UMWELTFORSCHUNGSPLAN DES
BUNDESMINISTERIUMS FÜR UMWELT,
NATURSCHUTZ UND REAKTORSICHERHEIT

Forschungsbericht 296 85 905
UBA-FB 000190

Texte
03
04
ISSN
0722-186X

Gesamtsynthese Ökosystemforschung Wattenmeer

- Zusammenfassender Bericht zu Forschungsergebnissen und Systemschutz im deutschen Wattenmeer -

von

Brigitte Behrends
Sabine Dittmann
Gerd Liebezeit
Maren Kaiser
Vera Knoke
Gabriele Petri
Jürgen Rahmel
Michael Roy
Gregor Scheiffarth,
Ute Wilhelmsen

Diese TEXTE-Veröffentlichung kann bezogen werden bei
Vorauszahlung von 10,00 €
durch Post- bzw. Banküberweisung,
Verrechnungsscheck oder Zahlkarte auf das

Konto Nummer 432 765-104 bei der
Postbank Berlin (BLZ 10010010)
Fa. Werbung und Vertrieb,
Wolframstraße 95-96,
12105 Berlin

Parallel zur Überweisung richten Sie bitte eine schriftliche Bestellung mit Nennung der **Texte-Nummer** sowie des **Namens** und der **Anschrift des Bestellers** an die Firma Werbung und Vertrieb.

Der Herausgeber übernimmt keine Gewähr für die Richtigkeit, die Genauigkeit und Vollständigkeit der Angaben sowie für die Beachtung privater Rechte Dritter.
Die in der Dokumentation geäußerten Ansichten und Meinungen müssen nicht mit denen des Herausgebers übereinstimmen.

Der vorliegende Bericht wurde im Rahmen des Verbundvorhabens "Gesamtsynthese Ökosystemforschung Wattenmeer" erarbeitet, das gemeinsam im Auftrag der Länder Niedersachsen, Schleswig-Holstein und der Bundesministerien für Bildung und Forschung (BMBF) und Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) durchgeführt wurde.
Neben diesem Bericht sind zwei weitere Produkte als Ergebnis der durchgeführten Gesamtsynthesephase veröffentlicht worden:

- Wirtz, K. & Niesel, V. (1999) Modelle in der Ökosystemforschung: Methoden, Bewertung und Empfehlungen - eine Synthese aus der Ökosystemforschung Wattenmeer. Forschungszentrum Terramare, Berichte Nr. 11b, Wilhelmshaven, 126 S.

- Kaiser, M., Mages-Dellé, T. & Oeschger, R. (2002) Gesamtsynthese Ökosystemforschung Wattenmeer Band 3. Erfahrungsbericht eines interdisziplinären Verbundvorhabens. TEXTE 45/02 Umweltbundesamt Berlin.

Herausgeber: Umweltbundesamt
Postfach 33 00 22
14191 Berlin
Tel.: 030/8903-0
Telex: 183 756
Telefax: 030/8903 2285
Internet: http://www.umweltbundesamt.de

Redaktion: Fachgebiet II 1.1
Thilo Mages-Dellé

Berlin, Januar 2004

Inhaltsverzeichnis

	Inhaltsverzeichnis	I
	Abbildungsverzeichnis	XI
	Tabellenverzeichnis	XVII
1	Das Ökosystem Wattenmeer *Gregor Scheiffahrt*	1
1.1	Das Gebiet	1
1.1.1	Allgemeine Beschreibung	1
1.1.2	Naturräumliche Strukturen und Prozesse	3
1.1.3	Schutzstatus des Wattenmeeres	4
1.2	Untersuchungsgebiete der Ökosystemforschung Wattenmeer *Sabine Dittmann, Ute Wilhelmsen, Gregor Scheiffarth*	5
1.2.1	Das Sylt-Rømø Wattenmeer	5
1.2.2	Das Spiekerooger Rückseitenwatt	5
1.3	Literatur	7
2	Sedimentdynamik, Stoffaustausch und Ökologie von Arten im Wattenmeer	9
2.1	Einführung in das Kapitel	9
2.2	Sedimenthaushalt und Folgen von Sedimentveränderungen im Wattenmeer *Ute Wilhelmsen & Sabine Dittmann*	10
2.2.1	Einleitung	10
2.2.2	Geomorphologische Veränderungen in Tidebecken	10
2.2.2.1	Morphologische Grundlagen	10
2.2.2.2	Fallbeispiel Lister Tidebecken	14
2.2.2.3	Tidebeckenspezifische morphologische Entwicklungen	15
2.2.2.4	Entwicklungen in verschiedenen Wattenmeerregionen	19
2.2.2.5	Die Bedeutung tidebeckenspezifischer und regionaler Unterschiede	22
2.2.3	Schwebstofftransport und Sedimentation von Feinmaterial	22
2.2.3.1	Fallbeispiel Lister Tidebecken	24
2.2.3.2	Fangeffizienz von Tidebecken für Feinmaterial	25
2.2.3.3	Sedimentdynamik	27

2.2.3.4 Bedeutung der Salzwiesen für die Sedimentation 28

2.2.3.5 Einfluss des Deichbaus auf den Haushalt von Feinsedimenten 29

2.2.4 Biogene Sedimentation 31

2.2.4.1 Biodeposition 32

2.2.4.2 Fallbeispiel Miesmuschelbank (*Mytilus edulis*) 34

2.2.4.3 Biostabilisation 36

2.2.4.4 Weitere Beispiele für biogene Sedimentbeeinflussung 37

2.2.5 Konsequenzen von Sedimentveränderungen auf Biota 38

2.2.5.1 Bedeutung von Schlickwattverlusten und Sedimentveränderungen 38

2.2.5.2 Bedeutung zunehmender Schwebstoffgehalte 39

2.2.6 Schlussbetrachtung 40

2.2.7 Künftiger Forschungsbedarf 41

2.2.8 Zusammenfassung 42

2.3 Austausch und Stoffumwandlungen 46
Ute Wilhelmsen

2.3.1 Einleitung 46

2.3.2 Austausch zwischen Wattenmeer und angrenzenden Systemen 46

2.3.2.1 Fallbeispiel Lister Tidebecken 46

2.3.2.2 Fallbeispiel Spiekerooger Rückseitenwatt 48

2.3.2.3 TRANSWATT / KUSTOS Transportstudien 49

2.3.3 Quellen- und Senkenfunktionen von Sediment und benthischen Gemeinschaften 55

2.3.3.1 Austausch an der Sediment / Wasser Grenzfläche 55

2.3.3.2 Abbau von organischem Material im Sediment 56

2.3.3.3 Quellen- und Senkenfunktionen von epibenthischen Gemeinschaften 58

2.3.4 Schlussbetrachtung 60

2.3.5 Künftiger Forschungsbedarf 61

2.3.6 Zusammenfassung 61

2.4 Die Bedeutung von Arten für das Ökosystem Wattenmeer 63
Sabine Dittmann & Gregor Scheiffarth

2.4.1 Einleitung 63

2.4.2 „Ecosystem engineers“ 65

2.4.2.1 Fallbeispiel Miesmuschel (*Mytilus edulis*) 66

2.4.2.2 Fallbeispiel Seegras 69

2.4.2.3 Fallbeispiel Sandpierwurm (*Arenicola marina*) 71

2.4.2.4 Fallbeispiel Bäumchenröhrenwurm (*Lanice conchilega*) 72

2.4.3 Räuber 74

2.4.3.1 Sandgarnele (*Crangon crangon*) 74

2.4.3.2 Strandkrabbe (*Carcinus maenas*) 76

2.4.3.3 Sonstiges räuberisches Makrozoobenthos 79

2.4.3.4 Fische 81

2.4.3.5 Vögel 84

2.4.3.6 Seehund (*Phoca vitulina*) 88

2.4.4 Schlussbetrachtungen 90

2.4.4.1 Räuber als Schlüsselarten im Wattenmeer: ein Mythos? 90

2.4.4.2 Überfluss oder Nahrungsknappheit im Wattenmeer? Sind einzelne trophische Stufen oder einzelne Arten nahrungslimitiert? 91

2.4.4.3 Redundanz oder Einzigartigkeit von Arten im Wattenmeer? 94

2.4.5 Künftiger Forschungsbedarf 96

2.4.6 Zusammenfassung 97

2.5 Literatur 98

3 Anthropogene Einflüsse 116

3.1 Einleitung 116
Michael Roy

3.2 Eutrophierung / Eutrophierungsfolgen 118

3.2.1 Nährstoffeinträge 118
Gerd Liebezeit, Brigitte Behrends

3.2.1.1 Einleitung 118

3.2.1.2 Quellen 119

3.2.1.3 Senken 129

3.2.1.4 Austauschprozesse mit der küstennahen Nordsee 130

3.2.1.5 Jahresgang der Nährsalze 134

3.2.1.6 Langzeitentwicklungen 137

3.2.2 Folgen des erhöhten Nährstoffeintrages 141
Michael Roy

3.2.2.1 Einleitung 141

3.2.2.2 Remineralisation organischer Substanz 142

3.2.2.3 Vertikalzonierung biogeochemischer Prozesse in Wattsedimenten 143

3.2.2.4 Schwarzer Flecken – Eutrophierungsfolgen im Sediment? 146

3.2.2.5 Wirkung Schwarzer Flecken auf die Bodenfauna 159

3.2.2.6 Ist die Bildung Schwarzer Flecken eine Folge des anthropogenen Nährstoffeintrags oder der Klimaänderung? 162

3.2.2.7 Notwendigkeit eines Monitoring 162

3.2.2.8 Bewertung der Bedeutung Schwarzer Flecken 163

3.2.3 Literatur 168

3.3 Stoffe und Substanzen mit umweltschädigender Wirkung 173
Gabriele Petri, Maren Kaiser, Michael Roy

3.3.1 Herkunft, Verteilung und Wirkung von Schwermetallen und organischen Verbindungen 173

3.3.1.1 Herkunft 174

3.3.1.2 Verbleib 174

3.3.1.3 Biologische Verfügbarkeit und Bioakkumulation 174

3.3.1.4 Schadwirkungen 175

3.3.1.5 Entgiftung und Exkretion 176

3.3.2 Schadstoffkonzentrationen in Kompartimenten des Wattenmeeres 177

3.3.2.1 Schwermetalle in Sedimenten des Wattenmeeres 177

3.3.2.2 Schadstoffkonzentrationen in Organismen unterschiedlicher Trophieebenen 178

3.3.2.3 Akkumulation im Nahrungsnetz? 182

3.3.3 Schadstoff-Monitoring 184

3.3.3.1 Relevanz der ÖSF Ergebnisse für das TMAP am Beispiel von Schadstoffen in Vogeleiern 184

3.3.3.2 Schadstoffmonitoring im TMAP 185

3.3.4 Trends der Schadstoffkonzentrationen 185

3.3.5 Literatur 188

3.4 Fischerei im Wattenmeer 191
Gabriele Petri

3.4.1 Vom Handnetz zum Eurokutter 191

3.4.2 Heutige Praxis der Muschel- und Garnelenfischerei - Entwicklung der Fangtechnik 193

3.4.2.1 Miesmuscheln 193

3.4.2.2 Herzmuscheln, Trogmuscheln und Austern 195

3.4.2.3 Garnelen 197

3.4.3 Sozioökonomie des Wirtschaftszweiges Fischerei 198

3.4.3.1 Sozio-kulturelles Verständnis der Küstenfischer 198

3.4.3.2 Entwicklung der Anlandungen und Erlöse 199

3.4.3.3 Bedeutung der Fischerei im Küstenraum 204

3.4.4 Fischerei als Eingriff in das Ökosystem 204

3.4.4.1 Miesmuschelfischerei und Muschelkulturen 205

3.4.4.2 Garnelenfischerei 208

3.4.4.3 Maßnahmen zur Reduktion der Fischereiauswirkungen 213

3.4.5 Bestehende Vereinbarungen, und Naturschutzleitlinien im Bereich Fischerei 215

3.4.5.1 Umweltpolitische Leitlinien und internationale Erklärungen 215

3.4.5.2 Management der Küstenfischerei in Deutschland und den angrenzenden Staaten 217

3.4.5.3 Chancen neuer Managementformen - Co-Management als alternatives Fischereikonzept 220

3.4.5.4 Gemeinsame Fischereipolitik der EU - Schritte zur Integration von Fischerei- und Umweltpolitik 222

3.4.5.5 Label für bestands- und naturschonend erzeugte Meeresprodukte 223

3.4.5.6 Referenzgebiete 223

3.4.6 Schlußfolgerungen aus der Ökosystemforschung - Empfehlungen zum Management - Auf dem Weg zu einer dauerhaft umweltgerechten Entwicklung 227

3.4.6.1 Miesmuschelfischerei 227

3.4.6.2 Garnelenfischerei 231

3.4.6.3 Gebietsbeschränkungen für die Fischerei im Wattenmeer 233

3.4.7 Schutzziele unterschiedlicher Intention 234

3.4.7.1 Ressourcenschutz (Erhalt der Bestände) zur Absicherung einer ertragreichen Fischerei - Prinzip der nachhaltigen Nutzung 234
3.4.7.2 Schutz der natürlichen Entwicklung der Miesmuschel- und Garnelenpopulationen 235
3.4.8 Künftiger Forschungsbedarf 236
3.4.9 Literatur 239
3.5 Tourismus 243
Vera Knoke
3.5.1 Einleitung 243
3.5.2 Geschichte und Voraussetzungen des Fremdenverkehrs an der deutschen Nordseeküste 247
3.5.2.1 Historische Entwicklung des Fremdenverkehrs an der deutschen Nordseeküste 247
3.5.2.2 Landschaftliche und strukturelle Voraussetzungen im Vergleich 250
3.5.3 Die aktuelle Situation: Fremdenverkehr in den Wattenmeer-Nationalparken in Schleswig-Holstein und Niedersachsen im Vergleich 253
3.5.3.1 Zielkonzeptionen und Organisationen des Tourismus 253
3.5.3.2 Tourismusorte, Freizeitzentralität und Freizeiträume 255
3.5.3.3 Übernachtender Fremdenverkehr 258
3.5.3.4 Ausflugsverkehr 267
3.5.3.5 Saisonalität 270
3.5.3.6 Nationalparkbezogene Freizeitaktivitäten 272
3.5.3.7 Trilateraler Vergleich 274
3.5.3.8 Fazit 275
3.5.4 Die ökonomische Seite: Tourismus als wichtig(st)er Wirtschaftszweig der Nationalparkregionen 276
3.5.4.1 Die wirtschaftliche Bedeutung des Tourismus in den Küstenreisegebieten Niedersachsens 277
3.5.4.2 Die wirtschaftliche Bedeutung des Tourismus für die Nationalparkregion „Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer“ 280
3.5.4.3 Konsequenzen der wirtschaftlichen Abhängigkeit vom Tourismus für die Nationalparkregionen am Wattenmeer 282
3.5.5 Ökologische Auswirkungen touristischer Nutzungen 283

3.5.5.1 Die Überlagerung von Naturschutzbelangen und Freizeitaktivitäten im Wattenmeer 284
3.5.5.2 Einführung in die Störungsökologie 285
3.5.5.3 Wirkungen auf verschiedenen Ebenen des Systems 285
3.5.6 Vorschläge für Schutzmaßnahmen und touristische Entwicklung 288
3.5.7 Zusammenfassung 292
3.5.8 Literatur 295
4 Schutz des Wattenmeeres - Grundlagen, Ziele, Werkzeuge und Maßnahmen 299
4.1 Einleitung 299
Michael Roy
4.1.1 Literatur 301
4.2 Rahmenbedingungen und schutzrelevante Gesichtspunkte 302
Michael Roy
4.2.1 Rahmenbedingungen 302
4.2.1.1 Grundlagen 302
4.2.1.2 Vorgehensweisen 303
4.2.2 Eigenschaften des Wattenmeers unter Schutzaspekten 305
4.2.2.1 Warum ist das Wattenmeer zu schützen? 305
4.2.2.2 Dynamik des Wattenmeeres 306
4.2.2.3 Anthropogene Einflüsse 309
4.2.3 Literatur 316
4.3 Ziele und Leitbilder 318
Vera Knoke
4.3.1 Grundlagen 319
4.3.1.1 Definitionen 320
4.3.1.2 Methodische Aspekte der Festlegung von Zielkonzepten 323
4.3.1.3 Das Leitbild der nachhaltigen Entwicklung in Deutschland und seine Bedeutung für das Wattenmeer 326
4.3.2 Ziele und Leitbilder des Naturschutzes im Wattenmeer 328
4.3.2.1 Ziele des Naturschutzes in den Nationalparken im deutschen Wattenmeer 328
4.3.2.2 Internationale Richtlinien für Nationalparke und UNESCO-Biosphärenreservate 329

4.3.2.3 Das trilaterale Leitbild des Naturschutzes im Wattenmeer 332

4.3.2.4 Ökologische Qualitätsziele für das Wattenmeer 335

4.3.3 Gemeinsame Ziele der trilateralen Kooperation zum Schutz des Wattenmeeres 336

4.3.3.1 Geschichte, Grundlagen und Ziele der Ecotarget Group 336

4.3.3.2 Vorgehen bei der Aufstellung der Ecotargets 336

4.3.3.3 Weiterentwicklung der Ecotargets und Festschreibung der Gemeinsamen Ziele („Targets“) 337

4.3.3.4 Umsetzung der „Targets“ 338

4.3.3.5 Gemeinsames Monitoring zur Überwachung der Zielerreichung 338

4.3.4 Arbeiten zu Qualitätszielen in der Ökosystemforschung Wattenmeer 340

4.3.4.1 Beteiligung der Ökosystemforschung an der trilateralen Diskussion 345

4.3.5 Die Arbeitsgruppe Meeresqualitätsziele (AG MQZ) 345

4.3.5.1 Vergleich der verschiedenen Ansätze 346

4.3.6 Schwierigkeiten und Lösungsansätze bei der Ableitung von Zielen für das Wattenmeer 348

4.3.6.1 Das Problem des Referenzzustands 350

4.3.6.2 Die Forderung nach Quantifizierung ökologischer Ziele 353

4.3.6.3 Wissenschaftliche Glaubwürdigkeit versus politische Verwendbarkeit 356

4.3.7 Anregungen zur weiteren Zieldiskussion – Beiträge der Ökosystemforschung 358

4.3.8 Literatur 363

4.3.9 Anhang 367

4.3.9.1 Esbjerg 1991 (nach CWSS 1992a) 367

4.3.9.2 Ecotarget Group (ETG 1994) 368

4.3.9.3 „Targets“ - Gemeinsame Ziele, Leeuwarden 1994 (nach CWSS 1995) 369

4.3.9.4 Thiessen (1994) 371

4.3.9.5 Höpner & Kellner (1996) 373

4.3.9.6 Höpner & Kellner (1998) 373

4.3.9.7 AG Meeresqualitätsziele (Zwischenstand AG MQZ 1996) 378

4.4 Umweltbeobachtung 380
Jürgen Rahmel

4.4.1 Einleitung 380

4.4.2 Umweltbeobachtung: Grundlagen und Anforderungen 380
4.4.2.1 Methodische Aspekte der Umweltbeobachtung 382
4.4.2.2 Ökosystemare Umweltbeobachtung – Modell für eine überregional übertragbare Umweltbeobachtung in Biosphärereservaten 384
4.4.3 Trilaterales Monitoring- und Bewertungsprogramm (TMAP) - Konzeption und Umsetzung 387
4.4.4 ÖSF-Ergebnisse zum Monitoring 392
4.4.4.1 Ökologisches Monitoring 392
4.4.4.2 Sozioökonomisches Monitoring 399
4.4.5 Bewertung des TMAP 401
4.4.5.1 Erfüllung des Programmauftrags 401
4.4.6 Weiterentwicklung des TMAP 411
4.4.6.1 Beschreibung des Zustands des Ökosystems 412
4.4.6.2 Erfassung des Einflusses anthropogener Belastungen und Nutzungen auf das Ökosystem 413
4.4.6.3 Kontrolle der Erfüllung der Targets 413
4.4.6.4 Nutzung und Präsentation der Ergebnisse 414
4.4.7 Empfehlungen für eine Weiterentwicklung des TMAP 414
4.4.8 Bedeutung von nutzungsfreien Zonen für ein Monitoring 414
4.4.9 Literatur 416
4.5 Schutz des dynamischen Systems Wattenmeer – ein Ausblick 419
Michael Roy
4.5.1 Prozeßschutz und seine Umsetzung im Wattenmeer 419
4.6 Zusammenfassung der anwendungsbezogenen Syntheseergebnisse 424
5 Forschungsempfehlungen 430
Sabine Dittmann & Gregor Scheiffarth
5.1 Einleitung 430
5.2 Forschung für ein verbessertes Verständnis der ökologischen Zusammenhänge im Ökosystem Wattenmeer und dessen Austausch mit angrenzenden Systemen 432
5.3 Vorsorgende Forschung 436
5.4 Forschung bei Umweltproblemen 438

5.5 Realisierung künftiger Forschungsaktivitäten im Wattenmeer 439

5.6 Literatur 440

5.7 Gesamtliteratur 442

Abbildungsverzeichnis

Abb. 1.1.1: Europäisches Wattenmeer mit den Hauptuntersuchungsgebieten der Ökosystemforschung 2

Abb. 2.2.1: Karte des Gesamtwattenmeeres mit dem Tidenhub in den jeweiligen Wattenmeerregionen (aus EHLERS 1988) 11

Abb. 2.2.2: Verhältnis von Seegatquerschnitt zu Tideprisma für Tidebecken des Wattenmeeres (s. Tab. 2.2.1). NF= Nordfriesland, DT = Dithmarschen, OF = Ostfriesland, NL = Niederlande. 13

Abb. 2.2.3: Anteil der Eulitoralfläche an der Gesamtfläche eines Tidebeckens (s. Tab. 2.2.1). NF= Nordfriesland, DT = Dithmarschen, OF = Ostfriesland, NL = Niederlande. 13

Abb. 2.2.4: Übersicht der Tidebecken im schleswig-holsteinischen Wattenmeer mit beckenspezifischen Besonderheiten (aus SPIEGEL 1997). Nähere Angaben zu einzelnen Tidebecken siehe „Steckbrief“ in der Anlage zu Kap. 2.2. 17

Abb. 2.2.5: Ostfriesisches Wattenmeer (Spiekerooger Rückseitenwatt und benachbarten Inseln Langeoog und Wangerooge sowie den Seegaten Otzumer Balje und Harle): mit schrittweiser Reduktion des Tidevolumens durch Landgewinnung in der Harlebucht nahm die Rinnenbreite ab und Insellänge zu (aus FLEMMING & DAVIS 1994) 20

Abb. 2.2.6: Sedimentation als Folge der Abdeichung Zuiderzee und Lauwerszee (aus OOST & DE BOER 1994) 21

Abb. 2.2.7: Das Wattenmeer als eines der Sedimentationsgebiete der Nordsee (aus EISMA & IRION 1988) 23

Abb. 2.2.8: Hypothetisches Modell zur Sedimentverteilung in einem Rückseitenwatt sowie aktuelle Situation im Spiekerooger Rückseitenwatt (aus FLEMMING & NYANDWI 1994) 30

Abb. 2.2.9: Relativer Anteil an Biodepositen (Kotpillen) im Vergleich zum Schlickgehalt der Sedimente (aus AUSTEN 1997) 33

Abb. 2.3.1: Die gelösten Nährsalze Silikat und Phosphat über zwei Tidenzyklen in der Otzumer Balje im August 1994 (aus NIESEL 1999) 48

Abb. 2.3.2: Jahresgang (monatliche Mittelwerte) von anorganisch gelöstem Gesamtstickstoff und Phosphat im Oberflächenwasser bei Büsum, Helgoland und List (Helgoland-Reede-Daten aus: HICKEL et al. 1992, Lister-Reede-Daten aus: MARTENS & REINEKE 1991. Aus HESSE et al. 1993). 51

Abb. 2.3.3: Potentielle Enstehungsorte sommerlicher Dinoflaggellaten-Massenentwicklungen in der Deutschen Bucht. (aus HESSE et al. 1993) 53

Abb. 2.4.1: Konzeptuelle Modelle autogener und allogener „ecosystem engineers“ (nach JONES et al. 1994). Die Stellen, an denen eine Modulation von Ressourcen erfolgt, sind mit ⋈ markiert. Fall 1, in dem eine Art in Form von Nahrung oder Detritus Ressourcen direkt zur Verfügung stellt, aber keine Ressourcen verändert, wird nicht als „engineering“ bezeichnet. Ein allogener „ecosystem engineer“ transformiert lebendes oder nichtlebendes Material von einem Zustand in einen andern, z. B. ein Biber, der einen Fluß aufstaut indem er Bäume (Zustand 1) in einen Damm (Zustand 2) bringt (Fall 2). Im autogenen Fall erfolgt die Transformation von Material durch den „engineer“ selber,

z. B. Korallen (Organismus im Zustand 1), die die physikalische Struktur eines Korallenriffs (Organismus im Zustand 2) bilden (Fall 3). Auf diese Art und Weise verändern autogene oder allogene „ecosystem engineers“ den Ressourcenfluß für andere Arten (Fall 2-4) oder verändern den Effekt einer dominierenden abiotischen Kontrollgröße, wie z. B. Feuer oder Stürme, die ihrerseits die Verteilung und Häufigkeit von Ressourcen beeinflussen (Fall 5-6). 65

Abb. 2.4.2: Konzeptuelles Modell zur Rolle von Miesmuscheln und Seegras als „ecosystem engineers“ im Wattenmeer. Beide Arten sind sowohl autogene „engineers“, indem einzelne Muscheln oder Pflanzen (Organismus im Zustand 1) als Muschelbank oder Seegraswiese (Organismuszustand im Zustand 2) vorkommen, als auch allogene „engineers“, da sie im zweiten Zustand Material (die Wattflächen, Zustand 1) durch die epibenthischen Strukturen (Zustand 2) verändern. Dadurch werden als dominierende Faktoren im Wattenmeer die Strömung und Sedimentation verändert und der Fluß von Ressourcen modifiziert. Dies entspricht einer Kombination von Fall 5 und 6 nach JONES et al. 1994 (Abb. 2.4.1). 69

Abb. 2.4.3: Konzeptuelles Modell zur Rolle vom Sandpierwurm *Arenicola marina* als allogener „ecosystem engineer“ im Wattenmeer. *A. marina* verändert den Wattboden durch seine Bauten, die Fraßtrichter und Kotschnurhaufen, wodurch zahlreiche Ressourcen für andere Organismen modifiziert werden. Dies entspricht Fall 4 nach JONES et al. 1994 (s. Abb. 2.4.1). 72

Abb. 2.4.4: Konzeptuelles Modell zur Rolle vom Bäumchenröhrenwurm *Lanice conchilega* als allogener „ecosystem engineer“ im Wattenmeer. *L. conchilega* verändert den Wattboden durch seine Röhren, wodurch die Sedimentverteilung und bodennahe Strömung verändert wird sowie der Fluß von Ressourcen für andere Arten. Dies entspricht Fall 5 nach JONES et al. 1994 (s. Abb. 2.4.1). 73

Abb. 2.4.5: Produktion und Konsumtion auf eulitoralen Wattflächen auf der Grundlage der in diesem Kapitel zusammengetragenen Raten in g C m^{-2} a^{-1}. Auf den Pfeilen ist jeweils die Konsumtionsrate der Gruppen angegeben, auf die der Pfeil zeigt, innerhalb der Symbole für die einzelnen Gruppen ist, soweit bekannt, die jeweilige Produktionsrate angegeben. 93

Abb. 3.1.1: Anthropogene Einflüsse auf das Wattenmeer 116

Abb. 3.2.1: Schema der wichtigsten Austauschprozesse zwischen Wattenmeer und Umgebung. 119

Abb. 3.2.2: Nährstofffrachten der Ems bei Herbrum von 1982/83-1993/94. Die Daten wurden von der Bezirksregierung Weser Ems Dez. 502, Außenstelle Meppen, zur Verfügung gestellt. 121

Abb. 3.2.3: N-Frachten (A) und P-Frachten (B) aus dem Küstengebiet zwischen Weser und dem Wangersiel in Abhängigkeit von der Abflußmenge. (Daten: Mittelwerte von 1989–1996, StAWA Brake 1996) 124

Abb. 3.2.4: Mittlere Verteilung atmosphärischer N-Komponenten in der Deutschen Bucht, verändert nach SCHULZ et al. 1998. Werte in nmol m^{-3}; PAN: Peroxiacetylnitrat 126

Abb. 3.2.5: Stickstoffemissionen an der Ostfriesischen Küste in Tonnen N pro Jahr. ÖSF Vorphase- Abschlußbericht, Bundesanstalt für Ernährung und Forstwirtschaft, 1990, und Schätzung durch ARSU für den Bereich marine Emissionen 127

Abb. 3.2.6: Nährsalzvariabilität in der Otzumer Balje im Mai 1995, Konzentrationsangaben in µMol/l. 133

Abb. 3.2.7: Die gelösten Nährsalze Silikat und Phosphat über zwei Tidezyklen in der Otzumer Balje im August 1994 (aus NIESEL, V. & GÜNTHER, C.-P. 1999) 134

Abb. 3.2.8: Schematischer Jahresgang der Nährsalze und der Phytoplanktonbiomasse in gemäßigten Breiten 135

Abb. 3.2.9: Box & Whisker-Plots der Nährsalzkonzentrationen in der Otzumer Balje im Jahresgang (1995) 137

Abb. 3.2.10: Mittlere N- und P-Einträge in den Jadebusen (Daten: StAWA Brake) 138

Abb. 3.2.11: Langzeitentwicklung der gelösten anorganischen Phosphatkonzentrationen (RDP) in der Harle von 1982 - 1996. Daten: BLMP, ELAWAT, FSK. 138

Abb. 3.2.12: Langzeitentwicklung der gelösten anorganischen Nitratkonzentrationen (DIN) in der Harle von 1982 - 1996. Daten: BLMP, ELAWAT, FSK 139

Abb. 3.2.13: Variation der Salzgehalte und Temperaturen 1995 in der Harle (FSK 1996) 140

Abb. 3.2.14: Nähstoffeinträge in das Wattenmeer 1985-1996 (aus De JONG et al. 1999) 140

Abb. 3.2.15: Entwicklung der Phosphatkonzentration (RDP) und der gesamten Primärproduktion (PP) im Marsdiep (nach CADEE & HEGMANN 1993; DE JONGE 1990) 141

Abb. 3.2.16: Vertikalzonierung im Sandwatt (Erläuterung im Text) 144

Abb. 3.2.17: Abfolge von Makroalgen-Massenvermehrung, Einarbeitung in das Sediment und Bildung Schwarzer Flecken auf der Oberfläche. 147

Abb. 3.2.18: Schwarzer Fleck in nicht geschlossener Ringform über eingesandeten Makroalgen. Darstellung der Redoxverhältnisse (EVERSBERG & SUPPES 1996) 148

Abb. 3.2.19: Verteilung der pH-Werte nahe der Sedimentoberfläche (etwa im ersten Zentimeter). Gemessen wurde in einem Raster alle 5 cm in x und y Richtung mit einer Einstichelektrode. Die Umrisse des sichtbar dunkleren Flecks sind markiert. 149

Abb. 3.2.20: Schwefelwasserstoffkonzentrationen des Porenwassers. Interpolierte Isolinien aus 7 Tiefenprofilen. Die Messpunkte liegen in einem Raster von 5 cm Kantenlänge. 150

Abb. 3.2.21: Tiefenprofile von Sulfidkonzentrationen aus natürlichen Schwarzen Flecken (schwarz ausgefüllte Kästchen), teilweise im Vergleich zu einer Referenz (offene Kästchen). Es ist die unterschiedliche Skaleneinteilung bei den Konzentrationsangaben zu beachten.151

Abb. 3.2.22: Tiefenprofile von Sulfatkonzentrationen aus natürlichen Schwarzen Flecken (schwarz ausgefüllte Kästchen) und einer Referenz (offene Kästchen). Es ist die unterschiedliche Skalenein-teilung bei den Konzentrationsangaben zu beachten. 152

Abb. 3.2.23: Tiefenprofile von Methankonzentrationen aus natürlichen Schwarzen Flecken (schwarz ausgefüllte Kästchen), teilweise im Vergleich zu einer Referenz (offene Kästchen). Es ist die unterschiedliche Skaleneinteilung bei den Konzentrationsangaben zu beachten. 153

A) Norderney, Golfbucht, 30.03.93 B) Norderney, Golfbucht, 03.05.93
C) Gröninger Plate, 27.07.93 D) Dornumer Watt (abgest. *Mya arenaria*), 07.10.93153

Abb. 3.2.24: Veränderungen im Schwarzen Fleck 158

Abb. 3.2.25: Typisches Tiefenprofil der Abundanzen der wichtigsten Taxa der Meiofauna (RACKEMANN et al. 1995) 160

Abb. 3.3.1: Übersicht zur akuten und chronischen Toxizität von Tributylzinn (TBT) und der im marinen Milieu gemessenen TBT-Konzentrationen. d = Tage; h = Stunden; LC50 = letale Konzentration für 50 % der getesteten Individuen (STROBEN et al. 1993) 176

Abb. 3.3.2: Blei-Konzentrationen in Oberflächensedimenten in Niedersachsen und Schleswig-Holstein, Korngröße <20 µm (KOOPMANN et al. 1994) 178

Abb. 3.3.3: Blei-, Cadmium- und Quecksilberkonzentrationen in Benthosorganismen und Fischen aus dem Spiekerooger Rückseitenwatt im Herbst 1992, jeweils bezogen auf das Trockengewicht (BECKER et al. 1996) n = Anzahl der untersuchten Proben 179

Abb. 3.3.4: ∑-PCB-Konzentrationen in Benthosorganismen und Fischen aus dem Spiekerooger Rückseitenwatt im Herbst 1992, bezogen auf das Trocken- (rechts) und Fettgewicht (links) (BECKER et al. 1996) n = Anzahl der untersuchten Proben 180

Abb. 3.3.5: Anreicherung von PCB über die Nahrung (BECKER et al. 1996) 183

Abb. 3.3.6: Mittelwerte der fettbezogenen ∑-PCB-Konzentrationen in 26 Arten des Wattenmeeres - Beispiel der Anreicherung von organischen Schadstoffen vom Plankton bis zu Toppredatoren wie der Seeschwalbe (Proben aus den Jahren 1992-94). Die obere Zahlenreihe zeigt die Anzahl der untersuchten Proben. (BECKER et al. 1996) 183

Abb. 3.3.7: Entwicklung der Einträge von Schwermetallen und organischen Schadstoffen durch Flüsse in die Nordsee 1985 - 1996 (DE JONG et al. 1999) 187

Abb. 3.4.1: Garnelen und Miesmuscheln - mittlere Anlandungen 1990 - 1996 (10^3 t/Jahr) (NL: Wattenmeer und Oosterschelde) 193

Abb. 3.4.2: Einholen einer Muscheldredge (Foto: U. WALTER) 194

Abb. 3.4.3: Anzahl und Fläche der Miesmuschelkulturen in Niedersachsen 1955–1995 (KLEINSTEUBER & WILL 1988, GUBERNATOR 1996, Staatl. Fischereiamt Bremerhaven) 195

Abb. 3.4.4: Garnelenkutter beim Fang - Niederlande (INTERWAD 1998) 197

Abb. 3.4.5: Von der Garnelenfischerei genutzte Gebiete im küstennahen Bereich der Nordsee (ICES 1993) 197

Abb. 3.4.6: Reproduktionszyklus der Garnele und Fanggründe der Fischerei 198

Abb. 3.4.7: Anlandungen Garnelen in Niedersachsen 1955 - 1994 (WALTER 1996) 203

Abb. 3.4.8: Fanggebiete und deren prozentuale Anteile an den Gesamtfangzeiten der niedersächsischen Kutterflotte (140 Kutter, Erhebungszeitraum 1993-1994 (GUBERNATOR 1996)) 203

Abb. 3.4.9: Beitrag der Fischerei zum Volkseinkommen in der Nationalparkregion Schleswig-Holstein 1990 (FEIGE & MÖLLER 1995) 204

Abb. 3.4.10: Veränderung der Sedimentzusammensetzung - hin zu größeren Korngrößen - nach mehrjähriger Miesmuschel- und Herzmuschelfischerei: „PIERSMA-Effekt“ (PIERSMA & KOOLHAAS 1997, InterWad 1999) 207

Abb. 3.4.11: Auswirkungen der Garnelenfischerei auf das System (nach WALTER 1996, verändert) 209

Abb. 3.4.12: Häufigkeit von Garnelen - Häufigkeitsindices von Garnelen auf der Basis von Frühjahrsuntersuchungen von 1974 bis 1993 im Bereich von Norder- und Süderpiep im schleswig-holsteinischen Wattenmeer (NEUDECKER 1994) 209

Abb. 3.4.13: Veränderungen des benthischen Lebensraums nach der Befischung mit Baumkurre (InterWad 1998) 211

Abb. 3.4.14: Fraktionierung von 100 kg Fang eines Garnelenkutters (Mittelwerte aus 91 Fangproben); Daten aus WALTER (1996) 212

Abb. 3.4.15: Baumkurre in der Garnelenfischerei mit modifiziertem Rollengeschirr (achsparallel laufende von Holdt-Rollen) (Gabriel & Lange 1997) 214

Abb. 3.4.16: Permanent für Fischerei geschlossene Gebiete im niederländischen Wattenmeer (die etwa 25 % fischereifreien Wattflächen werden von den Niederlanden als „Referenzgebiete“ bezeichnet) (InterWad 1998) 225

Abb. 3.5.1 : Die Entwicklung der Gästezahlen von 1850 bis heute am Beispiel von vier Gemeinden der niedersächsischen Nordseeküste (verändert nach BUNJE 1990) 249

Abb. 3.5.2: Bettenkapazitäten in gewerblichen Betrieben nach Beherbergungskategorien in den Küstenreisegebieten Niedersachsens 1995 (aus DWIF 1997) 260

Abb. 3.5.3: Übernachtungen nach Beherbergungskategorien (Nationalparkregion Schleswig-Holstein 1990, gewerbliche Betriebe mit mehr als 8 Betten, Privatvermieter mit weniger als 9 Betten; aus FEIGE & MÖLLER 1994a) 262

Abb. 3.5.4: Entwicklung der Übernachtungszahlen in den Reisegebieten der niedersächsischen Nordseeküste seit Gründung des Nationalparks (1986 - 1995, nur statistisch erfaßte Betriebe) 265

Abb. 3.5.5: Prozentualer Zuwächse der Übernachtungen in den Landkreisen und kreisfreien Städten der Küstenregion Niedersachsens 1981 – 1995 (aus DWIF 1997) 266

Abb. 3.5.6: Entwicklung der saisonalen Verteilung der Übernachtungszahlen am Beispiel der Insel Norderney (1977, 1987 und 1993) 271

Abb. 3.5.7: Räumliche Verteilung nationalparkbezogener Freizeitaktivitäten auf die Habitattypen des Wattenmeeres (aus STOCK et al. 1996) 272

Abb. 3.5.8: Bedeutung nationalparkbezogener Freizeitaktivitäten für verschiedene Besuchergruppen (DWIF 1990/92) 273

Abb. 3.5.9: Übernachtungen (hell) und Tagesausflüge (dunkel) in verschiedenen Regionen des Wattenmeeres 275

Abb. 3.5.10: Die wirtschaftliche Bedeutung der nationalparkbezogenen Wirtschaftszweige für die Nationalparkregion (1990). Dargestellt ist die Wertschöpfung von Landwirtschaft, Fischerei und Tourismus (1. und 2. Umsatzstufe). 281

Abb. 3.5.11: Die Verteilung der tourismusbezogenen Umsätze in der Nationalparkregion Schleswig Holsteins,1993, 1. Umsatzstufe (verändert nach FEIGE & MÖLLER 1994a) 282

Abb. 3.5.12: Die zeitliche Überlagerung von Fremdenverkehr und Naturschutzbelangen im Wattenmeer 284

Abb. 3.5.13: Beziehungsschema zwischen anthropogenen und natürlichen Reizen und deren Auswirkungen auf verschiedenen Ebenen (s. Text.). Die grau gerasterten Flächen stellen die Ebene des Individuums dar (STOCK et al. 1994 verändert) 285

Abb. 3.5.14: Gelegeverluste des Seeregenpfeifers in St. Peter-Böhl in Abhängigkeit von der Störungsintensität im Brutgebiet während der Brutzeit (STOCK 1992c, verändert) 287

Abb. 4.2.1: Dynamik im Gezeitenbereich - Wechselwirkungen biotischer und abiotischer Komponenten 307

Abb. 4.3.1: Hierarchieebenen von Umweltzielen und ihre Verknüpfung (verändert nach SRU 1998 und UBA 2000) 320

Abb. 4.3.2: Das Zieldreieck der Nachhaltigkeit (verändert nach BMU 1997a) 327

Abb. 4.3.3: AMOEBA-Modell. Abb. aus HÖPNER & HENKE 1996. 351

Abb. 4.3.4: Ökologische Qualitätsziele im Spannungsfeld zwischen wissenschaftlicher Glaubwürdigkeit und Verwendbarkeit im Management (verändert nach DE JONG 1998) 357

Abb. 4.4.1: Vorgehensweise zur Entwicklung eines Beobachtungsprogramms in der Ökosystemaren Umweltbeobachtung (nach SCHÖNTHALER et al. 1994) 385

Abb. 4.4.2: Thematische Ausrichtung in Konzeption (TMAP) und Umsetzung (CP: Common Package des trilateralen Wattenmeermonitorings – Verteilung von Meßgrößen auf die Ecotargets 402

Abb. 4.4.3: Thematische Ausrichtung in Konzeption (TMAP) und Umsetzung (CP: Common Package) des trilateralen Wattenmeermonitorings – Verteilung von Meßgrößen auf die TMAP-Hypothesen. 402

Abb. 4.4.4: Ausrichtung in Konzeption (TMAP) und Umsetzung (CP: Common Package) des trilateralen Wattenmeermonitorings - Verteilung von Meßgrößen auf Indikatortypen (SEM: socioeconomical monitoring) 409

Abb. 4.5.1: Rekonstruierte, schematische Darstellung eines wattenmeertypischen Tidebeckens vor dem Deichbau (weiße gepunktete Linie) mit den Wattwasserscheiden (schwarze gepunktete Linie) 420

Abb. 4.5.2: Schematische Darstellung eines wattenmeertypischen Tidebeckens der Gegenwart mit den vom Menschen geschaffenen Rahmenbedingungen (Pfeile). Die gepunktete weiße Linie umschließt den Teil des Tidebeckens, in dem die Teilsysteme, Biotope und Habitate in natürlicher Ausprägung heute noch vorhanden sind. 421

Tabellenverzeichnis

Tabelle 1.2.1: Kenngrößen der Hauptforschungsräume der Ökosystemforschung Wattenmeer (GÄTJE & REISE 1998, DITTMANN 1999a). 5

Tabelle 2.2.2: Vergleich der Tidebecken des Lister Tiefs und des Grådyb. Angaben Lister Tidebecken nach BAYERL et al. (1998), Grådyb Tidebecken nach BARTHOLDY & PHEIFFER MADSEN (1985) 26

Tabelle 2.2.3: Zum Vergleich der Akkumulationsraten von Feinmaterial (<63 µm) in verschiedenen Tidebecken wurde die Kenngröße „Fangeffizienz“ eines Tidebeckens für Feinmaterial definiert (BARTHOLDY & PHEIFFER MADSEN 1985): Fangeffizienz (g m^{-3}) = Akkumulation (g a^{-1})/mittleres Tidevolumen (m^3 a^{-1}) 27

**Teil des Grådyb Tidebecken mit sehr hohem Salzwiesenanteil (40 % im Vergleich zu 18 % im gesamten Tidebecken) und daher hohe Fangeffizienz für Feinmaterial 27

Tabelle 2.3.1: Kohlenstoffbudgets für verschiedene Wattenmeergebiete aus van BEUSEKOM et al. (1998), Werte in g C m^{-2} a^{-1}. Aus der Differenz zwischen Primärproduktion und Remineralisation ergibt sich der Import. 54

*Daten aus dem SWAP Projekt (GÄTJE & REISE 1998). 54

Tabelle 2.4.1: Veränderung der Fläche und Biomasse (Frischgewicht) (t) eulitoraler Miesmuschelbänke in den Wattenmeerregionen während der vergangenen drei Jahrzehnte (nach: DANKERS et al. 1999). 66

Tabelle 3.2.1 Stickstoff- und Phosphoreinträge für die Nordsee 119

Tabelle 3.2.2: Nährstoffeinträge über Flüsse 119

Tabelle 3.2.3: Stickstoff- und Phosphorfrachten der Ems an der Meßstelle Herbrum. Die Daten wurden von der Bezirksregierung Weser Ems Dez. 502, Außenstelle Meppen, zur Verfügung gestellt 120

Tabelle 3.2.4: Entwicklung der Nährsalzfrachten der Elbe am Pegel Neu Darchau 122

Daten: Wassergütestelle Elbe) 122

Tabelle 3.2.5: Nährstofffrachten der Ems und der diffusen Einleiter entlang der ostfriesischen Küste (Mittelwerte von 1987–1993). Die Daten wurden vom STAWA Aurich bereitgestellt. 123

Tabelle 3.2.6: Nährstofffrachten der diffusen Einleiter vom Jadebusen bis zur Weser der Jahre 1989–1997. Die Daten wurden vom STAWA Brake bereitgestellt. 123

Tabelle 3.2.7: Nährstoffbilanz 1993-1995 des St. Peterskooges, Schleswig-Holstein (SCHUBERT 1997) 125

Tabelle 3.2.8: Depositionen von Phosphor und Stickstoff (kg km^{-2} a^{-1}) im ostfriesischen Wattenmeer (N = Naßdeposition, T = Trockendeposition). Aus RAHMEL 1996. Quellen: 1 = Nds. Landesamt für Wasser und Abfall, 1990; 2 = SRU, 1980; 3 = PIERROU 1976. 129

Tabelle 3.2.9: Beispiel einer Auszählung der Lebendkeimzahlen (MPN/ml) aerober chemoorganotropher Bakterien in einem Schwarzen Fleck und der Referenz. 156

Tabelle 3.3.1: Schwermetallkonzentrationen (mg/kg TG) in Miesmuscheln - Literaturvergleich - (BECKER et al. 1996) n.a. = nicht angegeben 181

Tabelle 3.3.2: Quecksilberkonzentrationen in Silbermöweneiern 1988 - 1995; Quecksilberkonzentration in mg/kg TG (UBA 2000) 185

Tabelle 3.4.1: Miesmuscheln - Anlandungen und Erlöse trilateral 200

Tabelle 3.4.2: Speise- und Futterkrabben - Anlandungen (t) und Erlöse 202

Tabelle 3.4.3: Rahmenbedingungen der Miesmuschelfischerei - Vergleich der Wattenmeer-Anrainer (GUBERNATOR 1996, verändert und aktualisiert) 218

Tabelle 3.5.1: Anzahl der Kurorte mit Prädikat an der deutschen Nordseeküste 255

Tabelle 3.5.2: Beherbergungsstätten (mit mindestens 9 Betten) und Bettenkapazitäten in den Küstenreise-gebieten (KRG) Niedersachsens 1995 (aus DWIF 1997); Quelle: STATISTISCHES LANDESAMT NIEDERSACHSEN, STATISTISCHE BERICHTE G IV 1-J/95 259

Tabelle 3.5.3: Bettenangebot und Kenngrößen der Nachfrage (Gästezahlen und Übernachtungen) an der niedersächsischen Nordseeküste (verändert nach NLPV 1996) 263

Tabelle 3.5.4: Ausflüge und Übernachtungen in den Küstenreisegebieten Niedersachsens 1986 und 1993 - Wohnortausflüge -; DWIF, 1987 und 1995 268

Tabelle 3.5.5: Quell/Zielgebietsverteilung der Ausflüge in die niedersächsischen Küstenreisegebiete 1993 (in %) 268

Tabelle 3.5.6: Übernachtungen (Betriebe mit mehr als 8 Betten) und Urlauberausflüge in den Küstenreisegebieten Niedersachsens 1993 - geschätzt - 269

Tabelle 3.5.7: Umfang, Ausgaben und Bruttoumsätze im übernachtenden Fremdenverkehr der Küstenreisegebiete Niedersachsens 1995; Quelle: DWIF 1997, Statistisches Landesamt Niedersachsen 278

Tabelle 3.5.8: Umfang, Ausgaben, Bruttoumsätze und Wertschöpfung im Tagesausflugsverkehr der Küstenreisegebiete Niedersachsens 1993; Quelle: DWIF 1997 279

Tabelle 3.5.9: Beitrag des Tourismus zum Volkseinkommen in den Küstengebieten Niedersachsens; Quelle: DWIF 1997 280

Tabelle 3.5.10: Analyse nationalparkbezogener Freizeitaktivitäten 289

Tabelle 3.5.11: Gebietskataster zum Besucherinformationssystem. 291

Tabelle 4.2.1: Zeitliche Dimension der Dynamik im Wattenmeer und Beispiele für Ihre Wirkungsebenen 306

Tabelle 4.3.1: Anforderungen an Umweltqualitätszielkonzepte (nach SRU 1998, Tz. 85 - 101): 325

Tabelle 4.3.2: Gemeinsame Ziele („Targets“) der trilateralen Kooperation zum Schutz des Wattenmeeres (nach CWSS 1995) 339

Tabelle 4.3.3: Vergleich der Qualitätsziele verschiedener Konzepte anhand ausgewählter Beispiele (vgl. Tabelle 4.3.2 und Anhang 347

Tabelle 4.3.4: Bedingungen für Ökologische Qualitätsziele im Wattenmeer - kumulative Liste (verändert nach DE JONG 1998) 349

Tabelle 4.4.1: Auswahlkriterien für den Kerndatensatz der Ökosystemaren Umweltbeobachtung (SCHÖNTHALER et al. 1994) 386

Tabelle 4.4.2: Zuordnung von Variablengruppen und Prioritätsstufen (SCHÖNTHALER et al. 1994) 386

Tabelle 4.4.3: Kerndatensatz der Ökosystemaren Umweltbeobachtung (verändert nach SCHÖNTHALER et al. 1994) 387

Tabelle 4.4.4: Hypothesen des TMAP zu möglichen Veränderungen im Ökosystem Wattenmeer (aus TMAG 1997) 388

Tabelle 4.4.5: Parameterliste des Common Package des TMAP, beschlossen auf der 8. TGC 1997 in Stade (MARENCIC & LÜERßEN 1997). Die mit * gekennzeichneten Parametergruppen waren bereits Bestandteil des Vorschlags zum Integrated Monitoring Programme (IMP) 390

Tabelle 4.4.6 Vorschläge zur methodischen Verfahrensweise bei der Erfassung von TMAP-Parametern durch Fernerkundung (nach MILLAT 1995). C = Color, CIR = Color-Infrarot, SW = Schwarzweiß, SW-IR = Schwarzweiß-Infrarot, MS = Multispektralscanner-Satellit. 397

Tabelle 4.4.7: Zuordnung von Meßgrößengruppen zu Targets und TMAP-Hypothesen anhand der Parameterliste des Common Package (verändert nach MARENCIC & LÜERßEN 1997). Zum Inhalt von Hypothesen und Targets siehe Tabelle 4.4.4 405

1 Das Ökosystem Wattenmeer

Gregor Scheiffarth

1.1 Das Gebiet

1.1.1 Allgemeine Beschreibung

Das europäische Wattenmeer ist eine flache, durch die Gezeiten geprägte Küstenregion mit großen eulitoralen Wattflächen. Regelmäßig trocken fallende Watten sind weltweit verbreitet, jedoch ist das europäische Wattenmeer die größte zusammenhängende Wattenregion und repräsentiert 60 % aller Watten in Europa und Nordafrika (CWSS ohne Datum). Watten bilden sich als Übergangsbereich zwischen offener See und hochgelegenem Festlandsockel aus. Voraussetzungen sind ein allmählich abfallender Meeresboden, eine Zufuhr von Feinmaterial aus dem Meer und aus Flüssen, eine Barriere in Form von Inseln, Strandwällen oder Sandbänken zur Sicherung ruhiger Sedimentationsräume und ein flaches Hinterland (VEENSTRA 1976). Zusätzlich muss der Gezeiteneinfluss mit einem Tidenhub > 1 m den Seegangseinfluss überwiegen (HAYES 1979).

Geologisch ist das europäische Wattenmeer ein junges, nacheiszeitliches Gebiet mit einem Alter von 5.000–7.000 Jahren (KÖSTER 1991). Größere Verlandungen sowie die Bildung der heutigen Marschen und Dünen fanden z. T. erst im Mittelalter statt (EHLERS 1994). Das Wattenmeer unterliegt seit mehreren Jahrhunderten menschlichen Einflüssen (MEIER 1994; WOLFF 1992). So ist die heutige Küstenlinie das Ergebnis des nacheiszeitlichen Meerespiegelanstieges, der Folge von Sturmfluten mit landseitigen Einbrüchen, Eindeichungen, Befestigungsmaßnahmen und Sandaufspülungen. Seit dem Mittelalter wurden ca. 10.000 km^2 der zum Wattenmeer gehörigen Habitate eingedeicht (WOLFF 1991).

Das europäische Wattenmeer erstreckt sich heute über eine Länge von 450 km entlang der Nordseeküste von Den Helder in den Niederlanden bis zur Halbinsel Skallingen in Dänemark (Abb. 1.1.1). Es weist im Mittel eine Breite von 10 km auf, kann an einigen Stellen aber bis zu 40 km breit sein. Begrenzt wird das Gebiet heute landseitig durch den Deich. Die seeseitige Begrenzung ist nicht eindeutig festgelegt; i. d. R. wird entweder die 10 m Tiefenlinie vor den Inseln oder - für das Wattenmeer im engeren Sinne - die Verbindungslinie zwischen den Inseln bzw. den äußeren Enden der Sandplaten genommen (VEENSTRA 1983). Insgesamt beträgt die Fläche des Wattenmeeres incl. der Inseln ca. 9.000 km^2.

Im Wattenmeer lassen sich mehrere Lebensräume unterscheiden. Hierzu gehören, neben den Inseln, das Supralitoral, das nur sporadisch bei hohen Wasserständen überflutet wird, das Eulitoral, als Bereich zwischen der mittleren Hoch- und Niedrigwasserlinie mit täglich zweimaliger Überflutung und das Sublitoral als der Bereich, der ständig mit Wasser bedeckt ist. Das Eulitoral, das mit einer Fläche von 4294 km^2 den größten Bereich einnimmt, besteht zu 75 % aus Sandwatt, 18 % aus Mischwatt und zu 7 % aus Schlickwatt, wobei regional starke Unterschiede auftreten (DE JONG et al. 1993). Von der eulitoralen Wattfläche fallen 70 % für weniger als die Hälfte der Zeit trocken, während nur 5 % der Fläche für mehr als 2/3 der Zeit trocken fallen (DE JONG et al. 1993). Mit jeder Tide strömen 15 km^3 Wasser aus der Nordsee in das Wattenmeer und verdoppeln damit das Wasservolumen in diesem Bereich (DE JONG et al. 1993).

Entlang der Wattenmeerküste formen 23 Inseln mit Dünen und 14 hohe Sände ohne Dünen eine Barriere gegen die Nordsee (DE JONG et al. 1993). Entsprechend ihrer Genese unterscheidet man 4 Inseltypen: Festlandreste, Barriereinseln, hochmobile Sandbänke (EHLERS 1994) und aufgrund von

Sedimentationsprozessen in geschützten Bereichen aufgewachsene Halligen (STOCK et al. 1996). Insbesondere das Nordfriesische Wattenmeer entwickelte sich, im Gegensatz zu anderen Wattenmeerbereichen, auf untergegangenen Marschen und Mooren im Wechselspiel zwischen Nutzung (Drainage, Salztorfabbau) und steigendem Meeresspiegel (STOCK et al. 1996). Daher existieren dort die meisten Inseln mit Festlandresten.

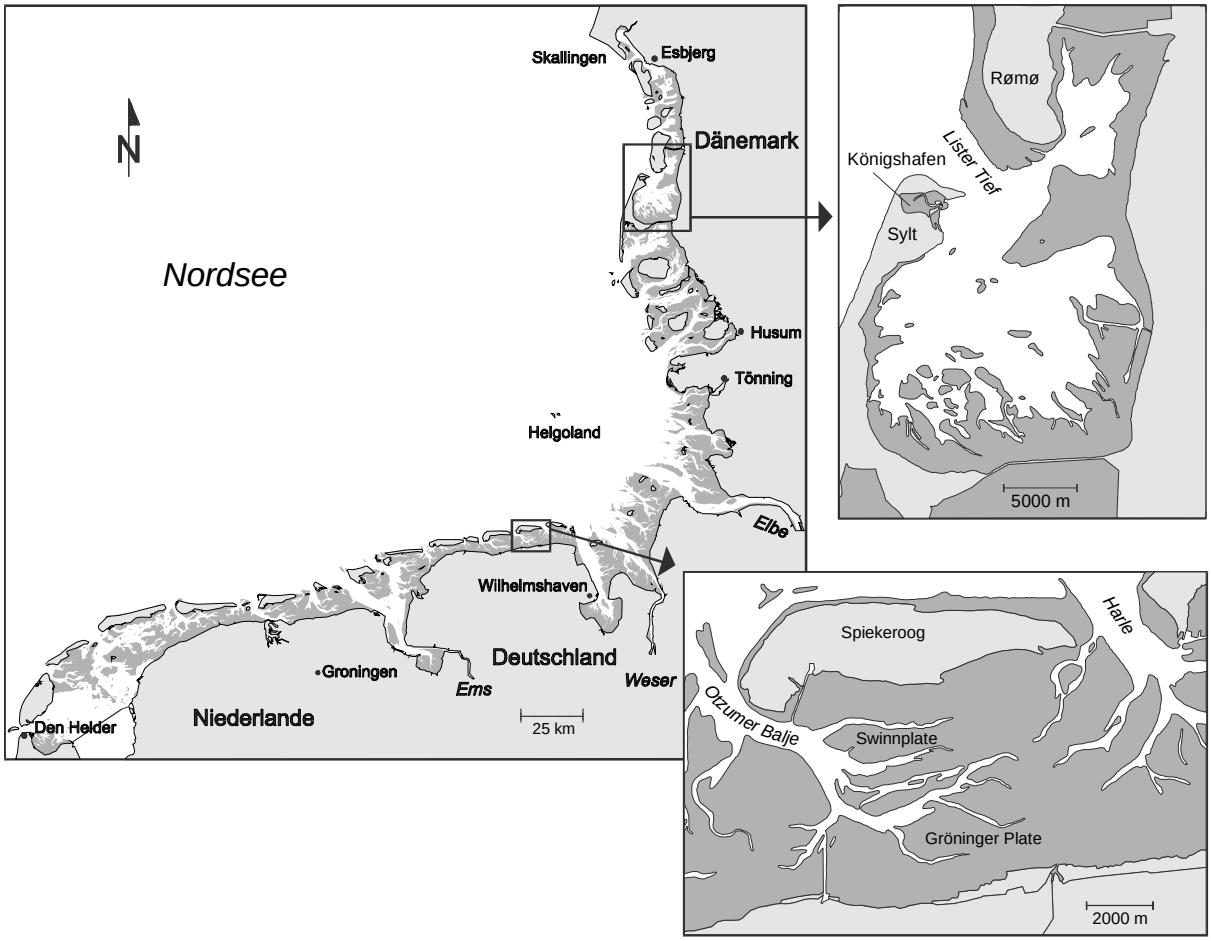


Abb. 1.1.1: Europäisches Wattenmeer mit den Hauptuntersuchungsgebieten der Ökosystemforschung

Entsprechend dem ansteigenden Tidenhub Richtung innere Deutsche Bucht verändert sich die Morphologie der Watten. Im mesotidalen Bereich zwischen Den Helder und der Jade sowie zwischen Amrum und Skallingen findet sich ein Band von Barriereinseln mit dazugehörigen Rückseitenwatten, während der zentrale Bereich durch offene Wattflächen charakterisiert ist (Kap. 2.2.2.1). Als dritter morphologischer Watttyp haben sich als Folge von Sturmflutereignissen große, geschützte Buchtenwatten entwickelt. Aufgrund von Eindeichungen seit dem 11. Jh. sind heute nur noch 4 große Buchten vorhanden: die Ho-Bucht, der Jadebusen, die Leybucht und der Dollart.

Die Wattenmeerregion ist durch ein atlantisches Klima geprägt, mit feuchten Sommern und relativ milden Wintern, in denen kurze Frostperioden auftreten können. Im Mittel schwanken die Temperaturen zwischen 17,1 °C im August und 1,8 °C im Februar (DE JONG et al. 1993). Innerhalb des Gebietes gibt es einen West-Ost Gradienten, wobei die westlichen Teile ein ozeanisches Klima, die östlichen eher ein kontinentales Klima mit kälteren Wintern und stärkeren täglichen Temperaturschwankungen aufweisen (EISMA 1983). Die Wassertemperaturen im Wattenmeer unterliegen jahreszeitlichen Schwankungen zwischen 20 °C im Sommer und –1,5 °C im Winter. Die Temperaturschwankungen sind stärker ausgeprägt als in der offenen Nordsee. Während im Sommer die Wassertemperatur 3 °C

über der des Nordseewassers liegt, ist die Wassertemperatur im Winter um 2 °C erniedrigt (EHLERS 1994). Daher beginnt die winterliche Eisbildung der Nordsee auch stets im Wattenmeer, wobei innerhalb des Gebietes die Eisbildung zuerst im nordöstlichen Teil beginnt. Leichte Vereisung der Wattflächen findet sich an einigen Stellen in jedem Winter, eine starke, lang anhaltende Vereisung kommt alle 8-10 Jahre vor (STRÜBING 1996).

Über die Flüsse fließen jährlich 60 km^3 Süßwasser in das Wattenmeer, wobei das Wassereinzugsgebiet mit einer Fläche von 230.859 km^2 bis in das österreichisch-tschechische Grenzgebiet hineinreicht (DE JONG et al. 1993). Aufgrund des Süßwassereinstroms ist die Salinität des Wassers im Wattenmeer gegenüber der Nordsee (35 ‰) erniedrigt und unterliegt großen Schwankungen mit höchsten Werten im Oktober und niedrigsten Werten im März/April (POSTMA 1983). Die geringste Salinität wird im Bereich der Flußmündungen gemessen, wobei in der inneren Deutschen Bucht besonders niedrige Werte durch den Zufluss von Elbe und Weser erreicht werden. Auf den eulitoralen Wattflächen liegt die mittlere Salinität bei 30,7 – 32,5 ‰, die neben jahreszeitlichen auch große diurnale/tidale Schwankungen durch Verdunstung und Niederschlag aufweist (POSTMA 1983).

1.1.2 Naturräumliche Strukturen und Prozesse

Die naturräumliche Gliederung des Wattenmeeres hat sich im Laufe der Jahrhunderte aufgrund von menschlichen Eingriffen in den Verlauf der Küstenlinie verändert (Kap. 1.1.1). Vor dem Beginn der systematischen Eindeichungen gab es eine große Vielfalt an Lebensräumen, von denen heute, insbesondere im landnahen Bereich, nur noch ein Ausschnitt vorhanden ist (z. B. WOLFF 1992). Seeseits, vor den eigentlichen Watten, lag eine Reihe von Barriereinseln und hohen Sandplaten, auf denen z. T. Dünen aufgewachsen waren. Diese Inseln waren aufgrund größerer Tideprismen kleiner als heute (FLEMMING & DAVIS 1994; Kap. 1.1.1). Es folgte der eigentliche Wattbereich mit eulitoralen Wattflächen, Prielen und tiefen Rinnen. In hoch gelegenen, strömungsberuhigten Bereichen muss es große Schlickwatten gegeben haben (FLEMMING & NYANDWI 1994; Kap. 2.2.3.5). Beim allmählichen Übergang zum Land folgten im Supralitoral zunächst ausgedehnte Salzwiesen und -marschen, gefolgt von Brackwasser- und Süßwassermarschen sowie Mooren (WOLFF 1993).

Seine Funktion als Übergangsbereich zwischen Land und Meer erfüllt das Wattenmeer auch heute noch. Jedoch ist durch den massiven Deichbau kein allmählicher Übergang mehr von Salzwasser- zu Süßwasserhabitaten vorhanden. Zwar beeinflusst das Hinterland nach wie vor durch Süßwasserzufuhr das Watt, Salzwasser kann aber nicht mehr in das Hinterland eindringen (WOLFF 1991).

Aufgrund der Eindeichungen gingen vor allem Salzwiesen und Brackwassermarschen verloren (WOLFF 1991). Heute umfasst das Wattenmeer nur noch die folgenden Lebensräume: unterhalb der Niedrigwasserlinie das Sublitoral, zwischen Niedrig- und Hochwasserlinie das Eulitoral und oberhalb der Hochwasserlinie die Salzwiesen, Strände, und Dünen. Während das tiefe Sublitoral noch durch die angrenzende Nordsee geprägt ist, beginnt sich der Charakter des Wattenmeeres als Übergangsbereich zwischen See und Land im flachen Sublitoral stärker auszuprägen. Hier unterliegen die Lebensbedingungen durch sporadisches Trockenfallen bei niedrigen Wasserständen (Springtiden und starke Ostwindlagen) stärkeren Schwankungen als im tiefen Sublitoral. Im Eulitoral herrschen die variabelsten Lebensbedingungen für die Organismen. Durch das zweimal tägliche Überfluten bzw. Trockenfallen sind die Organismen abwechselnd terrestrischen und marinen Bedingungen ausgesetzt. Zusätzlich sind in diesem Bereich die Schwankungen der abiotischen Parameter während der Niedrigwasserperiode sehr stark ausgeprägt. So kann z. B. an einem heißen Sommertag um Niedrigwasser die Salinität und die Temperatur an der Sedimentoberfläche stark ansteigen. Bei auflaufendem Wasser findet dann eine rapide Abkühlung und eine Erniedrigung der Salinität auf das Niveau des

Seewassers statt. Die meisten Organismen des Eulitorals, die sich an diese variablen Bedingungen angepasst haben, kommen auch im Sublitoral vor, jedoch haben einige Arten ihren Verbreitungsschwerpunkt im Eulitoral. Hierzu gehören *Arenicola marina*, benthische Diatomeen und viele Arten der Meiofauna.

Im Gegensatz zur offenen Nordsee wird durch die geringen Wasserstände im Wattenmeer ungefähr die Hälfte der Primärproduktion durch benthische Diatomeen geliefert (ASMUS et al. 1998). Da sich im Wattenmeer aufgrund der starken Turbulenz keine stabile Schichtung ausprägt, besteht eine enge Kopplung zwischen Sediment und Wassersäule (Kap. 2.3). Daher steht sowohl ein Teil der benthischen Primärproduktion durch Resuspension in der Wassersäule zur Verfügung, als auch ein Eintrag von Detritus und pelagischer Primärproduktion für das Benthos. Insgesamt ist das Wattenmeer durch den Eintrag von Feinmaterial aus den Flüssen und aus der Nordsee ein Depositions- und Remineralisationsraum.

So wie der Übergang vom Sub- zum Eulitoral gestaltet sich auch der Übergang vom Eu- zum Supralitoral fließend. Im Übergangsbereich zur Salzwiese finden sich erstmals Pflanzen- und Tierarten terrestrischen Ursprungs, wie der Queller (*Salicornia sp.*) und Käfer der Gattung *Bledius*, die noch kurze, regelmäßige Überflutungen mit Salzwasser vertragen, bzw. im Fall des Quellers zur Ausbreitung benötigen. Mit ansteigendem Höhenniveau bis zum Deichfuß findet man entsprechend der unterschiedlichen Überflutungshäufigkeit verschiedene Salzwiesenzonen. Gerade im Winter bei Sturmfluten zeigt sich die Funktion der Salzwiese als Sedimentationsraum für Feinmaterial (Kap. 2.2).

Ohne die Salzwiesen besiedeln über 2.100 Tier- und Pflanzenarten das Wattenmeer (REISE et al. 1998). Für viele, insbesondere wandernde Tierarten ist das Wattenmeer von zentraler Bedeutung. So fungiert das Wattenmeer als ‚Kinderstube' für viele Fischarten der Nordsee (Kap. 2.4.3.4). Für viele Zugvogelarten ist das Wattenmeer ein essentieller Trittstein auf ihren mehrere tausend Kilometer langen Wanderungen zwischen arktischen Brutgebieten und tropischen Überwinterungsgebieten (Kap. 2.4.3.5).

1.1.3 Schutzstatus des Wattenmeeres

Der Schutz einzelner Teilbereiche des Wattenmeeres im Rahmen von Vogel- und Naturschutzgebieten hat eine bis an die Anfänge des 20. Jh. zurückreichende Tradition. Heute ist das Wattenmeer durch nationale Gesetze und internationale Abkommen großflächig geschützt (CWSS ohne Datum). In den Niederlanden trat 1980 das nationale Planungsdokument Wattenmeer (Planologische Kernbelissing Waddenzee, Pkb) in Kraft, das als Planungsgrundlage für alle Aktivitäten im Wattenmeer gilt. Der in diesem Plan ausgewiesene Bereich ist zu 90 % auch gleichzeitig Naturschutzgebiet. In Dänemark wurde das Wattenmeer 1982 als Natur- und Wildreservat ausgewiesen, in dem alle Aktivitäten, die die natürliche Umgebung zerstören oder permanent verändern verboten sind. Der deutsche Teil des Wattenmeeres wurde 1985, 1986 und 1990 durch die für den jeweiligen Bereich zuständigen Bundesländer (Schleswig-Holstein, Niedersachsen, Hamburg) als Nationalpark ausgewiesen. In den Nationalparken sollen die natürlichen Prozesse soweit wie möglich ohne menschlichen Einfluss ablaufen können (Kap. 4).

Als internationale Abkommen gelten für das Wattenmeer die RAMSAR Konvention zum Schutz von Feuchtgebieten, die EU-Vogelschutzrichtlinie und die EU Flora-Fauna-Habitat Richtlinie. Darüber hinaus wird zwischen den drei Anrainerstaaten ein Schutz des Wattenmeeres auf trilateraler Ebene angestrebt. Seit 1978 werden dazu auf regelmäßig stattfindenden Regierungskonferenzen gemeinsame Maßnahmen zum Schutz des Wattenmeeres beschlossen. Über das 1987 gegründete „Gemeinsame Wattenmeersekretariat" (CWSS) werden die trilateral beschlossenen Maßnahmen koordiniert.

1.2 Untersuchungsgebiete der Ökosystemforschung Wattenmeer

Während in Schleswig-Holstein der angewandte Teil der Ökosystemforschung Wattenmeer (Kaiser et al. 2002) das gesamte schleswig-holsteinische Wattenmeer großflächig bearbeitete, konzentrierte sich der grundlagenorientierte Teil (SWAP) auf das Sylt-Rømø Wattenmeer. In Niedersachsen wurde sowohl im angewandten als auch im grundlagenorientierten Teil (ELAWAT) hauptsächlich im Rückseitenwatt der Insel Spiekeroog gearbeitet. Die beiden Teilgebiete, in denen sich die Forschung konzentrierte, werden im weiteren vorgestellt (Tabelle 1.2.1).

Tabelle 1.2.1: Kenngrößen der Hauptforschungsräume der Ökosystemforschung Wattenmeer (GÄTJE & REISE 1998, DITTMANN 1999a).

	Sylt-Rømø Wattenmeer	Spiekerooger Rückseitenwatt (Tidebecken Otzumer Balje)
Tidenhub	2 m	2,8 m
Tideprisma	560 Mio m^3	131 Mio m^3
Seegatquerschnitt	44603 m^2	11400 m^2
Gesamtfläche (unterhalb MThwL)	401,4 km^2	74,3 km^2
Eulitoralfläche, davon	159 km^2 (40 %)	60,2 km^2 (81 %)
Sandwatt	114,7 km^2 (72 %)	[36,5 km^2 (60 %)]*
Mischwatt	39 km^2 (25 %)	[22 km^2 (36 %)]*
Schlickwatt	5,3 km^2 (3 %)	[2,5 km^2 (4 %)]*
Klima (Jahresmittel)		
Windgeschwindigkeit	7 m s^{-1}	6 m s^{-1}
Lufttemperatur	8,4 °C	9,3 °C
Wassertemperatur	9 °C	10,6 °C

* Die Flächenangaben der Wattsedimente beziehen sich nicht auf das Tidebecken der Otzumer Balje, sondern auf das Rückseitenwatt der Insel Spiekeroog zwischen Otzumer Balje und Harle (DE JONG et al. 1993).

1.2.1 Das Sylt-Rømø Wattenmeer

Das Sylt-Rømø Wattenmeer (Lister Tidebecken) liegt im nördlichen Teil des Wattenmeeres im deutsch-dänischen Grenzgebiet. Als Besonderheit gilt seine Ausprägung als Lagune durch den Bau von Verbindungsdämmen auf den ehemaligen Wattwasserscheiden zwischen dem Festland und den Inseln Sylt bzw. Rømø. Daher findet ein Austausch mit der Nordsee ausschließlich über das Lister Tief statt. Mit 401 km^2 gehört es zu den größten Tidebecken des Wattenmeeres und gleicht den anderen großen Tidebecken (z.B. Vlie) im Anteil an eulitoraler Wattflächen an der Gesamtfläche von ca. 40 % (Kap. 2.2.2). Dieser Anteil ist wesentlich geringer als in den benachbarten nordfriesischen und dänischen Tidebecken, wo er bei ca. 70 % liegt (REISE & RIETHMÜLLER 1998).

1.2.2 Das Spiekerooger Rückseitenwatt

Das Spiekerooger Rückseitenwatt liegt im östlichen Teil des Barriereinselsystems der südlichen Nordsee, annähernd zentral hinter der Reihe der ostfriesischen Inseln. Es wurde bei der Auswahl als

Hauptforschungsgebiet als Idealtypus eines Rückseitenwattes angesehen (DITTMANN et al. 1997). Über die Otzumer Balje zwischen den Inseln Langeoog und Spiekeroog steht es mit der offenen Nordsee in Verbindung. Begrenzt wird das Tideeinzugsgebiet der Otzumer Balje durch die Wattwasserscheiden ‚Langeooger Plate' im Westen und ‚Hohe Bank' im Osten. 70 % des Wassers im Einzugsgebiet gelangen über die Otzumer Balje, die restlichen Wassermassen über die Wattwasserscheiden in das Gebiet (NIESEL 1999). Der Eulitoralanteil von 81 % liegt in der gleichen Größenordnung wie bei anderen ostfriesischen Tidebecken (HILD 1999).

1.3 Literatur

ASMUS, R., JENSEN, M. H. MURPHY, D. & DOERFFER, R. (1998#) Primärproduktion von Mikrophytobenthos, Phytoplankton und jährlicher Biomasseertrag des Makrophytobenthos im Sylt-Rømø Wattenmeer. In: GÄTJE, C. & REISE, K. (Hrsg.): Ökosystem Wattenmeer - Austausch-, Transport- und Stoffumwandlungsprozesse. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg: 367-391.

CWSS ohne Datum. The Wadden Sea. A shared nature area. Common Wadden Sea Secretariat, Wilhelmshaven, 14 S.

DE JONG, F., BAKKER, J. F., DAHL, K., DANKERS, N., FARKE, H., JÄPPELT, W., KOßMAGK-STEPHAN, K. & MADSEN, P. B. (Hrsg.) (1993) Quality Status Report of the North Sea. Subregion 10. The Wadden Sea. Common Wadden Sea Secretariat, Wilhelmshaven, 174 S.

DITTMANN, S., MARENCIC, H. & ROY, M. (1997#) Ökosystemforschung im Niedersächsischen Wattenmeer. In: FRÄNZLE, O., MÜLLER, F. & SCHRÖDER, W. (Hrsg.): Handbuch der Umweltwissenschaften. ecomed Verlagsgesellschaft, Landsberg: V-4.1.2 1-17.

DITTMANN, S. (Hrsg.) (1999) The Wadden Sea Ecosystem. Stability Properties and Mechanisms. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, 307 S.

EHLERS, J. (1994) Geomorphologie und Hydrologie des Wattenmeeres. In: LOZÁN, J. L., RACHOR, E., REISE, K., VON WESTERNHAGEN, H. & LENZ, W. (Hrsg.): Warnsignale aus dem Wattenmeer. Blackwell Wissenschafts-Verlag, Berlin: 1-11.

EISMA, D. (1983) Natural forces. In: WOLFF, W. J. (Hrsg.): Ecology of the Wadden Sea. A. A. Balkema, Rotterdam: 1/20-1/31.

FLEMMING, B. W. & DAVIS, R. A. (1994) Holocene evolution, morphodynamics and sedimentology of the Spiekeroog barrier island system (Southern North Sea). Senckenbergiana marit. 24: 117-155.

FLEMMING, B. W. & NYANDWI, N. (1994) Land reclamation as a cause of fine-grained sediment depletion in backbarrier tidal flats (Southern North Sea). Neth. J. Aquat. Ecol. 28: 299-307.

GÄTJE, C. & REISE, K. (Hrsg.) (1998) Ökosystem Wattenmeer - Austausch-, Transport- und Stoffumwandlungsprozesse. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, 570 S.

HAYES, M. O. (1979) Barrier island morphology as a function of tidal and wave regime. In: LEATHERMAN, S. P. (Hrsg.): Barrier islands. From the Gulf of St. Lawrence to the Gulf of Mexico. Academic Press, New York: 1-27.

HILD, A. (1999#) Description of the Spiekeroog backbarrier system. In: DITTMANN, S. (Hrsg.): The Wadden Sea Ecosystem. Stability Properties and Mechanisms. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, S. 15 -18.

KÖSTER, R. (1991) Entstehung und künftige Entwicklung des deutschen Wattenmeeres. In: PROKOSCH, P., MIELKE, S. & FLEET, D. M. (Hrsg.): The common future of the Wadden Sea. Technical Report. World Wide Fund for Nature, Husum. S. 53-59.

MEIER, D. (1994) Geschichte der Besiedlung und Bedeichung im Nordseeküstenraum. In: LOZÁN, J. L., RACHOR, E., REISE, K., VON WESTERNHAGEN, H. & LENZ, W. (Hrsg.): Warnsignale aus dem Wattenmeer. Blackwell Wissenschafts-Verlag, Berlin: 11-17.

NIESEL, V. (1999#) Hydrographic conditions in the backbarrier system of Spiekeroog. In: DITTMANN, S. (Hrsg.): The Wadden Sea Ecosystem. Stability Properties and Mechanisms. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, S. 26-30.

POSTMA, H. (1983) Hydrography of the Wadden Sea: Movements and properties of water and particulate matter. In: WOLFF, W. J. (Hrsg.): Ecology of the Wadden Sea. A. A. Balkema, Rotterdam: 2/1-2/75.

REISE, K. & RIETHMÜLLER, R. (1998#) Die Sylt-Rømø Wattenmeerbucht: Ein Überblick. In: GÄTJE, C. & REISE, K. (Hrsg.): Ökosystem Wattenmeer - Austausch-, Transport- und Stoffumwandlungsprozesse. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, S. 21-23.

REISE, K., KÖSTER, R., MÜLLER, A., ARMONIES, W., ASMUS, H., ASMUS, R., HICKEL, W. & RIETHMÜLLER, R. (1998#) Austauschprozesse im Sylt-Rømø Wattenmeer: Zusammenschau und Ausblick. In: GÄTJE, C. & REISE, K. (Hrsg.): Ökosystem Wattenmeer - Austausch-, Transport- und Stoffumwandlungsprozesse. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg. S. 529-558.

STOCK, M., SCHREY, E., KELLERMANN, A., GÄTJE, C., ESKILDEN, K., FEIGE, M., FISCHER, G., HARTMANN, F., KNOKE, V., MÖLLER, A., RUTH, M., THIESSEN, A. & VORBERG, R. (1996#) Ökosystemforschung Wattenmeer - Synthesebericht: Grundlagen für einen Nationalparkplan. Schriftenreihe des Nationalparks Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer, Heft 8, 634 S.

STRÜBING, K. (1996) The ice winter of 1995/96 on the German coasts between Ems and Oder, with a survey of the entire Baltic area. Dt. Hydrogr. Z. 48: 73-87.

VEENSTRA, H. (1976) Struktur und Dynamik des Gezeitenraumes. In: ABRAHAMSE, J., JOENJE, W. & VAN LEEUWEN-STELT, N. (Hrsg.): Wattenmeer. Ein Naturraum der Niederlande, Deutschlands und Dänemarks. Karl Wachholtz Verlag, Neumünster, S. 19-45.
VEENSTRA, H. J. (1983) Introduction to the geomorphology of the Wadden Sea area. In: WOLFF, W. J. (Hrsg.): Ecology of the Wadden Sea. A. A. Balkema, Rotterdam, S. 1/8-1/19.
WOLFF, W. J. (1991) Ecology of the Wadden Sea. In: PROKOSCH, P., MIELKE, S. & FLEET, D. M. (Hrsg.): The common future of the Wadden Sea. Technical Report. World Wide Fund for Nature, Husum, S. 13-22.
WOLFF, W. J. (1992) The end of a tradition: 1000 years of embankment and reclamation of wetlands in the Netherlands. Ambio 21: 287-291.
WOLFF, W. J. (1993) Netherlands-Wetlands. Hydrobiologia 265: 1-14.

Die nach der Jahreszahl mit # gekennzeichneten Zitate sind Veröffentlichungen, die innerhalb der Ökosystemforschung (ÖSF) Wattenmeer (Niedersachsen und Schleswig-Holstein) entstanden und Bestandteil einer am Umweltbundesamt geführten Veröffentlichungsliste der ÖSF Wattenmeer sind.

2 Sedimentdynamik, Stoffaustausch und Ökologie von Arten im Wattenmeer

Sabine Dittmann, Ute Wilhelmsen, Gregor Scheiffarth

2.1 Einführung in das Kapitel

In der Ökosystemforschung Wattenmeer wurden seit 1988 umfangreiche Forschungsarbeiten im Wattenmeer durchgeführt, die in verschiedenen Fachdisziplinen eine Vielzahl an Erkenntnissen erbrachten. Was ist nach dem Ende der Forschungstätigkeiten im Rahmen dieses Vorhabens der heutige Wissensstand über dieses Ökosystem? Im Rahmen der Gesamtsynthese der Ökosystemforschung Wattenmeer erfolgte dazu eine fachlich-wissenschaftliche Synthese, deren Schwerpunkte in einer Evaluierung und Ableitung von weiterem Forschungsbedarf für das Wattenmeer und die Küstenregionen lagen (s. Kap. 5).

Die Aufgabe bestand in einer Zusammenfassung und Bewertung der vorliegenden neuen Erkenntnisse. Dazu wurden die wissenschaftlichen Ergebnisse aller vier Teilvorhaben der Ökosystemforschung Wattenmeer (KELLERMANN et al. 1997; DITTMANN et al. 1997) zugrunde gelegt sowie Ergebnisse einiger weiterer Forschungsvorhaben im Küstenbereich hinzugezogen. Dieser Gesamtsyntheseschritt baute wesentlich auf den Teilsynthesen der Vorhaben SWAP (Sylter Wattenmeer Austauschprozesse) und ELAWAT (Elastizität des Ökosystems Wattenmeer) auf. Neben Teilsynthesen bildeten Berichte und Veröffentlichungen aus der Ökosystemforschung sowie weitere wissenschaftliche Literatur die Grundlage. Das Vorgehen entsprach somit dem Verfassen eines „reviews“, in dem zu bestimmten Themen Ergebnisse vor dem internationalen wissenschaftlichen Hintergrund beurteilt werden, um zu Kernaussagen nach dem heutigen Stand des Wissens zu kommen.

Für die fachlich-wissenschaftliche Gesamtsynthese wurde eine bewusste Auswahl inhaltlicher Schwerpunkten vorgenommen. So werden die in den Teilsynthesen bereits erfolgten Zusammenstellungen und Evaluierungen hier nicht erneut zusammengefasst oder wiederholt. Mit einem fragengeleiteten Ansatz haben wir die Erkenntnisse zu drei wesentlichen Themenblöcken der Wattenmeerforschung beurteilt. Diese Fragen lauteten:

- Ist das Wattenmeer (heute noch) ein Sedimentationsraum?
- Welches sind die Quellen- und Senkenfunktionen des Wattenmeeres?
- Wird das Ökosystem Wattenmeer von „ecosystem engineers“ entscheidend beeinflusst?

Zwei Leitgedanken haben durch die fachlich-wissenschaftliche Gesamtsynthese geführt. Der erste Leitgedanke bezog sich auf eine Integration der verschiedenen Forschungsansätze der Grundlagenforschung in der Ökosystemforschung Wattenmeer (REISE 1995). So wurde in SWAP ein vorwiegend quantitativer Ansatz verfolgt, der sich mit Stoff- und Energieflüssen, dem Im- und Exportverhalten eines Tidebeckens befasste (GÄTJE & REISE 1998), während in ELAWAT ein eher qualitativer Ansatz verfolgt wurde, der auf die Analyse von Stabilitätseigenschaften und -mechanismen ausgerichtet war (DITTMANN 1999a). Der zweite Leitgedanke beruhte auf den Fallstudien, die in SWAP und ELAWAT durchgeführt wurden und eine relativ geschlossene Wattenmeerbucht, das Lister Tidebecken, bzw. ein Rückseitenwatt zum Hauptforschungsgebiet hatten (s. Kap. 1). Durch den Vergleich dieser Fallstudien war es möglich, generelle Prinzipien sowie regionale Besonderheiten herauszustellen und die Frage zu beantworten, ob es im Wattenmeer überhaupt generelle Trends gibt oder ob lokale und regionale Besonderheiten überwiegen?

Dieser konzeptionelle Rahmen durchzieht die fachlich-wissenschaftliche Gesamtsynthese, deren Ergebnisse in den folgenden Kapitelteilen zusammengestellt sind.

2.2 Sedimenthaushalt und Folgen von Sedimentveränderungen im Wattenmeer

Ute Wilhelmsen & Sabine Dittmann

2.2.1 Einleitung

Im Rahmen der Ökosystemforschung Wattenmeer wurden zahlreiche Untersuchungen zur Geologie, Sedimentologie und Morphologie des Wattenmeeres durchgeführt, die Hinweise darauf gaben, dass es Veränderungen im Sedimenthaushalt gegeben hat. Diese Erkenntnisse werden hier zusammengestellt und diskutiert. Dabei wird besonders berücksichtigt, ob Ergebnisse einzelner Tidebecken auf das gesamte Wattenmeer übertragen werden können oder ob dies aufgrund regionaler und lokaler Unterschiede nicht möglich ist. Es wird ein eingehender Vergleich des Sedimenthaushaltes der Hauptuntersuchungsräume der Ökosystemforschung Wattenmeer gezogen, dem Lister Tidebecken und dem Spiekerooger Rückseitenwatt. Dieser Aspekt wird kurz im Hinblick auf mögliche künftige Veränderungen durch weiteren Meeresspiegelanstieg diskutiert. In diesem Kapitel wird weiterhin der biogene Einfluss auf das Sedimentationsgeschehen im Wattenmeer sowie die Auswirkungen von Sedimentveränderungen auf die Biota erörtert.

2.2.2 Geomorphologische Veränderungen in Tidebecken

2.2.2.1 Morphologische Grundlagen

Die Morphologie des Wattenmeeres wird insbesondere von der Hydrodynamik geformt, wobei dem Tidenhub eine entscheidende Bedeutung zukommt. Im mesotidalen Bereich mit einem Tidenhub zwischen 1,35 m und 2,80 m besteht das System aus Wattflächen mit vorgelagerten Barriere-Inseln. Dieses System erstreckt sich im Süden von Texel bis zur Jademündung, im Norden von Fanø bis zum Süderoogsand (Abb. 2.2.1). Die Größe der Barriere-Inseln nimmt in Richtung auf die innere Deutsche Bucht hin ab. Im makrotidalen Bereich, wo der mittlere Tidenhub eine Höhe von 2,80 m überschreitet, sind offene Wattflächen ausgeprägt, die zur See hin durch kleine, stark veränderliche Sandbänke begrenzt sein können (EHLERS 1994). Somit lässt sich das Wattenmeer in drei Regionen unterteilen: eine zentrale, makrotidale Region ohne Barriere-Inseln, eine nördliche und eine westliche mesotidale Region, beide mit vorgelagerten Inseln oder hohen Sänden, aber jeweils unterschiedlicher Ausrichtung der Küste in Nord-Süd bzw. West-Ost Richtung.

Ein Charakteristikum des Wattenmeeres ist die Dynamik der Sedimente, die von den gezeiten- und windinduzierten Wasserströmungen bewegt werden (s. auch 2.2.3). Dabei wird gröberes Material (Sand >125 µm) bodennah in Form von Rippeln transportiert, während Feinmaterial (<125 µm: Feinsand, Silt, Ton) als Schwebstoff in der Wassersäule transportiert wird. Der Sand stammt überwiegend vom Nordseeboden sowie aus der Erosion von Sänden, Stränden und den Außendeltas der Seegaten. Lokal können auch äolische Einträge von Bedeutung sein, z. B. im Nordsylter Wattenmeer, wo Flugsand aus den Dünen des Listlandes eingetragen wird. Die Schwebstoffe werden aus der Nordsee, aus dem Englischen Kanal sowie aus Flüssen ins Wattenmeer eingetragen. Im Bereich der Seegaten und Wattströme mit maximalen Strömungsgeschwindigkeiten von 0,5 bis 1,5 m s^{-1} sind Strömungsrippel aus reinem Sand ausgeprägt und die Sedimente fortwährend in Bewegung. Mit zuneh-

mender Entfernung vom Seegat nimmt die Strömungsgeschwindigkeit ab, die Lagebeständigkeit sowie der Anteil von Feinsediment nehmen zu.

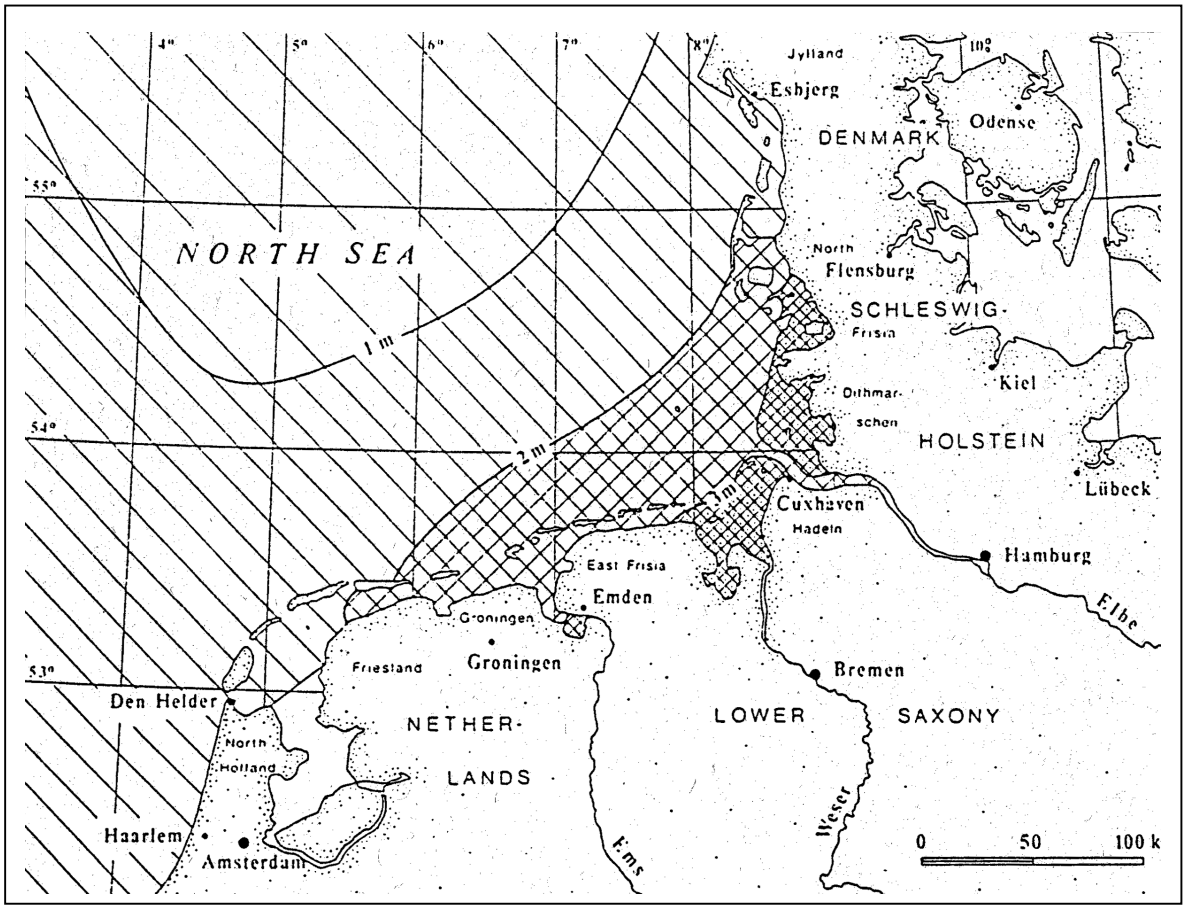


Abb. 2.2.1: Karte des Gesamtwattenmeeres mit dem Tidenhub in den jeweiligen Wattenmeerregionen (aus EHLERS 1988)

Wesentliche morphologische Elemente des Wattenmeeres sind Inseln und Sände, Außendeltas, Seegaten sowie eine Serie von Tidebecken mit Rinnen, Prielen, flachen Watten und Salzwiesen. Als Tidebecken wird das Einzugsgebiet eines Wattstroms bezeichnet; benachbarte Becken werden morphologisch durch Wattwasserscheiden begrenzt. Seeseitig beginnt ein Tidebecken mit dem Seegat, durch das die Gezeitenströme mit hohen Fließgeschwindigkeiten hindurchströmen. Als Folge davon sind die Seegaten tief in den Untergrund eingeschnitten und ihre Sohle liegt oft deutlich unter dem Niveau des umgebenden Meeresbodens. Beispielsweise ist der Nordseeboden vor Sylt etwa 10 m tief, während das Lister Tief, das Seegat zwischen Sylt und Rømø, eine maximale Tiefe von fast 40 m erreicht (BAYERL & KÖSTER 1998). Zudem werden aufgrund der hohen Fließgeschwindigkeiten vom Ebbstrom große Sedimentmengen durch das Seegat bewegt, von denen ein Teil vor der Mündung abgelagert wird und das Außendelta (Ebbdelta) bildet. Auf der Wattseite eines Seegats bildet sich unter dem Einfluss des Flutstromes ebenfalls ein Gezeitendelta aus, das jedoch morphologisch wenig ausgeprägt ist. Außendelta, Seegat, angrenzende Inselküste und Rückseitenwatt stehen im Sandaustausch („sand-sharing system“). Der Sedimenttransport in das Wattenmeer liegt in der Größenordnung von Millionen Kubikmetern pro Jahr, jedoch werden nur wenige Prozent der Gesamtmenge von transportierten Partikeln (Schwebstoffe und Sand) auch im Wattenmeer zurückgehalten (EISMA & IRION 1988).

Nach CARTER (1989) lassen sich drei Typen von Tidebecken unterscheiden, die alle im Wattenmeer vertreten sind:

1. Ästuare als Tidebecken mit erheblichem Süßwassereinfluss (Mündungsgebiete von Eider, Elbe, Weser, Ems)
2. Tidebuchten mit einer weiten seewärtigen Öffnung
3. Tide-Lagunen mit einer seewärtigen Barriere und einem schmalen Durchgang für den Gezeitenstrom.

Der letzte Typus von Tidebecken dominiert im Wattenmeer. Für die Wechselwirkungen zwischen Hydrodynamik und Morphodynamik in einem Tidebecken wurden verschiedene empirische Beziehungen ermittelt, die zu Prognosen von morphologischen Veränderungen im Einzugsgebiet eines Seegats herangezogen werden können (z. B. SPIEGEL 1997; FERK 1995; NIEMEYER et al. 1995; LOUTERS & GERRITSEN 1994; MISDORP et al. 1990):

- Es gibt ein festes Verhältnis zwischen dem Querschnitt eines Seegats und dem Wasservolumen, das mit dem Ebb- bzw. Flutstrom durch das Seegat strömt (= Tideprisma). Dieser Zusammenhang ist in Abb. 2.2.2 für die Tidebecken des Wattenmeeres dargestellt. Wenn das Tideprisma kleiner wird, also weniger Wasser von den Gezeiten ausgetauscht wird, verkleinert sich auch der Querschnitt des Seegats.
- Es besteht ein Zusammenhang zwischen der Gesamtfläche und dem Anteil des Eulitorals in einem Tidebecken, wobei der Anteil der Wattflächen mit steigender Beckengröße sinkt, d. h. die Prielflächen zunehmen. Da in großen Becken mehr Wasser über einen weiteren Weg transportiert werden muss als in kleinen Becken, muss auch die Transportkapazität der Priele entsprechend groß sein. Betrachtet man diesen Zusammenhang für die Tidebecken des Wattenmeeres, ergibt sich allerdings eine breite Streuung der Datenpunkte (Abb. 2.2.3). Ein weiterer Faktor, der die Ausdehnung des Eulitorals in einem Tidebecken maßgeblich bestimmt, ist der jeweilige Tidenhub.

Nach MISDORP et al. (1990) werden die langfristigen morphologischen Vorgänge in einem Tidebecken im wesentlichen von den Wechselwirkungen zwischen dem Querschnitt des Seegats und dem Tideprisma gesteuert. Beide Größen stehen in einem „morphodynamischen Gleichgewicht“ zueinander. Wird dieses gestört, so werden im betroffenen Tidebecken solange entsprechende Erosions- oder Sedimentationsvorgänge ausgelöst, bis sich ein neues dynamisches Gleichgewicht eingestellt hat und die Beziehung zwischen Seegatquerschnitt und Tideprisma wieder „stimmt“. Veränderungen im Tidebecken, die das morphodynamische Gleichgewicht stören, können sich beispielsweise dadurch ergeben, dass Sturmfluten zu einer Rückverlegung der Festlandsküste führen oder Wattwasserscheiden sich unter dem Einfluss der vorherrschenden Windrichtung verlagern. Hinzu kommen die Auswirkungen des Meeresspiegelanstiegs, steigenden Tidenhubs sowie die Folgen von Eindeichungen, Sedimententnahme oder Bodenabsenkung durch Gasgewinnung. Diese Effekte verändern die Hydrodynamik und die verfügbare Sedimentmenge in einem Tidebecken und als Folge davon werden wiederum die Sedimentationsprozesse beeinflusst (SHA & BERG 1993). So löst beispielsweise die Verkleinerung eines Tidebeckens durch Deichbau oder Landgewinnung „Sandhunger“ aus (LOUTERS & GERRITSEN 1994), da das Tideprisma dadurch verkleinert und somit der Seegatquerschnitt zu groß wird. Um den Rinnenquerschnitt an das verkleinerte Tideprisma anzupassen, muss Sand im Rinnenbereich abgelagert werden. Mögliche Sedimentquellen, die den „Sandhunger“ eines Tidebeckens stillen können, sind insbesondere die Außendeltas und die Inselküsten.

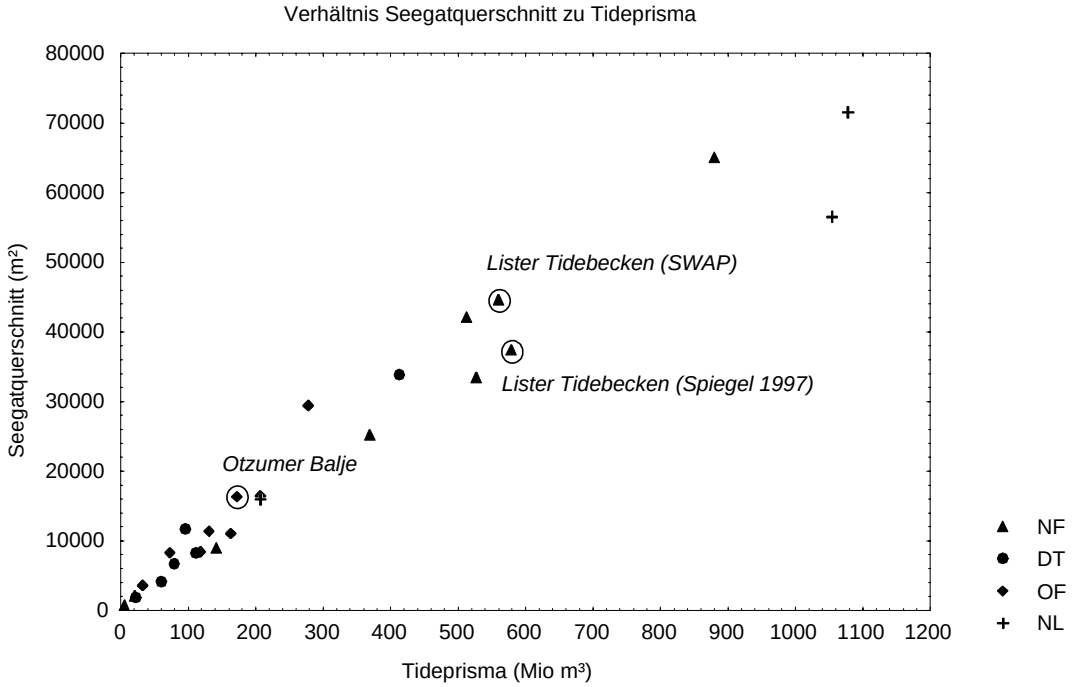


Abb. 2.2.2: Verhältnis von Seegatquerschnitt zu Tideprisma für Tidebecken des Wattenmeeres (s. Tab. 2.2.1). NF= Nordfriesland, DT = Dithmarschen, OF = Ostfriesland, NL = Niederlande.

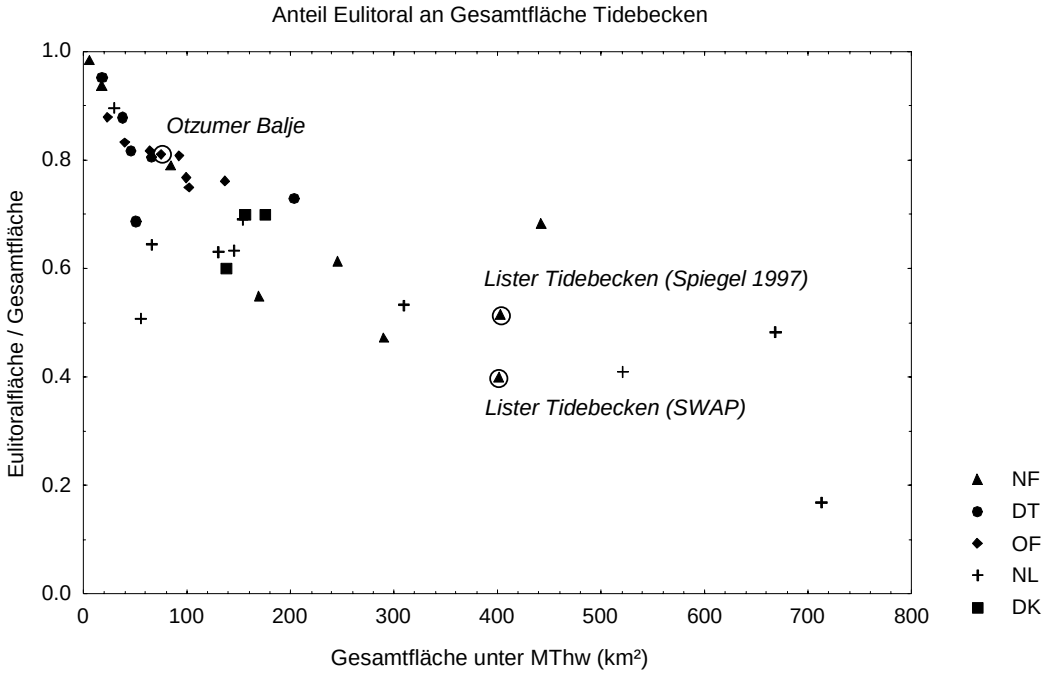


Abb. 2.2.3: Anteil der Eulitoralfläche an der Gesamtfläche eines Tidebeckens (s. Tab. 2.2.1). NF= Nordfriesland, DT = Dithmarschen, OF = Ostfriesland, NL = Niederlande.

2.2.2.2 Fallbeispiel Lister Tidebecken

Das Lister Tidebecken im nordfriesischen Wattenmeer wurde im Rahmen von SWAP intensiv untersucht (GÄTJE & REISE 1998) und seine geomorphologische Entwicklung dokumentiert (HIGELKE 1998). Die morphologischen Kenngrößen des Lister Tidebeckens und seine Entwicklung werden im folgenden kurz vorgestellt und mit Befunden aus anderen Tidebecken des Wattenmeeres verglichen. Anhand dieser Vergleiche sollen die morphologischen Entwicklungen in verschiedenen Regionen des Wattenmeeres aufgezeigt und die Übertragbarkeit der Ergebnisse aus der Fallstudie im Lister Tidebecken diskutiert werden.

Das Lister Tidebecken entstand vor rund 5500 Jahren in der Folge des nacheiszeitlichen Anstiegs des Meeresspiegels. Etwa ein Drittel der Fläche (ca. 200 km^2) wurde seit dem 15. Jh. durch Eindeichungen abgetrennt. In der Tonderner Marsch und der Wiedingharde im Südosten des Lister Tidebeckens begannen die Eindeichungen 1436, die letzten fanden 1979-81 statt. Dabei wurden nicht nur Salzwiesen, sondern auch flache Watten eingedeicht. Entlang der früheren Wattwasserscheiden sind in diesem Jahrhundert Dämme zu den Inseln Sylt und Rømø gebaut worden. Dadurch wurde das Lister Tidebecken zur abgeschlossenen Bucht, die nur noch über das Lister Tief mit der Nordsee verbunden ist. Dieses ist an seiner schmalsten Stelle 2,8 km breit. Eine solche Abgeschlossenheit eines Tidebeckens findet sich entlang der gesamten Wattenküste an keiner weiteren Stelle.

Im Vergleich zu anderen Tidebecken ist das Lister Tidebecken mit seinen rund 400 km^2 eines der größten (vgl. Abb. 2.2.3). Das mittlere Niedrigwasservolumen umfasst 570 Mio. m^3 und verdoppelt sich bei mittlerem Tidehochwasser auf 1120 Mio. m^3. Da die lokalen Flusseinträge nur 0,1 % des Tidevolumens umfassen, sind die Bedingungen im Lister Tidebecken weitgehend marin. Der mittlere Tidenhub beträgt in der inneren Bucht 2 m. Bei extremen Windlagen wurden Wasserstände von NN +4 und -3,5 m festgestellt. Die tide- und windgesteuerten Strömungen bestimmen den Austausch zwischen dem Lister Tidebecken und der Nordsee. Im Inneren des Tidebeckens erfolgt der Transport über drei vom Lister Tief ausgehende, sich weiter verästelnde Priele, welche das Gesamtgebiet hydrographisch in drei, durch Wattwasserscheiden abgegrenzte Untersysteme aufteilen. Ungefähr drei Viertel der aus- bzw. einfließenden Wassermenge verteilen sich durch diese drei Hauptpriele im Tidebecken, der Rest fließt über die Platen zu und ab. Im Lister Tief treten maximale Strömungsgeschwindigkeiten um 1,3 m s^{-1} auf, in den drei Hauptrinnen um 0,6 m s^{-1} und auf den Watten meist nur 10 cm s^{-1}. Diese Werte sind mit den in anderen Wattenmeerregionen, z. B. dem Spiekerooger Rückseitenwatt (NIESEL 1998), auftretenden Strömungsgeschwindigkeiten vergleichbar.

In morphologischer Hinsicht nimmt das Lister Tidebecken eine besondere Stellung ein. Es ist durch Inseln und Dämme geschützt, jedoch lassen die in diesem Wattgebiet vorhandenen Tiderinnen fast alle anhaltende Erosionstendenzen erkennen. Die von HIGELKE (1998) aus Seekarten berechnete Bilanz der sublitoralen Wasserräume ergibt für dieses Jahrhundert eine Zunahme von 37 % und damit deutliche Materialverluste. In den letzten 100 Jahren wurden die Wattstromrinnen breiter und der Flächenanteil des Eulitorals oberhalb Springtidenniedrigwasser ging von 66 % (um 1900) auf 40 % (1992) zurück. Die zeitliche Entwicklung verlief in den einzelnen Rinnenbereichen unterschiedlich. Generell änderten sich in den Wattströmen die Maximaltiefen wenig, aber oberhalb –5 m wurden sie deutlich breiter und die nach Süden gerichteten Priele wurden länger.

Deutlich werden die Erosionstendenzen im Lister Tidebecken auch durch das Vorhandensein von konkaven Küstenprofilen auf zwei Dritteln der vorhandenen Küstenlinie (REISE 1998a). Konkave Tiefenprofile des Eulitorals mit steilem oberen Hang und flachem unteren Hang sind charakteristisch für Sedimentküsten mit überwiegender Erosionstendenz (KIRBY 1997; DRONKERS 1984), während ein hohes und konvexes Küstenprofil typisch für Küsten mit überwiegender Sedimentationstendenz ist.

Nach REISE (1998) passen diese Befunde über die morphologische Entwicklung des Lister Tidebeckens nicht in das Schema eines morphodynamischen Gleichgewichts (vgl. 2.2.2.1). Unter der Annahme eines solchen Gleichgewichts hätte die Verkleinerung des Tidebeckens und somit auch des Tideprismas durch die schrittweise Eindeichung am Festland zu einer Verkleinerung der Rinnen und des Seegats führen müssen, also zur Ablagerung von Sand in den Rinnenbereichen statt der aufgetretenen Erosion. Zu erwarten gewesen wäre weiterhin, dass sich nach den Eindeichungen die Eulitoralflächen seewärts ausdehnen würden. Es gibt jedoch keine Belege dafür, dass landwärtige Verluste des Eulitorals im Lister Tidebecken durch Anwachsen in seewärtiger Richtung ausgeglichen wurden, stattdessen trat Erosion der niedriggelegenen Watten auf. Daher muss angenommen werden, dass eine erhebliche Sedimentmenge im Laufe des 20. Jahrhunderts durch das Lister Tief aus dem Tidebecken exportiert wurde. REISE (1998) diskutiert drei mögliche Gründe, die zu dem Abweichen des Lister Tidebeckens vom Gleichgewichtszustand geführt haben könnten:

1. Anstieg des Tidenhubs: Dieser stieg in diesem Jahrhundert am Pegel List um 35 cm, bei einem Anheben der mittleren Hochwasserlinie um 25 cm und einem Abfallen der Niedrigwasserlinie um 10 cm (LASSEN 1995). Die Vergrößerung des Tidenhubs führt zu höheren Strömungsgeschwindigkeiten in den Gezeitenrinnen (EHLERS 1988), so dass mehr Sediment in Bewegung gehalten und über weitere Strecken transportiert werden kann.

2. Einfluss von Sturmfluten und Wellen: Deiche und Dämme mit geringem oder gar keinem Vorland wirken eher reflektiv als dissipativ bei sturmbedingter Erhöhung von Wasserstand und Wellenwirkung. Das Lister Tidebecken ist durch die beiden Verbindungsdämme zu den Inseln in besonderem Maße abgeschlossen, der Vorlandsaum ist durch Eindeichungen sehr schmal geworden und umfasst nur eine Fläche von etwa 10 km².

3. Verlust biogener Strukturen mit dissipativer Wirkung: Austernbänke, *Sabellaria*-Riffe und Seegraswiesen verschwanden alle zwischen den zwanziger und fünfziger Jahren dieses Jahrhunderts aus dem flachen Sublitoral (REISE 1994; REISE et al. 1989). Erosion als Folge des großflächigen Absterbens der sublitoralen Seegraswiesen ist eine mögliche Ursache der veränderten Sedimentdynamik im Tidebecken des Juvre Dyb (JESPERSEN & RASMUSSEN 1994), das nördlich des Lister Tidebeckens im dänischen Wattenmeer liegt. Auf die Bedeutung von biogenen Strukturen für den Sedimenthaushalt wird in Kapitel 2.2.4. näher eingegangen.

2.2.2.3 Tidebeckenspezifische morphologische Entwicklungen

Die abweichende Entwicklung des Lister Tidebeckens von dem, was nach der Annahme eines morphodynamischen Gleichgewichts zu erwarten wäre, stützt die Aussagen von SPIEGEL (1997), der die morphologische Entwicklung der schleswig-holsteinischen Tidebecken untersuchte. Nach SPIEGEL (1997) „zeigen einzelne Tidebecken individuelle und signifikante Abweichungen von der Norm, so dass eine rein statistische Auswertung der Tidebeckenmorphologie als Mittel zur induktiven Ableitung eventueller Gesetzmäßigkeiten ungeeignet ist."

Jedes Tidebecken hat seine eigene Geschichte und Charakteristik in Bezug auf Flächengröße, Tideprisma, Anteil von Eulitoralfläche, von Sand-, Misch- und Schlickwatten, von supratidalen Sänden und Salzwiesen sowie den biotischen Komponenten. Am Beispiel des schleswig-holsteinischen Wattenmeeres wird in Abb. 2.2.4 die geologisch-morphologische Vielfalt der Tidebecken aufgezeigt. Es findet sich ein breites Größenspektrum von Becken mit und ohne Inseln bzw. Halligen im Beckeninneren. Der Anteil von Eulitoral und insbesondere von Salzwiesenflächen schwankt stark. Manche Becken sind nach Form und Größe künstlich festgelegt, andere haben eine natürlich entstandene Begrenzung. Einige Wattwasserscheiden wurden durch hochwasserfreie Dämme festgelegt, insbesondere

das durch den Hindenburg- und den Rømø-Damm abgeschlossene Lister Tidebecken. Manche Tidebecken liegen hinter großen Inseln mit Geestkern, deren Lage stabil ist, andere Becken werden seewärts durch hochmobile Sände begrenzt. Nach dem Tidenhub lassen sich die schleswig-holsteinischen Tidebecken in zwei Bereiche unterteilen. Der nördliche Teil (Nordfriesland) gehört mit einem mittleren Springtidenhub zwischen 1,8 und 2,8 m zum mesotidalen Gezeitenbereich. Dort finden sich in sehr differenzierter Form und Größe der deichbewehrten Festlandküste vorgelagerte Inseln und Sände, zwischen denen durch klar begrenzte Durchlässe (Seegats) die Tidewelle im halbtägigen Gezeitenrhythmus das Rückseitenwatt überflutet. Diese Barrieresysteme sind im südlichen Teil (Dithmarschen), der mit Springtidenhüben von über 2,8 m zum makrotidalen Bereich zählt, kaum ausgeprägt. Bedingt durch den höheren Tidenhub sowie die Morphologie der vorhandenen Tidebecken ist der Anteil der Eulitoralfläche in Dithmarschen mit rund 80 % höher als in Nordfriesland mit knapp 70 % (vgl. Tab. 2.2.1).

Der tiefste Punkt des gesamten schleswig-holsteinischen Wattenmeeres liegt im Lister Tief, obwohl das zugehörige Lister Tidebecken nicht das größte und zudem dasjenige mit dem geringsten Tidenhub ist. Zu erwarten wäre, dass an der Mündung des größten Tidebeckens Norderhever-Heverstrom (vgl. Tab. 2.2.1) auch der tiefste Punkt liegt. Dass dies nicht so ist, zeigt wie komplex die Wechselwirkungen zwischen Hydrologie, Morphologie und Geologie des Untergrundes sind. Daher sollten möglichst viele steuernde Parameter in ihrer beckenspezifischen Wirkungsweise analysiert werden (SPIEGEL 1997). Bei dem größten Tidebecken Norderhever-Heverstrom fällt zudem auf, dass dieses über einen für seine Größe sehr hohen Anteil an Eulitoralfläche verfügt, insbesondere im Vergleich zum Lister Tidebecken (vgl. Abb. 2.2.3). Sicherlich spielt hier der südwärts ansteigende Tidenhub eine Rolle, als alleinige Erklärung reicht dies jedoch nicht (s. auch 2.2.3).

Die am Beispiel des schleswig-holsteinischen Wattenmeeres aufgezeigte morphologische und hydrodynamische Heterogenität der einzelnen Tidebecken erfordert beckenspezifische Betrachtungen, wenn Aussagen über die morphologische Reaktion eines Tidebeckens auf Veränderungen wie Verkleinerung der Beckengröße durch Eindeichungen oder Vergrößerung des Tideprismas durch den Meeresspiegelanstieg getroffen werden sollen. Dies verdeutlicht auch die Fallstudie im Lister Tidebecken. Die dort festgestellten Erosionstendenzen passen nicht in das verallgemeinerte Reaktionsschema der Anpassung von Tidebecken an ein morphodynamisches Gleichgewicht und stellen demnach eine beckenspezifische Reaktion dar. Daraus folgt auch, dass sich die im Lister Tidebecken festgestellten morphologischen Veränderungen nicht verallgemeinern und auf andere Tidebecken übertragen lassen.

Auch innerhalb eines Tidebeckens kann die morphologische Entwicklung einzelner Gebiete unterschiedlich sein. Beispielsweise bildet die Wattenmeerbucht Königshafen an der Nordspitze der Insel Sylt ein eigenständiges Kompartiment innerhalb des Lister Tidebeckens, das fast ausschließlich aus Eulitoralflächen besteht und sedimentologische Besonderheiten aufweist (AUSTEN 1994). Die morphologischen und sedimentologischen Unterschiede innerhalb eines Tidebeckens können beträchtlich sein und werden bei einer Betrachtung auf der räumlichen Skala eines Tidebeckens zu „mittleren Verhältnissen“ zusammengefasst.

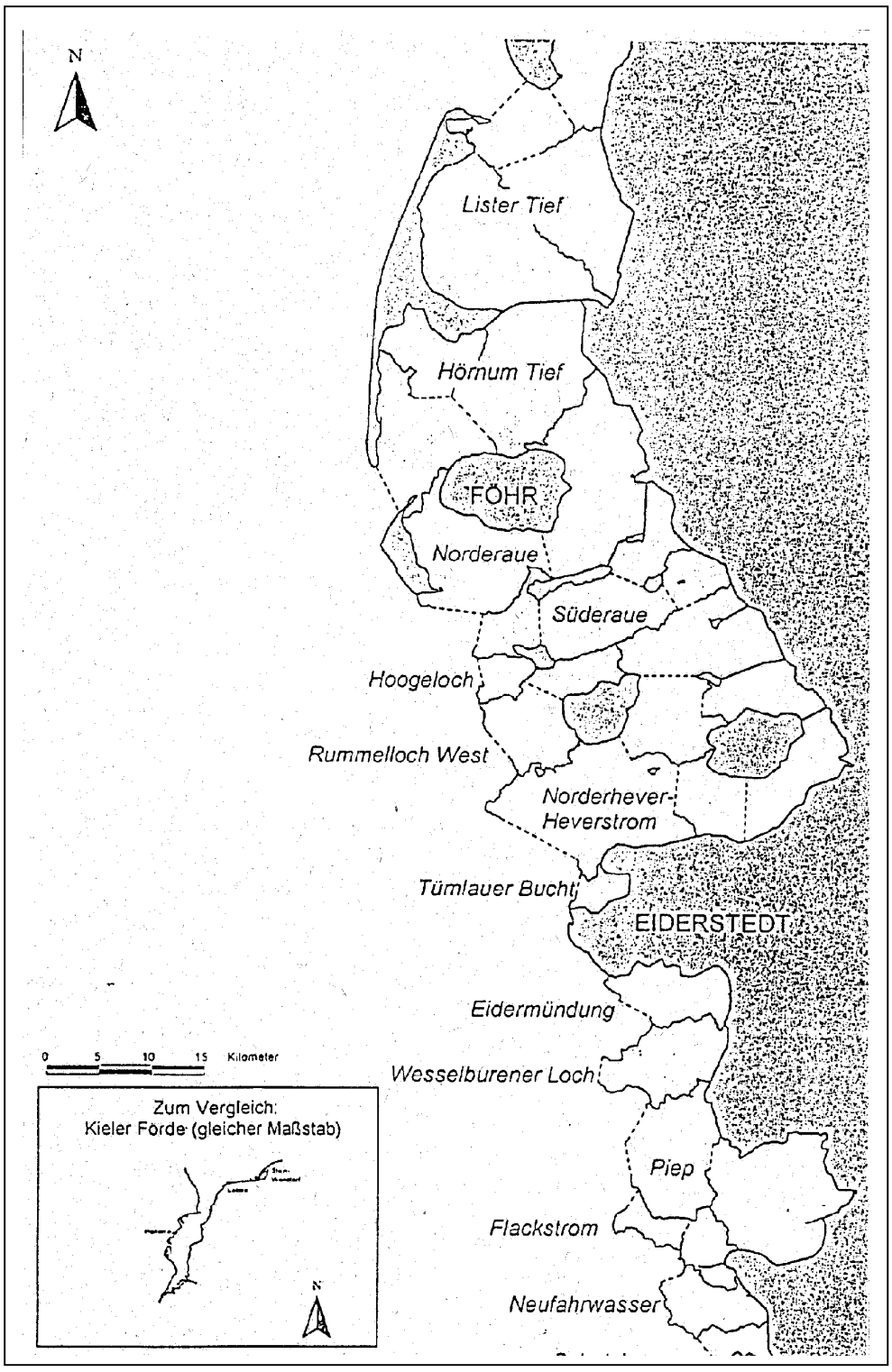


Abb. 2.2.4: Übersicht der Tidebecken im schleswig-holsteinischen Wattenmeer mit beckenspezifischen Besonderheiten (aus SPIEGEL 1997). Nähere Angaben zu einzelnen Tidebecken siehe „Steckbrief“ in der Anlage zu Kap. 2.2.

Tidebecken	Bereich	Tidehub	Gesamtfläche	Eulitoral	% Eulitoral	Tideprisma	Seegat	Referenz
Lister Tief	***NF***	***meso***	***401.4***	***159***	***40***	***560***	***44603***	***Bayerl & Köster 1998***
Lister Tief	NF	meso	402.3	207.2	52	579.4	37404	Spiegel 1997
Hörnum Tief	NF	meso	290.2	137.3	47	527.5	33383	Spiegel 1997
Norderaue	NF	meso	245.2	150.7	61	513.2	42082	Spiegel 1997
Hoogeloch	NF	meso	17.8	16.7	94	21.3	2038	Spiegel 1997
Süderaue	NF	meso	169.3	93.1	55	369.9	25153	Spiegel 1997
Rummelloch W	NF	meso	83.7	66.1	79	141.9	8996	Spiegel 1997
Norderhever	NF	meso	441.8	301.9	68	880.4	65031	Spiegel 1997
Tümlauer Bucht	NF	meso	6.3	6.2	98	6	673	Spiegel 1997
					68			
(Eidermündung)	DT	makro	49.9	34.3	69	96.3	11640	Spiegel 1997
Wesseburener Loch	DT	makro	66.1	53.2	80	110.8	8211	Spiegel 1997
Piep	DT	makro	203	148.1	73	413.6	33831	Spiegel 1997
Flackstrom	DT	makro	45.4	37.1	82	79.7	6611	Spiegel 1997
Neufahrwasser	DT	makro	37.3	32.8	88	60.3	4105	Spiegel 1997
Schatzkammer	DT	makro	17.1	16.3	95	22	1825	Spiegel 1997
					81			
Norderneyer Seegat	OF	meso	101.6	76.2	75	173	16300	Ferk 1995**
Wichter Ee	OF	meso	22.9	20.2	88	33	3600	Ferk 1995
Accumer Ee	OF	meso	92	74.3	81	163	11000	Ferk 1995
Otzumer Balje	***OF***	***meso***	***74.3***	***60.2***	***81***	***131***	***11400***	***Ferk 1995***
Harle	OF	meso	64.6	52.8	82	118	8400	Ferk 1995
Blaue Balje	OF	meso	39.9	33.2	83	74	8300	Ferk 1995
Robinsbalje	OF	makro	99.9	76.8	77	207	16400	Ferk 1995
Till	OF	makro	136.6	104.0	76	279	29400	Ferk 1995
					80			
Marsdiep (Seegat Texel)	NL	meso	712	121	17	1054	56500	Louters & Gerritsen 1994
Eijerlandse Gat	NL	meso	153	106	69	207	15900	Louters & Gerritsen 1994
Vlie	NL	meso	668	323	48	1078	71500	Louters & Gerritsen 1994
Borndiep	NL	meso	309	165	53	478		Louters & Gerritsen 1994
Pinkegat	NL	meso	65	42	65	100		Louters & Gerritsen 1994
Zoutkamperlaag	NL	meso	130	82	63	200		Louters & Gerritsen 1994
Eilanderbalg	NL	meso	55	28	51	70		Louters & Gerritsen 1994
Lauwers	NL	meso	145	92	63	160		Louters & Gerritsen 1994
Schild	NL	meso	29	26	90	31		Louters & Gerritsen 1994
(Ems-Dollard)	NL	meso	520	214	41	1000		Louters & Gerritsen 1994
					56			
Gradyb	DK	meso	138	76	55	138		Bartholdy & Pejrup 1994
Knudedyb	DK	meso	164	127	77	175		Jacobsen 1976
Juvre Dyb	DK	meso	131	112	85	155		Jacobsen 1976
					72			

Tabelle 2.2.1: Kenngrößen von Tidebecken. Die Angaben von BAYERL & KÖSTER (1998) wurden im Rahmen von SWAP erhoben und beruhen auf einer amtlichen Karte von 1992. Die Angaben von SPIEGEL (1997) beruhen auf einer Kartengrundlage von 1976 / 78 (KFKI Karte), also vor der Abdeichung des Margrete- und des Rickelsbüller Kooges. Keine Angaben zum Jadebusen und den Ästuaren von Weser und Elbe.

2.2.2.4 Entwicklungen in verschiedenen Wattenmeerregionen

Im folgenden Abschnitt wird die morphologische Entwicklung des Lister Tidebeckens mit Befunden aus anderen Regionen des Wattenmeeres verglichen. Nach HIGELKE (1998) sind Erosionstendenzen an den Wattrinnen, wie sie für das Lister Tidebecken ermittelt wurden, keine Ausnahme im nördlichen Wattenmeer. Bereits BRAREN (1952) stellte aufgrund der Untersuchung der Wattströme Nordfrieslands mittels Kartenauswertungen die These auf, dass die Zerstörung des nordfriesischen Wattenmeeres, das erst in historischer Zeit durch sturmbedingte Hochwassereinbrüche und damit verbundene Erosion entstand, vom 14. Jahrhundert bis ins 20. Jahrhundert andauert. BARTHOLDY & PEJRUP (1994) ermittelten für das Tidebecken des Grådyb im nördlichen Teil des dänischen Wattenmeeres ebenfalls ein negatives Netto-Budget für Sand und schätzten die Sandverluste im Tidebecken auf etwa 40.000 m^3 a^{-1}. Erosionstendenzen in der nördlichen Region des Wattenmeeres werden begünstigt durch die exponierte Lage dieses Gebietes gegenüber den im Nordseebecken vorherrschenden Winden bzw. Wellen aus west- bis nordwestlichen Richtungen (HOFSTEDE 1994). Wenn windbedingte Wasserstandserhöhungen und Wellenbewegungen häufig auftreten, sollten auch die erfassten mittleren Verhältnisse der Tidebeckenmorphologie diesen Windeinfluss widerspiegeln, beispielsweise durch die „Übergröße“ eines Seegats. Insbesondere in dem durch hochwasserfreie Verbindungsdämme abgeschlossenen und durch einen geringen Vorlandanteil charakterisierten Lister Tidebecken könnten Effekte von Sturmfluten und Wellen verstärkt auftreten (vgl. 2.2.2.2).

Der Dithmarscher Raum im zentralen Wattenmeer dagegen weist insgesamt eine deutlich positive Sedimentbilanz auf (HOFSTEDE 1994). Hier endet der ostwärts gerichtete Sedimenttransport entlang der west- und ostfriesischen Inseln sowie der südwärts gerichtete Transport entlang der nordfriesischen Küste. WIELAND (1984) hat die morphologische Entwicklung der Dithmarscher Bucht vor und nach der Errichtung eines neuen Seedeiches (Bauzeit 1970 bis 1978) dokumentiert, der den Überflutungsraum diese Gebietes um rund 30 km^2 verringerte. Bereits vor der Eindeichung wies die Dithmarscher Bucht eine positive Sedimentationsrate auf, die sich nach der Bedeichung auf den Watten um etwa das 3fache und in den Prielen um etwa das 8fache erhöhte. Diese Reaktion entspricht der Wiederherstellung des morphodynamischen Gleichgewichts (Verkleinerung des Wasserraumes führt zu Verkleinerung der Prielquerschnitte, vgl. 2.2.2.1). Dabei reagierte das Tideregime unmittelbar nach dem Eingriff besonders stark und pendelte sich mit fortschreitender Zeit zu einem den veränderten Kräftebedingungen entsprechenden neuen Gleichgewicht ein (WIELAND 1984).

Die westliche Region des Wattenmeeres (ostfriesischer und niederländischer Teil) bildet ein klassisches, im Schutz von Barriere-Inseln aufgewachsenes Rückseitenwatt, das wesentlich weniger exponiert ist als das nordfriesische Wattenmeer. Im westlichen Wattenmeer steht daher die Lage der Barriere-Inseln und die Gestalt der Rückseitenwatten mehr im Einklang mit den herrschenden Meereskräften als an der nordfriesischen Küste (REISE et al. 1998).

Anhand der Analyse von historischen Karten postulierten FLEMMING & DAVIS (1994), dass die teils erheblichen Veränderungen im Tideprisma einzelner Watteinzugsgebiete als Folge von Deichbau und Landgewinnung die morphologische Gestaltung der Seegaten und Barriere-Inseln im ostfriesischen Wattenmeer entscheidend mitbeeinflusst haben - neben dem küstenparallelen Strom als Sedimentlieferant und dem steigenden Meeresspiegel. Die im Zuge aktiver Landgewinnung angelegten Deiche führten im Laufe der Jahrhunderte zur Verkleinerung der Watteinzugsgebiete. Mit der dadurch erfolgten schrittweisen Verkleinerung des Tideprismas nahm die Breite der Rinnen ab und die Länge der Inseln zu (Abb. 2.2.5). Insgesamt haben die Inseln im Zeitraum von 1650-1960 in ihrer

Gesamtlänge um etwa 14 km zugenommen, die Flächenzunahme betrug 41 km². Der Zuwachs an Fläche ging einher mit einer generellen Ost- bzw. Südostverlagerung der Westköpfe und einer unterschiedlich starken Ausdehnung der Ostplaten. Besonders markant ist das Wachstum der Ostplate auf der Insel Spiekeroog. Im Verlauf von Eindeichungen und Landgewinnung verringerte sich das Einzugsgebiet der Harle im östlichen Bereich des Spiekerooger Rückseitenwatts von ca. 180 km² nach einer schweren Orkanflut im Jahr 1362 auf seine heutige Fläche von 60 km². Als Folge dieser Reduzierung des Einzugsgebietes trat auch eine massive Reduzierung des Tideprismas auf. Die daraus resultierende Verringerung des Ebbstromes führte zu einer allmählichen Versandung der ursprünglichen Harle Balje und ihren Seitenprielen, wobei der Sand aus dem damals vorgelagerten Ebbdelta angeliefert wurde. Dabei nahm die Breite der Harle Balje von ca. 6 km auf 2,5 km ab, gleichzeitig dehnte sich die Insel Spiekeroog nach Osten aus (FLEMMING & DAVIS 1994). Dies entspricht der morphologischen Reaktion, die nach den empirischen Gleichgewichtsbeziehungen in Tidebecken zu erwarten war - nach einer Verkleinerung des Einzugsgebietes und somit des Tideprismas wird der Seegatquerschnitt ebenfalls verkleinert.

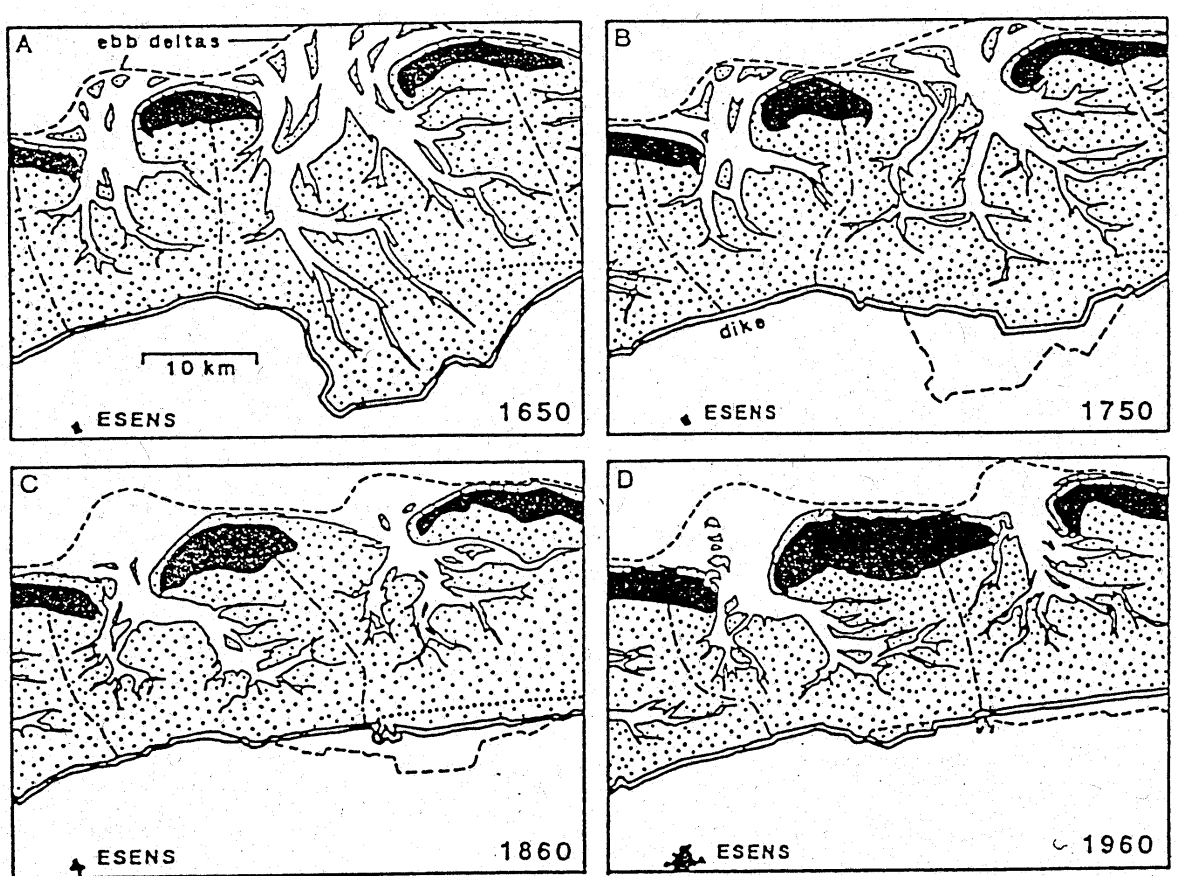


Abb. 2.2.5: Ostfriesisches Wattenmeer (Spiekerooger Rückseitenwatt und benachbarten Inseln Langeoog und Wangerooge sowie den Seegaten Otzumer Balje und Harle): mit schrittweiser Reduktion des Tidevolumens durch Landgewinnung in der Harlebucht nahm die Rinnenbreite ab und Insellänge zu (aus FLEMMING & DAVIS 1994)

Ähnliche morphologische Tendenzen sind auch für den Bereich des angrenzenden niederländischen Wattenmeeres dokumentiert. Für dieses Gebiet wurde eine Netto-Deposition von Sand in der Größenordnung von 8-21*10^6 m^3 a^{-1} ermittelt (OOST & DE BOER 1994). Dieser Sand stammt von der Erosion von Sänden, Stränden und Dünen von den Inseln und von den Außendeltas der Seegaten sowie vom küstennahen Nordseeboden (EISMA 1991) und wird auf den Watten deponiert, die im niederländischen

Wattenmeer zu 87,5 % aus sandigen Sedimenten bestehen (OOST & DE BOER 1994). Im westlichen Teil des niederländischen Wattenmeeres (Tidebecken von Marsdiep, Eijerlandse Gat und Vlie, vgl. Tab. 2.2.1) paßt sich das aktuelle Muster von Sedimentation und Erosion noch immer den Veränderungen der Gezeitenströme an, die durch den Bau des Abschlußdeichs (1932) hervorgerufen wurden. Die Abdämmung der Zuiderzee durch den Abschlußdeich sowie der Abschluss der Lauwerszee (1969) waren die zwei größten Eingriffe im niederländischen Wattenmeer. Beide Eindeichungen haben die regionalen Muster der Seegaten, Rinnen und Watten stark verändert. Es trat eine Netto-Sedimentation auf, die in den ersten Jahrzehnten nach der Abdeichung am stärksten war (Abb. 2.2.6). Insbesondere der Bau des Abschlussdeiches hatte einschneidende Folgen, die sich nach KLOK & SCHALKERS (1980) in 4 Gruppen einteilen lassen:

1. Anstieg des Tidenhubs
2. Veränderungen der Gezeitenströme (Richtung und Stärke)
3. Anstieg der Sturmfluthöhen
4. Morphologische Veränderungen:
    a. Einzugsgebiete der Seegaten änderten sich

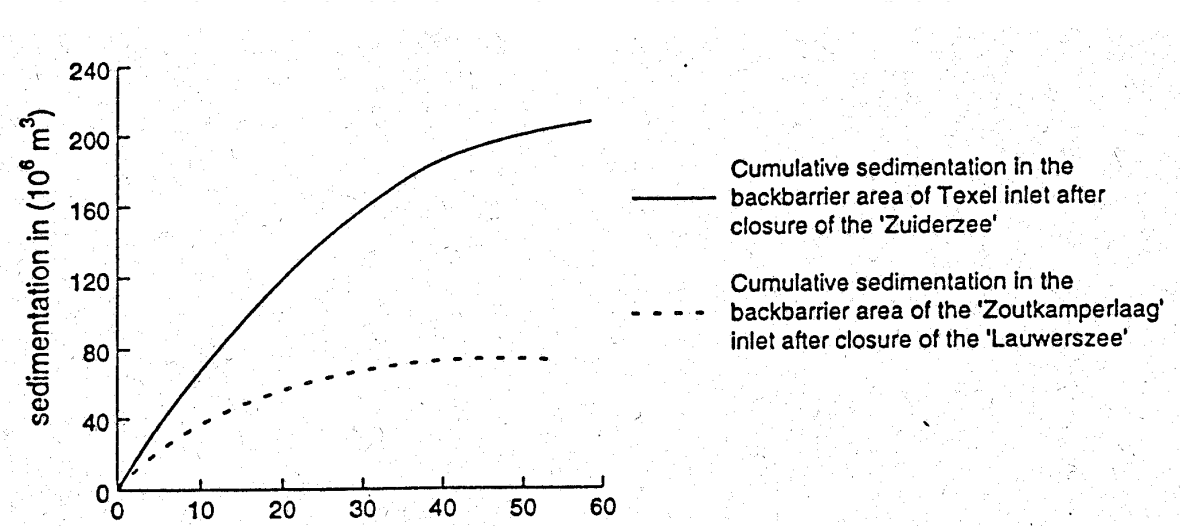


Abb. 2.2.6: Sedimentation als Folge der Abdeichung Zuiderzee und Lauwerszee (aus OOST & DE BOER 1994)

Vor dem Bau des Abschlußdeichs betrug die Fläche des westlichen holländischen Wattenmeers 5000 km². Nach dem Bau des Abschlußdeichs waren hiervon nur noch 1500 km² übrig, was einer Verringerung um 70 % entspricht. Die Abdämmung der Zuiderzee hat sich auf die Tide-Entwicklung bis nach Ameland hin ausgewirkt. Da nach der Abdämmung weniger Stauraum für dieselbe Wassermenge zur Verfügung stand als vorher, hat sich die Fluthöhe in den entsprechenden Gebieten verstärkt. Nach Verschluss des Dammes zeigte der mittlere Tidenhub am Pegel Harlingen einen deutlichen Anstieg von über einem halben Meter, wobei sowohl das Niedrigwasser zurückging als auch das Hochwasser anstieg. Das Tidevolumen stieg im Marsdiep um 25 % an, im Eijerlandse Gat um 7 % und in der Vlie um 15 % an (STEYAERT & BAKKER 1994). Die vergrößerten Tidevolumina hatten eine Verstärkung der Erosion in den Seegaten zur Folge, zugleich änderten sich die Strömungen und ihre Muster. Während als Folge der veränderten Strömungsmuster die von Westen nach Osten laufenden Rinnen stärker erodierten, füllten sich die in nord-südlichen Richtungen verlaufenden, jetzt als Sackgasse endenden Rinnen mit Sand und Schlick. Während der ersten

50 Jahre nach der Erstellung des Dammes wurden etwa 200 Mio. m³ Sand aus der Nordsee in den westlichen Teil des Marsdiep transportiert (STEYAERT & BAKKER 1994), danach verlangsamte sich die Umlagerung.

2.2.2.5 Die Bedeutung tidebeckenspezifischer und regionaler Unterschiede

Zusammenfassend ergeben sich sowohl auf regionaler Ebene als auch bei der Betrachtung einzelner Tidebecken Unterschiede in der morphologischen Entwicklung. Die im Lister Tidebecken parallel zu der Verkleinerung des Einzugsgebietes durch Deichbau und Landgewinnung erfolgte Erosion im Bereich der Wattrinnen ist in der nördlichen Region des Wattenmeeres keine Ausnahme. Die exponierte Lage dieser Wattenmeerregion gegenüber den vorherrschenden Westwinden könnte die dort beobachteten Erosionstendenzen begünstigen. Das Lister Tidebecken ist im besonderen Maße durch hochwasserfreie Dämme abgeschlossen und durch einen geringen Vorlandanteil gekennzeichnet. Diese beckenspezifische Morphologie könnte die Effekte von Sturmfluten und Wellen und damit die Erosionstendenzen verstärken. Die morphologische Entwicklung des Lister Tidebeckens entspricht nicht der nach der Annahme eines morphodynamischen Gleichgewichts erwarteten Reaktion und läßt sich nicht auf andere Tidebecken übertragen. Auch innerhalb eines Tidebeckens können sich wesentliche Unterschiede in der morphologischen Entwicklung verschiedener Gebiete ergeben, die bei einer Betrachtung auf der Ebene eines Tidebeckens nicht berücksichtigt werden.

Für die Region des westlichen Wattenmeeres (niederländischer und ostfriesischer Bereich) wurde in verschiedenen Studien belegt, dass die Verkleinerung eines Tidebeckens infolge von Eindeichungen zur Ablagerung von Sediment in den Rinnenbereichen führt, wodurch sich der Seegatquerschnitt verkleinert. Dies entspricht der nach den empirischen Gleichgewichtsbeziehungen in Tidebecken zu erwartenden Reaktion. In der westlichen Region des Wattenmeeres steht die Lage der Inseln und die Gestalt der Rückseitenwatten mehr im Einklang mit den herrschenden Meereskräften als im nordfriesischen Wattenmeer, das erst durch sturmbedingte Hochwassereinbrüche und damit verbundener Erosion des Festlandes entstanden ist und durch seine exponierte Lage gekennzeichnet ist. Diese regionalen Unterschiede könnten zu den gegenläufigen morphologischen Entwicklungen beigetragen haben.

Demnach ergeben sich sowohl regionale als auch tidebeckenspezifische Unterschiede in der morphologischen Entwicklung des Wattenmeeres. Als Folge von Eindeichung und Landgewinnung sind fast alle Tidebecken des Wattenmeeres kleiner geworden. Das führt zu Veränderungen in der Geomorphologie und Hydrographie, wobei die morphologischen Reaktionen jedoch nicht einheitlich sind. Diese unterschiedlichen Reaktionsweisen sollten auch bei Prognosen über die künftige morphologische Entwicklung des Wattenmeeres berücksichtigt werden (vgl. **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.**).

2.2.3 Schwebstofftransport und Sedimentation von Feinmaterial

Insgesamt ist das Wattenmeer ein Depositionsgebiet für Schwebstoffe (Abb. 2.2.7; EISMA & IRION 1988). Als Schwebstoff (Seston) wird die Gesamtheit des im Wasser schwebenden toten und lebenden Materials bezeichnet (mineralische Feststoffe, Detritus, Plankton), aus dem sich Sedimente bilden können. POSTMA (1984) definierte eine „line of no return“ für Schwebstoffe in der Deutschen Bucht: nur Schwebstoffe seewärts dieser Linie bleiben in der offenen See und können wegtransportiert werden; Schwebstoffe landwärts dieser Linie werden eingefangen und ins Wattenmeer verfrachtet („coastal trapping“). Sie werden vom Gezeitenstrom transportiert, der durch Wellen-

bewegungen verstärkt wird. Im Wattenmeer nehmen die Schwebstoffkonzentrationen generell landwärts zu (POSTMA 1981). Der landwärts gerichtete Netto-Transport der Schwebstoffe wird von verschiedenen Prozessen gesteuert (DRONKERS 1984), ein wesentlicher Prozeß ist der asymmetrische Tideverlauf („scour lag and settling lag effects" POSTMA 1967; VAN STRAATEN & KUENEN 1957). Die Schwebstoffe werden insbesondere an den inneren Rändern des Wattenmeeres abgelagert. Im Bereich der Seegaten und Wattströme sind die Strömungsgeschwindigkeiten zu hoch für die Sedimentation von Feinmaterial. Mit zunehmender Entfernung vom Seegat nimmt die Strömungsgeschwindigkeit ab, die Sedimentation von Feinmaterial und der Schlickgehalt des Wattbodens nehmen zu. Schlick besteht vornehmlich aus Silt und Ton (Korngröße <63 µm) mit organischen Beimengungen und kann sich nur unter sehr ruhigen Sedimentationsbedingungen ablagern. Die Schlickbildung kann auf zwei Arten erfolgen: physikalisch, durch die Ablagerung von Schwebstoffen in strömungsgeschützten Gebieten und durch biogene Sedimentation (vgl. 2.2.4).

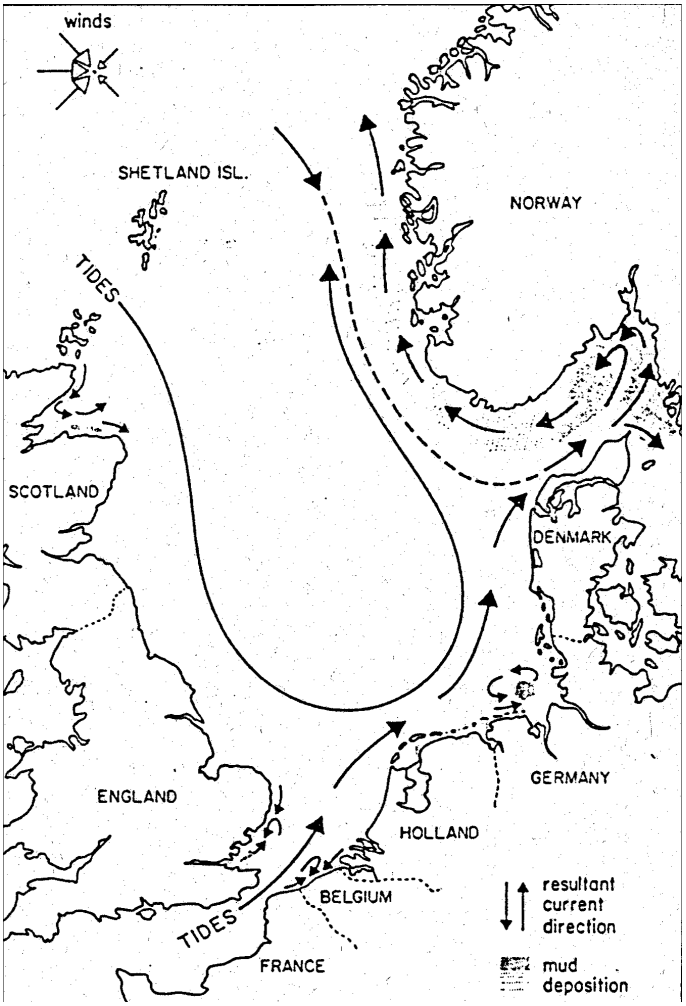


Abb. 2.2.7: Das Wattenmeer als eines der Sedimentationsgebiete der Nordsee (aus EISMA & IRION 1988)

Nur wenige Prozent der gesamten Schwebstoffmenge, die durch das Wattenmeer transportiert wird, werden dort auch zurückgehalten, wobei deutliche lokale Unterschiede auftreten (POSTMA 1981). EISMA & IRION (1988) schätzten anhand von Literaturstudien die Netto-Akkumulation von Feinmaterial (<125 µm) im gesamten Wattenmeer sowie dem Wash an der ostenglischen Küste auf $5*10^6$ t a^{-1}. Zudem unterliegt die Deposition von Feinmaterial einem deutlichen Jahreszyklus mit hohen Depositionsraten im Sommer (cm a^{-1}) und Erosion in stürmischen Wintermonaten, so dass sich langfristig niedrige Sedimentationsraten (mm a^{-1}) ergeben (DE HAAS & EISMA 1993).

2.2.3.1 Fallbeispiel Lister Tidebecken

Schwebstofftransporte und Sedimentverteilung im Lister Tidebecken wurden im Rahmen von SWAP untersucht und ein Budget für Feinmaterial für dieses Tidebecken aufgestellt (BAYERL et al. 1998; PEJRUP et al. 1997). Im folgenden werden die entsprechenden Ergebnisse aus dem SWAP Projekt kurz dargestellt und in Bezug auf die Entwicklungen in den anderen Teilen des Wattenmeeres diskutiert.

Die Sedimentverteilung im Sylter Wattenmeer zeigt die typische Zonierung in einer Bucht mit einer Zunahme des Feinanteils vom sandigen Zentrum der Bucht zu den Rändern. Örtliche Besonderheiten im Sylter Wattenmeer entstehen durch den starken äolischen Eintrag von groben Sanden aus den Dünen des Listlandes und von Rømø sowie durch Materialzufuhr von den Kliffs von Braderup, Morsum und Emmerlev. Sandwatt nimmt den größten Teil des Eulitorals ein (72 %). Sandige Sedimente herrschen auch im gesamten Sublitoral vor. Das Mischwatt (Anteil <63 µm 10 - 50 %) ist als ufernaher schmaler Streifen entlang der Inseln und Dämme ausgebildet und umfasst 25 % des Eulitorals. Schlickwatt (Anteil <63 µm über 50 %) bedeckt nur 3 % des Eulitorals. Es befindet sich in größerer Ausdehnung nur im nördlichen Teil des Tidebeckens in landnahen Winkeln vor dem Rømødamm.

Die Schwebstoffkonzentrationen betrugen im Lister Tief nur wenige mg l^{-1} und lagen damit im Bereich der Konzentrationen in der offenen Nordsee (EISMA 1981). Beim Übergang in das Wattenmeer (Übergang des Lister Tiefs zu den drei Hauptwattstromrinnen) stiegen die Werte auf etwa 10 mg l^{-1} an (AUSTEN et al. 1998). In Richtung der Hochwasserlinien im Inneren der Bucht traten noch höhere Konzentrationen (Trübungsmaxima) auf, die vereinzelt über 100 mg l^{-1} betrugen.

Strömungsmessungen in den Rinnen und auf den Wattflächen des Lister Tidebeckens ergaben, dass der zeitliche Anstieg des Flutstroms in den Rinnen steiler ist als der des Ebbstroms. Diese Asymmetrie verstärkt sich auf den Wattflächen, so dass die Flutphasen immer kürzer und die Ebbphasen immer länger werden. Entsprechend treten bei Flut höhere Strömungsgeschwindigkeiten als bei Ebbe auf und bewirken die beobachtete landnahe Anreicherung von Schwebstoffen („scour lag and settling lag effects“, vgl. 2.2.3). Daneben spielen aber, vor allem in flacheren Gebieten, lokale Erosionsprozesse durch Seegang eine Rolle.

Insgesamt wiesen die Messungen und Modellierungen zur Schwebstoffbilanz des Lister Tidebeckens bei durchschnittlichen Turbulenzverhältnissen auf eine ausgeglichene Bilanz bzw. eine Eintragstendenz hin. In geschützten Wattbereichen mit hoher Schwebstoffkonzentration und höherem organischen Anteil fand verstärkt Sedimentation statt. Unter Extrembedingungen, z. B. Sturmfluten, kann sich jedoch die Schwebstoffbilanz grundlegend ändern und die Transportrichtung umkehren, wie am Beispiel des Königshafens deutlich wurde. Dort kam es bei starken Ostwinden und entsprechendem Wellenschlag zu einem starken Austrag von Feinmaterial. Anhand einer Schwebstoffmodellierung ließ sich zeigen, dass der Seegangsanteil an der Bodenschubspannung den Strömungsanteil insbesondere in Flachwassergebieten um ein Mehrfaches übersteigen kann. Auf den Wattflächen übertrifft die vom Seegang erzeugte Bodenschubspannung die der Tidenströmung schon bei mäßigen Winden. Deposition, Erosion und Schwebstoffkonzentration werden daher durch Seegang und Starkwindlagen stark beeinflusst. Die Beobachtungen in SWAP weisen tendenziell auf diesen Sachverhalt hin, reichen aber für eine quantitative Beschreibung nicht aus (vgl. 2.2.7).

Im Rahmen von SWAP wurde ein Budget für die Akkumulation von Feinsedimenten (<63 µm) im Lister Tidebecken aufgestellt (BAYERL et al. 1998; PEJRUP et al. 1997). Die Sedimentation von Feinmaterial erfolgte vor allem in geschützten Gebieten südlich des Rømødamms und an der Nordseite des Hindenburgdamms. Die ^{210}Pb-Datierungen von Sedimentkernen ergaben eine Spanne bei den Akku-

mulationsraten von Feinmaterial zwischen 0,6 und 5,1 kg m^{-2} a^{-1}. Die Netto-Akkumulation von feinkörnigen Sedimenten erreicht 58.000 t a^{-1} und stammt aus verschiedenen Quellen. Der höchste Anteil mit 64 % wird aus der Nordsee eingetragen, aus lokalen Flusseinträgen stammen 14 %, aus der Küstenerosion (Kanten von Salzmarschen) 5 % und aus der atmosphärischen Deposition 2 %. Der Beitrag der Primärproduktion wird auf 15 % geschätzt. Der Hauptteil des Feinmaterials, das im Lister Tidebecken akkumuliert, findet sich in Schlick- und Mischwatten (49.000 t a^{-1} im Eulitoralbereich). Die Salzwiesen akkumulieren 15,5 % des Feinmaterials (9.000 t a^{-1}). Dabei kann auf den Salzwiesen Sediment akkumuliert werden und gleichzeitig die Kante im Abbruch liegen (EHLERS et al. 1993).

2.2.3.2 Fangeffizienz von Tidebecken für Feinmaterial

Im Vergleich zu anderen Wattgebieten ist die Akkumulationsrate von Feinmaterial in den Randbereichen des Lister Tidebeckens gering und damit auch seine Funktion als Sedimentfalle. Es ergibt sich nur eine durchschnittliche jährliche Rate von 0,2 g m^{-3} a^{-1} gegenüber 1 g m^{-3} a^{-1} wie von EISMA (1981) sowie BARTHOLDY & PHEIFFER MADSEN (1985) als Richtwert für den Eintrag von Feinmaterial aus der Nordsee ins Wattenmeer angegeben wurde. Das Budget von Feinmaterial zeigt, dass die Netto-Akkumulation von Feinmaterial im Lister Tidebecken nur halb so hoch ist wie im Grådyb Tidebecken im nördlichen Teil des dänischen Wattenmeeres. Für das Grådyb Tidebecken berechneten BARTHOLDY & PHEIFFER MADSEN (1985) eine Netto-Akkumulation von jährlich 142.000 Tonnen Feinmaterial (<63 µm). Davon werden 72.000 t a^{-1} in den Salzwiesengebieten akkumuliert und 70.000 t a^{-1} in Schlick- und Mischwatten. Das Feinmaterial wird zu 85 % (120.000 t a^{-1}) aus der Nordsee importiert, die verbleibenden 15 % stammen aus lokalen Flusseinträgen, Küstenerosion, Primärproduktion sowie Depositen aus der Atmosphäre.

Der Import von Feinmaterial ins Grådyb Tidebecken findet episodisch statt und ist gekoppelt an Windperioden nach ausgedehnten Schönwetterzeiten (BARTHOLDY 1997). In Sturmperioden dagegen führt die erhöhte Hydrodynamik auf den Watten dazu, dass Partikel resuspendiert und die Schwebstoffkonzentrationen erheblich erhöht werden. Zusammen mit steigenden Wasserständen bei Sturm ergeben sich optimale Bedingungen für Sedimentation in den Salzwiesen. Andererseits jedoch begünstigt der Austausch von schwebstoffreichem Wasser im Tidebecken mit schwebstoffarmen Küstenwasser den Export von Feinmaterial. Insgesamt kommt es in Sturmperioden zu einem Netto-Export von Feinmaterial aus dem Grådyb Tidebecken - unter den gleichen Bedingungen, die dazu führen, dass die Salzwiesen überflutet werden und dort Sediment akkumuliert (BARTHOLDY 1997). Ein hoher Salzwiesenanteil in einem Tidebecken trägt dazu bei, den Netto-Export von Feinmaterial bei Sturmtiden zu vermindern.

Der Vergleich beider Tidebecken zeigt, dass das Grådyb Tidebecken einen hohen Anteil von Salzwiesen enthält (Tabelle 2.2.2), welche die Hälfte des Feinmaterials akkumulieren, während das Lister Tidebecken einen sehr viel geringeren Anteil Salzwiesen enthält, die wesentlich weniger bedeutend für die Gesamtakkumulation im Tidebecken sind. Auch der Anteil von Schlick- und Mischwatten, auf denen ebenfalls Feinmaterial sedimentiert, ist im Grådyb wesentlich höher als im Lister Tidebecken.

Tabelle 2.2.2: Vergleich der Tidebecken des Lister Tiefs und des Grådyb. Angaben Lister Tidebecken nach BAYERL et al. (1998), Grådyb Tidebecken nach BARTHOLDY & PHEIFFER MADSEN (1985)

Kenngröße	Lister Tidebecken	Grådyb Tidebecken
Gesamtfläche (incl. Salzwiesen)	411 km²	169 km²
Tideprisma	$560*10^6$ m³	$138*10^6$ m³
Salzwiesen	10 km² (2,4 % v. Gesamtfläche)	31 km² (18 % v. Gesamtfläche)
Eulitoral, davon Sandwatten Schlick- u. Mischwatten	159 km² 114,7 km² (72 % v. Eulitoral) 44,3 km² (28 % v. Eulitoral)	76 km² 41 km² (54 % v. Eulitoral) 35 km² (46 % v. Eulitoral)

Demzufolge ist die Morphologie eines Tidebeckens ein bestimmender Faktor für die Akkumulation von feinkörnigen Sedimenten. In exponierten Tidebecken mit einem geringen Anteil von Salzwiesen und geschützten Wattbereichen ist die Sedimentakkumulation geringer. Im Lister Tidebecken sind die meisten Eulitoralflächen vergleichsweise exponiert. Im Vergleich zum übrigen Wattenmeer ist der Flächenanteil schlickiger Watten im oberen Gezeitenbereich (<3 % des Eulitorals) und der supralitorale Salzwiesenbereich (<3 %der Gesamtfläche) gering (REISE et al. 1998).

Typische Sedimentationsgebiete mit ausgeprägtem Falleneffekt für Sinkstoffe sind geschützte Wattenmeerbuchten. Zudem wird die Akkumulation von Feinsedimenten erhöht, wenn eine Wattenmeerbucht bedeutende Flusseinträge erhält und tief ins Land reicht wie der Jadebusen und der Dollart. Diese beiden Gebiete zeichnen sich durch eine hohe Fangeffizienz für Feinmaterial aus (Tabelle 2.2.3) und besitzen einen vergleichsweise hohen Anteil von schlickigen Watten (POSTMA 1981). Sie gehören zu den wenigen geschützten Buchten, die im Wattenmeer verblieben sind, während die meisten anderen im Rahmen von Küstenbegradigung und Landgewinnung abgedeicht wurden (vgl. 2.2.3.5).

Im Jadebusen findet, trotz der Eingriffe durch Deichbau und Fahrrinnenbaggerung (FARKE 1994), eine erhebliche Sedimentakkumulation statt. Anhand von Kartenauswertungen dokumentierten FRELS & DEMUTH (1987), dass im Westen und im Südteil des Jadebusens in den vergangenen 100 Jahren eine natürliche Watterhöhung von mehr als 50 cm erfolgte. Damit wurde das Maß des säkularen relativen Meeresspiegelanstiegs von ca. 25 cm in diesem Bereich erheblich überschritten und ein starker Verlandungsprozess erkennbar. Dagegen gab es in stärker exponierten Teilen des östlichen Jadebusens keine Netto-Sedimentation. Dort finden sich überwiegend sandige Sedimente, während im westlichen Teil des Jadebusens die Feinfraktionen Ton und Silt dominieren. Die Sedimente des Jadebusen stammen aus der inneren Deutschen Bucht, insbesondere aus dem „Schlickgebiet“, einer 500 km² großen Fläche mit feinkörnigen Sedimenten vor den Ästuaren von Elbe und Weser (IRION et al. 1997).

Ebenso wie der Jadebusen wird das Ems-Dollart Ästuar von Fahrrinnenbaggerungen beeinflusst, die Auswirkungen auf Sedimenthaushalt und Schwebstofftransporte haben (HÖPNER 1994). Im Dollart erfolgt eine Netto-Sedimentation von 1-2 mm a^{-1} im langjährigen Durchschnitt (maximal 8 mm a^{-1}). Der Netto-Import aus der Nordsee erfolgt insbesondere bei ruhigem Wetter, während bei Stürmen die Watten erodieren und Schwebstoffe in großen Mengen seewärts transportiert werden (DE HAAS & EISMA 1993). Im Dollart treten daher deutliche saisonale Effekte beim Schwebstofftransport auf. Am Ende des Sommers kann eine Schicht von 5-10 cm Feinmaterial auf den Watten akkumuliert sein, die jedoch von den Winterstürmen großteils wieder erodiert werden, so dass durchschnittlich weniger als 10 % des Feinmaterials als dünne, verfestigte Schicht auf den Watten liegen bleibt. Die Sedimente

des Dollart sind überwiegend feinkörnig (Korngrößen <150 µm), wobei Tone den Hauptteil bilden (DE HAAS & EISMA 1993).

Tabelle 2.2.3: Zum Vergleich der Akkumulationsraten von Feinmaterial (<63 µm) in verschiedenen Tidebecken wurde die Kenngröße „Fangeffizienz“ eines Tidebeckens für Feinmaterial definiert (BARTHOLDY & PHEIFFER MADSEN 1985): Fangeffizienz (g m^{-3}) = Akkumulation (g a^{-1})/mittleres Tidevolumen (m^3 a^{-1})

**Teil des Grådyb Tidebecken mit sehr hohem Salzwiesenanteil (40 % im Vergleich zu 18 % im gesamten Tidebecken) und daher hohe Fangeffizienz für Feinmaterial

Gebiet	Fangeffizienz (g/m^3)	Referenz
Lister Tidebecken	0,2	PEJRUP et al. (1997)
Grådyb Tidebecken	1,5	BARTHOLDY & PHEIFFER MADSEN (1985)
Hobo Dyb**	2	BARTHOLDY & PHEIFFER MADSEN (1985)
Jadebusen	1,8	kalkuliert nach EISMA (1981) von BARTHOLDY & PHEIFFER MADSEN (1985)
Dollart	3,1	kalkuliert nach VAN ES (1977) von BARTHOLDY & PHEIFFER MADSEN (1985)

2.2.3.3 Sedimentdynamik

In den durchschnittlichen Sedimentationsraten und Sedimentbudgets von Tidebecken verbirgt sich eine teils erhebliche Variabilität auf interannueller, saisonaler und kurzfristiger (Zeitraum von Tagen) Skala. Im Rahmen der Bilanzierungen für das Grådyb Tidebecken und für den Dollart wurde die Bedeutung von Sturmperioden, die insbesondere in den Wintermonaten auftreten, bereits aufgezeigt (vgl. 2.2.3.2). Während Stürmen können große Mengen Feinmaterial erodiert und aus einem Tidebecken exportiert werden (DRONKERS 1984). Wie hoch diese Exporte sind, hängt u. a. von dem Vorlandanteil eines Tidebeckens ab, da Salzwiesen als Sedimentfänger bei Sturmperioden fungieren (vgl. 2.2.3.4).

Extremereignisse wie Sturmtiden oder Eiswinter wirken als natürliche Störungen auf das Ökosystem des Wattenmeeres (DITTMANN & GRIMM 1999). Über die quantitativen Auswirkung von Sturmtiden ist bislang vergleichsweise wenig bekannt, direkte Messungen unter Extrembedingungen sind schwierig und fehlen daher weitgehend (vgl. 2.2.7). Die morphologischen Effekte eines anderen Extremereignisses, des Eiswinters 1995/96, konnten im Rahmen von ELAWAT genauer analysiert werden. Im Spiekerooger Rückseitenwatt gibt es generelle saisonale Unterschiede in der Morphodynamik mit stärkerer Umlagerung im Winter und Stabilisierung im Sommer. Während der Wintermonate kommt es zu einer Zunahme der Schwebstofffracht und einer deutlichen Abnahme der feineren Fraktionen in den Sedimenten (HILD 1999). Auf der Swinnplate im Spiekerooger Rückseitenwatt wird die lokale Morphodynamik stark von den Miesmuschelbänken beeinflusst, wo in den Sommermonaten Biodeposite akkumulieren und im Winter Erosion stattfindet (vgl. 2.2.4). Dieser saisonale Zyklus wurde durch das Extremereignis Eiswinter (1995/96) unterbrochen. Auf der Swinnplate kam es zu einem völligen Verlust der Miesmuschelbänke und stellenweise massiver Erosion. Daher blieb die Biodeposition im Frühsommer aus und das Gebiet unterlag rein hydrodynamischen Bedingungen. Trotz dieser Veränderungen reorganisierte sich die Morphologie in diesem Gebiet innerhalb von 6 Monaten nach dem Eiswinter wieder (GRIMM et al. 1998).

Die im Rahmen des Forschungsvorhabens TRANSWATT (Transport, Transfer und Transformation von Biomasse-Elementen in Wattgewässern) ebenfalls im Eiswinter 1995/96 durchgeführten Untersuchungen ergaben, dass eine erhebliche Sedimentmenge im Januar/Februar durch Eiserosion mobilisiert wurde und im März durch schmelzende Eisschollen in die Wassersäule entlassen wurde. Daher traten im März 1996 die höchsten durchschnittlichen Schwebstoffkonzentrationen im Jahresverlauf auf (PULS et al. 1998). Bis zu 50 mg l^{-1} Schwebstoff wurden in der Wassersäule gefunden, wobei der Anteil von partikulärem organischen Kohlenstoff bei 4-10 % lag (REIMER et al. 1998).

Saisonale Effekte wie Eisgang oder Stürme führen zu teils erheblichen kurzfristigen Umlagerungen der Sedimente und damit auch zu Veränderungen der Morphologie. Das System Wattenmeer reagiert auf diese Prozesse resilient, d. h. nach Abklingen der erhöhten Energieeinträge wird überwiegend die Ausgangssituation in der Sedimentverteilung und Morphologie wiederhergestellt (GRIMM et al. 1999). Bei langfristiger Betrachtung bleiben trotz starker saisonaler oder interannueller Variabilität die großräumigen morphologischen Strukturen in einem Tidebecken erhalten. Dagegen kann eine langfristige Erhöhung des Energieeintrages zu dauerhaften Veränderungen in der Sedimentdynamik und daraus resultierend auch in der Morphologie führen (BARTHOLOMÄ & FLEMMING 1996). Erhöhte Energieeinträge in ein Tidebecken können beispielsweise als Folge eines Meeresspiegelanstiegs, einer Zunahme der Sturmfluthäufigkeiten und/oder durch Zunahme der mittleren Windgeschwindigkeiten auftreten. Veränderungen in der Sturmtätigkeit (Intensität und Häufigkeit) bzw. die dadurch verursachten kurzfristigen, aber extremen Wasserstandserhöhungen sind für die morphologische Entwicklung des Wattenmeeres von großer Bedeutung (HOFSTEDE 1994).

Nördlich von Cuxhaven hat die Häufigkeit und Intensität schwerer Sturmfluten seit Anfang der 60er Jahre stark zugenommen, auf der Insel Sylt traten 16 der 25 schwersten Sturmfluten seit 1900 nach 1960 auf (FÜHRBÖTER & DETTE 1992). Diese Entwicklung könnte die Erosionstendenzen im Lister Tidebecken gefördert und die Fangeffizienz für Feinsedimente verringert haben. Auch an der Außenküste der Insel Sylt ist eine beschleunigte Erosion dokumentiert. Nach HOFSTEDE (1994) war als Folge der Zunahme der Sturmtätigkeit sowie der Beschleunigung des MTHw-Anstiegs der generelle Rückgang der Insel Sylt über die Periode 1950 bis 1984 fast doppelt so hoch wie im Zeitraum 1870-1950.

2.2.3.4 Bedeutung der Salzwiesen für die Sedimentation

Salzwiesen entstehen natürlicherweise in vor Seegang geschützten Gebieten, in denen Schwebstoffe abgelagert werden. Hat der Wattboden eine entsprechende Höhe in Relation zur mittleren Tidehochwasserlinie erreicht, können sich Pionierpflanzen (Queller oder Schlickgras) ansiedeln und die Salzwiesenbildung beginnt. Da Salzwiesen insbesondere bei Sturmfluten Wellenenergie absorbieren, haben sie eine wichtige Funktion für den Küstenschutz (z. B. DIJKEMA et al. 1990). Langfristig betrachtet sind Salzwiesen Sedimentfallen (LEONARD et al. 1995), auf denen Schwebstoffe und bei Sturmfluten auch gröbere Partikel (Sand) von der Vegetation festgehalten und abgelagert werden. Die Akkumulationsraten sind interannuell und saisonal verschieden, wobei kurzfristig auch Verluste auftreten können (STEVENSON et al. 1988). Nach OOST (1995) wird auf den Salzwiesen Schlick in größeren Mengen insbesondere in der zweiten Herbsthälfte abgelagert, den „Schlickmonaten“, wie sie früher von den Eigentümern der Salzwiesen genannt wurden. Mit den winterlichen Sturmfluten werden auch Sand und Muschelschill auf den Salzwiesen des Wattenmeeres abgelagert und später wieder mit Lagen aus Feinmaterial bedeckt (EHLERS et al. 1993).

Auf den Salzwiesen im Wattenmeer sind Sedimentationsraten in der Größenordnung von Zentimetern pro Jahr dokumentiert. Im schleswig-holsteinischen Wattenmeer wurden im Rahmen der Ökosystemforschung Sedimentationsraten in den Salzwiesen von 0,6 bis 2,6 cm a^{-1} gemessen (STOCK et al.

1997). DIECKMANN (1988) fand ebenfalls durchschnittliche Raten von 0,6 bis 2,5 cm a^{-1} in Schleswig-Holstein. EHLERS et al. (1993) ermittelten für Sylter Salzwiesen jährliche mittlere Aufhöhungen von knapp 1 cm. Für den Bereich des niederländischen Wattenmeeres nennen DIJKEMA et al. (1990) mittlere Werte von 1,6 cm a^{-1} in Friesland und 1,1 cm/a in Groningen für die vertikale Akkumulation auf den Salzwiesen. Im dänischen Wattenmeer geben BARTHOLDY & PEJRUP (1994) eine mittlere Akkumulationsrate von 1 cm a^{-1} für eine exponierte Festlandsalzwiese mit Kliffkante an.

Während auf den Salzwiesen Sediment akkumuliert, da die Vegetationsdecke die Sedimentation fördert und vor Erosion schützt, kann gleichzeitig Erosion an der seewärtigen Salzwiesenkante auftreten und zur Kliffbildung führen (EHLERS 1988). Die Pionierzone wird besonders von den Wellen beeinflusst und hat keine geschlossene Vegetationsdecke, so dass Erosion in dieser Zone begünstigt wird. Die an vielen Vorlandkanten beobachtete Erosion (ERCHINGER et al. 1994; DIJKEMA et al. 1990) geht einher mit einem Anstieg der mittleren Hochwasserstände in den letzten 25 Jahren (0,44 cm a^{-1} im niederländischen Wattenmeer (DIJKEMA et al. 1990) und 0,46 cm a^{-1} im deutschen Wattenmeer (JENSEN et al. 1988). Die dadurch verursachte höhere Überflutungshäufigkeit kann die Kliffbildung entlang der Salzwiesen verursachen (BAKKER et al. 1993). Aufgrund von Küstenbegradigung und Deichbau sind an der Festlandküste nur noch wenige geschützte Standorte erhalten, wo ein natürliches Anwachsen der Salzwiesenfläche in seewärtige Richtung möglich ist.

Die Erosionstendenz an den Salzwiesenrändern tritt nicht nur im Wattenmeer auf, auch die meisten Ästuarsalzwiesen im Südwesten der Niederlande zeigen Erosion. Die hohen Raten der Klifferosion (bis 4 m a^{-1}) im östlichen Teil des Westerschelde-Ästuars stehen in Verbindung mit einem Anstieg der Strömungsgeschwindigkeiten (BAKKER et al. 1993). Auch im Oosterschelde-Ästuar sind 75 % der Salzwiesenränder erodierende Kliffkanten. Dennoch ist das Sedimentbudget der Marsch positiv, da die Sedimentablagerung in der aufwachsenden Marschzone die Sedimentverluste durch den Abbruch an der Kliffkante um den Faktor 10-20 übersteigt (OENEMA & DELAUNE 1988). Nach dem Bau der Sturmflut-Barriere reduzierte sich der Tidenhub und es wurde erwartet, dass sich die Klifferosion dadurch verringerte. Jedoch blieben die Raten unverändert hoch (BAKKER et al. 1993).

Zusammenfassend stellen Salzwiesen wichtige Sedimentationsgebiete dar und können den Sedimenthaushalt eines Tidebeckens je nach Flächenanteil entscheidend beeinflussen. Dies gilt insbesondere für die Akkumulation von Feinmaterial, jedoch auch für die aperiodisch bei Sturmtiden erfolgende Ablagerung von gröberen Partikeln. Zeitgleich zu den Akkumulationsvorgängen auf der Salzwiesenfläche kann an den Kanten Erosion stattfinden, so dass die Salzwiesen auch als Sedimentlieferanten fungieren.

2.2.3.5 Einfluss des Deichbaus auf den Haushalt von Feinsedimenten

Das Ökosystem Wattenmeer wurde in historischer Zeit durch die sukzessiven Eindeichungen seit dem Mittelalter nachhaltig verändert (z. B. REISE 1998b, 1996; WOLFF 1992; EHLERS 1988). Durch den Deichbau wurde das Wattenmeer von Küstenmarschen und Mooren abgetrennt, Übergangslebensräume (Brackwasserröhrichte) verschwanden, Salzwiesen wurden eingedeicht und trockengelegt. Mit zunehmend besserer Deichbautechnik wurden ganze Buchten abgedeicht, die größte war die 3700 km² große Zuiderzee (1932), andere Beispiele sind die Lauwerszee (1969) und die Nordstrander Bucht (1987). Im heutigen Wattenmeer sind nur vier große geschützte Buchten übriggeblieben: die Ho Bugt in Dänemark, der Jadebusen und die Leybucht in Niedersachsen und der Dollart an der niederländisch-deutschen Grenze (CWSS 1993).

Obwohl die Hochwasserstände seit dem Mittelalter um etwa 1,3 m stiegen (KRAMER & RHODE 1992), konnte die Küstenlinie sukzessive durch Eindeichungen im Mittel um 5 km seewärts verschoben

werden. Durch den seewärtigen Vorschub der Deichlinie kam es zu einer Verkürzung in der Abfolge der Lebensräume. Mit dem Friedrich-Wilhelm-Lübke-Koog wurde 1954 erstmals auch schon Wattboden eingedeicht, der noch nicht auf Salzwiesenniveau aufgeschlickt war (REISE 1998b). Auch nach 1963 wurde im Wattenmeer noch eine Fläche von 400 km² eingedeicht, was zur signifikanten Verringerungen der Schlickwatten und Salzwiesen führte (CWSS 1993). Insgesamt war das Tempo der Eindeichungen schneller als das Anwachsen neuer Salzwiesenfläche (DIJKEMA 1987). Das Vorkommen von schlickigen Watten wurde durch das frühere Vorhandensein flacher geschützter Buchten begünstigt. Außerdem nimmt generell der Schlickanteil im Wattboden mit der Entfernung vom Seegat zu (FLEMMING & DAVIS 1994). Daraus folgt ebenfalls ein relativ hoher Anteil schlickiger Watten in der Zeit vor den Eindeichungen, als die Festlandküste noch nicht so weit vorgeschoben war. FLEMMING & NYANDWI (1994) fanden für den ostfriesischen Bereich Hinweise auf die Auswirkungen der vorrückenden Linie der Festlanddeiche auf die Sedimentzusammensetzung und das Sedimentbudget der Rückseitenwatten. Diese werden im folgenden kurz dargestellt.

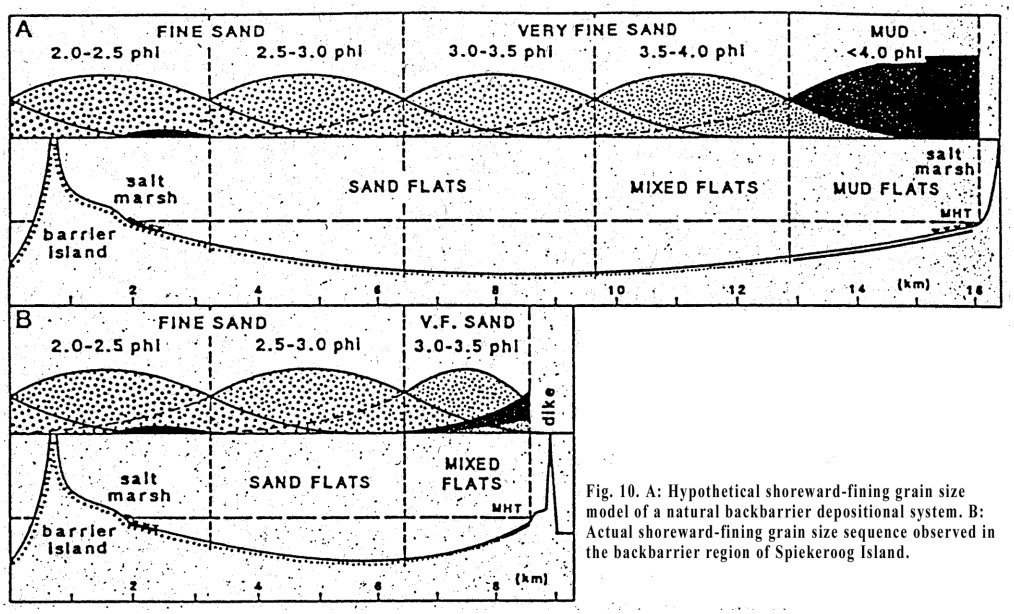


Fig. 10. A: Hypothetical shoreward-fining grain size model of a natural backbarrier depositional system. B: Actual shoreward-fining grain size sequence observed in the backbarrier region of Spiekeroog Island.

Abb. 2.2.8: Hypothetisches Modell zur Sedimentverteilung in einem Rückseitenwatt sowie aktuelle Situation im Spiekerooger Rückseitenwatt (aus FLEMMING & NYANDWI 1994)

Das ostfriesische Wattenmeer ist durch eine ausgeprägte küstenparallele Sedimentzonierung gekennzeichnet. Die Sedimentverteilung der Rückseitenwatten folgt einem senkrecht zur Küste ausgerichteten Energiegradienten, der sich durch landwärts zunehmend feiner werdende Korngrößen bzw. abnehmende Sinkgeschwindigkeiten der Partikel äußert. Nicht in diese Abfolge passen die deichfernen Schlickkörper, die durch Biodeposition (Ablagerungen der Muschelbänke) entstanden sind (vgl. 2.2.4). Im Vergleich zu der normalen Sedimentabfolge in einem unbeeinflussten Rückseitenwatt sind jedoch die Sedimente am landwärtigen Rand des ostfriesischen Wattenmeeres auffällig verarmt an Korngrößen <3.5 phi (88 µm = Schlick), reine Schlickwatten fehlen weiträumig. So bestehen im Spiekerooger Rückseitenwatt nur vereinzelt kleine Flecken von Schlickwatt (Anteil <63 µm über 50 %). Der weitaus größte Teil besteht aus Mischwatt und reinem Sandwatt, das vor allem im zentralen Bereich des Rückseitenwatts vorgefunden wird (FLEMMING & DAVIS 1994). Nach FLEMMING & NYANDWI (1994) ist dieser Mangel an Feinsedimenten das Resultat von erhöhten Energiegradienten in den Rückseitenwatten, hervorgerufen durch die Errichtung von Deichen bei gleichzeitig steigendem Meeresspiegel. Der Deich unterbricht den normalen Energiegradienten, das Energieniveau in Deichnähe ist noch so hoch, dass die Ablagerung von Korngrößen unter 88 µm verhindert wird (Abb. 2.2.8).

Der landnah abgelagerte Schlick muss daher aus größeren Aggregaten (Flocken) stammen, die höhere Sinkgeschwindigkeiten haben. Dies würde die Anwesenheit von Mischwatten und die Abwesenheit von reinen Schlickwatten erklären (FLEMMING & ZIEGLER 1995**).** Je kürzer die Strecke zwischen dem Strand der Barriere-Insel und dem Deich ist, desto größer ist das Defizit an Feinsedimenten im Rückseitenwatt. Im Rückseitenwatt von Spiekeroog mit einer Entfernung von gut 8 km zwischen Insel und Deich fehlt bereits die Hälfte der ursprünglichen räumlichen Ausdehnung der vollständigen Sedimentabfolge (BARTHOLOMÄ & FLEMMING 1996). Ohne Deiche würde sich der normale Energiegradient ausbilden, der mit Schlickwatten und Salzwiesenbildung endet.

Zusammenfassend stellt sich der Einfluss von Deichbau und Landgewinnung auf den Sedimenthaushalt wie folgt dar: Das Vorschieben der Deichline und die Abdeichung von geschützten Wattenmeerbuchten führte zur Reduktion von Sedimentationsräumen (Schlickwatten und Salzwiesen) und zu einem Defizit an Feinsedimenten, da die Turbulenz des Wassers vor den Deichen zu hoch ist, um leichte Partikel sedimentieren zu lassen. Daher gibt es, gemessen an der Verteilung vor Beginn der Eindeichungsepoche, im modernen Wattenmeer ein Schlickdefizit (REISE 1996). Die Senkenfunktion des heutigen Wattenmeeres für Feinmaterial ist demnach reduziert, wobei regionale und tidebeckenspezifische Unterschiede in der Fangeffizienz für Feinsedimente auftreten (vgl. 2.2.3.2). Infolge der erhöhten Turbulenz und verringerten Sedimentation ist außerdem die Trübung des Gezeitenwassers größer geworden (REISE 1995). So hat die Secchi-Tiefe im südlichen Wattenmeer um 1,4 m seit den 30er Jahren abgenommen (DE JONGE et al. 1993). Auf die Folgen dieser Trübungszunahme für die biologische Produktivität sowie auf die Folgen der Schlickwattverluste für die Biota wird im Kapitel 2.2.5.2 eingegangen.

2.2.4 Biogene Sedimentation

Das Sedimentationsgeschehen im Wattenmeer wird nicht allein durch hydrodynamische Faktoren und die Verfügbarkeit von Partikeln bestimmt, sondern auch durch Wechselwirkungen zwischen Organismen und Sediment (BAYERL et al. 1998; POSEY 1990; THIEL et al. 1984; GRAY 1974; RHOADS 1974; VERWEY 1952). Dabei gibt es sowohl aktive als auch passive Wechselwirkungen: Aktiv ist die Produktion von Kotpillen, die Auswirkungen auf die Verteilung von Feinmaterial haben kann, Schleimbildung, die zur Sedimentverfestigung führt sowie die Bildung biogener Strukturen (Röhren oder Wurmbauten), die z. B. die Korngrößensortierung beeinflussen können. Epibenthische Strukturen (Seegräser, Muschelbänke) fördern passiv die Sedimentation von Feinmaterial und verhindern die Erosion von Sediment. Im Wattenmeer führen diese Prozesse z. B. dazu, dass Misch- und Schlickwattflächen oft lokal an Muschelbänke gebunden vorkommen (s. u.) (OOST & DE BOER 1994; AUSTEN 1992).

Die durch die genannten Mechanismen geförderten Sedimentveränderungen werden als biogene Sedimentation zusammengefasst. Nach BAYERL et al. (1998) überwiegt im Lister Tidebecken die biogene Schlicksedimentation gegenüber der physikalischen Schlicksedimentation. Auch GAST et al. (1984) berichten aus der Meldorfer Bucht, dass Schlicksedimentation überwiegend auf Biodeposition beruht, warnen jedoch vor einer Verallgemeinerung. Das Verhältnis von physikalischer Schlicksedimentation und Biodeposition beeinflusst die Erosionsstabilität der Sedimente (TEN BRINKE et al. 1995). Allerdings kann die relative Bedeutung von Biodeposition und Sedimentation im Jahresverlauf variieren (FLEMMING & DELAFONTAINE 1994; JARAMILLO et al. 1992). Biodeposition und Biostabilisation können nach THIEL et al. (1984) zur Aufhöhung des Watts beitragen. In den folgenden Abschnitten werden Beispiele für biogene Sedimentation im Wattenmeer vorgestellt und deren Bedeutung für den Sedimenthaushalt der Watten erläutert.

2.2.4.1 Biodeposition

Als Biodeposite werden die von Organismen produzierten Kotpillen (Faeces und Pseudofaeces) bezeichnet, die auf den Meeresboden sinken oder dort deponiert werden. Dieser Vorgang wird nach HAVEN & MORALES-ALAMO (1966, 1972) als Biodeposition definiert. Biodeposition ist für die Sedimentzusammensetzung und die Besiedlung der Watten bedeutend (AUSTEN 1997; DITTMANN 1987; GAST et al. 1984; CADÉE 1979; HAVEN & MORALES-ALAMO 1972; VERWEY 1952). Der prozentuale Anteil der Faecespartikel am Sedimentvolumen erreicht z. B. im Königshafen bei Sylt im Schlickwatt bis zu 80 %, im Mischwatt 1 - 50 % und im Sandwatt 1 - 13 % (AUSTEN 1997). Der relative Anteil an Kotpillen geht mit dem Schlickgehalt der Sedimente einher (Abb. 2.2.9) (AUSTEN 1997). Biodeposition führt zu einer Veränderung der Sedimentbeschaffenheit, da die mit der Nahrung aufgenommenen Partikel zu sandkorngroßen Kotpillen agglomeriert werden. Infolgedessen weisen Kotpillen je nach Größe und Form höhere Sinkgeschwindigkeiten auf als die Feinpartikel, aus denen sie sich zusammensetzen (NEIRA & HÖPNER 1993; HAVEN & MORALES-ALAMO 1972, 1966). Dadurch verschieben sich die hydraulisch wirksamen Korngrößen in den „sandigen“ Bereich (BAYERL et al. 1998; OOST 1995b; BLACK 1980) und es kann zu einer Sedimentation in Gebieten kommen, wo sich sonst wegen zu hoher Strömungsgeschwindigkeiten kein Feinmaterial absetzen würde (GAST et al. 1984; HAVEN & MORALES-ALAMO 1972). Durch die Bindung in Kotpillen ist das Feinmaterial dem Transportgeschehen entzogen, kann aber von anderen Organismen in das Sediment eingearbeitet werden (THIEL et al. 1984). Vertikalprofile zeigten, dass Kotpillen fast ausschließlich in den Oberflächensedimenten vorhanden sind und bei der Einarbeitung in tiefere Sedimentschichten kompaktiert und z. T. in homogenen Schlick umgewandelt werden (BAYERL et al. 1998; AUSTEN 1997). Kotpillen werden durch bodennahe Strömung oft in Rippeltälern konzentriert (AUSTEN 1997; OOST 1995b).

Der Anteil an Kotpillen im Sediment ist im Frühjahr niedriger als im Sommer und Herbst (AUSTEN 1997), allerdings gibt es keine eindeutige jahreszeitliche Abhängigkeit (BAYERL et al. 1998). Die Biodepositionsraten und die damit einhergehende Verschiebung des Korngrößenspektrums zu kleineren Partikeln wiesen allerdings eine klare Saisonalität auf und erhöhten sich in den Sommermonaten (FLEMMING et al. 1997; THIEL et al. 1984). Dies entsteht durch saisonal variierende Nahrungsangebote und die damit einhergehende Fressaktivität, Nahrungsaufnahmerate und Produktion der Organismen (KAUTSKY & EVANS 1987; THIEL et al. 1984; WIDDOWS et al. 1979; TENORE & DUNSTAN 1973). Weiterhin beeinflussen die Populationsdynamik und saisonal variierende Faktoren, die die Population beeinträchtigen (z. B. Fraßdruck), die Biodepostionsraten. Es können aber auch tägliche Variationen in der Biodeposition auftreten (DITTMANN 1987). Diese können höher sein als wöchentliche oder monatliche Schwankungen (HAVEN & MORALES-ALAMO 1966). HAWKINS et al. (1983) fanden individuelle rhythmische Biodepositionsraten. Diese sind weiterhin von der Temperatur, dem Salzgehalt des Wassers und der Organismengröße abhängig (JARAMILLO et al. 1992; HAVEN & MORALES-ALAMO 1966). Im Wattenmeer wird die Saisonalität von Biodepositgehalten und Sediment-veränderungen auch dadurch beeinflusst, dass in den Sommermonaten eine Deposition durch ruhigere hydrographische Bedingungen gefördert wird. In strengen Wintern sind Reduktionen der Biodeposite infolge von Erosion der Oberflächensedimente und darin enthaltener Kotpillen durch Eisschollen möglich (FLEMMING et al. 1997; AUSTEN 1997).

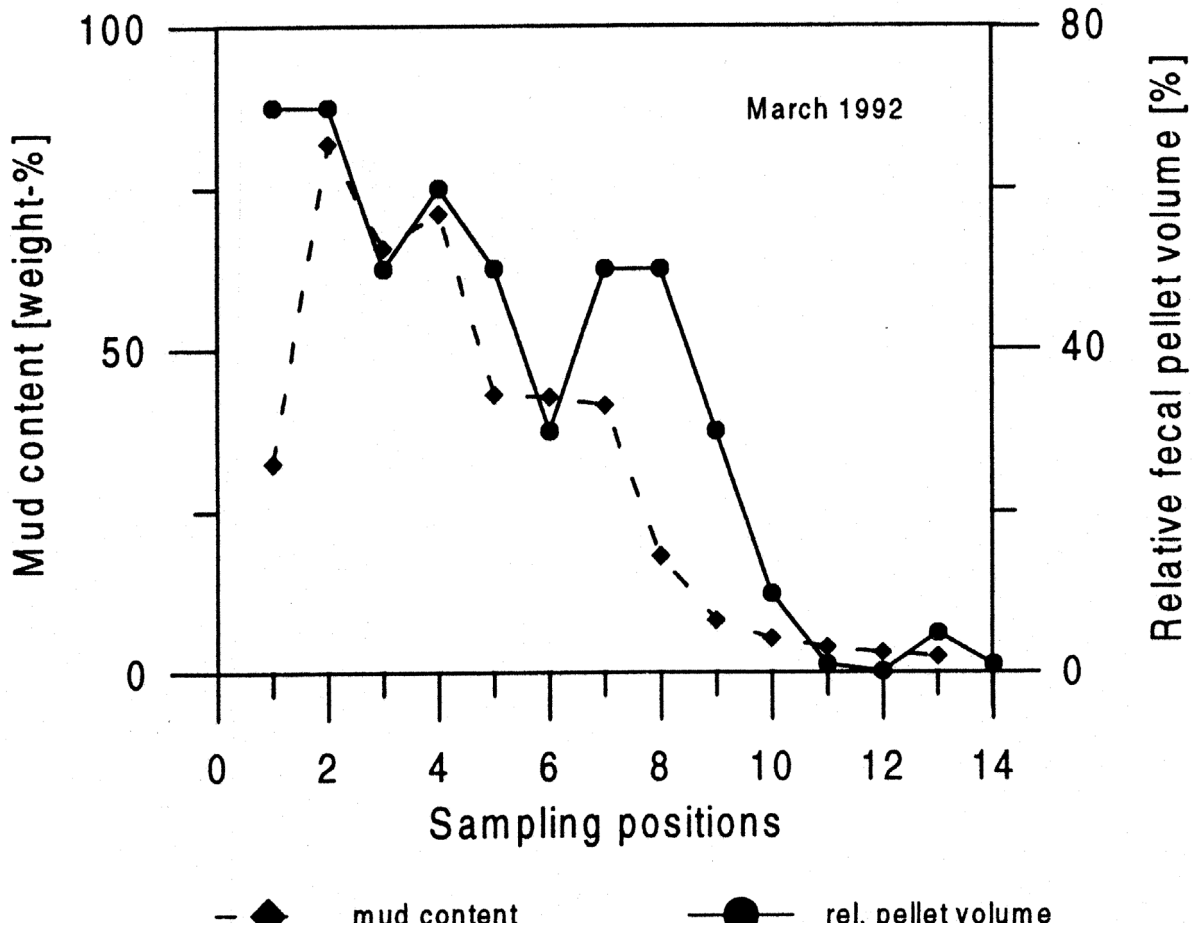


Abb. 2.2.9: Relativer Anteil an Biodepositen (Kotpillen) im Vergleich zum Schlickgehalt der Sedimente (aus AUSTEN 1997)

In den Sedimenten des Lister Tidebeckens kamen im Misch- und Sandwatt am häufigsten Kotpillen von *Heteromastus filiformis* und im Schlickwatt von *Hydrobia ulvae* vor (AUSTEN 1997). Die Kotpillen in den Oberflächensedimenten wurden immer zusammen mit den sie produzierenden Tieren gefunden. In geringeren Mengen traten Kotpillen von *Cerastoderma edule*, *Macoma balthica* und *Mytilus edulis* auf, obwohl die Bestandsdichten dieser Muschelarten hoch waren (AUSTEN 1997). THIEL et al. (1984) kalkulierten als maximal mögliche Biodepositionsleistungen für *C. edule* eine Schichtzunahme von 10,5 mm/Monat, für *M. balthica* von 0,1 mm/Monat und für *Mya arenaria* von 0,04 mm/Monat. NEIRA & HÖPNER (1993) ermittelten im Labor für *H. filiformis* eine mittlere Biodepositionsrate von fast 1000 Kotpillen pro Tag, entsprechend 83 mg TG/Wurm/Tag. Dabei fanden sie einen 6-stündigen, tidenkorrelierten Rhythmus in der Kotpillenproduktion.

Die Unterschiede in den relativen Häufigkeiten der Kotpillen einzelner Arten des Wattenmeeres sind auch ein Resultat von deren spezifischen Zerfallsraten und Anfälligkeiten gegenüber Strömung und Wellenschlag (BAYERL et al. 1998). Die Kotpillen von *C. edule* und *Littorina littorea* wiesen eine geringe Stabilität gegenüber Strömungstransport auf, die Kotpillen von *H. filiformis* eine hohe Stabilität. Auch Kotpillen von *M. balthica* können 1-2 Wochen lang intakt bleiben (BLACK 1980). Die Faecespartikel von *M. edulis* haben eine geringe Stabilität, die aber im wesentlichen von einem schnellen mikrobiellen Abbau herrührt (AUSTEN 1997; KOSFELD 1989, VERWEY 1952). Neben Bakterien

spielen auch weiter Mikrofaunaorganismen (z. B. Ciliaten) eine Rolle beim Abbau der Partikel. Zerfallende Kotpillen können über mehrere Stunden oder Tage in Suspension bleiben (OOST 1995b; NEIRA & HÖPNER 1993). Durch die Zerstörung von Kotpillen und die Verfrachtung mit der Strömung steht das darin enthaltene Feinmaterial dem System wieder zur Verfügung.

Kotpillen sind nicht nur als Bestandteile der Ablagerungen, sondern auch des Sestons wichtig. So wurden im bodennahen Wasser 20000 Kotpillen l^{-1} von *Hydrobia ulvae* festgestellt (BAYERL et al. 1998). Die Resuspension der Kotpillen variiert mit den Strömungsgeschwindigkeiten im Tidenverlauf (BAYERL et al. 1998). Ein Maximum wurde kurz vor Niedrigwasser ermittelt, wenn das letzte ablaufende Wasser Material von den Wattflächen in die Rinnen spült. HAVEN & MORALES-ALAMO (1972) fanden die höchsten Biodepositgehalte in der Wassersäule bei stärkster Strömung. Bei Stauwasser sedimentieren die Kotpillen, so dass ihre Konzentrationen in der Wassersäule gering sind und sich erst wieder bei auflaufendem Wasser erhöhen.

Durch die Wechselwirkungen zwischen Sediment und Organismen bestehen enge Korrelationen zwischen dem Ton-Schluffanteil im Sediment (Fraktion <63 µm) und den Gehalten an Biodepositen (BAYERL et al. 1998) und organischer Substanz (EITNER & RAGUTZKI 1994). Die selektive Fressaktivität der Organismen führt dazu, dass Biodeposite nicht nur höhere Gehalte an organischem Kohlenstoff, sondern auch eine veränderte Qualität organischer Substanzen als die aufgenommenen Partikel oder umgebendes Sediment aufweisen können (BAYERL et al. 1998; BEHRENDS 1997; VILLBRANDT et al. 1999; HILD 1997; NEIRA 1992; DITTMANN 1987; CADEÉ 1979; KIØRBOE et al. 1980; HAVEN & MORALES-ALAMO 1966). Biodeposite vieler Arten werden schnell von Bakterien, Diatomeen oder Protozoen besiedelt, die den weiteren Abbau der darin verbliebenen Nährstoffe bewirken, so dass diese für das System wieder verfügbar werden (FORBES & LOPEZ 1986; FENCHEL & HARRISON 1977; LEVINTON & LOPEZ 1977; HARGRAVE 1976). Verbreitet ist eine Wiederaufnahme gealterter Faecespartikel mit erhöhtem Nährwert infolge der bakteriellen Besiedlung (Koprophagie) (FRANKENBERG & SMITH 1967; NEWELL 1965). Neben ihrer sedimentologischen Bedeutung kommt der Biodeposition also auch eine wichtige Rolle für die Stoffflüsse und Nahrungsnetze zu (KAUTSKY & EVANS 1987; DITTMANN 1987; TAGHON et al. 1984; TENORE et al. 1982) (Kap. 2.3, 2.4). Am Beispiel der Miesmuschel werden im folgenden Abschnitt sedimentologische Aspekte der Biodeposition näher erläutert.

2.2.4.2 Fallbeispiel Miesmuschelbank (*Mytilus edulis*)

Miesmuschelbänke sind wesentlich für die Deposition von Feinmaterial im Wattenmeer. Die Biodeposite von *M. edulis* entsprechen einer 10-fach größeren Korngröße als die des filtrierten suspendierten Materials (OOST 1995). Je nach der Größe des Miesmuschelbestandes werden mehr oder weniger große Mengen suspendierten Materials gefiltert und als Biodeposite festgelegt. Dieser Effekt kann durch den Austrag von Biodepositen in angrenzende Wattbereiche eine regionale Bedeutung haben (OOST 1995) oder durch einen schnellen Abbau der Biodeposite lokal begrenzt sein (AUSTEN 1997). Biodeposite werden durch biologische (Bioturbation, bakterieller Abbau) oder physikalische Prozesse (Sedimentbedeckung, Welleneinwirkung bei Stürmen) zerkleinert und mit dem Sediment vermischt. Bei einigen Miesmuschelbänken tritt ein kleinräumiger Wechsel von Sedimentation in Muschelbeeten und Erosion in den Zwischenräumen auf (BAYERL 1992). Neben der aktiven Biodeposition erfolgt in Muschelbänken eine passive Sedimentation von Feinmaterial durch die epibenthische Struktur, die eine Strömungsberuhigung bewirkt, und durch Bewuchs mit *Fucus vesiculosus*. Der Bewuchs mit *F. vesiculosus* ist auf den Muschelbänken im nordfriesischen Wattenmeer höher als in anderen Wattenmeerregionen und kann die Schlickablagerung stellenweise so stark erhöhen, dass selbst die Muscheln in dem weichen Schlick versinken (REISE et al. 1994b).

