dass sie sich bis dato über das Thema noch keine Gedanken gemacht hatten und erst durch den Fragebogen darauf gestoßen wurden.

Es konnte beobachtet werden, dass die Anzahl der Touristen am Strand stark wetterabhängig ist. Dies kann das Ergebnis verzerren. An den zwei Tagen, an denen am Haff befragt wurde, herrschte ideales Strandwetter, was maßgeblich mitverantwortlich dafür war, dass die Haffstrände sehr gut besucht waren. Zudem kann man davon ausgehen, dass wetterbedingt viele Tagestouristen angezogen wurden. In der ersten Befragungswoche und den ersten beiden Tagen der zweiten Woche, als die Befragung auf Usedom stattfand, war das Wetter wechselhaft.

Touristen, die bei schlechtem Wetter am Strand Spazieren gingen, wurden bei der Befragung nicht berücksichtigt, was wahrscheinlich die Ergebnisse beeinflusst hätte.

Insgesamt wurden 449 Urlauber befragt. Es ist strittig, ob diese Menge ausreicht, um eine repräsentative Aussage machen zu können. Dies wird vor allem deutlich, wenn die Ergebnisse gefiltert werden, wodurch die Grundgesamtheit herabgesetzt wird. Recht schnell wird hierbei eine so kleine Grundgesamtheit erreicht, dass sich eine sichere Interpretation der Ergebnisse als schwierig erweist.

Ein Problem ist die Unsicherheit der Repräsentativität in den beiden Befragungsgebieten. Am Stettiner Haff konnte eine weitaus höhere Urlaubergrundgesamtheit erfasst werden als auf Usedom, was auf das deutlich größere und weitläufigere Untersuchungsgebiet auf der Insel zurückzuführen ist. Ohne die genaue Grundgesamtheit der Touristen an den Stränden von Mönkebude und Ueckermünde zu kennen, kann davon ausgegangen werden, dass mit der Befragung am Haff ein sehr hoher Anteil der Urlaubergrundgesamtheit des Befragungszeitraums erfasst wurde, da es sich um kleine, räumlich gut begrenzte Areale handelte. Um die Repräsentativität der Befragung auf Usedom abschätzen zu können, werden daher zusätzlich die Befragungsergebnisse des Tourismusverbands Mecklenburg-Vorpommerns, die 1999 in den Kaiserbädern durchgeführt wurde, herangezogen.

Da die Befragung aus technischen und zeitlichen Gründen nicht entlang der gesamten Außenküste Usedom durchgeführt werden konnte, mussten die Interviews auf die Kaiserbäder beschränkt

werden. Die Wahl fiel auf die Kaiserbäder, weil es sich hierbei um die renommiertesten Touristenorte auf Usedom handelt.

Als Kritik am Vergleich der Übernachtungspreise auf Usedom und am Stettiner Haff muss angeführt werden, dass bei den Quartieren der einzelnen Unterkunfts-kategorien weder ihre Bettenzahl noch die Anzahl der Sterne berücksichtigt wurde. Es fand keine Gewichtung der Ergebnisse in dieser Richtung statt. Der Preisvergleich ist daher lediglich dazu geeignet, Tendenzen aufzuzeigen.

Da die Informationen über die Übernachtungspreise auf Wolin aus mehreren verschiedenen Quellen zusammengetragen werden mussten, ist nicht genau bekannt, wie viele Beherbergungsbetriebe überhaupt auf Wolin vorhanden sind. Zudem waren im Internet fast ausschließlich nur die Preise von Hotels zu finden.

Bei der verwendeten Literatur haben sich deutliche qualitative Unterschiede gezeigt. Zu einem großen Teil musste auf so genannte „graue Literatur“, meist in Form von Statistiken, zurückgegriffen werden, aus Mangel an Alternativen. Da diese Literatur nicht reviewt ist, ist sie kritisch zu bewerten, weil sie bzw. ihre Interpretation mit einem hohen Fehlerquotienten behaftet sein kann. Bei dem Vergleich mehrerer Quellen wurde deutlich, dass zum Teil unterschiedliche Zahlen für angebliche gleiche Sachverhalte vorlagen. In solchem Fall wurden die offiziellen Statistiken vom Landes- bzw. Bundesamt für Statistik verwendet.

7.2 Die Bedeutung der Wasserqualität für Touristen

Das primäre Ziel des Fragebogens ist es, zu untersuchen, inwieweit Touristen in Fragen der Wasserqualität sensibilisiert sind und Wasserqualitätsprobleme von ihnen überhaupt wahrgenommen und bewertet werden.

Auf die direkte Frage, wie wichtig eine gute Wasserqualität für die Wahl des Urlaubsortes ist, gab insgesamt die Mehrheit aller Befragten (87,4 %) an, dass dies „sehr wichtig“ bzw. „wichtig“ sei. Unterteilt nach den Touristen auf Usedom und am Stettiner Haff waren dies 90,4 % bzw. 83,6 %, wobei der hohe Anteil der Touristen auffällt, die eine gute Wasserqualität als „sehr wichtig“ ansehen. Es ist zu erkennen, dass die Wasserqualität auf Usedom als bedeutsamer eingestuft wird als am Stettiner Haff. Aber auch am Haff fällt der hohe Anteil der Touristen auf, welche eine gute Wasserqualität als „sehr wichtig“ ansehen.

Diese Angaben sind jedoch zu relativieren. Auf die Frage, wie die Wasserqualität am jeweiligen Strand eingeschätzt wird, wird eine ausgeprägte Diskrepanz deutlich. Während auf Usedom die Urlauber die Wasserqualität insgesamt als „gut“ bewerten, wird sie am Haff gerade mal als „zufrieden stellend“ bezeichnet. Hierbei handelt es sich um Durchschnittsnoten. Besonders bei der Einzelbetrachtung der Noten und beim Vergleich der Beurteilungen fällt auf, dass am Stettiner Haff ein hoher Touristenanteil die Wasserqualität als „noch akzeptabel“ bzw. „schlecht“ bezeichnet bzw. ein niedriger Anteil die Wasserqualität als „sehr gut“ bewertet. Allgemein war zu bemerken, dass Touristen mit einem höheren Bildungsstand Wasserqualität strenger bewerten und dementsprechend schlechtere Noten vergeben.

Die Beurteilung der Wasserqualität steht im starken Gegensatz zu den Angaben bezüglich der Bedeutung einer guten Wasserqualität für die Wahl des Urlaubsortes. Aufgrund dieser deutlichen Diskrepanz zwischen dem angegebenen Anspruch und der tatsächlich wahrgenommenen Wasserqualität, wird ersichtlich, dass Wasserqualität nicht den hohen Stellenwert bei den Urlaubern haben kann, wie vorerst behauptet. Dies ist sowohl für die Usedom- als auch für die Hafftouristen zu beobachten. Insbesondere den Haffurlaubern ist zu unterstellen, die direkt gestellte

Frage nach der Bedeutung der Wasserqualität nicht wahrheitsgemäß beantwortet zu haben. Auf Usedom ist diese Diskrepanz weit weniger deutlich ausgeprägt, aber trotzdem erkennbar. Daher muss auch hier das angegebene Ergebnis relativiert werden.

In diesem Zusammenhang ist auch die Frage zu sehen, ob sich die Touristen vor Reiseantritt überhaupt über die Wasserqualität an ihrem Urlaubsort informieren. Obwohl angegeben wird, dass ein gute Wasserqualität „wichtig“ bzw. „sehr wichtig“ für die Wahl des Urlaubsortes sei, informieren sich sowohl am Stettiner Haff als auch auf Usedom mit 1/3 aller Befragten nur sehr wenige Touristen vor Reiseantritt über die Wasserqualität am Urlaubsort. Selbst in der Urlaubsregion vor Ort informieren sich nur ca. 20 % hierüber. Dabei kann kein großer Unterschied zwischen den Urlaubern beider Regionen festgestellt werden. Demzufolge kann der Aspekt Wasserqualität nicht in dem Maße entscheidend zur Wahl des Urlaubsortes beitragen, wie vorher angegeben.

Es ist davon auszugehen, dass sich viele Touristen mit der Thematik „Badewasserqualität“ noch nie beschäftigt haben und durch den Fragebogen hierauf erst aufmerksam gemacht wurden. Dies wurde mehrfach von Touristen in Gesprächen und Kommentaren nach der Befragung bestätigt.

Relativ am Ende des Fragebogens wird gefragt, was sich die Touristen für die Zukunft des Meeres wünschen. Bei dieser Frage werden sowohl Aspekte der Umweltqualität, der Umweltinformation als auch der touristischen Infrastruktur zur Auswahl gestellt. Es ist deutlich erkennbar, dass sich Urlauber am Haff sowohl prozentual als auch absolut stärker eine bessere Wasserqualität wünschen als Touristen auf Usedom. Dieses Ergebnis ist übereinstimmend mit den Angaben, die bezüglich der Vor- und Nachteile Usedom und des Stettiner Haffs vorgebracht wurden. Die schlechte Wasserqualität wurde am Haff mit Abstand am häufigsten bemängelt, während dieser Aspekt auf Usedom gar nicht genannt wurde. Allerdings fällt der deutliche prozentuale Unterschied auf: Während bei den Nachteilen des Stettiner Haffs mit 39,6 % die „schlechte Wasserqualität“ genannte wurde, wünschen sich nur 17,8 % der Hafftouristen eine bessere Wasserqualität. Auch wenn es sich hierbei um andere Grundgesamtheiten handelt, ist doch eine deutliche Tendenz erkennbar. Zudem ist die Aussage über die Vor- und Nachteile höher zu bewerten, da es sich in diesem Fall um eine offene Frage handelt, wo keine Auswahlmöglichkeiten vorgegeben werden. Insgesamt ist erkennbar, dass die Thematik „Badewasserqualität“ die Touristen am Stettiner Haff offensichtlich nicht allzu sehr berührt. Diese Vermutung beschränkt sich jedoch nicht nur auf die Haffurlauber. Bei der Gesamtbetrachtung der Frage nach den Wünschen für die Zukunft von Meer und Strand wird deutlich, dass Aspekte der touristischen Infrastruktur als ähnlich wichtig eingestuft werden, wie Aspekte der Umweltqualität und der Umweltinformation. Deutlich signifikante Unterschiede lassen sich zwischen der anteilmäßigen Verteilung dieser Aspekte weder auf Usedom noch am Haff erkennen. In Anbetracht der Tatsache, dass im gesamten Fragebogen fast ausschließlich Umwelt- und Wasserqualität behandelt werden, erstaunt es jedoch, dass Aspekte der Umweltqualität und der Umweltinformation nicht vermehrt gewünscht wurden. Dies gilt auch trotz der Tatsache, dass viele Touristen wahrscheinlich erstmals durch den Fragebogen auf die Badewasserqualität aufmerksam gemacht wurden.

Es entsteht das Bild, dass Usedomurlauber etwas sensibler in Bezug auf die Wasserqualität zu sein scheinen, während Hafftouristen von dieser Thematik weniger berührt erscheinen. Dies soll aber nicht darüber hinwegtäuschen, dass insgesamt betrachtet sowohl die Usedom- als auch die Haffurlauber sich bis dato kaum mit dem Thema Badewasserqualität befasst haben. Es scheint auch, als ob das Thema beide Urlaubergruppen nicht sonderlich stark berührt. Offenbar hat Wasserqualität keinen entscheidenden Einfluss und kann nicht als bedeutsamer Urlaubsfaktor angesehen werden. Vermutlich ist die Wasserqualität vor Usedom so gut, dass sie bis dato keinen Anlass darstellt, sich näher mit dem Thema zu beschäftigen. Am Stettiner Haff wird die schlechte

Wasserqualität von den Touristen zwar bemängelt – auch wenn sie vielfach durch die Befragung erst auf die Problematik aufmerksam gemacht wurden -, aber dennoch toleriert und in Kauf genommen. In diesem Zusammenhang sei auf Kapitel 7.7 verwiesen, das einen Erklärungsansatz bietet.

7.3 Die Bedeutung anderer Urlaubsfaktoren für Touristen

Da Wasserqualität offensichtlich kein entscheidender Urlaubsfaktor ist, müssen andere Faktoren bedeutsamer sein. Dies verdeutlicht die nachfolgende Betrachtung.

In den Kaiserbädern auf Usedom:

Die Strandqualität wird im direkten Vergleich mit der Wasserqualität als noch wichtiger für die Wahl des Urlaubsortes eingestuft. Bezogen auf die errechnete Durchschnittsnote wird die Strandqualität um 10,8 % als ausschlaggebender angegeben. Wie die Urlauberbefragung 1999 ergab, wird die Zufriedenheit mit dem Badestrand an den Kaiserbädern mit der Durchschnittsnote 1,4 bewertet (gemessen an Schulnoten) und liegt damit sogar noch um 0,3 Noten besser als der Landesdurchschnitt. Diese Steigerung ist umso bemerkenswerter, angesichts der insgesamt sehr guten Beurteilung.

Das Naturraumpotential und der Reiz der Landschaft wurden ebenfalls als bedeutsam bezeichnet. Neben dem Strand sind auch die Ostsee, die Landschaft und die Natur sowie Ruhe und Erholung ganz entscheidende Kriterien, welche die Urlauber veranlassen, diese Gebiete aufzusuchen. Für 1999 konnte im direkten Vergleich ermittelt werden, dass in den Kaiserbädern ein besonders starkes Interesse an Baden und Sonnen, Ruhe sowie Landschaft und Natur besteht. Diese Aussage geht mit den angegebenen Aktivitäten (Natur erleben, Ruhe genießen, Sonne, Baden etc.) einher, obwohl das angegebene Interesse immer größer ist als die Intensität mit der aktiv dem Interesse nachgegangen wird. Dennoch kann darauf geschlossen werden, dass Usedom zwar auch durch seine vielfältige, naturbelassene Landschaft für Touristen anziehend wirkt, jedoch der Schwerpunkt auf dem Badeurlaub liegt.

Neben den guten natürlichen Bademöglichkeiten und der Landschaft, wird auch die touristische Infrastruktur, das Flair der Kaiserbäder mit der typischen Bäderarchitektur sowie die Qualität der Gastronomie und der Unterkünfte als wichtig angesehen. Dies ergeben vor allem die Ergebnisse der Befragungen des Tourismusverbandes Mecklenburg-Vorpommern.

Zusammenfassend lässt sich für die Kaiserbäder auf Usedom feststellen, dass der Strand und die Bademöglichkeiten für die Touristen der vornehmliche Grund sind, weswegen sie die Insel im Sommer aufsuchen. Daneben werden die Qualität der touristischen Infrastruktur und das Flair der Kaiserbäder (siehe Fotos 7.3.1 und 7.3.2) hochgeschätzt und können ebenfalls als sehr bedeutsam eingestuft werden. Die landschaftlichen Reize und das übrige Naturraumpotential werden von den Touristen auf Usedom auch wahrgenommen und geschätzt. Ein ausgeprägtes Gespür für Umwelt- bzw. Badewasserqualität ist jedoch nicht zu verzeichnen, weswegen die Badewasserqualität auch kaum wahrgenommen wird. Die Touristen auf Usedom orientieren sich eher an der attraktiven Landschaft. Umwelt- bzw. Badewasserqualitätsprobleme werden erst wahrgenommen, wenn die Phänomene so stark ausgeprägt sind, dass sie unübersehbar sind.



Foto 7.3.1 & 7.3.2 Das Flair der Kaiserbäder und der Bäderarchitektur stellt einen wichtigen touristischen Anziehungspunkt dar.

An der Südküste des Stettiner Haffs:

Die Strandqualität wird am Stettiner Haff ebenfalls im direkten Vergleich mit der Wasserqualität als wichtiger für die Wahl des Urlaubsortes eingestuft. Bezogen auf die errechnete Durchschnittsnote wird sie um 0,3 Punkte als ausschlaggebender angegeben.