Das Sediment einer Miesmuschelbank wird also durch eine Kombination aus Biodeposition und physikalisch bedingter Feinsedimentansammlung gebildet (HERTWECK & LIEBEZEIT 1996; FLEMMING & ZIEGLER 1995; OOST 1995). Die Biodeposite verbleiben zum größten Teil in der Muschelbank, da ihre Resuspension durch das Geflecht der Byssusfäden, Muschelschalen oder Algen sowie anderer Organismen, die das Sediment stabilisieren, behindert wird (OOST 1995). Lücken zwischen den Muscheln können von tonhaltigen oder sandigen Sedimenten gefüllt werden, so dass örtlich ein hoher Sandgehalt auf Muschelbänken möglich ist (OBERT & MICHAELIS 1991). Insgesamt können sich auf diese Weise große Sedimentmengen unter Muschelbänken ansammeln. Bereits wenige Monate nach der Neuansiedlung einer Miesmuschelbank kann eine mehrere Zentimeter dicke Schlickschicht unter den Muscheln entstehen (HERTWECK & LIEBEZEIT 1996; OBERT 1995; FLEMMING & DELAFONTAINE 1994). OOST (1995) berechnete, dass sich im Zeitraum von 1975-78, als im niederländischen Wattenmeer noch eine große Muschelpopulation bestand (41,5 km²), eine Sedimentmenge von 7,7 x 10^9 kg Sediment unter den eulitoralen Muschelbänken befand. Für die sublitoralen Miesmuschelbänke (je 31,5 km² natürliche Bänke und Kulturflächen) wurde, unter Annahme gleicher Feinsedimentgehalte wie im Eulitoral, eine Menge von 9,8 x 10^9 kg Sediment kalkuliert, die unter den Muscheln lagerte. Der Stellenwert sublitoraler Miesmuschelbänke und -kulturen für die Sedimentation von Feinmaterial ist damit möglicherweise quantitativ bedeutend und sollte näher untersucht werden.

Durch den Transport, die Ablagerung und Einbettung von Biodepositen in das Sediment können im Umfeld von Miesmuschelbänken Mischwatten entstehen (FLEMMING et al. 1997; OOST 1995; TEN BRINKE et al. 1995). Somit fördern Miesmuscheln die biogene Sedimentation von Feinmaterial in Wattbereichen, wo sonst keine Ablagerung erfolgen könnte. Der Einfluss der Biodeposite auf das umgebende Sediment nimmt mit zunehmender Distanz von der Muschelbank ab (FLEMMING & ZIEGLER 1995). OOST (1995) berechnete für das niederländische Wattenmeer eine Feinmaterialmenge von 3,1 x 10^9 kg innerhalb der Muschelbank und von 0,16 x 10^9 kg in den benachbarten Mischwatten für die Zeit des hohen Miesmuschelbestandes von 1975-78. Die Bedeutung der Miesmuscheln für den Sedimenthaushalt im Wattenmeer wurde deutlich, als 1993 im niederländischen Wattenmeer nach dem Bestandsrückgang der Miesmuscheln auch der Flächenanteil an Mischwatten abnahm (OOST 1995). Auch OBERT (1995) stellte im ostfriesischen Wattenmeer ab Januar 1992 eine zunehmende Versandung nach dem Rückgang der Muscheln fest.

Nach OOST (1995) variierte die minimale und maximale Biodepositmenge von *M. edulis* für das ganze niederländische Wattenmeer von 3,1 - 17,7 x 10^9 kg a^{-1}, je nach hohem oder niedrigem Miesmuschelbestand. DANKERS et al. (1989) kalkulierten für das westliche niederländische Wattenmeer eine tägliche Biodepositionsmenge des eu- und sublitoralen Miesmuschelbestandes von etwa 40000 t d^{-1}. Für die Miesmuschelbänke im Königshafen bei Sylt wurde eine jährliche Biodepositionsrate von 25 kg m^{-2} festgestellt (DITTMANN 1987).

Die Biodeposition einer Miesmuschelbank unterliegt saisonalen Einflüssen. Entsprechend der Nahrungsverfügbarkeit und der damit zusammenhängenden Filtrationsleistung der Muscheln werden die höchsten Biodepositmengen im Wattenmeer im Frühjahr und Sommer produziert (DITTMANN 1987). Im Herbst und Winter sind die Sedimentationsraten einer Muschelbank gering, was neben der geringeren Filtrationsaktivität auch durch erhöhte Resuspension des Feinmaterials durch Stürme und Eisgang bedingt ist (OBERT 1995; OOST 1995; FLEMMING & DELAFONTAINE 1994). Dabei wird das resuspendierte Material entweder in die angrenzende Nordsee exportiert oder auf den Watten und Salzwiesen deponiert.

Auf der im Rahmen von ELAWAT untersuchten Swinnplate im Spiekerooger Rückseitenwatt (FLEMMING et al. 1997) beeinflusste die Biodeposition der Miesmuscheln die Sedimentzusammensetzung sowohl saisonal als auch räumlich. Während der Wintermonate überwog der Einfluss der

Hydrodynamik, so dass fast überall auf der Untersuchungsfläche die Sandfraktion im Sediment dominierte. Im Sommer verringerte sich diese Sandfläche um die Hälfte, da im zentralen Bereich der Plate die Biodeposition von Miesmuschelbänken zu einem höheren Schlickgehalt führte.

In Miesmuschelbänken verändert die saisonal variierende Aktivität der Muscheln die Qualität des organischen Materials in den Biodeposite für weitere Organismen. Die Filtration von Phytoplankton durch die Muscheln und deren Einlagerung in das Sediment, die auch durch eine Zunahme spezifischer Steroidbiomarker nachgewiesen werden kann (KRUMBEIN et al. 1997), erhöht den Energiegehalt des POC in den Sedimenten (FLEMMING et al. 1997) und fördert die bakterielle Aktivität (KRUMBEIN et al. 1997). Diese wiederum beeinflusst die Elementverteilung und frühdiagenetische Prozesse in den Wattsedimenten, wo es zu einer verstärkten Remineralisierung organischen Materials in den Sommermonaten kommt (VILLBRANDT et al. 1999; HILD 1997; s. auch 2.3.3.3).

Miesmuschelbänke haben einen wichtigen Einfluss auf den Feinmaterialanteil und die Sedimentbilanz des Wattenmeeres. Muschelfischerei, Eisgang und Stürme können allerdings die Sedimentation verhindern bzw. das abgelagerte Feinmaterial reduzieren (REISE et al. 1998; NEHLS & THIEL 1993). Die Bedeutung der biogenen Sedimentation in Miesmuschelbänken für das Wattenmeer hängt weiterhin entscheidend von der Bestandsgröße der Miesmuscheln ab, die in den meisten Wattenmeerregionen in den letzten zwei Jahrzehnten rückläufig ist (s. 2.4.2.1 und Kap. 3.4). Ein Erhalt der Miesmuschelpopulation im Wattenmeer ist daher auch für den Sedimenthaushalt im Wattenmeer wesentlich.

2.2.4.3 Biostabilisation

Nach THIEL et al. (1984) wird eine Verfestigung der Sedimente durch Organismen als Biostabilisation bezeichnet. Dies erfolgt i. w. durch benthische Diatomeen, Cyanobakterien und Mikrobenmatten. Schleimabsonderungen dieser Organismen führen zu einer Sedimentbindung, die die Bodenrauhigkeit verringert (ASMUS et al. 1994; PATERSON et al. 1994; RAGUTZKI & RÖHRING 1994). Dadurch werden die Grenzgeschwindigkeiten für die Erosion erhöht, so dass eine Abrasion erst bei höheren Strömungsgeschwindigkeiten erfolgen kann (BAYERL et al. 1998; VOS et al. 1988; THIEL et al. 1984; FÜHRBÖTER 1983). Zusätzlich zur Verfestigung mit Schleim (i. w. extrazelluläre Polysaccharide) bewirken filamentöse Cyanobakterien durch ein dichtes Netzwerk ihrer Zellverbände eine mechanische Konsolidierung des Sediments (STAL 1994). Die Stärke der Biostabilisation ist abhängig von der Besiedlung der Sedimentoberfläche und der Entwicklung der Biofilme. Dabei zeigt sich oft eine hohe kleinräumige Variabilität, die zu entsprechenden räumlichen Schwankungen in der Intensität der Biostabilisation führt (YALLOP & PATERSON 1994; THIEL et al. 1984). Es treten auch kurzfristige zeitliche Variationen der Biostabilisation auf. Da die Dichten des Mikrophytobenthos im Jahresverlauf schwanken und in den Sommermonaten generell höher sind (ASMUS et al. 1998; VAN BERNEM et al. 1997), ergibt sich auch eine saisonale Variation in der Intensität der Biostabilisation.

Vor allem Sedimente mit einer dichten Besiedlung durch epipelagische Diatomeen (z. B. *Nitzschia* spp., *Navicula* spp.) weisen höhere kritische Erosionsgrenzgeschwindigkeiten auf (PATERSON et al. 1994). Zusammenhänge zwischen kritischer Sohlschubspannung und Chlorophyll-a Gehalten lassen sich jedoch für Wattsedimente nicht verallgemeinern, da sie je nach betrachteter Sedimentfraktion variieren (BAYERL et al. 1998). Nur in schlickigen Sedimenten gab es eine signifikante Korrelation.

Unabhängig vom Schlickgehalt ist die kritische Schubspannung für anoxische Sedimentoberflächen geringer als für oxische Oberflächen (AUSTEN & WITTE 1997; RAGUTZKI & RÖHRING 1994). Anoxische Sedimentoberflächen wie die im niedersächsischen Wattenmeer aufgetretenen „Schwarzen Flächen“, können also leichter erodieren. Dies ist vor allem durch eine geringere Besiedlung mit Mikro-

phytobenthos und eine damit verringerte Biostabilisation verursacht (AUSTEN & WITTE 1997; NEIRA & RACKEMANN 1996; RAGUTZKI & RÖHRING 1994).

2.2.4.4 Weitere Beispiele für biogene Sedimentbeeinflussung

Bioresuspension

Organismen können nicht nur eine temporäre Bindung von Feinpartikeln bewirken, sondern auch deren Remobilisierung. Dies geschieht durch Aktivitäten der Organismen (z. B. Kriechen auf dem Sediment, Aufrauhen der Sedimentoberfläche), die die kritische Strömungsgeschwindigkeit für den Erosionsbeginn verringern (THIEL et al. 1984). Diese Aktionen gehen jedoch oft mit sedimentstabilisierenden Aktionen (z. B. Schleimabsonderung) einher, so dass keine Quantifizierung der Bioresuspension möglich ist. Frisch deponierte Kotpillen können je nach Untergrund auch eine wassergesättigte und damit leicht erodierbare Schicht bilden (AUSTEN, pers. Mitt.)

Bioturbation

Die Benthosorganismen in den Sedimenten des Wattenmeeres beeinflussen das Substrat durch Verwühlungen und selektive Nutzung bestimmter Korngrößen für die Nahrungsaufnahme (z. B. *Arenicola marina*: REISE 1985; BAUMFALK 1979) oder den Bau biogener Strukturen (s. u.). Die Umlagerungen können zu verstärkter Erosion und Resuspension von Sediment führen (THIEL et al. 1984; GRANT 1983). Art und Auswirkungen dieser Sedimentumlagerungen sind von den Lebensweisen der jeweiligen Arten und ihren Bestandsdichten abhängig (THIEL et al. 1984; CADÉE 1979, 1976). In Sandwatten kann die Scherfestigkeit der Sedimentoberfläche aufgrund höherer Bioturbation im Sommer geringer sein (EITNER & RAGUTZKI 1994).

Die Organismen des Wattenmeeres können sich auch gegenseitig in ihrer Wirkung auf das Sedimentgeschehen beeinflussen. So kann eine hohe Bioturbation durch Benthosorganismen die Entwicklung eines Biofilms an der Sedimentoberfläche verhindern und damit den Effekt der Biostabilisation einschränken (ASMUS et al. 1994). Auf die Bedeutung von Bioturbation für den Stoffffluss im Wattenmeer wird in Kap. 2.3.3 eingegangen.

Biogene Strukturen

Biogene Strukturen beeinflussen die Sedimentation v. a. passiv durch eine Förderung der Ablagerung von Feinmaterial. So ist das Sediment in Seegraswiesen feinkörniger und z. T. gegenüber umgebenden Wattflächen leicht erhöht (ASMUS & ASMUS 1998). Das Feinmaterial wird gleichzeitig durch das Rhizomgeflecht und Blattwerk der Seegräser gebunden. Die sedimentstabilisierende Wirkung von Seegraswiesen wurde nach dem Verlust der sublitoralen Seegrasbestände (*Zostera marina*) in den 30er Jahren deutlich, der zu einer verstärkten Erosion führte (REISE, 1998). Im dänischen Wattenmeer führte der Verlust von Seegraswiesen zu morphologischen Veränderungen, da der Meeresboden dem Wellenangriff stärker ausgesetzt war (JESPERSEN & RASMUSSEN 1994). (s. auch Kap. 2.4.2)

Auch Polychaetenröhren (z. B. *Lanice conchilega, Pygospio elegans*) können die kleinräumige Topographie der Wattoberfläche verändern, so dass sich durch die Sedimentverfestigung eine Bulten- und Senkenstruktur einstellt (HEUERS et al. 1998; ZÜHLKE et al. 1998; VAN BERNEM et al. 1997; Kap. 2.4.2). Außerdem nutzen viele Polychaeten selektiv bestimmte Korngrößen für den Bau ihrer Röhren (z. B. *L. conchilega*: ZIEGELMEIER 1952, *Sabellaria spinulosa*: BERGHAHN & VORBERG 1997). Die Effekte

biogener Strukturen auf die Sedimentbilanz des Wattenmeeres sind jedoch noch nicht quantifiziert worden.

2.2.5 Konsequenzen von Sedimentveränderungen auf Biota

Die Besiedlung mariner Weichböden durch Benthosorganismen ist u. a. von der Sedimentbeschaffenheit und damit zusammenhängenden physikalischen und biogeochemischen Faktoren abhängig (s. SNELGROVE & BUTMAN 1994). Weiterhin wird die Verteilung trophischer Gruppen (Filtrierer, Substratfresser) von der Nahrungsverfügbarkeit reguliert, die ihrerseits durch Schwebstoffgehalte und Sedimentzusammensetzungen beeinflusst wird. Daher haben Veränderungen im Sediment- und Schwebstoffhaushalt des Wattenmeeres Auswirkungen auf die dort lebenden Organismen und deren Besiedlungsmuster. Hierbei ist besonders die Folge von Habitatverlusten, wie z. B. einem Rückgang von Schlickwatten, zu diskutieren.

2.2.5.1 Bedeutung von Schlickwattverlusten und Sedimentveränderungen

Schlickwattverluste werden im Zusammenhang mit weitreichenden Veränderungen des Küstengebietes durch Küstenbaumaßnahmen gesehen, die zu einer Abnahme von Sedimentationsräumen führen (REISE et al. 1998; FLEMMING & NYANDWI 1994; s. auch 2.2.3.5). Die Schlickwatten des oberen Eulitorals sind der Lebensraum zahlreicher Arten des Wattenmeeres (z. B. *Corophium volutator*, *Nereis diversicolor*, *Hydrobia ulvae*) (REISE 1985), ein wichtiges Sommerhabitat für wandernde Jungtiere von *Macoma balthica* (GÜNTHER 1991) und *Arenicola marina* (REISE 1985) sowie eine Kinderstube für Plattfische und Garnelen (REISE 1998a; Kap. 2.4.3). Ein Rückgang von Schlickwattflächen führt daher zu Bestandseinbußen dieser Arten, wie sie bereits für den Schlickkrebs *C. volutator* und die Pfeffermuschel *Scrobicularia plana* zu beobachten sind (REISE 1998a; MICHAELIS & REISE 1994). Auch die geringe Häufigkeit juveniler Plattfische ließe sich so erklären. Im Lister Tidebecken mit seinem geringen Anteil an Schlickwatten fand sich ein niedrigeres Vorkommen junger Plattfische im Vergleich zu anderen Wattenmeerregionen und keine Besiedlung mehr durch Schollen der Altersklasse 0 im oberen Eulitoral (HERMANN et al. 1998). Mit dem Schlickwattverlust würden auch die Dichten des Mikrophytobenthos reduziert, was neben einer Reduzierung der Primärproduktion zu einer verringerten Biostabilisation und dadurch weiterer Erosion von Feinmaterial führen würde. Die Kaskade negativer Effekte setzt sich bis zu den Vögeln fort, denen durch verringerte Benthosdichten und kürzere Auftauchzeiten der Wattflächen eine wichtige Nahrungsgrundlage fehlt.

Der Verlust von Schlickwatten kann nicht durch die biogene Schlickproduktion kompensiert werden. Die durch Biodeposition der Miesmuscheln geförderte Sedimentation von Feinmaterial und die in 2.2.4. geschilderte Entstehung von Mischwatten im Umfeld von Miesmuschelbänken haben nicht die gleiche ökologische Bedeutung für das Wattenmeer wie Schlickwatten. Die biogen entstandenen schlickhaltigen Flächen liegen im Unterschied zu Schlickwatten im mittleren oder unteren Eulitoral und unterliegen damit anderen hydrographischen Einflüssen. Dadurch besteht auch eine andere Zugänglichkeit für Räuber, die entweder von der längeren Überflutungsdauer profitieren oder nicht. Außerdem weist das durch Biodeposition entstandene schlickhaltige Sediment andere qualitative Eigenschaften auf und hat infolgedessen eine andere Besiedlung durch Mikro-, Meio- und Makrofauna (KRÖNCKE 1996; DITTMANN 1987; DITTMANN & REISE 1985).

Nicht nur der Verlust eines Habitates, sondern auch die Veränderung der Sedimentzusammensetzung in einem Wattgebiet an sich kann bereits weitreichende Folgen für die Tierwelt des Wattenmeeres haben. Im niederländischen Wattenmeer kam es um die Insel Griend infolge einer intensiven Fischerei nach Herz- und Miesmuscheln zu einer fast völligen Bestandsabnahme dieser Arten in den

betroffenen Wattflächen, woraufhin sich die Korngrößenzusammensetzung derart änderte, dass der Feinmaterialanteil zurückging (PIERSMA & KOOLHAAS 1997, aber siehe NORRIS (1998) wegen anderer möglicher Ursachen dieser Situation und 2.2). Dieser Effekt wurde dadurch verstärkt, dass die sedimentationsfördernde Wirkung durch die Biodeposition der Muscheln entfiel. Die so entstandenen grobsandigen Wattflächen waren für die Ansiedlung von Muschellarven weniger geeignet. Infolgedessen kam es zu Bestandseinbußen von *Macoma balthica*, was bei den Vögeln zu einer Abnahme im Bestand der Knutts führte (s. auch 2.4.3.5). Fast 10 Jahre nach Ende der Fischerei war noch keine Bestandserholung der drei Muschelarten festzustellen. Erst 1998 erfolgte wieder ein starker Brutfall der Herzmuscheln in dieser Region (WOLFF, pers. Mitteilung). Dieses Beispiel zeigt den engen Zusammenhang von Hydrodynamik, sedimentologischen Faktoren und der Rekrutierung des Benthos.

2.2.5.2 Bedeutung zunehmender Schwebstoffgehalte

Fehlende Sedimentationsräume für Feinmaterial können dazu führen, dass dieses Material länger in Schwebe bleibt und dadurch die Trübung im Wasserkörper des Wattenmeeres erhöht wird (vgl. 2.2.3.5). Dies verringert die Photosyntheseleistung des Phytoplanktons und Mikropyhtobenthos und führt damit zu Einbußen in der Primärproduktion des Wattenmeeres (DE JONGE et al. 1993). Die Zunahme der Trübung wird als eine Ursache für den Rückgang der Rotalgen im Wattenmeer angesehen (REISE & LACKSCHEWITZ 1998). Auch die weiterhin rückläufigen Bestände an Seegras können durch die Trübung mit verursacht sein.

Eine Zunahme der Schwebstoffgehalte hat aber nicht nur Auswirkungen auf die Primärproduzenten des Wattenmeeres, sondern auch auf die Sekundärproduzenten, d.h. Filtrierer und Suspensionsfresser. So führt eine Erhöhung der Schwebstoffgehalte zu einer Zunahme der Pseudofaecesproduktion bei Miesmuscheln (HAWKINS et al. 1983; FOSTER-SMITH 1975). Hohe Schwebstoffmengen könnten die Nahrungsaufnahme dieser trophischen Gruppen auch ganz unterbinden, indem die Filtrationsapparate durch die Schwebstoffe blockiert werden.

Die durch höhere Schwebstoffgehalte verursachte Trübung des Wassers kann auch visuelle Räuber im Wattenmeer beeinflussen. So führt eine hohe Trübung zu einem verringerten Jagderfolg von Seeschwalben (HÄLTERLEIN 1997)

Bedeutung zunehmender Sedimentmobilität

Wenn sich die Meeresspiegelerhöhung beschleunigen sollte, könnte es auch zu einer Zunahme der Strömungsgeschwindigkeiten im Wattenmeer kommen, was wiederum die Sedimentstabilität verringern könnte. Veränderungen im Strömungsgeschehen oder in der Biostabilisation der Sedimente können zu einer erhöhten Sedimentdrift führen. Natürlicherweise fand sich im Königshafen bei Sylt eine Zunahme der Sedimentstabilität von der Niedrig- zur Hochwasserlinie, womit eine Abnahme der Sedimentdrift einherging (ZÜHLKE & REISE 1994). Eine zunehmende Sediment-mobilisierung kann negative Effekte auf das Benthos haben und die Zonierung beeinflussen, da die Organismen bei zunehmender Sedimentdrift aus dem Sediment herausgespült werden. Versuche haben gezeigt, dass dies v. a. juvenile Polychaeten und Mollusken betrifft, die oberflächennah siedeln und eine hohe sekundäre Dispersion zeigen (ARNTZ et al. 1997; ZÜHLKE & REISE 1994).

2.2.6 Schlussbetrachtung

Die Zusammenstellung dieses Kapitels hat gezeigt, dass für den Sedimenthaushalt des Wattenmeeres keine Generalisierung möglich ist. Würde man sich die Frage stellen, ob das Wattenmeer (heute noch) ein Sedimentationsraum ist, wäre die Antwort für das gesamte Wattenmeer eher negativ. Einzelne Gebiete (Salzwiesen, Schlickwatten, Wattbuchten) haben zwar hohe Sedimentationsraten, aber gerade diese Gebiete sind wattenmeerweit infolge von Eindeichungen und Küstenbaumaßnahmen verloren gegangen. Infolgedessen kam es zu Veränderungen in der Hydrographie sowie zu geomorphologischen Entwicklungen, die nicht überall dem morphodynamischen Gleichgewicht folgten. So sind in dem durch Dämme fast geschlossenen Lister Tidebecken anhaltende Erosionstendenzen festzustellen. Diese sind in den wind-exponierten nördlichen Wattenmeerregionen keine Ausnahme, wohingegen das westlichen Wattenmeer weniger exponiert ist und mehr mit den herrschenden Meereskräften in Einklang steht (REISE et al. 1998). Die unterschiedlichen morphologischen Reaktionen hängen vom bodennahen Sandtransport und der Fangeffizienz der Tidebecken für Feinmaterial ab. Diese ist wiederum abhängig vom Anteil an Sedimentationsräumen (Salzwiesen sowie geschützten Schlick- und Mischwatten) und dem Anteil an Organismen, welche die biogene Sedimentation fördern (aktiv: Biodeposition, passiv: Strömungsberuhigung durch epibenthische Strukturen).

Dieses Kapitel hat weiterhin deutlich gemacht, dass überall im Wattenmeer Organismen am Sedimentationsgeschehen beteiligt sind und es keinen ausschließlich physikalisch geprägten Sedimenthaushalt im Wattenmeer gibt. Rückkopplungen zwischen Biota und Sedimentdynamik können bedeutsam sein, weil Biota auf vielfältige Weise den Sedimenthaushalt beeinflussen, die Deposition von Feinmaterial fördern und das Sediment stabilisieren (POSEY 1990). Derartige Auswirkungen der Organismen auf das Sediment sind allerdings kurzfristig (Tage-Wochen) gegenüber mittel- bis langfristigen physikalischen Bedingungen (Wochen-Monate) (THIEL et al. 1984). Durch die Abhängigkeit von der Besiedlungsdichte und Aktivität der Organismen weisen die Prozesse der biogenen Sedimentation eine deutliche Saisonalität auf. Da sowohl Biodepositionsraten als auch Biostabilisation in den Sommermonaten am höchsten sind, aber im Winterhalbjahr durch Stürme und Eisgang die Erosionswahrscheinlichkeit steigt, ist der quantitative Einfluss biogener Sedimentation auf die Sediment- und Schwebstoffbilanz des Wattenmeeres bislang noch unklar. Eine genaue Bilanzierung der Biodepositanteile in den Sedimenten war auch im Lister Tidebecken nicht möglich, da nur eine punktuelle Datenerhebung erfolgen kann und die Variabilität der Faktoren, welche die Biodeposition beeinflussen, groß ist (BAYERL et al. 1998; AUSTEN 1997). Die genannten Beispiele für Miesmuschelbänke haben jedoch gezeigt, dass Biodeposition nicht nur lokal in der jeweiligen Lebensgemeinschaft wirkt, sondern darüber hinaus das umgebende Sediment beeinflussen kann. Daher ist biogene Sedimentation im Wattenmeer auch von regionaler Bedeutung. Ob biogene Sedimentation die Stoffbilanz dort, wo Erosion herrscht (v. a. im flachen Sublitoral) ändern kann (REISE et al. 1998), lässt sich beim bisherigen Stand der Forschung noch nicht beantworten. Der Verlust erosionshemmender und Sedimentation fördernder biogener Strukturen (Austernbänke, Seegraswiesen, Sabellaria-Riffe) im Sublitoral ist nach REISE et al. (1998) eine mögliche Ursache für Sedimentverluste im Wattenmeer.

Aufgrund der Rückkopplungen zwischen Biota und Sedimentdynamik kommt es bei Sedimentveränderungen oder Habitatverlusten zu lang andauernden Veränderungen in der Besiedlung und im Bestand einiger Arten. Schwebstoffzunahmen können zu Einbußen in der Primärproduktion führen. Veränderungen der Sedimenthaushalte und Morphologie im Wattenmeer haben Auswirkungen auf die Biota, was zu weiterreichenderen ökosystemaren Konsequenzen führt und infolge von klimatischem Wandel verstärkt werden kann (REISE 1993, 1998a, b).

Für weitere Entwicklungen der Küstenmorphologie und Auswirkungen eines zunehmenden Meeresspiegelanstiegs sind die bestehenden tidebeckenspezifischen Unterschiede bedeutsam hinsichtlich des Haushaltes von Feinmaterial und der morphologischen Reaktion auf Veränderungen (z. B. Deichbau). Bereits die Festlegung der Küsten und der Vorschub der Deichlinien hat zu einer Störung des morphologisch-hydrologischen Gleichgewichtes geführt, in dessen Folge sich das Wattprofil verändert, die Sedimentdynamik verstärkt, der Sedimentnachschub reduziert und die Transportenergie v. a. in der Vordeichzone erhöht hat, wodurch dort die Chancen zur Sedimentation von Feinmaterial sinken (REISE 1998). Diese Effekte würden durch einen beschleunigten Meeresspiegelanstieg verstärkt werden. Eine Störung des morphologisch-hydrologischen Gleichgewichtes wird je nach den morphologischen Strukturen eines jeden Watteinzugsgebietes spezifisch ausfallen (FERK 1995; SPIEGEL 1997). Da Meeresspiegeländerungen auch Änderungen der Flächengröße von Wattgebieten zur Folge haben sowie eine Änderung der Tiefenverteilung, die nicht in linearem Zusammenhang mit der Anstiegsrate steht, werden die Watthöhen nicht vollständig mit der beschleunigten Erhöhung des Meeresspiegels mitwachsen (FERK 1995; SPIEGEL 1997). Angesichts dieser möglichen Entwicklungen müssten alle natürlichen Prozesse der geomorphologischen Gestaltung der Watten bei künftigen Küstenschutzmaßnahmen stärker berücksichtigt werden.

2.2.7 Künftiger Forschungsbedarf

An vielen Stellen in diesem Kapitel ist weiterer Forschungsbedarf deutlich geworden, der hier kurz zusammengestellt ist und in den Forschungsempfehlungen (Kap 5) aufgegriffen wird.

Die Zusammenstellung der Ökosystemforschungsergebnisse hat vor dem Hintergrund der fachlichen Diskussionen zum Sedimenthaushalt der Watten deutlich werden lassen, dass tidebeckenspezifische Entwicklungen bestehen. Diese Erkenntnis muss für künftige Analysen zur Sedimentdynamik und morphologischen Entwicklung des Wattenmeeres berücksichtigt werden. Bislang ist dies vorwiegend in den in der Ökosystemforschung näher untersuchten Tidebecken erfolgt, müsste aber für die weiteren, v. a. auch die seeseitig offeneren Wattstromeinzugsgebiete erfasst werden.

Es wird vermutet, dass Extremereignisse, z. B. Sturmtiden, einen großen Einfluss auf die Sedimentbilanz des Wattenmeeres haben. Bislang sind Messungen während Extremereignissen methodisch nicht zu realisieren. Hier sind Weiterentwicklungen notwendig, damit der Einfluss von Extremereignissen quantifiziert werden kann. Da im Zusammenhang mit Klimaveränderungen eine Zunahme von Extremereignissen prognostiziert wird, ist eine Quantifizierung des Im- und Exportes von Schwebstoffen und Feinmaterial unumgänglich. Hierzu sind auch Messungen während der Wintermonate durchzuführen. Die Ergebnisse können dann ggf. in Modellansätze für Prognosen zu den Folgen von Meeresspiegeländerungen und zunehmenden Sturmhäufigkeiten einfließen.

Weitere Forschungsdefizite bestehen im Hinblick auf die Quantifizierung von physikalischer und biogener Sedimentation. Quantitative Analysen zur Bedeutung biogener Sedimentation am Sedimenthaushalt von Wattgebieten sind bislang noch nicht durchgeführt worden, da auch hierzu noch methodische Schwierigkeiten bestehen, z. B. bei der räumlichen Auflösung der Beprobungen. Auch der jahreszeitliche Verlauf ist hierbei zu berücksichtigen. Fast völlig unbekannt ist das Sedimentationsgeschehen im Sublitoral. Weder für das Eu- noch Sublitoral sind derzeit quantitative Angaben dazu möglich, in welchem Verhältnis physikalische zu biogener Sedimentation steht.

2.2.8 Zusammenfassung

In diesem Kapitel wurden die Ursachen und Folgen von Veränderungen im Sedimenthaushalt des Wattenmeeres am Beispiel einiger Tidebecken sowie von Wechselwirkungen zwischen Organismen und Sediment zusammengestellt. Die Analyse zeigte, dass sich keine Aussage hinsichtlich einer Sedimentbilanz für das gesamte Wattenmeer treffen lässt, da tidebeckenspezifische Unterschiede bestehen. Im folgenden sind einige der Erkenntnisse stichpunkthaft zusammengestellt:

- Geomorphologische Veränderungen sind tidebeckenspezifisch und können nicht für das gesamte Wattenmeer verallgemeinert werden. Im Lister Tidebecken führten geomorphologische Entwicklungen zu Abweichungen vom morphodynamischen Gleichgewicht und einer anhaltenden Erosionstendenz. Im westlichen Wattenmeer erfolgten dagegen nach Eindeichungen und damit einhergehenden Verkleinerungen von Watteinzugsgebieten Sedimentablagerungen in den Rinnenbereichen und Verkleinerungen der Seegattquerschnitte, wie es empirischen Gleichgewichtsbeziehungen entsprach.
- Aufgrund der morphologischen und hydrodynamischen Heterogenität einzelner Tidebecken können generelle Aussagen zu Folgen von Eindeichungen oder Meeresspiegelanstieg nicht getroffen werden. In jedem Watteinzugsgebiet wird es spezifische Reaktionen auf Meeresspiegeländerungen geben.
- Durch die sukzessiven Eindeichungen seit dem Mittelalter kam es zu einer Verkürzung in der Abfolge der Lebensräume im Wattenmeer. Wattenmeerweit ist es infolge von Eindeichungen zu Verlusten von Buchten, Schlickwatten und Salzwiesen gekommen. Dadurch wird die Schwebstoffbilanz verändert und die Fangeffizienz von Tidebecken für die Sedimentation von Feinmaterial eingeschränkt.
- Eine Sedimentation von Feinmaterial erfolgt vor allem in strömungsgeschützten Wattbuchten, auf Schlick- und Mischwattflächen sowie Salzwiesen. Salzwiesen können zeitgleich als Sedimentationsgebiete und Sedimentlieferanten fungieren, da es mit einem Anstieg der mittleren Hochwasserstände zu einer zunehmenden Erosion an den seeseitigen Kanten der Salzwiesen kommt.
- Deposition, Erosion und Schwebstoffkonzentrationen werden durch Seegang und Starkwindereignisse beeinflusst. Der Netto-Export von Feinmaterial bei Sturmtiden wird durch einen hohen Salzwiesenanteil in einem Tidebecken vermindert. So ist die Netto-Akkumulation von Feinmaterial im Lister Tidebecken nur halb so hoch wie im Grådyb Tidebecken im dänischen Wattenmeer, das über ausgedehnte Salzwiesen verfügt.
- Saisonale Effekte wie Eisgang oder Stürme führen zu teils erheblichen kurzfristigen Umlagerungen der Sedimente und damit zu Veränderungen der Morphologie. Nach Abklingen der Energieeinträge wird die Ausgangssituation der Sedimentverteilung überwiegend wiederhergestellt. Dagegen kann eine langfristige Erhöhung des Energieeintrages, z. B. als Folge eines zunehmenden Meeresspiegelanstiegs und/oder einer veränderten Sturmtätigkeit, zu dauerhaften Veränderungen in der Sedimentdynamik und Morphologie des Wattenmeeres führen.
- Wechselwirkungen zwischen Organismen und Sediment beeinflussen das Sedimentationsgeschehen im Wattenmeer. Biogene Sedimentation hat Auswirkungen auf die Verteilung von Feinmaterial sowie die Sedimentverfestigung und Korngrößensortierung.
- Biodeposition (Kotpillenproduktion) fördert die Sedimentation von Feinmaterial auch dort, wo es aufgrund hydrographischer Bedingungen sonst nicht zu einer Ablagerung kommen könnte. Die

Biodepositionsrate variiert im Jahresverlauf mit dem Nahrungsangebot und der Fressaktivität der Organismen.

- Miesmuschelbänke sind wesentlich für die Deposition von Feinmaterial im Wattenmeer und können die Sedimentzusammensetzung saisonal sowie räumlich beeinflussen. Der Austrag von Biodepositen kann zur Entstehung von Mischwatten im Umfeld von Miesmuschelbänken führen. Der Einfluss der Muscheln auf die Sedimentbilanz des Wattenmeeres ist vom Bestand der Miesmuscheln abhängig.
- Sedimentveränderungen und Habitatverluste können zu Rückgängen im Bestand von Arten führen, deren Vorkommen an bestimmte Gebiete wie z. B. Schlickwatten gebunden ist. Gerade im Fall weiterer Schlickwattverluste würde es zu einer Kaskade negativer Effekte von reduzierter Primärproduktion bis zu Auswirkungen auf den Vogelbestand kommen.
- Die Zunahme der Schwebstoffgehalte im Wattenmeer infolge fehlender Sedimentationsräume hat die Trübung im Wasserkörper erhöht. Dies führt u. a. zu Einbußen in der Primärproduktion, Bestandsrückgängen von Rotalgen und Seegräsern sowie einer Beeinträchtigung von Filtrier- und Suspensionsfressern (z. B. Muscheln).

Anlage zu Kap. 2.2:

"Steckbrief" zu Abb. 2.2.4: Tidebecken in Schleswig-Holstein

a. Nordfriesland:

- Lister Tidebecken:
zweitgrößtes Tidebecken im schleswig-holsteinischen Wattenmeer, nach allen Seiten durch hochwasserfreie Beckenränder abgeriegelt, einziger Zugang: Seegat Lister Tief.

- Hörnum-Tief:
nach Norden durch Damm begrenzt, nach Süden durch Wattrücken zwischen den Inseln Amrum und Föhr sowie zwischen Föhr und Festland.

- Norderaue:
langgestrecktes Watteinzugsgebiet, seitliche Begrenzung überwiegend durch Inseln und Halligen gebildet, Verbindungsdämme zwischen den Halligen Langeneß und Oland sowie dem Festland bilden einen Teil der Südbegrenzung des Tidebeckens.

- Hoogeloch:
kleines, durch Außensände begrenztes Tidebecken mit Zu- und Abfluss durch eine Rinne, die die Sände Japsand und Norderoogsand trennt.

- Süderaue:
gestreckter Verlauf entlang der Halligen Oland und Langeneß, südwärtige Begrenzung entlang eines Wattrückens (Pellwormer Plate).

- Rummelloch West:
ohne Festlandsanschluss, seeseitige Beckengrenze über die beiden Außensände Norder- und Süderoogsand, nach Südosten begrenzt die Insel Pellworm das Einzugsgebiet, im Norden Hallig Hooge, zwischen Sänden und Inseln verläuft der Beckenrand auf Wattrücken.

- Norderhever-Heverstrom:
größtes Tidebecken Schleswig-Holsteins, Zweiteilung in nordöstlichen Ast (Wattstrom der Norderhever) und südöstlichen Ast (Heverstrom)

- Tümlauer Bucht:
  kleinstes Tidebecken in Schleswig-Holstein, Rest eines durch rasche Verlandung (beschleunigt durch Lahnungsbau) und kleinere Vordeichungen gekennzeichneten Prielsystems. Nach Norden begrenzt durch Westerhever-Sand, nach Süden durch Sandkomplex von St. Peter-Ording an.

b. Dithmarschen:

- Eidermündung:
Ästuar mit beachtlichem Festlandsabfluss, daher Sonderstellung gegenüber den übrigen Tidebecken.

- Wesselburener Loch:
umfasst den Bereich der offenen Watten zwischen den Rinnensystemen der Eidermündung im Norden und der Piep im Süden, Beckengrenzen von hochliegenden Wattrücken gebildet.

- Piep:
Tidebecken aus zwei unterschiedlichen morphologischen Einheiten: a. seewärtiger Teil östlich der Außensände Blauort und Tertiussand, dominiert von der breiten und tiefen Rinne der Piep, b. Einzugsgebiet der Meldorfer Bucht.

- Flackstrom:
erhält v. a. in der Ebbphase nennenswerte Wasserübertritte aus der Meldorfer Bucht, zweigeteilt in westlichen und östlichen (landnahen) Abschnitt, der durch den Trischendamm dominiert wird.

- Neufahrwasser:
nach Norden durch Wattrücken (Marner Plate) begrenzt, im Süden bildet der Hakensand eine natürliche Watthöhenscheide.

- Schatzkammer:
  zweitkleinstes der schleswig-holsteinischen Tidebecken, liegt unmittelbar vor dem großen Elbeästuar.

2.3 Austausch und Stoffumwandlungen

Ute Wilhelmsen

2.3.1 Einleitung

Während das vorige Kapitel Aspekte des Sedimenthaushalts im Wattenmeer behandelte, werden in diesem Kapitel biogene Austausch- und Transformationsprozesse diskutiert. Da partikuläre organische Substanz ein Bestandteil von Schwebstoffen und Sedimenten ist, ergeben sich Bezüge zu dem vorangegangenen Kapitel.

Das Wattenmeer zeichnet sich gegenüber dem offenen Meer durch eine hohe Konzentration gelöster und partikulärer Stoffe aus sowie durch eine starke Dynamik im Austausch dieser Substanzen zwischen Wasser und Sediment. Wesentlich für den Transport sind die Gezeitenströmungen. Die großräumigen Austauschprozesse stehen in Wechselwirkung mit den intensiven Prozessen des Stoffaustauschs zwischen Wattboden und Wassersäule, wobei biologische und abiotische Prozesse eine Rolle spielen. Innerhalb eines Tidebeckens sind die Austauschraten von Schwebstoffen, Organismen und gelösten Substanzen höher als die Import- / Export-Raten (REISE 1998a).

Die internen Umwandlungen innerhalb des Wattenmeeres sowie der Austausch mit benachbarten Systemen bestimmen die Systemfunktion, die das Wattenmeer bei der Betrachtung der Interaktionen zwischen Land und Meer im Küstenraum einnimmt. Als Ökoton ist das Wattenmeer zwar ein vergleichsweise schmaler Übergangsraum zwischen dem marinen und terrestrischen System, kann aber aufgrund des dort ablaufenden intensiven Stoffumsatzes und -austausches systemübergreifenden Einfluss ausüben.

2.3.2 Austausch zwischen Wattenmeer und angrenzenden Systemen

2.3.2.1 Fallbeispiel Lister Tidebecken

Im folgenden werden zunächst die Ergebnisse der im Rahmen von SWAP erfolgten Austauschmessungen zwischen dem Lister Tidebecken und der angrenzenden Nordsee vorgestellt und anschließend mit den Ergebnissen anderer Untersuchungen im Wattenmeer in einem breiteren Rahmen diskutiert.

In dem durch die Verbindungsdämme zu den Inseln Sylt und Rømø abgeschlossenen Lister Tidebecken vollzieht sich der Austausch ausschließlich über das Lister Tief. Der Stromquerschnitt an der schmalsten Stelle des Lister Tiefs liegt zwischen ca. 42 000 m² (mittleres Niedrigwasser) und ca. 47 000 m² (mittleres Hochwasser). Die Ebb- bzw. Flutstrommengen durch das Lister Tief betragen unter mittleren Bedingungen etwa 550 Mio. m³ bei einem Niedrigwasservolumen der Bucht von rund 570 Mio. m³ (BACKHAUS et al. 1998). Die Untersuchung des lateralen Austausches durch das Lister Tief (SCHNEIDER et al. 1998) ergab keine deutlichen, wiederkehrenden Netto-Im- oder Exporte von gelösten Nährstoffen oder partikulärer organischer Substanz. Auf der Ebene des Austausches zwischen dem Wattenmeer und dem auf der Seeseite der Inseln vorgelagerten Küstenwasser zeigte ein Vergleich der mittleren Stoffkonzentrationen eine mehr oder weniger ausgeglichene Bilanz. Bei einem Vergleich der Mediane aus einigen hundert Messungen (April-September) konnte keine Netto-Aufnahme oder -Abgabe nachgewiesen werden. Bezogen auf den Messzeitraum ließ sich das Lister

Tidebecken demnach weder als deutliche Quelle noch als deutliche Senke für Nährstoffe und organische Substanz identifizieren (SCHNEIDER et al. 1998).

Der tidale Austausch im Lister Tidebecken erwies sich als höchst variabel, die Gesamtbilanz als sensibel gegenüber jeweils herrschenden Randbedingungen - insbesondere den Wetterbedingungen, den aus der Nordsee importierten Schwankungen sowie den in Pelagial und Benthos ablaufenden biologischen Prozessen (SCHNEIDER et al. 1998). So können beispielsweise die Benthosgemeinschaften am Wattboden den Stoffaustausch beeinflussen und zu veränderten Nährstoffkonzentrationen führen (vgl. 2.3.3). Unbedeutend für das Lister Tidebecken sind die lokalen Flusseinträge und der Nährstoffaustausch mit der Atmosphäre. Obwohl der Einfluss der Elbfahne bis zum Lister Tidebecken reicht und sich Schwankungen des Elbe-Abflusses z. B. in der Salinität der Sylter Gewässer widerspiegeln (SCHNEIDER & MARTENS 1994), ist der fluviatile Einfluss im Lister Tidebecken gering im Vergleich zu den sich südlich anschließenden Tidebecken des schleswig-holsteinischen Wattenmeeres (vgl. 2.3.2.3).

Neben der erheblichen Variabilität zwischen einzelnen Tidephasen zeigten sich deutliche und wiederkehrende saisonale Trends. So unterliegen die im Wasser gelösten Mikronährstoffe saisonalen Schwankungen von 2-3 Größenordnungen mit sommerlichen Minima. Dazu tragen sowohl die Nährstoffaufnahme des Phytoplanktons als auch des Mikrophytobenthos bei (MARTENS & ELBRÄCHTER 1998).

Ein Teil des organischen Schwebstoffs wird von Planktonorganismen gebildet, deren Austauschverhalten z. T. artspezifische Unterschiede aufweist und vom generellen Muster der Schwebstofftransporte abweicht. Im Lister Tidebecken lassen sich zwei Komponenten des Phytoplanktons unterscheiden (MARTENS & ELBRÄCHTER 1998): Arten, die im Wattenmeer aufwachsen (Meroplankter mit ausgedehnter benthischer Phase, z. B. *Brockmanniella brockmannii*), und holoplanktische Arten, die aus der Nordsee in das Wattenmeer importiert werden (z. B. *Coscinodiscus wailesii*, *Ceratium*-Arten). Arten, welche das Lister Tidebecken von der Nordsee her besiedeln, entwickeln sich in der Nordsee und im Küstenwasser früher. So sind z. B. *Ceratium*-Arten bei Helgoland meist schon 2 Wochen bestandsbildend, bevor sie im Sylter Wattenmeer hohe Zelldichten erreichen. Noch größer ist die zeitliche Differenz des Massenauftretens von *Phaeocystis* (ELBRÄCHTER et al. 1994) und *Noctiluca* (UHLIG & SAHLING 1995) im ostfriesischen Wattenmeer bei Norderney und im nordfriesischen Wattenmeer bei Sylt: Sie kann bis zu 4 Wochen betragen. Die Ursachen dafür sind bisher nicht bekannt (MARTENS & ELBRÄCHTER 1998).

Für das Zooplankton zeigten sich ebenfalls Unterschiede im Austauschverhalten (MARTENS & ELBRÄCHTER 1998): Beim Holozooplankton, der im Spätsommer dominierenden Zooplanktonkomponente, kommt es bei typisch neritischen Arten zu einer Bestandszunahme im Lister Tidebecken, ebenso beim gelatinösen Zooplankton. Dagegen nehmen Arten der offenen Nordsee in ihrer Bestandsdichte ab. Im Frühjahr und Frühsommer wird das Zooplankton im Lister Tidebecken von meroplanktischen Larven dominiert. Dabei ist die horizontale Verteilung dieser Tiere nicht homogen, sondern wird durch das Vorkommen der benthischen Elterntiere bestimmt. Im ablaufenden Wasser ist die Anzahl der meroplanktischen Larven deutlich erhöht. Somit wird Meroplankton aus dem Wattenmeer exportiert, Holoplankton dagegen wird importiert.

Durch tidenspezifische Vertikalwanderungen in strömungsärmere Wasserschichten können sich einige Zooplankter teilweise vom hydrographischen Geschehen entkoppeln. Einige Medusen und die Rippenqualle *Pleurobrachia pileus* können sich durch Vertikalwanderungen in strömungsärmere Wassertiefen länger in der Bucht aufhalten (KOPACZ 1994).

2.3.2.2 Fallbeispiel Spiekerooger Rückseitenwatt

Austausch- und Transportvorgänge verlaufen in dem fast allseits abgeschlossenen Lister Tidebecken anders als im Rückseitenwatt von Spiekeroog, das wesentlich stärker im Austausch mit dem Küstenwasser der Nordsee und den benachbarten Tidebecken steht. Maßgeblich wird das Spiekerooger Rückseitenwatt vom Wasser der Nordsee beeinflusst (NIESEL 1999), dagegen sind Süßwasserfrachten, ebenso wie im Lister Tidebecken von geringerer Bedeutung. Daher spiegeln die Nährstoffkonzentrationen im Spiekerooger Rückseitenwatt bei Hochwasser die Situation in der küstennahen Nordsee wider. Insgesamt wiesen die im Rahmen von ELAWAT ermittelten Nährstoffkonzentrationen eine große Variabilität auf (NIESEL 1999), wobei die Größenordnungen mit Messwerten aus anderen Wattgebieten, u. a. dem Lister Tidebecken, übereinstimmten (MARTENS & ELBRÄCHTER 1998).

Hinsichtlich der Veränderungen im Tideverlauf ergaben sich für das gelöste Phosphat und das gelöste Silikat regelmäßig wiederkehrende Entwicklungen (Abb. 2.3.1): Maximalwerte der Nährstoffkonzentrationen wurden meist bei Niedrigwasser gemessen, während bei Hochwasser die Konzentrationen dieser Nährsalze niedrig waren. Somit wird mit der Flut nährstoffarmes Nordseewasser in das Wattenmeer transportiert. Dort erfolgt durch Austauschprozesse mit dem Sediment eine Zunahme der Nährsalzkonzentrationen. Bei den gelösten Stickstoffverbindungen wurden diese regelmäßigen etwa sinusförmigen Entwicklungen nicht gefunden. Die Konzentrationen von Nitrat, Nitrit und Ammonium variierten häufig unregelmäßig im Tideverlauf.

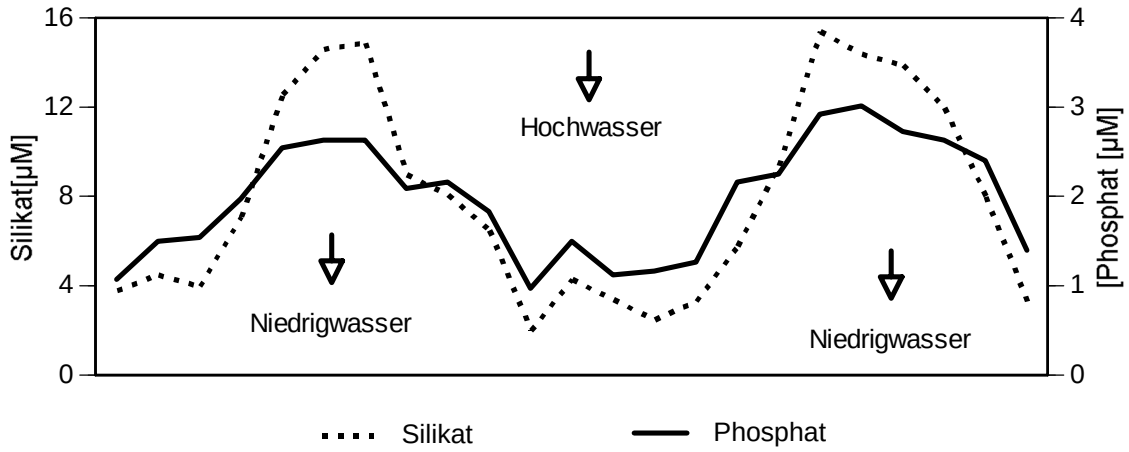


Abb. 2.3.1: Die gelösten Nährsalze Silikat und Phosphat über zwei Tidenzyklen in der Otzumer Balje im August 1994 (aus NIESEL 1999)

LIEBEZEIT et al. (1996) fanden im Bereich des ostfriesischen Wattenmeeres keine Beziehung zwischen dem Tidezyklus und der Variabilität der Nährstoffkonzentrationen und schlossen daraus, dass andere Prozesse in Wassersäule und/oder Sediment sowie meteorologische Einflüsse zu der beobachteten Variabilität führten.

Hinsichtlich der Phytoplanktonentwicklung ergaben sich Unterschiede zwischen dem Spiekerooger Rückseitenwatt und dem Lister Tidebecken (NIESEL 1999): Typische Wattenmeerarten wie die Diatomeen *Brockmaniella brockmannii* und *Biddulphia alternans* wurden im Rückseitenwatt von Spiekeroog zwar regelmäßig gefunden, aber ein massenhaften Wachstum, verbunden mit einem Export aus dem Wattengebiet, wie es im Lister Tidebecken für einige Arten beschrieben wurde (SCHNEIDER et al. 1998), wurde nicht beobachtet. Die geringe Anzahl dieser typischen Wattenmeerbewohner kann mit den regelmäßig wiederkehrenden drastischen Änderungen der Wachstumsbedingungen erklärt werden. Da im Spiekerooger Rückseitenwatt das Wasser sehr schnell

ausgetauscht wird und gleichzeitig eine ständige tidezyklische Änderung der Nährstoffbedingungen stattfindet, sind optimale Wachstumsbedingungen nur selten gegeben. Das Plankton wird schnell aus dem Rückseitenwatt heraustransportiert, wogegen die Verweilzeit in dem abgeschlossenen Lister Tidebecken wesentlich höher ist (51 Tage, MÜLLER, unveröffent.). Zudem ist das insgesamt breitere nordfriesische Wattenmeer durch längere Aufenthaltszeiten der tidezyklisch ausgetauschten Wassermassen charakterisiert als das vergleichsweise schmale ostfriesische Wattenmeer (BROCKMANN et al. 1998). Dies führt dazu, dass die Phytoplanktonzusammensetzung im Rückseitenwatt von Spiekeroog vor allem geprägt ist durch Arten, die aus der küstennahen Nordsee importiert werden und Arten, die durch Resuspension in die Wassersäule geraten (NIESEL 1999).

Für das Zooplankton ergaben die tidezyklischen Beprobungen an der Otzumer Balje eine hohe Variabilität, die eventuell vorhandene tidenabhängige Unterschiede überdeckte (NIESEL 1999). Nur die Larven von *Lanice conchilega* und *Magelona papillicornis* traten bei auflaufendem Wasser in größeren Anzahlen auf als im ablaufenden Wasser. Für die Gesamtindividuenzahlen im Zooplankton waren die Flutwerte meistens höher als die Ebbwerte. Nur in den Sommermonaten kam es aufgrund der Larvenproduktion des Makrobenthos im Wattenmeer (bes. *Hydrobia ulvae*, Spioniden, Cirripedier) zu einem Export von Meroplankton - analog zu den im Lister Tidebecken beobachteten Transporten (MARTENS & ELBRÄCHTER 1998).

2.3.2.3 TRANSWATT / KUSTOS Transportstudien

Die Transportprozesse zwischen Wattenmeer und Nordsee sind auch im Rahmen der Projekte TRANSWATT/KUSTOS untersucht worden. Im folgenden werden relevante Ergebnisse der beiden Projekte sowie weitere Literatur unter dem Aspekt zusammengestellt, die Austauschfunktionen des Wattenmeeres in einem größeren räumlichen Kontext zu diskutieren. Da das Messnetz von TRANSWATT/KUSTOS im nordfriesischen Wattenmeer nur den Bereich südlich des Hindenburgdamms abdeckte, liegen für das Lister Tidebecken keine zusätzlichen Ergebnisse vor. Bei der Eingliederung des Lister Tidebeckens in das übrige schleswig-holsteinische Wattenmeer ist seine nördliche Randlage zu berücksichtigen. Wie von MARTENS (1992) gezeigt, nimmt das Gebiet um das Lister Tidebecken eine Sonderstellung ein, da es in Relation zum übrigen schleswig-holsteinischen Wattenmeer weniger durch fluviatile Einträge geprägt ist. Letzteres wird insbesondere vom Flusswasser der Elbe beeinflusst (HICKEL 1980; HESSE et al. 1992), da die Flussfahne der Elbe bei den vorherrschenden westlichen Windlagen weite Gebiete des nordfriesischen Wattenmeeres überstreicht. Die Entfernung des Lister Tidebeckens vom Elbe-Ästuar beträgt etwa 130 km und die Elbwasserfahne reicht häufig weit in die Deutsche Bucht hinaus, so dass die Nährstofffracht der Elbe nur zum Teil und nach mehreren Remineralisierungszyklen in das Gebiet des Lister Tidebeckens gelangt (HICKEL 1989). Daher entsprechen die dort gemessenen Nährstoffkonzentrationen eher den bei Helgoland im Gebiet der Deutschen Bucht gefundenen Werten, als denen in den elbnäheren Wattgebieten (HICKEL et al. 1993).

Die Nährstoffgradienten in der Deutschen Bucht werden von den Nährstoffeinträgen aus Elbe und Weser dominiert (BROCKMANN et al. 1998). Andere externe Nährstoffquellen sind die atmosphärische Deposition, Import mit dem Küstenstrom sowie kleinere landwärtige Einträge. Den starken fluviatilen Einfluss verdeutlicht die TRANSWATT/KUSTOS Messkampagne im Sommer 1994: Zu dieser Zeit lagen die Konzentrationen des Gesamtstickstoffs (Nitrat, Nitrit, Ammonium, gelöster organischer Stickstoff und partikulärer Stickstoff) in den meisten Gebieten der Deutschen Bucht, einschließlich des Wattenmeeres, unter 50 µM, nur in Elbe- und Wesermündung wurden mehr als 100 µM gefunden. Diese Situation trat auch im Frühling 1995 und Winter 1996 auf. Dabei kommt es aufgrund der biologisch kontrollierten Konversion von Nährstoffen zu saisonalen Phasenverschiebungen: Durch die

Biomassebildung war im Sommer 1994 in großen Teilen der Deutschen Bucht mehr als ein Viertel des gesamten Stickstoffs als partikuläre Fraktion fixiert; beim Phosphor war dies sogar mehr als die Hälfte (BROCKMANN et al. 1998). Dagegen waren die Konzentrationen der anorganischen gelösten Nährstoffe während des Sommers gering (N: <10 % und P < 25 % der Gesamtkonzentrationen in vielen Bereichen der Deutschen Bucht). Im Frühling und Winter dominierte die Fraktion des gelösten anorganischen Stickstoffs aufgrund der im Frühling hohen Abflussraten aus Elbe und Weser und der im Winter geringen Produktionsraten. Ein ähnlicher Effekt existiert für Phosphat, wobei dieser im Sediment durch Eisenhydroxide gebunden und nicht sofort wieder freigesetzt wird.

Die durch Kopplung von Modell- und Beobachtungsdaten aus TRANSWATT/KUSTOS erstellten Netto-Transportbilanzen für gelöste und partikuläre Substanzen zeigen in Richtung und Intensität saisonal wechselnde Ein- und Austragstendenzen für den Austausch zwischen dem Bereich des nordfriesischen Wattenmeeres und der Nordsee (DICK et al. 1998). Die Kalkulationen ergaben im Frühling und Sommer einen Import von Nitrat aus dem seeseitig der Inseln vorgelagerten Küstenwasser in das Wattenmeer. Das Nitrat wird aus Elbe und Weser ins Küstenwasser der Nordsee eingetragen und weiter ins Wattenmeer transportiert. Dagegen ergab sich für Phosphat im Frühling und Sommer ein Export aus dem Wattenmeer in die Deutsche Bucht. Der sommerliche Phosphataustrag war verbunden mit erhöhten Phosphatkonzentrationen im Wattenmeer, die teilweise sogar höher als die Winterwerte waren. Die niedrigsten Phosphatkonzentrationen wurden im Frühling gemessen, der Austrag aus dem Wattenmeer war nur schwach ausgeprägt. Im Winter waren Im- und Exporte von Phosphat ausgeglichen. Parallel zum Austrag von gelöstem Phosphat aus dem Wattenmeer im Sommer wurden Netto-Einträge von partikulärem Material festgestellt. Die Gegenüberstellung der partikulär gebundenen und gelösten Phosphor-Netto-Transporte ergab eine nahezu geschlossene Bilanz. Der Austausch von Silikat im Frühling und Sommer lag innerhalb der Variabilität der Silikat-Transporte, die vergleichsweise hoch war. Im Winter wurde ein Export von Silikat aus dem Wattenmeer beobachtet. Dieser Austrag wird teilweise erklärt durch ausgeprägte Silikat-Gradienten, die durch eine Diatomeenblüte um Amrum und Föhr verstärkt wurden.

Zusammenfassend wurden im Rahmen von TRANSWATT/KUSTOS verschiedene Richtungen von Nährstofftransporten beobachtet (DICK et al. 1998), die u. a. saisonal variierten:

1. Im- und Exporte sind insgesamt ausgeglichen; es bestehen kaum Unterschiede in den Nährstoffkonzentrationen zwischen Küstenwasser und Wattenmeer (z. B. Phosphat-Transporte im Winter 1996, Silikat-Transporte im Sommer 1994)
2. Das Küstenwasser fungiert als Nährstoffquelle für das Wattenmeer. Im Küstenwasser vor dem nordfriesischen Wattenmeer können hohe Nährstoffkonzentrationen durch Flusseinträge (Elbe, Weser) auftreten und einen Nährstoffimport ins Wattenmeer ermöglichen (Nitrat-Import im Sommer 1994 und im Frühling 1995).
3. Nährstoffeintrag ins Wattenmeer erfolgt aus lokalen Quellen auf dem Festland (z. B. Speicherköge), wobei die Nährstoffgradienten landwärts ansteigen. (z. B. Nitrat, Silikat im Winter 1996).
4. Es erfolgt ein Export von Nährstoffen aus dem Wattenmeer ins Küstenwasser, wobei Remineralisationsprozesse im Wattenmeer zu hohen Nährstoffkonzentrationen und Export führen (Phosphat im Sommer 1994, Frühling 1995).

Exporte von Phosphat im Sommer

Insbesondere der im Rahmen von TRANSWATT/KUSTOS festgestellte sommerliche Phosphat-Export aus dem nordfriesischen Wattenmeer in das vorgelagerte Küstenwasser war deutlich ausgeprägt. Für die Messkampagne im Sommer 1994 wurde für ein Wattenmeergebiet von 100 km² ein

durchschnittlicher Phosphat-Export von 0,7 t Tide^{-1} in das Küstenwasser der Deutschen Bucht festgestellt. Das entspricht einer Freisetzung von etwa 0,4-0,5 mmol Phosphat m^{-2} d^{-1}. Der sommerliche Netto-Phosphat-Export kann achtmal höher sein als der Phosphat-Eintrag aus der Elbe in derselben Jahreszeit (POHLMANN et al. 1998).

Hohe sommerliche Phosphatkonzentrationen, welche die Winterkonzentrationen übersteigen können und zu einem Netto-Export von Phosphat aus dem Wattenmeer führen, sind wiederholt in verschiedenen Regionen des Wattenmeeres beobachtet worden: im schleswig-holsteinischen (HICKEL 1989; HESSE et al. 1992; HESSE et al. 1995) sowie im ostfriesischen (NIESEL 1999) und im niederländischen (DE JONGE & POSTMA 1974) Teil des Wattenmeeres. RUTGERS VAN DER LOEFF et al. (1981) fanden eine maximale Freisetzung von etwa 1mmol Phosphat m^{-2} d^{-1} im Juni im inneren Teil des Ems Ästuars (Dollart).

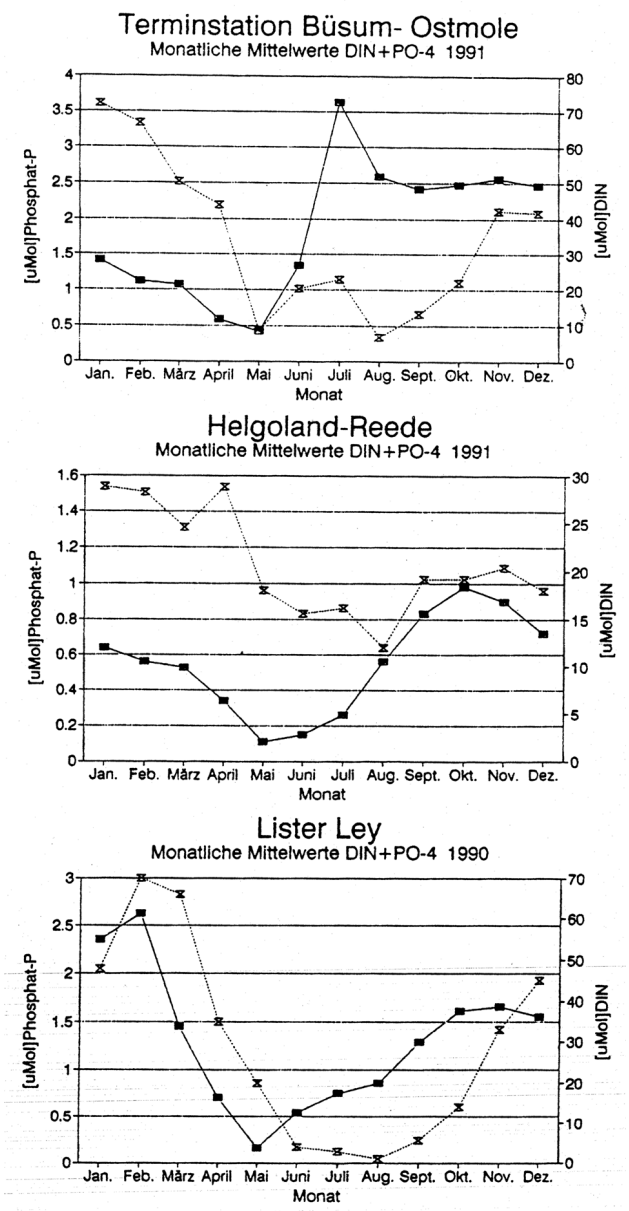


Abb. 2.3.2: Jahresgang (monatliche Mittelwerte) von anorganisch gelöstem Gesamtstickstoff und Phosphat im Oberflächenwasser bei Büsum, Helgoland und List (Helgoland-Reede-Daten aus: HICKEL et al. 1992, Lister-Reede-Daten aus: MARTENS & REINEKE 1991. Aus HESSE et al. 1993).

Ein Vergleich des Jahrgangs von anorganischem gelösten Phosphat und Stickstoff im Wattenmeer bei Büsum mit entsprechenden Werten bei Helgoland und im Nordsylter Wattenmeer bei List (Abb. 2.3.2) zeigt jedoch Unterschiede im jahreszeitlichen Verlauf des Phosphats zwischen den Stationen (HESSE et al. 1993): Besonders ausgeprägt ist das sommerliche Phosphatmaximum an der Wattenmeerstation bei Büsum mit Werten weit über den Winterkonzentrationen, während im Nordsylter Wattenmeer sowie um Helgoland der sommerliche Anstieg der Phosphatkonzentrationen vergleichsweise langsam und weniger ausgeprägt verläuft. Der Jahresgang des Stickstoffs zeigt an allen Stationen eine sehr ähnliche Dynamik - wenn auch auf verschiedenem Niveau - nämlich die üblichen Maxima im Winter und Minima im Sommer.

Das Phänomen hoher sommerlicher Phosphatkonzentrationen wird zurückgeführt auf eine verstärkte Freisetzung von Phosphat aus partikulärer organischer Substanz, die aus dem vorgelagerten Küstenwasser ins Wattenmeer eingetragen und hier remineralisiert wird (DE JONGE & POSTMA 1974). Diese Hypothese wird gestützt durch den im Rahmen von TRANSWATT/KUSTOS ermittelten sommerlichen Netto-Import von Schwebstoffen ins Wattenmeer. Zwar erwiesen sich die Schwebstofftransporte als sehr variabel und stark von den Windverhältnissen beeinflusst (PULS et al. 1998), jedoch ergeben sich bei ruhigem Sommerwetter Importtendenzen für Seston, partikulären Kohlenstoff sowie Phytoplankton ins Wattenmeer (DICK et al. 1998). Dabei zeigte das Plankton z. T. ein anderes Transportverhalten als anorganische Schwebstoffe. Auf Artniveau ließen sich jeweils für das Wattenmeer bzw. das Küstenwasser typische Planktonassoziationen charakterisieren, die auch gegen den Gradienten des gesamten partikulären organischen Materials transportiert wurden (vgl. 2.3.2.1).

Insbesondere der Abbau von allochthonen Phytoplanktonblüten, die sich im Küstenwasser bilden und ins Wattenmeer eingetragen werden, können zu dem sommerliche Phosphatmaximum führen (HESSE et al. 1993). Solche Blüten haben einen messbaren Einfluss auf die Quantität und Zusammensetzung der partikulären organischen Substanz (HICKEL 1984). Wachstumszentren für Phytoplanktonblüten sind in der Deutschen Bucht dort anzutreffen, wo geringe Turbulenz herrscht und die Wassersäule geschichtet ist (HESSE et al. 1993). Im Sommer kann dies für weite Bereiche der tieferen (>25 m) Deutschen Bucht zutreffen. Sehr günstige Bedingungen für die Entstehung von Algenblüten bieten Frontzonen wie die „tidal-mixing-Front“ vor dem ostfriesischen Wattenmeer und die Elbabflussfront, die unter den vorherrschenden Windbedingungen direkt vor dem schleswig-holsteinischen Wattenmeer liegt (Abb. 2.3.3). Insbesondere an der Elbfront wurden mehrfach massive Diatomeen- und Dinoflagellatenblüten und eine erhöhte Produktion im Frontgradienten beobachtet (HESSE et al. 1993). Im Küstenwasser können die hohen Nährstoffeinträge wegen der besseren Lichtverhältnisse zu einer ausgedehnten Vermehrung von Planktonalgen führen. In Wattgebieten dagegen wirkt häufig das Licht limitierend auf die Primärproduktion (NIESEL 1997; POSTMA 1984), da das Wattwasser aufgrund der hohen Schwebstoffkonzentrationen eine vergleichsweise hohe Trübung aufweist.

Zusammenfassend stützen die Transportstudien von TRANSWATT die Hypothese, dass das Wattenmeer als Netto-Remineralisierungsraum für eingetragenes organisches Material fungiert, also ein Netto-Import von organischen Partikeln (einschließlich Plankton) und ein Netto-Export von gelösten Nährstoffen stattfindet (POSTMA 1981, 1984). Die Netto-Remineralisierung von organischer Substanz führt zu den beobachteten hohen Phosphat-Konzentrationen im Wattenmeer, wird jedoch weder in der Stickstoff- noch in der Silikat-Dynamik sichtbar. Stickstoff wird nicht auf vergleichbare Weise wie Phosphat im Sediment gespeichert (vgl. folgender Abschnitt), sondern jeweils schnell umgesetzt. Zudem können erhebliche Stickstoffmengen durch Denitrifizierung aus dem Wattenmeer entfernt werden (VAN BEUSEKOM & DE JONGE 1998; VAN BEUSEKOM et al. 1998; vgl. auch 2.3.3.2).

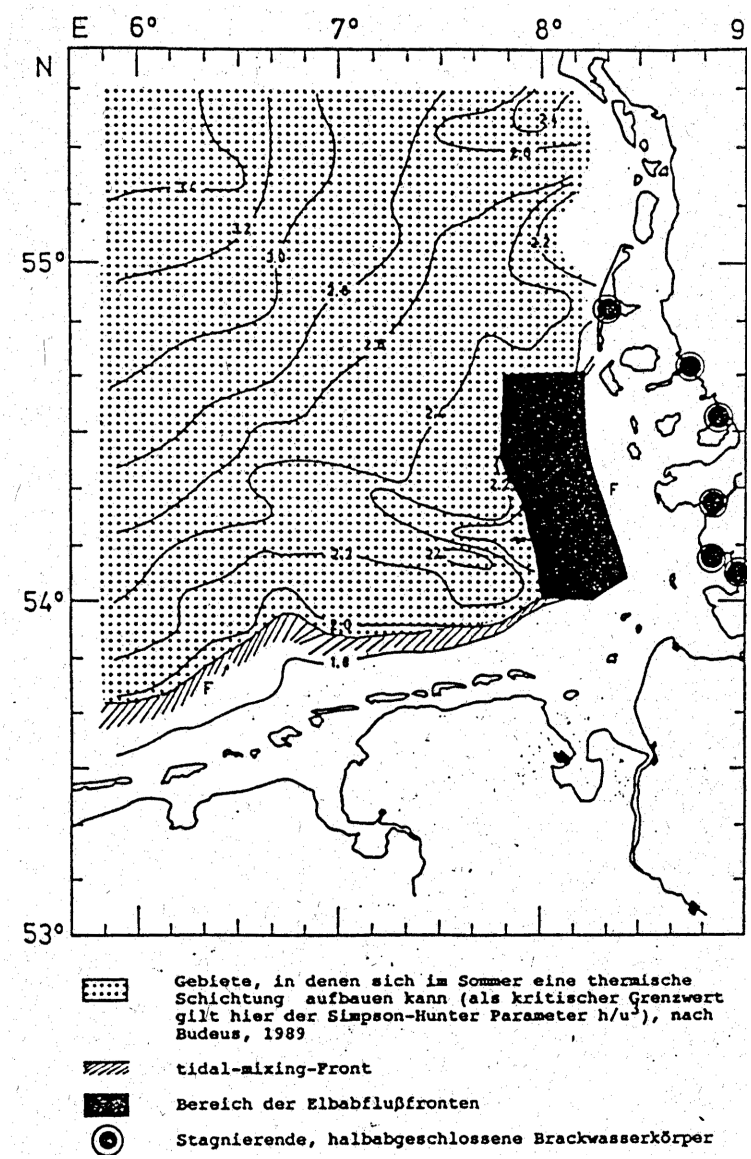


Abb. 2.3.3: Potentielle Enstehungsorte sommerlicher Dinoflaggellaten-Massenentwicklungen in der Deutschen Bucht. (aus HESSE et al. 1993)

Phosphatumsatz im Sediment

Die Dynamik von Phosphat, das in Küstensedimenten umgesetzt wird, hängt in starkem Ausmaß von der Interaktion zwischen gelöstem Phosphat und Eisenhydroxiden ab, die eine hohe Kapazität zur Adsorption von gelöstem Phosphor haben (VAN RAAPHORST & KLOOSTERHUIS 1994). Phosphat wird temporär im Sediment als unlösliches, eisengebundenes Phosphat gespeichert. Unter anoxischen Bedingungen werden die Eisenhydroxide reduziert und der adsorbierte Phosphor freigesetzt. Insbesondere während und nach der Frühjahrsblüte werden große Mengen organischer Substanz ins Sediment verfrachtet und remineralisiert. Teile des freigesetzten Phosphats werden an Eisenhydroxide adsorbiert und im Sediment gespeichert. Im Sommer wird die oxische Zone aufgrund steigender Temperaturen und Remineralisierungsprozesse dünner, die Eisenhydroxide werden reduziert und gelöstes Phosphat freigesetzt. Dadurch kann es im Sommer zu einem deutlichen Netto-Export von Phosphat aus dem Wattenmeer in die angrenzenden Küstengewässer sowie einer Umkehr der N/P-Verhältnisse in den Wattgewässern kommen (HESSE et al. 1995).

Anhand eines Phosphatbudgets für ein Teilgebiet des Wattenmeeres (Ems-Ästuar) zeigten VAN BEUSEKOM & DE JONGE (1998), dass dort über 70 % des Phosphats in partikulärer Form importiert wird und im Ästuar eine Umsetzung von partikulär gebundenem zu gelöstem Phosphat stattfindet. Dabei wird Phosphat vor allem aus der organischen und aus der an Eisenhydroxide gebundenen Phosphatfraktion freigesetzt. Zudem zeigt das Budget, dass ein weiterer Teil des organischen und an Eisenhydroxide gebundenen Phosphats zu Calciumphosphat-Mineralien wie Apatiten im Sediment umgeformt und festgelegt wird. Diese Transformation kann eine wichtige Senke darstellen, die das Phosphat den lokalen Stoffkreisläufen entzieht (VAN BEUSEKOM & DE JONGE 1997), da diese Minerale sehr stabil und somit eine langfristige Phosphorsenke sind.

Heterotrophie des Wattenmeeres

Kohlenstoff-Budgets für verschiedene Wattenmeergebiete belegen ebenfalls, dass das Wattenmeer ein netto-heterotrophes System ist, also ein Überschuss an Remineralisierung gegenüber der Primärproduktion vorhanden ist (VAN BEUSEKOM et al. 1998). Innerhalb des Wattenmeeres wird ein Überschuß von 80-160 g C m^{-2} a^{-1} remineralisiert (Tabelle 2.3.1), dementsprechend muss ein Import organischer Substanz stattfinden.

Tabelle 2.3.1: Kohlenstoffbudgets für verschiedene Wattenmeergebiete aus van BEUSEKOM et al. (1998), Werte in g C m^{-2} a^{-1}. Aus der Differenz zwischen Primärproduktion und Remineralisation ergibt sich der Import.

*****Daten aus dem SWAP Projekt (GÄTJE & REISE 1998).

Gebiet	Primärproduktion	Remineralisation	⇒ Import
Marsdiep Tidebecken	298	450	152
Lister Tidebecken*	296	419	123
Büsum	200	280	80
Ems Ästuar	210	290	80

Im Ems-Ästuar kommt etwa ein Drittel des Eintrags organischer Substanz aus Süßwassereinträgen in das Ästuar und zwei Drittel werden von der Nordsee importiert (VAN BEUSEKOM & DE JONGE 1998). Im Lister Tidebecken dagegen ist der Süßwassereintrag vernachlässigbar und die überschüssige Remineralisierung (123 g C m^{-2} a^{-1}) muss durch Importe aus der Nordsee gespeist werden. Somit ergeben sich auch für das Lister Tidebecken indirekte Hinweise darauf, dass ein Import organischer Substanz stattfindet, obwohl die Transportbilanzen durch das Lister Tief aufgrund der hohen Variabilität keine deutlichen Tendenzen erkennen ließen (vgl. 2.3.2.1).

Der Import organischer Partikel in das Wattenmeer impliziert eine Netto-Autotrophie für das angrenzende Küstenwasser in der gleichen Größenordnung, was durch die Ergebnisse von KUSTOS/ TRANSWATT auch bestätigt wird. Die Deutsche Bucht erwies sich im Frühling, Sommer sowie im Jahresmittel als netto-autotroph und als Senke für atmosphärisches CO_2 (REIMER et al. 1998). Die jährliche Primärproduktion in der zentralen Deutschen Bucht wird auf 420 g C m^{-2} a^{-1} geschätzt (RICK et al. 1998). Im Frühling und Sommer sind somit die Deutsche Bucht und das Wattenmeer in ihrem Kohlenstoff-Metabolismus gekoppelt. Das netto-heterotrophe System Wattenmeer oxidiert mehr organische Substanz als es produziert und muss daher einen Netto-Import an organischer Substanz erhalten. Es exportiert anorganische Nährstoffe sowie gelösten anorganischen Kohlenstoff. Somit fungiert das Wattenmeer als Zwischenlager und Reaktionsraum für allochthone und autochthone partikuläre Substanzen.

Remineralisierungsprozesse finden sowohl in der Wassersäule als auch im Sediment statt. Die relative Bedeutung des Sediments für die Remineralisierung organischer Substanz ist abhängig von der Wassertiefe: Im Wattenmeer tritt etwa 50 % der Remineralisierung im Sediment auf, während in der Deutschen Bucht nur 10-20 % der Primärproduktion im Sediment remineralisiert werden (VAN BEUSEKOM et al. 1998). Der heterotrophe Umsatz in der Wassersäule wird von planktischen Protozoen dominiert, demzufolge kommt dem mikrobiellen Nahrungsnetz (Bakterien, heterotrophe Nanoflagellaten, Ciliaten u. a.) eine besondere Bedeutung zu (RICK et al. 1998). Die Bedeutung des Sediments und der benthischen Lebensgemeinschaften, insbesondere im Eulitoral, für die Stoffumsätze und die Remineralisierungsfunktion des Wattenmeeres wird im folgenden Kapitel erläutert.

2.3.3 Quellen- und Senkenfunktionen von Sediment und benthischen Gemeinschaften

2.3.3.1 Austausch an der Sediment / Wasser Grenzfläche

Benthopelagische Austauschprozesse an der Grenzfläche zwischen Sediment und Wasser werden durch verschiedene Mechanismen bewirkt. Im mikroskaligen Bereich wirkt molekulare Diffusion in Abhängigkeit von Konzentrationsgradienten, die benthische Makrofauna kann durch Bioturbation den Stoffaustausch beeinflussen, weiterhin tritt advektiver Porenwasserfluss auf, der durch Druckgradienten an der Sediment/Wasser Grenzfläche an mikrotopographischen Strukturen erzeugt wird. Auf großskaliger Ebene kommt der Effekt von Gezeitenströmungen und Wellen hinzu (ASMUS et al. 1998b). Ausgetauscht werden organische Substanz, Nährstoffe, Sauerstoff, anorganische Partikel und Organismen.

Im Vergleich mit sublitoralen Sedimenten ist der Wattboden stark wechselnden Umweltbedingungen ausgesetzt, die sich auf die biogeochemischen Prozesse sowie den Stoffaustausch auswirken (HÜTTEL 1988):

- Auch bei ruhigen Wetterverhältnissen verursachen Wellen und Gezeitenströmungen einen starken Porenwasseraustausch in den oberen Sedimentschichten (RUTGERS VAN DER LOEFF 1981).
- Es treten extreme Temperaturschwankungen auf. Bei Niedrigwasser kann sich die oberste Sedimentschicht bei Sonneneinstrahlung stark aufheizen bzw. bei Frost stark abkühlen. Bei auflaufendem Wasser sinken bzw. steigen die Temperaturen dann wieder innerhalb weniger Minuten.
- Regenschauer bei Ebbe und Süßwasserabflüsse vom Land bewirken Salinitätsschwankungen in den obersten Sedimentschichten.

Der advektive Porenwasserfluss in das Sediment ist abhängig von der Strömungsgeschwindigkeit an der Grenzfläche, von der Abundanz und der Form der topographischen Strukturen und der Permeabilität der Sedimente (HÜTTEL & GUST 1992). Die Sediment-Mikrotopographie wird sowohl von biogenen Strukturen, beispielsweise Wohnbauten, Röhren oder Kothaufen, erzeugt („bioroughness“, HÜTTEL & GUST 1992) als auch von strömungs- und welleninduzierten Rippelstrukturen. Die von der Bodenrauhigkeit erzeugten Porenwasserflüsse sind ein wichtiger Faktor, der den Austausch von gelösten Substanzen an der Grenzschicht kontrolliert und dadurch auch auf die chemischen und biologischen Prozesse im Interstitial einwirkt (ZIEBIS et al. 1996b). Parallel zu dem advektiven Transport von gelösten Substanzen können die von der Bodentopographie induzierten Strömungsflüsse auch bedeutend für die Aufnahme von organischen Partikeln in das Interstitial sein (HÜTTEL et

al. 1996). Der gleichzeitige Eintrag von Sauerstoff und organischer Substanz fördert die mikrobielle Kohlenstoffoxidation und Remineralisierung in den oberen Sedimentschichten und damit auch die Freisetzung von gelösten Nährstoffen (ZIEBIS et al. 1996b). Die Wechselwirkungen zwischen dem Eindringen sauerstoffreichen Wassers und den Remineralisierungsprozessen im Wattboden bestimmen die Dicke der oxischen Schicht.

Weiterhin beeinflussen auf und im Sediment lebende Makrofauna-Organismen die physikalische Struktur des Sediments, die chemische Zonierung und den Austausch an der Sediment/Wasser Grenzfläche (ZIEBIS et al. 1996a). Mit dem Ventilationsstrom grabender Organismen werden Oberflächenwasser, Sauerstoff und organische Partikel in tiefere Sedimentschichten transportiert. So verursacht die Bioturbation von *Arenicola marina*, der häufig die Biomasse in Sandwatten dominiert, spezifische Veränderungen in den Nährstoffprofilen des Porenwassers (HÜTTEL 1990). *A. marina* steigert die Nitrat- und senkt die Ammonium-Konzentrationen in der Tiefe seiner Bauten. Durch den Ventilationsstrom von *A. marina* wird die Sauerstoffversorgung in tieferen Sedimentschichten gesteigert und somit auch die Nitrifikation. Die vergrößerte Zone der Nitrifikation fördert wiederum die Denitrifikation und somit die Stickstofffreisetzung aus dem Sediment. Die vertikalen Profile der interstitiellen Ammonium, Nitrat und Nitrit-Konzentrationen zeigen, dass, wo Sauerstoff durch den Ventilationsstrom von *A. marina* geliefert wird, Nitrifizierung in 15-20 cm Tiefe im Sandwatt auftritt (HÜTTEL 1990).

2.3.3.2 Abbau von organischem Material im Sediment

Der Abbau des organischen Materials in marinen Sedimenten erfolgt überwiegend durch die Aktivität von heterotrophen Mikroorganismen, die hohe potentielle Wachstumsraten und eine hohe Affinität zu abbaubaren organischen Substanzen haben (VAN ES 1984). Während die Dekomposition in der Wassersäule generell ein aerober Prozess ist, kommen im Sediment viele physiologisch verschiedene Typen von Bakterien vor, die unter verschiedenen Sauerstoffbedingungen und Redoxpotentialen leben. Die im Sediment lebenden Bakterien bilden komplexe Gemeinschaften und sind wesentlich abhängiger voneinander als in der Wassersäule (VAN ES 1984). In Wattsedimenten mit relativ hohen Gehalten an partikulärer organischer Substanz führt der hohe Verbrauch von Elektronenakzeptoren zu einer schnellen Verarmung von Sauerstoff im Sediment. Die weitere Remineralisierung des organischen Materials verläuft über anaerobe Abbauprozesse (Mangan-, Nitrat-, Eisen- und Sulfatreduktion sowie Methanogenese).

Während die anaerobe Dekomposition ausschließlich ein bakterieller Prozess ist, sind am aeroben Abbau verschiedene Organismengruppen beteiligt. Nach DE WILDE & BEUKEMA (1984) werden etwa 20 % der dem Wattboden zugeführten organischen Substanz von der Makrofauna aufgenommen, 5 % von der Meiofauna und der größte Teil (etwa 70 %) wird direkt durch Mikroorganismen abgebaut.

Schwefelumsätze und -austausch

Die Sulfatreduktion, also die Mineralisierung von organischem Kohlenstoff durch anaerobe bakterielle Atmung mit Sulfat, ist der dominierende anaerobe Abbauweg in marinen Sedimenten (JØRGENSEN 1977). In küstennahen marinen Sedimenten kann die Sulfatreduktion 50 % und mehr der gesamten benthischen Respiration und Kohlenstoff-Mineralisierung ausmachen (JØRGENSEN 1982, MACKIN & SWIDER 1989). Sulfat ist im Sediment in großen Mengen verfügbar, während z. B. Nitrat nur begrenzt vorhanden und schnell verbraucht ist.

Im Sylter Königshafen wurden die benthische Gemeinschaftsrespiration und die Sulfatreduktion an verschiedenen Stationen im Jahresgang gemessen (KRISTENSEN et al. 1998). Die Raten der Sulfatreduktion wiesen hohe zeitliche und räumliche Variationen auf. Am höchsten war die Sulfatreduktion im schlickigen Sediment mit einem hohen Gehalt an organischem Material. Auch die Gemeinschaftsrespiration war im Schlickwatt am höchsten. Der Anteil der Sulfatreduktion am Gesamtstoffwechsel im Sediment beträgt in feinsandigen und schlickigen Sedimenten 70-100 %, im Grobsand dagegen nur 20-30 % (KRISTENSEN et al. 1998).

Im Jahresverlauf zeigte sich, dass die Sulfatreduktion gut mit dem zeitlichen Verlauf der Konzentration von organischem Material im Oberflächensediment korrelierte (KRISTENSEN et al. 1998). Dies zeigt die große Bedeutung der Verfügbarkeit von abbaubarem organischen Material für die Stoffwechselprozesse im Gezeitensediment. Organisches Material wird durch das Mikrophytobenthos geliefert sowie durch den Eintrag von Schwebstoffen. Im saisonalen Verlauf kommt es zu hohen Einträgen von organischem Material während der Frühjahrsblüte des Phytoplanktons (VILLBRANDT et al. 1999; HESSE et al. 1993).

Im Vergleich zu der Menge des im Sediment zu Sulfid reduzierten Sulfats sind die H_2S-Emissionen in die Atmosphäre sehr niedrig (BODENBENDER & PAPEN 1998). Ein Großteil des reduzierten Sulfids wird über eine Reihe von metastabilen Zwischenprodukten sowohl durch mikrobielle als auch durch chemische Prozesse zu Sulfat zurückoxidiert, während nur ein geringer Teil als Pyrit (FeS_2) fest im Sediment gebunden verbleibt. In Schlick- und Feinsandsedimenten wird ein großer Teil des Sauerstoffs, den das Sediment aufnimmt, für die Reoxidation von Sulfid verbraucht (KRISTENSEN et al. 1998; JØRGENSEN 1987). Im gröberen Sand, wo die Sulfatreduktion gering ist, dient nur ein kleiner Teil des vom Sediment aufgenommenen Sauerstoffs der Oxidation von Sulfid. Stattdessen wird organisches Material überwiegend durch aerobe bakterielle Aktivität abgebaut (KRISTENSEN et al. 1998).

Stickstoffumsätze und -austausch

Anhand von Sedimentkernen aus dem Eulitoral des Lister Tidebeckens wurde der Stickstoffumsatz und -austausch zwischen Sediment und Wasser untersucht (BRUNS & MEYER-REIL 1998). Durch den bakteriellen Abbau organischer Substanz im Sediment ergibt sich im Sommer eine hohe Produktion von gelöstem anorganischen Stickstoff, insbesondere Ammonium. Jedoch wurde die Ammoniumfreisetzung aus dem Sediment durch die benthische Primärproduktion deutlich vermindert. Je nach Mikroalgendichte, die saisonal und räumlich variiert, wird der Austrag von Ammonium verringert oder sogar in eine Aufnahme umgekehrt (BRUNS & MEYER-REIL 1998). Einen ähnlich kurzgeschlossenen Kreislauf, in dem die allochthone und autochthone organische Substanz durch Bakterien und Benthosfauna remineralisiert und das gesamte produzierte Ammonium von den benthischen Diatomeen wieder assimiliert wird, fanden auch HENRIKSEN et al. (1984) in einem Teilgebiet des dänischen Wattenmeeres (Hobo Dyb).

Nitrifikation und Denitrifikation waren in den im Lister Tidebecken untersuchten Sedimenten nur von geringer Bedeutung für den benthischen Stickstoffkreislauf (BRUNS & MEYER-REIL 1998). Dementsprechend war die Stickstoffeliminierung durch Abgabe von gasförmigem Stickstoff an die Atmosphäre gering. Dagegen zeigte ein Winter-Budget für anorganischen Stickstoff für das Hobo Dyb, dass zu dieser Jahreszeit mehr als die Hälfte des organischen Stickstoffs, der zu Ammonium mineralisiert wurde, anschließend im Sediment zu Nitrat oxidiert und denitrifiziert wurde (HENRIKSEN et al. 1984). Somit können Wattsedimente zumindest saisonal eine wichtige Stickstoffsenke durch Denitrifizierung sein.

Die Ergebnisse von kleinskaligen Einschlussversuchen, wie die im Lister Tidebecken durchgeführten Untersuchungen an Sedimentkernen, repräsentieren nur einen Teil der im Freiland ablaufenden Austauschprozesse. Insbesondere die Einflüsse von Strömungen, Wellen sowie der Makrofauna werden nicht mit erfasst (ASMUS & ASMUS 1998). Auf kleiner Skala sind mikrobenthische Aktivitäten von Bakterien, Mikroalgen und Meiofauna, kombiniert mit chemischen Prozessen und Diffusion bedeutsam für den Stickstoffumsatz in marinen Sedimenten. Auf mittlerer Skala beeinflusst die benthische Makrofauna und -flora die Transportprozesse, auf großskaliger Ebene sorgen Gezeitenströme und Wellen für einen Austausch zwischen Wattenmeer und angrenzender Nordsee. ASMUS et al. (1998b) verglichen Befunde über den Stickstoffaustausch zwischen Sediment und Wassersäule, die mit Hilfe von Inkubationssystemen auf verschiedener räumlicher Skala gewonnen wurden (Sedimentkerne, Glockenversuche, offener Strömungskanal). Dabei zeigte sich, dass die an Sedimentkernen und in Glockenversuchen ermittelten Flüsse von Ammonium und Nitrat in der gleichen Größenordnung lagen, während die Flussraten von Ammonium im Strömungskanal deutlich höher waren. Die Freisetzung von Ammonium stieg signifikant mit Strömungsgeschwindigkeiten zwischen 1 und 13 cm s^{-1}. Dies belegt den Einfluss von Gezeitenströmung und Wellen, die als bedeutende Antriebskräfte für die Nährstoffflüsse zwischen Sediment und Wassersäule anzusehen sind (RUTGERS VAN DER LOEFF 1981). Zudem erwiesen sich die Ammoniumflüsse höher in Sedimenten mit *Arenicola marina* als in solchen ohne diese bioturbierende Art (ASMUS et al. 1998b). Der Einfluss der benthischen Makrofauna auf die Stickstoffumsätze zeigt sich besonders deutlich am Beispiel der Miesmuschelbänke, die erhebliche Mengen von Ammonium freisetzen können (ASMUS & ASMUS 1998; vgl. 2.3.3.3). Während der Einfluss einer epibenthischen Gemeinschaft wie der Muschelbank nur auf großskaliger Ebene (Strömungskanal) erfasst werden kann, ließ sich der Einfluss der benthischen Mikroalgen nur auf klein- und mittelskaliger Ebene (Sedimentkerne, Glockenversuche) erkennen. Dabei wurde die Ammoniumaufnahme durch das Mikrophytobenthos sichtbar durch die im Licht reduzierte Freisetzung dieses Nährsalzes aus dem Sediment (ASMUS et al. 1998b).

In der Vergangenheit wurden Nährstoffbilanzen häufig von kleinskaligen Messungen auf ganze Küstenökosysteme hochgerechnet. Diese Vorgehensweise kann aus den o. g. Gründen zu unrealistischen Ergebnissen führen (ASMUS et al. 1998b; Dame 1993). ASMUS & ASMUS (1998) betonen daher, dass auf die Entwicklung und Anwendung von *in situ* Techniken auf allen Skalen, von der mikrobiellen bis hin zu der ganzer Ökosysteme, besonderer Wert gelegt werden sollte.

2.3.3.3 Quellen- und Senkenfunktionen von epibenthischen Gemeinschaften

Auf die Rolle der benthischen Makrofauna für Stoffumsatz und -austausch wurde im vorangegangenen Kapitel bereits eingegangen. Im folgenden wird die Bedeutung von epibenthischen Gemeinschaften, insbesondere den Miesmuschelbänken, für die Austauschfunktion eines Wattgebietes diskutiert. Im Eulitoral des Sylter Königshafens wurde der Stoffaustausch von benthischen Gemeinschaften mit einem Strömungskanal im Freiland gemessen (ASMUS & ASMUS 1998). Partikel- und Nährsalzflüsse wurden im Sommer auf Miesmuschelbänken, Seegraswiesen und *Arenicola*-Watten gemessen. Die Ergebnisse lassen sich folgendermaßen zusammenfassen: Eine Aufnahme von Partikeln aus der Wassersäule wurde von Makrofauna und -flora gefördert. Zudem setzten die von Makrofauna dominierten Gemeinschaften im Boden remineralisierte Nährsalze frei, während ein Bewuchs mit Makrophyten als Nährsalzsenke wirkte. In dünnbesiedelten Sedimenten herrschte dagegen ein Austrag von Partikeln und Nährsalzen vor. Die Flussraten aller Gemeinschaften waren stark abhängig von windinduzierter Strömung und Turbulenz. Alle *in situ* gemessenen Austauschraten erwiesen sich durch die Berücksichtigung von Makrofauna und -flora unter dem natürlichen physikalischen Regime als wesentlich höher als *in vitro* gemessene, auf

mikrobiellen Prozessen und Diffusion beruhende Raten (vgl. 2.3.3.2). Die Funktion der untersuchten epibenthischen Gemeinschaften lässt sich wie folgt charakterisieren (ASMUS & ASMUS 1998):

Durch die Filtrationsleistung der Miesmuscheln wurden über Muschelbänken der Wassersäule ständig Partikel entzogen und dem Bodensystem zugeführt. Gleichzeitig setzten Muschelbänke insbesondere Ammonium in großen Mengen frei. Grund dafür sind zum einen mikrobielle Prozesse im Muschelbanksediment, das durch die Faeces und Pseudofaeces der Muscheln mit organischem Material angereichert wird, zum anderen die Exkretion der Miesmuscheln selbst, die jedoch weniger bedeutend ist. Insgesamt fungiert die Muschelbank somit als wirksames Remineralisierungssystem (vgl. detailliertere Beschreibung im Abschnitt „Fallbeispiel Miesmuschelbank“).

Seegraswiesen bilden mit ihrem dichten Blattwerk von Mai bis Oktober strömungsgeschützte Räume, in denen die Sedimentation von partikulärem Material erhöht ist. Dies zeigte sich für dichte *Zostera marina*-Bestände an einem geschützten, schlickreichen Standort. Dagegen waren die auf sandigem Sediment wachsenden Bestände des kleinen Seegrases *Zostera noltii* keine deutliche Partikelsenke. Mögliche Ursachen sind zum einen die geringere Blattmasse von *Z. noltii* im Vergleich zu *Z. marina*, zum anderen die im Sandwatt stärkeren Strömungen. Gelöste anorganische Nährstoffe wurden überwiegend von den Seegraswiesen aufgenommen.

Fallbeispiel Miesmuschelbank

Miesmuschelbänke spielen eine wichtige Rolle für die Kopplung von benthischen und pelagischen Kompartimenten in Küstenökosystemen. SMAAL & PRINS (1993) fassen ihre Funktionen wie folgt zusammen:

- Filtrierung großer Materialmengen aus der Wassersäule
- Reduktion der Phytoplanktonkonzentrationen
- Bildung von Biodepositen (organische Substanz hoher Qualität)
- Remineralisierung der Biodeposite
- Freisetzung von anorganischen Nährstoffen in die Wassersäule
- Beeinflussung der Nährstoffverhältnisse in der Wassersäule

Miesmuscheln übertreffen alle anderen Bodentiergemeinschaften des Watts durch ihre hohe Siedlungsdichte und die damit verbundene hohe Filtrationsleistung pro Flächeneinheit (RUTH & ASMUS 1994). So verringerten die Miesmuscheln die Phytoplanktonkonzentration in dem 20 m langen Sylter Strömungskanal um etwa ein Drittel (ASMUS & ASMUS 1991). Verschiedene *in situ* Messungen haben gezeigt, dass hohe Freisetzungsraten von anorganischen Nährstoffen, insbesondere Ammonium, aus Muschelbänken in das freie Wasser möglich sind (ASMUS & ASMUS 1998; PRINS & SMAAL 1994; ASMUS et al. 1992; DAME & DANKERS 1988). Grund dafür sind Remineralisierungsprozesse, die in den Ablagerungen von Miesmuschelbänken im Vergleich zum umgebenden Sandwatt intensiviert sind. Dabei sind die Muscheln selbst nur für einen Teil des Abbaus verantwortlich. Der Hauptteil wird über die Aktivität von Mikroorganismen und Meiofauna in den Faeces und Pseudofaeces der Miesmuscheln geleistet (DANKERS et al. 1989; KOSFELD 1989). In den Faeces und Pseudofaeces wurde eine sehr hohe Netto-Produktion von Ammonium nachgewiesen (HENRIKSEN et al. 1984), die dazu führt, dass die Ammonium-Abgabe von Muschelbänken um ein Vielfaches höher sein kann als die der umliegenden Sandwatten. Gebremst wird die Nährstoffabgabe einer Muschelbank, wenn diese mit Makroalgen (z. B. *Fucus vesiculosus)* bewachsen ist (ASMUS & ASMUS 1998).

Untersuchungen im Spiekerooger Rückseitenwatt zeigten, dass die von den Miesmuscheln produzierten Biodeposite teilweise mit dem Ebbstrom verdriftet und in die umgebenden Sedimente eingearbeitet werden (VILLBRANDT et al. 1999). Dieser Eintrag von Feinmaterial mit hohem Organikgehalt in normalerweise sandige Sedimente kann die im Sediment ablaufenden geochemischen und biologischen Prozesse erheblich beeinflussen (z. B. Umsatzraten beim Abbau organischen Materials, Frühdiagenese, Elementmobilisierung, Fixierung durch mikrobielle Aktivität). Der Eintrag und die anschließende Zersetzung von organischem Material im Muschelbanksediment wurde im Rahmen von ELAWAT anhand von speziellen organischen Leitsubstanzen (Fettsäuren, Sterole) dokumentiert und verfolgt (VILLBRANDT et al. 1999). Insbesondere während der Phytoplanktonblüten besteht ein großes Angebot an frischem organischen Material von hoher Qualität. Es zeigte sich, dass die raum-zeitliche Verteilung der mikrobiellen Biomasse und Aktivität eng an die Verfügbarkeit von solchem frischen, leicht abbaubaren und qualitativ hochwertigen organischen Material gekoppelt war, das von den Bakterien bevorzugt umgesetzt wird (GRENZ et al. 1990). Anhand von Exoenzym-Aktivitäten wurde deutlich, dass proteinhaltiges hochwertiges Substrat bereits unmittelbar nach Ablagerung auf der Muschelbank in die dortige Nahrungskette aufgenommen wurde (VILLBRANDT et al. 1999). Dementsprechend werden die mikrobiellen Aktivitäten im Muschelbanksediment saisonal durch Ereignisse wie Phytoplanktonblüten im Frühjahr und Herbst, Massenentwicklungen von Makroalgen im Spätsommer, aber auch Eisgang im Winter stark beeinflusst.

2.3.4 Schlussbetrachtung

Die Zusammenstellung in diesem Kapitel hat deutlich gemacht, dass dem Wattenmeer eine wichtige Rolle für den Stoffaustausch der küstennahen Nordsee zukommt. Das Wattenmeer ist abhängig vom Import organischer Substanz aus der Nordsee und die Nordsee wiederum erhält gelöste Nährstoffe, die durch die hohen Remineralisierungsraten in den Sedimenten des Wattenmeeres freigesetzt werden. Die Raten dieses Austausches variieren saisonal, da diese Prozesse von der Aktivität der Organismen (Plankton, Bakterien, Makrofauna und –phyten) abhängen. Weiterhin gibt es regionale Unterschiede im Austausch zwischen der Nordsee und dem Wattenmeer, da je nach der Morphologie eines jeden Tidebeckens der Wasseraustausch und die Verweilzeiten des Nordseewassers variieren. Da innerhalb des Wattenmeeres einzelnen Lebensgemeinschaften eine wichtige Rolle für den Austausch zwischen Sediment und Wasser und den Abbau organischen Materials zukommt, werden die Austauschraten je nach der Bestandsdichte dieser Lebensgemeinschaften in einzelnen Tidebecken verschieden ausfallen. So sind Seegraswiesen z. B. eine Nährsalzsenke und fördern die Sedimentation von partikulärem Material. Seegrasbestände haben im gesamten Wattenmeer abgenommen und sind v. a. in den niederländischen und niedersächsischen Watten rar geworden (KASTLER & MICHAELIS 1997; REISE et al. 1994b). Lebensgemeinschaften, in denen Makrofauna dominiert, fungieren als Nährsalzquelle und v. a. Miesmuschelbänke sind ein effizientes Remineralisierungssystem im Wattenmeer. Aber auch der Bestand der Miesmuschel variiert regional und ist in den niederländischen und niedersächsischen Watten in den vergangenen Jahrzehnten stark zurückgegangen (s. Kap. 2.4.2). Der bakterielle Abbau organischer Substanz führt zu einer Ammoniumfreisetzung, die in einem kurzgeschlossenen Kreislauf durch die hohe benthische Primärproduktion im Oberflächensediment des Wattenmeeres aufgenommen wird. Die internen biogenen Stoffumwandlungen sind also wesentlich für den Stoffaustausch im Wattenmeer und im Austausch mit der Nordsee. Die Auswirkungen anthropogener Nährstoffzufuhr in das Wattenmeer und die Nordsee werden in Kapitel 3.2 behandelt.

2.3.5 Künftiger Forschungsbedarf

Die Forschungsvorhaben der vergangenen Jahre haben zahlreiche Erkenntnisse zu Austausch und Stoffumwandlungen erbracht, dennoch besteht in vieler Hinsicht weiterer Forschungsbedarf. In der Vergangenheit wurden Nährstoffbilanzen oft von kleinskaligeren Untersuchungen auf ganze Ökosysteme hochgerechnet. Da aber regionale Unterschiede bestehen und die Bilanzen auch je nach der Besiedlung mit Tier- oder Pflanzengemeinschaften verschieden ausfallen können, sind solche Generalisierungen nicht angebracht. Benötigt werden daher Weiterentwicklungen von Methoden zu Austauschmessungen auf verschiedenen Raum-Zeit-Ebenen (mikroskalig bis ökosystemare Ebene). In der Praxis sind gut geplante und abgestimmte Messkampagnen auf mehreren Skalen notwendig. Auch die Weiterentwicklung von Modellen kann dazu beitragen, Ergebnisse zu integrieren und Aussagen zum Gesamtaustausch zu erhalten. Die Anwendung von Transportmodellen (TRANSWATT) und Budgets (TRANSWATT) auf biogeochemische Parameter kann zur Bestimmung von Austauschprozessen beitragen.

Messungen zu Nährstoffbilanzen sind bislang vornehmlich im Eulitoral und in der Wassersäule vorgenommen worden. Es erscheint notwendig, den Bereich des flachen Sublitorals als flächenmäßig wichtigem Teil des Wattenmeeres in die Messungen einzubeziehen. Ebenso wichtig ist es, Salzwiesen als wesentlichen Bereich für den Land-Meer-Austausch mit anderen Grundfunktionen als das Eulitoral in die Untersuchungen einzubeziehen, da ihnen evtl. die Funktion eines Speichers für Nähr- und Schwebstoffe zukommt.

Unklar ist bislang, in welcher Größenordnung und Transportrichtung der Austausch (sowohl innerhalb des Systems als auch zwischen dem Wattenmeer und der Nordsee) bei Extremereignissen erfolgt. Hierzu sind Messungen im Winter und bei Extrembedingungen (Sturmtiden) notwendig, für die automatisierte Probennahmemethoden entwickelt werden müssten.

2.3.6 Zusammenfassung

Dieses Kapitel behandelte biogene Austausch- und Transformationsprozesse im Austausch zwischen dem Wattenmeer und angrenzenden Systemen sowie innerhalb des Wattenmeeres unter den Aspekten von Quellen- oder Senkenfunktionen. Die Untersuchungen der Ökosystemforschung Wattenmeer ergaben im Zusammenhang mit weiteren Forschungsvorhaben die folgenden, hier stichpunkthaft wiedergegebenen Erkenntnisse.

- Der Austausch von Nährstoffen und organischer Substanz zwischen der küstennahen Nordsee und dem Wattenmeer unterscheidet sich zwischen einzelnen Tidebecken. Gegenüber dem fast geschlossenen Lister Tidebecken herrschte im Spiekerooger Rückseitenwatt ein stärkerer Austausch mit dem Küstenwasser sowie mit angrenzenden Tidebecken. Der Austausch von Nährstoffen und organischer Substanz über Flüsse oder die Atmosphäre war in beiden Gebieten vergleichsweise gering.
- Das Wasser im Wattenmeer wird infolge der Remineralisierung und Bioturbation der Benthosorganismen mit Nährstoffen angereichert. Die Nährstoffkonzentrationen variierten im Gezeitenzyklus und im Jahresverlauf und die Gesamtbilanz zeigte sich sensibel gegenüber Randbedingungen.
- Kohlenstoff-Budgets deuten darauf hin, dass das Wattenmeer organisches Material (Schwebstoffe, Plankton) aus dem Küstenwasser importiert und gelöste Nährstoffe exportiert. Der Import ergibt sich aus einem Überschuss der Remineralisierung gegenüber der Primärproduktion im Wattenmeer. Im Frühling und Sommer sind das Wattenmeer und die angrenzende Deutsche

Bucht in ihrem Kohlenstoffmetabolismus gekoppelt. Die Remineralisierung im Wattenmeer führt zu hohen Phosphat-Konzentrationen in den Sommermonaten, so dass Phosphat in das Küstenwasser exportiert wird.

- Das Phytoplankton setzt sich aus wattenmeertypischen und solchen Arten zusammen, die aus der Nordsee importiert werden. Letztere waren im Spiekerooger Rückseitenwatt in geringerer Anzahl vertreten als im Lister Tidebecken. Der schnellere Wasseraustausch und die geringere Verweildauer des Nordseewassers in den Rückseitenwatten kann dazu führen, dass optimale Wachstumsbedingungen hier seltener sind. Im Phytoplankton des Wattenmeeres befindet sich auch ein hoher Anteil an resuspendierten Mikroalgen aus dem Sediment.
- Das Wattenmeer importiert Zooplankton aus der Nordsee. Im Frühjahr und Sommer sind die Ebbwerte der Larven einiger Arten höher, d. h. es findet z. T. ein Export von Meroplankton statt.
- Der Austausch von organischen Substanzen, Nährstoffen, anorganischen Partikeln, Sauerstoff oder Organismen zwischen Sediment und Wasser wird je nach betrachteter Skala von Diffusion, Bioturbation und Porenwasserfluss oder Wellen und Gezeitenströmungen bewirkt.
- Der Abbau organischen Materials erfolgt v. a. durch heterotrophe Mikroorganismen. Sulfatreduktion ist der dominierende anaerobe Abbauweg. Die Raten der Sulfatreduktion waren in schlickigen Sedimenten mit einem hohen Gehalt an organischer Substanz am höchsten. Die zeitlichen Variationen der Sulfatreduktion hingen mit der Verfügbarkeit von abbaubarem organischen Material zusammen (z. B. dem Absinken der Frühjahrsblüte des Phytoplanktons).
- Der bakterielle Abbau organischer Substanz führt zu einer hohen Produktion von gelöstem anorganischen Stickstoff, v. a. Ammonium. Das freigesetzte Ammonium kann vom Mikrophytobenthos wieder aufgenommen werden. Die Ammoniumflüsse waren in Sedimenten mit *Arenicola marina* höher als in Sedimenten ohne diese bioturbierende Art. Miesmuschelbänke können eine erhebliche Menge von Ammonium freisetzen.
- Makrofauna und –flora fördern die Aufnahme von Partikeln aus der Wassersäule. Im dichten Blattwerk von Seegraswiesen (*Zostera marina*) sedimentiert partikuläres Material. Das Blattwerk des Zwergseegrases *Zostera noltii* ist zu dünn für eine Sedimentationsförderung. In Seegraswiesen erfolgt eine Aufnahme gelöster anorganischer Nährstoffe. In Lebensgemeinschaften, die von Makrobenthos dominiert werden, erfolgt dagegen eine Freisetzung remineralisierter Nährsalze.
- Miesmuschelbänke sind ein wirksames Remineralisierungssystem im Wattenmeer. Das aufgenommene Phytoplankton wird unmittelbar durch mikrobielle Aktivität in die Nahrungskette aufgenommen. Die Remineralisierung erfolgt v. a. durch Mikroorganismen und Meiofauna in den Biodepositen. Der Eintrag von Feinmaterial mit hohem Gehalt an organischer Substanz beeinflusst auch die biogeochemischen Prozesse im umgebenden Sandwatt. Der Bewuchs mit Makroalgen kann die Nährstoffabgabe von Miesmuschelbänken bremsen.

2.4 Die Bedeutung von Arten für das Ökosystem Wattenmeer

Sabine Dittmann & Gregor Scheiffarth

2.4.1 Einleitung

Zu einer umfassenden Ökosystemanalyse wie der Ökosystemforschung Wattenmeer gehört auch die Analyse des Zusammenhanges zwischen einem System und seinen Teilen, den Organismen und Arten (SCHULZE & MOONEY 1994a), denn die Funktionen eines Ökosystems sind eine auf höherer Hierarchieebene sichtbare Folge von Interaktionen zwischen Organismen oder zwischen Organismen und ihrer Umwelt (GRIMM 1995). Wie ist die Einzigartigkeit von Individuen und Arten und deren Umweltansprüchen mit eventuellen emergenten Eigenschaften auf höheren Ebenen (Gemeinschaften, Ökosystem, Landschaft) verbunden (BROWN 1995)? Nach GRIMM (1995) ist die Frage nicht ob, sondern wann und wo biotische Interaktionen Ökosystemprozesse beeinflussen.

Diese Betrachtungsweise, die die Arten in den Mittelpunkt stellt, impliziert eine Integration von Populationsbiologie, Gemeinschaftsökologie und Ökosystemforschung, wie sie neuerdings zunehmend gefordert wird (siehe u. a. SCHULZE & MOONEY 1994a; JONES & LAWTON 1995). Allerdings entspricht diese Integration von Lebewesen und ihrer Umwelt auch eher der ursprünglichen Intention von TANSLEY (1935), als er den Begriff Ökosystem definierte (s. GOLLEY 1993). Der Zusammenhang von Arten und Ökosystemen wird ebenfalls in der „extended keystone hypothesis“ von HOLLING (1992) aufgegriffen, wonach alle terrestrischen Ökosysteme von einigen wenigen biotischen und abiotischen Prozessen kontrolliert und organisiert werden. LAWTON & JONES (1995) plädieren dafür, diese Hypothese nicht auf terrestrische Ökosysteme zu begrenzen und als Mechanismus des Einflusses von Arten auf Ökosysteme das „ecological engineering“ (s. u.) mit zu berücksichtigen.

Welche Bedeutung haben einzelne Arten des Wattenmeeres für die Struktur und Funktion dieses Ökosystems? Aufgabe dieses Kapitels ist es darzulegen, welche Arten in welcher Weise im Wattenmeer aktiv sind, welches Beziehungsgeflecht zwischen den Arten besteht und welche Rolle den Arten und ihren Wechselbeziehungen für das Ökosystem zukommt.

Um die Bedeutung von Arten für ein Ökosystem zu erfassen, kann versucht werden, die Arten hinsichtlich ihrer funktionellen Rolle im System zu beurteilen. Dabei spielen die Konzepte der Schlüsselarten und „ecosystem engineers“ eine wichtige Rolle. Da diese Konzepte für die folgende Betrachtung wesentlich sind, werden sie an dieser Stelle kurz erläutert.

Der Begriff der Schlüsselart geht auf PAINE (1966) und seine Untersuchungen an Räubern in marinen Gemeinschaften zurück. Eine Art ist dann als Schlüsselart anzusehen, wenn ihr Wegfall zum Anstieg konkurrenzstarker Arten auf der trophischen Ebene der Beuteorganismen führt. Dies bedeutet, dass die Dominanz der Beuteorganismen bzw. deren Wegfall zu Veränderungen in der Gemeinschaftsstruktur oder Ökosystemfunktion führt. Schlüsselarten sind demnach Arten, deren Aktivität und Häufigkeit die Integrität einer Gemeinschaft und deren Persistenz bestimmen (PAINE 1969).

Das Konzept des „ecosystem engineers“ wurde von JONES et al. (1994) entwickelt, um diejenigen Arten zu benennen, die direkt oder indirekt die Verfügbarkeit von Ressourcen für andere Arten modifizieren. Wichtig ist, dass eine Modifizierung der Ressourcen erfolgt, die reine Verfügbarkeit für andere Arten in Form von Biomasse oder Detritus ist kein „engineering“. „Ecosystem engineers“ verändern, erhalten oder schaffen Habitate. Dabei wird differenziert zwischen „autogenic engineers“, die die Umwelt durch ihre eigene physikalische Struktur verändern (z. B. Korallenriffe) und „allogenic

engineers“, die die Umwelt durch die Transformation von lebendem und totem Material in verschiedene physikalische Zustände verändern (z. B. Biber). Der Einfluss eines „ecosystem engineers“ hängt von den räumlichen und zeitlichen Skalen seiner Aktivitäten ab und auch kleine Individuen, die in hoher Dichte vorkommen (z. B. Meiofauna, Cyanobakterien) können als „ecosystem engineers“ fungieren (LAWTON & JONES 1995).

Der Modus der Wirkung von Schlüsselarten und „ecosystem engineers“ ist nicht immer eindeutig trennbar. So kann der Einfluss einer Schlüsselart z. B. darin bestehen, die Häufigkeit eines „ecosystem engineers“ durch Predation zu verringern, was weiterreichende Folgen für das Ökosystem hat. „Ecosystem engineers“ können Schlüsselarten eines Systems sein (z. B. Elefanten in der afrikanischen Savanne), in diesen Fällen spricht man von „keystone engineers“.

Die Identifizierung von Arten als Schlüsselarten oder „ecosystem engineers“ ist eine Voraussetzung dafür, eventuelle Redundanz in einem Ökosystem zu beurteilen. Redundanz hieße, dass der Wegfall einer Art ohne Folgen für die ökologischen Prozesse und Funktionen eines Ökosystems bliebe (O´NEILL et al. 1986; LAWTON & BROWN 1994; WALKER 1992). Dies kann dann erfolgen, wenn andere Arten durch ökologische Überlappung die Funktion einer weggefallenen Art übernehmen können. Allerdings tritt Redundanz nicht automatisch auf, je artenreicher ein System ist, sondern hängt von den Interaktionen zwischen Arten ab. Redundanz lässt sich also nur für bestimmte Situationen beurteilen, je nachdem welche Art wegfällt, wie diese Art zum System in Beziehung stand und welche Ökosystemeigenschaft betrachtet wird (WALKER 1995; LAWTON & BROWN 1994).

Um die Bedeutung von Arten für Ökosysteme zu erfassen, wird oft eine Einteilung in funktionelle Gruppen vorgenommen, in denen z. B. bestimmte trophische Typen (Filtrierer, Räuber u. a.) zusammengefasst werden (POSEY 1990). In diesem Kapitel erfolgt eine eingehende Betrachtung der im Wattenmeer vorkommenden räuberischen Arten.

Für die Identifizierung von Schlüsselarten gibt es keine allgemeingültigen Regeln, da diese Funktionen in jedem System spezifisch ausgeprägt sind und sich nicht übertragen lassen (BOND 1994). Ebenso wenig lässt sich die Analyse von Redundanz generalisieren, da diese skalen-, prozess- und ortsabhängig ist (LAWTON & BROWN 1994). Bei der Beurteilung der Bedeutung von Arten im Ökosystem Wattenmeer ist also sehr spezifisch und unter Berücksichtigung raum-zeitlicher Skalen vorzugehen.

In diesem Kapitel wird anhand der Erkenntnisse aus der Ökosystemforschung Wattenmeer und verfügbarem Literaturwissen über dieses Gebiet eine Beurteilung von Arten hinsichtlich ihrer Schlüsselfunktion und Stellung im Ökosystem vorgenommen. Dabei wird auch auf das Ausmaß an Verbindungen und auf die Interaktionsweisen zwischen Arten eingegangen, um die Komplexität des Ökosystems Wattenmeer greifbarer zu machen. Dieser Schritt erscheint auch notwendig, um in den nachfolgenden Kapiteln eine Beurteilung der Folgen anthropogener Eingriffe auf dieses Ökosystem vornehmen zu können (s. REISE et al. 1997).

Für eine umfangreiche Zusammenstellung zur Biologie, Verbreitung und Häufigkeit der im Wattenmeer vorkommenden Arten sei auf WOLFF (1983), DANKERS et al. (1983) und DÖRJES (1978) verwiesen. Die hier im Rahmen der Gesamtsynthese vorgenommene Analyse ist nicht erschöpfend für alle Arten des Wattenmeeres, sondern konzentriert sich auf Fallbeispiele der im Rahmen der Ökosystemforschung Wattenmeer besonders intensiv untersuchten Arten. Der Schwerpunkt liegt dabei auf den Arten des Makrobenthos, da für das Plankton und die Meiofauna weniger umfangreiche Untersuchungen auf Artebene vorliegen. Außer im Fall einiger Räuber konzentriert sich die Betrachtung auf das Vorkommen von Arten im Eulitoral. Für die in diesem Kapitel betrachteten Arten werden strukturelle und funktionelle Aspekte zusammengestellt. Zu ersterem zählen u. a. die

Verteilung und Häufigkeit, die Interaktionen zu anderen Arten und zur Umwelt sowie die Lebensstrategien. Zu letzterem sind u. a. Effekte von Arten auf Ökosystemprozesse und –eigenschaften einzuordnen. Abschließend werden die Charakteristika der Flora und Fauna im Wattenmeer im Hinblick auf ihre Bedeutung für das Ökosystem, vor allem hinsichtlich möglicher Schlüsselfunktionen, aber auch ihrer artspezifischen Einzigartigkeit diskutiert.

2.4.2 „Ecosystem engineers“

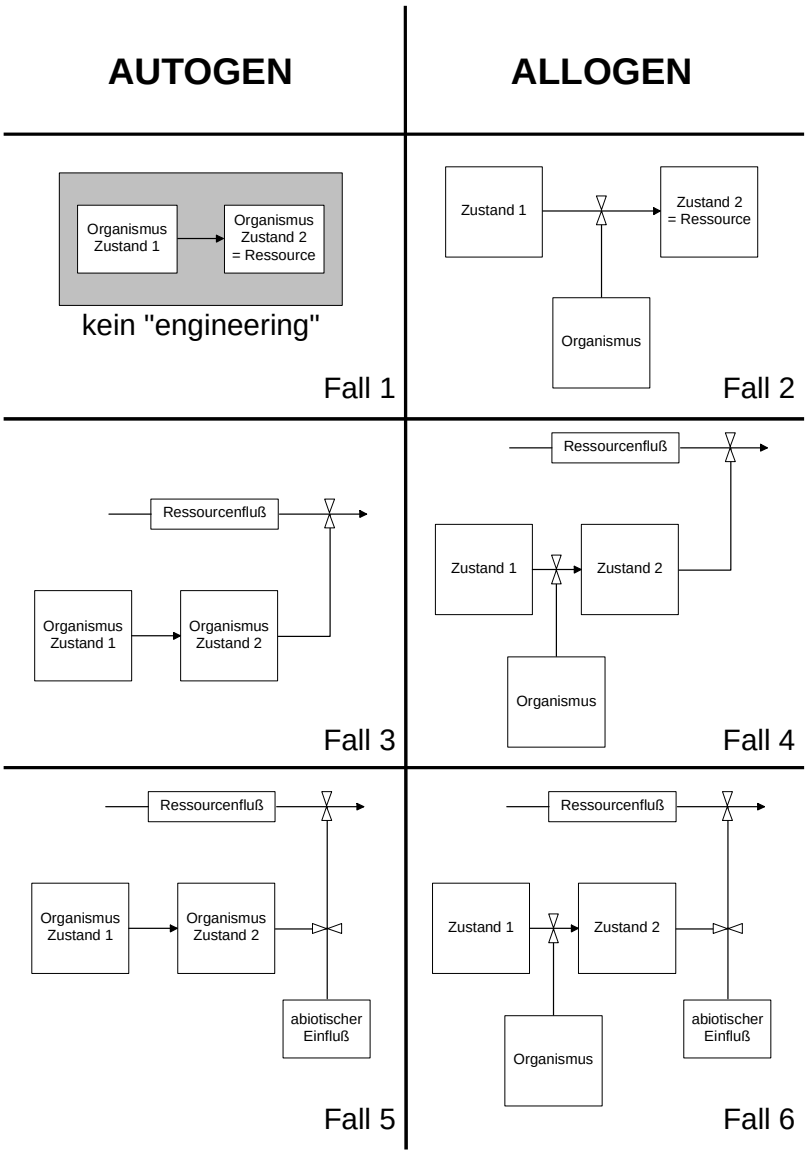


Abb. 2.4.1: Konzeptuelle Modelle autogener und allogener „ecosystem engineers“ (nach JONES et al. 1994). Die Stellen, an denen eine Modulation von Ressourcen erfolgt, sind mit ⋈ markiert. Fall 1, in dem eine Art in Form von Nahrung oder Detritus Ressourcen direkt zur Verfügung stellt, aber keine Ressourcen verändert, wird nicht als „engineering“ bezeichnet. Ein allogener „ecosystem engineer“ transformiert lebendes oder nichtlebendes Material von einem Zustand in einen andern, z. B. ein Biber, der einen Fluß aufstaut indem er Bäume (Zustand 1) in einen Damm (Zustand 2) bringt (Fall 2). Im autogenen Fall erfolgt die Transformation von Material durch den „engineer“ selber, z. B. Korallen (Organismus im Zustand 1), die die physikalische Struktur eines Korallenriffs (Organismus im Zustand 2) bilden (Fall 3). Auf diese Art und Weise verändern autogene oder allogene „ecosystem engineers“ den Ressourcenfluß für andere Arten (Fall 2-4) oder verändern den Effekt einer dominierenden abiotischen Kontrollgröße, wie z. B. Feuer oder Stürme, die ihrerseits die Verteilung und Häufigkeit von Ressourcen beeinflussen (Fall 5-6).

In den folgenden Abschnitten werden exemplarisch einige Arten des Wattenmeeres betrachtet, die verschiedene Typen des „engineering“ repräsentieren und in der Ökosystemforschung näher untersucht wurden. Die Wirkung dieser Arten auf die Verfügbarkeit von Ressourcen für andere Arten wird jeweils in konzeptionellen Abbildungen unter Verwendung der Symbolik von JONES et al. (1994) dargestellt (Abb. 2.4.1).

2.4.2.1 Fallbeispiel Miesmuschel (*Mytilus edulis*)

Miesmuscheln bilden biogene Strukturen im Wattenmeer und verändern in mehrerer Hinsicht Ressourcen für andere Arten, so dass sie als „ecosystem engineer“ einzustufen sind. Im folgenden wird zunächst auf die Häufigkeit und Verteilung der Miesmuscheln im Wattenmeer eingegangen und danach auf die Bedeutung von Miesmuschelbänken als Habitat für andere Arten und für die Veränderung von Ressourcen.

Miesmuscheln haben sich seit Beginn dieses Jahrhunderts im Wattenmeer nach dem Verlust der Austernbänke ausgebreitet (REISE et al. 1989; REISE & SCHUBERT 1987) und waren in der ersten Hälfte des Jahrhunderts häufig (OBERT & MICHAELIS 1991). Seit Ende der 80er Jahre werden jedoch aus verschiedenen Regionen des Wattenmeeres Bestandsrückgänge überwiegend eulitoraler Muschelbänke gemeldet (DANKERS et al. 1999; Tabelle 2.4.1). Darüber hinaus hat sich die Populationsstruktur vieler eulitoraler Muschelbänke verändert: Wie Untersuchungen im niedersächsischen Wattenmeer zeigten, fehlen auf den meisten Bänken die mittleren und alten Größenklassen (20-55 mm Schalenlänge) (ZENS et al. 1997; HERLYN & MICHAELIS 1996).

Tabelle 2.4.1: Veränderung der Fläche und Biomasse (Frischgewicht) (t) eulitoraler Miesmuschelbänke in den Wattenmeerregionen während der vergangenen drei Jahrzehnte (nach: DANKERS et al. 1999).

	vor 1980	80er Jahre	90er Jahre
Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer			
Fläche (ha)		1000-1500	615
Biomasse(t)		60.000	35.000 (frühe 90er)
Niedersächsisches Wattenmeer			
Fläche (ha)	5000	2700	170 (Frühjahr 1996)
Biomasse(t)	100.000	47.000	1000
Niederländisches Wattenmeer			
Fläche (ha)	4120	650	<200 (1998)
Biomasse (t)		50.000-150.000	<10.000
Dänisches Wattenmeer			
Fläche (ha)		4000	1000 (1996)

Nach einer Zusammenstellung von OOST (1995) stellten Miesmuscheln im niederländischen Wattenmeer in den 70er Jahren 23 % des eulitoralen und 67 % des sublitoralen Makrozoobenthos, wobei der hohe sublitorale Anteil durch Muschelkulturen bedingt war. Infolge von Miesmuschelfischerei und Stürmen war der Bestand natürlicher eulitoraler Miesmuschelbänke im niederländischen Wattenmeer

1990 fast vollständig eliminiert (OOST 1995; RUTH & ASMUS 1994). Erst 1994 gab es wieder einen starken Brutfall, der aber nicht zur Etablierung neuer Bänke führte.

Im ostfriesischen Wattenmeer hat die von Miesmuscheln bedeckte Fläche seit den 70er Jahren bis Ende der 80er Jahre um die Hälfte abgenommen (HERLYN 1996). 1991 und 1994 gab es starke Brutfälle der Miesmuschel, deren Neuansiedlungen aber im folgenden Jahr bereits wieder Rückgänge zeigten (OBERT 1995; MICHAELIS et al. 1995). Trotz dieser Brutfälle ist der Miesmuschelbestand in dieser Wattregion weiterhin rückläufig und auch die 80 %-ige Abnahme ihrer Biomasse zwischen 1989-91 und 1994 (ZENS et al. 1997) ist ein anhaltender Trend (s. Tabelle 2.4.1). Nur der gute Brutfall nach dem Eiswinter 1995/96 scheint sich etablieren zu können. Im Sommer 1998 waren im niedersächsischen Wattenmeer jedoch keine Miesmuschelbänke mit einer mehrjährigen Populationsstruktur mehr vorhanden (M. HERLYN & G. MILLAT, pers. Mitt.). Die Verluste an eulitoralen Miesmuschelbänken sind in der Emsmündung, im Borkumer und Wurster Watt am größten (ZENS et al. 1997). Als mögliche Ursachen der Bestandsrückgänge wurden die insbesondere seit den 80er Jahren intensivierte Muschelfischerei, ein erhöhter Fraßdruck durch Vögel (v. a. Eiderenten), Stürme, Eiswinter, Schadstoffe, Parasiten oder Eutrophierung diskutiert (HERLYN 1996; MICHAELIS et al. 1995; OBERT & MICHAELIS 1991; Kap. 3.4.4.1). Wie die Untersuchungen zeigten, beträgt der Vogelfraß durch Eiderenten wattenmeerweit im Mittel 10-20 % der Herz- und Miesmuschelproduktion (NEHLS et al. 1998; Kap. 2.4.3.5). Insgesamt trug der Wegfraß durch Vögel nur mit 7-15 % zu den Bestandsrückgängen im Spiekerooger Rückseitenwatt bei (HILGERLOH et al. 1997).

Im schleswig-holsteinischen Wattenmeer, wo Miesmuschelbänke hauptsächlich nördlich von Eiderstedt vorkommen, sind bislang keine anhaltenden Bestandsrückgänge zu beobachten, obwohl auch hier Fischereiaktivitäten zum lokalen Verlust von Muschelbänken führten (RUTH 1993; NEHLS & THIEL 1993). Rückgänge im Miesmuschelbestand zwischen 1989 und 1991 sind nach NEHLS & THIEL (1993) aber v. a. durch Stürme verursacht worden.

Die Ursachen für die unterschiedlichen Bestandsentwicklungen der eulitoralen Miesmuschelbänke im ostfriesischen und nordfriesischen Wattenmeer sind noch unklar. Neben unterschiedlichen Strategien der fischereilichen Nutzung (Kap. 3.4.2.1) kann auch die natürliche Disposition eine Rolle spielen. Während im schleswig-holsteinischen Gebiet natürliche Miesmuschelbänke vorwiegend im unteren Eulitoral oder Sublitoral vorkommen, sind sie im ostfriesischen Wattenmeer heute vielfach auf den exponierteren Wattwasserscheiden lokalisiert (s. u.). Dadurch unterscheidet sich die Störungsanfälligkeit gegenüber Stürmen und Eis, aber auch die Effizienz der Nahrungsaufnahme. Die Muschelbänke im ostfriesischen Wattenmeer weisen einen zu jüngeren Größenklassen hin verschoben Populationsaufbau auf sowie eine geringere Besiedlungsdichte als Bänke im nordfriesischen Wattenmeer (MICHAELIS et al. 1995; ASMUS 1987; DITTMANN 1987).

Hinsichtlich der räumlichen Verteilung der Miesmuscheln zeigte sich für alle Wattenmeerregionen beim Vergleich mit älteren Erhebungen, dass es bevorzugte Bereiche zur Muschelansiedlung gibt und dass an vielen Stellen eine hohe Lagestabilität von Muschelbänken besteht (HERLYN & MILLAT 1999; HERTWECK & LIEBEZEIT 1996; RUTH & ASMUS 1994; NEHLS & THIEL 1993; OBERT & MICHAELIS 1991; DANKERS & KOELEMAIJ 1989). Miesmuschelbänke finden sich im Eulitoral v. a. an den Rändern großer Priele, am Ende kleiner Prielläufe und auf Wattwasserscheiden (HERTWECK & LIEBEZEIT 1996; DIJKEMA 1989; VERWEY 1952). Diese Verteilung hat sich in den letzten Jahrzehnten in den ostfriesischen Watten allerdings derart verschoben, dass die an den Prielrändern gelegenen Muschelbänke fehlen und Muschelbänke auf den Wattwasserscheiden an Größe zugenommen haben (OBERT & MICHAELIS 1991), obwohl die Überflutungsdauer ein begrenzender Faktor für die eulitoralen Miesmuschelbestände ist. Die Lagestabilität der Miesmuschelbänke ist im wesentlichen durch das Ansiedlungsverhalten der Muscheln bedingt. Vor allem alte Muschelbänke oder deren verbleibende

Schillsockel können Neuansiedlungen fördern (DANKERS 1998; OOST 1995; PULFRICH 1995; DANKERS & KOELEMAIJ 1989; MCGRORTY et al. 1990). Damit kommt alten, lagestabilen eulitoralen Miesmuschelbänken eine wichtige Rolle für den Erhalt der Miesmuschelpopulation im Wattenmeer zu. Die Ursachen dafür, dass in den Rückseitenwatten der ostfriesischen Inseln keine Wiederansiedlung von Muschelbänken an Prielrändern erfolgt, sind noch ungeklärt.

Die einzelnen Miesmuscheln verweben sich mit Hilfe ihrer Byssusfäden zu einer Muschelbank und bilden so als autogener „ecosystem engineer" eine Struktur, die Ressourcen für andere Arten verändert. Eine dieser Ressourcen ist Raum. Nicht nur die Muschelschalen selber, sondern auch der im Wattenmeer fast ausschließlich auf Muschelbänken vorkommende Blasentang *Fucus vesiculosus* bieten Hartsubstrat für Epifauna und Epiphyten und erhöhen so die Diversität der Lebensgemeinschaft in der Muschelbank (ALBRECHT & REISE 1994). Hierzu zählen sessile Formen wie Seepocken, Bryozoen und Serpuliden. Weiterhin werden häufig viele kleinere mobile Tierarten (z. B. *Littorina littorea*, *Gammarus* spp. *Iaera albifrons*) zu der Aufwuchsgemeinschaft gezählt (ALBRECHT & REISE 1994; WILHELMSEN & REISE 1994; DITTMANN 1990). Ein allogener Aspekt der Wirkung von Miesmuscheln als „ecosystem engineer" ist die räumliche Heterogenität, die im Wattenmeer durch eine Miesmuschelbank entsteht. Dadurch, dass sich zwischen den Muscheln Biodeposite und Schlick fangen (s. u.), erheben sich Muschelbänke über das Sediment. Außerdem weisen viele Muschelbänke eine in sich heterogene Struktur auf mit Beeten und muschelfreien Stellen sowie mit Restwasserpfützen, in denen sich ein Ausschnitt der sonst nur sublitoralen Fauna im Eulitoral findet (z. B. Hydrozoenkolonien). Die Rekrutierung von Strandkrabben (*Carcinus maenas*, s. 2.4.3.2) erfolgt vorwiegend in eulitoralen Miesmuschelbänken, wo die Krebse Schutz vor Feinden finden (THIEL & DERNEDDE 1994).

Miesmuschelbänke beeinflussen schon allein durch ihre physikalische Struktur die Deposition von Feinmaterial im Wattenmeer. Auch der Bewuchs mit *Fucus vesiculosus*, der auf den nordfriesischen höher als auf ostfriesischen Muschelbänken ist, fördert die Schlickablagerung (ALBRECHT & REISE 1994). Hinzu kommen die Ablagerungen von Faeces und Pseudofaeces (Biodeposite, s. u. und Kap. 2.2.4), die sich mit dem Sediment vermischen. Insgesamt verändern sich dadurch die Sedimentbeschaffenheiten sowohl lokal als auch im Umfeld einer Muschelbank. Die Bedeutung von Miesmuscheln für die biogene Sedimentation wurde detailliert in Kapitel 2.2.4 erläutert.

Miesmuscheln verändern auch durch „allogenic engineering" die Verfügbarkeit von Nahrung als Ressource für andere Arten. Die Muscheln filtrieren Feinmaterial und Phytoplankton aus der Wassersäule und deponieren es als Faeces oder Pseudofaeces im Sediment. ASMUS (1994) gibt eine Filtrationsleistung pro Muschel von 10-20 l Tag^{-1} an. Miesmuscheln filtrieren Material von 4 µm bis 100 µm (s. HILD & GÜNTHER 1999). Je nach Jahreszeit und der Menge und Art der zur Verfügung stehenden Nahrung variiert die Filtrationsrate der Muscheln, deren Produktion an Biodepositen sowie der Anteil an Faeces- oder Pseudofaeces. Diese Partikel enthalten oft noch unverdaute Diatomeen, viel organisches Material und Bakterien, die von der Mikro- und Meiofauna im Wattsediment weiter ab- und umgebaut werden. Somit entsteht unter den Muscheln eine Lebensgemeinschaft, die von im Sediment lebenden Substratfressern (v. a. Oligochaeten und capitellide Polychaeten) dominiert wird (KRÖNCKE 1996; DITTMANN 1987).

In Miesmuschelbänken verändert die saisonal variierende Aktivität der Muscheln die Qualität des organischen Materials für weitere Organismen im Sediment im Jahresverlauf. Die Filtration von Phytoplankton und dessen Einlagerung in das Sediment, die auch durch eine Zunahme spezifischer Steroidbiomarker (KRUMBEIN et al. 1997) und Phaeopigmenten (BEHRENDS 1997) nachgewiesen werden kann, erhöht den Energiegehalt des POC in den Sedimenten (DELAFONTAINE et al. 1996) und fördert die bakterielle Aktivität (KRUMBEIN et al. 1997). Diese wiederum beeinflusst die

Elementverteilung und frühdiagenetische Prozesse in den Wattsedimenten, wo es zu einer verstärkten Remineralisierung organischen Materials in den Sommermonaten kommt (VILLBRANDT et al. 1998; HILD 1997; ASMUS et al. 1990). Die Nährstoffe, die bei der Remineralisierung frei werden, sind wiederum für die Primärproduzenten verfügbar (SMAAL & PRINS 1993; ASMUS & ASMUS 1991, 1993).

Miesmuschelbänke stellen somit ein wichtiges Bindeglied zwischen Pelagial (Seston, Plankton) und Benthal dar und sind sowohl für den Stoffaustausch im Wattenmeer als auch die weiteren biogeochemischen Prozesse und Remineralisation im Sediment wesentlich (ASMUS et al. 1998; DAME 1993; ASMUS & ASMUS 1993; SMAAL & PRINS 1993; Kap. 3.3). Die Miesmuschel ist außerdem ein effektives Bindeglied zwischen der Primärproduktion und den Sekundärkonsumenten im System (ASMUS et al. 1998; BEUKEMA 1983b).

Abb. 2.4.2 fasst die Wirkung von *Mytilus edulis* als „ecosystem engineer“ im Wattenmeer konzeptionell zusammen.

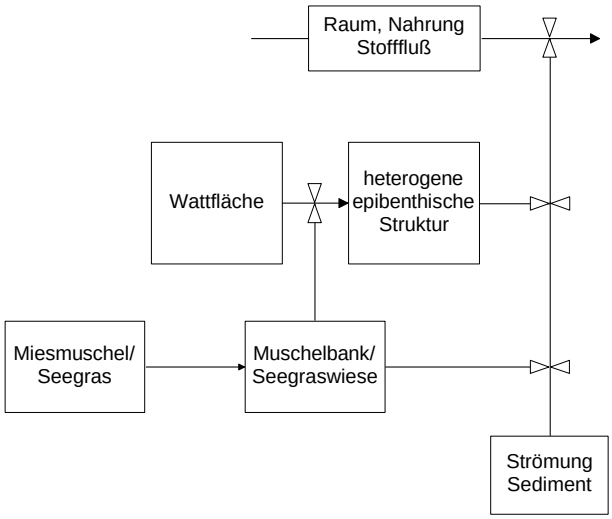


Abb. 2.4.2: Konzeptuelles Modell zur Rolle von Miesmuscheln und Seegras als „ecosystem engineers“ im Wattenmeer. Beide Arten sind sowohl autogene „engineers“, indem einzelne Muscheln oder Pflanzen (Organismus im Zustand 1) als Muschelbank oder Seegraswiese (Organismuszustand im Zustand 2) vorkommen, als auch allogene „engineers“, da sie im zweiten Zustand Material (die Wattflächen, Zustand 1) durch die epibenthischen Strukturen (Zustand 2) verändern. Dadurch werden als dominierende Faktoren im Wattenmeer die Strömung und Sedimentation verändert und der Fluß von Ressourcen modifiziert. Dies entspricht einer Kombination von Fall 5 und 6 nach JONES et al. 1994 (Abb. 2.4.1).

2.4.2.2 Fallbeispiel Seegras

Im Wattenmeer kommen zwei Arten an Seegräsern vor: das große Seegras *Zostera marina* und das kleine Seegras *Zostera noltii*. Infolge der Seegraskrankheit in den 30er Jahre ist der gesamte sublitorale Bestand von *Z. marina* im Wattenmeer und der Nordsee erloschen (REISE et al. 1994b, 1989; VAN DEN HOEK et al. 1983; WOHLENBERG 1935). Überall im Wattenmeer sind die Seegrasbestände in den vergangenen Jahrzehnten weiterhin rückläufig (REISE et al. 1994b). Die stärksten Rückgänge fanden im niederländischen Wattenmeer statt und werden auch in Zusammenhang gebracht mit dem Bau des Abschlußdeichs der Zuiderzee 1932 (VAN DEN HOEK et al. 1983; s. auch Kap. 2.2). Im niederländischen Wattenmeer sind heute nur noch vereinzelte Restbestände von Seegras übrig. Im niedersächsischen Wattenmeer gibt es seit den 70er Jahren verstärkte Bestandsrückgänge (REISE et al. 1994b). Während 1970 noch etwa 35 km² Seegraswiesen vorhanden waren,

wurden bei einer Bestandserfassung 1993/94 nur noch 8 km² gefunden, 3,5 km² davon lagen im Jadebusen (KASTLER & MICHAELIS 1997). Die Bestände wurden zu etwa 2/3 von *Z. noltii* gebildet (KASTLER & MICHAELIS 1997). Die Rückgänge waren in den Rückseitenwatten hinter den ostfriesischen Inseln, dem Watt vor Butjadingen und in den offenen Watten zwischen der Weser- und Elbemündung am größten. Im nördlichen Wattenmeer gab es v. a. sublitorale Verluste an Seegraswiesen. Im Königshafen bei Sylt wurden in den 80er Jahren Bestandszunahmen im Eulitoral festgestellt, die aber in den 90er Jahren wieder rückläufig waren (REISE et al. 1994b).

Die noch vorhandenen Seegrasbestände konzentrieren sich im nordfriesischen Wattenmeer (62 % der 1991 im gesamten Wattenmeer noch vorhandenen Seegraswiesen, REISE 1997). Hier wurde bei einer Befliegung im Sommer 1991 eine Fläche von etwa 131 km² Seegraswiesen ermittelt, was 10 % der Wattflächen Schleswig-Holsteins entsprach (REISE 1997). Das Hauptvorkommen der Seegraswiesen liegt in den Insel- und Halligwatten nördlich der Halbinsel Eiderstedt. Im Lister Tidebecken nahmen Seegräser eine Fläche von 15,6 km² ein, was 12 % der Fläche entsprach (REISE & LACKSCHEWITZ 1998). Die heutige Verbreitung zeigt *Z. noltii* vorwiegend im oberen Eulitoral und *Z. marina* am unteren Rand des Gezeitenbereiches (REISE & LACKSCHEWITZ 1998; REISE et al. 1994b). Im nordfriesischen Bereich wurden bei einer Bestandserhebung im Sommer 1991 auch Mischbestände beider Arten festgestellt (REISE 1997), was im niedersächsischen Wattenmeer nicht beobachtet wurde (KASTLER & MICHAELIS 1997). Im Lister Tidebecken fand sich ein geringerer Teil (4,8 km²) an Seegraswiesen auf Sandwatten, der größere Teil des Bestandes (10,8 km²) auf Mischwatten (REISE & LACKSCHEWITZ 1998), wobei dies bereits eine Folge biogener Sedimentation sein kann (s. u.). Im niedersächsischen Wattenmeer fanden sich die Restbestände der Seegraswiesen auf allen Sedimentypen (KASTLER & MICHAELIS 1997).

Zu den Ursachen der Rückgänge der Seegrasbestände gehören neben dem Befall mit *Labyrinthula zostera*e in den 30er Jahren die in den vergangenen Jahrzehnten zunehmende Trübung des Wattenmeeres sowie die Eutrophierung (REISE 1997; REISE et al. 1994b; Kap. 3.2). Durch Eutrophierung nimmt zum einen der Epiphytenbewuchs auf den Seegräsern zu und zum anderen die Ausbildung von Grünalgen, die Seegraswiesen überlagern können (REISE et al. 1994; VAN DEN HOEK et al. 1983).

Ähnlich wie Miesmuschelbänke verändern Seegräser die Ressourcen für andere Arten auf vielfältige Weise (Abb. 2.4.2). In Seegraswiesen kommt es durch passive biogene Sedimentation zu einer Anreicherung von Feinmaterial. Vor allem das breitblättrigere *Z. marina* wirkt als Partikelsenke. Durch das Rhizomgeflecht stabilisieren Seegräser außerdem die Sedimente gegen Erosion (REISE et al. 1994b). Nach dem Verlust von Seegraswiesen kam es nachweislich zu morphologischen Veränderungen der Wattflächen und Erosion (JESPERSEN & RASMUSSEN 1994; RASMUSSEN 1973; WOHLENBERG 1935; Kap. 2.2.4). Seegräser beeinflussen auch den Nährstoffffluss im Wattenmeer, wobei sie vorwiegend als Nährsalzsenke wirken (ASMUS & ASMUS 1998; ASMUS et al. 1994; Kap. 2.3.3). Dieser Effekt ist besonders bei *Z. marina* ausgeprägt. Seegräser sind eine wichtige Detritusquelle im Wattenmeer, der Großteil des Energieflusses geht jedoch zu den Weidegängern (ASMUS et al. 1998). Seegraswiesen bieten Lebensraum für zahlreiche andere Organismen. Die Blätter werden als Hartsubstrat von Epiphyten besiedelt, die wiederum von Epifauna genutzt werden (REISE et al. 1994b; REISE 1997). Die Schlickschnecke *Hydrobia ulvae* sowie Jungtiere der Strandschnecke *Littorina littorea* weiden den Epiphytenbewuchs ab, was wiederum Einfluss auf die Verteilung der Meiofauna zwischen Sediment und Blättern hat (REISE et al. 1997; PHILIPPART 1995; WILHELMSEN & REISE 1994). Die Beweidung durch die Schnecken ist auch förderlich für das Seegras selber, da der Epiphytenbewuchs die Photosyntheseleistung und den Nährstoffaustausch über die Blätter inhibiert.

Ähnlich wie in *Lanice*-Rasen (s. u.; ZÜHLKE et al. 1998) kamen makrobenthische Räuber in Seegraswiesen weniger häufig vor. Somit bieten Seegraswiesen einen Schutz vor Feinden für andere Arten. Beim Endobenthos zeigten sich jedoch differenziertere Besiedlungsmuster zwischen Seegraswiesen und umgebendem Sediment. In Beständen des Zwergseegrases *Z. noltii* unterschied sich die Zusammensetzung und Häufigkeit endobenthischer Polychaeten nicht wesentlich von der umgebender Wattflächen, wohingegen in den schlickigeren Sedimenten von *Z. marina* Beständen eine geringere Besiedlungsdichte beobachtet wurde (REISE 1997). Es war vor allem die trophische Gruppe der „surface-feeder" unter den Polychaeten, die in geringeren Häufigkeiten in der untersuchten Seegraswiese vorkam. Nematoden waren in den oberen Sedimentschichten von Seegraswiesen häufiger als in umgebenden Wattflächen (REISE 1985). Eine Betrachtung der Meiofaunaverteilung nach trophischen Gruppen ergab, dass diatomeenfressende Meiofauna weniger häufig in Seegraswiesen vorkam. Die Ursache hierfür kann evtl. eine geringere Dichte von Mikrophytobenthos sein als Folge reduzierten Lichteinfalls durch dichten Seegrasbewuchs (REISE 1997). Der Verlust von Stichling, Schlangennadel und mehreren Schneckenarten wird mit der Reduktion der Seegrasbestände in Verbindung gebracht (REISE et al. 1994b).

2.4.2.3 Fallbeispiel Sandpierwurm (*Arenicola marina*)

Der Sandpierwurm (*Arenicola marina*, im folgenden *Arenicola*) kommt in den küstennahen Gebieten aller Meere der gemäßigten und borealen Breiten der Nordhalbkugel vor (HARTMANN-SCHRÖDER 1996). *Arenicola* besiedelt den Großteil der eulitoralen sandigen Wattflächen im Wattenmeer und ist ein klassisches Beispiel für einen „ecosystem engineer" (REISE, 1985). *Arenicola* besiedelt den gesamten Gezeitenbereich des Wattenmeeres, wobei im Laufe des Lebenszyklus ein Habitatwechsel erfolgt (REISE 1985; FARKE et al. 1979). In den Adult-Siedlungen im Sandwatt leben die Larven zuerst im Wohngang des weiblichen Wurms. Danach wandern die Postlarven in das untere Eulitoral bzw. Sublitoral, wo sie den Winter überdauern. Im Frühjahr erfolgt eine Wanderung ins obere Eulitoral, wobei der Zeitpunkt dieser Frühjahrswanderung von der Wassertemperatur und Mondphasen gesteuert ist (SIMON & REISE 1994; ARMONIES 1994). Die jungen *Arenicola* bilden im oberen Eulitoral sogenannte Brutwatten, deren Ausdehnung und Besiedlungsdichte lokal variiert (SIMON 1994). Im Lister Tidebecken wurden Brutwatten mit der größten räumlichen Ausdehnung (>50 m) und hohen Individuendichten (>200 Ind. m^{-2}) in strandnahen Bereichen der Inselwatten gefunden (SIMON & REISE 1994). In den Wattflächen an der Festlandsküste waren dagegen nur wenige Brutwatten ausgeprägt, die trotz einer Breite von z. T. >100 m nur eine geringe Individuendichte (< 100 Ind. m^{-2}) aufwiesen. Von den Brutwatten wandern die einjährigen in die Adult-Siedlungen Pierwürmer im mittleren Gezeitenbereich ein. Im Lister Tidebecken umfasste die von *Arenicola* besiedelte Fläche ein Areal von über 84 km² (REISE & LACKSCHEWITZ 1998). Die größten und vermutlich ältesten *Arenicola* wurden im Lister Tidebecken auf strömungsexponierten Sänden gefunden (REISE & LACKSCHEWITZ 1998).

Arenicola kommt im Wattenmeer mit einer langjährig konstanten Populationsstärke vor. Die mittlere Dichte von *Arenicola* betrug im Königshafen 40 Individuen m^{-2} (REISE 1985). In einer großflächigen Erhebung des Makrobenthos im Königshafen war *Arenicola* die Art mit der höchsten Stetigkeit (in 73 % aller Proben gefunden, REISE et al. 1997). Außerhalb von Miesmuschelbänken wird im Wattenmeer die höchste Biomasse in *Arenicola*-Watten angetroffen, die auch mit die höchsten Werte für Produktivität, Respiration und Energiefluss aufweisen (ASMUS 1994). Im Königshafen stellte *Arenicola* 28 % der Biomasse des Makrozoobenthos (REISE et al. 1994) und im Lister Tidebecken 20 % (REISE & LACKSCHEWITZ 1998).

Arenicola modifiziert Ressourcen für andere Arten auf vielfältige Weise (Abb. 2.4.3). Der Pierwurm verändert mit seiner Aktivität die kleinräumige Topographie des Sedimentes und lagert die oberen 20-

30 cm des Sedimentes um (CADÉE 1976). Durch Bioturbation wird der Austausch von gelösten Stoffen zwischen Sediment und Wassersäule gefördert (HÜTTEL 1990), was für den Stoffffluss zwischen Sediment und Wassersäule im Wattenmeer (ASMUS & ASMUS 1998; Kap. 2.3.3) sowie für mikrobielle Aktivitäten im Sediment (REICHERT 1988) wesentlich ist. Die Kotschnurhaufen von *Arenicola* verändern die bodennahe Strömung und beeinflussen so die kleinräumige Sauerstoffverteilung im Sediment (ZIEBIS et al. 1996b) sowie die Aufnahme von partikulärem Material (HÜTTEL et al. 1996). In den Fraßtrichtern von *Arenicola* bleiben fädige Grünalgen hängen und werden so im Sediment verankert, was die Bildung von Algenmatten fördert (REISE 1983b; REISE et al. 1994a). Die Bauten von *Arenicola* bieten spezifische und differenzierte Mikrohabitate für eine Vielzahl kleinerer assoziierter Infauna (REISE 1985). *Arenicola* ist somit ein Paradebeispiel für mutualistische Beziehungen im Wattenmeer (REISE 1985).

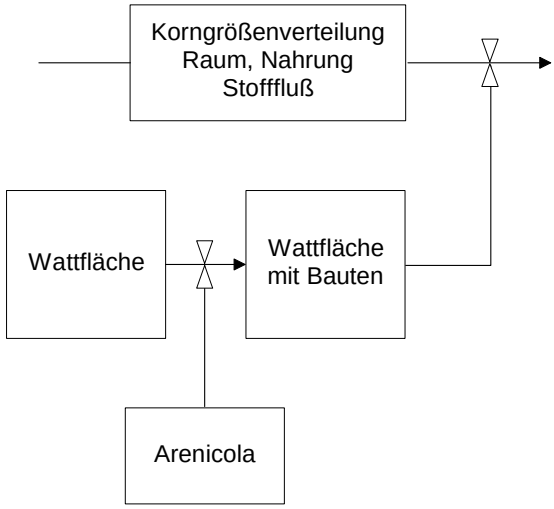


Abb. 2.4.3: Konzeptuelles Modell zur Rolle vom Sandpierwurm *Arenicola marina* als allogener „ecosystem engineer“ im Wattenmeer. *A. marina* verändert den Wattboden durch seine Bauten, die Fraßtrichter und Kotschnurhaufen, wodurch zahlreiche Ressourcen für andere Organismen modifiziert werden. Dies entspricht Fall 4 nach JONES et al. 1994 (s. Abb. 2.4.1).

2.4.2.4 Fallbeispiel Bäumchenröhrenwurm (*Lanice conchilega*)

Der Bäumchenröhrenwurm (*Lanice conchilega*, im folgenden *Lanice*) ist ein Polychaet, der im Wattboden lebt und sich aus den Sedimentteilchen eine Röhre baut. Diese Röhre kann 20-30 cm in das Sediment hinab und 1-3 cm darüber hinaus reichen. *Lanice* ernährt sich von Partikeln, die er mit seinen Tentakeln von der Sedimentoberfläche aufsammelt oder aus der Wassersäule aufnimmt (HARTMANN-SCHRÖDER 1996). Wie die vorhergehend beschriebenen Arten modifiziert *Lanice* die Ressourcen für andere Arten auf direktem und indirektem Wege.

Lanice conchilega ist in den Meeren der gesamten nördlichen Halbkugel verbreitet und bevorzugt das Eulitoral und obere Sublitoral als Lebensraum (HARTMANN-SCHRÖDER 1996). Die höchsten bekannten Dichten im Wattenmeer wurden mit über 10.000 Individuen m^{-2} aus dem Weserästuar berichtet (BUHR 1979). Auf den im Rahmen der Ökosystemforschung untersuchten Wattflächen im Spiekerooger und Langeooger Rückseitenwatt wurden *Lanice*-Dichten von 50-4500 Ind. m^{-2} gefunden (HILD & GÜNTHER 1999; DITTMANN 1999b). *Lanice* kommt in kleinräumig heterogener Verteilung vor und bildet lokal bei höheren Dichten sog. *Lanice*-Rasen. Die Häufigkeit von *Lanice* im Wattenmeer schwankt in

Abhängigkeit von den Wintertemperaturen, da diese Art kälteempfindlich ist und die Frost-exponierten Bestände im Eulitoral in kalten Wintern absterben. In sehr kalten Wintern werden auch die Bestände im Sublitoral des Wattenmeeres dezimiert (s. GÜNTHER 1999). Zur Ansiedlung benötigen die Larven Hartsubstrat und es wurden vornehmlich Ansiedlungen an den Alttierröhren festgestellt (HEUERS 1998).

In dichten Siedlungen von *Lanice* wird die bodennahe Strömung verringert und es kommt zu einer Akkumulation von Sediment. Dadurch erheben sich dichte *Lanice*-Rasen meist einige Zentimeter über der umgebenden Wattfläche und in einigen Wattflächen bildet sich eine Bulten- und Senken Struktur aus (VAN BERNEM et al. 1997). Diese veränderte kleinräumige Topographie kann die Verteilung anderer Arten beeinflussen (VAN BERNEM et al. 1997).

Infolge dieser Strömungsveränderung werden auch Organismen durch „passive trapping“ in einem *Lanice*-Rasen konzentriert, so dass im Vergleich zu umgebendem Watt ohne *Lanice* meist höhere Arten- und Individuenzahlen in *Lanice*-Rasen festgestellt wurden (ZÜHLKE et al. 1998). Die Röhren werden außerdem als Ansiedlungssubstrat von juvenilen Muscheln (*Mya arenaria*, *Mytilus edulis*) genutzt. Die Gemeinschaft in einem *Lanice*-Rasen unterscheidet sich von der im umgebenden Watt, aber es handelt sich nicht um eine obligate Assoziation. Die einzige Ausnahme ist der Kommensale *Malmgreniella lunulata*, der in den Röhren von *Lanice* lebt (ZÜHLKE et al. 1998; HARTMANN-SCHRÖDER 1996). Die an einen *Lanice*-Rasen assoziierte Fauna ist im wesentlichen an die biogene Struktur gebunden. Dies wurde durch Experimente mit künstlichen Röhren nachgewiesen, in denen sich eine ähnliche Infaunaassoziation einstellte wie in natürlichen *Lanice*-Rasen (ZÜHLKE et al. 1998). Auch die kleinräumige Verteilung der Meiofauna (Nematoden und Copepoden) war durch *Lanice* beeinflusst (ZÜHLKE et al. 1998; VAN BERNEM et al. 1997). Nur der Kommensale *M. lunulata* fehlte in Flächen mit künstlichen Röhren.

Die Bedeutung von *Lanice* als allogener „ecosystem engineer“ ist in Abb. 2.4.4 zusammengefasst.

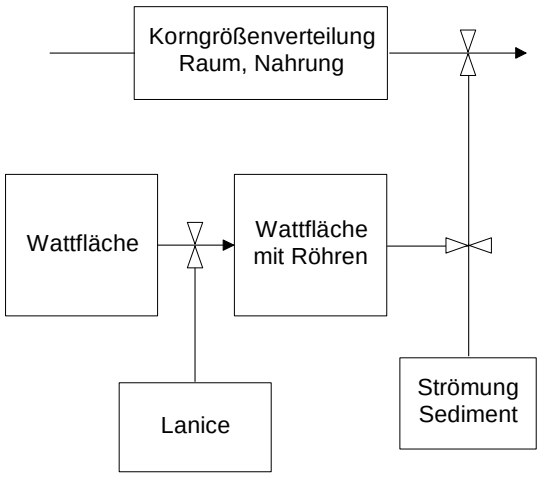


Abb. 2.4.4: Konzeptuelles Modell zur Rolle vom Bäumchenröhrenwurm *Lanice conchilega* als allogener „ecosystem engineer“ im Wattenmeer. *L. conchilega* verändert den Wattboden durch seine Röhren, wodurch die Sedimentverteilung und bodennahe Strömung verändert wird sowie der Fluß von Ressourcen für andere Arten. Dies entspricht Fall 5 nach JONES et al. 1994 (s. Abb. 2.4.1).

2.4.3 Räuber

Als Räuber kommen im Wattenmeer Vögel, Seehunde, Fische, Sandgarnelen, Strandkrabben sowie einige endobenthische Räuber (z. B. Polychaeten, Nemertinen) vor. Im folgenden wird auf die Biologie und den Effekt einiger Räuber detaillierter eingegangen. Dabei kann die Konsumtion für die eulitoralen Bereiche des Wattenmeeres angegeben werden, für die sublitoralen Bereiche liegen weniger Erkenntnisse vor und wegen fehlender Daten zum Bestand des sublitoralen Benthos (als einer wesentlichen Beutegruppe) sind Abschätzungen der Konsumtion im Sublitoral nur eingeschränkt möglich. Das Wattenmeer ist ein wichtiges Nahrungsgebiet für Wat- und Wasservögel und juvenile Fische. Dennoch haben bisherige Untersuchungen gezeigt, dass große Räuber im Wattenmeer nur einen moderaten Effekt haben (REISE 1985) und nur zu einem Teil an der Sekundärproduktion des Benthos zehren (ASMUS et al. 1998). Es ist weiterhin fraglich, inwieweit in einigen Wattenmeerbereichen und zu bestimmten Zeiten die Bestände einzelner Räuberarten nahrungslimitiert sind. Es bleibt in der folgenden Betrachtung dennoch zu analysieren, welche Bedeutung den Räubern im Wattenmeer zukommt und welcher Art ihr Effekt in diesem Ökosystem ist.

2.4.3.1 Sandgarnele (*Crangon crangon*)

Die Sandgarnele (*Crangon crangon*) („Krabbe“, „Granat“, im folgenden „Garnele“) ist ein wichtiger benthivorer Räuber und selber eine wichtige Nahrungsquelle für zahlreiche Fischarten und andere Räuber im Wattenmeer. Diese Art ist in den küstennahen Gebieten des gesamten Nordatlantik und angrenzenden Meeren verbreitet, wobei sich ihr Vorkommen von den Gezeitenbereichen bis in 150 m Tiefe erstreckt (TIEWS 1970; WOLFF & ZIJLSTRA 1983). Mit dem Lebenszyklus der Garnele gehen großräumige Wanderungen einher und besonders dem Wattenmeer kommt die Funktion einer „Kinderstube“ für Garnelen zu (REISE 1985; KUIPERS & DAPPER 1984; JANSSEN & KUIPERS 1980).

C. crangon hat mehrere Reproduktionsphasen im Jahr. Die Garnelen erreichen bei einer Größe von 38 mm (Männchen) und 44 - 52 mm (Weibchen) Geschlechtsreife, was im Wattenmeer bei Büsum je nach Temperatur mit 4 Monaten oder 2 Jahren der Fall war (BERGHAHN & VORBERG 1997). Die eiertragenden Weibchen ziehen zum Freisetzen der Larven in die Nordsee (WOLFF & ZIJLSTRA 1983). Es wird unterschieden zwischen Sommer- und Wintereiern, wobei letztere größer sind und eine längere Eientwicklung durchmachen (etwa 10-13 Wochen gegenüber etwa 3 Wochen im Sommer) (WOLFF & ZIJLSTRA 1983; WALTER 1996). Den im Winter reproduzierenden Garnelen wird ein vierfach höherer Beitrag zum Garnelenbestand im Wattenmeer zugemessen (KUIPERS & DAPPER 1984; s. auch Kap. 3.4.2.2).

Nach einer etwa fünfwöchigen Larvalzeit gelangen die Larven von *C. crangon* in die Gezeitengebiete. Dort siedeln sich die ersten Postlarvalstadien (ca. 5 mm Größe) im oberen Eulitoral an. Die Hauptansiedlung erfolgt von April bis Juni und besteht aus Postlarven der Wintereier, aber auch in den folgenden Monaten siedeln sich, in variierender Intensität, noch Postlarven an (HERRMANN et al. 1998c; BERGHAHN & VORBERG 1997; BEUKEMA 1992; BERGHAHN 1983; WOLFF & ZIJLSTRA 1983; FONDS 1983; KUIPERS & DAPPER 1981). Im Lister Tidebecken fand sich allerdings ein geringeres Rekrutierungsaufkommen im Eulitoral als z. B. im Husumer Wattgebiet, was mit den kleineren Flächenanteilen des Eulitorals im Lister Tidebecken zusammenhängen kann (HERRMANN et al. 1998 a, b). Die jungen Garnelen verbleiben während der Niedrigwasserphase im Watt, z. B. in Restwasserpfützen (JANSSEN & KUIPERS 1980; BERGHAHN 1983). Sie finden im oberen Eulitoral sowohl ausreichend Nahrung als auch Schutz vor Feinden (CATTRIJSSE et al. 1997; BERGHAHN 1983). So ist v. a. in den kleineren Größenklassen ein schnelles Wachstum in den Sommermonaten festzustellen. Nach einem Monat können die jungen Garnelen eine Größe von 20 - 25 mm erreichen (BEUKEMA 1992). Mit zunehmender

Größe (ab 25 - 30 mm) wandern die Garnelen in tiefer gelegene Bereiche des Eulitoral und ins Sublitoral (HERRMANN et al. 1998c; KUIPERS & DAPPER 1981; BEUKEMA 1992; WOLFF & ZIJLSTRA 1983). Im Winter wandern die Garnelen, je nach Temperatur, in sublitorale Bereiche und die angrenzende Nordsee ab (HERRMANN et al. 1998c; KNUST et al. 1995; BEUKEMA 1979, 1992; WOLFF & ZIJLSTRA 1983). Der Großteil der adulten Garnelen hält sich im Winter zur Hauptreproduktionszeit in der Nordsee auf (FONDS 1983; Kap. 3.4.2.2). *C. crangon* kann ein Alter von 3-5 Jahren erreichen und zu einer maximalen Länge von 90 mm anwachsen (WOLFF & ZIJLSTRA 1983; BERGHAHN & VORBERG 1997).

Die Bestandsdichten von *C. crangon* waren im tiefen Sublitoral (3-13 m) des Lister Tidebeckens im Frühjahr und Herbst am höchsten, im flachen Sublitoral und Eulitoral wurden die größten Bestände im Frühsommer (Juni/Juli) angetroffen (HERRMANN et al. 1998c). Infolge einer Invasion von Wittlingen fanden sich allerdings im Frühjahr 1990 niedrige Individuenzahlen von *C. crangon* (BRECKLING et al. 1997). Die maximalen Dichten an Garnelen wurden im nordfriesischen Wattenmeer im Juni mit etwa 10.000 Individuen m^{-2} in Restwasserpfützen des oberen Eulitoral ermittelt (BERGHAHN & VORBERG 1997). Im unteren Eulitoral des Lister Tidebeckens kommen im Jahresmittel 0,45 Individuen m^{-2} vor, im oberen Eulitoral wurden im Jahresmittel 7,2 Individuen m^{-2} gefunden (HERRMANN et al. 1998b). HERRMANN et al. (1998 b) errechneten eine Jahresproduktion von *C. crangon* im Lister Tidebecken von 0,158 g C m^{-2} a^{-1}, die knapp ausreicht, um die Nahrungskonsumtion der Räuber von Garnelen zu decken.

C. crangon hat ein breites Beutespektrum, zu dem hauptsächlich Jugendstadien von Makrofauna und Plattfischen gehören, die aus den oberen 2 cm des Sedimentes aufgenommen werden (REISE 1983a). Die Garnelen fressen vorwiegend bei Tagesanbruch und tagsüber (DEL NORTE CAMPOS & TEMMING 1994; BERGHAHN & VORBERG 1997). Während ihrer Nahrungssuche können sie in einer Stunde eine Fläche von 20 m² absuchen (BERGHAHN & VORBERG 1997). Sie sind opportunistische Räuber, deren Beutewahl von der Häufigkeit, Dichte und Größe der Beute abhängt (PIHL 1985; VAN DER VEER & BERGMAN 1987). *C. crangon* ist der wichtigste Räuber für Schollen (*Pleuronectes platessa*) der kleinsten Größenklasse (bis 35 mm), wenn sie sich gerade im Wattenmeer ansiedeln (VAN DER VEER & BERGMAN 1987; GIBSON et al. 1995). Der Feinddruck von Garnelen hat Auswirkungen auf das Verhalten und die Habitatwahl bei der Ansiedlung der Plattfische (WENNHAGE & GIBSON 1998; WITTING & ABLE 1995).

Hinsichtlich der Konsumtion von Benthosorganismen durch Garnelen besteht keine Selektivität. Die Beutewahl ändert sich allerdings mit zunehmender Größe der Garnelen (BERGHAHN & VORBERG 1997; PIHL & ROSENBERG 1982). Die kleineren Garnelen fressen v. a. Meiofauna (Harpacticoida, Ostracoda und Nematoden) (DEL NORTE CAMPOS & TEMMING 1994; PIHL & ROSENBERG 1982; HEDQVIST-JOHNSON & ANDRE 1991; GEE 1987; JOENSSON et al. 1993; REISE 1985). Zum weiteren Beutespektrum der älteren Stadien gehören Polychaeten (v. a. *Nereis diversicolor*, *Pygospio elegans*, Hinterenden von *Capitella capitata*), Oligochaeten, Amphipoden (v. a. *Corophium volutator*) und zu einem geringeren Anteil Postlarven von Mollusken (BERGHAHN & VORBERG 1997; NORKKO 1998; MATTILA 1997; BONSDORFF & PEARSON 1997; REISE 1985). C. cr*angon* frisst auch Siphone junger *Macoma balthica*, was einen negativen Einfluss auf das Wachstum der Muscheln hat (KAMERMANS & HUITEMA 1994). Die Garnelen fressen z. T. auch Aas. Verbreitet ist Kannibalismus, so dass die jungen Garnelen im oberen Eulitoral evtl. Schutz vor älteren Artgenossen finden (BERGHAHN & VORBERG 1997). HERRMANN et al. (1998b) geben an, dass 23-47 % der jährlichen Produktion von Artgenossen gefressen werden kann.

Während der Effekt von *C. crangon* auf die Meiofauna als eher gering eingeschätzt wird, wurde in Versuchen eine Reduzierung der Biomasse vorwiegend juveniler Makrofauna ermittelt (NILSSON et al. 1993). Bei einer Gesamtbetrachtung der Konsumtionsraten von Fischen und Garnelen im Lister

Tidebecken hatten die Garnelen einen höheren Anteil an der Konsumtion von Benthos als Fische (HERRMANN et al. 1998b). So belief sich die Jahreskonsumtion im oberen Eulitoral auf 0,73 g C m^{-2} a^{-1} und im unteren Eulitoral auf 0,11 g C m^{-2} a^{-1}. Im tiefen Sublitoral, wo die Abundanzen der Garnelen geringer sind, lag die Jahreskonsumtion von Benthos bei 0,03 g C m^{-2} a^{-1}. Im Jahresverlauf ist die Konsumtion von Benthos durch Garnelen im Eulitoral v. a. in den Monaten mit der höchsten Abundanz dieses Räubers (Juni/Juli) am höchsten.

C. crangon selber wird von einer Reihe Räuber im Wattenmeer konsumiert. Hierzu zählen bei den Fischen Grundeln, Steinpicker, Seenadeln, Seeskorpion, Scheibenbauch, Kaulbarsch, Kabeljau und Wittling (DEL NORTE CAMPOS & TEMMING 1994; BERGHAHN & VORBERG 1997; LOZÁN 1994; HOELKER & HAMMER 1994; HENDERSON & HOLMES 1989; WOLFF & ZIJLSTRA 1983). Der Wittling ist, neben dem Menschen (Kap. 3.4.4.2), der stärkste Fraßfeind der Garnele. HERRMANN et al. (1998b) errechneten, dass im Lister Tidebecken etwa 23 % der Produktion von *C. crangon* durch Wittlinge konsumiert wird. In Jahren, in denen der Wittling im Wattenmeer häufig ist, kann es zu erheblichen Einbußen im Bestand der Garnelen kommen (BRECKLING et al. 1997; BERGHAHN 1996) (s. 2.4.4.1). Die Garnelen werden auch von Strandkrabben und Schwimmkrabben (*Liocarcinus holsatus*) gefressen. Auch junge Seehunde nehmen *C. crangon* als Nahrung auf (LOZÁN 1994). Unter den Vögeln zählen Rotschenkel, Grünschenkel, Alpenstrandläufer, Möwen und Seeschwalben zu den Konsumenten von *C. crangon* (HOLTHUIJZEN 1979; GOSS-CUSARD et al. 1977; NEHLS & TIEDEMANN 1993; WOLFF & ZIJLSTRA 1983; LOZÁN 1994). Insgesamt beträgt der jährliche Garnelenwegfraß im Wattenmeer 7-8.000 t (LOZÁN 1994). Dies ist allerdings nur ein Bruchteil der jährlichen Fangmenge der Garnelenfischerei (z. B. Fangmenge 1985 in den Niederlanden und Deutschland von 27.000 t, DAHM 1990). Der Gesamtbestand der Garnele ist unbekannt.

Wegen dieses vielfältigen Beutespektrums und der Bedeutung von *C. crangon* seinerseits als Beute für viele Arten des Wattenmeeres kommt dieser Art eine zentrale Funktion im Nahrungsnetz des Wattenmeeres zu. Die Prädation von juvenilem Makrobenthos und Jugendstadien der Plattfische durch *C. crangon* verringert deren Rekrutierungserfolg. Infolgedessen können auch weniger junge Plattfische und Makrobenthosorganismen in das Beutespektrum der Vögel oder Strandkrabben heranwachsen (REISE 1983a). Das breite Beutespektrum von *C. crangon* überlappt auch mit dem anderer epibenthischer Räuber (Strandkrabben, juveniler Plattfische, Grundeln) im Wattenmeer. WOLFF & ZIJLSTRA (1983) und REISE (1985) vermuten, dass in diesen größenabhängigen Räuber-Beute-Beziehungen der Zeitfaktor wichtig ist: die Art, die im Jahr zuerst im Wattenmeer siedelt, übt einen Einfluss auf die Dichte der anderen Räuber aus. Die weiteren Auswirkungen im Ökosystem infolge der episodischen Rückgänge im Garnelenbestand durch Wittlinge werden in 2.4.4.1 diskutiert.

2.4.3.2 Strandkrabbe (*Carcinus maenas*)

Die Strandkrabbe ist eine für das Wattenmeer typische Art. Ihre höchsten Bestände erreicht sie in den festlandsnahen Watten und Prielen (KNUST et al. 1995; BRECKLING et al. 1997). Richtung offene Nordsee nimmt die Abundanz ab (BRECKLING et al. 1997) und in der offenen Nordsee ist die Strandkrabbe kaum mehr anzutreffen (DANKERS & DE VEEN 1983). Der Schwerpunkt der Verbreitung lag in den 70er Jahren in den Rückseitenwatten der niederländischen und niedersächsischen Küste. In Schleswig-Holstein dagegen wurden vor allem im Frühjahr geringere Dichten angetroffen (DANKERS & DE VEEN 1983). Strandkrabben meiden Bereiche mit niedriger Salinität (BRECKLING et al. 1997), was auch die geringen Bestände in den Bereichen der Flußmündungen erklärt (KNUST et al. 1995; DANKERS & DE VEEN 1983).

Im Wattenmeer verteilt sich die Strandkrabbenpopulation auf das Sub- und Eulitoral. Durch physiologische Anpassungen können die Tiere sowohl an der Luft atmen als auch geringe Sauerstoffkonzentrationen tolerieren. Dies erlaubt ihnen, die Niedrigwasserperiode in feuchter Luft und in flachen Tümpeln zu überdauern (KLEIN BRETELER 1983). Die räumliche Verteilung der Strandkrabben im Wattenmeer ist von geschlechts- und altersstadienspezifischen Habitatansprüchen abhängig. Daher werden die einzelnen Wattbereiche von verschiedenen Teilen der Population genutzt. Es handelt sich nicht um eine stationäre Population, die im Sublitoral lebt und bei Hochwasser (HW) die umliegenden Wattflächen zur Nahrungssuche aufsucht (WOLF & TÜRKAY 1997). Große adulte Tiere (z. B. im Spiekerooger Rückseitenwatt mittlere Carapaxbreite [CB] Männchen: 47 mm, Weibchen: 37 mm) halten sich permanent im Sublitoral auf (WOLF & TÜRKAY 1997; KNUST et al. 1995), wobei hier doppelt so viele Männchen wie Weibchen angetroffen wurden (WOLF & TÜRKAY 1997). Kleinere Männchen (mittlere CB 41 mm) und vor allem Weibchen (mittlere CB 31 mm) verlassen das Sublitoral um HW, um auf den umliegenden Wattflächen auf Nahrungssuche zu gehen (WOLF & TÜRKAY 1997; s.a. KNUST et al. 1995; HUNTER & NAYLOR 1993). Während im Sublitoral kaum Strandkrabben unter 15 mm CB vorkommen (WOLF & TÜRKAY 1997; KLEIN BRETELER 1976a), sind sie regelmäßig im Eulitoral und in flachen Prielen zu finden (WOLF & TÜRKAY 1997; SCHERER & REISE 1981; KLEIN BRETELER 1976a). Die Ansiedlung der O-Gruppe findet hauptsächlich in geschützten Bereichen wie Seegraswiesen (*Zostera spec*.), Miesmuschelbänken (*Mytilus edulis*) und verstreuten Muschelklumpen statt (WOLF & TÜRKAY 1997; THIEL & DERNEDDE 1994; SCHERER & REISE 1981). Zur Nahrungssuche verlassen diese 2-4 mm großen Tiere um HW den Schutz der Miesmuschelbank (WOLF & TÜRKAY 1997). Insgesamt scheint die Verbreitung von kleinräumigen Strukturen sowie der Sedimentzusammensetzung abzuhängen (BRECKLING et al. 1997), wobei Bereiche mit einem erhöhten Schlickanteil bevorzugt aufgesucht werden (BRECKLING et al. 1997; KLEIN BRETELER 1976a).

Entsprechend der unterschiedlichen Ansiedlung in den Habitaten und unterschiedlicher Habitatnutzung der Altersklassen variiert die Strandkrabbendichte im Wattenmeer. Auf offenen Wattflächen ohne epibenthische Strukturen wurden um NW im Spätsommer/Herbst bis zu 200 Ind. m^{-2} gefunden, wobei es sich hierbei hauptsächlich um juvenile Strandkrabben handelte (THIEL & DERNEDDE 1994). Wesentlich höhere Dichten an juvenilen Strandkrabben werden in Seegraswiesen und auf Miesmuschelbänken erreicht, wo bis zu 2.000 Ind. m^{-2} gefunden wurden (SCHERER & REISE 1981). Die mittlere jährliche Dichte im oberen *Arenicola*-Watt wird mit bis zu 7 Ind. m^{-2} angegeben (REISE et al. 1994a). Bei Untersuchungen um HW wurden wesentlich geringere Dichten von 0,1 - 0,2 Ind m^{-2} für Wattflächen gefunden (WOLF & TÜRKAY 1997; SCHERER & REISE 1981). Insgesamt ist eine Abschätzung der Populationsgröße z.Zt. nicht möglich, da die Strandkrabbenpopulation entweder größer oder mobiler ist als bislang angenommen (WOLF & TÜRKAY 1997).

Die Abundanz der Strandkrabben unterliegt einer starken Saisonalität mit Maximalwerten zwischen Juli und Oktober (KNUST et al. 1995; DANKERS & DE VEEN 1983). Nach der Ansiedlung der O-Gruppe in vor Prädation geschützten Bereichen wie Miesmuschelbänken (Februar/März und Juli nach WOLF & TÜRKAY 1997; Juli - November nach KLEIN BRETELER 1983) müssen die jungen Strandkrabben dieses Habitat mit fortschreitender Jahreszeit verlassen, da sie aufgrund ihrer Größe nicht mehr in die Lücken zwischen den Miesmuscheln passen (THIEL & DERNEDDE 1994). Diese Wanderung erfolgt so spät im Jahr wie möglich, induziert durch eine Wassertemperatur von unter 4 °C. Dadurch entgehen die jungen Strandkrabben der Prädation durch adulte Strandkrabben und Fische, die zu dieser Jahreszeit bereits nicht mehr im Eulitoral auftreten (THIEL & DERNEDDE 1994). Juvenile Strandkrabben überwintern, wie die adulten Tiere, eingegraben im Sediment des Sublitorals (WOLF & TÜRKAY 1997; THIEL & DERNEDDE 1994; KLEIN BRETELER 1976a). Mit Erwärmung des Wassers im Frühjahr wandern die Tiere wieder aus dem tiefen Sublitoral in das flache Sub- und Eulitoral (WOLF & TÜRKAY 1997). Die Strandkrabbenbestände unterliegen weiterhin starken jährlichen Schwankungen (BRECKLING et al.

1997; BEUKEMA 1991a; REISE & SCHUBERT 1987). So traten nach dem Eiswinter 1995/96 erst im Herbst wieder einige ältere Männchen und kleinere Weibchen im Eulitoral auf und die Neuansiedlung von juvenilen Strandkrabben fehlte fast vollständig (WOLF & TÜRKAY 1997). Im westlichen Wattenmeer erfolgte nach milden Wintern eine bis zu 6 Wochen frühere Ansiedlung der O-Gruppe im Eulitoral als nach kalten Wintern (BEUKEMA 1991a).

Die langfristige Bestandsentwicklung der Strandkrabbenbestände im Wattenmeer ist schwer abzuschätzen. So fand TIEWS (1983) in den Beifängen der deutschen Garnelenfischerei eine Abnahme um den Faktor 2 zwischen 1954 und 1981. Ein Vergleich der Sublitoralbestände in Proben aus den 20er und den 80er Jahren ergab dagegen eine Zunahme (Nordsylter Wattenmeer; REISE et al. 1989; RIESEN & REISE 1982) oder ein unverändertes Auftreten von *Carcinus maenas* (Norderaue; REISE & SCHUBERT 1987). Eine eventuelle Zunahme des Strandkrabbenbestandes wird in Zusammenhang mit den Aktivitäten der Muschelfischerei gebracht, die durch die Verbreitung von Miesmuschelklumpen ein verbessertes Angebot an Ansiedlungssubstrat für Strandkrabben zur Verfügung stellt (s. o.; THIEL & DERNEDDE 1994).

Als Nahrungsgrundlage können Strandkrabben fast das gesamte Zoobenthos nutzen (REISE 1983a). Darüber hinaus besteht die Nahrung aus totem Material (Aas, Detritus) und in geringerem Umfang aus pflanzlichem Material (KLEIN BRETELER 1983). Mit zunehmendem Alter wird der Anteil an tierischer Nahrung größer (KLEIN BRETELER 1983). Entsprechend der unterschiedlichen Größe unterscheidet sich die Nahrung der Strandkrabben alters- und geschlechtsspezifisch. Juvenile Tiere fressen Meiofauna und Larven der Makrofauna, die sie aus den obersten 5 mm des Sediments aufnehmen (SCHERER & REISE 1981; REISE 1983a). Parallel zum Größenwachstum der Tiere steigt der Anteil größerer Beuteorganismen, jedoch fressen auch große Strandkrabben noch einen gewissen Anteil kleiner Beute (REISE 1985). Adulte Weibchen fressen hauptsächlich Anneliden, adulte Männchen dagegen hauptsächlich Mollusken (SCHERER & REISE 1981; Reise 1983a). Die adulten Männchen nutzen bevorzugt Miesmuschelbänke zur Nahrungssuche (WOLF & TÜRKAY 1997; SCHERER & REISE 1981). Da Strandkrabben die optimale Muschelgröße ihrer Beute entsprechend der eigenen Körpergröße selektieren (ELNER & HUGHES 1978), steigt die Muschelgröße, auf die der größte Fraßdruck ausgeübt wird, im Verlauf des Sommers an. So ergaben Berechnungen auf der Grundlage der Populationsstruktur, dass im Spiekerooger Rückseitenwatt im Mai Miesmuscheln bis zu einer Größe von 26 mm und im Juni bis maximal 32 mm gefressen wurden (WOLF & TÜRKAY 1997). Die Konsumtion durch Strandkrabben beträgt je nach Ort (Nordsylter Wattenmeer, Balgzand) und Untersuchungsjahr zwischen 0,69 g AFTG m^{-2} a^{-1} im Eulitoral des Sylt-Rømø Wattenmeeres und 5 g AFTG m^{-2} a^{-1} für die Strandkrabbenpopulation des Königshafens/Sylt (ASMUS et al. 1998; SCHERER & REISE 1981; KLEIN BRETELER 1976b). Dies entspricht ca. 8 - 40 % der Konsumtion durch Vögel in den gleichen Gebieten und liegt damit etwas unter dem Niveau der Konsumtion durch Eiderenten (*Somateria mollissima*). Dem steht eine durchschnittliche Nettoproduktion der Strandkrabben von 0,4 - 2,81 g AFTG m^{-2} a^{-1} gegenüber (ASMUS 1987; BEUKEMA 1983a; KLEIN BRETELER 1976b). In Bereichen mit hoher Rekrutierung der Strandkrabben, wie Miesmuschelbänken, kann die Produktion 11 g AFTG m^{-2} a^{-1} erreichen (KLEIN BRETELER 1976b).

Hinweise auf den direkten Einfluss von Strandkrabben auf die benthische Fauna kommen in der Regel aus Experimenten. Gerade bei Einschlussexperimenten wurde ein erheblicher Einfluss der Strandkrabben auf die Abundanz und die Artenzusammensetzung des Zoobenthos gefunden (z. B. REISE 1985; SCHERER & REISE 1981). Jedoch ist dabei zu beachten, dass bei den Einschlussversuchen Strandkrabbendichten verwendet wurden, wie sie natürlicherweise nicht vorkommen (RAFFAELLI et al. 1989). Aber auch beim experimentellen Ausschluss von Strandkrabben wurde eine Änderung der Artenzusammensetzung gefunden. Außerdem erhöhte sich die Dichte des

Zoobenthos auf das 5-fache der umgebenden Watten und es fand ein Anstieg in der Anzahl endobenthischer Räuber statt (REISE 1985). Die starke Variation des eulitoralen Strandkrabbenbestandes wird nach BEUKEMA (1991a) und GEE et al. (1985) für die jährlichen Fluktuationen der Anneliden- und insbesondere der Muschelbestände verantwortlich gemacht. Strandkrabben können lokal die Verbreitung von Miesmuschelbänken beeinflussen (KLEIN BRETELER 1983) oder die Entwicklung von Herzmuschelbänken verhindern (JENSEN & JENSEN 1985). Sie sind möglicherweise eine Ursache für die unterschiedliche Rekrutierung von Muscheln nach kalten und milden Wintern (BEUKEMA 1991a). Da nach kalten Wintern die Strandkrabben in geringerer Anzahl und später im Jahr auf den Wattflächen auftreten als nach milden Wintern, ist zu diesem Zeitpunkt ein größerer Teil der Muscheln schon aus dem für Strandkrabben profitablen Größenspektrum herausgewachsen (REISE 1985), womit der Prädationsdruck auf den entsprechenden Jahrgang stark verringert und der Rekrutierungserfolg der Muscheln erhöht wird.

Strandkrabben selber dienen Fischen und Vögeln als Beute (DANKERS et al. 1983; SMIT & WOLFF 1983). Insbesondere die verschiedenen Vogelarten, die Strandkrabben fressen, selektieren unterschiedliche Größen entsprechend der eigenen Körpergröße (HERTZLER 1995; ZWARTS 1983). Für viele Prädatoren sind Strandkrabben jedoch nur eine Beutetierart unter mehreren, so dass sie nicht so stark von den jährlichen Fluktuationen der Strandkrabbenbestände abhängen (s. 2.4.3.5).

Den Strandkrabben kommt innerhalb des Nahrungsnetzes des Wattenmeeres eine entscheidende Rolle bei der Strukturierung der Makrozoobenthosgemeinschaften zu. Auch wenn sich das Beutespektrum von Strandkrabben stark mit dem anderer Prädatoren überschneidet, so ist bei einem Ausfall dieser Art eine Verschiebung der Artenzusammensetzung benthischer Gemeinschaften zu erwarten. Insbesondere der starke Einfluss von Strandkrabben auf die Ansiedlung von Muscheln spricht für diese Rolle. Dennoch sind Strandkrabben keine Schlüsselarten im Sinne der Definition von PAINE (1966).

2.4.3.3 Sonstiges räuberisches Makrozoobenthos

Neben der Sandgarnele und der Strandkrabbe kommen im Wattenmeer einige weitere carnivore und omnivore Makrozoobenthosorganismen vor. Prominente Vertreter dieser Gruppe im Eulitoral sind die Polychaeten *Nereis diversicolor*, *Nereis virens*, *Nephtys hombergii*, *Eteone longa*, *Phyllodoce mucosa* sowie die Nemertinen *Lineus viridis* und *Amphiporus lactifloreus* (für eine Übersicht der im Wattenmeer vorkommenden carnivoren Arten und den dazugehörigen Beutespektren s. REISE 1983a). Die Meiofauna soll hier nicht weiter betrachtet werden, auch wenn starke Interaktionen zwischen einzelnen Arten sowie zwischen Meio- und Makrofauna vorkommen können (REISE 1985).

An obligat carnivoren Arten treten besonders *Lineus viridis* und *Nephtys hombergii* mit relativ hoher Dichte und Konsumtion auf eulitoralen Wattflächen hervor. *L. viridis* siedelt bevorzugt auf hoch gelegenen Wattflächen unter Muschelklumpen oder sonstigen Strukturen, die Schutz bieten (THIEL & REISE 1993). Im Nordsylter Wattenmeer erreicht *L. viridis* unter Muschelklumpen eine Dichte von bis zu 820 Ind. m^{-2} (THIEL & REISE 1993), die mittlere Dichte betrug 1989/90 im Königshafen/Sylt 2,5 Ind. m^{-2} (REISE et al. 1994a). *L. viridis* zeigt eine deutliche Saisonalität in der Abundanz mit hohen Beständen im Sommer. Bis zum Spätherbst sinken die Anzahlen im Eulitoral und im zeitigen Frühjahr treten wieder hohe Anzahlen auf (THIEL & REISE 1993). Die Nahrung besteht hauptsächlich aus *Nereis diversicolor* (THIEL & REISE 1993; NORDHAUSEN 1988). Daneben wurden *Anaitides maculata*, *Nephtys hombergii* und *Harmothoë sarsi* als Beuteorganismen nachgewiesen (NORDHAUSEN 1988). Die Tiere gehen nachts um Niedrigwasser an der Sedimentoberfläche auf Nahrungssuche, da zu dieser Zeit das Auffinden der Beute durch Chemorezeption leichter und der Beute eine Flucht erschwert sein soll

gegenüber der Zeit mit Wasserbedeckung (THIEL et al. 1993). Weiterhin besteht möglicherweise nachts geringere Konkurrenz zu visuellen Jägern und die Gefahr der Austrocknung ist verringert (THIEL & REISE 1993). Hinzu kommt eine starke UV-Empfindlichkeit der Tiere, der durch eine nächtliche Lebensweise aus dem Weg gegangen wird (NORDHAUSEN 1987). Für eine mittlere *L. viridis* (6 – 9 cm Länge) wurde eine Konsumtion von 0,4 g AFTG m^{-2} a^{-1} bestimmt (NORDHAUSEN 1988), woraus bei einer Dichte von 2,5 Ind. m^{-2} für 1989/90 im Königshafen eine Gesamtkonsumtion durch diese Art von 1 g AFTG m^{-2} a^{-1} (0,58 g C m^{-2} a^{-1}) resultiert. In Einschlussexperimenten wurde eine Reduzierung insbesondere von *N. diversicolor* durch *L. viridis* nachgewiesen, jedoch kein Effekt auf die kleine Infauna (NORDHAUSEN 1988). Im Freiland dürfte *N. diversicolor* bei der Ansiedlung von vornherein Bereiche mit hoher Dichte von *L. viridis* meiden, wodurch eine negative Beziehung der Abundanzen beider Arten zustande kommt (THIEL & REISE 1993). *L. viridis* selber scheint als Beute für andere Prädatoren uninteressant zu sein (THIEL & REISE 1993).

Im Gegensatz zu *L. viridis*, der zur Nahrungssuche an der Sedimentoberfläche kriecht, gräbt sich *N. hombergii* durch das Sediment (REISE 1985). Die Art besiedelt mittelsandige Substrate bis hin zu reinem Schlick und kommt vom mittleren Eulitoral bis zu 400 m Tiefe vor (HARTMANN-SCHRÖDER 1996). Da *N. hombergii* kälteempfindlich ist, unterliegt die Abundanz im Eulitoral starken saisonalen und jährlichen Schwankungen (ZWARTS & WANINK 1993; BEUKEMA 1987), die zumindest über den gesamten Bereich der west- und ostfriesischen Watten synchronisiert auftreten (BEUKEMA et al. 1993). Als Abundanz über mehrere Habitate gemittelt wurden für den Herbst 32 Ind. m^{-2} angegeben (REISE et al. 1994). Die Biomassen können bis zu 2,4 g AFTG m^{-2} erreichen (ZWARTS & WANINK 1993), wobei das langjährige Mittel bei 0,2 – 0,4 g AFTG m^{-2} liegt (ZWARTS & WANINK 1993; BEUKEMA 1987). Langfristige Bestandsveränderungen ließen sich bislang in Datenserien ab 1969 nicht nachweisen (BEUKEMA 1991b).

Kleine *N. hombergii* fressen hauptsächlich Nematoden. Mit steigender Größe nimmt der Anteil an Nematoden in der Nahrung ab und *N. hombergii* frißt überwiegend *Heteromastus filiformis* und *Scoloplos armiger*, wobei von *S. armiger* oftmals nur die regenerierbaren Hinterenden abgefressen werden (SCHUBERT & REISE 1986). Für eine mittlere *N. hombergii* (6 – 12 cm Länge) wurde in Einschluss- und Aquarienexperimenten die Biomassekonsumtion auf 0,3 – 0,7 g AFTG m^{-2} a^{-1} geschätzt (SCHUBERT & REISE 1986). Daraus errechneten SCHUBERT & REISE (1986) für eine mittlere Dichte von 5 Ind. m^{-2} für den Königshafen/Sylt eine jährliche Konsumtion von 2,5 – 4 g AFTG m^{-2} a^{-1} (1,45 – 2,32 g C m^{-2} a^{-1}). Aufgrund der starken jährlichen Schwankungen in der Abundanz kann die Konsumtion jedoch wesentlich höher liegen. So betrug im Sylt-Rømø Watt nach einer Serie milder Winter die Konsumtion durch räuberische Endofauna 4 g C m^{-2} a^{-1} (ASMUS et al. 1998), wovon alleine 3,8 g C m^{-2} a^{-1} durch die hohe Abundanz von *N. hombergii* bedingt war (ASMUS pers. Mittlg.). In Jahren mit sehr hoher Abundanz von *N. hombergii* kann daher die Konsumtion dieser Art alleine schon die Höhe der Konsumtion durch carnivore Vögel erreichen (s. 2.4.3.5). Da die Hauptbeute von *N. hombergii* nur aus den beiden Arten *S. armiger* und *H. filiformis* besteht, beeinflusst der je nach Winter u.U. starke Prädationsdruck die Abundanz der Beutearten. Ab einer Nephtys-Biomasse von 0,3 g AFTG m^{-2} bestand eine negative Beziehung zwischen den Biomassen von *N. hombergii* auf der einen Seite und *S. armiger* bzw. *H. filiformis* auf der anderen Seite (BEUKEMA 1987). Zusätzlich zur direkten Mortalität kann durch das Abfressen der Hinterenden die Fruchtbarkeit der Weibchen von *S. armiger* und somit die Produktion reduziert werden (SCHUBERT & REISE 1986). Im Gegensatz zu *L. viridis* steht *N. hombergii* auf einer intermediären trophischen Stufe. Er kann nicht nur die Makrofauna durch Prädation beeinflussen, sondern wird selbst wiederum von epibenthischen Räubern gefressen (SCHUBERT & REISE 1986).

Die Konsumtion durch *L. viridis* und *N. hombergii* kann im Vergleich zu anderen Prädatoren beträchtliche Ausmaße annehmen. Jedoch richtet sich, im Gegensatz zu *Carcinus maenas* und *Crangon crangon*, ein Großteil der Prädation auf adulte Tiere der Beutepopulationen. Somit geht von diesen beiden endobenthischen Arten ein wesentlich geringerer Einfluss auf die Populationen ihrer Beuteorganismen aus als von den beiden Crustaceenarten, da die Rekrutierung in geringerem Ausmaß beeinflusst wird.

2.4.3.4 Fische

Von den in der Nordsee vorkommenden Fischarten wurden im Wattenmeer bislang 110-120 Arten registriert (WITTE & ZIJLSTRA 1983; LOZÁN et al. 1994), was etwa der Hälfte des Artbestandes der Nordsee entspricht (LOZÁN 1990). Das Wattenmeer ist für viele Fischarten der Nordsee eine „Kinderstube“ (ZIJLSTRA 1972, 1983; LOZÁN et al. 1994). Während der Untersuchungen der Ökosystemforschung wurden im Schleswig-Holsteinischen Wattenmeer 60 (BRECKLING et al. 1997) und im Niedersächsischen Wattenmeer 42 Fischarten (KNUST et al. 1995) gefunden. Davon waren nur wenige Arten häufig in den Fängen vertreten, so wurden z. B. im Schleswig-Holsteinischen Wattenmeer nur 7 Fischarten regelmäßig erfasst (BRECKLING et al. 1997). Im Artbestand der Fischfauna des Wattenmeeres hat es langfristige Veränderungen gegeben (RAUCK 1983; TIEWS 1990; BERGHAHN 1990; LOZÁN et al. 1994; KNUST 1996; BRECKLING et al. 1997) und einige Arten wie Nagelrochen (*Raja clavata*), Schnäpel (*Coregonus oxyrhinchus*), Stör (*Acipenser sturio*) und Maifisch (*Alosa alosa*) gelten als ausgestorben. Dafür wurden im Schleswig-Holsteinischen Wattenmeer einige Arten erstmalig registriert: Leng (*Molva molva*), Sardine (*Sardina pilchardus*), Stintdorsch (*Trisopterus esmarki*) und Hundszunge (*Glyptocephalus cynoglossus*) (BRECKLING et al. 1997). Obwohl das Arteninventar im gesamten Wattenmeer fast gleich ist, unterscheiden sich die Fischbestände in Ästuarbereichen von Rückseitenwatten oder offenen Watten (DANKERS & DE VEEN 1983; WITTE & ZIJLSTRA 1983; KNUST et al. 1995; BRECKLING et al. 1997; HERRMANN et al. 1998a). Zusätzlich gibt es einen West-Ost Trend: In den westfriesischen und westlichen der ostfriesischen Watten treten aufgrund höherer Wassertemperaturen in der Nähe zum Ärmelkanal einige Arten der atlanto-mediterranen Fischfauna auf (LOZÁN et al. 1994; KNUST et al. 1995).

Die im Wattenmeer vorkommenden Fische sind Teile jeweils größerer Populationen mit einer arktisch- oder atlantisch-borealen Verbreitung (KNUST et al. 1995; BERG et al. 1996). Zu den dominanten Fischarten im Wattenmeer zählen Schollen (*Pleuronectes platessa*), Sandgrundeln (*Pomatoschistus minutus*), Seenadel (*Syngatus acus*), Hering (*Clupea harengus*), Sprotte (*Sprattus sprattus*) und Stint (*Osmerus eperlanus*), als Standfische kommen noch hinzu Aalmutter (*Zoarces viviparus*), Butterfisch (*Pholis gunnellus*), Steinpicker (*Agonus cataphractus*), Seeskorpion (*Myoxocephalus scorpius*) und Großer Scheibenbauch (*Liparis liparis*) (KNUST 1996; KNUST et al. 1995). Für die meisten im Wattenmeer vorkommenden Fischarten ist dieser Lebensraum, zumindest für einige Lebensphasen, von besonderer Bedeutung. Die vom Wattenmeer abhängigen Arten lassen sich in sesshafte und nahezu sesshafte Arten einteilen; Arten, für die das Wattenmeer eine Nahrungsgrundlage für Jungtiere darstellt und Arten, die vorwiegend als Adulte regelmäßig vorkommen, aber z. T. nur in bestimmten Jahreszeiten (ZIJLSTRA 1983; LOZÁN et al. 1994).

Der Großteil der Individuenzahlen der Fische im Wattenmeer wird von Jungtieren der Altersgruppen 0 und 1 gestellt (BEERMANN-SCHLEIFF et al. 1991; KNUST et al. 1995). Das Wattenmeer ist ein wichtiges Aufzuchtgebiet für Jungfische von Plattfischen, Hering, Sprotte und Grundeln. Im Vergleich zu älteren Erhebungen oder zeitgleichen Untersuchungen anderswo im Wattenmeer fanden sich im Lister Tidebecken deutlich geringere Abundanzen juveniler Plattfische. Dies kann durch den geringeren Anteil an Schlickwatten im Lister Tidebecken bedingt sein (s. 2.2.5), durch die Distanz zum

Hauptlaichgebiet der Scholle vor der niederländischen Küste oder die Distanz zu den Flussästuaren der Elbe und der Eider im Fall der Flunder (*Platichthys flesus*) (HERRMANN et al. 1998b).

Je nach verwendeter Fangmethode werden die Häufigkeiten in verschiedenen Flächenangaben gemacht und sind somit schwer miteinander vergleichbar. Auch die Effizienz der Fangmethoden ist für bestimmte Fischarten unterschiedlich (KNUST 1996; BRECKLING et al. 1997). Aus diesen Gründen wird für die in diesem Kapitel gewählte Betrachtungsweise auf eine eingehendere Aufzählung von Individuendichten verzichtet und auf die Literatur (RAUK 1983, FONDS 1983, DANKERS & DE VEEN 1983, KNUST et al. 1995, BRECKLING et al. 1997, HERRMANN et al. 1998b) verwiesen.

Die meisten der im Wattenmeer vorkommenden Arten sind demersal, haben z. T. auch demersale Eier und betreiben Brutpflege. Daraus ergeben sich bestimmte Habitatansprüche. Bodenfische wie Aalmutter und Butterfisch, die in Verstecken sitzen und auf Beute lauern, kamen in den Prielausläufern nahe der Wattwasserscheiden vor und v. a. dort, wo die Prielböden mit Schill bedeckt waren (KNUST et al. 1995). Die Fünfbärtelige Seequappe (*Ciliata mustela*) bevorzugt wegen ihrer verborgenen Lebensweise einen hohen Schillanteil im Sediment. Der Große Scheibenbauch benötigt schillhaltiges Substrat, da er sich bei starker Strömung mit seiner Saugscheibe festheftet. Insgesamt fanden sich wesentlich mehr Fische in Prielen mit einer heterogenen Struktur aus wechselnder Topographie und Muschel- sowie Schillfeldern (BEERMANN-SCHLEIFF et al. 1991). Priele in Schlick- und Mischwatten hatten höhere Individuenzahlen an Fischen als Priele in Sandwatten. Misch- und Sandwatten wiesen die höchsten mittleren Artenzahlen auf.

Die räumliche Verteilung der Fische im Wattenmeer unterliegt hohen Variationen (BRECKLING et al. 1997) und ändert sich im Gezeitenrhythmus (KNUST et al. 1995; HERRMANN et al. 1998c; WOLFF et al. 1981). Bei Hochwasser befindet sich ein Großteil der Fische (Plattfische, Grundeln, Stint) am Prielrand und auf den überfluteten Wattflächen. Es wird vermutet, dass diese Wanderung zum einen der Vermeidung intraspezifischer Konkurrenz und zum andern der Ausnutzung des Nahrungsangebotes auf den Wattflächen dient. Weitere Arten wandern nur bis zu den Prielrändern (Aalmutter, Seeskorpion, Großer Scheibenbauch) oder bleiben in tieferen Prielbereichen (Steinpicker, Fünfbärtelige Seequappe, Wittling, Butterfisch), wahrscheinlich um Fressfeinden auszuweichen und ungünstigen abiotischen Bedingungen im Eulitoral (z. B. Austrocknung, Erwärmung) zu entgehen.

Dieser Gezeitenrhythmus wird z. T. von einem Tag-/Nachtrhythmus überlagert (HERRMANN et al. 1998c). Bei einigen Arten hängt die lichtgesteuerte vertikale Verteilung in der Wassersäule mit dem Beutefangverhalten oder der Fangeffizienz der Fische zusammen: Kabeljau (*Gadus morhua*) und Wittling (*Merlangius merlangus*) kommen z. B. tags v. a. bodennah vor, zeigen aber nachts eine gleichmäßigere Verteilung in allen Tiefen. Mobile epibenthische Räuber (Grundeln, Schollen) verschwinden nachts aus den tieferen Bereichen. Außerdem ändert sich bei einigen Fischarten das Schwarmverhalten: so sind von Heringen (*Clupea harengus*) und Sprotten (*Sprattus sprattus*) tags dichte Schwärme zu finden, während nachts nur einige einzelne Individuen in der obersten Wasserschicht vorkamen.

Die Besiedlungsdichte des Wattenmeers mit Fischen ändert sich im Jahresverlauf (FONDS 1983; KNUST et al. 1995; BRECKLING et al. 1997; HERRMANN et al. 1998c). Im Frühjahr kommen viele adulte Fische von der Nordsee in das Sublitoral des Wattenmeeres zurück. Diese Zuwanderung setzt sich in den Sommermonaten fort und gerade Jungtiere ziehen in das flache Eulitoral. Plattfische siedeln sich im Eulitoral an, wo sie aufgrund des reichhaltigen Nahrungsangebotes an Benthosorganismen schnell wachsen (BERGHAHN et al. 1993, 1995). Sie verbleiben dort zunächst bei Niedrigwasser in Restwasserpfützen. Mit zunehmender Größe erfolgt ein Übergang zu Tidenwanderungen, wobei die Niedrigwasserperiode im Sublitoral verbracht wird (BERGHAHN et al. 1993; BRECKLING et al. 1997). Die

Artenzahlen und Gesamtindividuenzahlen der Fischbestände im Wattenmeer sind im Juli/August am höchsten. Zum Winter wandern die meisten Fischarten in tiefere Bereiche oder verlassen das Wattenmeer ganz und ziehen in die angrenzende Nordsee. Von den 50 im Lister Tidebecken gefundenen Fischarten kamen 21 Arten ganzjährig in dem Gebiet vor, wobei nur 8 Arten (v. a. mit benthischer Lebensweise) ihren gesamten Lebenszyklus im Wattenmeer verbringen (HERRMANN et al. 1998a). Im gesamten Jahr trifft man auf Aalmutter, Grundeln, Plattfische und Stint, während viele andere Arten nur in wärmeren Monaten im Wattenmeer auftreten. Grundeln und Schollen, die eigentlich den Winter im tiefen Sublitoral des Wattenmeeres verbringen, verlassen dieses Gebiet seewärts, wenn sich die Wassertemperaturen unter 2 °C abkühlen.

Die im Wattenmeer vorkommenden Fischarten lassen sich vier Fresskategorien zuordnen, wobei es Überlappungen und aufgrund des opportunistischen Fressverhaltens keine klare trophische Struktur gibt (KÜHL & KUIPERS 1983; REISE 1985). Der Großteil der Fische ernährt sich benthivor, hinzu kommen epibenthivore und planktivore Räuber. Die vierte Kategorie stellen die Meeräschen (*Mugil chelo*), die von kleinen Partikeln am Boden (z. B. benthische Diatomeen, Meiofauna) leben. Zu den benthivoren Fischen zählen Grundeln, Plattfische, Aalmutter, Seequappe, Butterfisch und Aal. Sie ernähren sich vorwiegend von dem reichhaltigen Nahrungsangebot kleinerer Benthosorganismen. Zu den Fischen, die Plankton konsumieren, gehören Hering, Sprotte, Stint, Stöcker (*Trachurus trachurus*) und Seenadel (*Syngatus* spp.), wobei der Hering der bedeutendste planktivore Räuber ist. Konsumenten des Epibenthos sind Wittling, Kabeljau und Seeskorpion (*Myoxocephalus scorpius*). Sie ernähren sich v. a. von Garnelen, aber auch von anderen Fischen (z. B. Grundeln). Die Nahrungswahl ist bei allen Fresskategorien von der Größe und Häufigkeit der Nahrung abhängig. Die Garnele (*Crangon crangon*) gehört in das Beutespektrum der meisten Arten des Wattenmeeres und stellt den Großteil der Nahrung von Wittling, Dorsch, Großem Scheibenbauch, Seeskorpion, Seequappe und Steinpicker (KÜHL & KUIPERS 1983).

Im Wattenmeer teilen sich viele verschiedene Arten die gleiche Nahrungsressource des Benthos ohne eine Spezialisierung auf bestimmt Beutearten (KÜHL & KUIPERS 1983). Dies wird möglich durch die große Vielfalt an Benthosorganismen und durch eine Differenzierung der Verteilungsmuster und Aktivitäten der Fischarten (WOLFF et al. 1981). Das Beutespektrum benthivorer Fische ändert sich mit zunehmendem Alter der Fische (REISE 1985). Während das Beutespektrum der Jungfische auch Meiofauna umfasst, zählen mit zunehmender Größe auch Polychaeten (*Arenicola marina*, *Nereis diversicolor*, *Lanice conchilega*, *Pygospio elegans*, *Polydora* spp.), Amphipoden (*Corophium volutator* und andere Gammariden, *Bathyporeia* sp.) und Mollusken (*Hydrobia ulvae*, *Macoma balthica*, *Mytilus edulis*). Viele Fische erbeuten auch Jungtiere anderer Fischarten, v. a. Grundeln werden gefressen. Häufig werden von Fischen nur Teile der Beuteorganismen konsumiert, z. B. die Siphone von Muscheln, Antennen von Polychaeten oder einige Segmente von *Arenicola marina* (KNUST et al. 1995; REISE 1985, KÜHL & KUIPERS 1983, WOLFF et al. 1981). Infolgedessen hat der Feinddruck von größeren Fischen nur einen moderaten Effekt auf die Benthospopulationen (REISE 1985). Dieser Effekt kommt nach REISE (1985) weiterhin dadurch zustande, dass die Beute nur zeitweilig zugänglich ist, eine dichteabhängige Beutewahl besteht und dass intermediäre Räuber gefressen werden. Letzteres bedeutet, dass große Räuber epi- und endobenthische Räuber wie *Carcinus maenas*, räuberische Polychaeten und Nemertinen fressen und infolgedessen deren Feinddruck auf die kleinere Infauna geringer ist. Dadurch erhöhen die großen Räuber die Überlebenschancen der Jugendstadien ihrer späteren Beute (REISE 1985). Allerdings wird die kleinere Infauna in einigen Wattbereichen (z. B. Schlickwatten) von kleineren Räubern (auch Jugendstadien größerer Räuber) gefressen und erheblich dezimiert (REISE 1985).

Einige Jungfische im Wattenmeer fallen ihrerseits in das Beutespektrum von Krebsen und Garnelen. So können Strandkrabben (*C. maenas*, >26 mm Carapaxbreite) und *C. crangon* (>31 mm Größe) die Dichte neuangesiedelter Schollen dezimieren (BERGHAHN et al. 1995).

Mit zunehmender Wassertiefe nehmen die Dichten der Fische im Wattenmeer ab (HERRMANN et al. 1998b). Daher sind die Konsumtionsraten durch Fische in tiefer gelegenen Bereichen des Wattenmeeres geringer als im Eulitoral. So wurde für die Grundeln (*P. minutus und P. microps*) eine Jahreskonsumtion von 0,35 g C m^{-2} a^{-1} im oberen Eulitoral und von 0,03 g C m^{-2} a^{-1} im tiefen Sublitoral berechnet (HERRMANN et al. 1998b). Beide Arten ernähren sich von *Crangon crangon*, dies ist v. a. die Hauptbeute für die etwas größere Sandgrundel (*P. minutus*). Die Strandgrundel (*P. microps*), die in den flacheren Bereichen des Wattenmeeres vorkommt, ernährt sich außerdem von dem dort häufigen *Corophium volutator* (ZIJLSTRA 1983*)*.

Die Konsumtion der benthivoren Fische im Deutschen Wattenmeer wurde von KÜHL & KUIPERS (1983) mit 2,5 - 5 g AFTG m^{-2} a^{-1} angegeben. Der Großteil davon wird von Schollen konsumiert. Die Ernährungsbedingungen für Schollen sind allerdings nicht überall gleich gut. So zeigten BRECKLING et al. (1997) saisonale Veränderungen der Kondition von Schollen und Berghahn et al. (1995) fanden Unterschiede im Wachstum von Schollen aus verschiedenen Wattbereichen.

Der Hering als bedeutendster planktivorer Räuber ist v. a. im tiefen Sublitoral häufig und erreicht dort in den Sommermonaten seine höchsten Dichten und eine Nahrungskonsumtion von 0,133 g C m^{-2} a^{-1} (HERRMANN et al. 1998b). Im flachen Sublitoral, wo v. a. Jungtiere im Frühjahr vorkommen, beträgt die Jahreskonsumtion durch den Hering nur 0,003 g C m^{-2} a^{-1}. Im Lister Tidebecken hatten planktivore Fische eine geringe Bedeutung im Nahrungsnetz (HERRMANN et al. 1998b).

Der wichtigste epibenthivore Räuber im Wattenmeer ist der Wittling. Diese Art frisst unabhängig vom Tidenzyklus vorwiegend nachts oder in den Dämmerungsphasen. Die während eines Jahres (1993) mit gutem Wittlingbestand erhobenen Daten ergaben eine Jahreskonsumtion durch epibenthivore Fische von 0,311 g C m^{-2} a^{-1}. Dabei zehrte der Wittling etwa 23 % der Garnelenproduktion auf (HERRMANN et al. 1998b). Von Rückgängen im Bestand von *C. crangon* und Grundeln infolge von Bestandszunahmen des Wittling und Dorsch wurde mehrfach berichtet (BERGHAHN 1996). Dies ist ein episodisches Ereignis, wobei die Ursachen der Bestandsschwankungen des Wittlings noch ungeklärt sind (BERGHAHN 1996). Die Auswirkungen der Wechselwirkung zwischen Wittling und Garnele für das Ökosystem Wattenmeer werden in 2.4.4.1 kurz diskutiert.

Aufgrund ihrer pelagischen oder demersalen Lebensweise ist den im Wattenmeer vorkommenden Arten keine Funktion als „ecosystem engineer“ zuzuordnen. Die Fische haben im Ökosystem Wattenmeer eine wichtige Rolle als Räuber, aufgrund der variablen Beutespektren sind allerdings keine Nahrungsbeziehungen zu finden, aus denen sich für eine der Fischarten eine Rolle als Schlüsselart ergeben würde. Einzig der Wittling greift durch den starken Wegfraß der Garnelen in das System ein (s. o. und 2.4.4.1). Weiterhin ist bei den benthivoren Fischarten ein kleinräumiger Störungseffekt auf das Benthos bei der Nahrungsaufnahme möglich (HALL 1994).

2.4.3.5 Vögel

Vögel gehören durch ihre Aggregation in großen Schwärmen zu einem der auffälligsten Elemente im Wattenmeer. Bei regelmäßigen Bestandserfassungen wurden 122 (gesamtes schleswig-holsteinisches Wattenmeer) bzw. 97 (ELAWAT, SWAP) Wat- und Wasservogelarten festgestellt (RÖSNER 1997; KETZENBERG & EXO 1997; SCHEIFFARTH unpubl.). Von 41 Wat- und Wasservogelarten halten sich bedeutende Teile der Population zumindest für einen Teil ihres Jahreszyklusses im Wattenmeer auf (MELTOFTE et al. 1994). Je nach Art und Herkunft der Vögel dient das Wattenmeer als Brut-,

Mauser-, Rast- oder Überwinterungsgebiet. Ihm kommt für viele Arten überragende Bedeutung als einziger Zwischenrastplatz auf über 4.000 km langen non-stop Flügen zwischen arktischen Brut- und tropischen Überwinterungsgebieten zu (z. B. PROKOSCH 1988). Insgesamt wurde die Anzahl der Individuen, die das Wattenmeer jährlich nutzen, auf 10 -12 Millionen geschätzt (MELTOFTE et al. 1994). Der Hauptanteil der Vögel wird von nur wenigen Arten gebildet, 14 Arten stellen ca. 90 % des Gesamtbestandes (KETZENBERG & EXO 1997; SCHEIFFARTH & NEHLS 1997). Es bestehen jedoch sowohl regional als auch lokal Unterschiede in der Bedeutung einzelner Arten (NEHLS & SCHEIFFARTH 1998; KETZENBERG & EXO 1997; SCHEIFFARTH & NEHLS 1997; MELTOFTE et al. 1994). So ist im Sylt-Rømø-Watt der Kiebitzregenpfeifer (*Pluvialis squatarola*) weniger stark vertreten, als bei einer gleichmäßigen Verteilung über das gesamte Wattenmeer zu erwarten wäre. Der Säbelschnäbler (*Recurvirostra avosetta*) ist hingegen wesentlich häufiger (NEHLS & SCHEIFFARTH 1998). Auf den Rückseitenwatten Spiekeroogs und Wangerooges verhält es sich entgegengesetzt. Hier ist der Kiebitzregenpfeifer wesentlich häufiger, der Säbelschnäbler spielt nur eine untergeordnete Rolle (KETZENBERG & EXO 1997). Im wesentlichen wird für einzelne Arten die großräumige Verteilung im Wattenmeer durch das Angebot geeigneter Strukturen zur Rast bzw. Nahrungssuche, wie z. B. Miesmuschelbänke oder Schlickwatten, beeinflusst (ENS et al. 1993).

Wesentlich stärker als die mittlere Anzahl an Vögeln unterscheidet sich die saisonale Phänologie zwischen verschiedenen Wattenmeerbereichen (z. B. MELTOFTE et al. 1994). Im Juni werden in allen Bereichen die niedrigsten Vogelanzahlen angetroffen. Im Spätsommer/Herbst auf dem Zug der arktischen und subarktischen Brutvögel in ihre Überwinterungsgebiete in Großbritannien und Afrika werden in allen Wattenmeerbereichen die höchsten Zahlen angetroffen. Im Winter sowie im Frühjahr unterscheiden sich jedoch die Phänologien in den einzelnen Wattenmeerbereichen. Viele insbesondere kleinere Vogelarten verlassen im Winter das nördliche Wattenmeer. So nahm im Winter der Gesamtbestand im Sylt-Rømø Wattenmeer auf 35 % des Maximalbestandes ab, was die harscheren klimatischen Bedingungen in diesem Teil widerspiegelt (NEHLS & SCHEIFFARTH 1998). Vornehmlich kleinere Vögel wandern ab, da mit fortschreitender Jahreszeit zum einen die thermostatischen Kosten der Vögel mit abnehmender Körpergröße überproportional ansteigen (SCHEIFFARTH & NEHLS 1998), zum anderen wird die Nahrung für kleine Limikolen schwer erreichbar (ZWARTS & WANINK 1993). Daher überwintern im nördlichen Wattenmeer überwiegend große Vogelarten wie die Brandgans (*Tadorna tadorna*) und die Eiderente (*Somateria mollissima*). Auf dem Frühjahrszug nahmen die Bestände im Sylt-Rømø Wattenmeer wieder zu und erreichten 70 % des maximalen Herbstbestandes. Auch im ostfriesischen Teil des Wattenmeeres nahm zum Winter hin der Vogelbestand ab, jedoch verblieben hier 55 - 60 % des Maximalbestandes bis zum Ende des Frühjahrszuges Ende Mai (KETZENBERG & EXO 1997). Dagegen wird in der Phänologie für das niederländische Wattenmeer deutlich, dass in diesem Teil für viele Vogelarten ein wichtiges Überwinterungsgebiet liegt. Hier war zwar im Herbst auch eine geringe Abnahme des Wat- und Wasservogelbestandes zu verzeichnen, jedoch wurden im Winter noch 60 - 80 % des maximalen Herbstbestandes angetroffen (SMIT & ZEGERS 1994; SMIT 1983b). Je nach Härte des Winters werden im niederländischen Teil des Wattenmeeres 50 - 70 % des Gesamtwattenmeerbestandes an Limikolen angetroffen (SMIT & ZEGERS 1994). Demgegenüber nahm ab März der Vogelbestand bis zum Juni hin ab, was im wesentlichen auf den Heimzug der Tauchenten und der Brandgans zurückzuführen ist, die schon recht früh in die Brutgebiete abwandern.

Neben der saisonalen ist auch die interanuelle Dynamik im nördlichen Wattenmeer stärker ausgeprägt als in den südlichen und westlichen Bereichen. Der Überwinterungsbestand von Limikolen und Möwen hängt im schleswig-holsteinischen und dänischen Wattenmeer von der Härte des Winters ab: in kalten Wintern ziehen die meisten Tiere in mildere Bereiche in den Niederlanden und England, während der Überwinterungsbestand in den Niederlanden nicht in solch starkem Ausmaß fluktuiert (MELTOFTE et al.

1994). Entenvögel (Anatidae) wandern dagegen in kalten Wintern insgesamt aus dem Wattenmeer ab (MELTOFTE et al. 1994).

Im Mittel sind 80 % der anwesenden Vögel im Wattenmeer carnivor (NEHLS & SCHEIFFARTH 1998). Im weiteren wird hauptsächlich auf diese Vogelgruppen eingegangen, auch wenn der Einfluss herbivorer Vögel wie der Ringelgans (*Branta bernicla*) und der Pfeifente (*Anas penelope*) auf die Salzwiesenvegetation erheblich sein kann (BERGMANN et al. 1994). Der Hauptteil der Konsumtion durch carnivore Vögel wird aus dem Eulitoral entnommen. Regional kann dem Sublitoral durch Tauchenten noch Bedeutung als Nahrungsressource zukommen, aus dem Pelagial hingegen wird durch die geringe Abundanz piscivorer Vögel kaum etwas an Biomasse entnommen (SCHEIFFARTH & NEHLS 1997). Die Konsumtion im Eulitoral des Sylt-Rømø Wattenmeeres betrug Anfang der 90er Jahre 8,7 g AFTG m^{-2} a^{-1}, wobei dieser Wert im gesamten Wattenmeer in der gleichen Größenordnung liegen sollte (SCHEIFFARTH & NEHLS 1997). Auch wenn die Dichten überwinternder Limikolen im nördlichen Wattenmeer geringer sind als im westlichen (MELTOFTE et al. 1994; ZWARTS 1988), so wird dies durch die Dominanz großer Vogelarten wie der Eiderente und der Brandgans in Bezug auf die Konsumtion ausgeglichen (SCHEIFFARTH & NEHLS 1997). Der für den Beginn der 90er Jahre berechnete Konsumtionswert liegt 57 % über dem bislang angenommenen Wert von 5 g AFTG m^{-2} a^{-1}, der für die 70er Jahre im niederländischen Watt ermittelt wurde (SMIT 1983a). Ein wesentlicher Grund hierfür liegt im Anstieg der Rastvogelbestände der meisten häufig im Wattenmeer vorkommenden Vogelarten in den 80er Jahren (RÖSNER 1994; SMIT & ZEGERS 1994). Zwar haben die Einstellung der Jagd, die Einrichtung von Ruhezonen und ein verbesserter Schutz in den Brut- und einigen Überwinterungsgebieten für einige Vogelarten zu einem starken Bestandsanstieg geführt (z. B. EBBINGE 1991), ein wesentlicher Grund für den Anstieg der Rastvogelbestände in diesem Zeitraum dürfte aber für die meisten Arten in der verbesserten Nahrungsgrundlage aufgrund erhöhter Biomassen (BEUKEMA 1989) oder erhöhter Sekundärproduktion (ASMUS et al. 1998) liegen. Insgesamt konsumieren carnivore Vögel in Ästuargebieten in gemäßigten Breiten auf dem europäischen Festland 15 - 25 % der mittleren jährlichen Biomasse (aktuelle Übersicht s. MEIRE et al. 1994); dieser Anteil scheint sich über die Jahre nicht verändert zu haben.

Die Konsumtion durch Vögel wird durch wenige große Arten geprägt. Auch wenn z. B. im Sylt-Rømø Wattenmeer die mittlere Anzahl von Alpenstrandläufern (0,054 kg Körpermasse) 4 mal so hoch wie die Anzahl an Eiderenten (2,2 kg Körpermasse) lag, so betrug die Biomasseentnahme durch Alpenstrandläufer nur 22 % der Entnahme durch Eiderenten (SCHEIFFARTH & NEHLS 1997). Wattenmeerweit ist die Eiderente mit 30 - 40 % der Gesamtkonsumtion durch Vögel der wichtigste avifaunistische Räuber (NEHLS 1995), gefolgt von Austernfischer (*Haematopus ostralegus*, 10 - 25 %), Brandgans (5 - 15 %) und Großem Brachvogel (*Numenius arquata*, 4 - 11 %; SMIT 1983a; SCHEIFFARTH & NEHLS 1997). Mollusken bilden die Hauptnahrung für Vögel im Wattenmeer. So frisst von den Hauptprädatoren die Eiderente vorwiegend *Mytilus edulis* und *Cerastoderma edule* (HILGERLOH 1996; NEHLS 1995), der Austernfischer zu einem Großteil dieselben beiden Molluskenarten sowie *Macoma balthica* (HULSCHER 1983). Die Nahrung der Brandgans besteht zu einem überwiegenden Teil aus *Hydrobia ulvae* und kleinen *C. edule*, *M. balthica* und *Mya arenaria* (GOETHE 1983). Erst die Nahrung des viertwichtigsten Konsumenten, der Große Brachvogel, besteht neben Mollusken zu einem hohen Anteil aus *Carcinus maenas* und verschiedenen Polychaetenarten wie *Nereis diversicolor*, *Arenicola marina*, *Lanice conchilega* (PETERSEN & EXO 1999; HERTZLER 1995; BOERE & SMIT 1983).

Vögel sind in ihrer Nahrungswahl nicht auf einzelne Beuteorganismen beschränkt. Fast alle Vogelarten fressen sowohl Polychaeten als auch Mollusken und Crustaceen. Je nach Nahrungsverfügbarkeit und Profitabilität wird aus dem vorhandenen Nahrungsangebot ausgewählt und ein

Wechsel innerhalb einer Saison oder zwischen verschiedenen Jahren wurde für mehrere Vogelarten beobachtet (z. B. KETZENBERG & EXO 1997). So ist die Fluktuation in der Biomasse einzelner Makrozoobenthosarten zwischen den Jahren stärker als die der Gesamtbiomasse (BEUKEMA et al. 1993). Vögeln mit einem breiten Beutespektrum, die flexibel auf ein wechselndes Nahrungsangebot reagieren können (z. B. Austernfischer), steht daher ein wesentlich verlässlicheres Nahrungsangebot zur Verfügung als Arten, die sich nur auf wenige Beutetiere mit ähnlicher Lebensweise spezialisieren (z. B. KNUTT).

Welche Wechselwirkungen bestehen zwischen dem Nahrungsangebot und Vögeln? Allgemein ist akzeptiert, dass eine Räuberpopulation durch die Nahrung, also die Dynamik der Beutepopulationen bestimmt wird (z. B. KREBS 1985). So wird auch für das Wattenmeer angenommen, dass die starken jährlichen Schwankungen im Nahrungsangebot (s. BEUKEMA et al. 1993) zu einer Anpassung der Vogelbestände an ein unteres Niveau im Nahrungsangebot geführt haben (WOLFF 1991; NEHLS 1989). Die z. T. mehrere Jahrzehnte alt werdenden Vögel können mit ihren Populationsgrößen nicht in gleichem Maße den kurzzeitigen Schwankungen der Makrozoobenthosbestände folgen.

In ihrer Verteilung über Wattflächen folgen Vögel oft der räumlichen Biomasseverteilung, wobei entweder Beziehungen der Vogeldichte zur Gesamtbiomasse (MEIRE et al. 1994; ZWARTS 1988) oder zur Biomasse bevorzugter Beuteorganismen festgestellt wurden (KETZENBERG & EXO 1997; YATES et al. 1993). Allerdings ist zu berücksichtigen, dass die Dichten (z. B. NEHLS 1995; GOSS-CUSTARD 1980) sowie die Aufnahmeraten (z. B. GOSS-CUSTARD & DURELL 1987) nahrungssuchender Vögel durch intraspezifische soziale Interaktionen begrenzt werden und somit keine linear steigende Beziehung zwischen Nahrungsangebot und Prädationsrate zu erwarten ist. Dementsprechend sind bevorzugte Bereiche nicht unbedingt dem stärksten Prädationsdruck in Relation zur Biomasse ausgesetzt, wie am Beispiel von Austernfischern auf einer Miesmuschelbank gezeigt wurde (ZWARTS & DRENT 1981).

Direkte Einflüsse der Prädation durch Vögel auf das Makrozoobenthos sind dagegen schwieriger nachzuweisen. Im Fall einer stabilen Miesmuschelbank (s. o.) konnte trotz der starken Biomasseentnahme durch Vögel kein Einfluss auf die natürliche Dynamik der Bank nachgewiesen werden (NEHLS et al. 1998). Auch im Fall einer jungen Bank, die durch Austernfischer und Silbermöwen (*Larus argentatus*) genutzt wurde, waren die beiden Vogelarten nur für 10 % der Elimination verantwortlich (HILGERLOH et al. 1997). Zu berücksichtigen ist dabei allerdings, dass Vögel innerhalb einer Beutetierart nur einen begrenzten Ausschnitt aus dem vorhandenen Nahrungsangebot selektieren. Bei intensiver Nutzung einzelner Größenklassen kann es zur Strukturierung der Beutepopulation bis hin zur Beeinflussung der Demographie kommen (WILSON 1989, 1991). Im Wattenmeer wurden solche Effekte jedoch bislang noch nicht oder nur in geringem Ausmaß (REISE 1985) nachgewiesen. Lokal kann es allerdings bei einem Ausbleiben der Neuansiedlung über mehrere Jahre und dem Zusammenspiel mehrerer Vogelarten zu einer starken Reduzierung der Beuteorganismen kommen, wobei ein komplettes Auslöschen der Beutepopulation nicht beobachtet wurde (ZWARTS & WANINK 1984; ZWARTS & DRENT 1981).

Beuteorganismen für Vögel entkommen auf Wattflächen dem Prädationsrisiko entweder durch Wachstum oder durch eine größere Eingrabtiefe (NEHLS et al. 1998; ZWARTS & WANINK 1993; WILSON 1991; ZWARTS & ESSELINK 1989). Beides bewirkt, dass die Beute von den Räubern entweder nicht mehr erreicht, nicht mehr geschluckt oder nicht mehr profitabel aufgenommen werden kann (ZWARTS & WANINK 1993, 1984). Verschiedene Vogelarten bevorzugen jedoch unterschiedliche Größen ein und der selben Beutetierart (z. B. NEHLS et al. 1998; ZWARTS 1983; ZWARTS & DRENT 1981), so dass abnehmende Attraktivität der Beute für eine Vogelart mit zunehmender Attraktivität für eine andere Vogelart einhergehen kann. So wurden *Mya arenaria* hauptsächlich von Brachvogelweibchen gefressen, als sie bereits aus dem für Austernfischer erreichbaren Tiefenbereich herausgewachsen

waren (ZWARTS & WANINK 1984). Da die Eingrabtiefen vieler Benthosorganismen von deren Größe und Kondition abhängen (ZWARTS & WANINK 1991; ESSELINK & ZWARTS 1989), werden bei gleicher Größe die Tiere mit unterdurchschnittlicher Kondition gefressen (ZWARTS & WANINK 1991).

Einflüsse durch Vögel auf die morphologische Struktur von Wattflächen gehen hauptsächlich von herbivoren Vogelarten aus. Im Sylt-Rømø Wattenmeer konsumierten Ringelgänse (*Branta bernicla*) und Pfeifenten (*Anas penelope*) 60 % der maximalen herbstlichen Seegrasbiomasse (ASMUS et al. 1998). Neben dem Entfernen der epiphytischen Struktur wird durch das Graben nach Seegrasrhizomen die Sedimentoberfläche zu einer Bulten- und Senkenstruktur verändert (REISE 1985). Auch wenn der Einfluss auf das Seegras selber gering war, so kam es durch die Strukturveränderungen zu Effekten auf die Seegrasbegleitfauna (REISE 1985). Zusätzlich zu dem Einfluss durch herbivore Vögel können carnivore Vögel wie die Brandgans, die Eiderente und die Silbermöwe durch das Anlegen von Trampelwannen die Sedimentoberfläche verändern. Hierdurch entstehen auch im oberen Eulitoral ständig mit Wasser gefüllte Wannen, die über einige Tage bestehen bleiben.

Durch ihre Nahrungsaufnahme greifen Vögel außer in den Kohlenstoffkreislauf auch in andere Stoffkreisläufe ein. Hier sollte der allgemeine Effekt aber wesentlich geringer sein als beim Kohlenstoff. So wird z. B. der meiste aufgenommene Stickstoff in Form von Harnsäure wieder auf den Wattflächen während der Nahrungssuche ausgeschieden. Ein Teil (schätzungsweise 20 %) wird jedoch zu Hochwasserrastplätzen getragen und kann dort konzentriert werden. Der Konzentrierungseffekt durch Brutvögel, insbesondere in großen Möwenkolonien, sollte wesentlich stärker ausgeprägt sein (N: 10,7 kg ha^{-1} a^{-1}, Ca: 38,8 kg ha^{-1} a^{-1}; EXO & GERLACH 1997), da diese Arten feste Brutreviere haben und von März/April bis Juli/August besetzt halten. Die Reviere werden wesentlich kürzer als die Hochwasserrastplätze verlassen, so dass hier ein höherer Anteil an Kot und Speiballen abgegeben wird. Zusätzlich tragen z. B. Möwen Nahrung als Balzgeschenke an die Brutplätze, die dort nicht gefressen wird.

Keiner einzelnen Vogelart kommt eine Rolle als ‚keystone species' zu, auch wenn die Konsumtion durch die Eiderente in der gleichen Größenordnung liegt wie die der Strandkrabbe (Kap. 2.4.3.2). Dagegen kann bei Möwen in ihren Brutkolonien und von Ringelgänsen auf Seegras- und Salzwiesen von ‚ecosystem engineers' gesprochen werden.

2.4.3.6 Seehund (*Phoca vitulina*)

Neben einigen Vogelarten ist der Seehund der einzige nennenswerte Top-Prädator im Wattenmeer. Der Wattenmeerbestand, der als eine einzige Population angesehen wird (SCHWARZ & HEIDEMANN 1994), verzeichnet z. Zt. eine jährliche Wachstumsrate von 10 - 18 % (ABT 1997), wobei regional starke Unterschiede bestehen. So war die Reproduktionsrate in den 60er und 70er Jahren mit 25 % in Schleswig-Holstein am höchsten und es kam zu Abwanderungen in das niederländische und niedersächsische Wattenmeer, wo die Reproduktionsraten auf einem niedrigeren Niveau lagen (BORCHARD 1995; REIJNDERS et al. 1983). Nach der Staupe-Epidemie 1988 nahm der Seehundbestand insgesamt stärker zu als vor 1988 (16 % vs. 9 % pro Jahr), wobei z. Zt. in den Niederlanden und in Niedersachsen mit 21 % die höchsten Reproduktionsraten erreicht werden und in Dänemark mit 17 % am niedrigsten liegen (REIJNDERS et al. 1997). 1998 lag der Gesamtbestand mit 14.400 Tieren 1,7 mal höher als 1987 vor der Staupe-Epidemie (TOUGAARD & Common Wadden Sea Secretariat 1999). Dies ist jedoch noch weit von den Seehundbeständen Anfang des 20. Jahrhunderts entfernt. REIJNDERS (1992) schätzte den Gesamtbestand um 1900 auf 37.000 Seehunde. Für den

derzeitigen Seehundbestand wird das Nahrungsangebot und die Verfügbarkeit ungestörter Liegeplätze als bestandsbegrenzend angesehen (SCHWARZ & HEIDEMANN 1994).

Seehunde halten sich das gesamte Jahr über im Wattenmeer auf (SCHWARZ & HEIDEMANN 1994). Bei Zählungen wird im Juni/Juli der Maximalbestand angetroffen, im Winter der Minimalbestand. Dabei ist zu berücksichtigen, dass bei den durchgeführten Zählungen nur die Tiere erfasst werden, die um Niedrigwasser auf Sandbänken liegen. So können zwar im Winter ¼ des maximalen Sommerbestandes auf Sandbänken angetroffen werden (ABT 1998), jedoch befinden sich zu dieser Jahreszeit aus thermoregulatorischen Gründen auch mehr Tiere im Wasser als im Sommer (ABT 1995). Nur bei Eisgang verlassen fast alle Seehunde das Wattenmeer (SCHWARZ & HEIDEMANN 1994). Der Winterbestand ist auf jeden Fall geringer als der Sommerbestand. So führen Seehunde im Winter Wanderungen im gesamten Nordseeraum durch (WIPPER 1975a), um den Fischbeständen zur Nahrungssuche zu folgen (WIPPER 1975b). Auch Seehunde, die den Winter im Wattenmeerbereich verbringen, verlassen das Watt für einige Tage, um in der Nordsee zu fischen (RIES 1993). Wichtig für den Nahrungserwerb scheint der Flachwasserbereich vor den Inseln zu sein, wo eine Konzentration von Seehunden an der 10 m Isobathe festgestellt wurde (LEOPOLD et al. 1993). Insgesamt wurde geschätzt, dass sich im Winter vor den Inseln ca. 20 % des Sommerbestandes aus dem Wattenmeer aufhalten (LEOPOLD et al. 1997). Auch innerhalb des Wattenmeeres zeigt die Verteilung der Seehunde jahreszeitliche Unterschiede: Im Winter werden die hohen Außensände in den Ebbstromdeltas bevorzugt um Niedrigwasser aufgesucht, im Frühsommer verteilen sich insbesondere die Mütter mit Jungtieren auf die inneren Bereiche der Rückseitenwatten. Zum Haarwechsel im Spätsommer konzentrieren sich die Seehunde wieder auf den Außensänden (ABT 1998; VOGEL 1997; TOUGAARD 1989).

Seehunde gehen hauptsächlich bei Hochwasser auf Nahrungssuche (VAN HAAFTEN 1983), wobei 40 km weite Wanderungen vorkommen können (THOMPSON et al. 1994; STEWART et al. 1989). Die meiste Zeit tauchen Seehunde allerdings in der Nähe ihrer um Niedrigwasser aufgesuchten Ruhebank (RIES 1993). Sie gelten als Nahrungsopportunisten (SCHWARZ & HEIDEMANN 1994; SIEVERS 1989), wobei die am häufigsten vorkommenden Fischarten auch den größten Anteil in der Nahrung bilden (TOLLIT et al. 1997). Allerdings ist der Prozess der Nahrungsselektion bei Seehunden noch nicht verstanden (BOYLE 1995). So zeigten entweder weniger häufige Fischarten keinen Zusammenhang zwischen ihrer Abundanz und dem Auftreten in der Seehundnahrung (TOLLIT et al. 1997) oder lokal häufige Fischarten wurden nicht als Nahrungsbestandteil festgestellt (HÄRKÖNEN 1987). Im Wattenmeer besteht die Nahrung der Seehunde hauptsächlich aus Plattfischen (*Platichthys flesus*, *Pleuronectes platessa*), Grundeln (*Pomatoschistus minutus*), Gadiden (*Gadus morhua*, *Merlangius merlangus*), Stint (*Osmerus eperlanus*) und Seeskorpion (*Myoxocephalus scorpius*, SIEVERS 1989; VAN HAAFTEN 1983). Der in den 30er Jahren noch recht häufig in der Nahrung gefundene Hering (*Clupea harengus*) wird vermutlich wegen des starken Bestandsrückganges dieser Art kaum mehr von Seehunden gefressen (SIEVERS 1989). Die Nahrungszusammensetzung der Seehunde ändert sich mit dem Lebensalter. Junge Seehunde fressen nach der Entwöhnung vorwiegend Garnelen (*Crangon crangon*). Später ernähren sie sich hauptsächlich von Grundeln und Plattfischen, was auch mit dem großen Angebot an Grundeln im Spätsommer zusammenhängt (SIEVERS 1989). Da Seehunde das Jagen der Fische erlernen müssen, bevorzugen sie anfangs langsamere und leichter erreichbare Fischarten (SIEVERS 1989).

Die Konsumtion durch Seehunde wurde bislang nur exemplarisch für das Sylt-Rømø Wattenmeer berechnet und betrug 24,45 - 51,39 t C a^{-1} (abhängig vom zugrundegelegten Bestand, ABT 1995) was 0,061 - 0,128 g C m^{-2} a^{-1} entspricht. Auffällig ist, dass die saisonale Phänologie des Seehundbestandes nicht mit der Phänologie des Fischbestandes im Sylt-Rømø Wattenmeer

synchronisiert ist. Auf jeden Fall übersteigt die Biomasse des Fischbestandes nur von Juni bis Oktober die berechnete Konsumtion durch Seehunde. Jedoch wird vermutlich auch in den Sommermonaten der Flachwasserbereich vor den Inseln Sylt und Rømø zur Nahrungssuche genutzt. Über das gesamte Jahr betrachtet wird hier der Großteil des Nahrungsbedarfs gedeckt. Lediglich für die Garnelen fressenden Jungtiere bietet das Sylt-Rømø Wattenmeer eine ausreichende Nahrungsgrundlage (ABT 1995). Um die Beziehung zwischen Fischbeständen und Seehunden zu klären, wären neben der Kenntnis der Populationszusammensetzung der Seehunde und der Fischbestände auch Informationen über die Saisonalität der Seehundnahrung und die zur Nahrungssuche aufgesuchten Gebiete notwendig.

2.4.4 Schlussbetrachtungen

2.4.4.1 Räuber als Schlüsselarten im Wattenmeer: ein Mythos?

Die Zusammenstellung zu den Räubern hat gezeigt, dass Räuberarten lokal und regional die Abundanz und Verteilung von Beuteorganismen bestimmen können. Wichtig scheint dabei das Stadium im Lebenszyklus der Beute zu sein, auf dem die Prädation einsetzt. So frisst die Strandkrabbe frisch angesiedelten Muschellaich und kann damit die Etablierung von Herzmuschelbänken verhindern (z. B. BEUKEMA 1991a; JENSEN & JENSEN 1985; KLEIN BRETELER 1983). Im Gegensatz dazu beeinflusste der Wegfraß von 2/3 der jährlichen Miesmuschelproduktion durch Vögel die Entwicklung einer Miesmuschelbank nicht, da die Vögel ausschließlich Adultstadien der Muscheln fraßen (NEHLS et al. 1998). Bei Polychaeten wurde bislang kein so starker Effekt durch Prädation auf die Populationsdynamik festgestellt. Insgesamt scheinen Muscheln empfindlicher auf Prädation zu reagieren als Polychaeten (REISE 1985).

Viele Interaktionen zwischen Arten im Wattenmeer sind durch Prädation bestimmt (REISE 1985). Aber kommt einzelnen, auf hoher trophischer Ebene stehenden Prädatoren eine Rolle als Schlüsselarten in der Strukturierung von Gemeinschaften zu? Geht man von der ursprünglichen Definition für Schlüsselarten aus (PAINE 1966, 1969), so sagt sie mehr über das Verhältnis der Beuteorganismen untereinander als über den Räuber selber aus. Eine wesentliche Voraussetzung ist das Bestehen einer Konkurrenzsituation zwischen Beuteorganismen (RAFFAELLI & HAWKINS 1996; BOND 1994). Eine Räuberart tritt als Schlüsselart auf, wenn sie die Dichte einer konkurrenzstarken Beutetierart soweit dezimiert, dass im Vergleich zur Beute konkurrenzschwache Arten ihre Abundanz erhöhen können. Ein Ausfall einer Schlüsselart in der Gemeinschaft hat also einen Kaskadeneffekt und ist somit nicht nur auf das reine Räuber-Beute-System beschränkt. Selbst das immer wieder als Standardbeispiel herangezogene Seeotter (*Enhydra lutris*) – Seeigel (*Strongylocentrotus*) System (z. B. BOND 1994; World Resources Institute 1989) ist im Sinne der ursprünglichen Definition kein Beispiel für die Wirkung von Schlüsselarten, da Seeotter nicht die Konkurrenzsituation unter Seeigeln beeinflussen (RAFFAELLI & HAWKINS 1996). Somit reduziert sich die Frage nach Schlüsselarten im Wattenmeer auf die Frage nach interspezifischer Konkurrenz innerhalb des Makrozoobenthos. Bislang gibt es jedoch keine Hinweise darauf, dass dieser Prozess in der Strukturierung der Makrozoobenthosgemeinschaften eine entscheidende Rolle spielt (REISE 1985). Höchstwahrscheinlich tritt interspezifische Konkurrenz nur sehr lokal begrenzt auf (REISE 1985). Daher können im Nahrungsnetz der eulitoralen Wattflächen auch keine Schlüsselarten vorhanden sein. Diese Schlussfolgerung ist nicht nur auf das Wattenmeer beschränkt, sondern es wird insgesamt davon ausgegangen, dass in marinen Weichbodengemeinschaften keine Schlüsselarten existieren (RAFFAELLI & HAWKINS 1996; POSEY 1990).

Auch wenn Räuber im Wattenmeer der klassischen Definition nach nicht als Schlüsselarten zu bezeichnen sind, so sind doch für die folgende Räuber-Beute-Beziehung weitere trophische Auswirkungen im System anzunehmen. Der Wittling (*Merlangius merlangus*) dezimiert den Bestand v. a. juveniler *Crangon crangon* im Wattenmeer. Er tritt im Wattenmeer verstärkt als episodisches Ereignis in sogenannten „Wittling-Jahren" auf. In diesen Jahren steigt der Bestand des Wittlings aus bislang noch ungeklärten Ursachen an. Durch den Wegfraß von Garnelen ist der Bestand von *C. crangon* in Wittling-Jahren erheblich verringert, wodurch mehr Beute für juvenile *Carcinus maenas* zur Verfügung stehen kann. Da keine Langzeitdaten über den Bestand an *C. maenas* vorliegen, ist diese Wechselwirkung bislang eine Vermutung, die eine Konkurrenz um Nahrung zwischen juvenilen Garnelen und juvenilen Strandkrabben impliziert und näher untersucht werden sollte.

Insgesamt scheinen abiotische Ereignisse wie Stürme und Eisgang im Wattenmeer einen wesentlich stärkeren Einfluss auf die Makrozoobenthosbestände zu haben als Prädation (GÜNTHER & NIESEL 1998; NEHLS & THIEL 1993). Finden über den Winter solche Ereignisse nicht statt bzw. tritt eine Serie warmer Winter auf, überwiegen die biologischen Interaktionen auf Wattflächen (BEUKEMA 1993a, 1991a). In solchen Situationen werden die benthischen Gemeinschaften durch Räuber-Beute-Beziehungen strukturiert.

2.4.4.2 Überfluss oder Nahrungsknappheit im Wattenmeer? Sind einzelne trophische Stufen oder einzelne Arten nahrungslimitiert?

Eine umfassende Zusammenstellung der trophischen Beziehungen auf eulitoralen Wattflächen findet sich bei ASMUS et al. (1998a). An dieser Stelle soll der Frage nachgegangen werden, ob einzelne Stufen des Nahrungsnetzes im Wattenmeer nahrungslimitiert sind.

Zunächst erscheint, wie das Beispiel des Sylt-Rømø Wattenmeeres zeigt, ein primäres Nahrungsangebot auf eulitoralen Wattflächen von 626 g C m^{-2} a^{-1}, von dem das Makrozoobenthos 100 g C m^{-2} a^{-1} (16 %) konsumiert, auf Nahrung im Überfluss hinzudeuten (ASMUS et al. 1998a). Beobachtungen im westlichen Wattenmeer führen jedoch zu einem anderen Schluss. Dort zeigte sich, dass bei einer Erhöhung der Phytoplanktonkonzentration die Biomasse des Makrozoobenthos anstieg (BEUKEMA et al. 1998; BEUKEMA & CADÉE 1996). Dieser Anstieg erfolgte jedoch nur an Stellen, an denen schon eine hohe Biomasse vorhanden war (BEUKEMA et al. 1998). Zusätzlich wurde bei einer Reduzierung der Filtrierer ein Anstieg im Chlorophyll-a Gehalt und der Phytoplanktonkonzentration des Seewassers sowie eine überdurchschnittlich gute Kondition der noch vorhandenen Filtrierer beobachtet (BEUKEMA et al. 1998). Zumindest in Bereichen, in denen Filtrierer in hoher Dichte siedeln scheint daher eine Nahrungslimitierung der Bestände vorzuliegen.

Es stellt sich die Frage, ob diese Nahrungslimitierung an die nächst höheren trophischen Stufen weitergegeben wird und wie die Produktion des Makrozoobenthos von gegenwärtig 35 - 54 g C m^{-2} a^{-1} (ASMUS et al. 1998a; BEUKEMA 1993b) auf die einzelnen Konsumenten aufgeteilt wird. Für die 70er Jahre wurde für das westliche Wattenmeer überschlagsmäßig von 14,5 g C m^{-2} a^{-1} Produktion für das Makrozoobenthos ausgegangen (BEUKEMA 1983b). Insgesamt summierte sich die Konsumtion auf 6,96 g C m^{-2} a^{-1} (48 % der Sekundärproduktion). In Jahren mit hohem Schollenbestand wurde die gesamte Konsumtion auf 8,12 g C m^{-2} a^{-1} (56 % der Sekundärproduktion) geschätzt (BEUKEMA 1983b; AFTG Werte auf C mit Faktor 0.58 umgerechnet, s. ASMUS et al. 1998a). Diese überschlagsmäßige Abschätzung führte zu dem Schluss, dass der Nahrungsbedarf der großen Prädatoren an die Nahrungsverfügbarkeit heranreichen könnte und in einigen Perioden Nahrungsknappheit bestehen könnte, da den Prädatoren nie die gesamte Produktion zur Verfügung steht (BEUKEMA 1983b). Auf der Grundlage der in diesem Kapitel zusammengetragenen Konsumtionsraten ergibt sich das folgende Bild (Abb. 2.4.5): Bei einer Makrozoobenthosproduktion der eulitoralen Wattflächen von 54 g C m^{-2} a^{-1}

(ASMUS et al. 1998) konsumieren Vögel 5,05 g C m^{-2} a^{-1}, Fische 0,3 bzw. 1,45 - 2,9 g C m^{-2} a^{-1} und benthische Invertebraten 3,42 – 10 g C m^{-2} a^{-1}. Insgesamt summiert sich die Konsumtion auf 9,9 – 18 g C m^{-2} a^{-1} (18 – 33 % der Sekundärproduktion). Bedeutet diese geringere Prädationsrate, dass nach den neueren Berechnungen keine Nahrungsknappheit für Top-Prädatoren im Wattenmeer besteht?

Zumindest bei Vögeln wird die Frage der Nahrungslimitierung bzw. der Kapazitätsgrenze des Wattenmeeres schon lange diskutiert (s. ZWARTS 1996). Wie das Beispiel des Sylt-Rømø Wattenmeeres gezeigt hat, konsumierten Vögel Anfang der 90er Jahre 9,4 % der Makrozoobenthos-produktion eulitoraler Wattflächen (ASMUS et al. 1998a) und sind somit für die summarische Betrachtung des Kohlenstoffflusses nur von geringer Bedeutung. An dieser Stelle bringt die reine Betrachtung des über mehrere Jahre und über alle Wattbereiche gemittelten Kohlenstoffflusses jedoch keine weiteren Erkenntnisse. Für Prädatoren ist nie die gesamte Makrozoobenthosbiomasse verfügbar, sondern sie hängen von der Verfügbarkeit der ‚akzeptablen' Biomasse ab (PIERSMA 1987). Da die Prozesse der Nahrungswahl und -selektion sowie deren Auswirkungen auf das Populations-niveau für Vögel im Wattenmeer besonders gut untersucht sind, sollen sie am Beispiel dieser Gruppe dargestellt werden. Für verschiedene Vogelarten sind jeweils nur Teile der vorhandenen Biomasse profitabel ausbeutbar, da ein Teil der Beute zu klein oder zu groß ist, zu tief im Sediment sitzt oder zu aufwendig zu verarbeiten ist (ZWARTS & WANINK 1993). Zusätzlich kann die Beute nur bis zu einer minimalen Dichte profitabel ausgenutzt werden, da ansonsten der Aufwand für die Nahrungssuche den Nutzen durch die Nahrungsaufnahme übersteigt (ZWARTS et al. 1996a; s.a. STEPHENS & KREBS 1986). Da der Zugang zu den Nahrungsressourcen durch die Tide zeitlich begrenzt ist, benötigen Vögel während der Nahrungssuche eine Energieaufnahmerate, die oberhalb einer kritischen Untergrenze liegt, was zu einem Verwerfen kleiner und unprofitabler Beute führt (ZWARTS et al. 1996b). Des weiteren sind Vögel nicht gleichmäßig über Wattflächen verteilt (z. B. KETZENBERG & EXO 1997; SCHEIFFARTH et al. 1996; SCHEIFFARTH & NEHLS 1995), so dass die Konsumtion in einigen Wattbereichen weit über der mittleren Konsumtion liegt (PETERSEN & EXO 1999; NEHLS et al. 1998) und im seltenen Fall stabiler, eulitoraler Miesmuschelbänke 63 % der jährlichen Sekundärproduktion betragen kann (NEHLS et al. 1998). Weiterhin konzentriert sich die Prädation durch Vögel nur auf einen Teil der vorhandenen Makrozoobenthosarten (SMIT & WOLFF 1983).

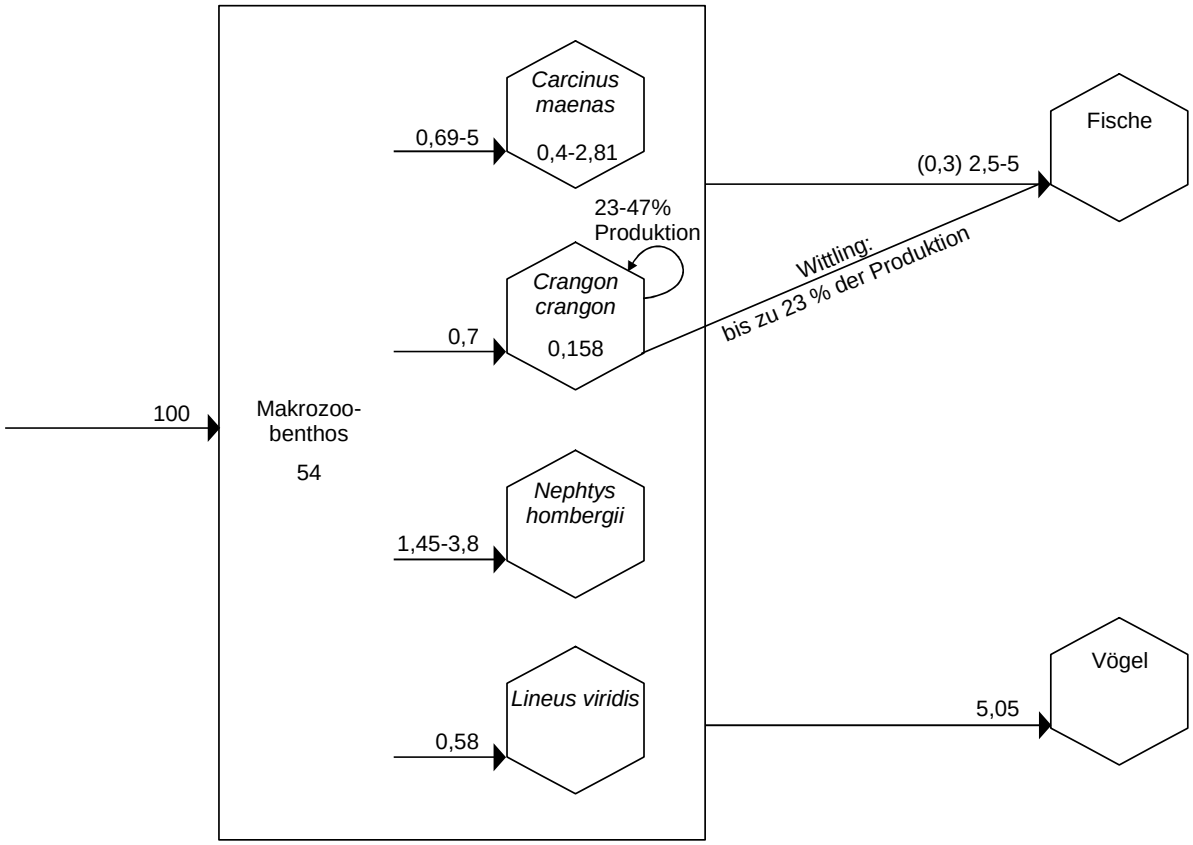


Abb. 2.4.5: Produktion und Konsumtion auf eulitoralen Wattflächen auf der Grundlage der in diesem Kapitel zusammengetragenen Raten in g C m^{-2} a^{-1}. Auf den Pfeilen ist jeweils die Konsumtionsrate der Gruppen angegeben, auf die der Pfeil zeigt, innerhalb der Symbole für die einzelnen Gruppen ist, soweit bekannt, die jeweilige Produktionsrate angegeben.

Nahrungslimitierung für Vögel im Wattenmeer wurde bislang für überwinternde Austernfischer und Eiderenten gut untersucht (BEUKEMA et al. 1998; SMIT et al. 1998; ZWARTS et al. 1996b; BEUKEMA 1993b). Durch das großflächige Abfischen des Herz- und Miesmuschelbestandes (*Cerastoderma edule*, *Mytilus edulis*), verbunden mit dem Ausbleiben von Neuansiedlungen kam es im Winter 1990/91 zu einer starken Reduktion der Bestände beider Arten im niederländischen Wattenmeer (BEUKEMA 1993b). Als Reaktion verließen Eiderenten das Wattenmeer, um vor den Inseln nach *Spisula subtruncata* zu fischen. Bei Alternativbeute für Austernfischer im Wattenmeer wurde eine erhöhte Mortalität über den Winter festgestellt. Trotz der Möglichkeit, auf alternative Beuteorganismen zurückzugreifen, kam es bei beiden Vogelarten zu einer erhöhten Sterblichkeit (SMIT et al. 1998). Langzeituntersuchungen am Austernfischer zeigten zudem, dass die Mortalitätsrate ansteigt, wenn die aufgenommene Nahrungsmenge durch eine verringerte Aufnahmerate (Nahrungsaufnahme pro Zeiteinheit) oder durch eine Verkürzung der Nahrungssuchezeiten sinkt (ZWARTS et al. 1996b). Da die jährlichen Fluktuationen der Gesamtbiomasse auf Wattflächen nicht so stark sind wie bei einzelnen Makrozoobenthosarten (BEUKEMA et al. 1993b), müssen Austernfischer zwischen 3 oder 4 Beutetierarten wechseln, um langfristig das Wattenmeer als Überwinterungsgebiet nutzen zu können (ZWARTS et al. 1996b). Es deutet sich somit an, dass der Überwinterungsbestand von großen Vogelarten im Wattenmeer nahrungslimitiert ist. Bei kleineren Vogelarten kommen noch thermoregulatorische Aspekte hinzu (SCHEIFFARTH & NEHLS 1998). Jedoch erfolgt die Limitierung über die Nahrungsverfügbarkeit nur in einigen Wintern, in denen der Zugang zu den Nahrungsressourcen beschränkt oder der profitabel ausnutzbare Nahrungsbestand gering ist. Populationen von langlebigen Arten haben sich langfristig an diese Untergrenzen angepasst. In den meisten Jahren führt dies zu

Prädationsraten, die unterhalb der Kapazitätsgrenze des Wattenmeeres liegen (WOLFF 1991; NEHLS 1989). Somit reguliert die Nahrungsverfügbarkeit in extremen Wintern die Bestandsdichte langlebiger Arten.

Während sich beim Überwinterungsbestand von Vögeln die Regulationsmechanismen abzeichnen, stellt sich nach wie vor die Frage, ob auch im Wattenmeer durchziehende Vogelpopulationen sowie Räuber auf anderen trophischen Stufen nahrungslimitiert sind. Zumindest lokal konnte nach einem starken Rückgang der Muschelbestände durch intensive Fischerei auch ein Rückgang der durchziehenden Knuttbestände beobachtet werden (PIERSMA & KOOLHAAS 1997). Jedoch bleiben nach wie vor die Mechanismen, die die Populationsgrößen von im Wattenmeer durchziehenden Vogelarten regulieren, unbekannt, da hier auch Prozesse eingreifen, die in weit entfernten Brut- und Überwinterungsgebieten ablaufen. Möglicherweise lässt sich auch kein für alle Vögel einheitliches Bild aufstellen, da jede Vogelart verschieden sensibel auf Fluktuationen oder Veränderungen in ihrem Lebensraum reagiert. Auf tieferen trophischen Stufen der Räuber ist bislang nicht bekannt, inwieweit hier die Nahrungsverfügbarkeit die jeweiligen Populationsgrößen reguliert.

Weiterhin besteht die Möglichkeit, dass sich Prädatorengruppen gegenseitig beeinflussen. Zum einen könnten Fische und Vögel in direkter Konkurrenz um die gleichen Nahrungsorganismen stehen, wobei allerdings zu beachten ist, dass diese beiden Prädatoren die Wattflächen sowohl im Jahresverlauf als auch zu unterschiedlichen Zeitpunkten des Tidenzyklusses aufsuchen. Zum anderen ist die Situation denkbar, dass Räuber, die Jugendstadien der Beute nutzen, den Bestand der Beute und damit die Nahrungsverfügbarkeit für Top-Prädatoren reduzieren. So kann die Strandkrabbe nach milden Wintern durch frühes Auftreten und der Ausbildung eines starken Jahrganges die erfolgreiche Rekrutierung von Muscheln verhindern (Kap. 2.4.4.2). Dadurch verringert sie das Nahrungsangebot für molluskenfressende Fische und Vögel. Die Interaktionen verschiedener Räuber müssen allerdings nicht immer zu gegenseitiger Konkurrenz um die Ressourcen führen. So bewirkt das Abweiden der Siphone von *Macoma balthica* durch Fische, dass die Muscheln höher im Sediment siedeln müssen. Hierdurch wird diese Nahrung wiederum für Vögel leichter verfügbar (ZWARTS 1996). Insgesamt können Räuber somit untereinander sowohl indirekt in Konkurrenz stehen als auch sich gegenseitig fördern.

2.4.4.3 Redundanz oder Einzigartigkeit von Arten im Wattenmeer?

Um die Wechselwirkungen in einem Ökosystem auf einer höheren ökologischen Hierarchieebene als der Ebene der Population (O`NEILL et al. 1986) zu beurteilen, werden oft Einteilungen von Arten nach bestimmten funktionellen Gesichtspunkten vorgenommen. Als Klassifikationsmerkmale kommen z. B. Auswirkungen auf Umweltfaktoren, Ernährungstyp oder Lebensstrategien in Frage (GRIMM 1995; POSEY 1990). Dieser Ansatz hat in vielen Fällen geholfen, diskrete Verteilungsmuster trophischer Gruppen in marinen Weichbodengemeinschaften zu erklären („trophic-group-amensalism“ Hypothese von RHOADS & YOUNG (1970), Interaktionen zwischen adulten Tieren und Larven (WOODIN 1976), „sediment amelioration“ (REISE 1985)). Die Wechselwirkungen zwischen trophischen Gruppen sind jedoch nicht generalisierbar und gerade die Gültigkeit der „trophic-group-amensalism“ Hypothese ist strittig (SNELGROVE & BUTMAN 1994; HALL 1994; POSEY 1990; DITTMANN 1990). Die Einteilung in funktionelle Gruppen ist daher nicht zur Prognose von Effekten von Organismen geeignet (POSEY 1990).

Der Ansatz funktioneller Gruppen geht davon aus, dass es möglich ist, Arten eindeutig nach ihrer Funktion einzuteilen. Dieser Ansatz impliziert weiterhin, dass es sich bei Arten innerhalb einer funktionellen Gruppe in jeder Hinsicht um funktionsmäßig gleiche Arten handelt, so dass der Wegfall

einer Art durch die Zunahme der Dichte einer anderen Art derselben funktionellen Gruppe kompensiert werden könnte (SCHULZ & MOONEY 1994; LAWTON & BROWN 1994; WALKER 1992). Damit würde eine Redundanz für das Ökosystem vorliegen. Es ist allerdings sehr strittig, ob es Redundanz überhaupt geben kann, da Arten spezifische Effekte haben, mehrere Funktionen in einem System ausüben und individuell mit Arten in anderen funktionellen Gruppen in Beziehung stehen (WALKER 1995; SCHULZE & MOONEY 1994b).

Wie das Fallbeispiel des „ecosystem engineers" Miesmuschel zeigt, übt diese Art vielfältige Funktionen im Ökosystem Wattenmeer aus. In Kapitel 2.2.4.2 wurde die Bedeutung der Miesmuschel für den Sedimenthaushalt dargelegt und im Kap. 2.3.3.3 für den Stofffluss des Wattenmeeres. Weitere Funktionen der Miesmuschel als Lebensraum und Ressource wurden in diesem Kapitel vorgestellt. Daher kann, wenn man von einer der Funktionen ausgeht, nicht der Rückschluss auf Redundanz einer Art erfolgen, da in Bezug auf eine andere Funktion keine Redundanz möglich sein mag. Hinsichtlich der Filtrationsleistung könnte eventuell die aus Kulturen eingeschleppte Pazifische Auster *Crassostrea gigas* (s. REISE 1998c) bei einer weiteren Bestandszunahme im Wattenmeer eine ähnliche Funktion erfüllen wie die Miesmuschel, aber die Bedeutung hinsichtlich der Förderung biogener Sedimentation wäre aufgrund anderer Bankstrukturen nicht dieselbe und auch die weitere Bedeutung für den Stoff- und Energiefluss würde sich ändern. Miesmuscheln sind eine wichtige Nahrungsressource für zahlreiche Vogelarten des Wattenmeeres (2.4.3.5), die aber die größeren und rauheren Pazifischen Austern möglicherweise nicht in der gleichen Effizienz nutzen könnten. Schon VERWEY (1952) verglich die Funktion der beiden suspensionsfressenden Arten Miesmuschel und Herzmuschel (*Cerastoderma edule*). Er kalkulierte, dass hinsichtlich der Aufnahmerate von Schwebstoffen und der Biodepositionsraten das Verhältnis der individuenreicheren Herzmuscheln zu den Miesmuscheln 4:1 ist. Allerdings hat die Biodeposition der Miesmuschel aufgrund der Bankstruktur einen vorwiegend lokalen Effekt, wohingegen die Biodeposite der gleichmäßiger in den Sandwatten verteilten Herzmuscheln mehr in der Fläche verteilt werden. Auch für die Produktion von Schalengewicht ermittelte er einen 4-5 fach größeren Wert für die Herzmuscheln.

Einer möglichen Redundanz steht auch in weiterer Hinsicht die Einzigartigkeit der Arten entgegen. Die Funktion einer Art lässt sich oft aufgrund von individueller Variabilität in der Ökologie und im Verhalten nicht festlegen. So ist auch für viele Arten des Wattenmeeres bekannt, dass sie je nach Umweltbedingungen ihre Ernährungsweise ändern können oder omnivor sind (DANKERS et al. 1983). ESSINK et al. (1989) zeigten mit Transplantationsversuchen, dass Miesmuscheln je nach den Schwebstoffkonzentrationen ihren Filtrationsapparat morphologisch verändern können und interpretieren dies als phenotypische Anpassung. SNELGROVE & BUTMAN (1994) geben weitere Beispiele für Plastizität in der Ernährungsweise von Benthosorganismen in Abhängigkeit von den Umweltbedingungen. Auch in ELAWAT wurden Beispiele für phenotypische Plastizität (Laichverhalten von *Macoma balthica*, Farbvarianten von *Carcinus maenas*) und Nahrungsflexibilität (z. B. bei Rastvögeln) gefunden (GRIMM et al. 1998), die zu den wichtigen Stabilitätsmechanismen im Wattenmeer gehören.

Plastizität erschwert also die Einteilung von Arten in funktionelle Gruppen. Es wäre zwar auch denkbar, dass der Verlust einer Art dadurch kompensiert wird, dass eine Art einer anderen funktionellen Gruppe oder innerhalb einer funktionellen Gruppe aufgrund von Plastizität in der Lage ist, deren Funktion zu übernehmen. Dass somit Plastizität Redundanz fördert, kann jedoch aufgrund der eingangs erwähnten Vielfalt an Funktionen, die Arten in einem System ausüben, nicht generalisiert werden.

Im Eulitoral des Wattenmeeres kommen im Vergleich zur Nordsee wenige Makrobenthosarten vor und nur wenige dieser Arten sind für die Lebensgemeinschaften des Wattenmeeres als „ecosystem engineers" von besonderer Bedeutung (2.4.2). Diese Arten gestalten jeweils sehr spezifische

Biozönosen (MÖBIUS 1893; REISE 1985; DITTMANN 1990; ZÜHLKE et al. 1998), so dass der Verlust jeder dieser Arten weitreichende Folgen im System hätte. Dies zeigen auch bereits erfolgte Verluste von Austernbänken und *Sabellaria*-Riffen mit nachfolgenden Veränderungen des Benthos (REISE et al. 1989). Jede Art im Wattenmeer hat eine besondere Funktion und ist nicht kompensierbar. Während hier vorrangig Beispiele der „ecosystem engineers“ genannt wurden, kommen auch Arten mit kryptischerer Lebensweise oder selteneren Arten Funktionen im Wattenmeer zu. Diese sind jedoch bislang unter dieser Fragestellung noch nicht gut untersucht, so dass hier noch Forschungsbedarf besteht.

Das Konzept der Redundanz geht davon aus, dass durch dichte-abhängige Kompensation einer anderen Art der funktionelle Verlust einer Art in einem Ökosystem aufgefangen wird (LAWTON & BROWN 1994). Das impliziert, dass es zwischen Arten gleicher Funktion dichte-abhängige Konkurrenzbeziehungen gibt. Da in Weichbodengemeinschaften wenig eindeutige Hinweise auf interspezifische Konkurrenzbeziehungen bestehen (s. 2.4.4.1; POSEY 1990), ist dieses Konzept der Redundanz aus ähnlichen Gründen wie das Konzept der Schlüsselart nach seiner klassischen Definition nicht auf Weichbodengemeinschaften anwendbar.

2.4.5 Künftiger Forschungsbedarf

Die Betrachtung der Arten, die wir in diesem Kapitel vorgenommen haben, fußte auf zahlreichen Untersuchungen. Die Zusammenstellung der Erkenntnisse hat in vieler Hinsicht Fragen und Forschungsbedarf deutlich werden lassen, die hier zusammengestellt und in die Forschungsempfehlungen (Kap. 5) eingeflossen sind.

Für viele Arten des Wattenmeeres sind Verteilungsmuster und Habitatansprüche bekannt. Unbekannt ist dagegen für viele Arten deren Populationsgröße und -biologie. Dies trifft z. B. auf die Sandgarnele (*Crangon crangon*) zu, deren Bestandsgröße bisher noch nicht ermittelt wurde. Auch von der Strandkrabbe (*Carcinus maenas*) ist die Populationsentwicklung im Sublitoral nicht bekannt. Für diese Art sollte auch das Wanderverhalten zwischen Eu- und Sublitoral näher untersucht werden. Bislang wurde eine Ansiedlung von Strandkrabben an eulitoralen Muschelbänken festgestellt; ob auch im Bereich sublitoraler Miesmuschelbänke eine Rekrutierung erfolgt, ist zu erforschen.

Die Lebensstrategien sind zwar ansatzweise für die Arten des Wattenmeeres bekannt, aber angesichts zunehmenden Bewusstseins der Bedeutung individueller Variabilitäten (z. B. Flexibilität, Plastizität) von Arten sind eingehendere Untersuchungen hierzu auch im Wattenmeer notwendig, um z. B. die Reaktionen des Ökosystems verstehen zu können. Gerade von selteneren oder kryptischeren Arten ist die Biologie und Funktion im System unbekannt.

Von den im Wattenmeer vorkommenden Seehunden ist immer noch ein Teil ihrer Ökologie unbekannt. Es gibt regionale Unterschiede in der Reproduktionsrate von Seehunden, deren Ursachen aber nicht bekannt sind. Daher sollte der Reproduktionserfolg einzelner Tiere in Bezug zum Verhalten und Status des Tieres sowie dessen Kondition beobachtet werden. Um zu erfassen, welches Tier zur erfolgreichen Fortpflanzung kommt, sind Beobachtungen an individuell markierten Tieren notwendig. Auch die Nahrungswahl der Seehunde sollte untersucht werden. Seehunde werden als Nahrungsopportunisten bezeichnet, aber die Beziehungen zwischen dem Fischbestand und der Nahrungswahl ist im Wattenmeer unbekannt. Ursachen für eine Nahrungsselektion, Verfolgen der Fischbestände und saisonale Schwankungen in der Nahrungszusammensetzung sind einige der offenen Fragen.

Trophische Beziehungen sind auch für andere Arten im Wattenmeer unklar. Hierzu gehören weiterhin Interaktionen zwischen Räubern, wie die vermutete Konkurrenz zwischen juvenilen *C. crangon* und juvenilen *C. maenas* um Beute. Ein weiterer Aspekt ist der Einfluss von Prädation und des Prädations-

risikos auf „life history decisions“ der Beuteorganismen. Am Beispiel einiger Vogelarten ließen sich Prozesse, die zu einer gegenseitigen Anpassung von Räuber und Beute führen können (z. B. Schnabellänge und Eingrabtiefe), erforschen.

2.4.6 Zusammenfassung

In diesem Kapitel wurde die Bedeutung von Arten für das Ökosystem Wattenmeer am Beispiel einiger Arten dargelegt, die „ecosystem engineers“ repräsentieren oder zu den Räubern im System gehören. Diese Betrachtungsweise wurde gewählt, da den Organismen und ihren Wechselwirkungen wesentliche Funktionen in einem Ökosystem zukommen.

- „Ecosystem engineers“ sind Arten, die direkt oder indirekt die Verfügbarkeit von Ressourcen für andere Arten modifizieren. Zu den Arten, die im Wattenmeer durch ihre physikalische Struktur oder durch die Transformation von Material die Umwelt verändern, gehören unter anderem die Miesmuschel, die beiden Seegrasarten, der Sandpierwurm und der Bäumchenröhrenwurm.
- Schlüsselarten sind nach der klassischen Definition solche Arten, deren Wegfall zum Anstieg konkurrenzstarker Arten unter den Beuteorganismen führt. Der Wegfall einer konkurrenzstarken Art führt zu Veränderungen in der Gemeinschaftsstruktur oder im Ökosystem. Keine der hier betrachteten Räuberarten (Sandgarnele, Strandkrabbe, mehrere Fisch- und Vogelarten sowie benthische Räuber) im Wattenmeer ist dieser Definition nach eine Schlüsselart. Die meisten Räuber im Wattenmeer sind nicht auf einzelne Beuteorganismen spezialisiert. Außerdem sind interspezifische Konkurrenzbeziehungen innerhalb des Makrozoobenthos des Wattenmeeres als strukturierende Faktoren nicht eindeutig nachgewiesen.
- Räuber können lokal und regional die Abundanz und Verteilung von Beuteorganismen bestimmen, vor allem, wenn ein Wegfraß von Jugendstadien der Beute erfolgt. Dagegen wurde bislang noch kein Fall beobachtet, bei dem der Wegfraß adulter Miesmuscheln durch Vögel die Entwicklung einer Miesmuschelbank beeinflusste.
- Die Bestandsgrößen langlebiger Räuber sind durch episodische Minima im Nahrungsangebot und der verfügbaren akzeptable Biomasse reguliert. Für den Überwinterungsbestand einiger Vogelarten kann es während solcher Minima zu Nahrungslimitation kommen, während in ‚normalen‘ Jahren die Kapazitätsgrenze des Wattenmeeres nicht erreicht wird. Für Räuber tieferer trophischer Stufen ist nicht bekannt, inwieweit die Nahrungsverfügbarkeit die jeweiligen Populationsgrößen reguliert.
- Jede Art im Wattenmeer übt spezielle und vielfältige Funktionen in diesem Ökosystem aus und kann z. B. den Stoffffluß oder die Sedimentation von Feinmaterial beeinflussen und ist in spezifischer Weise in das Nahrungsnetz eingebunden. Aufgrund dessen könnten bei Verlust einer Art deren Funktionen im Ökosystem nicht vollständig von einer anderen Art kompensiert werden. Vielmehr on Bedeutung für das Ökosystem Wattenmeer ist vielmehr die Einzigartigkeit der Arten und die individuelle Variabilität in den Lebensstrategien vieler Arten.

2.5 Literatur

ABT, K. F. (1995) Nahrungsbedarf der Seehunde (*Phoca vitulina* L.) im Sylt-Rømø-Wattenmeer-Gebiet. SWAP Abschlußbericht Teilprojekt 1.7b/2.5b/4.5b, Büsum.

ABT, K. F. (1997) Common Seals in the Wadden Sea in 1997. Wadden Sea News Lett. 1997-2: 46.

ABT, K. F. (1998#) Häufigkeit und Verteilung der Seehunde (*Phoca vitulina*) im Sylt-Rømø Wattenmeer. In: GÄTJE, C. & REISE K. (Hrsg.): Ökosystem Wattenmeer - Austausch-, Transport-, und Stoffumwandlungsprozesse. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg: 95-99.

ALBRECHT, A. & REISE, K. (1994#) Effects of *Fucus vesiculosus* covering intertidal mussel beds in the Wadden Sea. Helgoländer Meeresunters. 48: 243-256.

ARMONIES, W. (1994#) Drifting meio- and macrobenthic invertebrates on tidal flats in Königshafen: a review. Helgoländer Meeresunters. 48: 299-320.

ARNTZ, W., GÜNTHER, C.-P., JAKLIN, S. & HEUERS, J. (1997) Initialansiedlung, Dispersion und Rekrutierung benthischer Makrofauna. ELAWAT-Abschlußbericht, Teilprojekt B7, 130 S.

ASMUS, H. (1987) Secondary production of an intertidal mussel bed community related to its storage and turnover compartments. Mar. Ecol. Prog. Ser. 39: 251-266.

ASMUS, H. (1994#) Benthic grazers and suspension feeders: which one assumes the energetic dominance in Königshafen? Helgoländer Meeresunters. 48: 217-231.

ASMUS, H. & ASMUS, R. (1993) Phytoplankton-mussel bed interactions in intertidal ecosystems. In: DAME, R. F. (Edt.): Bivalve filter feeders in Estuarine and Coastal Ecosystem Processes.Springer-Verlag, New York, S. 57-84.

ASMUS, H., ASMUS, R. & REISE, K. (1990) Exchange processes in an intertidal mussel bed: a Sylt-flume study in the Wadden Sea. Ber. Biol. Anst. Helgoland, Hamburg 6, 79 S.

ASMUS, H., ASMUS, R. M., PRINS, T. C., DANKERS, N., FRANCÉS, G., MAAß, B. & REISE, K. (1992#) Benthic-pelagic flux rates on mussel beds: tunnel and tidal flume methodology compared. Helgoländer Meeresunters. 46: 341-361.

ASMUS, H., LACKSCHEWITZ, D., ASMUS, R., SCHEIFFARTH, G., NEHLS, G. & HERRMANN, J.-P. (1998a#) Transporte im Nahrungsnetz eulitoraler Wattflächen des Sylt-Rømø Wattenmeeres. In: GÄTJE, C. & REISE, K. (Hrsg.): Ökosystem Wattenmeer - Austausch-, Transport- und Stoffumwandlungsprozesse. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg: S. 393-420.

ASMUS, R. & ASMUS, H. (1991) Mussel beds: limiting or promoting phytoplankton? J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 148: 215-232.

ASMUS, R. & ASMUS, H. (1998#) Bedeutung der Organismengemeinschaften für den benthopelagischen Stoffaustausch im Sylt-Rømø Wattenmeer. In: GÄTJE, C. & REISE, K. (Hrsg.): Ökosystem Wattenmeer - Austausch-, Transport- und Stoffumwandlungsprozesse. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg: S. 257-302.

ASMUS, R., ASMUS, H., WILLE, A., ZUBILLAGA, G. F. & REISE, K. (1994a#) Complementary oxygen fluxes in seagrass beds and mussel banks?. In: DYER, K. R. & ORTH, R. J. (Edts.): Changes in Fluxes in Estuaries: Implications from Science to Management. Olsen & Olsen, Fredensborg, S. 227-237.

ASMUS, R., GÄTJE, C. & DE JONGE, V. N. (1994b) Mikrophytobenthos – empfindliche Oberflächenhaut des Wattbodens. In: LOZÁN, J. L., RACHOR, E., REISE, K., V. WESTERNHAGEN, H. & LENZ, W. (Hrsg.): Warnsignale aus dem Wattenmeer. Blackwell, Berlin: S.75-81

ASMUS, R. M., JENSEN, M. H., JENSEN, K. M., KRISTENSEN, E., ASMUS, H. & WILLE, A. (1998b#) The Role of Water Movement and Spatial Scaling for Measurements of Dissolved Inorganic Nitrogen Fluxes in Intertidal Sediments. Estuarine, Coastal and Shelf Science 46: 221-232.

ASMUS, R., JENSEN, M.H., MURPHY, D. & DOERFFER, R. (1998c#) Primärproduktion von Mikrophytobenthos, Phytoplankton und jährlicher Biomasseertrag des Makrophytobenthos im Sylt-Römö Wattenmeer. In: GÄTJE, C. & REISE, K. (Hrsg.): Ökosystem Wattenmeer - Austausch-, Transport- und Stoffumwandlungsprozesse. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, S. 367-391.

AUSTEN, I. (1992#) Geologisch-sedimentologische Kartierung des Königshafens (List/Sylt). Meyniana 44: 45-52.

AUSTEN, I. (1994#) The surficial sediments of Königshafen - variations over the past 50 years. Helgoländer Meeresunters. 48: 163-171.

AUSTEN, I. (1997#) Temporal and spatial variations of biodeposits - a preliminary investigation of the role of faecal pellets in the Sylt-Rømø tidal area. Helgoländer Meeresunters. 51: 281-294.

AUSTEN, G., FANGER, H.-U., KAPPENBERG, J., MÜLLER, A., PEJRUP, M., RICKLEFS, K., ROSS, J. & WITTE, G. (1998#) Schwebstofftransport im Sylt-Rømø Tidebecken: Messungen und Modellierung. In:

Gätje, C. & REISE, K. (Hrsg.): Ökosystem Wattenmeer - Austausch-, Transport- und Stoffumwandlungsprozesse. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg: S. 185-214.
AUSTEN, I. & WITTE, G. (1997) Comparison of the erodibility of oxic and anoxic sediments in the East Frisian Wadden Sea. Forschungszentrum TERRAMARE Berichte Nr. 2: 75-76.
BACKHAUS, J., HARTKE, U., HÜBNER, U., LOHSE, H. & MÜLLER, A. (1998#) Hydrographie und Klima im Lister Tidebecken. In: Gätje, C. & Reise, K. (Hrsg.): Ökosystem Wattenmeer - Austausch-, Transport- und Stoffumwandlungsprozesse. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg: S. 39-54.
BAKKER, J.P., DE LEEUW, J., DIJKEMA, K. S., LEEDERTSE, P. C., PRINS, H. H. T. & ROZEMA, J. (1993) Salt marshes along the coast of The Netherlands. Hydrobiologia 265: 73-95.
BARTHOLDY, J. (1997) Import of fine-grained sediment to a Wadden Sea tidal inlet. Forschungszentrum TERRAMARE Berichte Nr. 2: 23.
BARTHOLDY, J. & PEJRUP, M. (1994) Holocene Evolution of the Danish Wadden Sea. Senckenbergiana marit. 24: 187-209.
BARTHOLDY, J. & PHEIFFER MADSEN, P. (1985) Accumulation of fine-grained material in a Danish tidal area. Mar. Geol. 67: 121-137.
BARTHOLOMÄ, A. & FLEMMING, B. W. (1996) Zur Sedimentdynamik in den ostfriesischen Rückseitenwatten und den Veränderungen durch natürliche und anthropogene Einflüsse. In: Schutzgemeinschaft Deutsche Nordseeküste e. V. (Hrsg.): Klimaänderung und Küste. Schriftenreihe der Schutzgemeinschaft Deutsche Nordseeküste Heft Nr. 1: S. 70-90.
BAUMFALK, Y. A. (1979) Heterogeneous grain size distribution in tidal flat sediment caused by bioturbation activity of *Arenicola marina* (Polychaeta). Neth. J Sea Res. 13: 428
BAYERL, K. (1992) Zur jahreszeitlichen Variabilität der Oberflächensedimente im Sylter Watt nördlich des Hindenburgdammes. Ber. Forsch.- u. Technologiezentrum Westküste, Univ. Kiel 2: 134 S.
BAYERL, K.-A. & KÖSTER, R. (1998#) Morphogenese des Lister Tidebeckens. In: Gätje, C. & Reise, K. (Hrsg.): Ökosystem Wattenmeer - Austausch-, Transport- und Stoffumwandlungsprozesse. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg: S. 25-30.
BAYERL, K., AUSTEN, I., KÖSTER, R., PEJRUP, M. & WITTE, G. (1998#) Dynamik der Sedimente im Lister Tidebecken. In: GÄTJE, C. & REISE, K. (Hrsg.): Ökosystem Wattenmeer - Austausch-, Transport- und Stoffumwandlungsprozesse. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg: S. 127-159.
BEERMANN-SCHLEIFF, S., BRECKLING, P. & NELLEN, W. (1991#) Fischereibiologische Untersuchungen im Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer. Arb. Dt. Fischereiverb. 52: 29-44.
BEHRENDS, B. (1997#) Aminosäuren in Sedimenten und Partikeln des Wattenmeeres. Dissertation Universität Oldenburg. 168 S.
BERG, S., KROG, C., MUUS, B., NIELSEN, J., FRICKE, R., BERGHAHN R., NEUDECKER TH. & WOLFF, W. J. (1996#) Red list of lampreys and marine fishes of the Wadden Sea. Helgoländer Meeresunters. 50, Suppl., 101-105.
BERGHAHN, R. (1983) Studies on flatfish and brown shrimp (*Crangon crangon*) from tidal flats of the Wadden Sea following their transition to a bottom-dwelling mode of life. Helgoländer Meeresunters. 36: 163-181.
BERGHAHN, R. (1990) Biologische Veränderungen im Wattenmeer. In: LOZÁN, J. L., LENZ, W., RACHOR, E., WATERMANN, B. & V. WESTERNHAGEN, H. (Hrsg.): Warnsignale aus der Nordsee. Paul Parey Verlag, Berlin, Hamburg. S. 202-212.
BERGHAHN, R. (1996#) Episodic mass invasions of juvenile gadoids into the Wadden Sea and their consequences for the population dynamics of brown shrimp (*Crangon crangon*). P.S.Z.N.I. Mar. Ecol. 17: 251-260.
BERGHAHN, R. & VORBERG, R. (1997) Garnelenfischerei und Naturschutz im Nationalpark. Schriftenreihe des Nationalparks Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer, Heft 6, 86 S.
BERGHAHN, R., BULLOCK, A. M. & KARAKIRI, M. (1993#) Effects of solar radiation on the population dynamics of juvenile flatfish in the shallows of the Wadden Sea. J. Fish. Biol. 42: 329-345
BERGHAHN, R., LÜDEMANN, K. & RUTH, M. (1995#) Differences in individual growth of newly settled O-group plaice (*Pleuronectes platessa* L.) in the intertidal of neighbouring Wadden Sea areas. Neth. J. Sea Res. 34: 131-138
BERGMANN, H.-H., STOCK, M. & TEN THOREN, B. (1994) Ringelgänse. Arktische Gäste an unseren Küsten. Aula-Verlag, Wiesbaden.
BEUKEMA, J. J. (1979) Biomass and species richness of the macrobenthic animals living on a tidal flat area in the Dutch Wadden Sea: effects of a severe winter. Neth. J. Sea Res. 13: 203-223.
BEUKEMA, J. J. (1983a) Quantitative data on the benthos of the Wadden Sea proper. In: WOLFF, W. J. (Hrsg.): Ecology of the Wadden Sea. A. A. Balkema, Rotterdam: 4/134-4/142.
BEUKEMA, J. J. (1983b) The role of the larger invertebrates in the Wadden Sea ecosystem. In: WOLFF, W. J. (Hrsg.): Ecology of the Wadden Sea. A. A. Balkema, Rotterdam: 4/211-4/221.
BEUKEMA, J. J. (1987) Influence of the predatory polychaete *Nephtys hombergii* on the abundance of other polychaetes. Mar. Ecol. Prog. Ser. 40: 95-101.

BEUKEMA, J. J. (1989) Long-term changes in macrozoobenthic abundance on the tidal flats of the western part of the Dutch Wadden Sea. Helgoländer Meeresunters. 43: 405-415.
BEUKEMA, J. J. (1991a) The abundance of shore crabs *Carcinus maenas* (L.) on a tidal flat in the Wadden Sea after cold and mild winters. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 153: 91-113.
BEUKEMA, J. J. (1991b) Changes in composition of bottom fauna of a tidal-flat area during a period of eutrophication. Mar. Biol. 111: 293-301.
BEUKEMA, J. J. (1992) Dynamics of juvenile shrimp *Crangon crangon* in a tidal-flat nursery of the Wadden Sea after mild and cold winters. Mar. Ecol. Prog. Ser. 83: 157-165.
BEUKEMA, J. J. (1993a) Expected changes in the Wadden Sea benthos in a warmer world: lessons from periods with mild winters. Neth. J. Sea Res. 30: 73-79.
BEUKEMA, J. J. (1993b) Increased mortality in alternative bivalve prey during a period when the tidal flats of the Dutch Wadden Sea were devoid of mussels. Neth. J. Sea Res. 31: 395-406.
BEUKEMA, J. J. & CADÉE, G.C. (1996) Consequences of the sudden removal of nearly all mussels and cockles from the Dutch Wadden Sea. P.S.Z.N.I. Mar. Ecol. 17: 279-289.
BEUKEMA, J. J., CADÉE, G.C. & DEKKER, R. (1998) How two large-scale „experiments“ illustrate the importance of enrichment and fishery for the functioning of the Wadden Sea ecosystem. Senckenbergiana marit. 29: 37-44.
BEUKEMA, J. J., ESSINK, K., MICHAELIS, H. & ZWARTS, L. (1993) Year-to-year variability in the biomass of macrobenthic animals on tidal flats of the Wadden Sea: how predictable is this food source for birds? Neth. J. Sea Res. 31: 319-330.
BLACK, L. F. (1980) The biodeposition cycle of a surface deposit-feeding bivalve, *Macoma balthica* (L.). In: KENNEDY, V. S. (Hrsg.) Estuarine Perspectives. Academic Press, New York: S. 389-402.
BODENBENDER, J. & PAPEN, H. (1998#) Bedeutung gasförmiger Komponenten an den Grenzflächen Sediment/Atmosphäre und Wasser/Atmosphäre im Sylt-Rømø Wattenmeer. In: GÄTJE, C. & REISE, K. (Hrsg.): Ökosystem Wattenmeer - Austausch-, Transport- und Stoffumwandlungsprozesse. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg: S. 303-340.
BOERE, G. C. & SMIT, C. J. (1983) Curlew (*Numenius arquata* L.). In: WOLFF, W. J. (Hrsg.): Ecology of the Wadden Sea. A. A. Balkema, Rotterdam: 6/179-6/188.
BOND, W. J. (1994) Keystone species. In: SCHULZE, E.-D. & MOONEY, H. A. (Hrsg.): Biodiversity and Ecosystem Function. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, S. 237-253.
BONSDORFF, E. & PEARSON, T. H. (1997) The relative impact of physical disturbance and predation by *Crangon crangon* on population density in *Capitella capitata*: An experimental study. Ophelia 46: 1-10
BORCHARD, T. (1995#) Bessere Überlebenschancen für junge Seehunde. Seevögel 16: 46-49.
BOYLE, G. J. 1995. An operant method of investigating prey selection in seals. NAFO Sci. Counc. Res. Doc. 95/89: 1-15
BRAREN, L. (1952) Über die Entstehung der Wattströme Nordfrieslands. Zu: Die Größe Föhrs in früheren Zeiten. Die Geschlechterreihen St. Laurentii-Föhr. Privatdruck in beschränkter Stückzahl, München.
BRECKLING, P., BEERMANN-SCHLEIFF, S., ACHENBACH, I., OPITZ, S., WALTHEMATH, M., BERGHAHN, R., NELLEN, W. & SCHNACK, D. (1997#) Ökosystemforschung Wattenmeer, Teilvorhaben Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer: Fische und Krebse im Wattenmeer. Band 1 und 2. UBA-Texte 80/97. Umweltbundesamt, Berlin.
BROCKMANN, U., RAABE, T., HESSE, K.-J., VIEHWEGER K., POHLMANN, T., RICK, H.-J., STARKE, A., FABISZISKY, B. & HELLER, R. (1998) Phase transfer, turnover and transport of nutrients in the German Bight during spring, summer and winter (1994-1996). KUSTOS/TRANSWATT Abschlußbericht: 279-348.
BROWN, J. H. (1995) Organisms and species as complex adaptive system: linking the biology of populations with the physics of ecosystems. In: JONES, C. G. & LAWTON, J. H. (Hrsg.): Linking Species and Ecosystems. Chapman & Hall, New York, S. 16-24.
BRUNS, R. & MEYER-REIL, L.-A. (1998) Benthische Stickstoffumsätze und ihre Bedeutung für die Bilanz gelöster anorganischer Stickstoffverbindungen. In: GÄTJE, C. & REISE, K. (Hrsg.): Ökosystem Wattenmeer - Austausch-, Transport- und Stoffumwandlungsprozesse. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg. S. 219-232.
BUHR, K.-U. (1979) Eine Massensiedlung von *Lanice conchilega* (Polychaeta: Terrebellidae) im Weser-Ästuar. Veröff. Inst. Meeresforsch. Bremerhaven. 17: 101-149.
CADÉE, G. (1976) Sediment reworking by *Arenicola marina* on tidal flats in the Dutch Wadden Sea. Neth. J. Sea Res. 10: 440-460.
CADÉE, G. (1979) Sediment reworking by the polychaete *Heteromastus filiformis* on a tidal flat in the Dutch Wadden Sea. Neth. J. Sea Res. 13 (3/4): 441-456.
CARTER, R. W. G. (1989) Coastal environments. Academic Press, London: 617 S.

CATTRIJSSE, A., DANKWA, H. R. & MEES, J. (1997) Nursery function of an estuarine tidal marsh for the brown shrimp *Crangon crangon*. J. Sea Res. 38: 109-121.

CWSS (1993) Quality status report of the North Sea. Subregion 10, the Wadden Sea. The Common Wadden Sea Secretariat, Wilhelmshaven: 174 S.

DAHM, E. (1990) Fischereilich genutzte Fischarten. In: LOZÁN, J. L., LENZ, W., RACHOR, E., WATERMANN, B. & v. WESTERNHAGEN, H. (Hrsg.): Warnsignale aus der Nordsee. Paul Parey Verlag, Berlin, Hamburg. S. 176-183.

DAME, R. F. (1993) The role of bivalve filter feeder material fluxes in estuarine ecosystems. In: DAME, R. F. (Hrsg.): Bivalve filter feeders in estuarine and ecosystem processes. NATO ASI Series, G 33, Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg. S. 245-269.

DAME, R. F. & DANKERS, N. (1988) Uptake and release of materials by a Wadden Sea mussel bed. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 118: 207-216.

DANKERS, N. & DE VEEN, J. F. (1983) Variations in relative abundance in a number of fish species in the Wadden Sea and the North Sea coastal areas. In: WOLFF, W. J. (Hrsg.): Ecology of the Wadden Sea. A. A. Balkema, Rotterdam: 2/77-2/111.

DANKERS, N. & KOELEMAIJ, K. (1989) Variations in the mussel population of the Dutch Wadden Sea in relation to monitoring of other ecological parameters. Helgoländer Meeresunters. 43: 529-535.

DANKERS, N. (1998) Probleme der Muschelfischerei in Holland. In: Zukunft der Muschelfischerei. Schriftenreihe der Schutzgemeinschaft Deutsche Nordseeküste e. V., Heft 1: 34-45.

DANKERS, N., DAME, R. & KERSTING, K. (1989) The oxygen consumption of mussel beds in the Dutch Wadden Sea. In: ROS, J. D. (Hrsg.): Topics in Marine Biology. Scient. Mar.: S. 473-476.

DANKERS, N., KÜHL, H. & WOLFF, W. J. (1983) Invertebrates of the Wadden Sea. In: WOLFF, W. J. (Hrsg.): Ecology of the Wadden Sea. A. A. Balkema, Rotterdam: Vol. 1: 4/1-4/221.

DANKERS, N., HERLYN, M., SAND KRISTENSEN, P., MICHAELIS, H., MILLAT, G., NEHLS, G. & RUTH, M. (1999) Blue mussels and blue mussel beds in the intertidal. In: DE JONG, F., BAKKER, J. F, VAN BERKEL, C. J. M., DANKERS, N. M. J. A., DAHL, K., GÄTJE, C. MARENCIC, H. & POTEL, P. (Hrsg.) Wadden Sea Quality Status Report. CWSS Wilhelmshaven. Wadden Sea Ecosystem No. 9: 141-146.

DE HAAS, H. & EISMA, D. (1993) Suspended-sediment transport in the Dollard Estuary. Neth. J. Sea Res. 31 (1): 37-42.

DE JONGE, V. N. & POSTMA, H. (1974) Phosphorus compounds in the Dutch Wadden Sea. J. Sea Res. 8: 139-153.

DE WILDE, P. A .W . J. & BEUKEMA, J. J. (1984) The role of the zoobenthos in the consumption of organic matter in the Dutch Wadden Sea. Neth. Inst. Sea Res. 10: 145-158.

DEL NORTE CAMPOS, A. G. C. & TEMMING, A. (1994) Daily activity, feeding and rations in gobies and brown shrimp in the northern Wadden Sea. Mar. Ecol. Prog. Ser. 115: 41-53.

DELAFONTAINE, M. T., BARTHOLOMÄ, A., FLEMMING, B. & KURMIS, R. (1996#) Volume-specific dry POC mass in surficial intertidal sediments: a comparison between biogenic muds and adjacent sand flats. Senckenbergiana marit. 26: 167-178.

DICK, S., BROCKMANN, U., VAN BEUSEKOM, J.E.E., FABISZISKY, B., GEORGE, M., HESSE, K.-J., MAYER, B., NITZ, T., POHLMANN, T., POREMBA, K., SCHAUMANN, K., SCHÖNFELD, W., STARKE, A., TILLMANN, U. & WEIDE, G. (1998) Exchange of matter and energy between the Wadden Sea and the coastal waters of the German Bight - Estimations based on numerical simulations and field measurements. KUSTOS/TRANSWATT Abschlußbericht: 165-211.

DIECKMANN, R. (1988) Entwicklung der Vorländer an der nordfriesischen Festlandküste. Wasser & Boden 3: 146-150.

DIJKEMA, K. S. (1987) Changes in salt-marsh area in the Netherlands Wadden Sea after 1600. In: HUISKES, A. H. L., BLOM, C. W. P. M. & ROZEMA, J. (Hrsg.): Vegetation between land and sea. Junk, Dordrecht, Boston, Lancaster. S. 42-49.

DIJKEMA, K. S. (1989) Habitats of the Netherlands, German and Danish Wadden Sea. Research Institute for Nature Management, Texel. Veth Foundation Leiden, 30 S.

DIJKEMA, K. S., BOSSINADE, J. H., BOUWSEMA, P. & DE GLOPPER, R. J. (1990) Salt marshes in The Netherlands Wadden Sea: Rising high-tide levels and accretion enhancement. In: BEUKEMA, J. J., WOLFF, W. J. & BROUNS, J. J. W. M. (Hrsg.): Expected Effects of Climatic Change on Marine Coastal Ecosystems. Kluwer Academic Publ. S. 173-188.

DITTMANN, S. (1987) Die Bedeutung der Biodeposite für die Benthosgemeinschaft der Wattsedimente. Unter besonderer Berücksichtigung der Miesmuschel *Mytilus edulis* L. Dissertation. Universität Göttingen, 182 S.

DITTMANN, S. (1990) Mussel beds – amensalism or amelioration for intertidal fauna? Helgoländer Meeresunters. 44: 335-352.

DITTMANN, S. (Hrsg.) (1999a) The Wadden Sea Ecosystem - Stability Properties and Mechanisms Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, 309 S.

DITTMANN, S. (1999b) Biotic Interactions in a *Lanice-conchilega*-dominated tidal flat. In: DITTMANN, S. (Hrsg.) The Wadden Sea Ecosystem - Stability Properties and Mechanisms Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg. S. 153-162.

DITTMANN, S. & REISE, K. (1985) Assemblage of free-living Plathelminthes on an intertidal mud flat in the North Sea. Microfauna Marina 2: 95-115

DITTMANN, S. & GRIMM, V. (1999) ELAWAT: Goals and conceptual framework. In: DITTMANN, S. (Hrsg.) The Wadden Sea Ecosystem - Stability Properties and Mechanisms Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg. S. 5-13.

DITTMANN, S., MARENCIC, H., ROY, M. (1997#) Ökosystemforschung im Niedersächsischen Wattenmeer. In: FRÄNZLE, O., MÜLLER, F. & SCHRÖDER, W. (Hrsg.): Handbuch der Umweltwissenschaften. Ecomed, Landsberg, V-4.1.2, 15 S.

DÖRJES, J. (1978) Das Watt als Lebensraum. In: REINECK, H.-E. (Hrsg.): Das Watt. Ablagerungs- und Lebensraum. Verlag Waldemar Kramer, Frankfurt. S. 107-143

DRONKERS, J. (1984) Import of fine marine sediment in tidal basins. Neth. Inst. Sea Res. Publ. Ser. 10: 83-105.

EBBINGE, B. S. (1991) The impact of hunting on mortality rates and spatial distribution of geese wintering in the western palearctic. Ardea 79: 197-210.

EHLERS, J. (1994) Geomorphologie und Hydrologie des Wattenmeeres. In: LOZÁN, J. L., RACHOR, E., REISE, K., V. WESTERNHAGEN, H. & LENZ, W. (Hrsg.): Warnsignale aus dem Wattenmeer. Blackwell, Berlin: S. 1-11.

EHLERS, J. (1988) The Morphodynamics of the Wadden Sea. Balkema, Rotterdam. 397 S.

EHLERS, J., NAGORNY, K., SCHMIDT, P., STIEVE, B. & ZIETLOW, K. (1993) Storm surge deposits in North Sea salt marshes dated by ^{134}Cs and ^{137}Cs determination. Jour. of Coastal Research 9 (3): 698-701.

EISMA, D. (1981) Supply and deposition of suspended matter in the North Sea. Spec. Publ. int. Ass. Sediment. 5: 305-309.

EISMA, D. (1991) Sedimentology in the Netherlands. In: WWF-Technical Report. The Common Future of the Wadden Sea. S. 61-68.

EISMA, D. & IRION, G. (1988) Suspended matter and sediment transport. In: SALOMONS, W., BAYNE, B. L., DUURSMA, E. K. & FÖRSTNER, U. (Hrsg.): Pollution of the North Sea. An assessment. Springer-Verlag, Berlin. S. 20-35.

EITNER, V. & RAGUTZKI, G. (1994) Temporal and spatial variability of tidal flat sediments: A case study. Senckenbergiana marit. 25: 1-9.

ELBRÄCHTER, M., RAHMEL, J. & HANSLIK, M. (1994) *Phaeocystis* im Wattenmeer. In: LOZÁN J.L., RACHOR, E., REISE, K., VON WESTERNHAGEN, H. & LENZ, W. (Hrsg.): Warnsignale aus dem Wattenmeer. Blackwell, Berlin: S. 87-90.

ELNER, R. W. & HUGHES, R. N. (1978) Energy maximization in the diet of the shore crab, *Carcinus maenas*. J. Anim. Ecol. 47: 103-116.

ENS, B. J., WINTERMANS, G. J. M. & SMIT, C. J. (1993) Verspreiding van overwinterende wadvogels in de Nederlandse Waddenzee. Limosa 66: 137-144.

ERCHINGER, H. F., COLDEWEY, H.-G., FRANK, U., MANZENRIEDER, H., MEYER, C., SCHULZE, M. & STEINKE, W. (1994) Erosionsfestigkeit von Hellern - Verbundbericht, Norden.

ESSELINK, P.& ZWARTS, L. (1989) Seasonal trend in burrow depth and tidal variation in feeding activity of *Nereis diversicolor*. Mar. Ecol. Prog. Ser. 56: 243-254.

ESSINK, K., TYDEMAN, P., DE KONING, F. & KLEEF, H. L. (1989) On the adaptation of the mussel *Mytilus edulis* L. to different environmental suspended matter concentrations. In: Proc. 21st EMBS, Gdansk, Polish Academy of Science, Institute of Oceanology, S. 41-51.

EXO, K.-M. & GERLACH, A. (1997) Eintrag von Bioelementen durch Silbermöwen (*Larus argentatus*) auf der Nordseeinsel Mellum. Jber. Inst. Vogelforsch. 3: 24.

FARKE, H. (1994) Eingriffe durch Baggerarbeiten. In: LOZÁN, J. L., RACHOR, E., REISE, K., V. WESTERNHAGEN, H. & LENZ, W. (Hrsg.): Warnsignale aus dem Wattenmeer. Blackwell, Berlin. S. 60-64.

FARKE, H., DE WILDE, P. A. W. J. & BERGHUIS, E. M. (1979) Distribution of juvenile and adult *Arenicola marina* on a tidal mudflat and the importance of nearshore areas for recruitment. Neth. J. Sea Res. 13: 354-361.

FENCHEL, T. & HARRISON, P. (1977) The significance of bacterial grazing and mineral recycling for the decomposition of particulate detritus. In: ANDERSON, J. M. & MACFAYDEN, A. (Hrsg.): The Role of Terrestrial and Aquatic Organisms in Decomposition Processes. Blackwell Sci. Publ., Oxford. S. 285-299.

FERK, U. (1995) Folgen eines beschleunigten Meeresspiegelanstiegs für die Wattgebiete der niedersächsischen Nordseeküste. Die Küste 57: 135-156.

FLEMMING, B. W. & DAVIS, R. A. Jr. (1994) Holocene evolution, morphodynamcis and sedimentology of the Spiekeroog barrier island system (southern North Sea). Senckbergiana marit. 24: 117-155.
FLEMMING, B. W. & DELAFONTAINE, M. T. (1994) Biodeposition in a juvenile mussel bed of the East Frisian Wadden Sea (southern North Sea). Neth. J. Aquat. Ecol. 28: 289-297.
FLEMMING, B. W. & NYANDWI, N. (1994) Land reclamation as a cause of fine-grained sediment depletion in backbarrier tidal flats (southern North Sea). Neth. J. Aquat. Ecol. 28: 299-307.
FLEMMING, B. W. & ZIEGLER, K. (1995) High-resolution grain size distribution patterns and textural trends in the backbarrier environment of Spiekeroog Island. Senckenbergiana marit. 26: 1-24.
FLEMMING, B. W., HERTWECK, G., KRÖNCKE, I. & TÜRKAY, M. (1997) Zur Elastizität makrofaunistischer biosedimentärer Systeme im Spiekerooger Watt: Wechselwirkungen zwischen Organismen, Sediment und Wasserkörper. ELAWAT-Abschlußbericht Teilprojekt B6: 1-274.
FONDS, M. (1983) The seasonal distribution of some fish species in the Western Dutch Wadden Sea. In: WOLFF, W. J. (Hrsg.): Ecology of the Wadden Sea. A. A. Balkema, Rotterdam: Vol. 2: 5/42-5/77.
FORBES, V. E. & LOPEZ, G. R. (1986) Changes in feeding and crawling rates of *Hydrobia truncata* (Prosobranchia: Hydrobiidae) in response to sedimentary chlorophyll-a and recently egested sediment. Mar. Ecol. Prog. Ser. 33:287-294.
FOSTER-SMITH, R. L. (1975) The effect of concentration of suspension on the filtration rates and pseudofaecal production for *Mytilus edulis* L., *Cerastoderma edule* (L.) and *Venerupis pallustra* (Montagu). J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 17: 1-22.
FRANKENBERG, D. & SMITH, K. L. jr. (1967) Coprophagy in marine animals. Limnol. Oceanogr. 12: 443-450.
FRELS, G. & DEMUTH, A. (1987) Der Jadebusen und seine Watten. Verlandung des Jadebusens oder nur Ausgleich des Meeresspiegelanstieges? Die Küste 45: 117-121.
FÜHRBÖTER, A. & DETTE, H.-H. (1992) Strandvorspülungen vor der Westküste von Sylt. Die Küste 53: 51-126.
FÜHRBÖTER, A. (1983) Über mikrobiologische Einflüsse auf den Erosionsbeginn bei Sandwatten. Wasser und Boden 3: 106-116.
GAST, R., KÖSTER, R. & RUNTE, K.-H. (1984) Die Wattsedimente in der nördlichen und mittleren Meldorfer Bucht. Untersuchungen zur Frage der Sedimentverteilung und der Schlicksedimentation. Die Küste 40: 165-257.
GÄTJE, C. & REISE, K. (Hrsg.) (1998) Ökosystem Wattenmeer - Austausch-, Transport- und Stoff-umwandlungsprozesse. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg: 570 S.
GEE, J. M. (1987) Impact of epibenthic predation on estuarine intertidal harpacticoid populations. Mar. Biol. 96: 497-510.
GEE, J. M., WARWICK, R. M., DAVEY, J. T. & GEORGE, C. L. (1985) Field experiments on the role of epibenthic predators in determining prey densities in an estuarine mudflat. Estuar. Coast. Shelf. Sci. 21: 429-448.
GIBSON, R. N., YIN, M. C. & ROBB, L. (1995) The behavioural basis of predator-prey size relationships between shrimp (*Crangon crangon*) and juvenile plaice (*Pleuronectes platessa*). J. mar. biol. Ass. U.K. 75: 337-349.
GOETHE, F. (1983) Shelduck (*Tadorna tadorna* (L.)). In: WOLFF, W. J. (Hrsg.): Ecology of the Wadden Sea. A. A. Balkema, Rotterdam: 6/37-6/48.
GOLLEY, F. B. (1993) A History of the Ecosystem Concept in Ecology. Yale University Press, New Haven, 254 S.
GOSS-CUSTARD, J. D. (1980) Competition for food and interference among waders. Ardea 68: 31-52.
GOSS-CUSTARD, J. D, JONES, R. E. & NEWBERY, P. E. 1977. The ecology of the Wash. I. Distribution and diet of wading birds (Charadrii). J. App. Ecol. 14: 681-700
GOSS-CUSTARD, J. D. & DIT DURELL, S. E. A. le V. (1987) Age-related effects in oystercatchers, *Haematopus ostralegus*, feeding on Mussels, *Mytilus edulis*. III. The effect of interference on overall intake rate. J. Anim. Ecol. 56: 549-558.
GRANT, J. (1983) The relative magnitude of biological and physical sediment reworking in an intertidal community. J. Mar. Res. 41: 673-689.
GRAY, J. S. (1974) Animal sediment relationship. Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev. 12: 223-261.
GRENZ, C., HERMIN, M.-N., BAUDINET, D. & DAUMAS, R. 1990. *In situ* biochemical and bacterial variation of sediments enriched with mussel biodeposits. Hydrobiologia 207: 153-160.
GRIMM, N. B. (1995) Why link species and ecosystem? A perspective from ecosystem ecology. In: JONES, C. G. & LAWTON, J. H. (1995) Linking Species and Ecosystems. Chapman & Hall, New York, S. 5-15.
GRIMM, V., BIETZ, H., GÜNTHER, C.-P., HILD, A., VILLBRANDT, M., NIESEL, V., SCHLEIER, U. & DITTMANN, S. (1999) Stability properties in the Wadden Sea. In: DITTMANN, S. (Hrsg.) The Wadden Sea Ecosystem - Stability Properties and Mechanisms Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg. S. 227-259.

GÜNTHER, C.-P. (1991) Settlement of *Macoma balthica* on an intertidal sandflat in the Wadden Sea. Mar. Ecol. Prog. Ser. 76: 73-79.
GÜNTHER, C.-P. (1999) Settlement, secondary dispersal and turnover rate of benthic macrofauna. In: DITTMANN, S. (Hrsg.) The Wadden Sea Ecosystem - Stability Properties and Mechanisms Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg. S. 133-146.
GÜNTHER, C.-P. & NIESEL, V. (1999) Effects of the ice winter 1995/96. In: DITTMANN, S. (Hrsg.) The Wadden Sea Ecosystem - Stability Properties and Mechanisms Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg. S. 193-200.
HALL, S. J. (1994) Physical disturbance and marine benthic communities: Life in unconsolidated sediments. Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev. 32: 179-239.
HÄLTERLEIN, B. (1997) Brutvogel-Bestände im Schleswig-Holsteinischen Wattenmeer. Ökosystemforschung Wattenmeer - Teilvorhaben Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer. UBA-Texte 76/97. Umweltbundesamt, Berlin.
HARGRAVE, B. T. (1976) The central role of invertebrate faeces in sediment decomposition. In: ANDERSON, J. M. & MACFADYEN, A. (Hrsg.): The Role of Terrestrial and Aquatic Organisms in Decomposing Processes. Proc. Symp. Br. Ecol. Soc. 17: 301-321.
HÄRKÖNEN, T. (1987) Seasonal and regional variations in the feeding habits of the harbour seal, *Phoca vitulina*, in the Skagerrak and the Kattegat. J. Zool. 213: 535-543.
HARTMANN-SCHRÖDER, G. (1996) Die Tierwelt Deutschlands und der angrenzenden Meeresteile nach ihren Merkmalen und nach ihrer Lebensweise. 58. Teil. Annelida, Borstenwürmer, Polychaeta. 2. Aufl., Gustav Fischer Verlag, Jena.
HAVEN, D. S. & MORALES-ALAMO, R. (1966) Aspects of biodeposition by oysters and other invertebrate filter feeders. Limnol. Oceanogr. 11: 487-498.
HAVEN, D. S. & MORALES-ALAMO, R. (1972) Biodeposition as a factor in sedimentation of fine suspended solids in estuaries. Geol. Soc. Mem. 133: 121-130.
HAWKINS, A. J. S., BAYNE, B. C. & CLARKE, K. R. (1983) Coordinated rhythms of digestion, absorption and excretion in *Mytilus edulis* (Bivalvia, Mollusca). Mar. Biol. 74: 41-48.
HEDQVIST-JOHNSON, K. & ANDRE, C. (1991) The impact of the brown shrimp *Crangon crangon* L. on soft-bottom meiofauna: An experimental approach. Ophelia 34: 41-49.
HENDERSON, P. A. & HOLMES, R. H. A. (1989) Whiting migration in the Bristol Channel: A predator-prey relationship. J. Fish Biol. 34: 409-416.
HENRIKSEN, K., JENSEN, A. & RASMUSSEN, M. B. (1984) Aspects of nitrogen and phosphorus mineralizaiton and recycling in the northern part of the Danish Wadden Sea. Neth. Inst. Sea Res. Publ. Ser. 10: 51-69.
HERLYN, M. (1996#) Zur Bestandssituation der Miesmuschelbänke des niedersächsischen Wattenmeeres. Mitteilg. NNA 1/1996, Schneverdingen: 56-61.
HERLYN, M. & MICHAELIS, H. (1996#) Struktur und Funktion von Miesmuschelpopulationen im Wattenmeer. Ökosystemforschung Niedersächsisches Wattenmeer, Hauptphase A, Teilprojektabschlußbericht (UBA-Texte in Vorbereitung).
HERLYN, M. & MILLAT, G. (1999) Decline of the intertidal blue mussel (*Mytilus edulis*) stock at the coast of Lower Saxony. Hydrobiologia (im Druck)
HERRMANN, J.-P, JANSEN, S., TEMMING, A. (1998a#) Fische und dekapode Krebse in der Sylt-Rømø Bucht. In: GÄTJE, C. & REISE, K. (Hrsg.): Ökosystem Wattenmeer - Austausch-, Transport- und Stoffumwandlungsprozesse. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg. S. 81-88
HERRMANN, J.-P, JANSEN, S., TEMMING, A. (1998b#) Konsumtion durch Fische und dekapode Krebse sowie deren Bedeutung für die trophischen Beziehungen in der Sylt- Rømø Bucht. In: GÄTJE, C. & REISE, K. (Hrsg.): Ökosystem Wattenmeer - Austausch-, Transport- und Stoffumwandlungsprozesse. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, 437-462.
HERRMANN, J.-P, JANSEN, S., TEMMING, A. (1998c#) Saisonale, diurnale und tidale Wanderungen von Fischen und der Sandgarnele (*Crangon crangon*) im Wattenmeer bei Sylt. In: GÄTJE, C. & REISE, K. (Hrsg.): Ökosystem Wattenmeer - Austausch-, Transport- und Stoffumwandlungsprozesse. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, 499-514.
HERTWECK, G. & LIEBEZEIT, G. (1996#) Biogenic and geochemical properties of intertidal biosedimentary deposits related to *Mytilus* beds. P.S.Z.N.I. Mar. Ecol. 17: 131-144.
HERTZLER, I. (1995#) Nahrungsökologische Bedeutung von Miesmuschelbänken für Vögel (Laro-Limikolen) im Nordfriesischen Wattenmeer. Diplomarbeit, Universität Göttingen.
HESSE, K.-J., BROCKMANN, U., HENTSCHKE, U. & TILLMANN, U. (1993) Nährstoffgradienten im Wattenmeer - Strukturen und Hypothesen. In: Schutzgemeinschaft Deutsche Nordseeküste e.V. (Hrsg.) Eutrophierung und Landwirtschaft. Schriftenreihe der Schutzgemeinschaft Deutsche Nordseeküste Heft Nr. 3: S. 43-57.
HESSE, K.-J., HENTSCHKE, U. & BROCKMANN, U. (1992) A synoptic study of nutrient and phytoplankton characteristics in the German Wadden Sea with respect to coastal eutrophication. In: COLOMBO, G.

et al. (Hrsg.): Marine Eutrophication and Population Dynamics. Olsen & Olsen, Fredensborg: S. 45-53.

HESSE, K.-J., TILLMANN, U., & BROCKMANN, U. (1995) Nutrient-Phytoplankton relations in the German Wadden Sea. ICES C.M. 1995/T: 8.

HEUERS, J. (1998#) Ansiedlung, Dispersion, Rekrutierung und Störungen als strukturierende Faktoren benthischer Gemeinschaften im Eulitoral. Dissertation Universität Bremen

HEUERS, J., JAKLIN, S., ZÜHLKE, R., DITTMANN, S., GÜNTHER, C.-P., HILDENBRANDT, H. & GRIMM, V. (1998#) A model on the distribution and abundance of the tube-building polychaete *Lanice conchilega* in the intertidal of the Wadden Sea. Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie, Bd 28: 207-215.

HICKEL, W. (1980) The influence of Elbe River Water on the Wadden Sea of Sylt (German Bight, North Sea). Dt. hydrogr. Z. 33: 43-52.

HICKEL, W. (1984) Seston in the Wadden Sea of Sylt (German Bight, North Sea). Neth. Inst. Sea Res. 10: 113-131.

HICKEL, W. (1989) Inorganic micronutrients and the eutrophication in the Wadden Sea of Sylt (German Bight, North Sea). In: Proceedings of the 21st. European Marine Biology Symposium, Gdansk. Polish Academy of Sciences, Wroclaw: S. 309-318.

HICKEL, W., MANGELSDORF, P. & BERG, J. (1993) The human impact in the German Bight: Eutrophication during three decades (1962-1991). Helgoländer Meeresunters. 47: 243-263.

HIGELKE, B. (1998#) Morphodynamik des Lister Tidebeckens. In: GÄTJE, C. & REISE, K. (Hrsg.): Ökosystem Wattenmeer - Austausch-, Transport- und Stoffumwandlungsprozesse. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg: S. 103-126.

HILD, A. (1997#) Geochemie der Sedimente und Schwebstoffe im Rückseitenwatt von Spiekeroog und ihre Beeinflussung durch biologische Aktivität. Forschungszentrum TERRAMARE Berichte Nr. 5: 70 S.

HILD, A. (1999) Morphology and Sedimentology of the Spiekeroog Backbarrier System. In: DITTMANN, S. (Hrsg.) The Wadden Sea Ecosystem - Stability Properties and Mechanisms Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg. S. 31-35.

HILD, A. & GÜNTHER, C.-P. (1999) Ecosystem Engineers: *Mytilus edulis* and *Lanice conchilega*. In: DITTMANN, S. (Hrsg.) The Wadden Sea Ecosystem - Stability Properties and Mechanisms Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg. S. 43-49.

HILGERLOH, G. (1996#) Miesmuscheln *(Mytilus edulis)* als Nahrung von Eiderenten *(Somateria mollissima)* auf den Nordseeinseln Langeoog und Spiekeroog. Acta Ornithoecol. 33: 239-243.

HILGERLOH, G., HERLYN, M. & MICHAELIS, H. (1997#) The influence of predation by Herring Gulls *Larus argentatus* and Oystercatchers *Haematopus ostralegus* on a newly established mussel *Mytilus edulis* bed in autumn and winter. Helgoländer Meeresunters. 51: 173-189.

HOELKER, F. & HAMMER, C. (1994) Growth and food of ruffe *Gymnocephalus cernuus* (L.) in the Elbe estuary. Arch. Fish Mar. Res. 42: 47-62.

HOFSTEDE, J. (1994) Meeresspiegelanstieg und Auswirkungen im Bereich des Wattenmeeres. In: LOZÁN, J. L., RACHOR E., REISE K., V. WESTERNHAGEN H. & LENZ, W. (Hrsg.): Warnsignale aus dem Wattenmeer. Blackwell, Berlin: S. 17-23.

HOLLING, C. S. (1992) Cross-scale morphology, geometry, and dynamics of ecosystems. Ecological Monographs 62 (4): 447-502.

HOLTHUIJZEN, Y. A. (1979) The food of the spotted redshank *Tringa erythropus* in the Dollard. Limosa 52: 22-33.

HÖPNER, T. (1994#) Auswirkungen der Ästuarvertiefung in der Emsmündung. In: LOZÁN, J. L., RACHOR, E., REISE, K., V. WESTERNHAGEN, H. & LENZ, W. (Hrsg.): Warnsignale aus dem Wattenmeer. Blackwell, Berlin: S. 171-175.

HULSCHER, J. B. (1983) Oystercatcher (*Haematopus ostralegus* L.). In: WOLFF, W. J. (Hrsg.). Ecology of the Wadden Sea. A.A. Bolkema, Rotterdam, S. 6/92-6/104.

HUNTER, E. & NAYLOR, E. (1993) Intertidal migration by the shore crab *Carcinus maenas*. Mar. Ecol. Prog. Ser. 101: 131-138.

HÜTTEL, M. (1988) Zur Bedeutung der Macrofauna für die Nährsalzprofile im Wattsediment. Ber. Inst. Meeresk. Kiel 182: 1-203.

HÜTTEL, M. (1990) Influence of the lugworm *Arenicola marina* on porewater nutrient profiles of sand flat sediments. Mar. Ecol. Prog. Ser. 62: 241-248.

HÜTTEL, M. & GUST, G. (1992) Impact of bioroughness on interfacial solute exchange in permeable sediments. Mar. Ecol. Prog. Ser. 89: 253-267.

HÜTTEL, M., ZIEBIS, W. & FORSTER, S. (1996) Flow-induced uptake of particulate matter in permeable sediments. Limnol. Oceanogr. 41: 309-322.

IRION, G., SCHINDLER, T. & DÜNNEBIER J. (1997) Different trends of sedimentation and accumulation of pollutants in muddy and sandy flats of the Jade Bight (SE North Sea). Forschungszentrum TERRAMARE Berichte Nr. 2: 47-48.

JANSSEN, G. M. & KUIPERS, B. R. (1980) On tidal migration in the shrimp *Crangon crangon*. Neth. J. Sea Res. 14: 339-348.

JARAMILLO, E., BERTRÁN, C. & BRAVO, A. (1992) Mussel biodeposition in an estuary in southern Chile. Mar. Ecol. Prog. Ser. 82: 85-94.

JENSEN, J., MÜGGE, H.-E. & VISSCHER, G. (1988) Untersuchungen zur Wasserstandsentwicklung in der Deutschen Bucht. Die Küste 47: 135-161.

JENSEN, K. T. & JENSEN, J. N. (1985) The importance of some epibenthic predators on the density of juvenile benthic macrofauna in the Danish Wadden Sea. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 89:157-174.

JESPERSEN, M. & RASMUSSEN, E. (1994) Koresand - Die Entwicklung eines Außensandes vor dem dänischen Wattenmeer. Die Küste 56: 79-91.

JOENSSON, B., SUNDBAECK, K., NILSSON, P., SWANBERG, I.L. & EKEBOM, J. (1993) Does the influence of the epibenthic predator *Crangon crangon* L. (brown shrimp) extend to sediment microalgae and bacteria? Neth. J. Sea Res. 31: 83-94.

JONES, C. G. & LAWTON, J. H. (1995) Linking Species and Ecosystems. Chapman & Hall, New York, 387 S.

JONES, C. G., LAWTON, J. H. & SHACHAK, M. (1994) Organisms as ecosystem engineers. Oikos 69: 373-386.

JONGE, V. N. DE, ESSINK, K. & BODDEKE, R. (1993) The Dutch Wadden Sea: a changed ecosystem. Hydrobiologia 265: 45-71.

JØRGENSEN, B. B. (1977) The sulfur cycle of a coastal marine sediment. Limnology and Oceanography 22: 814-832.

JØRGENSEN, B. B. (1982) Mineralization of organic matter in the sea bed; the role of sulfate reduction. Nature 307: 148-150.

JØRGENSEN, B. B. (1987) Ecology of the sulphur cycle: Oxidative pathways in sediments. In: COLE, J. A. & FERGUSON, S. (Hrsg.) The nitrogen and sulphur cycles. Cambridge Univ. Press, Cambridge: S. 31-63.

KAMERMANS, P. & HUITEMA, H. J. (1994) Shrimp (*Crangon crangon* L.) browsing upon siphon tips inhibits feeding and growth in the bivalve *Macoma balthica* (L.). J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 175: 59-75.

KASTLER, T. & MICHAELIS, H. (1997) Der Rückgang der Seegrasbestände im niedersächsischen Wattenmeer. Ber. Forschungsstelle Küste 41: 119-139.

KAUTSKY, N. & EVANS, S. (1987) Role of biodeposition by *Mytilus edulis* in the circulation of matter and nutrients in a Baltic coastal ecosystem. Mar. Biol. Prog. Ser. 38: 201-212.

KELLERMANN A., GÄTJE, C. & SCHREY, E. (1997#) Ökosystemforschung im Schleswig-Holsteinischen Wattenmeer. In: FRÄNZLE, O., MÜLLER, F. & SCHRÖDER, W. (Hrsg.): Handbuch der Umweltwissenschaften. Ecomed, Landsberg, V-4.1.1, 16 S.

KETZENBERG, C. & EXO, K.-M. (1997#) Raum-Zeit-Muster und Nahrungskonsumtion von Limikolen auf dem Frühjahrs- und Herbstzug im Rückseitenwatt der Insel Spiekeroog. ELAWAT Abschlußbericht des Teilprojektes B 11, FKZ 03F0112A, Wilhelmshaven.

KIØRBOE, T., MØHLENBERG, F. & NØHR, O. (1980) Feeding, particle selection and carbon absorption in *Mytilus edulis* in different mixtures of algae and resuspended bottom material. Ophelia 19: 193-205.

KIRBY, R. 1997. Distinguishing accretion- from erosion-dominated muddy coasts. Forschungszentrum TERRAMARE Berichte Nr. 2: 51-53.

KLEIN BRETELER, W. C. M. (1976a) Migration of the Shore Crab, *Carcinus maenas*, in the Dutch Wadden Sea. Neth. J. Sea Res. 10: 338-353.

KLEIN BRETELER, W. C. M. (1976b) Settlement, growth and reproduction of the Shore Crab, *Carcinus maenas*, on tidal flats in the Dutch Wadden Sea. Neth. J. Sea Res. 10: 354-376.

KLEIN BRETELER, W. C. M. (1983) The Shore Crab *Carcinus maenas*. In: WOLFF, W. J. (Hrsg.): Ecology of the Wadden Sea. A. A. Balkema, Rotterdam: 4/119-4/122.

KLOK, B. & SCHALKERS, K. M. (1980) De veranderingen in de Waddenzee ten gevolge van de afsluiting van de Zuiderzee. Rijkswaterstaat, Studiedienst Hoorn, Notitie 78.H238: 12 S.

KNUST, R. (1996#) Thematischer Report „Umweltbeobachtung“. Ökosystemforschung Niedersächsisches Wattenmeer, Teilvorhaben Niedersächsisches Wattenmeer, Forschungsbericht 108 02 085 / 21

KNUST, R., GAUTIER, M. & ULLEWEIT, J. (1995#) Entwicklung einer Umweltbeobachtungsstrategie für Fische und Dekapoden. Ökosystemforschung Wattenmeer, Teilvorhaben Niedersächsisches Wattenmeer, A-Teil Abschlußbericht, Forschungsbericht 108 02 085 / 21

KOPACZ, U. (1994#) Evidence for tidally-induced vertical migration of some gelatinous zooplankton in the Wadden Sea area near Sylt. Helgoländer Meeresunters. 48: 333-342.

KOSFELD, C. (1989) Mikrobieller Abbau von Faeces der Miesmuschel (*Mytilus edulis* L.). Dissertation, Christian Albrechts Universität, Kiel: 131 S.

KRAMER, J. & RHODE, H. (Hrsg.) (1992) Historischer Küstenschutz. Verlag Konrad Wittwer, Stuttgart: 567 S.

KREBS, C. J. (1985) Ecology. The experimental analysis of distribution and abundance. Harper & Row, New York, Cambridge.

KRISTENSEN, E., JENSEN, M. H. & JENSEN, K. M. (1998#) Sulfur Dynamics in Sediments of Königshafen. In: GÄTJE, C. & REISE, K. (Hrsg.) Ökosystem Wattenmeer - Austausch-, Transport- und Stoffumwandlungsprozesse. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg: S. 233-256.

KRÖNCKE, I. (1996#) Impact of biodepositon on macrofauna communitits in intertidal sandflats. P.S.Z.N.I. Mar. Ecol. 17: 159-174.

KRUMBEIN, W., BRUMSACK, H.-J., LIEBEZEIT, G., RULLKÖTTER, J., LEU, T., KNAUTH-KÖHLER, K., ALBERS, B., BROCKS, P., ROHJANS, D., HILD, A., BÖTTCHER, M. & BEHRENDS, B. (1997#) Der Einfluss mikrobieller und organisch-anorganisch geochemischer Prozesse auf die Elastizität des Wattenmeeres im Bereich des Systems Miesmuschelbank. ELAWAT-Teilprojektabschlußbericht, 184 S.

KÜHL, H. & KUIPERS, B. R. (1983) Qualitative food relationships of Wadden Sea fishes. In: WOLFF, W.J. (Hrsg.): Ecology of the Wadden Sea. A.A. Balkema, Rotterdam, S. 2/112-2/123

KUIPERS, B.R. & DAPPER, R. (1981) Production of *Crangon crangon* in the tidal zone of the Dutch Wadden Sea. Neth. J. Sea Res. 15: 33-53.

KUIPERS, B.R. & DAPPER, R. (1984) Nursery function of Wadden Sea tidal flats for the brown shrimp *Crangon crangon*. Mar. Ecol. Prog. Ser. 17: 171-181.

LASSEN, H. (1995) Interpretation von Wasserstandsveränderungen in der Deutschen Bucht auf der Basis der Ergebnisse eines KFKI-Projektes. Die Küste 57: 121-134.

LAWTON, J. H. & BROWN, V. K. (1994) Redundancy in ecosystems. In: SCHULZE, E.-D. & MOONEY, H.A. (Hrsg.): Biodiversity and Ecosystem Function. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, S. 255-270.

LAWTON, J. H. & JONES, C. G. (1995) Linking species and ecosystems: Organisms as Ecosystem engineers. In: JONES, C. G. & LAWTON, J. H. (Hrsg.): Linking Species and Ecosystems. Chapman & Hall, New York, S. 141-150.

LEONARD, L. A., HINE, A. C. & LUTHER, M. E. (1995) Surficial sediment transport and deposition processes in a *Juncus roemerianus* marsh, west-central Florida. Jour. of Coastal Research 11 (2): 322-336.

LEOPOLD, M.F., SKOV, H. & HÜPPOP, O. (1993) Where does the Wadden Sea end? Links with the adjacent North Sea. WSNL 1993-3: 5-9.

LEOPOLD, M. F., VAN DER WERF, B., RIES, E. H. & REIJNDERS, P. J. H. (1997) The importance of the North Sea for winter dispersal of harbour seals *Phoca vitulina* from the Wadden Sea. Biol. Conserv. 81: 97-102.

LEVINTON, J. S. & LOPEZ, G. R. (1977) A model of renewable resources and limitation of deposit-feeding benthic populations. Oecologia (Berl.) 31: 177-190.

LIEBEZEIT, G., BEHRENDS, B. & KRAUL, T. (1996) Variability of nutrients and particulate matter in back-barrier tidal flats on the East Frisian Wadden Sea. Senckenbergiana marit. 26: 195-202.

LOUTERS, T. & GERRITSEN, F. (1994) The Riddle of the Sands. A Tidal System's Answer to a Rising Sea Level. National Institute for Coastal and Marine Management/RIKZ. 69 S.

LOZÁN, J. L. (1990). Zur Gefährdung der Fischfauna - Das Beispiel der diadromen Fischarten und Bemerkungen über andere Spezies. In: LOZÁN, J. L., LENZ, W. E., RACHOR, E., WATERMANN, B. & V. WESTERNHAGEN, H. (Hrsg.): Warnsignale aus der Nordsee. Parey, Berlin, Hamburg S. 231-249.

LOZÁN, J. L. (1994) Über die ökologische und wirtschaftliche Bedeutung der Nordseegarnele im Wattenmeer mit Bemerkungen über andere Krebsarten. In: LOZÁN, J. L., RACHOR, E., REISE, K., V. WESTERNHAGEN, H. & LENZ, W. (Hrsg.): Warnsignale aus dem Wattenmeer. Blackwell, Berlin, S. 117-122.

LOZÁN, J. L., BRECKLING, P., FONDS, M., KROG, C., VAN DE WEER, H. W. & WITTE, J. I. J. (1994) Über die Bedeutung des Wattenmeeres für die Fischfauna und deren regionale Veränderung. In: LOZÁN, J. L., RACHOR, E., REISE, K., V. WESTERNHAGEN, H. & LENZ, W. (Hrsg.): Warnsignale aus dem Wattenmeer. Blackwell, Berlin, S. 226-234.

MACKIN, J. E. & SWIDER, K. T. (1989) Organic matter decomposition pathway and oxygen consumtion in coastal marine sediments. J. Mar. Res. 47: 681-716.

MARTENS, P. (1992) Inorganic phytoplankton nutrients in the Wadden Sea areas off Schleswig-Holstein. II. Dissolved ortho-phosphate and reactive silicate with comments on the zooplankton. Helgoländer Meeresunters. 46: 103-115.

MARTENS, P. & ELBRÄCHTER, M. (1998#) Zeitliche und räumliche Variabilität der Mikronährstoffe und des Planktons im Sylt-Rømø Wattenmeer. In: GÄTJE, C. & REISE, K. (Hrsg.): Ökosystem Watten-

meer - Austausch-, Transport- und Stoffumwandlungsprozesse. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg: S. 65-80.

MATTILA, J. (1997) The importance of shelter, disturbance and prey interactions for predation rates of tube-building polychaetes (*Pygospio elegans* (Claperede)) and free-living tubificoid oligochaetes. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 218: 215-228.

MCGRORTY, S., CLARKE, R. T., READING, C. J. & GOSS-CUSTARD, J. D. (1990) Population dynamics of the mussel *Mytilus edulis*: density changes and regulation of the population in the Exe estuary, Devon. Mar. Ecol. Prog. Ser. 67: 157-169.

MEIRE, P. M., SCHEKKERMANN, H. & MEININGER, P. L. (1994) Consumption of benthic invertebrates by waterbirds in the Oosterschelde estuary, SW Netherlands. Hydrobiologia 282/283: 525-546.

MELTOFTE, H., BLEW, J., FRIKKE, J., RÖSNER, H.-U. & SMIT, C. J. (1994) Numbers and distribution of waterbirds in the Wadden Sea. Results and evaluation of 36 simultaneous counts in the Dutch-German-Danish Wadden Sea 1980 - 1991. IWRB Publication 34/Wader Study Group Bull. 74, Special issue.

MICHAELIS, H. & REISE, K. (1994#) Langfristige Veränderungen des Zoobenthos im Wattenmeer. In: LOZÁN, J. L., RACHOR, E., REISE, K., V. WESTERNHAGEN, H. & LENZ, W. (Hrsg.): Warnsignale aus dem Wattenmeer. Blackwell, Berlin: S. 106-117

MICHAELIS, H., OBERT, B., SCHULTENKÖTTER, I. & BÖCKER, L. (1995) Die Miesmuschelbestände der niedersächsischen Watten, 1989-1991. Ber. Forschungsstelle Küste 40: 55-70.

MISDORP, R., STEYAERT, F., HALLIE, F. & DE RONDE, J. (1990) Climate change, sea level rise and morphological developments in the Dutch Wadden Sea, a marine wetland. In: BEUKEMA, J. J., WOLFF, W. J. & BROUNS, J. J. W. M. (Hrsg.): Expected Effects of Climatic Change on Marine Coastal Ecosystems. Kluwer Academic Publ.: 123-131.

MÖBIUS, K. (1893) Über die Thiere der Schleswig-holsteinischen Austernbänke, ihre physikalischen und biologischen Lebensverhältnisse. Sonderber. Preuss. Akad. Wiss. 7: 33-58.

NEHLS, G. (1989) Occurence and food consumption of the Common Eider, *Somateria mollissima*, in the Wadden Sea of Schleswig-Holstein. Helgoländer Meeresunters. 43: 385-393.

NEHLS, G. (1995#) Strategien der Ernährung und ihre Bedeutung für Energiehaushalt und Ökologie der Eiderente (*Somateria mollissima* (L. 1758)). Berichte, Forsch.- u. Technologiezentrum Westküste d. Univ. Kiel, Nr. 10, 177 S.

NEHLS, G. & THIEL, M. (1993#) Large-scale distribution patterns of the Mussel *Mytilus edulis* in the Wadden Sea of Schleswig-Holstein: Do storms structure the ecosystem? Neth. J. Sea Res. 31: 181-187.

NEHLS, G. & TIEDEMANN, R. (1993#) What determines the densities of feeding birds on tidal flats? A case study on dunlin, *Calidris alpina*, in the Wadden Sea. Neth. J. Sea Res. 31: 375-384.

NEHLS, G. & SCHEIFFARTH, G. (1998#) Rastvogelbestände im Sylt-Rømø Wattenmeer. In: GÄTJE, C. & REISE, K. (Hrsg.): Ökosystem Wattenmeer - Austausch-, Transport- und Stoffumwandlungsprozesse. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg: 89-94.

NEHLS, G., HERTZLER, I., KETZENBERG, C. & SCHEIFFARTH, G. (1998#) Die Nutzung stabiler Miesmuschelbänke durch Vögel. In: GÄTJE, C. & REISE, K. (Hrsg.) Ökosystem Wattenmeer - Austausch-, Transport- und Stoffumwandlungsprozesse. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg: 421-435.

NEIRA, C. (1992) Benthic fecal pellets. Cycling of sediment and organic carbon by *Heteromastus filiformis*. Diss. Univ. Oldenburg 159 S.

NEIRA, C. & HÖPNER, T. (1993#) Fecal pellet production and sediment reworking potential of the polychaete *Heteromastus filiformis* show a tide dependent periodicity. Ophelia 37: 175-185.

NEIRA, C. & RACKEMANN, M. (1996#) Black spots produced by buried macroalgae in intertidal sandy sediments of the Wadden Sea: Effects on the meiobenthos. J. Sea.Res. 36: 153-170.

NEWELL, R. C. (1965) The role of detritus in the nutrition of two marine deposit-feeders, the prosobranch *Hydrobia ulvae* and the bivalvae *Macoma balthica*. Proc. Zool. Soc. Lond. 144: 25-45.

NIEMEYER, H. D., GOLDENBOGEN, R. SCHROEDER, E. & KUNZ, H. (1995) Untersuchungen zur Morphodynamik des Wattenmeeres im Forschungsvorhaben WADE. Die Küste 57: 65-94.

NIESEL, V. (1997) Populationsdynamische und ökophysiologische Konsequenzen des Wattaufenthaltes für Phytoplankter der Nordsee. Forschungszentrum TERRAMARE Berichte Nr. 7: 85 S.

NIESEL, V. (1999) Distribution of Nutrients, Algae and Zooplankton in the Spiekeroog Backbarrier System. In: DITTMANN, S. (Hrsg.) The Wadden Sea Ecosystem - Stability Properties and Mechanisms Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg. S. 77-94.

NILSSON, P., SUNDBAECK, K. & JOENSSON, B. (1993) Effect of the brown shrimp *Crangon crangon* L. on endobenthic macrofauna, meiofauna and meiofaunal grazing rates. Neth. J. Sea Res. 31: 95-106.

NORDHAUSEN, W. (1987) Nemertinen als Räuber im Wattboden der Nordsee. Untersuchungen an *Lineus viridis* (Müller 1774). Diplomarbeit, Universität Göttingen.

NORDHAUSEN, W. (1988) Impact of the nemertean *Lineus viridis* on its polychaete prey on an intertidal flat. Hydrobiologia 156: 39-46.
NORKKO, A. (1998) The impact of loose-lying algal mats and predation by the brown shrimp *Crangon crangon* (L.) on infaunal prey dispersal and survival. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 221: 99-106.
NORRIS, K. (1998) Book Review. Wader Study Group Bull. 86: 14-16
O´NEILL, R. V., DEANGELIS, D. L., WAIDE, J. B. & ALLEN, T. F. H. (Hrsg.) 1986. A Hierarchical Concept of Ecosystems. Monographs in Populations Biology 23. Princeton University Press, Princeton, 235 S.
OBERT, B. (1995) Entwicklung einer neuangesiedelten Miesmuschelbank des Brutfalls 1991 im Norderneyer Watt. Ber. Forschungsstelle Küste 40: 71-76.
OBERT, B. & MICHAELIS, H. (1991) History and ecology of the mussel beds (*Mytilus edulis* L.) in the catchment area of a Wadden Sea tidal inlet. In: ELLIOTT, M. & DUCROTOY, J.-P (Hrsg.): Estuaries and Coasts: Spatial and Temporal Intercomparisons. Olsen & Olsen. S: 185-194.
OENEMA, O. & DELAUNE, R. D. (1988) Accretion Rates in Salt Marshes in the Eastern Scheldt, South-west Netherlands. Estuarine, Coastal and Shelf Science 26: 379-394.
OOST, A. P. (1995) Dynamics and sedimentary development of the Dutch Wadden Sea with emphasis on the Frisian inlet: a study of the barrier islands, ebb-tidal deltas, inlets and drainage basins. Geologica Ultraiectina, Medelingen van de Faculteit Aardwetenschappen Universiteit Utrecht, No 126: 455 S.
OOST, A. P. & DE BOER, P. L. (1994) Sedimentology and development of barrier islands, ebb-tidal deltas, inlets and backbarrier areas of the Dutch Wadden Sea. Senckenbergiana marit. 24: 65-115.
PAINE, R. T. (1966) Food web complexity and species diversity. Am. Nat. 100: 65-75.
PAINE, R. T. (1969) A note on trophic complexity and community stability. Am. Nat. 103: 91-93.
PATERSON, D. M., YALLOP, M. L. & GEORGE, C. (1994) Spatial variability in sediment erodibility on the island of Texel. In: KRUMBEIN, W.E., PATERSON, D.M. & STAL, L.J. (Hrsg.): Biostabilization of Sediments. BIS-Verlag, Oldenburg: S. 107-120.
PEJRUP, M., LARSEN, M. & EDELVANG, K. (1997) A fine-grained sediment budget for the Sylt-Rømø tidal basin. Helgoländer Meeresunters. 51: 253-268.
PETERSEN, B. & EXO, K.-M. (1999#) Predation of waders and gulls on *Lanice conchilega* tidal flats in the Wadden Sea. Mar. Ecol. Prog. Ser. 178: 229-240.
PHILIPPART, C. J. M. (1995) Effect of periphyton grazing by *Hydrobia ulvae* on the growth of *Zostera noltii* on a tidal flat in the Dutch Wadden Sea. Mar. Biol. 122: 431-437.
PIERSMA, T. (1987) Production by intertidal benthic animals and limits to their predation by shorebirds: a heuristic model. Mar. Ecol. Prog. Ser. 38: 187-196.
PIERSMA, T. & KOOLHAAS, A. (1997) Shorebirds, shellfish(eries) and sediments around Griend, Western Wadden Sea, 1988-1996. - NIOZ-Rapport 1997-7, Netherlands Institute for Sea Research, Texel.
PIHL, L. (1985) Food selection and consumption of mobile epibenthic fauna in shallow marine areas. Mar. Ecol. Prog. Ser. 22: 169-179.
PIHL, L. & ROSENBERG, R. (1982) Food selection and consumption of the shrimp *Crangon crangon* in some shallow marine areas in western Sweden. Mar. Ecol Prog. Ser. 15: 159-168.
POHLMANN, T., BEDDING, S., BROCKMANN, U., DICK, S., DOERFFER, R., ENGEL, M., HESSE, K.-J., KÖNIG, P., MAYER, B., MOLL, A., MURPHY, D., PULS, W., RAABE, T., RICK, H.-J., SCHMIDT-NIA, R., SCHÖNFELD, W., & SÜNDERMANN, J. (1998) Combined analysis of field and model data: A field study of the phosphate dynamics in the German Bight in summer 1994. KUSTOS / TRANSWATT Abschlußbericht: 471-511.
POSEY, M. H. (1990) Functional approaches to soft-substrate communities: How useful are they? Rev. Aquat. Sci. 2: 343-356.
POSTMA, H. (1967) Sediment transport and sedimentation in the marine environment. In: LAUFF, G.H. (Hrsg.) Estuaries. S. 158-179.
POSTMA, H. (1981) Exchange of materials between the North Sea and the Wadden Sea. Mar. Geol. 40: 199-215.
POSTMA, H. (1984) Introduction to the Symposium on organic matter in the Wadden Sea. Neth. J. Sea Res. 10: 15-22.
PRINS, T. C. & SMAAL, A. C. (1994) The role of the blue mussel *Mytilus edulis* in the cycling of nutrients in the Oosterschelde estuary (The Netherlands). Hydrobiologia 282/283: 413-429.
PROKOSCH, P. (1988) Das Schleswig-Holsteinische Wattenmeer als Frühjahrs-Aufenthaltsgebiet arktischer Watvogelpopulationen am Beispiel von Kiebitzregenpfeifer (*Pluvialis squatarola*, L. 1758), Knutt (*Calidris canutus*, L. 1758) und Pfuhlschnepfe (*Limosa lapponica*, L. 1758). Corax 12: 273-442.

PULFRICH, A. (1995#) Reproduction and recruitment in Schleswig-Holstein Wadden Sea edible mussel (*Mytilus edulis* L.) populations. Berichte aus dem Institut für Meereskunde, Universität Kiel, Nr. 268: 1-150.

PULS, W., VAN BEUSEKOM, J. E. E., BROCKMANN, U., DOERFFER, R., HENTSCHKE, U., KÖNIG, P., MURPHY, D., MAYER, B., MÜLLER, A., POHLMANN, T., REIMER, A., SCHMIDT-NIA, R. & SÜNDERMANN, J. (1998) Suspended matter regimes in the German Bight and the German Wadden Sea. KUSTOS/TRANSWATT Abschlußbericht: 213-254.

RAFFAELLI, D. & HAWKINS, S. (1996) Intertidal Ecology. Chapman & Hall, London. 356 S.

RAFFAELLI, D., CONACHER, A., MCLACHLAN, H. & EMES, C. 1989. The role of epibenthic crustacean predators in an estuarine food web. Estuar. Coast. Shelf Sci. 28: 149-160.

RAGUTZKI, G. & RÖHRING (1994) Die Bestimmung der Erosionsfestigkeit und zugeordneter bodenphysikalischer Parameter im Bereich anoxischer und oxischer Sedimentoberflächen. Ökosystemforschung Wattenmeer, Teilvorhaben Niedersächsisches Wattenmeer, A-Teil Abschlußbericht, Forschungsbericht 108 02 085 / 21

RASMUSSEN, E. (1973) Systematics and ecology of the Isefjord marine fauna (Denmark). Ophelia 11: 1-495.

RAUK, G. (1983) The possibility of long-term changes in stock size of fish species living in the Wadden Sea. In: WOLFF, W. J. (Hrsg.): Ecology of the Wadden Sea. A. A. Balkema, Rotterdam, S. 2/33-2/42.

REICHERT, W. (1988) Impact of bioturbation by *Arenicola marina* on microbiological parameters in intertidal sediments. P.S.Z.N.I. Mar. Ecol. 44: 149-158.

REIJNDERS, P. J. H. (1992) Retrospective population analysis and related future management perspectives for the harbour seal *Phoca vitulina* in the Wadden Sea. Publ. Ser. Neth. Inst. Sea Res. 20: 193-197.

REIJNDERS, P. J. H., DRESCHER, H. E., VAN HAAFTEN, J. L., BØGEBJERG HANSEN, E. & TOUGAARD, S. (1983) Population dynamics of the Harbour Seal in the Wadden Sea. In: WOLFF, W. J. (Hrsg.): Ecology of the Wadden Sea. A. A. Balkema, Rotterdam, S. 7/19-7/32.

REIJNDERS, P. J. H., RIES, E. H., TOUGAARD, S., NØRGAARD, N., HEIDEMANN, G., SCHWARZ, J., VARESCHI, E. & TRAUT, I. M. (1997) Population development of harbour seals *Phoca vitulina* in the Wadden Sea after the 1988 virus epizootic. J. Sea Res. 38: 161-168.

REIMER, A., BRASSE, S., DOERFFER, R., DÜRSELEN, C.-D., KEMPE, S., MICHAELIS, W., RICK, H.-J. & SEIFERT, R. (1998) Carbon cycling in the German Bight: An estimate of transformation processes and transport. KUSTOS / TRANSWATT Abschlußbericht: 449-470.

REISE, K. (1983a) The role of predation on intertidal flats. In: WOLFF, W. J. (Hrsg.): Ecology of the Wadden Sea. A. A. Balkema, Rotterdam, S. 4/105-4/107.

REISE, K. (1983b) Sewage, green algal mats anchored by lugworms, and the effect on Turbellaria and small Polychaeta. Helgoländer Meeresunters. 36: 151-162.

REISE, K. (1985) Tidal Flat ecology. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg. 191 S.

REISE, K. (1993#) Die verschwommene Zukunft der Nordseewatten. In: SCHELLNHUBER, H.-J. & STERR, H. (Hrsg.): Klimaänderung und Küste. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg. S. 223-229.

REISE, K. (1994#) Changing life under the tides of the Wadden Sea during the 20th century. Ophelia Suppl. 6: 117-125.

REISE, K. (1995) Predictive ecosystem research in the Wadden Sea. Helgoländer Meeresunters. 49: 495-505.

REISE, K. (1996) Das Ökosystem Wattenmeer im Wandel. Geographische Rundschau 48, Heft 7-8: 442-449.

REISE, K. (1997) Vorkommen von Grünalgen und Seegras im Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer. Ökosystemforschung Wattenmeer - Teilvorhaben Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer. UBA-Texte 70/97, Umweltbundesamt, Berlin, 28S.

REISE, K. (1998a) Coastal change in a tidal backbarrier basin of the northern Wadden Sea: are tidal flats fading away? Senckenbergiana marit. 29:121-127

REISE, K. (1998b) Meeresküsten: Das Wattenmeer. In: WEGENER, U. (Hrsg.): Naturschutz in der Kulturlandschaft. Gustav Fischer Verlag, Jena, Stuttgart, Lübeck, Ulm: S. 103-125.

REISE, K. (1998c) Pacific oysters invade mussel beds in the European Wadden Sea. Senckenbergiana marit. 28: 167-175.

REISE, K. & SCHUBERT, A. (1987) Macrobenthic turnover in the subtidal Wadden Sea: the Norderaue revisited after 60 years. Helgoländer Meeresunters. 41: 69-82.

REISE, K. & LACKSCHEWITZ, D. (1998#) Biota des Wattenmeeres zwischen Sylt und Rømø. In: GÄTJE, C. & REISE, K. (Hrsg.): Ökosystem Wattenmeer - Austausch-, Transport- und Stoffumwandlungsprozesse. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg: 55-64.

REISE, K., HERRE, E. & STURM, M. (1989) Historical changes in the benthos of the Wadden Sea around the island of Sylt in the North Sea. Helgoländer Meeresunters. 43: 417-433.

REISE, K., HERRE, E. & STURM, M. (1994a#) Biomass and abundance of macrofauna in intertidal sediments of Königshafen in the northern Wadden Sea. Helgoländer Meeresunters. 48: 201-215.

REISE, K., KOLBE, K. & DE JONGE, V. (1994b#) Makroalgen und Seegrasbestände im Wattenmeer. In: LOZÁN, J. L., RACHOR, E., REISE, K., V. WESTERNHAGEN, H. & LENZ, W. (Hrsg.): Warnsignale aus dem Wattenmeer. Blackwell, Berlin: S. 90-100.

REISE, K., ARMONIES, W. & SIMON, M.K. (1997#) Sensibilität qualitativer Bioindikatoren im Wattenmeer: Untersuchungen zur Elastizität und Stabilität der Lebensgemeinschaften im Eu- und Sublitoral. Ökosystemforschung Wattenmeer - Teilvorhaben Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer. UBA-Texte 71/97, Umweltbundesamt, Berlin, 77S.

REISE, K., KÖSTER, R., MÜLLER, A., ARMONIES, W., ASMUS, H., ASMUS, R., HICKEL, W. & RIETHMÜLLER, R. (1998#) Austauschprozesse im Sylt-Rømø Wattenmeer: Zusammenschau und Ausblick. In: GÄTJE, C. & REISE, K. (Hrsg.): Ökosystem Wattenmeer - Austausch-, Transport- und Stoffumwandlungsprozesse. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg: S. 529-558.

RHOADS, D. C. (1974) Organism-sediment relations on the muddy sea floor. Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev. 12: 263-300.

RHOADS, D. C. & YOUNG, D. K. (1970) The influence of deposit-feeding organisms on sediment stability and community trophic structure. J. Mar. Res. 28: 150-178.

RICK, H.-J., BAUMANN, M. E. M., BEDDING, S., BEIL, J., BRASSE, S., BROCKMANN, U., BUCHHOLZ, F., DIEL-CHRISTIANSEN, S., DÜRSELEN, C.-D., FEHNER, U., GÄRTNER, U., GEORGE, M., GÖBEL, A., HESSE, K.-J., KABATNIK, C., KLAWON, A., KOPP, R., KOSCHINSKI, P., KRAUSE, M., LADWIG, N., MEHRKÜHLER, C., MÜLLER, R., POREMBA, K., RAABE, T., REIMER, A., RIELING, T., RICK, S., SCHAUMANN, K., SCHÜTT, M., SÜNDERMANN, J., TILLMANN, A., TILLMANN, U., THOMAS, D.N., WEBER, A., WEIDE, G. & WOLFF, C. (1998) Balances and imbalances of production and respiration in German Bight pelagic systems. KUSTOS/TRANSWATT Abschlußbericht: 349-414.

RIES, E. H. (1993) Monitoring the activity patterns of free ranging Harbor Seals (*Phoca vitulina*) by means of VHF telemetry. WSNL 1993-3: 11-14.

RIESEN, W. & REISE, K. (1982) Macrobenthos of the subtidal Wadden Sea: revisited after 55 years. Helgoländer Meeresunters. 35: 409-423.

RÖSNER, H.-U. (1994#) Population indices for migratory birds in the Schleswig-Holstein Wadden Sea from 1987 to (1993) Ophelia Suppl. 6: 171-186.

RÖSNER, H.-U. (1997#) Rastvögel im Wattenmeer: Bestand, Verteilung und Raumnutzung. Ökosystemforschung Wattenmeer - Teilvorhaben Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer. Band 1 und 2. UBA-Texte 75/97, Umweltbundesamt, Berlin.

RUTGERS VAN DER LOEFF, M. M. (1981) Wave effects on sediment water exchange in a submerged sand bed. Neth. J. Sea Res. 15(1): 100-112.

RUTGERS VAN DER LOEFF, M. M., VAN ES, F. B., HELDER, W. & DE VRIES, R. T. P. (1981) Sediment water exchanges of nutrients and oxygen on tidal flats in the Ems-Dollard estuary. Neth. J. Sea Res. 15(1): 113-129.

RUTH, M. (1993#) Auswirkungen der Muschelfischerei auf die Struktur des Miesmuschelbestandes im schleswig-holsteinischen Wattenmeer – mögliche Konsequenzen für das Ökosystem. Arb. Dt. Fisch. 57: 85-102.

RUTH, M. & ASMUS, H. (1994) Muscheln: Biologie, Bänke, Fischerei und Kulturen. In: Warnsignale aus dem Wattenmeer. LOZÁN, J. L., RACHOR, E., REISE, K., V. WESTERNHAGEN, H. & LENZ, W. (Hrsg.) Blackwell, Berlin: S. 122-132.

SCHEIFFARTH, G. & NEHLS, G. (1995#) Nutzung unterschiedlicher Wattflächen im Königshafen. In: BOHLKEN, H. & HÖTKER, H. (Hrsg.): Trophischer und regulierender Stellenwert der Vögel im Ökosystem Wattenmeer. SWAP Teilprojekt 1.7a/2.5a/4.5b. Abschlußbericht, Büsum: 107-137.

SCHEIFFARTH, G. & NEHLS, G. (1997#) Consumption of benthic macrofauna by carnivorous birds in the Wadden Sea. Helgoländer Meeresunters. 51: 373-387.

SCHEIFFARTH, G. & NEHLS, G. (1998#) Saisonale und tidale Wanderungen von Watvögeln im Sylt-Rømø Wattenmeer. In: GÄTJE, C. & REISE, K. (Hrsg.): Ökosystem Wattenmeer - Austausch-, Transport- und Stoffumwandlungsprozesse. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg: 515-528.

SCHEIFFARTH, G., NEHLS, G. & AUSTEN, I. (1996#) Modelling distribution of shorebirds in the Wadden Sea and visualisation of results with the GIS IDIRSI. In: LORUP, E. & STROBL, J. (Hrsg.): IDRISI GIS 96 = Salzburger Geographische Materialien. Vol. 25. Selbstverlag des Instituts für Geographie der Universität Salzburg, Salzburg, http://www.edvz.sbg.at/geo/idrisi/idrgis96/scheiff/idrisicd.htm.

SCHERER, B. & REISE, K. (1981) Significant predation on micro- and macrobenthos by the crab *Carcinus maenas* L. in the Wadden Sea. Kieler Meeresforsch. Sonderheft 5: 490-500.

SCHNEIDER, G. & MARTENS, P. (1994#) A comparison of summer nutrient data obtained in Königshafen Bay (North Sea, German Bight) during two investigation periods: 1979-1983 and 1990-1992. Helgoländer Meeresunters. 48: 173-182.

SCHNEIDER, G., HICKEL, W. & MARTENS, P. (1998#) Lateraler Austausch von Nähr- und Schwebstoffen zwischen dem Nordsylter Wattgebiet und der Nordsee. In: GÄTJE, C. & REISE, K. (Hrsg.): Ökosystem Wattenmeer - Austausch-, Transport- und Stoffumwandlungsprozesse. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg: S. 341-366.

SCHUBERT, A. & REISE, K. (1986) Predatory effects of *Nephtys hombergii* on other polychaetes in tidal flat sediments. Mar. Ecol. Prog. Ser. 34: 117-124.

SCHULZE, E.-D. & MOONEY, H. A. (Hrsg.) (1994a) Biodiversity and Ecosystem Function. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg, 525 S.

SCHULZE, E.-D. & MOONEY, H. A. (1994b) Ecosystem Function of Biodiversity: A summary. In: SCHULZE, E.-D. & MOONEY, H. A. (Hrsg.): Biodiversity and Ecosystem Function. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, S. 497-510.

SCHWARZ, J. & HEIDEMANN, G. (1994) Zum Status der Bestände der Seehund- und Kegelrobbenpopulationen im Wattenmeer. In: LOZÁN, J. L., RACHOR, E., REISE, K., VON WESTERNHAGEN, H. & LENZ, W. (Hrsg.): Warnsignale aus dem Wattenmeer. Blackwell, Berlin, Oxford: 296-303.

SHA, L. P. & VAN DEN BERG, J. H. (1993) Variation in ebb-tidal geometry along the coast of the Netherlands and the German Bight. J. Coast. Res. 9: 730-746.

SIEVERS, U. (1989) Nahrungsökologische Untersuchungen an Seehunden (*Phoca vitulina*, Linne 1758) aus dem schleswig-holsteinischen Wattenmeer. Zool. Anz. 222: 249-260.

SIMON, M. & REISE, K. (1994#) Naturschutz im Wattenmeer kleinkariert? Ein Plädoyer für größere Kerngebiet. Nationalpark 4: 10-12.

SMAAL, A. C. & PRINS, T. C. (1993) The uptake of organic matter and the release of inorganic nutrients by bivalve suspension feeder beds. In: DAME, R. F. (Hrsg.): Bivalve filter feeders in estuarine and coastal ecosystem processes. NATO ASI Series G, Vol. 33. Springer-Verlag, Berlin. S. 271-298.

SMIT, C. J. (1983a) Production of biomass by invertebrates and consumption by birds in the Dutch Wadden Sea area. In: WOLFF, W. J. (Hrsg.): Ecology of the Wadden Sea. A. A. Balkema, Rotterdam: 6/290-6/301.

SMIT, C.J. (1983b) The importance of the Wadden Sea for estuarine birds. In: WOLFF, W.J. (Hrsg.) Ecology of the Wadden Sea. A.A. Balkema, Rotterdam: 6/280-6/289.

SMIT, C. J. & WOLFF, W. J. (1983) Birds of the Wadden Sea. In: WOLFF, W. J. (Hrsg.): Ecology of the Wadden Sea. A. A. Balkema, Rotterdam: 6/1-6/308.

SMIT, C. J. & ZEGERS, P. M. (1994) Shorebird counts in the Dutch Wadden Sea, 1980-91: a comparison with the 1965-77 period. Ophelia Suppl. 6: 163-170.

SMIT, C. J., DANKERS, N., ENS, B. J. & MEIJBOOM, A. (1998) Birds, Mussels, Cockles and Shellfish fishery in the Dutch Wadden Sea: How to deal with low food stocks for Eiders and Oystercatchers. - Senckenbergiana marit. 29: 141-153.

SNELGROVE, P. V. R. & BUTMAN, C. A. (1994) Animal-sediment relationships revisited: cause versus effect. Oeanogr. Mar. Biol. Ann. Rev. 32: 111-117.

SPIEGEL, F. (1997) Die Tidebecken des schleswig-holsteinischen Wattenmeeres: Morphologische Strukturen und Anpassungsbedarf bei weiter steigendem Meeresspiegel. Berichte Forsch. u. Technologiezentrum Westküste d. Univ. Kiel, Nr. 14, Büsum: 255 S.

STAL, L. J. (1994) Microbial mats: Ecophysiological interactions related to biogenic sediment stabilization. In: KRUMBEIN, W. E., PATERSON, D. M. & STAL, L. J. (Hrsg.): Biostabilization of Sediments. BIS-Verlag - Oldenburg: S. 41-53.

STEPHENS, D. W. & KREBS, J. R. (1986) Foraging theory. Princeton University Press, Princeton.

STEVENSON, J. C., WARD, L. G. & KEARNEY, M. S. (1988) Sediment transport and trapping in marsh systems: Implications of tidal flux studies. Mar. Geol. 80: 37-59.

STEWART, B. S., LEATHERWOOD, S., YOCHEM, P. K. & HEIDE-JØRGENSEN, M. P. (1989) Harbor seal tracking and telemetry by satellite. Mar. Mamm. Sci. 5: 361-375.

STEYAERT, F. H. I. & BAKKER, J. F. (1994) Folgen des Abschlußdeiches für die frühere Zuidersee und das Wattenmeer. In: LOZÁN, J. L., RACHOR, E., REISE, K., V. WESTERNHAGEN, H. & LENZ, W. (Hrsg.): Warnsignale aus dem Wattenmeer. Blackwell, Berlin: S. 175-178.

STOCK, M., KIEHL, K. & REINKE, H. D. (1997) Salzwiesenschutz im schleswig-holsteinischem Wattenmeer. Schriftenreihe des Nationalparks Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer. Heft 7. 47 S.

STRAATEN, L. M. J. U. VAN & KUENEN, P. H. (1957) Accumulation of fine-grained sediments in the Dutch Wadden Sea. Geol. Mijnb. (N.S.) 19: 329-354.

TAGHON, G. L., NOWELL, A. R. M. & JUMARS, P. A. (1984) Transport and breakdown of fecal pellets: biological and sedimentological consequences. Limnol. Oceanogr. 29: 64-72

TANSLEY, A. G. (1935) The use and abuse of vegetational concepts and terms. Ecology 16 (3): 284-307.

TEN BRINKE, W. B. M., AUGUSTINUS, P. G. E. F. & BERGER, G. W. (1995) Fine-grained sediment deposition on mussel beds in the Oosterschelde (The Netherlands), determined from

echosoundings, radio-isotopes and biodeposition field experiments. Estuar. Coast. Shelf Sci. 40: 195-217.

TENORE, K. R. & DUNSTAN, W. M. (1973) Comparison of feeding and biodeposition of three bivalves at different food levels. Mar. Biol. 21: 190-195.

TENORE, K. R., CAMMEN, C., FINDLEY, S. E. G. & PHILIPS, N. (1982) Perspectives of research on detritus: do factors controlling the availability of detritus to macroconsumers depend on its source? J. Mar. Res. 40: 473-490.

THIEL, H., GROSSMANN, M. & SPYCHALA, H. (1984) Quantitative Erhebungen über die Makrofauna in einem Testfeld im Büsumer Watt und Abschätzung ihrer Auswirkungen auf den Sedimentverband. Die Küste 40: 260-314.

THIEL, M. & REISE, K. (1993#) Interactions of nemertines and their prey on tidal flats. Neth. J. Sea Res. 31: 263-172.

THIEL, M. & DERNEDDE, T. (1994#) Recruitment of Shore Crabs (*Carcinus maenas*) on tidal flats: Mussel clumps as an important refuge for juveniles. Helgoländer Meeresunters. 48: 321-332.

THIEL, M., NORDHAUSEN, W. & REISE, K. (1993) Nocturnal surface of endobenthic nemertines on tidal flats. In: ELEFTHERIOU, A., ANSELL, A. D. & SMITH, C. J. (Hrsg.): Biology and ecology of shallow coastal waters. Proceedings of the 28th European Marine Biology Symposium, IMBC, Hersonissos, Crete, 1993. Olsen & Olsen, Fredensborg.

THOMPSON, P. M., MILLER, D., COOPER, R. & HAMMOND, P. S. (1994) Changes in the distribution and activity of female harbour seals during the breeding season: Implications for their lactation strategy and mating patterns. J. Anim. Ecol. 63: 24-30.

TIEWS, K. (1970) Synopsis of biological data on the common shrimp (*Crangon crangon* L. 1758). FAO Fish. Rept. 4, 57: 1167-1224.

TIEWS, K. (1983) Starke Veränderungen der Fisch- und Krabbenbestände im deutschen Wattenmeer im Zeitraum von 1954 - 1981. Inf. Fischwirtsch. 30: 144-146.

TIEWS, K. (1990) Langzeitentwicklung von 25 Fisch- und Krebstierbeständen im deutschen Wattenmeer (1954-1988). In: LOZÁN, J. L., LENZ, W.E., RACHOR, E., WATERMANN, B. & V. WESTERNHAGEN, H. (Hrsg.): Warnsignale aus der Nordsee. Parey, Berlin, Hamburg S. 250-251.

TOLLIT, D. J., GREENSTREET, S. P. R. & THOMPSON, P. M. (1997) Prey selection by harbour seals, *Phoca vitulina*, in relation to variations in prey abundance. Can. J. Zool. 75: 1508-1518.

TOUGAARD, S. & Common Wadden Sea Secretariat (1999) Common Seals in the Wadden Sea in 1998. WSNL 1999-1: im Druck.

TOUGAARD, S. (1989) Monitoring Harbour Seal (*Phoca vitulina*) in the Danish Wadden Sea. Helgoländer Meeresunters. 43: 347-356.

UHLIG, G. & SAHLING, G. (1995) *Noctiluca scintillans*: Zeitliche Verteilung bei Helgoland und räumliche Verbreitung in der Deutschen Bucht (Langzeitreihen 1970-1993). Ber. Biol. Anst. Helgoland 10: 1-127.

VAN BERNEM, K.-H., BLOME, D., KEUKER-RÜDIGER, R., RAMM, G., REICHERT, J., SACH, G. & ZÜHLKE, R. (1997) Stabilität und Substratabhängigkeit kleinräumiger Verteilungsmuster benthischer Arten. ELAWAT-Teilprojektabschlußbericht, 192 S.

VAN BEUSEKOM, J. E. E. & DE JONGE, V. N. (1997) Transformation of phosphorus in the Wadden Sea: apatite formation. German Journal of Hydrography 49 (2/39): 297-305.

VAN BEUSEKOM, J. E. E. & DE JONGE, V. N. (1998) Retention of phosphorus and nitrogen in the Ems estuary. Estuaries 21(4a): 527-539.

VAN BEUSEKOM, J. E. E., BROCKMANN, U., HESSE, K.-J., HICKEL, W., POREMBA, K., TILLMANN, U. (1998) Sediment - water interaction in the German Wadden Sea and adjacent coastal zone. KUSTOS/TRANSWATT Abschlußbericht: 255-277.

VAN DEN HOEK, C., ADMIRRAL, W., COLIJN, F. & DE JONGE V. N. (1983) The role of algae and seagrasses in the ecosystem of the Wadden Sea: a review. In: WOLFF, W. J.(Hrsg.): Ecology of the Wadden Sea. A. A. Balkema, Rotterdam: 3/9-3/118.

VAN DER VEER, H. & BERGMAN, J. N. (1987) Predation by crustaceans on a newly settled O-group plaice (*Pleuronectes platessa*) population in the western Wadden Sea. Mar. Ecol Prog. Ser. 35: 203-215.

VAN ES, F. B. (1984) Decomposition of organic matter in the Wadden Sea. Neth. Inst. Sea Res. 10: 133-144.

VAN HAAFTEN, J. L. (1983) The life-history of the Harbour Seal in the Wadden Sea. In: WOLFF, W. J. (Hrsg.): Ecology of the Wadden Sea. A. A. Balkema, Rotterdam: 7/15-7/19.

VAN RAAPHORST, W. & KLOOSTERHUIS, W. T. (1994) Phosphate sorption in superficial intertidal sediments. Marine Chemistry 48: 1-16.

VERWEY, J. (1952) On the ecology of distribution of cockle and mussel in the Dutch Wadden Sea, their role in sedimentation and the source of their food supply. Arch. néerl. Zool. 10: 172-239.

VILLBRANDT, M., HILD, A. & DITTMANN, S. (1999) Biogeochemical Processes in Tidal Flat Sediments and Mutual Interactions with Macrobenthos. In: DITTMANN, S. (Hrsg.) The Wadden Sea Ecosystem - Stability Properties and Mechanisms Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg. S. 95-132.

VOGEL, S. (1997#) Seals in the Schleswig-Holstein Wadden Sea. Ökosystemforschung Wattenmeer - Teilvorhaben Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer. UBA-Texte 83/97, Umweltbundesamt, Berlin.

VOS, P. C., DE BOER, P. L. & MISDORP, R. (1988) Sediment stabilisation by benthic diatoms. In: Tide-influenced Sedimentary Environments and Facies. DE BOER, P. L., VAN GELDER, A & NIO, S. D. (Hrsg.): Reidel, Dordrecht, S. 511-526.

WALKER, B. H. (1992) Biological diversity and ecological redundancy. Conservation Biology 6: 18-23.

WALKER, B. H. (1995) Conserving biological diversity through ecosystem resilience. Conservation Biology 9: 747-752.

WALTER, U. (1996#) Natürliche Vielfalt und wirtschaftliche Ressourcennutzung – Fischerei zwischen Ökologie und Ökonomie. Thematischer Report Ökosystemforschung Niedersächsisches Wattenmeer, Hauptphase A. UBA-Texte (in Vorbereitung)

WENNHAGE, H. & GIBSON, R. N. (1998) Influence of food supply and a potential predator (*Crangon crangon*) on settling behaviour of plaice (Pleuronectes platessa). J. Sea Res. 39: 103-112.

WIDDOWS, J, FIETH, P & WORRALL, C. M. (1979) Relationships between seston, available food and feeding activity in the common mussel *Mytilus edulis*. Mar. Biol. 50: 195-207.

WIELAND, P. (1984) Untersuchung über geomorphologische Veränderungen in der Dithmarscher Bucht. Die Küste 40: 107-138.

WILHELMSEN, U. & REISE, K. (1994#) Grazing on green algae by the periwinkle *Littorina littorea* in the Wadden Sea. Helgoländer Meeresunters. 48: 233-242.

WILSON, W. H. (1989) Predation and the mediation of intraspecific competition in an infaunal community in the Bay of Fundy. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 132: 221-245.

WILSON, W. H. (1991) Competition and predation in marine soft-sediment communities. Annu. Rev. Ecol. Syst. 21: 221-241.

WIPPER, E. (1975a) Jahreszeitliche Wanderungen bei Seehunden. Natur u. Museum 105: 346-350.

WIPPER, E. (1975b) Jahreszeitliche Wanderungen bei Seehunden Teil 2. Natur u. Museum 105: 375-380.

WITTE, J. Y. & ZIJLSTRA, J. J. (1983) The species of fish occurring in the Wadden Sea. In: WOLFF, W. J. (Hrsg.) Ecology of the Wadden Sea. A.A. Balkema, Rotterdam: 2/10-2/19.

WITTING, D. A. & ABLE, K. W. (1995) Predation by sevenspine bay shrimp *Crangon septemspinos*a on winter flounder *Pleuronectes americanus* during settlement: Laboratory observations. Mar. Ecol. Prog. Ser. 123: 23-31.

WOHLENBERG, E. (1935) Beobachtungen über das Seegras, *Zostera marina* L., und seine Erkrankung im nordfriesischen Wattenmeer. Nordelbingen 11: 1-19.

WOLF, F. & TÜRKAY, M. (1997) Populationsdynamische Untersuchungen an der Strandkrabbe *Carcinus maenas* (L.) im Ökosystem Wattenmeer. In: FLEMMING, B., HERTWECK, G., KRÖNKE, I. & TÜRKAY, M. (Hrsg.): Zur Elastizität makrofaunistischer biosedimetärer Systeme im Spiekerooger Watt: Wechselwirkungen zwischen Organismen, Sediment und Wasserkörper. ELAWAT Abschlußbericht Teilprojekt B6, FKZ 03F01112A, Wilhelmshaven/Frankfurt: 153-204.

WOLFF, W. J. (1983) Flora and Vegetation of the Wadden Sea. In: WOLFF, W. J.(Hrsg.): Ecology of the Wadden Sea. A. A. Balkema, Rotterdam: 3/1-3/206.

WOLFF, W. J. (1991) The interaction of benthic macrofauna and birds in tidal flat estuaries: a comparison of the Banc d'Arguin, Mauretania, and some estuaries in the Netherlands. In: ELLIOT, M. & DUCROTOY (Hrsg.): Estuaries and Coasts: Spatial and Temporal Intercomparisons. Olsen & Olsen, Fredensborg: 299-306.

WOLFF, W. J. (1992) Ecological developments in the Wadden Sea until 1990. Neth. Inst. Sea Res. Publ. Ser. 20: 23-32.

WOLFF, W. J. & ZIJLSTRA, J. J. (1983) The common shrimp *Crangon crangon*. In: WOLFF, W.J. (Hrsg.): Ecology of the Wadden Sea. A. A. Balkema, Rotterdam: 4/122-4/124.

WOLFF, W. J., MANDOS, M. A. & SANDEE, A. J. J. (1981) Tidal migration of plaice and flounders as a feeding strategy. In: JONES, N. V. & WOLFF, W. J. (Hrsg.): Feeding and Survival Strategies of Estuarine Organisms. Plenum Press, New York, London, S. 159-171.

WOODIN, S. A. (1976) Adult-larval interactions in dense infaunal assemblages: patterns of abundance. J. Mar. Res. 34: 25-41.

World Resources Institute (1989) Biodiversity loss: cascade effects. http://www.ipc.apc.org/wir/biodiv/cascade.htm.

YALLOP, M. L. & PATERSON, D. M. (1994) Survey of Severn Estuary. In: KRUMBEIN, W. E., PATERNSON, D. M. & STAL, L. J. (Hrsg.): Biostabilization of Sediments. Bis-Verlag, Oldenburg. S. 279-326

YATES, M. G., GOSS-CUSTARD, J. D., MCGRORTY, S., LAKHANI, K. H., DIT DURELL, S. E. A., CLARKE, R. T. & FROST, A.J. (1993) Sediment characteristics, invertebrate densities and shorebird densities on the inner banks of the Wash. J. Appl. Ecol. 30: 599-614.

ZENS, M., MICHAELIS, H., HERLYN, M. & REETZ, M. (1997) Die Miesmuschelbestände der niedersächsischen Watten im Frühjahr 1994. Ber. Forschungsstelle Küste 41: 141-155.

ZIEBIS, W., FORSTER, S., HÜTTEL, M. & JØRGENSEN (1996a) Complex burrows of the mud shrimp *Callianassa truncata* and their geochemical impact in the sea bed. Nature 382: 619-622.

ZIEBIS, W., HÜTTEL, M. & FORSTER, S. (1996b) Impact of biogenic sediment topography on oxygen fluxes in permeable seabeds. Mar. Ecol. Prog. Ser. 140: 227-237.

ZIEGELMEIER, E. (1952) Beobachtungen über den Röhrenbau von *Lanice conchilega* (Pallas) im Experiment und am natürlichen Standort. Helgoländer wiss. Meeresunters. 4: 107-129.

ZIJLSTRA, J. J. (1972) On the importance of the Wadden Sea as a nursery area in relation to the conservation of the southern North Sea fishery resources. Symp. Zool. Soc. London 29: 233-258.

ZIJLSTRA, J. J. (1983) The function of the Wadden Sea for the members of its fish-fauna. In: WOLFF, W. J. (Hrsg.): Ecology of the Wadden Sea. A.A. Balkema, Rotterdam: 2/20-2/25.

ZÜHLKE, R. & REISE, K. (1994) Response of macrofauna to drifting tidal sediments. Helgoländer Meeresunters. 48: 277-289

ZÜHLKE, R., BLOME, D., VAN BERNEM, K. H. & DITTMANN, S. (1998#) Effects of the tube-building polychaete *Lanice conchilega* (Pallas) on benthic macrofauna and nematodes in an intertidal sandflat. Senckenbergiana marit. 29: 131-138

ZWARTS, L. (1983) Habitat selection and competition in wading birds. In: WOLFF, W. J. (Hrsg.): Ecology of the Wadden Sea. A. A. Balkema, Rotterdam: 6/271-6/279.

ZWARTS, L. (1988) Numbers and distributions of coastal waders in Guinea-Bissau. Ardea 76: 42-55.

ZWARTS, L. (1996) Waders and their estuarine food supplies. - Van Zee tot Land 60, Lelystad.

ZWARTS, L. & DRENT, R. H. (1981) Prey depletion and the regulation of predator density: Oystercatchers (*Haematopus ostralegus*) and Mussels (*Mytilus edulis*). In: JONES, N. V. & WOLFF, W. J. (Hrsg.): Feeding and survival strategies of estuarine organisms. Plenum Publishing Cooperation, London: 193-216.

ZWARTS, L. & WANINK, J. (1984) How Oystercatchers and Curlews successively deplete Clams. In: EVANS, P. R., GOSS-CUSTARD, J. D. & HALE, W. G. (Hrsg.): Coastal waders and wildfowl in winter. Cambridge University Press, Cambridge, London, New York: 69-83.

ZWARTS, L. & ESSELINK, P. (1989) Versatility of male Curlews *Numenius arquata* preying upon *Nereis diversicolor*: deploying contrasting capture modes dependent on prey availability. Mar. Ecol. Prog. Ser. 56: 255-269.

ZWARTS, L. & WANINK, J. H. (1991) The macrobenthos fraction accessible to waders may represent marginal prey. Oecologia 87: 581-587.

ZWARTS, L. & WANINK, J. H. (1993) How the food supply harvestable by waders in the Wadden Sea depends on the variation in energy density, body weigth, biomass, burying depth and behaviour of tidal-flat invertebrates. Neth. J. Sea Res. 31: 441-476.

ZWARTS, L., CAYFORD, J. T., HULSCHER, J. B., KERSTEN, M., MEIRE, P. M. & TRIPLET, P. (1996a) Prey size selection and intake rate. In: GOSS-CUSTARD, J. D. (Hrsg.): The Oystercatcher - From individuals to populations. Oxford University Press, Oxford: 30-55.

ZWARTS, L., WANINK, J. H. & ENS, B. J. (1996b) Predicting seasonal and annual fluctuations in the local exploitation of different prey by Oystercatchers *Haematopus ostralegus*: A ten-year study in the Wadden Sea. - Ardea 84A: 401-440.

Die nach der Jahreszahl mit # gekennzeichneten Zitate sind Veröffentlichungen, die innerhalb der Ökosystemforschung Wattenmeer (Niedersachsen und Schleswig-Holstein) entstanden und Bestandteil einer am Umweltbundesamt geführten Veröffentlichungsliste der ÖSF Wattenmeer sind.

3 Anthropogene Einflüsse

3.1 Einleitung

Michael Roy

Die Wattenmeeranrainer Niederlande, Deutschland und Dänemark sind Staaten mit einer hochentwickelten Industrie und Landwirtschaft, deren Küsten dicht besiedelt sind. Daraus resultieren in einigen Bereichen erhebliche Veränderungen der natürlichen Gegebenheiten und ein andauernder Einfluss der menschlichen Tätigkeit auch auf die Wattenmeerregion. Diese Einflüsse können im Falle von Schad- und Nährstoffen sowohl über die Nordsee als auch von Land her, über die Flüsse und kleinere, direkt ins Wattenmeer mündende Gewässer, sowie über Einträge aus der Atmosphäre auf das Wattenmeer wirken. Außerdem wird im Gebiet selbst über Ressourcennutzungen, z. B. die Fischerei, oder menschliche Aktivitäten wie Tourismus, Küstenschutz und Schifffahrt und die damit verbundenen Bauwerke direkt Einfluss auf das Ökosystem genommen.

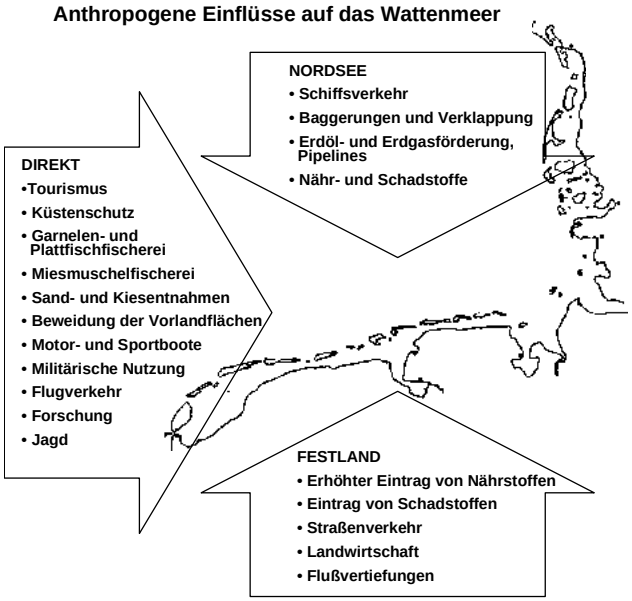


Abb. 3.1.1: Anthropogene Einflüsse auf das Wattenmeer

In der Ökosystemforschung Wattenmeer wurden die Auswirkungen anthropogener Nutzungen und Belastungen überwiegend in den angewandten Teilen (Teile A) beider Teilvorhaben bearbeitet. Allerdings konnten nur einige der in Abb. 3.1.1 aufgezählten Einflüsse und deren Auswirkungen untersucht werden. Im Einzelnen waren das im schleswig-holsteinischen Wattenmeer:

- Tourismus (Sozioökonomie)
- Beweidung der Vorlandflächen
- Garnelenfischerei
- Auswirkungen von Störungen auf Vogelpopulationen
- Schadstoffe in Sedimenten
- Eutrophierungsfolgen für das Arteninventar

Im niedersächsischen Wattenmeer wurden folgende Schwerpunkte untersucht:

- Einflussfaktoren auf Miesmuschelbestände

- Schadstoffe im Nahrungsnetz

- Eutrophierungsfolgen in Wattsedimenten

- eutrophiebedingte Algenblüten

- Fischerei (Sozioökonomie)

- Auswirkungen des Küstenschutzes auf die Verteilung der Wattsedimente

Die Vielschichtigkeit der Einwirkungen und die begrenzt zur Verfügung stehenden Mittel erforderten ein exemplarisches Vorgehen, so dass nur eine Auswahl der zur Zeit auf diesem Gebiet vordringlich erscheinenden Problemstellungen in der Ökosystemforschung Wattenmeer analysiert werden konnten. Der Gesamtsynthese vorangegangen sind fachlich ausgerichteten Syntheseschritte, in denen zunächst die Ergebnisse der Einzelprojekte in Themenkreisen zusammengefaßt wurden. Produkte dieser fachlichen Synthesen des niedersächsischen A-Teils sind die Thematischen Reports „Fischerei“, „Eutrophierung“, „Schwarze Flecken“ sowie „Miesmuscheln“. Im „Synthesebericht“ werden die Ergebnisse des A-Teils der Ökosystemforschung Schleswig-Holstein ausgewertet. Da eine Gesamtsynthese notwendigerweise einen höheren Abstraktionsgrad besitzt, wird bei Detailfragen auf diese Reports bzw. auf die Berichte der Einzelprojekte verwiesen.

Die nachfolgenden Beiträge dieses Kapitels behandeln anthropogene Nutzungen. Sie fassen unter Hinzuziehung anderer Quellen die Ergebnisse der Ökosystemforschung zu den Einflussgrößen Eutrophierung, Schadstoffe, Fischerei und Tourismus in einer Gesamtschau zusammen. Zum Thema Tourismus wird neben der Zusammenfassung der Ergebnisse auch der Frage nachgegangen, inwieweit und unter welchen Voraussetzungen die Ergebnisse der umfangreichen Untersuchungen aus Schleswig-Holstein auf die niedersächsische Küste übertragbar sind.

3.2 Eutrophierung / Eutrophierungsfolgen

3.2.1 Nährstoffeinträge

Gerd Liebezeit, Brigitte Behrends

3.2.1.1 Einleitung

Anorganische Nährsalze kontrollieren in wesentlichem Maß die Primärproduktion in aquatischen Systemen. Bis auf die HNLC- (high nutrient-low chlorophyll) Gebiete im offenen Ozean, in denen die Produktion offensichtlich vom verfügbaren Eisen bestimmt wird (z. B. BEHRENFELD et al. 1996; FROST 1996; MARTIN & FITZWATER 1988), sind es vor allem in küstennahen Gebieten reaktives Phosphat und Nitrat, die auf die Primärproduktion limitierend wirken.

Als Folge der global zunehmenden Nutzung von Küstengebieten erhöhten sich die Einträge an Nährsalzen aus häuslichen Abwässern, industriellen Einleitungen und Auswaschung landwirtschaftlich genutzter Flächen seit etwa 1950 zusehends. Gerade die Nordsee ist hierfür ein Paradebeispiel. Mit einem Flächenanteil am Weltozean von nur 0,17 % wird sie von den Einleitungen aus 784.000 km² Einzugsgebiet bzw. von 31 Mio. Menschen belastet. Dabei erbringt sie etwa 2,1 % des Weltfischereiertrages.

Bedingt durch das Strömungsmuster der Nordsee bleiben das über die Flüsse eingebrachte Süßwasser und damit die Einträge von Nähr- und Schadstoffen aber auf einen relativ schmalen Streifen entlang der kontinentalen Küste beschränkt. Hier waren auch die ersten Zeichen für eine Eutrophierung festzustellen. Hinweise darauf ergaben sich aus der Auswertung der Helgoland-Reede-Daten, die seit 1962 kontinuierlich erhoben werden (HICKEL & EICKHOFF 1997; RADACH et al. 1986). Weniger weit zurückreichende Datensätze aus den Niederlanden (seit 1982) und Niedersachsen (seit 1982) vervollständigten das Bild ständig ansteigender Nährsalzgehalte in der küstennahen Nordsee und im Wattenmeer.

Als Folge der Eutrophierung der Küstengewässer treten in den letzten Jahrzehnten vermehrt Massenblüten von z. B. *Phaeocystis* sp. oder *Chrysochromulina polylepsis* auf (OSPAR 1992). Ebenfalls vermutet wird ein Zusammenhang mit dem häufigeren Vorkommen von *Noctiluca scintillans*. Die in den 80er Jahren eingeführte Phosphatfällung in Klärwerken führte zu einer Veränderung des N/P-Verhältnisses. Dies wird u. a. für die erhöhte Toxizität der *Chrysochromulina*-Blüten verantwortlich gemacht (OSPAR 1992).

Eine weitere Folge der hohen Nährsalzeinträge und der damit verbundenen Biomassezunahme ist Sauerstoffmangel in den bodennahen Wasserschichten, da nach Sedimentation der Blüte hier eine sehr starke Sauerstoffzehrung stattfindet. Für Fische und empfindliche Benthosorganismen wird ein Sauerstoffgehalt <2 mg L^{-1} als kritisch betrachtet (ROSENBERG 1980). Diese Konzentration wurde in den Sommern 1981-1983 in einigen Gebieten der Deutschen Bucht unterschritten (NIERMANN & BAUERFEIND 1990). Ebenso wird das vermehrte Auftreten von Grünalgen der Gattungen *Enteromorpha* und *Ulva* im Wattenmeer als Eutrophierungseffekt gedeutet (SIEBERT et al. 1997).

Schätzungen der Oslo-Paris-Commission über den Eintrag von Stickstoff und Phosphor in die Nordsee (ohne Kanal und Skagerrak) für die Jahre 1999 und 2000 sind in **Fehler! Verweisquelle konnte nicht gefunden werden.** zusammengefaßt (OSPAR 2002a, b).

Tabelle 3.2.1 Stickstoff- und Phosphoreinträge für die Nordsee

	Gesamteintrag N [kT]	Gesamteintrag P [kT]	Deutschland N [kT]	Deutschland P [kT]
1999	921 - 930	58 -61	244	11
2000	910 - 916	59 - 60	216	11

Im folgenden sollen die verschiedenen Einflüsse auf die Nährstoffsituation im Wattenmeer diskutiert werden. Dabei wird zwischen Quellen und Senken für Nährsalze unterschieden (Abb. 3.2.1). Der seeseitige Austausch wird als Sonderfall behandelt, da es sich hierbei sowohl um eine Quelle als auch um eine Senke für Nährsalze handeln kann. Im Anschluß werden die kurzfristigen (Jahresgang) und langfristigen Variationen der Nährsalzkonzentrationen im Wattenmeer beschrieben.

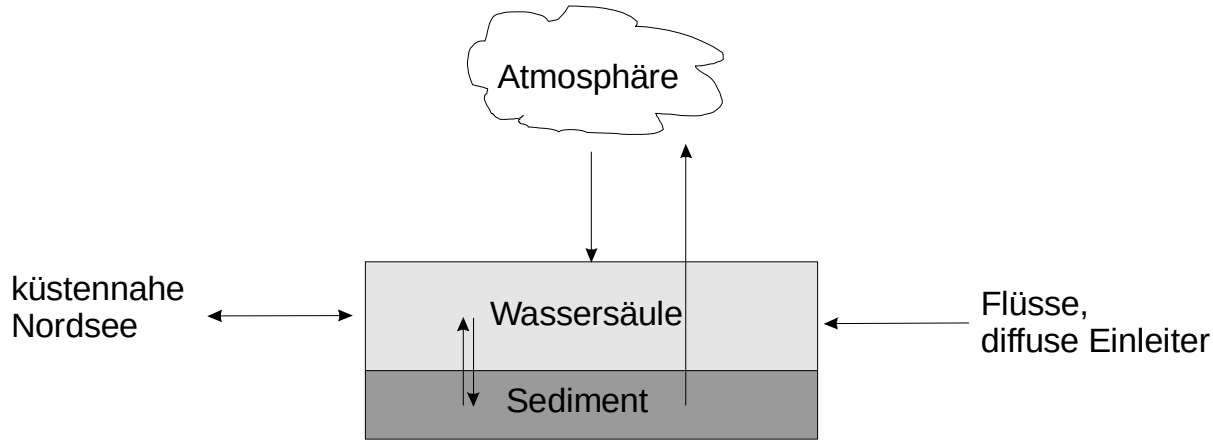


Abb. 3.2.1 Schema der wichtigsten Austauschprozesse zwischen Wattenmeer und Umgebung.

3.2.1.2 Quellen

Nährsalze erreichen die Nordsee auf verschiedenen Wegen (Abb. 3.2.1). Wesentliche Quellen sind Flüsse, diffuse Einleiter (Siele und direkt einleitende Kläranlagen) und atmosphärischer Eintrag. Daneben findet ein permanenter Austausch mit der küstennahen Nordsee statt. Die unterschiedlichen Eintragswege sollen im folgenden genauer betrachtet werden.

Flußeinträge

Diese Einträge sind in Tabelle 3.2.2 zusammengefaßt. Kritisch anzumerken ist bei diesen Daten, dass die abgedeckten Zeiträume unterschiedlich sind. Da sich seit Beginn der 80er Jahre die eingeleiteten Maßnahmen zur Reduktion der Nährsalzeinleitungen in die Flüsse bemerkbar machen, ist die Angabe von über längere Zeiten gemittelten Frachten mit relativ großen Ungenauigkeiten verbunden.

Tabelle 3.2.2: Nährstoffeinträge über Flüsse

Fluß	Q (10^9 m³ a^{-1})	N (t a^{-1})	P (t a^{-1})	Kommentar
Ijsselmeer	16,3 [1]	23 000[2]	3 000[2]	Mittelwerte 1980 - 90
Ems-Dollart Ästuar	3,4 [1]	11 000 (Ems)[2]	1 000 (Ems)[2]	Ems/Westerwoldse Aa = 9/1
Jade[3]	0,39	1 648	242	
Weser	11,3 [1]	53 000 [2]	4 600 [2]	

Elbe	24,5 [1]	71 000 [2]	6 000 [2]	
Eider[4]	0,83	4 333	208	
Ribe Å[4]	1,32	7 758	223	
Sonderjyllland[4]	0,84	3 373	125	
Summe	58,88	175 112	15398	

)[1] = DE JONG et al. 1999;)[2] = WULFRATH et al. 1993;)[3] = StAWA Brake 1989-96;)[4] = DE JONG et al. 1993

Nährsalzfrachten des Rheins

Der Rhein erreicht über zwei Wege das Wattenmeer; dabei fließen 80 % (langfristiger Mittelwert 2200 $m^3 s^{-1}$) direkt in die küstennahe Nordsee, während 20 % über das Ijsselmeer eingebracht werden. Im westlichen Wattenmeer macht der Beitrag von Rheinwasser weniger als 7 % aus (ZIMMERMANN & ROMMETS 1974). Auch der Rheinbeitrag, der über das Ijsselmeer das Wattenmeer erreicht, macht nur in direkter Nähe des Afsluitdijks mehr als 20 % aus. Bereits im Bereich der westfriesischen Inselkette (Texel, Vlieland) ist der Beitrag auf weniger als 5 % gesunken. In den Niederlanden wurde für die Nährsalze Nitrat, Phosphat und Silikat eine signifikante positive Korrelation der Frachten aus dem Ijsselmeer mit den Konzentrationen im westlichen Wattenmeer festgestellt (DE JONG et al. 1999).

Nährsalzfrachten der Ems

Die mittlere Fracht der Ems in dem Zeitraum 1987-1993 betrug 26000 t N a^{-1} und 1300 t P a^{-1}. Der Wert für die Stickstofffracht ist mehr als doppelt so hoch wie der vom Teilprojekt A5 (ÖSF-Vorphase) für den Zeitraum 1983-1987 geschätzte.

Weiter flußaufwärts werden die Nährstofffrachten der Ems durch die Gütemeßstelle Herbrum/Ems (Höhe Papenburg) seit 1982 untersucht. Die Meßwerte sind wegen der Lage außerhalb des Tidebereichs von besonderer Bedeutung für die Beurteilung der Nettofrachten aus der Ems. Die Werte bestätigen die Berechnungen der GÜN (Tabelle 3.2.3, Abb. 3.2.2).

Tabelle 3.2.3: Stickstoff- und Phosphorfrachten der Ems an der Meßstelle Herbrum. Die Daten wurden von der Bezirksregierung Weser Ems Dez. 502, Außenstelle Meppen, zur Verfügung gestellt

Jahr	Gesamtfracht **P**	Gesamtfracht **N**	Ammonium-**N**	Nitrat-**N**	org. **N**
	t a^{-1}				
82-83	944	20225	2 542	13 600	4 083
84-85	964	21715	2 340	14 990	4 385
86-87	953	20807	2 437	14 806	3 564
88-89	817	20448	1 196	16 832	2 420
90-92	492	21015	1 176	17 518	2 321
93-94	604	18219	911	14 688	2 620

Die Frachten für Gesamtstickstoff waren von 1982-1992 relativ konstant, während 1993/94 ein Rückgang festzustellen war. Dies ist hauptsächlich auf eine Abnahme der Nitrat- und Ammoniumkonzentrationen zurückzuführen. Jedoch wäre es verfrüht, hier von einem Trend zu sprechen. Ein deutlicher,

langfristiger Trend zeigt sich jedoch bei den Ammonium- und organischen Stickstofffrachten: Von 1982/83 bis 1993/94 beträgt die Abnahme 64 % für Ammonium-N bzw. 36 % für organischen Stickstoff.

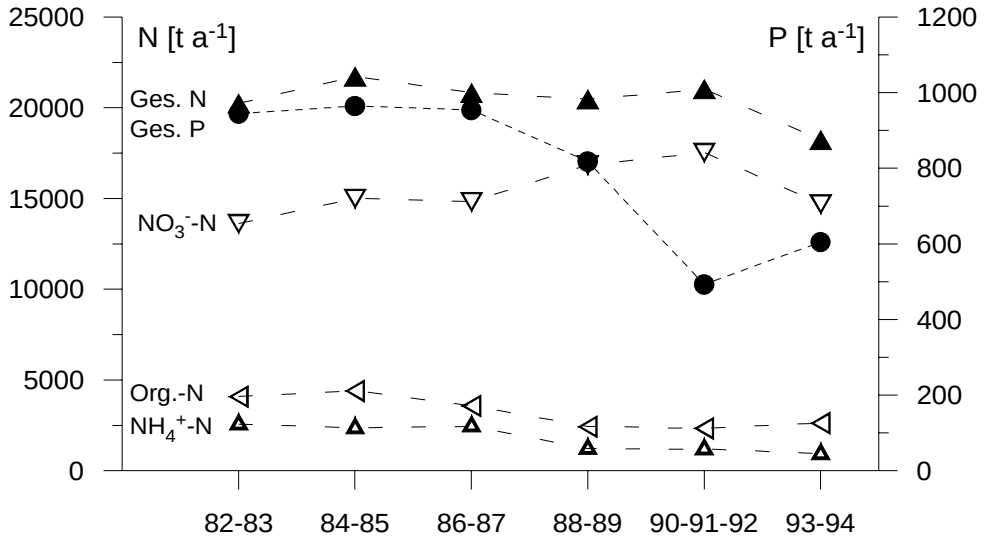


Abb. 3.2.2: Nährstofffrachten der Ems bei Herbrum von 1982/83-1993/94. Die Daten wurden von der Bezirksregierung Weser Ems Dez. 502, Außenstelle Meppen, zur Verfügung gestellt.

Die Ergebnisse der GÜN-Untersuchungen der Jahre 1987-1993 für die Meßstelle Gandersum/Ems zeigen, dass insbesondere Nitrat (ca. 2/3 der N-Fracht) vom Oberflächenabfluß abhängig ist. Das restliche Drittel der Gesamtstickstofffraktion sind organische Stickstoffverbindungen, die vorwiegend an Schwebstoffe adsorbiert sind. Daraus folgt auch eine gewisse Abhängigkeit der N-Fracht von der Schwebstoffgehalt.

Im Gegensatz dazu liegen nur ca. 10 % des Phosphors in gelöster Form vor. Der größte Teil liegt an Partikel adsorbiert vor und zeigt daher eine hochsignifikante Korrelation mit dem Schwebstoffgehalt.

Nährsalzfrachten der Elbe

Anders als Rhein, Ems oder Weser hat der Elbeintrag zumindest zeitweise einen direkten Einfluss im schleswig-holsteinischen Wattenmeer. Unter ruhigen Wetterbedingungen und bei wenig Niederschlägen wie 1994 verbleibt die Flußfahne der Elbe im inneren Küstenwasser. Der Beitrag der Elbe zum Süßwassereintrag ins gesamte Wattenmeer beträgt etwa 43 % (DE JONG et al. 1999).

Wie in anderen Flüssen zeigen auch die Nährsalzgehalte der Elbe eine deutliche Abhängigkeit vom Oberflächenabfluß. Dabei verhalten sich Nitrat und Phosphat gegenläufig, d. h. bei hohen Abflußmengen steigen die Nitratkonzentrationen an, die Phosphatkonzentrationen verringern sich. Dies ist eine direkte Folge der unterschiedlichen Bindungsarten beider Nährsalze im Boden.

Die zeitliche Entwicklung der Nährsalzfrachten ist in Tabelle 3.2.4 zusammengefaßt. Die abflußnormierten Werte zeigen dabei keinen Reduktionseffekt.

Tabelle 3.2.4: Entwicklung der Nährsalzfrachten der Elbe am Pegel Neu Darchau

Daten: Wassergütestelle Elbe)

Jahr	Mittlerer Abfluß MQ	Gesamt-N t	Gesamt-N g m^{-3} a^{-1}	Gesamt-P T	Gesamt-P g m^{-3} a^{-1}
1980	993	220000	422	13000	25
1981	1130	280000	471	13000	22
1982	751	200000	507	12000	30
1983	623	160000	489	11000	34
1984	582	150000	490	12000	39
1985	558	150000	511	9000	31
1986	715	200000	532	10000	27
1987	1130	280000	471	11000	19
1988	874	230000	501	10000	22
1989	520	130000	476	8000	29
1990	447	120000	511	8000	34
1991	384	90000	446	7000	35

Normierung auf den Salzgehalt zeigt, dass generell der Süßwassereintrag durch die Flüsse die Hauptquelle für Nährsalze ist (DE JONG et al. 1999). Dies gilt jedoch nicht im Bereich der Jade, wo anscheinend die Sandplaten die Hauptquelle für Nährsalze sind. Die Bucht wird durch küstennahes Nordseewasser dominiert. Trotzdem zeigt sich ein zunehmender Gradient der Nährsalzkonzentrationen von den nordseenahen Stationen zu den Stationen innerhalb des Jadebusens bei vergleichbarer Salinität. Dieser Effekt wird der Remineralisation von Nährstoffen im Sediment und der Freisetzung durch Porenwasseraustausch zugeschrieben.

Diffuse Einträge in das niedersächsische Wattenmeer

Am Beispiel der niedersächsischen Küste soll gezeigt werden, welchen quantitativen Einfluss diffuse Einleiter (hauptsächlich Siele) auf die Nährstoffkonzentrationen im Wattenmeer haben. Bei den ermittelten Daten muss wegen der Meßungenaugkeit und der großen Variationen mit einem erheblichen Fehler gerechnet werden.

Das Staatliche Amt für Wasser und Abfall (StAWA) Aurich hat die P- und N-Frachten sämtlicher Siele von der Ems bis Harlesiel von 1982-1993 berechnet und der Ems gegenübergestellt (Tabelle 3.2.5). Demnach gelangen durch sämtliche Siele an der ostfriesischen Küste zusammen nur 8 % des Phosphors und 7 % des Stickstoffs in das Wattenmeer, der Rest stammt jeweils aus der Ems (1300 bzw. 26000 t a^{-1}). Von einer übermäßigen Belastung der Ems kann jedoch nicht ausgegangen werden, da eine Gegenüberstellung der Einzugsgebiete zeigt, dass das Einzugsgebiet der Ems auch 96 % des Gesamteinzugsgebiets des ostfriesischen Wattenmeeres ausmacht.