Trotz der eindeutigen Ausrichtung der Touristen auf den Badeurlaub, wird am Haff die landschaftliche Komponente (Naturraumpotential und der Reiz der Landschaft) stärker betont als auf Usedom. Sie kann aber nicht als entscheidender Urlaubsfaktor ausgewiesen werden.

Wie bereits erwähnt, wird Umwelt- bzw. Badewasserqualität am Haff noch weniger berücksichtigt als auf Usedom. Zur Bewertung der touristischen Infrastruktur, der Qualität der Unterkünfte und der Gastronomie durch die Urlauber kann am Haff wegen der fehlenden Datengrundlage keine direkte Aussage getroffen werden. Dennoch soll an dieser Stelle auf das deutlich geringere Preisniveau am Stettiner Haff verwiesen werden. Aus nachvollziehbaren Gründen haben die Hafftouristen diese Tatsache nicht als wichtigen Beweggrund für die Wahl ihres Urlaubsortes aufgeführt. Bei der Betrachtung des Touristenklientels am Haff, kann davon ausgegangen werden, dass die niedrigen Preise von entscheidender Bedeutung sind (siehe Kapitel 7.7), zumal weder die Wasserqualität noch die Landschaft als entscheidender Faktor ausgewiesen werden konnten. Sollte eine Rangfolge der Faktoren aufgestellt werden, welche in die Wahl des Urlaubsortes einfließen, wären die niedrigen Preise wahrscheinlich an erster Stelle zu nennen, gefolgt von den Bademöglichkeiten und den landschaftlichen Reizen. Die Umwelt- oder Badewasserqualität wird offensichtlich bei der Wahl kaum berücksichtigt.

Zusammenfassend kann festgehalten werden, dass sowohl Haff- als auch Usedomtouristen keine ausgeprägte Sensibilisierung gegenüber Wasserqualität bzw. Wasserqualitätsproblemen zu haben scheinen. Eine gute Wasserqualität wird allgemein gefordert, sofern die Touristen direkt auf dieses Thema angesprochen werden. Allerdings wird bei der genaueren Betrachtung deutlich, dass an Wasser- bzw. Umweltqualität kein ausgeprägtes Interesse besteht. Dennoch kann man die These vertreten, dass dies nur so lange Bestand hat, wie schlechte Umweltqualität nicht wahrgenommen bzw. ihr Ausmaß toleriert wird. Sind die Anzeichen einer Umwelt- bzw. Gewässerverschmutzung massiv und offensichtlich, dann ist davon auszugehen, dass dies erkannt wird und entsprechend darauf reagiert wird (siehe Kapitel 6.1, Frage 18).

Die gewonnenen, oben aufgeführten Erkenntnisse in Bezug auf Wasserqualität können auf die Umweltqualität verallgemeinert werden. Neben der infrastrukturellen Ausstattung und den Übernachtungspreisen scheint der Aspekt „Landschaft“ bedeutsamer zu sein als Wasser- bzw. Umweltqualität. Angesichts der Ergebnisse der Befragung entsteht der Eindruck, dass „eine schöne, naturbelassene Landschaft“ mit guter Umweltqualität vielfach gleichgesetzt wird. Dieser Eindruck wurde aus Kommentaren der Touristen deutlich. Mehrfach wurde geäußert, dass die Tatsache, dass die Landschaft nicht durch Hochhäuser und vielgeschossige Hotelanlagen verbaut ist – wie vielfach am Mittelmeer – ein Zeichen für gute Umweltqualität sei. In ähnlichen Kommentaren wurde die naturbelassene Landschaft mit der recht geringen Bevölkerungsdichte als gute Umweltqualität angesehen. Dies verdeutlicht Defizite beim Erkennen von Umweltqualität und ihre Beurteilung anhand wirklich geeigneter, messbarer Parameter.

Um eine gesteigerte Wertschätzung von tatsächlich guter Wasser- bzw. Umweltqualität zu erzielen, müsste bei der Umwelterziehung angesetzt werden. Obwohl der Umweltschutzgedanke in Deutschland relativ gut ausgeprägt ist, besteht in diesem Fall Handlungs- und Aufklärungsbedarf.

Trotz dieses Ergebnisses wird aber festgestellt, dass Usedomtouristen bezüglich der Wasserqualität stärker sensibilisiert zu sein scheinen als die Hafftouristen. Auch wenn dieses Ergebnis nicht besonders stark ausgeprägt ist, lässt sich diese Tendenz erkennen, die sich in erster Linie durch eine Konstanz in der Beantwortung wasserqualitätsrelevanter Fragen äußert.

7.4 Bewertungskriterien der Wasserqualität

In den Touristeninterviews zielten einige Fragen auf die Kriterien ab, nach denen die Urlauber Wasserqualität bemessen.

In Frage 11 wurden die Touristen gefragt, welche Merkmale für sie wichtig sind, um an einem Gewässer schwimmen zu gehen. Es wurde nach Aspekten der natürlichen Ausstattung des Badeortes, nach der Umweltqualität und der notwendigen Infrastruktur am Gewässer gefragt. Ein Aspekt war die „warme Badewassertemperatur“. Die Tatsache, dass sie zwar als relativ wichtig beurteilt wird, ihr aber keine allzu große Bedeutung beigemessen wird (Mittelwert: 2,61), liegt zu einem gewissen Anteil im Zeitpunkt der Befragung begründet. Im August herrschen vor Usedom und im Haff annähernd ähnliche Wassertemperaturen. Wäre die Befragung im Juni durchgeführt worden, wäre die Bewertung wahrscheinlich zu Gunsten des Stettiner Haffs ausgefallen. Die Tatsache, dass sich das Haffwasser im Laufe des Sommers schneller aufwärmt, kann besonders zu Beginn der Badesaison wichtig sein. Die Wassertemperatur wird als maßgeblich mitentscheidend für die Etablierung eines Badetourismus angesehen, welcher sich nach KLUG (1996) erst ab einer sommerlichen Wasserdurchschnittstemperatur von 17°C entwickeln kann. Auf den Internetseiten des Bundesamtes für Seeschifffahrt und Hydrographie (BSH) wird unter den Dienstleistungen zur Rubrik „Baden und Meer“ jeweils die aktuellen Wassertemperaturen nach Orten aufgeschlüsselt angeboten. Laut BSH hat sich diese Seite *„in den vergangenen zwei Jahren zu einem der beliebtesten und am stärksten nachgefragten WWW-Produkte des Bundesamtes für Seeschifffahrt und Hydrographie entwickelt“* (<http://www.bsh.de/aktdat/bm/Baden&Meer.htm>).

Insgesamt betrachtet fällt bei der Beantwortung der Frage 11 auf, dass die meisten Merkmale von den Usedom- und den Hafftouristen sehr ähnlich bewertet werden. Der „saubere Strand“ ist jeweils bei weitem das entscheidendste Merkmal und wird tendenziell als „sehr wichtig“ angesehen. Als „wichtig“ werden ein „steinfreier Untergrund“, „klares, blaues Wasser“, „warme Wassertemperatur“ eingestuft. Aspekte der natürlichen Ausstattung der Badestelle und der Umweltqualität wird Bedeutung beigemessen.

Zudem wurde in Frage 12 gefragt, inwieweit die Touristen bestimmte Merkmale als störend empfinden. Zur Auswahl standen zum einen direkte und indirekte Merkmale anthropogener Umweltverschmutzung: Abfall, Öklumpen, (große Mengen) Schaum auf dem Wasser und (massenhaftes) Auftreten von toten Tieren, wie z.B. Fischen. Zum anderen wurde nach natürlichen Merkmalen gefragt, von denen vermutet wird, dass sie als störend angesehen werden: Quallen, Seegras, Seetang und große Algen. Es sollte überprüft werden, inwieweit Touristen diese Merkmale differenzieren. Schaum auf dem Wasser, Quallen, Seegras bzw. große Algen werden als störend angesehen, während Abfall, tote Tiere und Öklumpen als sehr störend erachtet werden. Es ist erkennbar, dass sowohl am Haff als auch auf Usedom offensichtliche Merkmale anthropogener Verschmutzung erkannt und schlechter bewertet werden. Dies soll aber nicht darüber hinwegtäuschen, dass auch gegenüber Quallen, Seetang, Seegras und großen Algen eine deutliche Abneigung besteht, obwohl sie natürliche Bewohner des Meers sind, die unter bestimmten Umständen am Strand zu finden sind. Algen- und Seegrasakkumulationen am Strand sind vor allem nach stärkeren Stürmen zu beobachten, bei denen die Pflanzen aus ihrer Verankerung im Meeresboden rausgerissen und anschließend an den Strand gespült werden.

Die allgemeine Abneigung gegenüber Quallen, Seetang etc. geht mit dem öffentlichen Meinungsbild einher (NORDKURIER 02.08.98, OSTSEEZEITUNG 03.08.99) und ist ein Problem der Umwelterziehung. Seegras ist sogar ein Indikator für eine gute Umweltqualität. Es wird aber als solcher von den Touristen nicht erkannt. In Boltenhagen an der mecklenburgischen Ostseeküste wurden aufgrund von Beschwerden von Touristen 1999 mehr als 5000 Tonnen Seegras, Algen, Seetang und Schlick vom Strand geräumt (OSTSEEZEITUNG 18.08.00).

Bemerkenswert ist hierbei jedoch, dass auf Usedom die Touristen gegenüber Quallen deutlich toleranter sind. Das kann wahrscheinlich darauf zurückgeführt werden, dass sie recht häufig an der Küste zur offenen Ostsee anzutreffen sind und sich Touristen eher an das Bild gewöhnt haben.

Schaum auf dem Wasser, als Erscheinungsbild der Eutrophierung, wird nicht so schlecht bewertet wie zu erwarten gewesen wäre. Dies gilt insbesondere für Touristen am eutrophen Stettiner Haff. Von allen angebotenen Merkmalen bewerten die Hafftouristen „Schaum auf dem Wasser“ als das Merkmal, welches sie am wenigsten stört. Hierbei spielt wahrscheinlich die Menge bzw. das Ausmaß eine entscheidende Rolle. Kleine Schaumkronen auf dem Wasser werden toleriert bzw. nicht als Belastungsphänomen erkannt, sondern als „normal“ für das Stettiner Haff angesehen. Aber es kann davon ausgegangen werden, dass große Mengen in Verbindung mit einem Algenteppich als deutliches Belastungsphänomen ausgemacht werden.

Vergleicht man die Anforderungen, die Urlauber an Wasser, Strand und Badegewässer stellen, mit der subjektiven Einschätzung der Wasserqualität durch die Touristen wird deutlich erkennbar, dass ihre Beurteilung der Wasserqualität in erster Linie nach optischen Merkmalen vorgenommen wird.

Viele Touristen haben sich bei ihrer Einschätzung der Entwicklung der Wasser- bzw. Strandqualität in den letzten Jahren enthalten. Am Stettiner Haff kann dies zu einem Großteil darauf zurückgeführt werden, dass 76 bzw. 79 % der Urlauber, die „weiß ich nicht“ angaben, zum ersten Mal ihren Urlaub am Haff verbringen. Auf Usedom ist dieser Anteil mit 48 bzw. 66 % deutlich geringer. In beiden Urlaubsregionen hat ein deutlich höherer Touristenanteil eine Einschätzung zur Entwicklung der Strandqualität als zur Entwicklung der Wasserqualität abgegeben. Die Strandqualität lässt sich besser aufgrund rein optischer Gesichtspunkte bewerten als die Wasserqualität.

Eine deutliche Mehrheit der Urlauber, die ihre Einschätzung zur Entwicklung abgegeben haben, geht von einer Verbesserung der Qualität aus. Dies gilt sowohl für die Wasser- als auch für die Strandqualität. Vergleicht man dies mit durchgeführten Messungen, fallen Diskrepanzen in Bezug auf die tatsächliche Entwicklung der Wasserqualität auf. Die Einschätzung durch die Touristen ist folglich subjektiv und beruht auf Vermutungen. Für das Stettiner Haff lässt sich festhalten, dass trotz einer deutlichen Reduzierung des Nährstoffeintrags keine Verbesserungstendenz des Eutrophierungsgrades zu verzeichnen. Obwohl die Wahrscheinlichkeit sehr starker Algenblüten im Haff abgenommen hat, ist das allgemeine Risiko von Algenblüten bei Weitem nicht gebannt. Durch die Nährstoffreduzierung ist die Gefahr von potentiell toxischen Algenblüten in der Pommerschen Bucht jedoch deutlich gestiegen (siehe Kapitel 7.8). Im Fall einer Algenblüte - besonders einer potentiell toxischen - wird die Wasserqualität zumindest zeitweise stark verschlechtert. Hierbei muss angemerkt werden, dass zum Zeitpunkt der Befragung keine Algenblüte in Küstennähe vorlag, was die Antworten der Touristen sicherlich positiv beeinflusst hat.

Die Strandqualität hat sich tatsächlich verbessert. Auf Usedom lässt sich dies wahrscheinlich auf die Einführung der Blauen Flagge im Jahr 1997 zurückführen. Viele Kriterien, die zur Vergabe der Blauen Flagge erfüllt werden müssen, beziehen sich auf die Sauberkeit und Reinhaltung des Strandes und die Bereitstellung bestimmter Infrastruktur am Strand. Dies wird von den Touristen gewünscht, wie die Ergebnisse dieser Befragung zeigen.

Während die Verbesserung der Wasserqualität ein sehr langwieriger Prozess ist, wo sich Erfolge nur ganz allmählich einstellen, kann eine Verbesserung der Strandqualität relativ schnell erfolgen. Hierzu dienen Maßnahmen wie Sandaufschüttungen, regelmäßiges Aufsammeln von Abfall usw.

Die Mehrheit der Urlauber am Haff und auf Usedom glauben nicht, dass es am ihrem Badeort, Viren, organische Chemikalien, Schwermetalle und / oder Bakterien gibt, die gesundheitsbeeinträchtigend, aber nicht sichtbar sind. Die Prozentanteile sind in beiden Gebieten sehr ähnlich. Dies ist erstaunlich angesichts der Tatsache, dass die Wasserqualität am Haff von den Touristen als deutlich schlechter bewertet wird. Ein Erklärungsansatz wäre die Feststellung, dass die Touristen die Wasserqualität in erster Linie nach optischen Gesichtspunkten bemessen. Eine Hypothese ist dagegen die Vermutung, dass die Urlauber auf Usedom etwas sensibler sind und eher eine vorsichtige Einschätzung abgeben. Zusätzlich kann vermutet werden, dass die Haffurlauber bezüglich Wasserqualität weniger sensibilisiert und daher eher zu einer optimistischen Einschätzung tendieren. Die Gefahr einer Virusinfektion im Haff ist tatsächlich größer als vor Usedom. Das Risiko einer Infektion ist allerdings vor Ueckermünde und Mönkebude relativ gering und eher im Süden des Großen Haffs im direkten Einflussbereich der Odermündung gegeben (SCHERNEWSKI & JÜLICH 2001).