Tabelle 3.2.5: Nährstofffrachten der Ems und der diffusen Einleiter entlang der ostfriesischen Küste (Mittelwerte von 1987–1993). Die Daten wurden vom STAWA Aurich bereitgestellt.

Quelle	Einzugsgebiet Km^2	Gesamtfracht **P** $t\ a^{-1}$	Gesamtfracht **N** $t\ a^{-1}$
Ems	19.000	1.300	26.000
Emden/Knock	300	28	620
Leysiel	120	15	205
Leybuchtsiel	244	25	490
Accumersiel	141	15	225
Bensersiel	75	5	65
Neuharlingersiel	125	12	135
Harlesiel	198	13	235
Summe		1.413	27.975
Summe ohne Ems		113	1.975

Analoge Daten wurden vom StAWA Brake (1996) für den Bereich Jadebusen bis Wesermündung angegeben (Tabelle 3.2.6). Insgesamt stammen im Mittel 1876 t N und 243 t P pro Jahr (Mittelwerte der Jahre 1989-1997, Einzugsgebiet 1.236 km^2) aus den Sieltiefen und von Direkteinleitern. Davon entfallen 3,4 % der P-Fracht und 16,2 % der N-Fracht auf direkt einleitende Kläranlagen in diesem Bereich. Der geringere relative Anteil des Phosphats ist auf die Phosphatfällung in Kläranlagen zurückzuführen.

Tabelle 3.2.6: Nährstofffrachten der diffusen Einleiter vom Jadebusen bis zur Weser der Jahre 1989–1997. Die Daten wurden vom STAWA Brake bereitgestellt.

Jahr	Niederschlag A $[mm\ a^{-1}]$	Volumen $[10^6\ m^3\ a^{-1}]$	Ges. P-Fracht $[t\ a^{-1}]$	Ges. N-Fracht $[t\ a^{-1}]$
1989	273	337	285	1144
1990	294	364	200	1789
1991	291	360	211	1442
1992	264	326	180	1334
1993	383	474	275	2054
1994	416	515	312	2024
1995	389	481	290	1899
1996	226	280	184	1195
1997	280	347	179	1346
Mittelwerte	313	387	235	1614
Direkt einleitende Kläranlagen			8	262
Summe			243	1876
Beitrag der Kläranlagen [%]			3	16

Mittelwerte von: Horumersiel, Schleuse Hooksiel, Maade Siel, Ems-Jade-Kanal, Dangaster Siel, Vareler Siel, Jade-Wapeler Siel, Schweiburger Siel, Eckwarder Siel, Fedderwarder Siel.

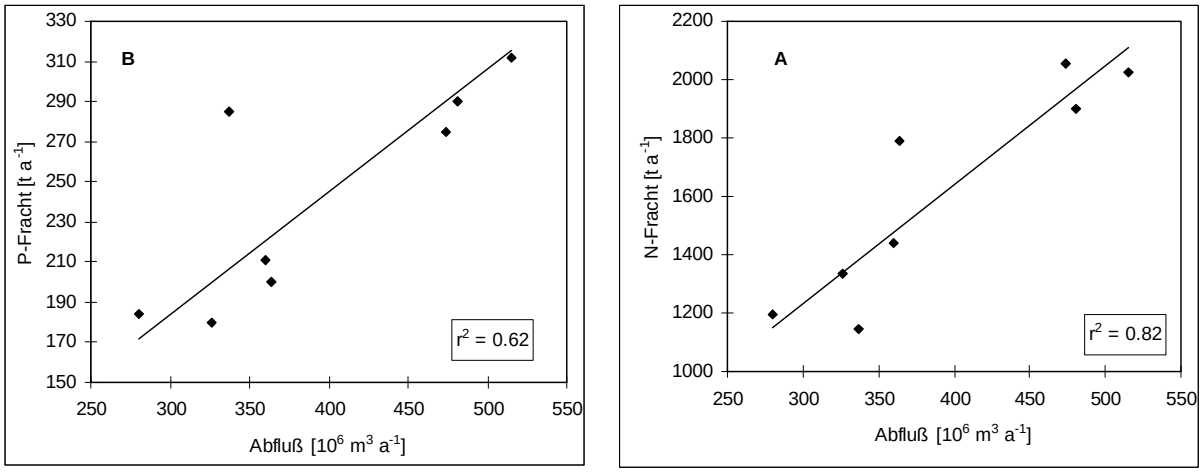


Abb. 3.2.3: N-Frachten (A) und P-Frachten (B) aus dem Küstengebiet zwischen Weser und dem Wangersiel in Abhängigkeit von der Abflußmenge. (Daten: Mittelwerte von 1989–1996, StAWA Brake 1996)

Die Stickstofffrachten der Einleiter an der niedersächsischen Küste zeigen eine deutliche lineare Abhängigkeit von der Abflußmenge und damit von der Niederschlagsmenge (Abb. 3.2.3A). Beim Phosphat ist dieser Zusammenhang nicht so stark ausgeprägt wie beim Stickstoff (Abb. 3.2.3B). Die starke Abhängigkeit der N-Frachten vom Abfluß läßt den Schluß zu, dass der größte Teil der Stickstoffbelastung nicht aus Punktquellen (z. B. Kläranlagen), sondern aus dem Oberflächenabfluß des Festlandes stammt. Einem N/P-Verhältnis der Gesamtfrachten von 4-9 steht ein N/P-Verhältnis der Kläranlagen von 33 gegenüber.

Diffuse Einträge in das schleswig-holsteinische Wattenmeer

Der Nährstoffaustrag aus landwirtschaftlichen Nutzflächen in der schleswig-holsteinischen Marsch betrug 1993 bis 1995 im Mittel 1 - 1,4 t N km^{-2} a^{-1} und 0,045 - 0,29 t P km^{-2} a^{-1} (SCHUBERT 1997). Diese Werte wurden aus einer Meßreihe im St. Peterskoog hochgerechnet. Aus der Gesamtfläche der Marsch in Schleswig-Holstein von 2130 km^2 errechnen sich damit Gesamteinträge von 2100 bis 3000 t N a^{-1} und 96 bis 620 t P a^{-1}.

Aus den für Niedersachsen angegebenen Werten lassen sich mittlere Einträge von 0,2 (Brake) und 0,09 t P km^{-2} a^{-1} (Aurich) bzw. 1,3 und 1,5 t N km^{-2} a^{-1} errechnen. Diese Werte liegen im Bereich der für Schleswig-Holstein aus hauptsächlich landwirtschaftlich genutzten Flächen errechneten Austräge (s. o.).

Von den durchschnittlichen Düngemitteleinträgen von 11,5 t N km^{-2} a^{-1} (1990) für die gesamte Bundesrepublik (MOHAUPT & WODSAK 1993) und der atmosphärisch eingetragenen Stickstoffmenge von 1 t N km^{-2} a^{-1} (s.u.) werden so über den Abfluß etwa 11 % des Gesamteintrages in das Wattenmeer abgeführt. Diese globalen Zahlen stimmen recht gut mit den von SCHUBERT (1997) angegebenen Werten für den Peterskoog (Tabelle 3.2.7) überein.

Tabelle 3.2.7: Nährstoffbilanz 1993-1995 des St. Peterskooges, Schleswig-Holstein (SCHUBERT 1997)

	Phosphor [t km^{-2} a^{-1}]	Stickstoff [t km^{-2} a^{-1}]
Eintrag		
Mineraldünger	0,8	11,1
Gülle	0,1	0,9
Regen	0	1,2
Summe	0,9	13,2
Entzug		
Fleisch	0,5	1,5
Weizen	0,03	0,4
Silage	0,1	0,9
Summe	0,6	2,8
Überschuß	0,35	10,3
Ablauf	0,1	1,4
Bodenakkumulation	0,25	nicht bestimmt

Bei Bilanzüberschüssen von etwa 10 t N km^{-2} a^{-1} (MOHAUPT & WODSAK 1993) wird also ein erheblicher Teil des für Düngezwecke eingesetzten Stickstoffs zumindest temporär in Böden zwischengespeichert. SCHUBERT (1997) nimmt an, dass etwa 40 % dieses Überschusses durch Ammoniakentgasung und Denitrifikation aus dem System entfernt wird. Aufgrund der relativ großen Löslichkeit der anorganischen N-Verbindungen ist zu erwarten, dass die Auswirkungen der aus der Landwirtschaft stammenden Einträge sich nur mit einer relativ geringen zeitlichen Verzögerung im Wattenmeer und der küstennahen Nordsee bemerkbar machen. Im Gegensatz zu N-haltigen Nährsalzen wird Phosphat deutlich fester an Bodenpartikel gebunden und nicht so leicht über Niederschläge ausgewaschen, d. h. in diesem Fall ist hier ein wesentlich längerer Zeitraum in Betracht zu ziehen.

Verglichen mit den Einträgen aus Flüssen (und der Atmosphäre) sind die diffusen Einträge von scheinbar geringer quantitativer Bedeutung. Lokale Effekte können allerdings nicht ausgeschlossen werden. So haben die schleswig-holsteinischen Speicherköge, die einen Süßwassereintrag haben, sehr hohe Nährsalzkonzentrationen und stellen daher potentielle Netto-Nährstoffquellen für das vorgelagerte Wattenmeer dar (RIEDEL-LORJÉ et al. 1997). In diesen Brackwasserbecken herrschen oligo- bis polyhaline Verhältnisse und keine N- oder P-Limitierung. HESSE et al. (1993) geben z. B. Gehalte von >3,8 µmol reaktivem Phosphat (RDP) L^{-1} in unmittelbarer Nähe im Vergleich zu 1 µmol L^{-1} im offenen Wattenmeer für August 1989 an.

Köge stellen wegen der fehlenden Turbulenz Sedimentationsfallen für partikuläres organisches Material dar. Durch die Remineralisation des organischen Materials werden Nährsalze wieder freigesetzt, wobei Phosphat temporär in Form von Eisenphosphat zwischengespeichert wird. Unter zunehmend anoxischen Bedingungen wie bei verstärktem Eintrag von organischen Material wird Phosphat in großen Mengen freigesetzt.

Die Nährsalze werden jedoch zum größten Teil in den Kögen selbst wieder partikularisiert und zum Teil als Planktonblüte in das Wattenmeer ausgetragen. Phytoplanktonblüten mit hohen Zellzahlen können bereits unter Eisbedeckung stattfinden, maximale Zellzahlen von $2x10^8$ Zellen L^{-1} wurden für eine Blüte von *Thalassiosira* cf. *mendiolana* ermittelt (RIEDEL-LORJÉ et al. 1997). Ein Beispiel für den Austrag toxischer Spezies geben Hesse et al. (1993, s. auch DIETRICH & HESSE 1990).

Einträge über den Luftpfad

Die Emissionen von Industrie, Kraftwerken, Verkehr, Haushalten und Landwirtschaft tragen zur Belastung der Atmosphäre und damit zur Belastung des Wattenmeeres mit Nährstoffen bei. Die Nährstoffe werden einerseits aus der bodennahen Luftschicht direkt vom Wattenmeer aufgenommen, andererseits durch Niederschläge ausgewaschen (trockene und nasse Deposition).

Der Eintrag der Nährstoffe aus der Atmosphäre richtet sich in erster Linie nach den Konzentrationen in der Luft (Abb. 3.2.4). Aus diesem Grund wird zunächst auf die Emissionsquellen eingegangen. Im Anschluß werden Umwandlungsprozesse in der Atmosphäre und die Deposition im Wattenmeer beschrieben. Da für Phosphor wesentlich weniger Daten als für Stickstoff vorliegen, liegt der Schwerpunkt auf Stickstoffeinträgen aus der Luft.

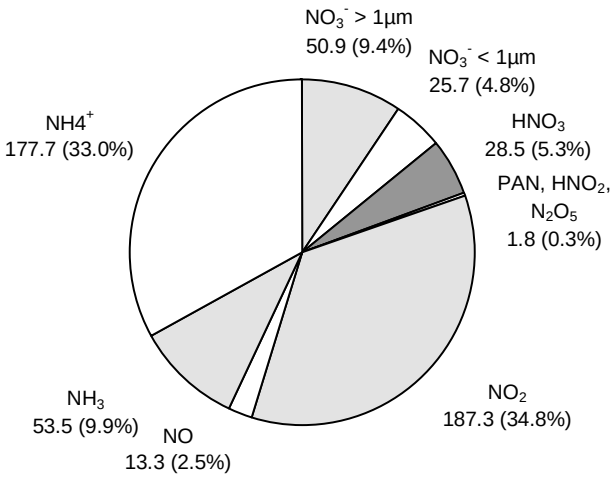


Abb. 3.2.4: Mittlere Verteilung atmosphärischer N-Komponenten in der Deutschen Bucht, verändert nach SCHULZ et al. 1998. Werte in nmol m^{-3}; PAN: Peroxiacetylnitrat

Stickstoffemissionen

Bei Verbrennungsvorgängen in technischen Anlagen (Feuerungsanlagen, Motoren) entstehen Stickoxide (NO_x). Primär entsteht dabei Stickstoffmonoxid (NO), das relativ schnell zu Stickstoffdioxid (NO_2) oxidiert wird.

NH_x (NH_3 und NH_4^+) in der Atmosphäre stammt vornehmlich aus der Massentierhaltung (Gülle). Ein Rind gibt pro Jahr ca. 30 kg Ammonium-Stickstoff ab (ISERMANN 1988). Das entspricht der Stickstoffmenge, die sechs Pkw ohne Katalysator bei einer Fahrleistung von 10.000 km/Jahr im gleichen Zeitraum emittieren (SCHATZMANN 1993). Aus diesen Einträgen und den in der Atmosphäre ablaufenden Umwandlungsprozessen ergibt sich, dass Ammoniak und Ammonium etwa die Hälfte des Stickstoff-Inventars ausmachen (Abb. 3.2.4).

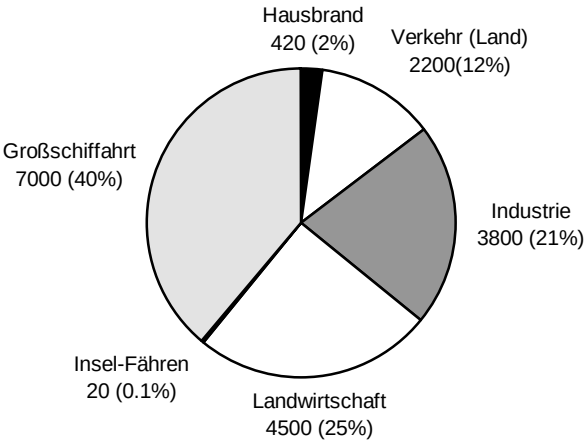


Abb. 3.2.5: Stickstoffemissionen an der Ostfriesischen Küste in Tonnen N pro Jahr. ÖSF Vorphase-Abschlußbericht, Bundesanstalt für Ernährung und Forstwirtschaft, 1990, und Schätzung durch ARSU für den Bereich marine Emissionen

Bei einer Betrachtung der Emissionen im Bereich der ostfriesischen Küste (Abb. 3.2.5) sind sowohl die marinen von der Großschiffahrt und dem Fährverkehr ausgehenden Verbrennungsabgase als auch die terrestrischen Emissionen der Industrie, der Landwirtschaft, des Verkehrs und der Haushalte einzubeziehen. Von diesen Emittenten macht die Großschiffahrt den größten Anteil bei der Stickstoffemission aus (40 %), gefolgt von Landwirtschaft (25 %), Industrie (21 %) und Straßenverkehr (12 %). Zu vernachlässigen sind die Beiträge des Hausbrands (2 %) und des Inselverkehrs (0,1 %).

Auf die gesamte Bundesrepublik bezogen machte 1996 der Straßenverkehr 69,9 % an den Stickoxidemissionen aus (BMU 1998b). Auf Industrie und Kraftwerke entfallen 29,7 %, auf Haushalte und sonstige Emittenten 8,7 und 0,7 %.

Immission und Deposition von Stickstoffverbindungen

Stickstoffverbindungen werden in der Atmosphäre über lange Distanzen transportiert (SCHULZ et al. 1998). Dabei unterliegen sie spezifischen physikalisch-chemischen Umwandlungen, bevor sie entweder trocken oder naß (Auswaschung) deponiert werden. NO_x-Verbindungen sind dabei die anthropogenen Vorläufer oxidierter Stickstoffverbindungen wie z. B. Nitrat. Eine ausführliche Beschreibung der Reaktionen von Stickoxiden in der Atmosphäre findet sich bei HOLLAND (1978).

Ein wesentlicher Teil der atmosphärischen Stickstoffverbindungen wird durch Aerosole transportiert (SCHATZMANN et al. 1994). In der kontinentalen, anthropogen beeinflussten Atmosphäre werden stickstoffhaltige Aerosole vorwiegend durch Umsetzung von Ammoniak mit den gasförmigen Luftbeimengungen Salpetersäure (Ammoniumnitrat) und Schwefelsäure (Ammoniumsulfat) gebildet (DANNECKER et al. 1994). In der küstennahen Atmosphäre werden zusätzliche stickstoffhaltige Aerosole durch die Reaktion mit Seesalzaerosolen (NaCl) gebildet. Ursprünglich vorhandenes Chlorid wird teilweise über die Reaktion

$$NaCl + HNO_3 \rightarrow NaNO_3 + HCl$$

unter Freisetzung von HCl durch Nitrat ersetzt (SCHULZ et al. 1998). Die stark hygroskopischen seesalzhaltigen Aerosole deponieren aufgrund ihrer großen Masse besonders effektiv. Daraus folgt ein beachtlicher atmosphärischer Stickstoffeintrag. Die Konzentration des aus Natriumchlorid entstehenden Natriumnitrats erreicht bei ablandigen Winden an der Küste bis zu 55,3 % des

ursprünglich vorhandenen Natriumchlorids. SCHULZ et al. (1998) sehen in dieser Reaktion eine Senke für die meisten der oxidierten Stickstoffverbindungen in der küstennahen marinen Atmosphäre.

Die Naßdeposition ist von größerer Bedeutung für den Stickstoffffluß aus der Atmosphäre als die Trockendeposition. Niederschläge sind diskontinuierlich in Raum und Zeit und daher von stochastischer Natur. Zudem können die Quellenstärken auf jährlichen, saisonalen oder noch kürzeren Zeitskalen variieren. Aus diesem Grunde sind Dauermessungen für die genaue Bestimmung atmosphärischer Einträge besonders wichtig.

RENDELL et al. (1993) geben für die südliche Nordsee Depositionsraten von 126 x 10^3 (naß) und 102 x 10^3 t N a^{-1} (trocken) an (Aug. 88-Okt. 89). Dies entspricht >26 % des Gesamteintrages aus terrestrischen Quellen. Diese Autoren sind der Ansicht, dass während der Planktonsaison atmosphärische Einträge als vorherrschende N-Quellen die Primärproduktion stimulieren können.

Atmosphärische Phosphoreinträge

Vergleichsweise wenig Information liegt über den Eintrag von anorganischen und organischen Phosphorverbindungen über den Luftpfad vor.

Phosphin als einzige natürlich vorkommende flüchtige Phosphorverbindung entsteht in stark reduzierendem Milieu durch bakterielle Phosphatreduktion (DEVAI et al. 1988; RUDAKOV 1929). GASSMANN (GASSMANN 1994; GASSMANN & SCHORN 1993) zeigt, dass PH_3 in Sedimenten der Deutschen Bucht mit Maximalkonzentrationen von etwa 70 pmol L^{-1} Interstitialwasser vorkommt. Die Konzentrationen im Bodenwasser liegen um eine Zehnerpotenz niedriger.

Über partikulär gebundene Phosphorkomponenten in der Atmosphäre liegen nur wenige Daten vor. RODHE et al. (1980) geben für die gesamte Ostsee einen Phosphoreintrag von 1400 t a^{-1} (450-5200 t a^{-1}) an. Dieser wird wahrscheinlich zum Teil pollengebunden eingetragen und liegt damit in einer relativ abbauresistenten Form vor. Welcher Anteil an Stäube adsorbiert vorliegt, kann den Daten nicht entnommen werden. UEMATSU et al. (1983) berichten, dass die aerosolgebundenen P-Gehalte über dem Zentralpazifik während asiatischer Staubstürme deutlich anstiegen und sich der Saharastaub über dem Nordatlantik mit Werten um 50 ng m^{-3} gegenüber Hintergrundwerten von 5-10 ng m^{-3} deutlich abhebt.

Aus diesen Daten läßt sich schließen, dass atmosphärische P-Einträge sowohl in der Gas- als auch in der festen Phase keine signifikanten Beiträge zur Phosphorbilanz des küstennahen Meeres leisten.

Allerdings wird die Anwesenheit zyklischer, d.h. über Aerosole vom Meer zum Land transportierter Salze bei Depositionsberechnungen in der Regel nicht berücksichtigt. Mit multipler Regression fanden GRAHAM & DUCE (1982), dass etwa ein Drittel der atmosphärisch eingetragenen Phosphorverbindungen mit Natrium korreliert war und somit wahrscheinlich eine marine Quelle hatte. Aufgrund der langen Transportwege und der Effekte der saisonalen Variabilität der Nährsalzgehalte in der marinen Deckschicht kann der Beitrag zyklischer Salze nur über die Beziehung zum konservativen Element Natrium grob geschätzt werden (National Forest and Nature Agency 1991; SCHWIKOWSKI-GIGAR 1991).

Die folgenden Angaben basieren auf einer Hochrechnung einzelner Meßwerte aus dem küstennahen Bereich oder von den Inseln auf die Gesamtfläche des Wattenmeeres. Pro Jahr gelangen ca. 2.400-13.500 t Stickstoff und ca. 300 t Phosphor über die Atmosphäre in das Wattenmeer. Das sind 3,4-5,4 % der Gesamteinträge für Stickstoff bzw. 2,5 % für Phosphor (DE JONG et al. 1993; KRIEWS 1992; MICHAELIS et al. 1990; GERLACH 1989). Für die Phosphateinträge liegen bisher nur wenige Messungen vor, jedoch wird der atmosphärische Einfluss als eher gering eingeschätzt (SCHLÜNZEN 1994).

Keine Berücksichtigung bei diesen Berechnungen fanden die organischen N- und P-Verbindungen in der Atmosphäre. Diese können für Stickstoff zwischen 33 und 40 % der Naßdeposition ausmachen (WILLIAMS 1967), obwohl der Anteil zyklischer Verbindungen hier unklar ist.

Tabelle 3.2.8: Depositionen von Phosphor und Stickstoff (kg km^{-2} a^{-1}) im ostfriesischen Wattenmeer (N = Naßdeposition, T = Trockendeposition). Aus RAHMEL 1996. Quellen: 1 = Nds. Landesamt für Wasser und Abfall, 1990; 2 = SRU, 1980; 3 = PIERROU 1976.

Ort	Jahr	P	NH_x-N	NO_x-N	Σ-N	Deposition	Quelle
	Deposition in kg km^{-2} a^{-1}						
Norderney	1989	51	1078	483	595	N	1
Ostfr. Küste	1972		1000	404	596	N + T	2
Ostfr. Küste	1976	39					3

3.2.1.3 Senken

Export über die Atmosphäre

Eine bedeutende Senke für Stickstoff ist die Denitrifikation. Dabei wird Nitrat über die Zwischenstufen Nitrit und Distickoxid zu elementaren Stickstoff reduziert. MATHIEU (1994) fand für Sedimente des Mühlenberger Loches (Tideelbe) eine N_2O-Freisetzung von 4,4 mmol N_2O m^{-2} a^{-1}, während im Königshafener Watt im März/April 1992 nur geringe Mengen freigesetzt wurden. Im Sommer und Herbst - bei Abwesenheit von Nitrat - wird N_2O hier eher vom Sediment aufgenommen. BODENBENDER & PAPEN (1998) geben für diesen Bereich im Sandwatt Aufnahmeraten von -0,63 ± 0,24 µg N m^{-2} h^{-1} an. Im Schlickwatt wurde dagegen im August 1992 eine mittlere Freisetzung von 1,96 ± 0,65 µg N m^{-2} h^{-1} gemessen. Eine Erhöhung dieser Rate kann durch Makroalgenbedeckung und Seegrasbewuchs bewirkt werden. Das aufgenommene N_2O kann dann an Stelle von Nitrat als Elektronenakzeptor fungieren.

Ebenfalls im Sylter Wattenmeer (nur Sandwatt) bestimmten BODENBENDER & PAPEN (1996) NO- und NO_2-Flußraten von 0,21 bis 0,59 µg N m^{-2} h^{-1} aus NO und -0,42 bis -1,2 µg N m^{-2} h^{-1} aus NO_2).

Denitrifikationsraten in Wattsedimenten sind positiv mit der Nitratkonzentration korreliert, d. h. im Winter bis Frühjahr werden hohe Raten gemessen, während die Sommerraten niedrig sind. Im Sommer konnte die Denitrifikationsrate durch Zugabe von Nitrat zu inkubiertem Wattsediment um mehr als das Hundertfache gesteigert werden, während derselbe Versuchsansatz im Winter keine Steigerung ergab (KIESKAMP et al. 1991).

Die im westlichen Wattenmeer (Texel, Nähe Marsdiep) aus Inkubationsmessungen erhaltenen Denitrifikationsraten für sandige Sedimente (1-2 cm Silt an der Oberfläche) variierten von minimal 1 µMol N m^{-2} h^{-1} bis maximal 55 µMol N m^{-2} h^{-1} (KIESKAMP et al. 1991) entsprechend einem Jahresmittelwert von 110 mmol N m^{-2} a^{-1}. In SWAP wurden aus Inkubationsexperimenten 45 (Sandwatt) bis 60 (Schlickwatt) mmol N m^{-2} a^{-1} erhalten. Daraus errechnen sich für das gesamte Wattenmeer Verluste von 978 bis 58400 t N a^{-1} mit einem Mittelwert von 12320 t N a^{-1}. LOHSE et al. (1996) weisen allerdings darauf hin, dass durch die verwendete Methode der Acetylen-Inhibitions-Technik die Denitrifikationsraten unterschätzt werden. Mit der Methode des „isotope pairing“ werden bis zu zehnmal höhere Raten gemessen.

BODENBENDER & PAPEN (1996) konnten eine Steigerung der Emissionsraten von Stickstoff, insbesondere durch gesteigerten N_2O-Transfer, bei Makroalgenbedeckung und Seegrasbewuchs feststellen. Der gleiche Effekt wurde bei der Methan-Emission beobachtet. Diese Steigerung ist vermutlich auf

den erhöhten Eintrag von organischem Material zurückzuführen. Unterstützt wird diese Hypothese durch die ca. sechsmal höheren Denitrifikationsraten im Schlickwatt im Vergleich zum Sandwatt.

Aus den vorliegenden Daten wäre zu folgern, dass die Reaktion des Watts auf erhöhte Primärproduktion (Eutrophierung) eine gesteigerte Stickstoffemission ist.

Ein Vergleich der in der Literatur verfügbaren Denitrifikationsraten ergibt, dass in der Deutschen Bucht und im angrenzenden Wattenmeer im Durchschnitt 8-16 % des gesamten eingetragenen Stickstoffs an die Atmosphäre abgegeben werden (BEUSEKOM et al. 1998).

Sedimente

Eine temporäre P-Senke stellen Eisen(III)-Hydroxide dar, die in den oxischen Schichten der Wattsedimente bei der Oxidation des aus den reduzierenden tieferen Schichten diffundierenden Fe(II) gebildet werden. Hier wird auch diffundierendes Phosphat absorbiert.

Langfristig könnte Phosphat als authigen gebildetes Apatit ($CaCO_3$ PO_4-Minerale) festgelegt werden. Diese Mineralfällung geschieht bei hohen Konzentrationen im Interstitialraum des Sedimentes. Allerdings erfolgt eine Fällung erst bei Konzentrationen von etwa 70 bis 80 µmol L^{-1} (z. B. für reduzierende Sedimente des Weser-Ästuars (KÖLLING 1991).

Andererseits argumentieren BEUSEKOM et al. (1998), dass Apatitgehalte im Seston der Deutschen Bucht und der Flüsse niedriger sind als die im Seston des Wattenmeeres und dass, mindestens für das Ems-Ästuar, Bilanzrechnungen lokale Apatitbildung anzeigen. Nach BEUSEKOM et al. (1998) sind hier 65 % des sedimentierenden Phosphors calciumgebunden und somit schwerlöslich.

Sedimente können ebenfalls für Ammonium temporäre Senken sein. Große Oberflächen und hohe organische Gehalte haben dabei eine Steigerung der Ammonium-Adsorption zur Folge. Die Menge des adsorbierten Ammoniums übersteigt die im Porenwasser gelösten Mengen, daher kann das Sediment als Puffer für Ammonium angesehen werden. Diese Eigenschaft des Sedimentes kann zu einer zeitverzögerten Freisetzung von Ammonium führen.

Informationen über die langfristige Speicherung von Stickstoffverbindungen liegen allerdings nicht vor.

Andere Senken

Trotz der Tatsache, dass das Wattenmeer für etwa 10–12. Mio. Zugvögel Raststation auf dem East Atlantic Flyway ist (MELTOFTE et al. 1994) und sich mehrere Millionen Vögel hier über längere Zeiträume aufhalten, läßt sich der Export von N und P über diesen Weg kaum quantifizieren. Ein großer Teil der metabolisierten N/P-Verbindungen wird zudem vor Ort wieder ausgeschieden. BEDARD et al. (1990) zeigen für das St. Lawrence-Ästuar, dass Vögel allenfalls vernachlässigbare Einflüsse auf die Nährsalzbudgets haben. Lokale Einflüsse wie Düngeeffekte in Dünen sind allerdings zu erwähnen (EXO & GERLACH 1997; Kap. 2.4.3.5).

Ebenso schwierig ist eine Abschätzung der durch Fischerei entnommenen N- und P-Mengen. Stickstoff kommt hier vor allem in Proteinen und Chitin, Phosphor in Phospholipiden und Gräten (Apatit) vor. MEIXNER (1992) gibt für den Export durch Miesmuschelfischerei für 1991 einen Export von 198 t N und 27 t P bei einer Gesamtanlandung von 30.000 t an. In Budgetberechnungen spielen diese Mengen so gut wie keine Rolle.

3.2.1.4 Austauschprozesse mit der küstennahen Nordsee

Der Wasseraustausch zwischen Wattenmeer und dem Küstenwasser wird primär durch die Tiden verursacht. Dabei werden in den Seegaten Strömungsgeschwindigkeiten von mehr als 1,5 m s^{-1}

erreicht. Bei jeder Tide wird mehr als die Hälfte des Wasservolumens im Wattenmeer ausgetauscht (DICK et al. 1998). Als Folge von Mischungsprozessen gelangt küstennahes Nordseewasser in das Wattenmeer. Die mit dem Strom transportierten Substanzen können im Wattenmeer umgewandelt, akkumuliert, abgelagert oder wieder exportiert werden.

Der Austausch von Nährstoffen zwischen Wattenmeer und Nordsee ist bisher nur wenig untersucht worden. Die Ursachen dafür sind wahrscheinlich die extremen räumlichen und zeitlichen Variationen vieler zur Quantifizierung des Austauschs relevanter Größen. In einem Seegat z. B. ist die Strömungsgeschwindigkeit, die zur Berechnung des Wassertransports notwendige Größe, nicht nur von den Tidebedingungen, sondern auch von der Morphologie abhängig. An der tiefsten Stelle zwischen den Inseln erreicht die Strömungsgeschwindigkeit die höchsten Werte, während sie zu den Rändern der Seegaten hin abnimmt. Weiter verhalten sich die Strömungsgeschwindigkeiten im Verlauf einer Tide nicht symmetrisch. So lassen sich ebb- und flutdominierte Priele unterscheiden. Eine gleichzeitige Bestimmung aller Strömungsgeschwindigkeiten ist jedoch unmöglich. So stellt sich nicht nur die Frage nach dem Zeitpunkt, sondern auch die nach der optimalen Position der Probenahme.

Extremsituationen wie Stürme machen eine Probenahme meist unmöglich. Jedoch ist zu vermuten, dass ein Großteil des Stoffaustausches unter diesen Bedingungen stattfindet (ASMUS & ASMUS 1996). Bei der sturminduzierten Sedimentumlagerung z. B. kann Porenwasser bis zu einer größeren Tiefe als unter Normalbedingungen ausgetauscht und damit können Nährsalze freigesetzt werden.

Bilanzierungen sind aus diesen Gründen schwierig. Die Berechnungen von Stofftransporten aus Konzentrations- und Wassertransportwerten können wegen der vielen Unsicherheitsfaktoren daher oft nur als Annäherung angesehen werden. Verschiedene Meßstrategien versuchen aber möglichst viele der Unsicherheiten auszuschließen. Sie reichen von wöchentlichen Einzelprobenahmen jeweils zur gleichen Tageszeit (SWAP) über Beprobungen mehrerer Tidenzyklen (SWAP, ELAWAT) bis zur großflächigen, zeitsynchronen Probenahme (TRANSWATT). Aufgrund dieser Probleme sind Modelle entwickelt worden, die mit realen Meßdaten kombiniert werden (KUSTOS, TRANSWATT).

Für die Bilanzierung des Nährsalztransports (Im- bzw. Export) zwischen Wattenmeer und küstennahem Wasser wurden von DICK et al. (1998) zwei verschiedene numerische Modelle genutzt. Das KUSTOS-Modell hat seinen Schwerpunkt auf der Simulation mesoskaliger Phänomene im Übergangsbereich zwischen Küstenwasser und der inneren Deutschen Bucht (Lagrange'sches Dispersions-Modell). Das TRANSWATT-Modell hingegen konzentriert sich auf kleinskalige Bewegungen und Dispersionsprozesse im Bereich des nordfriesischen Wattenmeeres. Die Berechnung der Nährsalztransporte erfolgte mit beiden Modellen.

Die an drei Ankerstationen gemessenen Nährsalzkonzentrationen wurden mit den vom TRANSWATT-Modell errechneten Wassertransporten multipliziert und über den Transekt an den Ankerstationen integriert. Die zweite Methode nutzt die von BROCKMANN et al. (1998) bestimmte horizontale Verteilung der Nährsalzkonzentrationen (synoptische Messungen) und das Dispersions-Modell.

Dabei werden für den Betrieb der Modelle folgende vereinfachende Annahmen gemacht:

- Der Wassertransport durch die kleinen Priele trägt weniger als 5 % zum Gesamttransport bei und wird daher in dem Modell vernachlässigt.
- Abweichungen von mittleren Konzentrationen (fleckenhaftes Auftreten) und vom mittleren Wasserfluß (z. B. durch Änderung der Windrichtung) werden nicht berücksichtigt.

Aus dem TRANSWATT/KUSTOS-Projekt lassen sich anhand dieser Modelle folgende Kernaussagen machen (DICK et al. 1998):

Der Austausch von gelösten Nährsalzen zwischen Wattenmeer und küstennahem Nordseewasser erfolgt im wesentlichen nach vier verschiedenen Mustern, die abhängig vom betrachteten Nährsalz und der Jahreszeit sind.

1) Bei annähernd gleichen Konzentrationen im Wattenmeer und küstennahen Wasser sind Im- und Export von Nährsalzen fast ausgeglichen. Diese Situation traf im Winter 1996 für Phosphat und im Sommer 1994 für Silikat zu. Wegen der homogenen Salzgehaltsverteilung konnten keine Aussagen darüber gemacht werden, ob sich diese beiden Nährsalze konservativ verhielten oder ob das Wattenmeer in gleichem Ausmaß als Quelle und Senke fungierte.

2) Beim zweiten Transportmuster stellt das küstennahe Wasser eine Nährsalzquelle für das Wattenmeer dar. Weser und Elbe tragen in deutlichem Ausmaß zu den Nährsalzkonzentrationen des nordfriesischen Küstenwassers bei. Im Sommer 1994 und im Frühjahr 1995 wurde Nitrat ins Wattenmeer importiert. Da insbesondere im Sommer die Nitratkonzentrationen auf ein Minimum zurückgehen, stellen sie den limitierenden Faktor für die Primärproduktion dar. Import aus der küstennahen Nordsee kann so die Produktion fördern.

3) Das dritte Transportmuster beschreibt den Nährsalzeintrag vom Festland durch lokale Quellen. Hierbei bildet sich ein Gradient mit ansteigenden Konzentrationen in Richtung Festland aus. Diese Situation wurde insbesondere für Nitrat und Silikat im Winter 1996 beobachtet. In diesem Fall ist das Wattenmeer als ein Übergangsgebiet für nährsalzreiches Wasser vom Festland in Richtung Deutsche Bucht anzusehen. Der Gradient wurde bei Silikat noch durch eine Diatomeenblüte in der Deutschen Bucht verstärkt.

4) Ein viertes Transportmuster wurde nur für Phosphat identifiziert. Hier wurde ebenfalls ein ansteigender Gradient in Richtung Festland beobachtet. Diesmal sind aber nicht die Einträge vom Festland, sondern das Wattenmeer selbst die Quelle. Im Sommer 1994 wurden aus einer Wattfläche von 100 km^2 im Mittel 0,7 t Phosphat pro Tide in das Küstenwasser exportiert.

Bereits POSTMA (1954) postulierte, dass aufgrund des Gradienten zwischen dem Wattenmeer und der küstennahen Nordsee ein Export von gelösten P-Verbindungen stattfinden sollte. Die Remineralisation von organischem Kohlenstoff übersteigt die Primärproduktion (BEUSEKOM et al. 1998). Im Wattenmeer wird ein Überschuß von 80-160 g C m^{-2} a^{-1} remineralisiert. Daraus folgt, dass ein zusätzlicher Import von organischem Material in das Wattenmeer stattfinden muss. Dieser kann über Flußeinträge und den Austausch mit der küstennahen Nordsee erfolgen. So trägt z. B. die Elbe etwa 0,45 x 10^6 t POC a^{-1} in die Nordsee ein (SEIFERT 1985; EISMA et al. 1982). Aus der Ems werden zwischen 2300 und 4000 t (1982-1996) organisch gebundener Stickstoff (14-20 % des Gesamt-N-Eintrages) ausgetragen (StAWA Aurich). Inwieweit allerdings solche Einträge im Wattenmeer oder der küstennahen Nordsee heterotrophen Abbauprozessen unterliegen, ist unklar.

Danach wird in das Wattenmeer organisches Material importiert und Abbauprozesse überwiegen gegenüber der autochthonen Produktion. Als Folge dieses Ungleichgewichtes werden Nährsalze aus dem Wattenmeer exportiert. Unterstützt wird diese Hypothese durch die Erscheinung der hohen Phosphatkonzentrationen im Sommer, die höher sind als im Winter (HESSE et al. 1993). Im Sommer ist das schleswig-holsteinische Wattenmeer als Quelle für Phosphat anzusehen. Der Phosphateintrag des schleswig-holsteinischen Wattenmeeres in die Deutsche Bucht beträgt im Sommer ungefähr das achtfache des Eintrags durch die Elbe. Die Ursache könnte in der generell erhöhten Remineralisationsrate gegenüber der Primärproduktion liegen, wie sie von VAN BEUSEKOM et al. (1998) gefunden wurde. Auch die im Vergleich zum Küstenwasser im Wattenmeer hohe Umsetzung von organischem Material durch heterotrophe Organismen unterstützt die Hypothese.

Die verstärkte Remineralisierungsrate, wie sie für Phosphat im Sommer festgestellt wurde, zeigte sich weder beim Silikat noch bei den anorganischen Stickstoffverbindungen. Das sommerliche Phosphatmaximum wird von DICK et al. (1998) daher allein auf die Freisetzung von Phosphat aus dem Sediment durch Abnahme der oxischen Sedimentschicht zurückgeführt.

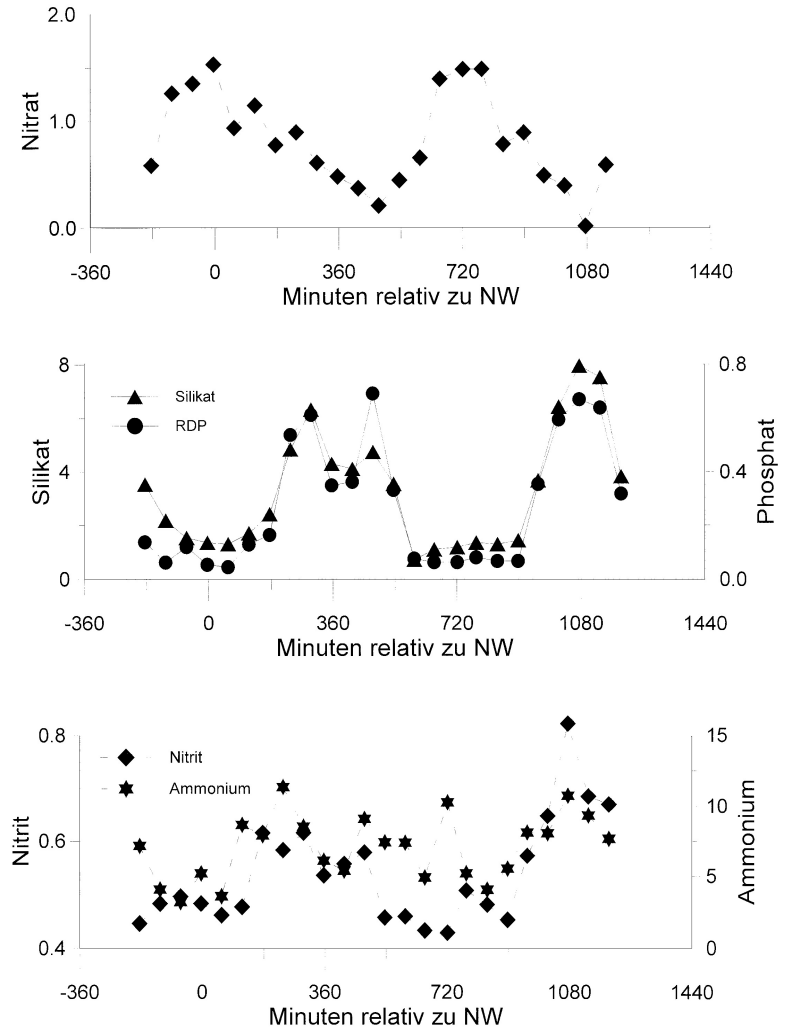


Abb. 3.2.6: Nährsalzvariabilität in der Otzumer Balje im Mai 1995, Konzentrationsangaben in µMol/l.

Stündliche Nährsalzbestimmungen über jeweils zwei Tiden wurden monatlich (Februar bis September 1995) im ostfriesischen Wattenmeer durchgeführt (ELAWAT). Dabei zeigt sich im Mai auf der kurzen Zeitskala deutlich ein Export von Nitrat mit ablaufendem Wasser, während die anderen untersuchten Nährsalze importiert wurden (Abb. 3.2.6). Dieser Import war beim Phosphat und Silikat deutlicher ausgeprägt als beim Ammonium oder Nitrit.

Andererseits ergibt sich auf den gesamten Untersuchszeitraum ein fast durchgängiger Export aller Nährsalze (Abb. 3.2.7).

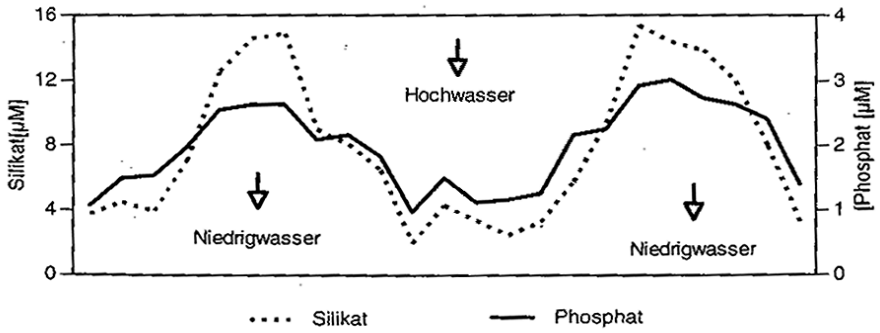


Abb. 3.2.7: Die gelösten Nährsalze Silikat und Phosphat über zwei Tidezyklen in der Otzumer Balje im August 1994 (aus NIESEL, V. & GÜNTHER, C.-P. 1999)

3.2.1.5 Jahresgang der Nährsalze

Aus den oben beschriebenen Quellen und Senken für Nährsalze ergibt sich im Zusammenspiel mit biologischen, chemischen und physikalischen Faktoren ein komplexes Bild des Verhaltens dieser Verbindungen im Jahresgang. Daher soll zunächst der Jahresgang im offenen Ozean beschrieben werden. Hieraus werden dann die Besonderheiten im Wattenmeer abgeleitet.

Der Jahresgang der Nährsalze im offenen Ozean wird vor allem durch biologische Prozesse kontrolliert. Hohe Nährsalzkonzentrationen im Winter nehmen im Frühjahr rasch ab. Mit dem Einsetzen der Primärproduktion durch Phytoplankton erfolgt eine Umwandlung der gelösten anorganischen Nährsalze in pflanzliche Biomasse. Dabei werden die Elemente Stickstoff, Silicium und Phosphor zusammen mit Kohlenstoff in Form von CO_2 in organische Verbindungen umgewandelt. Bedeutende organische Stickstoffverbindungen sind z. B. Aminosäuren, Nucleinsäuren und Harnstoff, aber auch Chlorophyll enthält Stickstoff. Silicium wird von Diatomeen für den Aufbau der Zellwände genutzt (biogenes Opal). Wichtige organische Phosphorverbindungen sind z. B. Phospholipide (Aufbau von Zellmembranen) und ATP (Adenosintriphosphat), welches als Energieüberträger dient.

In gemäßigten Breiten tritt bei beginnender thermischer Schichtung und einer ausreichenden Einstrahlung als erstes eine Frühjahrsblüte auf, im Normalfall eine Massenentwicklung von Diatomeen. Diese Blüte bricht zusammen, sobald das zur Schalenbildung notwendige Silikat aufgebraucht ist, und sedimentiert. Der Stickstoff wird hierbei in Form von Nitrat aufgenommen.

Die nicht verbrauchten N- und P-haltigen Nährsalze werden danach in der Regel von Dinoflagellaten weiter genutzt. In den im Sommer thermisch geschichteten Wasserkörpern sind die im und am Boden ablaufenden Remineralisationsprozesse von der Primärproduktion in der euphotischen Zone räumlich entkoppelt. Die sommerliche Produktion ist hier im wesentlichen auf die vor Ort ablaufenden heterotrophen Aktivitäten (Zooplankton, Bakterien) zurückzuführen (regenerierte Produktion). Da im ersten Schritt des Abbaus organischer Substanz Ammonium entsteht und die chemische (und bakterielle) Weiteroxidation nicht mit der Aufnahme durch Phytoplankton konkurrieren kann, ist diese Produktion ammoniumbasiert.

Mit dem Einsetzen der herbstlichen Durchmischung des Wasserkörpers (Abkühlung, Stürme) werden die über den Sommer unterhalb der Dichtesprungschicht akkumulierten remineralisierten Nährsalze wieder in die euphotische Zone gebracht und können dort Anlaß zu einer Herbstblüte geben, die meistens von Diatomeen dominiert wird. Das dazu notwendige Silikat wurde im Verlauf des Sommers durch chemische Lösung aus der sedimentierten Frühjahrsblüte weitgehend zurückgebildet.

Das optimale Verhältnis von Stickstoff zu Phosphor für die planktische Primärproduktion beträgt etwa 16:1 (REDFIELD et al. 1963). Nährsalzlimitation, in der Regel durch Erschöpfung des N-Pools, führt zum Zusammenbruch von Phytoplanktonblüten. Schematisch dargestellt sind diese Vorgänge in Abb. 3.2.8.

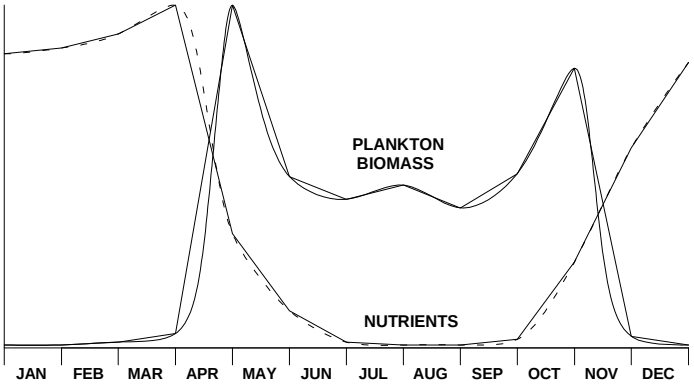


Abb. 3.2.8: Schematischer Jahresgang der Nährsalze und der Phytoplanktonbiomasse in gemäßigten Breiten

Abweichend von diesem Jahresgang zeigt die zeitliche Entwicklung der Nährsalze in durchmischten küstennahen Wasserkörpern einige Besonderheiten, die vor allem auf Prozesse in den oberen Sedimentschichten zurückzuführen sind.

Trotz ästuariner Einträge gelösten anorganischen Phosphats kann es im Wattenmeer während der Wachstumsperiode lokal oder temporär zu einer Erschöpfung dieses Nährstoffpools kommen (Abb. 3.2.9). In dieser Zeit können dann gelöste organische N- bzw. P-Verbindungen zur Deckung des Bedarfs des Phytoplanktons eine wichtige Rolle spielen (z. B. ASMUS 1992).

KIESKAMP et al. (1991) beschreiben den Jahresgang der Denitrifikation und zeigen, dass im Sommer (2,5 µmol N m^{-2} h^{-1}) trotz höherer Temperaturen die Raten als Folge des geringeren Nitratangebots niedriger als im Winter (10 - 60 µmol N m^{-2} h^{-1}) sind.

Bioturbation und Bioirrigation haben einen z. T. erheblichen Einfluss auf die Flüsse von remineralisierten Nährsalzen aus dem Sediment in die darüberliegende Wassersäule (z. B. HUETTEL 1990). Das Ausmaß dieser Prozesse ist vom saisonalen Nahrungsangebot abhängig. Zudem haben die durch Organismen erzeugten Oberflächenstrukturen einen Effekt auf den strömungsbedingten Porenwasseraustausch (HUETTEL et al. 1998, 1996).

Sedimentgebundene, biogene Nährsalzsenken können z. B. Makrophyten oder Biofilme benthischer Diatomeen sein. Während an unbewachsenen Miesmuschelbänken die Aufnahme von partikulärem Stickstoff durch die Abgabe von gelösten anorganischen N-Verbindungen weitgehend kompensiert wurde, zeigten *Fucus*-bewachsene Bänke im Sylter Wattenmeer eine verringerte Abgabe, zumindest im Sommerhalbjahr (ASMUS & ASMUS 1996).

Miesmuschelbänke können auch *per se* als temporäre Nährsalzsenke fungieren, indem sie organisches Material als Faeces oder, bei entsprechend hohem Angebot, Pseudofaeces in ihrer Umgebung ablagern. So findet BEHRENDS (1997) im Mai 1996 nach einer Planktonblüte höhere Aminosäuregehalte (Hauptkomponenten des organischen Stickstoffpools) in der untersuchten Muschelbank als während des restlichen Jahres. Vor allen Dingen nach der Frühjahrsblüte kann dann die mikroheterotrophe Aktivität so stimuliert werden, dass das System als Nährsalzquelle fungiert. LEU

(in Vorber.) kann nachweisen, dass der Eintrag der Blüte mikrobielle Enzymaktivitäten, allerdings zeitversetzt, stimuliert.

Seegras- und Salzwiesen spielen ebenfalls eine Rolle im saisonalen Verlauf der Nährsalzkonzentrationen. ASMUS & ASMUS (1996) zeigen am Beispiel des Königshafens, dass *Zostera*-Gemeinschaften Senken für partikulären und gelösten anorganischen Stickstoff sind. Als Besonderheit wird erwähnt, dass an stürmischen Tagen diese Wiesen anorganische N- und P-Komponenten exportierten.

Während bis in die 50er Jahre RDP einen „normalen" Jahresverlauf zeigte (DE JONGE & POSTMA 1974), wurde erstmals zu Beginn der 70er von denselben Autoren eine Entkopplung der N- und P-Remineralisation gezeigt. Dieses Phänomen äußert sich in RDP-Gehalten, die schon im Sommer ansteigen. Ähnliches wurde von TRANSWATT in Schleswig Holstein und ELAWAT für den ostfriesischen Bereich gefunden. Der Anstieg begann bereits im Juni, während alle andern Nährsalze erst im September anstiegen (Abb. 3.2.9). Zurückgeführt wird dies auf eine Abnahme der Mächtigkeit der oxischen Deckschicht im Sommer und, damit verbunden, geringere Gehalte an basischen Eisenoxiden, die reminieralisertes RDP adsorptiv fixieren können.

Die Zersetzung des organischen Materials im Sediment führt zu einer Anreicherung von Nährstoffen im Porenwasser, die über bioturbat oder diffusiv kontrollierten Fluß wieder an die Wassersäule abgegeben werden. Porenwasseraustausch durch Strömung (HUETTEL et al. 1996, 1998) und Wellenschlag (VAN DER LOEFF 1981) trägt ebenfalls zur hohen Variabilität bei. Geringere Niederschläge in den Frühjahrs- und Sommermonaten, die den Oberflächenabfluß vom Festland und die atmosphärischen Einträge verringern, tragen ebenfalls zur höheren Nährsalzvariabilität im Wattenmeer und der küstennahen Nordsee als im offenen Ozean bei.

Eine Reihe von biologischen, chemischen und physikalischen Mechanismen kontrolliert somit die Nährsalzkonzentrationen im Wasser des Wattenmeeres. Diese wiederum sind in unterschiedlichem Maß von interannuellen Schwankungen betroffen.

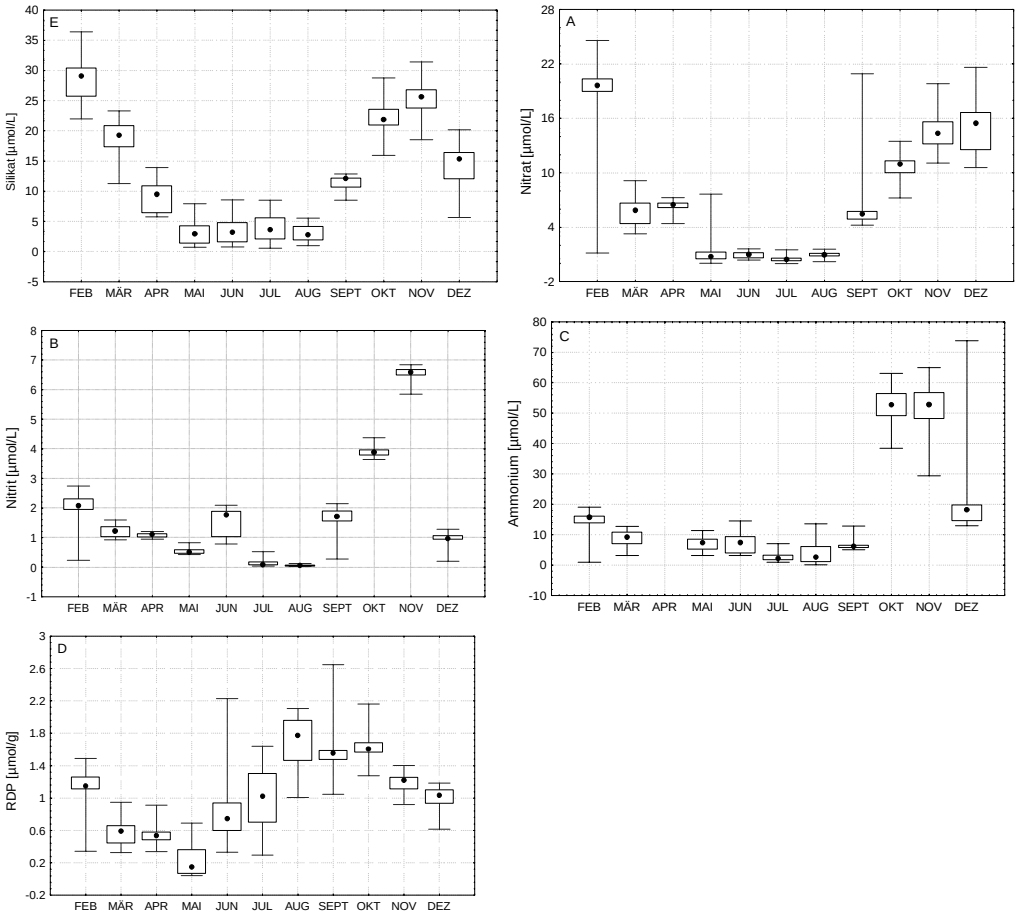


Abb. 3.2.9: Box & Whisker-Plots der Nährsalzkonzentrationen in der Otzumer Balje im Jahresgang (1995)

3.2.1.6 Langzeitentwicklungen

POSTMA (1954) gibt für das westliche Wattenmeer RDP-Gehalte von 0,53 µmol L^{-1} an. Die Gehalte an gelöstem organisch gebundenem Phosphor (DOP) lagen bei 0,3 µmol L^{-1}, während partikulär gebundener Phosphor zu dieser Zeit bei 24 µmol/g Seston lag. Zum Vergleich lagen die Helgoland-Reede-Werte 1960 für RDP bei 0,45 µmol L^{-1} (HICKEL & EICKHOFF 1997). Bis 1980 wurde im westlichen Wattenmeer ein Anstieg auf 2,5 µmol P_{ges} L^{-1}, bei Helgoland dagegen nur auf 1,1 µmol L^{-1} festgestellt.

Die von DE JONGE (1990) präsentierte Auswertung der mittleren jährlichen Rheinfrachten zeigte ab 1982 eine abnehmende Tendenz, die sich bis heute fortsetzt.

LAMMERS & LIEBEZEIT (1988) berechnen, dass in der inneren Deutschen Bucht die RDP-Gehalte im Vergleich zu den von KALLE (1937) für 1936 angegebenen Werten um 200 bis 300 % angestiegen sind, während die Silikatgehalte auf etwa 50-66 % zurückgegangen sind.

Obwohl für das niedersächsische Wattenmeer vergleichbar weit zurückreichende Informationen nicht vorliegen, kann man doch annehmen, dass die Nährsalzkonzentrationen in den 50er Jahren in einer ähnlichen Größenordnung wie im niederländischen Wattenmeer lagen.

Die Rückgänge der Nährsalzfrachten in den großen Flüssen sind ausreichend dokumentiert. So zeigt etwa der Rhein eine deutliche Verminderung der Einträge seit 1980 auf Werte, wie sie zu Beginn der 50er Jahre gemessen wurden. Ebenso zeigt sich in der Langzeitserie bei Helgoland Reede der Rückgang vor allem des Elbeintrags seit etwa 1994 (HICKEL & EICKHOFF 1997).

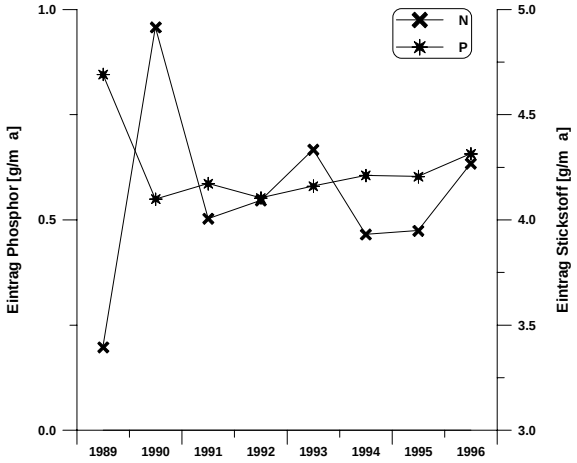


Abb. 3.2.10: Mittlere N- und P-Einträge in den Jadebusen (Daten: StAWA Brake)

Andererseits scheinen sich bei den diffusen Einträgen keine wesentlichen Änderungen ergeben zu haben (Abb. 3.2.10). Es ist aber zu berücksichtigen, dass die Meßreihe nicht weit genug zurückreicht, um diese Aussage eindeutig zu belegen. Zudem zeigen selbst die abflußnormierten N-Werte immer noch erhebliche Variationen (Abb. 3.2.11/12). Immerhin dokumentieren auch diese Werte, dass die gesteckten Ziele der Nährsalzreduktion vor allem aus diffusen Quellen nicht erreicht wurden (BMU 1998b). Regelmäßige und zeitlich verhältnismäßig hochauflösende Messungen liegen von der Forschungsstelle Küste, Norderney, seit 1982 vor. Die ab 1982 zunächst viermal jährlich im Bund-Länder-Messprogramm (BLMP) erhobenen Daten wurden ab 1984 zeitlich höher auflösend vorgelegt.

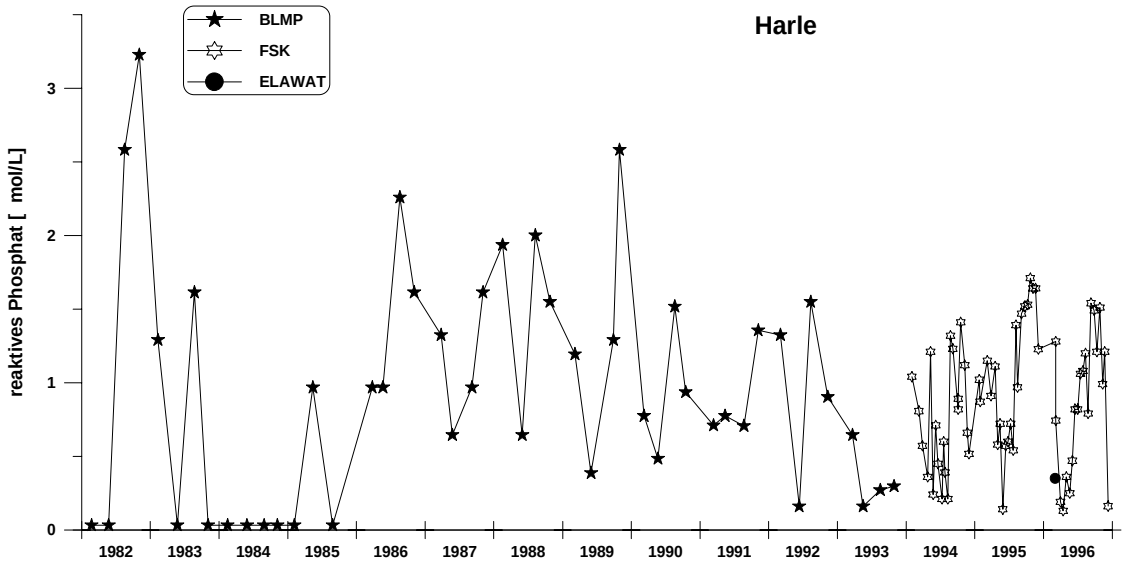


Abb. 3.2.11: Langzeitentwicklung der gelösten anorganischen Phosphatkonzentrationen (RDP) in der Harle von 1982 - 1996. Daten: BLMP, ELAWAT, FSK.

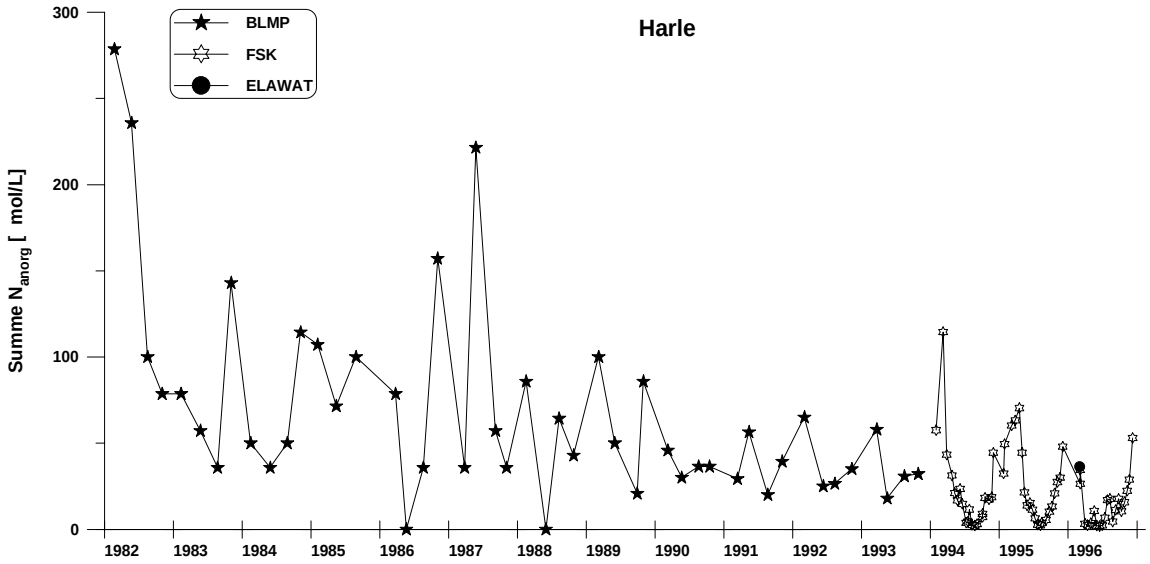


Abb. 3.2.12: Langzeitentwicklung der gelösten anorganischen Nitratkonzentrationen (DIN) in der Harle von 1982 - 1996. Daten: BLMP, ELAWAT, FSK

Zumindest die anfänglich erhobenen Daten scheinen fragwürdig zu sein (s. z. B. die winterlichen RDP-Werte 1982 bis 1985), so dass diese nicht herangezogen wurden.

Die verwertbaren Daten zeigen ab 1985 zunächst den erwarteten und oben schon beschriebenen Jahresgang und, zumindest für die N-Komponenten, einen Rückgang der Konzentrationen. Generall zu berücksichtigen ist aber, dass die hohe Variabilität der Salzgehalte (Abb. 3.2.13), die ein Maß für den Süßwasseranteil und damit die aus terrestrischen Quellen eingetragenen Nährsalze ist, Trends vortäuschen könnte.

Der Anteil von Süßwasser im Wattenmeer läßt sich bei Annahme konstanter Salzgehalte der Endglieder Süß- und Atlantikwasser von 0,5 bzw. 35 PSU leicht errechnen. Ein solcher Ansatz kann aber für nicht-konservative Parameter nicht gemacht werden, da bei diesen sich die Konzentrationen (s. Variabilität) ständig ändern.

Es muss ebenso in Betracht gezogen werden, dass selbst im Winter die biologische Aktivität weitergeht, wenn auch in vermindertem Ausmaß. So weist z. B. VETTER (1994) anhand der Pigmentsignaturen im November 1993 eine Blüte benthischer Diatomeen im Spiekerooger Rückseitenwatt nach.

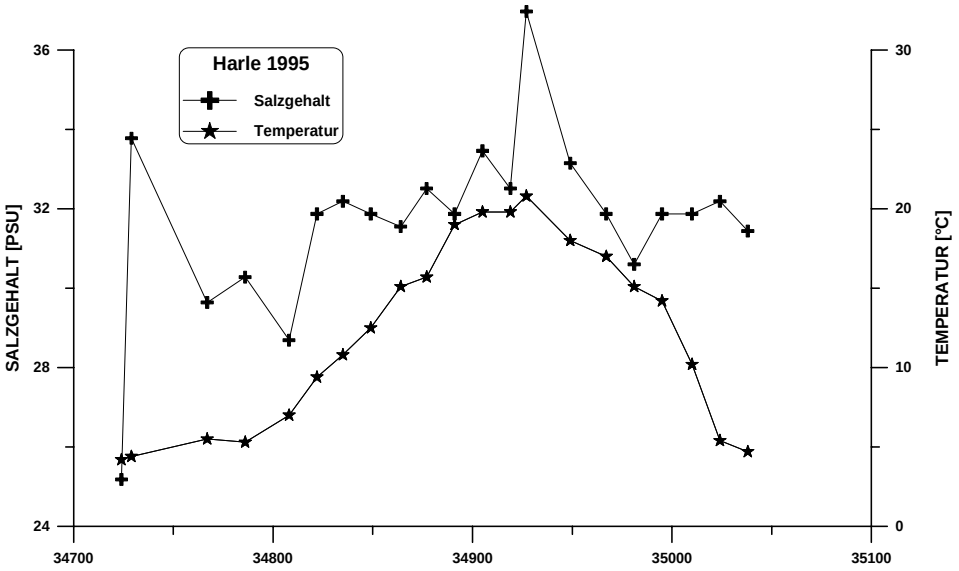


Abb. 3.2.13: Variation der Salzgehalte und Temperaturen 1995 in der Harle (FSK 1996)

Daher ist es nicht zulässig, winterliche Nährsalzdaten per se zu betrachten und daraus Trends abzuleiten. Als Lösung wurde vorgeschlagen, zur Trendanalyse nur solche Winterdaten zu verwenden, die sich im Salzgehaltsgradienten konservativ verhalten. Zieht man hierzu die Daten der Dauerstation Norderney heran, so zeigt sich sowohl für Nitrat als auch für Phosphat ein abnehmender Trend mit Ausnahmen in den Jahren 1993 und 1994 (Abb. 3.2.14).

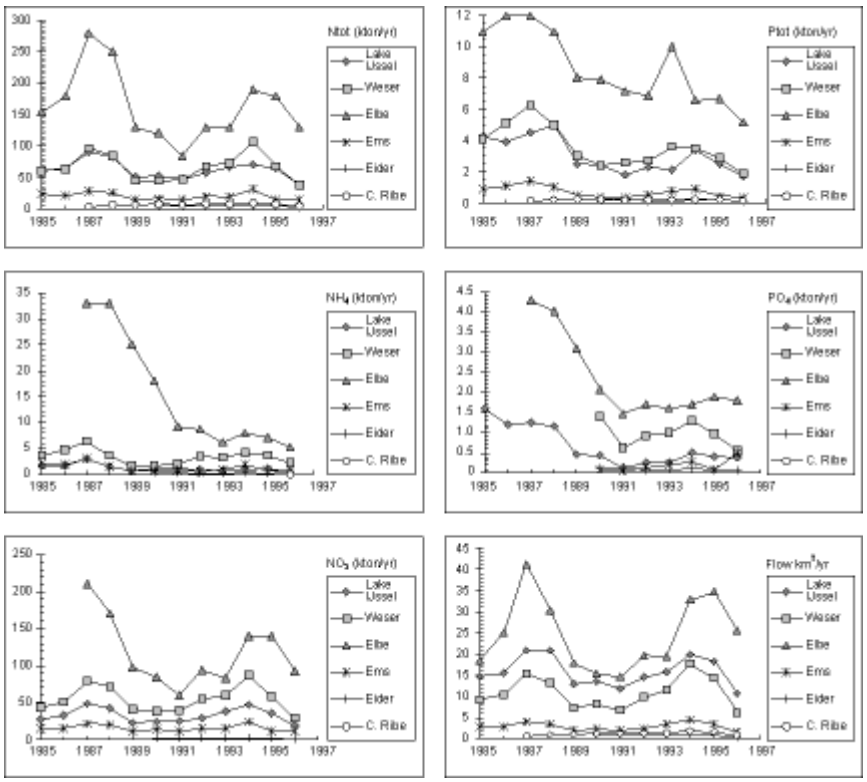


Abb. 3.2.14: Nähstoffeinträge in das Wattenmeer 1985-1996 (aus De JONG et al. 1999)

Aus den vorliegenden Informationen ist zu entnehmen, dass sich die Reduktion der Nährsalzeinträge,, die über Flußeintrag in das Wattenmeer gelangen, bereits bemerkbar macht. Möglicherweise geht damit auch eine Reduktion der Primärproduktion einher. Allerdings fehlt hier für eine positive Bestätigung die Datengrundlage.

Dass diese Reduktion der Nährsalzgehalte durchaus nicht nur positiv gesehen wird, diskutiert BODDEKE (1993). Er korreliert den Rückgang der Fischereierträge auf Schollen mit dem Rückgang des Phosphateintrags über den Rhein. CADÉE & HEGEMANN (1993) widersprechen dem allerdings und verweisen auf eigene Arbeiten, nach denen Licht der produktionslimitierende Faktor im niederländischen Wattenmeer ist (PEETERS & PEPERZAK 1990; CADÉE & HEGEMANN 1974).

Effekte

Für das Marsdiep wurden Primärproduktionsdaten von DE JONGE (1999) zusammengestellt (Abb. 3.2.15). Ein Zusammenhang zwischen den RDP-Gehalten und der Primärproduktion wird deutlich.

Solche relativ umfassenden Datensätze liegen für andere Gebiete des Wattenmeeres nicht vor. Im Königshafen lag die Jahresbilanz der gesamten Primärproduktion über 300 g C m^{-2} a^{-1} (1992-1994), was eine Verdopplung gegenüber 1980 (gleiche Stationen und Methodik) bedeutet (ASMUS et al. 1996). Davon entfielen 52 % auf pelagische Produktion, 45 % auf Mikrophytobenthos (sowohl im sandigen als auch im schlickigen Sediment) und 3 % auf Seegras. Beim Phytoplankton wurde ebenfalls innerhalb von 10 Jahren eine Verdopplung festgestellt. Über einen Zeitraum von 15 Jahren hat sich die Primärproduktion des Phytoplanktons sogar verdreifacht.

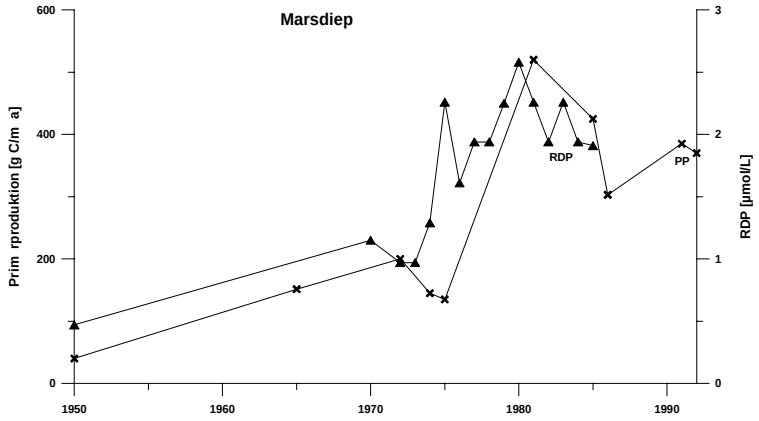


Abb. 3.2.15: Entwicklung der Phosphatkonzentration (RDP) und der gesamten Primärproduktion (PP) im Marsdiep (nach CADEE & HEGMANN 1993; DE JONGE 1990)

3.2.2 Folgen des erhöhten Nährstoffeintrages

Michael Roy

3.2.2.1 Einleitung

Es soll der Frage nachgegangen werden, wie sich ein erhöhtes Nährstoffangebot in den verschiedenen trophischen Ebenen des Ökosystems Wattenmeer auswirkt.

Für die Primärproduktion können aus der Ökosystemforschung dazu nur einzelne Untersuchungen herangezogen werden und mit den in der Literatur zugänglichen Daten und Langzeitreihen verglichen werden.

Man kann nach GRAY (1992) eine abgestufte Einteilung von Eutrophierungseffekten auf Organismengruppen mariner Systeme vornehmen: Zum Beispiel werden die auch während der Ökosystemforschung beobachtbaren steigenden Blütenmaxima und längere Blütendauer von *Phaeocystis*

globosa von verschiedenen Autoren auf das veränderte Nährstoffangebot zurückgeführt. Auch für das Massenauftreten von Makroalgen sind die veränderten Nährstoffkonzentrationen und -verhältnisse zumindest mitverantwortlich und eine Voraussetzung. Insgesamt kommt es durch die Verschiebung in den Nährstoffkonzentrationen und -verhältnissen dazu, dass neben der Gesamtgröße auch die Anteile der verschiedenen Primärproduzenten verschoben werden. Quantitative und qualitative Veränderungen in der Primärproduktion ziehen Änderungen in den nachfolgenden Trophiestufen nach sich. Für einzelne Wattgebiete ergeben sich Zusammenhänge zwischen einer erhöhten Primärproduktion und dem Biomasseanstieg im Bereich des Makrozoobenthos. Allerdings bestehen immer Schwierigkeiten, die eutrophierungsbedingten Veränderungen von den natürlich auftretenden Schwankungen zu unterscheiden. Aussagen, wonach es regional einen direkt ablesbaren Zusammenhang zwischen erhöhtem Nährstoffeintrag, Primärproduktion und dem Auftreten stärkerer Jahrgänge einiger fischereilich genutzter Arten gibt, sind daher aufgrund der Komplexizität der Zusammenhänge eher kritisch zu betrachten.

Infolge der Eutrophierung kommt es häufiger zu einer punktuellen Überlastung der Sedimente mit abzubauender organischer Substanz und damit zum Auftreten der sog. „Schwarzen Flecken“. Deren Ursachen und die Zusammenhänge zwischen mikrobiellem Abbau und den geochemischen Bedingungen in Schwarzen Flecken sowie deren Auswirkungen auf das Zoobenthos sind innerhalb der Ökosystemforschung umfassend untersucht worden. Diese Erkenntnisse ermöglichten es u. a., die Situation im Frühsommer 1996 in den ostfriesischen Watten schneller zu verstehen und besser interpretieren zu können.

Möglichkeiten, die „Schwarzen Flecken“ als Indikatoren für den Zustand der Wattenmeersedimente zu verwenden, werden abschließend diskutiert.

3.2.2.2 Remineralisation organischer Substanz

Der wichtigste Prozeß, der die Biogeochemie mariner Sedimente bestimmt, ist die mikrobielle, heterotrophe Remineralisation organischer Verbindungen (BERNER 1976).

Die organische Substanz, die im Wattenmeer mineralisiert wird, stammt zu etwa 60 % aus der lokalen benthischen und planktischen Primärproduktion, die restlichen 40 % werden aus der Nordsee und den Ästuaren eingetragen (BUCHWALD 1991). Da der Gehalt an organischer Substanz und die Abbauraten im Sediment von verschiedenen anderen Parametern wie Korngrößenzusammensetzung, Sauerstoffverfügbarkeit, Wassergehalt und Temperatur abhängig sind (KÜHL 1971), können regional und lokal erhebliche Unterschiede auftreten.

Während im Wasser Sauerstoff der terminale Elektronenakzeptor ist, wird diese Funktion in den tieferen Schichten des Sediments durch verschiedene andere Substanzen wahrgenommen. Die den Abbauweg bestimmenden Elektronenakzeptoren bilden eine Reihe abnehmenden Energiegewinns pro Mol oxidierten organischen Kohlenstoffs: Sauerstoff > Mangan(IV)oxide > Nitrat > Eisen(III)oxide > Sulfat > Kohlendioxid. Sie spiegeln sich in den Redoxwerten des Porenwassers wider. Hohe Redoxwerte deuten auf Akzeptoren mit hohen Energiepotentialen hin (FROELICH et al. 1979, BERNER 1976). Die vollständige und direkte Oxidation von organischem Kohlenstoff (C_{org}) mit O_2 zu CO_2 und H_2O setzt ausreichende Konzentrationen gelösten Sauerstoffs voraus und ist damit an Sediment-Wasser-Austauschzonen gebunden (ES 1984).

Hohe Sedimentationsraten organischen Materials führen zu einem hohen Sauerstoffbedarf im Sediment. Durch die rasche Oxidation der organischen Verbindungen in der obersten Sedimentschicht wird Sauerstoff zum limitierenden Faktor. Im sauerstofffreien Sediment treten an Stelle von O_2

als terminalen Elektronenakzeptor andere oxidierte Substanzen, zunächst Mangan(IV)oxid, Nitrat, Nitrit und Eisen(III)hydroxid (FROELICH et al. 1979). Die Nitratatmung (Denitrifikation) ist dabei energetisch am günstigsten, ist jedoch, verglichen mit aerober Respiration und anaerober Sulfatreduktion, wegen der im Vergleich niedrigen Nitratkonzentrationen nur von geringer Bedeutung für den Umsatz organischen Materials in marinen Sedimenten (SØRENSEN et al. 1979).

Unter sauerstofffreien, reduzierenden Bedingungen können die meisten organischen Makromoleküle von anaeroben Bakterien fermentiert werden. Dabei wird ein Teil zu CO_2 oxidiert, ein Teil zu organischen Säuren, Alkoholen oder H_2 reduziert. Dabei sind die Fermentierer auf Bakterien angewiesen, die das gebildete H_2 rasch oxidieren. Die beiden wichtigsten Gruppen sind dabei sulfatreduzierende und methanogene Bakterien (NEDWELL 1982).

Wegen der hohen Verfügbarkeit von Sulfat ist die Sulfatreduktion der dominierende Prozeß in marinen Sedimenten und Sulfid das wichtigste Endprodukt (FENCHEL & RIEDEL 1970). Die Reduktion ist jedoch nicht immer vollständig. Ein Teil wird oft nur bis auf die Stufe von Thiosulfat oder elementarem Schwefel reduziert (JØRGENSEN 1987). Die Rate der Sulfatreduktion wird stark von Temperatur, organischem Gehalt des Sediments und Sulfatkonzentration bestimmt und unterliegt saisonalen Schwankungen.

Sulfatreduzierende und CO_2-reduzierende (oder methanogene) Bakterien sind nicht in der Lage, organische Polymere direkt zu hydrolysieren und daher vollständig von der Aktivität der fermentierenden Bakterien abhängig. In der Konkurrenz um Acetat und H_2 sind die Sulfatreduzierer den methanogenen Bakterien deutlich überlegen, solange sie nicht sulfatlimitiert sind (NEDWELL 1982). Methanogenese findet in stärkerem Maße erst bei sehr niedrigen Redoxwerten statt, wenn der Sulfatpool erschöpft, aber noch genügend Substrate wie Acetat, Lactat und H_2 vorhanden sind (ES 1984).

Die Anteile der verschiedenen metabolischen Wege an der aeroben und anaeroben Dekomposition schwanken sehr. Der Anteil der aeroben Dekomposition in der Wassersäule und dem oxidischen Sediment wird mit etwa 50 % (JØRGENSEN & FENCHEL 1974) bis 80 % (NEDWELL 1982) angegeben. Die Sulfatreduktion als der bedeutendste anaerobe Abbauweg trägt mit 50 % bis 70 % zur gesamten Mineralisation bei (VOSJAN 1987). Der Anteil der Nitratreduktion wird auf weniger als 1 % bis maximal 10 % geschätzt (SØRENSEN et al. 1979). Weitere Mineralisationsprozesse wie Mangan(IV)oxidreduktion, Eisen(III)oxidreduktion und Methanogenese spielen in der Regel eine geringe Rolle im Gesamtumsatz mariner Sedimente (FENCHEL & BLACKBURN 1979).

„Interstitial water chemistry in sediments would be a lot simpler if organic matter decomposition did not occur!" (BERNER 1976).

3.2.2.3 Vertikalzonierung biogeochemischer Prozesse in Wattsedimenten

Schon mit bloßem Auge ist eine vertikale Zonierung des Sediments zu erkennen: Auf eine gelbbraune Oberflächenschicht, wenige Millimeter bis einige Zentimeter stark, folgt eine Zone schwarzen Sediments, die in der Tiefe allmählich in eine graue übergeht. Der Übergang zwischen der obersten, gelbbraunen Schicht und dem schwarzen Sediment ist sehr scharf, eine schmale graue Zwischenzone oft nicht vorhanden. Der Übergang von der schwarzen Zone zu der grauen Tiefenzone ist oft unscharf und mit dunkleren und helleren Lagen marmoriert. Diese Zonierung reflektiert eine Abfolge unterschiedlicher biogeochemischer Milieus mit zunehmender Tiefe. Ihre Färbungen werden durch unterschiedliche Eisenmineralien hervorgerufen (REISE 1985). Die Benennung der unterschiedlichen Sedimenthorizonte ist oft widersprüchlich und richtet sich entweder nach der Sauerstoffverfügbarkeit (oxisch-anoxisch) oder nach dem Redox-Zustand des Sediments (oxidiert-reduziert). Daneben erfolgt z. T. auch noch die Einteilung nach der mikrobiellen Physiologie (aerob-anaerob). Im folgenden

benutze ich die Einteilung von FROELICH et al. (1979) in oxische, suboxische und anoxische Zone. In Abb. 3.2.16 ist diese Zonierung idealisiert wiedergegeben. Von oben nach unten sind die Sedimentfärbung, der elektrochemische Zustand, die Zonierung, der Verlauf des Redoxgradienten, die Konzentrationsgradienten von O_2, H_2S, NO_3^-, Mn^{2+}, Fe^{2+}, SO_4^{2-} und CH_4 sowie der jeweils vorherrschende Metabolismus dargestellt. Der pH-Wert des Porenwassers nimmt von Werten über 8 an der Oberfläche auf Werte unter 7 mit zunehmender Tiefe ab. In diesem Bereich ist er durch das Carbonatsystem gut gepuffert. Innerhalb dieser Grenzen wird er durch Produkte der mikrobiellen Aktivitäten bestimmt: Sauerstoffeinträge erhöhen den pH-Wert, Kohlendioxid, organische Säuren oder Schwefelwasserstoff verringern ihn (BERNER 1976).

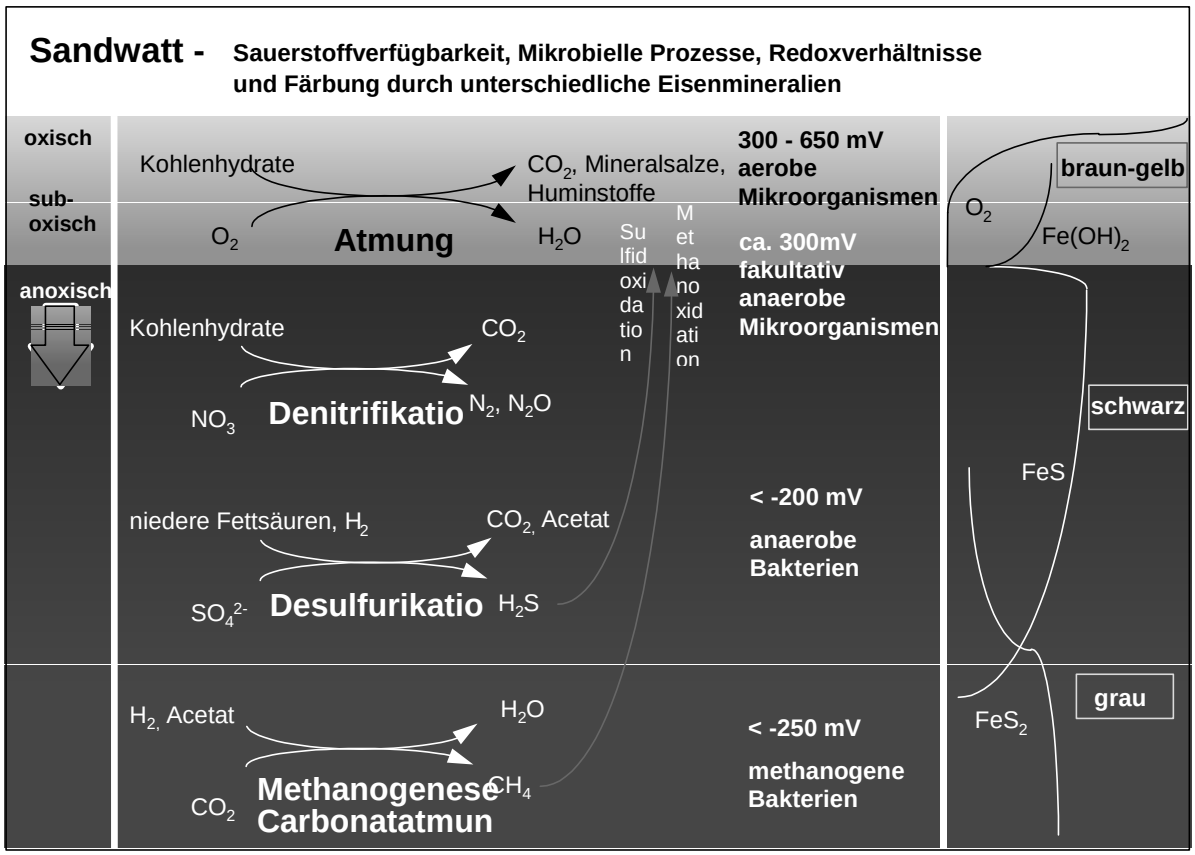


Abb. 3.2.16: Vertikalzonierung im Sandwatt (Erläuterung im Text)

Oxische Zone

Diese Zone wird durch gelösten Sauerstoff im Porenwasser charakterisiert und ist in der Regel nur wenige Millimeter stark (REVSBECH & JØRGENSEN 1986). Die Redoxwerte in der Oberflächenschicht liegen über 300 mV. Das Sediment ist in diesem Bereich durch Eisenhydroxid ($Fe(OH)_3$) gelbbraun gefärbt. Sauerstoff ist wichtigster Elektronenakzeptor der mikrobiellen Dekomposition (NEDWELL 1982).

Suboxische Zone

Sie schließt sich an die oxische Zone an und ist ebenfalls durch Eisen(hydr)oxide gelbbraun gefärbt, enthält jedoch keinen gelösten Sauerstoff im Porenwasser. In ihr herrschen anoxische, aber oxidierende Bedingungen. Sie ist durch Mischpotentiale zwischen 300 und 0 mV gekennzeichnet. Die wichtigsten Elektronenakzeptoren sind Nitrat, Nitrit, Mangan- und Eisenoxide. Die Grenze zwischen oxischer und suboxischer Zone ist nicht sichtbar, sie kann nur mit Sauerstoff-Mikroelektroden festgestellt werden (GIERE 1992; REVSBECH & JØRGENSEN 1986).

Die Gesamtstärke der oxidierten Sedimentschicht (oxische und suboxische Zone) ist abhängig von den physikalischen Eigenschaften des Sediments wie Korngrößenverteilung, Permeabilität u.ä. einerseits und dem Verhältnis von Sauerstoffzehrung zu Sauerstoffzufuhr im Sediment andererseits und unterliegt saisonalen Schwankungen (FENCHEL & RIEDEL 1970).

RPD-Layer

Die Lage des RPD-Layers (Redox-Potential-Discontinuity-Layer) ist deutlich als scharfer Übergang von gelbbraunem, oxidiertem Sediment zu schwarzem, reduziertem Sediment zu erkennen. Der RPD-Layer stellt die obere Grenze des sulfidischen Bereichs dar und ist damit eine bedeutende Grenze für viele Organismen (FENCHEL & RIEDEL 1970).

Anoxische Zone

In der anoxischen Zone herrschen reduzierende Verhältnisse vor, die Redoxwerte sinken von 0 mV auf Werte bis unter –300 mV. Die wichtigsten mikrobiellen Abbauwege sind Fermentation, Sulfatreduktion und Methanogenese. Die Porenwasserchemie wird durch Sulfid und andere reduzierte Verbindungen geprägt (ES 1984). H_2S fällt mit Eisen als schwerlösliches Eisenmonosulfid (FeS) aus und gibt dem Horizont seine schwarze Farbe. In tieferen Schichten bildet sich aus FeS das graue Pyrit (FeS_2) (REISE 1985).

In Sedimenten mit einem hohen Umsatz organischen Materials und damit hoher Sauerstoffzehrung und hoher Sulfatreduktionsrate wird H_2S oft schon einige Millimeter unterhalb der Sedimentoberfläche gefunden. H_2S und O_2 sind hier nicht durch eine suboxische Zone voneinander getrennt, sondern existieren in einem schmalen Bereich (O_2-H_2S-Grenzfläche) gemeinsam in geringen Konzentrationen (JØRGENSEN 1987; REVSBECH & JØRGENSEN 1986). Diese Grenzfläche zwischen oxischem und anoxischem Milieu ist ein wichtiger Ort für die Reoxidation einer Reihe reduzierter organischer und anorganischer Stoffe. Microaerophile heterotrophe Mikroorganismen wie *Beggiatoa* finden sich hier oft in einem schmalen Band (KUENEN et al. 1985).

Die Abfolge optisch und elektrochemisch scharf abgrenzbarer Horizonte impliziert eine ebensolche Abgrenzung chemischer und mikrobiell katalysierter Reaktionen. Eine strikte Zuordnung bestimmter mikrobieller Metabolismen zu bestimmten Redox-Horizonten ist aber nicht möglich, man kann nur grob die in den Schichten vorherrschenden Mikroorganismen und Stoffwechselwege angeben. Die Transformationen (Oxidation und/oder Reduktion) verschiedener Schwefelkomponenten können parallel in allen Tiefenschichten stattfinden, allerdings in unterschiedlichen Anteilen. So finden sich Bereiche höchster Sulfatreduktion direkt unter der Oberfläche im oxischen Sediment, jedoch nicht mit H_2S, sondern mit elementarem Schwefel als Endprodukt (FOSSING & JØRGENSEN 1990). In stark reduzierten Sedimenten konnten dagegen hohe Reoxidationsraten von Sulfid nachgewiesen werden. Eisenminerale, Pyrit und vor allem Thiosulfat bilden dabei sehr dynamische Pools (JØRGENSEN 1990; HOWARTH 1979).

Die Parallelität oxidierender und reduzierender Reaktionen in einer Sedimentschicht erklärt sich durch die Heterogenität chemischer und biologischer Milieus in marinen Sedimenten. Zahllose Röhren der benthischen Makro- und Meiofauna durchbrechen die im Prinzip vertikale Schichtung des Sediments. Biologisch oder physikalisch induzierte Porenwasserströmungen in einem Netzwerk von Gängen und Poren schaffen oxische oder oxidierte Mikronischen in reduzierten Schichten (ANDERSON & MEADOWS 1978). Dem gegenüber stehen reduzierte Mikronischen in oxidierten Sedimenten. Sie bestehen aus Partikeln organischen Materials oder aus Kotballen von benthischen Invertebraten wie z. B. der Wattschnecke (*Hydrobia ulvae*) (JØRGENSEN & FENCHEL 1974). Diese Mikronischen bewirken eine starke Vergrößerung der Austauschfläche zwischen oxischem und anoxischem Milieu. Die Grenzflächen zwischen oxischem, anoxischem und sulfidischem Milieu bilden so im Millimeter- und

Zentimeter-Maßstab eine komplexe, irreguläre und sehr variable dreidimensionale Struktur mit gas/flüssig-, flüssig/flüssig- und flüssig/fest-Grenzflächen (ANDERSON & MEADOWS 1978).

3.2.2.4 Schwarzer Flecken – Eutrophierungsfolgen im Sediment?

In der Ökosystemforschung wurden alle im Sand- und Mischwatt gelegenen Bereiche als Schwarze Flecken definiert, deren Sedimentoberfläche sich dunkel bzw. durch Auflagerungen von elementarem Schwefel sekundär hellgrau oder weiß, von der normalen gelb-bräunlichen Farbe der Sande abhoben.

Diese breite Definition erleichterte die Diskussion über die Existenz Schwarzer Flecken beträchtlich, machte aber auch eine Differenzierung verschiedener Typen von Schwarzen Flecken notwendig.

Typisierung Schwarzer Flecken anhand ihrer Ursachen

Schon ihr Vorkommen an unterschiedlichen Standorten und ihr breites Größenspektrum legte die Vermutung nahe, dass die Entstehung Schwarzer Flecken durch verschiedene Prozesse ausgelöst wurde (THIESSEN 1992). Daher wurde zunächst eine Typisierung aller gefundenen Flecken durchgeführt, zwei Hauptursachen für die Bildung Schwarzer Flecken ergab:

Der sauerstoffzehrende Abbau einer lokalen Konzentration organischen Materials im Sediment führt zur Verringerung der darüber liegenden oxischen Schicht und schließlich zur Ausbildung eines Schwarzen Flecks an der Oberfläche.

Durch Erosion der Sedimentoberfläche wird die anoxische Sedimentschicht freigelegt und es entsteht ein Schwarzer Fleck an dieser Stelle.

Schwarze Flecken infolge Erosion sollen an dieser Stelle nicht weiter behandelt werden, da ein direkter Zusammenhang mit dem Eintrag organischen Materials nicht besteht. Allerdings muss betont werden, dass das Auftreten solcher Erosionsflecken mit der Abnahme der oxischen Deckschicht häufiger wird.

Die o. g. lokale Konzentration organischen Materials kann auf unterschiedliche Weise zustande kommen. Eine wesentliche und häufigste Ursache während der Ökosystemforschung waren Ansammlungen von Makroalgen auf und im Sediment. Die Algenmatten werden durch Strömung und Seegang zusammengetrieben. Infolgedessen kommt es zur Bildung von regelrechten Algenpaketen. Diese werden im folgenden durch Kolkung und Übersanden nach und nach in das Sediment eingearbeitet (Abb. 3.2.17). Der dadurch entstehende Typ von Schwarzen Flecken war während der Ökosystemforschung im niedersächsischen Wattenmeer häufig anzutreffen. Er ist insofern von besonderer Bedeutung, als dass die Massenvorkommen der verursachenden Makroalgen der Gattungen Enteromorpha und Ulva als eine Folge des erhöhten Nährstoffeintrages anzusehen ist (REISE 1994; REISE et al. 1994).

Dieses Einarbeiten der zusammengetriebenen Algenpakete in das Sediment wurde im Laufe der niedersächsischen Ökosystemforschung mehrfach beobachtet. Für das nordfriesische Wattenmeer liegen offenbar solche Beobachtungen nicht vor. Dies könnte mit den abweichenden hydrographischen Bedingungen beider Küsten zusammenhängen. Eventuell sind die ostfriesischen Rückseitenwatten prädestiniert für dieses Phänomen, während in den nordfriesischen Watten eher ein Zerschlagen der Algenmatten durch Wellen und ein Abtransport über die Rinnen zu erfolgen scheint. Das würde auch eine der Erklärungen dafür sein, warum das Auftreten Schwarzer Flecken weit häufiger im niedersächsischen Wattenmeer beobachtet wurde. Im Hauptforschungsgebiet der niedersächsischen Ökosystemforschung war dieser Typ Schwarzer Fleck im Untersuchungszeitraum am häufigsten. Wenn man dazu noch bedenkt, dass die Ausdehnung dieser Flecken im Bereich von ca.

1-3 m^2 liegt, haben diese Flecken - zumindest im Untersuchungszeitraum - am ehesten ökologische Auswirkungen. Deshalb wurde dieser Typ am intensivsten untersucht. Günstig auf die Kontinuität der Untersuchungen wirkte sich aus, dass es gelang, in Freilandexperimenten durch Vergraben von Makroalgenbiomasse künstlich diese Flecken hervorzurufen. Viele der Messungen von mikrobiologischen, geochemischen und physikalischen Parametern wurden mit Hilfe dieser Experimentalflächen gewonnen.

Die Größe der Flecken beträgt zwischen wenigen Quadratzentimetern bis zu einigen Quadratmetern. Ihre Farbe reicht von grau bis tiefschwarz. Oft sind sie von einem milchig-weißen Bakterien-Belag überzogen. Die Flecken treten auf sandigen Flächen auf, jedoch nicht auf Schlickflächen und in Ästuaren.

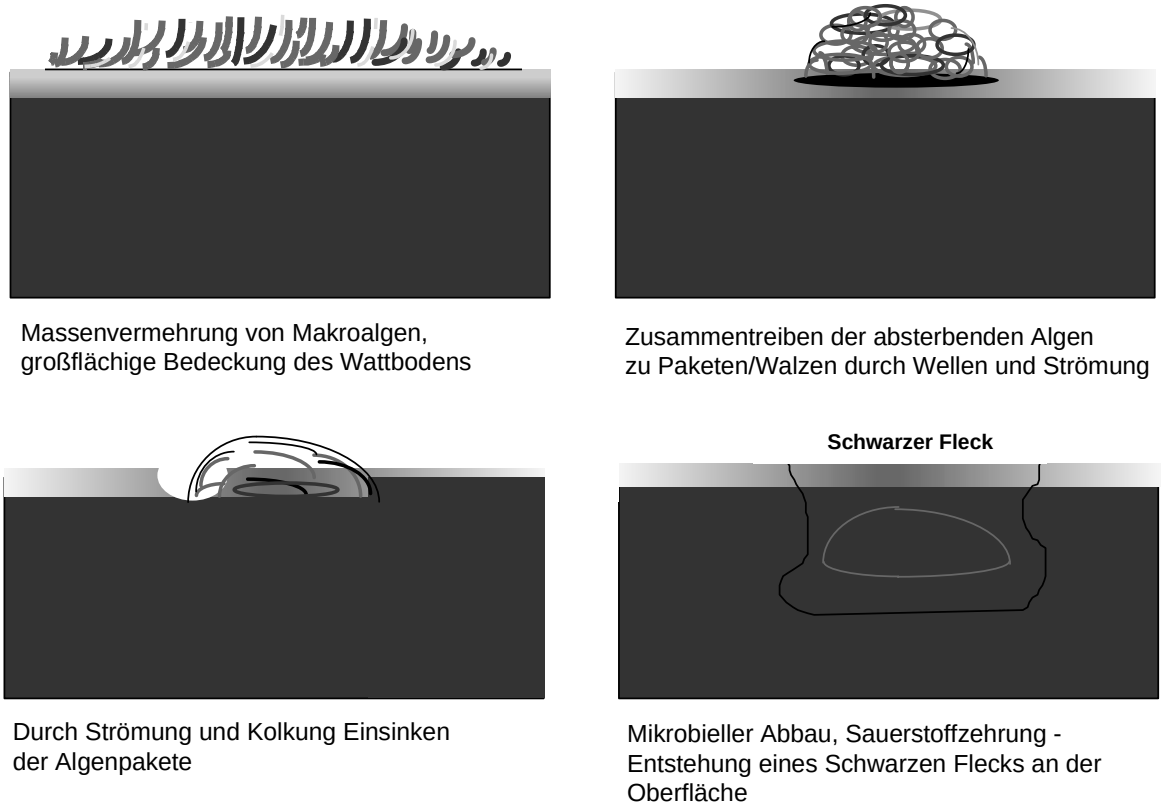


Abb. 3.2.17: Abfolge von Makroalgen-Massenvermehrung, Einarbeitung in das Sediment und Bildung Schwarzer Flecken auf der Oberfläche.

Schwarze Flecken zeichnen sich generell durch niedrige Redoxpotentiale bis hin zur Sedimentoberfläche aus. Normalerweise finden sich im Sand- und Sandmischwatt an der Sedimentoberfläche oxidierte Schichten von einigen Millimetern Dicke, die Redoxpotentiale von >300 mV haben. Darunter folgt eine Zone geringeren Potentials, etwa zwischen 300 mV und 0 mV, welches auch als „suboxisch“ bezeichnet wird. Einige Millimeter bis wenige Zentimeter tiefer beginnt die rein reduzierte Zone mit Redoxpotentialen < 0 mV. In den Schwarzen Flecken ist dagegen das Redoxpotential bis zur Sedimentoberfläche (d. h. im Rahmen der Auflösung innerhalb der ersten 2 mm) deutlich reduziert. Bereits im obersten erfaßten Bereich, d. h. im ersten Zentimeter, wurden häufig negative Werte gemessen.

Die durch einsedimentierte Makroalgen hervorgerufenen Schwarzen Flecken auf der Gröninger Plate hatten einen Durchmesser im Bereich von 0,5 bis 3 m². Relativ häufig lassen sich Flecken in annähernd Ringform finden, deren Zentrum helles Sediment enthält. Diese Struktur wird von der

Verteilung der Redoxpotentiale widergespiegelt. In Abb. 3.2.18 läßt sich ein nicht ganz geschlossener Ring erkennen, der von stark reduziertem Sediment gebildet wird.

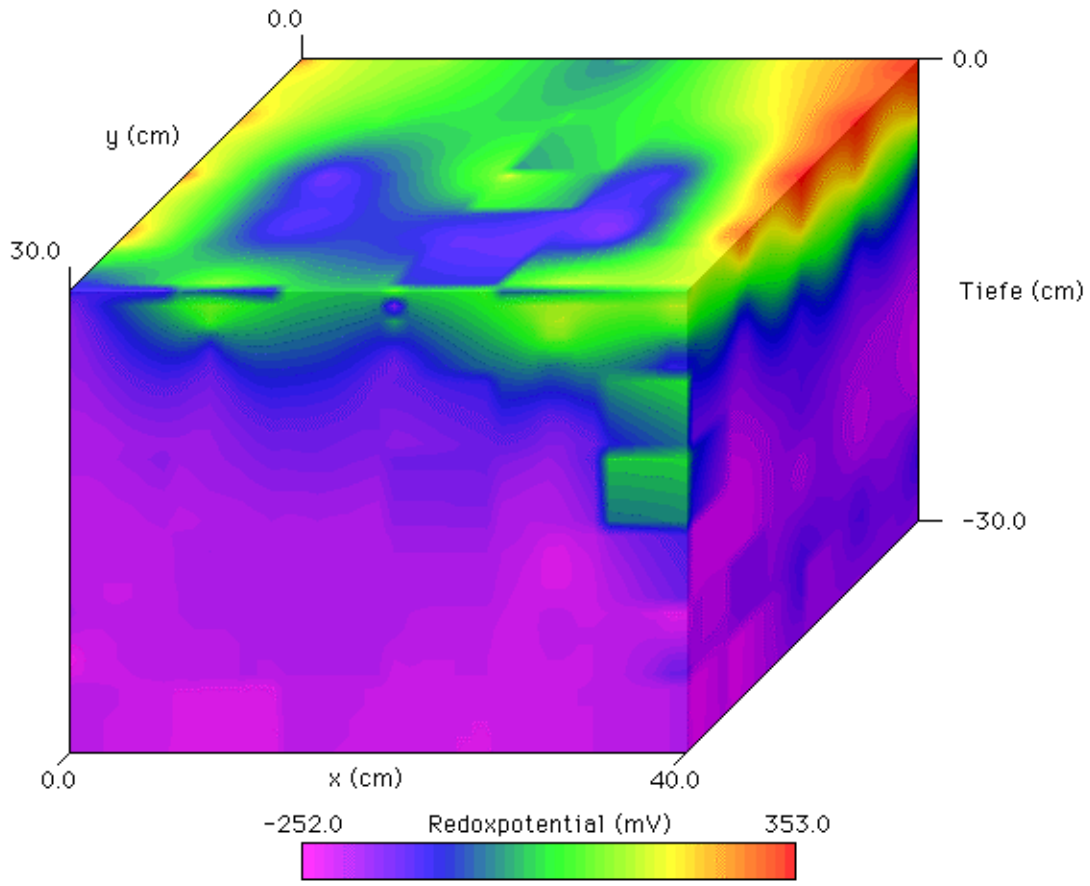


Abb. 3.2.18: Schwarzer Fleck in nicht geschlossener Ringform über eingesandeten Makroalgen. Darstellung der Redoxverhältnisse (EVERSBERG & SUPPES 1996)

In der Mitte liegt eine mit weniger stark reduziertem Sediment gefüllte Senke. Der Durchmesser des Gebildes war etwa 60 cm. Solche Flecken entstehen beim Abbau von im Sand eingelagerten Makroalgen.

Bei entsprechenden Darstellungen künstlich durch Eingraben von Algen angelegter Schwarzer Flecken konnte gezeigt werden, dass eine tiefgreifende Änderung der Redoxverhältnisse von der Sedimentoberfläche bis in 30 cm Tiefe stattfand.

Das Redoxpotential wies in den oberen Schichten des Sedimentes zwischen 3 cm und 10 cm Tiefe eine starke Veränderung verglichen mit der Umgebung auf. Veränderte Redoxpotentiale wurden teilweise bis etwa 20 cm Tiefe gefunden.

Schwarze Flecken in der „Golfbucht“ bei Norderney wiesen solche charakteristischen Veränderungen in der Redoxverteilung nur sehr nahe der Oberfläche auf. Tiefere Schichten des Sedimentes boten keinen Hinweis darauf, dass sich an der Oberfläche ein Schwarzer Fleck befand. Damit unterscheiden sich diese Flecken deutlich von denen, die durch eine lokale Kohlenstoffquelle gebildet werden.

Die Tatsache, dass Schwarze Flecken nicht nur ein Oberflächlichenphänomen sind, gewinnt bei der Abschätzung der insgesamt betroffenen Sedimente an Bedeutung, kann es doch durch rein oberflächige Betrachtung zu einer starken Unterschätzung des Ausmaßes der Veränderungen

kommen. Anhand der Messungen des Redoxpotentials gelang es, die Struktur von Schwarzen Flecken unter der Sedimentoberfläche zu erfassen. Auch ergeben sich Hinweise auf die Erstehungsursache, die sonst im Feld nicht immer leicht zu erkennen ist.

Bio- und Geochemie

Die normalerweise in Wattsedimenten ablaufenden Prozesse und die daraus resultierende vertikale Schichtung ist bereits eingangs dargestellt worden (Kap. 3.2.2.3).

In Schwarzen Flecken stellt sich die Situation völlig anders dar. Wie gesehen ist das Redoxpotential bis sehr nahe an die Sedimentoberfläche niedrig. Der pH-Wert korreliert mit dieser Veränderung. Er ist innerhalb der Schwarzen Flecken deutlich erniedrigt. Dieses läßt sich einige Zentimeter tief, bis in generell stark reduzierte Zonen, verfolgen.

Abb. 3.2.19 zeigt eine Oberflächenaufnahme der pH-Werte eines Schwarzen Flecks. Die Umrisse der dunklen Zone entsprechen in etwa der interpolierten Isolinie des pH-Wertes von 7,6.

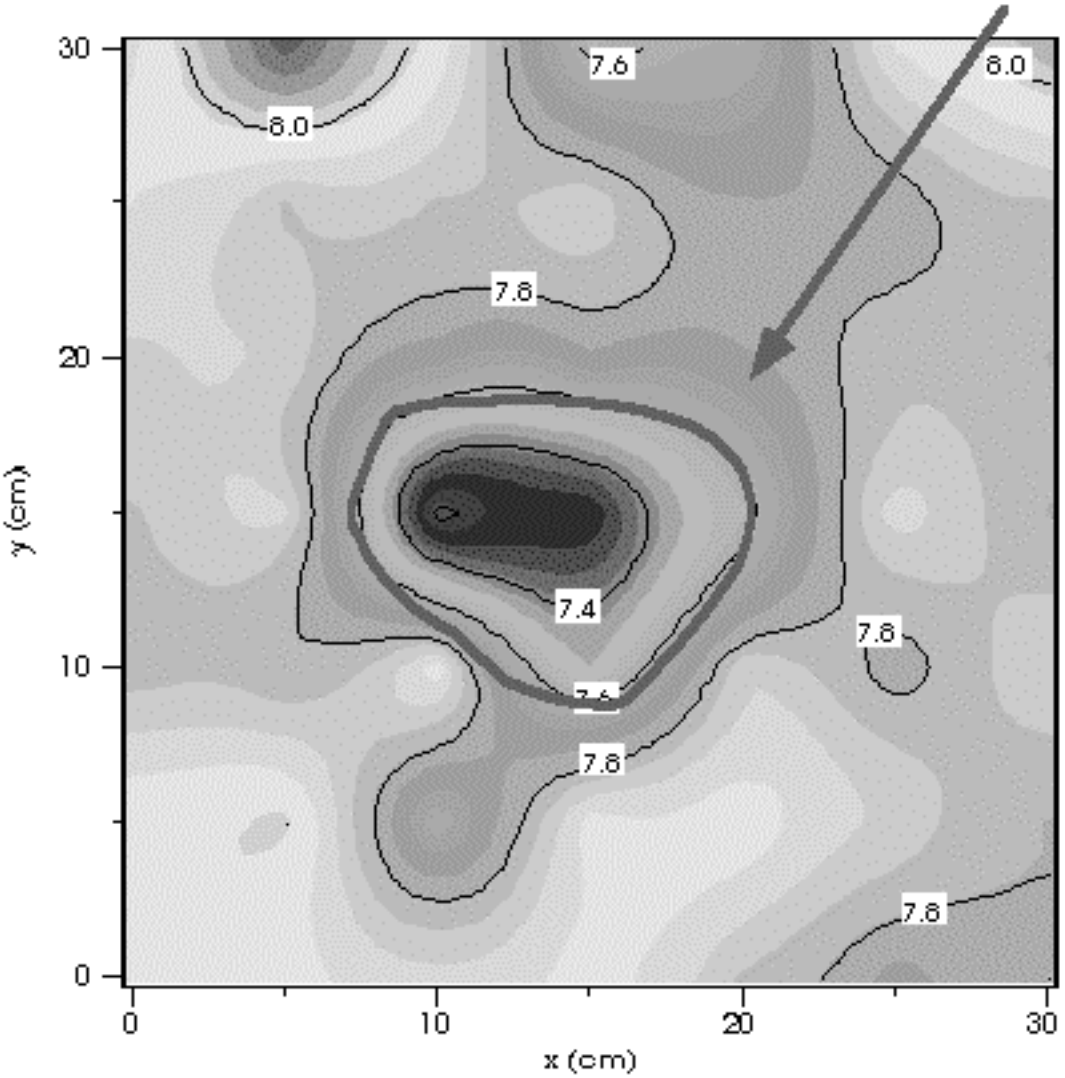


Abb. 3.2.19: Verteilung der pH-Werte nahe der Sedimentoberfläche (etwa im ersten Zentimeter). Gemessen wurde in einem Raster alle 5 cm in x und y Richtung mit einer Einstichelektrode. Die Umrisse des sichtbar dunkleren Flecks sind markiert.

Die Sulfidkonzentrationen im Porenwasser von Wattsedimenten unterscheiden sich in Abhängigkeit vom organischen Gehalt und der Korngrößenzusammensetzung des Sediments. Sandige Sedimente weisen dabei in der Regel geringere Sulfidkonzentrationen auf als schlickige. Wird Sulfid in sandigen Sedimenten gefunden, können die Konzentrationen in tieferen Schichten gelegentlich 8-10 mM erreichen (FENCHEL et al. 1970).

Die Sedimente unter Schwarzen Flecken sind durch hohe Konzentrationen von gelöstem Schwefelwasserstoff im Porenwasser gekennzeichnet. Diese Konzentrationen überschreiten oft deutlich die Werte, die im Wattenmeer an anderen sulfidbelasteten Standorten gefunden werden. In Freiland- und Laborexperimenten wurden nach mehrmonatiger Versuchsdauer Maximalwerte von über 25 mM Sulfid im Porenwasser gemessen. Diese Extremwerte gehen einher mit einer vollständigen Umwandlung des Sulfats, dessen Konzentrationen normalerweise als nicht limitierend gelten. Die räumliche Erfassung der Sulfidkonzentrationen zu verschiedenen Zeitpunkten an unterschiedlichen Flecken in Freilandexperiment ergibt einige gemeinsame Charakteristika in der Verteilung der Konzentrationen im Sediment. Auffällig ist die Verlagerung der Konzentrationsmaxima von der eingegrabenen Substanz weg hin zur Oberfläche. Diese Verlagerung, die bei allen Freilandmessungen mit Ausnahme der ersten festgestellt wurde, ist eindeutig gerichtet. Zu den Seiten und nach unten hin treten sehr steile Gradienten auf, bei denen die Sulfidkonzentration innerhalb weniger Zentimeter von mehreren Millimol auf Null absinkt (Abb. 3.2.20).

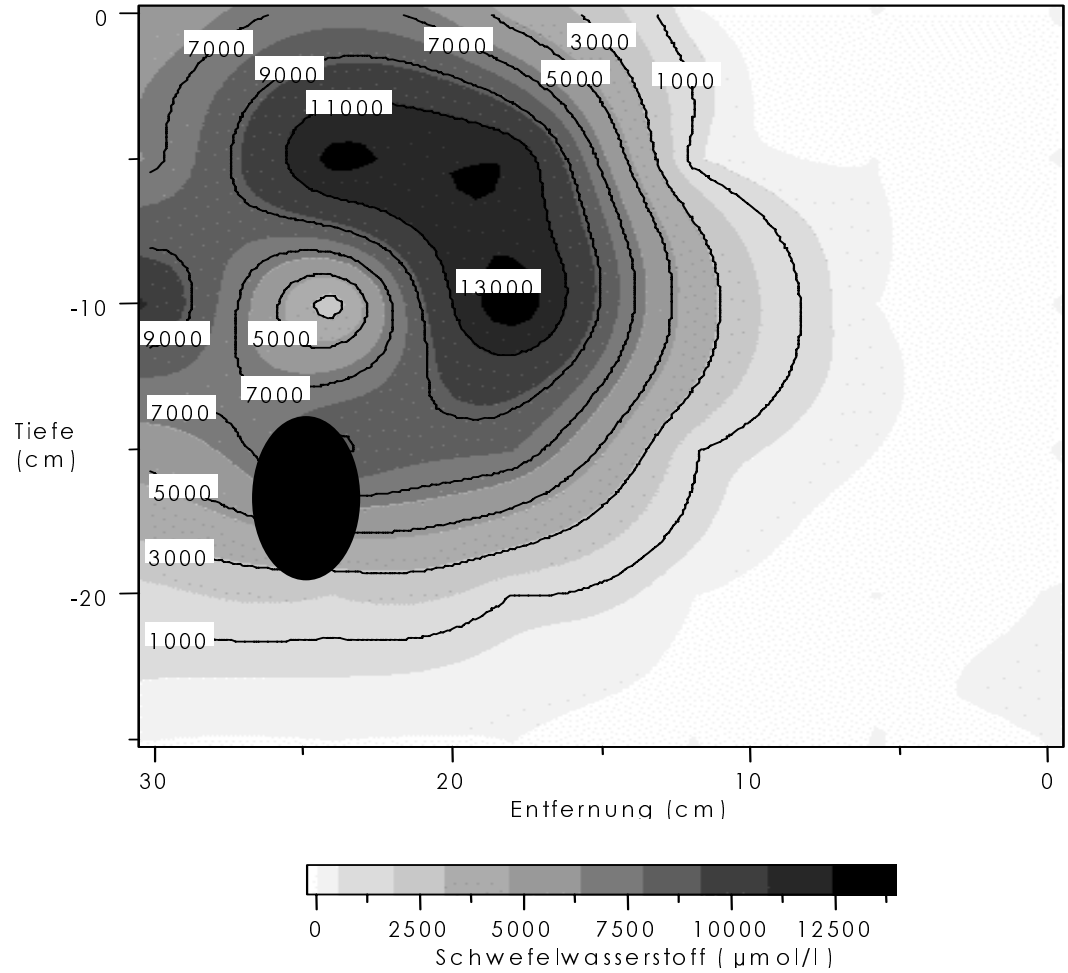


Abb. 3.2.20: Schwefelwasserstoffkonzentrationen des Porenwassers. Interpolierte Isolinien aus 7 Tiefenprofilen. Die Messpunkte liegen in einem Raster von 5 cm Kantenlänge.

Starke Zunahmen wurden auch in den Ammoniumkonzentrationen des Porenwassers gemessen. Während Vergleichsflächen auf der Gröninger Plate etwa 0.05 mmol/l enthielten, erreichten die Konzentrationen im Schwarzen Fleck etwa 5 mmol/l mit Maximalwerten von 17 mmol/l. Die Meßwerte waren allerdings sehr variabel und sanken im Laufe einiger Monate wieder auf etwa 1 mmol/l ab. Entsprechende Erhöhungen ließen sich auch bei den Phosphat-Konzentrationen finden.

Weitere Ergebnisse lieferte das Teilprojekt „Biochemie anoxischer Flecken“, in dem zahlreiche vertikale Profile im Bereich Schwarzer Flecken durch Makroalgen und entsprechenden Referenzstandorten erstellt wurden. Das Einsanden großer Mengen von Algenmaterial führte im Sediment zu dramatischen Veränderungen der biogeochemischen Prozesse und zu einem Ansteigen der reduzierten Sedimentschichten bis an die Oberfläche, dem Schwarzen Fleck. Die zunächst durchgeführten Messungen im Bereich dieser natürlich entstandenen Schwarzen Flecken ergaben jedoch sehr heterogene Ergebnisse und erlaubten wenig Rückschlüsse auf den Grad und das Alter der organischen Belastung.

Die Sulfid-, Phosphat-, Ammonium- und Methankonzentrationen im Porenwasser von Sedimenten mit reduzierter Oberfläche waren an vielen Meßpunkten verglichen mit benachbarten, oxidierten Flächen um Faktoren von mehreren Zehn bis Hundert erhöht. Es gab dennoch Fälle, in denen sich die Gehalte nur unwesentlich von einer benachbarten Referenz unterschieden, und somit unauffällig waren. Nahezu das gesamte im Porenwasser verfügbare Sulfat konnte zu Sulfid reduziert worden sein, denn die Sulfatkonzentrationen lagen hier im Bereich der Nachweisgrenze. In anderen Fällen war der Sulfatgehalt kaum erniedrigt. Abb. 3.2.21 und Abb. 3.2.22 geben einen Eindruck von der zu beobachtenden Vielfalt der Tiefenprofile am Beispiel des Sulfids und Sulfats.

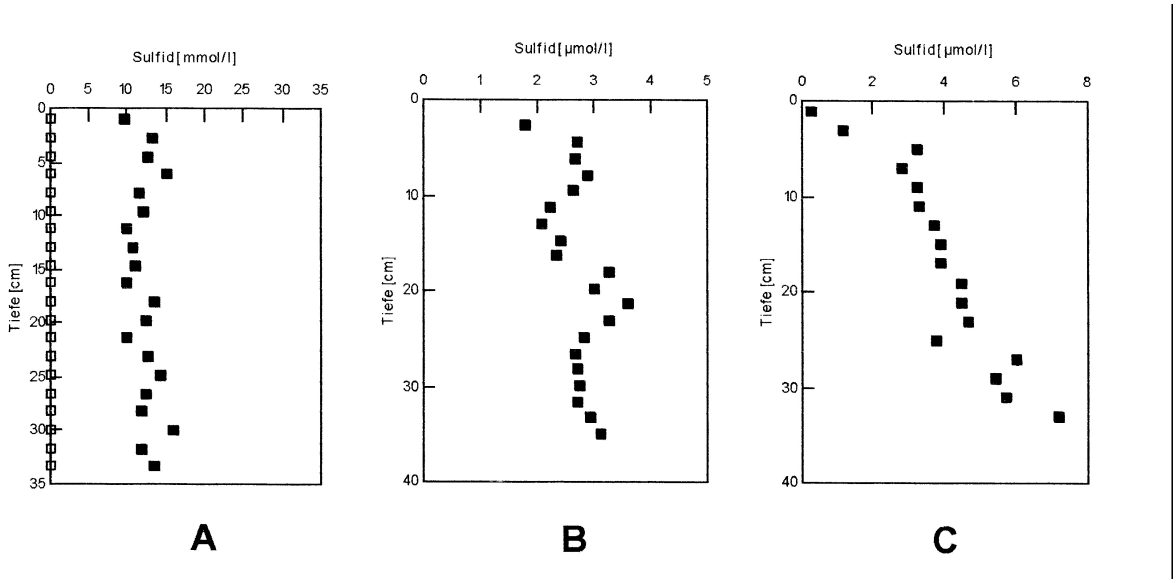


Abb. 3.2.21: Tiefenprofile von Sulfidkonzentrationen aus natürlichen Schwarzen Flecken (schwarz ausgefüllte Kästchen), teilweise im Vergleich zu einer Referenz (offene Kästchen). Es ist die unterschiedliche Skaleneinteilung bei den Konzentrationsangaben zu beachten.

A) Gröninger Plate, 23.08.93 B, C) Gröninger Plate, 23.09.93

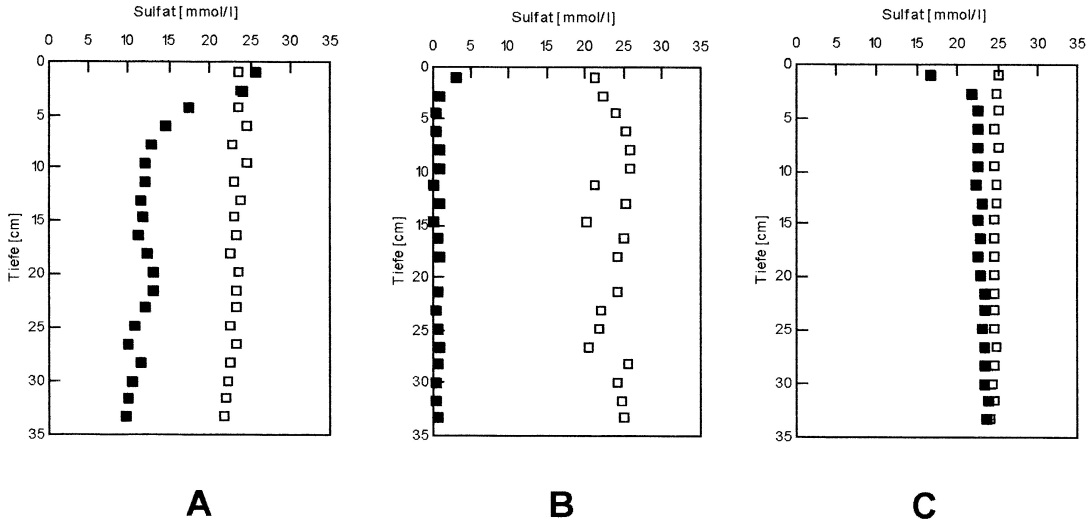


Abb. 3.2.22: Tiefenprofile von Sulfatkonzentrationen aus natürlichen Schwarzen Flecken (schwarz ausgefüllte Kästchen) und einer Referenz (offene Kästchen). Es ist die unterschiedliche Skalenein-teilung bei den Konzentrationsangaben zu beachten.

A) Gröninger Plate, 23.08.93 B, C) Gröninger Plate, 23.09.93

Methan erreichte in tieferen Schichten (ca. -20 cm) mitunter die Sättigungsgrenze, so dass es zur Bildung von Methanblasen im Sediment kam (Abb. 3.2.23).

Alle diese Erscheinungen traten nicht unbedingt gemeinsam auf. Es gab Fälle, in denen eine hohe Sulfidkonzentration zu verzeichnen war, die Nährstoffverhältnisse sich jedoch nicht von der Normal-situation unterschieden. Auch die Kohlenstoffgehalte (TOC) schienen kein eindeutiges Indiz für einen Schwarzen Fleck zu sein. Ein Nachweis erhöhter DOC-Gehalte an natürlichen Flecken gelang nicht.

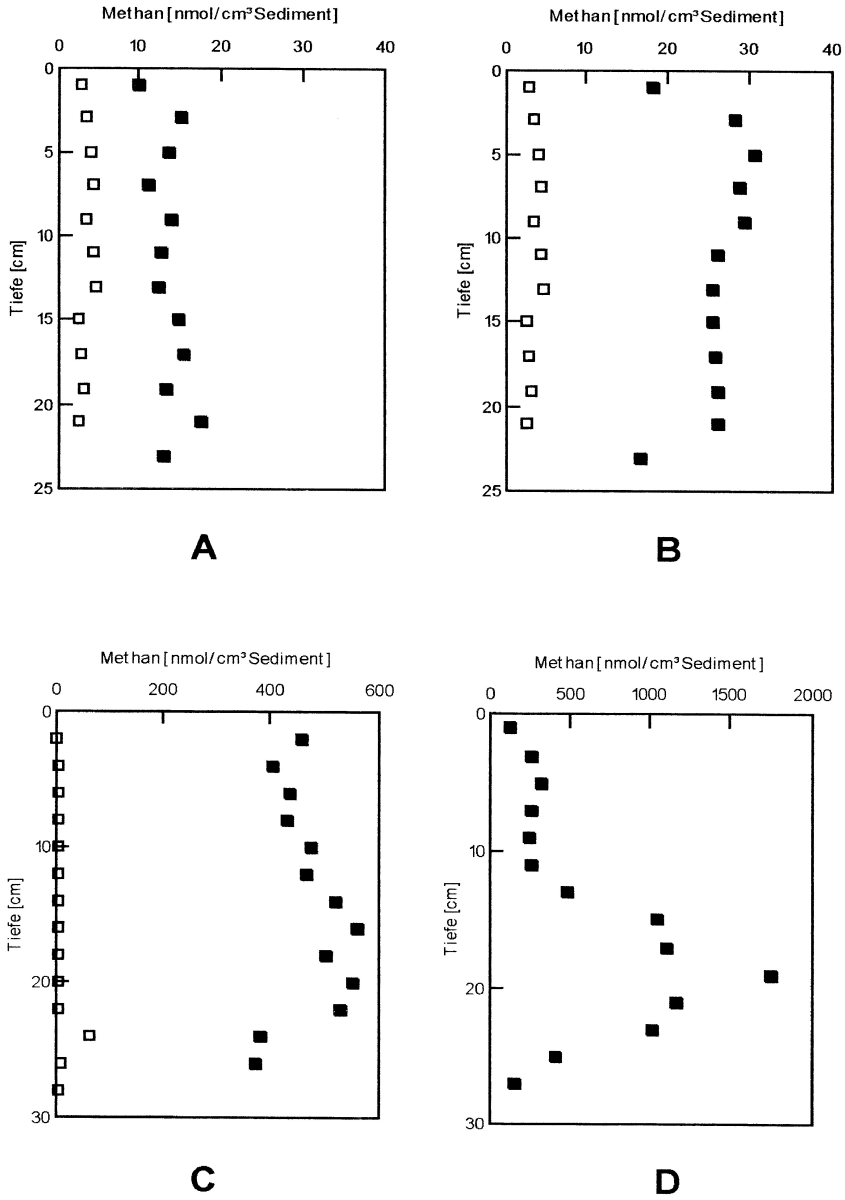


Abb. 3.2.23: Tiefenprofile von Methankonzentrationen aus natürlichen Schwarzen Flecken (schwarz ausgefüllte Kästchen), teilweise im Vergleich zu einer Referenz (offene Kästchen). Es ist die unterschiedliche Skaleneinteilung bei den Konzentrationsangaben zu beachten.

A) Norderney, Golfbucht, 30.03.93 B) Norderney, Golfbucht, 03.05.93
C) Gröninger Plate, 27.07.93 D) Dornumer Watt (abgest. *Mya arenaria*), 07.10.93

Feldexperiment durch Vergraben von Makroalgen

Es lag deshalb nahe, die Dynamik der Entstehung und Entwicklung eines Schwarzen Fleckes zu untersuchen. In einem Feldexperiment wurde durch Vergraben von frischer Makroalgenbiomasse ein Schwarzer Fleck nachgestellt und in seiner Entwicklung beobachtet.

An diesem Experiment beteiligten sich alle Teilprojekte der Arbeitsgruppe „Schwarze Flecken“. Zur Beurteilung der Auswirkung von zersetzender Algenbiomasse auf die Entstehung und Entwicklung Schwarzer Flecken wurde ein umfassender Parameterkatalog erstellt, der porenwasser- und sedimentchemische, mikrobiologische und zoologische Untersuchungen beinhaltete. Im Porenwasser wurden die Konzentrationen von DOC, Sulfid, Sulfat, Ammonium und reaktivem Phosphat ermittelt. Im

Sedimentkörper wurden Redoxpotentialmessungen, C_{org} (TOC), N_{gesamt} (TN), Proteingehalt und Methan verfolgt. Auf der mikrobiologischen Ebene lieferten Lebendkeimzahlen (MPN) sowohl als Gesamtparameter als auch für die einzelnen mikrobiologischen Stoffwechselgruppen einen Aufschluß über die mikrobielle Lebensgemeinschaft. Unter den Austauschprozessen wurden Sauerstoffzehrung sowie Emissionen verschiedener Gase wie Methan, Dimethylsulfid (DMS) und leicht flüchtiger Fettsäuren bestimmt. Auf der zoologischen Seite wurde als Indikatorfunktion die Meiofauna auf höherer Taxaebene untersucht.

Das Experiment wurde auf der Gröninger Plate im Spiekerooger Rückseitenwatt durchgeführt. Als organischen Eintrag ins Sediment wurden 60 kg/m^2 frisch gesammeltes Algenmaterial am 16.06.93 in einer Fläche von 12 x 0.5 m in einer ca. 5 cm dicken Schicht etwa 15 cm tief eingegraben. Aus dieser Fläche und aus einer unbehandelten Referenzfläche wurden anfangs alle 14 Tage, später monatlich über den Zeitraum von einem halben Jahr Proben für die entsprechenden Analysen genommen.

Bei der ersten Begehung der Versuchsfläche, ca. 2 Wochen nach Versuchsbeginn, war die Sedimentoberfläche bereits stellenweise schwarz gefärbt und die Kotschlingen von *Arenicola marina* waren verschwunden. Über die Sommermonate hinweg stellte die Experimentalfläche im wesentlichen einen großen Schwarzen Fleck dar, dessen Ränder sehr scharf abgebildet wurden. Etwa ab Ende September konnte nicht mehr von einer geschlossen schwarzen Sedimentoberfläche gesprochen werden. Bei der einzigen Begehung im Winter war die Oberfläche oxidiert und nicht vom umgebenden Sediment zu unterscheiden. Im darauf folgenden Frühjahr konnte ein nochmaliges Durchstoßen der reduzierten Zone in einzelnen Rippeltälern beobachtet werden. Dies waren jedoch die letzten an der Oberfläche sichtbaren Zeichen des Experimentes.

Das Vergraben einer Menge von 60 kg/m^2, was in etwa der Größe von beobachteten Algenhaufen entsprach, bedeutete einen Nettoeintrag an Kohlenstoff von 3.5 kg/m^2. Verglichen mit anderen natürlichen oder gar anthropogen bedingten Belastungen von Sedimenten, wie sie durch sedimentierte planktische Algenblüten, abgestorbene endobenthische Fauna oder in Fischfarmen und Hafenanlagen vorkommen können, ist ein solcher einsedimentierter Algenhaufen als ein außergewöhnlich großer Eintrag organischer Substanz zu bezeichnen. Um so erstaunlicher war die Tatsache, dass der C_{org}-Gehalt im Sediment bereits 2 Monate nach Eintrag wieder auf ein der Referenzfläche vergleichbares Niveau abgesunken war. Zum Zeitpunkt der höchsten Belastung, bei der ersten Probenahme, enthielt die Sedimentschicht, in der sich die Algen befanden, mit 78 mg/cm^3 Sed. noch den gesamten Kohlenstoff der Algen. Bereits 2 Wochen später war im Sediment dieser Schicht nur noch ¼ des ursprünglichen Kohlenstoffgehaltes nachzuweisen. Dass es sich beim Verschwinden dieser großen Menge Kohlenstoff um einen Abbau handeln muss, belegten die gemessenen DOC-Gehalte. Bei der ersten Probenahme nach 2 Wochen befanden sich in der Algenschicht bereits 600 mg/l im Porenwasser. Das Verhältnis zwischen TOC und DOC blieb allerdings in etwa bestehen. Sowohl in der unbelasteten Referenzfläche als auch nach der ersten Probenahme in der Algenfläche betrug der Anteil von DOC am gesamten organischen Kohlenstoff (TOC) zwischen 0,1 und 0,2 %. Konzentrationen von 600-800 mg/l DOC blieben etwa 4 Wochen in den Tiefenprofilen der Algenfläche meßbar. Danach war eine rasche Abnahme zu verzeichnen. Vier Monate nach Beginn des Experimentes erreichten die DOC-Konzentrationen wieder ein normales Niveau, die Mineralisierung des leicht abbaubaren Anteils der Algenbiomasse musste zu diesem Zeitpunkt als abgeschlossen gelten. Die Folgen der Mineralisierung, die zum größten Teil anaerob stattgefunden hatte, blieben wesentlich länger nachweisbar.

Der größte Anteil des anaeroben Abbaus wurde, wie in marinen Systemen üblich, über die Sulfatreduktion abgedeckt. Es konnte nachgewiesen werden, dass ca. 80 % des gebildeten DOC als Acetat vorlagen. Acetat ist ein typisches Substrat für sulfatreduzierende Bakterien. Entsprechend

gravierend waren die Veränderungen der Konzentrationen der beteiligten Schwefelspezies in den betrachteten Tiefenprofilen. Die zu erwartende Verzögerung der Abnahme der am Abbau beteiligten Elektronenakzeptoren sowie der Zunahme der Remineralisierungsprodukte ließ sich nachweisen. Der Abbau der Algen wirkte sich aber von Beginn an auf die Konzentrationsprofile von Sulfat und Sulfid im Porenwasser aus. Eine Zunahme von Sulfid und eine Abnahme von Sulfat war zwei Wochen nach Anlegen des Experimentes nicht in der mit Algen belasteten Schicht zu finden, sondern im oberflächennahen Bereich. Möglicherweise wurden hier aber zu Beginn die Auswirkungen des Umgrabens gemessen. Doch nach 6 Wochen hatte sich der Abbau drastisch auf den Schwefel-Stoffkreislauf ausgewirkt. Die Sulfatkonzentrationen lagen im Bereich der Algenschicht an der Nachweisgrenze, die bei etwa 1 mmol/l lag, und die Sulfidkonzentrationen kompensierten den Verlust an Sulfat nahezu komplett und erreichten Konzentrationen, wie sie im Seewasser üblicherweise für Sulfat gefunden werden. Kalkuliert man die für die Messung von Konzentrationsprofilen bekannte Inhomogenität der Ergebnisse mit ein, konnten diese Verhältnisse bei den gemessenen Schwefel-komponenten bis in den Winter hinein verfolgt werden.

Ein ähnliches Verhalten wiesen die Profile des Remineralisierungsproduktes Ammonium auf. Kurz nach Beginn des Experimentes stiegen die gemessenen Konzentrationen an. Aber erst zwei Monate nach Vergraben der Algen war der Abbau soweit abgeschlossen, dass eine drastische Zunahme der Ammoniumkonzentrationen begann. Wie schon bei den Schwefelspezies hatten die Folgen des Abbaus den Sedimentchemismus hinsichtlich der Ammoniumkonzentration wesentlich länger beEinflusst als eine Belastung mit organischer Substanz nachzuweisen war.

Auch die Konzentrationen des reaktiven Phosphats verhielten sich im wesentlichen ähnlich wie Ammonium. Die Kontamination des Sediments mit Phosphat aus den Algen war wegen des relativ hohen Gesamtphosphatgehaltes nur zum Teil für die Phosphatzunahme im Porenwasser verantwortlich. Der Phosphatpool wurde durch die Algen lediglich verdoppelt. Der Stickstoffpool erhöhte sich immerhin auf das 15-fache. Trotzdem stiegen die Phosphatkonzentrationen im Verlauf der Mineralisierung nach etwa 2-3 Monaten auf das 10fache sonst üblicher Konzentrationen an. Allerdings muss berücksichtigt werden, dass die Löslichkeit von Phosphat stark abhängig vom Redoxpotential und dem pH-Wert ist. Beides verändert sich während des Abbaus unter anaeroben Bedingungen in Richtung einer höheren Löslichkeit von Phosphat im Sediment.

Nicht erst seit diesem Experiment ist bekannt, dass Sulfatreduktion und Methanogenese sich beim Abbau organischer Substanz unter anoxischen Bedingungen in marinen Sedimenten nicht gegenseitig ausschließen. Auch wenn die Sulfatreduktion unter kinetischen Gesichtspunkten gegenüber der Methanogenese extrem im Vorteil ist, scheint bei einem genügenden Angebot an Substrat auch der methanogene Abbau ausreichend stimuliert zu werden. Die Methangehalte im Sediment nahmen von Beginn an stetig zu und erreichten nach drei Monaten ihre maximalen Werte. Im Bereich der eingegrabenen Algen kam es zu massiver Gasproduktion und auf der Experimentalfläche auch zum Austritt von Gasblasen. Diese enthielten bis zu 75 Vol-% Methan, ihr Gesamtausmaß war jedoch schwer zu kalkulieren.

Die Entstehung eines Schwarzen Fleckes ist nach den gemachten Beobachtungen und den Ergebnissen aus dem Experiment abhängig von der Menge der verfügbaren leicht abbaubaren Biomasse. Das Experiment hat gezeigt, dass sich das durch den Eintrag gebildete DOC in der Sedimentsäule verteilt. Wird durch dessen sulfatreduzierenden Abbau die Sulfidproduktion derart gesteigert, dass sie durch eine Oxidation durch Sauerstoff, der ins Sediment gelangt, nicht mehr reoxidiert werden kann, kommt es zur Bildung eines Schwarzen Fleckes. Der Schwarze Fleck kann zu diesem Zeitpunkt als übermäßige lokale Belastung mit organischer Substanz verstanden werden. Weitere Faktoren bestimmen, ob er als reduziertes Oberflächensediment auch optisch erkennbar

bleibt. Eine wesentliche Rolle spielen hierbei hydrographische Einflüsse und Sedimentumlagerungen innerhalb der obersten Zentimeter. Diese können dazu führen, dass sich Form und Umrisse der Schwarzen Flecken von Tide zu Tide verändern, bis hin zum zeitweilig vollständigen Verschwinden der schwarz-gefärbten Oberfläche.

Mikrobiologische Veränderungen

Durch die Untersuchungen der Lebendkeimzahlen wurde festgestellt, dass auf den Eintrag organischen Materials in Sedimente des Wattenmeeres ein Wechsel in der Struktur der mikrobiellen Gemeinschaft folgt. So werden in Schwarzen Flecken die Lebensbedingungen für fermentative, sulfatreduzierende und methanogene Bakterien zunehmend begünstigt. Grund dafür ist die Erniedrigung des Redoxpotentials durch verstärkte Respiration im Sediment sowie die hohen Sulfidkonzentrationen und die zunehmende Acidifizierung. Als Folge des Eintrags organischen Materials wurde eine Zunahme der Lebendkeimzahlen (MPN) aller physiologischen Gruppen beobachtet, jedoch war im Oberflächensediment zeitweilig auch eine Hemmung der aeroben chemoorganotrophen Bakterien zu verzeichnen (Tabelle 3.2.9). Außerdem können sich bei Substrateintrag die Prozesse der Methanogenese und Sulfatreduktion zunehmend an die Sedimentoberfläche verlagern.

Die MPN der untersuchten Bakteriengruppen liegen in Schwarzen Flecken um den Faktor 10^1 bis 10^3 höher als in vergleichbaren Standorten.

Tabelle 3.2.9: Beispiel einer Auszählung der Lebendkeimzahlen (MPN/ml) aerober chemoorganotropher Bakterien in einem Schwarzen Fleck und der Referenz.

Sedimenttiefe (cm)	Schwarzer Fleck	Referenzstandort
0.5	1.16E+09	2.64E+09
1.0	1.16E+09	2.64E+09
2.0	3.70E+09	2.64E+09
4.0	4.76E+09	8.99E+08
8.0	1.56E+08	5.81E+07
11.0	1.56E+09	8.99E+06
15.0	1.16E+08	1.59E+07
19.0	4.76E+08	1.59E+07
23.0	2.64E+08	1.59E+07

Die Daten stammen aus den Untersuchungen im Juli 1993 auf der Gröninger Plate und zeigen die höhere Abundanz dieser Bakteriengruppe in Schwarzen Flecken.

Anhand von Sediment-Dünnschliffen und der Rasterelektronenmikroskopie erfolgte der Nachweis einer veränderten Porenraumstruktur. Die Porosität in Sedimenten 'Schwarzer Flecken' (70 %) ist deutlich höher als in Referenzsedimenten (30 %). Die Porenräume sind mit einer organischen Matrix ausgefüllt; welche die Transportprozesse des Porenwasseraustausches behindert. Weiterhin hält die Schleimmatrix Gase im Sediment zurück, was zur Ausbildung von blasigen Sedimentstrukturen führen kann. Die Akkumulation organischen Materials spiegelt sich den gesteigerten Keimzahlen wieder, wobei die blasige Struktur der Sedimente eine inhomogene Verteilung bewirkt. Durch die Verknappung des Sulfats in den unteren Sedimentschichten gewinnen dort die methanogen Bakterien einen Wachstumsvorteil gegenüber den Sulfatreduzierern. Das entstehende Milieu ist als sulfidisch-methanisch-reduziert zu bezeichnen. Bei Fehlen von Bioturbation und einem weiteren Eintrag organischer Substanz kann dies zu einem selbsterhaltenden System führen. Bei Abnahme bzw.

Nichtwiederholung des organischen Eintrags kehrt das System jedoch zu den Ausgangsbedingungen zurück.

Der Eintrag von organischem Material führt zu einer schnelleren und vielseitigeren bakteriellen Substratverwertung auch von hochmolekularen Verbindungen. Veränderungen in der funktionellen Diversität der mikrobiellen Gemeinschaften lassen auf eine Veränderung in ihrer Zusammensetzung schließen.

Sedimentfestigkeit

Die ersten Untersuchungen zur Grenzgeschwindigkeit der Erosion zeigten eine hohe Variabilität bei den oxidierten Sedimenten. Dies wird bewirkt durch jahreszeitlich unterschiedliche Korngrößenverteilungen und die wechselnden Besiedlungen durch Bakterien und Mikroalgen. Reduzierte Sedimente wiesen, bei geringerer Varianz, zumeist niedrigere Erosionsgrenzgeschwindigkeiten auf. Es bleibt aber - allerdings bisher nur durch eine Messung belegt - zu vermuten, dass bei stärkerer mikrobieller Besiedlung, z. B. durch Schwefelbakterien, die Sedimentfestigkeit durch Verklebung der Sedimentkörner wieder zunimmt. Die Untersuchungen wurden meist an Sedimenten mit abgetragener oxidierter Schicht bzw. an Erosionsflecken vorgenommen. Nach Augenschein stellen sich die Verhältnisse auf älteren Schwarzen Flecken, die durch eingelagertes organisches Material ausgelöst wurden, anders dar. Hier ist das Sediment, wie auch die mikrobiologischen Untersuchungen bestätigen, durch große Mengen an bakteriellen Exudaten verklebt. Die Erosionsfestigkeit sollte dadurch erhöht sein. Weitere Untersuchungen, besonders in Hinsicht auf die Unterschiede bei verschiedenen Typen von Flecken, sollten folgen. Eine geringere Erosionsfestigkeit führt zum leichteren Export von Material aus den betroffenen Gebieten.

Zusammenfassend lassen sich die beschriebenen Veränderungen in einer veränderten Abb. (Abb. 3.2.24, vgl. Abb. 3.2.16) zur Vertikalzonierung in Sandwatten für den Fall des Schwarzen Flecks darstellen.

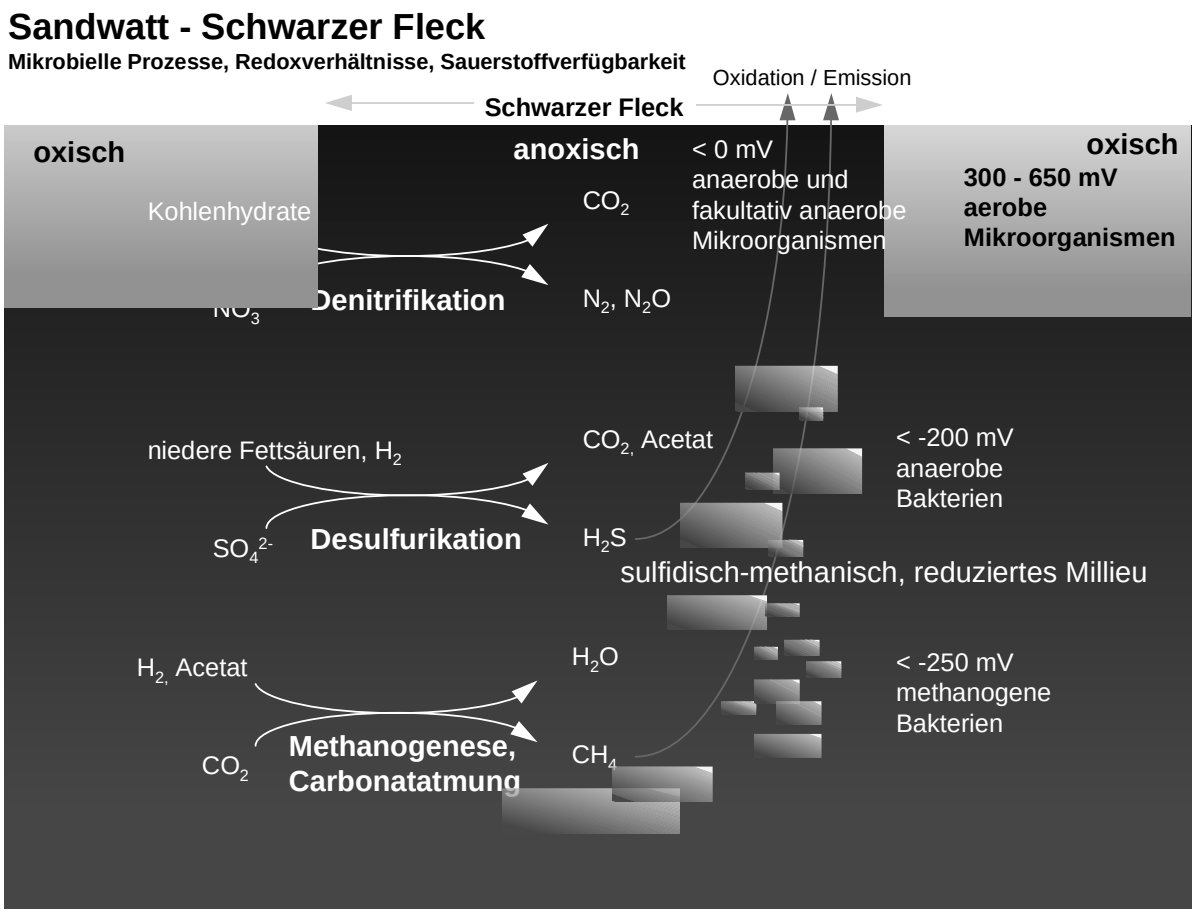


Abb. 3.2.24. Veränderungen im Schwarzen Fleck

Zeitabhängige Beschreibungen Schwarzer Flecken

Schwarze Flecken sind temporäre Gebilde. Sie haben eine deutlich abgrenzbare Entstehungsphase, bleiben für eine Zeit relativ stabil und verschwinden dann von der Sedimentoberfläche, obwohl die Auswirkungen tiefer im Sediment noch länger erkennbar bleiben. Dies muss bei durch Erosion entstandenen Flecken nicht zutreffen, bei diesen wird die Sedimentoberfläche aufoxidiert oder sie werden mit oxidiertem Sand überlagert, ohne dass in der Tiefe noch Veränderungen erkennbar bleiben.

Es wurden einzelne Schwarze Flecken über längere Zeit beobachtet und Flecken bzw. Felder von Flecken wurden angelegt, um Flecken in allen Stadien untersuchen zu können. Die Entwicklung der Schwarzen Flecken beginnt normalerweise sehr bald nachdem eine Kohlenstoffquelle ins Sediment eingetragen wird. Unter guten Bedingungen, d. h. bei gemäßigt sommerlichen Temperaturen und wenig Makrofauna konnten Flecken innerhalb einer Woche zur Oberfläche durchstoßen, die von toten Sandklaffmuscheln in etwa 25 cm Tiefe ausgingen. Bei geringeren Temperaturen, etwa im Herbst, erschienen erste Flecken in einem Versuchsfeld mit eingegrabenen Sandklaffmuscheln nach etwa 10 Tagen. Über Makroalgen entstehen Flecken ähnlich schnell. Die erste Verfärbung an der Sedimentoberfläche ist tief schwarz, da sich noch keine Schwefelablagerungen gebildet haben. Nach einigen Tagen wechselt die Farbe dann in einen dunklen Grauton, auf alten Flecken bildet sich teilweise eine Schwefelschicht, die wie ein dünner weißer Belag auf dem Sediment liegt und dessen dunklere Färbung nur teilweise durchscheinen läßt. Bevor die Flecken an der Oberfläche sichtbar werden, lassen sich bereits starke Veränderungen z. B. des Redoxpotentials im Sediment messen. Es bildet sich ein Dom aus reduziertem Sediment über der Kohlenstoffquelle, der dann wie ein Kamin bis

zur Oberfläche reicht. Der Durchmesser dieses Kamins verändert sich dann kaum noch. Er ist häufig breiter als der sichtbare Fleck selbst und ist nicht so variabel wie dieser. Die Oberfläche kann kurzzeitig wieder aufoxidieren, sei es durch Übersandung, sei es durch kurzfristig geringere Zehrungsraten, das Sediment in der Tiefe bleibt davon unbeEinflusst. In dieser Phase bleiben die Flecken für längere Zeit. Flecken über toter Makrofauna existieren so über Zeiträume von 1-2 eventuell 3 Monaten, Flecken über Makroalgen bis zu 2-3 Jahren. In der Endphase ist an der Sedimentoberfläche keine Verfärbung mehr zu erkennen. Das Sediment wird oberflächennah rasch wieder normal besiedelt. Wenige Zentimeter tief im Sediment bleibt das Redoxpotential noch längere Zeit niedriger als in der Umgebung, über Makrofauna konnten noch nach einem Monat Unterschiede festgestellt werden. Im Fall der Makroalgen kann wegen fehlender Messungen keine Angabe gemacht werden, bis zum Versuchsende wurden tiefere Potentiale gefunden. Da sich noch fädiges Material aus den Algen im Sediment fand, kann man von einer weiterhin erhöhten Bakterienaktivität mit entsprechend reduzierendem Potential ausgehen. Weshalb zu diesem Zeitpunkt die Oberfläche wieder oxidiert war, kann ebensowenig beantwortet werden wie die Frage, warum Flecken von der Oberfläche verschwinden, während die tieferen Schichten weiter reduziert bleiben. Es kann vermutet werden, dass leicht abbaubares organisches Material zu diesem Zeitpunkt mineralisiert wurde und schwerer abbaubares Material die Bakterienaktivität zwar stimuliert, dies aber auf niedrigerem Niveau stattfindet.

3.2.2.5 Wirkung Schwarzer Flecken auf die Bodenfauna

Meiofauna

Die Auswirkungen der Schwarzen Flecken auf das Meiobenthos waren ebenso drastisch wie die Veränderungen des Sedimentchemismus. Die Abundanz der Meiofauna, die in der obersten Schicht von Sedimenten aus Schwarzen Flecken gefunden wurde, war sehr stark verringert. Die durchschnittliche Häufigkeit von Individuen in einem Schwarzen Fleck betrug nur noch 3,8 % der Individuen einer unbelasteten Fläche. Nur einige Nematoden und gelegentlich Nauplien konnten in belasteten Sedimenten nachgewiesen werden.

Untersuchte Vertikalprofile der Meiofauna-Abundanz zeigten in natürlichen Schwarzen Flecken ähnliche Verhältnisse wie in dem künstlich durch eingegrabene Makroalgen induzierten Schwarzen Fleck. Die Meiofauna war entweder völlig verschwunden oder sehr stark reduziert (Abb. 3.2.25).

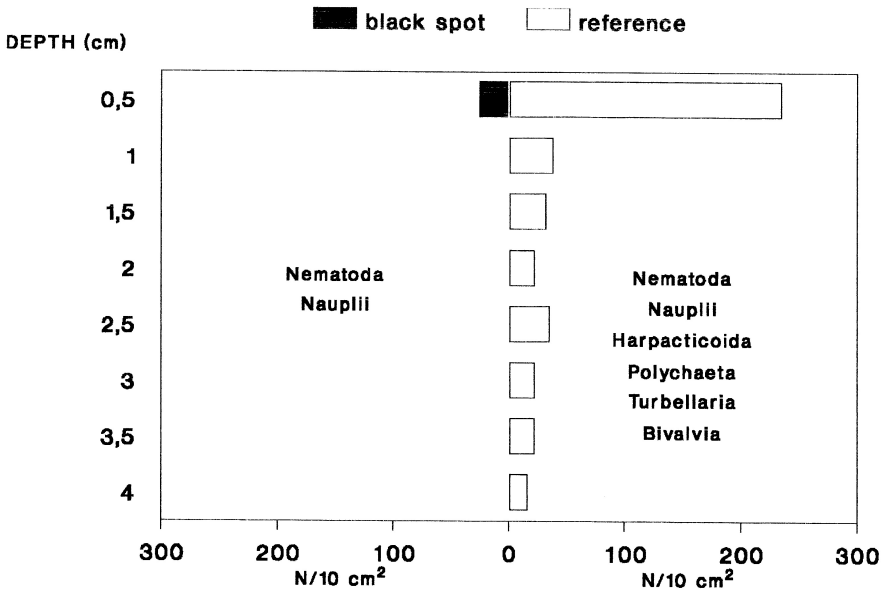


Abb. 3.2.25:Typisches Tiefenprofil der Abundanzen der wichtigsten Taxa der Meiofauna (RACKEMANN et al. 1995)

Lediglich in den obersten 5 mm des Sedimentes war eine geringe Zahl von Nematoden und wenige Nauplien zu finden. Die unbelasteten Sedimente mit oxidierter Oberfläche zeigten hingegen eine andere Verteilung der Meiofauna im Tiefenprofil. In den obersten Schichten hielten sich Harpacticoiden, Polychaeten, Turbellaria und Bivalvia auf, während in den tieferen Schichten verschiedene Arten von Nematoden dominierten.

Die Auswertung der Ergebnisse nach einem „Multi-dimensional-scaling“-Verfahren bestätigte die deutlichen Unterschiede zwischen Proben aus Schwarzen Flecken und Proben aus Sedimenten mit oxidierter Oberfläche.

Die Bildung einer reoxidierten Sedimentoberfläche führte zu einer Wiederbesiedlung mit Meiobenthos. Die Abundanzen in wiederbesiedelten Flächen entsprachen denen unbelasteter Sedimente und erreichten bis über 1000 Ind./m². Auch die typische Verteilung der ermittelten Klassen stellte sich in wiederbesiedelten Flächen wieder ein.

An Stellen, an denen das Sediment an der Oberfläche reduziert blieb, etablierte sich die Meiofauna auch über mehrere Monate nicht wieder. Diese Ergebnisse deuten darauf hin, dass die Reoxidation der Oberfläche eine Voraussetzung für die Wiederbesiedlung mit Meiofauna ist. Eine Wiederbesiedlung in erholten Flächen scheint hingegen sehr schnell zu funktionieren. Die Immigration erfolgte vermutlich aus benachbarten Flächen und dem freien Wasser. Bei Probenahmen mit einem Multicorer konnten die scharfen Grenzen zwischen reduzierten und oxidierten Oberflächen auch in der Besiedlung der Meiofauna abgebildet werden. In Abständen von wenigen Millimetern zu der Sedimentoberfläche waren die Abundanzen sowie die Zahl der vorkommenden Klassen in Proben mit Schwarzer Oberfläche auf 5 % der benachbarten oxidierten Flächen erniedrigt.

Die Belastungsexperimente mit Algenbiomasse zeigten auch, wie unterschiedlich die Meiofauna auf eine mechanische und eine chemische Störung reagierte. Die mechanisch gestörte Fläche, in der das Sediment ohne Zufuhr organischer Substanz lediglich umgegraben wurde, diente als Kontrolle zur Algenbelastung. In dieser Fläche war die Wiederbesiedlung nach 8 Tagen bereits wieder nahezu abgeschlossen, während in der chemisch durch organische Substanz gestörten Fläche die Meiofauna langfristig geschädigt war.

Wenn aber auch in stark reduzierten belasteten Oberflächensedimenten einige Meiofauna-Vertreter zu finden waren, hängt das hauptsächlich mit der Fähigkeit zur Toleranz gegenüber veränderten Sedimentbedingungen zusammen. An erster Stelle ist hier sicherlich die Toleranz gegenüber Sulfid und anderen reduzierten Verbindungen zu nennen. Näheren Aufschluß darüber könnte aber nur die Bestimmung bis zur Art in Verbindung mit ökophysiologischen Messungen bringen.

Die vorliegenden Ergebnisse zeigen, dass auch die Bestimmung der Meiofauna auf der Ebene höherer Taxa ausreichende Informationen über den Zustand der Sedimente liefert, wie beispielsweise über eine organische Belastung, auf die das Meiobenthos sehr empfindlich reagiert. Aufgrund der relativ leichten Zugänglichkeit bei der Probenahme und der schnellen Auszählung der Individuen ist der Einsatz dieser Methoden für Monitoringprogramme zur Überwachung der Sedimentqualität zu empfehlen.

Makrofauna

Die Frage nach der Wirkung auf die Organismen ist bei solch auffälligen Erscheinungen wie den Schwarzen Flecken naheliegend. Beobachtungen aus dem Mittelmeer oder der Ostsee auf oberflächlich reduzierten Sedimenten zeigten einschneidende Veränderungen der Makrofauna. Im Unterschied zum Watt ist hier aber das Medium oberhalb des Sedimentes ebenfalls sauerstoffarm. Da die Dimensionen der Flecke im Watt zwischen wenigen cm² und vielen m² liegen, werden unterschiedlich große Organismen in unterschiedlich großem Maße betroffen sein. Die Art und das Ausmaß der Wechselwirkungen sollte anhand von Labor- und Feldversuchen sowie Freilandbeobachtungen bestimmt werden. In Klimakammern wurden künstliche Flecke in Becken mit kontrollierter Makrofaunabesiedlung angelegt und deren Interaktionen aufgezeichnet. Im Feld wurden die Wechselwirkungen zwischen Flecken und Makrofauna durch Fotografien dokumentiert und die faunistische Besiedlungsdichte gemessen.

Auffällig war die Wirkung Schwarzer Flecken auf die kleinere, oberflächenbesiedelnde Makrofauna. Auf trockengefallenen Flecken über Sandklaffmuscheln konnten die Grab- bzw. die Kriechspuren von Schlickkrebsen *Corophium volutator* bzw. Wattschnecken *Hydrobia ulvae* fotografiert und bewertet werden.

Eindeutig waren auf der dunkel gefärbten Fläche weniger Spuren vorhanden als in der unmittelbaren Umgebung. Die Schlickkrebse konnten im Experiment das Durchbrechen von kleinen Schwarzen Flecken zeitweilig verhindern. Waren die reduzierenden Verhältnisse allerdings zu stark, wanderten die Tiere ab und die Sedimentoberfläche verfärbte sich dunkel. Durch ihre starke Grabtätigkeit transportieren diese Tiere größere Mengen Sauerstoff einige Zentimeter tief ins Sediment und halten es so länger oxidiert. Andererseits sind die Tiere gegen die höheren Konzentrationen von H_2S empfindlich, die beim Abbau organischer Substanz im Boden entsteht und verlassen die betroffenen Zonen sobald ein - noch unbestimmter Grenzwert überschritten wird.

Die wenige Millimeter große Wattschnecke *H. ulvae* mied trockengefallene Schwarze Flecken ebenso. Stieß sie bei ihren Fraßwanderungen, auf denen sie die Sedimentoberfläche abweidet, auf einen Schwarzen Fleck, wurd die Kriechrichtung sofort geändert.

Stand auf den Flecken noch ein Rest von Wasser waren die Tiere nicht so empfindlich, sie vermieden das Überqueren solcher schwarzen Flächen nicht so stark. Es ist zu vermuten, dass die Schnecken genügend Sauerstoff aus dem Wasser ziehen können ohne dem Schwefelwasserstoff zu stark ausgesetzt zu sein.

In Experimenten mit größeren Arten der Makrofauna fielen die Ergebnisse nicht so eindeutig aus. So reagierte *Arenicola marina* praktisch nicht auf das Auftreten von kleineren Flecken. Andererseits

konnte auch nicht beobachtet werden, dass die Bildung von Schwarze Flecken durch die Anwesenheit von Wattwürmern verhindert wurde. Von hellem Sand aus Kotschnüren überschüttete Flecken brachen innerhalb weniger Stunden wieder zur Oberfläche durch.

Auch wenn die Aktivität der Wattwürmer viel tiefer reicht als die der Schlickkrebse, bleibt ihre Wirkung in den Zonen wenige Zentimeter unter der Oberfläche doch auf die unmittelbare Umgebung der Wohnröhren beschränkt. Da die Zahl der Röhren pro Fläche bei *Arenicola marina* nur einen Bruchteil derer ausmacht, die von *Corophium volutator* gebaut werden können, ist der Sauerstoffffluß ins Sediment, trotz Größenunterschieds der Bauten, hier viel geringer. Ohne statistisch absicherbar zu sein hatten die Aktivitäten der Herzmuschel *Cerastoderma edule* und des Seeringelwurms *Nephtys ciliata* wenig Einfluss auf die Bildung von Schwarzen Flecken. Ihre Aktivität schien ebensowenig von kleinen Schwarzen Flecken beEinflusst zu werden.

Die Wechselwirkungen der großen Schwarzen Flecken, die sich über eingesandeten Makroalgen bilden, mit der größeren Makrofauna ließ sich nicht bewerten. Die Flecken fanden sich auf Wattflächen, die nur äußerst dünn besiedelt waren und daher keine statistischen Aufwertungen erlaubten. Nach Augenschein waren die Flecken aber weniger besiedelt als die Umgebung.

3.2.2.6 Ist die Bildung Schwarzer Flecken eine Folge des anthropogenen Nährstoffeintrags oder der Klimaänderung?

Es wurde einerseits gezeigt, dass zum Entstehen Schwarzer Flecken kein anthropogener Einfluss notwendig ist. Doch deuten die Ergebnisse darauf hin, dass sich durch anthropogen bedingten erhöhten Nährstoffeintrag die Häufigkeit der Schwarzen Flecken erhöht und eventuell die Dauer ihrer Existenz verlängert wird. Vorstellbar ist auch, dass sich die Dicke der oxischen Schicht in den Sandwatten verringert hat; dadurch kann es schneller und auch bei geringeren Einträgen organischer Substanz zur Ausbildung der Flecken kommen. Durch Vergleiche mehrerer Jahre ist dies nicht eindeutig zu belegen. „Historische“ Daten über einen Referenzzustand konnten ebenfalls nicht gefunden werden.

Da ein vermehrtes Auftreten Schwarzer Flecken als ein Symptom einer Veränderung des Sedimentchemismus insgesamt zu deuten ist, kommt der Klärung der Frage nach einer generellen Zunahme große Bedeutung zu (siehe hierzu auch Kap. 4.4.7 Empfehlung an das TMAP).

3.2.2.7 Notwendigkeit eines Monitoring

Müssen die Zahl/Größe der Schwarzen Flecken im Rahmen eines Monitoring-Programmes beobachtet werden?

Bisher kann wegen des Fehlens von Daten nicht geklärt werden, ob die Zahl, Größe oder Existenzdauer von Schwarzen Flecken sich verändert haben. Berichte über solche Phänomene konnten nicht gefunden werden. Eine sehr gründliche Studie die Vorgänge nach dem Absterben von Sandklaffmuscheln erwähnt die Bildung von schwarzen Bereichen an der Sedimentoberfläche nicht . Viele Wattführer sowie „watterfahrene“ Wissenschaftler berichten, dass sie früher keine oder nur wenige Schwarze Flecken bemerkt hätten. Dies kann nicht als signifikant gelten, zeigt aber die Notwendigkeit der Schaffung einer Datenbasis.

Nimmt man ein verstärktes Auftreten Schwarzer Flecken als Indiz für eine weitergehende Veränderung des Gleichgewichts zwischen Sauerstoffzufuhr und Sauerstoffzehrung, böte sich auch das direktere Maß des Redoxpotentials als Indikator für den Zustand des Sedimentchemismus an. Das Redoxpotential ist allerdings räumlich und zeitlich sehr variabel. In diesem Zusammenhang ist eine genaue Planung der Meßstandorte und -zeiten von größter Wichtigkeit. Da *in situ* nur Relativ-

messungen des Redoxpotentials möglich sind und bisherige Meßreihen nicht abgestimmt waren, sind Vergleiche der bestehenden Messungen kaum möglich. Ein Monitoring des Redoxpotentials und ein darauf abgestimmtes Monitoring der Schwarzen Flecken könnte unterstützend wirken und Brennpunkte aufzeigen, die mit einem normalen Monitoring chemischer und biologischer Parameter des Sedimentes nicht erfaßt werden können. Schwarze Flecken größeren Ausmaßes sind auf Luftbildaufnahmen erkennbar und auszählbar (MILLAT 1995). Bei geeigneter Kalibrierung sind so Änderungen auf großen Flächen schnell erkennbar. In diesen Gebieten können dann weitere Untersuchungen über die Auslöser dieser Störungen folgen.

Sowohl Änderungen des Redoxpotentials als auch das gehäufte Auftreten Schwarzer Flecken können verschiedene Ursachen haben. Ihr Auftreten ist neben dem erhöhten Eintrag organischer Substanz ebenso von anderen, nicht anthropogen beeinflussten Faktoren (Temperatur, hydrographische Bedingungen u. a.) abhängig. Dies macht sie auf den ersten Blick als Parameter eines Monitoring unbrauchbar, als empfindliche Sensoren für Veränderungen bieten sie aber die Möglichkeit einer relativ effektiven Umweltüberwachung, ohne alle anderen der beteiligten Faktoren ständig messen zu müssen.

3.2.2.8 Bewertung der Bedeutung Schwarzer Flecken

a) für kleinere Bereiche des Watts

Mikro-, Meio- und Teile der Makrofauna werden durch Schwarze Flecken in ihrer Lebensweise beEinflusst. Beeinträchtigungen wurden für den direkten Bereich des Flecks nachgewiesen. In der Umgebung der Flecken können durch Export von Methan, Schwefelwasserstoff oder auch von Nährsalzen Veränderungen auftreten. Beobachtet wurde eine Anregung des Wachstums von Diatomeen auf Arealen nahe von Flecken. Solange Schwarze Flecken nur vereinzelt und nicht dauerhaft auftreten, bleiben diese Beeinflussungen temporär. In einigen Gebieten, die durch ihre Topographie der Bildung Schwarzer Flecken Vorschub leisten, ist es denkbar, dass neue Schwarze Flecken angeregt werden, bevor sich frühere Flecken gänzlich aufgelöst haben. Tendenzen dazu wurden in tiefergelegenen Zonen der Platen gefunden. Diese immerhin Quadratkilometer umfassenden Flächen können durch die Wirkung Schwarzer Flecken dauerhaft in ihrer Besiedlung verändert zu werden.

b) für das gesamte Watt

Es besteht momentan keine Gefahr, dass die oxidierte Schicht des Sedimentes im Watt gänzlich verschwindet, dass das Watt „umkippt“. Als Indikatoren für eine wattweite Veränderung des Gleichgewichtes zwischen Sauerstoffzufuhr und -bedarf können sie allerdings dienen. Eine generelle Abnahme der Mächtigkeit der oxidierten Zone könnte katastrophale Folgen für das Wattensystem haben. Der gesamte Kohlenstoffhaushalt der Region würde stark verändert werden. Die Einarbeitung sedimentierten organischen Materials ins Sediment als Vorbereitung zu ihrer Remineralisierung wird vor allem durch die Fauna bewirkt. Durch die Begrenzung ihres Lebensraums, der bei vielen Arten die oxidierte Zone ist, wäre bereits an dieser Stelle der Abbau organischen Materials erschwert. Verschiebungen in den Bakteriengesellschaften sind als temporär einzustufen. Die bakterielle Besiedlung kann sich sehr schnell in die eine oder andere Richtung den veränderten Bedingungen anpassen.

Management - Schutzkonzept

Die Vermeidung der Bildung von Schwarzen Flecken kann nicht Ziel von Schutzkonzepten sein. Ihre vermehrte Bildung kann ein Signal geben, dass eine Abnahme der Dicke der oxidierten Schicht

verhindert werden muss. Eine Begrenzung der Zufuhr organischer Substanz ins Sediment würde dort den Sauerstoffbedarf und die Neigung zur Bildung Schwarzer Flecken verringern. Dazu müßten die Nährsalzfrachten in die Nordsee und ins Wattenmeer verringert werden. Besonderes Augenmerk sollte in diesem Zusammenhang auf die bisher zu wenig reduzierten Stickstoffverbindungen gerichtet werden. Neben den Einträgen aus den Flüssen stellen atmosphärische Transporte und Küstenablauf eine wichtige Quelle an Stickstoff dar. In den letzten Jahren wurden die Phosphateinträge bereits reduziert, die Sedimente speichern allerdings noch riesige Mengen davon. Eine Reduktion der Nährsalze verringert die Wachstumsmöglichkeiten der Makroalgen, deren Abbau eine Ursache der Bildung Schwarzer Flecken darstellt. Daneben wird der Eintrag von organischem Material aus Phytoplankton reduziert, wodurch die Grundbelastung der Sedimente reduziert wird. Entsprechend geringer wird die Wahrscheinlichkeit einer dünneren oxidierten Schicht und deren Abtrag durch Erosion wird weniger wahrscheinlich.

Qualitätzsziele
Folgende ökologische Ziele, können aus den Ergebnissen der ÖSF-Niedersachsen abgeleitet werden:

Schutzgut „oxidierte Zone“ des Wattsedimentes
In der Regel sind die Sedimente der Sand- und Sandmischwatten deutlich geschichtet. Nahe der Oberfläche ist das Sediment gelb oder braun gefärbt. Dieser oxidierte Bereich ist der Lebensraum für viele der kleineren bodenbewohnenden Organismen. Nur hier sind die aeroben Organismen, die sich nicht selbst mit Sauerstoff von außerhalb versorgen können, lebensfähig. Eine verringerte Mächtigkeit dieser Schicht führt somit - im Extrem in den Schwarzen Flecken zu beobachten - zu einer drastischen Verringerung der Besiedlung und einer Artenverarmung. Da in einer reduzierenden Umgebung auch die Abbauprozesse auf anderen Stoffwechselwegen ablaufen als in einer oxidierenden, wird der auch gesamte Kohlenstoffhaushalt beEinflusst. In der Regel dürfte es zu einer Akkumulation solcher schwer abbaubarer organischen Substanz führen, aus deren Abbau unter oxischen Bedingungen noch Energie zu gewinnen wäre. Als Folge baut sich ein Speicher von organischem Material auf, zu dessen Abbau viel Sauerstoff nötig wäre, was eine „Reoxidierung“ des Sedimentes erschwert. Reduzierte Sedimente entwickeln daher im Watt eine Art Selbsterhaltung.

Von wesentlicher Bedeutung ist die veränderte Löslichkeit von Stoffen unter reduzierenden Verhältnissen. In diesem Zusammenhang von Bedeutung ist das Phosphat, das in oxidierten Sedimenten gebunden wird und sich anreichern kann. Sinkt das Redoxpotential solcher Sedimente und sind sie nicht von oxidierenden Schichten überlagert, kann das Phosphat wieder ans Wasser abgegeben werden.

Die Mächtigkeit der oxidierten Schicht variiert stark von Ort zu Ort und zu unterschiedlichen Zeiten. Auch unter normalen Verhältnissen kann man davon ausgehen, dass es Flecken im Watt gibt, die temporär bis zur Oberfläche reduziert sind. Nach einiger Zeit sollten diese Schwarzen Flecken aber wieder aufoxidiert sein (bevor sich die Ursache des Flecks wiederholen kann). Dadurch können die Flächen wiederbesiedelt werden, ohne dauerhaft beeinträchtigt zu werden.

Ökologisches Ziel:
Die natürliche Verteilung der chemischen Zonierungen im Sediment des Watts erhalten oder wiederherstellen. Ereignisse, die zur Bildung eines Schwarzen Flecks führen, sollen nicht in einem zeitlichen Abstand aufeinander folgen, der eine zwischenzeitliche Reoxidierung verhindert.

Referenz:
Ein Sediment im Sand- und Mischwatt mit einem im Fließgleichgewicht befindlichem Verhältnis zwischen Sauerstoffzufuhr und Sauerstoffzehrung. Das Gleichgewicht sollte so gelagert sein, dass in der Regel eine oxidierte Schicht existiert.

Maßnahmen:
An erster Stelle sollte die Dicke der oxidierten Schicht in repräsentativen Teilen des Watts über längere Zeiträume festgestellt werden. An geeigneten Stellen sollten diese Messungen im Rahmen eines Monitoring wiederholt werden. Bisher stellt das wahrscheinlich häufigere Auftreten von Schwarzen Flecken das erste Indiz für eine möglicherweise geringer werdende Mächtigkeit der oxidierten Schichten dar. Schwarze Flecken sollten daher, z. B. mit Hilfe von Luftbildinterpretationen, regelmäßig erfaßt werden, um so besonders gefährdete Gebiete schnell feststellen zu können.

Im Falle einer signifikant abnehmenden Mächtigkeit der oxidierten Schicht des Wattsediments sind weitgehende Schritte zum Schutze des Watts notwendig.

Als mögliche Auslöser für ein häufigeres Auftreten Schwarzer Flecken wurden der erhöhte Nährstoffeintrag in die Küstengewässer oder die Erhöhung der Temperaturen infolge der Klimaveränderung diskutiert.

Maßnahmen die zu einer Reduktion der Zufuhr organischen Materials ins Sediment führen, verringern längerfristig den Sauerstoffbedarf und vermindern damit das Auftreten Schwarzer Flecken.

Das Schwarze-Flächen-Ereignis im niedersächsischen Wattenmeer vom Mai/Juni 1996
Im niedersächsischen Wattenmeer traten im Frühjahr 1996 schwarze Sedimentoberflächen auf, die zum Teil mehrere Quadratkilometer ausmachten. Besonders stark betroffen waren die Rückseitenwatten der Inseln Langeoog, Baltrum und Norderney. Infolge der beobachteten extrem hohen Sulfidkonzentrationen im Sediment und Oberflächenwasser starben bodenlebende Würmer und Muscheln in Massen. Die Ausdehnung der betroffenen Flächen wurde zunächst durch Kartierungsflüge der Forschungsstelle Küste, Norderney, bestimmt. Eine Befliegung während des Höhepunktes des Ereignisses ergab, dass insgesamt 36,3 km^2 und damit knapp 8 % der ostfriesischen Rückseitenwatten davon betroffen waren. Derzeit wird durch die Forschungsstelle Küste und die Nationalparkverwaltung eine detaillierte Auswertung anhand einer Luftbildserie vom 5. und 6. Juni vorgenommen. Nach vorläufigen Ergebnissen dieser Kartierungen wird der Anteil betroffener Flächen auch nach diesen Daten bestätigt (MILLAT, MEYER, pers. Mitt).

Die Ursachen und Zusammenhänge sollen aus heutiger Sicht noch einmal diskutiert werden.

Nach Sichtung der bisher vorliegenden Meßergebnisse und den Modellberechnungen von EBENHÖH (1996) bezüglich des nur langfristig wieder auffüllbaren Eisen-Puffers muss befürchtet werden, dass die betroffenen Flächen sich hinsichtlich eines erneuten Auftretens anoxischer Sedimentoberflächen auch noch lange danach in einem labileren Zustand als vor dem Ereignis befinden. Allerdings muss man einräumen, dass das Ebenhöh´sche Modell durch sehr starke Vereinfachungen evtl. auch wesentliche Komponenten nicht beachtet hat - z. B. die Oxidation von Sulfid durch Bakterien in der anoxischen Grenzschicht.

Die Frage, warum das niedersächsische Wattenmeer in einem offensichtlich besonderem Maße vom Auftreten anoxischer Sedimentoberflächen betroffen ist, bleibt nach wie vor offen. Es ist davon auszugehen, dass auch dabei mehrere Faktoren (z. B. Besiedlung, Nährstoffversorgung, organisches Material, Sedimenteigenschaften, Strömung, Sedimentation) eine Rolle spielen.

Viele Wissenschaftler und auch Wattführer, die das Watt seit mehreren Jahrzehnten kennen, behaupten, dass die helle oxidierte Sedimentschicht in den letzten Jahrzehnten abgenommen hat. Aufgrund der starken räumlichen und saisonalen Schwankungen dieser Schichtdicke ist eine solche Aussage jedoch sehr schwer abzusichern. Auch VAN BERNEM (1996, pers. Mitt.) kommt anhand seiner Daten zu dem Schluß, dass die Mächtigkeit der oxischen Schicht im niedersächsischen Wattenmeer langfristig abgenommen hat. Statistisch ist diese Aussage aber bisher nicht zu sichern.

Nach Durchsicht der Literatur und anderer Quellen wurde zuerst von DELAFONTAINE (1996) darauf aufmerksam gemacht, dass es ähnliche Phytoplanktonsituationen, großflächige anoxische Sedimentoberflächen und das Massensterben von Benthosorganismen bereits in der Vergangenheit gegeben hat. Nachfolgend sollen die zum Teil auch etwas unsicheren und ungenauen Angaben aufgelistet werden:

MASTENBROEK (1994) beobachtete ein Massensterben von Herzmuscheln und anderer Bodentiere im Mai 1964 im holländischen Watt südlich der Insel Vlieland. PEELEN (1965) stellte für den gleichen Zeitraum eine Blüte von *Coscinodiscus concinnus* in den südlichen holländischen Watten fest. Offenbar das gleiche Ereignis aus dem Jahr 1964 beschreibt ROSKAM (1970), wobei seine Schilderung der anaeroben Situation in vielen Punkten mit den Ereignissen und Beobachtungen vom Mai/Juni 96 im ostfriesischen Watt übereinstimmen. Auch er beschreibt eine vorangegangene sehr ähnliche hydrographische Situation mit einem ablandigem Oberflächenstrom. Die Frage, ob diese Ereignisse in holländischen Wattgebieten tatsächlich eine vergleichbare Dimension wie das 96er Ereignis in den ostfriesischen Watten erreichten, bleibt offen, da in den Berichten und Beschreibungen leider genaue Angaben zur Dauer und Flächenausdehnung fehlen.

Vom Mai 1976 berichtet EISBEIN (1987), dass es in dem auch 1996 am stärksten betroffenen Gebiet hinter Baltrum und Langeoog ebenfalls zu einem Herzmuschelsterben und dem Auftreten großer anaerober Flächen und schwarzer Priele gekommen ist. Nach den Daten von Helgoland Reede ist im April 1976 eine ähnlich starke *Coscinodiscus*-Blüte wie 1996 aufgetreten (Mitt. E. HAGMEIER). Unveröffentlichte Berichte von MICHAELIS (1976) bestätigen die von EISBEIN geschilderten Beobachtungen. Michaelis beschreibt auch das Auftreten von *Coscinodiscus concinnus*, macht jedoch keine quantitativen Angaben zur Stärke der Blüte.

Auch von Phaeocystis-Blüten sind nach CADÈE (1996) bereits ähnliche Phänomene verursacht worden. Man könnte jedoch zu der Annahme kommen, dass von intensiven *Coscinodiscus*-Blüten anaerobe Zustände im besonderem Maße induziert zu werden. Solche intensiven *Coscinodiscus*-Blüten treten zwar in längeren Zeitabständen, aber offenbar doch relativ kontinuierlich immer wieder einmal auf. Auch das Entstehen eines großflächigen Fettfilms an der Oberfläche durch *Coscinodiscus concinnus* ist bereits in der Vergangenheit - allerdings für ein weiter in der offenen Nordsee gelegenes Gebiet - 1947 aufgetreten und von GRØNTVED (1952) beschrieben worden.

Dies alles läßt auch für das 96er Ereignis vermuten, dass die *Coscinodiscus*-Blüte in der Kaskade der Ursachen eine durchaus entscheidende Rolle gespielt haben kann. Wichtig erscheint, wie bereits dargelegt, jedoch nach wie vor die Frage, warum die ostfriesischen Watten offensichtlich prädestiniert für das Auftreten klein- oder auch großflächiger anoxischer Sedimentoberflächen sind. Man kann dazu verschiedene Hypothesen aufstellen:

Eintrag und Sedimentation von organischem Material - z. B. von Planktonbiomasse - wird hier unter bestimmten hydrographischen Bedingungen begünstigt.

Die Dicke der oxischen Schicht hat in den ostfriesischen Watten abgenommen, dadurch kommt es eher zu anoxischen Situationen an der Oberfläche.

Durch lokale Einträge von Nährstoffen und organischem Material sind diese Gebiete so vorgeprägt, dass zusätzliche Einträge von organischem Material schneller als anderswo zu einer Überlastung des Remineralisierungsprozesses führen.

Um dies zu klären, sollte der Prozeß der Remineralisierung und seine Kapazitätsgrenzen vergleichend in verschiedenen Gebieten des Wattenmeeres untersucht werden. Gleichzeitig sollte in einem experimentellen Teil der Untersuchungen zu klären versucht werden, wie sedimentierende Planktonblüten auf unterschiedliche Sedimente wirken können.

3.2.3 Literatur

ANDERSON, J. G. & P. S. MEADOWS (1978) Microenvironments in marine sediments. Proc. Royal Soc. Edinburgh. 76 B: 1-16.

ASMUS, H. (1992) Eutrophierung und Sauerstoffzehrung. In: Unendliches Meer. Zerstörung des Ökosystems. Gelpke, N.K. (Hrsg.) Focus Verlag, Gießen: 38-54.

ASMUS, R. & ASMUS, H. (1996) Bedeutung der Organismengemeinschaften für den bentho-pelagischen Stoffaustausch. SWAP Synthesebericht: 214-251.

ASMUS, R., JENSEN, M. H., MURPHY, D. & DOERFFER, R. (1996) Primärproduktion von Mikrophytobenthos, Phytoplankton und jährlicher Biomasseertrag des Makrophytobenthos. SWAP Synthesebericht: 299-318.

BEDARD, J., THERRIAULT, J. C. & BERUBE, J. 1980. Assessment of the importance of nutrient recycling by seabirds in the St. Lawrence Estuary. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 37: 583-588.

BEHRENDS, B. (1997) Aminosäuren in Sedimenten und Partikeln des Wattenmeeres. Diss. Univ. Oldenburg: 168 S.

BEHRENFELD, M. J., BALE, A. J., KOLBER, Z. S., AIKEN, J. & FALKOWSKI, P. G. (1996) Confirmation of iron limitation of phytoplankton photosynthesis in the equatorial Pacific Ocean. Nature 383: 508-511.

BERNER, R. A. (1976) The benthic boundary layer from the viewpoint of a geochemist. In: MCCAVE, J. N. (Hrsg.). The Benthic Boundary Layer. 1st. 3: 33-55. Plenum Press. New York, London.

BEUSEKOM, VAN, J. E., BROCKMANN, U. H., HESSE, K. J., HICKEL, W., POREMBA, K. & TILLMANN, U. (1998) Sediment - water interaction in the German Wadden Sea and adjacent coastal zone. KUSTOS/TRANSWATT: 255-277.

BMU (1998b) Umweltbericht 1998. Bericht über die Umweltpolitik der 13. Legislaturperiode. Bundestagsdrucksache 13/10735: 209 S.

BODDEKE, R. (1993) Phosphat und Fische in der Nordsee. Schriftenreihe Schutzgemeinschaft Deutsche Nordseeküste 3: 58-75.

BODENBENDER, J. & PAPEN, H. (1998) Bedeutung gasförmiger Komponenten an den Grenzflächen Sediment/Atmosphäre und Wasser/Atmosphäre im Sylt-Rømø Wattenmeer. In: GÄTJE, C. & REISE, K. (Hrsg.): Ökosystem Wattenmeer - Austausch-, Transport- und Stoffumwandlungsprozesse. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg: S. 303-340.

BROCKMANN, U., RAABE, T., HESSE, K.-J., VIEHWEGER K., POHLMANN, T., RICK, H.-J., STARKE, A., FABISZISKY, B. & HELLER, R. (1998) Phase transfer, turnover and transport of nutrients in the German Bight during spring, summer and winter (1994-1996). KUSTOS/TRANSWATT Abschlußbericht: 279-348.

BUCHWALD, K. (1991) Nordsee - Ein Lebensraum ohne Zukunft?. 2nd. 552p. Göttingen. Verlag: Die Werkstatt GmbH.

Bundesanstalt für Ernährung und Forstwirtschaft (1990) Emissionen von Ammoniak. Quellen, Verbleib, Wirkungen, Schutzmaßnahmen. Arbeitsmaterialien des BEF, Frankfurt/M.

CADEE, G. C. &. HEGEMAN, J. (1974) Primary production of phytoplankton in the Dutch Wadden Sea. Neth. J. Sea Res. 84: 240-259.

CADÉE, G.C. & HEGEMANN, J. (1993) Persisting high levels of primary production at declining phosphate concentrations in the Dutch coastal area (Marsdiep). Neth. J. Sea Res. 31: 147-152.

CADÈE, G.C. (1996) Accumulation and Sedimentation of *Phaeocystis globosa* in the Dutch Wadden Sea. J. Sea Res. 36 (3/4): 321-327.

DANNECKER, W., SCHULZ, M., STAHLSCHMIDT, T., STEINHOFF, G., OPPERMANN, S., REBERS, A., PLATE, E. & GERWIG, H. (1994) Umwandlung, Transport und Deposition atmosphärischer Stickstoffkomponenten.

DE JONG, F., BAKKER, J. F., DAHL, K., DANKERS, N., FARKE, H., JÄPPELT, W., KOßMAGK-STEPHAN, K. & MADSEN, P. B. (Hrsg.) (1993) Quality Status Report of the North Sea. Subregion 10. The Wadden Sea. Common Wadden Sea Secretariat, Wilhelmshaven, 174 S.

DE JONG, F., BAKKER, J. F., VAN BERKEL, C. J. M., DANKERS, N. M. J. A., DAHL, K., GÄTJE, C., MARENCIC, H. & POTEL, P. (1999) Wadden Sea Quality Status Report. Wadden Sea Ecosystem No. 9. Common Wadden Sea Secretariat, Trilateral Monitoring and Assessment Group, Quality Status Report Group. Wilhelmshaven, Germany.

DE JONGE, V. N. & POSTMA, H. (1974) Phosphorus compounds in the Dutch Wadden Sea. Neth. J. Sea Res. 8: 139-153.

DE JONGE, V. N. (1990) Response of the Dutch Wadden Sea ecosystem to phosphorus discharges from the River Rhine. In: MCLUSKY, D. S., DE JONGE, V. N. & POMFRET, J. (Hrsg.) North Sea-

Estuaries Interactions. Kluwer Academic Publ., Dordrecht. Developments in Hydrobiology 55: 49-62.

DELAFONTAINE, M. (1996) Fachkolloquium Berlin 1996. Schwarze Flecken im Wattenmeer - Ursachen, Wirkungen, ökologische Folgen. Episodic Organic Loading and Mass Mortality in Marine Sedimentary Environments. UBA-Texte 64/96: 59-63.

DEVAI, I., FELFÖLDY, L., WITTNER, I. & PLOSZ, S. (1988) Detection of phosphine: new aspects of the phosphorus cycle in the hydrosphere. Nature 333: 343-345.

DICK, S., BROCKMANN, U. H., VAN BEUSEKOM, J. E. E., FABISZISKY, B., GEORGE, M., HESSE, K.-J., MAYER, B., NITZ, T., HOHLMANN, T., POREMBA, K., SCHAUMANN, K., SCHÖNFELD, W., STARKE, A., TILLMANN, U. & WEIDE, G. 1998. Exchange of matter and energy between the Wadden Sea and the coastal waters of the German Bight. KUSTOS/TRANSWATT Abschlußbericht 1: 165-211.

DIETRICH, W. & HESSE, K.-J. (1990) Local fish kill in a pond at the German North Sea coast associated with a mass development of *Prymnesium* sp. Meeresforsch. 33: 104-106.

EBENHÖH, W. (1996) Fachkolloquium Berlin 1996. Schwarze Flecken im Wattenmeer - Ursachen, Wirkungen, ökologische Folgen. Schwarze Flächen im Watt - ein mathematisches Modell. UBA-Texte 64/96: 71-76.

EBENHÖH, W. 1996) Fachkolloquium Berlin 1996. Schwarze Flecken im Wattenmeer - Ursachen, Wirkungen, ökologische Folgen. Episodic Organic Loading and Mass Mortality in Marine Sedimentary Environments. UBA-Texte 64/96: 59-63.

EISBEIN, C. (1987) Watt in Not. Knaur Verlag 187: 67-78.

EISMA, D., CADÉE, G. C. & LAANE, R. 1982) Supply of suspended and particulate and dissolved organic carbon from the Rhine to the coastal North Sea. In: Transport and Minerals in Major World Rivers, Part 1. DEGENS, E. T. (Hrsg.) Mitt. Geol.-Paläontol. Inst. Univ. Hamburg 52: 483-505.

ES, F. B. (1984) Decomposition of organic matter in the wadden sea. Neth. Inst. Sea Res. - Publ. Ser. 10: 133-144.

EVERSBERG, U. & SUPPES, C. (1995) Wechselwirkung zwischen Makrozoobenthosaktivität und dem Auftreten von anoxischen Flecken im Watt - Bericht A 2.3 der Ökosystemforschung Wattenmeer, Teilvorhaben Niedersächsisches Wattenmeer.

EXO, K.-M. & GERLACH, A. (1997) Eintrag von Bioelementen durch Silbermöven *Laurus argentatus* auf der Nordseeinsel Mellum. Jber. Inst. Vogelforsch. Wilhelmshaven 3: 24.

FENCHEL, T. M. & BLACKBURN, T. H. (1979) Bacteria and Mineral Cycling. Academic Press, London.

FENCHEL, T. M. & RIEDEL, R. J. (1970) The Sulfide System: a new biotic community underneath the oxidized layer of marine sand bottoms. Mar. Biol. 7: 255-268.

FOSSING, H. & JØRGENSEN, B. B. (1990) Oxidation and reduction of radiolabeled inorganic sulfur compunds in an esturarine sediment, Kysing Fjord, Denmark. Geochim. Cosmochim. Acta. 54: 2731-2742.

FROELICH, P. N., KLINKHAMMER, G. P., BENDER, M. L., LUEDTKE, N. A., HEATH, G. R., CULLEN, D., DAUPHIN, P., HAMMOND, D., HARTMANN, B. & MAYNARD, V. (1979) Early oxidation of organic matter in pelagic sediments of the eastern equatorial Atlantic: Suboxic diagenesis. Geochim. Cosmochim. Acta 43: 1075-1090.

FROST, B. W. (1996) Phytoplankton bloom on iron rations. Nature 383: 475-476.

GASSMANN, G. & SCHORN, F. Y. (1993) Phosphine from harbor surface sediments. Naturwissenschaften 80:78-80.

GASSMANN, G. (1994) Phosphine in the fluvial and marine hydrosphere. Mar. Chem. 45: 197-205.

GERLACH, S. A. (1989) Stickstoff, Phosphor, Plankton und Sauerstoffmangel in der Deutschen Bucht und in der Kieler Bucht. Abschlußber. (Koordination), Eutrophierung der Nord- und Ostsee. Forschungsvorhaben Wasser 102 04 215, Umweltbundesamt, Berlin: 173-178.

GIERE, O. (1992) Benthic life in sulfidic zones of the sea - Ecological and structural adaptions to an toxic environment. Verh. dt. Zool. Ges. 85 (2): 77-93.

GRAHAM, W. F. & DUCE, R. A. (1982) The atmospheric transport of phosphorus to the western North Atlantic. Atmos. Environ 16: 1089-1097.

GRAY, J. S., MCINTYRE, A. D. & STIRN, J. (1992) Manual of methods in aquatic environmental research. Part 11 - Biological assessment of marine pollution - with particular reference to bentehos. FAO Fish. Tech. Pap. 324: 1-49.

GRØNTVED, J. (1952) Investigation on the Phytoplankton in the Southern North Sea in May 1947. Meddelselser Fra Kommissionen for Danmarks Fiskeri - og Havundersogelser. Ser. Plankton Bd. V, 5: 27-31.

HESSE, K. J., HENTSCHKE, U. & BROCKMANN, U. (1993) A synoptic study of nutrient and phytoplankton characteristics in the German Wadden Sea with respect to coastal eutrophication. In: Marine Eutrophication and Population Dynamics, Proc. 25th Europ. Mar. Biol. Symp. COLOMBO, G. et al., (Hrsg.) Olsen & Olsen, Fredensborg: 43-53.

HICKEL, W. & EICKHOFF, M. (1997) Auswertung von Langzeit-Untersuchungen . UBA-Texte 23.

HOLLAND, H. D. (1978) The chemistry of the atmosphere and oceans. John Wiley & Sons, New York: 351 S.

HOWARTH, R. W. (1979) Pyrite: Its rapid formation in a salt marsh and its importance in ecosystem metabolism. Science 203: 49-51.

HUETTEL, M. (1990) Influence of the lugworm *Arenicola marina* on porewater nutrient profiles of sand flat sediments. Mar. Ecol. Prog. Ser. 62: 241-248.

Huettel, M., ZIEBIS, W. & FORSTER, S. (1996) Flow-induced uptake of particulate matter in permeable sediments. Limnol. Oceanogr. 41:309-322.

HUETTEL, M., ZIEBIS, W., FORSTER, S. & LUTHER, G. W. (1998) Advective transport affecting metal and nutrient distributions and interfacial fluxes in permeable sediments. Geochim. Cosmochim. Acta 62: 613-631.

ISERMANN, K. (1988) Emission sowie atmosphärische Transmission, Reaktion und Deposition von NH_x aus der Landwirtschaft Westeuropas. Tagung der Sektion Waldernährung im Deutschen Verband Forstlicher Forschungsanstalten vom 27. bis 28.09.1988 in der Wingst.

JØRGENSEN, B. B. &. FENCHEL, T.M (1974) The sulfur cycle of a marine sediment model system. Mar. Biol, 24: 189-201.

Jørgensen, B. B. (1987) Ecology of the sulfur cycle. Oxidative pathways in sediments. In: COLE, J. A. & FERGUSON, S. J. (Hrsg.). Society for General Microbiology - 42 Symposium. The Nitrogen and Sulfur Cycles. 1st.: 31-63. Cambridge University Press, Cambridge, New York.

JØRGENSEN, B. B. (1990) The sulfur cycle of freshwater sediments. Role of thiosulfate. L. & O. 35 (6): 1329-1342.

KALLE, K. (1937) Nährstoff-Untersuchungen als hydrographisches Hilfsmittel zur Unterscheidung von Wasserkörpern. Ann. Hydr. 65: 1-18.

KIESKAMP, W. M., LOHSE, L., EPPING, E. & HELDER, W. (1991) Seasonal variation in denitrification rates and nitrous oxide fluxes in intertidal sediments of the western Wadden Sea. Mar. Ecol. Prog. Ser. 72: 145-151.

KOGGE, E. M. (1993) Biogeochemische und phänomenologische Untersuchungen zur Kenntnis der schwarzen Flecken. 148p. Ökosystemforschung Niedersächsisches Wattenmeer; Diplomarbeit an der Universität Oldenburg.

KÖLLING, A. (1991) Frühdiagenetische Prozesse und Stoff-Flüsse in marinen und ästuarinen Sedimenten. Ber. Fachber. Geowiss. Univ. Bremen 15: 1-140.

KRIEWS, M. (1992) Charakterisierung mariner Aerosole in der Deutschen Bucht sowie Prozeßstudien zum Verhalten von Spurenmetallen beim Übergang Atmosphäre/Meerwasser. Dissertation Universität Hamburg, Hamburg: 124 S.

KUENEN, J. G., ROBERTSON, L. A. & GMERDEN, H. (1985) Microbial interactions among aerobic and anaerobic sulfur-oxidizing bacteria. Adv. Mocrob. Ecol 8: 1-59.

KÜHL, H. (1971) On changes of the interstitial water ofter decomposition of organic matter. Smithson. Contr. Zool. 76: 171-179.

LAMMERS, S. & LIEBEZEIT, G. (1988) Dissolved inorganic nutrients in the Southern North Sea in December 1984, January 1985 and May 1985. Mitt. Geol.-Paläont. Inst. Univ. Hamburg 65: 89-98.

LOHSE, L., KLOOSTERHUIS, R., RAAPHORST, VAN, W. & HELDER, W. (1996) Denitrification rates in continental shelf sediments of the North Sea: Acetylene block technique versus isotope pairing. Mar. Ecol. Prog. Ser. 132: 169-179.

LOEFF, VAN DER, M. M. R. (1981) Wave effects on sediment water exchange in a submerged sand bed. Neth. J. Sea Res. 15(1): 100-112.

MARTIN, J. H. & FITZWATER, S. E. (1988) Iron deficiency limits phytoplankton growth in the Northeast Pacific. Nature 331: 341-343.

MASTENBROEK, P. (1994) Mortaliteit onder wad-evertebraten na Pinksteren 1964. Het Zeepaard 24: 71-72

MATHIEU, B. (1994). Freisetzung von Distickstoffoxid aus Wattensedimenten -- untersucht am Beispiel der Tide-Elbe. GKSS 94E7 1-123.

MEIXNER, R. (1992) Eutrophierung und Miesmuschelnutzung. Inf. Fischwirtsch. 39: 12-13.

MELTOFTE, H., BLEW, J., FRIKKE, J., RÖSNER, H.-U. & SMIT, C.J. (1994) Numbers and distribution of waterbirds in the Wadden Sea. IWRB Publ. 34, Wader Study Group Bull. 74: 1-192.

MICHAELIS, W., PEPELINK, R., RADEMACHER, P. & RIEBESELL, M. (1990) Wechselwirkung zwischen Luftschadstoffen und Vegetation. Jahresber. GKSS Forschungszentrum, Geesthacht: 42-55.

MILLAT, G. (1995) Erfassung und Validierung von Luftbildinformationen und ihre Weiterverarbeitung mit dem geographischen Informationssystem. Ökosystemforschung Wattenmeer, Teilvorhaben Niedersächsisches Wattenmeer-Hauptphase, Abschlußbericht, Umweltbundesamt Berlin.

MOHAUPT, V. & WODSAK, H.-P. (1993) Wasserwirtschaft und Landwirtschaft: Gemeinsame Lösungsansätze zum Gewässerschutz in der Landwirtschaft. Schriftenreihe Schutzgemeinschaft Deutsche Nordseeküste 3: 104-119.

National Forest and Nature Agency (Hrsg.) (1991) The Wadden Sea. Status and Development in an International Perspective. The Ministry of the Environment, Denmark and the Common Wadden Sea Secretariat, Wilhelmshaven, 200 S.

NEDWELL, D. B. (1982) The cycling of sulphur in marine and freshwater sediments. Sediment Microbiol 4: 73-106.