Bei der Bewertung der verschiedenen europäischen Gewässer kann nicht davon ausgegangen werden, dass die Touristen alle sechs Gewässer aus eigener Erfahrung beurteilen können. Genau dies war auch nicht beabsichtigt. Es sollte viel mehr untersucht werden, welches Bild bzw. welche Vorstellung die Urlauber von dem jeweiligen Gewässer haben. Im Durchschnitt erhielten die Polnische Ostsee, die Nordsee und das Stettiner Haff die schlechtesten Noten. Hingegen wurden die Ostsee vor Mecklenburg-Vorpommern und die Schwedische Ostsee am positivsten eingeschätzt (siehe Abb.6.1.11). Diese Meinungen der Touristen sind z. T. gegensätzlich zum tatsächlichen Zustand der Gewässer. Die Ostsee vor Polen hat eine durchweg vergleichbare Qualität mit der vor Mecklenburg-Vorpommern. Sie wird aber erheblich schlechter bewertet. Ähnliches gilt für die Nordsee, die ebenfalls im Vergleich zur Ostsee vor Mecklenburg-Vorpommern als wesentlich schlechter angesehen wird. In diesem Fall kann die Hypothese aufgestellt werden, dass dies an der unterschiedlich starken Präsenz in der öffentlichen Presse liegt. Die Nordsee ist häufiger in den

Medien vertreten als die Ostsee. In erster Linie findet sie sich dort allerdings mit Negativschlagzeilen wieder, wie z.B. Ölverschmutzungen usw., die das öffentliche Bild prägen. Trotzdem ist die Wasserqualität der Nordsee nicht unbedingt schlechter als die der Ostsee, es wird nur häufiger über sie berichtet. Die schwedische Ostsee hat mit erheblichen Wasserqualitätsproblemen zu kämpfen, die sich im Sommer vielfach in starken Algenblüten äußern. Schweden wurde daher schon mehrfach von der EU abgemahnt. Trotzdem wurde die Schwedische Ostsee durchweg positiv beurteilt. Die Bewertung des Mittelmeeres ist sehr kontrovers. Dies könnte auf die Vermutung zurückgeführt werden, dass auf der einen Seite klares Wasser vielfach mit guter Wasserqualität gleichgesetzt wird. Auf der anderen Seite kann davon ausgegangen werden, dass die Berichte über Algenblüten in der Adria Ende der 80er und Anfang der 90er Jahre noch gut in Erinnerung sind. Aufgrund des hohen Eutrophierungsgrades hat das Stettiner Haff im Vergleich mit den anderen Gewässern die schlechteste Wasserqualität, wird aber sogar besser bewertet als die Nordsee. Wie schon zuvor lässt sich beobachten, dass eine Einschätzung der Wasserqualität bei den Touristen in erster Linie subjektiv erfolgt. Die Bewertung hängt vom subjektiven Image des Landes ab. Dies wird auch aus der guten Beurteilung der Ostsee vor der Küste Mecklenburg-Vorpommerns ersichtlich. Aus mehreren Kommentaren während der Befragung ließ sich ein deutlicher Stolz auf *„die schöne, saubere Ostsee“* heraushören. Sie wurde mehrfach als *„Stolz der Region“*, bezeichnet. Diese Äußerungen stammen insbesondere von den Urlaubern, die aus Mecklenburg-Vorpommern selbst kommen. Während die Ostsee vor Mecklenburg-Vorpommern insgesamt eine Durchschnittsnote von 2,18 erhält, vergeben sie eine 1,76.

Zusammenfassend kann festgestellt werden, dass die Wasserqualität für die Touristen ein Wahrnehmungsproblem darstellt. Die Bewertung ist sehr subjektiv und wird vornehmlich an optischen Gesichtspunkten bemessen. In die Bewertung spielt zudem eine vorgefertigte Meinung mit ein.

Kapitel 7.2 verdeutlichte bereits, dass sich Touristen nicht allzu sehr vom Thema Wasserqualität berührt zeigen. Wie die Ergebnisse zeigen, scheinen Touristen keine ausgeprägte Sensibilisierung gegenüber Wasserqualität bzw. Wasserqualitätsproblemen zu besitzen. Im Zusammenhang mit den hier gewonnen Erkenntnissen, kann auch unterstellt werden, dass ein gewisses „Fingerspitzengefühl“ bei der Unterscheidung zwischen guter und eher mäßiger Wasserqualität nicht vorhanden ist und das Interesse dafür auch nicht besteht. Eine gute Wasser- bzw. Umweltqualität wird vielfach ohne kritisches Hinterfragen angenommen bzw. vorausgesetzt und erwartet. Abweichungen von guter Wasser- bzw. Umweltqualität werden bis zu einem gewissen Level nicht wahrgenommen bzw. toleriert und in Kauf genommen. Sind die Anzeichen einer Umwelt- bzw. Gewässerverschmutzung jedoch massiv und offensichtlich, wird entsprechend darauf reagiert. Es sei darauf verwiesen, dass im Falle von Algenblüten, Fischsterben, Tankerunglücken etc., würde die Mehrzahl der Touristen auch entsprechende Konsequenzen ziehen und sich ein anderes Urlaubsziel auswählen (siehe Kapitel 6.1, Frage 18). Dies geht einher mit den Beobachtungen, dass Algenblüten tatsächlich zu massiven Verlusten im Tourismus führen können. In diesem Fall würde Wasserqualität zum ausschlaggebenden Urlaubsfaktor werden. Allerdings erst ab einem Ausmaß, bei dem eine schlechte Wasserqualität sehr offensichtlich ist und ohnehin ein Badeverbot zur Folge hätte.

Das eine schlechte Wasserqualität bzw. ein schlechtes Image von Wasserqualität für den Tourismus bedeutsam sein kann, lässt sich aus einer Reaktion des Tourismusverbands Mecklenburg-Vorpommern ableiten. Im August 1998 hat der ADAC-Sommerservice eine Blaualgenwarnung für die Mecklenburg-Strelitzer Seenplatte herausgegeben (ADAC 20.08.98). Diese Meldung entsprach nicht den Messergebnissen des Landeshygieneinstitutes, bei denen keine außergewöhnliche Belastung festgestellt werden konnte. Die Reaktion des Tourismusverbands

Mecklenburg-Vorpommern erfolgte prompt und es wurde in einem offenen Brief entschieden auf Widerruf gedrängt. Der ADAC dementierte umgehend (ADAC 24.08.98). Dieses Ereignis ging maßgeblich durch die Presse in Mecklenburg-Vorpommern: NORDKURIER 22.08.98, NORDKURIER 24.08.98, OSTSEEZEITUNG 24.08.98a, OSTSEEZEITUNG 24.08.98b, OSTSEEZEITUNG 25.08.98, NORDDEUTSCHE NEUESTE NACHRICHTEN 24.08.98 und SCHWERINER VOLKSZEITUNG 24.08.98. Offenbar gibt es von Seiten des Tourismusverbands eine berechtigte Sorge über Pressemeldungen bezüglich Algenblüten oder schlechter Wasserqualität, die das Image einer Urlaubsregion nachhaltig schädigen können Ähnliches konnte für Rügen beobachtet werden: OSTSEEZEITUNG 13.06.91, OSTSEEZEITUNG 26.05.98 und SCHWERINER VOLKSZEITUNG 23.05.98.

7.5 Die Eignung der Badewasserbewertungssysteme

Nachdem gezeigt wurde, nach welchen Gesichtspunkten Urlauber Wasserqualität bemessen, soll verglichen werden, inwieweit die zurzeit geltenden Bewertungsmaßstäbe und Kriterien mit den subjektiven Bewertungsmaßstäben der Touristen übereinstimmen.

Die EU-Badewasserqualitätsrichtlinie fokussiert auf Aspekte der Wasserhygiene. Sie bezieht sich in der Hauptsache auf Merkmale, die rein optisch nicht erfassbar sind, während Touristen Wasserqualität in erster Linie nach optischen Gesichtspunkten bemessen. Hier werden große Unterschiede deutlich. Das Ziel der EU-Badewasserqualitätsrichtlinie ist es, Orte guter Badewasserqualität aufzuzeigen. Es ist zu bezweifeln, dass eine Badestelle, die als gut bzw. sehr gut ausgewiesen ist, als solche von den Touristen auch immer anerkannt wird. Als ein Beispiel sei das Stettiner Haff mit seinen offensichtlichen Wasserqualitätsproblemen aufgeführt. Nach der Hot-Spot-Liste der Helsinkikommission gehört das Stettiner Haff zu einem der am stärksten belasteten Gewässer im Ostseeraum (HELCOM 1993). Obwohl das Stettiner Haff eine deutlich höhere Trophiestufe als die offene Ostsee vor Usedom und wesentlich ausgeprägtere Algenblüten aufweist und durch den Zufluss der Oder mit Nähr- und Schadstoffen stark belastet wird, erfährt es nach der EU-Badewasserqualitätsrichtlinie größtenteils die gleiche Beurteilung wie die offene Ostsee. Insgesamt werden am Stettiner Haff vier Stellen beprobt, von denen 2001 drei mit „sehr gut“ und eine mit „gut“ bewertet wurde. An der Ostseeseite auf Usedom liegen insgesamt 13 Beprobungsstellen vor, die im selben Jahr alle die Note „sehr gut“ erhielten. Wie die Befragungsergebnisse allerdings zeigen, wird die unterschiedliche Wasserqualität von den Touristen wahrgenommen; die Bewertung der Wasserqualität des Stettiner Haffs fällt deutlich schlechter aus (siehe Abb. 6.1.3 und Abb. 6.1.10). Von daher stellt sich die Frage, inwieweit die EU-Badewasserqualitätsrichtlinie überhaupt für ihren ursprünglichen Zweck geeignet ist oder ob sie einer Modifizierung bzw. Ergänzung bedarf.

Wie Tabelle 7.5.1 zeigt, weisen – bemessen nach der EU-Richtlinie 76/160 EWG - fast alle Badegewässer in der EU eine „sehr gute“ bzw. „gute“ Wasserqualität“ auf. Dies verdeutlicht, dass, die Aussagekraft dieses Bewertungsmaßstabes sehr fraglich ist. Allein die undifferenzierte Abstufung der EU-Klassifizierung der Badegewässerqualität ruft Skepsis hervor. In eigenen Worten ausgedrückt gibt es für die Beurteilung der Wasserqualität nur die Klassen /Beurteilungen „sehr gut“, „gut“, „ungenügend“ und „Badeverbot / Strandsperrung“ sowie „nicht ausreichend häufig beprobt“. Dies sind letztendlich nur vier Qualitätsklassen, da sich eine Klasse auf die Beprobungshäufigkeit bezieht. Es müssen schon massive Umweltqualitätsprobleme auftreten, die zur schlechten Beurteilung des Wassers oder gar zur Sperrung von Stränden führen. NELSON & WILLIAMS (1997) zweifeln ebenfalls die Aussagekraft der Richtlinie an. Es wäre wünschenswert, mehrere, ausdifferenziertere Klassen für die Einteilung der Qualität der Badegewässer, zusätzliche Parameter zur Bewertung und strengere Richt- und Grenzwerte zu entwickeln.

Tab 7.5.1 Badewasserqualität ausgewählter europäischer Gewässer 2001 bewertet nach EU-Richtlinie 76/160 EWG (Badegewässerqualität) (EUROPÄISCHE UNION 2002)

Gewässer	1		2		3		4		5		6	
	Anzahl	Anzahl	%	Anzahl	%	Anzahl	%	Anzahl	%	Anzahl	%	
Mittelmeer	6708	3	0,04	185	2,76	33	0,49	302	4,50	6185	92,20	
Nordsee	430	1	0,23	14	3,26	0	0,00	49	11,40	366	85,12	
Schweden	257	0	0,00	8	3,11	6	2,33	52	20,23	191	74,32	
Ostsee M-V	156	0	0,00	0	0,00	0	0,00	9	5,77	147	94,23	
Stettin. Haff	4	0	0,00	0	0,00	0	0,00	1	25,00	3	75,00	

Legende:

1 = Probenahmestellen, insgesamt

2 = gesperrte Badestrände

3 = Probenahmestellen, die nicht den verbindlichen Grenzwerten entsprechen

4 = Probenahmestellen, die nicht ausreichend häufig beprobt wurden

5 = Probenahmestellen, die den verbindlichen Grenzwerten entsprechen („gut“)

6 = Probenahmestellen, die den empfohlenen Richtwerten entsprechen („sehr gut“)

Eine Einteilung der Badewasserqualität, wie sie vom Sozialministerium Mecklenburg-Vorpommern vorgenommen und in den jährlichen Badewasserkarten veröffentlicht wird, kommt hiernach den Anforderungen der Touristen mehr entgegen. Dennoch kann auch sie nicht als optimal angesehen werden, weil sie sich zu stark an der EU-Richtlinie 76/160 EWG orientiert und nicht genügend Ergänzungen aufweist. Die deutliche Orientierung an der EU-Richtlinie äußert sich auch hier in vornehmlich guten Noten für die Gewässer. Aber es bleibt positiv zu bemerken, dass immerhin eine Einteilung der Gewässer in fünf Qualitätsklassen erfolgt, wodurch eine differenzierte Beurteilung möglich ist.

Insgesamt lässt sich feststellen, dass für die Bewertung von Badegewässern eine stärkere Einbeziehung der Aspekte der ökologischen Wasserqualität sinnvoll wäre. Zudem wäre eine differenziertere Ausweisung von Gewässergüteklassen erforderlich, um ein aussagekräftiges Bewertungssystem für die Badewasserqualität zu entwickeln.

7.6 Die Blaue Flagge und ihre Eignung als Umweltqualitätskennzeichen

Zu Beginn soll diskutiert werden, warum die Blaue Flagge trotz ihres geringen Bekanntheitsgrades so stark an den Stränden der Ostseeküste Mecklenburg-Vorpommerns vertreten ist.

Die Blaue Flagge gilt als exklusives Öko-Label für Strände. Trotzdem ist sie in beiden Urlaubsregionen weitgehend unbekannt. Nur 21,9 % der Usedomtouristen und 13,5 % der Hafftouristen kannten die Blaue Flagge oder anders ausgedrückt: 78,1 % bzw. 86,5 % kannten sie nicht. Unter Berücksichtigung der Kommentare und Anmerkungen der Touristen ist davon auszugehen, dass der Bekanntheitsgrad der Blauen Flagge in Wahrheit noch geringer ist, als das Ergebnis auf den ersten Blick vermuten lässt. Vielfach wurde die Blaue Flagge mit dem Blauen Engel oder mit den Fahnen der Wasserwacht verwechselt, welche die Gefahr des Badens aufgrund des Wellengangs anzeigen. Eine Antwort wurde mehrfach eher geraten.

Im Vergleich wird deutlich, dass mehr Touristen auf Usedom die Blaue Flagge kennen als am Stettiner Haff. Dies lässt sich wahrscheinlich darauf zurückführen, dass den Stränden der Seebäder Ahlbeck, Heringsdorf und Bansin die Blaue Flagge seit 1997 (INSEL USEDOM 2001, BLUE FLAG 2002b) ohne Unterbrechung verliehen wird, während sie keiner der Haffstrände besitzt. Betrachtet

man aber die Tatsache, dass zum Zeitpunkt der Befragung die Blaue Flagge bereits im fünften Jahr in Folge an den Stränden aller drei Kaiserbäder wehte, ist ihr Bekanntheitsgrad erstaunlich gering.

Auf die Frage, was die Touristen mit der Blauen Flagge verbinden, wurden ihnen fünf Antwortmöglichkeiten vorgegeben, die alle auf die Blaue Flagge zutreffen und die wichtigsten Grundaspekte der Blauen Flagge bezeichnen. Es sollte geprüft werden, inwieweit den Touristen genau bekannt ist, was die Blaue Flagge umfasst. In erster Linie wurde die Bewertung der hygienischen Badewasserqualität (insgesamt 41,4 %) genannt und dass die Blaue Flagge ein Umweltqualitätskennzeichen für Strände und Sportboothäfen sei (insgesamt 28,6 %). Die Aspekte „Säuberung der Strände“ und „Bereitstellung von Informationen für die Öffentlichkeit“ wurden kaum genannt, obwohl sie ebenfalls zentrale Punkte der Blauen Flagge sind. Es lässt sich sagen, dass selbst die Touristen, die von der Blauen Flagge bereits gehört haben, ihre Bandbreite nicht kennen.

Es stellt sich folgende Frage: Warum betreiben die Kaiserbäder und auch viele andere Urlaubsorte an der Ostseeküste Mecklenburg-Vorpommerns jedes Jahr zunächst einen großen Aufwand - auch finanziell -, um die Blaue Flagge verliehen zu bekommen, ohne anschließend mit ihr als Label guter Umweltqualität zu werben? In Anbetracht des Aufwands und der damit verbundenen Kosten, müssen sich die Verantwortlichen einen entsprechenden Nutzen von der Blauen Flagge versprechen.