NIERMANN, U. & BAUERFEIND, E. (1990) Ursachen und Auswirkungen von Sauerstoffmangel. In: Warnsignale aus der Nordsee, LOZÁN, J. L., LENZ, W., RACHOR, E., WATERMANN, B. & WESTERNHAGEN, H. VON. Hrsg., Verlag Paul Parey, Berlin: 65-75.

NIESEL, V. & GÜNTHER, C.-P. (1999) Spatial and temporal distribution patterns and their underlying causes. In: DITTMANN, S. (Hrsg.) 1999. The Wadden Sea ecosystem: stability properties and mechanisms. Springer Vlg., 306 S.

OSPAR (1992) Oslo and Paris Commissions. Nutrients in the Convention Area.

OSPAR (2002a) Overview of the Results of the Comprehensive Study on Riverine Inputs and Direct Discharges (RID) in 1999. Assessment and Monitoring Series, pp. 12.

OSPAR (2002b) Data Report on the Comprehensive Study of Riverine Inputs and Direct Discharges (RID) in 2000. Assessment and Monitoring Series, pp. 187.

PEELEN, R., (1965) Massale ontwikkeling van *Coscinodiscus concinnus* Wm Smith in 1964. Het Zeepaard 25: 113-115.

PEETERS, J. C. H. & L. PEPERZAK (1990) Nutrient limitation in the North Sea: a bioassay approach. Neth. J. Sea Res. 26: 61-73.

POSTMA, H. (1954) Hydrography of the Dutch Wadden Sea. Arch. neérl. Zool. 10: 405-511.

RACKEMANN, M., NEIRA, C., KELLNER, I., LINDENLAUB, P., EBRAHIMIPOUR, H. & HÖPNER, T. (1995) Biochemie anoxischer Flecken - Bericht A 2.1 der Ökosystemforschung Wattenmeer, Teilvorhaben Niedersächsisches Wattenmeer.

RADACH, G., BERG, J. & HAGMEIER, E. (1986) Annual cycles and phenomena on other time scales in temperature, salinity, nutrients and phytoplankton at Helgoland Reede 1962-1984. ICES-CM 1986: 1-9.

RAHMEL, J. (1996) Eutrophierung im Wattenmeer – zuviel des Guten!? Umweltbundesamt Forschungsbericht 108 02 085/21: 90 S.

REDFIELD, A. C., KETCHUM, B. H. & RICHARDS, F. A. (1963) The influence of organisms on the composition of sea-water. In: The Sea, GOLDBERG, E. D. (Hrsg.) Vol. 2: 26-77.

REISE, K. (1985) Tidal Flat Ecology. Springer Verlag.

REISE, K., KOLBE, K., JONGE, V. DE (1994) Makroalgen und Seegrasbestände im Wattenmeer. In: Warnsignale aus dem Wattenmeer. LOZÀN, J. L., RACHOR, E., REISE, K., WESTERNHAGEN, H. VON, LENZ, W. (Hrsg.). Blackwell, Berlin: 428 S.

RENDELL, A. R., OTTLEY, C. J., JICKELLS, T. D. & HARRISON, R. M. (1993) The atmospheric input of nitrogen species to the North Sea. Tellus 45B: 53-63.

REVSBECH, N. P. & JØRGENSEN, B. B. (1986) Microelectrodes: Their use in microbial ecologgy. Adv. Microb. Ecol. 9: 293-

RIEDEL-LORJÉ, J. C., NEHRING, S., HESSE, K.-J. & AGATHA, S. (1997) Plankton und Nährstoffe in Brackwasserbecken am Rande des schleswig-holsteinischen Wattenmeeres unter besonderer Berücksichtigung der Ciliaten und Dinoflagellaten-Dauerstadien sowie blütenbildender und toxischer Formen. Teilbericht Umweltbundesamt 97/69, Berlin: S. 102.

RODHE, H., SÖDERLUND, R. & EKSTEDT, J. (1980) Deposition of airborne pollutants on the Baltic. Ambio 9: 168-173.

ROSENBERG, R. (1980) Effect of oxigen deficiency on benthic macrofauna in fjords. In: Fjord Oceanography, Freeland, H. J., FARMER, D. M. & LEVINGS, C. D. (Hrsg.) Plenum Press, New York: 499-514.

ROSKAM, P. (1970) De verontreiniging van de zee. Chem. Weekblad, 4. Sept. 1970: 57-59.

RUDAKOV, K. I. 1929. Die Reduktion der mineralischen Phosphate auf biologischem Wege. 2. Mitteilung. Zentralbl. Bakteriol. Parasitenkd. II, 79: 229-245.

SØRENSEN, J., JØRGENSEN, B. B. & REVSBECH, N. P. (1979) A comparison of oxigen, nitrate, and sulfate respiration in coastal marine sediments. Microb. Ecol 5: 105-115.

SCHATZMANN, M. (1993) Atmosphärische Einträge von Stickstoffverbindungen. In „Eutrophierung und Landwirtschaft“ Schriftenreihe Schutzgemeinschaft Deutsche Nordseeküste, 3: 30-42.

SCHATZMANN, M., SCHLÜNZEN, H., BIGALKE, K., SALZEN, K. von, NITZ, T. & FISCHER, G. (1994) Modellierung kleinskaliger meterologischer Phänomene im Küstenvorfeld. KUSTOS, 1. Zwischenbericht: 18-27.

SCHLÜNZEN, K. H. (1994) Atmosphärische Einträge von Nähr- und Schadstoffen. In: Warnsignale aus dem Wattenmeer, edited by Lozán et al. Blackwell Wissenschafts-Verlag, Berlin: 127-132.

SCHUBERT, C. (1997) Nährstoffbelastung in Marschgewässern. Nährstoffausträge, Vegetation, und Wirbellosenbesiedelung in Gräben der Marsch am Beispiel des St. Peterskooges (NF). UBA-Texte 19/97: 72 S.

SCHULZ, M., BEUSEKOM, J. VAN, BIGALKE, K., BROCKMANN, U., DANNECKER, W., GERWIG, H., GRASSL, H., LENZ, C.-J., MICHAELSEN, K., NIEMEIER, U., NITZ, T., PLATE, E., POHLMANN, T., RAABE, T., REBERS, A., REINHARDT, V., SCHATZMANN, M., SCHLÜNZEN, K. H., SCHMIDT-NIA, R., STAHLSCHMIDT, T., STIENHOFF, G. & von SALZEN, K. (1998) The atmospheric impact on fluxes of matter and energy in the German Bight. KUSTOS/TRANSWATT Abschlußbericht 1: 97-130.

SCHWIKOWSKI-GIGAR, M. (1991) Untersuchungen der Konzentrationen von Spurenstoffen - insbesondere Stickstoffverbindungen - in der Atmosphäre und im Niederschlag zur Abschätzung des Eintrags in die Nordsee. Schriftenreihe Angewandte Analytik 12: 1-138.

SEIFERT, T. (1985) Organische Substanzen in europäischen Flüssen und Ästuarien. Diplomarbeit. Universität Hamburg: 143 S.

SIEBERT, I., REISE, K., BUHS, F., HERRE, E., METZMACHER, E., PARUSEL, K., SCHORIES, D. & WILHELMSEN, U. (1997) Grünalgenausbreitung im Wattenmeer. UBA-Texte 21/97: 152 S.

StAWA Aurich (1996) Nährstoffeinträge in das Wattenmeer im Bereich von Ostfriesland. Staatliches Amt für Wasser und Abfall Aurich: 9 S.

STAWA Brake (1998) Gewässergütebericht 1997. Staatliches Amt für Wasser und Abfall Brake, 41 S.

THIESSEN, A. (1992) Anaerobe Bereiche der Wattoberfläche, deren Phaenomenologie sowie deren Auswirkungen auf die Bodenlebewelt - Eine Untersuchung im Rückseitenwatt der ostfriesischen Insel Norderney (Niedersachsen). 103p. Diplomarbeit Universität Osnabrück.

UEMATSU, M., DUCE, R. A., & PROSPERO, J. M. (1983) Deposition of atmospheric mineral particles to the North Pacific Ocean. J. Atmos. Chem.

VETTER, D. (1994) Eintrag von Phytoplanktonpigmenten durch Biodeposite von *Mytilus edulis* in Wattsedimente. Diplomarbeit. Universität Oldenburg: 143 S.

VOSJAN, J. H. (1987) A sketchy outline of the fate of organic matter in the dutch wadden sea - (with special empphasis to sulphate in the sediment-water interface) Hydrobiol. Bull. 21 (2): 127-132

WILLIAMS, P. M. (1967) Sea surface chemistry: organic carbon and inorganic nitrogen and phosphorus in surface films and subsurface waters. Deep-Sea Res. 14: 791-800.

WULFRAAT, K. J., SMIT, T., GROSKAMP, H. & de VRIES, A. (1993) De belasting van de Nordzee met verondtreingende stoffen 1980-1990. Directorate General Rijkswaterstaat Rep. DG-93.037: 1-152.

ZIMMERMANN, J. T. F. & ROMMETS, J. W. (1974) Natural fluorescence as a tracer in the Dutch Wadden Sea and the adjecent North Sea. Neth. J. Sea Res. 8: 117-125

3.3 Stoffe und Substanzen mit umweltschädigender Wirkung

Gabriele Petri, Maren Kaiser, Michael Roy

Die weltweit zunehmende Technisierung und Industrialisierung hatte und hat eine Fülle an Forschungsvorhaben und Datenreihen zu Konzentrationen, Verteilung, Verbleib und Auswirkungen von Schadstoffen in der Umwelt zur Folge. Die in der Ökosystemforschung Wattenmeer durchgeführten Untersuchungen berührten, wie schon in der Programmkonzeption vorgesehen, nur Teilaspekte der Schadstoffproblematik und bildeten keinen eigenen Schwerpunkt des Vorhabens. Eine Bearbeitung erfolgte im Schwerpunkt Umweltbeobachtung und die Ergebnisse flossen in die Parameterauswahl des Trilateralen Monitoring- und Bewertungsprogramms ein. Das Thema Schadstoffe wurde auch in der Gesamtsynthese nicht schwerpunktmäßig bearbeitet, so dass im folgenden Kapitel nur exemplarisch Projektergebnisse vorgestellt und Entwicklungen des Schadstoffmonitoring im Wattenmeer aufgezeigt werden.

3.3.1 Herkunft, Verteilung und Wirkung von Schwermetallen und organischen Verbindungen

Schwermetalle und deren Verbindungen, synthetische organische Verbindungen der verschiedensten Art (Pestizide, Lösungsmittel, polychlorierte Biphenyle, aromatische Kohlenwasserstoffe, Monomere von Kunststoffen, Antifoulingmittel) sowie Radioisotope werden im umgangssprachlichen Gebrauch zu den Schadstoffen gezählt. Differenzierter ausgedrückt, sollten Xenobiotika oder Fremdstoffe (= der Biosphäre fremde Stoffe) und Schwermetalle unterschieden werden.

Metalle sind in geringen Konzentrationen natürliche Bestandteile biogeochemischer Prozesse; einige sind für Stoffwechselvorgänge essentiell. Erst bei Überschreiten einer kritischen Konzentration im Organismus, unter besonderen chemodynamischen Prozessen im System (MATTHIES & TRAPP 1997) oder durch massenhafte anthropogen verursachte Einbringung in das System, können sie Schadwirkungen entwickeln. Ohne ökotoxikologische Untersuchungen sind aufgrund artspezifisch unterschiedlicher Aufnahme-, Akkumulations- und Entgiftungsstrategien die Wirkungen anthropogen erhöhter Schwermetallkonzentrationen im Ökosystem nicht eindeutig vorhersagbar. Die globalen natürlichen Emissionen betragen jährlich 19.000 t Pb, 1.000 t Cd, 19.000 t Cu und 46.000 t Zn, während jährlich Schwermetalle anthropogener Herkunft in folgender Menge in die Biosphäre gelangen: 160 Mio. t Pb, 30 Mio. t Cd, 2.150 Mio. t Cu und 2.340 Mio. t Zn (NRIAGU & PACYNA 1988).

Zu den Xenobiotika gehören alle synthetischen Verbindungen, die entweder durch den Menschen direkt oder indirekt in das Ökosystem eingebracht werden (MATTHIES & TRAPP 1997). Unter den organischen Xenobiotika verursachen die schon in geringen Konzentrationen toxisch bzw. kancerogen oder mutagen wirkenden hochmolekularen Verbindungen die größten Probleme für die Umwelt. Diese meist im zwanzigsten Jahrhundert neu synthetisierten Industriechemikalien oder Pestizide sind nur schwer biologisch oder physikalisch abbaubar und reichern sich aufgrund ihrer Lipophilität über die Trophieebenen an (Biomagnifikation) (FELLENBERG 1998). Durch die Bindung im Fettgewebe treten die höchsten Konzentrationen z. B. bei den fettspeichernden Meeressäugern am Ende der Nahrungsnetze auf.

3.3.1.1 Herkunft

Der Transport der Schadstoffe ins Wattenmeer erfolgt im wesentlichen über die Flüsse und über atmosphärischen Eintrag sowie über diffuse Einleitungen an der Küste, Baggergutverklappungen, Schiffahrt, Öl- und Erdgasgewinnung. Schwermetalle wie Blei, Cadmium und Quecksilber u. a. aus Farben und Lacken, PVC, Batterien, Photozellen und Pestiziden gelangen über Industrie, Nutzung und Entsorgung in die Umwelt.

Organische Verbindungen geraten durch Herstellungsprozesse (industrielle Produktionsabwässer), die Nutzung der entsprechenden Produkte (z. B. Benzinbeimengungen, Pestizideinsatz, Autoreifenabrieb), über Abfallhalden, Müllverbrennungsanlagen und nicht zuletzt durch Unfälle und illegale „Entsorgung“ in die Umwelt.

3.3.1.2 Verbleib

Die Transportwege und -raten der Schadstoffe hängen von ihren physikochemischen Eigenschaften (Flüchtigkeit, Löslichkeit, Bindungseigenschaften, Abbaubarkeit) und den chemodynamischen Prozessen im System (MATTHIES & TRAPP 1997) ab. Die Stoffe finden sich in den Kompartimenten Boden, Wasser, Luft und Organismen wieder.

Im Wasser werden die Schwermetalle überwiegend an Schwebstoffe (HAARICH 1994), die Chlorkohlenwasserstoffe aufgrund ihrer hohen Lipidaffinität an die biogenen Komponenten gebunden. Durch Sedimentationsvorgänge akkumulieren beide Stoffgruppen im Sediment (BESTER & FALLER 1994). Die Schwermetalle verbleiben auf Dauer im Ökosystem und wurden daher vom Rat der Sachverständigen für Umweltfragen (1980) schon bei kleinen Eintragsmengen als belastend bewertet. Die organischen Stoffe anthropogenen Ursprungs unterliegen in unterschiedlichem Maße einem chemischen, photochemischen oder mikrobiologischen Abbau bzw. einer Umwandlung, sind aber überwiegend schwer oder gar nicht abbaubar. Häufig werden sie nach Aufnahme durch Organismen metabolisiert. Diese Metabolite können toxischer und persistenter sein als die Ausgangsverbindungen.

3.3.1.3 Biologische Verfügbarkeit und Bioakkumulation

Die biologische Verfügbarkeit von Schwermetallen ist abhängig von der chemischen Form der Metalle, der Gegenwart anderer Schadstoffe, dem Sauerstoffgehalt, dem Salzgehalt, dem pH-Wert sowie dem Gehalt des Sedimentes an Tonmineralien, Mangan- und Eisenhydroxiden, Sulfiden und organischen Substanzen (LUOMA 1989, FÖRSTNER & WITTMANN 1983).

Die biologische Verfügbarkeit organischer Verbindungen wird beEinflusst vom gleichzeitigen Vorhandensein anderer organischer Substanzen, dem pH-Wert, der Temperatur und von der Lipidlöslichkeit der Stoffe (FENT 1998).

Die Konzentrationen der verschiedenen Schadstoffe in den Organismen sind artspezifisch hoch variabel (RAINBOW 1993), abhängig von der Konzentration des Stoffes im Wasser oder Sediment sowie innerhalb der Art abhängig von vielfältigen Variablen des Lebenszyklusses. Der Ernährungszustand der Organismen, Entwicklungsstadium, Geschlecht, Alter, Größe, Reproduktionszyklus, Aktivität und Anpassungen an die chemischen und physikalischen Bedingungen des jeweiligen Lebensraumes sind einige Einflussgrößen der Schadstoffakkumulation (CAIN & LUOMA 1990; LUOMA 1989; PHILLIPS 1980; BOYDEN 1977).

Die Aufnahme von Schwermetallen erfolgt bei aquatischen Organismen vorzugsweise aus dem Wasser über die Körperoberfläche bzw. die Kiemen sowie über die Nahrung. Eine Anreicherung von Metallen über die Trophieebenen (Biomagnifikation) konnte nur für Methylquecksilber und Arsen

nachgewiesen werden. Die Aufnahme organischer Umweltchemikalien erfolgt nach CONNELL (1998) ebenfalls überwiegend über die Körperoberfläche aus dem Wasser, bei landlebenden Tieren jedoch vor allem über die Nahrung. Biomagnifikation in aquatischen Systemen wurde u. a. für die Stoffe Dichlordiphenyltrichlorethan und Metabolite (DDT), Polychlorierte Biphenyle (PCB) und Chlordan nachgewiesen (FENT 1998).

3.3.1.4 Schadwirkungen

Schwermetalle wie z. B. Cadmium, Blei, Quecksilber und auch das essentielle Kupfer im Überschuß können vielfältige schädliche Wirkungen auf den Zellstoffwechsel entfalten. Sie können z. B. die Proteinsynthese in den Ribosomen stören, die Aktivitäten von Enzymen beeinflussen und mutagene Effekte durch Störung der DNA-Replikation und -Transkription hervorrufen. Die Wirkungsweisen der Schwermetalle beruhen u. a. auf ihrer Verdrängung essentieller Metallkomponenten aus Enzymen. Dadurch können synergistische Effekte mit organischen Schadstoffen auftreten (vgl. z. B. MARIGOMEZ et al. 1990, 1989; VIARENGO 1985; FÖRSTNER & WITTMANN 1983).

Die Schadwirkungen organischer Schadstoffe sind ähnlich vielfältig wie die der Schwermetalle. Sie führen häufig nicht zu typischen Vergiftungserscheinungen sondern beeinflussen eher das Hormon- und Immunsystems der Organismen. In Abhängigkeit von der Konzentration reichen beispielsweise die Effekte von PCB im aquatischen Milieu von Wachstumshemmung über Reproduktionshemmung bis zu Mortalität und können auf Systemebene bis zur Abnahme der Artendiversität oder Verschiebung des Artenspektrums z. B. bei Algen und Invertebraten führen. Bei Vertebraten (Fischen) kann z. B. eine Reduktion der Oogenese und eine Beeinträchtigung des Immunsystems auftreten (JONKERS & EVERTS 1992). Generell wirken die Mehrzahl der persistenten synthetischen organischen Schadstoffe mutagen, kanzerogen, teratogen, immuno- und neurotoxisch.

Besondere Aufmerksamkeit ziehen seit Jahren die Auswirkungen von aufwuchsverhindernden Schiffsanstrichen auf sich. Um der Anheftung von Aufwuchsorganismen (fouling) an Schiffsrümpfen entgegenzuwirken, wurden in den letzten Jahrzehnten Schiffsanstriche entwickelt (antifouling) und benutzt, die Kupfer, organische Biozide und vor allem Tributylzinnverbindungen (TBT) enthalten. Vor allem Tributylzinn ist schon in geringen Konzentrationen hormonell wirksam. Erst nach Jahren der weltweiten Anwendung wurden chronisch oder akut schädigende Effekte an Meeresorganismen unterschiedlicher systematischer Gruppen nachgewiesen. Mollusken zeigen gegenüber TBT, auch in geringsten Konzentrationen, besondere Sensibilität. Ab einer Wasserkonzentration von 1 ng TBT l-1 wird bei Schnecken und Muscheln die Entwicklung des sogenannten Imposex (GOLDBERG 1986, THAIN & WALDOCK 1986) beobachtet. Dabei führt eine Blockierung der Synthese der weiblichen Geschlechtshormone zugunsten einer erhöhten Testosteronsynthese zu einer zusätzlichen Ausbildung von männlichen Geschlechtsorganen der weiblichen Schnecken (Imposex- oder Pseudohermaphroditismus-Phänomen). Unfruchtbarkeit ist das Resultat der fortschreitenden Vermännlichung der Tiere. Wasserkonzentrationen von weniger als 10 ng Sn l-1 führten bei Austern zu Veränderungen der Schale und des Gewebes (MAGUIRE et al. 1986) und an der französischen Küste zu drastischen Bestandseinbußen der Austernzuchten. Ebenfalls alarmierend sind Untersuchungsergebnisse über Bestandsrückgänge der Purpurschnecken *Nucella lapillus* und *Acinebrina aciculata* (OEHLMANN et al. 1995) sowie über die Ausdünnung der Population der Wellhornschnecke *Buccinum undatum* in der südlichen Nordsee (MATTHIESSEN & GIBBS 1998).

Vielfältige Untersuchungsergebnisse über die negativen Auswirkungen von TBT auf die Meeresumwelt waren Ursache zu gesetzlich verankerten Einschränkungen im Gebrauch der zinnhaltigen Farben. Beispielsweise wurden in den Jahren 1988/89 im Hafen von Hooksiel Wasserkonzentrationen

mit Spitzenwerten von 1700 ng TBT l-1 gemessen. Daher dürfen in der Bundesrepublik seit 1988 nur noch Schiffe von mehr als 25 m Länge mit den herkömmlichen antifouling-Farben behandelt werden. Darüberhinais gibt es Bestrebungen der International Maritime Organisation, international den Einsatz TBT-haltiger Schiffsanstriche zu verbieten.

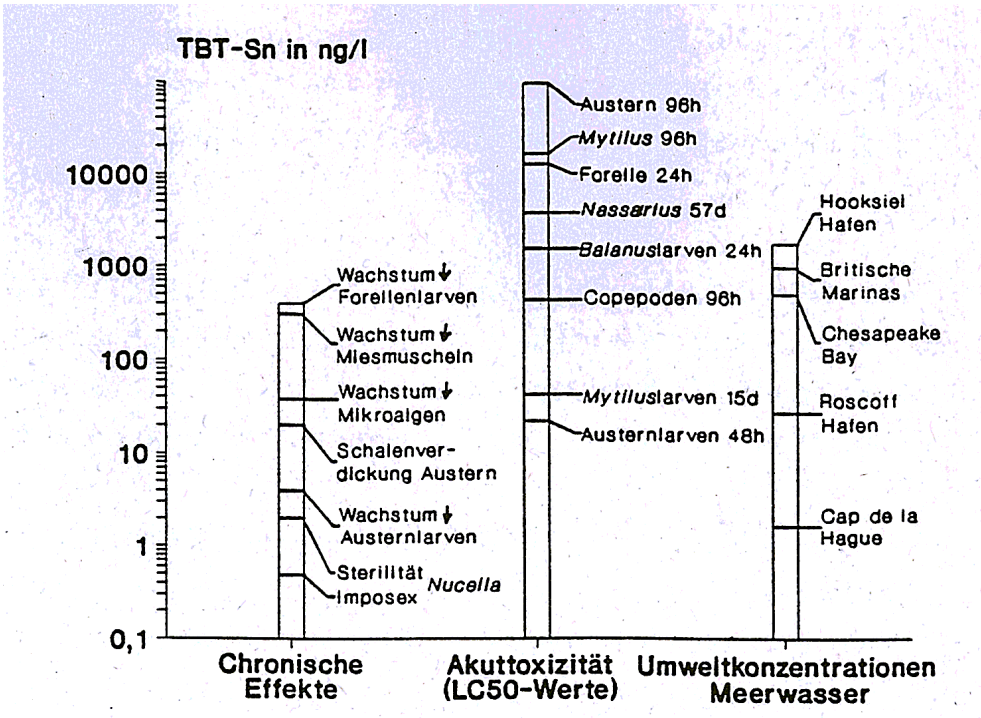


Abb. 3.3.1: Übersicht zur akuten und chronischen Toxizität von Tributylzinn (TBT) und der im marinen Milieu gemessenen TBT-Konzentrationen. d = Tage; h = Stunden; LC50 = letale Konzentration für 50 % der getesteten Individuen (STROBEN et al. 1993)

Inzwischen sind von zahlreichen anderen synthetischen Verbindungen ebenfalls endokrine Wirkungen bekannt. Hierzu gehören u. a. Nonylphenolethoxylate (nichtionische Tenside), Phthalate (Weichmacher in Kunststoffen), polyzyklische aromatische Kohlenwasserstoffe (entstehen z. B. bei der Verbrennung fossiler Brennstoffe oder gelangen über Öleinträge in das System), alkylsubstituierte halogenierte Dibenzodioxine und alkylsubstituierte chlorierte Dibenzofurane (beides Begleitprodukte chlororganischer Herstellungsprozesse) sowie synthetische Hormone aus Medikamenten.

3.3.1.5 Entgiftung und Exkretion

Artspezifisch können Schwermetalle auf unterschiedlichen Wegen entgiftet werden. Crustaceen lagern Schwermetalle im Exoskelett ein und können über die Häutungen einen gewissen Anteil der Metalle entsorgen. Ähnlich funktioniert die Detoxifikation von Metallen, insbesondere von Quecksilber, über den Federwechsel bei Vögeln (BECKER et al. 1993). Verschiedene Organe, wie Niere und Leber dienen als Speicherkompartimente und können damit Schwermetalle dem Stoffwechsel entziehen. In Lysosomen kommt es ebenfalls zur Ablagerung von Metallen in nicht verfügbarer Form (z. B. als Pyrophosphatgranula) (MASON & NOTT 1981). Über metallbindende Proteine, Methallothioneine, können essentielle und andere zweiwertige potentiell toxisch wirksame Metalle (z. B. Cd, Cu, Hg, Zn) durch Komplexierung inaktiviert, aber auch gegebenenfalls dem Organismus bei Unterversorgung wieder zur Verfügung gestellt werden (DALLINGER & RAINBOW 1992). Eine fortlaufende Exkretion überschüssiger Metalle kann u. a. über die Mitteldarmdrüse oder die Faeces erfolgen. Sind die

unterschiedlichen Entgiftungsmechanismen durch hohe Schadstoffkonzentrationen überlastet, kommt es zu toxischen Wirkungen.

Lipophile organische Schadstoffe können kaum vom Organismus direkt ausgeschieden werden. Sie reichern sich im Fettgewebe in nicht verfügbarer Form an. Durch die bei vielen Tieren auftretende saisonale Aufzehrung der Fettreserven gelangen sie in höherer Konzentration in den Metabolismus und können toxische Wirkungen entfalten. Eine Form der Entgiftung organischer Schadstoffe erfolgt über Enzyme mit einer breiten Substratspezifität. Sie sind in der Lage, die lipophilen Fremdstoffe in hydrophile Moleküle umzuwandeln, die anschließend vom Organismus ausgeschieden werden können. Diese Form der Exkretion erfolgt bei Vertebraten über die Leber, bei Invertebraten über die Mitteldarmdrüse und in geringem Umfang über Niere und Lunge.

3.3.2 Schadstoffkonzentrationen in Kompartimenten des Wattenmeeres

Mit dem steigenden Wirtschaftswachstum seit Mitte des zwanzigsten Jahrhunderts, war eine massive Erhöhung der Nähr- und Schadstofffrachten in die Nordsee verbunden. Nicht ausbleibende Folgen, wie zunehmende Algenblüten, Fischsterben etc. machten es notwendig, den Verbleib und die Konzentration der Stoffe in den Kompartimenten Wasser, Sediment und Organismen zu analysieren (z. B. WAHL et al. 1995; KOOPMANN et al. 1994; LOZÁN et al. 1994; MEYERCORDT 1992; THIEL et al. 1992) und wenn möglich zu bewerten.

Im folgenden werden Ergebnisse aus der Ökosystemforschung vorgestellt, die sich im wesentlichen auf Schwermetalle in Sedimentkernen aus dem Wattenmeer und Schadstoffe in Organismen unterschiedlicher Trophieebenen beziehen.

3.3.2.1 Schwermetalle in Sedimenten des Wattenmeeres

Schadstoffe adsorbieren im Meerwasser hauptsächlich an mineralische und organische Schwebstoffe, die aufgrund ihrer chemisch/physikalischen Beschaffenheit diese Stoffe in höheren Konzentrationen transportieren können. Diese Voraussetzungen bieten vor allem Tonpartikel und organischer Detritus. Durch Sedimentation und Bioturbation gelangen die Stoffe auf und in den Meeresboden. Im Sediment sind die Stoffe relativ dauerhaft gebunden, können jedoch besonders durch hydrodynamische Umlagerungsprozesse oder mikrobielle Tätigkeit resuspendiert bzw. freigesetzt wieder in den Wasserkörper gelangen.

Anhand von Bohrkernen aus strömungsarmen Gebieten im Schleswig-Holsteinischen Wattenmeer wurde die historische Entwicklung von Schwermetallkonzentrationen untersucht. Anhand des Verlauf der Tiefenprofile konnten Hintergrundwerte für anthropogen unbelastete Sedimentkonzentrationen rekonstruiert werden (HÖCK et al. 1994). Charakteristische Schichten unterschiedlicher Korngröße konnten dabei teilweise auf historisch belegte hydrographische Ereignisse zurückgeführt werden. Für Blei konnten aufgrund der Tiefenlage des plötzlichen Konzentrationsanstiegs Rückschlüsse auf den Beginn der industriellen Entwicklung und damit der gestiegenen anthropogenen Belastung getroffen werden. Die unterhalb dieses Horizonts liegenden niedrigen Bleigehalte wurden als natürliche Hintergrundkonzentrationen definiert.

Auf Basis der <20 µm Korngrößenfraktion liegt die Belastung mit Blei in den deutschen Watten um den Faktor 2 bis 4 über dem Hintergrundwert; in einem regionalen Vergleich ist dabei die Belastung der ostfriesischen Watten höher als die der nordfriesischen (KOOPMANN et al. 1994; HAARICH 1994).

Die Elemente Kupfer und Zink zeigen einen ähnlichen Verlauf des Tiefenprofils der Konzentrationen. Unterhalb der Sedimentoberfläche befindet sich das Konzentrationsminimum, in etwa 25 cm die

höchsten Konzentrationen, die anschließend bis zu einer Tiefe von 60 cm kontinuierlich abfallen, um dann Basiskonzentrationen (Hintergrundwerte) zu erreichen. Anhand von Untersuchungen in nordfriesischen Salzwiesen ist ein erster Anstieg über die Hintergrundwerte z. B. bei Kupfer um 1929, bei Zink um 1916 und bei Blei um 1872 zu verzeichnen (MEYERCORDT 1994).

Die Projektergebnisse lassen Belastungsschwerpunkte im Wattenmeer deutlich werden. Anreicherungsschwerpunkte liegen im Schleswig-Holsteinischen Wattenmeer im Einzugsbereich der Inseln Sylt, Föhr und Amrum (RUNTE 1998). Im Ostfriesischen Wattenmeer liegen die Belastungsschwerpunkte in den Ästuaren von Weser und Elbe, im Jadebusen sowie im direkten Bereich der Inseln (SCHWEDHELM & IRION 1985). Diese lokalen Schwerpunkte lassen sich im wesentlichen auf den Eintrag industriell belasteter Flußabläufe oder auf touristische Ballungszentren zurückführen.

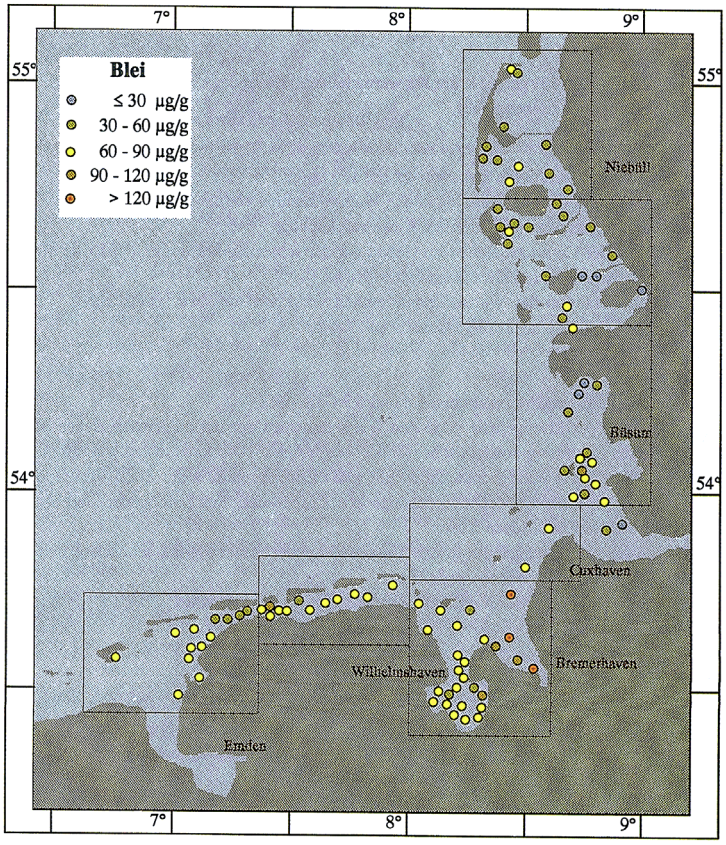


Abb. 3.3.2: Blei-Konzentrationen in Oberflächensedimenten in Niedersachsen und Schleswig-Holstein, Korngröße <20 µm (KOOPMANN et al. 1994)

3.3.2.2 Schadstoffkonzentrationen in Organismen unterschiedlicher Trophieebenen

Im Rahmen der Ökosystemforschung wurden Organismen des Wattenmeeres unterschiedlicher Trophieebenen hinsichtlich der Konzentrationen von drei Schwermetallen und 20 Organohalogenen untersucht (BECKER et al. 1996). Als Produzenten wurden Mischproben aus Phyto- und Zooplankton untersucht. Aus der Gruppe der Primärkonsumenten wurde die Wattschnecke *Hydrobia ulvae*, der Bäumchenröhrenwurm *Lanice conchilega* und der Wattwurm *Arenicola marina* untersucht. Als Primär- und Sekundärkonsumenten wurden aus der Gruppe der Mollusken Herzmuscheln *Cerastoderma edule*, Miesmuscheln *Mytilus edulis* und Sandklaffmuscheln *Mya arenaria* untersucht. Die Gruppe der Sekundärkonsumenten war durch die Crustaceen Strandkrabbe *Carcinus maenas* und Sandgarnele *Crangon crangon* sowie die Fischarten Aalmutter *Zoarces viviparus*, Scholle *Pleuronectes platessa*,

Hering *Clupea harengus*, Sandaal *Ammodytes lancea* und den Seeringelwurm *Nereis diversicolor* vertreten.

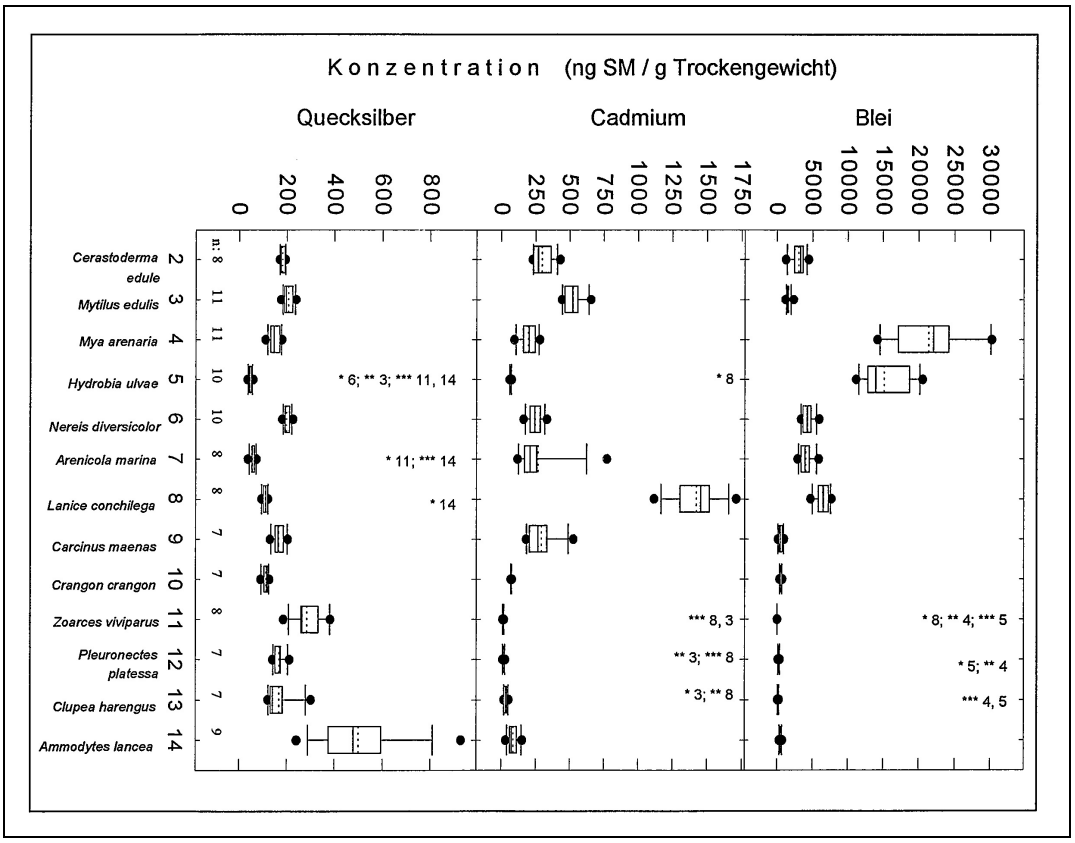


Abb. 3.3.3: Blei-, Cadmium- und Quecksilberkonzentrationen in Benthosorganismen und Fischen aus dem Spiekerooger Rückseitenwatt im Herbst 1992, jeweils bezogen auf das Trockengewicht (BECKER et al. 1996) n = Anzahl der untersuchten Proben

Die Abb. 3.3.3 und 3.3.4 geben einen Überblick über die Konzentrationen der Rückstände an Schwermetallen und Σ-PCB in den unterschiedlichen Organismen.

Die Fische wiesen die höchsten Konzentrationen an Organohalogenen und Quecksilber auf. Höchste Cadmiumkonzentrationen wurden beim Bäumchenröhrenwurm gemessen, während die Miesmuschel die höchsten Bleigehalte aufwies.

Ebenfalls untersucht wurden artspezifische geographische und saisonale Variationen der Schadstoffkonzentrationen. Unter 3.3.2.3 werden die artspezifischen mittleren Schadstoffkonzentrationen gegenübergestellt, um auf Hinweise zu Anreicherungsvorgänge (Biomagnifikation) im Nahrungsnetz rückschließen zu können.

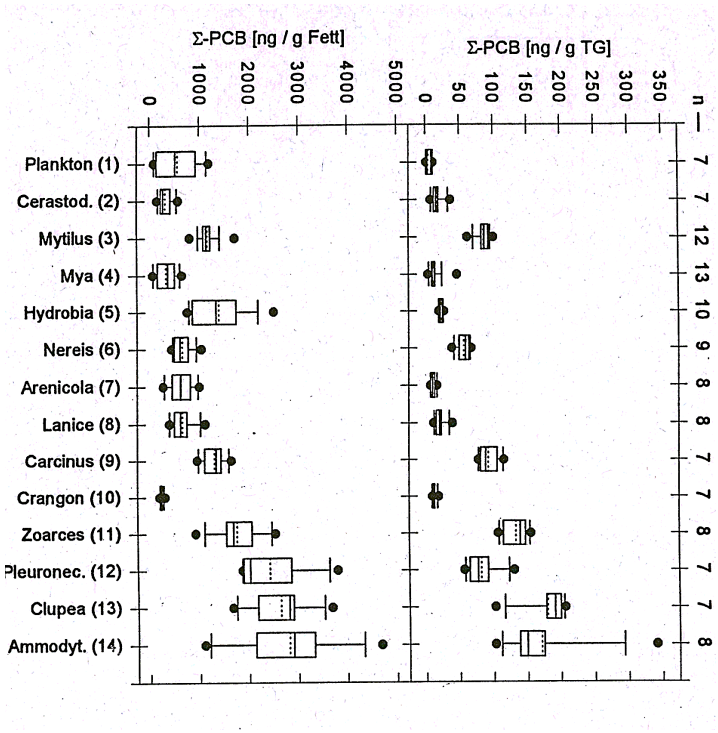


Abb. 3.3.4: ∑-PCB-Konzentrationen in Benthosorganismen und Fischen aus dem Spiekerooger Rückseitenwatt im Herbst 1992, bezogen auf das Trocken- (rechts) und Fettgewicht (links) (BECKER et al. 1996) n = Anzahl der untersuchten Proben

Am Beispiel der Miesmuschel wird im folgenden ein Überblick vergleichbarer Ergebnisse unterschiedlicher Untersuchungen gegeben:

Die Miesmuschel ist einer der am häufigsten im Schadstoffmonitoring untersuchten Organismen. Sie zeichnet sich durch relative Langlebigkeit, sessile Lebensweise, weite Verbreitung und gute Verfügbarkeit aus. Zudem zeigt sie ein ausgeprägtes Akkumulationsverhalten für Schadstoffe. Zur Bewertung der aktuellen Belastungssituation der Miesmuscheln im Spiekerooger Rückseitenwatt wurden Literaturwerte herangezogen (siehe Tabelle 3.3.1). Größere Industrieanlagen mit entsprechenden Einleitungen von Abwässern sind in der Nähe dieses Wattgebietes nicht zu finden. Desgleichen dient das Rückseitenwatt nicht als Verklappungsgebiet für kontaminiertes Baggergut oder Hafenschlick. Die Strömungsrichtung von West nach Ost entzieht das Rückseitenwatt den Schadstofffrachten aus Weser und Elbe. Einflüsse durch Rhein und Ems sind nicht nachzuweisen (KOOPMANN et al. 1994). Deshalb wird die Belastung der Sedimente und des Wasserkörpers des Spiekerooger Rückseitenwatts mit Schwermetallen als eher gering eingeschätzt.

Die mittlere Bleibelastung der untersuchten Miesmuscheln ist mit 2,24 mg/kg TG im Vergleich zu anderen Untersuchungen in der Deutschen Bucht und dem Wattenmeer gleich hoch (ZAUKE et al. 1995; BAKKER 1994,) oder geringer (BORCHARDT et al. 1988). Nach Maßgabe des Quality Status Report (QSR; DE JONG et al. 1993) liegt der Referenzwert (Hintergrundbelastung) für Blei in Miesmuscheln bei 3,59 mg/kg TG und somit oberhalb der im Spiekerooger Rückseitenwatt gemessenen Konzentrationen.

Im Falle des Cadmiums ergibt sich im räumlichen Vergleich eine ähnliche Bewertung: Die Konzentration dieses Elements ist in den Miesmuscheln des Spiekerooger Rückseitenwatts mit etwa 0,5 mg/kg TG entweder in der gleichen Größenordnung (ZAUKE et al. 1995, THIEL et al. 1992) oder

geringer als in anderen Bereichen des Wattenmeeres (BAKKER 1994, BUCHWALD et al. 1985). Der Referenzwertbereich für Cadmium wurde im QSR 1993 mit 0,85 - 1,45 mg/kg TG angegeben.

Die Quecksilberbelastung von Miesmuscheln im Spiekerooger Rückseitenwatt mit 0,2 mg/kg TG ist vergleichsweise ebenfalls gering. Im Wattgebiet von Cuxhaven (BUCHWALD et al. 1985) oder in der Elbmündung (BORCHARDT et al. 1988) wird diese Konzentration um das fünffache überschritten. Im QSR 1993 wird der Referenzwertbereich für Quecksilber mit 0,05 - 0,15 mg/kg TG angegeben. Im QSR ist jedoch angemerkt, dass dieser Wertebereich fast ausschließlich in der offenen Nordsee gemessen und in fast allen Küstengebieten der Nordsee, besonders in den Flußmündungen, überschritten wird.

Tabelle 3.3.1: Schwermetallkonzentrationen (mg/kg TG) in Miesmuscheln - Literaturvergleich - (BECKER et al. 1996) n.a. = nicht angegeben

Autor/en	Untersuchungs-gebiet	Blei [mg/kg TG]	Cadmium [mg/kg TG]	Quecksilber [mg/kg TG]
BORCHARDT et al. (1988)	Elbe Jade Ems Dtsch. Bucht	n.a.	Max. 5,8 (1983) min: 1,5 (1987)	ca. 0,8 ca. 0,3 ca. 0,3 ca. 0,35
THIEL et al. (1992)	Sylt	0,82	1,24	n.a.
BAKKER (1994)	Dtsch. Bucht	min. < 1 max. 2,3	min. < 1 max. ca. 3 (Elbe)	min. 0.1 max. 0,9 (Elbe)
ZAUKE et. al. (1995)	Ostfriesland	1,2 - 2,7	0,45 - 1,1	n.a.
DE JONG et al. (1993)	Hintergrundwerte	3,59	0,85 - 1,45	0,05 - 0,15
BECKER et al. (1996)	Spiekerooger Rückseitenwatt	1,15 – 2,27	0,44 - 0,65	0,18 - 0,24

Am höchsten sind die Miesmuscheln in den Ästuarbereichen von Ems, Weser und Elbe (BAKKER 1994; BUCHWALD et al. 1985; SCHULZ-BALDES 1974) belastet. Die des Spiekerooger Rückseitenwatts weisen dagegen insgesamt geringe Konzentrationen auf. Noch deutlicher werden diese niedrigen Werte in der Gegenüberstellung mit Ergebnissen aus kontaminierten Meeresgebieten an der Küste Englands, wo die Blei- und Cadmiumkonzentrationen in Miesmuscheln etwa eine Zehnerpotenz höher liegen als im Spiekerooger Watt (BRYAN et al. 1985).

Die oben dargestellten Projektergebnisse machen deutlich, dass es sich dabei im wesentlichen um eine Datensammlung punktuell erhobener Schadstoffkonzentrationen handelt. Ein zwischenartlicher Vergleich, oder aber eine Ableitung von Biomagnifikation im Nahrungsnetz, ist mit diesen Daten noch nicht möglich. Für eine Bewertung der Konzentrationen, besonders im zwischenartlichen Vergleich, müßten eine Reihe von Grundbedingungen erfüllt sein, die dem artspezifischen Bioakkumulationspotential Rechnung tragen. Dazu wäre es unabdingbar, die Aufnahme-, Akkumulations- und Abgabekinetik des betreffenden Organismus beschreiben zu können. Diese Informationen sind z. B. durch

Laborexperimente zu erlangen. Bei der Bewertung muss ebenfalls Berücksichtigung finden, dass die Schadstoffgehalte je nach Lebensalter und Entwicklungsstand - „life-history-status“ - der untersuchten Art unterschiedlich sein können. Diese Vorarbeiten bleiben jedoch in der Schadstofforschung oft unberücksichtigt (ZAUKE et al. 1996). Untersuchungen zur artspezifischen Kinetik der Aufnahme, der Speicherung und der Abgabe der Schadstoffe wurden in den Projekten der Ökosystemforschung nicht durchgeführt. Sie liefern jedoch wertvolle Hinweise für artspezifische Konzentrationsbereiche der unterschiedlichen Schadstoffe.

3.3.2.3 Akkumulation im Nahrungsnetz?

Viele Organismen stellen mit ihren unterschiedlichen Entgiftungsstrategien oder -möglichkeiten eine Senke für potentiell toxische Stoffe oder Substanzen im System dar. Die Frage stellt sich, welchen Weg nehmen diese im Organismus aufkonzentrierten Schadstoffe auf ihrem Weg über die Nahrungsketten eines Systems. Eine Akkumulation toxischer Stoffe über die Glieder von Nahrungsketten von niedrigeren trophischen Ebenen bis hin zu Topprädatoren wird durch den Begriff „Biomagnifikation“ charakterisiert. Eine Biomagnifikation von Schwermetallen findet in aquatischen Systemen im allgemeinen nicht statt (PRESTON 1989) und wurde auch von BECKER et al. (1996) nicht nachgewiesen.

Ein Beispiel für die Anreicherung von organischen Schadstoffen über Nahrungsorganismen geben BECKER et al. (1996) anhand von Fütterungsexperimenten mit Silbermöwen. Die Σ-PCB-Konzentrationen im Bürzeldrüsenfett der Vögel erhöhten sich innerhalb von acht Wochen entsprechend der verabreichten kontaminierten Nahrung. Nach Absetzen der kontaminierten Nahrung konnte nach weiteren drei Wochen eine Entgiftung, bis hin zu den Ausgangswerten festgestellt werden. Diese Experimente lassen Rückschlüsse auf während des Vogelzugs festgestellte unterschiedliche Schadstoffkonzentrationen einer Vogelart zu. In den Rastgebieten und Brutgebieten treten oft unterschiedliche Schadstoffkonzentrationen auf, die sich in den Konzentrationswerten der Vögel widerspiegeln.

Ein Beispiel dafür bieten Messungen an Alpenstrandläufern (BECKER et al. 1996). Auf dem ostatlantischen Zugweg rasten diese Vögel im Wattenmeer auf dem Heimzug nach Skandinavien, wo sie ihrem Brutgeschäft nachgehen und dem Wegzug im Herbst in ihre Überwinterungsgebiete in Westeuropa und Nordafrika.

Das Fettgewebe des Alpenstrandläufers erreicht im Herbst während seiner Rastzeit und intensiven Nahrungsaufnahme im Wattenmeer eine PCB-Konzentration von etwa 1.100 µg PCB/g Fett. Das ist etwa die doppelte PCB-Konzentration seiner Hauptnahrung, des Seeringelwurms (600 µg/g Fett) (BECKER et al. 1996). Die tägliche PCB-Aufnahme eines Alpenstrandläufers betrug im Herbst ca. 1.150 ng und damit ca. ein Viertel seiner mittleren Gesamtkonzentration im Körper. Somit muss die PCB-Ausscheidung bzw. –Metabolisation des Alpenstrandläufers in vergleichbarer Größenordnung liegen. Anhand dieser Zahlen wird die Gesamtdynamik des PCB-Umsatzes deutlich (Abb. 3.3.5).

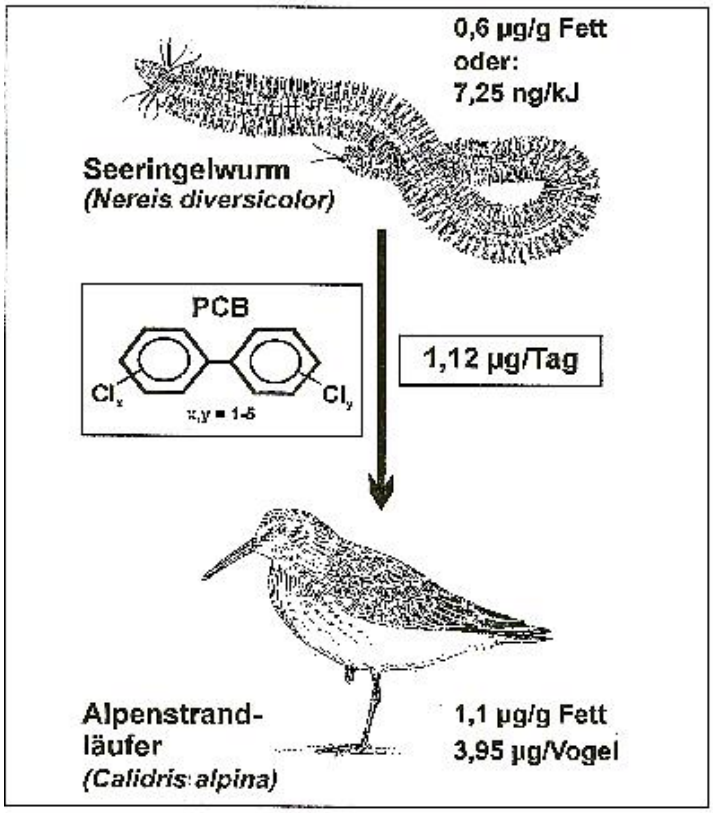


Abb. 3.3.5: Anreicherung von PCB über die Nahrung (BECKER et al. 1996)

Einen Überblick über die mittleren Konzentrationen von Σ-PCB in einigen Vertretern unterschiedlicher Trophieebenen des Systems bietet Abb. 3.3.6. Mit der Einschränkung, dass die Proben aus unterschiedlichen Jahren und Jahreszeiten stammen und dass unterschiedliche Matrizes untersucht wurden, lassen sich einige Aussagen zur Biomagnifikation im Nahrungsnetz machen.

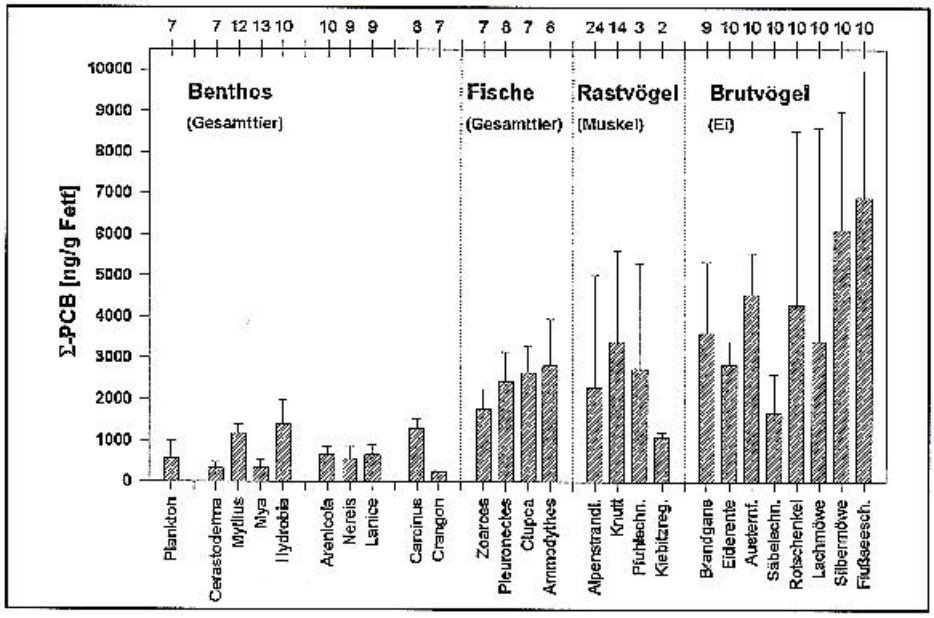


Abb. 3.3.6: Mittelwerte der fettbezogenen ∑-PCB-Konzentrationen in 26 Arten des Wattenmeeres - Beispiel der Anreicherung von organischen Schadstoffen vom Plankton bis zu Toppredatoren wie der Seeschwalbe (Proben aus den Jahren 1992-94). Die obere Zahlenreihe zeigt die Anzahl der untersuchten Proben. (BECKER et al. 1996)

Die höchsten PCB-Konzentrationen weisen ganzjährig im Wattenmeer anwesende Vögel, wie der Austernfischer und fischfressende Vögel, wie Flußseeschwalbe und Silbermöwe, auf. Ziehende Brutvögel wie Säbelschnäbler und Rastvögel sind geringer kontaminiert. Neben den Vögeln erreichen die PCB-Konzentrationen auch in den untersuchten Fischen hohe Werte. Innerhalb der Evertebraten des aquatischen Nahrungsnetzes konnte keine Anreicherung über die Ebenen gefunden werden.

Für Hexachlorcyclohexan-Isomere (Σ-HCH) konnte keine Anreicherung über die Trophieebenen gefunden werden.

3.3.3 Schadstoff-Monitoring

Im Rahmen von Umweltüberwachungsprogrammen unterscheidet man passives und aktives Monitoring. Beim passiven Monitoring werden Tiere aus dem Freiland gesammelt und auf Schadstoffe untersucht. Im Verlauf des aktiven Monitorings werden möglichst unbelastete Organismen in das zu testende potentiell belastete Gebiet eingesetzt und nach Ablauf einer gewissen Zeit analysiert. Zur Bewertung der gemessenen Konzentrationen ist für beide Verfahren die Kenntnis der artspezifischen und life-history abhängigen Schadstoffkinetik unabdingbar (siehe Kap. 3.3.2.2). Die dafür notwendigen Laborexperimente und Freilanduntersuchungen findet aber nur in der geringsten Zahl der Untersuchungen statt. Auch von BECKER et al. (1996) wird ein Effektmonitoring für Seevögel angemahnt. Dafür würde sich eine dauerhafte Beobachtung des Schlupferfolgs und Bruterfolgs etwa des Austernfischers oder der Flußseeschwalbe eignen (BECKER 1992). Die im Trilateralen Monitoring and Assessment Program (TMAP) aufgenommen Langzeituntersuchungen für Schadstoffe werden als passives Monitoring durchgeführt (siehe auch Kap. 4.4 Umweltbeobachtung).

3.3.3.1 Relevanz der ÖSF Ergebnisse für das TMAP am Beispiel von Schadstoffen in Vogeleiern

Aufgrund der Ergebnisse und Erfahrungen der ÖSF Projekte von BECKER et al. (1996) wurde ein Monitoring von organischen Schadstoffen (Organohalogene) mit Seevögeln (Austernfischer und Flußseeschwalbe) als Top-Prädatoren empfohlen (BECKER et al. 1998). Als geeignete Matrix wurde das Vogelei dargestellt. Zur Ermittlung von Trends der Chemikalienkonzentrationen in Raum und Zeit stehen Vergleichsdaten seit 1981 zur Verfügung. Der Probennahmezeitpunkt für die Zeitreihe ist insofern eindeutig definiert, da er mit der jährlichen Eiablage übereinstimmt. Die Konzentration in den Eiern wird eindeutig über die Nahrung bestimmt, so dass großräumig im Brutgebiet vorherrschende Belastungen gleichzeitig widergespiegelt werden.

Weiterhin wurde in einigen Gebieten kontinuierlich der Bruterfolg beider Arten erfaßt, so dass sich aus der Verschneidung der Schadstoffkonzentrationen mit den Bruterfolgsdaten ein Effektmonitoring ableiten ließe (THYEN et al. 1998).

Das vorgeschlagene Schadstoffmonitoring der Eier von Austernfischer und Flußseeschwalbe ist inzwischen in den Parameterkatalog des Trilateralen Monitoring- und Bewertungsprogramm (TMAP) übernommen worden (BECKER et al. 1998; TMAG 1997). Die Datenreihe läßt eindeutige geographische und zeitliche Trends der meisten Umweltchemikalien erkennen. So sind Brutvögel im Elbeästuar im Vergleich zu anderen Wattenmeergebieten besonders hoch mit Quecksilber und Hexachlorbenzol kontaminiert, was den Eintrag dieser Stoffe durch die Elbe verdeutlicht. Die Konzentrationen vieler Schadstoffe in Vogeleiern haben seit 1991 sowohl in den hoch wie auch niedrig kontaminierten Brutgebieten im Wattenmeer deutlich abgenommen (BECKER et al. 1998). Dies steht in Übereinstimmung mit der Entwicklung in verschiedenen anderen Organismen des Wattenmeeres und dessen Kompartimenten (BAKKER et al. 1999).

Neben diesem seit 1981 vom Institut für Vogelforschung „Vogelwarte Helgoland“ durchgeführten und nun im TMAP verankerten Monitoring von Umweltchemikalien führt die Umweltprobenbank seit 1988 Probennahmen mit Eiern der Silbermöwe *Larus argentatus* durch (SCHLADOT et al. 1993). Weitere Proben werden gesammelt von den Arten Aalmutter *Zoarces viviparus,* Blasentang *Fucus vesiculosus* und Miesmuschel *Mytilus edulis.* Ziel der Probennahmen ist die Archivierung von Proben für den analytischen Rückgriff. Von der Silbermöwe kann im Gegensatz zu Flußseeschwalbe und Austernfischer (Artenschutz, geringe Eigröße) problemlos ausreichend Eimaterial gesammelt und eingelagert werden. Die wesentlichen Ziele der Umweltprobenbank sind dabei, die Möglichkeiten zu schaffen für

1. eine rückwirkende Identifikation und Quantifizierung von Umweltchemikalien einschließlich solcher Stoffe, die zur Zeit der Einlagerung möglicherweise noch unbekannt oder nicht analysierbar sind,
2. retrospektive Doppelanalysen zur Sicherung der Vergleichbarkeit von analytischen Methoden und
3. die Kontrolle der staatlichen Umweltschutzmaßnahmen zur Eindämmung der Chemikalienbelastung der Umwelt und des Menschen.

Je 10 kg Silbermöweneier (etwa 120 Eier) werden jährlich in je einem höher (Trischen, Innere Deutsche Bucht) und einem geringer belasteten Gebiet (Mellum) entnommen und in der Umweltprobenbank bei unter –150 °C tiefgefroren. Die durchgeführten Eingangsanalysen für Quecksilber zeigen Befunde analog denen bei Flußseeschwalbe und Austernfischer: Silbermöweneier von Trischen sind etwa vier Mal höher kontaminiert als solche von Mellum und in beiden Gebieten nahmen die Belastungen mit diesem Schwermetall seit 1991 deutlich ab (UBA 1998) (siehe Tabelle 3.3.2).

Tabelle 3.3.2: Quecksilberkonzentrationen in Silbermöweneiern 1988 - 1995; Quecksilberkonzentration in mg/kg TG (UBA 2000)

	1988	**1989**	**1990**	**1991**	**1992**	**1993**	**1994**	**1995**
Trischen	4,39	4,39	3,12	2,04	2,00	1,70	1,69	1,56
Mellum	1,21	1,03	0,96	0,65	0,65	0,68	0.70	0,47

3.3.3.2 Schadstoffmonitoring im TMAP

In die Parameterliste des Common Package des TMAP wurden auf der 8. Trilateralen Regierungskonferenzen zum Schutz des Wattenmeeres 1997 eine Reihe von Schadstoffuntersuchungen in das Monitoring übernommen (MARENCIC & LÜERSSEN 1997). Im Sediment werden Metalle und TBT untersucht, Schwermetalle und organische Schadstoffe werden in Miesmuscheln und der Flunder analysiert. Neu in die Parameterliste wurde das Monitoring von Schadstoffen in Eiern von Brutvögeln übernommen (siehe auch Kap. 3.3.3.1 und Kap. 4.4).

3.3.4 Trends der Schadstoffkonzentrationen

Im Rahmen der Ministererklärung der 7. Trilateralen Regierungskonferenz zum Schutz des Wattenmeeres in Leeuwarden 1994 wurden ökologische Qualitätsziele für das Wattenmeer spezifiziert (siehe auch Kap. 4.3). Die Ziele hinsichtlich der chemischen Eigenschaften der Lebensräume gelten für das gesamte Gebiet der trilateralen Zusammenarbeit, ohne Differenzierung nach Umfang, Ort oder Zeit (CWSS 1995). Auf der 8. Trilateralen Regierungskonferenz zum Schutz des Wattenmeeres in Stade 1997 wurde der Trilaterale Wattenmeerplan verabschiedet, der diese Gemeinsamen Ziele mit gleichem Inhalt festschreibt und durch Maßnahmen konkretisiert:

Schwermetalle und andere natürliche Mikroverunreinigungen sollen in Wasser, Sediment und Indikatorarten Werte der Hintergrundkonzentrationen erreichen.

Für die durch menschliche Tätigkeiten in die Umwelt gelangten Stoffe (Xenobiotika), wird eine Konzentration wie bei Nulleinleitungen gefordert.

Zur Erreichung dieser Ziele sind auf trilateraler Ebene Politik und Management hinsichtlich der Verschmutzungsproblematik eng mit Entwicklungen der Nordsee-Schutzkonferenzen, der Übereinkommen von Oslo und Paris, der Internationalen Schiffahrts-Organisation (IMO) und der Europäischen Union gekoppelt. Hier werden internationale Vereinbarungen getroffen, die für das gesamte Einzugsgebiet des Wattenmeeres von Belang sind. Wesentlichen Inhalts sind die von den Nordseeschutz-Konferenzen und der Kommission von Paris getroffenen Vereinbarungen über eine 50–70 %ige Reduzierung der Einträge gefährlicher Stoffe zwischen 1985 und 1995. 1995 vereinbarten die Nordseeanrainerstaaten, Einleitungen, Emissionen und Verluste gefährlicher Stoffe kontinuierlich zu verringern, um im Laufe einer Generation (25 Jahre) das Ziel der Hintergrundwerte nahekommenden Konzentrationen bei natürlich vorkommenden Stoffen und Konzentrationen nahe Null bei industriell hergestellten, synthetischen Stoffen zu erreichen (INK Esbjerg Art. 7) (CWSS 1998).

Generell hat sich die Zufuhr einer Reihe von toxischen Stoffen über die Flüsse in die Nordsee innerhalb der letzten zehn Jahre verringert (DE JONG et al. 1999) (Abb. 3.3.7). Im Wattenmeer ist dieser Trend durch das Langzeitmonitoring von Schwermetallen und organischen Verbindungen, wie etwa PCB, ebenfalls zu erkennen (BECKER et al. 1998).

Die Bemühungen zur Umsetzung der Gemeinsamen Ziele haben sich seit 1985 in einer generellen Reduktion der Schwermetalleinträge von 80 % ausgewirkt (BMU 1998). Eine Ausnahme davon bildet Quecksilber, dessen Eintrag nur um etwa 60 % zurückging. Die Bundesregierung geht auch für die Gesamtheit der organischen Schadstoffe von einer Reduktion im betreffenden Zeitraum um etwa 50 % aus. Im internationalen Vergleich erreichten nur für die Metalle Quecksilber und Chrom alle Nordseeanrainerstaaten die 50 %-Reduktion. Alle Anrainerstaaten erreichten aufgrund der Verwendung unverbleiten Benzins für Blei die Reduktion der Emission in die Atmosphäre um 50 %. Auch die Einträge und Emissionen organischer Schadstoffe konnten für die Mehrheit der gemessenen Stoffe um 50 % reduziert werden. Aufgrund der unzureichenden Datengrundlage bezeichnet die Bundesregierung dieses jedoch als positive Schätzung (BMU 1998).

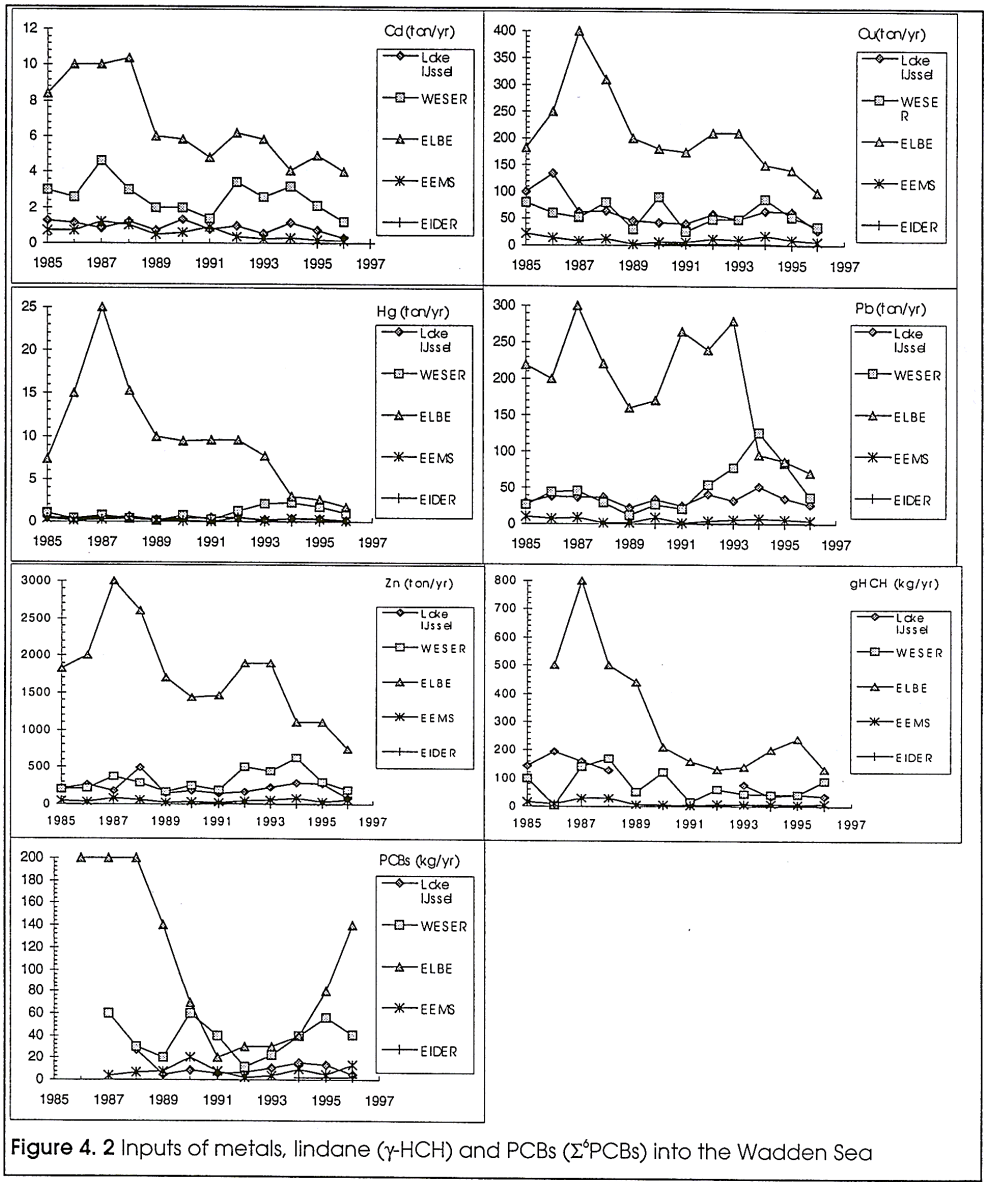


Figure 4. 2 Inputs of metals, lindane (γ-HCH) and PCBs (Σ^6PCBs) into the Wadden Sea

Abb. 3.3.7: Entwicklung der Einträge von Schwermetallen und organischen Schadstoffen durch Flüsse in die Nordsee 1985 - 1996 (DE JONG et al. 1999)

Insgesamt kann eine generelle Reduktion der Metallkontamination der Sedimente und der Biota für das gesamte Wattenmeer, mit Ausnahme einiger Flußmündungsbereiche, festgestellt werden. Die Entwicklung geht zu natürlichen Hintergrundwerten, ausgenommen für Quecksilber.

Die im Projekt (HÖCK et al. 1994) ermittelten Daten bilden eine gute Grundlage zur Einschätzung anderer Schwermetallkonzentrationen aus unterschiedlichen Wattgebieten. Zur Bewertung der bisher statischen Datenerhebung müßten jedoch ökotoxikologische Untersuchungen zur Beurteilung der Bioverfügbarkeit der Metalle bzw. Mobilisierungsexperimente zur Beurteilung der Senkenfunktion der Sedimente folgen.

3.3.5 Literatur

BAKKER, J. (1994) Schadstoffe in Miesmuscheln. In: LOZÁN, J. L., RACHOR, E., REISE, K., WESTERNHAGEN, H. VON & LENZ, W. (Hrsg.). Warnsignale aus dem Wattenmeer. Blackwell Wissenschafts-Verlag, Berlin: 132-144.

BAKKER, J. F., BARTELDS, W., BECKER, P. H., BESTER, K., DIJKSHUIZEN, D., FREDRIKS, B. & REINEKING, B. (1999) 4. Marine Chemistry. In: DE JONG, F., BAKKER, J. F., VAN BERKEL, C. J. M., DANKERS, N. M. J. A., DAHL, K., GÄTJE, C., MARENCIC, H. & POTEL, P. (Hrsg.): 1999 Wadden Sea Quality Status Report. Wadden Sea Ecosystem No. 9 Common Wadden Sea Secretariat. Trilateral Monitoring Group. Quality Status Group. Wilhelmshaven, Germany: 85-117.

BECKER, P. H. (1992) Egg mercury levels decline with the laying sequence in Charadriiformes. Bull. Environ. Contam. Tocixol. 48: 762-767.

BECKER, P. H., FURNESS, R. W. & HENNING, D. (1993) The value of chick feathers to assess spatial and interspecific variation in the mercury contamination of seabirds. Environmental Monitoring and Assessment 28: 255-262.

BECKER, P. H., MATTIG, F. R., BIETZ, H. & GIEßING, K. (1996) Schadstoffanreicherung im Nahrungsnetz des Wattenmeeres. Ökosystemforschung Niedersächsisches Wattenmeer. Forschungsbericht 108 02 085 / 21: 349 S

BECKER, P. H., THYEN, S., MICKSTEIN, S., SOMMER, U. & SCHMIEDER, K. R. (1998) Monitoring Pollutants in coastal bird eggs in the Wadden Sea. Final Report of the Pilot Study 1996-1998. Wadden Sea Ecosystem No. 8. Common Wadden Sea Secretariat, Wilhelmshaven: 59-101.

BESTER, K. & FALLER, J. T. (1994) Persistente synthetische organische Schadstoffe im Wattenmeer. In: LOZÁN, J. L., RACHOR, E., REISE, K., WESTERNHAGEN, H. VON & LENZ, W. (Hrsg.). Warnsignale aus dem Wattenmeer. Blackwell Wissenschafts-Verlag Berlin: 37-42.

BORCHARDT, T., BURCHERT, S., HABLIZEL, H., KARBE, E. L. & ZEITNER, R. (1988) Trace metal concentration in mussels: Comparison between estuarine, coastal and offshore regions in the Southeastern North Sea. Mar Ecol. Prog. Ser. 42: 17-32.

BOYDEN, C. R. (1977) Effect of size upon metal content of shellfish. J. mar. biol. Ass. U. K. 57: 675-714.

BRYAN, G., LANGSTON W., HUMMERSTONE, L. & BURT, G. (1985) A guede to the assessment of heavy-metal contamination in estuaries using biological indicators. J. mar. bio. Assoc. U. K. occ. Public. nr. 4: 1-92.

BUCHWALD, K., RINCKE, G. & RUDOLPH, K. H. (Hrsg.) (1985) Umweltprobleme der Ostfriesischen Inseln. Schlußbericht, Hannover (getr. Pag.).

Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) (1998) Umweltpolitik, Bericht der Bundesregierung über die Umsetzung der Beschlüsse der 4. Internationalen Nordseeschutz-Konferenz (4. INK) Esbjerg 1995. Drucksache 13/11224: 148 S.

CAIN, D. J. & LUOMA, S. N. (1990) Influence of seasonal growth, age, and environmental exposure on Cu and Ag in a bivalve indicator, Macoma balthica, in San Francisco Bay. Mar. Ecol. Prog. Ser. 60(1-2): 45-55.

CONNELL, D. W. (1998) Bioaccumulation of Chemicals by Aquatic Organisms. In: SCHÜÜRMANN, G., MARKERT, B. (Hrsg.). Ecotoxicology - Ecological Fundaments, Chemical Exposure and Biological Effects. John Wiley & Sons, Inc. and Spektrum Akademischer Verlag, New York, Heidelberg, Berlin: 439-450.

Common Wadden Sea Secretariat (CWSS) (Hrsg.) (1995) Seventh trilateral governmental conference on the protection of the Wadden Sea, Leeuwarden. 30. November 1994. Ministerial declaration: 154 S.

Common Wadden Sea Secretariat (CWSS) (Hrsg.) (1998) Erklärung von Stade. Trilateraler Wattenmeerplan. Ministererklärung der 8. Trilateralen Regierungskonferenz zum Schutz des Wattenmeeres. Stade 22. Oktober 1997: 100 S.

DALLINGER, R. & RAINBOW, P. S. (Hrsg.) (1992) Ecotoxicology of metals in invertebrates. CRC Press, Boca Raton, Florida: 461 S.

DE JONG, F., BAKKER, J. F., VAN BERKEL, C. J. M., DANKERS, N. M. J. A., DAHL, K., GÄTJE, C., MARENCIC, H. & POTEL, P. (1999) Wadden Sea Quality Status Report. Wadden Sea Ecosystem No. 9. Common Wadden Sea Secretariat, Trilateral Monitoring and Assessment Group, Quality Status Report Group. Wilhelmshaven, Germany.

FELLENBERG, G. (1998) Gefährdung von Ökosystemen - Umweltbelastungen im Überblick. 1. Erg. Lfg. 5/98. In: Handbuch der Umweltwissenschaften - Grundlagen und Anwendungen der Ökosystemforschung. FRÄNZLE, O., MÜLLER, F. & SCHRÖDER, W. (Hrsg.) (1997) VI-1.1: 9 S.

FENT, K. (1998) Ökotoxikologie. Thieme, STUTTGART, New York: 288 S.

FÖRSTNER, U. & WITTMANN, G. T. W. (1983) Metal Pollution in the Aquatic Environment (2. überarb. Auflage). Springer, Berlin, Heidelberg, New York: 486 S.

GOLDBERG, E. D. (1986) TBT an environmental dilemma. Environ. 38: 17-42.

HAARICH, M. (1994) Schwermetalle in Wasser und Sediment. In: LOZÁN, J. L., RACHOR, E., REISE, K., WESTERNHAGEN, H. VON & LENZ, W. (Hrsg.). Warnsignale aus dem Wattenmeer. Blackwell Wissenschafts-Verlag Berlin: 30-34.

HÖCK, M., RUNTE, K. H. & KÖSTER, R. (1994) Historische Entwicklung von Schwermetallen im Sediment. Ökosystemforschung Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer. Forschungsbericht 10802085/01: 121 S.

JONKERS, D. A. & EVERTS, J. W. (1992) Seaworthy. Derivation of micropollutant risk levels for the North Sea and Wadden Sea. Publication series areal protection. 1992/3, 88 S.

KOOPMANN, C., FALLER, J., BERNEM, K.-H. VAN, PRANGE, A. & MÜLLER, A. (1994) Schadstoffkartierung in Sedimenten des deutschen Wattenmeeres, Juni 1989-Juni 1992, Abschlußbericht F&E 109 03 077, Umweltbundesamt. GKSS 94/E/6: 164 S.

LOZÁN, J. L., RACHOR, E., REISE, K., WESTERNHAGEN, H. v. & LENZ, W. (Hrsg.) (1994) Warnsignale aus dem Wattenmeer. Blackwell Wissenschafts-Verlag, Berlin: 387 S.

LUOMA, S. N. (1989) Can we determine the biological availability of sediment - bound trace elements?. Hydrobiologia 176/177: 379-396.

MAGUIRE, R. J., TKACZ, R. J., CHAU, U. K., BENGERT, G. A. & WONG, P. T. S. (1986) Occurence of organotin compounds in water and sediment in Canada. Chemosphere 15: 253-274.

MARENCIC, H. & LÜERSSEN, G. (1997) Common package of TMAP-parameters adopted at the Stade conference. In: WaddenSea NewsLetter 2: 43-45.

MARIGOMEZ, J. A., CAJARAVILLE, M. P., ANGULO, E. & MOYA, J. (1990) Ultrastructural alterations in the renal epithelium of cadmium-treated Littorina littorea (L.). Arch. Environ. Contam. Toxicol. 19(5): 863-871.

MARIGOMEZ, J. A., VEGA, M. M., CAJARAVILLE, M. P. & ANGULO, E. (1989) Quantitative responses of the digestive-lysosomal system of winkles to sublethal concentrations of cadmium. Cellular Molecular Biol. 35(5): 555-562.

MASON, A. Z. & NOTT, J. A. (1981) The Role of intracellular biomineralized granules in the regulation and detoxification of metals in gastropods with special reference to the marine prosobranch Littorina littorea. Aquatic Toxicol. 1: 239-256.

MATTHIES, M. & TRAPP, S. (1997) Anthropogene Störungen - Chemodynamische Prozesse. In: Handbuch der Umweltwissenschaften - Grundlagen und Anwendungen der Ökosystemforschung. FRÄNZLE, O., MÜLLER, F. & SCHRÖDER, W. (Hrsg.) 1997, VI-2.1.2: 12 S.

MATTHIESSEN, P. & GIBBS, P. E. (1998) Critical appraisal of the evidence for tributyltin-mediated endocrine disruption in mollusks: 37-43.

MEYERCORDT, J. (1992) Untersuchungen zum langjährigen Verlauf von Schwermetalldepositionen in ausgewählten Radionuklidmessungen. GKSS-Forschungszentrum, Geesthacht, GKSS 92/E/107: 220 S.

MEYERCORDT, J. (1994) Schwermetalle in Salzwiesensedimenten. In LOZÁN, J. L., RACHOR, E., REISE, K., WESTERNHAGEN, H. v. & LENZ, W. (Hrsg.) 1994. Warnsignale aus dem Wattenmeer. Blackwell Wissenschafts-Verlag, Berlin: 34-37.

NRIAGU, J. O. & PACYNA, J. M. (1988) Quantitative assessment of worldwide contamination of air, water and soils by trace metals. Nature 333: 134-139.

OEHLMANN, J., SCHULTE-OEHLMANN, U., STROBEN, E., BAUER, B., BETTIN, C. & FIORONI, P. (1995) Androgene Effekte zinnorganischer Verbindungen bei Mollusken. In: Umweltbundesamt (Hrsg.) Umweltchemikalien mit endokriner Wirkung. TEXTE 65/95: 77-85.

PHILLIPS, D. J. H. (1980) Quantitative aquatic biological indicators. Their use to monitor trace metal and organochlorine pollution. Appl. Sci. Publ. London: 488 S.

PRESTON, M. R. (1989) Marine pollution. In: RILEY, J. P. (Hrsg.) 1989. Chemical Oceanography, 9, Academic Press New York: 53 -173.

RAINBOW, P. S. (1993) The significance of trace metal concentrations in marine invertebrates. In: DALLINGER, R. & RAINBOW, P. S. (Hrsg.). Ecotoxicology of metals in invertebrates. CRC Press, Baca Raton, Florida: 3 - 25.

Rat von Sachverständigen für Umweltfragen (1980) Umweltprobleme der Nordsee. Sondergutachten Juni 1980. W. Kohlhammer GmbH, Stuttgart, Mainz: 503 S.

RUNTE, K. H. (1998) Schadstoffe im Wattenmeer. Ökosystemforschung Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer. Forschungsvorhaben 108 02 085/01: 103 S.

SCHLADOT, J. D., STOEPPLER, M. & SCHWUGER, M. J. (1993) The Jülich Environmental Specimen Banking. Science of the Total Environ. 139/140: 27-36.

SCHULZ-BALDES, M. (1974) Lead uptake from sea water and food, and lead loss in the common mussel *Mytilus edulis.* Mar. Bio. 25: 177-193.

SCHWEDHELM, E. & IRION, G. (1985) Heavy metal distribution in tidal plat sediments of the german part of the North Sea. Proc. Int. Conf. Heavy metals in the environment, CEP Consultants Ltd., Edinburgh 1983: 1037.

STROBEN, E., OEHLMANN, J. & FIORONI, P. (1993) TBT-Effekte an marinen Vorderkiemenschnecken und ihre Verwendbarkeit für ein biologisches Effektmonitoring. In: Antifouling im Meer - Gefahren durch Schiffsanstriche? Schriftenreihe SDN2: 73-92.

THAIN, J. E. & WALDOCK, M. J. (1986) The impact of tributylin (TBT) antifouling paints on molluscan fisheries. Water Sci. Technol. 18: 193-202.

THIEL, H., KAISER, M., LADE, J., MARENCIC, H. & LORCH, D. (1992) Vergleichende Untersuchungen über die Eignung von Wattorganismen verschiedener Trophiestufen zum Trendmonitoring ausgewählter Schwermetalle und polychlorierter Biphenyle - Kurzfassung. Umweltbundesamt, Texte 15/92: 140 S.

THYEN, S., Becker, P. H. , EXO, K.-M., HÄLTERLEIN, B., HÖTKER, H. & SÜDBECK, P. (1998) Monitoring breeding success of coastal birds. Final Report of the Pilot Study 1996-1997. Wadden Sea Ecosystem No. 8, Common Wadden Sea Secretariat, Wilhelmshaven: 7-55.

TMAG (Trilateral Monitoring and Assessment Group) (1997) Implementation of the Trilateral Monitoring and Assessment Program (TMAP), Common Wadden Sea Secretariat, Final Report: 32 S. und Anhänge.

Umweltbundesamt (1999) Jahresbericht 1998. Berlin.

VIARENGO, A. (1985) Biochemical effects of trace metals. Mar. Pollut. Bull. 16(4): 153-158.

WAHL, E., CAMERON, P., KÖHLER-GÜNTHER, A., WESTERNHAGEN H. v., ANDERS, K., MÖLLER, H., BÜTHER, H., DETHLEFSEN, V., SÖFFKER, K., HANSEN, P.-D., PLUTA, H.-J. & HARMS, U. (1995) Fischkrankheiten im Wattenmeer, Abschlußbericht F&E 102 04 373/07, Umweltbundesamt: 216 S.

ZAUKE, G.-P., BERNDS, D., JANSSEN, H.-J., CLASON, B. & MEURS, H.-G. (1995) Schwermetalle in Organismen des Niedersächsischen Wattenmeeres bei Norderney (1991-1994). Pb, Cd, Cu, Zn und HG in ausgewählten Muscheln (Bivalvia) und Borstenwürmern (Polychaeten). Ber. Nieders. Landesa. Ökol. Forschungsst. Küste 40: 23-37.

ZAUKE, G.-P., PETRI, G., RITTERHOFF, J. & MEURS, H.-G. (1996) Theoretical background for the assessment of the quality status of ecosystems: Lessons from studies of heavy metals in aquatic invertebrates. Senckenbergiana maritima, 27, 3/6,: 207-214.

3.4 Fischerei im Wattenmeer

Gabriele Petri

Ende des 18. Jahrhunderts weiß man „an der Nordseeküste zu berichten von „...entsetzlichen Mengen Merlauf (Kabeljau) und Schellfischen, die von selber an die Küsten schwimmen und von welchen man in einem einzigen Tage soviel fangen kann, dass ganze Länder davon könnten genug haben. Man sollte glauben, das Meer vermöchte nicht alles zu beherbergen, was es erzeugt...“ (ANONYMUS 1785).

Dieses Zitat wirkt in der heutigen Zeit unter dem Aspekt der Übernutzung der Meeresgebiete eher befremdlich und zeigt deutlich die Entwicklung einer natürlichen Ressource, die heute unter Schlagworten wie „Überfischung“, „Quotierung“, „nachhaltige Nutzung“ bzw. „dauerhaft umweltverträgliche Nutzung“ „gemanagt“ wird.

Im Kapitel „Fischerei“ wird die Entwicklung der Küstenfischerei im Wattenmeer und die heutige Praxis anhand von Ergebnissen aus Projekten der Ökosystemforschung Wattenmeer, im Kontext zu trilateralen Forschungsergebnissen und Daten der Fischereiverwaltungen dargestellt.

Die Ergebnisse der Ökosystemforschung in Schleswig-Holstein und Niedersachsen ermöglichen die Beantwortung wichtiger Teilaspekte komplexer Fragestellungen zur Fischerei im Wattenmeer, und sie bilden in vielen Bereichen Anregung und Grundlage für weiterführende Forschungsvorhaben, bis hin zu trilateralen Projektplanungen (z. B. zur Populationsdynamik der Garnele).

Die sozioökonomische Bedeutung der Küstenfischerei wird sowohl unter dem rein wirtschaftlichen Aspekt des Beitrags der Fischerei zum Volkseinkommen, als auch als touristische Attraktion und Identifikationsmerkmal der Küstenregion betrachtet und bewertet.

Diskutiert wird, ob die Entwicklung des fischereilichen Aufwandes in den letzten Jahrzehnten in Zusammenhang gebracht werden kann mit den Veränderungen der Miesmuschelpopulation in den drei Nordseeanrainerstaaten. Aus den Schlußfolgerungen der Projektergebnisse der Ökosystemforschung und bereits umgesetzten Empfehlungen zur Neuregelung der Muschelfischerei in Schleswig-Holstein sowie aus Ergebnissen trilateraler Forschungsvorhaben, werden Empfehlungen zum zukünftigen Management der Küstenfischerei abgeleitet. Die Idee eines Co-Managements wird erörtert, erste Erfahrungen aus den Niederlanden dargestellt und eine mögliche Anwendung in der deutschen Küstenfischerei kritisch bewertet.

3.4.1 Vom Handnetz zum Eurokutter

Bis in die zweite Hälfte des achtzehnten Jahrhunderts hinein war die Fischerei das Hauptgewerbe der Inselbevölkerung der Nordseeküste. Die Männer fuhren überwiegend auf Schellfischfang auf die „Hohe See“, während ältere Männer sowie Frauen und Kinder die Fischerei im Wattenmeer ausübten. Dieser Nebenerwerb diente lange Zeit ausschließlich dem eigenen Bedarf und der täglichen Ernährung, erst nach und nach gewann der Verkauf zum Festland an Bedeutung.

Die historische Art und Weise der Fischerei im Wattenmeer unterschied sich eindeutig von der heutigen Nutzungsform: Mit großem Geschick und auf vielfältige Weise wurde die Wattfischerei auf Fische und Muscheln ausgeübt. Sie kennzeichnete den täglichen Alltag und wurde nur durch Sturm oder Eisgang unterbrochen. Mit Beginn der zweiten Hälfte des achtzehnten Jahrhunderts verlor die Küstenfischerei ihre zentrale Rolle als Einkommensquelle für die Inselbewohner. Andere Erwerbszweige wie z. B. der Tourismus gewannen an Bedeutung.

Eine kommerzielle Fischerei im Wattenmeer, in Flüssen und Ästuaren wird etwa seit Mitte des 19. Jahrhunderts ausgeübt. Überfischung der Bestände in den Flüssen und Flußmündungen, einhergehend mit zunehmenden Flußverbauungen, führte schon Anfang dieses Jahrhunderts zum Abwandern von Fischarten wie Stör, Lachs, Forelle oder Schnäpel. Gleichzeitig wurde mit zunehmender Motorisierung und besserer technischer Ausstattung eine effektivere Fischerei im Wattenmeer und in küstenfernen Gebieten möglich. Die Fischerei widmete sich vielfältigen Fangobjekten wie Rochen, Platt- und Rundfischen, Sardellen, Austern, Miesmuscheln, Herzmuscheln, Sandklaffmuscheln, Wellhornschnecken, Garnelen, Hummer, Seemoos und Seesternen. Inzwischen wurden die meisten dieser Fischereizweige aus unterschiedlichen Gründen eingestellt. Einige Arten wurden wegen Überfischung selten, andere fanden keinen Absatzmarkt mehr (LOZÁN et al. 1994). Die heutige Fischerei im Wattenmeer konzentriert sich auf den Fang von *Mytilus edulis*, der Miesmuschel, und *Crangon crangon*, der Sand- oder Nordseegarnele (syn. Krabben, Granat). Sie wird mit einer Intensität ausgeübt, die auch für diese Arten in Zukunft eine Bedrohung der Bestände nicht ausschließen läßt.

Obwohl bereits in frühgeschichtlichen Opferbeigabe gefunden, ist die intensivere Nutzung der Miesmuschel erst seit Anfang des 19. Jahrhunderts bekannt. Hauptsächlich diente sie zunächst als Düngemittel für nährstoffarme Moorgebiete und eher nur in Notzeiten als Nahrungsmittel. Die Muscheln wurden in diesen Zeiten von trockenfallenden Bänken mit der Hand oder mit Hilfe von Forken abgetragen. Mit Beginn des 20. Jahrhunderts wurde die Nachfrage nach Muscheln als Nahrungsmittel stärker. Um 1907 wurden in Deutschland insgesamt 2000 t Muscheln verzehrt, wovon aber nur etwa 200 t aus eigenen Gewässern stammten. Etwa 90 % des Bedarfs wurde aus den Niederlanden gedeckt. Besonders zu Zeiten des ersten Weltkrieges wuchs notgedrungen das Interesse an dieser Proteinquelle. Die Fischerei wurde nun vom Boot aus betrieben. Bereits 1917 erreichten die Anlandemengen in Niedersachsen etwa 3.000 t und zusätzlich wurden bereits damals etwa 12.000 t aus den Niederlanden importiert. Gleichzeitig wurde die Verwertung als Düngemittel weitgehend eingestellt. Die Muscheln wurden ausschließlich von Naturbänken gefischt, was zu einer besorgniserregenden Ausdünnung der trockenfallenden Miesmuschelbänke führte (HIRSCH 1920). Um die Wildbänke zu schonen und die Wirtschaftlichkeit der Muschelfischerei zu erhöhen, regte HIRSCH (1920) die Anlage erster Kulturflächen nach niederländischem Vorbild an.

Extensive unkontrollierte Fischereiaktivität wirkte auch nach dem zweiten Weltkrieg auf die Muschelbestände stark dezimierend, so dass seit dieser Zeit zu systematischer Kulturarbeit übergegangen wurde. Im Zuge dieser Umorientierung entwickelte sich die Miesmuschelfischerei zu einer eigenen Fischereisparte. Miesmuscheln werden heute als hochwertiges Konsumgut gehandelt, das mit ausgefeilter Technik gewonnen und über internationale Marktverflechungen in den Handel gebracht wird. Eine detaillierte Abhandlung über die Geschichte der Molluskenfischerei in Deutschland ist bei SEAMAN & RUTH (1997) zu finden.

Die Kommerzialisierung der Garnelenfischerei nahm etwa die gleiche zeitliche Entwicklung wie die der Miesmuschelfischerei. Obwohl bereits seit dem 17. Jahrhundert der Fang der Garnelen durch Handnetze und Krebskörbe dokumentiert ist, begann erst etwa Mitte des 19. Jahrhunderts der Garnelenfang vom Boot aus. Vor dem kommerziellen Fang von Booten aus waren es wiederum vor allem Frauen und Kinder, die die Krebse im Wasser watend oder bei Ebbe in den Rinnen mit Handnetzen, Schiebehamen und Reusen fingen. Die Garnelen dienten der ärmeren Bevölkerung als Nahrungsmittel oder wurden auf dem regionalen Markt gehandelt. Ende des 19. Jahrhunderts entwickelte sich die Küstenfischerei zu einem selbständigen Berufszweig und auch die Absatzwege wurden durch Privatvermarkter oder Genossenschaften organisiert. Mit Beginn des 20. Jahrhunderts wurden die ersten Motorkutter eingesetzt und sie verdrängten schnell die Segelboote. Ein neuer Markt für

Futtergarnelen (Zusatz zu Tierfutter) etablierte sich, deren Anlandemenge um 1916 höher lag als die der Konsumgarnelen. Nach einem Einbruch der Fischerei im Zweiten Weltkrieg wurde die Garnelenfischerei neu organisiert und nahm anschließend einen enormen Aufschwung. Die Fangmengen, insbesondere der Konsumgarnelen, wurden durch den Ausbau der Kutterflotte gesteigert. Größere und stärker motorisierte Kutter fischten mit zwei seitlich geschleppten Baumkurren. Der Fang wurde an Bord handelsfertig verarbeitet (Sieb- und Kochanlagen). Nach und nach erlangten die Garnelen ihren heutigen Ruf als Delikatesse auf dem Speisezettel und erhielten 1960 die Qualitätsbezeichnung „Nordseegarnele“ (GUBERNATOR 1996). Die Niederlande bauten ihre Vormachtstellung als Vermarkter der Garnelen aus, so dass heute der überwiegende Anteil des Fangs aus Niedersachsen und Schleswig-Holstein über diesen Großhandelsweg läuft. Seit den 70er Jahren setzten sich moderne Mehrzweckkutter durch, die flexibel hinsichtlich der Zielart (Garnelen und Plattfische) eingesetzt werden und auch größere Strecken zu den Fanggebieten zurücklegen können (GUBERNATOR 1996). Die Bedeutung der Futtergarnelenfischerei nahm dagegen beständig ab. In Schleswig-Holstein ist die Futtergarnelenfischerei seit 1979 verboten.

3.4.2 Heutige Praxis der Muschel- und Garnelenfischerei - Entwicklung der Fangtechnik

Die Entwicklung der Küstenfischerei läßt sich wohl am deutlichsten an den Anlandemengen ablesen. Die nachfolgende Abb. verdeutlicht die Anlandemengen der niedersächsischen und schleswig-holsteinischen Küste sowie der Anrainerstaaten Dänemark und den Niederlanden. Diese durchschnittlichen jährlichen Anlandungen können nur durch eine enorme Weiterentwicklung der technischen Ausstattungen der Kutter erzielt werden und machen somit den Unterschied der heutigen Wirtschaftsform der Fischerei zur unter 3.4.1 beschriebenen ursprünglichen Nutzung der Ressourcen im Wattenmeer deutlich.

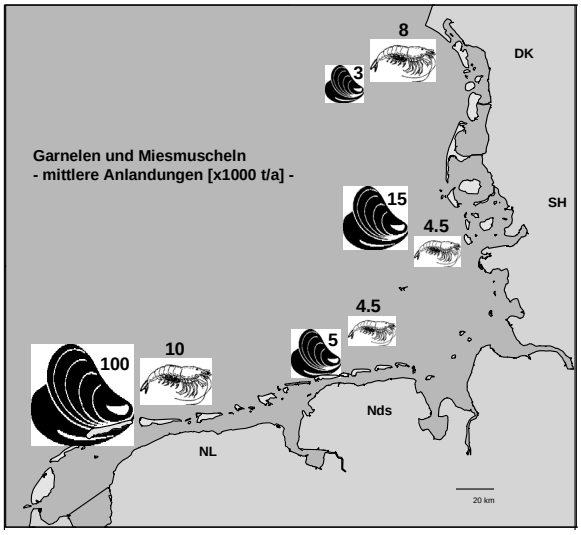


Abb. 3.4.1: Garnelen und Miesmuscheln - mittlere Anlandungen 1990 - 1996 (10^3 t/Jahr) (NL: Wattenmeer und Oosterschelde)

3.4.2.1 Miesmuscheln

Die heute eingesetzten Muschelkutter sind äußerst flachgängige Spezialschiffe, die den geringen Wassertiefen im Wattenmeer angepaßt sind. Der größte niedersächsische Kutter ist 35 m lang und hat

zwei Laderäume mit insgesamt 120 t Ladevolumen. (GUBERNATOR 1996). Die Laderäume sind zum Ausbringen der Muschelsaat flutbar.



Abb. 3.4.2: Einholen einer Muscheldredge (Foto: U. WALTER)

Die heutige Muschelfischerei kombiniert den Fang von Wildmuscheln und die Bewirtschaftung angelegter Bodenkulturen. Das Prinzip der Kulturarbeit der Miesmuschelfischer ist es, Muschelbrut (bis 20 mm Schalenlänge), Saat (20 bis 30 mm) oder Halbwachs (30 bis 40 mm Schalenlänge) von natürlichen Beständen abzufischen und auf Flächen zu verlegen, die besonders gute Bedingungen für ein schnelles Wachstum der Muscheln bieten. Ihre konsumfähige Größe erreichen die Muscheln mit einer Schalenlänge ab 50 mm, die sie unter günstigen Bedingungen bereits nach einem Jahr auf der Kulturfläche erreichen. In Niedersachsen werden die Besatzmuscheln vornehmlich von eulitoralen Bänken entnommen, die über das gesamte niedersächsische Wattenmeer verteilt sind. Die Besatzmuscheln werden in definierter Dichte (max. 100 t pro ha) auf den Kulturflächen ausgebracht. Dazu bieten sich vornehmlich sublitorale Flächen an, die von Strömungsregime und Sedimentzusammensetzung her gute Siedlungs- und Wachstumsmöglichkeiten für die Muscheln bieten. Der sublitorale Standort zeichnet sich durch ein ständig verfügbares Nahrungsangebot aus, die Muscheln sind jedoch einem stärkeren Räuberdruck (Seesterne, Eiderenten) ausgesetzt. Eulitorale Kulturflächen bieten tidenbedingt wärmeres Wasser und geringeren Räuberdruck; es kommt aber durch die Trockenfallzeiten zur Unterbrechung des Nahrungsangebots. Die Miesmuschelkulturflächen des niedersächsischen Wattenmeeres liegen überwiegend im Emsästuar und im Borkumer Watt sowie in der Jade und im Jadebusen. Das Wattgebiet östlich des Weserfahrwassers ist für Miesmuschelkulturen gesperrt. Die Kulturen befanden sich 1993 zu 45 % im Eulitoral und zu 55 % im Sublitoral. Zunehmend wurden die Kulturen jedoch ins Sublitoral verlegt, wo sie gegen Stürme und Eisgang besser geschützt sind (GUBERNATOR 1996). In Schleswig-Holstein werden die Saatmuscheln traditionell überwiegend aus dem Sublitoral gewonnen und wiederum auf sublitorale Kulturenflächen verbracht. Das Verhältnis von Saat- zu den später geernteten Konsummuscheln liegt in

Niedersachsen bei 1:3 bis 1:1. Wird der Zuwachs der Saatmuscheln bis zur Konsumgröße berücksichtigt, deutet diese Ausbeute auf starke Verluste an Individuen während der Kulturzeit hin (WALTER 1996). In Schleswig-Holstein wird ein ähnliches Ausbeuteverhältnis erreicht. RUTH (1997) mißt dabei den Besatzmuscheln, die dem Sublitoral entnommen werden, ein größeres Ausbeutepotential bei. Die Frage einer optimalen Belegungsdichte ist jedoch weiterhin ungeklärt. Ein entsprechendes Forschungsprojekt widmet sich dieser Frage derzeit im niedersächsischen Wattenmeer (WALTER 1999). Lage und Fläche der Miesmuschelkulturen in Schleswig-Holstein. Durch eine modernisierte Flotte konnten die Flächen der Kulturen, deren Anzahl nahezu gleichblieb, mit der Zeit vergrößert und dadurch die Anlandemengen gesteigert werden.

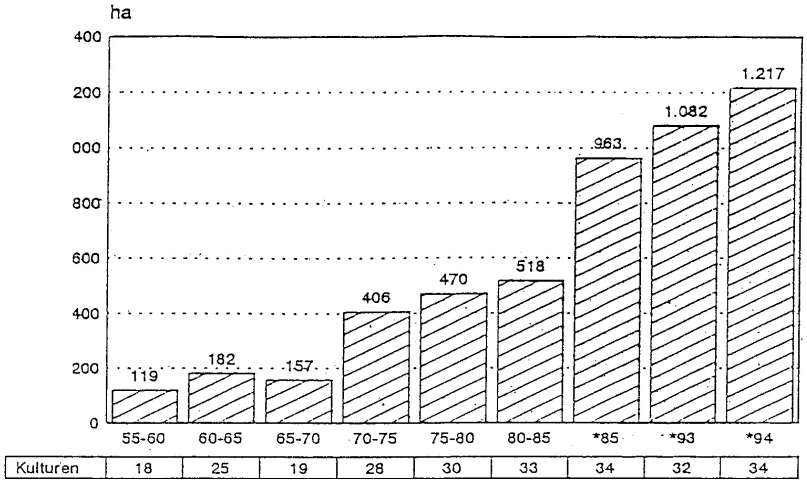


Abb. 3.4.3: Anzahl und Fläche der Miesmuschelkulturen in Niedersachsen 1955–1995 (KLEINSTEUBER & WILL 1988, GUBERNATOR 1996, Staatl. Fischereiamt Bremerhaven)

3.4.2.2 Herzmuscheln, Trogmuscheln und Austern

Die Fischerei auf andere Muschelarten, wie Herzmuschel (*Cerastoderma edule*), Trogmuschel (*Spisula solida, S. subtruncata*) und die Zucht von Austern (*Crassostrea gigas*) wird in den Ländern Deutschland, Dänemark und den Niederlanden mit unterschiedlicher Intensität betrieben.

Die Fischerei auf Herzmuscheln wird in Niedersachsen, Hamburg und Schleswig-Holstein in den Regionen der Nationalparke Wattenmeer seit 1992, bzw. 1990 und 1989 nicht mehr ausgeübt. Hier ist auch die Mehrzahl der hochliegenden Platen zu finden, auf denen die Herzmuscheln siedeln. Grund für die Einstellung der Herzmuschelfischerei ist die starke Schädigung der Sedimentstrukturen und der dort lebenden Organismen durch die hydraulischen Spül- und Saugdredgen der Herzmuschelkutter. Diese Methode der Herzmuschelfischerei wurde als ein mit dem Nationalparkgedanken nicht zu vereinbarender Eingriff in das Ökosystem Wattenmeer bewertet. In den Niederlanden wurde und wird neben einer Herzmuschelgewinnung von Hand, „hand-cockling“, eine intensive hochtechnisierte Herzmuschelfischerei betrieben. Im langjährigen Mittel belaufen sich die jährlichen Anlandungen auf etwa 40.000 t, wobei diese Mengen aufgrund unterschiedlicher Rekrutierung der Herzmuschelpopulationen von Jahr zu Jahr stark schwanken. Die Fischerei wird durch einen jährlichen Managementplan durch regionale und zeitliche Gebietssperrungen und einer Berücksichtigung der vorhandenen Muschelmenge als Nahrung für die Seevögel geregelt. Generell ist die Herzmuschelfischerei durch Erlaß des niederländischen Ministeriums für Landwirtschaft, Naturbelange und Fischerei für die kommenden fünf Jahre im derzeitigen Umfang zugelassen. In Dänemark ist die Herzmuschelfischerei eher unbedeutend und zudem aus Naturschutzgründen stark reglementiert. Die

Fischereibehörde weist jährlich neue Flächen für die Befischung zu, auf denen insgesamt etwa 4.000 t gefischt werden (SCHLAUCH 1999).

Die Fischerei auf die Trogmuschel wurde in den Niederlanden Ende der achtziger Jahre initiiert. Anlaß dazu gaben Gebietssperrungen und ein geringer Bestand an befischbaren Herzmuscheln. Die Fischerei auf Trogmuscheln wird von acht speziell ausgerüsteten Herzmuschelkuttern betrieben (MARDIK & VAN DER LAND 1996). Da die Trogmuschel, die in den tieferen Wattbereichen und außerhalb des Watts siedelt, eine wesentliche Nahrungsgrundlage v. a. für Trauerenten (*Melanitta nigra*) darstellt, wurden die Fischereiaktivitäten aus Naturschutzgründen zeitlich und räumlich reglementiert. Darüber hinaus sind dringend populationsbiologische Untersuchungen erforderlich, da die Fischerei ohne ausreichende Kenntnisse über den Bestand, das Rekrutierungsverhalten und die generelle Biologie der Trogmuschel stattfindet (SCHLAUCH 1999). Die jährlichen Anlandungen in den Niederlanden betragen 30.000 - 40.000 t (DE JONG et al. 1999). Der einzige befischbare Bestand an Trogmuscheln in Deutschland existiert derzeit in Schleswig-Holstein. In diesem neuen Fischereizweig betrug die höchste Anlandemenge 6.233 t im Jahr 1995. Danach erholte sich die Population aufgrund der Befischung oder auch der strengen Winter nicht mehr, so dass dort derzeit keine Trogmuschelfischerei ausgeübt wird. Auch hier sind ökologische Untersuchungen erforderlich, um den Bestand der Trogmuschel durch unkontrollierte Befischung nicht zu gefährden. In Dänemark wurden aufgrund ebenfalls geringer Bestände in den letzten Jahren keine Trogmuscheln angelandet. Ähnlich wie die Herzmuschelfischerei - beide Fischereizweige sind auf den gleichen Kuttertyp angewiesen - ist die Trogmuschelfischerei in Dänemark von untergeordneter Bedeutung.

Nach dem Verschwinden der letzten natürlichen Austernbänke vor der Küste der Deutschen Bucht sowie der Zerstörung der küstenfernen Bänke zu Beginn des zwanzigsten Jahrhunderts, ist die ehemals hier heimische Europäische Auster (*Ostrea edulis*) im natürlichen Vorkommen nur noch in Einzelexemplaren anzutreffen (SCHLAUCH 1999). Derzeit existiert eine Zucht der Pazifischen Auster (*Crassostrea gigas*) im Sylter Wattenmeer. Dort werden jährlich etwa 1 Million Austern geerntet. Die Kulturfläche beträgt 30 ha und ist in das Programm zur Bewirtschaftung der Muschelressourcen des Landes Schleswig-Holstein integriert. In Dänemark wird von einer Regeneration der einheimischen Europäischen Auster im Limfjord seit 1992 berichtet. Im Jahr 1997 wurden in Dänemark 23,5 t Austern von natürlichen Austernbänken angelandet und geben damit Hoffnung auf eine Wiedereinbürgerung dieser Austernart (SCHLAUCH 1999). In den Niederlanden werden im Delta-Gebiet neben einer Wildmuschelfischerei umfangreiche Kulturen der Pazifischen Auster aber auch Kulturen der Europäischen Auster auf einer Fläche von etwa 2000 ha betrieben. Die natürliche Reproduktion wird allerdings unterstützt durch den Import von Brut aus anderen europäischen Ländern. Von den Kulturen werden pro Jahr mehrere Millionen Austern geerntet (SCHLAUCH 1999).

3.4.2.3 Garnelen



Abb. 3.4.4: Garnelenkutter beim Fang - Niederlande (INTERWAD 1998)

Die Garnelenfischerei wird heutzutage grundsätzlich mit Mehrzweckkuttern betrieben, die sowohl für den Garnelenfang als auch für den Frischfischfang ausgerüstet sind bzw. umgerüstet werden können. Es handelt sich dabei um modernisierte Holzkutter oder um neuere Stahlkutter, die bis zu 20 m lang und bis zu 300 PS motorisiert sind.

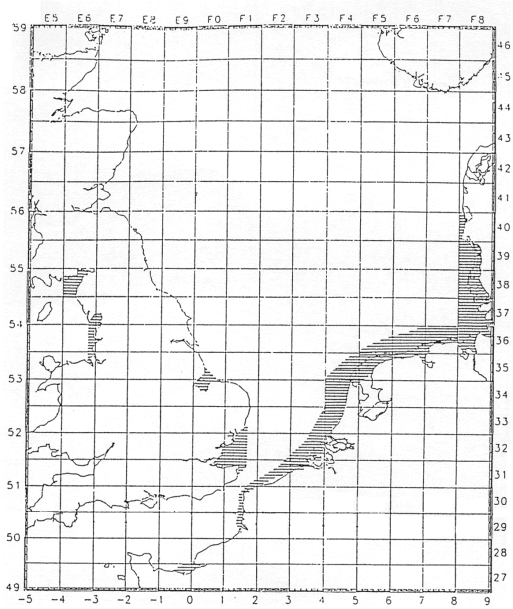


Abb. 3.4.5: Von der Garnelenfischerei genutzte Gebiete im küstennahen Bereich der Nordsee (ICES 1993)

Gefischt wird mit zwei Baumkurren, die zwischen acht und zehn Metern breit sind.

Die Fanggeräte werden beim Garnelenfang nicht mit Scheuchketten gefahren, wie sie in der Plattfischfischerei üblich sind, sondern mit einem Rollengeschirr am Grundtau (Abb. 3.4.15).

Im Wattenmeer findet die Garnelenfischerei nur in den tieferen Rinnen und Prielen ab etwa 3 m Tiefe statt. Das hat zur Folge, dass im niedersächsischen Wattenmeer nur etwa 1/3 (WALTER 1996), in Schleswig-Holstein etwa die Hälfte der Fläche des Nationalparks (BERGHAHN & VORBERG 1997) befischt werden kann.

Die Fischer folgen den reproduktionsbedingten Wanderungen der Garnelen (Abb. 3.4.6) auch vor die Inseln bis etwa zur 20-m-Tiefenlinie (BERGHAHN & VORBERG 1997). Der aktuelle Anteil der Fänge im schleswig-holsteinischen Wattenmeer wird auf ca. 50 % der Gesamtanlandungsmenge geschätzt (FEIGE et al.1995). Dementsprechend machen die Fangzeiten im Wattenmeer nur etwa 35 – 40 % des Jahres aus (GUBERNATOR 1996). Insgesamt wird in den Ländern der trilateralen Zusammenarbeit aber die Hauptmenge der Garnelen außerhalb des Wattenmeeres vor den Inseln gefangen. In Dänemark und dem Nationalpark Hamburgisches Wattenmeer ist die gesamte Fläche der trilateral ausgewiesenen Schutzgebiete für die Garnelenfischerei gesperrt.

Fast alle Garnelenkutter sind Mehrzweckkutter, d. h. sie sind auch für die Frischfischfischerei geeignet, so dass sich die Kutterfischerei generell zu einer „gemischten Küstenfischerei“ entwickelt hat (GUBERNATOR 1996). Im Bereich des Wattenmeeres findet keine gezielte Frischfischfischerei statt (STOCK et al. 1996). Dort fällt Frischfisch nur als Beifang der Garnelenfischerei an. Die Frischfisch-fischerei u. a. auf Plattfische, Kabeljau und Aal findet außerhalb des Wattenmeeres zu den Jahres-zeiten statt, in denen die Fischerei auf Garnelen unattraktiv ist - z. B zu Zeiten reproduktionsbedingter Dominanz untermaßiger Garnelen im Sommer (TEMMING & DAMM 1998).

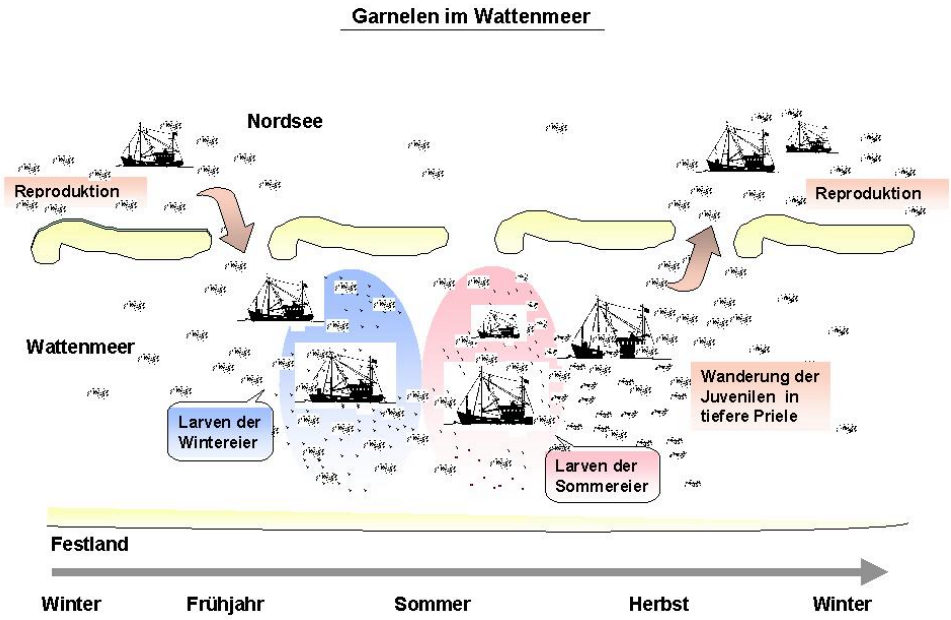


Abb. 3.4.6: Reproduktionszyklus der Garnele und Fanggründe der Fischerei

3.4.3 Sozioökonomie des Wirtschaftszweiges Fischerei

3.4.3.1 Sozio-kulturelles Verständnis der Küstenfischer

Der niederländische Wissenschaftler van GINKEL von der Universität Amsterdam hat grundlegende Untersuchungen zum sozio-kulturellen Verständnis der Fischer durchgeführt. Seine im folgenden dargestellten Ausführungen stellen Eigenschaften heraus, die er für diesen Berufsstand als charakteristisch erachtet. Nach VAN GINKEL (1998) verbindet Fischer unterschiedlicher Fischereiarten, wie z. B. Haupterwerbs- oder Nebenerwerbsfischerei, Hochsee- oder Küstenfischerei, die gleiche Abhängigkeit von einer allgemeines Eigentum darstellenden Ressource. Fischerei ist nicht nur ein „Job“ oder eine gewinnbringende Tätigkeit. Fischerei ist eine Weltanschauung und ein „way of life“. Die Fischer verbinden gleiche Normen und Ideologien, die gleiche „Sprache“, gleiche Symbole, Mythen, Geschichten und Witze. Fischer ziehen eine mentale Befriedigung aus ihrer Arbeit und sind

sehr stolz auf ihre Identität. Die Fischerei kann von regional untergeordneter ökonomischer Bedeutung sein, Fragen die sich mit ihr beschäftigen, rufen jedoch erstaunliche kulturelle Beachtung hervor. Das Selbstverständnis des Fischers, sein Bild in der Öffentlichkeit, sein Platz in der Gemeinschaft, die lokalen Verknüpfungen der Familien, sind direkt mit der Fischerei verbunden. In unterschiedlichen Regionen wird man zwischen Fischern ähnliche Einstellungen finden, was Arbeitsethos, Ideologie, Ausdrucksweise, Unabhängigkeitsstreben von Gesetzgebungen, Freiheitsempfinden, Selbstverwirklichung, usw. betrifft. Aufgrund dieser Tatsachen hat die Gemeinschaft der Fischer und die fischereiliche Kultur weltweit eine Anzahl vergleichbarer Merkmalen (GINKEL 1998).

Diesem Selbstverständnis und dem Selbstbewußtsein des Fischers steht eine wachsende Unsicherheit über die Weiterentwicklung und den Weiterbestand, besonders der Küstenfischerei, nicht nur in Europa, sondern weltweit entgegen. Ökonomische und sozio-kulturelle Konsequenzen der Modernisierung und Beschränkungen durch fischereiliche Managementmaßnahmen haben zu einer eher pessimistischen Einschätzung der Zukunft geführt. Die Anzahl der Küstenfischer hat über die vergangenen Jahrzehnte kontinuierlich abgenommen. Abwanderung des Nachwuchses besonders aus kleinen Fischerorten ist zu einem Problem geworden. Verstärkt kommt es zu Konfliktsituationen zwischen Fischern bzw. zwischen Fischern und staatlichen Stellen. Die Familienbindung innerhalb von Schiffsbesatzungen sind lockerer geworden, so dass sich auch dort eher Konflikte anbahnen. Hohe Verschuldung und Konkurse, Verlust fischereilicher Fertigkeiten und Verfall lokaler Identität als Fischereikultur stellen nur wenige Merkmale dar, die die europäische Küstenfischerei von einem Image einer lokalen Kultur entfernt und zur Verunsicherung des Fischers als unabhängigem Individualisten beiträgt (GINKEL 1998).

3.4.3.2 Entwicklung der Anlandungen und Erlöse

Miesmuscheln

In Niedersachsen betreiben 4 Betriebe mit derzeit insgesamt 5 Kuttern die Miesmuschelfischerei. Die Betriebe sind in Greetsiel, Norddeich und in Hooksiel ansässig. Die Kutter sind etwa 35 m lang, verfügen über ein Ladevermögen von bis zu 120 t und zeichnen sich durch einen Tiefgang um 1 m für den Einsatz im Flachwasser aus. Insgesamt werden gemittelt Erlöse von etwa 3 Mio. DM/Jahr erzielt. 1993 waren in der Miesmuschelfischerei noch 23 Personen beschäftigt, seit 1995 sind es nur noch 14 Personen. Generell ist der Rückgang der Arbeitsplätze sowohl auf eine fortschreitende Technisierung des Fangvorgangs als auch auf einen generellen Wandel in der Beschäftigungsstruktur der Küstenregion zurückzuführen. Fischer suchen immer mehr Einkommensalternativen außerhalb der Fischerei (MÖLLER & FEIGE 1995).

Angesichts des niedrigen Bestandes an Miesmuscheln wird diskutiert, inwieweit eine intensive Befischung bzw. Bewirtschaftung ursächlich dafür verantwortlich gemacht werden kann. Es stellt sich die Frage, wie eine Fischerei aussehen muss, die sich nicht durch eine zu große Intensität die Erwerbsquelle selbst zerstört. Die Fischerei unterliegt wie jeder andere Wirtschaftszweig ökonomischen Zwängen. Im Falle der Miesmuschelfischerei üben Gesellschaften mit niederländischen Kapitalhaltern immer stärkere Einflussnahme auf den traditionellen Familienbetrieb aus (GUBERNATOR 1996). Auch zeichnet sich die Tendenz ab, dass die Kutter ständig größer und stärker werden. Über höhere Betriebsausgaben zur Erhaltung der inzwischen hochtechnisierten Schiffe verstärkt sich der ökonomische Druck, der wiederum Anlaß zu einem erhöhten Fischereiaufwand gibt. Höhere Anlandungszahlen führen häufig zu einem Preisverfall und damit wieder zu einem höheren ökonomischen Druck insbesondere auf kleinere Betriebe. Dazu kommt, dass ein großer Teil der Gewinne in die Niederlande fließt. Miesmuscheln werden bis zu 90 % (Garnelen und Plattfische bis zu 70 %) an niederländische Großhändler verkauft. Ein regionaler Markt besteht also kaum, obwohl auf-

grund statistischer Erhebungen des pro Kopf Verbrauchs an Fischwaren der Bedarf vorhanden wäre (GUBERNATOR 1996).

Tabelle 3.4.1: Miesmuscheln - Anlandungen und Erlöse trilateral

Miesmuscheln - Anlandungen [t]

(DAS FISCHERBLATT 1991 - 1999, INTERWAD 1998)

Jahr	Niedersachsen	Schleswig-	Niederlande
1990	4.613	15.624	98.800
1991	580	29.397	48.700
1992	8.256	42.538	51.000
1993	2.971	21.695	57.000
1994	285	4.583	105.000
1995	6.089	11.693	80.000
1996	5.154	32.874	94.500
1997	5.761	16.569	
1998	15.677	15.535	
Mittel 1990 - 98 (NL: 1990 - 96)	5.487	21.167	76.429

Miesmuscheln – Erlöse [Mio. DM, hfl]

(Das Fischerblatt 1991 - 1999, InterWad 1998)

Jahr	Nds	S-H	NL
1990	3,2	7,6	
1991	0,7	17,7	
1992	4,0	18,4	92,0
1993	3,8	13,2	93,7
1994	0,2	2,0	104,5
1995	3,6	6,2	120,6
1996	4,4	14,4	107,4
1997	5,5	16,0	
1998	9,6	7,9	
Mittel 1990 - 98 (NL: 1992 - 96)	3,9	11,5	103,6

Im Hinblick auf Naturschutzbelange wurde die Miesmuschelfischerei im Nationalpark Niedersächsisches Wattenmeer bislang nur über die Nationalparkverordnung reglementiert. Danach waren 25 % der Fläche des Nationalparks für die Miesmuschelfischerei gesperrt (DAHL et al. 1994), vornehmlich Gebiete östlich des Weserfahrwassers, die auch traditionell nicht zur Muschelfischerei genutzt wurden, sowie Teile einzelner hoch liegender Inselwatten. Mit dem Inkrafttreten des zunächst auf 5 Jahre befristeten Miesmuschelmanagementplans am 1.1.1999 wurden im Eulitoral außer den vorher schon durch die Nationalparkverordnung geschützten 31 Miesmuschelstandorten weitere 17

Standorte von der Befischung auf Besatzmuscheln ausgenommen. Die Besatzmuschelfischerei selbst wird über Genehmigungen geregelt, die jährlich vom Fischereiamt vergeben werden.

Garnelen

Die Garnelenfischerei wird z. Zt. in Niedersachsen von 140 Kuttern betrieben und erzielt im Mittel Erlöse von ca. 20 Mio. DM pro Jahr. Es werden pro Kutter direkt etwa 4 Arbeitsplätze geschaffen, insgesamt mit allen beteiligten Betrieben der Fischereiwirtschaft, Zulieferer und Dienstleistungen werden etwa 2000 Personen Arbeitsplätze geboten. Trotz einer Verringerung der Kutterzahl seit den 50er Jahren nahm die angelandete Menge an Garnelen zu, bzw. blieb in Niedersachsen seit den 70er Jahren in etwa gleich (

Insgesamt haben die Anlandemengen der deutschen aber auch der niederländischen Garnelenfischerei seit den siebziger Jahren zugenommen. Obwohl die Zahlen aus den unterschiedlichen Quellen geringfügig voneinander abweichen, zeigt sich zusammenfassend ein dementsprechendes Bild. Vor allem für die deutschen Anlandungen zeigt sich außerdem eine zunehmende Schwankungsbreite der jährlichen Anlandemengen. Der fischereiliche Aufwand, gemessen an der Motorenleistung (kW-Tage auf See), ist für beide Flotten angestiegen und zwar in einem Maße, dass die Anlandungen pro Aufwandseinheit einen negativen Trend zeigen.
Abb. 3.4.7). In jüngster Zeit hat die Fischerei durch Modernisierung und Kapitalzusammenlegung einen Strukturwandel durchgemacht, wie er auch in der Landwirtschaft zu beobachten ist. Es ist zu einer „Industrialisierung“ gekommen (GUBERNATOR 1996).

Seit Mitte der 70er Jahre setzen sich die modernen Mehrzweckkutter durch. Diese Stahlkutter verdrängen nach und nach die traditionellen Holzkutter und entsprechen dem erhöhten Anspruch der Fischer nach Flexibilität durch die Wahl der Zielart und Mobilität durch die Wahl des Fanggebietes (Abb. 3.4.8). Seit 1964 ist die Anzahl der Kutter um mehr als ein Drittel zurückgegangen, gleichzeitig sind diese höher motorisiert und der Anteil der großen, 16-20 m langen Kutter hat deutlich zugenommen (GUBERNATOR 1996; TEMMING & TEMMING 1991).

Zusammen mit längeren Einsatzzeiten führt dies zu einem erheblich gesteigerten Fischereiaufwand, d. h., dass deutlich weniger Kutter bei ständig höheren Betriebskosten immer mehr fischen: Eine Entwicklung, die die Gefahr der Ressourcenübernutzung in sich trägt. Bereits jetzt zeigen sich Anzeichen einer ökonomischen Überfischung, die durch steigende Aufwendungen zur Erreichung des gleichen Ertrages gekennzeichnet ist (TEMMING & TEMMING 1991; WALTER 1996). Gerade die größeren Kutter sind besonders anfällig, da sich mit zunehmender Schiffsgröße das Verhältnis von Aufwand (Kraftstoff- und Personalkosten) zu Ertrag verschlechtert (BURMEISTER 1986). Dem Besitzer bleibt nur die Verlängerung der Fangzeiten (Winterfischerei, Verlängerung der Fangfahrten) und ein Ausweichen auf lohnendere Zielarten (Plattfische). Neuere Erkenntnisse gehen von einer Aufwandssteigerung von über 50 % in der deutschen Garnelenfischerei in der Zeit von 1964 bis 1989 aus (TEMMING & TEMMING 1991). Die kapitalintensive Modernisierung der Fangflotte und ein zunehmender Konkurrenzdruck auf dem europäischen Binnenmarkt bedrohen die Existenz vieler Fischereibetriebe.

Tabelle 3.4.2: Speise- und Futterkrabben - Anlandungen (t) und Erlöse

Anlandungen (t/a)

Jahr	Niedersachsen		Schleswig-Holstein
	Speisekrabben	Futterkrabben	Speisekrabben
1990	2.384	1.543	2.286
1991	4.124	2.886	4.825
1992	3.187	1.778	4.518
1993	4.419	2.120	4.666
1994	5.435	2.750	5.917
1995	3.987	883	4.679
1996	6.485	1.675	5.398
1997	7.170	1.138	7.488
1998	5.996	648	5.125
Mittel 1990-98	4.649	1.847	4.972

Speise- und Futterkrabben - **Erlöse (Tsd DM)**

Jahr	Niedersachsen		Schleswig-Holstein
	Speisekrabben	Futterkrabben	Speisekrabben
1990	17.688	250	17.572
1991	17.447	452	18.725
1992	13.523	285	19.493
1993	18.972	328	21.292
1994	23.484	409	28.200
1995	21.000	138	24.795
1996	32.052	268	27.311
1997	24.039	169	25.844
1998	27.132	85	23.737
Mittel 1990 - 98	21.026	287	22.904

Insgesamt haben die Anlandemengen der deutschen aber auch der niederländischen Garnelenfischerei seit den siebziger Jahren zugenommen. Obwohl die Zahlen aus den unterschiedlichen Quellen geringfügig voneinander abweichen, zeigt sich zusammenfassend ein dementsprechendes Bild. Vor allem für die deutschen Anlandungen zeigt sich außerdem eine zunehmende Schwankungsbreite der jährlichen Anlandemengen. Der fischereiliche Aufwand, gemessen an der Motorenleistung (kW-Tage auf See), ist für beide Flotten angestiegen und zwar in einem Maße, dass die Anlandungen pro Aufwandseinheit einen negativen Trend zeigen.

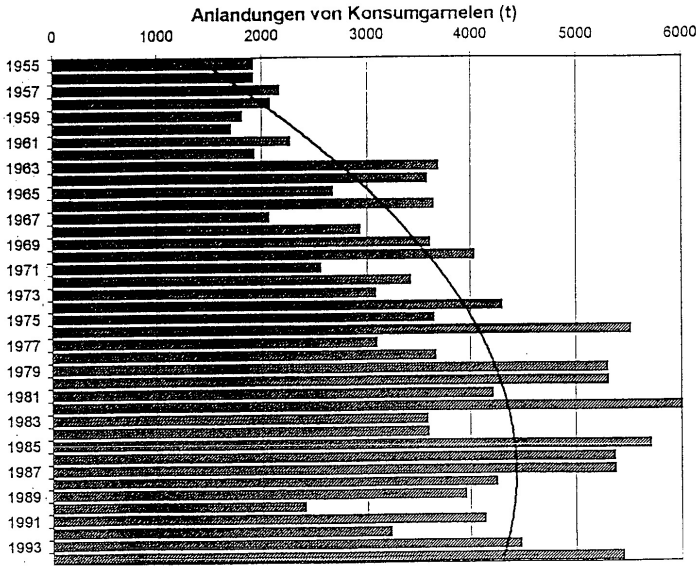


Abb. 3.4.7: Anlandungen Garnelen in Niedersachsen 1955 - 1994 (WALTER 1996)

Frischfischfischerei

Eine gezielte Frischfischfischerei findet, wie bereits oben erwähnt, im Wattenmeer nicht statt (STOCK et al. 1996). Allerdings werden Fische, meist Plattfische, als Beifang der Garnelenfischerei mit aufgenommen. Dabei macht der Prozentsatz an Fischen im Beifang in der Hauptfangsaison ab August/September weniger als 15 % aus (BERGHAHN & VORBERG 1997). Die maßigen Fische werden aussortiert und stehen dem Konsum zur Verfügung. Durch Umrüsten der Mehrzweckkutter kann jedoch gezielt auf Plattfische außerhalb des Wattenmeeres gefischt werden. Die anteilige Fangzeit für Frischfischfang macht in Niedersachsen etwa 20 % aus.

Zielarten des Plattfischfangs außerhalb des Wattenmeeres sind Seezunge und Scholle. Im Jahr 1993 konnten durch den Fang von Seezunge (245 t) und Scholle (560 t) an der Schleswig-Holsteinischen Küste mit 4,7 Mio. DM etwa ein Viertel der Erlöse der Garnelenfischerei erwirtschaftet werden (BERGHAHN & VORBERG 1997).

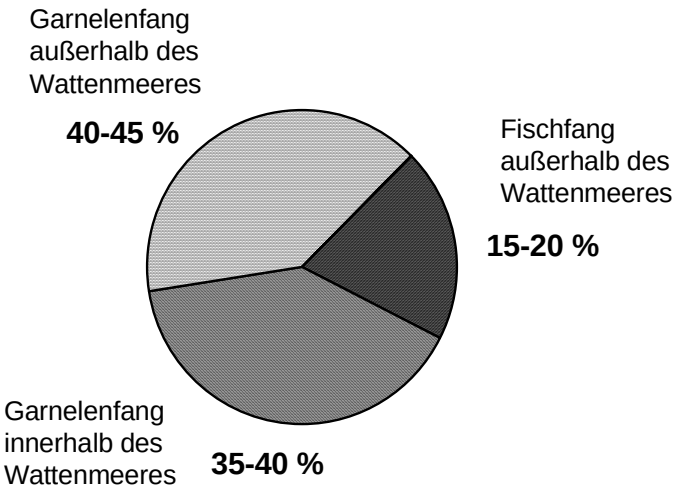


Abb. 3.4.8: Fanggebiete und deren prozentuale Anteile an den Gesamtfangzeiten der niedersächsischen Kutterflotte (140 Kutter, Erhebungszeitraum 1993-1994 (GUBERNATOR 1996))

3.4.3.3 Bedeutung der Fischerei im Küstenraum

Ausschlaggebend für die Rolle der Fischerei im sozioökonomischen System des Küstenraumes ist ihre Tradition als Wirtschaftszweig, ihre starke geographische Angebundenheit und damit eine hohe Bedeutung als spezifisches Element der Region. Die Touristen assoziieren Bilder der Häfen und Kutter sowie des wettergegerbten Fischers in der Ausübung seines Handwerks unmittelbar mit der Attraktivität der Region. Eine intakte Fischerei wird als Indiz einer hohen Umweltqualität bewertet und ist damit Symbolträger einer gesamten Region (FEIGE & MÖLLER 1995).

Dieser hohen emotionalen Bewertung der Fischerei steht ihre eher geringe wirtschafltiche Bedeutung gegenüber (Abb. 3.4.9).

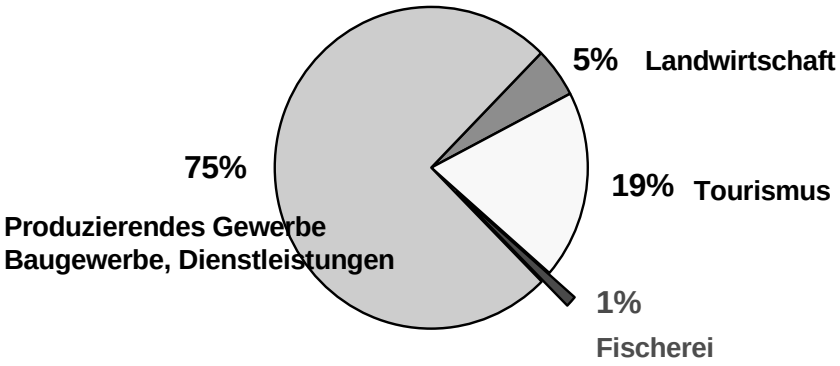


Abb. 3.4.9: Beitrag der Fischerei zum Volkseinkommen in der Nationalparkregion Schleswig-Holstein 1990 (FEIGE & MÖLLER 1995)

Die Fischerei ist an der schleswig-holsteinischen Küste auf wenige Orte konzentriert. Miesmuscheln werden in Dagebüll/Schlüttsiel angelandet, Garnelen in Husum, Tönning und Büsum.

Entsprechend groß ist die Bedeutung dieser Häfen hinsichtlich Anlandemengen, Erlösen, Kutterzahlen und Arbeitsplätzen. Hier werden nahezu 100 % der Erlöse der Garnelen- und Muschelfischerei in Schleswig-Holstein erzielt; 88 % der Speisefisch-Anlandungen erfolgen hier (FEIGE & MÖLLER 1995).

Im Gegensatz zu Niedersachsen existiert in Schleswig-Holstein eine weiterverarbeitende Industrie für Fischereiprodukte, die ca. 100 Personen beschäftigt. Diese Weiterverarbeitung im eigenen Land gehört mit zu den Nutzungszielen der dortigen Landesregierung.

In Niedersachsen konzentrieren sich die Miesmuschelanlandungen auf die Häfen Norddeich und Hooksiel, in deren Einzugsbereich auch die meisten Kulturflächen liegen. Die Aktivitäten der Garnelenfischerei verteilen sich nahezu über die gesamte niedersächsische Küste, die in Hausreviere aufgeteilt ist (GUBERNATOR 1996). Die höchsten Kutterzahlen sind in den Häfen Greetsiel (28), Norddeich (18), Westeraccumersiel (14) und Neuharlingersiel (13) anzutreffen.

3.4.4 Fischerei als Eingriff in das Ökosystem

Durch den Einsatz der Fanggeräte, wie Baumkurren und Muscheldredgen, kommt es zwangsläufig zu erheblichen Störungen im Lebensraum epi- und endobenthischer Fauna und Flora. Im Bereich der Fangstriche kann die Sedimentoberfläche bis in mehrere Zentimeter Tiefe abgetragen werden. Zusätzlich kann es randlich zu Sedimentverlagerungen kommen, die ebenfalls zu Beeinträchtigungen

bodenlebender Organismen führen können. Die intensive Befischung der Rinnen durch die Garnelenfischerei hat nicht nur direkte Störwirkung für das betroffene Benthos, sondern greift durch Beifang und Discard in vielfältige Prozesse des Systems ein, wie z. B. das Teilprojekt der niedersächsischen Ökosystemforschung „Die Bedeutung der Fischerei und des Schiffsfolgens auf die Ernährung von Seevögeln“ (WALTER & BECKER 1995) gezeigt hat.

3.4.4.1 Miesmuschelfischerei und Muschelkulturen

Angesichts des bis Mitte der 90-iger Jahre anhaltenden starken Rückgangs der Miesmuschelpopulation im niedersächsischen Wattenmeer (MICHAELIS et al. 1995; ZENS et al. 1996), muss auch der fischereiliche Einfluss auf die Miesmuschelbestände kritisch hinterfragt werden. Unbestritten ist der direkte Einfluss des Fanggeschirrs während des Fangvorgangs. Nicht nur die Miesmuscheln werden in diesem Bereich größtenteils entfernt, das gleiche gilt für die festsitzende artenreiche Begleitfauna und -flora (SCHIRM 1991). Andererseits können nach Untersuchungen in Schleswig-Holstein diese Eingriffe durch Wiederbesiedlung aus den Randbereichen bzw. Neuansiedlung durch Brutfall normalerweise innerhalb des nächsten Jahres wieder ausgeglichen werden (RUTH 1997).

Einfluss auf die natürliche Entwicklung der Miesmuschelpopulation

Das fast völlige Verschwinden von natürlichen eulitoralen Miesmuschelbänken im holländischen Wattenmeer ist nachweislich auf das rigorose Abfischen zurückzuführen (DANKERS 1993). Nicht reglementiertes Abfischen von Miesmuscheln natürlicher Vorkommen führte in Dänemark ebenfalls zu einer drastischen Abnahme des Bestandes, dem mit einem Fischereiverbot in weiten Bereichen des Wattenmeeres begegnet wurde. Seit dieser Einschränkung erholt sich der Muschelbestand dort zusehends. Durch das gestiegene Rekrutierungspotential ist auch der Bestand in den noch fischereilich genutzten Gebieten angestiegen (LOZÁN et al. 1994). HERLYN et al. (1996) belegen den Einfluss der Miesmuschelfischerei im niedersächsischen Wattenmeer durch aktuelle Ergebnisse: Bei einem Vergleich von 20 eulitoralen Miesmuschelbänken bzw. Bankbereichen waren im Jahr nach der Ansiedlung noch alle 12 unbefischten Bänke/Bankbereiche vorhanden, von 8 befischten Bänken/ Bankbereichen waren dagegen 7 nahezu erloschen oder nicht mehr vorhanden. Eine Wiederbesiedlung der Fischereispuren aus den unbefischten Bereichen heraus konnte während des gleichen Zeitraums nicht beobachtet werden.

Im niedersächsischen Wattenmeer werden allerdings auch zwei Phänomene diskutiert, die gegen einen alleinigen Einfluss der Fischerei sprechen: Im Wurster Watt ist der insgesamt geringe Miesmuschelbestand zwischenzeitlich verschwunden gewesen, ohne dass dort fischereiliche Aktivitäten stattfanden, im Jadebusen nahm der Miesmuschelbestand trotz Befischung nicht wesentlich ab. Diese Hinweise sprechen dafür, dass neben der Fischerei auch andere Faktoren zur Reduktion des Miesmuschelbestands beitragen.

Diskussionsbedarf besteht weiterhin für die Frage, ob intensive Kulturarbeit letztlich negative oder positive Auswirkungen auf den Gesamtbestand der Miesmuscheln hat. Im niedersächsischen Wattenmeer wird etwa die gleiche Fläche an Miesmuschelkulturen (13 km^2) bewirtschaftet (GUBERNATOR 1996), wie z. Zt. an eulitoralen natürlichen Miesmuschelbänken (13 km^2) besteht (HERLYN, pers. Mitt. 1998). Für die Verhältnisse in Schleswig-Holstein, wo sich die Brutbänke überwiegend im Sublitoral befinden und eine Befischung nur dort zugelassen ist, führt RUTH (1997) an, dass durch die Kulturarbeit erhebliche Mengen an Miesmuscheln von Brutflächen an geschützte Stellen des Sublitorals verbracht werden. Dieser Versatz, der gleichzeitig ein Ausdünnen des Erststandortes bewirkt, verringert eine dichtebedingte Mortalität auf der Brutbank und gewährleistet somit eine erhöhte Überlebensrate für die Muscheln. Der Muschelbestand eines Gebietes wird dort

nach Berechnungen von RUTH (1997) durch das Anlegen von Kulturen zeitweise mehr als verdoppelt. Durch die Wahl geschützter Standorte wird gleichzeitig das Risiko der Verdriftung durch Stürme herabgesetzt. Aufgrund der Besatzmaßnahmen, in deren Verlauf Muschelaggregationen von der Strömung verdriftet werden, können sich im Bereich der Kulturen sekundäre Miesmuschelbänke ansiedeln, die sich durch normalen Brutfall dort nicht angesiedelt hätten. Beim Abfischen natürlicher Brutbänke wird durch Verdriften einer Vielzahl einzelner Muscheln ebenfalls die Möglichkeit geschaffen, durch erneutes Niederlassen der aus dem Verband gerissenen Muscheln, zu einer Vergrößerung des Gesamtbestandes beizutragen (RUTH 1997). Diese Bestandsvergrößerungen durch Kulturarbeit sollen außerdem die Rekrutierungsfähigkeit der Muschelpopulation erhöhen, da die sublitoral wachsenden Miesmuscheln schneller die Geschlechtsreife erreichen und somit zur Verjüngung der eulitoralen Bänke beitragen (PULFRICH 1995). Inwieweit diese Ergebnisse aus Schleswig-Holstein grundsätzlich für die Befischung sublitoraler Brutbänke gelten, könnte sich aus einem Vergleich mit den Niederlanden ergeben, da dort die Besatzmuschelfischerei ebenfalls ausschließlich im Sublitoral betrieben wird. Vergleichbare Untersuchungen sind im Sublitoral des niedersächsischen Wattenmeers bisher nicht durchgeführt worden. Die Untersuchungen von HERLYN et al. (1996) zeigen, dass sie auf die Befischung eulitoraler Bänke nicht übertragbar sind.

Einfluss auf die benthischen Lebensgemeinschaften

Eine natürliche Miesmuschelbank bietet als sekundäres Hartsubstrat Lebensraum für eine artenreiche Begleitflora und -fauna. Sie bietet Anheftungs- und Unterschlupfmöglichkeiten für nahezu 100 Arten (HERLYN 1996; DITTMANN 1990) (siehe auch Kap. 2.4.2.1). Der erst Schritt der Kulturarbeit, die fischereiliche Entnahme von Besatzmuscheln von Naturbänken hat die Entfernung oder zumindest eine gravierende Störung der epi- und endobenthisch lebenden Organismen in diesem Bereich zur Folge und schädigt die Lebensgemeinschaft einer Miesmuschelbank erheblich.

Der zweite Schritt, das Ausbringen der Besatzmuscheln auf die Kulturflächen, bewirkt als weiteren negativen Effekt das Überdecken und damit Auslöschen der an der entsprechenden Stelle natürlich vorkommenden Lebensgemeinschaften. Davon betroffen sind vor allem biomassearme Gemeinschaften auf Schillflächen (RUTH 1997), die jedoch aufgrund des speziellen Habitattyps Bedeutung für solche Arten haben, die auf einen harten Untergrund angewiesen sind und z. T. als Anheftungssubstrat für Laich von Fischen und einigen Arten der Makrofauna dienen.

Im Falle, dass die Kulturarbeit eine Vergrößerung der Miesmuschelpopulation bewirkt, ist mit Auswirkungen auch auf weitere Komponenten des Systems zu rechnen. Durch hohen Stoffumsatz und die Freigabe von Nährstoffen im Bereich einer Muschelbank können z. B. Eutrophierungseffekte verstärkt werden, indem das Algenwachstum angeregt wird (ASMUS & ASMUS 1991). Auch reduzieren Miesmuscheln die Schwebstoffe im Wasser, wodurch das Lichtregime positiv beEinflusst wird, was ebenfalls zu einem erhöhten Wachstum des Phytoplanktons beitragen könnte.

Muschelfischerei und Vögel in Konkurrenz

HÜPPOP et al. (1994) sehen im Bereich der Muschelfischerei erhebliche Konkurrenz zwischen Fischerei und Vögeln. Werden Muschelbänke aus dem Eulitoral komplett abgefischt, kann es zu Nahrungsengpässen bei Vogelarten kommen, die auf die Muscheln als Nahrungsquelle angewiesen sind. Das Verhungern von 10.000 Eiderenten im niederländischen Watt führt REVIER (1993) auf das fast völlige Abfischen der Miesmuschel- und Herzmuschelbestände in den achtziger Jahren (CWSS 1991) zurück. Austernfischer konnten diesen Nahrungsentzug nur überleben, indem sie auf andere Nahrungsquellen im Inland auswichen, was nur während milder Winter möglich ist (HULSCHER et al. 1993).

Eine gegenläufige Konkurrenz wird eher von den Fischern angeführt, die sich auf die Entnahme größerer Mengen an Muscheln durch Vögel, speziell Eiderenten beziehen. Eiderenten halten sich zeitweise in Schwärmen von mehreren tausend Tieren im Bereich der Kulturflächen auf und decken ihren Nahrungsbedarf von diesen Muschelkulturen (NEHLS 1995). SWENNEN et al. (1989) quantifizierten die jährliche Konsumption der Eiderenten in den Niederlanden auf etwa 164.000 t, wovon Miesmuscheln etwa 60.000 t ausmachen. Ergebnisse von Untersuchungen über die Auswirkungen des Vogelfraßes auf Miesmuschelbestände im Sylter Wattenmeer führten jedoch zu der Aussage, dass Eiderenten und auch Austernfischer nicht in der Lage sind, den Bestand einer Muschelbank zu gefährden. Die von den Vögeln entnommenen Miesmuscheln der entsprechend ihrem Nahrungsspektrum bevorzugten Größenklassen wuchsen in dem natürlichen Muschelbanksystem nach, so dass keine dauerhaften Schäden der Bestände zu verzeichnen waren (NEHLS 1995). Generelle Wechselwirkungen zwischen dem Miesmuschelbestand und der Anzahl an Eiderenten konnten in Schleswig-Holstein nicht festgestellt werden (RUTH 1997).

Erhebliche Diskussion haben aktuelle Forschungsergebnisse über den Zusammenhang von Muschelfischerei, Korngröße des Sediments, Siedlungsansprüchen der Baltischen Tellmuschel *Macoma balthica* und Populationsgröße des Knutts *Calidris canutus* hervorgerufen. Korrelationen dieser Faktoren brachten PIERSMA & KOOLHAAS (1997) nach einer mehrjährigen Untersuchung (1988 - 1994) im Umfeld der holländischen Insel Griend zu weitreichenden Aussagen über die langfristigen Wirkungen der Muschelfischerei im Wattenmeer. Demzufolge veränderte das exzessive Abfischen von Herz- und Miesmuscheln in weiten Bereichen die Sedimentzusammensetzung hin zu gröberen Korngrößen. Der Wegfall der Miesmuschelbänke und der dichten Herzmuschelsiedlungen soll durch Reduktion der Feinmaterialablagerung zu dieser Veränderung im sedimentären System geführt haben.

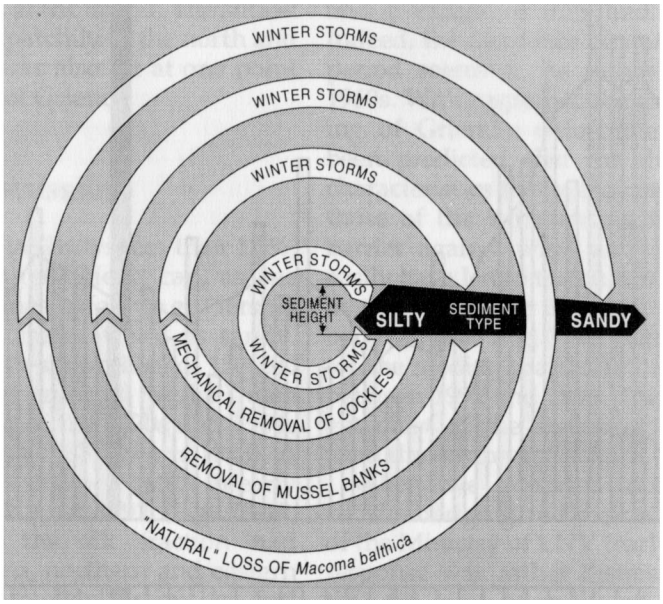


Abb. 3.4.10: Veränderung der Sedimentzusammensetzung - hin zu größeren Korngrößen - nach mehrjähriger Miesmuschel- und Herzmuschelfischerei: „PIERSMA-Effekt“ (PIERSMA & KOOLHAAS 1997, InterWad 1999)

Die neue Sedimentqualität entsprach nicht mehr den Ansprüchen der dort zuvor siedelnden *Macoma balthica* und große, nun nicht mehr von *Macoma* besiedelte Wattflächen fielen für die üblicherweise hier rastenden Knutts als Nahrungsgebiete aus. Fraglich bleibt, ob die gleichzeitige Bestandsabnahme

des Knutts in afrikanischen Überwinterungsgebieten auf eine Populationsreduktion durch Nahrungsmangel auf dem Zugweg schließen läßt (PIERSMA & KOOLHAAS 1997) (siehe auch Kap. 2.2.5.1).

NORRIS (1998) relativiert die Verantwortlichkeit der Muschelfischerei für die Sedimentveränderungen in großen Bereichen des niederländischen Wattenmeeres, indem er sie auf einen generellen Trend zur Versandung der Wattsedimente aus westlicher Richtung zurückführt. Er bestätigt allerdings auch eine akute Konkurrenz exzessiver Muschelfischerei zum Nahrungserwerb von Meeresvögeln anhand von Beispielen aus englischen Wattengebieten (NORRIS 1998). DUIKER et al. (1998) analysierten vorhandene Daten der Sedimentzusammensetzungen im niederländischen Wattenmeer und konnten ebenfalls keinen Zusammenhang zwischen Sedimentzusammensetzung und Aktivitäten der Miesmuschel- und Herzmuschelfischerei finden. Damit bleibt der Zusammenhang zwischen Muschelfischerei, langfristiger Korngrößenveränderung in den Sedimenten und den sich möglicherweise ergebenden Konsequenzen für Vögel weiterhin in der Diskussion.

3.4.4.2 Garnelenfischerei

Da sich die Garnelenfischerei auf die tieferen Priele und Rinnen im Wattenmeer konzentriert (ca. 5 % Flächenanteil des deutschen Wattenmeeres), findet sie in diesem Bereich mit einer entsprechend hohen Intensität statt. Dabei werden nicht nur Habitate und Organismen während des Fischereivorgangs gestört bzw. zerstört, sondern auch zusätzliche Nahrung für karnivore Meeresbewohner bereitgestellt. Hauptsächlich dekapode Krebse und Plattfische suchen gezielt die frischen Kurrspuren auf und nutzen die freigespülte verletzte oder bereits tote Beute. In einem Projekt der Ökosystemforschung im schleswig-holsteinischen Wattenmeer (BERGHAHN & VORBERG 1997) wurden die oben beschriebenen Beeinträchtigungen belegt, sie sind danach jedoch kurzzeitig und lokal begrenzt. Dauerhafte Schädigungen des Meeresbodens und damit verbunden des Benthos durch die Garnelenbaumkurre wurden in dieser Untersuchung nicht festgestellt.

WALTER (1996) hat in einem ersten zusammenfassenden Auswertungsschritt der Ergebnisse der Ökosystemforschung Niedersächsisches Wattenmeer unterschiedliche Ebenen der Auswirkungen der Garnelenfischerei auf das marine System identifiziert. Danach sind neben dem fischereilichen Ziel, der Entnahme von Garnelen für den menschlichen Konsum und den damit verbundenen Auswirkungen auf die Populationsdynamik der Garnelen selbst, die Effekte durch den Beifang und den Rückwurf (Discard), die Auswirkungen der durch die Baumkurre verursachten Sedimentumlagerungen und die aus dem Schiffsbetrieb resultierenden Emissionen zu berücksichtigen (Abb. 3.4.11). Mit Ausnahme der im Vergleich zur gesamten Schiffahrt eher zu vernachlässigenden von Fischereifahrzeugen ausgehenden Emissionen, wird auf die übrigen Auswirkungen im folgenden näher eingegangen.

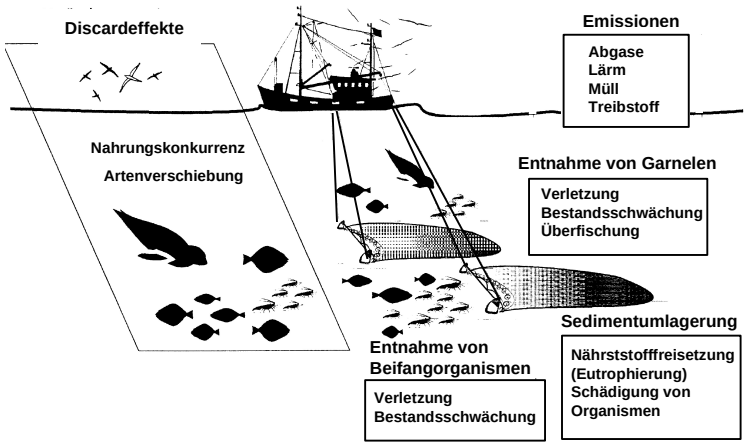


Abb. 3.4.11: Auswirkungen der Garnelenfischerei auf das System (nach WALTER 1996, verändert)

Einfluss der fischereilichen Sterblichkeit auf die Populationsdynamik der Garnele

Die Entnahme (fischereiliche Sterblichkeit) von jährlich durchschnittlich 20.000 t Garnelen (Speise- und Futtergarnelen) aus dem Wattenmeer und den angrenzenden Gebieten durch die Garnelenfischerei (LOZÁN 1994) galt über lange Zeit als unbedenklich, eine auch heute noch weit verbreitete Meinung. Bei dieser kurzlebigen, schnell wachsenden und hoch reproduktiven Art wurde ein schädigender Einfluss der fischereilichen Nutzung auf die Bestände ausgeschlossen (TIEWS & SCHUMACHER 1982). Auswirkungen des zunehmenden Fischereiaufwands auf die Garnelenpopulation sind nicht eindeutig belegt, da eine Populationsanalyse (assessment), wie sie für wichtige Nutzfischarten regelmäßig durchgeführt wird, bisher als nicht erforderlich angesehen wurde. Es mehren sich jedoch Anzeichen einer Überfischung der Population (DAHL et al. 1994; HUBOLD 1994).

Eine Abnahme des Anteils großer Garnelen im Fang, ein Rückgang des Anteils eiertragender Weibchen sowie der mittleren Länge eiertragender Weibchen, verminderte Eizahl pro Weibchen (TEMMING et al. 1993), starke Schwankungen der Anlandemengen der letzten beiden Jahrzehnte und eine stagnierende Anlandemenge trotz gesteigertem Fischereiaufwand über die Zeit (PRAWITT 1995; TEMMING & TEMMING 1991) werden als Zeichen einer beginnenden Übernutzung gedeutet.

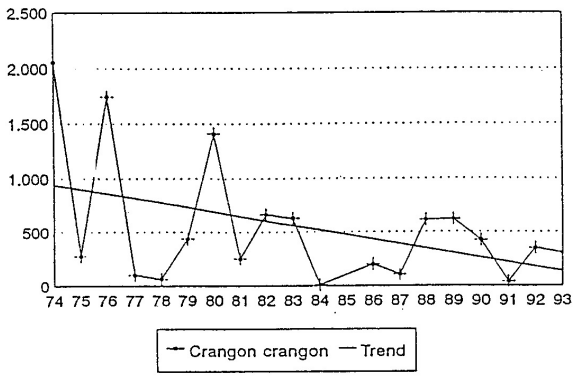


Abb. 3.4.12: Häufigkeit von Garnelen - Häufigkeitsindices von Garnelen auf der Basis von Frühjahrsuntersuchungen von 1974 bis 1993 im Bereich von Norder- und Süderpiep im schleswig-holsteinischen Wattenmeer (NEUDECKER 1994)

Generell ist durch biologische Überfischung – sie bezeichnet im Gegensatz zur ökonomischen Überfischung eine Wachstums- oder Rekrutierungsüberfischung - die natürliche Entwicklung der Garnelenpopulation stark in Frage gestellt. Die fischereiliche Entnahme zu vieler Garnelen mittlerer Größe durch kleine Maschenweiten der Netze bzw. zu hoher Fischereiintensität führt zu einer Wachstumsüberfischung. Wird durch zu intensive Fischerei der Bestand der eiertragenden Weibchen derart reduziert, dass die mittlere Zahl der Rekruten unter einen Maximalwert sinkt, spricht man von einer Rekrutierungsüberfischung (TEMMING & TEMMING 1991). Nach Aussage von TEMMING & TEMMING (1991) liegen für den Nordseebestand der Garnelen bereits Anzeichen sowohl für eine ökonomische als auch biologische Überfischung vor. Die Autoren empfehlen als wichtigste Maßnahme eine Reduzierung des effektiven Gesamtaufwandes der Kutterflotte.

Folgen der Sedimentumlagerung

Durch die Schleifwirkung der Kurrschuhe, der Rollen und des Netzes wird großflächig Sediment aufgewirbelt und resuspendiert. Die Bodenumlagerung kann zu einer Freisetzung gelöster Nähr- und Schadstoffe führen, die zu Eutrophierungsprozessen beitragen können oder zumindest bioverfügbar werden. Eine Quantifizierung dieser Effekte ist für die Scherbrettfischerei in der Kieler Bucht durchgeführt worden (KROST 1993), liegt jedoch für die Garnelenfischerei nicht vor.

Einfluss der Garnelenfischerei auf benthische Lebensgemeinschaften

Die mit Rollengeschirren ausgestatteten Garnelenbaumkurren wühlen beim Schleppvorgang die Oberfläche des Meeresbodens wenige Zentimeter cm tief auf (BERGHAHN & VORBERG 1997) bzw. schleifen mit ihrem Netz über den Boden, so dass der Fischereistrich noch 12 Stunden später deutlich im Sediment erkennbar ist. Eine wesentliche Schleifwirkung geht von den sich verkantenden Rollen des Geschirrs während des Schleppvorgangs aus (siehe auch 3.4.4.3). Festsitzende Bewohner des Meeresbodens wie Seerosen, andere Polypen oder Sandkorallen, meist jedoch ortstreue Würmer, Schnecken oder Muscheln werden durch die Fanggeräte verletzt bzw. getötet (WEBER et al. 1990). BERGHAHN & VORBERG (1997) haben ebenfalls Störungen durch das Rollengeschirr nachgewiesen. Sie führen dies auf die Aufwirbelung und dadurch die Freisetzung der Tiere, gefolgt von Verdriftung oder Fraß durch Räuber zurück. Diese Effekte werden allerdings als lokal und kurzfristig bewertet und letztlich nicht für längerfristige Erscheinungen verantwortlich gemacht. In Untersuchungen von BERGHAHN & VORBERG (1997) zu den Einwirkungen der Garnelenbaumkurren auf Sandkorallenriffe bei *Sabellaria alveolata*, einer nahen Verwandten der im Wattenmeer lebenden Art *Sabellaria spinulosa*, wurden keine zerstörerischen Einflüsse auf die Riffe gefunden.

Dagegen konnte für die in der Plattfischfischerei verwendeten Baumkurren ein zerstörerischer Effekt auf die Bewohner des Meeresbodens nachgewiesen werden (LINDEBOOM 1995; FONDS et al. 1992). Andere Untersuchungen zeigen, dass das Gewicht von Plattfischkurren („Schweres Geschirr“ um 2000 kg) und Garnelenkurren („Leichtes Geschirr“ um 500 kg) für die Störeffekte nicht entscheidend ist, da das erhöhte Gewicht der Plattfischkurren durch die in der Plattfischfischerei höheren Schleppgeschwindigkeiten ausgeglichen wird (weniger Bodendruck), so dass die Auswirkungen beider Kurrenarten vergleichbar sind (LINDEBOOM & DE GROOT 1998). Der Haupteffekt geht von den seitlich angebrachten Kurrschuhen aus, in deren Bereich die größte Störwirkung zu verzeichnen ist. Der Bereich des Rollen- oder Kettengeschirrs ist durch eine Störwirkung auf die Habitatstrukturen, etwa das Rollen bzw. Umstürzen von Hartbodenstrukturen gekennzeichnet. Dabei werden Lebensräume besonders für die Epifauna ge- oder zerstört (LINDEBOOM & DE GROOT 1998). Das Verschwinden strukturbildender Arten wie Austern, Seemoos und Sandkorallen, direkt auf die Wirkung der fischereilichen Aktivitäten und der Rollgengeschirre zurückgeführt (MICHAELIS & REISE 1994; REISE et al. 1989; REISE 1982; RIESEN & REISE 1982).

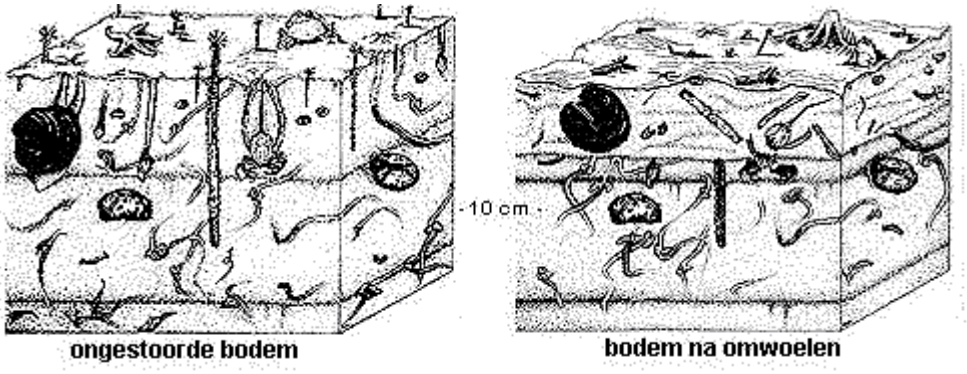


Abb. 3.4.13: Veränderungen des benthischen Lebensraums nach der Befischung mit Baumkurre (InterWad 1998)

Damit sind die Einwirkungen der Garnelenkurre auf das Benthos zwar nicht direkt bewiesen, aber nach vorherrschender Überzeugung eine naheliegende Erklärung für Veränderungen von Lebensgemeinschaften im Wattenmeer.

Eine eindeutige Klärung kann allerdings zur Zeit nicht erbracht werden, da es im deutschen Wattenmeer in den fischereilich nutzbaren Gebieten kaum unbefischte, d. h. unbeeinflusste Flächen gibt, die als Vergleichsflächen für die wissenschaftliche Trennung natürlicher und fischereilich begründeter Effekte notwendig wären (Kap. 3.4.5.6).

Mobile Faunenelemente, meist bodenlebende Fisch- und Krebsgemeinschaften, werden durch die Wirkung der Baumkurre dezimiert. Langlebige Arten mit langsamer Reproduktion verschwinden, was zu einer Artenverarmung bzw. einer Verschiebung im Artenspektrum führen kann. Opportunistische Arten mit schneller Reproduktionszeit dominieren infolgedessen im Artenspektrum, so dass es über eine Artenverarmung vorübergehend zu einer Erhöhung der Biomasse kommen kann (WEBER et al. 1990). Kurzfristig „positive“ Auswirkungen hat die Baumkurrenfischerei für aasfressende bzw. generell räuberische Arten (Krebse, Grundeln, dorschartige Fische und Plattfische), die die freigelegten oder verletzten Organismen als leichte Beute nutzen (BERGHAHN & VORBERG 1997; BERGHAHN 1990; WEBER 1983; CADDY 1973).

Auf das Reproduktionspotential verschiedener am Boden laichender Fischarten wirkt die Fischerei durch mechanisches Zerstören der Gelege ein (BODDEKE 1978). Dieses trifft besonders für die dauerhaft im Wattenmeer lebenden Arten wie Seeskorpion *Myxocephalus scorpius*, Scheibenbauch *Liparis liparis*, Butterfisch *Pholis gunellus*, Grundel *Pomatoschistus minutus* und Steinpicker *Agonus cataphractus* zu, die ihre Eier zum Schutz vor Verdriftung und Fraßdruck an Hartsubstrate wie Steine, Muschelschill und dergl. heften (ZIJLSTRA 1978; GIBSON 1969).

Organismen, die in die Netze gelangen und durch die Maschen entkommen können, überstehen diesen Vorgang meist nicht unbeschädigt. Beim Durchschlüpfen oder besser Durchpressen durch die Netzmaschen kommt es zu Haut- bzw. Schuppenverlusten, dem Abrieb der Schleimschicht, Quetschungen des Chitinpanzers oder zu Extremitätenverlusten (FONDS et al. 1992). Die durch Beschädigungen des Außenskeletts vermehrt auftretende „Schwarzfleckenkrankheit“ der Garnele weist eine zeitliche Übereinstimmung mit erhöhter Fischereiaktivität auf (KNUST 1990).

Die oben erwähnten Einwirkungen des Fanggeschirrs sind besonders gravierend durch die Vielfachbefischung der gleichen Fangstriche (Prielsysteme) (LINDEBOOM et al. 1998). Schon das dreimalige Befischen führte bei einer Reihe von Arten (Seestern *Asterias rubens*, Herzseeigel *Echinocardium cordatum*, Polychaeten *Lanice conchilega* und *Spiophanes bombyx*) zu einem statistisch signifikanten Rückgang der Besiedlungsdichte um 40 bis 60 % (LINDEBOOM 1995).

Beifang und Discard in der Garnelenfischerei - Bedeutung Discards für die Ernährung der Seevögel etc.

Ebenso wie in der Hochseefischerei geht mit der Ausübung der Garnelenfischerei die Erzeugung großer Mengen von Beifang und - damit verbunden - von Rückwürfen (Discard) einher. Als Beifang wird derjenige Anteil am Gesamtfang beschrieben, der nicht die Zielart darstellt oder aber auch nichtmaßige Individuen der Zielart sowie alle anderen nicht nutzbaren Anteile des Gesamtfangs (Geröll, Torf etc.). Aus dem Beifang können Anteile für kommerzielle Zwecke entnommen werden, z. B. Speisefische beim Garnelenfang. Der Teil des Gesamtfangs, der nicht kommerziell genutzt bzw. angelandet und zurück ins Wasser gegeben wird (kein Schlachtabfall), wird als Rückwurf oder Discard bezeichnet. Ebenfalls zum Discard können auch die Quote überschreitende maßige Exemplare der Zielart gehören.

In der mit nichtselektivem Fanggerät durchgeführten Garnelenfischerei wurde ein hoher Anteil des Discards am Gesamtfang ermittelt. Bei einer Anlandungsmenge von 4.278 t Konsumgarnelen (April - November 1993) ergab sich eine Gesamtdiscard-Menge von ca. 35.000 t. Diese setzten sich zusammen aus 27.600 t untermaßigen Garnelen, 2.100 t anderer Wirbelloser und 4.000 t Fisch. Den Rest bildeten Algen, Muschelschill und Müll (WALTER 1996).

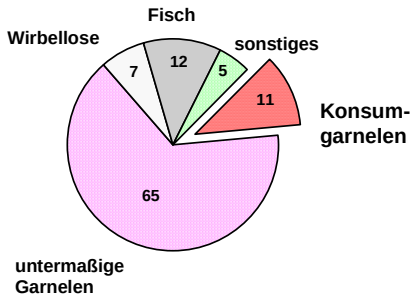


Abb. 3.4.14: Fraktionierung von 100 kg Fang eines Garnelenkutters (Mittelwerte aus 91 Fangproben); Daten aus WALTER (1996)

Überlebenschancen der Discardorganismen

Die in der Garnelenfischerei mitgefangenen und nach dem Sortiervorgang wieder über Bord gegebenen Organismen haben unterschiedliche Überlebenschancen. LINDEBOOM & DE GROOT (1998) unterscheiden eine sofortige und eine sekundäre Fangsterblichkeit dieser Tiere. Entweder überleben sie bereits den Fangvorgang oder den Sortiervorgang an Bord nicht, oder aber sie werden derart geschädigt über Bord gegeben, dass sie aufgrund der Verletzungen in den anschließenden Tagen sterben.

Die Überlebenschance ist u. a. abhängig von der artspezifischen Toleranz hinsichtlich mechanischer Belastungen und der Dauer des Aufenthalts außerhalb des Wassers. Besonders empfindlich sind Evertebraten und Jungfische. Auch Fische mit Schwimmblase zeigen Fangsterblichkeiten bis zu 100 % (BERGHAHN & VORBERG 1997). Plattfische überleben den Fangvorgang eher und weisen größenabhängige Mortalitätsraten von 0 – 90 % auf, mit dem Schwerpunkt bei 20 – 8 %. Standfische wie Seeskorpion, Steinpicker oder Aalmutter haben die besten Überlebenschancen mit Fangsterblichkeiten von 0 – 29 %. Ebenfalls gute Überlebenschancen haben Krebse mit hartem Außenskelett, wie z. B. die Strandkrabbe *Carcinus maenas*.

Aus der kommerziellen Plattfischfischerei liegen umfangreiche Ergebnisse zur Fangsterblichkeit von Discardorganismen vor (LINDEBOOM & DE GROOT 1998). Artspezifisch variieren die Mortalitätsraten in

der schweren Baumkurrenfischerei zwischen 10 % für Seesterne und 90 % für die Isländische Tellmuschel *Arctica islandica*. Die Mortalitätsraten der Krebse liegen abhängig von der Zerbrechlichkeit ihres Außenskeletts bei 50 – 70 %. Plattfische weisen im Discard Mortalitätsraten um 50 bis 100 % auf, während auch bei der schweren Baumkurrenfischerei die mitgefangenen Rundfische in der Regel Sterblichkeitsraten von 100 % aufweisen. Aufgrund der hohen Fischereifrequenz in den küstennahen Gebieten gehen LINDEBOOM & DE GROOT (1998) davon aus, dass Artenzusammensetzung und Abundanzen der bodenlebenden Fauna in diesen Bereichen stark durch die Fischerei beEinflusst wurde.

Discard als Nahrungsquelle für Seevögel

Die Mengen an Meeresorganismen, die als Discard zum Teil geschädigt oder getötet zurück ins Meer geworfen werden, locken eine große Anzahl von Seevögeln an. Im Bereich des Wattenmeeres folgen vor allem verschiedene Möwen- und Seeschwalbenarten den Kuttern, in abnehmenden Anteilen die Arten Silbermöwe (*Larus argentatus*), Lachmöwe (*L. ridibundus*), Fluß- und Küstenseeschwalbe (*Sterna hirundu, S. paradisaea*), Sturmmöwe (*L. canus*), Heringsmöwe (*L. fuscus*) und Mantelmöwe (*L. marinus*). Im Mittel wurden 231 schiffsfolgende Seevögel pro Kutter ermittelt.

Nach den Untersuchungsergebnissen von WALTER (1996) trägt der Discard der Garnelenfischerei die Ernährung von ca. 50.000 Seevögeln pro Saison.

3.4.4.3 Maßnahmen zur Reduktion der Fischereiauswirkungen

Sowohl aus Gründen des Naturschutzes als auch der Fischerei besteht ein Interesse am möglichst selektiven Fang der gewünschten Zielart mit den geringsten Auswirkungen für andere Meeresbewohner und die Struktur des Habitats. Technische Maßnahmen zur Erreichung dieser Ziele sind bereits durch die Fischerei im Einsatz oder sind Gegenstand von Forschungsvorhaben und werden Zug um Zug in die Praxis aufgenommen.

Discard-Vermeidung in der Garnelenfischerei

Trichternetz

Das Trichternetz ist ein modifiziertes Kurrennetz, in das ein Netztuch mit Maschenweiten von 30 – 45 mm eingesetzt ist; die Maschenweiten im Netzsteert dürfen 20 mm nicht unterschreiten. Der gesamte Fang muss diesen Trichter passieren. Die Trichtermaschen halten mitgefangene größere Fische oder Wirbellose zurück. Diese Organismen werden zu einem Fluchtfenster geleitet und können entkommen, bevor sie mit den Garnelen in den Netzsteert gelangen. Die Überlebenschance dieser Tiere erhöht sich durch das sofortige Freisetzen in die Wassersäule (WIENBECK 1998). Die Verwendung von Trichternetzen war bis Ende 1992 im 1. und 4. Quartal für die Garnelenfischerei durch EU-Gesetzgebung vorgeschrieben, um die in dieser Zeit besonders zahlreich auftretenden Jungfische zu schonen. Auch außerhalb dieser Zeiten wurden Trichternetze von der Garnelenfischerei eingesetzt, da sich die Verringerung des Beifangs auf das Fangergebnis oft positiv auswirkte. In Zukunft wird der Einsatz des Trichternetzes als eine Alternative zur Beifangreduktion von der Europäischen Union vorgeschlagen (WIENBECK 1998).

Trenngitter

Im Gegensatz zu den bisher auf freiwilliger Basis in der Praxis bereits eingesetzten Trichternetzen ist der Einsatz von Trenngittern in Baumkurrennetzen der Garnelenfischerei eine bisher wenig genutzte Alternative zur Reduzierung von unerwünschtem Beifang. Diese Trenngitter gehören zu den technischen Maßnahmen, die von der Europäischen Union zur Verminderung des Beifangs in der

Garnelenfischerei ab dem Jahr 2000 eingeführt werden sollen (WIENBECK 1999). Diese Selektionseinrichtung soll die mitgefangenen Jungfische sowie auch sonst nicht kommerziell verwertbare Arten möglichst quantitativ von den Garnelen unter Wasser trennen und ihnen nach dem Entkommen aus dem Netz gute Überlebenschancen bieten. Versuche mit einem Gitterabstand von 26 mm wiesen eine Reduktion des Fischbeifangs um etwa 78 % auf, wobei es kaum zu einer Reduktion des Garnelenfangs kam (WIENBECK 1998). Weil die Tiere artspezifisch entweder zum Meeresgrund oder eher in die freie Wassersäule flüchten, müssen in zukünftigen Untersuchungen die Fluchtwege der mitgefangenen Organismen weiter optimiert werden,.

Habitatschonung

Achsversetztes Rollengeschirr (von Holdt-Rollen)

Beim herkömmlichen Rollengeschirr einer Baumkurre verkanten sich die Rollen während des Schleppvorgangs, laufen nicht mehr mit und können den Boden regelrecht umpflügen. Ziel der Entwicklung eines achsversetzten Rollengeschirrs war es, dass während des Schleppens alle Rollenachsen senkrecht zur Schlepprichtung stehen. Auf diese Weise wird ein freies Drehen aller Rollen gewährleistet und damit wiederum wesentlich weniger Sediment aufgewirbelt, als mit dem herkömmlichen Rollengeschirr. Diese vom Hooger Krabbenfischer von Holdt entwickelten gleichnamigen Rollen wurden im kommerziellen Betrieb erprobt und in der Ökosystemforschung weiterentwickelt (BERGHAHN & VORBERG 1997). 1993 wurden sie erstmals zur allgemeinen Verwendung vorgeschlagen. Die Einführung in Niedersachsen wird durch eine Umrüstungsbeihilfe im Rahmen eines Projekts der Niedersächsischen Wattenmeerstiftung gefördert. Der gleichmäßige Lauf der Rollen schont nicht nur die Struktur des Meeresbodens, sondern läßt daneben weniger Geröll und Gestein in das Netz geraten. Die Fangergebnisse unterscheiden sich nicht wesentlich von den mit herkömmlichen Rollengeschirren erzielten. Da das Gleiten des Geschirrs über den Meeresboden durch das modifizierte Geschirr erleichtert wird, reduziert sich auch der Kraftaufwand des Kutters, was zu Treibstoffersparnissen beiträgt.

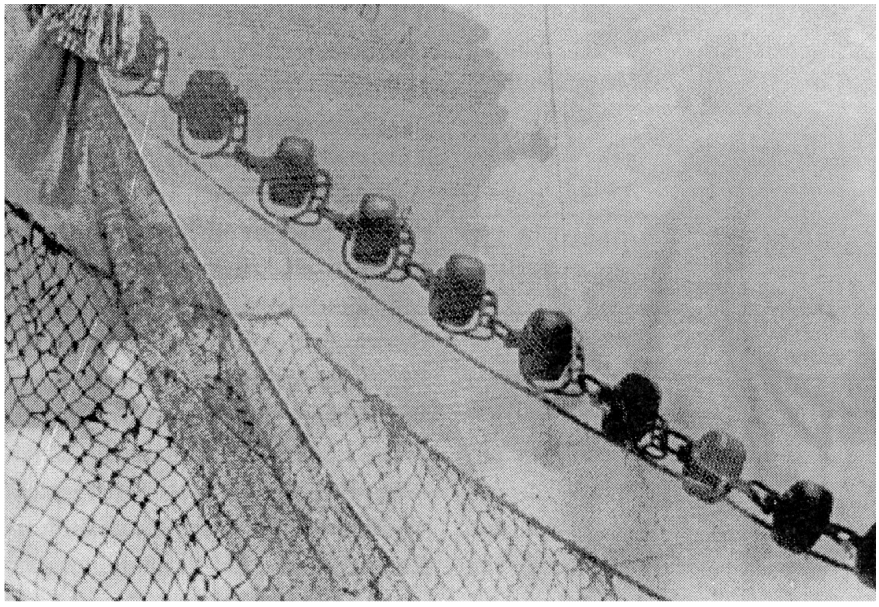


Abb. 3.4.15: Baumkurre in der Garnelenfischerei mit modifiziertem Rollengeschirr (achsparallel laufende von Holdt-Rollen) (Gabriel & Lange 1997)

Jet-Baumkurre

Im Rahmen eines Forschungsprojekts der Europäischen Union zur Reduktion von fischereibedingten Schäden an der marinen Umwelt (REDUCE), wird die Entwicklung einer Jet-Baumkurre für den Plattfischfang gefördert (LANGE & MENTJES 1998). Alternativ zum Rollen- oder Kettengeschirr einer herkömmlichen Baumkurre, wird der Kurrbaum von Seewasser durchströmt, das durch Düsen austritt, den Meeresboden aufwühlt und dadurch die Bodenfische in das Netz treibt. Durch die hydraulische Wirkung wird die bodenlebende Fauna im Gegensatz zu herkömmlichen Ketten- oder Rollengeschirren deutlich geschont (LANGE & MENTJES 1998).

3.4.5 Bestehende Vereinbarungen, und Naturschutzleitlinien im Bereich Fischerei

Im folgenden werden einige für die Küstenfischerei relevante Vereinbarungen und Leitlinien angeführt. Eine umfassende Darstellung ist bei STOCK et al.(1996) zu finden.

3.4.5.1 Umweltpolitische Leitlinien und internationale Erklärungen

Trilaterale Zusammenarbeit

Seit 1978 arbeiten Deutschland, Dänemark und die Niederlande zum Schutz des grenzübergreifenden Ökosystems Wattenmeer zusammen. Anläßlich der regelmäßig stattfindenden Regierungskonferenzen wurden in den letzten Jahren zahlreiche Beschlüsse für einen verbesserten Schutz dieses global bedeutenden Lebensraumes verabschiedet. Die Beschlüsse der jeweils nach dem Konferenzort benannten Regierungserklärungen stellen politische Willenserklärungen der nationalen Regierungen dar, sie sind aber nicht gesetzlich bindend.

Für die Fischerei bedeutsame Erklärungen sind:

- Einstellung bzw. Einschränkung der Herzmuschelfischerei; Schließung beträchtlicher Teile des Wattenmeeres zur Begrenzung der negativen ökologischen Auswirkungen der Miesmuschelfischerei; Einrichtung ausreichend großer, gleichmäßig über das Wattenmeer verteilter, nutzungs- und störungsfreier Gebiete im Wattenmeer als Referenzgebiete für Monitoring und wissenschaftliche Forschung (Erklärung der 6. Trilateralen Wattenmeer Regierungskonferenz, Esbjerg 1991).
- Prüfung von Möglichkeiten für ein gemeinsames Forschungsprojekt über die Auswirkungen der Krabbenfischerei (einschließlich der industriellen Krabbenfischerei) sowie des Plattfischfangs auf die Fauna des Meeresbodens mit dem Ziel, trilaterale Vorschläge zu erstellen und – je nach Ergebnis der Untersuchungen – weitere Regelungen zu prüfen, einschließlich der Möglichkeit, Teile des deutschen und holländischen Wattenmeers zu schließen (in Dänemark findet im Wattenmeer keine Garnelenfischerei statt); Untersuchungen über Schalentierbestände (z. B. *Spisula*) und die Auswirkungen der Fischerei auf Benthos-Bestände vor den Inseln durchzuführen und, je nach Ergebnis, diese auf trilateraler Basis zu besprechen im Bestreben, die Nahrungsgrundlage für Vögel sicherzustellen (Erklärung der 7. Trilateralen Wattenmeer-Regierungs-Konferenz, Leeuwarden 1994).

Im Rahmen des 1997 in Stade verabschiedeten Wattenmeerplans wird auf die erfolgten Gebietssperrungen für die Herz- und Miesmuschelfischerei zur Begrenzung der negativen Auswirkungen dieser Fischerei verwiesen und die Ausrichtung des Fischereimanagements auf den Schutz und die

Förderung der Entwicklung von Wildmuschelbänken und Seegraswiesen empfohlen. Grundsätzlich wird die Miesmuschelfischerei auf das Sublitoral beschränkt. Auf der Grundlage nationaler Managementpläne kann der Fischerei auf den Wattflächen jedoch stattgegeben werden (Erklärung der 8. Trilateralen Regierungskonferenz, Stade 1997).

Internationale Nordseeschutz-Konferenzen

Auf der 3. und 4. Internationalen Nordseeschutz-Konferenz (INK; Den Haag 1990, Esbjerg 1995) wurden die Schritte zum Schutz von Arten und Lebensräumen verstärkt aufgegriffen. Ziel soll die vollständige Verwirklichung des EU-weiten ökologischen Netzes aus Schutzgebieten für den Arten- und Lebensraumschutz (NATURA 2000) sein. In diesem Zusammenhang soll auch das Klassifikationssystem für Meeresbiotope der Nordsee weiterentwickelt werden.

In einer Zwischenkonferenz zur Integration von Fischerei und Umweltfragen (Bergen 1997) wurden Vereinbarungen der 4. INK aufgegriffen und beschlossen, geeignete Maßnahmen zu ergreifen, um nachteilige Auswirkungen der fischereilichen Aktivitäten auf die Lebewesen in der Nordsee und ihre Lebensräume zu minimieren. Ein Schwerpunkt wird dabei auf die Entwicklung eines Mehrartenansatzes gelegt, in dem Prozesse auf ökosystemarer Ebene identifiziert und bewertet werden (Bericht der Bundesregierung nach dem Übereinkommen über die biologische Vielfalt, Nationalbericht biologische Vielfalt 1998).

Entwurf für ein umweltpolitisches Schwerpunktprogramm der Bundesregierung

Mit einer Gesamtanlandung von ca. 250.000 t (1996) hat die deutsche Seefischerei nur einen geringen Anteil am weltweiten Ertrag der Meeresfischerei (100 Mio. t). Als Betriebszweige unterscheiden sich die kleinbetrieblich organisierte „Kleine Hochsee- und Küstenfischerei“ und die „Große Hochseefischerei“. Die Gemeinsame Fischereipolitik der Union regelt in den Gewässern der EU die Bewirtschaftung der Zielarten durch Quoten und Gesamtfangmengen sowie durch technische Erhaltungsmaßnahmen (selektive Fanggeräte). Der Rückgang einzelner Fischbestände oder die Verschiebung in deren Jahrgangszusammensetzung zeigen aktuell, dass das Prinzip der nachhaltigen Nutzung bei der Nutzung der Fischbestände der Nordsee derzeit nicht oder nur teilweise zum Tragen kommt. Erste Schritte in diese Richtung sind Verordnungen des EU-Fischereirats zur Verbesserung der Selektivität der Netze, zur Verminderung des Rückwurfs unerwünschten Beifangs (Discard) und zur Beschränkung des fischereilichen Aufwands (Bericht der Bundesregierung nach dem Übereinkommen über die biologische Vielfalt, Nationalbericht biologische Vielfalt 1998).

Erklärtes Ziel des umweltpolitischen Schwerpunktprogramms der Bundesregierung ist die Integration der Umwelt- und Fischereipolitik zur Erreichung einer nachhaltigen Nutzung der Fischbestände und Erhaltung der typischen Nahrungsnetze in den Meeren als Lebensgrundlage für die marine Fauna und Flora. Die Maßnahmen zur Erreichung dieser Ziele werden vor allem in der Reform der Gemeinsamen Fischereipolitik der EU gesehen. Dabei geht es im wesentlichen um den weiteren Abbau der Überkapazität der Fischereiflotte und verstärkte Kontrolle der Fangmengen und -methoden sowie dieIntegration von Umweltschutzzielen in die Fischereipolitik.

Diese Zielvorgaben bilden die Basis für die aus den Ergebnissen der Ökosystemforschung formulierten Empfehlungen zum Management der Fischerei im Wattenmeer.

3.4.5.2 Management der Küstenfischerei in Deutschland und den angrenzenden Staaten

Die Durchführung der Miesmuschelfischerei im Niedersächsischen Wattenmeer wird vom Niedersächsischen Fischereigesetz geregelt. Das Staatliche Fischereiamt vergibt nach einem Genehmigungsverfahren bis auf Widerruf die Kulturflächen und jährlich Miesmuschelbänke und –neuansiedlungen zur Besatzmuschelgewinnung. Die Nationalparkverwaltung wird als naturschutzfachliche Institution zu diesen Entscheidungen gehört.

Die insgesamt 32 Kulturflächen, die jedoch nicht alle ständig belegt sind, liegen überwiegend im Sublitoral. Es bestehen Bestrebungen, die noch im Eulitoral befindlichen Flächen zunehmend in tieferliegende Wattgebiete zu verlegen. In Niedersachsen ist die Ruhezone (Schutzzone 1) des Nationalparks nicht grundsätzlich für Miesmuschelkulturen gesperrt; 41 % der Kulturen befinden sich zur Zeit in der Ruhezone (GUBERNATOR 1996).

Die Besatzmuschelfischerei (Muscheln < 4 cm Schalenlänge, 10 % übermaßige erlaubt) darf nach Freigabe durch das Fischereiamt auf den entsprechenden Flächen, in Niedersachsen überwiegend im Eulitoral, stattfinden. Diese Fischerei erfolgt in der Zeit vom 1.3. bis 15.6. jeden Jahres oder auf Antrag auch außerhalb dieser Zeiten. Die gängige Praxis ist, dass über Ausnahmeregelungen eine Befischung der Saatmuscheln bereits im Herbst erfolgt. Durch diese Entnahme soll einer dichteabhängigen Mortalität in den natürlichen Beständen und dem Risiko eines Bestandsrückgangs aufgrund eines Eiswinters entgegengewirkt werden.

In Niedersachsen wird die Fischerei auf Konsummuscheln (> 5 cm Schalenlänge, 10 % untermaßige erlaubt) von eulitoralen Wildbänken nicht mehr genehmigt. In Schleswig-Holstein ist eine Konsummuschelfischerei von allen Wildbänken untersagt.

Die Rahmenbedingungen der Miesmuschelfischerei unterscheiden sich in den Wattenmeer-Anrainerstaaten (Tabelle 3.4.3).

Tabelle 3.4.3: Rahmenbedingungen der Miesmuschelfischerei - Vergleich der Wattenmeer-Anrainer (GUBERNATOR 1996, verändert und aktualisiert)

	Niedersachsen	Schleswig-Holstein	Niederlande Wattenmeer	Dänemark (nur Wattenmeer)
Kulturfläche davon genutzt: Anzahl Flächen	1300 ha 600 ha (32)	2850 ha 2000 ha (56)	7000 ha 3500 ha 480	keine; ausschließlich Fang von Wildbänken
Lizenzen Firmen	5 4	8 4	80 ca. 85	5 5
Wildbänke Eulitoral Sublitoral	 ~13 km^2 (1997) vorhanden	 25 km^2 (1992) vorhanden	 wenige (Reste) vorhanden	 9,3 km^2 (1992) vorhanden
Fangquoten	keine	keine	Reglementierungen (Reservierung von 60 % des Nahrungsbed. der Vögel)	15 % vom Bestand
Anlandungen 1990-97 (Mittelwert)	8.500 t	17.700 t	76.429 t (1990 – 96)	8.300 t
Ausschlußzeiten für Konsummuschelanlandungen	1.3.-30.9. von Wildbänken	15.4.-14.7.	keine	1.5.-30.6.
Fangzeiten für Saatmuschelgewinnung	1.3.-15.6. Ausnahmeregelungen	1.5. - 30.6. Schonzeit	variabel Mai - Juni Sept.-Okt.	keine
max. Größe Besatzmuscheln	4 cm	keine	keine	keine
min. Größe bzw. Kulturdauer Konsummuscheln	5 cm	min. Kulturdauer 10 Monate	(5 cm)	5 cm
erlaubtes Untermaß	10 %	10 %		10 %
gesperrte Gebiete im Wattenmeer	25 %	70 %	26 %	46 %
Logbücher	ja	keine	keine	ja
black boxes	keine	ja	ja	ja

Als politische Umsetzung der Ergebnisse der Ökosystemforschung Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer trat Anfang 1997 der Vertrag über das „Programm zur Bewirtschaftung der Muschelressourcen im Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer“ in Kraft. Dieses Programm regelt die Miesmuschelfischerei im Nationalpark für 10 Jahre mit folgenden Eckpunkten: Generell ist die Anlandung von Wildmuscheln zu Konsumzwecken verboten, nur konsumreife Speisemuscheln von Kulturflächen dürfen angelandet werden. Das trockenfallende Watt ist ausnahmslos für die Miesmuschelfischerei gesperrt (Im Gegensatz zu Niedersachsen sind in Schleswig-Holstein umfangreiche sublitorale Wildbänke bekannt, so dass die Besatzmuscheln schon traditionell aus diesen Beständen entnommen wurden). Die Zone 1 ist zu 100 % für die Anlage von Miesmuschelkulturen gesperrt und auf 93 % der Zone 1 darf keine Besatzmuschelfischerei ausgeübt

werden. Die Gesamtfläche der Kulturen soll von 2.850 ha im Jahre 1996 bis auf 2.000 ha innerhalb von 10 Jahren reduziert werden. Sowohl für die Konsummuschelanlandung als auch für die Saatmuschelfischerei bestehen Sperrzeiten (Tabelle 3.4.3). Eine Mindestlänge für Konsummuscheln entfällt, allerdings müssen die Besatzmuscheln mindestens 10 Monate auf den Kulturflächen verweilen. Es werden keine weiteren Lizenzen vergeben, d. h. die Fangerlaubnisse bleiben auf 8 Kutter begrenzt.

Ein weiterer Eckpunkt ist die Einführung einer Abgabe der Miesmuschelfischer von jährlich 460.000 DM an das Land Schleswig-Holstein. Mit dieser Abgabe werden Personalstellen für das Miesmuschelmanagement und -monitoring, die beim Amt für ländliche Räume und dem Nationalparkamt angesiedelt sind, finanziert. Auch die Fischer sind in das Monitoring der sublitoralen Miesmuschelvorkommen einbezogen. Diese Konstellation unterstützt, dass bei fischereilichen Maßnahmen grundsätzlich auch wissenschaftliche Erkenntnisse berücksichtigt werden und ein Dialog zwischen fischereilichen und naturschutzfachlichen Belangen aufrechterhalten bleibt.

Im niedersächsischen Wattenmeer ist seit dem 1.1.1999 ein zunächst auf 5 Jahre befristeter Miesmuschelmanagementplan in Kraft. Die Basis bildet ein Beschluß des niedersächsischen Landtags vom 8.10.1997, in dem die Entwicklung eines bestandsorientierten Miesmuschelmanagements gefordert wird, welches die lagestabilen Bänke und besonders gefährdete Lebensgemeinschaften vorrangig schützt. In Ausführung dieses Beschlusses wurde von der niedersächsischen Landesregierung die Einstellung der Konsummuschelfischerei von eulitoralen Wildbänken festgeschrieben. Zusätzlich zu den bisher schon aufgrund der Nationalparkverordnung aus der Besatzmuschelfischerei ausgenommenen 31 Muschelbankstandorten wurden 17 weitere Standorte geschützt. Damit sind in Niedersachsen 48 von insgesamt 187 Miesmuschelstandorten von der Besatzmuschelfischerei ausgenommen.

Die Miesmuschelfischerei im dänischen Wattenmeer beschränkt sich auf den Fang von Konsummuscheln von Wildbeständen. Kulturen werden dort nicht angelegt. Etwa 50 % des dänischen Wattenmeeres sind für die Miesmuschelfischerei gesperrt. Darüber hinaus werden die verbleibenden befischbaren Flächen und die Fangquoten, die auch Maximalfangmengen pro Zeiteinheit (Woche) beinhalten, für die 5 Kutter jährlich neu vergeben.

In den Niederlanden sind entsprechend dem Managementanspruch zur Integration von fischereilichen und naturschutzfachlichen Interessen (siehe Kap. 3.4.5.3) etwa ein Viertel der trockenfallenden Wattflächen permanent für die Besatzmuschelfischerei - und ebenfalls für die Herzmuschelfischerei - gesperrt (siehe Abb. 3.4.16).

Die Garnelenfischerei wird grundsätzlich durch die Bestimmungen der EG geregelt (GUBERNATOR 1996; PRAWITT 1995). Die Garnelenfischerei ist bisher nicht quotiert und in ihrer Ausübung bis auf wenige Gebietsbeschränkungen in den Nationalparken oder nationalen Schutzgebieten nicht reglementiert. Es bestehen keine Schonzeiten und auch keine allgemeinen Schutzgebiete. Allerdings sind technische Maßnahmen hinsichtlich des Fanggeräts einzuhalten, z. B. muss die Maschenöffnung im Steert mindestens 20 mm betragen. Es bestehen Vereinbarungen über Wochenendfischverbot und Winterfischverbot. Diese Vereinbarungen werden jedoch weniger aus naturschutzfachlichen Gesichtspunkten getroffen als aufgrund marktregulatorischer Belange, z. B. wenn durch zu hohe Anlandemengen die Händlerpreise zu sinken drohen, oder Nachfrageschwankungen durch Regelungen des Angebots ausgeglichen werden müssen.

Zugang zu den Küstengewässern

Der Zugang zu den Küstengewässern ist nach Regelung der Gemeinsamen Fischereipolitik (GFP) der EG den Fischern der einheimischen Häfen vorbehalten, die traditionell in diesen Gewässern Fischfang

betreiben. Die Grenze des Küstenmeeres wurde 1983 bei 12 Seemeilen gezogen (EUROPÄISCHE KOMMISSION 1994). Innerhalb einer 3-Seemeilen-Zone dürfen nur nationale Kutter unter 221 kW (= 300 PS) fischen. Außerhalb der 3-Meilen-Zone und innerhalb der 12-Meilen-Zone - gleichzeitig ganzjähriges Schutzgebiet für Plattfische („Plattfischbox") - haben auch europäische Kutter bis 300 PS und 24 m Länge mit traditionellem Fangrecht Zugang zu den Fanggründen. Diese Begrenzung schützt die traditionellen Fangrechte der Küstenfischer und trägt dazu bei, die Fischerei als Zweig der örtlichen Wirtschaft zu erhalten. Die GFP legt u. a. auch die Höhe der Fangmengen (TAC = Total allowable catch) von über 200 Fischarten und deren Verteilung auf die Mitgliedsstaaten (Quoten) fest und umfasst Maßnahmen zur Strukturpolitik der Flotten und zur Marktorganisation. Die Überwachung der Regelungen ist den nationalen Fischereibehörden übertragen, in Niedersachsen dem Staatlichen Fischereiamt Bremerhaven und in Schleswig-Holstein dem Amt für ländliche Räume, Abt. Fischerei, Kiel.

3.4.5.3 Chancen neuer Managementformen - Co-Management als alternatives Fischereikonzept

Grundlagen des Co-Managements

Ein Konzept des Co-Managements wird seit etwa fünfzehn Jahren diskutiert und auch bereits in der Hochseefischerei angewandt. Seit 1993 erproben die Niederlande ein Co-Management der Muschelfischerei (in der Anfangsphase „Self-Management" genannt), dessen Bewertung nahezu abgeschlossen ist. Auf trilateraler Ebene wird die Notwendigkeit erörtert, ein entsprechendes Management der Wattenmeerfischerei für alle beteiligten Staaten einzuführen. Ein solches Konzept könnte die Grundlage für eine Organisationsstruktur für ein Fischereimanagement bilden. Angestrebt ist eine vertrauensvolle Zusammenarbeit aller Interessengruppen (stakeholders), die neben Aspekten der Fischerei und des Naturschutzes auch Interessen von Tourismus, Verkehr, Rohstoffgewinnung etc. mit in die Diskussion bringen.

Gesucht wird nach institutionalisierten Rahmenbedingungen, die die Nutzung der Ressourcen im Konflikt zwischen kommerzieller Fischerei und ökologischer Nachhaltigkeit harmonisieren und dazu führen sollen, Konflikte zwischen konkurrierenden Gruppen des Küstenraums wie Fischerei, Umweltschutz, Tourismus und anderen zu lösen. Fischereimanagement darf sich nicht länger allein an der nachhaltigen Nutzung einer Fischpopulation als Basis einer kommerziellen Fischerei orientieren. Der einzelne Fischer ist eingebunden in ein gemeinschaftlich kontrolliertes Entscheidungssystem, das durch seine Mitglieder mitgestaltet wird.

Wesentliche Voraussetzungen sind gegenseitiges Vertrauen als Basis der Zusammenarbeit („mutual trust") sowie ein generelles Interesse an der Zusammenarbeit von allen beteiligten Gruppen.

Kennzeichnende Elemente eines Co-Managements sind:

- Delegation von Entscheidungsprozessen an Untergruppen.
- Die Verantwortlichkeit für Management-Entscheidungen wird durch alle Gruppen getragen.
- Co-management sollte sowohl auf lokaler, regionaler als auch nationaler Ebene greifen (diese Rangfolge ist allerdings nicht als hierarchische Abfolge von Entscheidungsprozessen zu sehen).

GISLASON (1994) charakterisiert die Notwendigkeit neuer Managementstrukturen wie folgt: „... die Ziele eines Fischereimanagements wenden sich allmählich weg von der nachhaltigen Nutzung der wirtschaftlich wertvollen Ressourcen hin zur Bewahrung der Qualität der marinen Umwelt...". Das Wattenmeer bietet eine besondere Herausforderung an die Belange eines Co-Managements: Den

Anforderungen dreier unabhängiger Staaten mit ihren nationalen Verwaltungen, politischen Ansichten und unterschiedlichen Nutzergruppen soll über lokale Managementpläne gerecht werden, die darüber hinaus einer übergeordneten Naturschutzstrategie dienen.

Ein Co-management sollte idealerweise mindestens folgende Aspekte und Maßnahmen einschließen:

- nachhaltige Nutzung der marinen Habitate und des Ökosystems als primärer Leitgedanke
- Formulierung politischer Ziele
- Forschungsarbeiten zur Populationsdynamik der Zielarten
- Monitoring
- strukturelle Maßnahmen zur Begrenzung der Fischereikapazität und zur Flottenmodernisierung
- andere Begrenzungen des fischereilichen Aufwands, einschl. der Festlegung von TAC's, Quoten und Aufwandsbeschränkungen
- Festlegen des Zugangs zu den Ressourcen
- Vereinbarungen zu Marktregulationen, einschl. Direktverkauf und die Regelung von Export und Import
- Entwicklung der Infrastruktur, einschl. Anlandungsmöglichkeiten, Weiterversand etc.

Erste Erfahrungen zur ökologischen und ökonomischen Wirksamkeit eines Co-Managements liegen inzwischen aus den Niederlanden vor.

Co-Management (Self-Management) der Muschelfischerei in den Niederlanden

Positive Erfahrungen mit einem Co-Management-System in der Hochseefischerei veranlaßten die Niederländische Regierung, dieses Konzept als Instrument des Managements der Miesmuschelfischerei aufzugreifen. Die wesentliche Idee dieses neuen Systems ist die Einbeziehung von Fischereiorganisationen in den Entstehungsprozeß von Verordnungen. Die Einbeziehung der Fischer in die Einführung und Entwicklung dieser Regulationsmaßnahmen und Vereinbarungen erhöht deren Akzeptanz. Der Muschelfischereisektor wurde mit Beginn des Jahres 1993 aufgefordert, einen Managementplan zu erstellen, um Störeffekte der Miesmuschel- und Herzmuschelfischerei im Ökosystem Wattenmeer zu minimieren. Eine Steuergruppe aus Vertretern der Regierung, Umweltgruppen und Fischereiorganisationen hatte die Aufgabe, das Ministerium für Landwirtschaft, Naturschutz und Fischerei über den von allen Mitgliedern akzeptierten Plan zu unterrichten.

Der Management-Plan hat zwei Hauptziele. Das erste ist der Schutz und die Entwicklung trockenfallender Muschelbänke in befischten Gebieten. Dieses Ziel soll erreicht werden durch die Sperrung der Fischerei auf existierende Muschelbänke und die Schließung von Gebieten mit guten Bedingungen zur Entwicklung von Muschelbänken. Zusätzlich besteht Übereinstimmung, Saatmuscheln nur noch in Gebieten mit instabilen Bedingungen zu fischen, die als zukünftige Bankstandorte wenig erfolgversprechend erscheinen. Das zweite Hauptziel ist die Vermeidung von Futterknappheit für Vögel als Folge der Fischerei. In Jahren mit geringem Muschelbestand wird eine bestimmte Muschelmenge für die Vögel reserviert, was durch jährliche neu festgelegte Fangquoten gewährleistet wird.