Foto 7.6.1 Die Blaue Flagge

Ein Erklärungsansatz wird aus der geographischen Verteilung der Strände deutlich, welche die Blaue Flagge innerhalb Deutschlands verliehen bekommen haben. Es fällt eine deutliche Konzentration im Bundesland Mecklenburg-Vorpommern auf, wobei sich die Strände mit Blauer Flagge wie an einer Perlenkette entlang der Ostseeküste aufreihen. Die meisten dieser Orte bekommen die Blaue Flagge seit mehreren Jahren in Folge verliehen. Von den 38 Stränden, die 2002 die Blaue Flagge bekommen haben, befinden sich allein in Mecklenburg-Vorpommern 30. Davon liegen 23 an der Ostseeküste Mecklenburg-Vorpommerns. Kein anderes Bundesland kann die Blaue Flagge am Meeresstrand vorweisen, weder Schleswig-Holstein noch Niedersachsen. Dies liegt daran, dass sich weder Schleswig-Holstein noch Niedersachsen an der Kampagne zur Vergabe der Blauen-Flagge für Strände beteiligen. Besonders Schleswig-Holstein ist mit seiner Ostseeküste für Mecklenburg-Vorpommern ein großer Konkurrent für den Tourismus. Die Vermutung liegt nahe, dass sich das Bundesland Mecklenburg-Vorpommern hier einen Vorteil von der Blauen Flagge verspricht. Da die Konkurrenz aber auch unter den

einzelnen Touristenorten an den Küsten Mecklenburg-Vorpommerns besteht, ist anzunehmen, dass sich im Laufe der Zeit immer mehr Orte um die Blaue Flagge bemüht haben, um den Nachbarorten in Nichts nachzustehen und ebenfalls ein Qualitätssiegel aufweisen zu können. So ließe sich erklären, warum sich die Blaue Flagge für Badestrände an der Küste Mecklenburg-Vorpommerns so stark konzentriert. Diese Annahme wurde in einem Telefonat mit Frau Dr. Lehmann vom Zweckverband Seebäder Insel Usedom Ahlbeck-Heringsdorf-Bansin vom 19.03.2003 bekräftigt. Sie gab an, dass es das Ziel der Landesregierung sei, einen qualitativ hochwertigen Tourismus in einer ökologisch intakten und wertvollen Landschaft zu etablieren. Dies geschieht im Rahmen der Kampagne „M-V tut gut“, in dem auch die Blaue Flagge gewünscht und vom Land gefördert wird. In diesem Zusammenhang ist die Blaue Flagge als eine reine Werbe- und Imagekampagne für den jeweiligen Ort und für das ganze Land zu sehen. In der Tat ist sie eine der wenigen Möglichkeiten in der Presse positiv in Erscheinung zu treten. Bei der Betrachtung von Zeitungsartikeln über

meeres- bzw. küstenbezogene Themen, fallen in erster Linie Negativmeldungen auf, beispielsweise über „Algenpest“, Ölverschmutzung, Quallen und verschmutzte Strände wie folgender, kurzer Auszug zeigt: ANKLAMER ZEITUNG 16.03.96, OSTSEEZEITUNG 20.03.97, NORDKURIER 02.08.97, OSTSEEZEITUNG 03./04.04.99, FAZ 14.10.98, OSTSEEZEITUNG 03.08.99, OSTSEEZEITUNG 03.05.00, SCHWERINER VOLKSZEITUNG 16.05.00. Im Vergleich hierzu wird in der Presse eher selten über gute Badewasserqualität und saubere Strände berichtet. Dies geschieht in den meisten Fällen im Zusammenhang mit der Blauen Flagge oder der Veröffentlichung von Messdaten der EU-Badewasserqualitätsuntersuchungen: OSTSEEZEITUNG 20.06.96, NORDDEUTSCHE NEUESTE NACHRICHTEN 04.06.98, SCHWERINER VOLKSZEITUNG 21.05.99, OSTSEEZEITUNG 21.05.99, DIE WELT 12.03.99, DIE WELT 11.06.99, OSTSEEZEITUNG 11.06.99, OSTSEEZEITUNG 02.02.00, NORDDEUTSCHE NEUESTE NACHRICHTEN 16.05.00, NORDKURIER 09.06.00. Frau Dr. Lehmann gab an, dass der Nutzen nicht unmittelbar sei sondern die Hoffnungen darin liegen, dass er sich schleichend entwickelt. Sie bestätigte zudem, dass man sich der geringen Bekanntheit der Blauen Flagge bewusst sei und diesem Problem durch massive Werbung entgegengetreten werde. Angesichts der Tatsache, dass die Blaue Flagge bereits seit 1997 in den Kaiserbädern vergeben wird und der Kosten, die mit der Blauen Flagge verbunden sind, stellt sich die Frage, warum der Nutzen noch nicht verbessert wurde. Auch wenn die Kosten - auf Grund der vielen verschiedenen direkten und indirekten Kostenquellen - nicht genau beziffert werden können, lässt sich doch durchaus festhalten, dass die Blaue Flagge mit erheblichem finanziellem Aufwand verbunden ist. Die folgende kurze Auflistung soll einen Eindruck über die Vielfalt der Kostenursachen und mögliche Kosten der Blauen Flagge vermitteln: ¼-Stelle für die regelmäßige Aktualisierung der ausgehenden Wasserqualitätsinformationen in Schaukästen; 3 – 4 Stellen für das Duale System; Umwelterziehung in Form von Kinderstunde, Lichtbildvorträge (ca. 1 – 2 Veranstaltungen pro Monat) etc.; Entnahme und sehr kostenintensive Untersuchung der Wasserproben; tägliche Strandreinigung durch eine beauftragte Firma von über 8 km Strand; feierliche Übergabe der Blauen Flagge mit Empfang; etc.

Warum beteiligen sich Schleswig-Holstein und Niedersachsen nicht an der Blauen-Flagge-Kampagne für Strände? Es ist höchst unwahrscheinlich, dass ihre Badestellen die Anforderungen zur Vergabe der Blauen Flagge nicht erfüllen könnten. Wie aus dem EU-Atlas zur Badewasserqualität ersichtlich ist, würden eine Vielzahl der beprobten Badestellen aufgrund ihrer Badewasserqualität dieses Kriterium erfüllen (EUROPÄISCHE UNION 2002). Warum sich diese Urlaubsorte nicht um die Blaue Flagge bemühen, müsste Gegenstand weiterer Untersuchungen sein. Aber es kann vermutet werden, dass die Aussagekraft der Blauen Flagge als Umweltsymbol in Frage gestellt wird, zumal sich die Vergabekriterien mehr auf Dienstleistungen und Infrastruktur am Strand als auf Umweltqualität beziehen. Diese Vermutung wird durch die Tatsache bekräftigt, dass es die Blaue Flagge mittlerweile auch für Luftsportplätze und Fußballanlagen gibt, die schwerlich mit Umweltqualität in Verbindung zu bringen sind. Dies deutet schon an, dass die Blaue Flagge kaum als Kennzeichen einer guten Umweltqualität im herkömmlichen Sinne aufgefasst werden kann. Der geringe Bekanntheitsgrad könnte auch einen Grund darstellen, dass keine Notwendigkeit darin gesehen wird, die Blaue Flagge anzustreben. Dies wird durch NELSON & WILLIAMS (1997) und NELSON et al. (2000) unterstützt, die in ihrem Artikel herausstellen, dass sie die Blaue Flagge als ineffektiv ansehen, zumal sie am Strand von den meisten Touristen nicht erkannt wird.

Nachfolgend soll diskutiert werden, inwieweit sich die Blaue Flagge als Umweltqualitätskennzeichen eignet.

Die Vergabekriterien setzen sich aus den vier Hauptaspekten Wasserqualität, Umweltkommunikation und Umwelterziehung, Umweltmanagement sowie Sicherheits- und Service-Aspekten zusammen. Die Umweltqualität (in Form von Wasserqualität) ist nicht der

hauptsächliche Aspekt zur Vergabe der Blauen Flagge, sondern nur einer von insgesamt vier Aspekten.

In Bezug auf die Wasserqualität orientiert sich die Blaue Flagge stark an der EU-Richtlinie 76/160 EWG. Seit 1992 gelten für die Blaue Flagge alle von der Europäischen Union empfohlenen Richtwerte als strikte Grenzwerte. Damit diese Grenz- und Richtwerte EU-weit Akzeptanz finden konnten, musste man sich auf den kleinsten gemeinsamen Nenner einigen. Wie schon in Kapitel 7.5 diskutiert wurde, hat dies zur Folge, dass fast alle Badegewässer eine sehr gute oder gute Badewasserqualität vorweisen können (siehe Tabelle 7.5.1). Obwohl für die Vergabe der Blauen Flagge die strengeren EU-Richtwerte gelten, sind die Wasserqualitätsanforderungen nicht das entscheidende Hindernis, da die große Mehrzahl aller Strände – bewertet nach EU-Richtlinie – ohnehin über eine „sehr gute“ Wasserqualität verfügen. Werden die Kriterien der Blauen Flagge nicht erfüllt, liegt dies meistens daran, dass Infrastrukturanforderungen nicht erfüllt wurden.

Fazit: Die Eignung der Blauen Flagge als Öko-Label, zum Anzeigen der Umweltqualität, ist äußerst fragwürdig. Sie liegt sicherlich im Interesse der Touristen, besonders bezüglich der Strandsauberkeit sowie der Sicherheits- und Serviceaspekte. Die Ergebnisse der eigenen Befragung zeigen, dass solche Aspekte auch von den Touristen gewünscht werden. Aber die Bezeichnung der Blauen Flagge als „Umweltqualitätsgütesiegel“ ist im herkömmlichen Sinn nicht unbedingt zutreffend und irreführend. Sie zeigt in erster Linie die Infrastruktur und Ausstattung am Strand an, aber weniger die Umwelt- bzw. Wasserqualität.

7.7 Gästestruktur am Stettiner Haff und auf Usedom

Die soziodemographischen Daten der Touristen sollen in erster Linie die Touristenklientel am Stettiner Haff und auf Usedom ausweisen. Anhand verschiedener erhobener Daten und Parameter sollen mögliche Unterschiede der Gästestruktur in den Kaiserbädern auf Usedom und am Stettiner Haff diskutiert werden. Des Weiteren ermöglichen sie die Überprüfung der Repräsentativität der eigenen Befragung. Von besonderer Bedeutung sind die Befragungsergebnisse aus den Orten Ahlbeck, Heringsdorf und Bansin, da hier ein direkter Vergleich möglich ist. Zudem wird versucht, ein Touristenklientel zu definieren, welches für Umweltqualitätsprobleme auffallend sensibilisiert ist.

Überprüfung der Repräsentativität der Befragungsergebnisse in den Kaiserbädern

Die Überprüfung der Repräsentativität der selbst durchgeführten Befragung in den Kaiserbädern erfolgte über einen Vergleich mit den Befragungsergebnissen, die der Tourismusverband Mecklenburg-Vorpommern 1999 in den Kaiserbädern ermittelt hat. Einige Fragen sind so ähnlich, dass ihre Antworten direkt verglichen werden können.

Es liegen zum Teil auffällige Abweichungen in Punktum Art des Urlaubs, Urlaubsbegleitung und Durchschnittsalter vor. Die Ergebnisse der Wasserqualitäts-Befragung von 2001 ergeben ein deutlich jüngeres Durchschnittsalter sowie einen deutlich größeren Teil an Jahresurlaubern, die mit ihrer Familie (Kinder eingeschlossen) ihren Urlaub verbringen. Hingegen stimmen die Punkte „vornehmliche Urlaubsaktivitäten“, „touristischer Reiz der Urlaubsregion“ sowie „Herkunftsbundesland der Touristen“ recht gut überein. Auch wenn bei der Betrachtung der soziodemographischen Daten der Touristen zum Teil merkbare Unterschiede auftreten, ist vor allem bei den Interessen und Aktivitäten der Touristen eine recht große Übereinstimmung zu beobachten. Insgesamt betrachtet kann in den entscheidenden Punkten von einer vertretbaren Repräsentativität der eigenen Befragung ausgegangen werden. Die Tatsache, dass Aktivitäten, Interessen und Vorlieben der Touristen relativ gleich sind, wird in diesem Fall als ausschlaggebend angesehen.

Aufgrund der Tatsache, dass der Tourismusverband Mecklenburg-Vorpommern in seinen Urlauberbefragungen keine Orte am Stettiner Haff untersucht hat, kann für die Haffregion keine vergleichende Aussage zur Repräsentativität auf Grundlage eines Vergleichs getroffen werden. An dieser Stelle soll jedoch noch mal betont werden, dass auch die Befragung am Stettiner Haff als repräsentativ angesehen wird, da sie einen hohen Anteil der Grundgesamtheit abdeckt.

Touristenklientel in den Kaiserbädern und an der Südküste des Stettiner Haffs

Bei der vergleichenden Betrachtung der Touristen auf Usedom und am Haff wird deutlich, dass ein überdurchschnittlich hoher Prozentsatz der Touristen in den Kaiserbädern seinen Urlaub in Hotels verbringt (siehe Kapitel 6.2). 1999 liegt der Anteil um 14,1 Prozentpunkte höher als der Landesdurchschnitt von Mecklenburg-Vorpommern. Die Hotels stellen in der Art der Unterbringung die teuerste Kategorie dar. Diese Beobachtung geht mit den Kosten der Unterkunft pro Person und Tag einher, die von den Touristen in den Kaiserbädern 1999 mit 62 DM angegeben wurden. Dies lag zu der Zeit ca. 10 DM über dem Landesdurchschnitt Mecklenburg-Vorpommerns. Gleichzeitig lässt sich beobachten, dass in den Kaiserbädern auf Usedom besserverdienende Urlauber überrepräsentiert sind. Dies kann am Haushaltsnettoeinkommen festgestellt werden (nach eigenen Angaben der Touristen). Im gleichen Maße sind die unteren Einkommensklassen unterrepräsentiert. Obwohl Angaben zum Haushaltsnettoeinkommen immer mit einem überdurchschnittlich großen Fehler behaftet sind, passen diese Angaben in das Gesamtbild und können von der Aussagetendenz als wahrscheinlich angesehen werden. Eine genauere Betrachtung des Bildungsniveaus ergibt, dass in den Kaiserbädern Touristen mit Abitur oder Studienabschluss - verglichen mit den Touristen am Haff - überdurchschnittlich stark vertreten sind (siehe Abb. 6.1.14). Das überdurchschnittliche Haushaltsnettoeinkommen kann in Zusammenhang mit dem höheren Bildungsniveau gesehen und hieraus abgeleitet werden. Offensichtlich sind diese Touristen bereit, während ihres Urlaubs höhere Preise für die Übernachtung zu bezahlen und geben wahrscheinlich auch mehr Geld für Gastronomie und Freizeitgestaltung aus. Diese Bereitschaft zeigt sich in der allgemeinen hohen Zufriedenheit. Diese hohe Zufriedenheit drückt sich zum einem in der direkten Beurteilung des Preis-Leistungs-Verhältnisses für Unterkunft, Gastronomie und Freizeitmöglichkeiten aus (siehe Kapitel 6.2). Sie lässt sich aber zusätzlich auch aus der Wiederkehrabsicht und dem hohen Anteil der Stammgäste erkennen, die ihren Jahresurlaub dort verbringen (siehe Kapitel 6.1). Allgemein kann behauptet werden, dass mehr Wert auf Qualität gelegt wird und hierfür auch der höhere Preis in Kauf genommen wird. Die Qualität bezieht sich hierbei vornehmlich auf die touristische Infrastruktur, da bezüglich der Wasserqualität kein wirkliches Interesse festgestellt werden konnte. Vermutlich weil die Wasserqualität vor Usedom so gut ist, dass sie keinen Anlass darstellt, sich näher mit dem Thema zu beschäftigen.

Der Umkehrschluss der Hypothese, dass ein höheres Bildungsniveau mit einem höheren Haushaltseinkommen einhergeht, führt zu dem Standpunkt, dass ein niedrigeres Bildungsniveau vielfach auch ein geringeres Haushaltsnettoeinkommen mit sich bringt. Wie die Befragungsergebnisse zeigen, sind – im Vergleich zu den Kaiserbädern – am Haff überdurchschnittlich häufig Touristen mit einem Haupt- oder Realschulabschluss anzutreffen. Dies gilt im besonderen Maße für Urlauber mit einem Hauptschulabschluss. Aufgrund der unterschiedlichen Datengrundlage, kann kein direkter Vergleich der Haushaltsnettoeinkommen der Haff- und Usedomtouristen erfolgen. Ein Vergleich der Übernachtungspreise zeigt aber deutlich, dass die durchschnittliche Übernachtung am Haff wesentlich weniger kostet. Gleiches kann für die Preise in der Gastronomie angenommen werden. Grob zusammengefasst hat die Untersuchung der Übernachtungspreise ergeben, dass insgesamt die Übernachtung am Stettiner Haff ca. 38 % weniger kostet als in den Kaiserbädern auf Usedom. Die Art der Unterbringung am Stettiner Haff ist nicht sehr divers und konzentriert sich vornehmlich auf Ferienhäuser und –zimmer. Aber der Vergleich zeigt auch deutlich, dass sowohl Ferienhäuser als auch Ferienzimmer am Stettiner Haff

im Schnitt ca. 43 % preiswerter sind als Ferienhäuser und -zimmer in den Kaiserbädern auf Usedom. Es ist davon auszugehen, dass dieser große Unterschied von den Hafftouristen wahrgenommen wird und vermutlich maßgeblich mitentscheidend für die Wahl des Urlaubsortes ist.

Bei der Betrachtung der Altersklassen wird deutlich, dass die 20- bis 29-jährigen am Haff einen weitaus größeren Anteil als auf Usedom ausmachen (+ 7,5 Prozentpunkte). Eine genauere Untersuchung ergab, dass nur 20,7 % dieser jungen Urlauber am Haff Tagestouristen aus der näheren Umgebung sind. Es handelt sich mit 72,4 % in erster Linie um Jahresurlauber. Diese Altersklasse können als nicht sehr finanzkräftig eingestuft werden und sind wahrscheinlich aus diesem Grund am Haff relativ stark vertreten ist. Sie stellen somit neben den Touristen mit geringerem Bildungsniveau die zweite finanzschwächere Gruppe dar.

Es kann davon ausgegangen werden, dass auf Grund des allgemein geringeren Preisniveaus am Stettiner Haff weniger Qualität – bezogen sowohl auf touristische Infrastruktur als auch auf Wasserqualität – in Kauf genommen wird. Die schlechte Wasserqualität wird von den Touristen erkannt und auch bemängelt, aber wegen der niedrigeren Preise toleriert.

Zusammenfassend kann ein deutlicher Unterschied bezüglich der Touristenklientel in den Kaiserbädern auf Usedom und am Stettiner Haff festgestellt werden.

Untersuchung nach Merkmalsgruppen

Es wurde der Versuch unternommen, typische Gruppen innerhalb der Touristengesamtheit zu ermitteln, die in Bezug auf die Badewasserqualität bzw. Umweltqualität hohe Ansprüche haben und zugleich besonders zu dieser Thematik sensibilisiert sind. Abgesehen von den leichten Unterschieden zwischen den Usedom- und den Hafftouristen, sollte untersucht werden, ob die Wertschätzung einer guten Umweltqualität alters- oder geschlechtsspezifisch verschieden ist oder ob der Bildungsstand oder die Herkunft eine Rolle spielen bzw. Kombinationen dieser Merkmale.

Insgesamt betrachtet muss allerdings festgehalten werden, dass die befragten Touristen in Bezug ihrer Ansichten auf die Wasserqualität eine sehr homogene Gruppe darstellen. Dies ist nicht sonderlich überraschend, da nur Strand- und Badetouristen befragt wurden. Es kann davon ausgegangen werden, dass sie eine einheitliche Gruppe mit ähnlichen Ansichten und Präferenzen darstellen. Vielfach fallen bei der Betrachtung der Ergebnisse, die nach Merkmalen gefiltert wurden, keine bzw. sehr geringe Unterschiede auf. In anderen Fällen, wird ein signifikanter Unterschied erkannt, der sich aber nicht in den entscheidenden Kontrollfragen bestätigt. Die Verwendung von Kreuztabellen und des Chi-Quadrat-Tests konnte ebenfalls keine signifikanten Gruppen innerhalb der Touristen erkennen lassen.

Die signifikantesten Unterschiede treten zwischen Usedom- und Hafftouristen an sich auf. Wie in Kapitel 7.2 beschrieben, wird anhand der Betrachtung der Ergebnisse bestimmter wasserqualitätsrelevanter Fragen deutlich, dass Usedomtouristen offenbar stärker für diese Thematik sensibilisiert sind.

Betrachtet man die Untersuchung zu den verschiedenen Touristenklientel und die Erkenntnis, dass Hafftouristen weniger stark bezüglich der Wasserqualität sensibilisiert zu sein scheinen, zusammen, kann folgende These aufgestellt werden:

Am Stettiner Haff verbringen vornehmlich die Touristen ihren Badeurlaub, die sich an einer mäßigen Wasserqualität nicht stören bzw. sie tolerieren und in Kauf nehmen oder sie nicht als solche erkennen. Das niedrige Preisniveau wird der entscheidende Faktor sein, der die Touristen dazu bewegt, am Haff ihren Badeurlaub zu verbringen. Allerdings reicht die Anziehungskraft der

niedrigen Übernachtungspreise nicht aus, um einen nachhaltigen und wachsenden Tourismus am Haff zu etablieren. In den Kaiserbädern auf Usedom wird die gute Wasserqualität zwar geschätzt - auch wenn vielfach durch den Fragebogen erst auf sie aufmerksam gemacht wurde -, aber ausschlaggebend für die Touristen ist eindeutig die gute touristische Infrastruktur und das Ambiente. Hierfür wird auch ein höheres Preisniveau akzeptiert.

7.8 Tendenzen zukünftiger Entwicklung der Wasserqualität

Eine wichtige Initiative zur Verbesserung der Wasserqualität ist die so genannte „Ministerial Declaration“ von 1988. Die Umweltminister aller Ostseeanrainerstaaten stimmten zu, dass jedes Land seinen Nährstoffeintrag in die Ostsee um 50 % - gemessen am Nährstoffeintrag der späten 80er Jahren - reduzieren soll. Trotz großer regionaler Unterschiede bezüglich der erfolgreichen Umsetzung, haben die meisten Länder dieses Ziel bis 1995 nicht erreicht. Insgesamt wird von der HELCOM geschätzt, dass der Phosphoreintrag um 39 % und der Stickstoffeintrag um 30 % vermindert wurden. Polen beispielsweise hat seine punktuellen Nährstoffquellen für Phosphor um 23 % und für Stickstoff um 24 % reduzieren können und bezüglich der diffusen Quellen um 30 % bzw. 10 % (WIELGAT & SCHERNEWSKI 2002b). Dies ist für das Oderästuar entscheidend, da 90 % des Odereinzugsgebietes auf polnischem Territorium liegen. Es wird angenommen, dass es noch ein Jahrzehnt dauert, bis das Ziel der 50 %igen Reduzierung in Polen erreicht ist.

Mit Hilfe von Modellen wurde versucht die Entwicklungstendenzen der Wasserqualität aufzuzeigen. Die Ergebnisse zweier verschiedener Programme deuten in ähnliche Richtungen, die sich zum Teil jetzt schon mit durchgeführten Messungen belegen lassen.

Entwicklungstendenzen der Wasserqualität im Stettiner Haff

Die Simulationsergebnisse eines dynamischen, ökologischen Box-Modells zeigen, dass in den 80er und 90er Jahren im Haff das Sonnenlicht der limitierende Faktor für die Produktion von Phytoplankton war. Nährstoffe waren in so großem Übermaß vorhanden, dass hieran kein Mangel bestand, mit Ausnahme von kurzen Perioden im Sommer und im Frühjahr. Nur während einer kurzen Zeit im Frühjahr konnte Phosphor bzw. im Sommer Stickstoff als wachstumslimitierender Faktor ausgewiesen werden (WIELGAT & SCHERNEWSKI 2002a).

Mit dem Box-Modell wurde eine Reduzierung des Nährstoffeintrags von Außen simuliert: Die Simulationsergebnisse zeigen, dass eine 50 %ige Nährstoffreduzierung (Phosphor und Stickstoff) nicht zu einer 50 %igen Reduzierung der Phytoplanktonkonzentration – ausgedrückt in der Chlorophyll-a-Konzentration – führt. Der Effekt einer 50 %ige Nährstoffreduzierung ist zwar bereits im ersten Jahr deutlich zu erkennen – in einer Verringerung der Chlorophyll-a-Konzentration um 22 % – doch beträgt die durchschnittliche Verringerung auch in den Folgejahren nur zwischen 22 und 0 % (WIELGAT & SCHERNEWSKI 2002a). Grund hierfür ist das gewässerinterne Nährstoff-Recycling, wodurch der verminderte Eintrag zum Teil kompensiert wird. Nährstoffe werden intern im Haff für die Phytoplanktonproduktion bereitgestellt, wodurch die Chlorophyll-a-Konzentration nicht um den Umfang gesenkt wird, wie zuvor der Nährstoffeintrag von Außen. Das Modell zeigt das Verhältnis einer externen Nährstoffreduzierung entgegengesetzt eines internen Nährstoffrecyclings. Durch eine weitere Nährstoffreduzierung von Außen kann aber auch eine weitere Verringerung der Chlorophyll-a-Konzentration im Haff erreicht werden. Den Simulationsergebnissen nach gewinnen Phosphor und Stickstoff bei einer Reduzierung des Nährstoffeintrags mehr und mehr an Bedeutung als limitierende Faktoren: Die Dauer der Perioden im Frühjahr bzw. im Sommer, wo Nährstoffe und nicht das Licht das Phytoplanktonwachstum begrenzen, werden verlängert.

Die simulierte 50 %ige Nährstoffreduzierung hat z. T. starke Auswirkungen auf die jährlichen Algenblüten: Während die Frühjahrsblüte nur wenig beeinflusst wird, fällt das Wachstum der sommerlichen Algenblüte deutlich geringer aus. Da die Frühjahrsblüte durch Phosphor und die Sommerblüte durch Stickstoff limitiert werden kann, führt die gezielte Reduzierung einer dieser Nährstoffe zur entsprechend geringeren Algenblüte. Insgesamt kann durch die Nährstoffreduzierung die Häufigkeit und das Ausmaß extremer Algenblüten vermindert werden.

Dies sind aber zurzeit nur Simulationen: Trotz der bis jetzt tatsächlich erreichten Reduzierung führt die Oder immer noch sehr große Mengen an Nährstoffen mit sich. Das Stettiner Haff wird auch in absehbarer Zukunft noch ein stark eutrophes bis polytrophes Gewässer bleiben. Die ökologische Wasserqualität wird sich so schnell nicht entscheidend verbessern. Die Trübung wird aufgrund des weiterhin bestehenden, hohen Chlorophyll-a-Gehalts und der Resuspension andauern (LUNG 2001). Entscheidend ist aber, dass durch eine Nährstoffreduzierung Algenblüten unterdrückt werden können, was für den Badetourismus bedeutsam ist. Stark ausgeprägte Algenblüten stellen eine große Gefährdung des Tourismus dar, weil sie zu Strandsperrung führen können. Besonders am Stettiner Haff, wo der Tourismus schlecht entwickelt und nicht stabil ist, hätten Strandsperrungen und Badeverbote fatale Folgen für den Tourismus. Von daher ist die Nährstoffreduzierung das einzig Sinnvolle (WIELGAT & SCHERNEWSKI 2002a). Die wichtigste Maßnahme zur Verringerung des Nährstoffeintrags ist die Reduzierung des Nährstoffaustrags aus den Flusseinzugsgebieten.

Entwicklungstendenzen der Wasserqualität in der Pommerschen Bucht

Mittels eines 3D-Ökosystemmodells simulieren SCHERNEWSKI & NEUMANN (2002b) eine 50 %ige Reduzierung des Nährstoffeintrags (Stickstoff und Phosphat) in die gesamte Ostsee. Dies hat eine Reduzierung der Nährstoffkonzentration in der Ostsee zur Folge, was durch die langen Wasseraustauschzeiten in der offenen Ostsee mit zeitlicher Verzögerung auftritt. Aber wie auch im vorigen Fall bewirkt eine 50 %ige Reduzierung des Nährstoffeintrags keine Reduzierung der Algenbiomasse um den gleichen Betrag: Im Durchschnitt wurde die Algenbiomasse - ausgedrückt in der Chlorophyll-a-Konzentration - nur um 10 % verringert. Der Grund hierfür liegt allerdings in der unterschiedlichen Reaktion der Algenarten auf den verminderten Nährstoffeintrag: Die Biomasse der Diatomeen (Kieselalgen) nahm um ca. 30 % ab, aber potentiell-toxische Blaualgen (Cyanobakterien) verhielten sich genau gegenteilig. Es ließ sich ein drastischer Anstieg der Blaualgenbiomasse feststellen, in manchen Regionen in der südlichen und östlichen Ostsee sogar bis zu 600 %. Dieser extreme Anstieg kompensiert die erwartete niedrigere Chlorophyll-Konzentration (SCHERNEWSKI & NEUMANN 2002b).

Auf den Jahresverlauf bezogen ist in der Pommerschen Bucht eine um bis zu 50 % verminderte Frühjahrsalgenblüte zu erkennen. Diese wird vornehmlich durch Diatomeen getragen und durch Phosphor limitiert. Bei der Sommeralgenblüte, welche hauptsächlich aus Cyanobakterien besteht, macht sich der Stickstoffmangel bemerkbar. Blaualgen verfügen als einzige Algenart über die Fähigkeit, anorganischen Stickstoff aus der Atmosphäre in ihren Zellen zu binden. Alle anderen Algen sind vollends auf den Stickstoff im Wasser angewiesen. Folglich werden Blaualgen durch die Reduzierung des Stickstoffgehalts im Wasser dadurch begünstigt, dass alle anderen Algenarten benachteiligt werden. Dieser Konkurrenzvorteil ermöglicht extrem starke Blaualgenblüten im Sommer, die potentiell toxisch sind (KAHRU et al. 1994). Die Simulation zeigt deutlich, dass ein Anstieg dieser extremer Blaualgenblüten in der offenen Ostsee und in großen Buchten - wie z.B. die Pommersche Bucht - im Sommer zu erwarten ist, was für den Badetourismus verheerend sein kann.

Eine mögliche Lösung ist eine stärkere Reduzierung des Phosphoreintrags als des Nitratreintrags. Phosphor hat das Potential, alle Algenarten in relativ gleichem Maße zu reduzieren, da dieser

Mangel von keiner Algenart kompensiert werden kann. So sollte es keine Verschiebung in der Artenzusammensetzung geben.

Das Modell zeigt, dass eine Nährstoffreduzierung für die Pommersche Bucht den unerwünschten Nebeneffekt einer gestiegenen Wahrscheinlichkeit von Blaualgenblüten hat. Dem Stettiner Haff droht dies nicht: Durch die hohen Nährstofffrachten der Oder bzw. durch internes Nährstoffrecycling wird kein wirklicher Mangel an Stickstoff im Sommer vorliegen, wodurch Blaualgen nicht begünstigt werden. In der Nähe von Flussmündungen wird die Blaualgenkonzentration in Zukunft sogar abnehmen.

Wie präsent die Gefahr von starken Algenblüten - auch von potentiell toxischen Arten - derzeit aber ist, zeigt die Tatsache, dass es sowohl im Stettiner Haff als auch in der Pommerschen Bucht von 1991 bis 1999 jedes Jahr zu starken Algenblüten oder Blüten mit potentiell toxischen Arten gekommen ist. Dies kann dem Gewässergütebericht 1998/1999 entnommen werden (LUNG 2001).