Die Fischer akzeptieren den jährlichen Fischereiplan, dessen Einhaltung mit Maßnahmen wie Gebiets-, Zeit- und Netzbeschränkungen, Höchstquoten, Aufwandsreduktion sowie Kontrollen (black-boxes) verbunden ist.

Erste Bewertung des Co-Managements

Anfang 1998 wurde eine erste Bewertung des fünfjährigen Co-Management-Projekts der Niederlande durchgeführt. Die Diskussion wurde u. a. offen im Internet geführt. Als sichtbare Ergebnisse der Sperrzonen wurden Seegrasvorkommen in der Emsmündung und der Küste bei Groningen gewertet sowie einige gut entwickelte eulitorale Muschelbänke auf dem Balgzand. Auch der im gleichen Gebiet gut aufgewachsene Bestand an Herzmuscheln wird dem Verbot der Fischerei zugeschrieben. Weiterhin umstritten bleibt die Vereinbarung über die Einstellung der Fischerei bei niedrigem Muschelbestand zur Erhaltung der Muscheln als Nahrungsgrundlage für See- und Küstenvögel. Die Beziehung zwischen dem geschätzten Muschelbestand und der errechneten Freßrate der Vögel ist nach wie vor interpretationsabhängig und bedarf weiterer Forschung. Die Auswirkungen der Herzmuschelfischerei auf Prozesse des Systems sind nicht ausreichend geklärt (KEUS 1998). Weiterhin kann mit Ablauf des Projekts der Einfluss der Fischerei auf eulitorale Muschelbänke nicht vollständig erfaßt werden, da sowohl befischte als auch unbefischte junge Bänke während des Winters 94/95 verschwanden. Aus Erfahrungen der Vergangenheit und Daten aus dem niedersächsischen Wattenmeer wird jedoch der Fischerei auf eulitoralen Muschelbänken eine konkret schädigende Wirkung zugeschrieben (Kap. 3.4.4.1). Als zukünftige Maßnahme wird deshalb vorgeschlagen, in Gebieten mit einem guten Entwickungspotential für eulitorale Muschelbänke die Fischerei auf Mies- und Herzmuscheln einzustellen (DANKERS 1998).

Insgesamt wurden die Ergebnisse - meßbare Fortschritte in der Wiederherstellung des Ökosystems, als auch verantwortliches Handeln der Fischerei - von öffentlicher Seite positiv bewertet, so dass die Muschelfischerei per Beschluß des niederländischen Ministeriums für Landwirtschaft, Naturschutz und Fischerei bis zum Jahr 2003 auf dem heutigen Niveau durchgeführt werden darf.

Die Einführung der Grundsätze des niederländischen Co-Managements in die Regulation der deutschen Miesmuschelfischerei ist kritisch zu sehen. So ist ein Management durch die Nutznießer der Ressource als einseitig zu beurteilen, es sind auch die anderen betroffenen Interessensgruppen zu beteiligen. Außerdem sind die Ziele ausreichend klar zu definieren. Im Nationalpark Wattenmeer sollten die für solche Gebiete geltenden Leitvorstellungen vorrangig berücksichtigt werden (Kap. 4.2).

3.4.5.4 Gemeinsame Fischereipolitik der EU - Schritte zur Integration von Fischerei- und Umweltpolitik

Zur Umsetzung der Fischereivereinbarungen der 4. Internationalen Nordseeschutzkonferenz (INK), Esbjerg 1995, und der Abschlußdeklaration der Konferenz der Umwelt- und Fischereiminister von Bergen, 1997, wird auf europäischer Ebene diskutiert, auf welchem Wege ökonomische und ökologische Belange in der Fischereipolitik vereinbar sein können.

Die Regierungen erkennen die Wichtigkeit der Institutionalisierung der neuen Managementwerkzeuge der Gemeinsamen Fischereipolitik (GFP) der Europäischen Union. Das bedeutet, dass Anstrengungen unternommen werden müssen, über einen längeren Zeitraum gültige Managementstrategien zu verfolgen. Dazu gehören unter anderem:

- ein flexibles Quotenmanagement einzuführen,
- weitere Maßnahmen zur Selektivität der Fischereimethoden zu entwickeln,
- das System der finanziellen Subventionen zu überdenken,
- die Kapazitäten der Fischereiflotten zu reduzieren,
- Berücksichtigung biologischer bzw. naturschutzfachlicher Ansätze,

- eine Entscheidungsbasis über die Festlegung großer Schutzgebiete zu finden, die von schädigenden Einflüssen menschlichen Handels ausgenommen werden (marine Reservate)
- sowie einheitliche, effiziente Umsetzungs- und Kontrollmaßnahmen zu entwickeln.

Damit problematisiert die Europäische Union die Auswirkung der Fischerei auf die Umwelt, die sich am deutlichsten in einer Verringerung der befischten Bestände zeigt. Sie weist aber auch auf andere Folgen hin, wie das Mitfangen von Meeressäugetieren, Seevögeln oder Nichtzielarten, denen kein oder nur geringer Marktwert beigemessen wird und die wieder ins Meer zurückgeworfen werden. Auch die Aquakultur, ebenfalls Gegenstand der GFP, wird kritisch hinsichtlich der Auswirkungen auf die Umwelt gesehen. Die EU versucht, die Umweltauswirkungen der Fischerei einzudämmen und einen Ausgleich zwischen wirtschaftlichen Erfordernissen und Umweltschutz zu finden.

Neben vielfältigen Diskussionsforen und Bemühungen zur Integration einer gemeinsamen Fischereipolitik, wirkt die EU an der Arbeit der Welternährungsorganisation (FAO) zur Erstellung eines Verhaltenskodex für verantwortungsvolle Fischerei mit (EU 1994).

3.4.5.5 Label für bestands- und naturschonend erzeugte Meeresprodukte

Durch eine Initiative des World Wide Fund for Nature WWF und Unilever wurde 1997 der Marine Stewardship Council (MSC, Weltmeeresrat) aufgebaut. Als weltweit tätige unabhängige Organisation hat sich der MSC zur Hauptaufgabe gemacht, über intakte marine Systeme die globalen Fischpopulationen lebensfähig zu erhalten, indem nachhaltige Fischerei und sorgsame Fischereipraktiken weltweit gefördert werden. Dieses Ziel soll mit einem kommerziellen Anreiz erreicht werden, indem Fischprodukte, die nach den Prinzipien einer dauerhaft umweltgerechten Nutzung gewonnen wurden, auf dem Markt durch ein spezielles Label gekennzeichnet werden. Das erfordert den intensiven Kontakt zwischen der fischproduzierenden und der fischvermarktenden Seite, da die Herkunft und die Fangart der Produkte entscheidende Kriterien für die Vergabe des Labels darstellen. Unterstützt werden diese internationalen Bemühungen besonders von den Umweltverbänden. Die ersten Label sollen bereits 1999 vergeben werden. In Deutschland werden derzeit Überlegungen angestellt, bestandsorientiert und umweltschonend gewonnene Miesmuscheln sowie mit möglichst geringem Discardanteil gefangene Garnelen zu kennzeichnen. In Schleswig-Holstein steht diese Idee kurz vor der Verwirklichung (RUTH, pers. Mitt.).

3.4.5.6 Referenzgebiete

Nationale und internationale Anmahnungen, aktueller Stand

Die Einrichtung nutzungsfreier und damit auch fischereifreier Gebiete im Wattenmeer als Referenzgebiete für Forschung und Monitoring wird bereits seit dem Wissenschaftlichen Wattenmeersymposium 1979 gefordert (DE JONG 1992) und steht auch heute noch als wesentliche Forderung im Brennpunkt der Diskussion. Auf der 6. Trilateralen Wattenmeer-Regierungs-Konferenz in Esbjerg 1991 vereinbarten die Minister der drei Wattenmeer Anrainerstaaten Niederlande, Deutschland und Dänemark: „...auf dem Gebiet des Monitoring und der wissenschaftlichen Forschung in bezug auf das Wattenmeer zusammenzuarbeiten, indem sie ausreichend große, gleichmäßig über das Wattenmeer verteilte Gebiete festlegen, in welchen alle Nutzungen und störenden Aktivitäten verboten sind und die als Bezugsgebiete für wissenschaftliche Zwecke dienen können“ (Esbjergerklärung § 33.3; CWSS 1992).

Forderungen bzw. Empfehlungen zur Einrichtung von Referenzgebieten wurden seit 1991 von nationalen und internationalen Gremien vielfach erhoben und in allgemeinen oder besonderen

Zusammenhängen (z. B. speziell die Garnelen- und Plattfischfischerei betreffend auf der 7. Trilateralen Wattenmeer-Regierungs-Konferenz 1994, Leeuwarden) nachdrücklich formuliert und wiederholt. Eine detaillierte Darstellung dieser nationalen und internationalen Vereinbarungen ist bei STOCK et al. (1996) zu finden. Initiiert durch das Bundesumweltministerium haben darüber hinaus in Deutschland Diskussionskreise mit Vertretern der gesellschaftlich relevanten Gruppen im Rahmen der Umsetzung der Agenda 21 Stellung zur Erreichung des Ziels der nachhaltigen Entwicklung genommen. Der Arbeitskreis „Schutz des Naturhaushaltes“ hat dabei u. a. auf den Ebenen EU, Bund, Länder und Gemeinden folgende Vorschläge formuliert: „Entwicklung und Anwendung selektiver, umweltverträglicher Fangmethoden in Küstengewässern“, „Ausweisung nutzungsfreier Zonen im Küstengebiet“ sowie „Ausweisung von permanenten oder zeitlich befristeten Schutzzonen in der Fischerei in Küstengewässern“ (BMU 1997).

Nutzungsfreiheit gilt zunächst für alle Formen menschlicher Nutzung gleichermaßen. In vielen Fällen allerdings, insbesondere wenn die Auswirkungen direkter Nutzung von Ressourcen durch den Menschen zu beschreiben sind, ist schon die Ausweisung ressourcennutzungsfreier Zonen ausreichend (Kap. 4.3 und Kap. 4.4). Zu den in diesen Zonen auszuschließenden Nutzungen gehört auch die Fischerei.

Als ein Schwerpunkt des A-Teils der Ökosystemforschung Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer ist ein umfangreiches Konzept zur Neuzonierung des Nationalparks erarbeitet worden. Insgesamt, so der Vorschlag, sollen 181.500 ha, das sind 56 % der bestehenden Fläche des Nationalparks, als Kernzonen deklariert werden und damit ein umfangreicher Ökosystemschutz bei gleichzeitiger Minderung und Entschärfung von Interessenskonflikten gewährleistet werden. Auch die Ausweisung von Referenzgebieten wird dort räumlich konkretisiert und u. a. die Sylt-Rømø-Bucht und das Wesselburener Loch vorgeschlagen. Mit einer Null-Nutzungszone südlich des Hindenburgdamms ist der Vorschlag aus der Ökosystemforschung inzwischen in Teilen umgesetzt worden und in die Neufassung des Nationalparkgesetzes eingeflossen. Bei einer Gebietsgröße von 12 500 ha fallen damit 2,8 % der schleswig-holsteinischen Nationalparkfläche unter die gesetzlich verankerte Ressourcennutzungsfreiheit.

In Niedersachsen sind keine Null-Nutzungszonen ausgewiesen, allerdings sind 25 Prozent des Nationalparks Wattenmeer für die Miesmuschelfischerei geschlossen. In Dänemark sind etwa 50 Prozent des Wattenmeergebietes für die Muschelfischerei und 100 % für die Garnelenfischerei gesperrt. In den Niederlanden sind ebenfalls 25 Prozent des trockenfallenden Watts für die Mies- und Herzmuschelfischerei gesperrt mit der Option der Ausweitung der Sperrung bei Nahrungsmangel der Seevögel (REINEKING 1998).

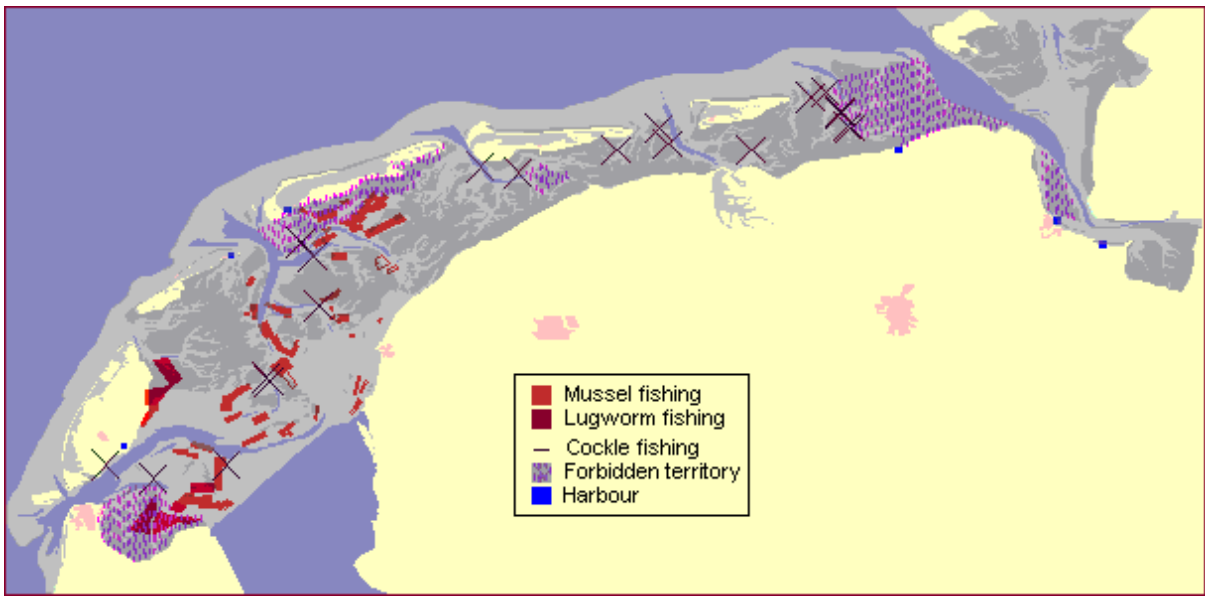


Abb. 3.4.16: Permanent für Fischerei geschlossene Gebiete im niederländischen Wattenmeer (die etwa 25 % fischereifreien Wattflächen werden von den Niederlanden als „Referenzgebiete“ bezeichnet) (InterWad 1998)

Die hier benannten Gebietsschließungen genügen allerdings nicht den Ansprüchen an Referenzgebiete im Sinne der Esbjerg Erklärung von 1991 oder den in der Ökosystemforschung erarbeiteten Anforderungen (siehe Kap. 4.3 und Kap. 4.4). Entweder sind die Kriterien der Größe oder die Aufgabe der Nutzungen, zumindest aber der Ressourcennutzungen, sowie die gleichmäßige Verteilung dieser Gebiete im Wattenmeer bisher nicht erfüllt.

Notwendigkeit von Referenzgebieten für Wissenschaft, Monitoring und als ökologische Rückzugsgebiete

Nach COLIJN et al. (1998) liegt die Philosophie von Referenzgebieten darin, Gebiete zu vergleichen, in denen außer einem zu überprüfenden Faktor alle übrigen Einflussgrößen möglichst identisch sind. Mit einem solchen vergleichenden Ansatz sollen im Falle von Nutzungen die anthropogenen Einflüsse auf das System oder auf Teilsysteme erkennbar werden. Weiteres Ziel ist es, den natürlichen Zustand oder die natürliche Entwicklung eines Lebensraumes deutlicher darzustellen, um Grundwissen über die natürlich bedingten Veränderungen zu bekommen und um Schutzziele konkretisieren zu können. Klein- und großskalige menschliche oder auch natürliche Einflüsse auf ein Gebiet können durch ein entsprechendes Referenzgebiet quantifiziert oder bewertet werden. Eine Schwierigkeit bei der Betrachtung verschiedener Gebiete im Wattenmeer bildet jedoch die enorme zeitliche und räumliche Variabilität der Entwicklung des Ökosystems (GÄTJE & REISE 1998). Darüber hinaus lassen sich diffuse anthropogene Einflüsse wie z. B. Nährstoffeinträge oder Schadstoffbelastungen auch von Referenzgebieten nicht fernhalten. Die Wirkung derartiger Beeinflussungen ist häufig nicht zu quantifizieren und wechselt auch oft entlang von Gradienten oder mit dem Wasserkörper.

Die ökologische Dauerbeobachtung (siehe Kap. 4.4) in Referenzgebieten kann gleichzeitig wissenschaftlich genutzt werden, um Langzeitentwicklungen z. B. von Benthospopulationen im Wattenmeer unter nutzungsfreien Bedingungen zu studieren und damit Aussagen über natürliche Regulierungsprozesse und Prognosen zu Populationsentwicklungen und zu Produktionsdaten zu ermöglichen (COLIJN et al. 1998).

Bei entsprechender Größe und Habitatausstattung können Referenzgebiete als Rückzugsgebiete für Tier- und Pflanzenarten dienen, verbunden mit einem Erholungseffekt, der sich in einer Erhöhung der Artendiversität oder aber in steigenden Abundanzen bestimmter Arten niederschlagen kann. Dieser Effekt könnte auch z. B. durch Abwanderung in die genutzten Nachbarareale von direktem Nutzen für die Fischerei sein. Auch läßt er Rückschlüsse auf das Reproduktionsverhalten bestimmter Arten zu, die sich positiv auch auf das fischereiliche Management auswirken würden.

Neben allen ökologisch naturwissenschaftlichen Begründungen und internationalen Forderungen von ressourcennutzungsfreien Meeresgebieten dürfen ethisch-moralische Begründungen für die Einrichtung von Bereichen mit natürlicher Entwicklung nicht vergessen werden. Dabei handelt es sich um die Bewahrung und die Einrichtung von Räumen, in denen Landschaft, Tiere und Pflanzen ihrer eigenen Entwicklung überlassen werden, damit das Erleben, Verstehen und Vermitteln von Natur als Selbstwert in unserer Kultur Bestand hat (STOCK et al. 1996).

Auswahl von Wattgebieten als Referenzgebiete

Die Auswahl von Wattengebieten als Referenzgebiete für ökosystembezogene Fragestellungen muss an ökologisch relevanten Gesichtspunkten orientiert sein, wie repräsentative Habitatstrukturen und Artenzusammensetzung des betrachteten Raumes, typische Strukturelemente eines Küstenlebensraumes so wie einer möglichst ungestörten Dynamik. Eine konkrete Auswahl von potentiellen Referenzgebieten im Küstenbereich muss jedoch im Sinne eines integrierten Küstenzonenmanagements, in dessen Entscheidungsfindung alle beteiligten Parteien einbezogen werden, auch Aspekte der wirtschaftlichen Nutzung des gesamten Raums und sozioökonomische Belange einzelner Küstenbereiche mit einschließen. Hier sind die Belange u. a. der Fischerei als besonders betroffener Interessensgruppe zu berücksichtigen. Ergebnisse der Ökosystemforschung Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer sind bereits oben dargelegt und befinden sich in Abstimmung mit allen Interessensgruppen im Umsetzungsprozeß bzw. sind teilweise umgesetzt.

In Niedersachsen fanden im Rahmen der Ökosystemforschung Untersuchungen zur Besiedlung der Fisch- und Krebsfauna in allen Wattstromeinzugsgebieten der Niedersächsischen Küste statt (KNUST et al. 1995). In der Besiedlungsstruktur fanden sich keine signifikanten Unterschiede zwischen den Wattstromeinzugsgebieten hinter den Barriereinseln, den Rückseitenwatten. Von der morphologischen Ausgestaltung unterscheiden sich die Wattstromeinzugsgebiete Wichter Ee zwischen Norderney und Baltrum und Blaue Balje zwischen Wangerooge und Minsener Oog von den anderen Gebieten und sind daher für ein vergleichendes Monitoring nur bedingt geeignet (KNUST et al. 1995). Die Rückseitenwatten bilden jedoch nur eine Ausprägung des Wattenmeeres in Niedersachsen. Davon zu unterscheiden sind hinsichtlich der Morphologie und Besiedlungsstruktur die offenen Ästuarwatten von Weser und Ems. Auch diese unterschiedlichen Wattformationen sollten bei einer Auswahl von Referenzgebieten berücksichtigt werden. Aufgrund dieser ökologischen Abwägungen werden von KNUST et al. (1995) als potentielle nutzungsfreie Gebiete die Wattstromeinzugsgebiete zwischen Langeoog und Spiekeroog sowie je ein Prielsystem im Wurster Watt und im Emsästuar vorgeschlagen.

Unter Einbeziehung sozioökonomischer Belange (GUBERNATOR 1996) erweisen sich jedoch die aus ökologischer Sicht vorgeschlagenen Gebiete als nicht realisierbar. Ein Kompromißvorschlag wurde von WALTER (1996) erarbeitet; er schlägt als nutzungsfreies Referenzgebiet die Wichter Ee zwischen Baltrum und Norderney vor. Dieses Gebiet ist zwar nur von eingeschränkter ökologischer Relevanz, wird jedoch nur gering fischereilich genutzt bzw. es bestehen Ausweichmöglichkeiten auf andere Fanggebiete, da kein Kutterhafen direkt angeschlossen ist. WALTER (1996) schlägt weiterhin vor, die

Frage der Schaffung nutzungsfreier Meeresgebiete in ein umfassendes Managementkonzept zu integrieren, um zu einer allgemeinen Akzeptanz dieser Schutzzonen zu gelangen.

3.4.6 Schlußfolgerungen aus der Ökosystemforschung - Empfehlungen zum Management - Auf dem Weg zu einer dauerhaft umweltgerechten Entwicklung

Aus der Konferenz der Vereinten Nationen im Jahre 1992 in Rio de Janeiro zu Umwelt- und Entwicklungsfragen ging die Agenda 21 hervor, ein globaler Entwurf für eine umweltgerechte Entwicklung, der wirtschaftliche, soziale und kulturelle Themen im gleichen Maße wie die Umwelt umfasst (Kap 4.3). Es handelt sich um eine Philosophie für den Weg in das 21. Jahrhundert. Es geht um gesellschaftliche Kooperationsbereitschaft und einen Perspektivenwandel für eine nachhaltige Entwicklung in der Zukunft, erreichbar durch ein kooperatives Miteinander („Runder Tisch“) verschiedenster gesellschaftlicher Gruppierungen, bei dem ökologische, ökonomische und soziale Erfordernisse in Planen und Handeln integriert sind.

Grundlage für eine auf langfristige Nutzung angelegte Fischerei bildet neben den Beständen der Zielarten selbst der intakte Lebensraum aller Entwicklungsstadien von der Larve bis zu den fangreifen Individuen. Um die Bestände langfristig zu sichern, sollten daher nicht nur ökonomische, sondern auch ökologische Kriterien den Rahmen bilden, innerhalb dessen sich wirtschaftliche Interessen bewegen dürfen. Populationsentwicklungen müssen für die fischereilichen Entnahmemengen entscheidend sein und nicht primär wirtschaftliche Zwänge oder Notwendigkeiten.

Eine Fischerei, die unter ökologischen Gesichtspunkten betrieben wird, erfordert angepaßte Vermarktungsstrategien. Dies bedeutet, dass der Verbraucher den tatsächlichen Wert der Produkte durch höhere Preise tragen muss. Der Wirtschaftszweig der Fischerei kann auf Dauer nur bestehen, wenn es gelingt, ihn so in das Ökosystem einzufügen, dass er nicht als gravierender Störfaktor für natürlich ablaufende Prozesse wirksam wird.

Im Verlauf der Hauptphase A der Ökosystemforschung Niedersachsen wurden von den auf den Miesmuschelbestand potentiell bestandsreduzierend wirkenden Faktoren Algenblüten, Vogelfraß, Schadstoffe und Fischerei untersucht. Andere, ebenfalls potentiell wirksame Faktoren wie Witterungseinflüsse, Parasitenbefall oder in einzelnen Bereichen Baggergutverklappungen konnten nicht einbezogen werden. Von den untersuchten Faktoren ist jedoch nur die Muschelfischerei als direkter anthropogener Eingriff beEinflussbar und durch Reglementierungen lenkbar. Weiterhin wurden Grundlagen erarbeitet, um den Einfluss der Garnelenfischerei auf das Ökosystem, im besonderen auf die bodenlebende Fauna, bewerten zu können sowie die mit der Garnelenfischerei anfallenden Beifänge und Discards quantitativ und qualitativ zu erfassen.

Der im folgenden vorgestellte Katalog geht über konkrete Vorschläge zur Fortschreibung der bestehenden gesetzlichen Bestimmungen hinaus und liefert zusätzliche Gedankenanstöße für Maßnahmen der Bestandserhaltung und dauerhaft umweltgerechten Nutzung der Miesmuscheln. Desgleichen werden Empfehlungen zur naturverträglichen Durchführung der Garnelenfischerei gegeben.

3.4.6.1 Miesmuschelfischerei

Grundsätzlicher Leitgedanke

Aus den Ministererklärungen der Trilateralen Regierungskonferenzen lassen sich eine Reihe von Maßnahmen ableiten. So wird in der 7. Regierungskonferenz in Leuwarden, 1994, eine Vergrößerung

der Fläche natürlicher Miesmuschelbänke sowie deren natürliche Verteilung und Entwicklung als ein ökologisches Ziel für den Tidebereich gesetzt. Weiterhin wird in der Leuwarden-Erklärung festgestellt, dass im deutschen Teil des Wattenmeeres die Frage der Schließung weiterer Gebiete für die Saatmuschelfischerei auf der Basis der Ergebnisse der Ökosystemforschung gelöst werden soll. In der Erklärung der 8. Regierungskonferenz in Stade 1997 wird die Begrenzung der negativen Auswirkungen der Miesmuschelfischerei durch eine dauerhafte Sperrung beträchtlicher Teile des Wattenmeers angeführt und auf die Ausrichtung des fischereilichen Managements von Miesmuscheln u. a. auf den Schutz und die Förderung der Entwicklung von Wildmuschelbänken und Seegraswiesen hingewiesen. In der Stade-Erklärung wird die Miesmuschelfischerei grundsätzlich auf den Sublitoralbereich beschränkt, der Fischerei auf den Wattflächen kann aber auf der Grundlage nationaler Managementpläne stattgegeben werden. Dabei finden Besonderheiten des niedersächsischen Wattenmeeres wie zum Beispiel die zur Zeit nicht quantifizierbare Bestandslage im sublitoralen Bereich Berücksichtigung. Durch die folgenden Empfehlungen zur Miesmuschelfischerei soll die Existenz der vorhandenen Miesmuschelfischereibetriebe nicht gefährdet werden. Die Vorschläge zur Umsetzung können genutzt werden, um die Berechenbarkeit der zukünftigen Entwicklung der Fischerei zu erhöhen und mehr Planungssicherheit für die Fischer zu gewährleisten. Hauptziel der Empfehlungen ist es jedoch, die aus wissenschaftlicher Sicht erforderlichen Maßnahmen darzustellen, die im Hinblick auf die Fischerei geeignet erscheinen, die natürlichen Strukturen und Abläufe in den Nationalparks zu verbessern.

Keine Konsummuschelfischerei von Wildbänken

Die Fischerei von Konsummuscheln auf Wildbänken sollte generell eingestellt werden. Laut GUBERNATOR (1996) und aktueller Information (Fischereiamt Bremerhaven) findet in gewissem Umfang in Niedersachsen eine Fischerei im Sublitoral statt. Da es sich dabei häufig um alte Muschelvorkommen handelt, die ein ausgeprägt strukturiertes Biotop darstellen, sollte der Erhalt dieses speziellen Lebensraums auch im Sublitoral über den wirtschaftlichen Nutzen der Fischerei gestellt werden und auf eine derartige Entnahme in Zukunft völlig verzichtet werden. In Schleswig-Holstein ist die Konsummuschelfischerei von Wildbänken seit Jahren verboten.

Keine Vergrößerung der Gesamtfläche der Kulturen

In Schleswig-Holstein besteht seit 1996 die vertragliche Übereinkunft, die Fläche der Muschelkulturen von derzeit 2850 ha sukzessive bis zum Jahr 2006 auf 2000 ha zurückzuführen. Die Gesamtfläche der Kulturen in Niedersachsen sollte auf den im Managementplan genannten Stand von 1300 ha begrenzt bleiben. Nach Berechnungen von GUBERNATOR (1996) reichen Kulturflächen in diesem Ausmaß zur Aufrechterhaltung eines wirtschaftlichen Betriebes der 4 Muschelfischereibetriebe in Niedersachsen auf jeden Fall aus.

Kulturen nur im Sublitoral

Im niedersächsischen Wattenmeer lagen 1995 noch 45 % der Kulturen im Eulitoral, wobei die Fischer bestrebt sind, diese Kulturen sukzessive in tieferes Wasser zu verlegen, da dort der Schutz vor Stürmen größer ist (GUBERNATOR 1996). Nach Auswertungen der Nationalparkverwaltung war 1998 der Anteil der Kulturflächen im Eulitoral auf 12 % gesunken. In Übereinstimmung mit den Regelungen in Schleswig-Holstein sollte auch in Niedersachsen angestrebt werden, letztlich nur noch Kulturen im ständig wasserbedeckten Bereich zu betreiben. Durch diese Maßnahme würde erreicht, dass die bislang durch Kulturen belegten eulitoralen Flächen als potentielle Ansiedlungsflächen für natürliche Miesmuschelbänke zur Verfügung stünden und so zur Vergrößerung des natürlichen Bestandes beitragen könnten.

Einhalten einer Freizone um etablierte Muschelbänke

Als Ergebnis der Ökosystemforschung Niedersächsisches Wattenmeer wurden direkte negative Beeinflussungen von Muschelbänken durch fischereiliche Aktivitäten festgestellt (HERLYN et al. 1999). Durch Strömungsveränderungen und Sedimentverlagerungen sind Effekte auch im Bankumfeld nicht auszuschließen, die die Struktur der Bank vor allem durch Stürme angreifbar machen. Daher sollten Saat- und Halbwachsfischerei und auch Kulturmaßnahmen in einem noch festzulegenden Radius um etablierte Muschelvorkommen zukünftig nicht mehr stattfinden.

Ganzjährige Besatzmuschelfischerei

In Übereinstimmung mit den Vereinbarungen in Schleswig-Holstein sollte von einer zeitlichen Regelung der Besatzmuschelfischerei auch in Niedersachsen abgesehen werden. Dadurch können die Fischer flexibler auf den aktuellen Wachstumserfolg des Brutfalls eingehen und die natürlichen Muschelvorkommen zu einem Zeitpunkt befischen, an dem die dichteabhängigen Prozesse (z. B. Sommersterblichkeit) noch nicht zum Tragen gekommen sind.

Dokumentation der Entnahmemengen von Besatzmuscheln

Um eine Bilanzierung der Entnahmemengen von Besatzmuscheln aus dem Miesmuschelbestand und eine konkretere Abschätzung der Wirtschaftlichkeit der Kulturarbeit zu erreichen, ist auch in Niedersachsen eine Dokumentationspflicht über die Entnahmemengen anzustreben. Zur Zeit gibt in Niedersachsen das Staatliche Fischereiamt, Bremerhaven, lediglich flächenbezogene Genehmigungen zum Abfischen von Saat oder Halbwachs. Es steht dem Fischer frei, seine eigene, nicht öffentliche Fangstatistik zu führen. In Schleswig-Holstein ist die Dokumentation der Fangmengen Teil des Vertrages zur Bewirtschaftung der Muschelressourcen.

Fangstatistik (Logbuchführung)

Über eine Dokumentation der Entnahmemenge von Saatmuscheln hinaus, wird eine gesetzlich verankerte Logbuchführung für die Miesmuschelfischerei vorgeschlagen. Eine detaillierte Fischereistatistik über Fangzeit, Fangort, Fangmenge etc. würde die Grundlage für ein effektives Management zur naturverträglichen Nutzung des Bestandes bilden. Diese Dokumentation könnte über den Einsatz von elektronischen Fahrtenschreibern, sog. „black-boxes“, erfolgen. Diese Methode wird bereits seit längerem in den Niederlanden angewandt und wurde auch mit Inkrafttreten des Vertrages zur Bewirtschaftung der Muschelressourcen in Schleswig-Holstein eingeführt. Von den niedersächsischen Muschelfischern ist ein Einsatz von „black-boxes“ auf freiwilliger Basis beabsichtigt.

Keine Entnahme von Besatzmuscheln von etablierten eulitoralen Bänken

Nach Erkenntnissen aus der Ökosystemforschung können im niedersächsischen Wattenmeer etablierte eulitorale Miesmuschelbänke benannt werden. Die Standorte dieser Bänke sind z. T. über mehrere Jahrzehnte lagestabil, jedoch je nach Rekrutierungspotential und Störungen variabel in Fläche und Altersaufbau der Muscheln. Wie bereits in Schleswig-Holstein gesetzlich geregelt, sollten diese Standorte generell aus der Befischung zur Saatmuschelgewinnung herausgenommen werden. Dadurch wird ein natürliches Potential zur Rekrutierung im Watt erhalten und die entsprechenden Flächen werden einer natürlichen, von Fischerei unbeeinflussten Entwicklung einschließlich einer Wiederbesiedlung auch nach zeitweiligem Auslöschen vorbehalten.

Besatzmuschelfischerei nur im Sublitoral

In Angleichung an Schleswig-Holstein, sollten die Bestrebungen der Fischer in Niedersachsen dahin gerichtet sein, das Sublitoral verstärkt für die Saatmuschelfischerei zu nutzen. Ziel sollte sein, letztlich

den gesamten Bedarf an Besatzmuscheln dort zu decken. Voraussetzung dafür ist allerdings eine Bestandsaufnahme der sublitoralen Miesmuschelvorkommen (s. u.). Nach dem rigorosen Abfischen der eulitoralen Miesmuschelbestände in den Niederlanden wird auch dort die Muschelbrut ausschließlich aus dem ständig wasserbedeckten Bereich entnommen.

Kartierung sublitoraler Bänke

Sublitorale Miesmuschelvorkommen werden laut Ergebnis der Ökosystemforschung Schleswig-Holstein generell als kurzlebig eingeschätzt (RUTH 1997). Sie bieten sich daher eher zur Saatmuschelgewinnung an, mit dem Ziel, dadurch eulitorale Bänke zu schonen. Grundlage für die gezielte Nutzung der sublitoralen Miesmuschelvorkommen zur Besatzfischerei ist eine regelmäßige Bestandsaufnahme. Im niedersächsischen Wattenmeer sind im Gegensatz zu Schleswig-Holstein bisher allerdings nur wenige Stellen im Sublitoral bekannt, an denen häufiger Brutfälle von Miesmuscheln vorkommen.

In den letzten Jahren sind zwei Forschungsvorhaben von der Niedersächsischen Wattenmeer-Stiftung finanziert worden, um die Bestandslage der Miesmuscheln im Sublitoral zu erforschen bzw. um Methoden für flächendeckende Bestandsaufnahmen zu entwickeln. Dabei wird mit dem Einsatz von Tauchern und Video-Kamera gearbeitet (ANDRES 1995) sowie das „side-scan sonar"-Verfahren vom Forschungsschiff aus erprobt (RAHMEL pers. Mitt. 1998). Die Untersuchungen zur Erfassung der sublitoralen Miesmuschelbestände sollten fortgesetzt werden.

Einrichtung eines „Miesmuschelmanagements"

Die Zusammenarbeit zwischen Fischerei, Wissenschaft und Naturschutz ist zu intensivieren, um darüber zu einer naturverträglichen Nutzung der Ressource Miesmuscheln zu gelangen. Zur Koordination der unterschiedlichen Interessen und zur Aufrechterhaltung der Gesprächsbereitschaft der Parteien, ist die Einrichtung eines ständigen Miesmuschelmanagements, verbunden mit einem Bestandsmonitoring, unumgänglich. An dieser Stelle sollten fundierte Kenntnisse über die Entwicklung des Muschelbestandes, einschließlich der Rekrutierung, über die Bestände an muschelzehrenden Vögeln sowie über die betriebliche Situation der Fischer zusammenfließen. In Schleswig-Holstein existiert eine derartige Koordination bereits und wird über die Lizenzgebühren der Miesmuschelfischer finanziert. In Niedersachsen sind auf der Basis eines Projektes der Wattenmeerstiftung ebenfalls Voraussetzungen für eine Koordination im Rahmen des Managementplans geschaffen worden.

Begleitendes wissenschaftliches Monitoring

Über ein reines Bestandsmonitoring hinaus, das Bestandteil des auf der Regierungskonferenz in Stade beschlossene „Common Package" des Trilateralen Monitoring- und Bewertungsprogramms (TMAP) ist, sollte ein ständiges wissenschaftliches Monitoring angestrebt werden, wie es in der ursprünglichen Form des TMAP vorgeschlagen worden ist (Kap. 4.5). Es sollten Variablen erhoben werden, die Aussagen über Fitneß der Population, Wirkungen von Schadstoffen und Parasiten, Räuberdruck etc. zulassen. Die Ergebnisse eines derartigen langfristigen Monitoringprogramms würden Populationsentwicklungen eher durchschaubar werden lassen und Grundlage für Nutzungs- und Erhaltungsentscheidungen schaffen. In Schleswig-Holstein wird eine Stelle für Monitoringaufgaben bereits über die Lizenzgebühren der Fischer finanziert, in Niedersachsen wird die wissenschaftliche Begleitung des Miesmuschelmanagementplans z. Z. auf Projektbasis, finanziert durch die Wattenmeerstiftung, durchgeführt.

Folgende Variablen müßten im Rahmen eines Monitoringprogramms erhoben werden:

I. Flächen der Miesmuschelbänke

II. Populationsbiologische Variablen (an ausgewählten Standorten):

- Abundanz [Ind./m²]
- Längen-/Häufigkeitsverteilung (Kohortenanalyse)
- Biomasse [g TG/m²]
- Produktion bzw. Elimination
- Rekrutierung (Erstansiedlung auf künstlichen Brutsammlern)

III. Begleitfauna (Artenzahl, Biomasse)

IV. Anzahl der muschelfressenden Vögel

Von den angeführten Parametern werden in Niedersachsen Produktion bzw. Elimination und Rekrutierung nicht gemessen, in Schleswig-Holstein fehlt nur der Parameter Produktion / Elimination.

Optimierung der Kulturmethoden

Derzeit ist das Gewichtsverhältnis der Menge an Besatzmuscheln auf den Kulturen zur Ausbeute an Konsummuscheln im niedersächsischen Wattenmeer 3:1 bis 1:1. D. h., dass im Verlauf der Siedlung auf Kulturflächen erhebliche Verluste durch Verdriften, Sturmeinwirkung und Räuber sowie evtl. durch dichtebedingte Sterblichkeit eintreten. Durch Optimierung der Besatzmuscheldichte und ökonomischen Einsatz von Pflegearbeiten an den Kulturen, wäre dieses Einsatz/Ausbeute-Verhältnis zu verbessern. In Zusammenarbeit von Fischern und Wissenschaftlern wird seit Mitte 1996 auf experimentellen Kulturflächen im niedersächsischen Wattenmeer die Wirkung unterschiedlicher Besatzdichten auf die Kohortenentwicklung im Experiment untersucht. Die Untersuchungen sollten fortgesetzt werden und die Ergebnisse Eingang in die Fischereipraxis finden.

Alternative Brutgewinnung und Kulturmethoden

Nachzudenken ist auch über alternative Brutgewinnung mittels künstlicher Substrate z. B. Leinen, wie sie in Frankreich betrieben wird (GOSLING 1994), evtl. in Verbindung mit einer „off-bottom“-Kultur der Miesmuscheln. Bei dieser Methode wird, im Gegensatz zur zweidimensionalen Bodenkultur, die Wassersäule als dritte Dimension in die Kulturarbeit einbezogen. Die Miesmuscheln entwickeln sich an Pfählen oder Leinen, die gleichzeitig als Brutsammler dienen, zur Konsumgröße (KORRINGA 1976). Durch erhöhte Strömungsgeschwindigkeiten in der Wassersäule wird den Muscheln ein optimales Futterangebot geliefert. Gleichzeitig wird kritischen Effekten der Bodenkulturen wie Verschlicken entgegengewirkt. Zudem ist der Räuberdruck im freien Wasser geringer, da die Muscheln den benthisch lebenden Fraßfeinde nicht ausgesetzt sind. Demgegenüber dürfen jedoch die negativen Auswirkungen dichter Kulturen im Freiland, wie z. B. Ansammlung von Biodepositen unterhalb der Leinenkulturen, nicht außer acht gelassen werden und müssen bei der Planung derartiger Anlagen mit in die Überlegungen einbezogen werden.

3.4.6.2 Garnelenfischerei

Grundsätzlicher Leitgedanke

Die Garnelenfischerei im Nationalpark soll mit den derzeit üblichen Methoden auch weiterhin Bestand haben. Die folgenden Vorschläge und Überlegungen werden unter Berücksichtigung sozio-

ökonomischer Belange dieses Fischereisektors und auf der Basis der derzeitigen wissenschaftlichen Erkenntnisse über die Auswirkungen der Garnelenfischerei getroffen.

Allgemeine Senkung des fischereilichen Aufwands

Eine ökonomische Überfischung der Garnelenpopulation ist seit den 60er Jahren zu verzeichnen (TEMMING & TEMMING 1991), und die Anzeichen für eine biologische Überfischung mehren sich (Kap. 3.4.3.2). Managementmaßnahmen sollten daher auf eine Reduzierung des fischereilichen Aufwands zielen. Dazu gehören Beschränkung der Fahrzeuglizenzen, Festlegen einer Maximalgröße und maximaler Motorenstärke der Kutter, Limitierung der Netzgröße und der Kurrenabmessungen, Limitierung der Schleppzeiten (Begrenzung der Fangsaison, Winterfangverbot, Wochenendfangverbot). Auch die Einrichtung von zeitlich oder permanent für die Fischerei geschlossenen Gebieten kann zu einer Entlastung der Situation beitragen (Kap. 3.4.6.3).

Erprobung und Weiterentwicklung selektiver und schonender Fangmethoden

Um die Einwirkungen der Fischerei auf das Ökosystem möglichst gering zu halten, sollten auch die Einflüsse der Fanggeräte auf die am Boden lebenden Organismen, die Störung der Sedimentstruktur und die Beeinträchtigungen der außer der Zielart mitgefangenen Organismen weiter gemildert werden (3.4.4.3). Dazu ist es notwendig, die Modifikation der Rollengeschirre an den Baumkurren weiter zu optimieren und einen Einsatz z. B. der von-HOLDT-Rollen zu unterstützen. Über den Einsatz von Trichternetzen oder Sortiergittern in den Kurrennetzen der Garnelenfischerei (WIENBECK 1998, 1999) bleiben in größerem Ausmaß Fische und untermaßige Garnelen verschont. Eine generelle Verkürzung der Schleppzeiten würde sich darüber hinaus günstig auf die Überlebenschancen mitgefangener Organismen auswirken (BERGHAHN et al. 1992; FONDS 1994).

Beifang- und Discardreduktion

Insbesondere die Garnelenfischerei ist durch einen hohen Anteil an Beifang und Discard charakterisiert (WALTER 1996, siehe auch 3.4.4.2). Viele der mitgefangenen Organismen haben keine oder nur eine geringe Überlebenschance, so dass sich eine hohe Fischereifrequenz auf die Populationsstrukturen dieser Arten auswirken kann. Durch die nach dem Fang wieder ins Meer zurückgeworfenen Organismen (Discard) wird in den Nahrungserwerb einzelner Arten eingegriffen, was Populationsstrukturen oder Räuber-Beute-Beziehungen verändern kann. Die oben angemahnten selektiven Fangmethoden führen in den meisten Fällen zu einer Reduktion des Beifanganteils und damit gleichzeitig zu einer Verringerung des Discards, da entweder - bezogen auf die Garnelenfischerei - mitgefangene Fische während des Fangvorgangs durch ein Trichternetz entkommen können, oder aber untermaßige Garnelen durch Sortiergitter vor dem Netzsteert entlassen werden (WIENBECK 1998, 1999). An ein generelles Rückwurfverbot wie in Norwegen (HUBOLD 1994) ist in Deutschland derzeit nicht zu denken, da für die dort praktizierte Weiterverwendung aller mitgefangener Organismen an Land hier weder ein Konzept noch eine Akzeptanz besteht. Die weitere Erprobung, Entwicklung und Anwendung von Trichternetzen und Sortiergittern wird daher empfohlen.

Monitoring

Daueruntersuchungen im Umfeld der Garnelenfischerei sollten unterschiedliche Bereiche abdecken: Die Entwicklung der Garnelenpopulation könnte durch Forschungsfänge vor Beginn der Hauptfangsaison (preseason survey) verfolgt werden. Um die Folgen der Garnelenfischerei für potentiell beeinflusste Systemkomponenten einschätzen zu können, sollten Benthosorganismen, Fische, insbesondere Standfische und Seevögel in Abundanz und Artenspektrum dauerhaft erfaßt werden. Um die Folgen der fischereilichen Nutzung auch für Nichtzielarten einschätzen zu können,

sollten auch die Fanganteile des Discards erfaßt werden. Um Managementmaßnahmen unter Berücksichtigung aller Belange planen zu können, gehört neben der Erfassung ökologischen Daten auch ein sozioökonomisches Monitoring über soziologische Strukturen der Fischerei und wirtschaftliche Verflechtungen zur Vervollständigung des Bildes.

Logbuchführung

Wesentliche Informationen über die Durchführung und den Erfolg der Fischerei können über detaillierte Erfassung der technischen Fangdaten wie Fanggebiet, Schleppzeit und Netzart verbunden mit biologischen Informationen über Fanganteile von Zielart, Beifang und Discard erhalten werden. Diese Daten können zur statistischen Aufbereitung der Gesamtfänge genutzt werden und damit zu einer größeren Transparenz des fischereilichen Geschehens beitragen. Eine qualitative und quantitative Erfassung der Beifangarten läßt Rückschlüsse auf langfristige Populations- oder Gemeinschaftsänderungen zu. Ggf. könnte zunächst eine stichprobenmäßige Logbuchführung angestrebt werden. Die Erfassung von Fangaktivitäten über Satellitenüberwachung oder Fahrtenschreiber (black boxes) kann ebenfalls die Transparenz erhöhen und sollte weiter diskutiert werden (WALTER 1996).

Erhebung von Lizenzgebühren

Forschungsarbeiten rund um die Garnelenpopulation könnten über Lizenzabgaben der Garnelenfischer, vergleichbar mit den Lizenzgebühren der schleswig-holsteinischen Muschelfischer, finanziert werden.

3.4.6.3 Gebietsbeschränkungen für die Fischerei im Wattenmeer

Neben den direkt mit der Muschel- und Garnelenfischerei verbundenen Maßnahmen können auch Gebietsbeschränkungen zur Verbesserung der ökologischen Situation in Betracht gezogen werden.

Einrichtung von Referenzgebieten - Sperrung von Wattstromeinzugsgebieten für Ressourcennutzung

Referenzgebiete sind Vergleichsflächen, die sich ohne Nutzung bzw. ohne Ressourcennutzung, d. h. auch ohne fischereiliche Nutzung, weitgehend natürlich entwickeln können. Sie bilden u. a. eine Voraussetzung für die Abschätzung der Beeinflussung des Systems durch anthropogene Nutzungen. Referenzgebiete sollten einer dauerhaften Umweltbeobachtungen (Monitoring) natürlicher Prozesse dienen, so dass im Vergleich zu genutzten Flächen eine Abgrenzung besonders auch von langfristigen Nutzungseffekten möglich wird. Die Ergebnisse der Ökosystemforschung zeigen, dass Referenzgebiete Aussagen auf der Systemebene erst ermöglichen, wenn sie ausreichend groß gewählt werden. Für das Wattenmeer werden Wattstromeinzugsgebiete als die für viele Fragestellungen adäquate Größe vorgeschlagen. Daneben können solche Gebiete durch ihre Funktion als Rückzugsgebiete oder als Gebiete mit weitgehend natürlichen Entwicklungsbedingungen Forderungen des Naturschutzes erfüllen. Die Erfordernis von Referenzgebieten bzw. nutzungsfreien Zonen ist in den Kapiteln 3.4.5.6, 4.3 und 4.4 näher ausgeführt.

Zeitlich begrenzte Sperrung von Wattengebieten

Aus der Ökosystemforschung Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer wird dringend empfohlen, im Dithmarscher Wattenmeer zentrale Mausergebiete von Brand- und Eiderenten in der Zeit vom 1.7.-30.9. für jegliche Befahrung zu sperren. Im Nationalpark Niedersächsisches Wattenmeer sollten vergleichbare Maßnahmen geprüft werden, um dort vorhandene Mausergebiete zeitweilig unter

Schutz zu stellen. Dahingehende Empfehlungen bedürfen jedoch noch der inhaltlichen Konkretisierung.

Walschutzgebiete

Die Gewässer westlich Sylts sind als wichtiges Aufzuchtsgebiet für Schweinswale erkannt worden (BENKE & SIEBERT 1994). Zu den wesentlichen Störwirkungen in diesem Bereich zählen schnellfahrende Schiffe sowie die Fischerei. Schweinswale und andere Kleinwale sind gefährdete Arten und unterliegen im Rahmen des internationalen Kleinwalschutzabkommen (ASCOBANS) besonderen Schutzregeln (STOCK et al. 1996). Aus der Ökosystemforschung Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer wird deshalb ein Walschutzgebiet bis zur 12 sm-Linie vor den Inseln Sylt und Amrum vorgeschlagen. Die Grenze des Nationalparks sollte der 3 sm-Genze angepaßt werden und das weiter seewärtige Gebiet als Naturschutzgebiet nach der Flora-Fauna-Habitat-Richtlinie der EU (FFH) deklariert werden. Diese Lösung - inzwischen wurde das gesamte Gebiet in die Erweiterung des Nationalparks einbezogen - kann ihre Schutzfunktion für die heimischen Kleinwale erst umfassend erfüllen, wenn das Gebiet auch nach EU-Recht als Schutzgebiet anerkannt wird. Nach dem Jahr 2003 wird die 12-Seemeilenzone nach geltendem EU-Recht für die gesamte EU-Fischerei, also auch die Industriefischerei-Flotten anderer EU Nationen geöffnet. Das Walschutzgebiet wäre dann ein Instrument, um die internationale Großfischerei aus dem Seegebiet herauszuhalten.

3.4.7 Schutzziele unterschiedlicher Intention

3.4.7.1 Ressourcenschutz (Erhalt der Bestände) zur Absicherung einer ertragreichen Fischerei - Prinzip der nachhaltigen Nutzung

Die Rahmenrichtlinien der EU zur Gemeinsamen Fischereipolitik führen aus ökonomischer Sicht die Nachhaltigkeit fischereilicher Nutzung mit dem Ziel des Ressourcenschutzes an (BMU 1998, Kellner 1996).

Nachhaltige Nutzung eines Naturguts setzt die Kenntnis des jeweiligen Zustands der Ressource, in diesem Fall der Bestandssituation und der Populationsdynamik der Miesmuscheln und der Garnelen, voraus. Prozesse, die die Populationsdynamik beeinflussen, müssen verstanden werden. Ebenso muss der Einfluss wechselnder Umweltbedingungen auf die Populationsentwicklungen und damit auf die fischereiliche Nutzungsrate bekannt sein. Modelle zum Management von Fischbeständen basieren auf der Populationsdynamik einzelner Arten oder, in der bislang komplexesten Form, weniger Arten. Wechselbeziehungen zwischen Arten wie z.B. Räuber-Beute-Beziehungen konnten bislang nicht berücksichtigt werden. Ebenso wurden nichtkommerzielle Arten oder gar ein gesamtes Ökosystem (ecosystem approach) in die Modellierungsansätze nicht einbezogen. Fischereiliche Management-Ziele sollten im Hinblick auf möglichst dauerhafte Fangerträge jedoch gerade diese Beziehungen berücksichtigen, wobei das ökologische Optimum mit dem ökonomischen (fischereilicher Aufwand, Anlandung) nicht deckungsgleich sein muss.

Das europäische Fischereimanagement ist nach wie vor vornehmlich auf die relative Stabilität der Fischereiindustrie der Mitgliedsländer, nicht aber auf die nationale bzw. regionale Struktur der Fischerei ausgerichtet. Es setzt immer noch hauptsächlich auf kurzfristige Beschäftigungs- und Einkommensziele und vernachlässigt den Ressourcenschutz. An der Unwirksamkeit der Instrumente zur Durchsetzung der bereits vorhandenen Schutzbemühungen sowie aufgrund anderer, dem Ressourcenschutz entgegenlaufender Entscheidungen der EU (z. B. Förderung der Modernisierung

von Plattfischkutter bei gleichzeitiger Überfischung von Seezungen) scheitert eine nachhaltige Nutzung der Bestände.

Die Ungewißheit über eine Reihe entscheidender Einflussgrößen der Populationsentwicklung von Muscheln und Garnelen wie Stürme und Eisgang, Fraßdruck, Parasiten, den Umfang der fischereilich induzierten Sterblichkeit sowie positive und negative Auswirkungen der Miesmuschelkulturarbeit auf die Populationsdynamik und anhaltende ökonomische und ökologische Überfischung der Garnelenbestände (TEMMING & TEMMING 1991; Kap. 3.4.3.2) läßt Chancen der Realisierung einer nachhaltigen Nutzung dieser Ressourcen weiterhin zweifelhaft erscheinen.

3.4.7.2 Schutz der natürlichen Entwicklung der Miesmuschel- und Garnelenpopulationen

Analog zu den auf der 7. Trilateralen Wattenmeerkonferenz in Leuwarden beschlossenen Zielen (Targets) für Vögel und Seehunde könnten solche Ziele für Miesmuscheln und Garnelen lauten:

- Erhalt natürlicher Miesmuschelbänke mit natürlichen Strukturen wie erhöhten Beeten und Tidentümpeln, einer artenreichen Begleitfauna sowie einer natürlichen Altersstruktur des Bestandes. Vorrang vor jeder Nutzung hat der Nahrungsanspruch der Vögel. Eine Miesmuschelfischerei ist nur unter dem Aspekt der dauerhaft umweltgerechten Nutzung zuzulassen.
- Aufrechterhaltung des natürlichen Rekrutierungspotentials der Garnelenpopulation.

Voraussetzung für die Erreichung dieser Ziele ist die natürliche Entwicklung des Systems. In den 80er Jahren und bis Mitte der 90er Jahre wurde ein kontinuierlicher Rückgang der Miesmuschelpopulation im niedersächsischen Wattenmeer dokumentiert (MICHAELIS et al. 1995), der erst durch den Brutfall von 1996 teilweise ausgeglichen werden konnte. Als Ergebnis der Ökosystemforschung konnte nicht nachgewiesen werden, dass der Wegfraß durch Vögel der entscheidende Faktor war, der zum Rückgang der Miesmuschelbestände im Untersuchungsraum zwischen den Wattscheiden von Langeoog und Wangerooge geführt hat (HILGERLOH 1995). Es liegt jedoch die Vermutung nahe, dass die Entnahme durch Vögel in Jahrgängen mit schwachem Brutfall starke Auswirkungen auf das Größenspektrum der Muscheln hat. Insbesondere kann im Winter ein erhöhter Fraßdruck durch Silbermöwen verzeichnet werden, da die Zusatznahrung durch den Discard der Fischerei wegfällt (WALTER 1996). Vergleichsstudien in Gebieten mit geringerem Fraßdruck durch Vögel wären notwendig.

Dichte Blüten der Schaumalge *Phaeocystis globosa* (Prymnesiophyceae) haben keine negativen Auswirkungen auf die Populationsstruktur der Miesmuscheln (PETRI et al. 1995). Der direkte Eingriff in die Populationsstruktur durch fischereiliche Aktivität ist dagegen grundsätzlich unumstritten, wobei positive oder negative Auswirkungen der Miesmuschelkulturen selbst derzeit nicht zu quantifizieren sind (HERLYN 1996).

Um Schutzziele aus ökologischer Sicht umzusetzen, wären - über die bisher vorhandenen Schutzmaßnahmen des Miesmuschelbestandes hinaus - weitere Reglementierungen der fischereilichen Nutzung erforderlich. In Jahren mit starken Brutfällen sind genügend Muscheln vorhanden, so dass sich nicht nur die Vögel ernähren können, sondern außerdem Bänke heranwachsen, auf denen dann nach und nach das natürliche Spektrum der Größenklassen vertreten ist. Alternativ zur bisherigen fischereilichen Regelung wird vorgeschlagen, nur weniger stabile sublitorale Bänke bzw. - wenn unumgänglich - reine Neuansiedlungen im Eulitoral für die Saatmuschelfischerei zu nutzen. Dies bedeutet allerdings eine Lizenzvergabe im Einvernehmen zwischen Fischereiamt und Naturschutzverwaltung nach Sichtung des Gesamtrekrutierungserfolgs und nach einer Beurteilung des

Bestandes durch unabhängige Wissenschaftler. Neben einem flexiblen Konzept der Lizenzvergabe sollten etablierte eulitorale Miesmuschelbänke mit hoher Lagestabilität dauerhaft unter Schutz gestellt, d. h. gänzlich aus der fischereilichen Nutzung herausgenommen werden. Ein weiterer Schritt wäre die Kontingentierung der Entnahmemengen der Saatmuscheln als Ergänzung zur Freigabe von Entnahmeflächen. Entsprechend den Forderungen zum Schutz von Fischarten (WALTER 1996) könnten auch ganze Teilbereiche des Wattenmeeres unter Schutz gestellt, d. h. aus jeglicher fischereilicher Nutzung herausgenommen werden.

Der Schutz der Garnelenpopulation ist aus ökologischer Sicht weniger an aktuellen Bestandszahlen zu orientieren als vielmehr an der Aufrechterhaltung der Reproduktionsfähigkeit der Population zielen. Einzelne starke Jahrgänge, die wiederum stark befischt werden, sind keine Garantie für folgende gleichstarke Jahrgänge (3.4.3.2 und 3.4.4.2). Zunächst müssen über genügend lange Zeiträume die Entwicklungen und Veränderungen in der Population dokumentiert und letztlich verstanden werden. Vor allem ist weitere Aufklärungsarbeit in Hinblick auf den Lebenszyklus („life history“) der Garnelen zu leisten. Dabei sind Forschungsschwerpunkte auf die Wanderungen der Populationen, die Geschlechterverhältnisse und die ökologischen Bedingungen für Fortpflanzungserfolge zu richten. Dazu gehören auch Kenntnisse über Interaktionen von Räuber- und Beutepopulationen. Wichtige Schritte zur Erreichung von Schutzzielen aus ökologischer Sicht wären die Umsetzung der unter 3.4.6.2 aufgeführten Empfehlungen zur Garnelenfischerei. Dazu gehören vor allem die generelle Reduktion des fischereilichen Aufwands und ein Verbot der Winterfänge, da diese stark ins Reproduktionsgeschehen eingreifen.

3.4.8 Künftiger Forschungsbedarf

Die Ökosystemforschung Wattenmeer hat einen erheblichen Wissens- und Erkenntniszuwachs für eine Vielzahl von ökologischen, sozioökonomischen und physikalisch/chemischen Zusammenhängen erbracht. Systemreaktionen und die Wirkungen anthropogener Nutzungen auf ökologische Prozesse wurden analysiert. Dieses neue Wissen floß in Empfehlungen zu einem naturgerechten Umgang mit dem Wattenmeer ein (z. B. STOCK et al. 1996; WALTER 1996; PETRI 1996) oder wurde in Synthesen der Projektergebnisse dargestellt (z. B. GÄTJE & REISE 1998; DITTMANN et al. 1998). Auf jeder Ebene der Synthese des Forschungsverbundvorhabens wurden jedoch auch neue Fragen aufgeworfen, die sich aus der Evaluierung der Ergebnisse entwickelten, die zum Teil auch Lücken deutlich werden ließ, die zu einem weiteren Systemverständnis dringend geschlossen werden sollten.

Aus dem Bereich Fischerei werden im folgenden Forschungsperspektiven aufgezeigt, die sich im Anschluß an die Ökosystemforschung aus der Synthese der Projektergebnisse ergeben.

Bereits während der Laufzeit der Ökosystemforschung wurde die quantitative Erfassung der eulitoralen Miesmuschelflächen im Wattenmeer praktiziert und optimiert. Dieses Monitoring findet zum einen durch Luftbildinterpretation, zum anderen durch „ground truth“ Untersuchungen vor Ort statt. Zur Entwicklung eines umfangreichen Miesmuschelmanagements werden diese Untersuchungen weitergeführt. In Schleswig-Holstein sind diese Aufgaben bereits in einen Managementplan integriert, in Niedersachsen findet dieses Monitoring derzeit noch auf Projektebene statt. Initiiert durch die Ökosystemforschung wird in einem laufenden Projekt die Optimierung der Belegungsdichte von Miesmuschelkulturen untersucht. Dabei geht es im wesentlichen um die Verbesserung des Verhältnisses von Besatzmuscheleinsatz zur Ausbeute von Konsummuscheln pro Flächeneinheit durch Variation der Belegungsdichte. Die Erforschung und Erprobung alternativer Kulturmethoden wie etwa der Langleinen- oder Pfahlkultur bis hin zu Formen der Aquakultur (GOSLING 1994) würden weitere Möglichkeiten zum Schutz der natürlichen Muschelbänke bieten.

Aufgrund unterschiedlicher Verhältnisse sind im Schleswig-Holsteinischen Wattenmeer im Gegensatz zum Ostfriesischen Wattenmeer die sublitoralen Miesmuschelvorkommen gut bekannt und genutzt. Eine Kartierung dieser Vorkommen fehlt jedoch in beiden Wattgebieten. Kenntnisse über die ständig wasserbedeckten Bestände könnten auch in Niedersachsen Grundlage für Managemententscheidungen bilden. Entsprechende Forschungsprojekte mit Hilfe neuer Techniken wären daher empfehlenswert (Kap. 3.4.6).

Kenntnisse über sublitorale Miesmuschelbestände könnten auch Wissenslücken über die Wiederbesiedlungskapazität der Miesmuschelpopulation der deutschen Wattgebiete schließen. Obwohl eine weibliche Miesmuschel in der Lage ist, mehre Millionen Eier zu entlassen und damit theoretisch für Nachwuchs im gesamten Wattenmeer sorgen könnte, ist das reale Rekrutierungspotential der Miesmuschelpopulation unklar. Gentechnische Untersuchungen könnten die Herkunft der Larven im Wattenmeer und damit z.B. auch die massenhafte Wiederbesiedlung etwa nach strengen Eiswintern klären. Denkbar wäre ein Larveneintrag aus entfernteren Wattengebieten wie z. B. aus den Niederlanden oder auch von den Küstengebieten Großbritanniens.

Der angewandte Teil der Ökosystemforschung Niedersächsisches Wattenmeer (A-Teil) beschäftigte sich u. a. mit der Aufklärung des drastischen Rückgangs der Miesmuschelbestände in den letzten Jahrzehnten. Faktoren wie Eiswinter, Vogelfraß, dichte Algenblüten und Fischerei wurden diskutiert. Nicht untersucht wurden die Effekte Hormonen wirksamer Schadstoffe, wie TBT, als potentielle Faktoren für den Rückgang der Miesmuschelbestände in Niedersachsen. Über ein entsprechendes Monitoring (Kap. 4.4.4.1) könnten die artspezifischen Antworten auf erhöhte Schadstoffe im Meerwasser und den Sedimenten analysiert werden. So würden die Auswirkungen unterschiedlicher Schadstoffgehalte auf die Reproduktionsfähigkeit oder phänotypische Ausprägungen eher feststellbar.

Angesichts erster Anzeichen einer ökonomischen und ökologischen Überfischung der Garnelenpopulation (Kap. 3.4.3.2) wird deutlich, dass Fragen zur Populationsdynamik der Sandgarnele weiterhin unbeantwortet sind. Damit zusammenhängende Fragestellungen sollten möglichst an der gesamten Nordseeküste bearbeitet werden, da eine Abgrenzung lokaler Populationen schwierig ist und die Garnelenfischerei in der gesamten Küstenregion mit unterschiedlicher Intensität ausgeübt wird.

Insbesondere bei der Garnelenfischerei fällt ein hoher Prozentsatz an Beifang an. Nicht nur, dass dadurch eine Vielzahl von Organismen geschädigt oder getötet werden, sondern durch den Rückwurf kommerziell nicht nutzbarer Fanganteile werden auch einzelne Glieder des Nahrungsnetzes mit zusätzlicher Nahrung versorgt. Dadurch kann es zu anthropogen herbeigeführten Verschiebungen in den trophischen Beziehungen zwischen den Arten oder direkt im Artenspektrum kommen (Kap. 3.4.4.2). Hier ist weitere Forschung und praktische Anwendung von Methoden zur Beifangvermeidung sowie Methoden zur routinemäßigen Beifangerfassung notwendig.

Durch die Ökosystemforschung wurde deutlich, dass die Auswirkungen der Fischerei auf die Benthosgemeinschaft des Wattenmeeres noch nicht ausreichend erforscht sind. Zu diesem Themenkomplex wird eine trilaterale Forschung angestrebt. Eine entsprechende Projektvorstellung fand auf der 8. Trilateralen Wattenmeerkonferenz 1997 in Stade statt. Ressourcennutzungsfreie Meeresgebiete als Referenzareale würden ein derartiges Forschungsvorhaben besonders unterstützen.

Die Suche nach neuen Fischereiobjekten im Bereich des Wattenmeeres oder auch im Übergangsbereich zur offenen See macht Vorsorgeuntersuchungen notwendig. Niederländische Fischer befischen seit Ende der 80er Jahre die Trogmuschel *Spisula* sp. intensiv und profitabel (SEAMAN & RUTH 1997). Diese Fischerei wird von Herzmuschelkuttern durchgeführt und überbrückt

Schonzeiten in der Herzmuschelfischerei oder Jahre mit geringen Beständen an Herzmuscheln. Schleswig-Holsteinische Fischer betreiben ebenfalls Trogmuschelfischerei. Da dieser Fischerei jedoch keine Untersuchungen zur Bestandsgröße und zur Populationsdynamik der Trogmuschel vorausgegangen waren, wurden die Fischer 1996 von einem Zusammenbruch der Population überrascht. Da danach die Rekrutierung ausblieb, ist die Trogmuschelfischerei seitdem eingestellt (SCHLAUCH 1999; SEAMAN & RUTH 1997). Untersuchungen zum Vorkommen, zur Biologie und zum Management der Trogmuschel werden auf trilateraler Ebene seit Jahren gefordert und geplant. Eine entsprechende Projektskizze wurde auf der 8. Trilateralen Wattenmeerkonferenz 1997 in Stade vorgestellt.

Erfolgreiche Managementmaßnahmen in der Küstenfischerei erfordern Vereinbarungen, die eine Vielzahl unterschiedlicher Interessen integrieren müssen (Kap. 3.4.5.2). Um eine Basis gegenseitigen Vertrauens zu schaffen, sind Erforschung und Erprobung neuer Kommunikationstechniken vonnöten. Der Einsatz von Moderation und Mediation in der Diskussion zwischen den verschiedenen Nutzern würde wesentlich die Konsensfindung fördern und unterstützen.

3.4.9 Literatur

ANDRES, D. (1995) Erfassung sublitoraler Miesmuschelvorkommen im Nationalpark Niedersächsiches Wattenmeer mit begleitender Öffentlichkeitsarbeit. Teil 1: Unterwasser-Videokartierung der Miesmuschelbänke im Auftrag der Stiftung Niedersächsisches Wattenmeer. Abschlußbericht: 72 S. (unveröffentl.).

ANONYMUS (1785) Wohlbewährte Fischgeheimnisse oder deutlicher Unterricht von der großen Nutzbarkeit der Fischerey. Nürnberg. In: Archiv für Fischereigeschichte. Darstellungen und Quellen. Berlin 1914: 139-140.

ASMUS, R. M. & ASMUS, H. (1991) Mussel beds, limiting or promoting phytoplankton? J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 148: 215-232.

BENKE, H. & SIEBERT, U. (1994) Zur Situation der Kleinwale im Wattenmeer und in der südöstlichen Nordsee. In: LOZÁN, J. L., RACHOR, E., REISE, K., WESTERNHAGEN, H. VON & LENZ, W. (Hrsg.).

BERGHAHN, R. & VORBERG, R. (1997) Garnelenfischerei und Naturschutz im Nationalpark. Schriftenreihe des Nationalparks Schleswig-Hosteinisches Wattenmeer. Heft 6: 85 S.

BERGHAHN, R. (1990) Biologische Veränderungen im Wattenmeer. In: LOZÁN, J. L., LENZ, W., RACHOR, E., WATERMANN, B. & WESTERNHAGEN, H. VON. Warnsignale aus der Nordsee. Paul Parey Verlag, Berlin: 202-212.

BERGHAHN, R., WALTEMATH, M. & RIJNSDORP, A. D. (1992) Mortality of fish from the by-catch of shrimp vessels in the North Sea. J. Appl. Ichthyol. 8: 293-306.

BMU - Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (Hrsg.) (1998a) Nachhaltige Entwicklung in Deutschland - Entwurf eines umweltpolitischen Schwerpunktprogrammes, Bonn: 147 S.

BODDEKE, R. (1978) Changes in the stock of brown shrimp (*Crangon crangon* L.) in the coastal area of the Netherlands. Rapp. P.-v. R. un. Cons. Int. Explor. Mer 172: 239-249.

Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (Hrsg.) (1998) Umweltpolitik - Umweltbericht 1998. Drucksache 13/10735, Bonn: 209 S.

Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (1997) Schritte zu einer nachhaltigen, umweltgerechten Entwicklung. Berichte der Arbeitskreise anläßlich der Zwischenbilanzveranstaltung am 13. Juni 1997: 126 S.

BURMEISTER, M. (1986) Die Rentabilität der verschiedenen Kuttergrößen und Einsatzarten in der schleswig-holsteinischen Krabbenfischerei unter Berücksichtigung von Kapitalbedarf, Risiko, Marktversorgung und Marktrisiko. Überlegungen zu Konsequenzen für die Landespolitik. Hausarbeit, Landesfischereiamt Kiel: 26 S.

CADDY, J. F. (1973) Underwater observations on tracks of dredges and trawls and some effects of dredging on scallop ground. Journal of the Fisheries Research Board of Canada 30: 173-180.

COLIJN, F., HÖTKER, H. & HESSE K.-J. (1998) Braucht die Wissenschaft Referenzgebiete? Schriftenreihe der SDN e.V., Heft 2: 26-36.

CWSS (1991) Mussel fishery in the Wadden Sea. Common Wadden Sea Secretariat, working document 1991-2.

CWSS (1992) Mussel fishery in the Wadden Sea. Working document 1991-2, revised version 1992. Wilhelmshaven.

DAHL, K., BORCHARDT, T., DANKERS, N. & FARKE, H. (1994) Status, trends, regulation and ecological effects of the Wadden Sea fishery. Ophelia Suppl. 6: 87- 97.

DANKERS, N. (1993) Integrated estuarine management - obtaining a sustainable yield of bivalve resources while maintaining environmental quality. In: DAME, R. (Hrsg.). Bivalve filter feeders. Springer, Berlin: 479-511.

DANKERS, N. (1998) Four years of dutch shellfish fisheries policy - and now the future. WSNL 1: 5-7.

Das Fischerblatt (1991, 1992, 1993, 1994, 1995, 1996) Die Kleine Hochsee- und Küstenfischerei Schleswig-Holsteins, Niedersachsens, Bremens im Jahr 1990...1995 - Aus den Jahresberichten der Fischereiämter, Sonderdruck.

Das Fischerblatt (1997, 1998, 1999) Mitteilungsblatt für die Kutter- und Küstenfischerei des Deutschen Fischereiverbandes und der ihm angeschlossenen Fischereiorganisationen in Schleswig-Holstein, Mecklenburg-Vorpommern, Hamburg, Bremen und Niedersachsen. Landesfischereiverband Schleswig-Holstein (Hrsg.), Kiel.

DE JONG, F. (1992) The wise-use concept as a basis for the conservation and management of the Wadden Sea. Int. Journal of Estuarine and Coastal Law, 7 (3): 175-194.

DE JONG, F., BAKKER, J. F., VAN BERKEL, C. J. M., DANKERS, N. M. J. A., DAHL, K., GÄTJE, C., MARENCIC, H. & POTEL, P. (1999) Wadden Sea Quality Status Report. Wadden Sea Ecosystem

No. 9. Common Wadden Sea Secretariat, Trilateral Monitoring and Assessment Group, Quality Status Report Group. Wilhelmshaven, Germany.
DITTMANN, S. et al. (1998) ELAWAT Synthesebericht. BMU. Unveröff.
DITTMANN, S. 1990. Mussel beds - amensalism or amelioration for intertidal fauna? Helgoländer Meeresunters. 44: 335-352.
DUIKER, J. M. C., NOMDEN, E. & SMAAL, A. (1998) De invloed van mechanische schelpdiervisserij op de sedimenthuishouding van de Waddenzell. Instituut voor Marien en Atmosferisch Onderzoek Universiteit Utrecht. Report 98-1: 45 S.
EU Europäische Kommission (1994) Die neue gemeinsame Fischereipolitik. EKGS-EG-EAG, Brüssel: 46 S.
FEIGE, M., MÖLLER, A. & PIECH, I. (1995) Projektberichte Sozioökonomie, Teil B: Das anthropogene System der Nationalparkregion – Landwirtschaft und Fischerei. UBA Forschungsbericht 1080208/1: 152 S.
FONDS, M. (1994) Mortality of fish and invertebrates in beam trawl catches and the survival chances of discards. In: DE GROOT, S. J. & LINDEBOOM, H. J. (Hrsg.): Environmental impact of bottom gears on benthic fauna in relation to natural ressources management and protection of the North Sea. NIOZ-Rapport 11/1994 – RIVO-DLO Report CO26/94, Texel: 131-146.
FONDS, M., VERBOOM, B. & GROENEVELD, K. (1992) Catch composition and survival of fish an benthic invertebrates in commersial beamtrawls for sole- and plaicefishery in the southern North Sea. In: BEON (Hrsg.). Effects of beamtrawl fishery on the bottom Fauna in the North Sea. III – The 1991 studies, BEON Report 16: 17-22.
GABRIEL, O. & LANGE, K. (1997) Achsversetzte Grundrollen in der kommerziellen Fischerei. Bundesforschungsanstalt für Fischerei. Jahresbericht 1997: 59
GÄTJE, C. & REISE, K. (Hrsg.) (1998) Ökosystem Wattenmeer, Austausch-, Transport- und Stoffumwandlungsprozesse. I-570. Springer Verlag, Berlin.
GIBSON, R. N. (1969) The biology and behaviour of littoral fish. Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev. 7: 367-410.
GINKEL, R. VAN (1998) The dynamics of fisheries: a sensitising framework. Paper presented at the 4th ESSFIN meeting, Syros, 14-16 May 1998.
GISLASON, H. (1994) Ecosystem effects of fishing activities in the North Sea, Mar. Pollution Bulletin, 29: 520- 527.
GOSLING, E. (Hrsg.) (1994) The Mussel Mytilus: Ecology, physiology, genetics and culture. Elsevier Amsterdam: 589 S.
GUBERNATOR, M. (1996) Sozioökonomie der Küstenfischereiwirtschaft. Ökosystemforschung Niedersächsisches Wattenmeer TP A 4.7: 225 S.
HERLYN, M. (1996) Zur Bestandssituation der Miesmuschelbänke des niedersächsischen Wattenmeeres. Mitteilungen aus der NNA 1: 56-61.
HERLYN, M., MILLAT, G. & MICHAELIS, H. (1999) Einfluss der Besatzmuschelentnahme auf die Entwicklung eulitoraler Neuansiedlungen von *Mytilus edulis* L. im niedersächsischen Wattenmeer. Dienstbericht Forschungsstelle Küste 9/99.
HILGERLOH, G. (1995) Auswirkungen des Fraßdruckes auf die Miesmuschelbestände. Abschlußbericht ÖSF Niedersächsisches Wattenmeer (TP A 3.4) (unveröffentl.)
HIRSCH, E. (1920) Muschelkultur. Fischerbote, XII. Jahrgang, 1: 4-11.
HUBOLD, G. (1994) Maßnahmenkatalog für eine ausgewogenere und rationellere Bewirtschaftung der von der deutschen Fischerei genutzten Fischereiressourcen im EG Meer. Inf. Fischw. 41: 3-18.
HULSCHER, J. B., DE JONG, J. & VAN KLINKEN, J. (1993) Uitzonderlijk grote aantallen Scholeksters in het binnenland gedurende de winter von 1992/93. Limosa 66: 117-123.
HÜPPOP, O., GARTHE, S., HARTWIG, E. & WALTER, U. (1994) Fischerei und Schiffsverkehr: Vorteil oder Problem für See- und Küstenvögel. In: LOZÁN, J. L., RACHOR, E., Reise, K., WESTERNHAGEN, H. VON & LENZ W. (Hrsg.). Warnsignale aus dem Wattenmeer. Blackwell, Berlin: 278-285.
ICES (1990) First report of the study group on the life history, population biology and assessment of Crangon. C. M. 1993/k (8): 39 S.
InterWad (1998, 1999) InterWad - de Waddenzee op Internet. http://www.waddensea.org/ auch: http://www.interwad.nl
KELLNER, I. (1996) Thematischer Report Umweltqualitätsziele. ÖSF Niedersächsisches Wattenmeer. UBA. Unveröff.
KEUS, B. (1998) Controversy over Dutch mussel fishery. El Anzuelo 1: 7
KLEINSTEUBER, H. & WILL, K. R. (1988) Populationsdynamik der Miesmuschel und Entwicklung der Miesmuschel in den Wattengebieten der Nordsee unter besonderer Berücksichtigung der niedersächsischen Küste. Landesfischereiverband Weser-Ems e. V., Oldenburg: 69 S.

KNUST, R. (1990) Schwarzfleckenkrankheit der Nordseegarnele. In: LOZÁN, J. L., LENZ, W., RACHOR, E., WATERMANN, B. & WESTERNHAGEN, H. VON. Warnsignale aus der Nordsee. Paul Parey Verlag, Berlin: 212-219.

KNUST, R., GAUTIER M. & ULLEWEIT, J. (1995) Entwicklung einer Umweltbeobachtungsstrategie für Fische und Dekapoden. Ökosystemforschung Niedersächsisches Wattenmeer TP A 4.3 Abschlußbericht: 170 S.

KORRINGA, P. (1976) Farming marine organisms low in the food chain: a multidisciplineary approach to edible seaweed, mussel and clam production. Elsevier Science Publishers, B.V., Amsterdam: 264 S.

KROST, P. (1993) Die Bedeutung der Grundschleppnetzfischerei für das Sediment und seine Austauschprozesse, sowie für die Benthosgemeinschaften der Kieler Bucht. Arb. Dt. Fisch. Verb. 57: 43-60.

LANGE, K. & MENTJES, T. (1998) Reduzierung der Schädigung des Meeresbodens durch Baumkurren und Grundschleppnetze. Inf. Fischwirtsch. 45 (3): 121-122.

LINDEBOOM, H. J. & DE GROOT, S.J. (Hrsg.) (1998) The effects of different types of fisheries on the North Sea and Irish Sea benthic ecosystem. Impact II. Netherlands Institute for Sea Research (NIOZ), Den Burg, Texel, NL. NIOZ-Rapport 1998-1, RIVO-DLO Report C003/98: 404 S.

LINDEBOOM, H. J. (1995) Protected areas in the North Sea: an absolute need for future marine research. Helgol. Meeresunters. 49: 591-602.

LOZÁN, J. L., RACHOR, E., REISE, K., WESTERNHAGEN, H. VON & LENZ, W. (Hrsg.) (1994) Warnsignale aus dem Wattenmeer. Blackwell, Berlin: 387 S.

MARDIK, F. L. & VAN DER LAND, M.A. (1996) Fishermen and seaducks are moving towards sharing the *Spisula*-resource in The Netherlands. WSNL 1: 24-25.

MICHAELIS, H. & REISE, K. (1994) Langfristige Veränderungen des Zoobenthos im Wattenmeer. In: LOZÁN, J. L., RACHOR, E., REISE, K., WESTERNHAGEN, H. VON & LENZ W. (Hrsg.). Warnsignale aus dem Wattenmeer. Blackwell, Berlin: 106-116.

MICHAELIS, H., OBERT, B., SCHULTENKÖTTER, I. & BÖCKER, L. (1995) Miesmuschelbestände der niedersächsischen Watten, 1989 - 1991. NLÖ-Berichte der Forschungsstelle Küste. Band 40: 20 S. + Tab. u. Abb.

NEHLS, G. (1995) Strategien der Ernährung und ihre Bedeutung für Energiehaushalt und Ökologie der Eiderente (*Somateria mollissima*) (L., 1758) (Diss.). Christian-Albrechts-Universität zu Kiel. Forschungs- und Technologiezentrum Westküste Büsum, Bericht Nr. 10: 177 S.

NEUDECKER, T. (1994) ICES-Studiengruppe zu Lebenszyklen, Populationsbiologie und Bestandsabschätzung von Sandgarnelen. Arb. Dt. Fischereiverband 60: 51-67.

NORRIS, K. (1998) Review of PIERSMA, T. & KOOLHAAS, A. 1997. Wader Study Group Bull. 86: 14-16.

PETRI, G. (1996) Miesmuscheln im Niedersächsischen Wattenmeer – natürliche Bestandsschwankung oder anthropogen bedingter Rückgang? Ökosystemforschung Niedersächsisches Wattenmeer. Thematischer Report Miesmuscheln. Ökosystemforschung Wattenmeer. Umweltbundesamt: 112 S. (im Druck)

PETRI, G., DONAT, F. & VARESCHI, E (1995) Wechselbeziehungen zwischen Miesmuschelpopulationen und Phytoplanktonblüten. *Phaeocystis globosa* als Nahrungsressource für *Mytilus edulis*. Ökosystemforschung Niedersächsisches Wattenmeer TP 3.1. Umweltbundesamt. Abschlußbericht: 221 S. unveröff.

PIERSMA, T.& KOOLHAAS A. (1997) Shorebirds, shellfish(eries) and sediments around Griend, Western Wadden Sea, 1988 – 1996. NIOZ-Rapport 1997-7, Texel, NL: 118 S.

PRAWITT, O. (1995) Untersuchungen zur Bestimmung der Fangkraft und des Fischereiaufwandes von Krabbenkuttern. Dipl. Arb. Universität Kiel: 92 S.

PULFRICH, A. (1995) Reproduction and recruitment in Schleswig-Holstein Wadden Sea edible mussel (*Mytilus edulis* L.) populations. (Diss.). Ber. Inst. Meereskunde 268: 150 S.

REINEKING, B. (1998) Übersicht über Referenzgebiete im internationalen Bereich. Schriftenr. der SDN, 2: 9-25.

REISE, K. (1982) Long-term changes in the macrobenthic invertebrate fauna of the Wadden Sea: are polychaetes about to take over? Neth. J. Sea. Res. 16: 29-36.

REISE, K., HERRE, E. & STURM, M. (1989) Historical changes in the benthos of the Wadden Sea around the island of Sylt in the North Sea. Helgoländer Meeresuntersuchungen 43: 417-433.

REVIER, H. (1993) Herzmuschel-Fischerei im Wattenmeer, Wattenmeer International 3/11: S. 11

RIESEN, W. & REISE, K. (1982) Macrobenthos of the subtidal Wadden Sea: revisited after 55 years. Helgoländer Meeresuntersuchungen 35: 409-423.

RUTH, M. (1997) Untersuchungen zur Biologie und Fischerei von Miesmuscheln im Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer. Ökosystemforschung Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer. UBA-Texte 73/97: 330 S.

SCHIRM, B. (1991) Der unmittelbare Einfluss gezielter Fischerei auf die Lebensgemeinschaft von Miesmuschelbänken im Wattenmeer. Dipl. Arb. Universität Kiel: 61 S.

SCHLAUCH, J. (1999) Entwicklung und Struktur der deutschen Molluskenfischerei und -kultur im trilateralen Vergleich mit Dänemark und den Niederlanden. Bamberger Wirtschaftsgeogr. Arbeiten, Universität Bamberg, Heft 10: 217 S.

SEAMAN, M. N. I. & RUTH, M. (1997) The molluscan fisheries of Germany. In: U.S. Dep. Commer., NOAA Tech. Rep. NMFS 129: 57-84.

STOCK, M., SCHREY, E., KELLERMANN, A., GÄTJE, C., ESKILDSEN, K., FEIGE, M., FISCHER, G., HARTMANN, F., KNOKE, V., MÖLLER, A., RUTH, M., THIESSEN, A. & VORBERG, R. (1996) Ökosystemforschung Wattenmeer – Synthesebericht: Grundlagen für einen Nationalparkplan. Schriftenreihe des Nationalparks Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer. Heft 8:784 S.

SWENNEN, C., NEHL, G. & LAURSEN, K. (1989) Numbers and distribution of Eiders *Somateria mollissima* in the Wadden Sea. Neth. J. Sea Res. 24: 83-92.

TEMMING, A. & DAMM, U. (1998) Life cycle of *Crangon crangon* in the North Sea. A simulation of the timing of recruitment as a function of the seasonal temperatur signal. (submitted)

TEMMING, A. & TEMMING, B. (1991) Aufwandssteigerung und ökonomische Überfischung der Krabbenfischerei in der Nordsee. Arbeiten des Deutschen Fischerei-Verbandes e.V. 52: 95-137.

TEMMING, A., DAMM, U. & NEUDECKER, T. (1993) Trends in the size composition of commercial catches of Brown Shrimp (*Crangon crangon* L.) along the German coast and the implication for population structure and stock conditions. ICES C.M. 1993/K (53): 14 S.

TIEWS, K. & SCHUMACHER, A. (1982) Assessment of brown shrimp stocks (*Crangon crangon* L.) off the German coast for the period 1965 – 1978. Arch. Fisch. Wiss. 32 (1/2): 1-11.

WALTER, U. & BECKER, P. (1995) Die Bedeutung der Fischerei und des Schiffsfolgens auf die Ernährung von Seevögeln im Wattenmeer. Ökosystemforschung Niedersächsisches Wattenmeer TP A 4.6 Abschlußbericht: 355 S.

WALTER, U. (1996) Natürliche Vielfalt und wirtschaftliche Ressourcennutzung – Fischerei zwischen Ökologie und Ökonomie. Ökosystemforschung Niedersächsisches Wattenmeer. Thematischer Report Fischerei: 177 S.

WALTER, U., DELAFONTAINE, M. T., HENNING, D., BARTHOLOMÄ, A., FLEMMING, B. W. & MINHORST, A. (1999) Sublitorale Muschelkulturen in der Jade: Wachstum von *Mytilus edulis* L., Hydrographie, Sedimentologie und Benthosbesiedlung. Berichte - Forschungszentrum TERRAMARE Nr. 10, 1999, Wilhelmshaven: 63 S.

WEBER, W., EHRICH, S. & DAMM, E. (1990) Beeinflussung des Ökosystems Nordsee durch die Fischerei. In: LOZÁN, J. L., LENZ, W., RACHOR, E., WATERMANN, B. & WESTERNHAGEN, H. VON. Warnsignale aus der Nordsee. Paul Parey Verlag, Berlin: 252-267.

WEBER, W. (1983) Wachstumssteigerung bei den Seezungen der Nordsee und deren Ursachen. Arb. Dt. Fisch. Verb. 57: 5-21.

WIENBECK, H. (1998) Analyse der Beifangreduktion durch Trichternetze in der kommerziellen Garnelenfischerei. Inf. Fischwirtsch. Fischereiforschung, 45 (1): 18-22.

WIENBECK, H. (1999) Analyse der Beifangreduktion durch Trichternetze in der kommerziellen Garnelenfischerei. Inf. Fischwirtsch. Fischereiforschung, 46 (1): 33-35.

WOLFF, W. & ZIJLSTRA, J. J. (Hrsg.): Fishes and fisheries of the Wadden Sea. Vol. Report 5 Wadden Sea Working Group. Balkema, Rotterdam: 20-25.

ZIJLSTRA, J.J. (1978) The function of the Wadden Sea for the members of its fish-fauna. In: DANKERS, N., WOLFF, W. J. & ZIJLSTRA, J. J. (Hrsg.). Fishes and fisheries of the Wadden Sea. Report 5 of the Final report of the section ‚Fishes and fisheries' of the Wadden Sea Working Group. Stichting Veth tot Steun aan Waddenonderzoek, Leiden. S. 20-25. Also published in: WOLFF, W. J. (Hrsg.). 1983. Ecology of the Wadden Sea, Vol. 2. Balkema, Rotterdam, S. 20-25.

3.5 Tourismus

Vera Knoke

3.5.1 Einleitung

Die Nationalparke im deutschen Wattenmeer wurden in den 80er Jahren inmitten einer klassischen Ferienlandschaft eingerichtet. Die Nordseeküste ist seit etwa 200 Jahren und verstärkt in den letzten Jahrzehnten das Ziel erholungsorientierter Urlaubsreisen. Gerade die relative Naturbelassenheit der Landschaft des Wattenmeeres mit ihrer Weite, ihren Stränden, Dünen und Salzwiesen sowie der gesundheitsfördernden Wirkung der Luft und des Meeres übt eine starke Anziehungskraft auf Erholungssuchende aus.

Die intensive touristische Nutzung der Küste hat zu einem erheblichen wirtschaftlichen Aufschwung dieses strukturell benachteiligten Raumes geführt. Sie bringt aber für das Ökosystem des Wattenmeeres auch die unterschiedlichsten Belastungen und Gefährdungen mit sich. Mit dem Fremdenverkehr verbunden ist eine infrastrukturelle Erschließung des Küstenraumes und eine räumliche und zeitliche Ausweitung verschiedener Freizeitaktivitäten wie Wassersport, Sportfliegerei, Wattwandern und Reiten sowie die intensive touristische Nutzung der Sandstrände, Dünen und Salzwiesen. Gerade die fremdenverkehrliche Nutzung der Küste hat in den letzten Jahrzehnten erheblich zugenommen. Mehr Freizeit, verbunden mit einer besseren finanziellen Situation und einer größeren Mobilität vieler Menschen, hat dazu geführt, dass das Wattenmeer heute fast während des ganzen Jahres für Erholungszwecke genutzt wird.

Trotz seines Konfliktpotentials nimmt der Tourismus eine Sonderstellung unter den Nutzungen in den Großschutzgebieten des Wattenmeeres ein. Erholung und Bildung gehören nämlich ausdrücklich zu den Zielen von Nationalparken, soweit sie mit dem Schutzzweck vereinbar sind (IUCN 1994). Freizeitaktivitäten stellen keine Ressourcennutzung im engeren Sinne dar und sind daher - gelenkt und in begrenztem Umfang - durchaus auch in den Kernzonen eines Nationalparks denkbar. Gerade das Erleben unbeeinflusster „wilder“ Natur, das heute in Mitteleuropa praktisch nur noch in den Nationalparken möglich ist, führt bei vielen Menschen zu seelischer Ausgeglichenheit und Wohlbefinden und zu einer veränderten Einstellung der Natur gegenüber.

Für die Nationalparke in den klassischen Ferienregionen an der Nordseeküste stellt sich daher die Aufgabe, den Schutzzweck einer möglichst ungestörten Naturentwicklung mit den Erholungsbedürfnissen der Besucherinnen und Besucher zu vereinbaren. Gefragt sind tragfähige Schutz- und Managementkonzepte im Bereich des Tourismus, die zu einer Reduzierung der Konflikte zwischen Freizeitansprüchen und Schutzbedürfnissen führen, ohne den Tourismus als tragenden Wirtschaftszweig der Region zu gefährden. Voraussetzung für die Erarbeitung von effizienten Schutzkonzepten ist die umfassende Kenntnis des Tourismus und der mit ihm zusammenhängenden Freizeitnutzungen in ihrer Struktur und ihrer Bedeutung für die Region und für das Ökosystem. Anzustreben ist, dass Naturschutz und Fremdenverkehr gemeinsam auf dieser Wissensgrundlage langfristig tragfähige Konzepte zur naturverträglichen touristischen Nutzung des Wattenmeeres erarbeiten.

Für die Nationalparkregion „Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer“ wurden Vorschläge für ein solches Schutz- und Entwicklungskonzept aus den Ergebnissen der angewandten Ökosystemforschung als Teil eines Nationalparkplans entwickelt (STOCK et al. 1996). Bedingt durch den unterschiedlichen Projektaufbau ist aus den Ergebnissen der niedersächsischen Ökosystemforschung dagegen kein touristisches Entwicklungskonzept für die Nordseeküste Niedersachsens abzuleiten (s. u.). Im

Rahmen der Gesamtsynthese der Ökosystemforschung Wattenmeer wird daher, im Sinne des komplementären Ansatzes der Projektteile, geprüft, inwieweit die schleswig-holsteinischen Ergebnisse verallgemeinerbar und auf die Verhältnisse an der niedersächsischen Küste übertragbar sind. Unter Heranziehung externer Daten werden die Entwicklung und die Situation des Tourismus sowie auftretende Konflikte an den beiden Küsten verglichen und Möglichkeiten und Grenzen der Übertragbarkeit geprüft. Ein weiteres Ziel der Gesamtsynthese im Themenbereich Tourismus war es, Grundzüge eines solchen Entwicklungskonzeptes für den Nationalpark „Niedersächsisches Wattenmeer“ zu entwickeln und die für eine räumliche Konkretisierung zusätzlich erforderlichen Daten aufzuzeigen. Abschließend werden daher Vorschläge für Untersuchungen der touristischen Aktivitäten und Belastungen an der niedersächsischen Küste gemacht sowie die Notwendigkeit eines dauerhaften sozio-ökonomischen Monitorings aufgezeigt.

Datengrundlage aus der Ökosystemforschung

Fremdenverkehr und Freizeitaktivitäten stellen heute eine der wesentlichen Nutzungen des Wattenmeerraumes dar und führen zu teilweise erheblichen Belastungen verschiedener Komponenten des Ökosystems. Daher waren Untersuchungen zum Themenkomplex „Tourismus“ ein wesentlicher Bestandteil der angewandten Ökosystemforschung im deutschen Wattenmeer. Die Ziele dieser Untersuchungen waren auch hier, wie in den anderen Bereichen der Ökosystemforschung Wattenmeer,

- die Erlangung eines grundlegenden Verständnisses der Funktionsweise des Systems Mensch - Natur (Grundentschlüsselung) sowie
- die frühzeitige Bereitstellung von Kenntnissen, die zur Lösung bzw. Entschärfung aktueller Konflikte im Spannungsfeld zwischen Naturschutz und Freizeitnutzungen beitragen können (Anwendungsorientierung).

Darüber hinaus sollten die notwendigen Entscheidungen für einen wirksamen Schutz und ein Management der Lebensgrundlagen von Mensch und Natur im Wattenmeer auch langfristig auf eine sichere wissenschaftliche Grundlage gestellt werden (LEUSCHNER 1988). Dauerhaft tragfähige Konzepte sichern neben dem Erhalt der Natur in den Nationalparken auch die wirtschaftlichen Grundlagen des Tourismus an der Nordseeküste.

Im Sinne des komplementären Ansatzes der beiden Teilvorhaben in Niedersachsen und Schleswig-Holstein wurden umfangreiche Untersuchungen zur Struktur und sozioökonomischen Bedeutung des Tourismus und zu den Auswirkungen von Freizeitaktivitäten innerhalb der Ökosystemforschung nur in Schleswig-Holstein durchgeführt. Die wirtschafts- und sozialwissenschaftlichen Erhebungen in der Nationalparkregion „Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer“ erlaubten eine detaillierte Beschreibung der dortigen Fremdenverkehrssituation und eine fundierte Abschätzung der wirtschaftlichen Bedeutung des Tourismus und der Entwicklungschancen für die Region (FEIGE & TRIEBSWETTER 1997; STOCK et al. 1996; FEIGE & MÖLLER 1995a, 1994a, 1994b; FEIGE et al. 1994a, 1994b). Störungsökologische Untersuchungen führten zu einer Beschreibung und Bewertung der Auswirkungen von Freizeitaktivitäten auf Vögel und Meeressäuger (KNOKE & STOCK 1997; VOGEL 1997, 1994; STOCK 1992c). Der flächendeckende Ansatz des angewandten Teils in Schleswig-Holstein ermöglichte eine umfassende Darstellung sowie Bewertung von Räumen besonderer Bedeutung, Empfindlichkeit und Belastung, sowohl in ökologischer wie in sozioökonomischer Hinsicht (STOCK et al. 1999, 1996). In Zusammenführung der Ergebnisse ökologischer und sozioökonomischer Untersuchungen wurden im Teilsynthesebericht der angewandten schleswig-holsteinischen Ökosystemforschung umfassende Raumbewertungen sowie Vorschläge für eine Weiterentwicklung und Lenkung des Fremdenverkehrs

unter Berücksichtigung der spezifischen Naturschutzansprüche eines Großschutzgebietes entwickelt (STOCK et al. 1996).

In der angewandten Ökosystemforschung im niedersächsischen Wattenmeer waren Freizeitnutzungen nur in der Vorphase des A-Teils Gegenstand der Untersuchungen. Auf Grund der von den Auftraggebern geforderten Einschränkungen beschäftigten sich die Projekte der Hauptphase nicht mit Fragen des Tourismus an der niedersächsischen Nordseeküste, sondern setzten einen Schwerpunkt bei sozioökonomischen Untersuchungen zur Situation der Fischerei. Dabei wurde nur randlich die Bedeutung dieses Wirtschaftszweiges auch als touristische Attraktion für die Nordseeküste behandelt (DÖPP et al. 1996). Die Ergebnisse der A-Vorphase, dargestellt in dem Bericht von KOHL et al. (1994) zu „Nutzungen und Belastungen im Niedersächsischen Wattenmeer", sind nur eingeschränkt für die Erarbeitung eines Entwicklungskonzeptes zum Tourismus nutzbar, da die Untersuchungen zur Freizeitnutzung sich nur auf einen kleinen regionalen Ausschnitt des Gesamtgebietes beziehen. Darüber hinaus sind die Ergebnisse - die Daten wurden Mitte der 80er Jahre erhoben - bei der hohen Dynamik der Entwicklung im Fremdenverkehr inzwischen veraltet.

Die grundlagenorientierten Teile der Ökosystemforschung im Sylter Wattenmeer (SWAP) und im Spiekerooger Rückseitenwatt (ELAWAT) lieferten keine direkten Beiträge zur Beurteilung des Tourismus im Wattenmeer. Bei der Bewertung der Auswirkungen von Freizeitnutzungen, z. B. der Störung von Wattenmeervögeln, sind allerdings auch Ergebnisse dieser Projektteile von Bedeutung (DITTMANN 1999; DITTMANN et al. 1998; GÄTJE & REISE 1998). Nur vor dem Hintergrund der Ergebnisse aut- und synökologischer Forschung können die Einflüsse anthropogener Nutzungen und die Belastungen des Systems oder seiner Teile bewertet werden.

Aufarbeitung externer Daten zur Situation des Tourismus an der niedersächsischen Küste

Für die Beschreibung der Situation des Fremdenverkehrs an der niedersächsischen Küste mussten Daten aus externen Quellen herangezogen werden. Dazu wurde eine umfangreiche Literatursammlung durchgeführt, die die relevanten Untersuchungen zum Fremdenverkehr ungefähr seit Einrichtung des Nationalparks erfaßt. Außerdem wurden amtliche Statistiken ausgewertet. Auch störungsökologische Daten, die im niedersächsischen Wattenmeer vielfach aus Diplom- oder Doktorarbeiten, Arbeiten des Instituts für Vogelforschung oder der Nationalparkverwaltung sowie Aufträgen der Staatlichen Vogelschutzwarte stammen, wurden herangezogen.

Bei der Analyse der vorhandenen Informationen zeigte sich allerdings, dass für eine Beurteilung der Gesamtsituation keine ausreichenden Informationen vorliegen. Für die Gesamtsynthese wurde daher - in Anlehnung an die sozioökonomischen Untersuchungen der Ökosystemforschung in Schleswig-Holstein - eine Basisdokumentation zu Umfang und wirtschaftlicher Bedeutung des Tourismus an der niedersächsischen Wattenmeerküste in Auftrag gegeben (DWIF 1997). Als Auftragnehmer konnte das Deutsche Wirtschaftswissenschaftliche Institut für den Fremdenverkehr an der Universität München (DWIF), Büro Berlin, gewonnen werden, das schon die sozioökonomischen Untersuchungen im schleswig-holsteinischen Wattenmeer durchgeführt hat und daher mit den spezifischen Anforderungen dieses Großprojektes und der Problematik des Tourismus im Wattenmeer und in Großschutzgebieten vertraut ist.

In der Dokumentation wurde auf Basis der an den Nationalpark angrenzenden Kreise und Reisegebiete die Struktur und Entwicklung des Tourismus in der Nationalparkregion „Niedersächsisches Wattenmeer" analysiert. Die Datenzusammenstellung basiert auf verfügbarem Material der amtlichen Tourismusstatistik sowie eigenen Untersuchungen des DWIF zum Ausflugsverkehr und zum Wirtschaftsfaktor Tourismus. Angebots- und Nachfrageseite sowohl des übernachtenden Fremdenverkehrs als auch des Ausflugsverkehrs wurden berücksichtigt. Die Abschätzung der

sozioökonomischen Bedeutung des Fremdenverkehrs für die Nationalparkregion wurde anhand einiger wirtschaftlicher Kenngrößen (Beschäftigungseffekt, Umsätze und Einkünfte, Anteil am Volkseinkommen) vorgenommen. Eine Analyse der Daten auf Gemeindeebene wie in der Ökosystemforschung für die schleswig-holsteinische Nationalparkregion war aufgrund fehlenden Materials nicht möglich. Ein Vergleich mit den Ergebnissen in Schleswig-Holstein ist daher nur eingeschränkt möglich.

Deutlich hervorgehoben werden muss, dass auch diese Basisdokumentation lediglich eine Auswertung statistischer Daten darstellt und innerhalb der Gesamtsynthese keinerlei Primärerhebungen mehr erfolgen konnten. Aufgrund der unzureichenden öffentlichen Datenlage im Bereich des Tourismus kann auch diese Auswertung daher nur eine erste Annäherung darstellen und füllt die bestehenden Lücken nicht aus. Dies gilt sowohl für den übernachtenden Fremdenverkehr, der von den amtlichen Statistiken nur zu gut 50 % erfaßt wird (DE JONG et al. 1999; DWIF 1997), als auch in noch viel stärkerem Maße für den Ausflugsverkehr, der von amtlichen Statistiken bisher überhaupt nicht berücksichtigt wird. Eine umfassende Bestands- und Belastungsanalyse, wie sie für die schleswig-holsteinische Küste vom DWIF im Rahmen der Ökosystemforschung erstellt wurde, konnte aufgrund dieser Ausgangsbasis in der Gesamtsynthese für die niedersächsische Nationalparkregion nicht geleistet werden.

Auch ein Vergleich auf trilateraler Ebene wurde durch die schlechte Datenlage im Bereich des Tourismus erschwert (DE JONG et al. 1999). Soweit möglich, wurden Vergleichsdaten für die Niederlande und Dänemark herangezogen. Eine erweiterte Zusammenarbeit findet neuerdings gerade im Bereich Tourismus auf regionaler Ebene im Rahmen der interregionalen Zusammenarbeit der Wattenmeeranrainer statt. Die niedersächsischen Küstenregionen sind an dieser Zusammenarbeit zur Zeit jedoch nicht beteiligt.

Ziele der Gesamtsynthese für den Aspekt Tourismus

Die Aufgabenstellung der Gesamtsynthese im Themenschwerpunkt Tourismus gestaltete sich aus den oben dargelegten Gründen anders als in anderen Themenbereichen. Nicht die Zusammenführung von Daten mehrerer Teilprojekte oder Teilvorhaben, sondern die Prüfung der Übertragbarkeit im Sinne des komplementären Ansatzes der Projektteile stand hier im Mittelpunkt der Gesamtsynthese. Aus den Ergebnissen dieser Prüfung sollten jedoch soweit wie möglich auch konkrete Vorschläge für ein Entwicklungskonzept für den Tourismus im Nationalpark „Niedersächsisches Wattenmeer“ abgeleitet werden.

Folgende Fragen sollen daher diesem Kapitel vorangestellt werden und seine Zielsetzung konkretisieren:

Wo liegen Unterschiede, wo Gemeinsamkeiten in der Entwicklung, aktuellen Situation und sozioökonomischen Bedeutung des Tourismus für die beiden Nationalparkregionen?

Diese Fragen werden in den ersten Unterkapiteln (3.5.2: Geschichte und Voraussetzungen des Fremdenverkehrs an der deutschen Nordseeküste, 3.5.3: Die aktuelle Situation: Fremdenverkehr in den Wattenmeer-Nationalparken in Schleswig-Holstein und Niedersachsen im Vergleich und 3.5.4: Die ökonomische Seite: Tourismus als wichtig(st)er Wirtschaftszweig der Nationalparkregionen) behandelt.

Welche Ergebnisse aus der schleswig-holsteinischen Ökosystemforschung zu den ökologischen Auswirkungen des Tourismus lassen sich auf das niedersächsische Wattenmeer übertragen?

Dieser Frage wird in Unterkapitel 3.5.5 (Ökologische Auswirkungen touristischer Nutzungen) unter Berücksichtigung auch der Ergebnisse aus Kapitel 2.4 nachgegangen.

Sind die tourismusrelevanten Schutzvorschläge, die für die Nationalparkregion in Schleswig-Holstein gemacht wurden, auf die Verhältnisse im niedersächsischen Wattenmeer übertragbar und damit auch hier in ähnlicher Weise gültig?

Die verschiedenen Schutz- und Managementvorschläge als Teil eines Entwicklungskonzeptes für den Tourismus im Nationalpark Wattenmeer werden in Unterkapitel 3.5.6 (Vorschläge für Schutzmaßnahmen und touristische Entwicklung) erläutert und ihre Anwendbarkeit auch für Niedersachsen dargestellt. Dabei werden auch die für eine Übertragbarkeit fehlenden Daten aufgezeigt und Vorschläge für Untersuchungen der touristischen Aktivitäten und Belastungen an der niedersächsischen Küste gemacht.

Die Antworten auf diese Fragen und die Evaluierung und Bewertung des neuen Wissens aus der Ökosystemforschung zur Bedeutung und zu den Auswirkungen des Fremdenverkehrs sollen abschließend auch zur Beantwortung der grundsätzlichen Frage im Spannungsfeld zwischen Tourismus und Naturschutz in den Nationalparken im Wattenmeer beitragen:

Ist die touristische Nutzung mit dem Nationalparkleitbild und den Anforderungen eines wirksamen Naturschutzes im Wattenmeer vereinbar? Welche Voraussetzungen müssen für eine möglichst konfliktarme Koexistenz der beiden Raumansprüche gegeben sein und wie können die Nationalparke zur Schaffung dieser Voraussetzungen beitragen?

3.5.2 Geschichte und Voraussetzungen des Fremdenverkehrs an der deutschen Nordseeküste

Die einzigartige Naturlandschaft des Wattenmeeres bildet die Grundlage für den Fremdenverkehr an der deutschen Nordseeküste. Die Weite der Landschaft und die Endlosigkeit des Meeres üben eine große Faszination auf den erholungssuchenden Menschen aus. Die Sandstrände, Dünen und Salzwiesen sowie die weiten Watt- und Wasserflächen werden für vielfältige Freizeitaktivitäten genutzt. So liegt der Hauptaktionsraum der typischen Nordseeurlauber „draußen“ vor den Deichen und damit in dem sensiblen Ökosystem des Wattenmeeres, das als Nationalpark mit der höchsten Schutzkategorie des deutschen Naturschutzrechts ausgezeichnet ist.

Die meisten Gäste an der Nordseeküste bezeichnen sich selbst als „Naturtouristen“, d. h. die Natur des Wattenmeeres spielt eine wesentliche Rolle für die Wahl ihres Urlaubs- oder Ausflugsziels, ebenso die gesundheitsfördernde Wirkung der Seeluft und des Meeres. Daneben sind aber auch die relativ ursprünglich erhalten gebliebene Kultur der Küstenbevölkerung mit ihren traditionellen Wirtschaftsformen der Landwirtschaft und der Fischerei sowie ihrem lokalen Brauchtum weitere Beweggründe für einen Besuch an der Nordseeküste (WWF 1999b; FEIGE & MÖLLER 1994a; FEIGE et al. 1994b).

Die Entwicklung hin zu der heutigen intensiven Freizeitnutzung im Wattenmeer soll im folgenden kurz dargestellt werden, bevor die landschaftlichen und strukturellen Voraussetzungen des Fremdenverkehrs an der schleswig-holsteinischen und der niedersächsischen Nordseeküste vergleichend betrachtet werden.

3.5.2.1 Historische Entwicklung des Fremdenverkehrs an der deutschen Nordseeküste

Die Anfänge des Seebädertourismus gehen bis in die Mitte des 18. Jahrhunderts zurück. Zunächst in England, später auch in Kontinentaleuropa, wurde die gesundheitsfördernde Wirkung des Meerwassers und der Seeluft erkannt, und Erholungsreisen ans Meer wurden aus medizinischen Gründen

populär. Aber auch das Naturverständnis wandelte sich Mitte des 18. Jahrhunderts, insbesondere durch Aufklärer wie Jean-Jaques Rousseau mit seiner Schrift „Rückkehr zur Natur". Bedeutende Persönlichkeiten der Epoche, wie Johann-Wolfgang von Goethe, unternahmen Entdeckungs- und Bildungsreisen und schwärmten von den Schönheiten der Natur. Während zuvor kaum jemand freiwillig die unwirtlichen Gestade der Meeresküsten aufsuchte, ja allgemein ein Grauen vor der „bedrohlichen, von teuflischen Ungeheuern bewohnten und von biblischen Sintflutängsten besetzten Landschaft" vorherrschte (SAUM-ALDEHOFF 1993), so wandelte sich diese Einstellung grundlegend. Die Bewunderung für die Schönheiten der Landschaft und die ungezähmte Kraft des Meeres ließ eine „Reise an die See" erstrebenswert werden (MARK 1995). Die tieferen Ursachen für die Gründungen der ersten deutschen Seebäder lagen somit sowohl auf medizinischem als auch auf psychologischem Gebiet (vgl. LICHTENBERG 1793).

Eine ähnliche Wandlung in der Einstellung und damit einhergehend eine Neubewertung der Landschaft setzte übrigens zur gleichen Zeit für die Alpen ein. Die fremdenverkehrliche Attraktivität der beiden heute in Mitteleuropa wichtigsten Urlaubsziele, Hochalpen und Meeresküste, entwickelte sich damit zeitparallel und aus ähnlichen Beweggründen heraus. Die Wirkungen zeigten sich sowohl in den Alpen als auch an der Küste bereits mit Ausgang des 18. Jahrhunderts im Aufkommen des Fremdenverkehrs (FEIGE et al. 1994a).

Das erste Seebad in Deutschland wurde 1793 in Doberan-Heiligendamm an der Küste Mecklenburgs gegründet. Nach dessen Vorbild entstand 1797 auf Norderney das erste deutsche Nordseebad. Ein Jahr nach seiner Gründung wagten bereits 50 Gäste die abenteuerliche Reise über das Meer, in den ersten Jahren des 19. Jahrhunderts kamen jährlich zwischen 400 und 500 Erholungssuchende auf die Insel (BAKKER 1956). Angeregt durch die positive Entwicklung des Fremdenverkehrs auf Norderney folgten in der ersten Hälfte des 19. Jahrhunderts weitere Seebäder auf allen ostfriesischen Inseln und später auch in zahlreichen Küstenbadeorten (BENGEN & WÖRDEMANN 1992; BUNJE 1990). An der schleswig-holsteinischen Westküste wurden ebenfalls zuerst auf den Inseln (Wyk auf Föhr), später an den attraktiven Standorten der Festlandsküste (St. Peter-Ording, Büsum) die ersten Seebäder gegründet (ELSNER 1990).

Mit Beginn der Industrialisierung und dem damit verbundenen Strukturwandel fuhren nicht mehr nur die Adeligen und Angehörigen des Großbürgertums, sondern auch die Bürger der Städte zur Erholung in die Natur. Die „Sommerfrische", bevorzugt am Meer, war die typische Urlaubsform des gehobenen Bürgertums (MARK 1995; BENGEN & WÖRDEMANN 1992). Damit begann auch der Aufstieg der Küstenregion zu einem der Hauptfremdenverkehrsräume Deutschlands. Unterstützt wurde diese Entwicklung Ende des vorigen Jahrhunderts durch die entstehende Sozialversicherung, die weiteren Bevölkerungskreisen die Möglichkeit zu Kuren und Sanatoriumsaufenthalten gab. Die Badebetriebe dienten gleichzeitig als Forschungsstätten für Meeresheilkunde. Schon früh brachten die Untersuchungen aus England und von Norderney die Erkenntnis, dass nicht das Baden an sich, sondern das Küstenklima der wichtigste Heilfaktor ist. Die Seebäder wurden zum Reise- und Erholungsziel für das ganze Jahr (ELSNER 1990).

Wesentlichen Anteil am Aufschwung der Seebäder hatte der Ausbau der Verkehrswege, insbesondere der Eisenbahn, sowie die Einführung von Dampfschiffen, die erst einen zuverlässigen Fährbetrieb zu den Inseln gewährleisteten. Zuvor musste man manchmal tagelang wegen ungünstiger Wind- und Wetterverhältnisse an der Küste auf die Überfahrt zur Insel warten, denn die Segler, die den Fährbetrieb unterhielten, waren von den Gezeiten und dem Wetter abhängig (ELSNER 1990). Für die Fischer dagegen erschloß sich mit dem zunehmenden Fremdenverkehr in der zweiten Hälfte des 19. Jahrhunderts eine neue lukrative Einkommensquelle in Form der „Lustfahrten" und Jagdausflüge zahlender Gäste. Die Einnahmen daraus konnten einen beträchtlichen Anteil des Lebensunterhalts

der Fischer ausmachen und waren daher schon damals staatlich reguliert (ausführliche Darstellung z. B. für Norderney in BAKKER 1956).

Vor dem Ersten Weltkrieg zählten die Seebäder an den deutschen Küsten zusammen bereits etwa 700.000 Gäste jährlich (BENGEN & WÖRDEMANN 1992). Die Nordseeküste Niedersachsens besuchten z. B. im Jahr 1907 insgesamt 135.000 Feriengäste. Viele strukturelle Merkmale des heutigen Tourismus waren schon voll ausgebildet (MARK 1995). Unterbrochen durch den Ersten Weltkrieg, der die gesamte Fremdenverkehrsbranche in eine tiefe Krise stürzte, setzte sich die Aufwärtsentwicklung in den 20er Jahren weiter fort. Die sozialen Verbesserungen für die arbeitende Bevölkerung erlaubten immer mehr Menschen eine Reise ans Meer. Dieser Trend wurde mit dem nationalsozialistischen Programm der „Kraft durch Freude"-Reisen zu einer Massenbewegung. Von 2,3 Mio. Urlaubsreisen im Jahre 1934 stiegen die Zahlen bis 1938 auf 10,3 Mio. Reisen an. Die deutschen Nord- und Ostseebäder zählten dabei zu den beliebtesten Zielregionen (FREYER 1991). Diese Entwicklung wurde mit dem Zweiten Weltkrieg zunächst beendet.

Das deutsche Wirtschaftswunder in den 50er und 60er Jahren sorgte für höhere Einkommen, mehr Freizeit und höhere Mobilität sowie eine verbesserte Infrastruktur. Die Urlaubsdauer, die 1952 noch bei durchschnittlich neun Tagen gelegen hatte, stieg auf durchschnittlich 29 Urlaubstage im Jahr 1992 an. Parallel zu dieser Entwicklung und dem stetig steigenden Wohlstand weiter Bevölkerungskreise verdoppelte sich auch die Reiseintensität, d. h. der Prozentsatz der Bundesbürger über 14 Jahren, die innerhalb eines Jahres eine Urlaubsreise von mindestens fünf Tagen unternehmen, zwischen 1952 und 1972 auf 50 %. Dieser Wert liegt heute bei knapp 60 % (Statistisches Bundesamt 1995; MARK 1995; SPODE 1987).

Da die Nordseeküste nach den Alpen das beliebteste innerdeutsche Urlaubsziel ist (FEIGE et al. 1994a), profitierte die gesamte Küstenregion erheblich von dem Tourismusboom der letzten Jahrzehnte. Beispielhaft zeigt Abb. 3.5.1 die historische Entwicklung der Übernachtungszahlen für vier sehr unterschiedliche Fremdenverkehrsstandorte der niedersächsischen Nordseeküste.

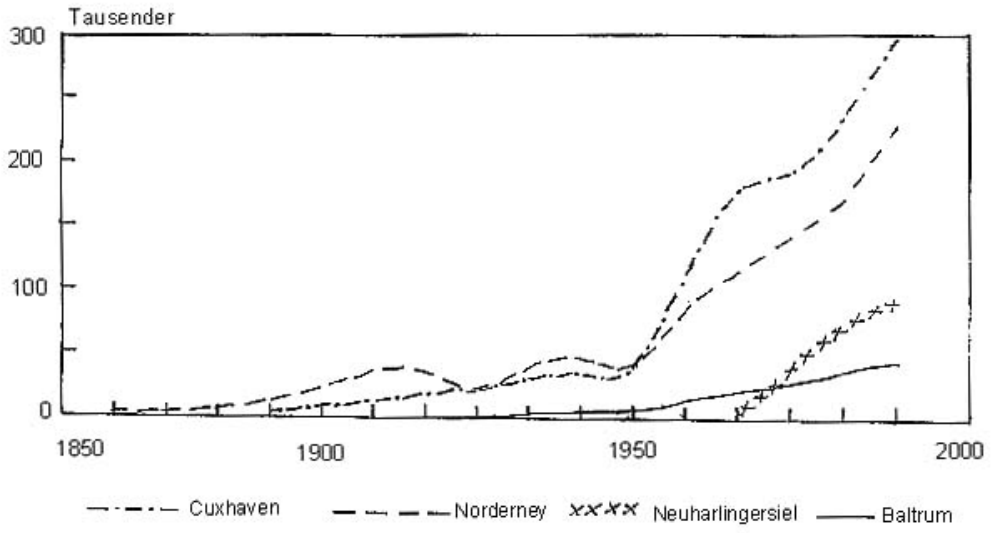


Abb. 3.5.1 : Die Entwicklung der Gästezahlen von 1850 bis heute am Beispiel von vier Gemeinden der niedersächsischen Nordseeküste (verändert nach BUNJE 1990)

Von einem sehr unterschiedlichen Ausgangsniveau startend zeigten alle Kur- und Erholungsorte am deutschen Wattenmeer unabhängig von ihrer Größe und Lage in den letzten Jahrzehnten einen ständigen Zuwachs der Gäste- und Übernachtungszahlen. Diese Entwicklung hielt mit geringfügigen

Schwankungen bis Anfang der 80er Jahre an. Nach einer kurzen Stagnation Mitte der 80er Jahre stiegen die Zahlen bis Anfang der 90er Jahre weiter an. Spitzenwerte wurden an der Nordseeküste Anfang der 90er Jahre insbesondere durch die „Neugierurlauber“ aus den neuen Bundesländern nach der Wende erzielt. Inzwischen stagnieren die Zahlen auf hohem Niveau. Die Entwicklung seit Gründung der Nationalparke wird in Kap. 3.5.3 näher analysiert.

Die Ferienregionen der niedersächsischen und schleswig-holsteinischen Küsten werden sehr stark von deutschen Urlaubern dominiert. Der Anteil ausländischer Gäste spielt bisher nur eine verschwindend geringe Rolle. Eine Änderung dieser Situation ist angesichts des verschärften internationalen Wettbewerbs und des Preisverfalls gerade im Bereich der Fern- und Last-Minute-Reisen nicht zu erwarten. Im Gegenteil - inländische Reiseziele sehen sich angesichts der o. g. Entwicklungen einem immer stärkeren Konkurrenzdruck auch um die deutschen Urlauber ausgesetzt.

Die historische Fremdenverkehrsentwicklung an der deutschen Nordseeküste verlief im wesentlichen für die beiden Regionen Schleswig-Holstein und Niedersachsen ähnlich. Daher wurde hier eine zusammenfassende Darstellung gewählt. Gewisse Unterschiede der beiden Küstenregionen bestehen allerdings in den landschaftlichen und strukturellen Voraussetzungen, so dass darauf im folgenden kurz eingegangen werden soll.

3.5.2.2 Landschaftliche und strukturelle Voraussetzungen im Vergleich

Die Westküste Schleswig-Holsteins und die niedersächsische Nordseeküste bieten grundsätzlich ähnliche Voraussetzungen für einen Erholungsaufenthalt am Meer. Strände und Dünen, Salzwiesen und Wattflächen sowie die Nordsee bieten überall ähnlich gute Möglichkeiten einer aktiven Freizeitgestaltung. Auch ist das Ökosystem Wattenmeer in beiden Bundesländern flächendeckend als Nationalpark mit Zonen unterschiedlicher Schutzintensität ausgewiesen. Die landschaftliche Ausprägung, die infrastrukturelle Erschließung und die Erreichbarkeit weisen allerdings einige charakteristische Unterschiede im Vergleich der beiden Nationalparkregionen auf.

Die ostfriesische Küste ist geprägt von einer Reihe vorgelagerter Düneninseln, die mit ihren Sandstränden direkt am offenen Meer, den weiten Dünenbereichen und natürlichen Inselsalzwiesen sowie den meist kleinen Inseldörfern eine ausgesprochen hohe Attraktivität für den Fremdenverkehr besitzen. Alle Möglichkeiten für Freizeitaktivitäten des Urlaubers sind hier auf kleinstem Raum vereint. Die Rückseitenwatten der ostfriesischen Inseln bieten mit ihrer relativen Überschaubarkeit und Abgeschlossenheit von der offenen See optimale Voraussetzungen für Wassersportaktivitäten, aber auch für attraktive Wattwanderungen zwischen dem Festland und den Inseln. Die Inseln im niedersächsischen Wattenmeer sind daher seit jeher Zentren des Fremdenverkehrs und spielen auch heute die entscheidende Rolle in der Tourismuswirtschaft der Nationalparkregion.

An der Festlandsküste Niedersachsens, sowohl in Ostfriesland als auch im östlichen Teil entlang des Jadebusens, der Halbinsel Butjadingen und der Cuxhavener Küste, sind die natürlichen Voraussetzungen dagegen weniger attraktiv. Allerdings entstand auch hier mit dem Seebad Cuxhaven schon sehr früh ein Zentrum des Bädertourismus, das bis heute eine herausragende Bedeutung für die niedersächsische Küste besitzt. Kulturhistorisch betrachtet bieten die kleinen, gewachsenen Sielorte und Kutterhäfen Anziehungspunkte für den Ausflugs- und Fremdenverkehr, weniger allerdings für einen längeren Aufenthalt der klassischen Nordseeurlauber. Mit der Entwicklung dieser Küstenorte zu Fährhäfen und Hauptumschlagspunkten für den Inselverkehr wurden sie immer stärker auch zu Zentren des Tourismus. In fast allen Küstenbadeorten wurden mit der Aufschüttung künstlicher Strände auch Aktivitäts- und Freizeiträume für die typischen Strandaktivitäten geschaffen. Beherbergung in Form von Campingplätzen und alle Freizeitnutzungen konzentrieren sich auf diese

Erholungszonen und nehmen dabei auch in beträchtlichem Umfang Salzwiesenflächen und den Deich in Anspruch. Natürliche Sandstrände und Dünengebiete sind allerdings an der niedersächsischen Festlandsküste nicht vorhanden.

In Schleswig-Holstein dagegen ist auch an der Festlandsküste mit den ausgedehnten vorgelagerten Sandbänken und Dünenbereichen an der Westspitze der Halbinsel Eiderstedt (St. Peter-Ording und Westerhever) eine herausragende, natürliche Attraktion für den Fremdenverkehr gegeben. Folgerichtig entstand hier ein Zentrum des Tourismus an der Westküste. Eher vergleichbar mit der Situation an der Festlandsküste Niedersachsens sind dagegen die Fremdenverkehrszentren in Dithmarschen (vor allem Büsum und Friedrichskoog) mit ihren „grünen Stränden“, aufgeschütteten Sandbereichen und weitläufigen Wattflächen. Auch an der Westküste Schleswig-Holsteins tragen die kleinen historisch gewachsenen Ortschaften und Häfen, z. B. Husum oder Tönning, zur touristischen Anziehungskraft der Region bei.

Neben den Stränden an der Festlandsküste sind auch in Schleswig-Holstein die Inseln Hauptattraktionsraum des Fremdenverkehrs, und zwar vor allem die Geestkerninseln Sylt, Amrum und Föhr sowie die nordfriesische Halligwelt. Die beiden Inseln Sylt und Amrum weisen dabei durch ihre ausgedehnten Dünen, die Salzwiesen an den Ostseiten und die Sandstrände an ihren Westseiten mit einer Brandungszone am offenen Meer eine besonders hohe natürliche Attraktivität für einen Strandurlaub auf. Föhr dagegen besitzt nur relativ kleine Sandstrandbereiche an der Küste, und Dünen fehlen fast völlig. Das Inselinnere ist sehr viel stärker landwirtschaftlich geprägt. Die ehemals ausschließlich landwirtschaftlich genutzten Marschinseln Pellworm und Nordstrand können von ihren landschaftlichen Voraussetzungen nicht mit den größeren nordfriesischen Inseln konkurrieren und zeigen daher eine andere, deutlich langsamere Entwicklung des Fremdenverkehrs (FEIGE & MÖLLER 1994a).

Eine Besonderheit an der nordfriesischen Küste stellen die Halligen dar, die einmalig für das gesamte Wattenmeer, ja sogar weltweit sind. Diese kleinen, unbedeichten oder nur von einem Sommerdeich umgebenen Marschinseln mit ihren auf Warften gebauten Häusern stellten früher stark benachteiligte Standorte einer bescheidenen landwirtschaftlichen Existenz dar. Heute sind sie aufgrund ihrer Einmaligkeit beliebte und teilweise ausgesprochen stark frequentierte Ziele insbesondere des Ausflugsverkehrs geworden.

Neben der landschaftlichen Ausprägung unterscheiden sich die Nationalparkregionen in Schleswig-Holstein und Niedersachsen teilweise auch in ihrer Erreichbarkeit und der infrastrukturellen Erschließung des Küstenraumes. Aufgrund der geographischen Lage ist die niedersächsische Küste von den Ballungsräumen Nordrhein-Westfalens aus wesentlich einfacher und schneller zu erreichen als die Westküste Schleswig-Holsteins. Nicht nur bei den Übernachtungsgästen dominieren daher in Niedersachsen die Gäste aus diesem bevölkerungsreichsten Bundesland, auch für Tagesausflüge liegt zumindest die ostfriesische Küste „in Reichweite“ des Ruhrgebiets. Dies zeigt sich auch in der Tatsache, dass über 12 % der Tagesausflügler in dieser Region aus dem Quellgebiet Nordrhein-Westfalen kommen (DWIF 1997; HARRER et al. 1995).

Für Übernachtungsgäste, die mehrere Tage oder sogar Wochen in der Region bleiben, ist die Entfernung der Zielregion zu ihrem Herkunftsort nicht so entscheidend. Für den Umfang an Tagesausflügen dagegen spielt neben anderen Faktoren wie Wochentag und Wetter die Entfernung zu Ballungszentren eine entscheidende Rolle. Bei den Untersuchungen zu Freizeitaktivitäten und Belastungen innerhalb der Ökosystemforschung in Schleswig-Holstein konnten merkliche Unterschiede der touristischen Nutzung verschiedener Naturräume auf die Intensität des

Ausflugsverkehrs und die Nähe zu Ballungszentren, insbesondere zu Hamburg, zurückgeführt werden (KNOKE et al. 1997; KNOKE & STOCK 1997).

Die Großstadt Hamburg ist Quellgebiet der Ausflügler in beiden Nationalparkregionen. In Schleswig-Holstein ist vor allem die Dithmarscher Küste bis hinauf zur Halbinsel Eiderstedt mit dem Zentrum St. Peter-Ording Zielgebiet der Hamburger Tagesgäste, in Niedersachsen die östliche Festlandsküste zwischen Cuxhaven und Bremerhaven.

Insgesamt hat sowohl das Hinterland als auch das gesamte touristische Einzugsgebiet im weiteren Umkreis an der niedersächsischen Nationalparkregion eine deutlich höhere Bevölkerungszahl als das Einzugsgebiet der Westküste Schleswig-Holsteins. Infrastrukturell sind beide Regionen in ähnlicher Weise an das Autobahnnetz angeschlossen: Die schleswig-holsteinische Küste ist über die Westküstenautobahn A 23, die allerdings bisher nur bis Heide ausgebaut ist, erreichbar, die niedersächsische Nationalparkregion über mehrere Autobahnen im Westen nach Emden (A 31), in der Mitte über die A 29 nach Wilhelmshaven und im östlichen Teil über die A 27 nach Cuxhaven. Die Anbindung an das Eisenbahnnetz spielt bei der fast ausschließlichen Nutzung des PKW´s für die Anreise der Gäste nur eine untergeordnete Rolle. Allerdings kann sie für gut erreichbare Einzelstandorte wichtig sein (z. B. Fährzubringer Norddeich). Außerdem sollte die Möglichkeit zur umweltverträglichen Anreise mit öffentlichen Verkehrsmitteln, insbesondere mit der Bahn bei der weiteren Entwicklung der Verkehrsinfrastruktur, auch aus Gründen eines ganzheitlichen Fremdenverkehrskonzepts in Großschutzgebietsregionen, verstärkt Berücksichtigung finden.

Sowohl in Schleswig-Holstein als auch in Niedersachsen bestehen touristische Fährverbindungen zu allen bewohnten Inseln (mit Ausnahme der kleinen Halligen). Ein struktureller Unterschied besteht in der Tideabhängigkeit des Fährverkehrs. Während im schleswig-holsteinischen Wattenmeer alle wesentlichen Fährverbindungen unabhängig von der Tide sind und die Fähren daher nach einem festen Fahrplan, oft mehrfach am Tag, fahren, verkehren die Fähren zu vier der sieben ostfriesischen Inseln tideabhängig nur bei Hochwasser. Diese Inseln, nämlich Juist, Baltrum, Spiekeroog und Wangerooge, sind daher per Schiff nur ein- oder zweimal am Tag zu erreichen, und die Abfahrtszeiten wechseln täglich.

Im Gegensatz zum Schiffsverkehr ist die Erreichbarkeit der touristischen Zentren auf den Inseln auf dem Luftweg gerade entgegengesetzt verteilt: Alle ostfriesischen Inseln mit Ausnahme von Spiekeroog besitzen einen Flugplatz bzw. eine Landebahn, und ein beträchtlicher Anteil der Gäste kommt mit dem Flugzeug. So weist Juist heute, nach dem internationalen Verkehrsflughafen Hannover-Langenhagen, die höchste Anzahl von Flugbewegungen (Starts und Landungen) in ganz Niedersachsen auf (Statistisches Bundesamt 1996; MARK 1995; CWSS 1991). Dagegen spielt das Flugzeug als touristisches Verkehrsmittel in Nordfriesland nur für die Insel Sylt mit ihrem Verkehrsflughafen in Westerland und mit Einschränkungen für Föhr (Flughafen Wyk) eine nennenswerte Rolle (KNOKE 1997; STOCK et al. 1996). Auf beiden Inseln sind die Anzahl der Flugbewegungen aber deutlich rückläufig in den letzten zehn Jahren. Ein rückläufiger Trend zeigt sich auf fast allen Flugplätzen der schleswig-holsteinischen Nationalparkregion, während er an der niedersächsischen Küste, mit Ausnahme der drei westlichen Inseln Borkum, Juist und Norderney, weiter zunimmt (DE JONG et al. 1999). Insgesamt hat der Flugverkehr am schleswig-holsteinischen Wattenmeer eine deutlich geringere Bedeutung für die Anreise der Gäste als in Niedersachsen. Verbunden mit dem Flugverkehr können erhebliche Störwirkungen auf empfindliche Vogelarten auftreten. Im Rahmen der angewandten Ökosystemforschung in Schleswig-Holstein wurde diese Thematik umfassend untersucht (KNOKE & STOCK 1997; STOCK et al. 1995a; STOCK & HOFEDITZ 1994a).

Die fast ausschließliche Anreise der Touristen mit dem Auto führt zu massiven Verkehrsproblemen in vielen Fremdenverkehrsgemeinden der Nationalparkregionen, insbesondere in den Zentren des Tagesausflugsverkehrs. Für diese Problematik gibt es drastische Beispiele sowohl an der niedersächsischen Küste (z. B. Dangast) als auch in Schleswig-Holstein (v. a. St. Peter-Ording mit der spezifischen Situation der Strandbefahrung, vergl. FEIGE et al. (1993), Friedrichskoog). Spitzenbelastungen an einigen wenigen Tagen im Jahr erschweren eine naturverträgliche Lösung, da die Verkehrsinfrastruktur oft am Maximalbedarf ausgerichtet wurde.

Die Mobilität der Gäste auf den Inseln unterscheidet sich ebenfalls erheblich zwischen den beiden Nationalparkregionen: In Schleswig-Holstein gibt es keine autofreie Insel, die Mitnahme von Gäste-PKW´s ist auf alle Inseln (und die größeren Halligen) möglich und durchaus auch üblich. Die Fremdenverkehrsorte auf den Inseln stehen damit vor ähnlichen Verkehrsproblemen wie viele Festlandsgemeinden. Dagegen sind die ostfriesischen Inseln mit Ausnahme von Norderney und Borkum autofrei, der private motorisierte Verkehr der Gäste auf diesen beiden größten Inseln zumindest stark eingeschränkt. Trotz aller Lenkungsversuche wird der motorisierte Individualverkehr in den betroffenen Gemeinden und auf den Inseln als gravierende Belastung durch den Fremdenverkehr angesehen, und strengere Regelungen werden immer wieder nicht nur von Naturschutzverbänden, sondern auch von der einheimischen Bevölkerung gefordert (z. B. MEEMKEN 1997; WWF 1996, 1995).

Anhand der hier kurz dargestellten Themenbereiche (landschaftliche Voraussetzungen, geographische Lage sowie Erreichbarkeit und infrastrukturelle Erschließung) wurden zumindest beispielhaft Unterschiede und Gemeinsamkeiten der beiden Küstenregionen in Bezug auf ihre touristische Attraktivität und Nutzbarkeit aufgezeigt. Im folgenden soll die aktuelle Situation vergleichend analysiert werden.

3.5.3 Die aktuelle Situation: Fremdenverkehr in den Wattenmeer-Nationalparken in Schleswig-Holstein und Niedersachsen im Vergleich

3.5.3.1 Zielkonzeptionen und Organisationen des Tourismus

Das Leitbild der touristischen Entwicklung sowohl in Schleswig-Holstein als auch in Niedersachsen kann man mit dem Schlagwort „Sanfter Tourismus“ zusammenfassen. Sanfter Tourismus umfasst eine umwelt- und sozialverträgliche Ausrichtung des Fremdenverkehrs in allen Bereichen und eine Strategie der Nachhaltigkeit, die die Naturausstattung und das touristische Potential der Küstenregionen dauerhaft erhält. Dieses Leitbild ist in den Tourismuskonzeptionen der Landesregierungen festgeschrieben (MWTV-SH 1991, Schleswig-Holsteinischer Landtag 1993, MWTV-NDS. 1997) und wird auch in den Regionalkonzepten der Küstenkreise aufgegriffen (Kreis Dithmarschen o. J., Kreis Nordfriesland 1997).

Die Differenzierung dieses Leitbildes fordert, dass die Entwicklung des Fremdenverkehrs ökologisch, wirtschaftlich, sozial und kulturell ausgewogen sein muss. Damit beinhaltet das Leitbild des Sanften Tourismus mehrere Leitlinien, die nicht immer automatisch in dieselbe Richtung führen, sondern in einigen Fällen auch miteinander konkurrieren können. Bei konkreten Fragestellungen oder Projekten ist eine sorgfältige Abwägung der Leitlinien und Ziele gegeneinander notwendig. Eine intakte Natur, eine gesunde Umwelt und ein möglichst wenig gestörtes Landschaftsbild sind allerdings das wichtigste Grundkapital des Erholungstourismus gerade in ländlichen Gebieten. Daher ist ein schonender Umgang mit diesen natürlichen Ressourcen vordringlich. Aber auch die Wettbewerbsfähigkeit dieses wichtigen Wirtschaftszweiges und seine Sozialverträglichkeit für die Einwohner in Schwerpunkträumen des Fremdenverkehrs müssen beachtet werden. Gerade für die

touristische Nutzung in den Nationalparkregionen am Wattenmeer, die als Großschutzgebiete Vorranggebiete für den Naturschutz sind, ist dabei allerdings eine besondere Beachtung der Belange von Natur und Umwelt sicherzustellen.

In die konkrete Ausgestaltung der Tourismuskonzeptionen müssen daher auf allen politischen Ebenen, sowohl des Landes als auch der Kreise und Kommunen, Interessensvertreter aller Bereiche eingebunden sein. Tourismusplanung ist eine echte Querschnittsaufgabe und muss in die übergreifende Raumplanung integriert werden. Die Zielfindung und Umsetzung kann dabei durch verschiedene Arbeitsweisen erfolgen oder unterstützt werden. Häufig bilden Gutachten die Grundlage für Entscheidungen (z. B. Kreis Dithmarschen o. J., MWTV-NDS. 1997). Die Diskussion und Willensbildung kann aber auch ausschließlich mit Sachverstand aus der Region erfolgen, wie sie beispielhaft mit der erfolgreichen Entwicklung des Tourismuskonzeptes Nordfriesland im Rahmen einer Zukunftswerkstatt Tourismus demonstriert wurde. Da alle wichtigen politischen Akteure an der Zukunftswerkstatt beteiligt waren und auch die Bevölkerung direkt die Möglichkeit zur Mitwirkung auf lokaler und regionaler Ebene hatte, ist das Ergebnis ein von allen gemeinsam getragenes Konzept, das die touristische Entwicklung des Kreises in den nächsten Jahren maßgeblich bestimmen wird (Kreis Nordfriesland 1997). Auf kommunaler Ebene wird die Strategie des Sanften Tourismus vor allem im Rahmen der Integrierten Inselschutzkonzepte, des Halligprogramms und lokaler Arbeitskreise umgesetzt. Gerade in Nationalparkregionen sollte sich selbstverständlich auch der Naturschutz an diesen Diskussionen und Entscheidungen beteiligen.

Anerkanntes Ziel für die weitere touristische Entwicklung der Küstenregionen ist heute eine Qualitätssicherung vor einer weiteren quantitativen Ausweitung. Eine zahlenmäßige Steigerung wird nur noch in wenigen, touristisch bisher benachteiligten Gebieten, z. B. Teilen des ländlich strukturierten Hinterlandes der Küste, und in einigen Teilsegmenten des Angebots, z. B. in der Stärkung des Nebenerwerbs in der Landwirtschaft durch eine Ausweitung der Ferien auf dem Bauernhof, angestrebt (MWTV-NDS 1997; GRUBE 1991). Im Widerspruch zu dieser Aussage stehen allerdings die immer noch erheblichen Bauaktivitäten entlang der Küste, z. B. in vielen ostfriesischen Sielorten, die oftmals nicht nur eine Verbesserung, sondern auch eine erhebliche Erweiterung der touristischen Infrastruktur darstellen. Auch ganz neue Angebotssektoren sollen erschlossen werden. So wird z. B. auf mehreren ostfriesischen Inseln die Einrichtung von Golfplätzen angestrebt. In den Schwerpunkträumen des Fremdenverkehrs sind dagegen in weiten Bereichen die Kapazitätsgrenzen erreicht, in einigen sogar bereits überschritten. Eine solche Bewertung ist allerdings immer abhängig vom Blickwinkel der Betrachtung: Es gibt etliche Hinweise für die Grenzen der ökologischen Tragfähigkeit, während Rückwirkungen auf die wirtschaftliche Situation in Form von negativen Rückkopplungen, d. h. dem Ausbleiben von Gästen aufgrund touristischer Überlastung des Raumes, bisher selten sind. Allerdings sind die Grenzen der Sozialverträglichkeit in einigen Fällen bereits ebenfalls erreicht, so dass die Betroffenen selbst schon Lösungen anmahnen (z. B. Tagestourismus auf den Halligen).

Die besondere Bedeutung, die die Landesregierungen der touristischen Entwicklung insbesondere ihrer Küstenregionen zumessen, zeigt sich auch in der tourismusbezogenen Förderpolitik. Die Westküstenkreise Dithmarschen und Nordfriesland sind Schwerpunkträume der Fremdenverkehrsförderung des Landes Schleswig-Holstein und erhielten zwischen 1985 und 1994 Fördermittel in Höhe von insgesamt mindestens 72,2 Mio. DM, wobei der größere Anteil entsprechend der höheren touristischen Bedeutung nach Nordfriesland floß (STOCK et al. 1996). Die Tourismusförderung stellt allerdings überwiegend Infrastrukturförderung dar und enthält nur zu einem geringen Teil ökologisch orientierte Förderprogramme. In Niedersachsen werden aber im Planungszeitraum 1997-2001 Projekte des umwelt- und sozialverträglichen Tourismus nach der Ökofonds-Richtlinie besonders

gefördert. Dazu gehört auch eine Stärkung des Angebotsegments „Urlaub auf dem Lande“ (MWTV-NDS 1997).

Wichtige Partner bei der Umsetzung des Leitbildes „Sanfter Tourismus“ sind die Fremdenverkehrsverbände und die regionalen Lobbyverbände der Küstenregionen. Letzteres ist in Schleswig-Holstein der „Nordseebäderverband“, ein Zusammenschluß aller Kur- und Erholungsorte an der schleswig-holsteinischen Westküste. In Niedersachsen wurde der frühere „Fremdenverkehrsverband Nordsee“ aufgelöst und vom neu gegründeten Fremdenverkehrsverband „Die Nordsee GmbH; Sieben Inseln – eine Küste” abgelöst, dem seit Sommer 1998 alle Gebietskörperschaften zwischen Emden und Cuxhaven, regionale Marketing-Organisationen, die Industrie- und Handelskammern sowie der Heilbäderverband angehören.

3.5.3.2 Tourismusorte, Freizeitzentralität und Freizeiträume

Hauptträger der touristischen Infrastruktur an der Nordseeküste sind die anerkannten Kur- und Erholungsorte (Tabelle 3.5.1). Als „Multi-Produkt-Unternehmen“ (KASPAR 1982 zit. in FEIGE & MÖLLER 1994a) sind sie Berherbergungsstandort eines Großteils aller Übernachtungsgäste (NLP-V 1996; STOCK et al.1996; BUNJE 1990) und Ausflugsziel für viele Tagesausflügler. Diese Orte bieten eine Vielzahl gastronomischer Angebote und Möglichkeiten für die unterschiedlichsten Freizeitaktivitäten.

Tabelle 3.5.1: Anzahl der Kurorte mit Prädikat an der deutschen Nordseeküste

Kategorie	**Schleswig-Holstein**	**Niedersachsen**
Nordseeheilbad	8	11
Nordseebad	9	8
Luftkurort	8	4
Erholungsort	19	12
Gesamt	44	37

Wichtigste touristische Zentren sind die Nordseeheilbäder und Nordseebäder. Sie konzentrieren sich in Schleswig-Holstein eindeutig im nordfriesischen Inselraum, an der Festlandsküste finden sich mit St. Peter-Ording, Büsum und Friedrichskoog nur drei Orte dieser Kategorien, die dafür aber eine herausragende Bedeutung für das jeweilige Küstengebiet haben. In Niedersachsen sind alle ostfriesischen Inseln als Nordseeheilbäder mit dem höchsten Prädikat ausgezeichnet, die anderen See- und Heilbäder verteilen sich relativ gleichmäßig über die Festlandsküste mit einem gewissen Übergewicht im ostfriesischen Bereich.

Hochrangige Fremdenverkehrsorte übernehmen für ihren Einzugsbereich bestimmte zentrale Funktionen und halten Angebote vor, die sie zu einem Zentrum in einem mehr oder weniger stark abgegrenzten Freizeitraum machen. Dieser Verflechtungsraum, der sich vor allem über Beziehungen im Ausflugsverkehr abgrenzen läßt, besteht aus einem oder mehreren Zentren verschiedener Kategorie und ihrem freizeitorientierten Umland (FEIGE & MÖLLER 1994a, 1994b). Unter Zentralität allgemein versteht man „die Eigenschaft eines Standortes, Mittelpunkt eines Raumes zu sein“ (LESER 1986). Der Begriff der Zentralität wird in der Geographie vor allem im Zusammenhang mit dem „Zentrale-Orte-Konzept“ verwendet und bezeichnet dort einen „Bedeutungsüberschuß, der sich darin äußert, dass im Zentralen Ort Dienste und Güter für einen Einzugsbereich angeboten werden, der über den Ort selbst hinausreicht“ (FEIGE & MÖLLER 1994b).

Dieses Konzept läßt sich auch auf stark vom Fremdenverkehr geprägte Räume anwenden, wenn man die Bedeutung für Freizeit und Erholung, also die „Freizeitzentralität“, in den Mittelpunkt der Betrachtung stellt. NEWIG (1980) hat dieses Konzept als erster auf die Westküste Schleswig-Holsteins übertragen. FEIGE & MÖLLER (1994a, 1994b) entwickelten in der Ökosystemforschung detaillierte Kriterien für die Typisierung der Fremdenverkehrszentren der Nationalparkregion Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer. Nach der Zahl der Ausflüge und/oder Übernachtungen und der Charakteristika des Angebots unterschieden sie vier Zentralitätsgrade:

1. überregionale Zentren

- über 500.000 Ausflügler oder Übernachtungen pro Jahr, hochentwickeltes Beherbergungsangebot aller Kategorien (vgl. Kap. 3.5.3.3)
- überdurchschnittliches Einzelhandels- und Gastronomieangebot
- umfassende Freizeitmöglichkeiten (Schwimmbad, Kino etc.)
- landschaftlich hochattraktiv (Inseln, Sandstrände).

Die überregionalen Zentren sind Quellgebiete von Urlauberausflüglern für ihre Umgebung, Versorgungsstandorte für Gäste und Einheimische des Umlandes, Ausflugsziele des überregionalen Wohnort- und Urlauberausflugsverkehrs sowie Arbeitgeber für das Umland. Sie sind damit der „Motor“ der touristischen Entwicklung insgesamt. Ohne sie hätte sich der Wirtschaftszweig Tourismus in der Küstenregion nicht auf dem heutigen Niveau etablieren können, und auch die weitere touristische Entwicklung der Gesamtregion hängt in erster Linie von diesen Zentren ab (FEIGE & MÖLLER 1994a, 1994b). Die wirtschaftliche Bedeutung des Fremdenverkehrs liegt i. d. R. bei über 20 % Beitrag zum Volkseinkommen (vergl. Kap. 3.5.4). Zu den überregionalen Zentren gehören alle hochentwickelten traditionellen Fremdenverkehrsorte, also die Nordseeheilbäder auf den Geestinseln sowie St. Peter-Ording und Büsum am Festland, und die Kreisstadt Husum.

2. regionale Zentren

- 100.000 - 500.000 Ausflügler oder Übernachtungen pro Jahr
- entwickeltes Beherbergungsangebot im gewerblichen und nicht-gewerblichen Bereich (s. Kap. 3.5.3.3)
- differenziertes Gastronomie- und Einzelhandelsangebot
- kulturelle Sehenswürdigkeiten (Häfen, Kirchen, Museen)
- mit dem Meer verbundene klassische Freizeitaktivitäten (Badestelle, Surfmöglichkeit)

3. lokal-regionale Zentren

- 50.000 - 100.000 Ausflügler oder Übernachtungen pro Jahr
- begrenztes Beherbergungsangebot, auch in gewerblichen Quartieren
- ausreichendes Gastronomie- und Einzelhandelsangebot v. a. zur Versorgung der Einwohner, nicht primär aus touristischen Gründen
- Grundausstattung touristischer Infrastruktur und Freizeitmöglichkeiten (Badestelle, Wattführungen, Surfmöglichkeit)

Regionale und lokal-regionale Zentren ergänzen in kleineren Raumeinheiten das Angebot überregionaler Freizeitzentren. Sie können deren Funktionen auch teilweise übernehmen, insbesondere wenn überregionale Zentren in der näheren Umgebung fehlen (Beispiel: Nördliches Nordfriesland mit Dagebüll als einzigem Zentrum). Zu den regionalen Zentren gehören die entwickelten Fremdenverkehrsgemeinden, z. B. Friedrichskoog, Schobüll und Nordstrand, Landstädte wie Tönning und Meldorf sowie Hallig Hooge als Landschaftsziel. Die lokal-regionalen Zentren sind dörflich-ländliche Gemeinden mit mehr als 700 Einwohnern (z. B. Simonsberg, Tating) und landschaftliche Ausflugsziele wie Westerhever oder die Hamburger Hallig (Gemeinde Reußenköge).

4. lokale Zentren

- 30.000 - 50.000 Ausflügler oder Übernachtungen pro Jahr
- geringes Beherbergungsangebot, überwiegend Privatquartiere
- häufig historische Ortsanlagen
- geringe Infrastruktur und Freizeitangebote (Gastronomiebetrieb, einfache Badestelle, Wattwandern)

Lokale Zentren sind dörflich-ländliche Gemeinden mit weniger als 700 Einwohnern oder Landschaftsziele wie die Hallig Gröde.

Allgemein gilt, dass der Tourismus die Zentralität an der Westküste Schleswig-Holsteins entscheidend prägt. Orte, die von ihrer Einwohnerzahl her allein keine zentralen Funktionen wahrnehmen würden, erfahren durch die Nachfrage der Übernachtungsgäste und einströmenden Ausflügler eine Funktionszuwachs (FEIGE & MÖLLER 1994a, 1994b). Eines der besten Beispiele dafür ist St. Peter-Ording mit einer Einwohnerzahl von nur 3.000 permanenten Bewohnern, das aber durch die Wirtschaftskraft von jährlich 2,4 Mio. Übernachtungen und weit mehr als 500.000 einströmenden Tagesausflüglern alle Charakteristika eines klassischen überregionalen Zentrums gewonnen hat. Durch den Tourismus kann auch die traditionell gewachsene Zentralität eines Raumes verändert werden. So ist z. B. das frühere Zentrum der Insel Sylt, der Ort Keitum (geographisch zentrale Lage), durch den Strukturwandel der gesamten Insel und die Dominanz des Tourismus vom heutigen Zentrum Westerland abgelöst worden.

Ein detailliertes Bild der Freizeiträume in der Nationalparkregion des schleswig-holsteinischen Wattenmeeres und ihrer inneren Verflechtungen wurde aus den Ergebnissen der sozioökonomischen Untersuchungen entwickelt (STOCK et al. 1996; FEIGE & MÖLLER 1994a, 1994b). Die wichtigste Raumeinheit des Festlandes ist der Freizeitraum „Husum - Eiderstedt - Nördliches Dithmarschen“ mit einem sehr hohen Aufkommen von Ausflugs- und Übernachtungsgästen sowie sehr intensiven inneren Verflechtungen. Überregionale Zentren dieses Freizeitraumes, allerdings mit unterschiedlichen, sich ergänzenden Schwerpunkten, sind St. Peter-Ording und die Kreisstadt Husum. Südlich grenzt der Freizeitraum „Mittleres und Südliches Dithmarschen“ mit den Zentren Büsum und Friedrichskoog an. Nördlich von Husum erstreckt sich der Freizeitraum „Nördliches Nordfriesland“ mit engen Beziehungen insbesondere im Ausflugsverkehr zu dem bedeutenden Freizeitraum der „Insel- und Halligwelt“ mit seinen regional abgegrenzten Untereinheiten der einzelnen Inseln und der Halligen. Die Beziehungen im Ausflugsverkehr zwischen den Festlandsräumen und dem Inselraum sind allerdings fast ausschließlich einseitig, d. h. die Inseln und Halligen sind zwar Ziel außerordentlich zahlreicher Wohnort- und Urlauberausflüge, umgekehrt aber unternehmen die Inselgäste kaum Ausflüge zum Festland. Auch zwischen den einzelnen Inseln und Halligen besteht nur ein relativ geringer Austausch.

Das Konzept der Freizeitzentralität und die Abgrenzung von Freizeiträumen läßt sich - entsprechende Daten vorausgesetzt - natürlich auch auf die niedersächsische Küste übertragen. Als Beispiel eines überregionalen Zentrums sei hier das Nordseeheilbad Cuxhaven genannt, mit fast 3,3 Mio. Übernachtungen im Jahr (NLPV 1996) und einer nicht genau bekannten, aufgrund der Nähe zu Ballungszentren aber sicher extrem großen Anzahl von Tagesausflüglern (vergl. Kap. 3.5.3.4) mit Abstand die bedeutendste Fremdenverkehrsgemeinde an der niedersächsischen Festlandsküste. Ihr Einzugsbereich und ihre touristischen Verflechtungen mit dem Umland sind allerdings nicht so genau untersucht und quantifiziert, dass sich analog zu Schleswig-Holstein in ähnlicher Detailliertheit und Schärfe ein zugehöriger Freizeitraum abgrenzen ließe. Sicher ist, dass enge Verflechtungen hier auch mit dem Gebiet des Nationalparks „Hamburgisches Wattenmeer“ bestehen.

Mit Sicherheit stellen auch die ostfriesischen Inseln jeweils bedeutende Freizeitzentren dar. Die Übernachtungsgäste betreffend haben die Inseln allerdings, ähnlich wie in Schleswig-Holstein, wenig Austausch untereinander, d. h., wer auf einer Insel Urlaub macht, der bleibt meist während seines ganzen Aufenthaltes dort und unternimmt fast ausschließlich innerinsulare Ausflüge und sehr viel weniger Tagesausflüge in andere Regionen als der Festlandsurlauber. Die Inseln sind daher auch in Ostfriesland weniger Quell- als vielmehr hochattraktives Zielgebiet des Ausflugsverkehrs. Eine detaillierte Abgrenzung von Freizeiträumen an der niedersächsischen Küste war aber aus den vorliegenden Daten heraus im Rahmen der Gesamtsynthese nicht möglich.

Die Abgrenzung von Freizeiträumen und die Analyse der Freizeitzentralität von Fremdenverkehrsorten trägt dazu bei, die Funktionen und die Bedeutung bestimmter Gemeinden oder Standorte für das Gesamtsystem Tourismus an der Küste besser zu verstehen. Aus diesem Verständnis lassen sich weitreichende Schlußfolgerungen auch für den Naturschutz und die Nationalparke ziehen. So können z. B. bei etwaigen Naturschutzmaßnahmen oder Nutzungsbeschränkungen die sozioökonomischen Folgen besser abgeschätzt und die Sensibilität bestimmter Standorte bereits in der Interessensabwägung berücksichtigt werden. Als entscheidender Motor für das Gesamtsystem dürfen z. B. die Möglichkeiten und Funktionen der überregionalen Freizeitzentren auch durch Naturschutzforderungen nicht gravierend eingeschränkt werden, will man den Wirtschaftsfaktor Tourismus nicht ernsthaft gefährden. Für sie müssen auch (qualitative) Steigerungen und Angebotserweiterungen prinzipiell offen bleiben, um die Wettbewerbsfähigkeit und Anpassungsfähigkeit der Region zu erhalten. Andererseits müssen wichtige Schutz- oder Lenkungsmaßnahmen des Naturschutzes bis hin zur Sperrung besonders sensibler Gebiete auch in diesen Bereichen der Nationalparke möglich sein, bedürfen aber einer sorgfältigen Abwägung und einer intensiven begleitenden Information. Die substantiellen Grundlagen der touristischen Attraktivität dürfen hier nicht gefährdet werden. Auch für die Öffentlichkeitsarbeit der Nationalparke bietet die verbesserte Kenntnis der Raumzusammenhänge im Bereich des Tourismus die Chance, ihre Arbeit effektiver zu gestalten und eine möglichst hohe Zahl von Besuchern mit ihrem Informationsangebot zu erreichen.

3.5.3.3 Übernachtender Fremdenverkehr

Um die Struktur und Entwicklung des übernachtenden Fremdenverkehrs verstehen zu können, muss sowohl das Angebot als auch die Nachfrageseite bekannt sein. Beide Aspekte werden daher im folgenden vergleichend für Niedersachsen und Schleswig-Holstein analysiert. Die Angaben beruhen überwiegend auf den Erhebungen der schleswig-holsteinischen Ökosystemforschung (STOCK et al. 1996; FEIGE & MÖLLER 1994a), der Basisdokumentation des DWIF zum Tourismus in der niedersächsischen Küstenregion (DWIF 1997) sowie Berechnungen der NLP-V (1996) und eigenen Zusammenstellungen. Daten zur Situation in Schleswig-Holstein werden nicht in jedem Fall detailliert wiederholt, da sie in ausführlicher Form in den Berichten des DWIF (FEIGE & MÖLLER 1994a, 1994b

u. a.) und im Teilsynthesebericht der angewandten Ökosystemforschung (STOCK et al. 1996) nachgeschlagen werden können. Sie werden aber zum Vergleich mit der Situation in der niedersächsischen Nationalparkregion herangezogen.

Ein Grundproblem der Analysen im Tourismus-Bereich ist die Tatsache, dass die amtlichen Statistiken den übernachtenden Fremdenverkehr nur unvollständig erfassen. In die Statistiken gehen nämlich nur die Angaben der gewerblichen Betriebe, das sind Betriebe mit mehr als acht Betten, ein. Damit werden auch Sonderformen wie Sanatorien, Kinder- und Erholungsheime erfaßt. Für Campingplätze gibt es eigene Statistiken. Die Privatvermieter aber, die nur wenige Zimmer z. B. im eigenen Haus während der Sommermonate vermieten, werden von keiner Statistik berücksichtigt. Diese Art der Beherbergung macht aber in den oft kleinräumig strukturierten Ferienorten der Nordseeküste einen erheblichen Anteil aus. Auch die Nutzung von Zweitwohnungen und natürlich private Bekannten- und Verwandtenbesuche werden nicht statistisch ermittelt. Somit ist man sowohl für die Angaben zum Angebot, aber in noch viel größerem Ausmaß für diejenigen zur Nachfrage, also die Zahl der Gäste und Übernachtungen, auf Schätzungen angewiesen. Dadurch sind die folgenden Zahlen, soweit sie auch den nicht-gewerblichen Sektor betreffen, mit gewissen Ungenauigkeiten behaftet, die sich nur durch umfangreiche Primärerhebungen und Berechnungen vermindern lassen (vergl. DWIF 1997; FEIGE & MÖLLER 1994a; BUNJE 1990).

Angebot

Die Landkreise und kreisfreien Städte der niedersächsischen Küstenregion spielen eine wichtige Rolle für den Tourismus im Land Niedersachsen. Im Jahr 1995 befanden sich fast ein Drittel aller touristischen Betriebe Niedersachsens und mehr als ein Viertel der Bettenkapazitäten an der Küste. Tabelle 3.5.2 gibt einen Überblick über das Beherbergungsangebot in den Küstenreisegebieten 1995. Das Reisegebiet der ostfriesischen Inseln vereint fast die Hälfte aller Betriebe und Betten auf sich.

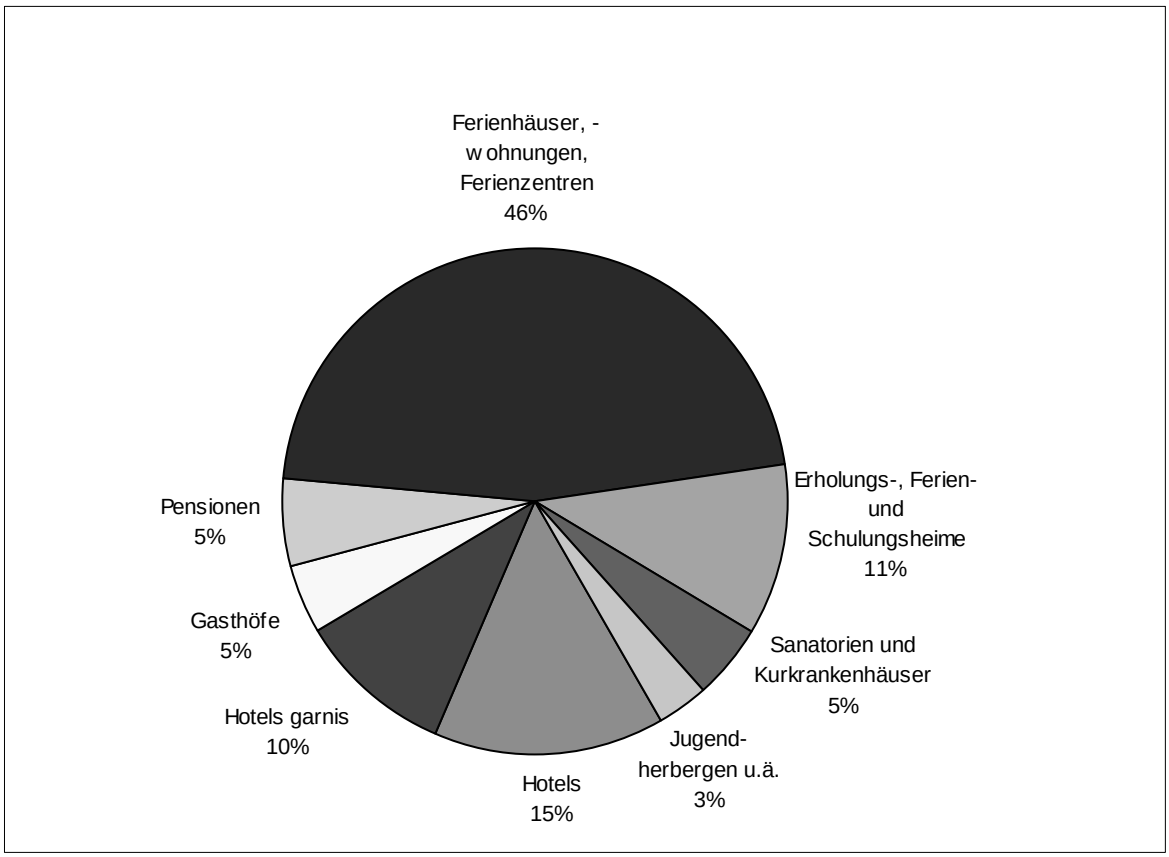
Tabelle 3.5.2: Beherbergungsstätten (mit mindestens 9 Betten) und Bettenkapazitäten in den Küstenreisegebieten (KRG) Niedersachsens 1995 (aus DWIF 1997); Quelle: STATISTISCHES LANDESAMT NIEDERSACHSEN, STATISTISCHE BERICHTE G IV 1-J/95

Küstenreisegebiet (KRG)	Betriebe geöffnet	Betriebe in % de KRGe insgesamt	Betten angeboten	Betten in % der KRGe insgesamt
Ostfriesische Inseln	939	49,0	33.849	45,8
Ostfriesische Küste	653	34,0	24.963	33,7
Cuxhavener Küste - Unterelbe	326	17,0	15.135	20,4
∑ KRG Niedersachsen	1.918	100,0	73.947	100,0

Die Größe der statistisch erfaßten gewerblichen Betriebe ist auf den ostfriesischen Inseln mit durchschnittlich 36,0 Betten pro Betrieb deutlich geringer als an der Cuxhavener Küste mit 46,4 Betten pro Betrieb; die Betriebe an der ostfriesischen Küste liegen mit durchschnittlich 38,2 Betten in der Größe dazwischen. Damit sind die gewerblichen Beherbergungsbetriebe an der niedersächsischen Küste zwar etwas kleiner als die im Landesdurchschnitt, aber deutlich größer als die in der schleswig-holsteinischen Nationalparkregion mit durchschnittlich nur 30 Betten je Betrieb.

Beiden Nationalparkregionen gemeinsam ist die Dominanz von Ferienwohnungen und -häusern, die knapp 50 % der gesamten Bettenkapazitäten vorhalten und deren Anteil in den letzten zehn Jahren

überproportional angestiegen ist. Hotels und Hotel garnis vereinen noch ein Viertel aller Betten auf sich, wobei die höherwertigen Hotels ihren Anteil in den letzten Jahren ausbauen konnten, die Garnis dagegen zurückgingen (DWIF 1997; MARK 1995; FEIGE & MÖLLER 1994a). Am Beispiel der niedersächsischen Küstenregion zeigt Abb. 3.5.2 die Aufteilung der Bettenkapazität auf die verschiedenen gewerblichen Beherbergungs-Kategorien. Auf das Angebot im Bereich des Campings wird im Zusammenhang mit der besonderen Problematik dieser Übernachtungsform eingegangen (s. u.).



Quelle: Statistisches Landesamt Niedersachsen, Statistische Berichte G IV 1-j/95

Abb. 3.5.2: Bettenkapazitäten in gewerblichen Betrieben nach Beherbergungskategorien in den Küstenreisegebieten Niedersachsens 1995 (aus DWIF 1997)

Die Verteilung der unterschiedlichen Beherbergungskategorien auf die Gemeinden ist sehr uneinheitlich. In den Zentren des Fremdenverkehrs sind natürlich alle Kategorien vertreten. Gewerbliche Betriebe mit mindestens neun Betten sind aber nicht in jeder Gemeinde vorhanden. So weisen in Schleswig-Holstein elf von 69 Anrainergemeinden des Nationalparks gar keinen gewerblichen Beherbergungsbetrieb auf. Aufgrund des sehr unterschiedlichen Zuschnitts der Gemeinden in Schleswig-Holstein und Niedersachsen lassen sich Daten und Aussagen zu einzelnen Gemeinden in den beiden Nationalparkregionen nicht direkt vergleichen (s. Kap. 3.5.4).

Nachfrage

Wesentliche Kenngrößen der touristischen Nachfrage sind die Gästeankünfte und die Zahl der Übernachtungen. Daraus läßt sich als dritter Faktor die durchschnittliche Aufenthaltsdauer berechnen.

Die Aufteilung der Übernachtungen auf die verschiedenen gewerblichen und nicht-gewerblichen Beherbergungskategorien in Schleswig-Holstein zeigt Abb. 3.5.3. Fast die Hälfte aller Übernachtungen findet in gewerblichen Kategorien statt, zu denen auch Sanatorien, Jugendherbergen und Campingplätze gehören. Die Privatquartiere vereinen 38 % aller Übernachtungen auf sich, der Rest

sind Zweitwohnungsnutzungen und Privatbesuche. Da die Beherbergungsbetriebe sehr uneinheitlich auf die einzelnen Gemeinden verteilt sind (s. o.), ist auch die Verteilung der Übernachtungen sehr unterschiedlich für die verschiedenen Gemeinden.

Die Zahlen der amtlichen Statistik erfassen einige dieser Nachfragesegmente gar nicht oder nur zu einem geringen Teil. Nach Erhebungen des DWIF liegt der durchschnittliche Grad der Untererfassung bei rund 33 %, d. h. um aus den Zahlen der amtlichen Statistik die Gesamtzahl an Übernachtungen zu erhalten, muss rund ein Drittel dazu addiert werden (FEIGE & MÖLLER 1994a). Die folgenden Angaben beziehen sich auf die tatsächlich getätigten Übernachtungen, also inklusive der nicht-gewerblichen Betriebe. Allerdings können die Nutzung von Zweitwohnungen und private Bekannten- und Verwandtenbesuche praktisch nicht quantifiziert werden. Die Schätzungen sind also mit methodisch bedingten Fehlern behaftet, die die Angabe absoluter Zahlen und damit einen Vergleich verschiedener Regionen erschweren (vergl. Kap. 3.5.3.7).

Die Nationalparkregion Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer erzielt pro Jahr rund 16 Mio. Übernachtungen von gut 1,3 Mio. Gästen, die niedersächsische Küstenregion bei gut 1,9 Mio. Ankünften knapp 21,4 Mio. Übernachtungen. Ein direkter Vergleich dieser Zahlen ist aus den oben angegebenen. Gründen (u. a. unterschiedliche Bezugsräume und Erfassungsgenauigkeiten, vergl. Kap. 3.5.1) nicht möglich, doch stellen sie eine bestmögliche Annäherung dar. Die hochattraktiven Inselräume Nord- und Ostfriesland haben dabei jeweils einen Anteil von gut 50 % bis 60 %. Als Beispiel der regionalen Verteilung weist Tabelle 3.5.3 das Bettenangebot und die beiden wichtigsten Nachfrageparameter, nämlich Gästezahlen und Übernachtungen, für die niedersächsischen Fremdenverkehrsräume aus.

Aus den Übernachtungszahlen dividiert durch die Gästeankünfte läßt sich die durchschnittliche Aufenthaltsdauer errechnen. Charakteristisch ist, dass die Aufenthaltsdauer auf den Inseln deutlich länger ist als am Festland. Besonders ausgeprägt gilt dies für Ostfriesland, wo die Gäste auf den Inseln mit durchschnittlich 9,3 Tagen fast doppelt so lange bleiben wie in den Reisegebieten der Festlandsküste (DWIF 1997). Die durchschnittliche Urlaubsdauer ist in Schleswig-Holstein allerdings mit 14,4 Tagen auf den Inseln bzw. etwa 13 Tagen am Festland noch deutlich länger als an der niedersächsischen Küste (STOCK et al. 1996, FEIGE & MÖLLER 1994a).

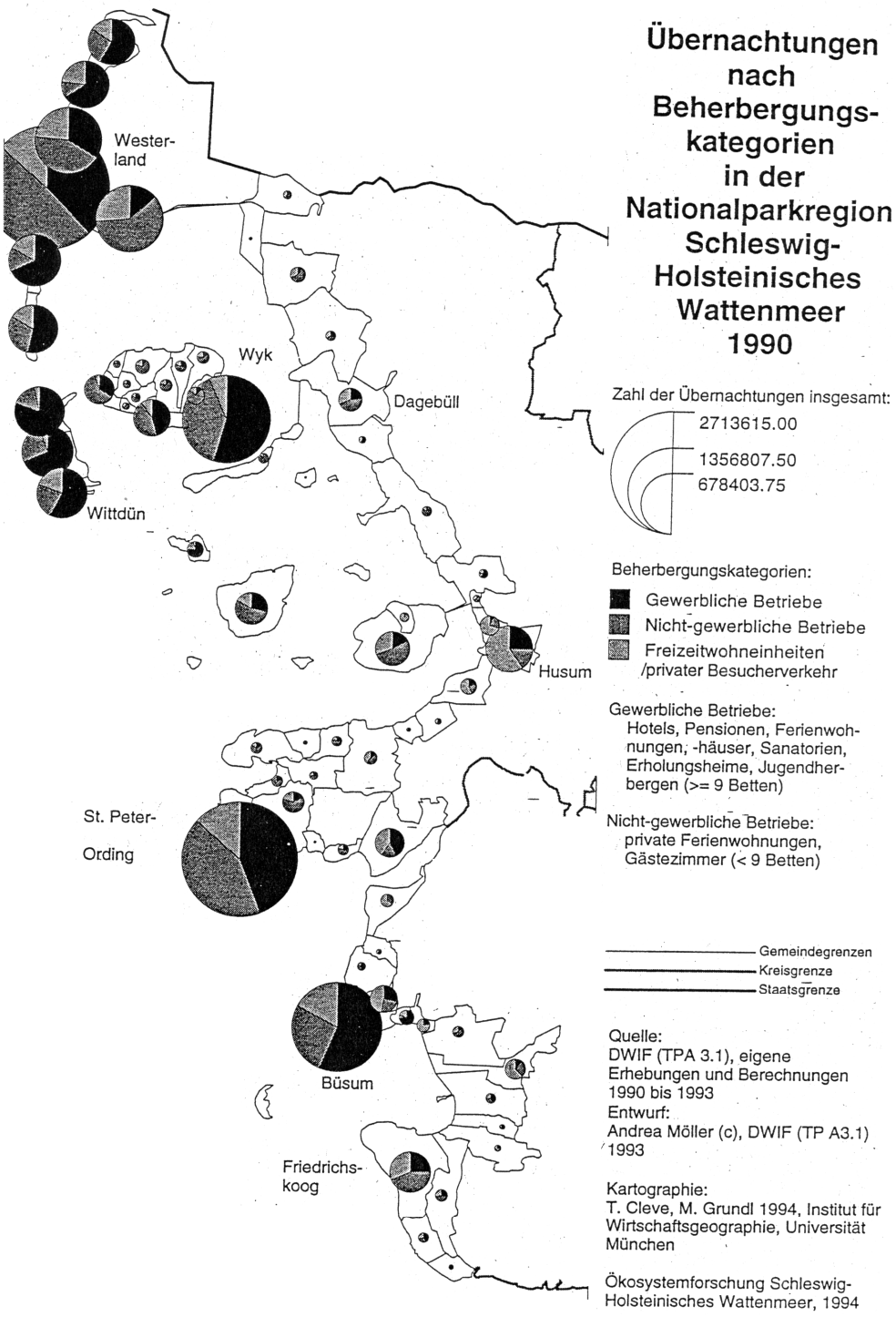


Abb. 3.5.3: Übernachtungen nach Beherbergungskategorien (Nationalparkregion Schleswig-Holstein 1990, gewerbliche Betriebe mit mehr als 8 Betten, Privatvermieter mit weniger als 9 Betten; aus FEIGE & MÖLLER 1994a)

Tabelle 3.5.3: Bettenangebot und Kenngrößen der Nachfrage (Gästezahlen und Übernachtungen) an der niedersächsischen Nordseeküste (verändert nach NLPV 1996)

1993	Anzahl		
Ort	Betten	Gäste	Übernachtungen
Ostfriesische Inseln			
Borkum	17.000	166.280	2.249.437
Juist	7.100	92.339	920.535
Norderney	17.822	229.691	2.938.507
Baltrum	4.551	43.443	494.647
Langeoog	8.887	110.297	1.472.631
Spiekeroog	5.632	53.140	579.945
Wangerooge	9.128	76.511	895.914
Zwischensumme	70.120	771.701	9.551.616
Ostfriesische Küste			
Krummhörn	4.043	47.949	384.550
Norden/Norddeich	7.486	67.788	811.303
Sg Hage	1.832	26.645	267.300
Sg Dornum	5.018	49.354	495.340
Esens/Bensersiel	5.723	87.124	910.120
Neuharlingersiel	4.139	85.146	921.581
Carolinensiel	3.659	86.140	842.175
Wangerland	11.500	163.000	1.790.000
Wilhelmshaven	1.864	70.648	159.969
Varel/Dangast	2.700	26.610	489.600
Butjadingen	8.064	96.705	734.012
Zwischensumme:	56.028	807.109	7.805.950
Cuxhavener Küste - Unterelbe			
Land Wursten		66.114	733.747
Cuxhaven	25.000	294.797	3.267.839
Zwischensumme	25.000	360.911	4.001.586
Niedersächsische Küstenregion gesamt			
Summe	151.148	1.939.721	21.359.152

Sonderform Camping

Die Übernachtung auf Campingplätzen beinhaltet für die niedersächsische Küste trotz ähnlicher Kapazitäten aufgrund der Standorte eine höhere Problematik als in Schleswig-Holstein. In

Niedersachsen gab es 1995 insgesamt 44 Campingplätze an der Nordseeküste, davon allein 21 im Reisegebiet Cuxhavener Küste. Sie boten rund 5.400 betriebsbereite Stellplätze und machen damit etwa 3 % des Beherbergungsangebots aus. Allerdings können weitere rund 3.600 Stellplätze kurzfristig zur Verfügung gestellt werden, so dass das Maximalangebot etwa 9.000 Plätze umfasst (DWIF 1997). Quelle der Daten ist das Statist. Landesamt Niedersachsen, das aus Datenschutzgründen nur die Gemeinden mit mehr als 2 Betrieben erfaßt. BUNJE (1990) kommt in einer detaillierten Untersuchung auf 73 Campingplätze mit ca. 15.670 Stellplätzen.

Mit rund 1,8 Mio. Übernachtungen verzeichnen die Campingplätze an der niedersächsischen Küste gut 5 % aller Übernachtungen. Seit Mitte der 80er Jahre stagniert die Anzahl der Camping-Übernachtungen aber anders als die Gesamtübernachtungszahlen an der Küste. Aufgrund einer abnehmenden Aufenthaltsdauer (aktuell nur noch durchschnittlich fünf Tage) sind die Übernachtungszahlen an der Cuxhavener Küste sogar trotz steigender Gästeankünfte rückläufig (DWIF 1997).

In der schleswig-holsteinischen Nationalparkregion gab es 1992 etwa 41 Campingplätze mit insgesamt knapp 5.300 Stellplätze. Schwerpunkte des Angebots liegen im nordfriesischen Inselraum (Sylt) sowie in St. Peter-Ording. Sie verzeichnen in der offiziellen Statistik knapp 400.000 Übernachtungen und damit rund 5 % des Gesamtvolumens der gewerblichen Übernachtungen (FEIGE & MÖLLER 1994a).

Bedeutsam für das Konfliktpotential des Campingtourismus sind aber nicht nur die Anzahl der Plätze oder die Zahl der Übernachtungsgäste, sondern vor allem ihre Lage. Die Campingplätze im Deichvorland Niedersachsens liegen häufig außendeichs in den Erholungszonen überwiegend auf ehemaligen oder potentiellen Salzwiesenstandorten. Sie stellen eine spezielle Nutzung außerhalb des dort eigentlich vorgesehenen Bade- und Kurbetriebes dar und treten in räumliche Konkurrenz zu diesen Nutzungsansprüchen. Die Standorte bestehender Campingplätze werden von der Nationalparkverwaltung toleriert. In Schleswig-Holstein gibt es nur einen einzigen vergleichbaren Campingplatz, nämlich am unbedeichten Küstenabschnitt vor Schobüll, von dem auch Belastungen der empfindlichen Übergangszone vom Geesthang zum Wattenmeer ausgehen (KNOKE et al. 1997; FEIGE & MÖLLER 1994a).

Campingplätze im Außendeichsbereich führen durch die Verbauung zu einer weitgehenden Entwertung des direkten Standortes und zu erheblichen Beeinträchtigungen des ökologisch sensiblen Umfeldes, da Salzwiesen aufgrund ihrer relativen Seltenheit und Schutzwürdigkeit generell Räume besonderer Empfindsamkeit darstellen (STOCK et al. 1996). Untersuchungen der Ökosystemforschung in Schleswig-Holstein zeigen, dass Camping- und Parkplätze sowie Badestellen und ähnliche Kristallisationspunkte gerade im ländlichen Küstenbereich einen trichterförmigen (zum Wasser hin erweiterten) Aktionsbereich aufweisen, in dem erhebliche Belastungen des Ökosystems (Vertritt von Salzwiesen und Wattoberflächen, Störungen von Brut- und Rastvögeln) auftreten können (KNOKE & STOCK 1997). Hier sind sogar bei Campingplätzen, die nicht im Nationalpark selbst, sondern im deichnahen Binnenland liegen, verstärkte ökologische Konflikte nachgewiesen (FEIGE & MÖLLER 1994a).

Eine ähnliche Problematik wie für die Campingplätze ergibt sich auch bei der Außendeichslage von Parkplatzflächen, da auch sie potentiell wertvolle Salzwiesenflächen einnehmen und Ausgangspunkte vielfältiger Störungen und Beeinträchtigungen dieses empfindlichen Lebensraumes sind. Eine Neueinrichtung oder Erweiterung von Campingplätzen oder von Verkehrsinfrastruktur im Außendeichsbereich ist daher aus Naturschutzsicht nicht akzeptabel.

Entwicklung des übernachtenden Fremdenverkehrs seit Gründung der Nationalparke

Im Angebotsbereich geht der Trend an der deutschen Nordseeküste eindeutig hin zu größeren Einheiten sowie in Richtung einer qualitativen Steigerung. Grundsätzlich ist für die letzten zehn Jahre eine erhebliche Steigerung des Beherbergungsangebotes festzustellen. Diese lag z. B. bei den Betten in Niedersachsen bei 48 % zwischen 1986 und 1995, in Schleswig-Holstein bei knapp 20 % zwischen 1984 und 1992 (FEIGE & Möller 1994a; DWIF 1997). Überproportionale Zuwächse von bis zu 60 % wiesen dabei insbesondere Ferienwohnungen und -häuser auf, aber auch die Kapazitäten in Hotels stiegen deutlich an. Verlierer der Entwicklung waren die einfacheren Beherbergungskategorien wie Pensionen und Gasthöfe. Dies muss aber keine Betriebsaufgabe bedeuten, dahinter kann auch eine Umwandlung in ein höherwertiges und rentableres Hotel stehen.

Für beide Küsten gilt eine parallele Entwicklung bei den Übernachtungszahlen, die sich auch in den einzelnen Regionen und Reisegebieten widerspiegelt (Abb. 3.5.4): Nach einer Stagnation der Zahlen Mitte der 80er Jahre wurden in den darauffolgenden Jahren erhebliche Zuwächse registriert und Spitzenübernachtungszahlen Anfang der 90er Jahre erreicht. 1994 gab es einen deutlichen Rückgang, seitdem zeigt sich eine Konsolidierung und Stagnation auf hohem Niveau, allerdings mit erheblichen (u. a. witterungsbedingten) Schwankungen. Regional und zeitweise hat es auch einige Rückgänge der touristischen Nachfrage gegeben, so dass verstärkt über attraktivitätssteigernde Maßnahmen und Angebote nachgedacht wird. In Niedersachsen setzte der Anstieg Ende der 80er Jahre etwas früher ein als in Schleswig-Holstein. Dies wird insbesondere im ostfriesischen Bereich deutlich.

Die schleswig-holsteinische Westküste registriert gut ein Drittel des gesamten touristischen Übernachtungsvolumens des nördlichsten Bundeslandes, die niedersächsische Küste erreicht ein Viertel aller Übernachtungen in Niedersachsen.

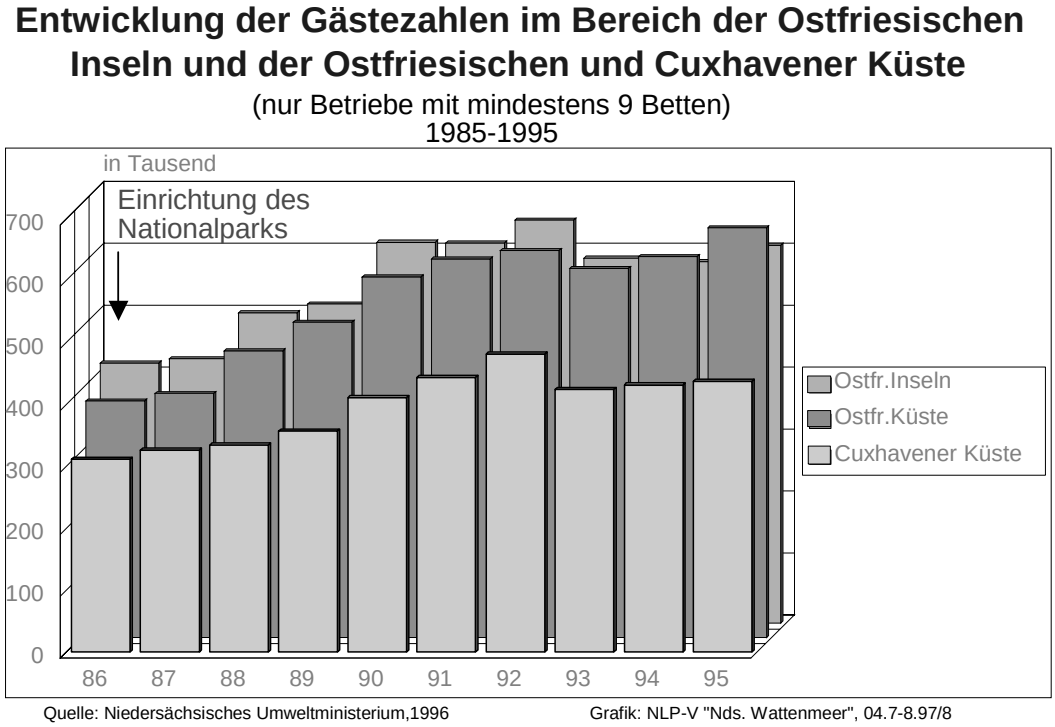


Abb. 3.5.4: Entwicklung der Übernachtungszahlen in den Reisegebieten der niedersächsischen Nordseeküste seit Gründung des Nationalparks (1986 - 1995, nur statistisch erfaßte Betriebe)

Die Spitzenzahlen Anfang der 90er Jahre werden auf den Zustrom ostdeutscher „Neugierurlauber“ nach der deutschen Vereinigung und auf einige sehr warme Sommer zurückgeführt (FEIGE & MÖLLER 1994a). Rückgänge in den letzten Jahre hängen zusammen mit der Rezession und allgemein höheren Belastung der Bürger, dem nachlassenden Interesse der Einwohner der fünf neuen Länder und der durch Dollarverfall und Billigflüge zunehmenden Konkurrenz von Fernreisezielen im Ausland.

Träger der positiven Entwicklung in den letzten zehn Jahren sowohl auf der Angebots- als auch auf der Nachfrageseite sind die Fremdenverkehrszentren. Hier sind die größten absoluten Anstiege erzielt worden. Die höchsten relativen Zuwächse an Betten und Übernachtungen verbuchten aber vorwiegend die kleineren, weniger entwickelten Fremdenverkehrsgemeinden, also die touristischen „Entwicklungsgebiete“, allerdings auf Basis eines sehr viel niedrigeren Ausgangsniveaus. Dies verdeutlicht Abb. 3.5.5 am Beispiel der Übernachtungen in ausgewählten Regionen an der niedersächsischen Küste.

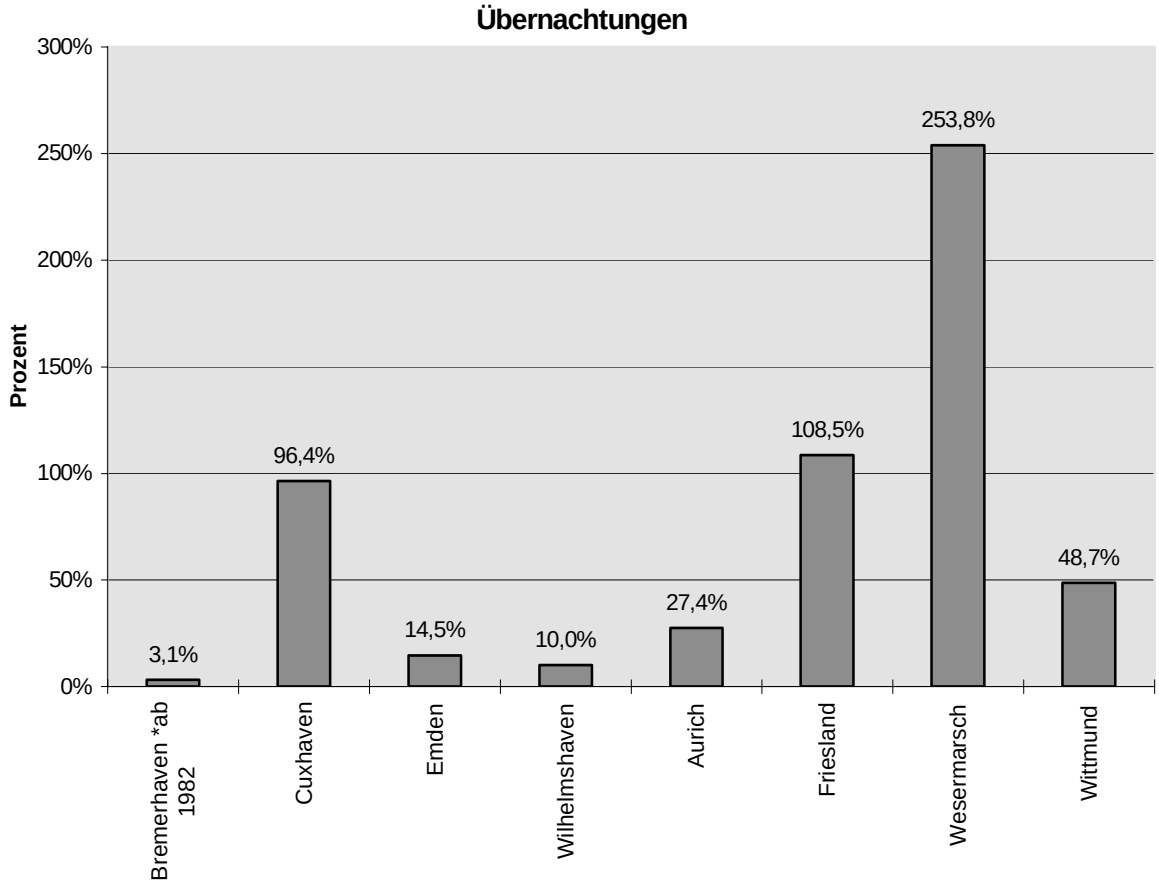


Abb. 3.5.5: Prozentualer Zuwächse der Übernachtungen in den Landkreisen und kreisfreien Städten der Küstenregion Niedersachsens 1981 – 1995 (aus DWIF 1997)

Hinsichtlich der Aufenthaltsdauer läßt sich wie im übernachtenden Fremdenverkehr in Deutschland generell auch an der Küste ein Trend zu kürzeren Reisen feststellen. Zeitgemäß ist heute nicht mehr der dreiwöchige Erholungsurlaub im Sommer am Meer, sondern man unternimmt mehrere Kurztrips an die Küste.

3.5.3.4 Ausflugsverkehr

Als Tagesausflug bezeichnet man jede Reise, die aus dem üblichen Wohnumfeld herausführt und keine Übernachtung einschließt. Außerdem darf sie nicht zu den routinemäßig wiederkehrenden beruflich, sozial- oder freizeitbedingten Ortsveränderungen gehören. Fahrten zur Schule oder Berufsausübung, zum Sport oder Einkaufsfahrten zur Deckung des täglichen Bedarfs zählen daher nicht zu den Tagesausflügen (HARRER et al. 1995; AIEST 1988).

Innerhalb des Ausflugsverkehrs unterscheidet man zwischen Wohnortausflügen, die vom Wohnort aus angetreten werden, und Urlauberausflügen, d. h. Ausflugsfahrten von Übernachtungsgästen, die am Urlaubsquartier starten. Der Umfang des Wohnortausflugsverkehrs ist einerseits abhängig von der Anzahl der Einwohner in der Region selbst, für die relativ dünn besiedelten Küstenregionen allerdings wesentlich stärker von der Nähe zu Ballungsräumen und der Einwohnerzahl im Einzugsbereich von Tagesausflügen. Der Urlauberausflugsverkehr ist eine direkt von der Zahl der Übernachtungen abhängige Größe: Je mehr Urlaubsgäste die Küste besuchen, desto mehr Ausflüge werden unternommen. Als „Faustregel“ gilt, dass während des Urlaubsaufenthaltes in Küstenregionen rund alle drei Tage ein Ausflug unternommen wird (DWIF 1997).

Der Ausflugsverkehr wird grundsätzlich in der amtlichen Statistik nicht erfaßt. Deshalb sind auch keine Aussagen zur quantitativen Entwicklung in Form von Zeitreihen möglich. Die sozioökonomischen Untersuchungen zum Tourismus in der Nationalparkregion Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer umfassten Erhebungen zu Umfang und Struktur sowie den Quell- und Zielgebieten des Ausflugsverkehrs. Da quantitative Registrierungen von Ausflugsbewegungen methodisch für ein Gebiet wie die Nationalparkregion nicht möglich sind, musste eine Abschätzung anhand von Hilfsrechnungen, Schätzungen, Analogverfahren und Hintergrundinformationen erfolgen (zur detaillierten Methodik s. FEIGE & MÖLLER 1994a). Verschiedene Indizien lassen Rückschlüsse auf die Entwicklung des Ausflügleraufkommens seit Gründung des Nationalparks zu.

Für die niedersächsische Küste liegen zwei Grundlagenuntersuchungen des DWIF aus den Jahren 1987 und 1995 vor, die auf Basis der Einwohnerzahl detaillierte Aussagen zum Wohnortausflugsverkehr erlauben (HARRER et al. 1995; DWIF 1987). Die Zahlen zum Urlaubsausflugsverkehr an der niedersächsischen Küste basieren auf Schätzungen des DWIF auf der Basis von Einzelstudien und Erfahrungswerten, u. a. aus der Ökosystemforschung in Schleswig-Holstein (DWIF 1997).

Status quo in Schleswig-Holstein (1990)

Rund 11,2 Mio. Ausflüge pro Jahr berühren die Nationalparkregion „Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer“. Daran haben Urlauberausflügler (5,85 Mio.) geringfügig größeren Anteil als Wohnortausflügler (5,35 Mio.), was durch die große Zahl von Übernachtungen in Relation zur Einwohnerzahl der Region und zum Einzugsgebiet für Tagesausflüge erklärt wird. 3,5 Mio. Ausflüge strömen jährlich aus verschiedenen Quellgebieten in die Nationalparkregion ein, nur 1,44 Mio. Ausflüge dagegen aus ihr heraus. Den größten Anteil machen die Ausflüge innerhalb der Region aus (6,26 Mio.). Die Bilanz zwischen ein- und ausströmendem Ausflugsverkehr zeigt, dass die Nationalparkregion ein hochattraktives Ausflugsziel mit positivem Ausflüglersaldo ist (FEIGE & MÖLLER 1994a). Da die Anreise der Ausflügler weit überwiegend mit dem PKW erfolgt, treten an den Brennpunkten des Ausflugsverkehrs gravierende Verkehrsprobleme auf. Zu Spitzenzeiten können auch andere Überlastungserscheinungen, z. B. ökologischer Art, vorkommen (KNOKE & STOCK 1997).

Status quo in Niedersachsen (1993)

Das Gesamtausflugsvolumen des niedersächsischen Küstenraumes (nicht direkt vergleichbar mit der oben für Schleswig-Holstein angegebenen Nationalparkregion, s. Kap. 3.5.1) liegt bei gut 29 Mio.

Ausflügen. Damit führen rund 15 % aller im Lande Niedersachsen unternommenen Tagesausflüge an die Nordseeküste. Über 90% dieser Ausflüge, nämlich rund 27 Mio., starten vom Wohnort der Ausflügler (Tabelle 3.5.4). Das entspricht einem Verhältnis von 2,5 Ausflügen pro Übernachtung in gewerblichen Betrieben oder gerundet etwa 1,3 Ausflügen pro Übernachtung bei Berücksichtigung aller Übernachtungen (vergl. Kap. 3.5.3.3).

Tabelle 3.5.4: Ausflüge und Übernachtungen in den Küstenreisegebieten Niedersachsens 1986 und 1993 - Wohnortausflüge -; DWIF, 1987 und 1995

Reisegebiet	Anzahl Übernachtungen (Betriebe mit mehr als 8 Betten) (in Mio.)		Verände-rung 1986-1993 (in %)	Ausflüge pro Jahr in das Reisegebiet (in Mio.)		Veränderung 1986-1993 (in %)	Verhältnis Ausflüge pro Übernachtung
	1986	1993		1986	1993		1993
Ostfries. Inseln/ Ostfries. Küste[1)]	-[2)]	8,9	-	-	14,3	-	1,6
Cuxhavener Küste – Unterelbe	-	1,9	-	-	13,0	-	6,8
Küstenreisegebiete Niedersachsen insg.	7,4	10,8	+ 46	14,4	27,3	+ 90	2,5
Niedersachsen insg.	24,2	32,3	+ 33	123,8	205,3	+ 66	6,4

[1)] aus auswertungstechnischen Gründen wurden die Zahlen zusammengefaßt; [2)] für 1986 liegen nur Zahlen für die niedersächsische Küste insgesamt vor, so dass eine Vergleichbarkeit hier nicht gewährleistet ist.

Tabelle 3.5.4 zeigt auch, dass das Reisegebiet Ostfriesische Inseln/Ostfriesische Küste zwar über 80 % der Übernachtungen auf sich vereint, aber nur gut die Hälfte der Ausflüge auch in diese Region führen. Mit knapp 48 % aller Ausflüge hat die Cuxhavener Küste in Relation zu den Übernachtungen ein deutlich größeres Gewicht für den Ausflugsverkehr. Hierin spiegelt sich sowohl die wesentlich höhere Attraktivität Ostfrieslands für einen längeren Aufenthalt als auch die Nähe der Cuxhavener Küste zu den Ballungszentren Hamburg und Bremen. Die Herkunftsgebiete und die Zielregionen der Wohnortausflügler an der niedersächsischen Küste zeigt Tabelle 3.5.5. Über die Hälfte aller Wohnortausflügler kommt aus Niedersachsen. Die Ballungsräume Hamburg und Bremen sind ebenfalls wichtige Quellregionen insbesondere für die Cuxhavener Küste. Und die ostfriesische Küste liegt durchaus im Tagesausflugsbereich des einwohnerstärksten Bundeslandes Nordrhein-Westfalen.

Tabelle 3.5.5: Quell/Zielgebietsverteilung der Ausflüge in die niedersächsischen Küstenreisegebiete 1993 (in %)

Zielgebiet (Ausflug nach)	Quellgebiet (Herkunft von)						
	Nieder-sachsen	Bremen[1)]	Hamburg	Schleswig-Holstein	Nordrhein-Westfalen	Mecklen-burg-Vor-pommern	Andere Bundes-länder
Ostfries. Inseln/ Ostfries. Küste	78,1	6,0	1,4	0,7	12,1	0,6	1,1
Cuxhavener Küste - Unterelbe	49,7	22,3	20,4	3,0	2,3	0,3	2,0
Küstenreisegebiete	64,4	13,9	10,6	1,9	7,5	0,5	1,2

[1)] inkl. Bremerhaven; Quelle:DWIF 1995, eigene Berechnungen

Die Zahl der Urlauberausflüge kann aufgrund fehlender Daten nur geschätzt werden. Da sie direkt von den Übernachtungen abhängig ist, ergibt sich ausgehend von den Übernachtungszahlen des Jahres 1993 ein Urlauberausflugsvolumen von 1,6 Mio. (Tabelle 3.5.6). Dabei muss beachtet werden, dass diese Zahl sich nur auf die Festlandsküste bezieht, da die Zahl der Ausflüge auf den Inseln aufgrund des unbekannten Ausflugsverhaltens der Inselgäste nicht abgeschätzt werden kann. Analog zu Schleswig-Holstein (FEIGE & MÖLLER 1994a) kann man vermuten, dass die Inselgäste weit weniger Ausflüge unternehmen, die sie von ihrem Urlaubsquartier wegführen, als die Festlandsurlauber. Für eine Abschätzung wären allerdings Primärerhebungen notwendig.

Die Ursachen für das völlig unterschiedliche Verhältnis von Wohnortausflüglern zu Urlauberausflüglern in Schleswig-Holstein und Niedersachsen liegen in der Dominanz der Übernachtungen in Schleswig-Holstein und der weit größeren Einwohnerzahl des Ausflugs-Einzugsgebietes der niedersächsischen Küste.

Tabelle 3.5.6: Übernachtungen (Betriebe mit mehr als 8 Betten) und Urlauberausflüge in den Küstenreisegebieten Niedersachsens 1993 - geschätzt -

Reisegebiet	Übernachtungen		Urlauberausflüge	
	1986	1993	1986	1993
	- in Mio. -			
Ostfriesische Küste	1,7	3,1	0,6	1,0
Cuxhavener Küste – Unterelbe	1,3	1,9	0,4	0,6
Küstenreisegebiete Niedersachsen insgesamt[1)]	3,0	4,0	1,0	1,6
Niedersachsen insgesamt	24,2	32,3	8,1	10,8

[1)] ohne Ostfriesische Inseln; gerundete Werte, Quelle: DWIF (1995 und 1997)

Entwicklungen im Ausflugsverkehr

Für beide Küstenregionen gilt, dass auch das Ausflugsvolumen seit Gründung der Nationalparke Mitte der 80er Jahre erheblich angestiegen ist (vergl. Kap. 3.5.3.3). Für die niedersächsische Küstenregion hat das DWIF (1997) fast eine Verdopplung des Wohnort-Ausflugsvolumens zwischen 1986 und 1993 ermittelt (Tabelle 3.5.4). Die Relation von Ausflügen zu Übernachtungen blieb dabei nahezu unverändert. Aus dem im gleichen Zeitraum um 33 % gewachsenen Übernachtungsvolumen resultierte auch eine Zunahme der Urlauberausflüge, die auf 60 % zwischen 1986 und 1993 geschätzt wird (Tabelle 3.5.6).

Für Schleswig-Holstein konnte die Steigerung des Ausflugsverkehrs in den letzten zehn Jahren aufgrund fehlender Daten aus den 80er Jahren nicht ermittelt werden, doch wird ebenfalls von einem erheblichen Anstieg ausgegangen. Als Ursachen werden die erhöhte allgemeine Mobilität, der Ausbau der Verkehrswege zum Ballungsraum Hamburg (Westküstenautobahn A 23) und die Zunahme bei den Übernachtungen und damit der Urlauberausflüge seit Ende der 80er Jahre genannt (FEIGE & MÖLLER 1994a).

Für die zukünftige Entwicklung wird mit leichten Zunahmen des Wohnortausflugsverkehrs durch eine weiter steigende Ausflugshäufigkeit und Mobilität gerechnet (HARRER et al. 1995). Im Urlauberausflugsverkehr sind bei der derzeitigen Stagnation der Übernachtungen keine gravierenden Änderungen zu erwarten (DWIF 1997).