In diesem Bericht sind zusätzlich Messergebnisse für alle Küstengewässer in ganz Mecklenburg-Vorpommern dokumentiert, welche die Ergebnisse der dargestellten Modellberechnungen unterstützen. Wie oben aufgeführt und auch in Kapitel 3.4 beschrieben, ist das Stettiner Haff - aufgrund der gewaltigen Nährstoffmenge, die durch die Oder eingetragen wird, - zurzeit ein stark eutrophes bis polytrophes Gewässer. Dies wird sich sehr wahrscheinlich auch in absehbarer Zukunft nicht ändern. Die Pommersche Bucht wird als eutroph bis stark eutroph eingestuft und zeigt momentan ebenfalls keine Verbesserungstendenzen (siehe Abb. 3.4.3). Aber andere Küstengewässer in Mecklenburg-Vorpommern sind weit weniger stark durch fluviale Nährstoffeinträge belastet und die in den vergangenen Jahren vorgenommene Nährstoffreduzierung zeigt bereits Wirkung. Die schnelle Reaktion der Küstengewässer liegt hauptsächlich in der kurzen Wasseraustauschzeit begründet. Der Merkmalskomplex „Trophie und organische Belastung“ weist seit Mitte der 90er Jahre eine deutliche Tendenz zur Verbesserung auf. Seit 1995 bewegt sich der Anteil der mesotrophen Messstellen (Güteklasse 2) zwischen 30 % und 40 %. So konnten 1998 30 % und 1999 sogar 38 % aller Messstellen der Güteklasse 2 zugeordnet werden, während 1989 dieser Anteil nur bei ca. 18 % lag. Diese positive Bilanz ist in erster Linie auf den Rückgang der Phosphorkonzentration und zu einem geringeren Anteil auch auf den Rückgang der Stickstoffkonzentration zurückzuführen. Die Merkmalsgruppe „Nährstoffe“ (mit den Messgrößen Orthophosphat, Gesamtposphor und anorganisch gelöster Stickstoff) belegt ebenfalls den Trend zur niedrigeren Trophiestufe: Während 1989 nur ca. 8 % aller Messstellen als oligotroph bis mesotroph gekennzeichnet waren, lag dieser Anteil von 1996 bis 1999 zwischen ca. 42 % und 53 %.

Die Merkmalsgruppe „Produktionsverhältnisse“ (mit den Messgrößen Chlorophyll-a, Phytoplanktonbiomasse und Sichttiefe) zeigt demgegenüber noch kaum Anzeichen der Verbesserung. Nach wie vor werden die typischen sichtbaren Anzeichen der Eutrophierung registriert wie z.B. starke Trübung, geringe Sichttiefe und Algenmassenentwicklung. Dies stimmt mit den Simulationsergebnissen des dynamischen, ökologischen Box-Modells überein.

Im Kern lässt sich festhalten, dass Algenblüten - besonders potentiell toxischer Arten - zunehmend ein Problem in der Pommerschen Bucht werden. Für das Stettiner Haff hingegen ist davon auszugehen, dass sich die Häufigkeit und das Ausmaß extremer Algenblüten reduzieren werden, auch wenn das Haff weiterhin einen hohen Eutrophierungsgrad aufweisen wird.

7.9 Perspektiven und Chancen des Tourismus am Oderästuar

In den vorherigen Kapiteln wurde herausgearbeitet, dass Wasserqualität kein entscheidender Tourismusfaktor ist, aber bei entsprechend schlechter Wasserqualität unweigerlich einer wird, zumal Badeverbote und Strandsperrungen die Folgen sein können. Daher ist die zukünftige

Entwicklung der Wasserqualität auch für den Tourismus bedeutsam – besonders unter Berücksichtigung der Gefahr von Algenblüten potentiell toxischer Arten.

Tourismus am Stettiner Haff

Wie in Kapitel 7.8 beschrieben, wird sich die Wasserqualität des Stettiner Haffs in absehbarer Zeit nicht entscheidend verbessern. Die Häufigkeit und das Ausmaß extremer Algenblüten werden sich verringern, aber der hohe Trophiegrad und die geringe Sichttiefe des Wassers werden noch lange Bestand haben. Trotzdem ist in der Tourismuskonzeption der Stadt Ueckermünde und der südlichen Haffgemeinden zu lesen, dass eine Verdopplung der Gästeübernachtungen von 140.000 im Jahre 2001 auf 280.000 innerhalb der nächsten drei Jahre angestrebt wird (PLANERGEMEINSCHAFT DUBACH 2002). Diese Zielsetzung muss als fragwürdig angesehen werden, wenn hierbei vornehmlich auf Badetourismus gesetzt wird: Zum einen reicht das touristische Angebot und das angesprochene Touristenklientel nicht aus, um einen nachhaltigen und wachsenden Tourismus zu etablieren (Kapitel 7.7). Zum anderen aus Gründen der „Carrying Capacity“ der Strände. Die Haffstrände stellen kleine, räumlich von Schilf und anderer Ufervegetation begrenzte Areale dar, die sich im Gegensatz zu Usedom nicht weitläufig entlang der ganzen Küste ziehen. Bei der Touristenbefragung 2001 fiel bereits die hohe Liegedichte auf, und eine weitere Steigerung kann als schwer praktikabel eingestuft werden. Hinzu kommt die Tatsache, dass die Konkurrenz zu Usedom auch weiterhin bleiben wird. Es ist auch davon auszugehen, dass in Zukunft zusätzlich steigende Konkurrenz von der polnischen Insel Wolin ausgehen wird. Höchstwahrscheinlich wird im Zuge der EU-Osterweiterung eine Annäherung stattfinden, die mit dem Beitritt Polens zur EU spürbar steigen wird. Bei der Betrachtung der Übernachtungspreise auf Wolin lässt sich erkennen, dass auch hier die Möglichkeit zu einem preiswerten Urlaub besteht. Zudem weist Wolin an seiner Außenküste die gleiche Wasserqualität wie Usedom auf. Aus diesen Gründen sind die Chancen der Etablierung eines wachsenden Badetourismus in der Region Stettiner Haff kritisch zu sehen. Das Umland des Stettiner Haffs hat mit seinen Mooren, Heideflächen, Wäldern und Seen ein sehr hohes natürliches touristisches Potential und sollte sich verstärkt auf seine landschaftlichen Stärken besinnen. Angesichts der idyllischen Dorfstruktur in dieser Landschaft kann auch kulturelles Potential verzeichnet werden. Wie aus den Ergebnissen der eigenen Befragung und der Befragung des Tourismusverband Mecklenburg-Vorpommerns ersichtlich wird, legen Urlauber großen Wert auf landschaftliche Schönheit und Naturbelassenheit. Es besteht auch eine Nachfrage an Aktivitäten, für die eine attraktive, naturbelassene Landschaft vorausgesetzt wird, wie z.B. Wandern, Natur beobachten und Radfahren. Dies bezieht sich allerdings in erster Linie auf die Zeit außerhalb der sommerlichen Badesaison.

Tourismus auf Usedom

Der sommerliche Badetourismus hat eine lange Tradition an der Außenküste Usedom. Speziell die Kaiserbäder weisen neben der benötigten naturräumlichen Ausstattung die entsprechende Infrastruktur auf, um einen stabilen Tourismus zu erhalten.

Die Wasserqualität kann jedoch auch auf Usedom die zukünftige Entwicklung des Tourismus mit beeinflussen. Als Folge des verminderten Stickstoffeintrags in die Pommersche Bucht ist die Gefahr toxischer Algenblüten während der Sommermonate gestiegen. Dies stellt eine ernst zu nehmende Gefahr für den Badetourismus dar. Selbst wenn das restliche Jahr über die Wasserqualität nicht zu beanstanden ist, können Blaualgenblüten im Sommer zu Badeverboten und Sperrung von Stränden führen, was den Tourismus empfindlich treffen würde. Durch ein abgestimmtes Management der Küste und des Einzugsgebiets in Hinblick auf die gezielte Nährstoffkontrolle und allmähliche Reduktion ist dieser Problematik beizukommen. Allerdings wird hierbei eine starke internationale Kooperation von Nöten sein, da es sich um ein überregionales Problem handelt. Umsetzung und Effektivität dieser Kooperation wird über die

zukünftige Entwicklung der Wasserqualität maßgeblich mitentscheiden. Hier besteht dringender Handlungsbedarf, da nach SCHERNEWSKI & STERR (2002) Sommertourismus am Oderästuar einen deutlichen Einfluss auf die Wirtschaft in der Region hat. Weiteres Wachstum des Küstentourismus wird erwartet und als wichtigste Möglichkeit gesehen ökonomische Probleme sowohl auf der deutschen als auch auf der polnischen Seite zu überkommen.

8 Zusammenfassung

Tourismus ist am Oderästuar einer der bedeutendsten Wirtschaftsfaktoren, der voraussichtlich auch in den nächsten Jahren weiterhin wachsen wird. Die meisten Orte sind im besonderen Maße von ihm abhängig, da er für sie den exklusiven Wirtschaftsfaktor darstellt. Deswegen sind sie auf einen stabilen und nachhaltigen Tourismus angewiesen.

Die Befragung ergab, dass Wasserqualität keinen entscheidenden Urlaubsfaktor darstellt, da Touristen für Wasser- und Umweltqualität nicht sonderlich sensibilisiert zu sein scheinen. Eine mäßige Wasserqualität wird vielfach erkannt, aber bis zu einem bestimmten Grad toleriert und in Kauf genommen. Weist ein Gewässer jedoch massive Belastungsphänomene auf, werden diese Orte von Touristen gemieden. In diesem Zusammenhang kann in Zukunft die gestiegene Gefahr von sommerlichen Blaualgenblüten in der Pommerschen Bucht eine Rolle spielen.

Am Beispiel des Oderästuars kann gezeigt werden, dass die unterschiedliche Wasserqualität am Stettiner Haff und in der Pommerschen Bucht von den Touristen durchweg erkannt wird. Die vergleichende Betrachtung der Touristenklientel ergab, dass am Stettiner Haff die Urlauber weniger sensibel auf Wasserqualität reagieren als die Usedomtouristen. Es kann davon ausgegangen werden, dass in erster Linie die niedrigen Preise am Haff, Touristen anziehen. Auf Usedom hingegen steht die Qualität der touristischen Ausstattung im Vordergrund. Dass Tourismus am Stettiner Haff nicht nachhaltig wachsend, sondern schlecht entwickelt ist, kann weniger auf die mäßige Wasserqualität als mehr auf die mangelnde touristische Infrastruktur zurückgeführt werden.

Die EU-Richtlinie 76/160 EWG zur Badewasserqualität ist kritisch zu sehen. Da die Parameter, nach denen Touristen Wasserqualität bewerten, stark von denen der EU-Richtlinie abweichen, muss kritisch hinterfragt werden, ob die Richtlinie ihrem angestrebtem Ziel gerecht wird. Zudem sind die Güteklassen für Badegewässer nicht sonderlich differenziert.

Die Blaue Flagge ist ebenfalls kritisch zu hinterfragen. Sie ist bei den Touristen kaum bekannt. Zudem zeigt die Blaue Flagge weniger eine gute Umwelt- und Wasserqualität an, als vielmehr eine gute infrastrukturelle Ausstattung und Service-Aspekte. Diese werden von den Touristen zwar gewünscht, aber die Blaue Flagge kommt dem Ziel eines Umweltqualitätskennzeichens im ursprünglichen Sinn nicht nach.

Um auch in Zukunft eine relativ gute Wasserqualität zu sichern und vor allem die Gefahr von potentiell toxischen Phytoplanktonblüten, welche zu Strandsperrungen und Badeverbot führen, einzudämmen, ist ein abgestimmtes Management der Küste und des dazugehörigen Einzugsgebietes nötig. Dies muss in erster Linie dafür Sorge tragen, dass der Nährstoffeintrag kontrolliert reduziert wird. Im Falle von auftretenden potentiell toxischen Phytoplanktonblüten während der sommerlichen Badesaison ist davon auszugehen, dass diese dem Tourismus schwere wirtschaftliche Einbußen und der Urlaubsregion einen anhaltenden Imageschaden bereiten können.

Als wesentliches Ergebnis dieser Arbeit kann festgestellt werden, dass eine gute bis mäßige Wasserqualität kein entscheidender Tourismusfaktor ist, aber eine schlechte Wasserqualität sehr schnell einer werden kann.

Danksagung

Mein herzlicher Dank gilt Herrn Privat-Dozent Dr. G. Schernewski, Institut für Ostseeforschung Warnemünde, und Herrn Prof. Dr. H. Toepfer, Geographische Institute der Universität Bonn, für die engagierte Betreuung dieser Studie.

Weiterhin gilt mein Dank Herrn Pescht vom Tourismusverband Mecklenburg-Vorpommern für die Bereitstellung der Daten aus den Urlauberbefragungen des Tourismusverbands Mecklenburg-Vorpommern.

Herrn Dr. Wenske, Wirtschafts- und Sozialwissenschaftliche Fakultät der Universität Rostock, Institut für Verkehr und Logistik, und Herrn Günther, Institut für Tourismus- und Bäderforschung in Nordeuropa GmbH, bin ich für die konstruktive und ausführliche Kritik zur Erstellung des Fragebogens zu großem Dank verpflichtet.

Ich danke auch Frau Wielgat, Institut für Ostseeforschung Warnemünde, für die hilfreiche Übersetzung polnischer Texte.

Literatur

- ANDERSON, D. M., 1997: Bloom dynamics of toxic *Alexandrium* species in the Northeastern U.S. In: *Limnol.-Oceanogr.* **42** (5; Supp. 2), 1009-1022.
- ATTESLANDER, P., 1993: Methoden der empirischen Sozialforschung. Berlin, New York.
- BACHOR, A., M. VON WEBER et al., Eds., 1992: Die Wasserbeschaffenheit der Küstengewässer. Gewässergütebericht 1991 - Zustand der oberirdischen Gewässer und der Küstengewässer in Mecklenburg-Vorpommern. Schwerin.
- BUCKMANN, K., U. GEBHARDT et al., 1998: Simulation und Messung von Zirkulations- und Transformationsprozessen im Greifswalder Bodden, Oderästuar und angrenzenden Küstengewässern. In: *Greifswalder Geographische Arbeiten* **16**, 12 - 41.
- CENTRAL STATISTICAL OFFICE, Ed., 2001: Statistical Yearbook of the Republic of Poland 2001. Warsaw.
- FRIEDRICH, J., 1984: Methoden empirischer Sozialforschung. Opladen.
- GRANÉLI, E., G. A. CODD et al., Eds., 1998: Harmful algae blooms in European marine and brackish waters. Kalmar.
- HELCOM, Ed., 1993: The Baltic Sea Comprehensive Environmental Action programme. Baltic Sea Environment Proceedings.
- HELCOM, Ed., 1996: Third periodic assessment of the state of the marine environment of the Baltic Sea, 1989-1993; background document. Baltic Sea Environment Proceedings.
- HELCOM, Ed., 1998: The third Baltic Sea pollution load compilation. Baltic Sea Environment Proceedings.
- HORNER, R. A., D. L. GARRISON et al., 1997: Harmful algal blooms and red tide problems on the U.S. west coast. In: *Limnol.-Oceanogr.* **42** (5, Supp. 2), 1076-1088.
- KAHRU, M., U. HORSTMANN et al., 1994: Satellite detection of increased cyanobacteria blooms in the Baltic Sea: Natural fluctuation or ecosystem change? In: *Ambio* **33** (8), 469-472.
- KERSTEN, O. & H. SPODE, 2000: Fremdenverkehr vor dem Zweiten Weltkrieg. In: *Nationalatlas Bundesrepublik Deutschland - Freizeit und Tourismus*, 22-23.
- KLUG, H., Ed., 1996: Tourismus als Belastungsfaktor. Warnsignale aus der Ostsee. Berlin, Wien.
- LAMPE, R., 1999: Das Oder-Ästuar - Filter oder Bypass fluvialer Einträge? In: *Bodden* **7**, 45 - 59.
- LANDESAMT FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND GEOLOGIE (LUNG) MECKLENBURG-VORPOMMERN, Ed., 2001: Gewässergütebericht 1998 / 1999 - Gütezustand der oberirdischen Gewässer, der Küstengewässer und des Grundwassers in Mecklenburg-Vorpommern. Güstrow.
- LARSSON, U., R. ELMGREN ET AL., 1985: Eutrophication in the Baltic Sea: causes and consequences. In: *Ambio* **14**, 9-14.
- LANDESAMT FÜR UMWELT UND NATUR (LAUN), MECKLENBURG-VORPOMMERN, Ed., 1996: Erster gutachterlicher Landschaftsrahmenplan der Region Vorpommern. Gülzow.
- LESER, H., Ed., 1997: Allgemeine Geographie. Diercke Wörterbuch, dtv.
- MARINO, F. J., M. A. MORINIGO et al., 1995: Microbiological-epidemiological study of selected marine beaches in Malaga (Spain). In: *Water Science Technology* **31** (5 - 6), 5 - 9.
- MINISTERIUM FÜR ARBEIT UND BAU MECKLENBURG-VORPOMMERN, Ed., 1999: Raumordnung in Mecklenburg-Vorpommern. Schwerin.
- MOHRHOLZ, V., 1998: Transport- und Vermischungsprozesse in der Pommerschen Bucht. In: *Meereswissenschaftliche Berichte. Warnemünde*.
- NELSON, C., R. MORGAN, et al., 2000: Beach awards and management. In: *Ocean & coastal management* **43**, 87 - 98.
- NELSON, C. & A. T. WILLIAMS, 1997: Bathing water quality and health implications. In: *Water pollution IV: modelling, measuring and prediction - International conference on water pollution, Southampton*.

- NIXON, S. W., 1995: Coastal marine eutrophication: A definition, social causes, and future concerns. In: *Ophelia* **41**, 199-219.
- ODRA LAGOON AREA TASK TEAM (OLATT), 1996: Integriertes Küstenzonenmanagement für die Odermündung. Szczecin/Greifswald, 93.
- PENNA, N., A. RINALDI et al., 1993: Mucilaginous masses in the Adriatic Sea in the summer of 1989. In: *Water Research* **27** (12), 1767 - 1771.
- PLANERGEMEINSCHAFT DUBACH, K., 2000: Strukturkonzept zur nachhaltigen Entwicklung der Inseln Usedom - Wolin (deutsche Seite). Berlin, Auftraggeber: Regionaler Planungsverband Vorpommern, 75.
- REGIONALER PLANUNGSVERBAND VORPOMMERN, Ed, 1998: Regionales Raumordnungsprogramm Vorpommern. Berlin, Greifswald: Amt für Raumordnung, 225.
- RÖNNBERG, C., 2001: Effects and consequences of eutrophication in the Baltic Sea. Department of Biology, Environmental and Marine Biology. Abo, Abo Akademi University.
- SCHERNEWSKI, G. & W. D. JÜLICH, 2001: Risk assessment of virus infections in the Oder estuary (southern Baltic) on the basis of spatial transport and virus decay simulations. In: *International Journal of Hygiene and Environmental Health* **203**, 317-325.
- SCHERNEWSKI, G. & T. NEUMANN, 2002a: Impact of river basin management on the Baltic Sea: Ecological and economical implications of different nutrient load reduction strategies. In: *Sustainable Management of Transboundary Waters in Europe*, Miedzyzdroje, Poland.
- SCHERNEWSKI, G. & T. NEUMANN, 2002b: Perspectives on eutrophication abatement in the Baltic Sea. Littoral 2002, Porto, Portugal.
- SCHERNEWSKI, G. & H. STERR, Eds., 2002: Tourism and environmental quality at the German Baltic coast: conflict or chance? In: *Baltic Coastal Ecosystems: Structure, Function and Coastal Zone Management*. Berlin, Heidelberg, New York.
- SCHMIDT, I., 1998: Langzeitdatenreihen aus dem westlichen Teil des Oder-Ästuars - Ergebnisse der Bearbeitung von Monitoringdaten der WWD Küste / Stralsund aus dem Zeitraum 1972 - 81. In: *Greifswalder Geographische Arbeiten* **16**, 194 - 227.
- SELLNER, K. G., 1997: Physiology, ecology, and toxic properties of marine cyanobacteria blooms. In: *Limnol.-Oceanogr.* **42** (5, Supp. 2), 1089-1104.
- SOZIALMINISTERIUM MECKLENBURG-VORPOMMERN, 1995: Badewasserqualität in Mecklenburg-Vorpommern. Schwerin.
- SOZIALMINISTERIUM MECKLENBURG-VORPOMMERN, 1996: Badewasserqualität in Mecklenburg-Vorpommern. Schwerin.
- SOZIALMINISTERIUM MECKLENBURG-VORPOMMERN, 1997: Badewasserqualität in Mecklenburg-Vorpommern. Schwerin.
- SOZIALMINISTERIUM MECKLENBURG-VORPOMMERN, 1998: Badewasserqualität in Mecklenburg-Vorpommern. Schwerin.
- SOZIALMINISTERIUM MECKLENBURG-VORPOMMERN, 1999: Badewasserqualität in Mecklenburg-Vorpommern. Schwerin.
- SOZIALMINISTERIUM MECKLENBURG-VORPOMMERN, 2000: Badewasserqualität in Mecklenburg-Vorpommern. Schwerin.
- SOZIALMINISTERIUM MECKLENBURG-VORPOMMERN, 2001: Badewasserqualität in Mecklenburg-Vorpommern. Schwerin.
- SPERLING, W., B. FISCHER et al., 1998: Tourismusentwicklung in Mecklenburg-Vorpommern im Lichte der Gästebefragungen. In: *Mecklenburg-Vorpommern im Ostseeraum, Wirtschaft - Verkehr - Tourismus*. Rostock.
- SPERLING, W., 2000: Gäste in Mecklenburg-Vorpommern - Entwicklung der Nachfrage, der Struktur und der Aktivitäten. In: *Mecklenburg-Vorpommerns Gäste - Struktur, Aktivitäten und Zufriedenheit*. Rostock.

- SPERLING, W., 2001: Hansestadt Rostock - Gestaltung und Vermarktung touristischer Produkte aus der Sicht der Gästebefragung. In: Wirtschaft, Verkehr und Tourismus im Ostseeraum unter dem Einfluss der EU-Erweiterung. Rostock.
- STATISTISCHES LANDESAMT MECKLENBURG-VORPOMMERN, Ed., 2002a: Zahlenspiegel MV. Schwerin.
- STEINGRUBE, W., Ed., 2000: Hohe Zufriedenheitswerte der Gäste - ein Ruhekissen? In: Mecklenburg-Vorpommerns Gäste - Struktur, Aktivitäten und Zufriedenheit. Rostock.
- URZAD STATYSTYCZNY W SZCZECINIE, Ed., 2001: Baza Noclegowa Turystyki w województwie zachodniopomorskim w latach 1998 - 2000. Informacje i opracowania statystyczne. Szczecin.
- WASMUND, N., 2000: Der biologische Zustand der Ostsee im Jahre 1999 auf der Basis von Phyto- und Zooplanktonuntersuchungen. In: Meereswissenschaftliche Berichte. Warnemünde.
- WASMUND, N., 2002: Harmful algal blooms in coastal waters of the south-eastern Baltic Sea. Baltic Coastal Ecosystems: Structure, Function and Coastal Zone Management. Berlin, Heidelberg, New York.
- WIELGAT, M. & G. SCHERNEWSKI, 2002a: Impact of Odra River nutrient load reductions on the trophic state of the Szczecin Lagoon: A modelling approach. In: Sustainable Management of Transboundary Waters in Europe, Miedzyzdroje, Poland.
- WIELGAT, M. & G. SCHERNEWSKI, 2002b: Models as tools in coastal water management: eutrophication of the large, shallow Szczecin Lagoon. International Symposium "Low-lying coastal areas - Hydrology and integrated coastal zone management", Bremerhaven.
- WIRTSCHAFTSMINISTERIUM MECKLENBURG-VORPOMMERN, Ed., 1998: Jahreswirtschaftsbericht 1998 Mecklenburg-Vorpommern. Schwerin.
- WIRTSCHAFTSMINISTERIUM MECKLENBURG-VORPOMMERN, Ed., 2001: Jahreswirtschaftsbericht 2001 Mecklenburg-Vorpommern. Schwerin.
- ZWECKVERBAND SEEBÄDER INSEL USEDOM AHLBECK-HERINGSORF-BANSIN, Ed., 2002: Tourismusbericht 2001. Ahlbeck, Heringsdorf, Bansin.

Internetadressen

- BALTIC 21, 2000: Number of people employed in the tourism sector.
<http://www.ee/baltic21/indicators/>
- BLAUE FLAGGE, 2001: „Blaue Europa-Flagge 2002“ Kriterienkatalog für Badestellen an Küsten und Binnengewässern in der Bundesrepublik Deutschland. <http://www.blaue-flagge.de/Badestellen/Anforderungen/anforderungen.htm>
- BLUE FLAG, 2002a: Blue Flag Campaign. <http://www.blueflag.org>
- BLUE FLAG, 2002b: Blue Flag Beaches/Marinas, Countries, Region Information.
<http://www.blueflag.org>
- BUNDESMINISTERIUM FÜR UMWELT, NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT (BMU), 2002: Die Wasserrahmenrichtlinie. <http://www.bmu.de/sachthemen/gewaesser/wasserrichtlinie.htm>
und <http://www.bmu.de/download/dateien/wasserrichtlinie.pdf>
- BUNDESAMT FÜR SEESCHIFFFAHRT UND HYDROGRAPHIE (BSH), 2002: Bund/Länder-Messprogramm für die Meeresumwelt von Nord- und Ostsee.
<http://www.bsh.de/Meeresumweltschutz/BLMP/2295.htm>
- CENTRAL STATISTICAL OFFICE, 2001: Statistical Yearbook of the Republic of Poland 2000.
<http://www.stat.gov.pl>
- EUROPÄISCHE UNION, 2000a: Bathing Water Quality: Directive 76/160/EEC.
<http://europa.eu.int/water/water-bathing/directiv.html>
- EUROPÄISCHE UNION, 2000b: Bathing Water Quality: Tourist Atlas: Microbiological Parameters.
<http://europa.eu.int/water/water-bathing/microbio.html>
- EUROPÄISCHE UNION, 2000c: Bathing Water Quality: Tourist Atlas: Physico-chemical Parameters.
<http://europa.eu.int/water/water-bathing/physchem.html>

- EUROPÄISCHE UNION, 2002: Bathing Water Quality: Wandering Around in the Atlas. <http://europa.eu.int/water/cgi-bin/bw.pl>
- INSEL USEDOM E.V., 2001: Ein Kurzportrait der Insel Usedom. <http://www.usedom.de>
- INSTITUT FÜR OSTSEEFORSCHUNG (IOW), 2002: Ostsee-Monitoring: Schwerpunkt 5 – Überwachung der Meeresumwelt. <http://www.io-warnemuende.de>
- SOZIALMINISTERIUM MECKLENBURG-VORPOMMERN, 2002: Badewasserkarte. <http://www.sozial-mv.de/badewasserkarte/badewasser/step1/bawa1.htm>
- STATISTISCHES LANDESAMT MECKLENBURG-VORPOMMERN, 2001a: Kreisdaten, Landkreis. <http://www.statistik-mv.de>
- STATISTISCHES LANDESAMT MECKLENBURG-VORPOMMERN, 2001b: Statistischer Jahresbericht Tourismus. <http://www.statistik-mv.de>
- STATISTISCHES LANDESAMT MECKLENBURG-VORPOMMERN, 2001c: Statistisches Jahrbuch 2001. <http://www.statistik-mv.de>
- STATISTISCHES LANDESAMT MECKLENBURG-VORPOMMERN, 2001d: Landesdaten Mecklenburg-Vorpommern: Landwirtschaft, Produzierendes Gewerbe, Tourismus. <http://www.statistik-mv.de>

Zeitungsberichte

- ADAC, 20.08.98: ADAC-Sommerservice - Blaualgen in der Mecklenburger Seenplatte (TD 646/98).
- ADAC, 24.08.98: ADAC-Sommerservice - Blaualgengefahr durch Wetterumschwung gebannt - ADAC: Nur bei hohen Temperaturen drohen Blaualgen-Blüten (TD 648/97).
- ANKLAMER ZEITUNG, 16.03.96: Auch dem Haff-Gewässer droht nun ein massives Fischsterben.
- DIE WELT, 12.03.99: Ein Paradies kehrt ins Leben zurück: Die Ostsee wird immer sauberer - Warnemünder Institut: Belastung durch Phosphate und Nitrate gehen zurück - Helsinki Konvention besteht seit 25 Jahren.
- DIE WELT, 11.06.99: Sauberes Wasser - EU-Flagge weht an 19 Ostseestrände.
- DPA, 27.07.01a: Warnung vor giftigen Ostsee-Algen (dpa/serviceline vom 27.07.2001).
- DPA, 27.07.01b: Ostsee-Strände wegen Blaualgen gesperrt (dpa/serviceline vom 27.07.2001).
- FAZ, 14.10.98: Die Ostsee - biologisch tief gesunken - Rote Liste der Lebensräume / Vier Fünftel der Biotope gefährdet / Zunehmende Überdüngung.
- GENERAL ANZEIGER, 28./29.07.01: In der Kieler Bucht erste Strände wegen Algen gesperrt.
- LÜBECKER NACHRICHTEN, 27.07.01: Algen-Alarm an der Ostsee - Warnung an Urlauber (In-online/lokales vom 27.07.2001).
- NORDDEUTSCHE NEUESTE NACHRICHTEN, 04.06.98: Europa-Flagge auch für Warnemünde.
- NORDDEUTSCHE NEUESTE NACHRICHTEN, 24.08.98: Keine Blaualgen in Seen - ADAC relativiert Warnung der vorigen Woche.
- NORDDEUTSCHE NEUESTE NACHRICHTEN, 16.05.00: Blaue Flagge verliehen.
- NORDKURIER, 02.08.97: Wenn die Medusen beim Baden stören - Quallen verderben Feriengästen an Nord- und Ostsee oft das Schwimmvergnügen.
- NORDKURIER, 22.08.98: "Horror" des ADAC.
- NORDKURIER, 24.08.98: "Algenwarnung ist Verleumdung".
- NORDKURIER, 09.06.00: Blaue Flaggen an blauen Gestaden - 28 Strände und Sportboot-Häfen Mecklenburg-Vorpommerns erhalten begehrtes Umweltsiegel.
- OSTSEEZEITUNG, 13.06.91: Badestudie entrüstet Schwerin - EU-Bericht: Ostseewasser zu stark mit Bakterien belastet.
- OSTSEEZEITUNG, 20.06.96: M-V hat die schönsten Strände - Blaue Europa-Flagge an drei Badeorte des Landes.
- OSTSEEZEITUNG, 20.03.97: Öl-Alarm vor Kap Arkona.