Besondere Problematik des Ausflugsverkehrs

Im Vergleich mit dem übernachtenden Fremdenverkehr bringt der Ausflugsverkehr einige spezifische Probleme mit sich, die zu erhöhten Belastungen der Natur und Umwelt führen können. Während sich die Aufenthaltsorte von Dauergästen räumlich stärker verteilen, treten Ausflügler an bestimmten attraktiven Zielorten in Massen auf. Dies können z. B. besonders attraktive Sandstrände mit guten Bade- und Freizeitmöglichkeiten (St. Peter-Ording) oder Monopolangebot der Region sein (Cuxhaven), landschaftlich oder kulturhistorisch reizvolle Ziele wie der Westerhever Leuchtturm oder auch besonders beliebte Aktivitäten (Wattwanderung nach Baltrum). Das massenhafte Auftreten von Menschen in der Naturlandschaft des Wattenmeeres oder dem direkt angrenzenden Vorfeld bereitet häufig Probleme. Diese werden verschärft durch die fast ausschließliche Nutzung des PKW als Haupt-Transportmittel der Ausflügler. Verkehrsinfrastruktur muss aufgrund weniger Spitzentage des Ausflugsverkehrs so in einem Umfang vorgehalten werden, dass sie den weitaus größten Teil der Zeit nicht ausgelastet ist. Wo dies nicht geschieht, kommt es zu chaotischen Verkehrssituationen, die häufig bereits eine Belästigung, ja sogar Gefährdung der Touristen selbst darstellen.

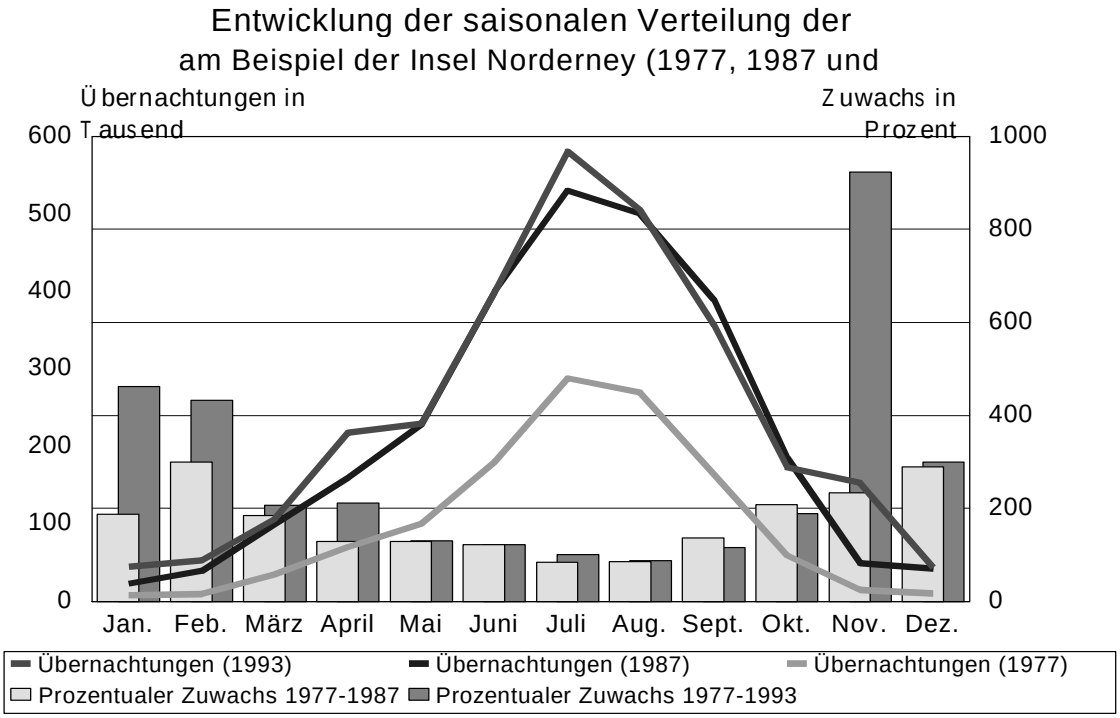
Durch ihren kürzeren Aufenthalt entwickeln Tagesgäste häufig weniger Sensibilität für die Situation und Empfindsamkeit ihres Ausflugsziels als Dauergäste, die sich mehr mit „ihrem“ Urlaubsort identifizieren. Dies gilt in besonderem Maße für die vielen Stammgäste der Fremdenverkehrsgemeinden an der Nordseeküste. Tagesausflügler sind natürlich im allgemeinen nicht so gut informiert über den von ihnen genutzten Raum. Aus Unwissenheit sind sie daher relativ gesehen häufiger - meist unbewußt und nicht willentlich - an Störungen der Tier- und Pflanzenwelt oder sogar Übertretungen der Schutzvorschriften beteiligt oder bringen sich im Watt selbst in Gefahr. Auch die Informationsvermittlung im Rahmen der Öffentlichkeitsarbeit der Nationalparke erreicht die Tagesgäste schwieriger und in geringerem Ausmaß als die Übernachtungsgäste der Region. Gute Möglichkeiten bieten hier allerdings „Nadelöhr-Situationen“, d. h. Situationen oder Orte, die der Ausflügler zum Erreichen seines Ausflugszieles passieren muss. Dies sind die optimalen Standorte auch für eine Informationsvermittlung an den Tagesgast. Beispiele dafür sind die Ausflugsschiffe der Weißen Flotte oder die Kurkartenhäuschen im Eingang gebührenpflichtiger Strandabschnitte. Besucherlenkende Maßnahmen und eine Information und Betreuung durch Nationalpark-Personal vor Ort werden gerade an den Brennpunkten des Ausflugsverkehrs dringend benötigt.

3.5.3.5 Saisonalität

Der Tourismus an der Nordseeküste und damit auch in den Nationalparkregionen ist gekennzeichnet durch eine ausgeprägte Saisonalität. Die Erhebungen in Schleswig-Holstein ergaben, dass gut ein Drittel der Übernachtungen auf die Hauptsaison im Hochsommer, nämlich die Monate Juli und August, entfallen. Fast 90 % werden innerhalb des Sommerhalbjahres von April bis Oktober registriert.

Das Beispiel der Ostfriesischen Insel Norderney (Abb. 3.5.6) zeigt, dass diese Aussagen auch für die niedersächsische Küste zutreffen. Nach einem ersten Anstieg zur Osterzeit im März und April steigt die Kurve steil an mit extremen Spitzenzahlen in der Hauptferienzeit. Nach den Herbstferien im Oktober sinken die Übernachtungszahlen schnell ab. Es ergibt sich das für mitteleuropäische Küsten typische eingipfelige Bild eines reinen Sommerurlaubsgebietes.

Vergleicht man die saisonale Verteilung der Übernachtungen in gewerblichen und nichtgewerblichen Betrieben, so wird die noch stärkere Konzentration der Privatvermieter auf die Hauptsaison deutlich. Bei einer Gesamtbetrachtung aller Übernachtungen ist daher ein noch stärkerer Abfall der Kurve gerade im Herbst als in Abb. 3.5.6 zu erwarten (STOCK et al. 1996).



Quelle: 1977: Umweltprobleme der Nordsee, Sondergutachten 1990); 1987/1993: Angaben der Kur- und Gemeindverwaltungen; 1988, 1994
Grafik: NLP-V "Nds. Wattenmeer", 04.7-

Abb. 3.5.6: Entwicklung der saisonalen Verteilung der Übernachtungszahlen am Beispiel der Insel Norderney (1977, 1987 und 1993)

Die Saisonverlängerung, d. h. die Ausweitung in die Neben- und Wintersaison, ist seit Jahren das Ziel einer ganzen Reihe von Bemühungen der Tourismuswirtschaft. Bessere Auslastung und eine Entzerrung der touristischen Nachfrage werden dabei parallel angestrebt. Trotz dieser Bemühungen ist die Saisonverteilung, zumindestens in der schleswig-holsteinischen Nationalparkregion, seit Jahren bis auf eine leichte überproportionale Zunahme im Mai stabil (STOCK et al. 1996). Auf Norderney dagegen (Abb. 3.5.6) zeigen sich erste Anzeichen einer Saisonverlängerung, da die prozentualen Zuwächse der Übernachtungszahlen in den Monaten Januar und Februar sowie zum Jahresende im Zeitraum 1977-1993 deutlich größer waren als in den Sommermonaten und im Vergleich zum Zeitraum 1977-1987 weiter anstiegen. Ob diese Anzeichen einer Saisonverlängerung auch für andere Fremdenverkehrsorte und die Küste insgesamt gelten oder ob Norderney mit einem spezifischen Angebot verstärkt den Tagungs- und Geschäftsreiseverkehr auf die Insel gezogen hat, müßte mit Vergleichsdaten geprüft werden.

Eine ähnlich deutliche Saisonalität wie bei den Übernachtungen zeigt sich auch für den Ausflugsverkehr. In der Nationalparkregion Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer waren über die Hälfte der Ausflügler (52 %) dem Urlauberausflugsverkehr zuzurechnen, der - wie die Übernachtungen - extrem saisonal geprägt ist. Die Wohnortausflüge sind nur zu einem Teil saisonunabhängig, finden jedoch ebenfalls vermehrt im Sommer statt, was insgesamt zu einer starken Konzentration des Ausflugsverkehrs auf das Sommerhalbjahr mit Spitzen im Juli und August führt (MÖLLER & FEIGE 1997; FEIGE & MÖLLER 1994a). Neben der Jahreszeit ist allerdings vor allem der Wohnortausflugsverkehr auch stark abhängig vom Wetter und vom Wochentag (KNOKE et al. 1997).

3.5.3.6 Nationalparkbezogene Freizeitaktivitäten

In der Ökosystemforschung Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer wurden alle wichtigen wattenmeerbezogenen Freizeitnutzungen detailliert analysiert. Dabei wurden neben den gesetzlichen Rahmenbedingungen und ihrer Bedeutung für verschiedene Besuchergruppen sowohl die räumliche Verteilung als auch die Intensität dieser Aktivitäten und ihre Auswirkungen auf den Nationalpark erfaßt. Die Ergebnisse dieser Analyse sind ausführlich im Synthesebericht dargelegt. Sie waren u. a. Grundlage für die Vorschläge zu raumkonkreten Schutz- und Lenkungsmaßnahmen, z. B. im Rahmen des Besucherlenkungskonzeptes (STOCK et al. 1996). An dieser Stelle sollen allgemeingültige Aussagen dieser Untersuchungen aufgegriffen und für verschiedene Aktivitäten anhand von Daten aus Niedersachsen überprüft werden. Auf die Schleswig-Holstein-spezifischen Ergebnisse, z. B. zu Umfang, räumlicher Verteilung und Intensität, wird dabei nicht mehr eingegangen.

Alle Naturräume des Wattenmeeres werden für Freizeitaktivitäten genutzt, allerdings in sehr unterschiedlichem Ausmaß. Abb. 3.5.7 faßt die Aktivitätsräume aller Freizeitnutzungen im Wattenmeer in stark abstrahierter Form zusammen.

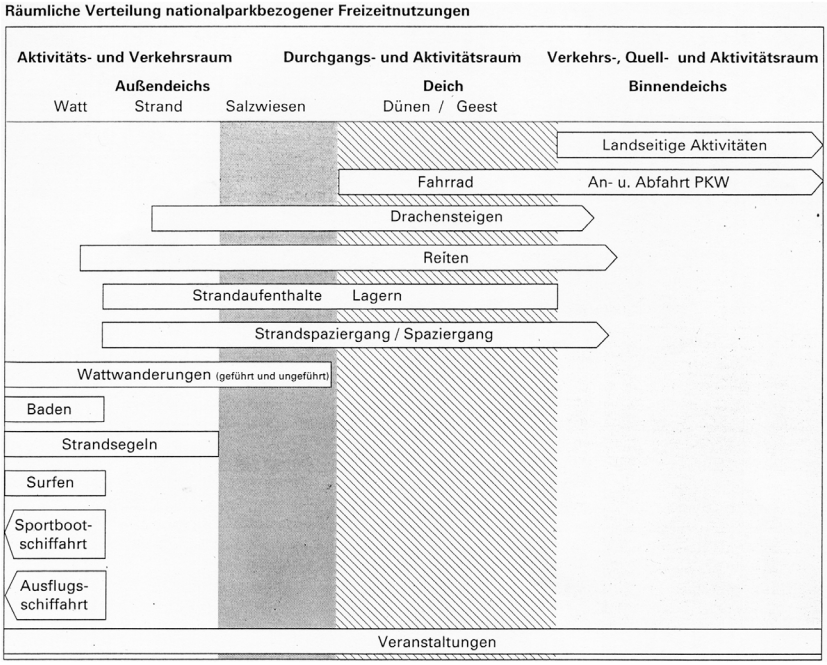


Abb. 3.5.7: Räumliche Verteilung nationalparkbezogener Freizeitaktivitäten auf die Habitattypen des Wattenmeeres (aus STOCK et al. 1996)

Die Hauptziel- und Aktionsräume wattenmeerbezogener Freizeitaktivitäten liegen im Außendeichsbereich mit seinen Stränden, Salzwiesen sowie Watt- und Wasserflächen. Hier finden alle strand- und wasserbezogenen Nutzungen statt. Dabei ist der Strand als „multifunktionaler Freizeitraum“ (NEWIG 1980) für alle Nutzergruppen von größter Bedeutung (Abb. 3.5.7), und Strandaufenthalte mit verschiedenen Aktivitäten stehen auf der Beliebtheitsskala der Freizeitmöglichkeiten im Wattenmeer ganz oben (MÖLLER & FEIGE 1997, Feige et al. 1994b). Abhängig von den lokalen Gegebenheiten muss „Strand“ dabei nicht ein Sandstrand im klassischen Sinne sein, es kann sich auch um einen „grünen Strand“ handeln, doch besitzen die Sandstrände eine sehr viel höhere Attraktivität. Der Strand wird von allen Teilräumen des Wattenmeeres am häufigsten aufgesucht und ist untrennbar mit einem Urlaub an der Küste verbunden (FEIGE et al. 1994b).

Deiche und Dünen, teilweise auch das Vorland, fungieren hauptsächlich als Durchgangsraum, hier finden aber auch eine Reihe charakteristischer Aktivitäten, wie Spaziergänge, Radfahrten und Drachensteigen statt. Dieser Raum wird daher vorwiegend bei kühlerer Witterung sowie in der Nebensaison genutzt, wenn die klassischen Strandaktivitäten Baden und Lagern nicht möglich sind.

Der Binnendeichsraum ist das Quellgebiet für einen Großteil der Aktivitäten im Wattenmeer. Hier konzentrieren sich daher Verkehrsräume, die den Besuchern den Zugang zu ihren Hauptaktionsräumen im Außendeichbereich ermöglichen. Für die Entwicklung und erfolgreiche Umsetzung von Schutzstrategien ist es daher ausgesprochen wichtig, diesen Raum mit einzubeziehen.

Freizeitnutzungen zeigen - analog zu den Übernachtungen und der Ausflugsintensität - eine ausgeprägte Sommersaisonalität. Diese ist erwartungsgemäß bei den witterungs- und temperaturabhängigen Aktivitäten wie Baden sehr viel stärker ausgeprägt. Ganzjährig mögliche Freizeitnutzungen wie Strandspaziergänge dagegen haben relativ gesehen eine gleichmäßig hohe Bedeutung für die Gäste. Absolut betrachtet dominieren natürlich bei allen Aktivitäten die Sommermonate von Mitte Juni bis Ende August. Abhängig von der Ausflugsverteilung läßt sich auch eine Wochentagsabhängigkeit nachweisen, die zusammen mit der ausgesprochenen Witterungsabhängigkeit bestimmter Aktivitäten zu Spitzenzahlen und -belastungen an Schönwetter-Wochenenden führt (KNOKE et al. 1997; FEIGE et al. 1994).

Die organisierten Freizeitangebote wie Wattführungen, Fahrten mit Ausflugsschiffen oder Surfkurse orientieren sich natürlich ebenfalls an der Sommersaison. Klassische, relativ temperaturunabhängige Ausflugsaktivitäten wie Fahrten zu den Seehundsbänken haben eine etwas längere Saison (etwa von April bis Oktober) als die stark witterungsabhängigen Wattwanderungen oder Surfkurse, die i. a. nur von Mai bis September angeboten werden.

Die Bedeutung von nationalpark-bezogenen Freizeit-nutzungen für Übernachtungs-gäste, Ausflügler und Einwohner (in % der Befragten) (DWIF 1990/92, Befragung von Übernachtungs-gästen, Ausflüglern und Einwohnern).

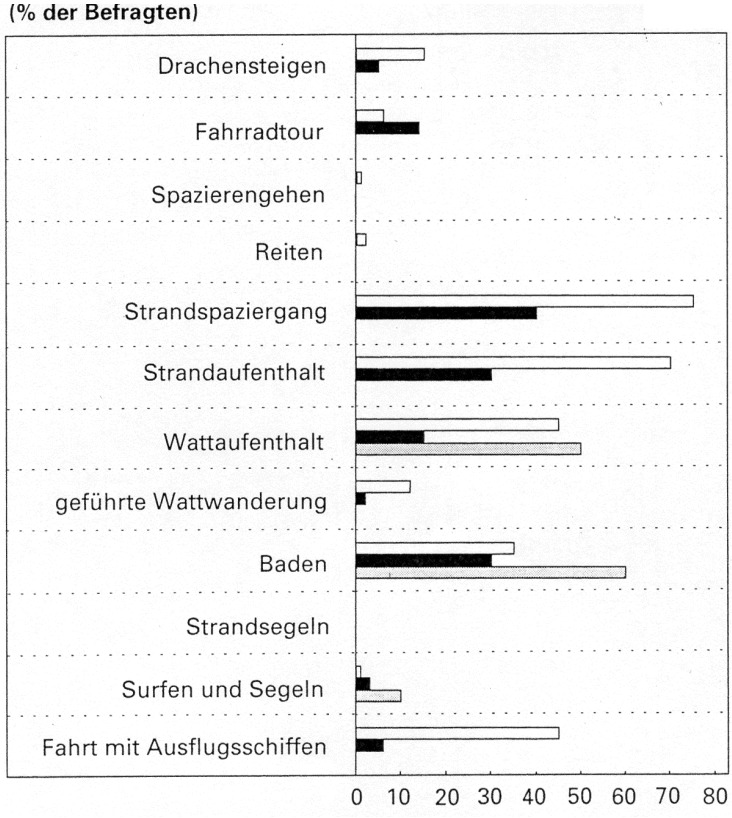


Abb. 3.5.8: Bedeutung nationalparkbezogener Freizeitaktivitäten für verschiedene Besuchergruppen (DWIF 1990/92)

Naturgemäß sind viele Freizeitnutzungen im Wattenmeer darüber hinaus tideabhängig. Aktivitäten, die aufgrund der Tideabhängigkeit potentielle Gefahren für Unkundige beinhalten (z. B. ungeführte Wattaufenthalte, insbesondere längere Wattquerungen, sowie alle Wassersportarten), haben eine höhere Bedeutung für Einheimische als für die weniger ortskundigen Gäste (Abb. 3.5.8).

Hauptaktionsraum von landbezogenen Freizeitaktivitäten sollen im niedersächsischen Nationalpark die ausgewiesenen Erholungszonen (Schutzzone III) sein. Sie stehen für den Erholungs- und Kurbetrieb zur freien Verfügung, allerdings sollte darauf geachtet werden, dass Sport- und Freizeitaktivitäten keine Störungen in benachbarten Ruhe- und Zwischenzonen verursachen. Motorgetriebene Geräte, Strandbuggies u.ä. sind verboten, die Errichtung von Gebäuden bedarf der Zustimmung der Nationalparkverwaltung. Die seewärtige Grenze der Erholungszone bildet die mittlere Tidehochwasserlinie.

Für Schleswig-Holstein wurde im Synthesebericht als ein Ergebnis der Ökosystemforschung im Bereich der Besucherlenkung ebenfalls die Ausweisung von Erholungsgebieten vorgeschlagen, die vorrangig touristischen Freizeitaktivitäten dienen. Ziel ist eine bessere räumliche Trennung von Aktivitätsräumen und schutzbedürftigen Gebieten zur Minderung der Konflikte und Störwirkungen von Freizeitaktivitäten.

3.5.3.7 Trilateraler Vergleich

Zusammenfassend soll für die Zahl der Übernachtungen und Ausflüge als wichtigste Kenngrößen der Tourismusstruktur ein Vergleich der Situation in allen vier Wattenmeeranrainerländern versucht werden. Dabei ist zu beachten, dass die angegebenen Zahlen nur grobe Schätzwerte darstellen können, weil die Daten zur Fremdenverkehrsstruktur teilweise mit unterschiedlicher Methodik erfaßt und verschiedene Bereiche abgedeckt werden (Beispiel: gewerbliche/nicht gewerbliche Betriebe, Berücksichtigung von Zweitwohnsitzen etc.). Wie im Quality Status Report (DE JONG et al. 1999) wird hier eine erste Annäherung auf vergleichendem Niveau wiedergegeben (Abb. 3.5.9). Es ist zu hoffen, dass sich die Datenlage mit Aufnahme sozioökonomischer Parameter in das Trilaterale Monitoring und Assessment Program (TMAP, vgl. Kap. 4.4) langfristig verbessert und fundiertere Vergleiche zuläßt.

Spitzenreiter sowohl bei den Übernachtungen (21,4 Mio.) als auch den Tagesausflügen (28,9 Mio.) ist Niedersachsen (NLP-V 1996; DWIF 1997), gefolgt von Schleswig-Holstein mit 16,9 Mio. Übernachtungen und 11,2 Mio. Tagesausflügen (STOCK et al. 1996). Die niederländische Wattenregion weist rund 12 Mio. Übernachtungen pro Jahr und geschätzt 4 Mio. Tagesausflüge auf. Am dänischen Wattenmeer wurden im Jahr 1995 etwa 2,5 Mio. Übernachtungen und 2,8 Mio. Tagesausflüge registriert, wobei von letzteren allein 2 Mio. die Insel Rømø zum Ziel hatten (DE JONG et al. 1999). Insgesamt wird die Zahl der jährlichen Übernachtungen für die trilaterale Wattenmeerregion auf durchschnittlich etwa 53 Mio. Mitte der 90er Jahre geschätzt. Während in Deutschland noch in den letzten zehn Jahren deutliche Zuwächse sowohl im Angebot als auch in der Nachfrage zu verzeichnen waren, stagnieren die Zahlen in den Niederlanden und in Dänemark. Auf vier der fünf holländischen Wattenmeerinseln wurde im Zeitraum von 1975 bis 1995 sogar ein Abbau der Bettenkapazität um etwa 8 % registriert (DE JONG et al. 1999).

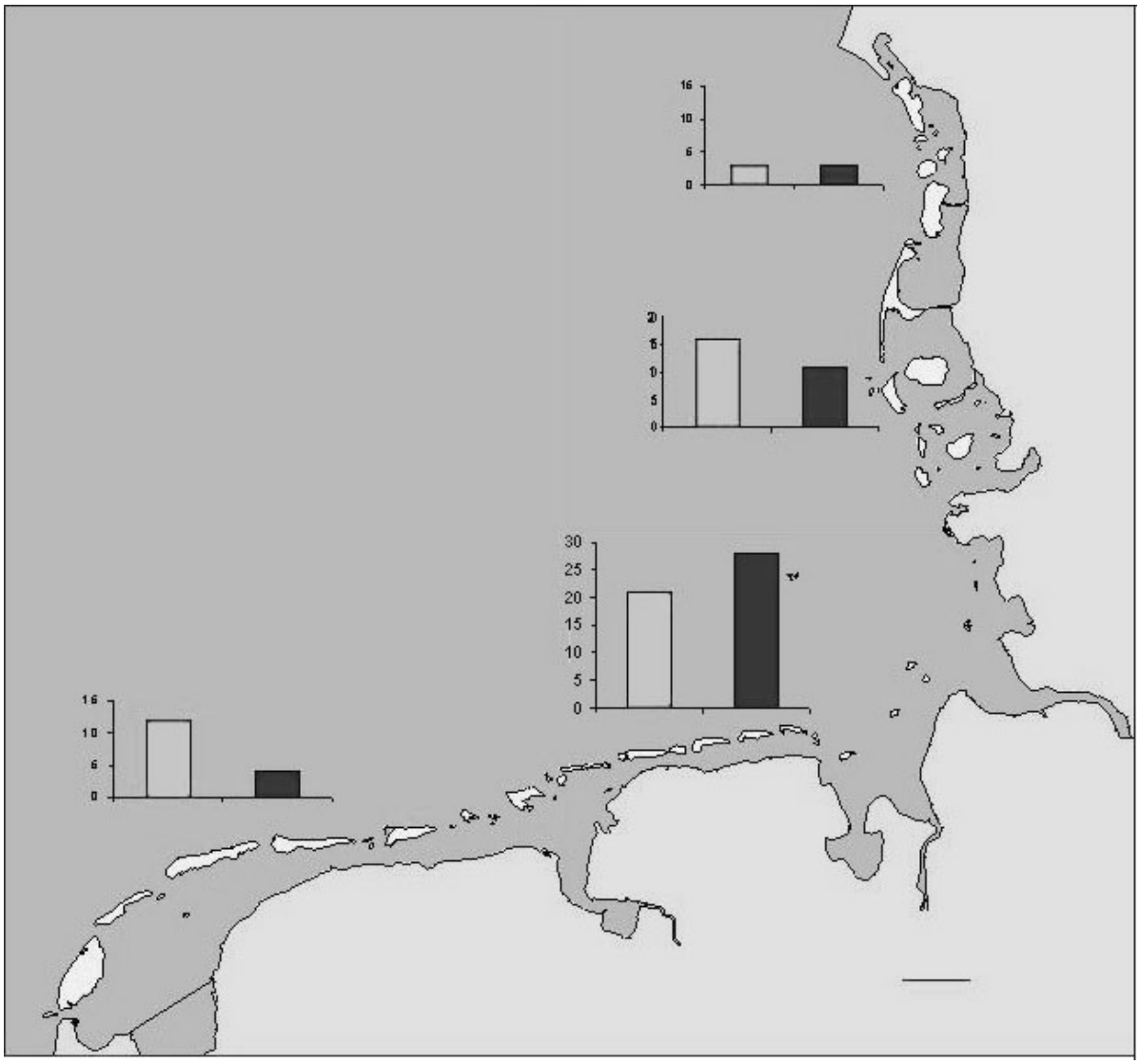


Abb. 3.5.9: Übernachtungen (hell) und Tagesausflüge (dunkel) in verschiedenen Regionen des Wattenmeeres

3.5.3.8 Fazit

Zielkonzeptionen und Grundsätze der Tourismusplanung für die Küstenregionen der Nordsee und die spezifischen Ansprüche an die Umwelt- und Naturverträglichkeit des Tourismus, die die Ausweisung des Wattenmeeres als Nationalparke mit sich bringt, ähneln sich für die beiden Bundesländer Schleswig-Holstein und Niedersachsen. ‚Qualitätssteigerung statt quantitativer Ausweitung' heißt die Devise angesichts erkennbarer Grenzen zumindest der ökologischen Tragfähigkeit.

Hauptstandorte der Fremdenverkehrswirtschaft sind die anerkannten Kur- und Erholungsorte. Die Nordseeheil- und Seebäder konzentrieren sich in ihrer räumlichen Verteilung auf die touristisch attraktiven Inselräume Nord- und Ostfrieslands. Sie sind - meist überregionale - Zentren von Freizeiträumen, die sich durch Verflechtungen und Ausflugsströme von benachbarten Freizeiträumen abgrenzen lassen.

Die angebots- und nachfrageseitige Struktur und die Entwicklung des übernachtenden Fremdenverkehrs seit Gründung der Nationalparke ähneln sich in Schleswig-Holstein und Nieder-

sachsen mit Ausnahme der Campingplätze, die vor allem aufgrund ihrer problematischen Standorte in Niedersachsen ein deutlich höheres und prinzipiell anderes Konfliktpotential mit Naturschutzansprüchen aufweisen als an der Westküste Schleswig-Holsteins. Die touristische Dominanz der Inseln ist im ostfriesischen Bereich ausgeprägter als in Schleswig-Holstein.

Der Ausflugsverkehr erreicht in Niedersachsen aufgrund der Nähe zu den Ballungszentren flächendeckend ein deutlich höheres Niveau. Daraus ergibt sich aufgrund der spezifischen Problematik dieses Sektors ein höheres Konfliktpotential und besondere Anforderungen der Informationsvermittlung. In Schleswig-Holstein ist dieses stärker beschränkt auf die ausgesprochenen Ausflugsziele.

Die Ergebnisse der Ökosystemforschung zur Verteilung und Intensität nationalparkbezogener Freizeitaktivitäten im schleswig-holsteinischen Wattenmeer sind raumspezifisch und daher nicht übertragbar. Der Vergleich mit vorhandenen Daten aus Niedersachsen läßt ein höheres Konfliktpotential für bestimmte Freizeitnutzungen (Flugverkehr, Wassersport) an der südlichen deutschen Nordseeküste, insbesondere im ostfriesischen Inselraum, erwarten. Aussagen zur Bedeutung bestimmter Aktivitäten für einen Nordseeurlaub und zu Wirkungen auf den Naturraum sind relativ raumunabhängig und daher zumindest zum Teil übertragbar.

Die in Schleswig-Holstein entwickelten und erprobten Methoden der Erfassung von Kenngrößen touristischer Nutzung und von Freizeitaktivitäten sind allgemeingültig und daher in Niedersachsen anwendbar sowie als Parameter für ein sozioökonomisches Monitoring geeignet.

Im wattenmeerweiten Vergleich mit den Nachbarn Dänemark und den Niederlanden zeigt sich, dass die touristische Nachfrage sowohl gemessen an den Übernachtungen als auch am Ausflugsverkehr in Niedersachsen am größten ist, gefolgt von Schleswig-Holstein. Die Niederlande nehmen eine Mittelstellung ein, doch hat hier die touristische Nutzung ihren Höhepunkt bereits wesentlich früher erreicht als in Deutschland, und Zuwächse waren in den letzten Jahren nicht mehr zu verzeichnen. Dänemark ist „Schlußlicht“ der touristischen Nutzung im trilateralen Vergleich, so dass dort auch das Konfliktpotential abgesehen von einzelnen Ausnahmen (Tagesgäste auf der Insel Rømø) geringer ist. Wassersportaktivitäten konzentrieren sich im südwestlichen Wattenmeer zwischen dem Festland und den Barriere-Inseln des ost- und westfriesischen Raumes.

3.5.4 Die ökonomische Seite: Tourismus als wichtig(st)er Wirtschaftszweig der Nationalparkregionen

Im Rahmen der sozioökonomischen Untersuchungen der Ökosystemforschung in Schleswig-Holstein wurde auch die ökonomische Bedeutung der nationalparkbezogenen Wirtschaftszweige Landwirtschaft, Fischerei und Tourismus untersucht. Diese Nutzungsformen sind mehr oder weniger flächendeckend in den dafür geeigneten Bereichen der Nationalparke vorhanden. Landwirtschaft und Fischerei stellen wesentliche Ressourcennutzungen dar, der Tourismus ist allgemein von hoher wirtschaftlicher Bedeutung für die Regionen. Alle drei Wirtschaftszweige beziehen allerdings nur einen Teil ihrer Wertschöpfung direkt aus dem Nationalparkgebiet. Wesentliche Anteile der Wirtschaftstätigkeiten laufen außerhalb der Nationalparke ab. Dies trifft besonders deutlich für den Tourismus zu, dessen Dienstleistungen, z. B. Beherbergung oder Gastgewerbe, außerhalb des Nationalparkgebietes stattfinden. Aber auch die Fischerei bezieht nur einen Teil ihres Ertrages, z. B. einen Teil der angelandeten Garnelen, aus dem Nationalpark Wattenmeer selbst. Bei allen Wirtschaftszweigen bestehen enge Verknüpfungen der direkt im Nationalpark stattfindenden Tätigkeiten mit den im (see- oder landseitigen) Vorfeld ablaufenden Vorgängen. Die direkte Abhängigkeit einer

Nutzung vom Nationalpark läßt sich dabei nach Erkenntnissen der Ökosystemforschung nur näherungsweise quantifizieren (STOCK et al. 1996).

Die Berechnungen wurden für die schleswig-holsteinische Küste auf der Basis der Nationalparkregion gemacht. Als Nationalparkregion bezeichnet man die direkten Anrainergemeinden des Nationalparks. Von ihnen geht ein Großteil der Nutzungen im Nationalpark aus. Die Kenntnis der ökonomischen Bedeutung dieser konkreten Nutzungsverflechtungen zwischen dem Nationalpark und seinem Vorfeld ist essentiell, um abschätzen zu können, welche Auswirkungen vorgeschlagene Schutzstrategien und -maßnahmen auf die Existenzgrundlage der einheimischen Bevölkerung haben.

Für die niedersächsische Küstenregion wurde eine Abschätzung der ökonomischen Wirkungen des Wirtschaftszweiges Tourismus innerhalb der o. g. Basisdokumentation zu Umfang und wirtschaftlicher Bedeutung des Tourismus an der niedersächsischen Wattenmeerküste vorgenommen. Diese ist aus zwei Gründen nur sehr eingeschränkt mit den umfassenden Untersuchungen in Schleswig-Holstein vergleichbar: Erstens wurde nur der Wirtschaftszweig des Tourismus mit der Wertschöpfung von übernachtendem Fremdenverkehr und Tagesausflugsverkehr untersucht, ein Abgleich mit anderen wichtigen Nutzungsformen war im Rahmen dieser Dokumentation nicht möglich. Außerdem konnte eine Abschätzung aufgrund des verfügbaren Datenmaterials nur für die gesamten Küstenreisegebiete vorgenommen werden, eine Analyse auf Gemeindeebene oder auf Basis der Nationalparkregion, also der direkten Anrainergemeinden des Nationalparks, war nicht möglich. Nur für das Reisegebiet der Ostfriesischen Inseln ist eine direkte Vergleichbarkeit gegeben, da die Inseln jeweils einzelne Gemeinden darstellen und allesamt direkt zur Nationalparkregion gehören.

3.5.4.1 Die wirtschaftliche Bedeutung des Tourismus in den Küstenreisegebieten Niedersachsens

Für die niedersächsische Nordseeküste wurde die aktuelle Berechnung der wirtschaftlichen Bedeutung des Tourismus auf Basis der drei Reisegebiete Ostfriesische Inseln, Ostfriesische Küste und Cuxhavener Küste-Unterelberaum vorgenommen (DWIF 1997). Da Daten zur ökonomischen Bedeutung der anderen nationalparkbezogenen Wirtschaftszweige Landwirtschaft und Fischerei mit demselben Gebietsbezug nicht vorliegen, wird hier nur die relative Bedeutung des Tourismus, gemessen an seinem Beitrag zum gesamten Volkseinkommen der Region, dargestellt.

Schlüsselgrößen zur Berechnung der wirtschaftlichen Bedeutung des Tourismus sind einerseits der Umfang der Nachfrage, d. h. die Anzahl der Übernachtungen und der Tagesausflüge, sowie andererseits die Tagesausgaben der Übernachtungsgäste bzw. Ausflügler. Die Berechnungen wurden getrennt für die wirtschaftliche Bedeutung von übernachtendem Fremdenverkehr und Tagesausflugsverkehr ausgewiesen und später in der Bewertung wieder zusammengefaßt. Dabei ist für die Wertschöpfung des Ausflugsverkehrs nur der Wohnortausflugsverkehr zu berücksichtigen, da die Ausgaben für Urlauberausflüge bereits in der Berechnung des Übernachtungstourismus enthalten sind.

Übernachtungstourismus

Für die Berechnungen wird ein Übernachtungsvolumen von insgesamt fast 28 Mio. Übernachtungen für die niedersächsischen Küstenreisegebiete zugrundegelegt (ohne Übernachtungen von Zweitwohnungsbesitzern und private Bekannten- und Verwandtenbesuche, vergl. Kap. 3.5.3). Die Ausgaben je Übernachtung variieren erheblich je nach Quartierform und Reisegebiet. Die durchschnittlichen Tagesausgaben von Gästen gewerblicher Beherbergungsquartiere liegen etwa bei 126 DM, die Gäste anderer Beherbergungsarten dagegen haben sehr viel geringere Tagesausgaben (vergl. Tabelle 3.5.7). Ein Großteil der Ausgaben fließt direkt in das Gastgewerbe: Etwa 40-50 % der

Tagesausgaben werden für die Unterkunft aufgewendet, ebenfalls etwa 40 % für Verpflegung in Restaurants, Cafés etc. Zusammen mit weiteren direkten touristischen Dienstleistungen (z. B. Strandkorbverleih, Wattführungen etc.) läßt sich hieraus die Wertschöpfung der 1. Umsatzstufe berechnen. Aber auch der Einzelhandel und andere nachgeordnete Branchen (z. B. lokale Transportunternehmen) profitieren vom Tourismus, insbesondere von dem erheblichen Anteil an Gästen, die sich in der Unterkunft selbst verpflegen (z. B. Gäste in Ferienwohnungen).

Tabelle 3.5.7: Umfang, Ausgaben und Bruttoumsätze im übernachtenden Fremdenverkehr der Küstenreisegebiete Niedersachsens 1995; Quelle: DWIF 1997, Statistisches Landesamt Niedersachsen

Betriebsart	Übernachtungen	Durchschnittliche Tagesausgaben in DM	Bruttoumsätze in Mio. DM
Gewerbliche Beherbergungsbetriebe	6.541.613	125,50 bis 128,40	826,4
Jugendherbergen	481.868	41,40	19,9
Campingplätze	1.849.773	30,20	55,8
Privatquartiere [2)]	14.900.000	62,80	935,7
Ferienwohnungen – gewerblich	4.187.833	64,20	268,9
Summe	27.961.087	-	2.106,7

Insgesamt wurde 1995 im niedersächsischen Küstenraum ein Brutto-Umsatz von gut 2,1 Mrd. DM allein aus dem Übernachtungstourismus erzielt. Analog zu der Tatsache, dass das Reisegebiet „Ostfriesische Inseln“ etwa die Hälfte aller Übernachtungen aufweist (vergl. Kap. 3.5.3), entfällt auch gut die Hälfte des Bruttoumsatzes, nämlich 1,058 Mrd. DM, auf die Inseln, 32 % auf die Ostfriesische Küste und 18 % auf das Reisegebiet der Cuxhavener Küste inkl. Unterelberaum.

Aus dem Bruttoumsatz von 2,1 Mrd. DM errechnet sich eine Netto-Wertschöpfung der 1. und 2. Umsatzstufe von nahezu 1,1 Mrd. DM für die Reisegebiete der niedersächsischen Nordseeküste. Die relative Bedeutung des Tourismus, d. h. sein Beitrag zum gesamten Volkseinkommen, erreichte 1995 für das hier betrachtete Gesamtgebiet einen Anteil von 4,2 % Beitrag des Übernachtungstourismus zum Volkseinkommen. Für das Reisegebiet der Ostfriesischen Inseln lag der Beitrag des Übernachtungstourismus zum Volkseinkommen auf der 1. Umsatzstufe bei 66 %, bei Berücksichtigung der 1. und 2. Umsatzstufe bei mehr als 90 %.

Tagesausflugsverkehr

Analog zur Berechnung der ökonomischen Wirkungen des Übernachtungstourismus werden für diejenigen des Tagesausflugsverkehrs die Anzahl der Wohnortausflüge mit den durchschnittlichen Tagesausgaben der Ausflügler multipliziert. Da die Tagesausflüge auf die ostfriesischen Inseln nicht getrennt von denen an der ostfriesischen Küste ermittelt werden konnten (DWIF 1997), müssen diese beiden Reisegebiete hier zusammengefaßt betrachtet werden (Tabelle 3.5.8).

Aus den Bruttoumsätzen in Höhe von 905 Mio. DM verbleibt eine Wertschöpfung des Tagesausflugsverkehrs von insgesamt 393,3 Mio. DM. Bedingt durch den ähnlichen Gesamtumfang des Ausflugsvolumens und die geringfügig höheren Tagesausgaben der Ausflügler an der Cuxhavener

Küste verteilt sich diese Wertschöpfung etwa gleichmäßig auf die beiden geographischen Regionen. Relativ gesehen kommt dem Ausflugsverkehr damit ein Beitrag zum Volkseinkommen von durchschnittlich gut 1,5 % zu.

Tabelle 3.5.8: Umfang, Ausgaben, Bruttoumsätze und Wertschöpfung im Tagesausflugsverkehr der Küstenreisegebiete Niedersachsens 1993; Quelle: DWIF 1997

Küstenreisegebiet	Zahl der Ausflüge In Mio.	Tagesausgaben pro Ausflügler in DM	Bruttoumsätze in Mio. DM	1. und 2. Umsatzstufe	
				Nettowert-schöpfung in Mio. DM	Beitrag zum Volkseinkommen in %
Ostfries. Inseln/ Ostfries. Küste	14,3	32,50	464,70	201,9	1,4
Cuxhavener Küste-Unterelbe	13,0	33,90	440,70	191,4	1,8
Küstenreisegebiete insg.	27,3	33,20	905,40	393,3	1,54
Niedersachsen insg.	205,3	37,20	7.637,10	-	-

Zusammenfassende Bewertung

Tabelle 3.5.9 faßt die Berechnungen zur wirtschaftlichen Bedeutung des übernachtenden Fremdenverkehrs und der Tagesausflüge für die niedersächsische Küste vergleichend zusammen. Wie schon bei der Strukturanalyse zeigt sich auch hier die große Bedeutung insbesondere des übernachtenden Tourismus für die ostfriesischen Inseln. Diese sind mit einem Beitrag des Tourismus zum Volkseinkommen von über 90 % wirtschaftlich vollständig vom Fremdenverkehr abhängig. Aufgrund der Datenlage ist nur für die Inseln auch ein Vergleich mit Ergebnissen der schleswig-holsteinischen Westküste möglich (s. u.).

Für die Gesamtregion ergibt sich ein Beitrag des gesamten Fremdenverkehrs zum Volkseinkommen von fast 6 %. Damit ist der Tourismus bereits ein stabilisierender Wirtschaftszweig der gesamten Region. Dass diese Werte im Bereich Ostfriesische Küste und Cuxhaven/Unterelbe nicht höher liegen, hat seine Ursache darin, dass sich der Tourismus im wesentlichen in einem sehr kleinen Küstensaum abspielt, die Berechnungen sich aber aufgrund der Datenlage nur auf die große Fläche des gesamten Reisegebietes beziehen konnten. Allerdings zeigen diese Werte auch, dass der Tourismus an der niedersächsischen Festlandsküste in erster Linie punktuelle und nicht flächendeckende Konzentrationen aufweist. Würde man derartige Berechnungen wie in Schleswig-Holstein nur für die Nationalparkregion, also die direkten Anrainergemeinden des Nationalparks, durchführen, so wäre auch in Niedersachsen der Beitrag des Fremdenverkehrs am Volkseinkommen deutlich größer. Dies gilt natürlich um so stärker für einzelne Gemeinden, deren Abhängigkeit vom Tourismus fast so hoch sein kann wie auf den ostfriesischen Inseln. Hier sind insbesondere die klassischen Fremdenverkehrszentren am Festland, die Nordseeheilbäder und -seebäder, sowie die Sielorte zu nennen. Für diese Gemeinden besteht eine sehr viel höhere wirtschaftliche Abhängigkeit vom Fremdenverkehr als es in den hier verfügbaren Zahlen zum Ausdruck kommt. Diese kann allerdings z. Zt. aufgrund fehlender Daten nicht näher quantifiziert werden. Damit ist auch ein direkter Vergleich der beiden Nationalparkregionen in Schleswig-Holstein und Niedersachsen nicht möglich.

Tabelle 3.5.9: Beitrag des Tourismus zum Volkseinkommen in den Küstengebieten Niedersachsens; Quelle: DWIF 1997

Reisegebiet	Volks-einkommen In Mio. DM	Netto-Wertschöpfung in Mio. DM (1. + 2. Umsatzstufe)			Beitrag zum Volkseinkommen in % (1. + 2. Umsatzstufe)		
		Übernach-tungs-Tourismus	Ausflugs-verkehr	Σ	Übernach-tungs-Tourismus	Ausflugs-verkehr	Σ
Ostfries. Inseln	562,4	543,8	k.A.	-	>90	k.A.	>90
Ostfries. Küste	14.119,2	344,6	k.A.	-	2,4	k.A.	
Ostfries. Inseln + Ostfries. Küste	14.681,6	888,4	201,9	1.090,3	-	1,4[1]	-
Cuxhavener Küste – Unterelbe	10.892,8	194,1	191,4	385,5	1,8	1,8	3,6
Küstenreisegebiete insgesamt	25.574,4	1.082,5	393,3	1.475,8	4,2	1,5	5,7

[1]ohne differenzierte Betrachtung der Inseln

3.5.4.2 Die wirtschaftliche Bedeutung des Tourismus für die Nationalparkregion „Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer“

Im Rahmen der sozioökonomischen Untersuchungen der Ökosystemforschung in Schleswig-Holstein wurden detaillierte Analysen der wirtschaftlichen Bedeutung des Tourismus - sowohl übernachtender Fremdenverkehr als auch Ausflugsverkehr - für alle Anrainergemeinden des Nationalparks erarbeitet. Die Ergebnisse sind in den Projektberichten des DWIF für Einzelgemeinden und Teilräume sowie für die gesamte Nationalparkregion ausführlich dargelegt und analysiert worden (STOCK et al. 1996; FEIGE & MÖLLER 1994a, 1994b; FEIGE et al. 1994b).

Zusammenfassend läßt sich feststellen, dass der Fremdenverkehr für mehr als die Hälfte der Anrainergemeinden des Nationalparks von mindestens stabilisierender wirtschaftlicher Bedeutung ist (mehr als 5 % Beitrag zum Volkseinkommen). Etwa ein Fünftel aller Gemeinden der Region bezieht mehr als 20 % ihres Einkommens aus dem Tourismus und ist damit entscheidend abhängig von diesem Wirtschaftszweig. Dies gilt für alle Gemeinden der Inseln Sylt und Amrum, für einige Halligen und für die großen Fremdenverkehrszentren am Festland St. Peter-Ording und Büsum. In 27 von 69 Gemeinden der Nationalparkregion trägt die Fremdenverkehrswirtschaft bisher mit weniger als 5 % zum Volkseinkommen bei. Dies sind überwiegend ländlich strukturierte Gemeinden, in denen der Tourismus bisher nur eine ergänzende Einkommensquelle darstellt, allerdings mit steigender Tendenz.

Innerhalb der Gemeinden mit hohem Anteil des Tourismus am Volkseinkommen lassen sich deutlich die Schwerpunkte des übernachtenden Fremdenverkehrs von Anziehungspunkten des Tagesausflug-verkehrs differenzieren. Die Hauptorte des Fremdenverkehrs auf den nordfriesischen Geestinseln, insbesondere auf Sylt und Amrum, und am Festland (St. Peter-Ording und Büsum) beziehen ihre Wirtschaftskraft im wesentlichen aus dem Beherbergungsgewerbe. In Relation zur Bedeutung des Übernachtungstourismus haben die Tagesausflügler in diesen Gemeinden ein geringeres Gewicht, ausströmende Urlauberausflügler können sogar ein negatives Ausflüglersaldo ergeben.

Dagegen weisen vor allem kleine Gemeinden mit einer niedrigen Zahl an Übernachtungen, aber hochattraktiven Ausflugszielen ein positives Ausflüglersaldo auf. Sie profitieren wirtschaftlich erheblich vom Tagestourismus. Beispiele für solche vom Ausflugsverkehr geprägten Gemeinden sind die Halligen (insbesondere Hooge als Zentrum des Tagestourismus im nordfriesischen Halligraum), Westerhever mit dem Anziehungspunkt des Leuchtturms und die Gemeinde Reußenköge mit der Hamburger Hallig. In Einzelfällen ist sogar eine entscheidende wirtschaftliche Abhängigkeit der Gemeinde allein vom Ausflugsverkehr gegeben.

Beim Vergleich der ökonomischen Wirkungen des Übernachtungstourismus und des Ausflugsverkehrs ist zu beachten, dass der Tagestourismus deutlich geringere Einnahmen erbringt: Den Durchschnittsausgaben pro Ausflug von 24.- DM am Festland bzw. 35.- DM bei Inselausflügen stehen durchschnittliche Ausgaben eines Übernachtungsgastes von 74.- DM je Tag gegenüber. Um ähnliche ökonomische Wirkungen zu erzielen, werden daher zwei- bis dreimal so viele Tagestouristen wie Übernachtungsgäste benötigt. Insgesamt trägt der Ausflüglerverkehr an die schleswig-holsteinische Nordseeküste durch ein positives Ausflüglersaldo von 3,8 Mio. Tagesgästen mit etwa 7 % zu den gesamten touristisch bedingten Umsätzen der Nationalparkregion bei. Auf die spezifischen Probleme, die - neben den erheblich geringeren wirtschaftlichen Einnahmen - mit dem Tagestourismus verbunden sein können, wurde bereits in Kap. 3.5.3 hingewiesen.

Rund 16 Mio. Übernachtungen und 11 Mio. Ausflügler bewirkten 1990 in der Nationalparkregion Brutto-Umsätze in Höhe von rund 1,4 Mrd. DM. Daraus resultierte eine Netto-Wertschöpfung von rund 518 Mio. DM. Für die gesamte Nationalparkregion „Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer“ errechnete sich so ein Beitrag des Tourismus zum Volkseinkommen von 19,4 %. Zusammen mit den daraus resultierenden Beschäftigungswirkungen ist der Tourismus der tragende Wirtschaftszweig der Nationalparkregion. Demgegenüber tragen die traditionellen Sektoren Landwirtschaft (mit 5 %) und Fischerei (mit knapp 1 %) wesentlich weniger zur Wertschöpfung der schleswig-holsteinischen Westküste bei (STOCK et al. 1996).

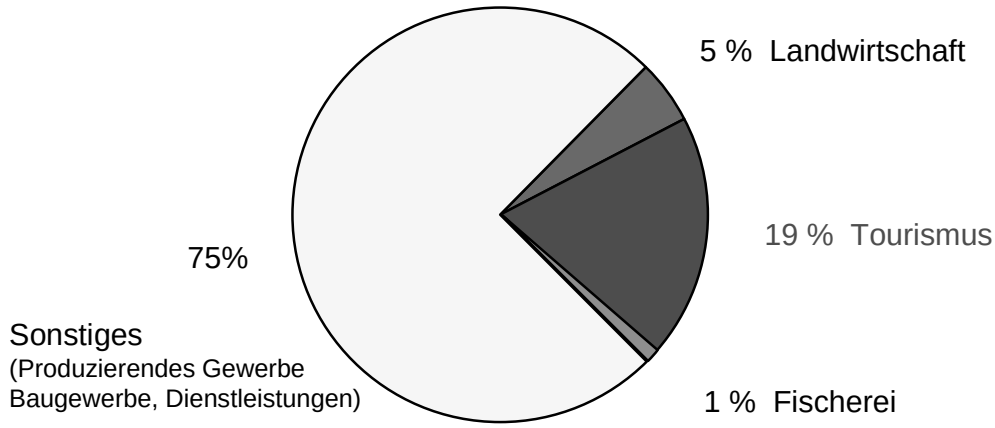


Abb. 3.5.10: Die wirtschaftliche Bedeutung der nationalparkbezogenen Wirtschaftszweige für die Nationalparkregion (1990). Dargestellt ist die Wertschöpfung von Landwirtschaft, Fischerei und Tourismus (1. und 2. Umsatzstufe).

Bezieht man darüber hinaus alle Umsätze der vorwiegend tourismusabhängigen Branchen mit ein, so sind fast 40 % des Produktionswertes der Nationalparkregion (Summe aller Umsätze) mit dem Tourismus verknüpft (FEIGE & MÖLLER 1994a; FEIGE et al. 1994b). Dieser Wert drückt noch weit mehr

als der direkte Beitrag zum Volkseinkommen in Höhe von knapp 20 % die hohe Abhängigkeit der Region vom Wirtschaftsfaktor Tourismus aus.

Neben der relativen Bedeutung des Fremdenverkehrs für die Nationalparkregion wurde in der Ökosystemforschung in Schleswig-Holstein auch detailliert analysiert, welche Branchen vom Tourismusgewerbe profitieren (Abb. 3.5.11). Die Ausgaben der Gäste, Übernachtungsgäste und Ausflügler zusammengefaßt, fließen zu fast 50 % direkt in die Gastronomie, d. h. das Beherbergungs- und Gaststättengewerbe. Relativ großen Anteil haben auch die Privatvermieter mit etwa 17 % der tourismusbezogenen Umsätze. Darin spiegelt sich die große Bedeutung nichtgewerblicher Beherbergung in der Nationalparkregion wieder (vergl. Kap. 3.5.3).

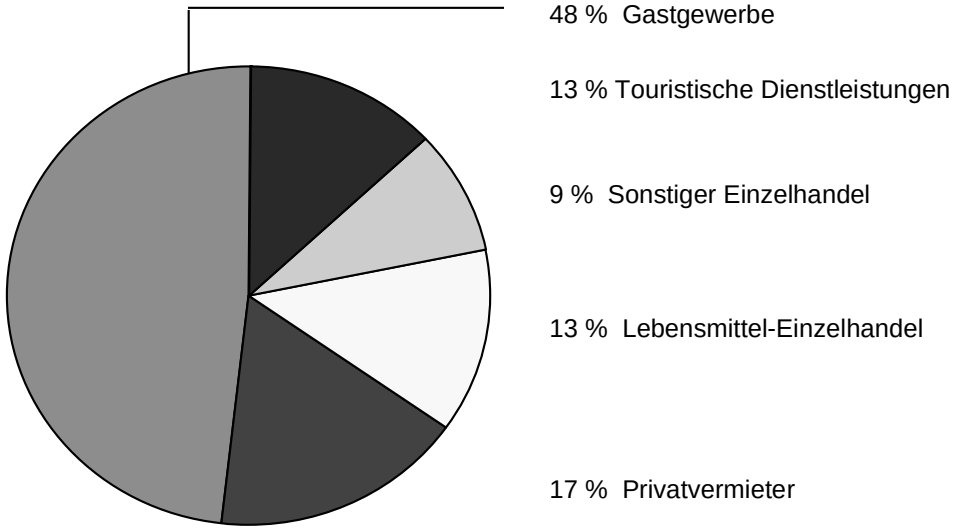


Abb. 3.5.11: Die Verteilung der tourismusbezogenen Umsätze in der Nationalparkregion Schleswig Holsteins,1993, 1. Umsatzstufe (verändert nach FEIGE & MÖLLER 1994a)

3.5.4.3 Konsequenzen der wirtschaftlichen Abhängigkeit vom Tourismus für die Nationalparkregionen am Wattenmeer

Für beide Nationalparkregionen an der deutschen Nordseeküste gilt gleichermaßen, dass der Tourismus heute die existenzsichernde wirtschaftliche Grundlage der Regionalbevölkerung darstellt (DWIF 1997; STOCK et al. 1996). Darüber hinaus ist der Fremdenverkehr der einzige Wachstumsfaktor der Region und wirkt als klassischer „Querschnittssektor“ in vielfältiger Weise steigernd auf die Umsätze in anderen Branchen. Viele Wirtschaftsbetriebe gründen ihre Existenz auf die Einnahmen aus dem Fremdenverkehrsgeschäft, ohne direkt im Gastgewerbe tätig zu sein. Dies trifft z. B. auf viele Einzelhandelsgeschäfte und sonstige Dienstleistungen auf den Inseln oder in touristisch geprägten Festlandsgemeinden zu. Außerdem bietet der Fremdenverkehr einen Nebenerwerb im Bereich der Landwirtschaft (Ferien auf dem Bauernhof) und der Fischerei (Direktvermarktung, Absatz in der lokalen Gastronomie) und stützt damit den primären Sektor in den Küstengemeinden.

Der Fremdenverkehr an der Nordseeküste hat einen sehr engen Bezug zum Naturraum des Wattenmeeres mit seinen Stränden, Dünen, Watt- und Wasserflächen und damit zum Nationalpark. Die touristische Attraktivität der Küste ist in hohem Maße abhängig von der Zugänglichkeit bestimmter Standorte für Freizeitnutzungen. Auch wenn der Ausgangspunkt für Freizeit- und Erholungsnutzungen in der Regel binnendeichs liegt, so ist doch der Hauptziel- und Aktivitätsraum nationalparkbezogener

Freizeitaktivitäten der Außendeichs- und Wattbereich (vergl. Kap. 3.5.3 und STOCK et al. 1996). Herausragende Bedeutung kommt dabei der Nutzung des Strandes zu. Er wird von allen Teilräumen des Wattenmeeres am häufigsten aufgesucht und ist für Nordseeurlauber untrennbar mit ihrem Erholungsziel verbunden. Im Durchschnitt halten sich 80 % der Übernachtungsgäste jeden zweiten Tag am Strand auf (FEIGE & MÖLLER 1994a) und auch für einen Großteil der Tagesausflügler ist der Strand und die dort möglichen Aktivitäten Hauptziel ihres Besuches.

Die hohe Abhängigkeit touristischer Attraktivität vom Naturraum Wattenmeer und die große ökonomische Bedeutung des Fremdenverkehrs für die Wirtschaftskraft der gesamten Region verdeutlichen die Sensibilität dieses Sektors gegenüber möglichen Forderungen nach verstärkten Naturschutzmaßnahmen in den Nationalparken des Wattenmeeres. Einschneidende Beeinträchtigungen dieses Wirtschaftszweiges hätten erhebliche Auswirkungen auf die wirtschaftliche Situation der Nationalparkregion und könnten existenzgefährdend für das Gesamtwirtschaftssystem wirken. Andererseits sind angesichts der vom Tourismus ausgehenden Belastungen des Wattenmeeres (vergl. Kap. 3.5.5) verstärkte Maßnahmen notwendig, ja in einigen Bereichen, in denen der Massentourismus bereits seine eigenen Grundlagen gefährdet, sogar von der Tourismuswirtschaft selbst bereits gefordert.

Grundvoraussetzung eines Entwicklungskonzeptes zum Tourismus in der Nationalparkregion muss daher die Vermeidung einer gravierenden Beeinträchtigung dieses Wirtschaftszweiges sein. Nur wenn auch angesichts verstärkter Schutzbemühungen die Grundlagen einer touristischen Nutzung erhalten bleiben, kann die wirtschaftliche Existenz der Regionalbevölkerung mit der Einkommenssicherung aus dem Fremdenverkehr bestehen bleiben. Die Akzeptanz von Naturschutzmaßnahmen bei der einheimischen Bevölkerung und die Möglichkeiten einer Umsetzung werden daher auch immer an ihren Auswirkungen auf den tragenden Wirtschaftszweig der Region gemessen werden. Anders als im Bereich der Fischerei, wo die Umsetzung von Naturschutzvorschlägen gesamtwirtschaftlich gesehen kaum Auswirkungen auf die Region haben würde, ist der Bereich der touristischen Nutzung des Wattenmeeres entscheidend für die wirtschaftlich eigenständige Existenz der Küstenregion.

3.5.5 Ökologische Auswirkungen touristischer Nutzungen

Schon 1980 legte der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen in seinem Sondergutachten „Umweltprobleme der Nordsee“ eine umfangreiche Tabelle möglicher Auswirkungen touristischer Nutzungen auf verschiedene Faktoren des Landschaftshaushaltes im Wattenmeer vor. Als Belastungsquellen wurden touristische Infrastruktureinrichtungen, tourismusbedingtes Verkehrsaufkommen, die Bereiche Wasser und Abfall sowie eine ganze Reihe von Freizeitaktivitäten ermittelt. Sie wurden in ihren Wirkungen auf Boden, Wasser und Luft, die verschiedenen Lebensräume des Wattenmeeres und seine Fauna und Flora sowie auf den Menschen bewertet (SRU 1980).

Auch in den Konzeptionen zur angewandten Ökosystemforschung bilden Auswirkungen menschlicher Aktivitäten auf die natürlichen Systeme einen Themenschwerpunkt. Dies schließt natürlich auch touristische Nutzungen ein (ARSU 1989, Leuschner 1988). Untersucht und bewertet wurden in den sozioökonomischen und ökologischen Untersuchungen in Schleswig-Holstein im wesentlichen die Auswirkungen verschiedener Freizeitaktivitäten auf die Fauna des Wattenmeeres mit Schwerpunkt Störungen von Vögeln und Seehunden. Untersuchungen zu Auswirkungen fremdenverkehrlicher Nutzungen auf Pflanzen, z. B. Vertritt in Dünen, sind in der Ökosystemforschung nicht durchgeführt worden und werden daher auch hier nicht detailliert behandelt.

Die Auswirkungen des Tourismus auf die Anrainergemeinden des Nationalparks wurden ausführlich im schleswig-holsteinischen Synthesebericht dargestellt und bewertet. Berücksichtigt wurden Aspekte

der Landschaftszersiedlung und -zerstörung durch touristische Infrastruktur, Veränderungen der Siedlungsstruktur und Flächenversiegelung, Folgen der Ver- und Entsorgungsproblematik, z. B. für die Inseln, sowie ökonomische und soziokulturelle Auswirkungen (STOCK et al. 1996).

Im Mittelpunkt der folgenden Ausführungen sollen ökologische Auswirkungen touristischer Nutzungen stehen, die einen direkten Bezug zu Lebensräumen und der Tierwelt des Wattenmeeres haben.

3.5.5.1 Die Überlagerung von Naturschutzbelangen und Freizeitaktivitäten im Wattenmeer

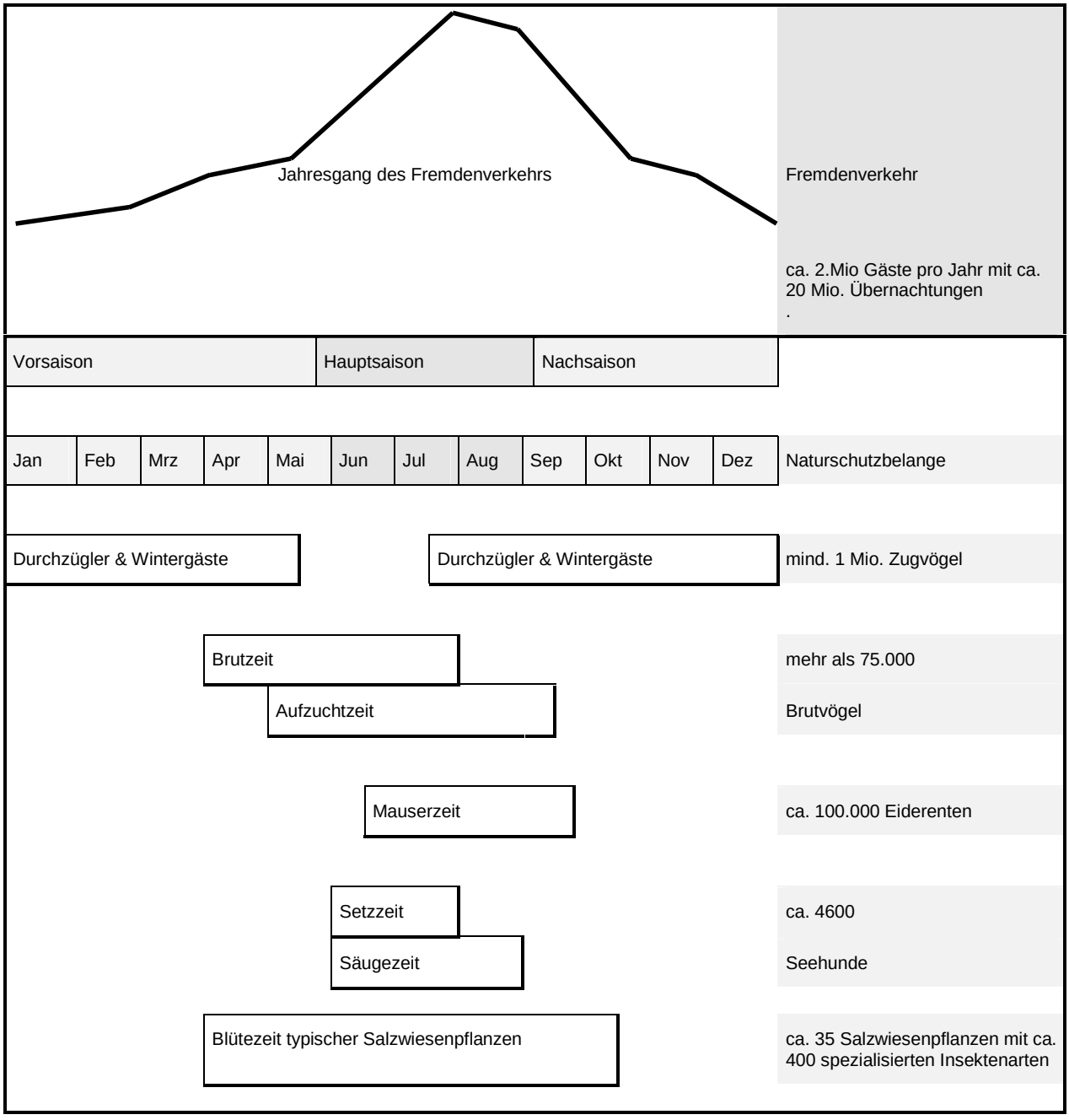


Abb. 3.5.12: Die zeitliche Überlagerung von Fremdenverkehr und Naturschutzbelangen im Wattenmeer

Die Hauptsaison des Tourismus fällt zeitlich zusammen mit der biologisch aktivsten Zeit der Pflanzen- und Tierwelt im Wattenmeer (Abb. 3.5.12). Für viele Arten gehören die Sommermonate auch zu den sensibelsten Abschnitte ihres Jahreslebenslaufes. Dies gilt z. B. für die Brutzeit der Vögel, die Mauser der Brandgänse und Eiderenten oder für Geburt, Aufzucht und Haarwechsel bei den Seehunden.

3.5.5.2 Einführung in die Störungsökologie

Ein von STOCK et al. (1994a) entwickeltes Beziehungsschema verdeutlicht, dass Wirkungen anthropogener und natürlicher Einflüsse auf der Ebene des Individuums, der Population, der Biozönose und des Ökosystems sichtbar werden können (Abb. 3.5.13). Auswirkungen auf physiologische Messgrößen, z. B. Erregung infolge eines Störreizes, und auf das Verhalten, werden als Reaktionen zusammen gefasst. Auswirkungen auf Kondition, Fitness, Populationsgröße, Biozönose und Ökosystem werden als Konsequenzen bezeichnet. Jede hierarchische Ebene erlaubt andere Bewertungsschlüsse. STOCK et al. (1994a) folgend sollte der Begriff „Störung“ bei der wissenschaftlichen Erforschung und Beschreibung dieser Reiz-Reaktions-Zusammenhänge soweit wie möglich vermieden werden. Erst in der Bewertung kann von „Störungen“ gesprochen werden, wenn Reize gravierende Auswirkungen haben, das heißt nicht ausgleichbare Reaktionen und Konsequenzen nach sich ziehen, den individuellen Fortpflanzungserfolg mindern oder die Tragfähigkeit eines Lebensraumes beeinträchtigen bzw. ihn zerstören. Das bedeutet, dass die Bewertung von Auswirkungen neben naturwissenschaftlichen Kriterien immer auch normative Elemente enthält.

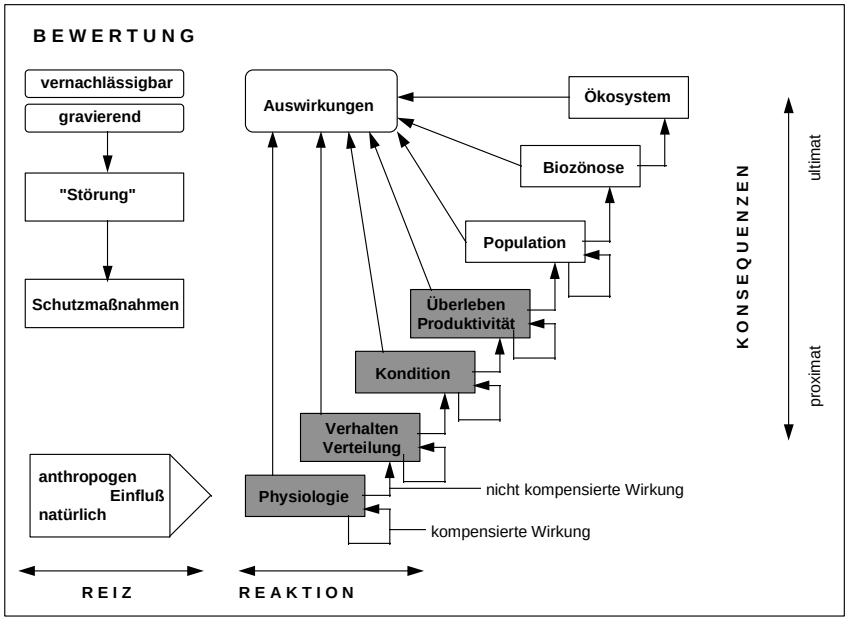


Abb. 3.5.13: Beziehungsschema zwischen anthropogenen und natürlichen Reizen und deren Auswirkungen auf verschiedenen Ebenen (s. Text.). Die grau gerasterten Flächen stellen die Ebene des Individuums dar (STOCK et al. 1994 verändert)

3.5.5.3 Wirkungen auf verschiedenen Ebenen des Systems

Bedingt durch zunehmende Konflikte zwischen Naturschutz auf der einen und konkurrierenden Nutzungen der Landschaft, z. B. Freizeitnutzungen, auf der anderen Seite ist die Untersuchung der

Reaktionen von Vögeln auf anthropogene Aktivitäten in den letzten Jahren verstärkt zum Gegenstand angewandter ornithologischer Forschung geworden. Eine Übersicht über Auswirkungen von „Störungen“ auf Küstenvögel gibt HÜPPOP (1993). Hier sollen anhand einiger Beispiele aus dem Projekt auftretende Störwirkungen menschlicher Aktivitäten auf Brut- und Rastvögel im Wattenmeer dargestellt werden.

Physiologie

Die Messung der Herzschlagrate, die vom Institut für Vogelforschung „Vogelwarte Helgoland“ an brütenden Küstenvögel angewandt wird, liefert Informationen über Wirkungen von Störreizen bereits bevor äußerlich Verhaltensänderungen der Vögel sichtbar werden. Steigerungen der Herzschlagrate u. a. bei brütenden Austernfischern (*Haematopus ostralegus*), Lachmöwen (*Larus ridibundus*) und Küstenseeschwalben (*Sterna paradisaea*) wurden bei Erregungen durch Personen, Hunde, Flugzeuge, Schafe und Lenkdrachen, aber auch bei natürlichen Reizen wie Greifvögeln, Silbermöwen und sich nähernden Artgenossen festgestellt. Aufgrund der Herzschlagraten-Messungen konnte außerdem eine gewisse Gewöhnung an häufig auftretende Störreize, z. B. Personen auf einem viel begangenen Weg, nachgewiesen werden (NEEBE & HÜPPOP 1994; HÜPPOP & HAGEN 1990).

Verteilung und Verhalten

Sichtbare Wirkungen von Störreizen zeigen sich z. B. an Verhaltensänderungen oder in unterschiedlicher Raumnutzung unter verschieden stark gestörten Bedingungen. Umfangreiche Untersuchungen über solche Reaktionen sind innerhalb des Projektes insbesondere an Meeresgänsen im Westerhever Vorland durchgeführt worden. STOCK (1992a und b) fand heraus, dass Ringelgänse (*Branta bernicla*) zu menschenarmen Zeiten die gesamte Salzwiese nutzten, sich aber bei Anwesenheit vieler Personen im Vorland in die Zone 1 (Betretungsverbot) des Nationalparks zurückzogen. Die Wegeführung in dem Gebiet hatte direkte Auswirkungen auf die Verteilung der Ringelgänse (POHL 1993; STOCK 1992b). Ähnlich reagierten Nonnengänse (*Branta leucopsis*) bei Anwesenheit vieler Menschen mit Rückzug in deichferne Gebiete und einer Konzentration in der Zone 1 (MOCK 1993). Die Zahl anwesender Personen hatte also einen direkten Einfluss auf die Nutzbarkeit des Gebietes für Gänse.

Auch das Verhalten und Aktivitätsbudget der Ringelgänse wurde durch anthropogene Störreize beEinflusst: Im Vergleich zu Gänsen im relativ ungestörten Norderheverkoog-Vorland, deren Verhalten streng an den Gezeiten ausgerichtet war, zeigten die Gänse im stark von Menschen besuchten Westerhever Vorland einen tageszeitlichen Rhythmus und nutzten einen größeren Teil des Tages für die Nahrungsaufnahme (STOCK & HOFEDITZ 1994a). Zeitverluste bei der Nahrungsaufnahme unmittelbar nach einem Störreiz wurden durch eine Erhöhung des Anteils der Nahrungssuche am Gesamtbudget kompensiert (POHL 1993). Die Zunahme energieaufwendiger Verhaltensweisen wie Sichern und Auffliegen unter gestörten Bedingungen ging auf Kosten vor allem des Komfortverhaltens und Ruhens, deren Zeitanteile in Westerhever deutlich niedriger waren als im ungestörten Vergleichsgebiet (STOCK 1992b). Die Auswirkungen unterschiedlicher Störreizhäufigkeit auf das Energiebudget von Ringelgänsen erarbeiteten STOCK & HOFEDITZ (1994b). Die energetischen Kosten der Gänse im stark beeinflussten Westerhever Vorland waren höher, der budgetierte Energieüberschuß und damit die mögliche Reservestoffanlagerung geringer als vor dem Norderheverkoog, doch waren die Unterschiede nicht signifikant. STOCK & HOFEDITZ (1994b) schließen daraus, dass die Gänse in Westerhever störreizbedingte Zeitverluste bei der Nahrungsaufnahme und erhöhte energetische Kosten durch Verhaltensänderungen und eine erhöhte Nahrungsaufnahme pro Zeit ausgleichen konnten, zeigen aber die Grenzen dieser Kompensation auf.

EBBINGE & SPAANS (1992) konnten zeigen, dass das Energiebudget von Ringelgänsen im Wattenmeer Auswirkungen auf ihren Bruterfolg in den arktischen Brutgebieten haben kann. Tiere, die mit einem geringeren Abfluggewicht das Wattenmeer im Mai verlassen, haben eine geringere durchschnittliche Anzahl von Eiern und die Aufzucht ihrer Jungen verläuft weniger erfolgreich, so dass sie im Herbst mit weniger Jungvögeln ins Wattenmeer zurückkehren. Im Extremfall können Störungen im Wattenmeer also auch bei Rastvögeln Auswirkungen auf das Brutgeschäft und damit auf die Population haben.

Fitness und Populationen

Erhebliche Auswirkungen touristischer Aktivitäten wurden auch bei den seit 1989 durchgeführten Untersuchungen über die Verteilung, den Bruterfolg und die Populationsdynamik des Seeregenpfeifers in St. Peter-Böhl festgestellt (SCHULZ & STOCK 1991 und 1993; STOCK 1992c). Seeregenpfeifer gehören, wie andere auf Sandflächen und in Primärdünen brütende Arten, z. B. die Zwergseeschwalbe, zu den am stärksten gefährdeten Brutvögeln des Wattenmeeres. Eine der wichtigsten Ursachen dafür ist die Beeinträchtigung durch den Massentourismus, der genau diese Strandlebensräume in besonderem Maße beansprucht (STOCK 1992c). Fast 50 % des deutschen, und damit 20 % des mitteleuropäischen, Brutbestandes des Seeregenpfeifers konzentrieren sich in der untersuchten Kolonie bei St. Peter Böhl. SCHULZ und STOCK (1991 und 1993) konnten eindrucksvoll zeigen, dass Gelegeverluste mit der Störreizintensität (insbesondere durch Anwesenheit lagernder Personen) bis auf fast 40 % anstiegen, während sie in ungestörten Bereichen der Kolonie nur etwa 10 % betrugen (Abb. 3.5.14). Ein Teil des potentiellen Bruthabitats konnte aufgrund der intensiven touristischen Nutzung nicht von Seeregenpfeifern besiedelt werden. Nach Sperrung dieser Bereiche siedelten sich auch dort sofort Seeregenpfeifer an (STOCK 1992c).

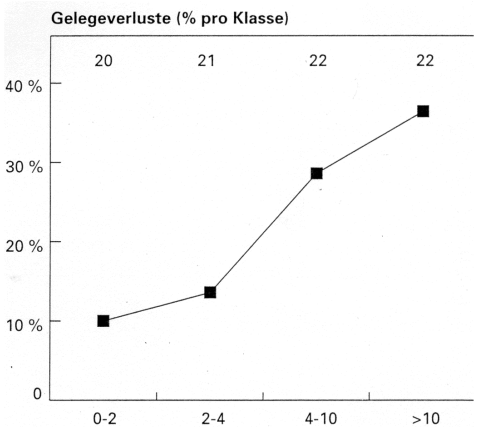


Abb. 3.5.14: Gelegeverluste des Seeregenpfeifers in St. Peter-Böhl in Abhängigkeit von der Störungsintensität im Brutgebiet während der Brutzeit (STOCK 1992c, verändert)

Wechselwirkungen

Auswirkungen auf höheren Ebenen des Systems, also auf der Ebene der Population, der Biozönose oder des gesamten Ökosystems sind ausgesprochen schwierig nachzuweisen. Komplexe Systeme sind durch vielfältige Wechselwirkungen geprägt, so dass Effekte nicht monokausal auf bestimmte Einflüsse zurückgeführt werden können, sondern vielmehr multikausal von vielen Faktoren abhängig sind.

Die Ergebnisse der störungsökologischen Wirkungsforschung wurden in der Synthese der angewandten schleswig-holsteinischen Ökosystemforschung zur Ableitung und Begründung von Schutzmaßnahmen, insbesondere im Bereich der Besucherlenkung und der naturverträglichen Ausrichtung des Wassersports herangezogen (STOCK et al. 1996). Ziel von Schutzmaßnahmen ist es

nicht, die touristische Attraktivität einzuschränken, sondern die negativen ökologischen Auswirkungen touristischer Aktivitäten zu vermindern. Da die ökologischen Wirkungen von Freizeitaktivitäten für Tiere überall im Wattenmeer ähnlich sind, können die Vorschläge für Schutzmaßnahmen in diesem Bereich großenteils auf Niedersachsen übertragen werden (vergl. Kap. 3.5.6). Sie sind jeweils der konkreten Raumsituation anzupassen.

3.5.6 Vorschläge für Schutzmaßnahmen und touristische Entwicklung

Aus der Darstellung, Diskussion und Bewertung der Ergebnisse in den vorherigen Kapiteln sollen in diesem Kapitel Vorschläge für (Schutz-)Maßnahmen gemacht und Ganglinien für eine künftige touristische Entwicklung aufgezeigt werden. Dabei werden auch die Voraussetzungen für eine möglichst konfliktarme Koexistenz der beiden Raumansprüche, Tourismus einerseits und Interessen des Naturschutzes im Nationalpark andererseits, benannt. Im Mittelpunkt stehen die konkreten Vorschläge, die aus den Ergebnissen der angewandten schleswig-holsteinischen Ökosystem-forschung für die touristische Entwicklung der Nationalparkregion „Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer“ abgeleitet wurden sowie die Prüfung, inwieweit diese Vorschläge auf die Verhältnisse in der niedersächsischen Wattenmeerregion übertragbar sind. Anhand von Beispielen sollen Möglichkeiten und Grenzen einer Übertragbarkeit aufgezeigt werden.

Die eingeschränkte Übertragbarkeit hat ihre Ursache vor allem in der schlechten Datenverfügbarkeit im Bereich Tourismus. Exemplarisch sollen die für eine Konkretisierung auf regionaler Ebene fehlenden Daten am Beispiel des Konzeptes zur Besucherinformation und –lenkung aufgezeigt werden. Abschließend soll mit der Kurzbeschreibung des in der Ökosystemforschung entwickelten Vorschlags für ein dauerhaftes sozioökonomisches Monitoring (FEIGE & MÖLLER 1995b) verdeutlicht werden, welche Aspekte und Parameter zu erheben und zu analysieren sind, um langfristig die Entscheidungen in Konfliktbereichen zwischen Schutz und Nutzung auch im sozioökonomischen Bereich auf eine tragfähige, wissenschaftliche Grundlage zu stellen.

Vergleich der Regionen

Die Analysen der Gesamtsynthese im Bereich Tourismus machen deutlich, dass die beiden National-parkregionen am schleswig-holsteinischen und am niedersächsischen Wattenmeer sowohl hinsichtlich der historischen Entwicklung, der Art, des Umfangs und der wirtschaftlichen Bedeutung des Fremden-verkehrs als auch hinsichtlich der naturräumlichen Gegebenheiten mit ihrer typischen Tier- und Pflanzenwelt und der ökologischen Sensibilität vergleichbar sind. Auch die Schutzbestimmungen der Nationalparke mit ihren spezifischen Wirkungen auf den Fremdenverkehr ähneln sich im Grundsatz. Mit dem Beispiel „Analyse nationalparkbezogener Freizeitaktivitäten“ soll exemplarisch gezeigt werden, zu welchen Aspekten Übertragungen der Ergebnisse aus Schleswig-Holstein auf die Verhältnisse in Niedersachsen möglich waren und wo die Grenzen einer Übertragbarkeit lagen (Tabelle 3.5.10):

Tabelle 3.5.10: Analyse nationalparkbezogener Freizeitaktivitäten

Was?	Art der Aktivitäten Bedeutung für die Gäste	Spektrum ähnlich Nachfrage ähnlich
Wann?	Zeitliche Verteilung	Hohe Saisonalität gleich Überschneidung mit ökologisch sensiblen Zeiten gleich
Wo?	Räumliche Verteilung	Aktionsräume ähnlich Überschneidung mit ökologisch sensiblen Räumen gleich Verteilung raumspezifisch
Wieviele?	Intensität	raumspezifisch
Welche Auswirkungen?		raumunabhängig

Die Tabelle zeigt, dass die Bedeutung von Freizeitaktivitäten für verschiedene Urlaubergruppen in den beiden Wattenmeerregionen ähnlich sind, d. h. die Nachfrage der Nordseeurlauber ist überall ähnlich. Damit sind die Ergebnisse in diesem Bereich allgemeingültig und übertragbar. Der Umfang, in dem Freizeitaktivitäten ausgeübt werden, sowie die räumliche Verteilung und Intensität sind dagegen raumspezifisch, die Ergebnisse daher nicht übertragbar. Die in Schleswig-Holstein erprobten und bewährten Erfassungsmethoden allerdings sind allgemeingültig und können sowohl für Untersuchungen in Niedersachsen als auch für ein Monitoringprogramm verwendet werden. Auch die Auswirkungen sind bei gleicher Aktivität relativ raumunabhängig, so dass die Ergebnisse, z. B. zu Störungen von Vögeln oder Seehunden, zumindest zum Teil auf andere Wattenmeerregionen übertragbar sind. Bei den gesetzlichen Rahmenbedingungen sind internationale und bundesweite Regelungen, z. B. die Befahrensregelung des Bundesverkehrsministers für den Wassersport, gleich, landeseigene Gesetze und Verordnungen und um so mehr noch lokale Regelungen können sich allerdings unterscheiden.

Vorschläge und Entwicklungslinien

Im folgenden sollen einige konkrete Vorschläge für Schutz- und Entwicklungsperspektiven im Bereich Tourismus vorgestellt werden (vgl. NPA 1997). Die allgemeinen Kernaussagen aus den einzelnen Ergebniskapiteln werden dabei nicht wiederholt, die wichtigsten sind in den Thesen in Kapitel 3.5.7 nochmals zusammengefaßt. Auch allgemein angestrebte Entwicklungslinien des sanften Tourismus wurden bereits ausreichend beschrieben, so dass hier auf eine Wiederholung verzichtet wird.

- Es wird vorgeschlagen, Vorrangflächen für den Tourismus auszuweisen, also z. B. für bestimmte, auch störungsintensive Freizeitaktivitäten wie den Lenkdrachensport. Die Badestellen und -strände sind die wesentlichen Freizeiträume des Wattenmeeres und sollen auch weiterhin genutzt werden. Konflikte der touristischen Nutzung mit den besonders sensiblen strandbrütenden Vogelarten wie Seeregenpfeifer und Zwergseeschwalbe können und müssen auf lokaler Ebene gelöst werden (z. B. STOCK 1992c.)

Dieser Vorschlag aus der schleswig-holsteinischen Ökosystemforschung ist in Niedersachsen mit den Erholungszonen als ein Element der Zonierung bereits umgesetzt. In etlichen Gemeinden sind auch bereits spezielle Gebiete für Drachenflieger, Hunde etc. ausgewiesen. Wesentlich ist es, diese Gebiete eindeutig zu kennzeichnen und deutlich gegenüber störungsempfindlichen Bereichen abzugrenzen.

- Einer der wichtigsten Vorschläge zur Verminderung der Konflikte zwischen Freizeitnutzungen und Schutzansprüchen fordert die klare räumliche Trennung von Erholungsgebieten und ökologisch sensiblen Flächen. Es muss eine für den Touristen erkennbare und nachvollziehbar begründete Grenzziehung geben, damit besonders sensible Gebiete effektiv geschützt werden können. Ein räumlich detailliertes System der Besucherlenkung und –information vor Ort nach der Devise „Angebot statt Verbot" kann erheblich dazu beitragen, dass Konflikte gar nicht erst entstehen. Die verschiedenen Flächen sollten deutlich gekennzeichnet sein, Informationselemente müssen den Besucher über Sinn und Zweck von Gebietssperrungen unterrichten und ihm alternative Wege aufzeigen.

Aus den Ergebnissen der angewandten Ökosystemforschung in Schleswig-Holstein wurde ein detailliertes Besucherinformationssystem entwickelt. Es soll im folgenden kurz die Vorgehensweise geschildert sowie die Übertragbarkeit auf Niedersachsen tabellarisch dargestellt werden.

Für die Erarbeitung des Besucherinformationssystems (BIS) wurden alle terrestrischen Gebiete des Nationalparks Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer berücksichtigt. Es wurde zunächst als Zusammenführung von Ergebnissen der Einzelprojekte der Ökosystemforschung ein Gebietskataster erstellt. Für jedes Gebiet wurden in diesem Kataster

- die Habitate und Nutzungen,
- die ökologische und ökonomische Bedeutung sowie
- die wichtigsten Konflikte

beschrieben und bewertet. Aus dieser Gebietscharakterisierung wurden Vorschläge in folgenden Bereichen abgeleitet:

- Touristische Einrichtungen (Erholungsgebiete),
- Informationsangebote und Besucherlenkung,
- räumliche Schutzmaßnahmen,
- Landwirtschaft und Küstenschutz,
- sonstige Nutzungen,
- Vorfeldplanungen.

Sowohl der Status quo als auch die Vorschläge wurden in Gebietskarten eingetragen. Das Besucher-informationssystem wird inzwischen an der schleswig-holsteinischen Westküste in Absprache mit den Gemeinden fast flächendeckend umgesetzt.

Für die Übertragung dieses Ergebnisses auf die niedersächsische Küste und damit die Erarbeitung eines raumkonkreten Konzeptes für eine wirkungsvolle Besucherlenkung fehlen in Niedersachsen teilweise Grundlagendaten. Vorhandene Daten und Grenzen der Übertragbarkeit sollen anhand der folgenden Tabelle dargestellt und so ein Teil des Forschungsbedarfs im Bereich Freizeitaktivitäten und Tourismus aufgezeigt werden.

Tabelle 3.5.11: Gebietskataster zum Besucherinformationssystem.

Daten im Kataster	Übertragung auf Niedersachsen
Basisdaten:	
Küstenlänge, Tiefe des Vorlandes, Flächengröße, Erschließung	Daten im GIS vorhanden
Gemeindedaten:	
Bevölkerungsdaten, touristische Bedeutung (Prädikat und Zentralität), ökonomische Bedeutung nationalparkbezogener Wirtschaftszweige	z. T. aus Statistiken z. T. neu zu erarbeiten
Ökologie:	
Vegetation	Biotoptypenkartierung
Fauna (Brut- und Rastvögel, Robben)	Zählungen und Kartierungen
Störungen	Keine flächendeckende Erfassung
Nutzungen:	
Verkehr, Küstenschutz (Maßnahmen und Bauwerke), Landwirtschaft, Schifffahrt, Tourismus und Freizeitaktivitäten	Angaben zur Infrastruktur vorhanden, Angaben zur Intensität z. T. vorhanden, z. T. neue Erfassungen erforderlich
Naturschutz:	
Schutzstatus und Informationsangebote	Angaben vorhanden
Karte des Status quo und der Vorschläge	Zu erstellen

- Unterstützt werden sollte das System der Besucherinformation und –lenkung durch eine Betreuung der Gäste durch Ansprechpartner vor Ort, also durch den flächendeckenden Einsatz einer Nationalparkwacht.
- Durch eine attraktive Besucherinformation vor Ort und eine begleitende Öffentlichkeitsarbeit z. B. in der Presse und durch zielgruppengerechte Informationsblätter kann die Akzeptanz für Schutzmaßnahmen erhöht werden.

Die Vorschläge der Ökosystemforschung zur Entwicklung und Ausgestaltung des Tourismus im Wattenmeer fließen auch ein in das Projekt „Nachhaltige Entwicklung des Tourismus in der Wattenmeerregion“, eines der Tätigkeitsfelder der interregionalen Wattenmeerkooperation. Als Abschluß des Projektes wird ein gemeinsamer Bericht erscheinen (vgl. Netforum 1999), der die Erholungseignung des Kooperationsgebietes bewertet und Empfehlungen zur Weiterentwicklung in verschiedenen Segmenten des Fremdenverkehrs gibt. Eine innerhalb des Projektes entwickelte Strategie und ein vorgeschlagener Aktionsplan beinhalten viele der auch in der Ökosystemforschung erarbeiteten Grundsätze und Empfehlungen (BURBRIDGE 2000).

Sozioökonomisches Monitoring

Sozioökonomische Parameter sind bisher nur in geringem Umfang in dem gemeinsamen Trilateralen Monitoring Programm der Wattenmeeranrainerstaaten vertreten (vgl. Kap. 4.4). Feige & Möller (1995b) kritisieren, dass dem Programm eine sozioökonomische Leitfragestellung fehlt und sozioökonomische Parameter nur aufgenommen wurden, soweit sie zur Beantwortung ökologischer Fragestellungen notwendig sind. An ein umfassendes Monitoringprogramm sind dagegen aus sozioökonomischer Sicht mehrere Anforderungen zu stellen (FEIGE & MÖLLER 1995b). Es soll:

- Kenntnisse sozioökonomischer Zusammenhänge zur Erarbeitung von Schutzmaßnahmen und für Entscheidungen in Konfliktsituationen Naturschutz – Wirtschaft bereitstellen;

- eine Rückkopplung von Schutzmaßnahmen zum sozioökonomischen System ermöglichen und
- die Entscheidungssicherheit im Naturschutz erhöhen.

Ausgehend von diesen Anforderungen entwickelten FEIGE & MÖLLER (1995b) eine Konzeption für ein sozioökonomisches Monitoring anhand von drei Leitfragen:

1. Wie entwickelt sich die Nationalparkregion als Lebens- und Wirtschaftsraum und welche ökonomische Bedeutung hat dabei der Nationalpark?

Antworten auf diese Frage liefert ein „sozioökonomisches Grundmonitoring“, in dem quantitativ, flächendeckend und kontinuierlich Daten über den Gesamtraum erhoben werden und zwar in zwei Bereichen: Bevölkerung sowie Kapazitäten und Nutzungen nationalparkbezogener Wirtschaftszweige. Die Daten des sozioökonomischen Grundmonitorings sollen auf Ebene der Gemeinden erhoben werden und sind damit aggregierbar für beliebige Teilräume. Sie bilden die Grundlage für eine Kosten-Nutzen-Analyse.

2. Wie entwickelt sich die Akzeptanz des Nationalparks und wie werden die verschiedenen Aufgaben des Parks mit Blick auf die Besucher erfüllt?

Im Modul „Besucher- und Akzeptanzmonitoring“ werden qualitative Daten zu Einheimischen und Besuchern, ihren Erwartungen und Aktivitäten sowie ihrer Einstellung zum Nationalpark erhoben. Dabei sollte die Regionalbevölkerung repräsentativ, die Übernachtungsgäste und Ausflügler dagegen an touristischen Schwerpunkten und Konfliktpunkten befragt werden. Da sich die abgefragten Grundeinstellungen nicht so kurzfristig ändern, ist eine Befragung in mehrjährigem Abstand ausreichend.

3. Wie entwickeln sich konkrete räumliche und themenbezogene Konfliktsituationen und welche Hinweise ergeben sich daraus für konkrete Schutzmaßnahmen?

Dieses sogenannte „Konfliktmonitoring“ soll an Einzelstandorten oder zu bestimmten Themen möglichst interdisziplinär umgesetzt werden. Es umfasst je nach Bedarf ein ökologisch definiertes Störungsmonitoring, ein touristisches Vorfeldmonitoring sowie ereignisorientierte Elemente. Es bildet eine der Grundlagen für die Konzeption und Gestaltung konkreter Schutzmaßnahmen vor Ort.

Die Aufnahme zumindest einiger der vorgeschlagenen Parameter in eine langfristige Dauerbeobachtung könnte auch im Bereich Tourismus die Datengrundlage erheblich verbessern. Neben dem dargestellten Nutzen für die betreffende Nationalparkregion selbst würde die Vergleichbarkeit zwischen den Gebieten erhöht und die Übertragbarkeit von Untersuchungsergebnissen verbessert. Im Nationalpark „Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer“ ist mit dem SÖM bereits ein langfristig angelegtes Monitoringprogramm sozioökonomischer Parameter begonnen worden.

3.5.7 Zusammenfassung

In diesem abschließenden Kapitel sollen zunächst die wichtigsten Ergebnisse und Schlußfolgerungen der Ausführungen zum Thema „Tourismus“ in der Gesamtsynthese der Ökosystemforschung Wattenmeer in einigen Thesen zusammengefaßt werden. Darauf aufbauend wird die Frage aus der Einleitung aufgegriffen, inwieweit die touristische Nutzung der Nordseeküste mit dem Leitbild der Nationalparke im Wattenmeer vereinbar ist. Ein weiteres Ziel der ausführlichen Analyse des Themas Tourismus in der Gesamtsynthese war eine Bewertung des komplementären Forschungsansatzes zu diesem Thema in der angewandten Ökosystemforschung im Wattenmeer.

Die wichtigsten Aussagen:

- Der Tourismus ist ein entscheidendes wirtschaftliches Standbein der Nationalparkregionen.
- Eine wesentliche Beeinträchtigung dieses Wirtschaftszweiges hätte gravierende negative Auswirkungen für die Region.
- Naturschutz im Wattenmeer fördert den langfristigen Erhalt der Attraktivität der Region für den Fremdenverkehr.
- Naturerlebnis ist eine ausdrückliches Ziel von Nationalparken. Naturangepaßte Formen des Tourismus sollen daher ausdrücklich gefördert werden.
- Eine intensive Zusammenarbeit von Tourismus und Naturschutz zur besseren Integration der Belange beider Seiten ist anzustreben.
- Die Datengrundlage für Entscheidungen ist durch die verstärkte Aufnahme sozioökonomischer Parameter in die Dauerbeobachtung (z. B. Trilaterales Monitoring-Programm) zu verbessern. Dabei sollten die Aspekte sozioökonomisches Grundmonitoring, Besucher- und Akzeptanzmonitoring und Konfliktmonitoring abgedeckt werden.
- Touristische Infrastruktur und Freizeitaktivitäten können erhebliche negative Auswirkungen auf Pflanzen, Tiere und Lebensräume des Wattenmeeres haben und damit den Schutzzweck der Nationalparke beeinträchtigen.
- Daher müssen Erholungsgebiete und ökologisch sensible Flächen für den Naturschutz räumlich klar getrennt werden. Dies kann erfolgen durch ein Maßnahmenpaket bestehend aus:
    - Ausweisung von Vorrangflächen für touristische Aktivitäten,
    - wirkungsvollem Schutz für besonders sensible Gebiete,
    - ein räumlich detailliertes System der Besucherlenkung und –information vor Ort nach der Devise „Angebot statt Verbot“,
    - für den Touristen leicht nachvollziehbare Grenzziehung und deutliche Kennzeichnung der verschiedenen Flächen,
    - eine Betreuung der Gäste vor Ort durch den flächendeckenden Einsatz einer National-parkwacht/-service.
- Durch eine attraktive Besucherinformation und Öffentlichkeitsarbeit kann die Akzeptanz für Schutzmaßnahmen erhöht werden.
- Unter diesen Voraussetzungen und als Folge der Sensibilisierung der Besucher für die Anliegen des Naturschutzes ist es möglich, den Nationalpark verstärkt zugänglich und erlebbar zu machen.

Naturschutz und Tourismus im Wattenmeer – Konflikt oder Koexistenz?

Die Bedeutung des Tourismus für die Regionen und die Belastungen, die er für das Ökosystem Wattenmeer mit sich bringt, wurden ausführlich dargelegt und bewertet und daraus Vorschläge für eine bessere Koexistenz von Naturschutz und Fremdenverkehr abgeleitet. Trotz seines Konfliktpotentials nimmt der Tourismus eine Sonderstellung unter den Nutzungen in den Großschutz-gebieten des Wattenmeeres ein. Soweit mit dem Schutzzweck vereinbar, gehören Erholung und Bildung nämlich ausdrücklich zu den international vereinbarten Zielen von Nationalparken (IUCN 1994). Die meisten Aspekte der touristischen Nutzung im Wattenmeer selbst, nämlich die klassischen Freizeitaktivitäten eines Nordseeurlaubs, stellen keine Ressourcennutzung im engeren Sinne dar.

Trotzdem ist es notwendig, das Konfliktpotential zwischen Naturschutz und Tourismus soweit wie möglich zu entschärfen und „durch Kooperation zum doppelten Gewinn“ zu kommen (WWF 1999a). Die Ergebnisse und Vorschläge der Ökosystemforschung und ihre Umsetzung zeigen, dass es unter bestimmten Voraussetzungen möglich ist, den Konflikt zwischen Tourismus und Naturschutz zumindest teilweise in eine „Win-Win-Situation“ zu verwandeln. Um dauerhaft die Grundlagen für den Tourismus im Wattenmeer zu bewahren, muss allerdings der Erhalt der Natur in den Nationalparken Priorität vor anderen Ansprüchen haben.

Bewertung des komplementären Ansatzes in der Ökosystemforschung

Fremdenverkehr und Freizeitaktivitäten als eine der wichtigsten Nutzungen im Wattenmeer waren ein wesentlicher Bestandteil der Untersuchungen der angewandten Ökosystemforschung. Die Ziele dieser Untersuchungen allgemein, nämlich die Grundentschlüsselung der Funktionsweise des Systems Mensch – Natur und die Bereitstellung von Kenntnissen zur Lösung bzw. Entschärfung aktueller Konflikte (LEUSCHNER 1988), konnten im Bereich Tourismus des schleswig-holsteinischen Teilprojektes in weiten Teilen erreicht werden. Es wurde eine solide wissenschaftliche Grundlage erarbeitet, auf der notwendige Entscheidungen für einen wirksamen Schutz und eine gute Koexistenz von Mensch und Natur, Tourismus und Naturschutz im Wattenmeer getroffen werden können. Ein wesentlicher Aspekt für die Diskussion vor Ort und die Umsetzung vorgeschlagener Maßnahmen war die Einbindung sozioökonomischer Untersuchungen in das naturwissenschaftlich dominierte Forschungsprogramm. Die integrierende Funktion der Ökosystemforschung mit ihrem ganzheitlichen Ansatz kommt hier besonders zum Tragen.

Der komplementäre Ansatz der Tourismusuntersuchungen in der angewandten Ökosystemforschung hat sich allerdings nur sehr eingeschränkt als sinnvoll erwiesen. Aufgabe der Gesamtsynthese im Themenschwerpunkt Tourismus war nicht die Zusammenführung von Daten mehrerer Teilprojekte, sondern die Prüfung der Übertragbarkeit von Ergebnissen und Schlußfolgerungen des schleswig-holsteinischen Teilvorhabens auf die Verhältnisse im niedersächsischen Wattenmeer. Wie in den vorherigen Kapiteln bereits mehrfach angemerkt, waren einer Übertragung von Ergebnissen relative enge Grenzen gesetzt. Es konnten aber auf der Basis bereits vorhandener Daten, die speziell für Fragestellungen der Gesamtsynthese gesammelt und zusammengestellt wurden, einige aussagekräftige Vergleiche zwischen den beiden Nationalparkregionen in Schleswig-Holstein und Niedersachsen angestellt werden. Es war allerdings während der Laufzeit der Gesamtsynthese nicht möglich, die für etliche Themenaspekte und insbesondere konkretere Aussagen eigentlich notwendigen Primärerhebungen in Niedersachsen durchzuführen. Übertragungen waren oft nur bei allgemeinen Aussagen möglich, die vielfach auch schon vorher bekannt waren. Die konkreten Ergebnisse und insbesondere die raumbezogenen Vorschläge sind nicht übertragbar. Allerdings lassen sich die in der Ökosystemforschung in Schleswig-Holstein entwickelten Methoden und die Erfahrungen damit bei zukünftigen Untersuchungen in Niedersachsen und darüber hinaus für die Entwicklung eines umfassenden sozioökonomischen Monitoringprogrammes nutzen.

3.5.8 Literatur

AIEST – Association Internationale d´Experts Scientifiques du Tourisme (Hrsg.), (1988) Tagesausflugsverkehr und seine Auswirkungen. Vol 29, St. Gallen.

ARSU, (1989) Programmkonzeption zur Ökosystemforschung im niedersächsischen Wattenmeer. UBA-Texte 11/89, Berlin, 179 S.

BAKKER, H. S. (1956) Norderney – Vom Fischerdorf zum Nordseeheilbad. Walter Dorn Verlag, Bremen-Horn, 122 S.

BENGEN, E., WÖRDEMANN, W. (1992) Badeleben – Zur Geschichte der Seebäder in Friesland. Isensee, Oldenburg.

BUNJE, J. (1990) Tourismus im Nationalpark Niedersächsisches Wattenmeer. Diplomarbeit Universität Osnabrück, 157 S., unveröff.

BURBRIDGE, P. (2000) Natur und Erholungsaktivitäten. Der potentielle Beitrag des Tourismus zum Schutz der Natur. Tourismus in der Wattenmeerregion, Newsletter Nr. 9:9-12.

CWSS - Common Wadden Sea Secretariat (Hrsg.) (1991) Air traffic in the Wadden Sea area. An analysis of the air traffic in the Wadden Sea area with respect of man and wildlife. CWSS Working Document 1991-1, Wilhelmshaven, 35 S.

DE JONG, F., BAKKER, J. F., DAHL, K., DANKERS, N., FARKE, H., GÄTJE, C., MARENCIC, H., POTEL, P., VAN BERKEL, C. (Hrsg.) (1999) Quality Status Report Wadden Sea 1999. Common Wadden Sea Secretariat, Wilhelmshaven.

DITTMANN, S., SCHLEIER, U., GÜNTHER, C.-P., VILLBRANDT, M., NIESEL, V., HILD, A., GRIMM, V., BIETZ, H. (1998) ELAWAT – Elastizität des Ökosystems Wattenmeer. Projektsynthese. Ökosystemforschung Niedersächsisches Wattenmeer, Hauptphase B, Abschlußbericht, Wilhelmshaven, 230 S.

DITTMANN, S. (Hrsg.) (1999) The Wadden Sea Ecosystem – Stability Properties and Mechanisms. Springer, Berlin, Heidelberg, 307 S.

DÖPP, N., HOLTKÖTTER, S., GILJOHANN, K., REISCH, U. (1996) Nordseetourismus – hat er eine Chance ohne die Fischerei? Empirische Untersuchung im Rahmen der ÖSF Niedersächsisches Wattenmeer, Münster, 46 S., unveröff.

DWIF – Deutsches Wirtschaftswissenschaftliches Institut für Fremdenverkehr e.V. an der Universität München (1987) Die ökonomische Bedeutung des Tagesausflugs- und Geschäftsreiseverkehrs (ohne Übernachtung) in der Bundesrepublik Deutschland. Schriftenreihe des DWIF, Heft 39, München.

DWIF – Deutsches Wirtschaftswissenschaftliches Institut für Fremdenverkehr e.V. an der Universität München (1997) Struktur und Entwicklung des Tourismus in der Nationalparkregion Niedersächsisches Wattenmeer auf der Basis der an den Nationalpark angrenzenden Kreise sowie Reisegebiete. Dokumentation im Auftrag der Nationalparkverwaltung Niedersächsisches Wattenmeer, Berlin, 63 S., unveröff.

EBBINGE, B. S. & SPAANS, B. (1992) The importance of body-reserves accumulated in spring staging areas in the temperate zone for breeding of Dark-bellied Brent Geese *Branta b. bernicla* in the high arctic. In EBBINGE, B. S. (1992) Population limitation in arctic breeding geese. Diss., University of Groningen.

ELSNER, A. (1990) Die Sehnsucht nach dem Meer. Verlag Weidlich/Flechsig, Würzburg, 60 S.

FEIGE, M. & MÖLLER, A. (1994a) Projektberichte Sozioökonomie, Teil B: Das anthropogene System der Nationalparkregion, Band B2(2): Nationalparkbezogene Wirtschaftszweige: Tourismus und Gesamtwirtschaft. UBA-Forschungsbericht 10802085/01. München, 172 S.

FEIGE, M. &MÖLLER, A. (1994b) Projektberichte Sozioökonomie, Teil B: Das anthropogene System der Nationalparkregion, Band B3: Sozioökonomisch bedeutsame Räume. UBA-Forschungsbericht 10802085/01. München, 111 S.

FEIGE, M. & MÖLLER, A. (1995a) Projektberichte Sozioökonomie, Teil D: Bausteine für ein Nationalpark-Konzept. UBA-Forschungsbericht 10802085/01. München, 148 S.

FEIGE, M. & MÖLLER, A. (1995b) Konzeption für ein sozioökonomisches Monitoring (SÖM). Bericht im Rahmen der Teilsynthese Ökosystemforschung Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer, unveröff.

FEIGE, M. & TRIEBSWETTER, U. (1997) Projektberichte Sozioökonomie, Teil A: Theoretisches Konzept und Methodologie. UBA-Texte 79/97, Berlin, 72 S.

FEIGE, M., MASCHKE, J. & MÖLLER, A. (1993) Konzeption zur Neuregelung der Strandbefahrung in St. Peter-Ording. Gutachten des DWIF im Auftrag des Landesamtes für den Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer. München, unveröff.

FEIGE, M., MÖLLER, A. & PIECH, I. (1994a) Projektberichte Sozioökonomie, Teil B: Das anthropogene System der Nationalparkregion, Band B1: Soziokulturelle Entwicklung und sozioökonomischer Wandel. UBA-Forschungsbericht 10802085/01. München, 128 S.

FEIGE, M., HARRER, B., MÖLLER, A., PIECH, I. & TRIEBSWETTER, U. (1994b) Projektberichte Sozioökonomie, Teil C: Das anthropogene System des Nationalparks. UBA-Forschungsbericht 10802085/01. München, 223 S.

FREYER, W. (1991) Tourismus – Einführung in die Fremdenverkehrsökonomie. Oldenbourg-Verlag, München, Wien.

GÄTJE, C. & REISE, K. (Hrsg.) (1998) Ökosystem Wattenmeer - Austausch-, Transport- und Stoffumwandlungsprozesse. Springer, Berlin, Heidelberg, 570 S.

GRUBE, J. (1991) Sanfter Tourismus in Dithmarschen. Abschlußbericht, Nienburg.

HARRER, B., MASCHKE, J., SCHERR, S., ZEINER, M. (1995) Tagesreisen der Deutschen. Struktur und wirtschaftliche Bedeutung des Tagesausflugs- und Geschäftsreiseverkehrs in der Bundesrepublik Deutschland. Schriftenreihe des DWIF, Heft 46, München, 192 S.

HÜPPOP, O. (1993) Auswirkungen von Störungen auf Küstenvögel. Wilhelmshavener Tage 4: 95-104.

HÜPPOP, O., HAGEN, K. (1990) Der Einfluss von Störungen auf Wildtiere am Beispiel der Herzschlagrate brütender Austernfischer (*Haematopus ostralegus*). Vogelwarte 35: 301-310.

IUCN - International Union for the Conservation of Nature and Natural Resources (Hrsg.), 1994. Guidelines for Protected Area Management Categories. Gland, 54 S.

KASPAR, C. (1982) Unternehmensführung im Fremdenverkehr. Eine Grundlage für das Management von Hotel und Restaurants, Sportbahnen und –anlagen, Reisebüros, Kur- und Verkehrsbüros. St. Galler Beiträge zum Fremdenverkehr und zur Verkehrswirtschaft, Bd. 13, Bern, Stuttgart, 394 S.

KNOKE, V. (1994) Touristische Aktivitäten im Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer: Methodik einer Bestandsaufnahme und Beispiele für Auswirkungen auf die Vogelwelt. Ber. z. Vogelschutz 32: 75-83.

KNOKE, V. (1997) Flugverkehr über dem Nationalpark „Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer“. In: KNOKE, V. & STOCK, M. 1997. Menschliche Aktivitäten im Schleswig-Holsteinischen Wattenmeer und DEREN Auswirkungen auf Vögel. UBA-Texte 77/97: 181-203.

KNOKE, V. & STOCK, M. (1997) Menschliche Aktivitäten im Schleswig-Holsteinischen Wattenmeer und deren Auswirkungen auf Vögel. UBA-Texte 77/97, Band 1 und 2, Berlin, 661 S.

KNOKE, V., MÖLLER, A., FEIGE, M. (1997) Touristische Aktivitäten in Salzwiesen und die sozioökonomische Bedeutung von Freizeitaktivitäten für die Anrainergemeinden. In: KNOKE, V. & STOCK, M. 1997. Menschliche Aktivitäten im Schleswig-Holsteinischen Wattenmeer und deren Auswirkungen auf Vögel. UBA-Texte 77/97: 89-168.

KOHL, M., WITTROCK, E., WINDELBERG, J., HÖPNER, T. (1994) Nutzungen und Belastungen im Niedersächsischen Wattenmeer. UBA-Texte 4/94, Berlin, 186 S.

Kreis Dithmarschen (o. J.) Kreisentwicklungsplan Dithmarschen 1992-1996. Heide, 222 S.

Kreis Nordfriesland (1997) Tourismuskonzept Nordfriesland. Ein Ergebnis der Zukunftswerkstatt „Umwelt und Tourismus“ für die umwelt- und sozialverträgliche Tourismusentwicklung. Husum, 83 S.

LESER, H. (1986) Diercke-Wörterbuch der Allgemeinen Geographie. Stuttgart.

LEUSCHNER, C. (1988) Ökosystemforschung Wattenmeer - Hauptphase Teil 1 - Erarbeitung der Konzeption sowie Organisation des Gesamtvorhabens. Umweltbundesamt Berlin, 151 S.

LICHTENBERG, G. F. (1793) Warum hat Deutschland noch kein grosses öffentliches Seebad? Göttinger Taschen Calender für 1793: 92-109.

MARK, I. VAN (1995) Die Entwicklung des Fremdenverkehrs und seine möglichen Auswirkungen auf Ökosysteme, dargestellt am Beispiel des niedersächsischen Wattenmeerraumes. Diplomarbeit, Fachhochschule Wilhelmshaven, 66 S.

MEEMKEN, P. C. (1997) Die Akzeptanz des Nationalparks Wattenmeer bei der einheimischen Bevölkerung. Hamburger Vegetationsgeographische Mitt., Heft 10: 61-128.

MOCK, K. (1993) Die kleinräumige Gebietsnutzung der Nonnengans (*Branta leucopsis* Bechstein 1803) auf Nordwest-Eiderstedt. Diplomarbeit Universität Bonn, unveröff.

MÖLLER, A., FEIGE, M. (1997) Tourismus und Freizeitnutzungen im Nationalpark und in der Nationalparkregion. In: KNOKE, V. & STOCK, M. 1997. Menschliche Aktivitäten im Schleswig-Holsteinischen Wattenmeer und deren Auswirkungen auf Vögel. UBA-Texte 77/97: 53-88.

MWTV-NDS - Niedersächsisches Ministerium für Wirtschaft, Technologie und Verkehr (Hrsg.) (1997) Tourismuskonzept Niedersachsen. Hannover, 32 S.

MWTV-SH - Schleswig-Holsteinisches Ministerium für Wirtschaft, Technologie und Verkehr, 1991. Fremdenverkehrskonzeption des Landes Schleswig-Holstein. Kiel.

NEEBE, B., HÜPPOP, O. (1994) Der Einfluss von Störreizen auf die Herzschlagrate brütender Küstenseeschwalben (*Sterna paradisaea*). Artenschutzreport Jena: 1-15.

Netforum (1999) Nachhaltige Entwicklung des Tourismus in der Wattenmeerregion und Nutzung des Gebiets für Erholungszwecke. Bericht des Netforum, Konferenzversion 1999 (Entwurf), Ribe, 60 S.

NEWIG, J. (1980) Zur Abgrenzung von Freizeiträumen in Schleswig-Holstein. Veröffentlichungen der Akademie für Raumforschung und Landesplanung, Hannover, Bd. 132: 131-157.

NLPV – Nationalparkverwaltung Niedersächsisches Wattenmeer (1996) Konzept für Schutz-, Entwicklungs- und Pflegemaßnahmen im Nationalpark Niedersächsisches Wattenmeer. Entwurf, Wilhelmshaven, 200 S., unveröff.

NPA – Landesamt für den Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer (1997) Nationalpark Themenblatt Nr. 7 „Besucherinformationssystem“ und Nr. 8 „Tourismus“. Tönning.

POHL, B. (1993) Anthropogene Einflüsse auf Aktivität und Raumnutzung bei Ringelgänsen (*Branta bernicla bernicla* L.) in Salzwiesen an der Nordseeküste. Diplomarbeit Universität Göttingen, unveröff.

SAUM-ALDEHOFF, T. (1993) Die Wildnis im Kopf – wie wir Landschaften erleben. Psychologie heute: 64-69.

Schleswig-Holsteinischer Landtag (1993) Antwort der Landesregierung auf die Große Anfrage der Fraktion der SPD, Umsetzung der Fremdenverkehrskonzeption „Sanfter Tourismus“. Drucksache 13/1135, Kiel, 82 S.

SCHULZ, R., STOCK, M. (1991) Kentish plovers and tourists – conflicts in a highly sensitive but unprotected area in the Wadden Sea National Park of Schleswig-Holstein. WSNL1: 20-24

SCHULZ, R., STOCK, M. (1993) Kentish plovers and tourists: competitors on sandy coasts? Wader Study Group Bull. 68: 83-91.

SPODE, H. (1987) Zur Geschichte des Tourismus. Studienkreis für Tourismus (Hrsg.), Universität Starnberg.

SRU – Rat von Sachverständigen für Umweltfragen (1980) Umweltprobleme der Nordsee. Sondergutachten 1980. Kohlhammer, Stuttgart, 503 S.

Statistisches Bundesamt (1995) Tourismus in Zahlen. In: Statistisches Jahrbuch 1995, Metzel, Wiesbaden.

Statistisches Bundesamt (1996) Statistisches Jahrbuch 1996. Metzel, Wiesbaden.

Statistisches Bundesamt (1998) Statistisches Jahrbuch 1998. Metzel, Wiesbaden.

Stock, M. (1992a) Die Auswirkungen anthropogener Störungen auf die Vogelwelt: eine Fallstudie aus dem Vorland von Westerhever. Berichte aus der Ökosystemforschung Wattenmeer Heft 1/92: 45-56.

STOCK, M. (1992b) Effects of man-induced disturbances on staging Brent Geese. Neth. J. Sea Res. 20: 289-293.

STOCK, M. (1992c) Ungestörte Natur oder Freizeitnutzung? – Das Schicksal unserer Strände. In: Prokosch, P. (Hrsg.). Ungestörte Natur – Was haben wir davon? WWF-Tagungsbericht 6: 223-249.

STOCK, M., HOFEDITZ, F. (1994a) Beeinflussen Flugbetrieb und Freizeitaktivitäten das Aktivitätsmuster von Ringelgänsen im Wattenmeer? Artenschutzreport H. 4/94:13-19.

STOCK, M., HOFEDITZ, F. (1994b) Grenzen der Kompensation: Energiebudgets von Ringelgänsen unter der Wirkung von Störreizen. In: KNOKE, V. & STOCK, M. 1997. Menschliche Aktivitäten im Schleswig-Holsteinischen Wattenmeer und deren Auswirkungen auf Vögel. UBA-Texte 77/97: 511-554.

STOCK, M., BERGMANN, H.-H., HELB, H.-W., KELLER, V., SCHNIDRIG-PETRIG, R., ZEHNTER, H.-C. (1994a) Der Begriff „Störung“ in naturschutzorientierter Forschung: ein Diskussionsbeitrag aus ornithologischer Sicht. Z. Ökologie und Naturschutz 3: 49-57.

STOCK, M., HOFEDITZ, F., MOCK, K., POHL, B. (1995a) Einflüsse von Flugbetrieb und Freizeitaktivitäten auf Verhalten und Raumnutzung von Ringelgänsen (*Branta bernicla bernicla*) im Wattenmeer. Corax 16: 63-83.

STOCK, M., SCHREY, E., KELLERMANN, A., GÄTJE, C., ESKILDSEN, K., FEIGE, M., FISCHER, G., HARTMANN, F., KNOKE, V., MÖLLER, A., RUTH, M., THIESSEN, A., Vorberg, R., KOHLUS, J., MOSER, D., ORTMANN, C., STUMPE, H. (1996) Ökosystemforschung Wattenmeer - Synthesebericht: Grundlagen für einen Nationalparkplan. Schriftenreihe des Nationalparks Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer, Heft 8, Tönning, 784 S.

STOCK, M., ESKILDSEN, K., GÄTJE, C., KELLERMANN, A. (1999) Naturschutzfachliche Bewertung in einem Nationalpark - Ein Verfahrensvorschlag im Rahmen des Prozeßschutzes. Landesamt für den Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer, Tönning. UBA-Texte 12/99, Berlin, 43 S.

VOGEL, S. (1994) Ausmaß und Auswirkungen von Störungen auf Seehunde. In: LOZAN, J. L., RACHOR, E., REISE, K., VON WESTERNHAGEN, H., LENZ, W. (Hrsg.). Warnsignale aus dem Wattenmeer. Blackwell, Berlin: 303-308.

VOGEL, S. (1997) Seals in the Schleswig-Holstein Wadden Sea. UBA-Texte 83/97, Berlin, 107 S.

WWF - Umweltstiftung World Wide Fund for Nature Deutschland (Hrsg.) (1995) Viel getan – viel zu tun. 10 Jahre Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer. WWF-Projektbüro Wattenmeer, Husum, 42 S.

WWF - Umweltstiftung World Wide Fund for Nature Deutschland (Hrsg.) (1996) Zehn Jahre Nationalpark „Niedersächsisches Wattenmeer“. Wo stehen wir – wo wollen wir hin? WWF-Fachbereich Meere und Küsten, Bremen.

WWF - Umweltstiftung World Wide Fund for Nature Deutschland (Hrsg.) (1999a) Fachtagung „Naturschutz und Tourismus – Durch Kooperation zum doppelten Gewinn?“ Husum, 12. November 1998, dokumentiert in Wattenmeer International, Heft 1/2 1999: 4-15.

WWF - Umweltstiftung World Wide Fund for Nature Deutschland (Hrsg.) (1999b) Die Bedeutung von Nationalparken für den Tourismus. Reihe Nationalparke Nr. 7. WWF-Projektbüro Wattenmeer, Husum, 79 S.

4 Schutz des Wattenmeeres - Grundlagen, Ziele, Werkzeuge und Maßnahmen

4.1 Einleitung

Michael Roy

Das Wattenmeer entlang der Nordseeküste von Skallingen in Dänemark bis Den Helder in den Niederlanden stellt eine der letzten großflächigen, natürlich bzw. naturnah erhaltenen Landschaften Mitteleuropas dar. Die Nordseeküste und damit das Wattenmeer sind zugleich seit Jahrhunderten Wirtschaftsraum des Menschen und durch vielerlei Einflüsse, wie durch die Festlegung der Küstenlinie, Landgewinnungsmaßnahmen und Stoffeinträge, von ihm geprägt. Betrachtet man aber die tiefgreifenden Veränderungen durch menschliche Nutzung und Gestaltung in den überwiegend agrarisch und forstlich geprägten mitteleuropäischen Kulturlandschaften oder sogar in den dicht besiedelten Bereichen in Deutschland, so ist der Einfluss des Menschen im Wattenmeer gering; Strukturen, Funktionen und Prozesse entsprechen in weiten Bereichen noch denen der ursprünglichen Naturlandschaft. Hinzu kommt die sehr hohe Dynamik des Ökosystems, die sich im freien Watt und den nicht aus Gründen des Küstenschutzes stabilisierten Dünen und Salzwiesen weitgehend natürlich entfalten kann. Natürliche oder naturnahe Gebiete finden sich zwar auch innerhalb der Kulturlandschaft, doch großflächig sind in Mitteleuropa nur das Wattenmeer sowie die Hochgebirgsregionen der Alpen in diesem Zustand erhalten geblieben. Der weiteren Bewahrung und der Entwicklung natürlicher und naturnaher Landschaften kommt daher - auch und gerade im dichtbesiedelten Deutschland - eine besondere Bedeutung zu. Diese Zielsetzung ist Teil des umweltpolitischen Schwerpunktprogrammes des Bundesministeriums für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit und eingebunden in das Leitbild einer nachhaltigen Entwicklung in Deutschland (BMU 1998).

Der Erhalt von Ökosystemen, die in einem vom Menschen nicht oder wenig beeinflussten Zustand sind, ist der Grundgedanke der Nationalparkidee (IUCN 1994). Als Schutzziel der Wattenmeer-Nationalparke in Niedersachsen, Hamburg und Schleswig-Holstein wird in deren Rechtsgrundlagen neben dem Arten- und Bioptopschutz der Fortbestand der natürlichen Abläufe und damit der ungestörten Prozesse angegeben. Auch das Leitbild der trilateralen Kooperation zum Schutz des Wattenmeeres betont die Erhaltung der natürlichen Dynamik als oberstes Schutzziel im Wattenmeer (CWSS 1992) (s. Kapitel 4.3). Das Ziel, natürliche Dynamik zuzulassen, kann und soll nicht die Naturschutzziele eines Arten- und Biotopschutzes ersetzen, ist aber für den Systemerhalt und seine Weiterentwicklung unverzichtbar. Für die relativ naturnah erhalten gebliebenen Großlandschaften Wattenmeer und Alpen sollte daher das Ziel, die Natürlichkeit der Systeme zu bewahren, zumindest in den Nationalparken Vorrang vor anderen Raumansprüchen haben – abgesehen von denen zum Schutz von Leben sowie Hab und Gut des Menschen.

Der besonderen Bedeutung des Wattenmeeres, seiner hohen Schutzwürdigkeit und Schutzbedürftigkeit, wurde mit der Ausweisung der Nationalparke im deutschen Teil des Wattenmeeres Rechnung getragen. Mit den Nationalparkgesetzen für den schleswig-holsteinischen, niedersächsischen und hamburgischen Teil des Wattenmeeres wurde dieser Landschaftsraum fast vollständig mit der höchsten Schutzkategorie des Bundesnaturschutzrechtes versehen.

Ein effizienter Schutz des Ökosystems Wattenmeer setzt weitreichende Kenntnisse über die Strukturen und Prozesse dieses komplexen, dynamischen Systems voraus. Mit dem Ökosystemforschungsprogramm wurde das Verständnis der natürlichen Zusammenhänge und der Wirkungen

menschlichen Handelns im Wattenmeer erheblich vertieft. Daher sollen in den folgenden Beiträgen die schutzrelevanten Aspekte und Ergebnisse aus der Ökosystemforschung übergreifend für das dynamische System Wattenmeer aufgegriffen und in Verbindung mit den trilateralen Bemühungen zu Schutz, Management und Monitoring des Wattenmeeres diskutiert werden. Dabei stehen übergeordnete Fragestellungen zum Schutz dynamischer Systeme im Mittelpunkt.

Konkrete Vorschläge für regionale Schutz- und Managementkonzepte für die Nationalparke in Schleswig-Holstein und Niedersachsen wurden bereits in den jeweiligen Synthesephasen der anwendungsorientierten A-Teile des Gesamtprojektes erarbeitet (z. B. WALTER 1996; STOCK et al. 1996). Umfassende und vergleichende Beschreibungen der aktuellen Situationen und die Entwicklung von übergreifenden Schutz- und Managementvorschlägen bzw. Entwicklungskonzepten für die Themenschwerpunkte der Gesamtsynthese im Bereich anthropogener Einflüsse (Eutrophierung, Fischerei und Tourismus) beinhaltet das vorangegangene Kapitel 3, sie werden in Kapitel 4 hinsichtlich ihrer Schutzrelevanz diskutiert. Die Ergebnisse der grundlagenorientierten B-Teile der Ökosystemforschung Wattenmeer tragen wesentlich zur Charakterisierung der besonderen Dynamik dieses Lebensraumes bei.

Im folgenden wird zunächst in Kapitel 4.2 ein Überblick über die Grundlagen und Rahmenbedingungen für den Schutz des Ökosystems Wattenmeer gegeben. Daran anschließend werden wesentliche Ergebnisse der Ökosystemforschung, insbesondere der Gesamtsynthese, unter schutzrelevanten Aspekten beleuchtet und zusammengefaßt. In Kapitel 4.3 werden Ziele und Leitbilder des Naturschutzes im Wattenmeer erläutert und der Beitrag der Ökosystemforschung zu der Zieldiskussion dargestellt. Anschließend wird in Kapitel 4.4 das Trilaterale Monitoring- und Bewertungsprogramm (TMAP) als eines der wesentlichen Werkzeuge zum besseren Verständnis des Ökosystems und zur Überprüfung des Zustandes und der Effizienz der Schutzbemühungen aus Sicht der Ökosystemforschung analysiert und bewertet. Im Kapitel 4.5 werden die Möglichkeiten und Erfordernisse aber auch die Grenzen eines auf den Erhalt möglichst natürlicher Prozesse ausgerichteten Wattenmeerschutzes dargestellt. Das Kapitel 4.6 schließt mit einer Zusammenfassung der anwendungsorientierten Ergebnisse der Gesamtsynthese den Bericht ab.

4.1.1 Literatur

BMU - Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (Hrsg.) (1998) Nachhaltige Entwicklung in Deutschland - Entwurf eines umweltpolitischen Schwerpunktprogrammes, Bonn: 147 S.

CWSS - Common Wadden Sea Secretariat (Hrsg.) (1992) Ministererklärung der 6. Trilateralen Regierungskonferenz zum Schutz des Wattenmeeres. Esbjerg, 13. November 1991, 152 S.

IUCN - International Union for the Conservation of Nature and Natural Resources (Hrsg.) 1994. Guidelines for Protected Area Management Categories. Gland: 54 S.

STOCK, M., SCHREY, E., KELLERMANN, A., GÄTJE, C., ESKILDSEN, K., FEIGE, M., FISCHER, G., HARTMANN, F., KNOKE, V., MÖLLER, A., RUTH, M., THIESSEN, A., VORBERG, R. (1996) Ökosystemforschung Wattenmeer - Synthesebericht: Grundlagen für einen Nationalparkplan. Schriftenreihe des Nationalparks Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer, Heft 8, Tönning: 784 S.

WALTER, U. (1996) Natürliche Vielfalt und wirtschaftliche Ressourcennutzung – Fischerei zwischen Ökologie und Ökonomie. Ökosystemforschung Niedersächsisches Wattenmeer. Thematischer Report Fischerei: 177 S.

4.2 Rahmenbedingungen und schutzrelevante Gesichtspunkte

Michael Roy

4.2.1 Rahmenbedingungen

4.2.1.1 Grundlagen

Der Schutz der natürlichen Lebensgrundlagen ist in der Bundesrepublik Deutschland bereits im Grundgesetz verankert (GG, Art. 20 a), die Grundlagen für den Naturschutz werden im § 1 des Bundesnaturschutzgesetzes dargelegt:

(1) Natur und Landschaft sind im besiedelten und unbesiedelten Bereich so zu schützen, zu pflegen und zu entwickeln, dass

1. die Leistungsfähigkeit des Naturhaushalts,
2. die Nutzungsfähigkeit der Naturgüter,
3. die Pflanzen- und Tierwelt sowie
4. die Vielfalt, Eigenart und Schönheit von Natur und Landschaft

als Lebensgrundlagen des Menschen und als Voraussetzung für seine Erholung in Natur und Landschaft nachhaltig gesichert sind“.

Da die Durchführung des Naturschutzes Aufgabe der Bundesländer ist, wird das Bundesnaturschutzgesetz auf Länderebene durch die einzelnen Landesnaturschutzgesetze spezifiziert. Für die Wattenmeer-Nationalparke in Niedersachsen, Hamburg und Schleswig-Holstein sind eigene Nationalparkgesetze in Kraft.

Weitere Grundlagen für das Handeln des Naturschutzes in Deutschland beruhen auf internationalen Abkommen oder Vereinbarungen. Für den Wattenmeerschutz bedeutsam sind das Washingtoner Artenschutzabkommen, das Bonner Übereinkommen zur Erhaltung der wandernden wildlebenden Tierarten, die Berner Konvention über die Erhaltung der europäischen wildlebenden Pflanzen und Tiere und ihrer natürlichen Lebensräume, so wie die Vogelschutzrichtlinie der EG (79/409/EWG), die Fauna-, Flora-, Habitat-Richtlinie der EG (92/43/EWG), das Übereinkommen über Feuchtgebiete internationaler Bedeutung (Ramsar-Konvention), die Erklärungen der Trilateralen Regierungskonferenzen zum Schutze des Wattenmeeres und die AGENDA 21 als Ergebnis der Umweltkonferenz der Vereinten Nationen in Rio de Janeiro. Letztere ist nicht nur auf Naturschutzaspekte ausgerichtet sondern erhebt das übergeordnete Leitbild einer nachhaltigen Entwicklung zum Grundsatz für den Umgang des Menschen mit seiner natürlichen Umwelt.

Schon die Nennung dieser kleinen Anzahl von Beispielen – detaillierte Ausführungen finden sich im Kapitel 4.3 „Ziele und Leitbilder“ und bei STOCK et al. (1996, 1999) - macht deutlich, dass Naturschutz eine wertbezogene Handlungsdisziplin ist ERZ (1994). Es werden also Qualitätsziele, Handlungsziele sowie Bewertungskriterien z. B. zur Einstufung von Naturräumen benötigt (s. Kapitel 4.3). Die ökologische Forschung liefert Grundlagen zur Formulierung von Zielen sowie Daten zu deren Evaluierung.

4.2.1.2 Vorgehensweisen

Bei der methodischen Vorgehensweise zum Schutz natürlicher oder naturnaher Lebensräume ergibt sich zumeist ein dreistufiger Ablauf.

In einem ersten Schritt muss die Eigenart eines Gebietes erkannt und erfaßt werden. Eine Bewertung soll anschließend die Feststellung seiner Schutzwürdigkeit ermöglichen. In einem abschließenden Schritt muss der Schutz dieses Gebietes dann durch politisches Handeln sichergestellt werden.

Von der Ökologie wird in dieser Vorgehensfolge eine naturwissenschaftliche Grundlage für die Bewertung von Ökosystemen erwartet. DAHL (1991) stellt in einer kritischen Auseinandersetzung mit diesem Themenkomplex dar, dass viele der von der Ökologiebewegung übernommenen Konzepte - u. a. für die Bewertung und den Vergleich von Ökosystemen unterschiedlicher Naturnähe – nicht tauglich sind. Die Annahme von Gleichgewichten, in denen Lebensgemeinschaften oder Populationen zu ihrer Umwelt stehen, ist ebenso wie der Grundsatz von „Stabilität durch Vielfalt" erschüttert worden (JAX 1994). Ökosysteme sind dynamischen Veränderungen unterworfen, und auch große Artenvielfalt verhindert bei entscheidenden Veränderungen (z. B. im Wasserhaushalt) ein Verschwinden einzelner Ökosysteme oder Teilen davon nicht.

Die Ökologie erlaubt keinen wertenden Vergleich zwischen Ökosystemen oder Systemzuständen, sie „beschreibt, was ist und nicht, was sein soll" (DAHL 1991). Sachverhalte wie Einzigartigkeit oder ästhetische Kriterien wie Schönheit haben in ihr keinen Stellenwert.

Da ökologische Informationen für den oben angeführten bewertenden Schritt nicht ausreichen, müssen sie mit Maßstäben abgeglichen werden, die sich von menschlichen Werten und Normen ableiten.

Die Vorgehensweisen im Naturschutz in Form von Arten-, Biotop- und Prozeßschutz spiegeln in dieser Reihenfolge u. a. auch eine historische Entwicklung des Denkens im Naturschutz wider, das ausgehend vom Schutz einzelner gefährdeter Arten zunehmend von ökologischen Ansätzen durchdrungen wurde (PRILIPP 1997). Trotzdem ist auch heute ein Nebeneinander dieser Vorgehensweisen akzeptabel und vielfach auch notwendig. Der Artenschutz ist im § 20 des Bundesnaturschutzgesetzes definiert. Hiernach dient der Artenschutz dem Schutz und der Pflege der wildlebenden Tier- und Pflanzenarten in ihrer natürlichen und historisch gewachsenen Vielfalt. In der praktischen Umsetzung des Artenschutzes werden Maßnahmen zumeist zum Schutz seltener und gefährdeter Arten ergriffen. Die weitläufig bekannten Roten Listen dienen hierbei als Hilfsmittel. Ein Naturschutz, der bestimmte Zielarten favorisiert, kann allerdings auch Probleme in deren Lebensumwelt hervorrufen. Durch die Ausrichtung von Lebensräumen auf die Ansprüche von Einzelarten kann es zur Gefährdung anderer Arten oder von Ökosystemen kommen.

Der Biotopschutz leitet sich ebenfalls aus dem § 20 des Bundesnaturschutzgesetzes ab. Er wird als „Schutz, Pflege, Entwicklung und Wiederherstellung der Biotope (Lebensräume) wildlebender Tier- und Pflanzenarten sowie die Gewährleistung ihrer sonstigen Lebensbedingungen" beschrieben (BnatG § 20 (1) 2). Obwohl sich diese Vorgehensweise des Naturschutzes aus dem Artenschutz herleitet, hat sie doch weitreichendere Auswirkungen. Durch den Schutz eines Biotops oder Biotoptyps wird nicht lediglich eine bestimmte Art geschützt, sondern es werden Voraussetzungen für den Fortbestand ganzer Lebensgemeinschaften geschaffen. Ein Problem bei dieser Vorgehensweise ist darin zu sehen, dass sie zumeist auf einen Erhalt bestimmter Zustände der Biotope ausgelegt ist. Dies kann dazu führen, dass durch aufwendige Pflegemaßnahmen bestimmte landwirtschaftliche Nutzungstypen oder Sukzessionsstadien von Ökosystemen konserviert werden sollen.

Im Verlauf der 80er Jahre wurde die Theorie des Naturschutzes stärker von Gedankengut durchdrungen, das auf Ökosysteme als Funktionseinheiten von Strukturen und Prozessen ausgerichtet ist. Diese den Prozeßschutz einbeziehende Herangehensweise wurde bei der Einrichtung aller Nationalparke im Wattenmeer als Schutzziel festgelegt.

Während bei Arten- und Biotopschutz gesetzliche Vorgaben für die Vorgehensweise des Naturschutzes herangezogen werden können, existieren für den Prozeßschutz verschiedene Definitionen, die parallel zueinander verwendet werden. Im Synthesebericht des schleswig-holsteinischen A-Teils der Ökosystemforschung Wattenmeer (STOCK et al. 1996) wird Prozeßschutz so verstanden, dass er darauf abzielt, die Funktionsfähigkeit des Naturhaushaltes zu schützen und zu erhalten, damit die Steuer-, Aufbau- und Abbauleistungen der Ökosysteme entsprechend der biotischen und abiotischen Standortbedingungen ablaufen können. Prozeßschutz im Nationalpark zielt somit auf die Entwicklung von Ökosystemen mit in ihren räumlich/zeitlichen Gefügen sich selbst regelnden stofflichen, energetischen und informatorischen Abläufen (siehe auch STOCK et al. 1999; PLACHTER & REICH 1994).

Weitergehend wird im Synthesebericht des niedersächsischen B-Teils ELAWAT (DITTMANN et al. 1998) Prozeßschutz dahingehend definiert, dass es sich hierbei um ein Vorgehen handelt, das jegliche menschliche Einflussnahme aus einem Ökosystem heraushält.

JEDICKE (1998) definiert Prozeßschutz in einer differenzierteren Weise: „Prozeßschutz“ bedeutet das Aufrechterhalten natürlicher Prozesse (ökologischer Veränderungen in Raum und Zeit) in Form von dynamischen Erscheinungen auf der Ebene von Arten, Biozönosen, Bio- und Ökotopen, Ökosystemen und Landschaften. Prozeßschutz sieht sowohl den Erhalt

- anthropogen ungesteuerter Dynamik auf mindestens aktuell ungenutzten Flächen unter Einschluß von Sukzessionsprozessen auf vom Menschen veränderten bzw. beeinflussten Standorten, welche zu naturnäheren Stadien führen können (Prozeßschutz im engeren Sinn oder segregativer Prozeßschutz), als auch
- von Nutzungsprozessen, welche eine Kulturlandschafts-Dynamik mit positiven Auswirkungen auf Naturschutzziele (des Arten- und Biozönosen-, Biotop-, abiotischen Ressourcen- und Kulturlandschaftsschutzes) als Nebeneffekt bedingen, ohne dass gezielt betriebene Pflegeeingriffe stattfinden (Nutzungsprozeßschutz oder integrativer Prozeßschutz) vor.

Einem segregativen Prozeßschutz sind in allerdings nicht nur im Binnenland, sondern auch in einigen Bereichen des Wattenmeeres Grenzen gesetzt. Der Vorrang des Schutzes von Leib und Leben durch Küstenschutzmaßnahmen ist hierfür das augenfälligste Beispiel. Hinsichtlich seiner Dimension und Irreversibilität ist der Deichbau sicherlich der bedeutendste Eingriff in die natürliche Dynamik des Wattenmeers (DITTMANN et al. 1998; REISE 1994). Es ist zu prüfen, ob in einigen dieser Bereiche ein aktiver Biotopschutz nicht wesentlich sinnvoller ist. Als Beispiele können hier die Befestigung der Abbruchkanten und ggf. die Aufrechterhaltung der Beweidung in bestimmten Salzwiesenbereichen oder auch die Erhaltung/Schaffung von brackigen Kleinästuaren genannt werden (siehe 4.5).

Aber auch in Gebieten, in denen die wichtigsten natürlichen Prozesse ungestört ablaufen, kann es zu Konflikten zwischen Schutz und Nutzungen kommen. So ist z. B. die Entstehung von Primärlebensräumen als Bruthabitat für bestimmte Vogelarten, wie den Seeregenpfeifer und die Zwergseeschwalbe, eine wichtige Voraussetzung für den Aufbau überlebensfähiger Populationen. Während der Brutzeit müssen diese Plätze aber zusätzlich durch geeignete Maßnahmen vor Störungen geschützt werden. Solch ein Vorgehen zum Erhalt ausgewählter Bestände ist bereits dem Artenschutz zuzurechnen. Ein Beispiel für ein Artenschutzprogramm, das Maßnahmen zum Biotopschutz (Erhalt bzw. Renaturierung bestimmter Gewässer im Bereich der Festlandsmarschen) und zum Prozeßschutz

(Vernetzung von Watt und Marschen) nach sich ziehen würde, wäre die Wiedereinbürgerung des Nordseeschnäpels im Wattenmeer.

4.2.2 Eigenschaften des Wattenmeers unter Schutzaspekten

4.2.2.1 Warum ist das Wattenmeer zu schützen?

Das Wattenmeer ist ein natürlicher bzw. naturnaher Lebensraum, der in dieser Form und Ausdehnung einzigartig ist. Aus dieser Einzigartigkeit und aus einer Bedeutung, die weit über das Wattenmeer selbst hinausgeht, leitet sich seine Schutzwürdigkeit ab. Einige der besonderen Funktionen sollen hier noch einmal aufgeführt werden:

Die Flachwasserzone der Watten ist für etliche Fischarten und Garnelen als Aufwuchsgebiet („Kinderstube“) unerläßlich (s. Kap. 2.4).

Als Rastgebiet auf der ostatlantischen Flugroute vieler Zugvögel kommt dem Wattenmeer eine besondere Bedeutung zu. Nur hier können diese Vögel ausreichend Nahrung aufnehmen und Energiereserven anlegen, um ihre Zugziele zu erreichen („Tankstelle“ des ostatlantischen Vogelzuges). Für weitere Vogelarten ist das Wattenmeer als Mausergebiet oder als Hauptbrutgebiet, in dem sie ihre Jungen ernähren und aufziehen können, von Bedeutung (s. Kap. 2.4).

Die Flachwasserbereiche und Watten weisen eine hohe biologische Produktivität mit hohen Stoffumsätzen auf. Die Remineralisierungskapazität des Systems ist diesem hohen Umsatz angepaßt. Temporär fungiert das Wattenmeer als Senke für partikuläre organische Substanz (s. Kap. 2.3). Ihm kommt dadurch eine wesentliche Funktion im Stoffkreislauf des Küstenmeeres zu.

Um weiter als intaktes Erholungs-, Tourismus- und Fischereigebiet genutzt werden zu können, ist das Wattenmeer auch unter einem mehr ökonomisch ausgerichteten Blickwinkel schützenswert (s. Kap. 3.5, 3.4).

Die Schutzbedürftigkeit des Wattenmeeres leitet sich direkt aus der Gefährdung von Arten, Biotopen und ökologischen Funktionen durch menschliche Aktivitäten ab (s. a. Kap. 2.4).

Belastungen und Nutzungen wie Schadstoffeinträge, erhöhte Nährstoffeinleitungen, Fischerei, Schiffahrt und Tourismus erfuhren im 20. Jahrhundert unter den Bedingungen des modernen Industriezeitalters eine starke Intensivierung und besonders seit den 50er Jahren häufig auch eine neue Dimension. Dementsprechend intensivierten sich die dadurch bewirkten Änderungen im System und seinen Funktionen. Teilsysteme und Biotope wie Austernbänke, Sabellaria-Riffe oder Seegraswiesen wurden reduziert oder verschwanden gänzlich. Andere Arten waren an die veränderten Bedingungen besser angepaßt und vermehrten sich stärker. So kam es unter den Bedingungen des erhöhten und in seinen Anteilen veränderten Nährstoffangebotes beispielsweise bei einigen planktischen und benthischen Algen im Wattenmeer zu Massenvermehrungen, deren Folgewirkungen die betroffenen Teile des Systems temporär überforderten (s. Kap. 3.2).

Die erhöhte Gefährdung wurde an einer Reihe von Symptomen erkennbar und damit fand die Schutzbedürftigkeit des Wattenmeeres - mit einem entsprechenden zeitlichen Versatz - seit den 70er Jahren nach und nach auch Eingang in das gesellschaftliche Bewußtsein und in die Politik der Küstenländer.

4.2.2.2 Dynamik des Wattenmeeres

Ein wesentliches Charakteristikum des Wattenmeeres und für seinen Fortbestand und den Erhalt seiner Funktionen von großer Bedeutung ist seine hohe natürliche Dynamik. Neben den stetigen oder periodischen Veränderungen auf unterschiedlichen zeitlichen und räumlichen Skalen wirken stochastische natürliche Ereignisse wie Sturmfluten oder Eiswinter diskontinuierlich und aperiodisch auf das System.

Dynamische Veränderungen können in sehr unterschiedlichen Ebenen und zeitlichen Skalen stattfinden. Auf das Wattenmeer übertragen kann eine Einteilung nach Zeitskalen vorgenommen werden, um die unterschiedlichen zeitlichen Dimensionen und Wirkungsebenen zu verdeutlichen (Tabelle 4.2.1).

Tabelle 4.2.1: Zeitliche Dimension der Dynamik im Wattenmeer und Beispiele für Ihre Wirkungsebenen

Art und zeitliche Dimension der Dynamik	Beeinflussende Faktoren	Beispiele für Wirkungsebenen
Wetterbedingte Dynamik; Kurzzeitig wechselnd	Wind, Niederschläge, Licht	Sedimentumlagerungen, Rippelformung; Salzgehalte; Photosynthese
Gezeitenabhängige Dynamik 2 mal täglich	Tide	Tideabhängige Wanderungen von Fischen und Krebsen; Nahrungsaufnahme von Vögeln im Eulitoral, Eier- und Larvendrift Sediment- und Nährstofftransporte im System
Tageszeitliche Dynamik 1 mal täglich	Licht	Primärproduktion; Tag-Nacht-Wanderungen
Mondphasenabhängige Dynamik 2 mal monatlich	Tidenhub	Spring- bzw. Nipptide u. damit verbundene Maxima bzw. Minima von Stoffaustausch- und Transportprozessen
Jahreszeitliche Dynamik im Jahresverlauf wechselnd	Temperatur, Licht,	Primärproduktion und damit auch alle nachfolgenden Trophiestufen Jahreszeitliche Wanderungen Larvenansiedlungen
Längerfristige Dynamik Jahre / Jahrzehnte	natürliche Sukzessionen	Dünen(vegetation); Salzwiesen(vegetation); Sedimenttransporte in das / aus dem System;
Langfristige Dynamik Jahrhunderte / Jahrtausende	Kalt- und Warmzeiten	Änderungen des Meeresspiegels, Folgen für die Watten- u. Inselmorphologie

Morphologische Veränderungen

Die Dynamik der Sedimente, ihre ständige Umlagerung und Verfrachtung durch Wellen und gezeiten- und windinduzierte Strömungen, ist ein wesentliches Charakteristikum des Wattenmeeres (s. Kap. 2.2). Entsprechend veränderlich sind die morphologischen Strukturen im Wattenmeer –

Sandrippel, Priele, Sände, Platen und Inseln ändern ihre Gestalt und Lage, wie aus direkten Beobachtungen, Kartierungen, topographischen Wattvermessungen oder Luft- und Satellitenbildern hervorgeht. Großräumige Veränderungen, die mit dem Aus- bzw. Eintrag von Sediment verbunden sind, lassen sich aus einer negativen oder positiven Sedimentbilanz ableiten. Wie in Kap. 2.2.2.3 gezeigt wird, muss man dabei aufgrund der geographischen, hydrographischen und sedimentologischen Unterschiede die verschiedenen Wattenmeerregionen und ihre Tidebecken einzeln betrachten. Die Verlagerung und Verschiebung morphologischer Strukturen im Bereich eines Tidebeckens bewirken in der Regel Veränderungen der hydrodynamischen Bedingungen, die wiederum auf die Sedimentationsprozesse einwirken.

Die im Watt in und auf den Sedimenten lebenden Organismen sind an die natürliche Dynamik auf unterschiedliche Weise angepaßt (ARMONIS 1998). Bedeutsam sind für das System dabei vor allem solche Mechanismen und Strategien, die durch ihre Rückkoppelung wiederum den Sedimenttransport bzw. die Sedimentation beeinflussen. Biogene Strukturen, wie z. B. in den Watten die Miesmuschelbänke, Siedlungen des Bäumchenröhrenwurms und Seegraswiesen oder im terrestrischen Bereich die Vegetation der Salzwiesen und Dünen sind Beispiele für diesen biogenen Einfluss auf das Sedimentationsgeschehen (s. Kap. 2.2.4 und Kap. 2.4).

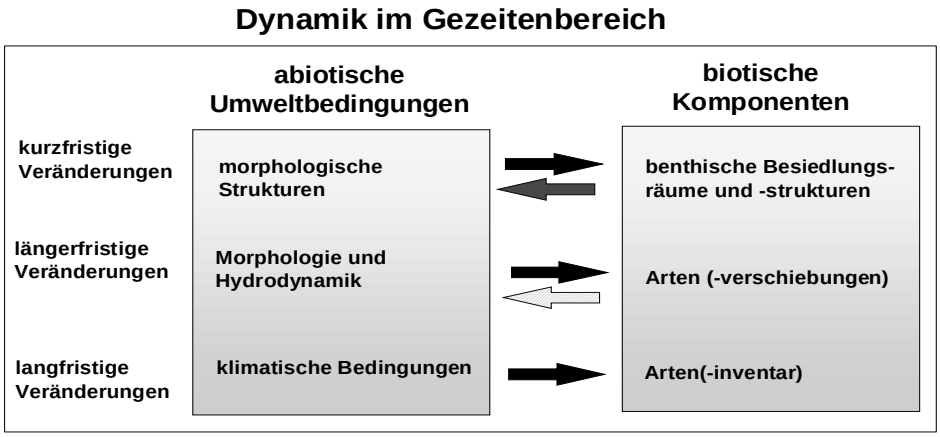


Abb. 4.2.1: Dynamik im Gezeitenbereich - Wechselwirkungen biotischer und abiotischer Komponenten

In Abhängigkeit der Veränderungen der abiotischen Bedingungen sind die Organismen, Populationen und Lebensgemeinschaften im Wattenmeer ebenso einer hohen Dynamik unterworfen, mit erheblichen Bestandsschwankungen in den Populationen und Lebensgemeinschaften (Abb. 4.2.1).

Ähnlich der natürlichen Dynamik treten viele der anthropogen bedingten Veränderungen, insbesondere größflächig wirkende, vergleichsweise langsam zutage und erstrecken sich über Jahre oder auch Jahrzehnte. Zum Beispiel sind die sedimentologischen und morphologischen Veränderungen infolge des Deichbaus bis heute nicht abgeschlossen (s. Kap. 0) und die benthische Besiedlung der Rinnen ist stetiger Veränderung durch die Fischerei unterworfen (REISE et al. 1998). Aus Sicht des Naturschutzes ergeben sich aus diesen langsamen Veränderungen mehrere Probleme:

Der anthropogene Anteil an den Veränderungen ist häufig nicht eindeutig gegenüber den natürlichen Entwicklungen und Schwankungen abgrenzbar und wissenschaftlich - wenn überhaupt - nur mit hohem Aufwand und mit Hilfe von Referenzgebieten und Langzeitdaten erfaßbar.

Angesichts der zeitlichen Dimensionen besteht die Gefahr, dass der aktuelle, einmal erreichte Zustand als gegeben angenommen und als „weitgehend naturnah“ akzeptiert wird. Deshalb sind ökologische Langzeitbeobachtungen und Zielvorstellungen im Wattenmeerschutz von besonders großer Bedeutung (s. Kap. 4.3 u. 4.4).

Ein wesentliches Problem besteht vielfach auch darin, dass man Veränderungen zu spät wissenschaftlich eindeutig zuordnen kann, um im Fall anthropogener Ursachen Gegenmaßnahmen wirksam einleiten zu können. In solchen Fällen muss das im Naturschutz gültige und angewandte Vorsorgeprinzip greifen. Bereits ein begründeter Verdacht und das Aufzeigen eines plausiblen Zusammenhangs zwischen einer Veränderung und einer anthropogenen Aktivität oder Nutzung muss ausreichen, um Schutzmaßnahmen einzuleiten. Durch ein Monitoring müssen dann die beobachteten Veränderung und auch die Wirksamkeit der eingeleiteten Maßnahmen langfristig überprüft werden.

Besiedlung des Lebensraums

Ebenso wie die morphologischen Veränderungen in dem geologisch relativ jungen Wattenmeer anhalten, kann man auch die Besiedlung des Lebensraumes nicht als abgeschlossen ansehen. Beispielsweise können sich infolge weiterer Erwärmung ggf. auch künftig weitere, ursprünglich in wärmeren Gebieten beheimatete Arten im Wattenmeer ansiedeln, wie es bereits die Meeräsche (*Chelon labrosus*) getan hat. Viele durch den Menschen in das Gebiet eingeschleppte Arten wie vor langer Zeit die Sandklaffmuschel (*Mya arenaria*) oder erst kürzlich die Schwertmuschel (*Ensis americanus*) konnten sich in der Vergangenheit hier etablieren. Festzustellen ist aber auch, dass bisher nicht beobachtet werden konnte, dass durch die eingeschleppten Organismen vorhandene Arten verdrängt wurden. Man kann daraus schließen, dass das Arteninventar und die Besiedlung des Wattenmeeres ebenso wenig feststehend und abgeschlossen ist wie die morphologische Entwicklung (REISE 1993, 1994)

Diese für das Wattenmeer charakteristischen Veränderungen von abiotischen und biotischen Faktoren stellen hinsichtlich des Schutzes eines solchen Systems besondere Anforderungen. Ansätze, die einen bestimmten Zustand zu konservieren suchen, sind hier in besonderem Maße ungeeignet. Vorzuziehen sind dagegen Schutzansätze und -ziele, die einer weiteren, möglichst natürlichen Entwicklung Rechnung tragen.

Stabilitätseigenschaften

Die einzelnen Teilsysteme und Komponenten des Wattenmeeres haben die Fähigkeit, auf Störungen zu reagieren und nach einer gewissen Zeit in einen ähnlichen oder der Ausgangssituation entsprechenden Zustand zurückzukehren. (DITTMANN et al. 1998). Um die Prozesse und Mechanismen, die diese Art von Stabilität ermöglichen, besser zu verstehen, wurden im niedersächsischen B-Teil der Ökosystemforschung (ELAWAT) die untersuchten biotischen und abiotischen Komponenten des Systems hinsichtlich ihrer Stabilitätseigenschaften diskutiert. Die Analyse zeigte, dass die Stabilitätseigenschaften je nach Kenngröße und betrachteter zeitlicher und räumlicher Skala stark variieren. Die untersuchten abiotischen (meteorologische, hydrographische, morphologische und sedimentologische Bedingungen sowie der „Sedimentchemismus“) und biotischen Faktoren (bakterielle Leistungen, Mikrophytobenthos, Phytoplankton, Makrozoobenthos und Rastvögel) zeigen auf kleinen Skalen hohe Variabilitäten, auf mittleren Skalen zunehmend Konstanz oder nach Störungen Resilienz und auf größeren Skalen Persistenz.

Die wichtigsten Stabilitätseigenschaften der Organismen des Wattenmeeres bestehen in deren hohen funktionalen Diversität, ihrer Mobilität sowie ihren hohen Reproduktionsraten.

Hinsichtlich der Stabilitätsmechanismen und damit der Regenerationsfähigkeit einzelner Faktoren oder Teilsysteme spielen auch die Gezeiten eine herausragende Rolle. Die Gezeiten prägen nicht nur primär die Morphologie, Hydrodynamik und Sedimentologie sondern durch und über diese sekundär praktisch auch alle entscheidenden biologischen Prozesse im Wattenmeer (DITTMANN et al. 1998).

Beispiele

Zahlreiche augenscheinliche Beispiele für die Fähigkeit zur Regeneration gab es während der Ökosystemforschung auf allen Ebenen des Systems.

Teilsystemebene - Schwarze Flächen im Juni 1996

Infolge des Auftretens großflächiger anoxischer Sedimentoberflächen im Frühjahr 1996 im Niedersächsischen Wattenmeer wurde in einigen Gebieten das gesamte benthische System massiv gestört bzw. zerstört. Die Regeneration der betroffenen Flächen von bis zu mehreren Quadratkilometern Größe ging von einer dünnen oxischen Sedimentschicht aus, die sich infolge eines Wetterumschwungs (Starkwind, Abkühlung) bildete. Diese reichte aus, um Larven und juvenilen Stadien verschiedenster Benthosorganismen Ansiedlungsmöglichkeiten zu geben. Durch hohe Siedlungsdichten junger Muscheln *(Macoma balthica, Mytilus edulis, Ensis americanus* und *Cerastoderma edule*) aber auch juveniler Pierwürmer (*Arenicola marina*) konnten Bioturbationsprozesse zuerst in den obersten und mit dem Wachstum der Organismen später im Jahr auch in tieferen Sedimentschichten wieder einsetzen. Mit der Ausprägung der oxischen Schicht und dem wechselwirkenden Anstieg der Bioturbation und Bioventilation normalisierte sich auch der Sedimentchemismus von oben nach unten und kann inzwischen als regeneriert bezeichnet werden.

Populationsebene - Seehundsterben 1988 und Regeneration

Die Population der Seehunde im Wattenmeer erlitt im Jahr 1988 aufgrund einer Virusepedemie (Seehundstaupe) einen sehr starken Einbruch. Nur etwa ein Drittel der Seehunde überlebte die Seuche. Es wird angenommen, dass die Widerstandskraft der Tiere durch die Belastung mit Chlorkohlenwasserstoffen und anderen Umweltgiften herabgesetzt war und die Epidemie so stärker um sich greifen konnte (SCHWARZ & HEIDEMANN 1994). In den Folgejahren erholten sich die Seehundsbestände sehr gut und ihre Zahl liegt heute bereits weit über der vor der Seuche (DE JONG et al. 1999).

Die in beiden Beispielen dargestellte erfolgreiche Regeneration darf hinsichtlich des Schutzes nicht zu einer Überschätzung von Stabilität und Regenerationsfähigkeit führen. Die Frage, wann es tatsächlich zu einer Überlastung des Systems oder von Teilsystemen kommt, kann vor allem auf Grund der Komplexität der Zusammenhänge letztlich nicht exakt beantwortet werden. In einigen Bereichen gibt es bereits heute langfristige und z. T. irreversible Veränderungen. Eine besondere Rolle spielen dabei vor allem permanente und großflächige anthropogene Einflüsse, die letztlich durch Akkumulation der Einwirkungen oder im Zusammenspiel mit episodischen Ereignissen die natürliche Regenerationsfähigkeit und Stabilitätseigenschaft überfordern können (GRIMM et al. 1999).

4.2.2.3 Anthropogene Einflüsse

Alle aufgrund anthropogener Handlungen hervorgerufenen Antworten des Systems bzw. seiner einzelnen Kompartimente sind letztlich nicht berechen- oder vohersagbar. Dessen ungeachtet ist es möglich, die Auswirkungen anthropogener Einflüsse unter bestimmten Rahmenbedingungen zu charakterisieren. Entsprechend den Schwerpunkten der Ökosystemforschung werden im folgenden die Einflüsse des Deichbaus, der Nähr- und Schadstoffzufuhr sowie der Fischerei und des Tourismus zusammenfassend beschrieben und eingeschätzt. Damit wird eine Grundlage für eine Bewertung anthropogener Einflüsse geliefert, die im Prinzip nach dem im Rahmen der Ökosystemforschung Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer erarbeiteten raumbezogenen Bewertungsverfahren (STOCK et al. 1999) erfolgen kann. Dieses Bewertungsverfahren, auf das im Kapitel „Ziele und Leitbilder“ noch näher eingegangen wird (Kap. 4.3.7), setzt sich aus drei Schritten zusammen: Im ersten Schritt wird

eine Raumcharakterisierung anhand von Kriterien vorgenommen, die die Bedeutung des Raumes sowohl für die natürliche Entwicklung der Arten, Artengemeinschaften und Lebensräume als auch für den Menschen beschreiben. Damit soll die reale Situation, der Ist-Zustand, charakterisiert werden. In einem zweiten Schritt erfolgt die Formulierung eines Soll-Zustandes, mit dem der Ist-Zustand im dritten Schritt, der Konfliktanalyse, verglichen werden kann. Die Formulierung des Soll-Zustandes orientiert sich in einem Nationalpark Wattenmeer zum einen an dem Leitbild der natürlichen Entwicklung (fiktives Szenario „Das Wattenmeer als Naturlandschaft“), zum anderen werden sozioökonomische Aspekte sowie die „Geschichte“ des Schutzgutes berücksichtigt (STOCK et al. 1999). Die Autoren betonen in ihren Ausführungen, dass eine Bewertung per se nur vor dem Hintergrund von Werten und Normen stattfinden kann, die gesellschaftlich entwickelt werden, eine Bewertung allein aus der Ökologie heraus ist nicht möglich. Bei dem von ihnen erarbeiteten Bewertungsverfahren kommen Werte und Normen vor allem bei der Formulierung des Sollzustandes und bei der Konfliktanalyse zum Tragen, aber auch schon der erste Schritt, die Raumcharakterisierung, enthält normative Elemente: Nicht nur mit der Auswahl des Raumes, auch mit der Auswahl der Raumeigenschaften, auf die dabei im wesentlichen abgehoben wird, wird der Blickwinkel definiert, unter dem das System betrachtet wird. Letztlich beinhaltet eine Charakterisierung also immer eine „Sichtweise“, die sich z. B. an einem übergeordneten Leitbild orientiert (STOCK et al.1999, s. a. Kap. 4.3). Diese Sichtweise ist in den Wattenmeer-Nationalparken von dem Schutzziel „Prozeßschutz“ geprägt (Kap. 4.2.1.2), das auch in dem leitenden Grundsatz der trilateralen Wattenmeerpolitik, „soweit wie möglich ein natürliches und sich selbst erhaltendes Ökosystem, in dem natürliche Prozesse ungestört ablaufen können, zu erhalten“, zum Ausdruck kommt (CWSS 1992; s. a. Kap. 4.3).

Im folgenden wird analog zur Raumcharakterisierung des von STOCK et al. (1999) vorgeschlagenen Bewertungsverfahrens eine Charakterisierung der anthropogenen Einflüsse vorgenommen. Dabei wird gegenüber dem o. g. Bewertungsverfahren der Fokus verändert: Betrachtet wird nicht die „Qualität des Raumes“ (Funktion, Eigenschaft), sondern die „Qualität der anthropogenen Einflüsse auf den Raum“ (Art, Ausmaß). Bezugsgröße ist das Ökosystem Wattenmeer als Einheit. Betrachtet wird die Wirkung der Einflüsse auf die Merkmale, die als schutzrelevant für das Ökosystem Wattenmeer identifiziert wurden (Kap. 4.2.2.1, 4.2.2.2) wie seine Dynamik und Regenerationsfähigkeit, seine Funktionen (z. B. „Kinderstube“ für Fische und Krebse, „Trittstein“ oder „Drehscheibe“ des ostatlantischen Vogelzuges) oder die charakteristischen Prozesse (z. B. Remineralisierung, Sedimentation/ Erosion, biologische Produktion).

Die Einflüsse selbst werden nach ihren Effekten in Raum und Zeit charakterisiert als

sehr langfristig: ein Zeitraum von Jahrhunderten

langfristig: ein Zeitraum von Jahrzehnten

kurzfristig: ein Zeitraum von maximal wenigen Jahren

großräumig: gesamtes Wattenmeer, große Teile davon oder auch ganze Teillebensräume (z. B. das Sublitoral)

kleinräumig: einzelne Regionen oder lokale Gebiete

Zusätzlich muss zwischen dem Ausmaß des anthropogenen Einflusses selbst und dem seiner Auswirkungen differenziert werden, da beide unterschiedliche Dimensionen haben können. So ist z. B. davon auszugehen, dass die einzelne durch einen Wattwanderer verursachte Störung sich allenfalls kurzfristig und kleinräumig auswirkt. Da Wattwandern allgemein in vielen Bereichen des Wattenmeeres einen Teil der Freizeitaktivitäten darstellt und auch in Zukunft wohl weiterhin ausgeübt

werden wird, ist der Einfluss insgesamt aber als großflächig und langfristig zu bezeichnen. Neben der Beschreibung der Auswirkungen auf das Ökosystem fließen in solchen Fällen ökonomische und gesellschaftliche Kriterien - wie Verbreitung oder Bedeutung einer Aktivität und ihre Weiterführung in der Zukunft - in die Einschätzung des Einflusses ein. Diese breitere Sichtweise ist erforderlich, weil bei vielen fortlaufenden Einflüssen eine Wiederherstellung der beeinträchtigten Eigenschaften, Funktionen und Prozesse, somit eine Regeneration des Systems, zwar grundsätzlich möglich erscheint, sie aber erst einsetzen kann, wenn gesellschaftlicher Konsens besteht, den Einfluss zu beenden.

Küstenschutz / Deichbau

Das Watt bildet als Ökoton eine Übergangszone zwischen Meer und Festland, mit natürlicherweise offenen Grenzen sowohl zum offenen Meer als auch zum Festland hin. Der Küstenschutz hat durch Deichbau die Grenzen dieses Systems zum Land hin festgelegt und übt seine Wirkung, sieht man von den Anfängen einmal ab, seit etwa 700 Jahren auf das Watt aus (HOMEIER 1978).

Die im Vergleich zur natürlichen Grenze Wattenmeer–Land künstliche Deichlinie beEinflusst die Hydrodynamik, die Morphologie und das Sedimentationsgeschehen im Watt stark (s. Kap. 2.2.3.5). Insbesondere der in diesem Jahrhundert perfektionierte Deichbau ist deshalb als weitreichender Eingriff des Menschen in das Ökosystem Wattenmeer anzusehen.

Durch den Deichbau werden Teillebensräume, eine Reihe von Prozessen, aber auch Arten und Populationen in Mitleidenschaft gezogen. Der Deichbau führte zu einem fast lückenlosen Abschluß des Meeres vom Festland. Damit gingen dort die natürlichen Übergangsbereiche und auch die natürlichen Mündungen der Flüsse und Kleingewässer verloren. Für kata- und anadrome Fischarten besteht nahezu keine Möglichkeit mehr, ihrem natürlichen Reproduktionsverhalten zu folgen und zwischen Salz- und Süßwasser zu wechseln. Der gleichzeitige Verlust von ausgedehnten Brackwasserarealen bedeutet auch den Verlust von typischen Habitaten und damit eine Veränderung der Artenzusammensetzung im Gesamtsystem.

Küstenweit führt das veränderte Strömungsregime zur Entwicklung von Küstenlinien mit einem Verlust von Salzwiesen und damit Sedimentationsräumen. Küstennahe geeignete Areale für Seegraswiesen gingen im Zuge dieser Entwicklung ebenfalls verloren. Die veränderten Strömungsbedingungen bewirkten in der Summe einen Verlust an Schlickwatten und einen Export von Sandfrachten aus dem Wattengebiet hinaus (s. a. Kap. 2.2.3.5). Durch den Verlust an Schlickwatten gingen wichtige Habitate für daran gebundene Benthosorganismen verloren. Diese Entwicklungen halten bis heute an (s. Kap. 1.1.2). Damit kam und kommt es zu systemumfassenden Veränderungen wie u. a. Populationsverschiebungen im Benthos, Phytobenthosreduktion durch erhöhte Schwebstoffgehalte, über verringerte Biostabilisation zu weiterer Erosion, Verlust von Nahrungsgebieten für Vögel und insgesamt zu veränderten Rückkopplungen zwischen Biota und Sediment.

Da sich der Einfluss der von Den Helder bis Esbjerg nahezu geschlossenen Deichlinie auf die Dynamik des gesamten Wattenmeeres auswirkt, ist er als großräumig zu beschreiben. Die durch den Jahrhunderte andauernden Deichbau hervorgerufenen Reaktionen des Ökosystems, das z. T. schon auf regionale Baumaßnahmen Jahrzehnte und länger reagiert, charakterisieren diesen Einfluss als sehr langfristig.

Eine Regeneration von Teillebensräumen, der damit verbundenen Prozesse und Artengefüge erscheint zumindest in Teilbereichen bei Wegfall der geschlossenen Deichlinie nicht ausgeschlossen, obwohl der ursprüngliche Zustand kaum zu erreichen sein wird. Aufgrund der gesetzlich verankerten,

zentralen und unbestrittenen Rolle des Deichbaus und der Deicherhaltung im Küstenschutz ist davon auszugehen, dass dieser gesellschaftliche Konsens auch in Zukunft Bestand haben wird.

Nähr- und Schadstoffzufuhr

Entgegen der sonstigen Betrachtungsweise in dieser Arbeit werden die systembezogenen Auswirkungen anthropogener Einträge von Nähr- und Schadstoffen in diesem Kapitel gemeinsam erörtert und zusammengefaßt. Unabhängig davon, ob es sich um Einträge über Punkt- oder diffuse Quellen handelt, wird die systemweite Verbreitung und ggf. Wirksamkeit als wesentliche gemeinsame Eigenschaft dieser Stoffe gewertet. Für die stofflichen Einflüsse muss der Systembegriff über das Wattenmeer hinaus auf die küstennahe Nordsee ausgedehnt werden (Senkenfunktion der küstennahen Nordsee, Import- und Exportfunktion des Wattenmeeres, (s. Kap. 3.2). Nicht betrachtet werden im folgenden Auswirkungen einzelner Stoffe, sondern die möglichen Einflüsse von Stoffeinträgen auf das gesamte System.

Der anthropogen erhöhte Nährstoffeintrag hat über die Steigerung der Primärproduktion und Verschiebungen in der Artenzusammensetzung des Phytoplanktons Wirkungen auf vermutlich allen Trophieebenen. Die Massenvermehrung von benthischen Makroalgen führt z. B. trophisch in eine Sackgasse. Diese Algen werden kaum durch höhere Trophiestufen genutzt und müssen deshalb nach dem Absterben durch heterotrophe Mikroorganismen remineralisiert werden. Dies führt temporär auf mehr oder weniger großen Flächen zu einer Überlastung des aeroben Abbaus und zu Sauerstoffmangel. Auch sedimentierende Phytoplanktonblüten können in strömungsberuhigten Bereichen eine ähnliche Wirkung haben. Blüten toxischer Algen können über die Trophieebenen bis hin zum Menschen schädlich wirken.

Schadstoffe entfalten ebenfalls Wirkungen auf allen Trophieebenen, z. T. werden sie über das Nahrungsnetz akkumuliert. Besondere Beachtung müssen die hormonell wirksamen Stoffe erfahren, da sie in die Reproduktionsfähigkeit von Populationen, Arten oder auch ganzen Tiergruppen eingreifen. Aber auch die aus Unfällen oder diffusen Quellen stammenden Mineralöl-Kohlenwasserstoffe, bei denen es im allgemeinen nicht zu einer Anreicherung in der Nahrungskette kommt, können sich schädigend auf das Vermehrungspotential zahlreicher Meereslebewesen auswirken (BERNEM & LÜBBE 1997). Die Belastungen mit Schadstoffen können direkt oder auch indirekt negative Auswirkungen auf die Widerstandskraft von Organismen gegenüber anderen Belastungen, wie z. B. Infektionen und Parasitenbefall, haben oder Nahrungsmangel bewirken. Auf Systemebene kann das eine hohe Belastung des Regenerationspotentials bzw. eine Gefährdung der Stabilität auf der Ebene der Population bedeuten.

Der Haupteinstrom der Nährstoffe in die Nordsee erfolgt über den Atlantischen Ozean. Die küstennahen hohen Nährstoffkonzentrationen werden aber im wesentlichen durch landseitige diffuse Quellen anthropogenen Ursprungs verursacht. Diese Quellen sind auch für die oft hohen Schadstoffkonzentrationen im Bereich der Küste und von Ballungszentren verantwortlich. Regional hohe Punkteinleitungen werden durch Strömungen im System verteilt und können sich auf das gesamte System auswirken. Prinzipiell geht auch der Eintrag von Mineralöl überwiegend von diffusen Einleitungen aus. Schätzungen zufolge sind weltweit nur knapp 20 % der Öleinträge auf Tankerunfälle zurückzuführen, den größten Teil machen die sogenannten chronischen Einleitungen aus (landseitige und atmosphärische Einleitungen, natürliche Quellen, Einleitungen aus dem Betrieb von Tankern und anderen Schiffen, Einleitungen aus Ölförderungsaktivitäten auf See) (IMO 1990).

Abgesehen von unfallbedingten Sondersituationen muss der Einfluss der Nähr- und Schadstoffe folglich als großräumig mit Schwerpunktgebieten charakterisiert werden. Die Einschätzung des zeitlichen Ausmaßes dieses Einflusses ist aufgrund der Komplexität der Wirkzusammenhänge

ungleich schwieriger. So ließen sich in der Wassersäule beim Stickstoff sehr rasch deutliche Effekte der Reduzierung der Nährstoffeinträge beobachten, während bei Phosphat erhebliche zeitliche Verzögerungen festzustellen waren. Darüber hinaus ist das Schicksal der persistenten organischen Verbindungen noch völlig ungeklärt. Insbesondere wegen der langsamen Freisetzung der Schad- und Nährstoffe aus dem Sediment muss zusammenfassend davon ausgegangen werden, dass die Regeneration zu einem weitgehend unbelasteten System noch Jahrzehnte in Anspruch nehmen wird und auch nur erfolgen kann, wenn die Eintragsmengen weiterhin deutlich reduziert werden. Grundsätzlich erscheint eine Regeneration des Systems aber langfristig möglich. Da die Senkung der Einleitungsmengen aber häufig von hoher ökonomischer Tragweite ist und zudem in den meisten Fällen nur international über in der Regel langwierige politische und administrative Wege erfolgen kann, werden die Konzentrationen und der systemweite Einfluss der Schad- und Nährstoffe nur sehr langfristig veränderbar sein.

Einen besonderen Fall von Belastung stellen Unfälle wie z. B. Schiffsunglücke dar, bei denen innerhalb kurzer Zeiträume größere Mengen eines Stoffs, z. B. Öl, meist punktförmig eingetragen werden. Die Auswirkungen im Wattenmeer hängen von einer Reihe von Faktoren ab, die stoff- und gebietsspezifisch sind. So spielen die Menge des eingetragenen Stoffs, seine Toxizität, Persistenz und sein Verhalten im Wasser, z. B. seine Löslichkeit, eine Rolle, aber auch Wind, Wetter und Strömungen im Eintragsgebiet. Im Fall einer Kontamination des Sediments sind darüber hinaus das Eindringverhalten, die Abbaubedingungen (oxische oder anoxische Bedingungen) und die Remobilisationsfähigkeit für das Schicksal des Schadstoffs und damit auch die Wirkung im Ökosystem Wattenmeer von großer Bedeutung. Weiterhin ist entscheidend, welche Habitate und, im Zusammenhang damit, welche biologischen Komponenten getroffen werden. So regeneriert z. B. ein einzelner, mit Öl kontaminierter Sandstrand auf Grund der dort herrschenden guten Sauerstoffbedingungen schnell. Der Einfluss wird daher als kurzfristig und kleinräumig eingeschätzt. Aufgrund der Kleinräumigkeit und der niedrigen biologischen Produktion in diesem Lebensraum werden nur geringe Auswirkungen auf das gesamte Ökosystem erwartet. Ein vom Umfang her vergleichbarer Öleintrag in ein Schlickwatt ist zwar ebenfalls kleinräumig, aber wegen der geringen Verfügbarkeit von Sauerstoff von langfristig anhaltender Wirkung sowohl auf die Individuendichte und das Artengefüge als auch auf die biologische Produktion, die Nahrungskette und die Reproduktion der betroffenen Arten. Eine Regeneration dürfte sich über 10 Jahre und länger erstrecken.

Bei Unfällen mit einem Austritt größerer Schadstoffmengen kann davon ausgegangen werden, dass die kontaminierten Gebiete meist langfristig und in der Regel auch auf mehreren bzw. allen Systemebenen betroffen sein werden. Es ist jedoch nicht zu erwarten, dass das gesamte Wattenmeer mit allen Teillebensräumen und Prozessen in Mitleidenschaft gezogen wird, so dass Regenerationspotential für die betroffenen Gebiete vorhanden ist. Da zudem selbst persistente Schadstoffe langsam abgebaut oder remobilisiert und ausgetragen werden, ist insgesamt eine Regeneration nach Abklingen der Kontamination möglich.

Fischerei

Die im deutschen Wattenmeer ausgeübte Fischerei konzentriert sich im wesentlichen auf die Zielarten Garnele und Miesmuschel. Gefischt wird mit Baumkurren bzw. Muscheldredgen. Dabei wird nicht nur die Zielart aufgenommen, sondern ebenfalls große Mengen an Beifang. Zudem wird die Sedimentstruktur gestört (s. Kap. 3.4.4).

Durch die flächenhafte Ausübung der Muschelfischerei, der damit verbundenen Entnahme der Muscheln und der Zerstörung ihres Lebensraumes (Erosion biogener Ablagerungen, Schädigung der Aufwuchsorganismen und der vielfältig assoziierten Bewohner der Muschelbank) kann es nach

neueren, z. Z. noch in der Diskussion stehenden Untersuchungen zu Veränderungen im Sedimenthaushalt auch größerer Gebiete kommen. Ebenfalls betroffen ist das Besiedlungspotential von Wattbewohnern, die auf den Lebensraum Miesmuschelbank oder die spezifischen Sedimentqualitäten angewiesen sind (s. Kap. 3.4.4). Es werden auch Arten in Mitleidenschaft gezogen, die nur in bestimmten Lebensphasen, z. B. als Larve oder juveniles Stadium, auf den Lebensraum Muschelbank angewiesen sind (s. Kap. 2.4.2.1). Wird der Miesmuschelbestand stark ausgedünnt, wird auch die Filtrierleistung eingeschränkt, ein Umstand, der wiederum das Algenwachstum begünstigen und im Fall von Massenvermehrungen der Algen die Stabilität des Systems beeinträchtigen kann (s. Kap. 3.2). Eine nicht an die starken Schwankungen der Bestände angepaßte Entnahme von Muscheln aus eulitoralen Bänken kann die Ausbildung von natürlichen Bänken verhindern.

In der Garnelenfischerei mehren sich Anzeichen einer Überfischung der Garnelenpopulation (s. Kap. 3.4.4.2). Aufgrund der zentralen Stellung der Garnelen im Gesamtsystem könnte eine Reduktion ihres Reproduktionspotentials zu Verschiebungen in den Räuber-Beute-Beziehungen u.a. zahlreicher Benthos- und Fischarten führen. Der bei der Garnelenfischerei hohe Anteil an Discard (rückgeworfener Beifang, bis 90 % des Gesamtfangs) verbessert nachweislich die Ernährungssituation einer Vielzahl von Seevögeln. Dadurch werden zwischenartliche Konkurrenzbedingungen verändert, die bis zu Populations- und Artenverschiebungen in der Avifauna führen können.

Die Garnelenfischerei ist nahezu im gesamten Wattenmeer zulässig und wird in allen geeigneten Bereichen, vornehmlich in den Baljen und Tiefs, in den Prielen und an den Prielrändern, ausgeübt. Sie hat eine lange Tradition und es besteht der gesellschaftlicher Konsens, die Garnelenfischerei als typische Wirtschaftsform an der Wattenmeerküste zu erhalten. Ihr Einfluss ist daher als großräumig und als langfristig bis sehr langfristig zu bezeichnen. Auch wenn es heute Anzeichen für eine Überfischung gibt, erscheint eine Regeneration der Garnelenbestände bei einer an die Bestandsentwicklung angepaßten fischereilichen Entnahme sehr wahrscheinlich. Bei einer Verringerung des Beifangs und damit auch der Discards ist von einer Rückentwicklung der Populations- und Artverschiebungen auszugehen. Nicht einzuschätzen sind z. Z. die langfristigen Auswirkungen der Garnelenfischerei auf das Benthos und die Artenzusammensetzung der Fischfauna, da Referenzgebiete ohne Fischerei als Vergleichsflächen fehlen.

Im Wattenmeer sind zwar größere Bereiche von der Miesmuschelfischerei ausgenommen, in Schleswig-Holstein z. B. das gesamte Eulitoral, die befischbaren Flächen umfassen aber so große zusammenhängende Bereiche, z. B. in den Niederlanden das gesamte westliche Wattenmeer und in Niedersachsen mit einzelnen Ausnahmen das Ostfriesische Wattenmeer und das Hohe Weg Watt, dass der Einfluss insgesamt als großräumig zu bezeichnen ist. Befischte Flächen können nach einem neuen Brutfall in der Regel wieder besiedelt werden, so dass eine Regeneration grundsätzlich gegeben ist. Da die Ausbildung des Lebensraums Muschelbank mit seinen strukturellen und funktionellen Besonderheiten allerdings mehrere Jahre dauert, verhindert wiederholtes Befischen das Entstehen reifer Bänke. Damit entfallen auch die für das Ökosystem Wattenmeer bedeutsamen Funktionen. Auch die kommerzielle Miesmuschelfischerei wird schon seit Jahrzehnten ausgeübt und über ihren Fortbestand besteht ebenfalls gesellschaftlicher Konsens, so dass ihre Auswirkungen zumindest als langfristig anzusehen sind.

Tourismus

Der Tourismus ist eine Haupterwerbsquelle der Wattenmeerregion. Viele Besucher verbringen ihren Urlaub am Wattenmeer, weil sie eine natürliche Landschaft erleben wollen. Dieser für den Naturschutz förderliche Aspekt wird jedoch von vielfältigen Einflüssen des Tourismus auf die Lebensräume und die Tier- und Pflanzenwelt des Wattenmeeres begleitet.

Gut untersucht sind die Auswirkungen von Störungen auf Vögel und Seehunde. Störeinflüsse können sich auf der Ebene des Individuums, der Population, der Biozönose und des Ökosystems auswirken (STOCK 1994, STOCK et al. 1994). Während Auswirkungen von Störreizen auf der Ebene des Individuums z. B. durch physiologische Messungen festgestellt werden können, sind Auswirkungen auf höheren Ebenen des Systems, also auf der Ebene der Population, der Biozönose oder des Ökosystems schwerer nachzuweisen, da Effekte in komplexen Systemen in der Regel nicht monokausal auf einzelne Einflüsse zurückgeführt werden können (vgl. Kap. 3.5). Dennoch zeichnen sich in der ökologischen Wirkungsforschung Zusammenhänge ab, die einen besonderen Schutz der Systemkomponenten erforderlich machen. Bei Vögeln sind Einflüsse insbesondere auf die Verteilung (z. B. Abdrängen auf nicht optimale Nahrungsflächen) und das Verhalten der Tiere (z. B. Unruhe, vermehrtes Auffliegen) zu verzeichnen, die dann wiederum auf die Fitness des Individuums wirken und darüber zu Veränderungen in der Reproduktionsfähigkeit, Rekrutierung und letztlich der Populationsstruktur führen können (STOCK 1994).

Touristische Aktivitäten wie Badebetrieb, Watt- und Strandwandern, Ausflugsfahrten, Wassersport, Drachen steigen lassen oder auch Radfahren finden nahezu im gesamten Wattenmeer und den angrenzenden Gebieten statt. Während schwer erreichbare Gebiete, z. B. Außensände oder tief liegende Wattplaten, nur selten aufgesucht werden, kommt es in touristisch bevorzugten Gebieten wie den Inseln, den Badeorten an der Küste, aber auch in stark frequentierten Wattenbereichen (z. B. Cuxhavener/Neuwerker oder Baltrumer Watt) besonders während der Haupturlaubszeiten zu großflächigen Beanspruchungen. Hinzu kommt, dass die mit der touristischen Nutzung verbundene Infrastruktur (Fährverkehr, Campingplätze, Flugplätze, Straßen, Parkplätze) ebenfalls in der gesamten Wattenmeerregion verteilt ist. Der Einfluss des Tourismus wird daher als großflächig mit Schwerpunktbereichen eingeschätzt. Wie oben angeführt sind die durch die einzelnen touristischen Aktivitäten ausgelösten Störungen in der Regel kurzfristig und beeinträchtigen die betroffenen Arten und Lebensräume nur vorübergehend. In stärker touristisch genutzten Räumen kann die Summe der Störungen und ihre Stetigkeit z. B. bei der Avifauna bis zu Auswirkungen auf der Populationsebene führen. Diese Auswirkungen ließen sich bei Einstellung der Störungen kurz- bis langfristig beheben. Aufgrund seiner sehr hohen ökonomischen Bedeutung für den Küstenraum auch in der Zukunft, ist der touristische Einfluss aber als sehr langfristig anzusehen. Abgesehen von baulichen Veränderungen scheint der Tourismus keinen direkten Einfluss auf die Regenerationsfähigkeit des Systems zu haben. Wesentliche, das Ökosystem des Wattenmeer prägende Prozesse werden nur gering oder gar nicht beEinflusst.

Punktuelle Störungen erweisen sich als kurzfristig beEinflussbar, wie z. B. durch das zeitliche Absperren von Vogelbrutgebieten in touristisch genutzten Zonen. Durch Tourismuskonzepte, die die Besucher lenken, werden Störungen besser steuerbar bzw. sind zu mildern.

4.2.3 Literatur

ARMONIS, W. (1998) Driftendes Benthos im Wattenmeer: Spielball der Gezeitenstömungen? In: GÄTJE, C. & REISE, K. (Hrsg.): Ökosystem Wattenmeer: Austausch, Transport und Stoffumwandlungsprozesse. Springer, Berlin: 473-498

BERNEM, C. v. & LÜBBE, T. (1997) Öl im Meer - Katastrophen und langfristige Belastungen. Darmstadt: Wiss. Buchges. 177 S.

Bundesgesetzblatt (1998) Teil I. Bekanntmachung der Neufassung des Bundesnaturschutzgesetzes v. 21. Sept. 1998, Bundesanzeiger Verlagsges. m.b.H. Bonn, (66) 2994-3012.

CWSS – Common Wadden Sea Secretariat (Hrsg.) (1992) Ministererklärung der 6. Trilateralen Regierungskonferenz zum Schutz des Wattenmeeres. Esbjerg, 13. November 1991:152 S.

DE JONG, F., BAKKER, J. F., DAHL, K., DANKERS, N., FARKE, H., JÄPPELT, W., KOßMAGK-STEPHAN, K. & MADSEN, P. B. (Hrsg.) (1993) Quality Status Report of the North Sea. Subregion 10. The Wadden Sea. Common Wadden Sea Secretariat, Wilhelmshaven, 174 S.

DE JONG, F., BAKKER, J. F., VAN BERKEL, C. J. M., DANKERS, N. M. J. A., DAHL, K., GÄTJE, C., MARENCIC, H. & POTEL, P. (1999) Wadden Sea Quality Status Report. Wadden Sea Ecosystem No. 9. Common Wadden Sea Secretariat, Trilateral Monitoring and Assessment Group, Quality Status Report Group. Wilhelmshaven, Germany.

DITTMANN, S., SCHLEIER, U., GÜNTHER, C.-P., VILLBRANDT, M., NIESEL, V., HILD, A., GRIMM, V., BIETZ, H. (1998) ELAWAT – Elastizität des Ökosystems Wattenmeer. Projektsynthese. Ökosystemforschung Niedersächsisches Wattenmeer, Hauptphase B, Abschlußbericht, Wilhelmshaven: 230 S.

ERZ, W. (1994) Bewerten und Erfassen für den Naturschutz in Deutschland: Anforderungen und Probleme aus dem Bundesnaturschutzgesetz und der UVP. In: USHER, M. B., ERZ, W. (Hrsg.) 1994. Erfassen und Bewerten im Naturschutz: Probleme - Methoden - Beispiele. Quelle & Meyer, Wiesbaden: 131-166.

GRIMM, V., BIETZ, H., GÜNTHER, C.-P., HILD, A., VILLBRANDT, M., NIESEL, V., SCHLEIER, U., DITTMANN, S. (1999) Stability Properties in the Wadden Sea. In: The Wadden Sea ecosystem: stability properties and mechanism. DITTMANN, S. Hrsg., Springer-Verlag, Berlin, 227-259

HOMEIER, H. (1978) Inseln und Deiche. In: E. KÜHLHORN (Hrsg.), Hist.-Landeskdl. Exkurs.-Karte von Niedersachsen. Hildesheim 1978.

IMO (1990) Petroleum in the marine environment. Document MEPC 30/INF.13 submitted by the United States: IMO, London

JAX, K. (1994) Mosaik-Zyklus und Patch-dynamics: Synonyme oder verschiedene Konzepte? Eine Einladung zur Diskussion. Z. Ökologie u. Naturschutz 3: 107-112.

JEDICKE, E. (1998) Raum-Zeit-Dynamik in Ökosystemen und Landschaften. Kenntnisstand der Landschaftsökologie und Formulierung einer Prozeßschutz-Definition. Naturschutz und Landschaftsplanung 30: 229-236.

PLACHTER, H. & REICH, M. (1994): Großflächige Schutz- und Vorrangräume: Eine neue Strategie des Naturschutzes in Kulturlandschaften. - Veröff. PAÖ 8: 17-43.

PRILIPP, K. M. (1997) Zur Problematik der Naturschutzziele - Problemzusammenhang und Lösungsansatz, Schriftenreihe des Fachbereichs Landschaftsarchitektur, Heft 15, Osnabrück.

REISE, K., KÖSTER, R., MÜLLER, A., ARMONIES, W., ASMUS, H., ASMUS, R., HICKEL, W. & RIETHMÜLLER, R. (1998) Austauschprozesse im Sylt-Rømø Wattenmeer: Zusammenschau und Ausblick. In: GÄTJE, C. & REISE, K. (Hrsg.): Ökosystem Wattenmeer - Austausch-, Transport- und Stoffumwandlungsprozesse. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg: S. 529-558.

REISE, K. (1994) Changing Life under the Tides of the Wadden Sea during the 20th Century; Ophelia Suppl. 6: 117-125.

REISE, K. (1993) Ausländer durch Austern im Wattenmeer; Wattenmeer International 3/98: 16-17

STOCK, M., ESKILDSEN, K., GÄTJE, C., KELLERMANN, A. (1999) Naturschutzfachliche Bewertung in einem Nationalpark - Ein Verfahrensvorschlag im Rahmen des Prozeßschutzes. Landesamt für den Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer, Tönning. UBA-Texte 12/99, Berlin, 43 S.

STOCK, M., SCHREY, E., KELLERMANN, A., GÄTJE, C., ESKILDSEN, K., FEIGE, M., FISCHER, G., HARTMANN, F., KNOKE, V., MÖLLER, A., RUTH, M., THIESSEN, A., VORBERG, R. (1996) Ökosystemforschung Wattenmeer - Synthesebericht: Grundlagen für einen Nationalparkplan. Schriftenreihe des Nationalparks Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer, Heft 8, Tönning: 784 S.

STOCK, M. (1994) Auswirkung von Störungen auf Ethologie und Ökologie von Vögeln im Wattenmeer, Aachen: Shaker.

STOCK, M., BERGMANN, H.-H., HELB, H.-W., KELLER, V., SCHNIDRIG-PETRIG, R., ZEHNTER, H.-C. (1994) Der Begriff „Störung“ in naturschutzorientierter Forschung: ein Diskussionsbeitrag aus ornithologischer Sicht. Z. Ökologie und Naturschutz 3: 49-57.

SCHWARZ, J. & HEIDEMANN, G. (1994) Zum Status der Bestände der Seehund- und Kegelrobbenpopulationen im Wattenmeer. In: LOZÁN, J. L., RACHOR, E., REISE, K., VON WESTERNHAGEN, H. & LENZ, W. (Hrsg.): Warnsignale aus dem Wattenmeer. Blackwell, Berlin, Oxford: 296-303.

4.3 Ziele und Leitbilder

Vera Knoke

In den letzten Jahren wird für eine effiziente Umwelt- und Naturschutzpolitik sowohl allgemein als auch speziell im marinen Bereich verstärkt die Festlegung von Zielen gefordert. Diese Ziele sollen auf der Grundlage interdisziplinären Wissens in einem gesellschaftlich anerkannten Verfahren diskutiert und auf einer konsensualen Basis von den demokratisch legitimierten Institutionen festgelegt werden (SRU 1998, Tz. 4). Der Querschnittscharakter von Umwelt- und Naturschutz macht es erforderlich, dass diese Ziele in alle anderen umweltrelevanten Politikbereiche hineinwirken und nicht isoliert am Rande der gesellschaftlichen Wertigkeit stehen. Die Umsetzung dieser Zielvorstellungen, z. B. in Form von umweltpolitischen Maßnahmen, soll auf allen Ebenen in Richtung auf diese Ziele hinwirken. Die meist komplexen Umwelt- und Naturschutzprobleme erfordern umfassende, aufeinander abgestimmte Zielkonzeptionen, die nur politisches Gewicht erhalten können, wenn sie nachvollziehbar und gesellschaftlich anerkannt sind. PRILIPP (1998) faßt diese Aspekte zusammen in dem Satz: „Eine erfolgversprechende Strategie des Naturschutzes erfordert ein prozessuales interdisziplinär-vernetztes Denken sowie zielgerichtetes Handeln im Rahmen eines schlüssig begründeten, nachvollziehbaren und hierarchisch gewichteten Zielsystems."

Umweltziele sind nichts Neues, sondern seit Beginn einer „expliziten" Umweltpolitik wurden implizit Ziele verfolgt, wenn sie auch nicht immer als solche benannt wurden. Die Entwicklung umfassender umwelt- und naturschutzpolitischer Zielkonzeptionen ist aber erst in den letzten Jahren, insbesondere seit dem Brundtlandt-Report 1987 und der Internationalen Konferenz für Umwelt und Entwicklung 1992 in Rio, verstärkt in den Mittelpunkt der nationalen und internationalen Diskussion gerückt (SRU 1998, Tz. 62 & 63). Das in Rio von der Staatengemeinschaft verabschiedete Leitbild einer nachhaltigen Entwicklung soll auch für Deutschland durch ein umfassendes Zielkonzept mit Leben gefüllt werden (BMU 1997a). Nicht nur für Emissionen, auch für die Qualität und Entwicklung von Ökosystemen werden verstärkt Zielfestlegungen gefordert. Die Diskussion um Ziele des Naturschutzes im marinen Bereich, speziell im Wattenmeer, auf nationaler und auf trilateraler Ebene in den letzten Jahren spiegelt diese Entwicklung wider.

Gleichzeitig wird die Forderung laut, die bisher überwiegend emissions- und technikbezogene Umweltpolitik in Deutschland um stärker qualitätsorientierte Aspekte zu erweitern und den Vorsorgegedanken durch die Entwicklung und Festlegung von vorsorgeorientierten Zielkonzeptionen zu integrieren (SRU 1998, Tz. 2). Dies wird insbesondere als notwendig erachtet, da die auftretenden Umweltprobleme und Phänomene zunehmend von einer hohen Komplexität gekennzeichnet sind. Deren Ursache-Wirkungsbeziehungen verschließen sich einer einfachen monokausalen Analyse, charakteristisch sind vielmehr komplexe Wirkungsnetze und Synergiewirkungen. Belastungen und Überlastungen wirken in vielfältiger, nicht immer bekannter Weise auf das System. Wirkungen zeigen sich überwiegend als Langzeitfolgen, z. T. mit erheblicher Zeitverzögerung. Als Beispiele für solche komplexen Umweltprobleme seien hier die Gefährdung der Biodiversität, die stoffliche Belastung vieler Ökosysteme und der Treibhauseffekt genannt (vgl. UBA 2000).

Charakteristisch für diese komplexen Umweltprobleme sind darüber hinaus drei Faktoren, die eine Problemdefinition und Problemlösung auf politischer Ebene erschweren (SRU 1998, Tz. 14-16): Sie sind wenig oder gar nicht sichtbar, werden also nicht „erfahren", so dass eine persönliche oder direkte gesellschaftliche Betroffenheit weitgehend fehlt. Gleichzeitig sind sie im allgemeinen nicht oder schlecht für technische Problemlösungen zugänglich, eine relativ einfache praktische „Machbarkeit" also nicht ersichtlich. Die internationale Problemverflechtung verhindert darüber hinaus nationale

Lösungen und erschwert ein Aufgreifen des Themas in der nationalen politischen Diskussion. Die allgemein geforderte Erarbeitung von stärker schutzgutorientierten Zielkonzepten kann gleichzeitig zu einer besseren Integration von Umwelt- und Naturschutzbelangen beitragen.

Bevor inhaltlich weiter auf Ziele und Leitbilder der Umweltpolitik allgemein und speziell des Naturschutzes im Wattenmeer eingegangen wird, sollen zunächst in Kapitel 4.3.1 die verwendeten Begriffe definiert und in ihrer Verknüpfung und Hierarchie dargestellt werden.

4.3.1 Grundlagen

Eine verwirrende Begriffsvielfalt prägt die aktuelle Diskussion um Ziele und Leitbilder nicht nur im Wattenmeer. Fast ebenso groß wie die Menge der Begriffe ist die Fülle an Forderungen und Vorschlägen, wie Zielkonzeptionen erarbeitet, festgelegt und umgesetzt werden sollen (z. B. REHBINDER 1997; vgl. Kap. 4.3.1.2). Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen hat in seinem l. Umweltgutachten 1998 die Grundlagen der umweltpolitischen Entscheidungsfindung ausführlich dargestellt und diskutiert (SRU 1998; Kap. 1). Dabei werden neben umweltpolitischen Zielsetzungen und Verfahren auch Anforderungen an Zielkonzepte behandelt, verschiedene Ansätze verglichen sowie Indikatorensysteme dargestellt. Das Umweltbundesamt erarbeitet zur Zeit, in Fortschreibung einer Bestandsaufnahme zu Umweltqualitätszielen (UBA 1994), eine umfassende Analyse zu den Zielen für die Umweltqualität (UBA 2000). Die folgenden theoretischen Ausführungen zur Definition der Begriffe und ihrem hierarchischen Zusammenhang sowie zu den Verfahren der Ableitung beruhen insbesondere auf den beiden genannten Veröffentlichungen (SRU 1998; UBA 2000), beziehen aber auch Standpunkte aus den trilateralen Diskussionen sowie denen der Ökosystemforschung zum Thema Qualitätszielkonzepte mit ein (z. B. DE JONG 1998; DANKERS & DE VLAS 1994; ETG 1994; GÖW 1994).

Zielkonzeptionen sollen nach Aussage des Rates von Sachverständigen für Umweltfragen „offene, logisch aufeinander bezogene und hierarchisch aufgebaute Zielsysteme [...] sein, die die einzelnen Ziele dabei nach ihrem Konkretisierungsgrad auf verschiedenen Zielebenen anordnen. Darüber hinaus stellen sie den Bezug zu Instrumenten und Maßnahmen her, wobei die Maßnahmen als eigene Ebene in die Konzepte aufgenommen werden.“ (SRU 1998, Tz. 10). Zielkonzeptionen umfassen sowohl naturwissenschaftliche als auch normative Elemente. Die verwendeten Begriffe und ihre Hierarchie sollen im folgenden verdeutlicht werden (Abb. 4.3.1). In den weiteren Kapiteln wird versucht, die Begriffe und das dargestellte theoretische Vorgehen auf die Ziel- und Leitbildentwicklung im Wattenmeer anzuwenden. Zur Definition der in der internationalen Diskussion verwendeten englischen Begriffe sei auf die Arbeiten der North Sea Task Force, DE JONG (1992b) und FRIEDRICH & CLAUSEN (1994) verwiesen. DE JONG (1998) beschreibt darüber hinaus anschaulich die verwirrend vielfältige und z. T. völlig unterschiedliche Verwendung des Begriffes „Ecological Quality Objectives“.

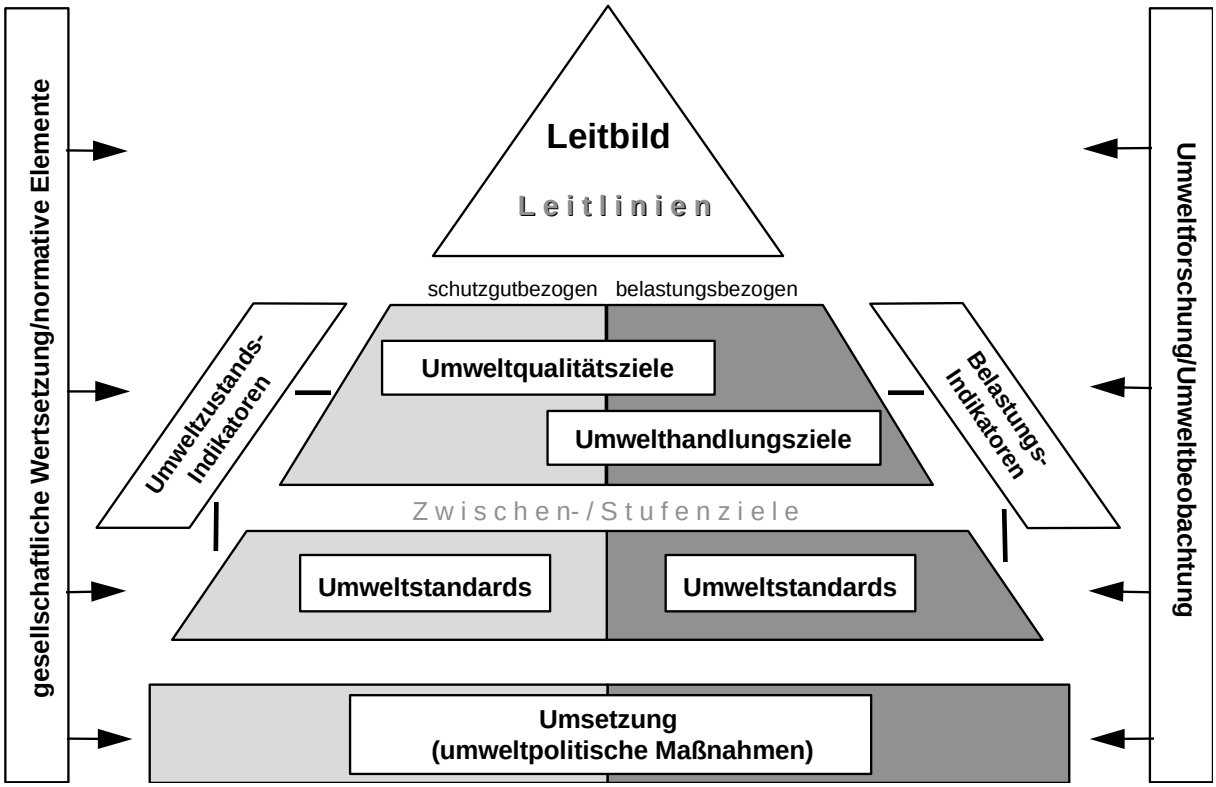


Abb. 4.3.1: Hierarchieebenen von Umweltzielen und ihre Verknüpfung (verändert nach SRU 1998 und UBA 2000)

4.3.1.1 Definitionen

Umweltqualität

Der Begriff „Umweltqualität“ beschreibt die Gesamtheit der Strukturen, Funktionen und Prozesse eines Ökosystems mit seinen abiotischen und biotischen Komponenten und den anthropogenen Nutzungen und Belastungen, also den ökologischen Ist-Zustand eines Systems. Die umfassende Systemanalyse, die Darstellung der verfügbaren Daten und Informationen zum Zustand der Umwelt, ist eine wesentliche Grundlage für die Entwicklung von Umweltzielen. Die Beschreibung der Umweltqualität, also die Darstellung des Umweltzustandes, ist zunächst Aufgabe der Wissenschaft und sollte in diesem ersten Schritt frei sein von Bewertungen und normativen Elementen, die dann bei der Entwicklung von Zielkonzepten im zweiten Schritt eine wesentliche Rolle spielen (s. Kap. 4.3.1.2).