- OSTSEEZEITUNG, 26.05.98: Rügens Image leidet unter EU-Wasserberichte - Kommission gibt Ostsee schlechte Noten.
- OSTSEEZEITUNG, 24.08.98a: Blaualgenwarnung des ADAC - Prachtl spricht von Verleumdung.
- OSTSEEZEITUNG, 24.08.98b: ADAC-Warnung - Unseriös.
- OSTSEEZEITUNG, 25.08.98: ADAC nimmt kritisierte Blaualgen-Warnung zurück.
- OSTSEEZEITUNG, 03./04.04.99: Altlasten-Atlas informiert über Minen vor baltischer Ostseeküste.
- OSTSEEZEITUNG, 21.05.99: Blaue Flagge an 19 Stränden.
- OSTSEEZEITUNG, 11.06.99: Die Blaue Flagge an der Seebrücke ist gehißt - Seeheilbad gilt als Vorreiter der Umweltaktion.
- OSTSEEZEITUNG, 03.08.99: Steine und Algen stören den Strandbetrieb - Lob und Kritik von Urlaubern.
- OSTSEEZEITUNG, 02.02.00: Flagge zeigen für eine saubere Umwelt.
- OSTSEEZEITUNG, 03.05.00: In der Ostsee machen sich die Algen breit - EU-Projekt erforscht Ursachen.
- OSTSEEZEITUNG, 18.08.00: Kaum Seegras in Boltenhagen - Südliche Winde sorgen für saubere Strände im Seeheilbad.
- SCHWERINER VOLKSZEITUNG, 23.05.98: Brüssel moniert Badewassergüte auf Rügen - EU-Bericht mit konträren Ergebnissen zu Landesdaten / Ministerium: unerklärlich.
- SCHWERINER VOLKSZEITUNG, 24.08.98: See frei von Blaualgen.
- SCHWERINER VOLKSZEITUNG, 21.05.99: Blaue Europa-Flagge krönt saubere Strände und Häfen - Land erfüllt anspruchsvolle Umwelt- und Sicherheitskriterien.
- SCHWERINER VOLKSZEITUNG, 16.05.00: Fischsterben in Stettiner Haff.

Meereswissenschaftliche Berichte

MARINE SCIENCE REPORTS

- 1 (1990) Postel, Lutz:
Die Reaktion des Mesozooplanktons, speziell der Biomasse, auf küstennahen Auftrieb vor Westafrika (The mesozooplankton response to coastal upwelling off West Africa with particular regard to biomass)
- 2 (1990) Nehring, Dietwart:
Die hydrographisch-chemischen Bedingungen in der westlichen und zentralen Ostsee von 1979 bis 1988 – ein Vergleich (Hydrographic and chemical conditions in the western and central Baltic Sea from 1979 to 1988 – a comparison)
Nehring, Dietwart; Matthäus, Wolfgang:
Aktuelle Trends hydrographischer und chemischer Parameter in der Ostsee, 1958 – 1989 (Topical trends of hydrographic and chemical parameters in the Baltic Sea, 1958 – 1989)
- 3 (1990) Zahn, Wolfgang:
Zur numerischen Vorticityanalyse mesoskalier Strom- und Massenfelder im Ozean (On numerical vorticity analysis of mesoscale current and mass fields in the ocean)
- 4 (1992) Lemke, Wolfram; Lange, Dieter; Endler, Rudolf (Eds.):
Proceedings of the Second Marine Geological Conference – The Baltic, held in Rostock from October 21 to October 26, 1991
- 5 (1993) Endler, Rudolf; Lackschewitz, Klas (Eds.):
Cruise Report RV "Sonne" Cruise SO82, 1992
- 6 (1993) Kulik, Dmitri A.; Harff, Jan:
Physicochemical modeling of the Baltic Sea water-sediment column: I. Reference ion association models of normative seawater and of Baltic brackish waters at salinities 1–40 ‰, 1 bar total pressure and 0 to 30°C temperature
(system Na–Mg–Ca–K–Sr–Li–Rb–Cl–S–C–Br–F–B–N–Si–P–H–O)
- 7 (1994) Nehring, Dietwart; Matthäus, Wolfgang; Lass, Hans-Ulrich; Nausch, Günther:
Hydrographisch-chemische Zustandseinschätzung der Ostsee 1993
- 8 (1995) Hagen, Eberhard; John, Hans-Christian:
Hydrographische Schnitte im Ostrandstromsystem vor Portugal und Marokko 1991 - 1992
- 9 (1995) Nehring, Dietwart; Matthäus, Wolfgang; Lass, Hans Ulrich; Nausch, Günther; Nagel, Klaus:
Hydrographisch-chemische Zustandseinschätzung der Ostsee 1994
Seifert, Torsten; Kayser, Bernd:
A high resolution spherical grid topography of the Baltic Sea
- 10 (1995) Schmidt, Martin:
Analytical theory and numerical experiments to the forcing of flow at isolated topographic features
- 11 (1995) Kaiser, Wolfgang; Nehring, Dietwart; Breuel, Günter; Wasmund, Norbert; Siegel, Herbert; Witt, Gesine; Kerstan, Eberhard; Sadkowiak, Birgit:
Zeitreihen hydrographischer, chemischer und biologischer Variablen an der Küstenstation Warnemünde (westliche Ostsee)
Schneider, Bernd; Pohl, Christa:
Spurenmittelkonzentrationen vor der Küste Mecklenburg-Vorpommerns

- 12 (1996) Schinke, Holger:
Zu den Ursachen von Salzwassereinbrüchen in die Ostsee
- 13 (1996) Meyer-Harms, Bettina:
Ernährungsstrategie calanoider Copepoden in zwei unterschiedlich trophierten Seegebieten der Ostsee (Pommernbucht, Gotlandsee)
- 14 (1996) Reckermann, Marcus:
Ultraphytoplankton and protozoan communities and their interactions in different marine pelagic ecosystems (Arabian Sea and Baltic Sea)
- 15 (1996) Kerstan, Eberhard:
Untersuchung der Verteilungsmuster von Kohlenhydraten in der Ostsee unter Berücksichtigung produktionsbiologischer Meßgrößen
- 16 (1996) Nehring, Dietwart; Matthäus, Wolfgang; Lass, Hans Ulrich; Nausch, Günther; Nagel, Klaus:
Hydrographisch-chemische Zustandseinschätzung der Ostsee 1995
- 17 (1996) Brosin, Hans-Jürgen:
Zur Geschichte der Meeresforschung in der DDR
- 18 (1996) Kube, Jan:
The ecology of macrozoobenthos and sea ducks in the Pomeranian Bay
- 19 (1996) Hagen, Eberhard (Editor):
GOBEX - Summary Report
- 20 (1996) Harms, Andreas:
Die bodennahe Trübezone der Mecklenburger Bucht unter besonderer Betrachtung der Stoffdynamik bei Schwermetallen
- 21 (1997) Zülicke, Christoph; Hagen, Eberhard:
GOBEX Report - Hydrographic Data at IOW
- 22 (1997) Lindow, Helma:
Experimentelle Simulationen windangeregter dynamischer Muster in hochauflösenden numerischen Modellen
- 23 (1997) Thomas, Helmuth:
Anorganischer Kohlenstoff im Oberflächenwasser der Ostsee
- 24 (1997) Matthäus, Wolfgang; Nehring, Dietwart; Lass, Hans Ulrich; Nausch, Günther; Nagel, Klaus; Siegel, Herbert:
Hydrographisch-chemische Zustandseinschätzung der Ostsee 1996
- 25 (1997) v. Bodungen, Bodo; Hentzsch, Barbara (Herausgeber):
Neue Forschungslandschaften und Perspektiven der Meeresforschung - Reden und Vorträge zum Festakt und Symposium am 3. März 1997.
- 26 (1997) Lakaschus, Sönke:
Konzentrationen und Depositionen atmosphärischer Spurenmetalle an der Küstenstation Arkona
- 27 (1997) Löffler, Annekatrin:
Die Bedeutung von Partikeln für die Spurenmetallverteilung in der Ostsee, insbesondere unter dem Einfluß sich ändernder Redoxbedingungen in den zentralen Tiefenbecken
- 28 (1998) Leipe, Thomas; Eidam, Jürgen; Lampe, Reinhard; Meyer, Hinrich; Neumann, Thomas; Osadczuk, Andrzej; Janke, Wolfgang; Puff, Thomas; Blanz, Thomas; Gingele, Franz Xaver; Dannenberger, Dirk; Witt, Gesine:
Das Oderhaff. Beiträge zur Rekonstruktion der holozänen geologischen Entwicklung und anthropogenen Beeinflussung des Oder-Ästuars.

- 29** (1998) Matthäus, Wolfgang; Nausch, Günther; Lass, Hans Ulrich; Nagel, Klaus; Siegel, Herbert:
Hydrographisch-chemische Zustandseinschätzung der Ostsee 1997
- 30** (1998) Fennel, Katja:
Ein gekoppeltes, dreidimensionales Modell der Nährstoff- und Planktondynamik für die westliche Ostsee
- 31** (1998) Lemke, Wolfram:
Sedimentation und paläogeographische Entwicklung im westlichen Ostseeraum (Mecklenburger Bucht bis Arkonabecken) vom Ende der Weichselvereisung bis zur Litorinatransgression
- 32** (1998) Wasmund, Norbert; Alheit, Jürgen; Pollehne, Falk; Siegel, Herbert; Zettler, Michael L.:
Ergebnisse des Biologischen Monitorings der Ostsee im Jahre 1997 im Vergleich mit bisherigen Untersuchungen
- 33** (1998) Mohrholz, Volker:
Transport- und Vermischungsprozesse in der Pommerschen Bucht
- 34** (1998) Emeis, Kay-Christian; Struck, Ulrich (Editors):
Gotland Basin Experiment (GOBEX) - Status Report on Investigations concerning Benthic Processes, Sediment Formation and Accumulation
- 35** (1999) Matthäus, Wolfgang; Nausch, Günther; Lass, Hans Ulrich; Nagel, Klaus; Siegel, Herbert:
Hydrographisch-chemische Zustandseinschätzung der Ostsee 1998
- 36** (1999) Schernewski, Gerald:
Der Stoffhaushalt von Seen: Bedeutung zeitlicher Variabilität und räumlicher Heterogenität von Prozessen sowie des Betrachtungsmaßstabs - eine Analyse am Beispiel eines eutrophen, geschichteten Sees im Einzugsgebiet der Ostsee (Belauer See, Schleswig-Holstein)
- 37** (1999) Wasmund, Norbert; Alheit, Jürgen; Pollehne, Falk; Siegel, Herbert, Zettler, Michael L.:
Der biologische Zustand der Ostsee im Jahre 1998 auf der Basis von Phytoplankton-, Zooplankton- und Zoobenthosuntersuchungen
- 38** (2000) Wasmund, Norbert; Nausch, Günther; Postel, Lutz; Witek, Zbigniew; Zalewski, Mariusz; Gromisz, Sławomira; Łysiak-Pastuszek, Elżbieta; Olenina, Irina; Kavolyte, Rima; Jasinskaite, Aldona; Müller-Karulis, Bärbel; Ikauniece, Anda; Andrushaitis, Andris; Ojaveer, Henn; Kallaste, Kalle; Jaanus, Andres:
Trophic status of coastal and open areas of the south-eastern Baltic Sea based on nutrient and phytoplankton data from 1993 - 1997
- 39** (2000) Matthäus, Wolfgang; Nausch, Günther; Lass, Hans Ulrich; Nagel, Klaus; Siegel, Herbert:
Hydrographisch-chemische Zustandseinschätzung der Ostsee 1999
- 40** (2000) Schmidt, Martin; Mohrholz, Volker; Schmidt, Thomas; John, H.-Christian; Weinreben, Stefan; Diesterheft, Henry; Iita, Aina; Filipe, Vianda; Sangolay, Bomba-Bazik; Kreiner, Anja; Hashoongo, Victor; da Silva Neto, Domingos:
Data report of R/V "Poseidon" cruise 250 ANDEX'1999
- 41** (2000) v. Bodungen, Bodo; Dannowski, Ralf; Erbguth, Wilfried; Humborg, Christoph; Mahlburg, Stefan; Müller, Chris; Quast, Joachim; Rudolph, K.-U.; Schernewski, Gerald; Steidl, Jörg; Wallbaum, Volker:
Oder Basin - Baltic Sea Interactions (OBBSI): Endbericht
- 42** (2000) Zettler, Michael L.; Bönsch, Regine; Gosselck, Fritz:
Verbreitung des Makrozoobenthos in der Mecklenburger Bucht (südliche Ostsee) - rezent und im historischen Vergleich

- 43 (2000) Wasmund, Norbert; Alheit, Jürgen; Pollehne, Falk; Siegel, Herbert:
Der biologische Zustand der Ostsee im Jahre 1999 auf der Basis von Phytoplankton- und Zooplanktonuntersuchungen
- 44 (2001) Eichner, Christiane:
Mikrobielle Modifikation der Isotopensignatur des Stickstoffs in marinem partikulärem Material
- 45 (2001) Matthäus, Wolfgang; Nausch, Günther (Editors):
The hydrographic-hydrochemical state of the western and central Baltic Sea in 1999/2000 and during the 1990s
- 46 (2001) Wasmund, Norbert; Pollehne, Falk; Postel, Lutz; Siegel, Herbert; Zettler, Michael L.:
Biologische Zustandseinschätzung der Ostsee im Jahre 2000
- 47 (2001) Lass, Hans Ulrich; Mohrholz, Volker; Nausch, Günther; Pohl, Christa; Postel, Lutz; Rieß, Dietmar; Schmidt, Martin; da Silva, Antonio; Wasmund, Norbert:
Data report of R/V "Meteor" cruise 48/3 ANBEN'2000
- 48 (2001) Schöner, Anne Charlotte:
Alkenone in Ostseesedimenten, -schwebstoffen und -algen: Indikatoren für das Paläomilieu?
- 49 (2002) Nausch, Günther; Feistel, Rainer; Lass, Hans Ulrich; Nagel, Klaus; Siegel, Herbert:
Hydrographisch-chemische Zustandseinschätzung der Ostsee 2001
Pohl, Christa; Hennings, Ursula:
Ostsee-Monitoring - Die Schwermetall-Situation in der Ostsee im Jahre 2001
- 50 (2002) Manasreh, Riyad:
The general circulation and water masses characteristics in the Gulf of Aqaba and northern Red Sea
- 51 (2002) Wasmund, Norbert; Pollehne, Falk; Postel, Lutz; Siegel, Herbert; Zettler, Michael L.:
Biologische Zustandseinschätzung der Ostsee im Jahre 2001
- 52 (2002) Reißmann, Jan Hinrich:
Integrale Eigenschaften von mesoskaligen Wirbelstrukturen in den tiefen Becken der Ostsee
- 53 (2002) Badewien, Thomas H.:
Horizontaler und vertikaler Sauerstoffaustausch in der Ostsee
- 54 (2003) Fennel, Wolfgang; Hentzsch, Barbara (Herausgeber):
Festschrift zum 65. Geburtstag von Wolfgang Matthäus
- 55 (2003) Nausch, Günther; Feistel, Rainer; Lass, Hans Ulrich; Nagel, Klaus; Siegel, Herbert:
Hydrographisch-chemische Zustandseinschätzung der Ostsee 2002
Pohl, Christa; Hennings, Ursula:
Die Schwermetall-Situation in der Ostsee im Jahre 2002
- 56 (2003) Wasmund, Norbert; Pollehne, Falk; Postel, Lutz; Siegel, Herbert; Zettler, Michael L.:
Biologische Zustandseinschätzung der Ostsee im Jahre 2002
- 57 (2004) Schernewski, Gerald; Dolch, Tobias (Editors):
The Oder Estuary - against the background of the European Water Framework Directive

SCHERNEWSKI, G.; DOLCH, T.:

The Oder Estuary - against the background of the European Water Framework Directive

C o n t e n t s

Bachor, A.; Schöppe, C.: Pollution Load Compilation of the German part of the Oder Estuary (1990 - 1998)

Bangel, H.; Schernewski, G.; Bachor, A.; Landsberg-Uczciwek, M.: Spatial pattern and long-term development of water quality in the Oder Estuary

Bangel, H.: The Representativeness of the Monitoring Programme in the Oder Estuary - New demands in Respect of the Water Framework Directive

Podsetchine, V.; Schernewski, G.; Tejakusuma, I: Simulations of water flow, transport and temperature in the Oder (Szczecin) Lagoon

Wielgat, M; Witek, Z.: A dynamic box model of the Szczecin Lagoon nutrient cycling and its first application to the calculation of the nutrient budget

Rödiger, S.: The macroinvertebrate community of the Oder Lagoon - Proposals for a monitoring after EU-WFD

Minning, M.: The impact of the shipping channel on the material balance of the Oder Lagoon

Dolch, T.: The impact of water quality on tourism - A case study at the Oder Estuary