Umweltziel

„Umweltziel“ ist der allgemeine Ausdruck für ein Ziel, das sich auf die Umwelt bezieht, unabhängig von Konkretisierungsgrad, Quantifizierung und Verbindlichkeit. So wurden z. B. die Rahmenziele des Naturschutzes, als Teil einer umfassenden Umweltpolitik, international von der Welt-Naturschutzorganisation (IUCN) festgelegt. Sie finden sich auch in allgemein anerkannter Form in § 1, Abs. (1) des Bundesnaturschutzgesetzes. Wesentliche Ziele des Naturschutzes in Deutschland sind demnach der Schutz der genetischen Vielfalt und der wildlebenden Arten, eine schonende Nutzung der natürlichen Ressourcen, der Schutz der wesentlichen ökologischen Prozesse und der lebenserhaltenden Systeme. Unter dem allgemeinen Begriff „Umweltziele“ können die folgenden Ziel-

kategorien und Hierachieebenen (Leitbild, Leitlinien, Umweltqualitätsziele, Umwelthandlungsziele und Umweltstandards) zusammengefaßt werden (SRU 1998, Tz. 9; SRU 1994).

Leitbild

Unter dem Begriff „Leitbild“ werden übergeordnete, meist allgemein gehaltene Zielvorstellungen der Umweltpolitik verstanden. Sie werden auf der obersten Ebene der Umweltpolitik abgestimmt und beschlossen. Leitbilder finden sich vor allem auf hochaggregierter Ebene, müssen aber für eine Umsetzung und Operationalisierbarkeit, z. B. für einen thematischen Schwerpunkt, einen abgegrenzten Raumbezug oder ein Ökosystem, konkretisiert werden. Auch auf untergeordneter Ebene, z. B. mit Lokal- oder Regionalbezug, sollten sich Zielkonzeptionen an einem definierten Leitbild orientieren. Umfassende Leitbilder, z. B. das von der Staatengemeinschaft in Rio 1992 festgelegte weltweite Leitbild einer nachhaltigen Entwicklung, bedürfen einer detaillierten Ausgestaltung und regionalen Konkretisierung in einem gesellschaftlichen Diskussionsprozeß, um überhaupt politisch wirksam zu werden und mehr zu sein als eine abstrakte Zielvorstellung (vgl. Kap. 4.3.1.3).

Leitlinie

„Leitlinien“ bilden die erste Operationalisierungsstufe des Leitbildes. Sie stellen handlungs- und zugleich zielorientierte Grundprinzipien dar und geben grob die Denk- und Handlungsrichtung vor. Häufig werden Leitlinien für bestimmte Themenschwerpunkte oder Handlungsfelder aufgestellt. Synonym werden daher von einigen Autoren teilweise auch die Begriffe „Handlungsprinzipien“ oder „Managementregeln“ verwendet. Leitlinien verbinden das übergeordnete Leitbild mit den nachgeordneten Umweltqualitätszielen und Umwelthandlungszielen.

Umweltqualitätsziel

„Umweltqualitätsziele“ geben - wenn möglich - einen bestimmten sachlich, räumlich und zeitlich angestrebten Zustand der Umwelt auf globaler, regionaler oder lokaler Ebene an und definieren somit einen Sollzustand der Umweltqualität. Sie beinhalten auch die mit dem angestrebten Zustand zu vereinbarenden maximalen Belastungen z. B. stofflicher oder landschaftsstruktureller Art. Umweltqualitätsziele richten sich auf bestimmte Schutzgüter und werden objekt- oder medienbezogen für Mensch und/oder Umwelt oder Subsysteme davon bestimmt. Sie enthalten sowohl naturwissenschaftliche als auch normative Elemente (SRU 1998, Tz. 9).

Häufig wird bereits auf der Stufe der Umweltqualitätsziele die Forderung nach einer Quantifizierung dieser Ziele gestellt. Wie für das Wattenmeer gezeigt werden soll, ist diese Forderung bei system- und wirkungsbezogenen Zielen oftmals nicht sinnvoll, da sie der natürlichen Dynamik ökologischer Prozesse widerspricht. Etliche Konflikte und Schwierigkeiten in der aktuellen Zieldiskussion gerade im marinen Bereich sind auf diese Problematik zurückzuführen (vgl. Kap. 4.3.3). Der Grad der Konkretisierung von Umweltqualitätszielen kann nicht pauschal festgelegt werden. Wie konkret diese Ziele sein können, ist immer vom Bezug des Zielsystems insgesamt und vom spezifischen Inhalt des Qualitätsziels abhängig.

Umwelthandlungsziele

„Umwelthandlungsziele“ sind auf Belastungsfaktoren ausgerichtet, also aktivitäts- bzw. verursacher- oder quellenorientiert. Sie definieren die Schritte, die zur Erreichung von Umweltqualitätszielen notwendig sind. Ein Umwelthandlungsziel beschreibt also z. B. die insgesamt erforderliche Belastungsminderung als Differenz zwischen der gegenwärtigen Belastung und der zur Erreichung des Qualitätsziels höchstzulässigen Belastung. Umwelthandlungsziele werden bisher überwiegend im stofflichen oder sonstigen Emissionsbereich festgelegt, sollen aber verstärkt auch für andere

Nutzungen und Belastungen definiert werden. Der SRU (1998, Tz. 9) fordert, dass diese Handlungsziele quantifiziert oder anderweitig überprüfbar sind.

Nach dem Vorsorgeprinzip können und sollen Umwelthandlungsziele für Belastungen auch dann festgelegt werden, wenn konkrete Aussagen über Ursache-Wirkungs-Beziehungen nicht möglich sind. Das bedeutet, dass Handlungsziele auch dann sinnvoll sind, wenn für die von den Belastungen möglicherweise betroffenen Schutzgüter keine Umweltqualitätsziele festgelegt werden können. Bei der hohen Komplexität und den Synergiewirkungen vieler Umweltprobleme ist diese konsequente Anwendung des Vorsorgeprinzips auch bei der Erstellung von Zielkonzeptionen besonders wichtig.

Zwischen-/Stufenziel

Für Umweltqualitätsziele und besonders für die belastungsbezogenen Umwelthandlungsziele kann es sinnvoll sein, zeitlich nähere oder räumlich konkretere Zwischen- oder Stufenziele zu definieren. Dieses Vorgehen empfiehlt sich vor allem, um die politische Umsetzung komplexer oder nur sehr langfristig erreichbarer Ziele voranzutreiben. Stufenziele stellen also realisierbare Zwischenschritte auf dem Weg zur Erreichung des eigentlichen Zieles dar. Bei ihrer Festlegung sollte immer soweit wie möglich verdeutlicht werden, in welcher Relation diese Teilschritte zu der erforderlichen Zielerfüllung, z. B. zu der angestrebten Belastungsminderung, insgesamt stehen.

Umweltstandards

„Umweltstandards“ sind quantitative Festlegungen, die aus Umweltqualitäts- und Umwelthandlungszielen abgeleitet werden. Als Umweltqualitätsstandards bestimmen sie die Begrenzung verschiedener Arten von anthropogenen Einwirkungen (Immissionen) auf Schutzgüter, z. B. den Menschen, Tiere, Pflanzen, Wasser, Boden oder auch bestimmte Subsysteme. Die Festlegung quantitativer Umweltstandards ist gerade in ökosystemaren Zielkonzepten aus den oben dargelegten Gründen meistens weder sinnvoll noch möglich. Zielkonkretisierungen können und sollten dann in qualitativer Richtung vorgenommen werden (vgl. Kap. 4.3.3). Die aus Umwelthandlungszielen abgeleiteten Verhaltensstandards beziehen sich auf Belastungsfaktoren und stellen im allgemeinen quantitative Grenzwerte dar, z. B. für Emissionen wie Schadstoffe oder Lärm, können sich aber auch auf die Intensität von Nutzungen beziehen. Umweltstandards können für unterschiedliche räumliche und zeitliche Dimensionen festgelegt werden und sich auf verschiedene Schutzziele, z. B. das Vorsorgeprinzip, Abwehr von Gefahren etc., beziehen. Die Bewertungsansätze (z. B. naturwissenschaftlich, technisch-ökonomisch, politisch-gesellschaftlich) und die Rechtsverbindlichkeit von Umweltstandards werden ausführlich im Umweltgutachten 1994 des Rates von Sachverständigen für Umweltfragen diskutiert (SRU 1994).

Indikatoren

Indikatoren dienen als Kenngrößen zur Beschreibung und Abb. der Umweltqualität, also des Ist-Zustandes. Diese Ist-Indikatoren lassen sich einteilen in Belastungsindikatoren, die z. B. emissionsbezogen sind, und in Umweltzustandsindikatoren, die objekt- bzw. medienbezogen sind. Durch den Vergleich der Ist-Indikatoren, also der verdichteten Daten zum Ist-Zustand, mit den Umweltqualitäts- und -handlungszielen können Soll-Indikatoren als Referenzgrößen für eine Bewertung der Dringlichkeit von Maßnahmen gebildet werden (SRU 1998, Tz. 11). Auf wissenschaftlicher Grundlage können auch Wirkungskriterien z. B. in Form von Wirkungsschwellen (no effect level, critical loads) abgeleitet werden.

Umsetzung

Die Umsetzung von Zielkonzepten beinhaltet im allgemeinen umweltpolitische Maßnahmen, die zur Erreichung der Ziele bzw. zur Erfüllung der Standards ergriffen oder vollzogen werden. Die Umsetzung sollte als eigene Ebene in die Zielkonzepte aufgenommen werden, um „die bisher weitgehend getrennt verlaufenden Diskussionen über umweltpolitische Ziele einerseits und Maßnahmen andererseits zusammenzuführen“ (SRU 1998, Tz. 10).

Eine weitere wichtige Ebene ist die maßnahmenbegleitende Umweltbeobachtung, da nur sie Aussagen über den Grad der Zielerfüllung zuläßt. Sie ist damit eine wesentliche Grundlage für die Bewertung von Maßnahmen und ggf. die Anpassung von Zielkonzepten (vgl. Kap. 4.3.1.2 und Kap. 4.5). Wie in Abb. 4.3.1 dargestellt, fließen auf allen Ebenen des skizzierten Zielsystems sowohl wissenschaftliche Ergebnisse der Umweltforschung und Umweltbeobachtung im weitesten Sinne als auch gesellschaftliche Wertsetzungen und normative Elemente in die Formulierung von Zielen und die Bewertung der Umsetzung ein. Auf diese Einflüsse wird im folgenden Kapitel vertieft eingegangen.

Wie auch der SRU (1998, Tz. 9) betont, ist diese Darstellung eines Zielsystems und der Verknüpfung seiner Zielebenen idealisiert und vereinfacht und sollte bei der konkreten Erarbeitung von Zielkonzepten an die spezifische Sachlage angepaßt werden. Einige der Probleme werden bei der Darstellung von Leitbildern und Zielen für das Wattenmeer wieder aufgegriffen. Zielkonzepte sollten grundsätzlich nicht als endgültig betrachtet werden, sondern müssen die Flexibilität beinhalten, auf neue Entwicklungen, einen verbesserten Kenntnisstand oder veränderte Wertsetzungen, durch Anpassung der Maßnahmen oder der Ziele zu reagieren.

4.3.1.2 Methodische Aspekte der Festlegung von Zielkonzepten

Die Festlegung von Zielkonzepten ist ein Verfahren umweltpolitischer Planung und Entscheidungsfindung, das in einem Dialog aller relevanten gesellschaftlichen Akteure ablaufen sollte. Für diesen Planungsprozeß formuliert der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen vier Voraussetzungen:

a) „die Setzung von Zielen,

b) die Fähigkeit, politische Verantwortung für Entscheidungen unter Unsicherheit zu übernehmen,

c) die Einrichtung eines effektiven Monitoring mit gutem Informationsfluß und

d) die Fähigkeit, auf neue Entwicklungen durch Anpassung der Maßnahmen oder der Ziele zu reagieren“ (SRU 1998, Tz. 6).

Zielkonzepte enthalten auf allen Ebenen sowohl wissenschaftliche Grundlagen als auch normative Elemente, z. B. in Form von gesellschaftlichen Wertsetzungen. Ziele „ergeben“ sich nicht allein aus den Erkenntnissen von Umweltforschung und Umweltbeobachtung. Die Umweltwissenschaften können „nur“ die Grundlagen für die Entwicklung von Zielvorgaben liefern, indem sie Informationen und Daten zum Zustand der Umwelt verfügbar machen und, soweit z. B. mit Hilfe von Modellen möglich, Prognosen für zukünftige Entwicklungen unter bestimmten Voraussetzungen liefern. Für die verstärkt geforderten ökosystemaren schutzgutorientierten Zielsysteme wird die Rolle der Ökologie als Grundlage der Zieldiskussion im Naturschutz sowohl bundesweit als auch im Wattenmeer immer wieder besonders betont (BMU 1997b; HAIN 1997; GÖW 1994). Der ökologischen Forschung wird teilweise der Rang einer normativen Leitwissenschaft zugedacht. Dieser Funktion kann sie nicht gerecht werden (SRU 1994), doch kann sie mit ihrem integrierenden und ganzheitlichen Ansatz innerhalb der Fachwissenschaften eine Brückenfunktion übernehmen (MEURS 1996). Die Festlegung auf Ziele ist dagegen immer eine politische Entscheidung, die aufgrund widerstreitender Interessen der

unterschiedlichen gesellschaftlichen Gruppierungen auch nicht immer im Konsens getroffen werden kann. JAX (1998) faßt die Aufgabenteilung von Wissenschaft und normativen Elementen folgendermaßen zusammen: „Die Fachwissenschaft Ökologie kann Aussagen darüber machen, wo und mit Hilfe welcher Managementstrategien bestimmte Zustände oder Prozesse der Natur erhalten werden können. Sie kann und darf aber nicht sagen, welche Zustände oder Prozesse dies sein sollen. Das ist Aufgabe der Gesellschaft. Die muss entscheiden, welche individuellen und gesellschaftlichen Bedürfnisse ihr wichtig sind, sie muss ihre ethische Haltung gegenüber der Natur diskutieren. Am Ende kann kein einheitliches Ziel für alle Naturschutzprojekte stehen“. Von Teilen der politischen Entscheidungsträger wird allerdings immer wieder, auch z. B. während der Ökosystemforschung Wattenmeer, die Forderung an die Wissenschaft gestellt, selbst Zielformulierungen vorzuschlagen.

Die naturwissenschaftlichen Grundlagen zur Ableitung von Umweltqualitätszielen werden von HAIN (1997) diskutiert. Erschwert wird die Rolle der Umweltwissenschaften im Zielfindungsprozeß durch die teilweise erheblichen Wissensdefizite gerade in der Kausalanalyse komplexer Umweltprobleme. Diese müssen als ein Unsicherheitsfaktor bei der Zielfestlegung berücksichtigt werden. Von den Umweltwissenschaften kann und darf kein „Allwissen“ erwartet werden. Aus diesem Umstand ergibt sich die politische Forderung, die Wirkungsforschung gerade im Bereich der dringendsten Umweltprobleme zu intensivieren und so die wissenschaftlichen Grundlagen politischer Entscheidungen kontinuierlich zu verbessern. Entscheidend für die Rolle, die die Wissenschaft in Politikentscheidungen spielen kann, ist ihre Glaubwürdigkeit. Unsicherheit und das Fehlen eines wissenschaftlichen Konsenses aber sind zwei wesentliche Faktoren, die die Glaubwürdigkeit beeinträchtigen können (DE JONG 1998; vgl. Kap. 4.3.6). Für politisch notwendige Entscheidungen, z. B. Festlegungen von Zielen, die unter Unsicherheit getroffen werden müssen, behilft man sich meist mit sog. Sicherheitsfaktoren, „bei deren Einhaltung nach jetzigem Kenntnisstand mit an Sicherheit grenzender Wahrscheinlichkeit nicht mit einer Beeinträchtigung des Rezeptors zu rechnen ist“ (HAIN 1997, S. 65).

Die wissenschaftliche Unsicherheit bei Entscheidungsprozessen wirft eine weitere, sehr interessante Frage auf, die „subtilerer Natur“ ist. Es ist „die - nicht mehr naturwissenschaftliche - Frage, wer das Risiko des Nichtwissens zu tragen hat“ (HAIN 1997, S. 65). Der Autor regt an, im umweltpolitischen Handeln verstärkt das Vorsorgeprinzip zur Geltung zu bringen. Sonst drohe die Gefahr, die Handlungsfähigkeit der Umweltpolitik durch tiefgreifende Begründungszwänge und eine erdrückende Beweislast auch im Vergleich mit anderen Politikfeldern entscheidend zu schwächen.

Aus den Erläuterungen zur Rolle der Wissenschaft bei der Zielfestlegung läßt sich die Empfehlung ableiten, sowohl die Entscheidung über Ziele als auch das Risiko des Nichtwissens nicht von der politischen auf die wissenschaftliche Ebene zu verlagern. Die Verantwortung für die Entscheidungen ist eine gesellschaftlich-politische, die Aufgabe der Umweltwissenschaften besteht in der Bereitstellung einer möglichst guten und belastbaren Basis für diese Entscheidungen.

Die nationalen und internationalen Aktivitäten zur Festlegung von umweltpolitischen Zielen werden ausführlich in dem Gutachten des Rates von Sachverständigen für Umweltfragen dargestellt und diskutiert (SRU 1998, Kap. 1.3). Verschiedene Ansätze und Konzepte auf internationaler und europäischer, nationaler, regionaler und kommunaler Ebene werden angeführt und ausgewählte Ansätze zur Zielformulierung verglichen. Detailliert werden auch Anforderungen beschrieben, die an Umweltqualitätszielkonzepte allgemein gestellt werden sollten. Diese Anforderungen sind in Tabelle 4.3.1 zusammengefaßt.

Tabelle 4.3.1: Anforderungen an Umweltqualitätszielkonzepte (nach SRU 1998, Tz. 85 - 101):

Kriterium	**Erläuterung**
Themenauswahl und Struktur	Umweltqualitäts- und Umwelthandlungsziele sollten nach Prioritäten ausgewählt werden. Umweltqualitätsziele sollten an Umweltzuständen bzw. –belastungssituationen ansetzen. Umweltqualitätszielkonzeptionen sollten schutzgutübergreifende Aspekte berücksichtigen.
Ableitung und Begründung	Umweltqualitätsziele sollten aus dem Leitbild und den Leitlinien der dauerhaft umweltgerechten Entwicklung abgeleitet werden. Umweltqualitätsziele und Umwelthandlungsziele sollten vorsorgeorientiert sein. In Umweltqualitätsziele und Umwelthandlungsziele einfließende Wertmaßstäbe sollten offengelegt werden.
Konkretisierung	Umweltqualitätsziele und Umwelthandlungsziele sollten möglichst konkret sein.
Raumbezug	Umweltqualitätsziele und Umwelthandlungsziele sollten den richtigen Raumbezug herstellen.
Zeitbezug	Umweltqualitätsziele und Umwelthandlungsziele sollten auf Realisierungszeiträume bezogen werden.
Möglichkeiten der Weiterentwicklung	Umweltqualitätszielkonzepte sollten revidierbar sein.
Beteiligung	Am Verfahren zur Zielformulierung sollten sowohl Wissenschaftler als auch staatliche Entscheidungsträger und gesellschaftliche Gruppen beteiligt werden.
Bezug zu Indikatoren	Umweltqualitätsziele und Umwelthandlungsziele sollten in Bezug zu Indikatoren gesetzt werden.
Bezug zu Instrumenten	Umweltqualitätsziele und Umwelthandlungsziele sollten in Bezug zu konkreten Instrumenten gesetzt werden.
Verrechtlichung	Umweltqualitätsziele und Umwelthandlungsziele sollten zumindest auf lokaler und regionaler Ebene behördenverbindlich sein.
Kontrolle der Zielerreichung	Umweltqualitätsziele und Umwelthandlungsziele sollten überprüft werden.

Der Sachverständigenrat schlägt darüber hinaus für die Ableitung, Formulierung und Festlegung von Umweltqualitätszielen und Umwelthandlungszielen ein Verfahrensschema vor. Für weitergehende Erläuterungen sei auf die Ausführungen im Umweltgutachten verwiesen (SRU 1998, Tz. 234 - 248).

Von politischer Seite wird oft betont, dass eine möglichst konkrete Zielformulierung die Chancen einer Umsetzung erhöht bzw. eine Quantifizierung den politischen Druck, Maßnahmen zu ergreifen, erst erzeugt. Ohne „Zahlen“ sei die Umweltpolitik gegenüber anderen Politikbereichen nicht durch-

setzungsfähig. Diese Problematik soll bei der Darstellung der Zieldiskussion im Wattenmeer (Kap. 4.3.3) thematisiert werden.

Die Partizipation möglichst aller, für das jeweilige Zielsystem relevanten gesellschaftlichen Akteure an dem Zielfindungsprozeß erhöht die Chancen, dass die festgelegten Ziele auch wirklich Akzeptanz finden. Aspekte der Verbindlichkeit von Zielfestlegungen, z. B. deren Umsetzung in Rechtsgrundlagen oder Richtlinien, sind umfassend z. B. bei REHBINDER (1997) und BARTH & KÖCK (1997) diskutiert und sollen im folgenden nicht weiter betrachtet werden, da die Frage der Rechtsverbindlichkeit von Zielen keine Aufgabe der Gesamtsynthese der Ökosystemforschung Wattenmeer war.

Ganz wesentlich ist der Bezug eines Zielsystems zu Indikatoren und Instrumenten. Dies wird auf allgemeiner Ebene ausführlich ebenfalls im Umweltgutachten des Sachverständigenrates diskutiert (SRU 1998, Kap. 1.4). Das Umweltbeobachtungsprogramm im Wattenmeer und sein Beitrag zur Überprüfung der Zielerfüllung wird in Kap. 4.4 bei der Evaluierung des Trilateralen Monitoring and Assessment Programms (TMAP) betrachtet. Die Umsetzung der Zielvorstellungen des Wattenmeerschutzes in Schutz- und Managementmaßnahmen wird auf trilateraler Ebene abgestimmt und ist z. B. im Wattenmeerplan (CWSS 1998) niedergelegt. Darüber hinaus existieren vielfältige regionale Instrumente, wie sie z. B. auch im Synthesebericht der schleswig-holsteinischen Ökosystemforschung in Form eines Nationalparkplanes vorgeschlagen wurden (STOCK et al. 1996a).

In der Diskussion ökologischer Qualitätszielkonzeptionen auf allen Ebenen wird angemahnt, nicht nur ökologische Ziele zu formulieren, sondern auch sozioökonomische Belange zu berücksichtigen (z. B. FEIGE et al. 1997). Die Kritik richtet sich dagegen, dass Aspekte menschlichen Wirtschaftens in Zielkonzepten für Ökosysteme, insbesondere für Großschutzgebiete, häufig nur als „Belastungen durch Nutzungen“ behandelt, eigene sozioökonomische Ziele in Form von Entwicklungszielen aber nicht formuliert werden. Gefordert wird eine verstärkte Integration ökologischer und sozioökonomischer Ziele auch auf regionaler und lokaler Ebene. Für die spezifischen Anforderungen an sozioökonomische Zielkonzeptionen und die Eigenschaften solcher Umweltqualitäts- und Umwelthandlungsziele auch in Abgrenzung zu ökologischen Zielen sei auf FEIGE et al. (1997) verwiesen. Am Beispiel der Großschutzgebiete Mecklenburg-Vorpommerns versuchen die Autoren, ökologische und sozioökonomische Aspekte zusammenzuführen und ein integriertes Zielkonzept auf regionaler Ebene zu formulieren.

4.3.1.3 Das Leitbild der nachhaltigen Entwicklung in Deutschland und seine Bedeutung für das Wattenmeer

Auf der Konferenz der Vereinten Nationen für Umwelt und Entwicklung 1992 in Rio de Janeiro hat sich die Staatengemeinschaft auf das Leitbild einer nachhaltigen Entwicklung verständigt. Der Begriff „nachhaltige Entwicklung“ (sustainable development) wurde 1987 von der Brundtland-Kommission geprägt für eine Wirtschaftsweise, die unter Respektierung der natürlichen Grenzen der Ökosysteme der Erde wirtschaftlichen Wohlstand und soziale Gerechtigkeit weiterentwickelt und allen Menschen zugänglich macht (BMU 1998d). Ökonomische, soziale und ökologische Aspekte bilden für das Leitbild eine untrennbare Einheit (Abb. 4.3.2). Manche Autoren schlagen vor, dieses Zieldreieck der nachhaltigen Entwicklung auf ein zweidimensionales Koordinatensystem zu reduzieren, nämlich auf ökologische (Natursphären und ihre Wechselwirkungen) und humane (Mensch als Natur- und Kulturwesen) Wirkfaktoren (KRUSE-GRAUMANN 1997).



Abb. 4.3.2: Das Zieldreieck der Nachhaltigkeit (verändert nach BMU 1997a)

Den ökologischen Grundlagen - und damit auch der Umweltpolitik - kommt bei der Umsetzung der Strategie eine Schlüsselrolle zu, da die natürlichen Lebensgrundlagen die Umsetzungsmöglichkeiten für Ziele aus den anderen beiden Bereichen begrenzen können. Diese zentrale Stellung verdeutlicht, dass die Erhaltung der natürlichen Lebensgrundlagen nicht nur Anliegen eines isolierten Politiksektors, nämlich der Umweltpolitik, sein kann, sondern eine echte Querschnittsaufgabe allen staatlichen Handelns ist (BMU 1998d). Deutschland hat daher den Schutz der natürlichen Lebensgrundlagen 1994 als Staatsziel im Grundgesetz verankert (Artikel 20a: „Der Staat schützt auch in Verantwortung für künftige Generationen die natürlichen Lebensgrundlagen im Rahmen der verfassungsmäßigen Ordnung durch die Gesetzgebung und nach Maßgabe von Gesetz und Recht durch die vollziehende Gewalt und die Rechtssprechung.“).

Zur Konkretisierung und Umsetzung des Leitbildes einer nachhaltigen Entwicklung ist in Deutschland ebenso wie in anderen Staaten eine breite gesellschaftliche Diskussion begonnen worden. Dieser Agenda 21-Prozeß läuft sowohl auf nationaler als auch auf regionaler und lokaler Ebene. Das Ziel auf allen Ebenen ist es, möglichst viele Interessensgruppen in die Problemlösungsstrategien miteinzubeziehen und durch die umfassende Partizipation eine hohe Akzeptanz zu erreichen.

Die nationale Umsetzung wurde 1996 mit dem Diskussionspapier „Schritte zu einer nachhaltigen, umweltgerechten Entwicklung - Umweltziele und Handlungsschwerpunkte in Deutschland“ vom Bundesumweltministerium angestoßen („Schritte-Initiative“, BMU 1996). Darin werden die folgenden sechs Handlungsschwerpunkte vorgeschlagen, denen die Leitlinien der Umsetzung des Leitbildes folgen sollen:

- Schutz des Klimas und der Ozonschicht
- Schutz des Naturhaushaltes
- Schonung der Ressourcen
- Schutz der menschlichen Gesundheit
- Umweltschonende Mobilität
- Verankerung einer Umweltethik

Zu jedem dieser Themenschwerpunkte wurden Arbeitskreise unter Beteiligung der wichtigsten gesellschaftlichen Gruppen gebildet. Aufgabe dieser Arbeitsgruppen war es, die Ziele des Themenschwerpunkts zu konkretisieren sowie einen Konsens über den vorrangigen Handlungsbedarf und die nächsten Schritte zur Verwirklichung dieser Ziele zu erreichen. Wesentliche Aspekte des Konkretisierungsprozesses wurden auf mehreren Fachgesprächen diskutiert, so auch die Rolle der Umweltwissenschaften, speziell der Ökologie, als Grundlage der Zielkonzeption zur nachhaltigen Entwicklung (BMU 1998b,1997b). Die Arbeitskreise haben im Juni 1997 in einer Zwischenbilanz die Ergebnisse ihrer Diskussionen vorgelegt (BMU 1997c). Diese sind in den Entwurf eines umweltpolitischen Schwerpunktprogrammes „Nachhaltige Entwicklung in Deutschland“ (BMU 1998a) eingeflossen. In diesem Schwerpunktprogramm sind die Strategien für eine nachhaltige Entwicklung und die Ziele und Handlungsfelder in den nationalen Themenschwerpunkten ausführlich dargestellt. Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen hat den Prozeß der Umsetzung des Leitbildes und die Zieldiskussion sowohl inhaltlich als auch methodisch mit seinen Umweltgutachten begleitet und geprägt (SRU 1998, 1996, 1994).

Für den Naturraum Wattenmeer ist - neben den allgemein wirkenden Zielen z. B. zum Klima oder zu Stoffeinträgen - insbesondere der Themenschwerpunkt „Schutz des Naturhaushaltes“ von besonderer Bedeutung. Als übergreifendes Umweltqualitätsziel wird die „Sicherung und Förderung der Funktionen von Flächen bzw. Landschaften als Lebensgrundlage und Lebensraum für Pflanzen, Tiere und Menschen und damit zur Erhaltung der biologischen Vielfalt (genetische Vielfalt sowie Arten- und Lebensraumvielfalt)“ genannt (BMU 1998a, S. 51). Zum Aufbau eines Biotopverbundsystems sollen bis zum Jahr 2020 10-15 % der nicht besiedelten Fläche als ökologische Vorrangflächen gesichert werden. Der Sicherung und Weiterentwicklung natürlicher und naturnaher Flächen wird dabei eine besondere Bedeutung beigemessen: „Um die biologische Vielfalt zu sichern und die Leistungsfähigkeit des Naturhaushaltes zu gewährleisten, ist eine Abkehr vom kleinräumigen Restflächenschutz hin zur Ausweisung großer Schutzgebiete notwendig, in denen der Dynamik natürlicher Entwicklungen [...] der erforderliche Raum gegeben werden kann“ (BMU 1998a, S. 53).

Die Experten des Arbeitskreises „Schutz des Naturhaushalts“ empfehlen neben der „konsequenten Umsetzung internationalen Rechts, z. B. der Beschlüsse der trilateralen Wattenmeerkonferenzen und der Internationalen Nordseeschutzkonferenzen“ als spezifische Maßnahmen im Küstengebiet „die Einrichtung nutzungsfreier Zonen, insbesondere von permanenten oder zeitlich befristeten Schutzzonen in der Fischerei“ (BMU 1997c, S. 50; vgl. Kap. 3.4 und 4.4). Die Zielsetzungen der Nationalparke im Wattenmeer und das trilaterale Leitbild zum Schutz des Wattenmeeres fügen sich daher, wie im nächsten Kapitel ausführlich beschrieben, gut in das Leitbild der nachhaltigen Entwicklung ein und konkretisieren es auf regionaler Ebene für den relativ naturnahen Raum des Wattenmeeres. Im Rahmen der Fachgespräche des BMU zur nationalen Zieldiskussion (BMU 1997b, 1998b) wurde vom BMU im Dezember 1998 ein Fachgespräch speziell für die Zielkonkretisierung im marinen Bereich durchgeführt (BMU 1999).

4.3.2 Ziele und Leitbilder des Naturschutzes im Wattenmeer

4.3.2.1 Ziele des Naturschutzes in den Nationalparken im deutschen Wattenmeer

Die Lebensräume des Wattenmeeres an der deutschen Nordseeküste wurden fast flächendeckend durch Gesetze bzw. Verordnungen als Nationalparke ausgewiesen (Schleswig-Holstein 1985, Niedersachsen 1986, Hamburg 1990). Die drei Nationalparke sind gleichzeitig als Biosphärenreservate ausgewiesen und als solche nach dem MAB-Programm der UNESCO anerkannt. Bevor auf

die für die drei Nationalparke im deutschen Wattenmeer geltenden Gesetzesgrundlagen eingegangen wird, sollen kurz die internationalen Richtlinien für Nationalparke und Biosphärenreservate beschrieben sowie auf die Grundlagen aus dem Bundesnaturschutzgesetz verwiesen werden.

4.3.2.2 Internationale Richtlinien für Nationalparke und UNESCO-Biosphärenreservate

Nationalparke

Die IUCN (International Union for Conservation of Nature and Natural Resources) hat 1994 die aktualisierten Richtlinien für Management-Kategorien von Schutzgebieten herausgegeben (IUCN 1994a). Die Kategorie 2 umfasst „Nationalparke und gleichwertige Gebiete, die vorrangig zum Schutz von Ökosystemen und zu Erholungszwecken verwaltet werden“. Die Definition für Nationalparke beinhaltet mehrere Kriterien:

„Ein Nationalpark ist ein Naturgebiet (Land- oder Wasserfläche), das dazu bestimmt ist,

- die ökologische Unversehrtheit eines oder mehrerer Ökosysteme für diese und zukünftige Generationen zu erhalten,
- die Nutzungen oder die Inanspruchnahmen, die mit dem Zweck der Ausweisung unvereinbar sind, auszuschließen und
- Möglichkeiten für geistig-seelische Erfahrungen sowie Forschungs-, Bildungs-, Erholungs- und Besucherangebote schaffen. All diese Nutzungen müssen mit Umwelt und Kultur vereinbar sein.“ (IUCN 1994a).

Die internationale Anerkennung von Nationalparken setzt die Erfüllung der Kriterien der Schutzkategorie 2 auf mindestens 75 % der Fläche voraus. Alle drei Nationalparke im Wattenmeer sind in der „United Nations List of Parks and Protected Areas“ nicht als Nationalparke (Kategorie 2), sondern als Kategorie 5-Gebiete (Geschützte Landschaften und Meeresgebiete) geführt (IUCN 1994a, b).

Das Bundesnaturschutzgesetz legt in § 14 Abs. 1 fest, dass Nationalparke „rechtsverbindlich festgesetzte, einheitlich zu schützende Gebiete [sind], die großräumig und von besonderer Eigenart sind. Sie müssen in ihrer überwiegenden Fläche die Voraussetzungen eines Naturschutzgebietes erfüllen und sich in einem von Menschen nicht oder nur wenig beeinflussten Zustand befinden. Sie dienen vornehmlich der Erhaltung eines möglichst artenreichen heimischen Pflanzen- und Tierbestandes“. Es übernimmt damit die relative ökologische Unberührtheit als Voraussetzung aus den IUCN-Richtlinien. Das Niedersächsische Naturschutzgesetz, Gesetzesgrundlage für die niedersächsischen Nationalparke, übernimmt im wesentlichen die Formulierungen aus dem Rahmengesetz des Bundes.

Biosphärenreservate

„Biosphärenreservate sind großflächige, repräsentative Ausschnitte von Natur- und Kulturlandschaften. Sie gliedern sich abgestuft nach dem Einfluss menschlicher Tätigkeit in eine Kernzone, eine Pflegezone und eine Entwicklungszone, die gegebenenfalls eine Regenerationszone enthalten kann. Der überwiegende Teil der Fläche des Biosphärenreservates soll rechtlich geschützt sein.

In Biosphärenreservaten werden - gemeinsam mit den hier lebenden und wirtschaftenden Menschen - beispielhafte Konzepte zu Schutz, Pflege und Entwicklung erarbeitet und umgesetzt. Biosphärenreservate dienen zugleich der Erforschung von Mensch-Umwelt-Beziehungen, der Ökologischen

Umweltbeobachtung und der Umweltbildung. Sie werden von der UNESCO im Rahmen des Programms „Der Mensch und die Biosphäre“ anerkannt. (AGBR 1995, S. 5).

Die Leitlinien für Schutz, Pflege und Entwicklung der Biosphärenreservate in Deutschland sind ausführlich in dem Standardwerk zum Thema, herausgegeben von der Ständigen Arbeitsgruppe der Biosphärenreservate in Deutschland (AGBR 1995), dargestellt. Die allgemeine Zieldarstellung wird ergänzt durch die detaillierte Beschreibung jedes einzelnen Biosphärenreservates, seiner Ziele und Aufgaben sowie den Stand der Umsetzung. Das MAB-Programm und seine Bedeutung für die Ökosystemforschung im Wattenmeer werden in Band 3 des Gesamtsyntheseberichtes beschrieben (KAISER et al. 2002).

Wie aus diesen kurzen Ausführungen ersichtlich, haben die beiden Kategorien „Nationalpark“ und „Biosphärenreservat“ durchaus unterschiedliche, sich z. T. sogar widersprechende Zielsetzungen, zumindestens auf Teilen ihrer Fläche. Während bei Nationalparken die möglichst weitgehende Unberührtheit der Landschaft und die natürliche Dynamik der Prozesse unter Ausschluß wirtschaftlicher Nutzungen, die unvereinbar mit dem Zweck der Ausweisung sind, im Vordergrund steht, zielen Biosphärenreservate auf die Integration von Naturschutz und (naturschonender) Nutzung. Da die drei Nationalparke im Wattenmeer flächengleich als UNESCO-Biosphärenreservate international von der UNESCO nach den Kriterien des MAB-Programmes anerkannt sind, stellt sich die Frage, wie die parallele Ausweisung von Nationalpark und Biosphärenreservat auf gleicher Fläche sinnvoll umgesetzt und evtl. entstehende Zielkonflikte gelöst werden können.

Da beide Schutzkategorien eine Zonierung des Gebietes zulassen oder sogar fordern, kann – wie z. B. für das niedersächsische Wattenmeer - die Zonierung übereinstimmen. Die Entwicklungszone des Biosphärenreservates, die im Falle des niedersächsischen Wattenmeeres identisch ist mit der Erholungszone, ist allerdings von der Flächenausdehnung her sehr unterrepräsentiert (2 %). Als Lösungsvorschlag wurde für die schleswig-holsteinische Westküste aufbauend auf den Ergebnissen der Ökosystemforschung ein Entwicklungskonzept für ein Biosphärenreservat „Schleswig-holsteinische Westküste“ erarbeitet (STOCK et al. 1996a). Nach diesem Konzept sollte der bestehende Nationalpark Kernzone (Zone 1) und Pflegezone (alle übrigen Gebiete des Nationalparks) des Biosphärenreservates werden. Es wird vorgeschlagen, die Entwicklungszone des Biosphärenreservates durch den freiwilligen Beitritt von Küstenanrainergemeinden zu dem Schutzgebiet landseitig zu schaffen und in dieser Zone den Schutz und die Pflege traditioneller Kulturlandschaften vorrangig zu betreiben. Damit könnte ein Großschutzgebiet entstehen, das die Zielsetzungen von Nationalpark und Biosphärenreservat in vorbildlicher Weise integriert und weitergehende Entwicklungschancen für die Region bietet.

Nationalpark-Gesetze

In den Nationalpark-Gesetzen in Niedersachsen, Schleswig-Holstein und Hamburg wird der Schutzzweck der Nationalparke im Wattenmeer wie folgt definiert:

Niedersachsen (NLP- Gesetz 1999)

„§ 2 Schutzzweck:

In dem Nationalpark soll die besondere Eigenart der Natur und Landschaft der Wattregion vor der niedersächsischen Küste erhalten bleiben und vor Beeinträchtigungen geschützt werden. Die natürlichen Abläufe in diesen Lebensräumen mit ihrem artenreichen Pflanzen- und Tierbestand sollen fortbestehen. Die Natur des Wattenmeeres soll weiter erforscht werden. Der besondere Schutzzweck der einzelnen Gebiete der Ruhezone ergibt sich aus der Anlage 1.“

Mit dieser Formulierung des Nationalparkgesetzes ist der Schutzzweck konkret benannt, die Bewahrung der natürlichen Dynamik ökologischer Prozesse wird besonders hervorgehoben. Es werden allerdings nicht alle von der IUCN benannten Ziele von Nationalparken erwähnt (IUCN 1994a, WWF 1998). Das Gesetz für den Nationalpark „Niedersächsisches Wattenmeer“ führt als einziges die Forschung im Wattenmeer gesondert als Schutzzweck des Nationalparks an.

Das Gesetz über den Nationalpark „Niedersächsisches Wattenmeer“ ist am 15.07.1999 vom niedersächsischen Landtag verabschiedet worden. Eine inhaltliche Überarbeitung des Nationalpark-Gesetzes für das niedersächsische Wattenmeer wird zur Zeit geprüft.

Schleswig-Holstein (NPG 1999)

In Schleswig-Holstein wurde das Nationalparkgesetz von 1985 nach einer mehrjährigen Diskussion, aufbauend auf dem Synthesebericht aus der Ökosystemforschung, novelliert, in seiner neuen Fassung am 13.10.1999 vom Landtag verabschiedet und trat am 30.12.1999 mit der Veröffentlichung im Gesetz- und Verordnungsblatt in Kraft.

Der Schutzzweck-Paragraph des alten Gesetzes ist um andere Zwecke erweitert worden und lautet jetzt:

„§ 2 Schutzzweck und andere Zwecke:

Der Nationalpark dient dem Schutz und der natürlichen Entwicklung des schleswig-holsteinischen Wattenmeeres und der Bewahrung seiner besonderen Eigenart, Schönheit und Ursprünglichkeit. Es ist ein möglichst ungestörter Ablauf der Naturvorgänge zu gewährleisten. Der Nationalpark ist als Lebensstätte der dort natürlich vorkommenden Tier- und Pflanzenarten und der zwischen diesen Arten und den Lebensstätten bestehenden Lebensbeziehungen zu erhalten. Die Gesamtheit der Natur in ihrer natürlichen Entwicklung mit allen Pflanzen, Tieren und Ökosystemen besitzt einen zu schützenden Eigenwert.

Die Maßnahmen des Küstenschutzes einschließlich der Vorlandgewinnung sowie der Binnenland-entwässerung werden nicht eingeschränkt. Soweit es der Küstenschutz erfordert, bleiben die Schafgräsung und die Klei- und Sandentnahme zulässig.

Unzumutbare Beeinträchtigungen der Interessen und herkömmlichen Nutzungen der einheimischen Bevölkerung sind zu vermeiden. Jegliche Nutzungsinteressen sind mit dem Schutzzweck im allgemeinen und im Einzelfall gerecht abzuwägen. Der Erhalt der Natur durch den Nationalpark soll auch durch positive Rückwirkungen auf den Tourismus und das Ansehen der Region der nachhaltigen Entwicklung zur Verbesserung der Lebens- und Arbeitsbedingungen der im Umfeld lebenden Menschen dienen. [...]“

Damit hebt auch das neue schleswig-holsteinische Nationalparkgesetz die Bewahrung der natürlichen Dynamik als Schutzziel des Gebietes besonders hervor. Auch wird in der novellierten Fassung des Gesetzes erstmals die Förderung des Tourismus durch den Erhalt der Natur als Grundlage der fremdenverkehrlichen Attraktivität der Westküste als einer der Zwecke benannt. Dies paßt gut in die internationalen Richtlinien der IUCN (1994a), die die Schaffung von Erholungs- und Bildungsangeboten fordern.

Hamburg (NPG 1990)

„§ 2 Schutzzweck:

(1) Schutzzweck ist, das Wattenmeer einschließlich der Insel Neuwerk sowie der Düneninseln Scharhörn und Nigehörn in seiner Ganzheit und seiner natürlichen Dynamik um seiner selbst willen und als Lebensstätte der auf diesen einmaligen Lebensraum Watt angewiesenen Arten und der

zwischen diesen Arten bestehenden Lebensgemeinschaften zu erhalten und vor Beeinträchtigungen zu schützen. Zudem ist die großflächige und ungestörte, zwischen den Mündungstrichtern von Elbe und Weser gelegene Naturlandschaft für die Wissenschaft von besonderer Bedeutung.

(2) Insbesondere sind Sand- und Schlickwatten, Priele, Sande, Platen sowie Dünen und die diese Landschaftsteile untereinander verbindende, ungestörte und natürliche Entwicklungsdynamik zu erhalten. Weiter ist die ursprüngliche Dünen- und Salzwiesenvegetation zu schützen und, sofern erforderlich, zu entwickeln. Schließlich sind die für die auf den Lebensraum Watt angewiesenen Arten als Lebensstätten, insbesondere die geeigneten Fischlaich- und Fischaufzuchtgebiete, die Liege- und Aufzuchtplätze der Seehunde auf der Robbenplate, dem Wittsand und dem Bakenloch, die Brutplätze der Seeschwalben auf Scharhörn und Neuwerk, die Brutgebiete sowie Rast- und Nahrungsgebiete verschiedener Wattvogelarten und die Mauserplätze der Brandgänse zu erhalten."

Alle drei Nationalparke betonen also bereits in ihrer Rechtsgrundlage das Ziel, die natürliche Dynamik als wesentlichen Faktor zu erhalten und soweit wie möglich eine ungestörte Entwicklung zu ermöglichen (vgl. Kap. 4.2). Damit stimmen die definierten Schutzzwecke in diesem Punkt gut mit den nationalen und internationalen Anforderungen an Nationalparke überein und fügen sich auch in das Leitbild der Wattenmeerkooperation mit den beiden Nachbarstaaten Dänemark und Niederlande. Die Umsetzung dieses Leitbildes in Maßnahmen zum Schutz und Management der Lebensräume im Ökosystem Wattenmeer bedarf allerdings weiter konkretisierter Zielvorstellungen. Diese wurden in den letzten Jahren sowohl auf regionaler (Stichwort „Nationalparkplanung") als auch auf trilateraler Ebene erarbeitet und z. T. bereits umgesetzt. Dabei sollte – gerade in Nationalparken – die „Festlegung" von Zielen und die „Planung" der Entwicklung des Gebietes immer dynamische Elemente einbeziehen. Die Ermöglichung der natürlichen Sukzession und einer – oft von Zufällen bestimmten – Dynamik ist Grundgedanke des Naturschutzes in Nationalparken. SCHERZINGER (1990) beschreibt ein entsprechendes Dynamik-Konzept im flächenhaften Naturschutz am Beispiel der Zieldiskussion für Nationalparke.

Darüber hinaus ist bei der Umsetzung des Leitbildes der ungestörten Entwicklung im Falle des Wattenmeeres als einer vom Menschen seit Jahrhunderten genutzten Landschaft natürlich eine Abschätzung und Abwägung der sozioökonomischen und rechtlichen Folgen geboten. Fachlich gut begründete Zielvorstellungen müssen eine gesellschaftliche Akzeptanz, also politische Mehrheiten finden, um realisiert werden zu können.

4.3.2.3 Das trilaterale Leitbild des Naturschutzes im Wattenmeer

Die trilaterale Zusammenarbeit zum Schutz des Wattenmeeres besteht auf Regierungsebene der drei Wattenmeerstaaten (Dänemark, Bundesrepublik Deutschland und Niederlande) bereits seit gut zwei Jahrzehnten. Seit 1978 treffen sich die verantwortlichen Minister regelmäßig, um über die Probleme im Wattenmeer zu diskutieren und Möglichkeiten eines verbesserten Schutzes abzusprechen. Die Zusammenarbeit dient auch dazu, Aktivitäten und Maßnahmen zur Umsetzung völkerrechtlicher Verpflichtungen im Bereich des Naturschutzes (z. B. Ramsar-, Bonner- und Berner Konvention sowie EU-Vogelschutz- und FFH-Richtlinie) aufeinander abzustimmen. In einer „Gemeinsamen Erklärung zum Schutz des Wattenmeeres (Joint Declaration)", unterzeichnet 1982 auf der 3. Trilateralen Regierungskonferenz in Kopenhagen, verpflichteten sich die drei Regierungen, ihr Vorgehen und die zu treffenden Maßnahmen im Hinblick auf einen umfassenden Schutz des Wattenmeeres zu koordinieren. Als Institution dieser trilateralen Zusammenarbeit wurde 1987 das Gemeinsame Wattenmeersekretariat (Common Wadden Sea Secretariat, CWSS) mit Sitz in Wilhelmshaven eingerichtet. Zu den Aufgaben des Wattenmeersekretariats gehören die Vor- und Nachbereitung der

Trilateralen Regierungskonferenzen, die Sammlung von Informationen zu Nutzungen und Belastungen und deren Auswirkungen auf die natürliche Umwelt im Wattenmeer sowie die Erarbeitung von Vorschlägen für gemeinsame Schutzmaßnahmen, Management und eine engere wissenschaftliche Zusammenarbeit. Im Rahmen dieser Aufgaben wird z. B. regelmäßig ein Qualitätszustandsbericht erstellt (DE JONG et al. 1999). Die Trilateralen Regierungskonferenzen zum Schutz des Wattenmeeres werden inzwischen regelmäßig in etwa 3jährigem Abstand durchgeführt.

Gleichzeitig sind die drei Wattenmeerstaaten auch an der multilateralen Zusammenarbeit zum Schutz der Nordsee beteiligt. Seit 1984 führen die Nordseeanrainerstaaten in regelmäßigen Abständen gemeinsame Internationale Nordseeschutzkonferenzen (INK) durch, auf denen auch Aspekte des Wattenmeerschutzes behandelt werden. Themenschwerpunkte der Nordseeschutzkonferenzen sind Fragen der stofflichen Belastung der Meeresumwelt, also der Verschmutzung (z. B. durch Nähr- und Schadstoffe, Öl, Müll, Xenobiotika), die nur auf internationaler Ebene vermindert werden kann. Dagegen beschäftigt sich die trilaterale Wattenmeerkooperation stärker mit Fragen des Naturschutzes und des Managements im Wattenmeerraum, so dass eine gewisse Arbeitsteilung zwischen diesen beiden Ebenen der Zusammenarbeit vorliegt (DE JONG 1992a).

Auf der 6. Trilateralen Regierungskonferenz zum Schutz des Wattenmeeres 1991 in Esbjerg verständigten sich die drei Wattenmeer-Anrainerstaaten auf einen gemeinsamen leitenden Grundsatz („Guiding Principle“) ihrer Zusammenarbeit zum Schutz des Ökosystems Wattenmeer. Dieses Leitbild des Naturschutzes im Wattenmeer lautet:

„Der leitende Grundsatz der trilateralen Wattenmeerpolitik ist es, so weit wie möglich ein natürliches und sich selbst erhaltendes Ökosystem, in dem natürliche Prozesse ungestört ablaufen können, zu erhalten.“ (CWSS 1992a, S. 83).

Die Leitlinien zur Konkretisierung dieses Leitbildes zum Schutz des Wattenmeeres wurden bereits in Esbjerg 1991 angedeutet. Als wesentlich wurden vier Schwerpunkte genannt (vgl. Anhang):

1. die Dynamik des Wasserkörpers und die damit zusammenhängenden geomorphologischen und pedologischen Prozesse,
2. die Qualität des Wassers, der Sedimente und der Luft,
3. die Tier- und Pflanzenwelt; explizit werden hier Fische, Vögel, Seehunde sowie Salzwiesen und Dünen genannt und
4. die Qualität des Landschaftsbildes.

Neben dem Leitbild und den Leitlinien wurden darüber hinaus in Esbjerg sieben Prinzipien („Management Principles“) festgelegt, nach denen die in der Joint Declaration festgelegte gemeinsame Politik umgesetzt werden soll. Diese Prinzipien gehen zurück auf das Konzept der nachhaltigen Nutzung („Wise use and conservation in the Wadden Sea“, CWSS 1992b; DE JONG 1992a):

1. Das Prinzip der sorgfältigen Entscheidungsfindung,
2. das Vermeidungsprinzip,
3. das Vorsorgeprinzip,
4. das Verlagerungsprinzip,
5. das Ausgleichsprinzip,
6. das Wiederherstellungsprinzip,
7. die Prinzipien des Standes der Technik.

Zur weiteren Konkretisierung von Zielen für die Zusammenarbeit und zur Ausfüllung des Leitbildes der natürlichen Entwicklung wurde eine internationale Expertengruppe unter Leitung des CWSS beauftragt, ein umfassendes Konzept für die Ziele der gemeinsamen Schutzbemühungen im Wattenmeer zu erarbeiten. Die daraufhin gegründete sogenannte Ecotarget Group legte ihren Abschlußbericht 1994 vor (ETG 1994). Die darin formulierten Qualitätsziele („Ecotargets“) wurden auf der 7. Trilateralen Regierungskonferenz Ende 1994 in Leeuwarden in modifizierter Form übernommen (CWSS 1995). Diese in der Ministererklärung 1994 festgeschriebenen Ziele werden im folgenden „Leeuwarden-Ziele“ oder synonym wie in der trilateralen Wattenmeerzusammenarbeit „Targets (der Wattenmeerkooperation)“ genannt. Sie stellen die allseits akzeptierten trilateralen Ziele des Wattenmeerschutzes dar. Weiterhin wurde in Leeuwarden Einigkeit über die Grenzen des Gebietes der Trilateralen Wattenmeerkooperation erzielt (CWSS 1995). Ausgehend vom Prinzip der Kohärenz und der ökologischen Einheit des Wattenmeeres umfasst das Kooperationsgebiet

- das Gebiet seewärts des Hauptdeiches oder - wo kein Hauptdeich vorhanden ist,
- das Gebiet seewärts der Springtiden-Hochwasserlinie sowie in den Flüssen das Gebiet seewärts der Brackwassergrenze,
- eine Offshore-Zone von 3 Seemeilen seewärts der Basislinie,
- die entsprechenden Binnenlandgebiete, die unter das Ramsar-Übereinkommenund/oder die EG-Vogelschutzrichtlinie fallen,
- die Inseln.

Nach Leeuwarden bestand die Aufgabe darin, die festgelegten Ziele der trilateralen Kooperation zum Schutz des Wattenmeeres mit Leben zu füllen. Es wurden Vorschläge für Managementmaßnahmen und Projekte erarbeitet, wie diese Ziele konkretisiert und umgesetzt werden können. Nach intensiver Diskussion auch mit der Küstenbevölkerung in allen drei Ländern konnte zur 8. Regierungskonferenz im Oktober 1997 in Stade ein gemeinsamer umfassender Trilateraler Managementplan für das gesamte Wattenmeer vorgelegt und von den Ministern verabschiedet werden (CWSS 1998). Der Plan ist eine politische Vereinbarung, kein rechtsverbindliches Instrument.

Der Wattenmeerplan soll den Rahmen für das gemeinsame Wattenmeermanagement bilden und dient zur Erreichung der auf den vorhergehenden Konferenzen beschlossenen Ziele zum Schutz des Ökosystems Wattenmeer. Der Plan deckt das trilaterale Kooperationsgebiet ab und übernimmt die leitenden Grundsätze und Prinzipien der gemeinsamen Wattenmeerpolitik. Für verschiedene Teilbereiche des Wattenmeeres (Salzwiesen, Dünen, Ästuare, Sedimente, Tidebereiche, Offshore-Zone, ländliche Gebiete) und für bestimmte Schutzgüter (Landschaft und Kultur, Wasser und Sedimente sowie für Vögel und Meeressäuger) werden im Wattenmeerplan konkrete Managementziele genannt. Ferner werden die für die Erreichung dieser Ziele notwendigen Maßnahmen und Aktionen beschrieben sowie Projekte zur Weiterentwicklung und Evaluation des Wissensstandes vorgeschlagen. Der Wattenmeerplan berücksichtigt die Interessen von Naturschutz und menschlicher Nutzung und stellt die künftigen Bemühungen zum nachhaltigen Schutz des weltweit einmaligen Ökosystems Wattenmeer trilateral auf eine gemeinsame Grundlage. Der Wattenmeerplan soll fortgeschrieben werden, wobei die „betroffene“ Küstenbevölkerung beteiligt werden soll.

In Stade wurde darüber hinaus beschlossen, das Trilaterale Monitoring and Assessment Programm (TMAP) stufenweise im gesamten Wattenmeer umzusetzen. Dieses Umweltbeobachtungsprogramm ist wesentlicher Bestandteil zur Erfassung des Status quo im Wattenmeer, zur Evaluation eingeleiteter Maßnahmen sowie damit zur Überprüfung der Zielerfüllung (s. Kap. 4.4). Eine erste Evaluation der

bisherigen Umsetzung der „Targets“ wurde im Rahmen des gemeinsamen Qualitätszustandsberichts erarbeitet (DE JONG et al. 1999).

4.3.2.4 Ökologische Qualitätsziele für das Wattenmeer

Die Diskussion um Qualitätsziele für das Wattenmeer wurde Anfang der 90er Jahre intensiviert. In der Ministererklärung der 3. Internationalen Nordseeschutz-Konferenz 1990 in Den Haag wurde die North Sea Task Force beauftragt, „Verfahren zur Festlegung ökologischer Zielsetzungen (ecological objectives) für die Nordsee und ihre Küstengewässer zu entwickeln“ (INK 1990). Dieses Anliegen wurde von der 6. Trilateralen Regierungskonferenz zum Schutz des Wattenmeeres 1991 in Esbjerg aufgegriffen. Es wurde beschlossen, auch für das Wattenmeer zur Konkretisierung des Leitbildes der natürlichen Dynamik ökologische Qualitätsziele zu formulieren. Das Vorsorgeprinzip hatte sich, trotz seiner erfolgreichen Anwendung im Bereich der Schadstoffkontrolle, als allein nicht ausreichend für die Ableitung von Maßnahmen zum Schutz der marinen Umwelt erwiesen. Dies gilt z. B. für die Anstrengungen zur Nährstoffreduktion oder zur Schaffung fischereifreier Zonen, deren Umsetzung nicht voran kam (DE JONG 1998). Die Erarbeitung ökologischer Qualitätsziele war also als Ergänzung des Vorsorgeprinzips gedacht und sollte es keinesfalls, wie von einzelnen befürchtet, ersetzen. Mit Hilfe von Zielen sollten weitergehende Maßnahmen im Wattenmeerschutz begründet werden können: „Supplementing the precautionary approach with quality objectives for the ecosystem, would probably improve environmental policies“ (DE JONG 1998).

Die internationale und die trilaterale Erarbeitung von Qualitätszielen für marine Lebensräume verlief also parallel, und es gab - zumindest partiell - eine Zusammenarbeit und Arbeitsteilung der beiden Bereiche (DE JONG 1992a). Wesentliche Anregungen für die internationale Diskussion kamen aus den Niederlanden, wo mit dem AMOEBA-Ansatz (TEN BRINK et al. 1991) versucht wurde, ein Zielkonzept für das niederländische Wattenmeer zu formulieren. Auf diesen Ansatz wird in der Diskussion (Kap. 4.3.3) vertiefend eingegangen. Die sonstige Entwicklung in Dänemark und den Niederlanden sowie die europäische Diskussion zu marinen Qualitätszielen ist zusammenfassend von DE JONG (1992b) dargestellt. Verschiedene nationale und internationale Ansätze und Konzepte für marine Qualitätsziele werden von DE JONG (1998), DANKERS & DE VLAS (1994), HÖPNER & HENKE (1996) und THIESSEN (1994) beschrieben und z. T. bewertet.

In Deutschland war die marine Umweltpolitik bis Anfang der 90er Jahre allein von der Anwendung des Vorsorgeprinzips bestimmt gewesen. Gegenüber ökologischen Zielen war stets eine ablehnende Haltung eingenommen worden (FRIEDRICH & CLAUSEN 1994). Aufgrund der internationalen Entwicklungen rückte aber die Notwendigkeit, Ziele auch im marinen Bereich und für das Wattenmeer zu entwickeln, in den Vordergrund. In Deutschland wurde daraufhin - neben der Mitarbeit in den internationalen Gremien - auf zwei Ebenen an Qualitätszielkonzepten für Meeres- und Küstengebiete gearbeitet. Einerseits wurde eine nationale Arbeitsgruppe unter Leitung des Umweltbundesamtes gegründet (Arbeitsgruppe Meeresqualitätsziele, AG MQZ), andererseits wurden die bereits laufenden (Schleswig-Holstein) oder gerade anlaufenden (Niedersachsen) angewandten Teile der Ökosystemforschung im Wattenmeer mit der Erarbeitung von Qualitätszielen beauftragt. Im folgenden soll die trilaterale Entwicklung und die nationale Erarbeitung von Qualitätszielen kurz vergleichend dargestellt werden. Einen guten Überblick über die Diskussionen bietet die Broschüre „Ökologische Qualitätsziele für das Meer“, die von der Schutzgemeinschaft Deutsche Nordseeküste als Zusammenfassung eines gleichnamigen Kolloquiums 1994 herausgegeben wurde (SDN 1994). Auf allen Ebenen der Arbeit an Qualitätszielen waren in Deutschland in den Gremien zumindest überwiegend die gleichen Personen und Institutionen vertreten, so dass die Diskussionen ähnlich verliefen und die Ergebnisse wenig

differieren. Es gab aber durchaus etliche Konfliktpunkte. Einige davon sollen in der Diskussion (Kap. 4.4.3) aufgegriffen werden.

4.3.3 Gemeinsame Ziele der trilateralen Kooperation zum Schutz des Wattenmeeres

4.3.3.1 Geschichte, Grundlagen und Ziele der Ecotarget Group

Von der 6. Trilateralen Wattenmeer-Regierungskonferenz in Esbjerg 1991 wurde der Auftrag erteilt, das dort festgelegte Leitbild des Wattenmeerschutzes durch die Erarbeitung ökologischer Qualitätsziele zu konkretisieren. Zur Erfüllung dieser Anforderungen wurde eine trilaterale Expertengruppe (Ecotarget Group, ETG) eingesetzt, die bis zur nächsten Konferenz 1994 einen Vorschlag für Qualitätsziele sowie einen umfassenden Katalog von Maßnahmen zur Erreichung dieser Ziele vorlegen sollte. Die ETG hatte folgende Arbeitsziele:

- die Beschreibung eines Referenzökosystems,
- die Auswahl einer Reihe geeigneter Ökosystemparameter,
- die Zuschreibung von Referenzwerten zu diesen Parametern,
- die Entwicklung von ökologischen Qualitätsstufenzielen für die gewählten Ökosystemparameter, die bis zum Jahre 2010 erreicht werden können.

Die Erarbeitung der Qualitätsziele im Wattenmeer lief parallel zu der gleichen Aufgabe im Nordseebereich, denn auch die Internationale Nordseeschutzkonferenz hatte 1990 in Den Haag die Aufstellung von Qualitätszielen beschlossen.

Die Qualitätsziele für das Wattenmeer sollten auf der Basis der Konzepte von „Wise use“ und „Sustainable Development“ das trilaterale Leitbild konkretisieren. In den Diskussionen kam die ETG zu dem Schluß, dass mit „nachhaltig“ im Falle des Wattenmeeres als naturnahem Raum die Selbsterhaltungsfähigkeiten des Ökosystems gemeint sind und es nicht darum gehen kann, eine „Nachhaltigkeit“ bestehender Wirtschaftszweige sicherzustellen. Die ETG entschied, das Prinzip der Nachhaltigkeit nicht weiter zu verfolgen, sondern die natürliche Entwicklung und Dynamik in den Mittelpunkt der weiteren Ausarbeitungen von Qualitätszielen zu stellen.

Die ETG legte zwei Kriterien für die Auswahl von Parametern der Qualitätsziele fest. Sie sollten

- indikativ für den menschlichen Einfluss auf das Ökosystem sein und
- in ihrer Gesamtheit ausreichende Informationen über die Qualität des Ökosystems liefern.

4.3.3.2 Vorgehen bei der Aufstellung der Ecotargets

Die ETG beschloß zunächst eine Einteilung der Parameter in fünf Kategorien:

A	Area	Gebiet oder Habitat
B	Biology	Biologische Parameter
C	Chemistry	Chemische Parameter
D	Disturbance	Störungen
E	Exploitation	Ausbeutung

In der anschließenden Diskussion dieser Einteilung wurde die reine Emissionsorientierung der beiden Kategorien D und E erkannt und beschlossen, diese Aspekte in die Parameter der drei anderen Gruppen zu integrieren. Abgestimmt wurde also eine Festlegung der ökologischen Ziele (Ecotargets) für Parameter, die die physikalische, chemische oder biologische Qualität eines Habitats spezifizieren. Die ETG legte Anfang 1994 ihren Abschlußbericht vor (ETG 1994). Die darin vorgeschlagenen Qualitätsziele (Ecotargets) finden sich vollständig im Anhang. Sie werden drei Kategorien zugeordnet:

1. Area (A)

Die Kategorie „Area“ behandelt die Erhaltung von Habitaten und die Kompensation von Habitatverlusten, die durch anthropogene Aktivitäten verursacht wurden. Die Sicherung und ggf. Wiederherstellung der Gesamtheit aller Habitattypen mit ausreichender Größe und Häufigkeit ist für die vollständige Vielfalt des Wattenmeeres unabdingbar.

Mögliche Maßnahmen im Bereich der Gebiets- und Habitatsziele sind naturgemäß eingeschränkt dadurch, dass im Wattenmeer eine „Schaffung“ von Habitaten, wie z. B. im terrestrischen Bereich zumindest teilweise erfolgreich umgesetzt, nicht möglich ist. Die Entwicklung von Standorten ist nicht vorhersehbar und damit nicht planbar, sondern von sehr vielen abiotischen und biotischen Bedingungen abhängig, die nicht „gemanagt“ werden können. Natürliche Entwicklung von Gebieten und Habitaten zuzulassen bedeutet also im Wattenmeerbereich, dass die Randbedingungen soweit wie möglich unbeEinflusst von menschlichen Aktivitäten sein sollten. Dieser Grundsatz läßt sich im Wattenmeer nur mit vollständiger Nutzungsfreiheit möglichst großräumiger Einheiten, z. B. ganzer Wattstromeinzugsgebiete, umsetzen (Kap. 4.5). Der Grundsatz der möglichst ungestörten Entwicklung und natürlichen Dynamik findet seine Einschränkung bei unveränderlichen Randbedingungen, d. h. irreversiblen anthropogenen Einflüssen, z. B. des Küstenschutzes, stofflicher Belastung oder dem Wirken eingeschleppter Arten.

2. Biology (B)

In der Kategorie „Biology“ sind Ziele der biotischen Parameter der Habitate erfaßt. Besondere Aufmerksamkeit wird dabei klassischerweise den seltenen oder besonders bedrohten Arten oder denen, die öffentliche Aufmerksamkeit erregen (Vögel und Meeressäuger), zuteil. Die Artenauswahl innerhalb der Ecotargets wirkt allerdings zumindest in der ursprünglichen Version der ETG (1994) ziemlich willkürlich und ist wohl auch von damals aktuellen politischen Schwerpunkten bestimmt gewesen. Diese Kategorie umfasst neben Arten auch Biotope und deren anthropogene Beeinflussung.

3. Chemistry (C)

Die stofflichen Belastungen des Ökosystems Wattenmeer werden von einer eigenen Zielkategorie erfaßt. Anders als im Bereich der Habitate, Strukturen und Arten sind in diesem Bereich, sowohl im Wattenmeer als auch in anderen Ökosystemen, Konkretisierungen z. T. auch in Form von Quantifizierungen möglich. Mögliche Maßnahmen zur Zielerreichung sind allerdings nicht lokal oder regional umsetzbar, sondern bedürfen der politischen Beschlußfassung auf überregionaler und internationaler Ebene. Die Festschreibung von Zielen auf der Regionalebene des Wattenmeeres kann aber die Umsetzung auf höheren Ebenen forcieren.

4.3.3.3 Weiterentwicklung der Ecotargets und Festschreibung der Gemeinsamen Ziele („Targets“)

Die ETG war sich bei der Auswahl der Parameter und Ziele bewußt, dass diese nur ein eingeschränktes Bild des gesamten Ökosystems Wattenmeer darstellen können. Sie sollten aber

indikativ für die wichtigsten Strukturen, Funktionen und Prozesse sowie die wesentlichen anthropogenen Nutzungen und Belastungen sein. Wie für Zielkonzepte im Umweltbereich insgesamt gefordert (s. Kap. 4.3.1), sieht auch die ETG die Ziele und Indikatoren nicht als endgültig an, sondern fordert, diese ggf. einem verbesserten Stand des Wissens bzw. geänderten gesellschaftlichen Wertsetzungen anzupassen.

Auf der 7. Trilateralen Regierungskonferenz 1994 in Leeuwarden wurden die Vorschläge der ETG in modifizierter Form als ökologische Ziele der gemeinsamen Anstrengungen zum Schutz des Wattenmeeres übernommen und um Ziele für kulturelle und historische Aspekte erweitert. Diese in der Ministererklärung aufgelisteten Ziele sind die gemeinsamen „Targets“ der Trilateralen Wattenmeerkooperation (CWSS 1995, s. Anhang). Die erforderlichen Maßnahmen und ggf. Projekte zur weiteren Ausgestaltung oder Konkretisierung dieser Ziele werden ebenfalls bereits in der Leeuwarden-Erklärung angedeutet. Die „Targets“ sind als Grundlage des trilateralen Wattenmeerschutzes akzeptiert und sollen daher hier in Kurzform in Tabelle 4.3.2 aufgelistet werden. Sie dienen auch als Grundlage bei der Bewertung und dem Abgleich der im folgenden beschriebenen Ansätze zu Qualitätszielen im Wattenmeer und zur Bewertung der Leistungen des Trilateralen Monitoring Programms in Kapitel 4.4.

4.3.3.4 Umsetzung der „Targets“

Die weitere Umsetzung der Ziele in Vorschläge für Schutz- und Managementmaßnahmen war dann Schwerpunkt der trilateralen Aktivitäten bis zur 8. Regierungskonferenz Ende 1997 in Stade. Dort wurde mit dem Wattenmeer-Management-Plan die Richtung der gemeinsamen Umwelt- und Naturschutzpolitik im Wattenmeer in den nächsten Jahren beschlossen. Der Plan ist in einem gesellschaftlichen Dialog unter Partizipation aller Interessensgruppen erarbeitet worden und berücksichtigt neben den Schutzaspekten auch die Nutzungsinteressen und die wirtschaftlichen Bedürfnisse der Küstenbevölkerung. Die „Targets“ und der Wattenmeerplan haben Gültigkeit für das gesamte trilaterale Kooperationsgebiet (vgl. Kap. 4.3.2).

4.3.3.5 Gemeinsames Monitoring zur Überwachung der Zielerreichung

Auf der 8. Trilateralen Regierungskonferenz zum Schutz des Wattenmeeres in Stade wurde ein gemeinsames Parameterpaket für das Trilaterale Monitoring and Assessment Programm (TMAP) beschlossen, das stufenweise im gesamten Wattenmeer umgesetzt werden soll. Dieses Umweltbeobachtungsprogramm ist wesentlicher Bestandteil zur Erfassung des Status quo im Wattenmeer, zur Evaluation eingeleiteter Maßnahmen sowie damit zur Überprüfung der Zielerfüllung. Im Wattenmeer ist es also auf trilateraler Ebene gelungen, die Ziele der gemeinsamen Naturschutz- und Umweltpolitik mit dem Instrument der Umweltbeobachtung zusammenzuführen, so dass gemeinsam beschlossene Maßnahmen, z. B. die Vorschläge des Wattenmeerplanes, bewertet werden können. Das TMAP wird, auch in Hinblick auf seine Leistungen zur Überprüfung der „Targets“, ausführlich in Kap. 4.4 beschrieben und diskutiert.

Tabelle 4.3.2: Gemeinsame Ziele („Targets“) der trilateralen Kooperation zum Schutz des Wattenmeeres (nach CWSS 1995)

Ziele für Lebensräume und Arten	
SALZWIESEN	• Vergrößerung der natürlichen Salzwiesenfläche • Verbesserung der natürlichen Morphologie und Dynamik einschließlich natürlicher Entwässerungsbedingungen für künstlich geschaffene Salzwiesen unter der Voraussetzung, dass die bestehende Fläche nicht verringert wird • Naturnäheres Vegetationsgefüge bei künstlich geschaffenen Salzwiesen, auch in der Pionierzone
TIDEBEREICH	• Natürliche Dynamik im Tidebereich • Vergrößerung von geomorphologisch und biologisch ungestörten Watten- und Sublitoralflächen • Vergrößerung der Fläche und natürlichere Verteilung und Entwicklung von natürlichen Muschelbänken, Sabellariariffen und Seegraswiesen • Lebensfähige Bestände und eine natürliche Reproduktionskapazität, einschließlich des Überlebens der Jungtiere, bei Seehund und Kegelrobbe • Günstige Voraussetzungen für Zug- und Brutvögel - günstige Nahrungsverfügbarkeit - natürlicher Bruterfolg - ungestörte Rast- und Mausergebiete von ausreichender Größe - natürliche Fluchtdistanz
ÄSTUARE	• Wiederherstellung und Schutz der Ästuare wie in Artikel 15 vereinbart (Die Ästuare bedürfen besonderer Schutz- und Managementmaßnahmen. Wertvolle Teile sollen geschützt, die Flußufer in ihrem Zustand erhalten und, soweit möglich, ihr natürlicher Zustand wieder hergestellt werden.)
STRÄNDE und DÜNEN	• Verbesserung der natürlichen Dynamik von Stränden, Primärdünen, Strandebenen und Primärdünentälern in Verbindung mit der Offshore-Zone • eine zunehmende Gewährleistung der natürlichen Vegetationsfolge (Sukzession) • günstige Bedingungen für Zug- und Brutvögel
OFFSHORE-ZONE	• Förderung einer natürlichen Morphologie, auch in bezug auf die Außendeltas zwischen den Inseln • gute Nahrungsverfügbarkeit für Vögel • lebensfähige Bestände und natürliche Reproduktionskapazitäten für den Seehund, die Kegelrobbe und den Schweinswal
LÄNDLICHES GEBIET	• günstige Bedingungen für Flora und Fauna, insbesondere Zug- und Brutvögel
Ziele für die Wasser- und Sedimentbeschaffenheit	
NÄHRSTOFFE	• ein Wattenmeer, das unter dem Gesichtspunkt der Eutrophierung als „non-problem-area“ bezeichnet werden kann
NATÜRLICHE MIKRO-VERUNREINIGUNGEN	• Hintergrundkonzentrationen in Wasser, Sediment und Indikatorarten
SCHADSTOFFE (MAN-MADE SUBSTANCES)	• Konzentrationen, die einer Null-Einleitung entsprechen

Ziele im Zusammenhang mit landschaftlichen und kulturellen Aspekten	
IDENTITÄT	• Erhaltung, Wiederherstellung und Entwicklung der typischen Landschaftsbestandteile, die den Charakter dieses Gebietes in seiner Eigenart und Schönheit (Identität) ausmachen
VIELFALT	• Erhaltung der vollen Vielfalt der Kulturlandschaften, die für das Wattenmeer typisch sind
GESCHICHTE	• Erhaltung des kulturgeschichtlichen Erbes
LANDSCHAFT	• Besondere Beachtung der charakteristischen Prägung dieser Landschaft durch Umwelt und Kulturgeschichte und Berücksichtigung ihrer Bedeutung im Rahmen von Management und Planung

4.3.4 Arbeiten zu Qualitätszielen in der Ökosystemforschung Wattenmeer

In Deutschland waren an der Diskussion und Entwicklung von ökologischen Qualitätszielen für den marinen Bereich und das Wattenmeer die beiden angewandten Teile der Ökosystemforschung Wattenmeer sowie Fachleute aus den Nationalparkbehörden in Wilhelmshaven und Tönning beteiligt. Von seiten der Umweltpolitik bzw. Politikberatung, z. B. des Umweltbundesamtes, wurden die WissenschaftlerInnen der Ökosystemforschungsprojekte als Raumexperten für das Wattenmeer angesehen, die aus wissenschaftlicher Sicht den Zustand des Systems beurteilen und die Politik bei der Findung eines Zielkonzeptes unterstützen sollten (z. B. GÖW 1994). Sie wurden aufgefordert, mit ihren Teilprojekten zur Aufstellung von ökologischen Zielen in dem von ihnen bearbeiteten Fachgebiet beizutragen und in den Abschlußberichten ihrer Teilprojekte Aussagen zu Qualitätszielen zu machen. Darüber hinaus konnten sowohl in der bereits angelaufenen Ökosystemforschung in Schleswig-Holstein als auch in dem angewandten Teil in Niedersachsen eigene Teilprojekte zu Qualitätszielen eingerichtet werden. Parallel zur Diskussion über Qualitätsziele lief auch die Entwicklung einer gemeinsamen Umweltbeobachtung im Wattenmeer. Die Teilprojekte der Ökosystemforschung sollten auch hierzu beitragen, indem sie mögliche Parameter, Methoden und Meßstrategien aus ihrem Fachbereich für das Monitoring-Programm benennen (s. Kap. 4.4).

Das Thema Qualitätsziele nahm breiten Raum u. a. auf dem 3. Wissenschaftlichen Symposium zur Ökosystemforschung Wattenmeer 1992 auf Norderney ein (GÖW 1994). Von seiten des Umweltbundesamtes wurde ganz wesentlich auf die Formulierung ökologischer Ziele gedrängt, insbesondere auch die Quantifizierung von Zielen gefordert, da diese „spätestens bei der Vorbereitung von Maßnahmen unverzichtbar“ sei (KNAUER in GÖW 1994, S. 48). In verschiedenen Arbeitsgruppen wurden auf dem Symposium die Festlegung von Qualitätszielen generell sowie mögliche Ziele im Themenschwerpunkt der jeweiligen Arbeitsgruppe ausführlich diskutiert. Insgesamt war die Haltung der an der Ökosystemforschung beteiligten WissenschaftlerInnen gegenüber Qualitätszielen allerdings zunächst sehr skeptisch. Insbesondere die Definition eines Referenzzustandes zur Bewertung und Ausrichtung von Zielen wurde angesichts der hohen Dynamik des Ökosystems und der anthropogenen Nutzungen und Belastungen als problematisch angesehen. Mögliche Referenzwerte könnten nur durch die Einrichtung und langfristige Beobachtung möglichst großer, ungenutzter Wattgebiete gewonnen werden (GÖW 1994). Diese Forderung und die Schwierigkeiten bei der Definition eines ökologischen Referenzzustandes für das junge und hochdynamische Ökosystem Wattenmeer werden in Kapitel 4.3.6 ausführlich diskutiert. Eine Quantifizierung ökologischer und struktureller Ziele, z. B. von Artbeständen oder Flächengrößen für Habitattypen, wurde ebenfalls weit überwiegend abgelehnt, da sie der natürlichen Dynamik des Systems entgegenstände. Gefordert wurde vielmehr die Einbeziehung dynamischer Elemente in die Qualitätszielkonzeption für das

Wattenmeer, um der spezifischen Charakteristika des Ökosystems gerecht werden zu können. Eine Quantifizierung stofflicher Qualitätsziele dagegen wurde überwiegend als möglich und auch sinnvoll angesehen (GÖW 1994). Die Frage der Quantifizierung ökologischer Ziele und die fachlichen Argumente dagegen, eine Haltung, die fast einhellig auch von den WissenschaftlerInnen der Ökosystemforschung vertreten wurde, werden ebenfalls in Kapitel 4.3.6 diskutiert.

Die einzelnen Teilprojekte der angewandten Ökosystemforschung sowohl in Schleswig-Holstein als auch in Niedersachsen trugen in sehr unterschiedlicher Weise zur Formulierung von Qualitätszielen bei. Nicht von allen Projekten konnte oder wollte der Forderung nach Formulierung von Zielen im Abschlußbericht des Teilprojektes nachgekommen werden. Ebenso ist die Anforderung, konkret Parameter, Methoden und Meßstrategien für eine ökologische Umweltbeobachtung im Wattenmeer zu benennen, in sehr unterschiedlicher Weise erfüllt worden. Einige Abschlußberichte aber nennen schon auf der Ebene einzelner Teilprojekte konkrete Qualitätsziele, so z. B. die ornithologischen Teilprojekte zu Brut- und Rastvögeln in Schleswig-Holstein (RÖSNER 1997; HÄLTERLEIN 1997), die auch an der trilateralen Diskussion zu Qualitätszielen für die Vogelpopulationen im Wattenmeer beteiligt waren (s. u.). Insgesamt aber konnte allein durch die Arbeiten der Teilprojekte kein Qualitätszielkonzept für das Wattenmeer aus den Ergebnissen der Ökosystemforschung abgeleitet werden. Vor dieser Schwierigkeit standen auch die beiden Teilprojekte der angewandten Ökosystemforschung, die sich speziell mit der Ableitung und Definition von Leitbildern und Qualitätszielen für das Wattenmeer beschäftigten. Sie konnten nur bedingt auf Ergebnisse und Vorschläge aus den anderen Teilprojekten zurückgreifen. Die Ergebnisse der beiden Ansätze in der angewandten Ökosystemforschung in Schleswig-Holstein (KELLERMANN et al. 1996; STOCK et al. 1996a; THIESSEN 1994) und Niedersachsen (HÖPNER & KELLNER 1998, 1996; HÖPNER & HENKE 1996) sollen im folgenden kurz vorgestellt und ihre Akzeptanz in der Ökosystemforschung sowie die Relation zur trilateralen Diskussion dargestellt werden. Eine direkte inhaltliche Verknüpfung der beiden Teilprojekte bestand nicht.

Schleswig-Holstein

In Schleswig-Holstein hatte das Nationalparkamt in Eigenleistung eine Reihe von Vorarbeiten zum Thema Qualitätsziele durchgeführt und einen ersten Entwurf zu „Ökologischen Qualitätszielen in Küstengewässern“ veröffentlicht (BORCHARDT & SCHERER 1991; NPA 1991). In der angewandten Ökosystemforschung waren die Teilprojekte zwar bereits angelaufen, es konnte aber 1991 ein eigenes Vorhaben mit dem Thema „Definition von Umweltqualitätszielen in Küstengewässern“ in die Ökosystemforschung integriert werden. Dieses Teilprojekt war im Nationalparkamt in Tönning angesiedelt und hatte damit engen Bezug zu den dort bereits geleisteten Arbeiten zu Qualitätszielen. Die Aufgaben des Teilprojektes zu Umweltqualitätszielen in Schleswig-Holstein waren die Zusammenstellung von ökologischen Referenzwerten sowie die Erarbeitung von Vorschlägen für Zielvorgaben anthropogener Nutzungen unter Einbeziehung der Ergebnisse der Ökosystemforschung. Als Abschluß des Projektes wurde ein Bericht zur „Definition von Umweltqualitätszielen in Küstengewässern“ vorgelegt (THIESSEN 1994).

In dem Bericht werden zunächst die rechtlichen Grundlagen des Nordseeschutzes beschrieben sowie die Forderung nach Qualitätszielen abgeleitet. Als Grundlage für ihre Entwicklung wird eine Bestandsaufnahme anthropogen bedingter Veränderungen des Wattenmeeres gefordert. Für Teilaspekte (Treibhauseffekt, Änderungen der Ozonschicht, Wirkungen von Nähr- und Schadstoffen, biologische Veränderungen und Auswirkungen des Küstenschutzes) wird eine solche Bestandsaufnahme in dem Bericht bereits angedeutet. Anknüpfend an die Beschreibung einiger internationaler und nationaler Konzepte zur Bewertung mariner Ökosysteme wird ein eigener Ansatz für die Definition von Qualitätszielen für das Wattenmeer vorgestellt. Das Qualitätszielkonzept von THIESSEN (1994) knüpft dabei an

die Vorarbeiten von BORCHARDT & SCHERER (1991) und VOß & BORCHARDT (1992) an. Ökologische Qualitätsziele werden auf fünf Ebenen erarbeitet, die in ihrer ansteigenden Komplexität gleichzeitig repräsentativ für das Ökosystem sein sollen. Sie können in zwei Untergruppen zusammengefaßt werden (vgl. BORCHARDT 1994):

Rahmenbedingungen

1. Direkte anthropogene Einwirkungen
2. Großräumige Parameter

Biologische Effekte

3. Zellulare Ebene
4. Ebene der Organismen
5. Ebene der Lebensgemeinschaften.

Die einzelnen Qualitätsziele (s. Anhang) werden aus der Beschreibung des Status quo und der anthropogenen Einflüsse auf diesen Ebenen abgeleitet. Für einige Qualitätsziele wird darüber hinaus versucht, qualitative Referenzen anzugeben. Die Gesamtheit der ökologischen Qualitätsziele wird mit der Beschreibung eines ökologischen Referenzzustandes gleichgesetzt. Eine Quantifizierung von Referenzen wurde nur bei den großräumigen Parametern zu Nähr- und Schadstoffen, also stofflichen Zielen, vorgenommen. Bei etlichen der aufgestellten Ziele, insbesondere denen der komplexeren Ebenen, ist aus prinzipiellen, systembedingten Ursachen heraus die Angabe von numerischen Werten nicht möglich (s. Kap. 4.3.6). Die einzelnen Qualitätsziele der fünf Ebenen sind komplett im Anhang wiedergegeben.

Da zum Zeitpunkt der Fertigstellung des Berichtes von THIESSEN (1994) noch nicht alle anderen Teilprojekte der angewandten Ökosystemforschung in auswertbarer Form abgeschlossen waren und Abschlußberichte vorgelegt hatten, konnten bestimmte Aufgaben des Vorhabens nicht ausreichend bearbeitet werden. Eine inhaltliche Abstimmung mit den Projekten der Ökosystemforschung war nur bedingt möglich, die Ableitung und Beschreibung eines Referenzzustandes, entsprechend einem Szenario „Ungestörte Entwicklung des Wattenmeeres“, konnte nur ansatzweise geleistet werden. Konkret realisierbare regionalisierte Qualitätsziele für den Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer wurden daher innerhalb des Teilprojektes nicht aufgestellt.

Diese Aufgaben wurden in der weiteren Synthesephase der Ökosystemforschung in Schleswig-Holstein erfüllt. Die theoretischen Grundlagen und das Zielkonzept werden außerdem von BORCHARDT (1994) konkretisiert. Die Festlegung von Qualitätszielen sieht er nur als sinnvoll an für

1. Rahmenbedingungen, die den ungestörten Ablauf der Naturvorgänge sichern, und
2. Effekt-Parameter, die einen gesunden Grundzustand des Ökosystems indizieren.

„Nicht die Natur, sondern die menschlichen Aktivitäten in der Natur müssen gemanagt werden.“ (BORCHARDT 1994). Im Abschlußbericht der Steuergruppe (KELLERMANN et al. 1996) und im Synthesebericht der angewandten Ökosystemforschung (STOCK et al. 1996a) wird detailliert auf mögliche Vorgehensweisen und Schwierigkeiten bei der Ableitung eines Referenzzustandes für das dynamische System des Wattenmeeres eingegangen (vgl. Kap. 4.3.6). Als Ergebnis wird ein umfassendes Szenario „Das schleswig-holsteinische Wattenmeer als ungestörte Naturlandschaft“ entworfen. Dies kann als Beschreibung des historischen oder als fiktive Konstruktion eines hypothetischen Zustandes des Wattenmeeres ohne oder nur mit vernachlässigbar geringem Einfluss menschlichen Handelns bezeichnet werden. Dieses Szenario als Referenz wird dann vor dem

Hintergrund der real stattgefundenen anthropogenen Beeinflussungen mit dem heutigen Zustand des Systems verglichen. Aus den aufgezeigten Konflikten leitet sich als Zielvorstellung ein fachlich begründeter Ausgleich der Defizite ab. Diese Zielvorstellung wird aber durch zwei Kategorien von Einschränkungen begrenzt:

- prinzipielle Grenzen, z. B. durch nicht reversible Eingriffe, und
- politisch bedingte Grenzen, z. B. durch normative Wertsetzungen, gesellschaftliche Akzeptanz und politische Durchsetzbarkeit.

Innerhalb dieser Rahmenbedingungen kann das real anzustrebende Leitbild für den Schutz des Wattenmeeres formuliert werden. Für den Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer wurde in der Synthesephase der angewandten Ökosystemforschung eine solche Konkretisierung geleistet, eine detaillierte Zielvorstellung formuliert und die Grenzen und Konsequenzen einer Umsetzung dargestellt (STOCK et al. 1996a). Unabhängig von der kontrovers geführten öffentlichen Diskussion des Syntheseberichts an der schleswig-holsteinischen Westküste mit den verbundenen Folgewirkungen wurde die Vorgehensweise der Auswertung und Anwendung von Forschungsergebnissen von wissenschaftlicher Seite einhellig begrüßt (NPA 1997). Der Syntheseberichte lieferte außerdem wertvolle inhaltliche Anregungen für die trilaterale Diskussion.

Niedersachsen

In der angewandten Ökosystemforschung im niedersächsischen Wattenmeer konnte die Entwicklung von Umweltqualitätszielen von vornherein als Teilprojekt A 4.4 integriert werden. Das Projekt war allerdings, anders als in Schleswig-Holstein, nicht in der Nationalparkverwaltung, sondern an der Universität Oldenburg angesiedelt. Ziel des Vorhabens war es, unter Berücksichtigung nationaler und internationaler Standards zu überprüfen, wie mögliche Qualitätsziele für das Wattenmeer formuliert und ggf. aus den Ergebnissen der angewandten Ökosystemforschung abgeleitet werden können.

Ebenso wie in Schleswig-Holstein bestand auch in Niedersachsen die Schwierigkeit, dass das Teilprojekt zur Erfüllung seiner wesentlichen Aufgaben auf die Ergebnisse der anderen Teilprojekte der Ökosystemforschung angewiesen war. Die Bereitschaft der meisten Teilprojekte, zur Formulierung von Qualitätszielen beizutragen, war aber nicht sehr ausgeprägt. Der ergebnisintegrierende Ansatz des Projektes konnte also eigentlich erst nach Abschluß der anderen Teilprojekte zum Tragen kommen, so dass die parallele Laufzeit nicht voll genutzt werden konnte. Um dieses Defizit auszugleichen, wurde die Aufgabenstellung in die Synthesephase der angewandten Ökosystemforschung hinein verlängert. Als Abschluß des Projektes wurde ein zweiteiliger Bericht vorgelegt (HÖPNER & HENKE 1996; HÖPNER & KELLNER 1996).

Zu Beginn des Vorhabens wurde zunächst eine umfassende Literaturrecherche zu Qualitätszielkonzepten durchgeführt. Kernstück des ersten Berichtsteiles (HÖPNER & HENKE 1996) ist die Beschreibung verschiedener Umweltqualitätszielkonzepte aus dem terrestrischen und dem marinen Bereich einschließlich des Wattenmeeres. Dabei werden sowohl Ansätze aus anderen Ökosystemforschungsprojekten (Berchtesgaden und Bornhöveder Seenkette) als auch zwei regionalisierte Zielkonzepte der Umwelt- und Städteplanung berücksichtigt. In einem zweiten Schritt wird unter Berücksichtigung einiger spezifischer Charakteristika des Ökosystems Wattenmeer geprüft, inwieweit der jeweilige Ansatz der analysierten Konzepte auf das Wattenmeer übertragbar und für die Formulierung von Qualitätszielen nutzbar ist. Als Qualitätszielkonzept auf trilateraler Ebene wird dabei das Konzept der ETG (1994) behandelt. Diese Betrachtung ist allerdings durch die Weiterentwicklung und Festlegung der „Targets“ der Wattenmeerkooperation (CWSS 1995) und die Formulierung konkreter Maßnahmen zur Umsetzung im Rahmen des Trilateralen Managementplans (CWSS 1998)

überholt. Als Abschluß dieses ersten Berichtsteiles wird versucht, Umweltqualitätsziele und -standards sowie Indikatoren zur Bewertung aus der Formulierung eines Leitbildes und von Leitlinien herzuleiten. Es werden aber keine eigenen Vorschläge entwickelt, sondern die Ansätze des trilateralen Konzeptes sowie der Qualitätsziel-Diskussion im Wattenmeer aufgegriffen. Die Zielkonzeption bleibt fragmentarisch, eine Ableitung aus der Ökosystemforschung und eine Regionalisierung für das niedersächsische Wattenmeer erfolgen nicht. Als Ergebnis der Literaturrecherche ist dem Bericht von HÖPNER & HENKE (1996) eine umfangreiche Literaturliste als Anhang beigefügt.

Der zweite Teilbericht des Vorhabens (HÖPNER & KELLNER 1996) sollte als thematischer Report nach Abschluß der angewandten Ökosystemforschung im niedersächsischen Wattenmeer die Ergebnisse der Teilprojekte aufgreifen und auf eine Ableitung von Umweltqualitätszielen hin überprüfen. Eine Verbindung zur Konzeptanalyse und Leitbildentwicklung des ersten Teilberichts ist nicht zu erkennen. Im Hauptteil des Berichtes werden aus den Forschungsschwerpunkten der Ökosystemforschung strukturelle Qualitätsziele für fischereilich beeinflusste Arten und Lebensgemeinschaften sowie Ziele für die Nähr- und Schadstoffbelastung von Wasser, Sediment und Organismen abgeleitet (vollständige Liste im Anhang). Eine hierarchische Ableitung der Ziele aus einem Leitbild über die Entwicklung von Leitlinien wird zwar theoretisch gefordert, aber nicht geleistet. Vielmehr werden mit Bezug zu den Ergebnissen einzelner Teilprojekte qualitative Ziele beschrieben und einige Maßnahmen zu ihrer Erreichung vorgeschlagen (vgl. Kap. 3.2 zu Fragen der Nährstoffbelastung, Kap. 3.3 zu Schadstoffen und Kap. 3.4 zu Auswirkungen und Maßnahmen in der Fischerei). Für einige Qualitätsziele werden auch allgemein gehaltene Referenzen genannt. Entsprechend der Struktur der niedersächsischen Ökosystemforschung war auch die Entwicklung von Zielen nur exemplarisch für Teilsysteme des Wattenmeeres möglich.

Dieser Ansatz zur Definition von Qualitätszielen für das Wattenmeer wurde nach Abschluß des Teilprojekts weiterentwickelt. Auf dem 9. Internationalen Wissenschaftlichen Wattenmeer-Symposium im November 1996 auf Norderney wurde von den AutorInnen ein überarbeitetes Konzept zu Qualitätszielen im Wattenmeer vorgestellt (HÖPNER & KELLNER 1998). In dem Beitrag wird der enge Zusammenhang zwischen Umweltbeobachtung und Zielkonzeption hervorgehoben und die dringende Notwendigkeit eines Sets von Qualitätszielen für das Wattenmeer betont. Qualitätsziele sind nicht unabhängig voneinander. Das Zielkonzept sollte in seiner Gesamtheit ein hierarchisches System darstellen, das die engen gegenseitigen Abhängigkeiten der Qualitätsziele berücksichtigt (vgl. HÖPNER & KELLNER 1998). Außerdem wird die Definition von Kriterien gefordert. Aufbauend auf diesen allgemeinen Grundsätzen erarbeiten HÖPNER & KELLNER (1998) für 22 verschiedene Schutzgüter („conservation features“) jeweils qualitative ökologische Qualitätsziele („Ecological Quality Objectives“) und für die meisten auch (quantitative) Stufenziele („Intermediate Objectives“). Dabei werden die Umweltqualitätsziele als idealistische und die Stufenziele als realistisch erreichbare Zielvorstellungen beschrieben. Die Schutzgüter sollen verschiedene Hierarchieebenen des Ökosystems Wattenmeer abbilden und sind in folgende sechs Kategorien eingeteilt:

1. Das Ökosystem als Ganzes
2. Sedimente im Intertidal
3. Anzahlen von Arten und Individuen
4. Ökologische Funktionen
5. Landschaft
6. Sozioökonomische Funktionen

Eine vollständige Liste der Schutzgüter und der zugeordneten ökologischen Qualitätsziele sowie ggf. der Stufenziele findet sich im Anhang. Entsprechend den Schwerpunkten der niedersächsischen Ökosystemforschung werden auch hier die terrestrischen Lebensräume des Ökosystems Wattenmeer nicht berücksichtigt, doch ist der Ansatz eine deutliche Weiterentwicklung der im Teilprojekt entwickelten Ziele (HÖPNER & KELLNER 1996). Der Vorschlag quantifizierter Stufenziele wird in Kapitel 4.3.6 diskutiert. Der Versuch einer Quantifizierung wurde aber sowohl von den meisten WissenschaftlerInnen der Ökosystemforschung als auch in der trilateralen Diskussion, z. B. auf dem Symposium auf Norderney, als dem System nicht angemessen abgelehnt. Insgesamt scheint im niedersächsischen Teilprojekt zu Qualitätszielen im Vergleich zum schleswig-holsteinischen die Bereitschaft größer gewesen zu sein, auf die politische Forderung nach einer Quantifizierung von Zielen einzugehen. Die Ablehnung allerdings von seiten der meisten WissenschaftlerInnen der Ökosystemforschung wird in der Diskussion (Kap. 4.3.6) begründet werden.

4.3.4.1 Beteiligung der Ökosystemforschung an der trilateralen Diskussion

Unter anderem aufgrund der Einbindung der Steuergruppen der Ökosystemforschung in die jeweiligen Nationalparkbehörden in Wilhelmshaven und Tönning konnten die Diskussionen auf trilateraler Ebene, an denen die Schutzgebietsverwaltungen beteiligt waren, direkt in die Arbeit der Teilprojekte und in die Vollversammlungen der Ökosystemforschung eingebracht werden. Umgekehrt war auch ein direkter Transport der Ideen und Vorschläge der Ökosystemforschung und damit eine Beteiligung an der trilateralen Diskussion möglich.

Ähnlich wie bei der Entwicklung des Trilateralen Monitoring and Assessment Programms (s. Kap. 4.4) waren auch bei den Diskussionen zu Qualitätszielen Projektnehmer der Ökosystemforschung in Teilbereichen direkt als Fachleute in den trilateralen Gremien vertreten. So wurde z. B. die Ausformulierung und Konkretisierung der Ziele für Vögel im Wattenmeer im wesentlichen von Vertretern der trilateralen Expertengruppen für Brut- und Rastvogelmonitoring (der sog. Bird Expert Group) getragen. WissenschaftlerInnen der Ökosystemforschung gehörten dieser Gruppe an und waren wesentlich an der Formulierung des trilateralen Papiers beteiligt (s. Kap. 4.3.3). Ergebnisse der Ökosystemforschung dienten in mehreren Bereichen als Datengrundlage für die Konkretisierung von Qualitätszielen und bieten dies auch bei der weiteren Ausarbeitung und Umsetzung der „Targets“. Insbesondere bei der Anwendung und Konkretisierung des Leitbildes der natürlichen Dynamik auf regionaler Ebene sind die raumspezifischen Ergebnisse der Ökosystemforschung von großem Wert für die Nationalparke in Schleswig-Holstein und Niedersachsen. Die weitere Nutzung von Ergebnissen aus der Ökosystemforschung wird an Beispielen in Kapitel 4.3.7 verdeutlicht.

4.3.5 Die Arbeitsgruppe Meeresqualitätsziele (AG MQZ)

Parallel zu den Arbeiten der Ecotarget Group auf trilateraler Ebene und der Ökosystemforschung in Schleswig-Holstein und Niedersachsen wurde im März 1992 eine nationale Arbeitsgruppe zu Qualitätszielen für den deutschen Meeres- und Küstenbereich (AG MQZ) eingerichtet. Die Gruppe sollte sowohl die Arbeiten im Wattenmeerbereich als auch die Aktivitäten der Nordseeschutz-Konferenz auf nationaler Ebene begleiten und koordinieren. Die Federführung der Arbeitsgruppe lag beim Umweltbundesamt. Beteiligt waren WissenschaftlerInnen aus dem marinen Bereich, auch der Ökosystemforschung, und VertreterInnen der Bundes- und Landesbehörden sowie das CWSS. Auf regelmäßigen Treffen sollten Qualitätsziele sowohl für das Wattenmeer als auch - als Auftrag der Nordseeschutz-Konferenzen - für den marinen Bereich diskutiert und Kriterien festgelegt werden. Die Aufgaben der AG MQZ wurden in drei Bereichen definiert (FRIEDRICH & CLAUSEN 1994):

- Klärung der Definitionen
- Erarbeitung von Kriterien zur Auswahl von Qualitätszielen bzw. Parametern
- kritische Überprüfung bereits vorliegender Vorschläge bzw. Konzeptionen zu ökologischen Qualitätszielen auf ihre politische Brauchbarkeit hin.

Die Vorschläge der AG MQZ sind als Zwischenbilanz mit Stand 1996 im Anhang wiedergegeben. Es gab keinen Abschlußbericht der Arbeitsgruppe, da die Arbeiten Ende 1996 zunächst vorläufig unterbrochen und bisher nicht wieder aufgenommen wurden. Da einige TeilnehmerInnen der Arbeitsgruppe auch in den bereits beschriebenen Gremien mitwirkten, konnten Aspekte der dort geführten Diskussionen eingebracht werden. Spezielle Aspekte der AG MQZ werden in der Diskussion in Kapitel 4.3.6 wieder aufgegriffen.

4.3.5.1 Vergleich der verschiedenen Ansätze

Die Unterschiede der verschiedenen Ansätze und Konzepte zu Qualitätszielen im Wattenmeer sollen hier in tabellarischer Form an Beispielen verdeutlicht werden (Tabelle 4.3.3). Als Grundlage werden Beispiele aus dem Konzept der Ecotarget Group (ETG 1994) genannt. Die daraus abgeleiteten „Targets“ der trilateralen Wattenmeerkooperation (CWSS 1995) sind aus Tabelle 4.3.2 ersichtlich und hier aus Platzgründen nicht aufgenommen. Es folgen Beispiele aus den Konzepten von THIESSEN (1994), HÖPNER & KELLNER (1998) und der AG MQZ (1996). Je nach Themenschwerpunkt des Gremiums oder der Arbeitsgruppe werden dabei nicht zu jedem Fachbereich Vorschläge für Qualitätsziele gemacht. So wurde z. B. der gesamte terrestrische Bereich des Wattenmeeres aus den Untersuchungen der niedersächsischen Ökosystemforschung ausgeklammert. Folgerichtig werden für Salzwiesen, Dünen und andere terrestrische Habitate und deren Arten auch keine Qualitätsziele in den Konzepten von HÖPNER & KELLNER (1998, 1996) genannt. Entsprechend den Forschungsschwerpunkten in Niedersachsen besteht dagegen bei den genannten Autoren ein gewisses Übergewicht bei Zielen z. B. für die Sedimentbeschaffenheit und im Bereich der Fischerei.

Tabelle 4.3.3: Vergleich der Qualitätsziele verschiedener Konzepte anhand ausgewählter Beispiele (vgl. Tabelle 4.3.2 und Anhang

ETG (1994)	THIESSEN (1994)	HÖPNER & KELLNER (1998)	AG MQZ (1996)
A3 Keine anthropogene Einflussnahme - mit Ausnahme von Beweidung für Managementzwecke - in Gebieten, in denen die Entwicklung natürlicher Salzwiesen erwartet werden kann	(5.1) Keine menschliche Einflussnahme in die Geomorphologie der Bereiche, in denen natürliche Salzwiesenentwicklung erwartet werden kann	kein Ziel zu Salzwiesen	Ecotarget der ETG übernommen
B5 Als Ergänzung zu ungestörten Wattflächen sollten Bedingungen geschaffen werden, die wilden Muschelbänken an geeigneten Standorten eine Ansiedlung ermöglichen	(5.7) Das Vorhandensein ungestörter Wattengebiete für die natürliche Entwicklung von Muschelbänken	10 Zwischenziel: weiteren Populationsrückgang der Miesmuschel verhindern Ziel:Muschelpopulation natürlicher Alterstruktur und mit charakteristischen Strukturen wie erhöhten Beeten, Tidetümpeln und Schlickakkumulation	Ecotarget der ETG übernommen
B10 Die durchschnittliche Bedeckung mit Algenmatten sollte einen noch zu bestimmenden Prozentsatz der Wattflächen nicht überschreiten	kein QZ zu Makroalgen	5 der von Makroalgen bedeckte Anteil der Wattflächen geht zurück auf den Level von vor 1988	Qualitätsziele zu Abundanz und Biomasse einzelner Arten werden aufgrund der natürlicherseits auftretenden hohen Variabiltät als ungeeignet abgelehnt Makroalgen: Die heutigen Verhältnisse der Ausbreitungstiefe der Großalgen Helgolands sollen erhalten bleiben
C1-2 Das Verhältnis von N zu P sollte im Bereich von 10 bis 30 liegen	(2.1) Das Verhältnis der Nährstoffe Stickstoff zu Phosphor sollte im Bereich von 10 bis 30 liegen	6 Konzentrationen anorganischer Nährstoffe mit typischen saisonalen Schwankungen, die typisch sind für die mesotrophen Bedingungen von Küstengewässern 7 Erhaltung der Funktion des Wattenmeeres als Nährstoffsenke	Die Qualitätsziele C1-1 (Winterkonzentrationen für Nährstoffe N und P) und C1-2 (N:P-Verhältnis) werden für die deutsche Küste aufgrund methodischer Probleme sowie mangelndem Kenntnisstand abgelehnt

Wie durchgehend in den Diskussionen zu marinen Qualitätszielen wird auch beim Vergleich der verschiedenen Ansätze deutlich, dass eine Einigung auf konkrete Ziele offensichtlich im stofflichen Bereich, also den Wirkungen von Nähr- und Schadstoffen, leichter zu erreichen ist als bei strukturellen und ökologischen Zielen. Die Diskussionen dazu sind, trotz der trilateralen Akzeptanz der gemeinsamen Ziele, derzeit noch nicht abgeschlossen. Einige Schwierigkeiten bei der Zielkonkretisierung

und der mögliche Beitrag der Ökosystemforschung zur weiteren Diskussion sollen im folgenden näher ausgeführt werden.

4.3.6 Schwierigkeiten und Lösungsansätze bei der Ableitung von Zielen für das Wattenmeer

Wie bereits in Kapitel 4.3.1.2 dargestellt, sind die Anforderungen an Umweltzielkonzeptionen hoch und - zumindest wie sie in der Praxis geäußert werden - auch zum Teil widersprüchlich. Diese Schwierigkeiten gelten für alle Bereiche der Umweltpolitik, allerdings in unterschiedlichem Ausmaß. Verglichen mit dem gesamten Spektrum chemischer Parameter und stofflicher Belastungen gestaltet sich die Zielfestlegung für Ökosysteme und ihre Strukturen sehr viel schwieriger.

Dies gilt besonders für das Ökosystem Wattenmeer mit seiner hohen natürlichen Dynamik und Variabilität. Es wird seit längerem kontrovers diskutiert, ob die Festlegung von Zielen dem Ökosysystem Wattenmeer nicht grundsätzlich widerspricht (z. B. vgl. GÖW 1994; SDN 1994; DE JONG 1992d; REISE 1991). Hauptargumente gegen konkrete Ziele sind die hohe Variabilität der marinen Ökosysteme (z. B. HOPPENHEIT 1992) und die Frage, ob es im Wattenmeer überhaupt Schlüssel- oder Indikatorarten gibt, die repräsentativ für die Qualität des Ökosystems sind (z. B. DANKERS et al. 1991, vgl. Kap. 2.4). Diese Skepsis läßt sich mit REISE (1994) zusammenfassen in der Frage: „Qualitätsziele für eine ziellose Natur?“ Andererseits wird - insbesondere von umweltpolitischer Seite - die Festlegung und Konkretisierung von Zielen auch für das Ökosystem Wattenmeer gefordert. Nur durch den Bezug auf festgelegte Ziele ließen sich evtl. auch kostenträchtige Maßnahmen durchsetzen (z. B. GÖW 1994, KNAUER 1994, MÜLLER in SDN 1994).

Einige der spezifischen Schwierigkeiten für die Ableitung und Konkretisierung von Zielen für das hochdynamische Ökosystem des Wattenmeeres sollen hier dargestellt und - soweit möglich - Lösungsansätze aufgezeigt werden. Dabei wird sowohl die Definition eines Referenzzustandes und die Ableitung eines Leitbildes als auch die Formulierung ökologischer Qualitätsziele betrachtet. Weitere Ansätze zur Konkretisierung und Operationalisierung von Zielen im Wattenmeer werden im nächsten Kapitel aufgezeigt werden. Dabei soll geprüft werden, ob und in welchen Bereichen die Ergebnisse der Ökosystemforschung die Festlegung von Zielen generell stützen und wie sie zu Ergänzungen des Zielkonzepts beitragen können.

Bei der Bearbeitung dieser Fragestellungen wird grundsätzlich der Sinn und politische Nutzen von Qualitätszielen für den Naturschutz anerkannt. Die wissenschaftliche Glaubwürdigkeit von Zielen für das Wattenmeer wird diskutiert. Ein Bewertungsrahmen, der u. a. durch die Formulierung von Zielen vorgegeben werden kann, ist notwendig, um einen Vergleich zwischen der Ist-Situation und einem (hypothetischen) Soll-Zustand durchführen zu können. Die Zielkonzeption für das Wattenmeer steht daher auch in engem Zusammenhang mit dem Trilateralen Monitoring und Bewertungsprogramm (vgl. Kap. 4.4). Der Maßstab der Bewertung bedarf aber einer Skalierung (BORCHARDT 1994). Es bleibt fraglich, ob Ziele in allen Bereichen wissenschaftlich fundiert und ausreichend sind oder ob nicht eine Ergänzung durch andere Methoden notwendig ist (vgl. REISE 1994). Der Grad der möglichen Konkretisierung von Zielen sollte aber in jedem Fall durch fachliche Aussagen auf anerkannter wissenschaftlicher Basis und nicht von politischen Zwängen bestimmt sein.

DE JONG (1998) hat in seiner kritischen Betrachtung der Umweltqualitätszieldiskussion im Wattenmeer die von verschiedenen Autoren für Qualitätsziele geforderten Bedingungen in einer kumulativen Liste zusammengestellt (Tabelle 4.3.4). Diese Liste zeigt, dass die Forderungen sich z. T. widersprechen, zumindest ein starkes Spannungsfeld aufbauen, z. B. zwischen der wissenschaftlichen Glaubwürdigkeit der Zielherleitung und der Attraktivität für die politische Umsetzung.

Tabelle 4.3.4: Bedingungen für Ökologische Qualitätsziele im Wattenmeer - kumulative Liste (verändert nach DE JONG 1998)

Bedingungen:
Das Ziel muss wissenschaftlich abgeleitet sein.
Es muss sich auf repräsentative Teile des Ökosystems beziehen.
Es muss quantitativ sein.
Das Ausmaß der natürlichen Variation des Parameters muss bekannt sein.
Ein kausaler Zusammenhang (Ursache-Wirkungs-Beziehung) muss bekannt sein.
Das Ziel muss durch Monitoringparameter überprüfbar sein.
Es muss indikativ für anthropogene Einflüsse sein, für die Maßnahmen ergriffen werden können.
Es soll attraktiv für Politiker sein (Umsetzung).

Keines der vorhandenen Qualitätszielkonzepte kann all diese Forderungen erfüllen, auch das trilaterale „Targets“-Konzept nicht. Dies ist aber nicht unbedingt als Defizit der Konzepte zu werten. Einige dieser Kriterien sind aus grundsätzlichen Erwägungen heraus zumindest für strukturelle Qualitätsziele im Wattenmeer, die sich also z. B. auf Artbestände oder Lebensgemeinschaften beziehen, nicht in wissenschaftlich anerkannter Weise erreichbar (s. Kap. 4.3.4). Andere Anforderungen sind aufgrund der großen Komplexität und Variabilität des Systems nicht zu erfüllen. Letzteres gilt z. B. für die Forderung, dass Ziele nur aufgestellt werden können, wenn die kausalen Zusammenhänge, also die Ursache-Wirkungs-Beziehungen bekannt sind. Dies ist bei vielen Phänomenen im Wattenmeer aufgrund der hohen Komplexität und Dynamik des Ökosystems nicht der Fall. Einige der Wissenslücken können zwar durch eine bereits mehrfach angemahnte intensivierte Wirkungsforschung verringert werden. Die ökologischen Wissenschaften sind aufgefordert - auch mit Hilfe der mathematischen Modellierung - verschiedene Zustände so exakt wie möglich zu beschreiben. Eine Entschlüsselung aller Wirkungsbeziehungen und damit ein vollständiges Systemverständnis bleibt aber unerreichbar. Darüber hinaus wird gefordert, dass die Anteile anthropogener Einflüsse von natürlichen Einflüssen unterscheidbar sein sollen (FRIEDRICH & CLAUSEN 1994). Viele Phänomene beruhen aber auf einem Zusammenwirken beider Faktoren. Es wird daher allgemein bezweifelt, ob wirkungsbezogene Ziele für das Wattenmeer tatsächlich definierbar sind (z. B. GÖW 1994). Nach dem Vorsorgeprinzip muss aber auch unter wissenschaftlicher Unsicherheit gehandelt werden können. Maßnahmen dürfen sich also nicht ausschließlich an Zielen orientieren, sondern müssen auch vorsorgend ergriffen und politisch umgesetzt werden können. Auch für die Repräsentativität von Beobachtungsparametern und Indikatoren können oben genannte Beschränkungen gelten.

Etliche der grundsätzlichen Schwierigkeiten bei der Ableitung von Qualitätszielen für das Wattenmeer sind in spezifischen Eigenschaften des Ökosystems begründet, von denen hier einige kurz angesprochen werden sollen (THIESSEN 1994; NPA 1991; vgl. Kap. 4.2):

Das Wattenmeer ist ein relativ junges Ökosystem. Es entstand im Laufe der postglazialen marinen Transgression, die bis heute anhält und die Hauptursache für die Dynamik in der Zeitskala von Jahrhunderten ist. Das bedeutet, dass biologische Langzeitveränderungen eine natürliche Ursache haben können.

Das Wattenmeer unterliegt vielfältigen sehr starken physikalischen, chemischen und biologischen Veränderungen. Natürliche „Störungen“ und „Katastrophen“ sind charakteristische Bestandteile der Ökosystementwicklung. Es ist daher schwierig, anthropogene Einflüsse vom „Hintergrundrauschen“ natürlicher Prozesse zu unterscheiden.

Das Wattenmeer ist als offenes System stark von angrenzenden Systemen beEinflusst und nicht nur von internen Prozessen gesteuert. Veränderungen innerhalb des Wattenmeeres können daher ihre Ursachen außerhalb des Gebietes haben.

Das Wattenmeer besitzt eine hohe Selbstorganisationsfähigkeit und ist in der Lage, auf „Störungen“ mit hoher Elastizität und Resilienz zu reagieren.

Im folgenden soll vertiefend auf die Ableitung eines Referenzzustandes und die Probleme einer Quantifizierung von Zielen für das Wattenmeer eingegangen werden sowie die Anforderungen an Zielkonzeptionen im Spannungsfeld zwischen Wissenschaft und Politik verdeutlicht werden, bevor als Fazit einige Lösungsansätze aus der Ökosystemforschung dargestellt werden.

4.3.6.1 Das Problem des Referenzzustands

Für die Ableitung eines Leitbildes und damit die Aufstellung eines Zielkonzeptes ist die Formulierung eines ökologischen Referenzzustandes für das Wattenmeer notwendig. Seine Eigenschaften und Funktionen werden von DE JONG (1992a) folgendermaßen zusammengefaßt: „Der Referenzzustand beschreibt die potentiellen natürlichen Werte des Ökosystems. Es ist ein hypothetischer Zustand, der als Kalibrierung dienen kann. Vergleicht man die aktuelle Situation mit dem Referenzzustand, so kann beurteilt werden, wie weit die aktuelle Situation von den potentiellen natürlichen Werten der Referenz entfernt ist, und politische Ziele können aufgestellt werden und Maßnahmen ergriffen werden, um die Situation in die Richtung des „Guiding Principle“ zu verändern.“

Für die Ableitung eines Referenzzustandes werden im wesentlichen drei Wege vorgeschlagen:

- Ableitung aus historischen Daten (z. B. AMOEBA)
- Entwicklung eines Referenzwertes mit Hilfe von Modellen
- Schaffung und langfristige Untersuchung von Referenzgebieten.

Das Vorgehen sowie die Stärken und Nachteile der drei Möglichkeiten sollen im folgenden kurz dargestellt werden. Dabei wird noch nicht auf die Probleme einer Quantifzierung eingegangen (s. Kap. 4.2).

Historische Daten

Als Beispiel für den Versuch, einen Bewertungsrahmen und ein Zielkonzept aus historischen Daten abzuleiten, soll kurz der AMOEBA-Ansatz aus den Niederlanden beschrieben werden (TEN BRINK et al. 1991). AMOEBA steht dabei für „Abstract Method for the Overall Examination of the Biological Ambience“ und bezeichnet gleichzeitig die Form der graphischen Darstellung. Die AMOEBA kann als quantitatives Verfahren zur Beschreibung und Bewertung von Ökosystemen bezeichnet werden. Anlaß zur Entwicklung dieses Bewertungsverfahrens war die Forderung, in den 3. Niederländischen Wasserhaushaltsplan neben physikalischen und chemischen Parametern auch biologische Eigenschaften und ökologische Qualitätsziele mit einzubeziehen. Die Ausgangsthesen, Ziele, Vorgehensweisen und Ergebnisse sind umfassend z. B. bei TEN BRINK et al. (1991), COLIJN (1994) und DANKERS & DE VLAS (1994) beschrieben und wurden auch in Arbeiten der Ökosystemforschung

bereits mehrfach dargestellt (u. a. HÖPNER & HENKE 1996; HÖPNER & KELLNER 1996; THIESSEN 1994). Auf eine Wiederholung soll daher hier verzichtet werden.

Das Konzept wurde in vier Stufen erarbeitet:

1. Auswahl der zu benutzenden Arten
2. Bestimmung der für diese Arten wichtigsten Einflussfaktoren
3. Quantifizierung des jetzigen und des Referenzzustandes
4. Vorhersage von Effekten verschiedener Maßnahmen

Insgesamt wurden für das Wattenmeer 32 Arten ausgewählt, die in ihrer Gesamtheit repräsentativ für alle Teile des Ökosystems und indikativ für seinen Zustand sein sollen. Als zeitlicher Referenzbezug wurde der Zeitraum um 1930 gewählt, und zwar aus zwei pragmatischen Gründen: Einerseits liegen aus dieser Zeit für die meisten Arten quantitative Daten in irgendeiner Form vor oder können rekonstruiert werden. Andererseits wird angenommen, dass die anthropogenen Einflüsse auf das System zu dieser Zeit noch so gering waren, dass man von nahezu natürlichen Bedingungen ausgehen kann. Für die Darstellung werden die Referenzwerte für die 32 Arten als 100 % gesetzt und auf einem Kreis angeordnet. Die aktuellen Zahlen werden in Relation dazu dargestellt, so dass sich in ihrer Gesamtheit die Form einer zackigen Amöbe ergibt (siehe Abb. 4.3.3). Für verschiedene Maßnahmenpakete kann nun getestet werden, wie weit sich die Bestandszahlen den Referenzwerten annähern würden. Die Maßnahmen, die bei vertretbaren Kosten die geringste Summe aller Abstände zum Referenzkreis ergeben, werden ergriffen. Als Grenze muss allerdings festgelegt werden, welche Abweichungen zur Referenz maximal toleriert werden können.

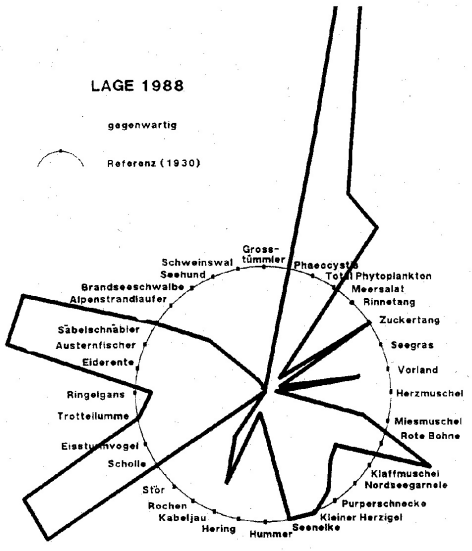


Abb. 4.3.3: AMOEBA-Modell. Abb. aus HÖPNER & HENKE 1996.

Das AMOEBA-Modell hat die internationale Diskussion über Ziele und Bewertungverfahren für marine Systeme stark beEinflusst. Die Meinungen reichten von großer Zustimmung (insbesondere von politischer Seite) bis zu strikter Ablehnung der Methode. Die Vorteile und Probleme werden umfassend z. B. von COLIJN (1994) und DANKERS & et al. (1991) diskutiert und von DANKERS & DE VLAS (1994) zusammengefaßt. Als positives Merkmal gilt im wesentlichen die anschauliche Darstellung und damit leichte Vermittelbarkeit bei politischen Entscheidungsträgern, die die Angabe

konkreter Zahlen vorfinden. Die Nachteile der Methode sind aber aus wissenschaftlicher Sicht so gravierend, dass die AMOEBA nicht zu einer Zielfindung im Wattenmeer beitragen kann.

Die größten Probleme der Methode sind:

- willkürliche Festsetzung des Bezugszeitraumes,
- Datenmangel (bei früherer Referenz als 1930),
- Übertragbarkeit auf heute fraglich,
- keine Berücksichtigung der natürlichen Dynamik,
- weitreichende anthropogene Einflüsse toleriert,
- Arten nicht wirklich indikativ für System und Belastungen.

DANKERS & DE VLAS (1994) stellen anschaulich dar, dass die AMOEBA zwar ein Werkzeug zur Beschreibung des aktuellen Zustands des Systems ist und zum Vergleich verschiedener Systemzustände genutzt werden kann (mit allen Einschränkungen für die Repräsentativität der benutzten Arten). Aus dieser Beschreibung leitet sich aber in keiner Weise eine Zielvorstellung ab. Der AMOEBA-Ansatz wurde daher auch in der weiteren trilateralen Diskussion verworfen.

Die Entwicklung von ökologischen Referenzen, die auf historischen Daten beruhen, ist also willkürlich und die Auswahl der zugehörigen Werte fraglich. Das wesentliche Problem dieser Ableitung liegt dabei nicht, wie vielfach vor allem von politischer Seite angenommen, im Mangel an Daten aus historischer Zeit (s. u.). Vielmehr geht es darum, dass das Ökosystem Wattenmeer irreversible natürliche und kulturelle Veränderungen aufweist und die hohe Dynamik ein wesentliches Kennzeichen des Systems ist. Die Verwendung historischer Daten kann aber sinnvoll sein als eine Art Orientierungshilfe. Die qualitative Beschreibung eines historischen Referenzzustandes des Wattenmeeres vor dem Einfluss des Menschen zeigt uns ein Bild eines hypothetischen Zustands, das bei der Ableitung des Leitbildes an die Realität angepaßt werden muss. Ein solches Szenario („Das Wattenmeer als Naturlandschaft“) und das daraus entwickelte Leitbild für den Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer sind umfassend bei STOCK et al. (1996a) beschrieben. Eine „historische Ökosystemforschung“ (HÖPNER 1998) kann helfen, die Kenntnis über frühere Zustände des Systems zu vertiefen und zugleich versuchen, den Mangel an Langzeit-Datenreihen zumindest ansatzweise auszugleichen, um bessere Prognosen für die Zukunft machen zu können.

Mathematische Modelle

Als weitere Methode zur Ableitung eines Referenzzustandes wird die Verwendung mathematischer Modelle vorgeschlagen. Hier gilt im Prinzip die gleiche Kritik wie für die Verwendung historischer Daten. Die Modelle sind stets nur so gut wie die eingespeisten Ausgangswerte und -bedingungen. Mathematische Modelle erlauben zwar die Simulation zukünftiger Entwicklungen und die Analyse von Effekten bei der Variation verschiedener Einflussgrößen. Daraus leitet sich aber nicht automatisch eine Zielvorstellung ab. Die Prognosefähigkeit u. a. der in der Ökosystemforschung entwickelten Modelle wird von WIRTZ & NIESEL (1999) diskutiert.

Auch wissenschaftliche Experimente können nur helfen, die Kenntnis über das System, insbesondere die Auswirkungen menschlicher Einflüsse, zu verbessern, führen aber nicht zu Zielvorstellungen. Eine experimentelle Ökosystemforschung (HÖPNER 1998) könnte aber, wie bereits von REISE (1985) gezeigt, wesentlich zur Erweiterung des Systemverständnisses beitragen.

Referenzgebiete

Der dritte Weg zur Ableitung von Referenzwerten für ökologische Parameter ist die Schaffung ausreichend großer nutzungsfreier Gebiete, die langfristig in ihrer Entwicklung beobachtet werden und sozusagen eine „räumliche Referenz“ des unbeeinflussten Zustands des Ökosystems darstellen (REISE 1994). Diese Referenzgebiete sollten

- von ausreichender Ausdehnung und repräsentativ für das Gesamtsystem sein
- innerhalb natürlicher Grenzen alle Biotope einschließen, also auch den Übergang zum terrestrischen Bereich und dem angrenzenden limnischen System; dies wird am ehesten durch die Ausweisung vollständiger Wattstromeinzugsgebiete als Referenzgebiete gewährleistet (REISE 1994), und
- anthropogene Ressourcennutzungen sollen nicht stattfinden.

Natürlich können auch in diesen Gebieten nicht alle anthropogenen Einflüsse ausgeschlossen werden (z. B. der Eintrag von Nähr- und Schadstoffen). Erfahrungen aus Referenzgebieten eignen sich daher nur bedingt, um für wattenmeerweit oder darüber hinaus wirkende, z. B. stoffliche Parameter Zielvorstellungen zu entwickeln. Ziele für solche Parameter können aber durch andere Verfahren festgelegt, z. B. aus historischen Daten abgeleitet werden (s. o.). Zu ihrer Erreichung ist die konsequente Anwendung des Vorsorgeprinzips notwendig. Nutzungsfreie Referenzgebiete ergänzen dabei das Vorsorgeprinzip und ermöglichen erst eine Bewertung der Auswirkungen lokal und regional wirksamer menschlicher Nutzungen. Aus der Summe dieser Kenntnisse können dann Zielvorstellungen abgeleitet werden. Für die Evaluation von Entwicklungen biologischer Strukturen und Parameter, z. B. der Artendiversität und -anzahl, sind nutzungsfreie Gebiete daher am besten geeignet, da sie die genauest mögliche Referenz darstellen. REISE (1994) folgend stellen sie sogar den einzigen Weg dar, willkürliche Entscheidungen bei der Festlegung von Zielvorstellungen für ökologische Parameter zu vermeiden.

Bei der räumlichen Festlegung nutzungsfreier Referenzgebiete müssen sozioökonomische Aspekte berücksichtigt werden.

Die Einrichtung von Referenzgebieten wurde sowohl von wissenschaftlicher Seite (vgl. wissenschaftliche Wattenmeersymposien Esbjerg und Norderney) als auch in politischen Abkommen (z. B. INK) immer wieder gefordert. Ihre besonderen Funktionen zur Abschätzung der ökologischen Auswirkungen der Fischerei wurden bereits in Kapitel 3.4 diskutiert.

Die Ergebnisse aus der langfristigen Untersuchung nutzungsfreier Referenzgebiete können und sollten ergänzt werden durch eine vergleichende Ökosystemforschung (HÖPNER 1998), d. h. die Untersuchung ähnlicher, anthropogen weniger beeinflusster Ökosysteme. Diese erleichtert durch den Vergleich von Gemeinsamkeiten und Unterschieden der Gebiete die Definition ökologischer Schlüsselfunktionen und hilft so bei der Bewertung der Auswirkungen anthropogener Nutzungen und Belastungen.

4.3.6.2 Die Forderung nach Quantifizierung ökologischer Ziele

Die Forderung nach einer Quantifizierung von Zielen für die Umwelt wird insbesondere von politischer Seite immer wieder erhoben. Ziele definieren einen Soll-Zustand und ermöglichen damit die Bewertung des Ist-Zustandes. Ein solch wertender Vergleich ist, so wird postuliert, am einfachsten über Zahlen anzustellen: „Die klarste und daher am besten vermittelbare Art, Vergleiche anzustellen, ist die Verwendung von Zahlen. Zahlen haben für jedermann die gleiche Bedeutung. Ihre Verwendung reduziert die Ursachen von Mißverständnissen und Zweideutigkeiten deutlich. Es ist deshalb

wünschenswert, die Kriterien des Naturschutzwertes in Zahlen auszudrücken.“ (MARGULES 1994). Weitere Aspekte der Bewertung werden umfassend bei USHER & ERZ (1994) diskutiert, für Nationalparke wird ein Bewertungsverfahren von STOCK et al. 1999 vorgeschlagen.

Von KNAUER (in GÖW 1994) wurde die Forderung nach quantifizierten Umweltqualitätszielen für das Wattenmeer folgendermaßen spezifiziert: Es wird eine Quantifizierung gefordert für

- den Flächenanteil des jeweiligen Ökosystems,
- Mindestgrößen des Systems und seiner Teile sowie
- das Biotopspektrum und den Artenbestand.

Darüber hinaus sollen Zwischenziele für die umweltpolitische Bewertung und Instrumentierung benannt werden. Eine Quantifizierung wird nicht nur für stoffliche Qualitätsziele gefordert, für die sie auch im wissenschaftlichen Bereich weniger umstritten ist (s. o.). Auch für strukturelle Ziele, z. B. „die klassischen Qualitätsziele des Naturschutzes, u. a. Artenbestände, Flächenanteile von Salzwiesen, regelmäßiges standortgerechtes Vorkommen von ausgewählten Organismen oder Organismengemeinschaften (z. B. Miesmuschelbänke, Sandkorallenriffe etc.) [...]" ist „ihre Quantifizierung spätestens bei der Vorbereitung von Maßnahmen unverzichtbar" (KNAUER in GÖW 1994).

In der Ökosystemforschung ist insbesondere mit dem Konzept von HÖPNER & KELLNER (1998) versucht worden, diesen Forderungen nachzukommen (vgl. Kap. 4.3.2 und Anhang). Zur Erreichung idealistischer ökologischer Qualitätsziele werden von den AutorInnen real zu erreichende, meist quantitative Stufenziele benannt. Die angegebenen Werte dieser Zwischenziele, insbesondere zu Arten und Individuenzahlen (z. B. „Herzmuschelbestände mindestens auf dem Level vor dem Eiswinter 1995/96“ oder „Seehundpopulation auf dem Bestandsniveau von 1987 oder 1995“), leiten sich aber in keiner Weise aus den Untersuchungen der Ökosystemforschung ab. Deren Ergebnisse sprechen grundsätzlich gegen eine Quantifizierung ökologischer Ziele (s. u.). Dies gilt sowohl für die meist kurzlebigen r-Strategen z. B. des Makrozoobenthos mit ihren extremen natürlichen Bestandsschwankungen, aber auch für k-Strategen (z. B. langlebige Seevögel oder Meeressäuger). Die Angabe quantifizierter Ziele wurde daher von den meisten WissenschaftlerInnen der Ökosystemforschung abgelehnt. Dies steht in Übereinstimmung mit der trilateralen Diskussion, in der quantifizierte Ziele für Arten, Habitate oder Strukturen ebenfalls verworfen wurden.

Auf politischer Seite besteht aber z. T. immer noch das Mißverständnis, diese Ablehnung beruhe darauf, dass die Wissenschaft aufgrund unzureichenden Wissens keine Zahlenangaben machen kann. Impliziert steht dahinter die Annahme, mit „mehr Forschung“ und einem „verbesserten Kenntnisstand“ ließe sich dieser Anforderung der Umweltpolitik entsprechen. Vergrößert wird die politische Unsicherheit durch Uneinigkeit auf wissenschaftlicher Seite. In Teilen der Wissenschaft findet sich die Bereitschaft, Zahlenangaben, z. B. quantifizierte Ziele, für biologische Prozesse zu „wagen“ und so der politischen Forderung nach Vereinfachung und Handhabbarkeit nachzukommen. Natürliche Prozesse, insbesondere in einem so hochdynamischen Ökosystem wie dem Wattenmeer, sind aber kaum in einfachen Formeln und Zahlen zu fassen. Mit Hilfe folgender Ausführungen zu Ergebnissen der Ökosystemforschung soll daher verdeutlicht werden, warum die Angabe quantifizierter Ziele dem Ökosystem Wattenmeer grundsätzlich widerspricht und nicht ein Problem fehlender (historischer) Daten ist (vgl. DE JONG 1998; STOCK et al. 1996a; DANKERS & DE VLAS 1994; DANKERS et al. 1991).

Natürliche „Katastrophen“, wie z. B. Eiswinter oder Stürme, mit den von ihnen verursachten extremen Bestandsschwankungen in der Besiedlung gehören geradezu zur Charakteristik des Wattenmeeres. Alle Ergebnisse der Ökosystemforschung zeigen, dass die Arten und Lebensgemeinschaften des

Ökosystems an diese extremen Bedingungen angepaßt sind und mit einem hohen Grad an Anpassungsfähigkeit darauf reagieren (vgl. DITTMANN et al. 1998 sowie Kap. 3.4). Natürliche „Störungen“ des Systems sind eine Voraussetzung der hohen Dynamik und auch der „Beliebigkeit“ und Unvorhersehbarkeit der Entwicklung eines Standortes (REISE 1994). Dies gilt innerhalb des Wattenmeeres im Übergang vom Meer zum Land für die marinen Teilbereiche noch ausgeprägter als für die stärker terrestrisch geprägten Lebensräume, z. B. der Salzwiesen. Das Ökosystem des Wattenmeeres insgesamt ist stärker als andere, terrestrische oder limnische, Systeme nicht von langlebigen Objekten und Strukturen, sondern von dynamischen Prozessen geprägt. Für marine Weichbodengemeinschaften wie die eulitoralen Wattflächen ist auch das Konzept von Schlüsselarten nicht anwendbar (vgl. Kap. 2.4). Quantitative Angaben zu Strukturen oder gar Arten und ihren Abundanzen entsprechen daher nicht dem Wesen des Ökosystems Wattenmeer. Während für Planktonalgen oder Herzmuscheln die Ablehnung quantifizierter Zielvorstellungen ziemlich schnell einleuchtet, ist sie für die langlebigen Arten und für Lebensräume auf den ersten Blick schwerer ersichtlich. Auch zu „klassischen" strukturellen Zielen, z. B. zur erforderlichen Mindestarealgröße bestimmter Lebensraumtypen (wie Salzwiesen oder Schlickwatten) oder Bestandsgrößen von Populationen (z. B. einer bestimmten Brut- oder Rastvogelart oder von Seehunden) läßt sich aus den Ergebnissen der Ökosystemforschung keine wissenschaftliche Begründung für eine Quantifizierung ableiten. Aus dem Vergleich mit historischen Daten und der Bewertung heutiger anthropogener Einflüsse in der Ökosystemforschung läßt sich zwar kein „Optimum“, also kein Zielzustand formulieren, aber sehr wohl die Richtung definieren, in die die weitere Entwicklung führen sollte.

Die Unbrauchbarkeit quantifizierter Ziele für Artenzahlen, Bestandsgrößen oder Flächengrößen war auch der Grund, warum sich die Ecotarget Group auf Bedingungen für Habitate als wesentliche biologische Zielparameter festgelegt hat (DE JONG 1998). Die „Targets“ für diese Parameter sind offen formuliert und nennen keinen Endpunkt der Entwicklung, legen aber die Richtung fest. Im allgemeinen wird eine Vergrößerung der Fläche für natürliche und ungestörte Lebensräume gefordert, z. T. kann für einzelne Arten angegeben werden, in welche Richtung ihre Bestandsentwicklung gehen sollte, da die Ursachen für die derzeitige Bestandshöhe zumindest teilweise in anthropogenen Einflüssen liegen (vgl. Tabelle 4.3.2). Diese Zielvorstellungen werden von den Ergebnissen der Ökosystemforschung gestützt und können ggf. für weitere Arten konkretisiert werden. Außerdem kann der umfangreiche Wissenszuwachs durch das Forschungsvorhaben zu einer qualitativen Ausarbeitung von Zielen genutzt werden (vgl. Kap. 4.3.4).

Am Beispiel der Ziele für Vögel im Wattenmeer soll dargestellt werden, wie eine solche Konkretisierung inhaltlich und methodisch ablaufen kann. In den „Targets“ wird das gemeinsame Ziel „Günstige Voraussetzungen für Zug- und Brutvögel“ unter mehreren Zielkategorien explizit genannt. In der Zielkategorie „Vögel“ (Anhang I, Punkt 9 der Erklärung von Stade, CWSS 1998) wird dieses Ziel näher erläutert: Günstige Voraussetzungen für Zug- und Brutvögel:

- günstige Nahrungsverfügbarkeit
- natürlicher Bruterfolg
- ungestörte Rast- und Mausergebiete von ausreichender Größe
- natürliche Fluchtdistanz.

Zur Konkretisierung dieses Zieles versuchte eine Expertengruppe (Bird Expert Group) zu definieren, was die einzelnen Formulierungen wie „günstig“, „ungestört" oder „natürlich“ bedeuten. Von Teilen der Politik wurde dabei zunächst eine Quantifizierung der Zielformulierungen gewünscht, also z. B. Angaben zum mindestens erforderlichen durchschnittlichen Bruterfolg einzelner Arten oder zur Größe gesperrter Gebiete an den Mauserplätzen von Eiderenten und Brandgänsen. Diese Forderungen

wurden von wissenschaftlicher Seite einhellig abgelehnt. So ist zwar z. B. durchaus eine fachliche Aussage möglich, welcher Bruterfolg durchschnittlich pro Jahr erzielt werden muss, damit die Population einer Vogelart auf gleichem Bestandsniveau erhalten bleibt wie heute. Daraus leitet sich aber noch keine Zielformulierung und erst recht keine Maßnahmen ab, falls dieser Bruterfolg (in welcher Zeitspanne?) nicht erreicht wird. Vielmehr geht es darum, die äußeren Bedingungen für die Vögel soweit wie möglich natürlich zu gestalten, also die anthropogenen Einflüsse zurückzuführen. Dies gilt übrigens nicht nur für durch menschliche Aktivitäten bedingte „Störungen" und „Belastungen", die bestandsreduzierend wirken, sondern durchaus auch für „günstige" anthropogene Einflüsse, die zu einer (unnatürlichen) Erhöhung der Bestandsdichten einzelner Arten führen (z. B. Eutrophierung, Discard-Problematik in der Fischerei). Diese können ebenfalls negative Auswirkungen auf das Gesamtsystem haben. Von der Expertengruppe wurde daher vorgeschlagen, auch zur Nahrungsverfügbarkeit das Wort „günstig" durch „natürlich" zu ersetzen. Diese von wissenschaftlicher Seite einhellig vertretene Meinung wurde allerdings auf politischer Ebene bei der Vorbereitung der trilateralen Regierungskonferenz verworfen, und die Formulierung „günstig" blieb in den Zielen erhalten.

Für das Ziel zur Flächengröße von Rast- und Mauserplätzen wurde eine weitere Ausarbeitung auf regionaler Ebene empfohlen. Gemeinsame Kriterien zur Auswahl der Gebiete können benannt werden. Wo ungestörte Rastgebiete von Vögeln aber liegen, wie groß sie sein müssen und wie dementsprechend ihre Ungestörtheit z. B. durch Betretens- oder Befahrensregelungen erreicht werden kann, ist von den lokalen Bedingungen abhängig und kann nicht pauschal vorgegeben werden. Für Schleswig-Holstein z. B. ist so eine raumkonkrete Gebietsbewertung bereits aus den Ergebnissen der Ökosystemforschung vorgenommen und in ein Besucherlenkungskonzept umgesetzt worden (STOCK et al. 1996a). Für das vierte Teilziel, die natürlichen Fluchtdistanzen von Wattenmeervögeln, konnte die Expertengruppe keine Angaben machen. Es wurde festgestellt, dass die heutigen Fluchtdistanzen der Vögel im Wattenmeer grundsätzlich von anthropogenen Aktivitäten, insbesondere der Jagd, beEinflusst und darüber hinaus regional sehr unterschiedlich sind. Außerdem können sie sich im Jahreszyklus und im Lebensablauf eines Vogels ändern (z. B. unterschiedliche Empfindlichkeit während der Brut- und der Mauserzeit) und sind von etlichen weiteren Parametern abhängig (z. B. Art des fluchtauslösenden Reizes, Wetterbedingungen). Eine „natürliche" Fluchtdistanz existiert nicht. Über die Fluchtdistanzen unter heutigen Bedingungen und bei verschiedenen störenden Einflüssen, insbesondere ihre Veränderung nach Einstellung der Jagd auf Vögel in weiten Teilen des Wattenmeeres, ist allerdings noch wenig bekannt. Aus diesen Überlegungen heraus wurde von der Bird Expert Group ein Forschungsprojekt speziell zu dieser Fragestellung vorgeschlagen.

An dem dargestellten Verfahren zur Zielkonkretisierung zum Thema „Vögel" waren Projekte der Ökosystemforschung maßgeblich beteiligt. Es konnte ein trilateral abgestimmter Vorschlag erarbeitet werden, der sowohl von fachwissenschaftlicher Seite getragen wird als auch für das Politikmanagement verwendbar war. Das Papier hat als Hintergrundinformation Eingang in die Dokumente zur 8. Trilateralen Regierungskonferenz in Stade 1997 gefunden. Gleichzeitig wurden durch die Beschäftigung mit der Zielkonkretisierung Wissenslücken aufgezeigt und daraus Forschungsbedarf abgeleitet. Damit konnten konkrete Forschungsprojekte vorgeschlagen und begründet werden. Dieser erfolgreiche Ablauf läßt sich auch auf einige der im folgenden Kapitel vorgeschlagenen Ausarbeitungen anderer Ziele übertragen.

4.3.6.3 Wissenschaftliche Glaubwürdigkeit versus politische Verwendbarkeit

Die Auswahl und Validierung von Indikatoren für den ökologischen Zustand eines Systems („ecosystem health") steht im Spannungsfeld zwischen wissenschaftlicher Glaubwürdigkeit und ihrer

Anwendbarkeit für Entscheidungen in der Politik und im Management. DE JONG (1998) faßt diesen Sachverhalt folgendermaßen zusammen: „The more precise the choice, the more vulnerable to scientific critique the set of indicators are. Consequently, the lower its credibility and the chance of reaching a consensus.“ Dies gilt im übrigen nicht nur für die Qualitätszieldiskussion im Wattenmeer, sondern auch für die Parameter des Monitoring-Programms (vgl. Kap. 4.4).

Die Einordnung von Zielen in das Spannungsfeld zwischen wissenschaftlicher Glaubwürdigkeit und politischer Verwendbarkeit verdeutlicht Abb. 4.3.4 am Beispiel einiger Qualitätszielformulierungen aus dem Wattenmeer (verändert nach DE JONG 1998). Grau unterlegt sind die trilateral abgestimmten „Targets“ (vgl. Tabelle 4.3.2) dargestellt. Die Angabe konkreter Flächen- und Populationsgrößen wurde in der Zieldiskussion im Wattenmeer als nicht geeignet verworfen (s. Kap. 4.3.3.2), sondern nur für einige Strukturbildner die angestrebte Richtung der Flächenentwicklung festgelegt (z. B. Vergößerung der Fläche natürlicher Muschelbänke, vgl. Tabelle 4.3.2). Das Prinzip der „Nachhaltigkeit“ kann für den Naturraum Wattenmeer nur als Selbstorganisationsfähigkeit des Ökosystems („sustainable ecosystem“) definiert und nicht als Nachhaltigkeit bestehender Wirtschaftsweisen („sustainable use“) aufgefaßt werden (DANKERS & DE VLAS 1994). Insofern ist das Konzept der Nachhaltigkeit zu wenig konkret und wurde daher nicht weiterverfolgt. Statt dessen wurde die natürliche Entwicklung in den Mittelpunkt der Zielkonzeption gestellt (ETG 1994; vgl. Kap. 4.3.2.3). Bei der Interpretation der Abb. ist zu beachten, dass die Achsen qualitative, nicht unbedingt lineare Skalen darstellen. Die Ableitung und Einordnung der Beispiele werden umfassend bei DE JONG (1998) diskutiert.

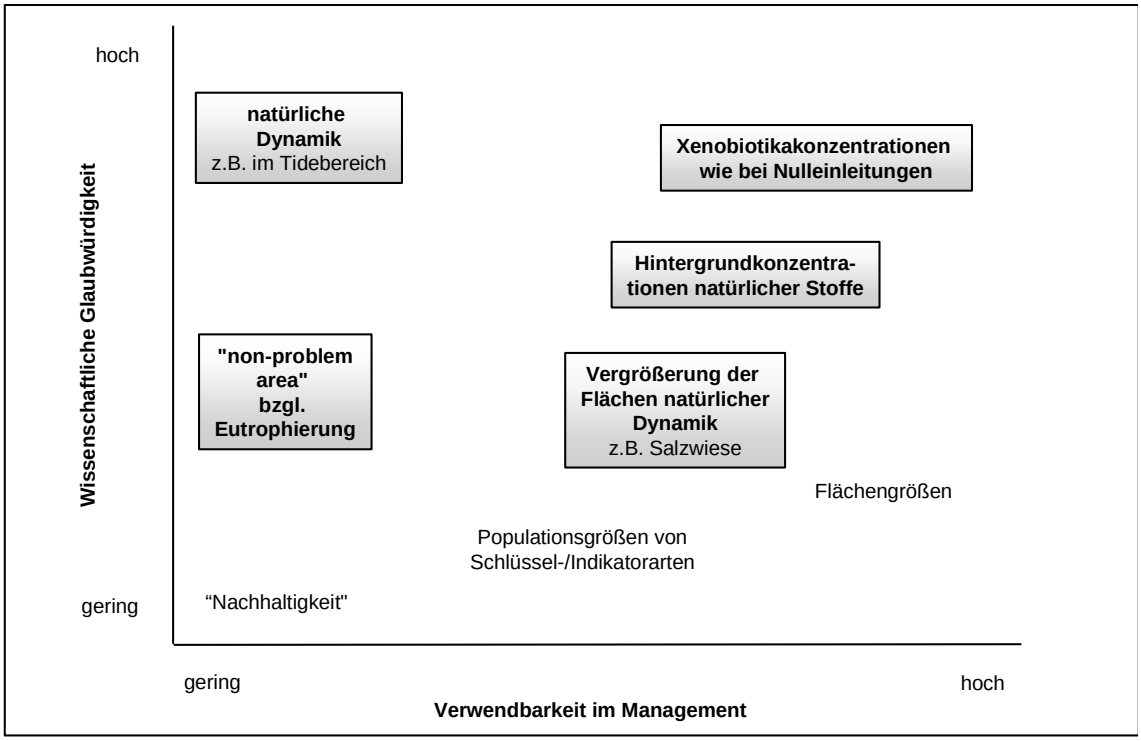


Abb. 4.3.4: Ökologische Qualitätsziele im Spannungsfeld zwischen wissenschaftlicher Glaubwürdigkeit und Verwendbarkeit im Management (verändert nach DE JONG 1998)

Das Leitbild der natürlichen Dynamik z. B. ist weithin akzeptiert, es mangelt aber an einer Operationalisierbarkeit, so dass es für eine Umsetzung in konkrete Managementmaßnahmen kaum nutzbar ist. Ein Ausweg aus dieser Schwierigkeit besteht in der Regionalisierung des Zielkonzepts, wie für den Nationalparks Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer im Synthesebericht der Ökosystemforschung dargelegt (s. Kap. 4.3.4). Durch die parallele Anwendung segregativer und integrativer Strategien im Wattenmeer mit einem konkreten Raumbezug, z. B. durch die Umsetzung einer Zonierung im

Nationalpark, kann verdeutlicht werden, wo das Leitbild tatsächlich umgesetzt werden kann und welche Einschränkungen z. B. als politischer Kompromiß notwendig sind. DE JONG (1998) führt die hohe Anerkennung des Ziels „natürliche Dynamik" im übrigen im wesentlichen nicht auf die fachlich besonders hohe Glaubwürdigkeit, sondern auf das Fehlen eines wissenschaftlichen Dissenses zurück.

Die hohe Einordnung der Ziele zu stofflichen Parametern in das Koordinatensystem spiegelt den Konsens in den Diskussionen der letzten Jahre wider und verdeutlicht die hohe Anerkennung, die diese Ziele sowohl auf wissenschaftlicher als auch auf politischer Seite erfahren haben. Sie bedürfen allerdings zu ihrer weiteren Umsetzung einer Benennung realisierbarer Zwischenschritte. Für die Einordnung der anderen „Targets" der Wattenmeerkooperation sei auf DE JONG (1998) verwiesen. Die wesentlichen Aspekte ihrer wissenschaftlichen Grundlage und ihre Verwendbarkeit für die Ableitung von Maßnahmen wurden bereits in den beiden vorherigen Kapiteln diskutiert.

Die gemeinsamen „Targets" der trilateralen Wattenmeerkooperation haben sich auch bei der Betrachtung des Spannungsfeldes zwischen wissenschaftlich glaubwürdiger Herleitung und einer Anwendbarkeit im Management als für beide Seiten akzeptabel und verwendbar für die weitere Umsetzung herausgestellt (s. u.).

4.3.7 Anregungen zur weiteren Zieldiskussion – Beiträge der Ökosystemforschung

Die Zieldiskussion im Wattenmeer hat nach trilateraler Abstimmung der „Targets" und Formulierung der Maßnahmen und Aktionen im Managementplan z. Zt. einen gewissen „Sättigungsgrad" erreicht. Die festgelegten „Targets" (vgl. Tabelle 4.3.4) müssen sich jetzt in der Praxis als Bewertungskriterien, z. B. bei der Umsetzung von konkreten Maßnahmen und innerhalb des Monitoringprogramms, bewähren. Am Beispiel des Zieles zu Miesmuschelbänken und damit dem Management der Muschelfischerei zeigt DE JONG (1999), wie unterschiedlich die Anwendung und Umsetzung in verschiedenen Regionen sein kann. Anhand der Ziele wird auch eine Bewertung und damit ein Vergleich verschiedener Schutzansätze und Managementmaßnahmen möglich, inwieweit sie auf die Richtung des Zieles hinwirken. Das Konzept der „Targets" (CWSS 1998, 1995) ist das Ergebnis eines langen Diskussionsprozesses wissenschaftlicher und politischer Akteure. DANKERS & DE VLAS (1994) sehen es als Resultat eines evolutionären Prozesses, bei dem sich dieses Konzept dynamischer Ziele als am besten geeignet für das Ökosystem Wattenmeer herausgestellt hat. DE JONG (1998) spricht lieber von einer „synthesis of different lines of thinking, which has resulted in what I consider for the moment the maximum in terms of practicability for management, ecological credibility and political feasibility".

Die Ergebnisse der Ökosystemforschung, die ja auch kontinuierlich in die Zieldiskussion im Wattenmeer eingeflossen sind, stützen diese positive Einschätzung der bisher festgelegten „Targets". Sicher ist das Konzept noch nicht ideal, die Formulierungen häufig Kompromisse. Die Richtung der Bewertung wird aber ausreichend konkret vorgegeben. Die Vorteile einer „Open-end-Formulierung" der Ziele im Wattenmeerschutz gegenüber anderen diskutierten Zielkonzepten (z. B. AMOEBA) werden von DE JONG (1998, 1999) diskutiert und in folgenden fünf Punkten zusammengefaßt:

- „Easier to reach scientific consensus
- Political agreement easier
- Structuring effect on monitoring, assessment and management
- Room for adaptation

- Specification and regionalisation possible.“ (DE JONG 1999).

Die „Targets“ stellen einen Kompromiß aller drei Länder dar und gelten in ihrer relativ allgemeinen Formulierung für das gesamte Kooperationsgebiet. Sie müssen in einigen Bereichen weiter konkretisiert und an regionalspezifische Unterschiede angepaßt sowie ggf. auch ergänzt werden. So wird z. B. für Zonen unterschiedlicher Schutzintensität auch die Realisierung der Ziele unterschiedlich konsequent umgesetzt werden. Auch ist es notwendig, auf fachlicher Basis zu konkretisieren, was mit den benutzten Begriffen wie „natürliche Verteilung“, „ungestörte Entwicklung" oder „günstige Bedingungen“ in der praktischen Umsetzung gemeint ist. Auch scheinen einige Ziele noch nicht operationalisierbar (was heißt z. B. „non-problem-area“ bzgl. Eutrophierung) bzw. können durch noch zu definierende Stufenziele in ihrer Umsetzung vorangetrieben werden.

Einige Perspektiven für diese weitere Zieldiskussion nach Abschluß der Ökosystemforschung sollen daher hier aufgezeigt werden. Anhand von Beispielen wird dargestellt, wie die Ergebnisse der Ökosystemforschung für eine Konkretisierung und ggf. Ergänzung der „Targets“ für das Wattenmeer genutzt werden können. Die erweiterten Kenntnisse insbesondere aus den angewandten Teilvorhaben können außerdem Grundlage für eine Bewertung von Nutzungen und Belastungen sein, deren Auswirkungen den Zielen des Naturschutzes widersprechen. Aus dieser Bewertung können ggf. Maßnahmen zur Verwirklichung der „Targets“ abgeleitet werden. Auch für eine solche regional-spezifische Konkretisierung und Umsetzung der Zielkonzeption liefert die Ökosystemforschung umfangreiche Grundlagen.

Entsprechend den Forschungsschwerpunkten kann vor allem die Konkretisierung der „Targets“ für Lebensräume und Arten (vgl. Tabelle 4.3.2) von den Ergebnissen der Ökosystemforschung profitieren. Aber auch zur Qualität und Beschaffenheit von Wasser und Sediment sind die Kenntnisse vertieft worden. Landschaftliche und kulturelle Aspekte im Sinne der „Targets“ sind dagegen nur randlich Thema der Ökosystemforschung gewesen und werden nicht weiter betrachtet. Es soll aber hier angeregt werden, zumindest bei der Erarbeitung regionalisierter Leitbilder und Konzepte sozioökonomische Ziele im Sinne von FEIGE et al. (1997; vgl. Kap. 4.3.1.2) zu entwickeln und in einem integrierten Zielkonzept mit ökologischen Aspekten zu verbinden.

Bei den weiteren Ausführungen ist zu beachten, dass Wissenschaftler der Ökosystemforschung und aus den Forschungsdezernaten der Nationalparkbehörden an allen trilateralen Diskussionen beteiligt waren und die Ergebnisse auch der deutschen Wattenmeerforschung so kontinuierlich in die Zieldiskussion eingebracht wurden. „Sensationell“ neue Erkenntnisse und Lösungsperspektiven für die vielfältigen methodischen Schwierigkeiten bei der Zielformulierung speziell im Wattenmeer sind also auch nach Abschluß der Gesamtsynthese der Ökosystemforschung nicht zu erwarten. Es können aber einige Anregungen für eine weitere Bearbeitung der Zielvorstellungen des Wattenmeerschutzes gegeben werden:

Die trilateral festgelegten Ziele für Salzwiesen werden voll durch die Ergebnisse der Ökosystem-forschung bestätigt. Die Untersuchungen, die in Schleswig-Holstein insbesondere zum Einfluss der Vorlandentwässerung und Beweidung durchgeführt wurden, erlauben eine konkrete Beschreibung der geforderten natürlicheren Morphologie und Dynamik und eine Ableitung von Maßnahmen zur Umsetzung der Ziele (zusammenfassend z. B. in STOCK et al. 1996b). Darüber hinaus ist eine wissenschaftlich begründete Bewertung von Eingriffen und Nutzungen möglich, z. B. inwieweit Maßnahmen des Küstenschutzes wie Lahnungsbau oder flächenhafte Vorlandentwässerung mit der Zielerreichung in Konflikt geraten (vgl. STOCK et al. 1999).

Im eigentlichen Tidebereich des Wattenmeeres lagen Schwerpunkte und Hauptforschungsräume der Ökosystemforschung. Hier wurden sowohl abiotische als auch biotische Komponenten, ihre Wechsel-

wirkungen und standorttypischen Eigenschaften eingehend untersucht. Die Ergebnisse sind in vielfältiger Weise für alle aufgeführten Ziele nutzbar. Zusammenfassend sei auf GÄTJE & REISE (1998) und DITTMANN et al. (1999) sowie auf die Ausführungen in Kapitel 2 verwiesen. Dort sind z. B. ausführlich Charakteristika einer „natürlichen Dynamik im Tidebereich“ sowie die Hintergründe für die geforderte „Vergrößerung ungestörter Watten- und Sublitoralflächen“ dargestellt. Ergänzend könnte hier aus den Ergebnissen der Ökosystemforschung eine besondere Beachtung der Schlickwatten begründet werden. Die Ursachen und Folgen einer veränderten Sedimentdynamik, insbesondere die verringerte Sedimentation von Feinmaterial und damit verbundene Verluste von Schlickwattflächen, wurden eingehend untersucht und in ihren Wirkungszusammenhängen analysiert (vgl. Kap. 2.2). Aus den Ergebnissen ist die Konkretisierung und detaillierte Begründung des Zieles „Vergrößerung ungestörter Wattflächen“ für Schlickwatten möglich. Die Ableitung von Maßnahmen und deren Umsetzung wird allerdings aufgrund der Priorität des Küstenschutzes an normative Grenzen stoßen.

Auch für die Ziele zu biotischen Komponenten des Tidebereichs können die Ergebnisse der Ökosystemforschung wesentliche Beiträge zur Konkretisierung leisten. Insbesondere für die strukturbildenden Lebensgemeinschaften des Benthos, die in dem Ziel „Vergrößerung der Fläche und natürlichere Verteilung und Entwicklung von natürlichen Muschelbänken, Sabellariariffen und Seegraswiesen“ erfaßt sind, wurden umfangreiche Untersuchungen sowohl im Grundlagenforschungs- als auch im anwendungsorientierten Teil der Ökosystemforschung durchgeführt. Für die Bedeutung der Miesmuschel und der Seegräser im Ökosystem Wattenmeer und ihre Rolle als „ecosystem engineers“ sei auf die Ausführungen in Kapitel 2.4 verwiesen. Die Bestandsrückgänge dieser Arten sind zumindest teilweise auf anthropogene Nutzungen und Belastungen, z. B. der Fischerei, zurückzuführen, diese Kausalzusammenhänge wurden hinreichend plausibel geklärt (vgl. Kap. 2.2, 3.2 und 3.4). Die Konkretisierung (nicht Quantifizierung!) dieser Ziele könnte in einem ähnlich wie oben für die „Vogelziele“ beschriebenen Verfahren unter Beteiligung aller Fachleute aus dem Wattenmeer ablaufen.

Für Ästuare wurden Leitbilder im Rahmen des „länderübergreifenden Schutzkonzeptes für die Ästuare Ems, Weser und Elbe“ erarbeitet und in die Diskussion eingebracht (CLAUS 1998; NNA 1998). In der Ökosystemforschung waren die ästuarinen Lebensräume kein Forschungsschwerpunkt, doch wurde die Bedeutung natürlicher Übergänge vom Land zum Meer und die Besonderheiten der Brackwasserhabitate von verschiedenen Projekten betont sowie Möglichkeiten zum Schutz bzw. zur Wiederherstellung dieser Lebensräume aufgezeigt (z. B. REISE 1998 1995; RIEDEL-LORJÉ et al. 1997; RÖSNER 1997).

Für Strände und Dünen hat die Ökosystemforschung schon früh auf die Bedeutung einer natürlichen Dynamik insbesondere der Primärlebensräume hingewiesen (STOCK 1992). In engem Zusammenhang damit stehen die ebenfalls als Ziel genannten „günstigen Bedingungen für Zug- und Brutvögel“. Aus den umfangreichen Untersuchungen zu diesem Themenschwerpunkt ist definiert worden, welche Voraussetzungen zumindest im Strandbereich als „günstig“ anzusehen sind. Die Ableitung von Maßnahmen zur Erreichung dieses Zieles hat eine gute Basis in der Ökosystemforschung. Lokal und regional sind etliche Vorschläge schon während der Laufzeit des Forschungsvorhabens mit gutem Erfolg umgesetzt worden (SCHULZ & STOCK 1993). Dazu gehören insbesondere Maßnahmen zur naturverträglichen Ausrichtung und Lenkung des Tourismus (vgl. Kap. 3.5).

Sowohl die Offshore-Zone als auch ländliche Gebiete, auf die sich weitere Ziele des trilateralen Wattenmeerschutzes beziehen, waren nicht Schwerpunkte der Ökosystemforschung. Beiträge zu einzelnen Zielen wurden aber auch in diesem Bereich geleistet, so z. B. zur Konkretisierung einer „guten Nahrungsverfügbarkeit für Vögel“, die sich hier im wesentlichen auf muschelfressende Meeresenten bezieht (NEHLS 1995). Auch wurde die enge Verflechtung der küstennahen Marschen

mit dem Wattenmeer insbesondere durch die ornithologischen Teilprojekte der Ökosystemforschung belegt, so dass daraus Kriterien für „günstige Bedingungen“ für Vögel abgeleitet werden können (HÄLTERLEIN 1997; KETZENBERG & EXO 1997; RÖSNER 1997). Ebenso können die Ziele zu Meeressäugern z. B. regional für Schleswig-Holstein mit Ergebnissen der Ökosystemforschung konkretisiert werden (VOGEL 1997, 1994).

Das trilateral festgeschriebene Ziel zu Nährstoffen (das Wattenmeer als „non-problem-area“ bzgl. der Eutrophierung) ist ohne eine Konkretisierung kaum verwendbar für die Ableitung von Schutz- und Management-Maßnahmen (DE JONG 1998; s. Abb. 4.3.3) und bedarf daher weiterer Operationalisierung. Es liegen u. a. aus der niedersächsischen Ökosystemforschung umfangreiche Untersuchungen zu diesem Themenkomplex vor, die die Ursachen und Folgen eines erhöhten Nährstoffeintrages im Wattenmeer beschreiben und die Wirkungszusammenhänge analysieren (vgl. Kap. 3.2). Außerdem wurden, insbesondere durch die Grundlagenforschungen im Sylt-Rømø-Watt (SWAP), die Kenntnisse über Stofftransport- und Austauschprozesse im Watt und die Quellen- und Senkenfunktionen von Sediment und benthischen Gemeinschaften erheblich vertieft (GÄTJE & REISE 1998; vgl. Kap. 2.3). HÖPNER & KELLNER (1998, 1996) formulieren aus den Ergebnissen der Ökosystemforschung eine ganze Reihe von Zielen, die sich mit Nährstoffen und der Beschaffenheit von Wasser und Sedimenten befassen. Die ursprünglich im Konzept der Ecotarget Group (ETG 1994) vorgesehenen Ziele mit Bezug zur Nährstoffbelastung (Konzentrationen und Relationen von Nährstoffen, Dauer von Phaeocystisblüten und Bedeckung mit Algenmatten) wurden aus gutem Grund in der weiteren wissenschaftlichen Diskussion verworfen. Im Sinne einer Verwendbarkeit des Nährstoff-Zieles sollte aber der Versuch unternommen werden, auf Basis der inzwischen erweiterten Kenntnisse zu konkretisieren, was mit „non-problem-area“ gemeint ist, welche Indikatoren dafür geeignet und welche Maßnahmen daraus abzuleiten sind. Diese Diskussion sollte aufgrund der über das Wattenmeer hinausreichenden Bedeutung im Kontext der Nordseeschutzkonferenzen geführt werden.

Die Ziele zu Stoffen mit umweltschädigender Wirkung (natürliche Mikroverunreinigungen und man-made substances) sind ebenfalls unter Zuarbeit der Ökosystemforschung entwickelt und festgelegt worden und können u. a. aus den Projektergebnissen heraus konkretisiert werden (z. B. Angabe von Hintergrundkonzentrationen natürlich vorkommender Schadstoffe aus den Untersuchungen von Sedimentkernen, vgl. Kap. 3.3).

Die Ökosystemforschung kann aber nicht nur zur inhaltlichen Konkretisierung der wattenmeerweiten Ziele beitragen. In Schleswig-Holstein wurden die Ergebnisse auch als Grundlage zur Erarbeitung eines Nationalparkplanes genutzt. Dies entspricht einer Regionalisierung der Zielkonzeption und beinhaltet die Ableitung regionalspezifischer Maßnahmenvorschläge.

Im Synthesebericht der angewandten Ökosystemforschung in Schleswig-Holstein (STOCK et al. 1996a) wird das trilaterale Leitbild des Naturschutzes im Wattenmeer, nämlich die möglichst ungestörte Entwicklung zuzulassen, zu einer Zielvorstellung für den Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer konkretisiert und die Grenzen sowie die ökonomischen Konsequenzen dieser Zielvorstellung für die Region diskutiert. Das Verfahren der naturschutzfachlichen Bewertung, das detailliert von STOCK et al. (1999) beschrieben wird, beinhaltet drei Schritte. Grundlage einer umfassenden Raumcharakterisierung und -bewertung ist die Analyse sowohl des natürlichen als auch des sozioökonomischen Systems und ihrer Wechselwirkungen. Diese Analysen basieren im wesentlichen auf den Ergebnissen der Ökosystemforschung, komplettiert durch Daten aus weiteren Bestandsaufnahmen und der Literatur. Mit Hilfe eines Szenarios („Das Wattenmeer als Naturlandschaft“) und unter Berücksichtigung der anthropogenen Einflüsse sowie weiterer Rahmenbedingungen (vgl. Kap. 4.3.2.3) wird das Leitbild der natürlichen Entwicklung als konkrete

Zielvorstellung für den Nationalpark formuliert. Die als „Annäherung an das Leitbild“ (STOCK et al. 1996a) beschriebenen Themen- und Handlungsschwerpunkte können dabei durchaus als Leitlinien im Sinne der allgemeinen Definition (s. Kap. 4.3.1.1) aufgefaßt werden, auch wenn sie nicht explizit so genannt werden. In einem Vergleich der realen Situation mit den Zielvorgaben des Leitbildes werden die wesentlichen Konfliktfelder aufgezeigt. Aus der Konfliktanalyse werden unter Konkretisierung der Zielvorstellungen in den einzelnen Themenschwerpunkten Konzepte für Naturschutz, Management und Nutzung im Nationalpark abgeleitet. Dabei werden sowohl integrative (z. B. sektorale Schutzkonzepte) als auch segregative Strategien (z. B. Vorschlag der Neuzonierung, Besucherlenkungskonzept) verfolgt. Vorgesehen als fachliche Grundlagen eines Nationalparkplanes werden im Synthesebericht umfassend Zielkonzeptionen und vorgeschlagene Maßnahmen für den Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer verbunden und dargelegt. Dieses Vorgehen entspricht der Forderung nach Zusammenführung von Ziel- und Maßnahmenebenen (SRU 1998, Tz. 10, vgl. Kap. 4.3.1.1). Die Zweiteilung des Syntheseberichts zeigt darüber hinaus die Trennung von wissenschaftlichen Grundlagen (im wesentlichen Ergebnisse der Ökosystemforschung) und ihrer Bewertung, die normative Elemente enthält. Die Anteile beider Aspekte, die auf allen Ebenen der Zielkonzeption und der Formulierung von Konzepten und Maßnahmen zusammenwirken, werden so verdeutlicht (vgl. Kap. 4.3.1.2).

Von wissenschaftlicher Seite wurde die dargestellte Vorgehensweise der Regionalisierung eines Zielkonzeptes und der Ableitung von Maßnahmen einhellig begrüßt (NPA 1997), doch zeigte die heftige öffentliche Reaktion auf den Teilsynthesebericht in Schleswig-Holstein die massiven Schwierigkeiten der Umsetzung eines theoretisch fundierten Konzeptes in politisches Handeln. Deutlich wurde in der Diskussion insbesondere, wie notwendig die Beteiligung der regionalen Interessensvertreter, insbesondere der von eventuellen Maßnahmen direkt betroffenen Nutzergruppen, bereits in die Erarbeitung von Zielvorstellungen und Managementmaßnahmen ist. Dies kann wohl am besten in Form von thematischen Arbeitsgruppen erreicht werden. Sie bieten darüber hinaus den Vorteil, sich zunächst auf einige, konkrete Themenschwerpunkte (z. B. Fischerei, Landwirtschaft oder Tourismus) zu beschränken und nicht auf „breiter Front“ auf massiven Widerstand zu stoßen. Die in Schleswig-Holstein gesammelten Erfahrungen sollten bei der Erarbeitung und öffentlichen Vorstellung von Zielkonzepten und Plänen in anderen Großschutzgebieten berücksichtigt werden.

Mit der Darstellung von Lösungsansätzen und Empfehlungen sollte gezeigt werden, welchen Beitrag die Ökosystemforschung bei der Ableitung und Konkretisierung von Zielkonzeptionen und der regionalen Umsetzung in Vorschläge für Schutz- und Management-Maßnahmen im Wattenmeer bereits geleistet hat und wie die Ergebnisse zur weiteren Ausarbeitung von Konzepten beitragen können. Der ökologischen Forschung kommt bei der Leitbildentwicklung und Ableitung von Zielen gerade für Großschutzgebiete eine besondere Bedeutung zu (vgl. Kap. 4.3.1.2). Die integrierende Funktion der Ökosystemforschung mit ihrem ganzheitlichen Ansatz kommt hier besonders zum Tragen. Wie am Beispiel des schleswig-holsteinischen Syntheseberichts gezeigt, kann sie fachwissenschaftliche Erkenntnisse mit gesellschaftsrelevanten Entscheidungen der normativen Ebene verbinden und so zur Anpassung eines ökologisch begründeten Leitbildes an die speziellen regionalen Verhältnisse eines Großschutzgebietes beitragen. Die Angliederung der ökologischen Forschung an die administrative Ebene der Schutzgebietsverwaltung fördert dabei die Einfügung wissenschaftlicher Erkenntnisse in das politische und sozioökonomische System.

In diesem Kapitel stand die Analyse und Bewertung der Leitbild- und Qualitätszieldiskussion im Wattenmeer vor dem Hintergrund der Ergebnisse der Ökosystemforschung im Mittelpunkt. Im folgenden soll das trilaterale Programm zur Umweltbeobachtung im Wattenmeer betrachtet und sein Beitrag zur Überprüfung der Ziele und Maßnahmen des Naturschutzes bewertet werden.

4.3.8 Literatur

AGBR - Ständige Arbeitsgruppe der Biosphärenreservate in Deutschland (Hrsg.) (1995) Biosphärenreservate in Deutschland, Springer, Berlin, Heidelberg, New York: 377 S.

AG MQZ - Nationale Arbeitsgruppe Meeresqualitätsziele (o. J. Zusammenfassung möglicher Qualitätsziele im Meeresbereich: Anlage 7.02/Rev.2, unveröff.

BARTH, S. & KÖCK, W. (Hrsg.) (1997) Qualitätsorientierung im Umweltrecht - Umweltqualitätsziele für einen nachhaltigen Umweltschutz. Rhombos-Verlag, Berlin: 248 S.

BMU - Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (Hrsg.) (1996) Schritte zu einer nachhaltigen, umweltgerechten Entwicklung: Umweltziele und Handlungsschwerpunkte in Deutschland. Bonn: 22 S.

BMU - Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (Hrsg.) (1997a) Auf dem Weg zu einer nachhaltigen Entwicklung in Deutschland. Bericht der Bundesregierung anläßlich der VN-Sondervollversammlung über Umwelt und Entwicklung 1997 in New York. Bonn: 90 S.

BMU - Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (Hrsg.) (1997b) Ökologie. Grundlage einer nachhaltigen Entwicklung in Deutschland. Tagungsband zum Fachgespräch 29. und 30. April 1997 in Bonn: 173 S.

BMU - Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (Hrsg.) (1997c) Schritte zu einer nachhaltigen, umweltgerechten Entwicklung. Berichte der Arbeitskreise anläßlich der Zwischenbilanzveranstaltung am 13. Juni 1997. Bonn: 126 S.

BMU - Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (Hrsg.) (1998a) Nachhaltige Entwicklung in Deutschland - Entwurf eines umweltpolitischen Schwerpunktprogrammes, Bonn: 147 S.

BMU - Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (Hrsg.) (1998b) Ziele des Naturschutzes und einer nachhaltigen Naturnutzung in Deutschland. Tagungsband zum Fachgespräch 24. und 25. März 1998 in Bonn: 187 S.

BMU - Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (Hrsg.) (1998d) Umweltpolitik - Umweltbericht 1998. Drucksache 13/10735, Bonn: 209 S.

BMU - Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (Hrsg.) (1999) Ziele des Naturschutzes und einer nachhaltigen Naturnutzung in Deutschland – Küsten und Randmeere. Tagungsband zum Fachgespräch 07. Dezember 1998 in Hamburg: 120 S.

BORCHARDT, T. (1994) Ökologische Qualitätsziele für Wattenmeer-Nationalparke. In: SDN (Hrsg.). Ökologische Qualitätsziele für das Meer. Schriftenreihe der Schutzgemeinschaft Deutsche Nordseeküste e.V., Heft 2/1994: 64-76.

BORCHARDT, T. & SCHERER, B. (1991) Ökologische Qualitätsziele für ein gesundes Wattenmeer. DGM – Mitteilungen 2/1991: 5-8.

CLAUS, B. (1998) Ein Ästuarschutzkonzept für die norddeutschen Ästuare im Spannungsfeld zwischen Nutzung und Naturschutz. Mitt. aus der NNA 3/98: 2-7.

COLIJN, F. (1994) Ökologische Qualitätsziele in den Niederlanden. In: SDN (Hrsg.). Ökologische Qualitätsziele für das Meer. Schriftenreihe der Schutzgemeinschaft Deutsche Nordseeküste e.V., Heft 2/1994: 46-63.

CWSS - Common Wadden Sea Secretariat (Hrsg.) (1992a) Ministererklärung der 6. Trilateralen Regierungskonferenz zum Schutz des Wattenmeeres. Esbjerg, 13. November 1991: 152 S.

CWSS - Common Wadden Sea Secretariat (1992b) Wise use and conservation of the Wadden Sea. Wilhelmshaven: 49 S.

CWSS - Common Wadden Sea Secretariat (Hrsg.) (1995) Ministererklärung der 7. Trilateralen Regierungskonferenz zum Schutz des Wattenmeeres. Leeuwarden, 30. November 1994: 154 S.

CWSS - Common Wadden Sea Secretariat (Hrsg.) (1998) Erklärung von Stade - Trilateraler Wattenmeerplan. Ministererklärung der 8. Trilateralen Regierungskonferenz zum Schutz des Wattenmeeres. Stade, 22. Oktober 1997: 117 S.

DANKERS, N., DIJKEMA, K. S., REIJNDERS, P. J. H. & SMIT, C. J. (1991) The Wadden Sea in the Future, Why and how reach? RIN contributions to research on management of natural resources 1991-1. Research Institute for Nature Management, Texel.

DANKERS, N. & VLAS, J. DE (1994) Ecological Targets in the Wadden Sea. Ophelia Suppl. 6: 69-77.

DE JONG, F. (1992a) The Wise-Use Concept as a Basis for the Conservation and Management of the Wadden Sea. Int. J. of Estuarine and Coastal Law 7 (3): 175-194.

DE JONG, F. (1992b) Ecological Quality Objectives for Marine Coastal Waters: The Wadden Sea Experience. Int. J. of Estuarine and Coastal Law 7 (4): 255-276.

DE JONG, F. (1992c) Ecological Quality Objectives for the Wadden Sea. WSNL 1992-2: 23-26.

DE JONG, F. (1992d) Ökologische Qualitätsziele für den marinen Bereich: Politisch unerwünscht oder wissenschaftlich unmöglich? DGM-Mitt. 1: 30-32.

DE JONG, F. (1998) Marine Ecological Quality Objectives: Scíence and Management Aspects. In: MÜLLER, F., LEUPELT, M. (Hrsg.). Eco-Targets, Goal Functions and Orientors. Springer, Berlin, Heidelberg: 526-544.

DE JONG, F. (1999) Advantages of general ecosystem goals in Coastal Zone Management. Abstract zum Vortrag auf dem Coastal Zone Symposium 1999.

DE JONG, F., BAKKER, J. F., VAN BERKEL, C. J. M., DANKERS, N. M. J. A., DAHL, K., GÄTJE, C., MARENCIC, H. & POTEL, P. (1999) Wadden Sea Quality Status Report. Wadden Sea Ecosystem No. 9. Common Wadden Sea Secretariat, Trilateral Monitoring and Assessment Group, Quality Status Report Group. Wilhelmshaven, Germany.

DITTMANN, S., SCHLEIER, U., GÜNTHER, C.-P., VILLBRANDT, M., NIESEL, V., HILD, A., GRIMM, V., BIETZ, H. (1998) ELAWAT – Elastizität des Ökosystems Wattenmeer. Projektsynthese. Ökosystemforschung Niedersächsisches Wattenmeer, Hauptphase B, Abschlußbericht, Wilhelmshaven: 230 S.

ETG - Ecotarget Group (1994) Final report of the Ecotarget-Group. Common Wadden Sea Secretariat (Hrsg.) Wilhelmshaven, unveröff.: 46 S.

FEIGE, M., FEIL, T., SMETTAN, C., KIRCHHOFF, M., GIESE, G., FRIEDRICH, P., SCHMOLL, A. & WICHMANN, B. (1997) Sozioökonomie unter besonderer Berücksichtigung des Tourismus in den Großschutzgebieten Mecklenburg-Vorpommerns und ihren Randgebieten - Leitbilder und Umweltqualitäts-/Umwelthandlungsziele. UBA Texte 49/97, Berlin: 127 S.

FRIEDRICH, A. & CLAUSEN, U. (1994) Grenzen mariner Qualitätsziele. In: SDN (Hrsg.). Ökologische Qualitätsziele für das Meer. Schriftenreihe der Schutzgemeinschaft Deutsche Nordseeküste e.V., Heft 2/1994: 9-20.

GÄTJE, C. & REISE, K. (Hrsg.) (1998) Ökosystem Wattenmeer - Austausch-, Transport- und Stoffumwandlungsprozesse. Springer, Berlin, Heidelberg: 570 S.

GÖW - Geschäftsstelle Ökosystemforschung Wattenmeer (Hrsg.) (1994) 3. Wissenschaftliches Symposium Ökosystemforschung Wattenmeer, 15.-18.11.1992, Norderney. Berichte aus der Ökosystemforschung Wattenmeer Nr. 4, Berlin: 125 S.

HÄLTERLEIN, B. (1997) Brutvogelbestände im Schleswig-Holsteinischen Wattenmeer. UBA-Texte 76/97, Berlin.

HAIN, B. (1997) Naturwissenschaftliche Grundlagen zur Ableitung von Umweltqualitätszielen. In: BARTH, S. & KÖCK, W. (Hrsg.): Qualitätsorientierung im Umweltrecht - Drei Ökosystemforschungs-Projekte – und nun? In: Lachmann, S. & Rösel, B. (Hrsg.). Vom Krisenmanagement zum vorsorgenden Umweltschutz. Halle 1998: 13-26.

HÖPNER, T. & HENKE, S. (1996) Umweltqualitätsziele für das Wattenmeer. Ökosystemforschung Niedersächsisches Wattenmeer Hauptphase A, Teilprojekt A 4.4, Abschlußbericht Teil 1: Vergleich verschiedener Umweltqualitätszielkonzepte. Oldenburg, August 1996: 80 S.

HÖPNER, T. & KELLNER, I. (1996) Umweltqualitätsziele für das Wattenmeer. Ökosystemforschung Niedersächsisches Wattenmeer Hauptphase A, Teilprojekt A 4.4, Abschlußbericht Teil 2: Thematischer Report. Oldenburg, August 1996: 94 S.

HÖPNER, T. & KELLNER, I. (1998) Ecological Quality Objectives (EQOs) of the Wadden Sea are interlinked and hierarchically interdependent. Senckenbergiana maritima 29: 177-183.

HOPPENHEIT, M. (1992) Qualitätsziele für die Nordsee? - Pro und Contra. Dt. Hydrograph. Zeitschrift 44 (5/6): 289-292.

INK (1990) Declaration of the 3. International Conference on the Protection of the North Sea, Den Haag, 1990.

IUCN - International Union for the Conservation of Nature and Natural Resources (Hrsg.) (1994a) Guidelines for Protected Area Management Categories. Gland: 54 S.

IUCN - International Union for the Conservation of Nature and Natural Resources (Hrsg.) (1994) Parks for Life: Action for Protected Areas in Europe. Gland: 150 S.

JAX, K. (1998) Ein Ökologe greift die Naturschützer an. Bild der Wissenschaft 6/1998: 56-59.

KAISER, M., MAGES-DELLÉ, T. & OESCHGER, R. (2002#) Gesamtsynthese Ökosystemforschung Wattenmeer Band 3. Erfahrungsbericht eines interdisziplinären Verbundvorhabens. TEXTE 45/02 Umweltbundesamt Berlin.

KELLERMANN, A., GÄTJE, C. & SCHREY, E. (1996) Ökosystemforschung Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer. Rückblick auf Ablauf, Ergebnisse und Umsetzung. Abschlußbericht der Steuergruppe. Nationalparkamt Tönning: 102 S., unveröff.

KETZENBERG, C. & EXO, K.-M. (1997) Raum-Zeit-Muster und Nahrungskonsumtion von Limikolen auf dem Frühjahrs- und Herbstzug im Rückseitenwatt der Insel Spiekeroog. ELAWAT Abschlußbericht des Teilprojekts B11, FKZ 03F0112A, Wilhelmshaven.

KNAUER, P. (1994) Umweltqualitätsziele für das Wattenmeer - Notwendigkeit und Widerstände. In: SDN (Hrsg.). Ökologische Qualitätsziele für das Meer. Schriftenreihe der Schutzgemeinschaft Deutsche Nordseeküste e.V., Heft 2/1994: 21-37.

KRUSE-GRAUMANN, L. (1997) Nachhaltige Entwicklung: Eine humanökologische Aufgabe aus psychologischer Sicht. In: Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (Hrsg.). Ökologie. Grundlage einer nachhaltigen Entwicklung in Deutschland. Tagungsband zum Fachgespräch 29. und 30. April 1997 in Bonn: 119-123.

MARGULES, C.R. (1994) Erfassen und Bewerten von Lebensräumen in der Praxis. In: USHER, M. B., ERZ, W. (Hrsg.). Erfassen und Bewerten im Naturschutz: Probleme - Methoden - Beispiele. Quelle & Meyer, Wiesbaden: 258-273.

MEURS, G. (1996) Leitbilder für das Wattenmeer: mehr als nur ein Planungsinstrument. In: Ökosystemforschung Niedersächsisches Wattenmeer (Hrsg.). Wege zum Verständnis von Küstenökosystemen. 5. Wissenschaftliches Symposium der Ökosystemforschung Wattenmeer, Oldenburg 1996: 14-17.

NNA (1998) Leitbilder für Flußmündungen. Mitteilungen aus der NNA 3/98. Alfred Toepfer Akademie für Naturschutz, Schneverdingen.

NPA (1991) Ökologische Schäden in Küstengewässer - Ökologische Qualitätsziele für Küstengewässer. Bericht des Landesamtes für den Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer, Tönning: 36 S., unveröff.

NPA (1997) Synthesebericht im Echo der Wissenschaft. Nationalpark Themenblatt Nr. 10, Nationalparkamt, Tönning: 4 S.

NEHLS, G. (1995) Strategien der Ernährung und ihre Bedeutung für Energiehaushalt und Ökologie der Eiderente (*Somateria mollissima* (L. 1758)). Berichte, FTZ Westküste der Univ. Kiel, Nr. 10: 177 S.

PRILIPP, K. M. (1998) Problematik von Naturschutzzielen. Naturschutz und Landschaftspflege 30: 115-122.

REHBINDER, E. (1997) Festlegung von Umweltzielen - Begründung, Begrenzung, instrumentelle Umsetzung. Natur und Recht 7: 313-328.

REISE, K. (1991) Ökologische Qualitätsziele für eine finale Nordsee. DGM - Mitt. 1991/3: 2-4.

REISE, K. (1994) Ökologische Ziele für eine ziellose Natur? In: SDN (Hrsg.). Ökologische Qualitätsziele für das Meer. Schriftenreihe der Schutzgemeinschaft Deutsche Nordseeküste e.V., Heft 2/1994: 38-45.

REISE, K. (1995) Natur im Wandel beim Übergang vom Land zum Meer. In: ERDMANN, K.-H., KASTENHOLZ, H.G. (Hrsg.). Umwelt- und Naturschutz am Ende des 20. Jahrhunderts. Springer, Berlin: 27-41.

REISE, K. (1998) Meeresküsten: Das Wattenmeer. In: WEGENER, U. (Hrsg.). Naturschutz in der Kulturlandschaft: Schutz und Pflege von Lebensräumen. Fischer: 103-125.

RIEDEL-LORJE, J. C., NEHRING, S., HESSE, K. J. & AGATHA, S. (1997) Plankton und Nährstoffe in Brackwasserbecken am Rande des schleswig-holsteinischen Wattenmeeres unter besonderer Berücksichtigung der Ciliaten und Dinoflagellaten-Dauerstadien sowie blütenbildender und toxischer Formen. UBA-Texte 69/97, Berlin: 102 S.

RÖSNER, H.-U. (1997) Rastvögel im Wattenmeer: Bestand, Verteilung und Raumnutzung. UBA-Texte 75/97, Berlin: 405 S.

SCHERZINGER, W. (1990) Das Dynamik-Konzept im flächenhaften Naturschutz. Zieldiskussion am Beispiel der Nationalparkidee. Natur und Landschaft 65: 292-298.

SCHULZ, R. & STOCK, M. (1993) Kentish Plovers and Tourists – Competitors on Sandy Coasts? - Wader Study Group Bull. 68: 83-91.

SDN - Schutzgemeinschaft Deutsche Nordseeküste (Hrsg.) (1994) Ökologische Qualitätsziele für das Meer. Schriftenreihe der Schutzgemeinschaft Deutsche Nordseeküste e.V., Heft 2/1994. Wilhelmshaven: 82 S.

SRU - Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen 1994. Umweltgutachten (1994) Für eine dauerhaft umweltgerechte Entwicklung. Metzler-Poeschel, Stuttgart: 380 S.

SRU - Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen 1996: Umweltgutachten (1996) Zur Umsetzung einer dauerhaft umweltgerechten Entwicklung. Metzler-Poeschel, Stuttgart: 468 S.

SRU - Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen 1998. Umweltgutachten (1998) Umweltschutz: Erreichtes sichern - Neue Wege gehen. Metzler-Poeschel, Stuttgart: 388 S.

STOCK, M. (1992) Ungestörte Natur oder Freizeitnutzung? – Das Schicksal unserer Strände. In: PROKOSCH, P. (Hrsg.). Ungestörte Natur – Was haben wir davon? WWF-Tagungsbericht 6: 223-249.

STOCK, M., ESKILDSEN, K., GÄTJE, C. & KELLERMANN, A. (1999) Naturschutzfachliche Bewertung in einem Nationalpark - Ein Verfahrensvorschlag im Rahmen des Prozeßschutzes. Umweltbundesamt Texte 12-99, Berlin: 43 S.

STOCK, M., SCHREY, E., KELLERMANN, A., GÄTJE, C., ESKILDSEN, K., FEIGE, M., FISCHER, G., HARTMANN, F., KNOKE, V., MÖLLER, A., RUTH, M., THIESSEN, A., VORBERG, R. (1996a) Ökosystemforschung Wattenmeer - Synthesebericht: Grundlagen für einen Nationalparkplan. Schriftenreihe des Nationalparks Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer, Heft 8, Tönning: 784 S.

STOCK, M., KIEHL, K. & REINKE, H. D. (1996b) Salzwiesenschutz im Schleswig-Holsteinischen Wattenmeer. Schriftenreihe Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer, Heft 7, Tönning.

TEN BRINK, B. J. E., HOSPER, S. H. & COLIJN, F. (1991) A Quantitative Method for Description and Assessment of Ecosystems: The AMOEBA Approach. Mar. Poll. Bull. 23: 265-271.

THIESSEN, A. (1994) Definition von Umweltqualitätszielen in Küstengewässern. Ökosystemforschung Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer. Nationalparkamt Tönning: 97 S.

UBA – Umweltbundesamt (1994) Umweltqualitätsziele, Umweltqualitätskriterien und -standards. Eine Bestandsaufnahme. UBA-Texte 64/94, Berlin: 52 S.

UBA - Umweltbundesamt (2000) Ziele für die Umweltqualität - Eine Bestandsaufnahme -, Berlin: 180 S.

USHER, M. B. & ERZ, W. (Hrsg.) (1994) Erfassen und Bewerten im Naturschutz: Probleme - Methoden - Beispiele. Quelle & Meyer, Wiesbaden: 340 S.

VOGEL, S. (1994) Ausmaß und Auswirkungen von Störungen auf Seehunde. In: LOZAN, J. L., RACHOR, E., REISE, K., WESTERNHAGEN, H. VON & LENZ, W. (Hrsg.). Warnsignale aus dem Wattenmeer. Blackwell, Berlin: 303-308.

VOGEL, S. (1997) Seals in the Schleswig-Holstein Wadden Sea. UBA-Texte 83/97, Berlin: 107 S.

VOß, M. & BORCHARDT, T. (1992) Quality Objectives for the Wadden Sea: Problems and Attempts for Solutions. WSNL 1992-2: 20-22.

WIRTZ, K. & NIESEL, V. (1999) Modelle in der Ökosystemforschung: Methoden, Bewertung und Empfehlungen - eine Synthese aus der Ökosystemforschung Wattenmeer. Forschungszentrum TERRAMARE, Berichte Nr. 11b, Wilhelmshaven, 126 S.

WWF (1998) Unser Naturerbe bewahren - Mit starken Nationalparken an Nord- und Ostsee. Bilanz- und Entwicklungsperspektiven der fünf deutschen Küstennationalparke. Husum, 30 S.

4.3.9 Anhang

Zusammenstellung von Zielkonzepten für das Wattenmeer

Zum besseren Verständnis der Aussagen zu Qualitätszielen im Wattenmeer sind hier im Anhang die im Text erwähnten Qualitätszielkonzepte im Originaltext zusammengestellt. Zunächst werden die Konzepte der trilateralen Kooperation im Wattenmeer in ihrer zeitlichen Abfolge dargestellt, beginnend mit der Formulierung des Leitbildes auf der 6. Trilateralen Regierungskonferenz zum Schutz des Wattenmeeres 1991 in Esbjerg (CWSS 1992a). Der Auftrag von Esbjerg zur Formulierung ökologischer Qualitätsziele wurde umgesetzt mit dem abschließenden Bericht der Ecotarget Group (ETG 1994). Die Vorschläge wurden auf der 7. Trilateralen Regierungskonferenz in Leeuwarden aufgegriffen und in Anlage 1 der Ministererklärung in spezifizierter Form als „Targets“ (gemeinsame Ziele) für das gesamte Gebiet der trilateralen Zusammenarbeit festgeschrieben (CWSS 1995). Im Trilateralen Wattenmeerplan, der auf der 8. Regierungskonferenz 1997 in Stade verabschiedet wurde, werden diese Ziele übernommen, die aktuelle Situation bewertet und Vorschläge für Managementmaßnahmen und trilaterale Projekte gemacht (CWSS 1998).

Von den konkreten Formulierungen zu Qualitätszielen aus der Ökosystemforschung im Wattenmeer werden THIESSEN (1994) sowie HÖPNER & KELLNER (1998, 1996) wiedergegeben. Weitere Arbeiten der Ökosystemforschung zur Thematik (insbesondere zu Leitbildern, Szenarien und der Ableitung eines Referenzzustandes) sind im Text berücksichtigt.

Die Vorschläge der deutschen „Arbeitsgruppe Meeresqualitätsziele“ (AG MQZ) werden als Zwischenstand von 1996 wiedergegeben.

4.3.9.1 Esbjerg 1991 (nach CWSS 1992a)

Der leitende Grundsatz der trilateralen Wattenmeerpolitik ist es, so weit wie möglich ein natürliches und sich selbst erhaltendes Ökosystem, in dem natürliche Prozesse ungestört ablaufen können, zu erreichen.

Dieser Grundsatz zielt darauf ab,

(i) die Dynamik des Wasserkörpers und die damit zusammenhängenden geomorphologischen und pedologischen Prozesse zu bewahren;

(ii) die Qualität des Wassers, der Sedimente und der Luft so zu verbessern, dass sie dem Ökosystem nicht schaden;

(iii) die Bedingungen für die Tier- und Pflanzenwelt zu schützen und zu optimieren; dazu gehören

die Funktion des Wattenmeeres als Kinderstube für die in der Nordsee lebenden Fischarten zu erhalten;

die Erhaltung von Nahrungs-, Brut-, Rast- und Mausergebieten von Vögeln und der Geburts- und Rastplätze von Seehunden sowie die Vermeidung von Ruhestörung in diesen Gebieten;

die Erhaltung von Salzwiesen und Dünen;

(iV) die Bewahrung der Qualität des Landschaftsbildes, insbesondere der Vielfalt und der spezifischen Merkmale der weiten, offenen Landschaft, einschließlich der Wahrnehmung von Natur und Landschaft.

4.3.9.2 Ecotarget Group (ETG 1994)

A Kategorie Area

A1 Förderung der natürlichen Entwicklung der Küstenzone

A2 Förderung der natürlichen Dynamik der Dünen, soweit es der Küstenschutz erlaubt

A3 Keine anthropogene Einflussnahme - mit Ausnahme von Beweidung für Managementzwecke - in Gebieten, in denen die Entwicklung natürlicher Salzwiesen erwartet werden kann

A4-1 Der gegenwärtige Bestand an künstlichen Salzwiesen soll in Ausdehnung und Standort erhalten bleiben

A4-2 Anthropogene Einflussnahme nur soweit zum Erhalt und zur Wiederherstellung von Salzwiesen vonnöten

A5 Ausdeichung von Sommerpoldern

A6 Erhalt und wenn nötig Wiederherstellung der natürlichen Dynamik der Wattgebiete

A7 Vergrößerung der natürlichen Ästuarbereiche durch Renaturierung von Ästuaren oder Ästuarteilen

B Kategorie Biologie

B1 Anthropogene Einflussnahme nur sofern zum Erhalt vonnöten (eine Entwicklung von künstlichen Salzwiesen zu Salzwiesen, die so natürlich sind wie möglich, durch ausschließlich natürliche Entwässerung und Beweidung nur soweit diese für eine natürliche Entwicklung nötig ist)

B2 Eine gleichmäßige Verteilung von ungestörten eulitoralen Wattflächen

B3 Eine gleichmäßige Verteilung von ungestörten sublitoralen Wattflächen

B4 Eine natürliche Verteilung von Seegräsern (*Zostera marina*, *Z. noltii*) im gesamten sub- und eulitoralen Wattenmeer

B5 Als Ergänzung zu ungestörten Wattflächen sollten Bedingungen geschaffen werden, die wilden Muschelbänken an geeigneten Standorten eine Ansiedlung ermöglichen

B6-1 Überlebensfähige Bestände von Kegelrobbe und Seehund

B6-2 Eine natürliche Reproduktionsrate bei Kegelrobben und Seehunden

B7-1 Das Nahrungsangebot für Vögel sollte in Jahren mit geringen Muschelbeständen nicht durch die Fischerei beeinträchtigt werden

B7-2 Die Schlupfrate einer noch zu benennenden Indikatorart sollte einen bestimmten, noch zu ermittelnden Prozentsatz überschreiten

B8 Eine überlebensfähige Schnäpelpopulation

B9 Die Dauer von Phaeocystisblüten muss verkürzt werden

B10 Die durchschnittliche Bedeckung mit Algenmatten sollte einen noch zu bestimmenden Prozentsatz der Wattflächen nicht überschreiten

C Kategorie Chemie

C1-1 Die Winter-Konzentration von anorganischem Stickstoff und Ortho-Phosphat in einer bestimmten Mischung von Fluß- und Küstenwasser in einem noch festzulegenden Sektor sollte bis 2010 auf einen noch festzulegenden Wert reduziert werden

C1-2 Das Verhältnis von N zu P sollte im Bereich von 10 bis 30 liegen

C2 Die Konzentrationen von ausgewählten Metallen (Quecksilber, Cadmium, Blei und Zink) und PAHs (BaP etc.) in normalisiertem Sediment und Miesmuscheln sollten mindestens reduziert werden auf das doppelte ihrer Hintergrundkonzentrationen bzw. ihres Referenzwertes oder aber nicht ansteigen, sofern ihre Konzentrationen niedriger als der zweifache Hintergrundwert sind

C3 Die Konzentrationen ausgewählter Xenobiotika sollen auf Null im Jahre 2050 reduziert werden. Zwischen dem Stand von 1990 und dem Null-Ziel 2050 wird eine Linie gezogen, und bis in das Jahr 2010 ist die entsprechende lineare Reduktion zu erreichen

4.3.9.3 „Targets“ - Gemeinsame Ziele, Leeuwarden 1994 (nach CWSS 1995)

- Ökologische Qualitätsziele als Prioritäten für die trilaterale Zusammenarbeit im Kooperationsgebiet (Wortlaut Artikel 17.2):
- Vergrößerung der Fläche natürlicher Salzwiesen
- Vergrößerung der Gebiete geomorphologisch und biologisch ungestörter Wattflächen und Sublitoralbereiche
- Vergrößerung der natürlichen Dynamik von Strandflächen, Primärdünen, Strandebenen und Primärdünentälern
- Die in Artikel 15 vereinbarten Bedingungen für Ästuare (Die Ästuare bedürfen besonderer Schutz- und Managementmaßnahmen. Wertvolle Teile sollen geschützt, die Flußufer in ihrem Zustand erhalten und, soweit möglich, ihr natürlicher Zustand wieder hergestellt werden.)
- Günstige Bedingungen für Zug- und Brutvögel
- Vergrößerung der Fläche natürlicher Miesmuschelbänke sowie Verbesserung von deren natürlicher Verteilung und Entwicklung
- Lebensfähige Bestände mit natürlicher Reproduktionskapazität von Seehunden, Kegelrobben und Schweinswalen

Diese Ziele werden konkretisiert in Anlage 1:

Ziele für Lebensräume und Arten

SALZWIESEN

Der Biotoptyp „Salzwiese“ umfasst alle auf dem Festland und den Inseln gelegenen Salzwiesen einschließlich der Pionierzone. Auch die Brackwassermarschen der Mündungsgebiete werden als Teil dieses Biotoptyps gesehen.

Für Salzwiesen gelten folgende Zielsetzungen:

- Vergrößerung der natürlichen Salzwiesenfläche

- Verbesserung der natürlichen Morphologie und Dynamik einschließlich natürlicher Entwässerungsbedingungen für künstlich geschaffene Salzwiesen unter der Voraussetzung, dass die bestehende Fläche nicht verringert wird
- naturnäheres Vegetationsgefüge bei künstlich geschaffenen Salzwiesen, auch in der Pionierzone

DER TIDEBEREICH

Der Tidebereich umfasst die eigentlichen Wattflächen und das Eulitoral. Der Tidebereich wird gegen die Nordsee durch eine gedachte Linie zwischen den Enden der Inseln abgegrenzt. Als Abgrenzung gegenüber den Ästuaren gilt die mittlere 10 ‰ Isohaline bei Hochwasser im Winter.

Für dieses Gebiet gelten folgende Ziele:

- natürliche Dynamik im Tidebereich
- Vergrößerung von geomorphologisch und biologisch ungestörten Watten- und Sublitoralflächen
- Vergrößerung der Fläche und natürlichere Verteilung und Entwicklung von natürlichen Muschelbänken, Sabellariariffen und Seegraswiesen
- lebensfähige Bestände und eine natürliche Reproduktionskapazität, einschließlich des Überlebens der Jungtiere, bei Seehund und Kegelrobbe
- günstige Voraussetzungen für Zug- und Brutvögel
    - günstige Nahrungsverfügbarkeit
    - natürlicher Bruterfolg
    - ungestörte Rast- und Mausergebiete von ausreichender Größe
    - natürliche Fluchtdistanz

ÄSTUARE

Zu den Ästuaren gehören die Flußmündungen, in denen ein natürlicher Wasseraustausch mit dem Wattenmeer stattfindet. Zum Lande hin werden die Ästuare durch die mittlere Brackwasserlinie abgegrenzt, zum Meer hin durch die mittlere 10 ‰ Isohaline bei Hochwasser im Winter.

- Wiederherstellung und Schutz der Ästuare wie in Artikel 15 vereinbart (Die Ästuare bedürfen besonderer Schutz- und Managementmaßnahmen. Wertvolle Teile sollen geschützt, die Flußufer in ihrem Zustand erhalten und, soweit möglich, ihr natürlicher Zustand wieder hergestellt werden.)

STRÄNDE UND DÜNEN

Zu den Stränden und Dünen gehören die Strände, Primärdünen, Strandebenen, Primärdünentäler, Sekundärdünen und das hinter den Dünen gelegene Heideland.

- Verbesserung der natürlichen Dynamik von Stränden, Primärdünen, Strandebenen und Primärdünentälern in Verbindung mit der Offshore-Zone
- eine zunehmende Gewährleistung der natürlichen Vegetationsfolge (Sukzession)
- günstige Bedingungen für Zug- und Brutvögel

OFFSHORE-ZONE

Die „Offshore-Zone“ erstreckt sich von der 3-Seemeilen-Linie bis zu einer gedachten Linie, die die äußeren Enden der Inseln miteinander verbindet. Die Grenzlinie zwischen dem küstennahen Bereich und den Inselstränden wird durch den mittleren Tideniedrigwasserstand bestimmt.

Für die Offshore-Zone gelten folgende Ziele:

- Förderung einer natürlichen Morphologie, auch in bezug auf die Außendeltas zwischen den Inseln
- gute Nahrungsverfügbarkeit für Vögel
- lebensfähige Bestände und natürliche Reproduktionskapazitäten für den Seehund, die Kegelrobbe und den Schweinswal

LÄNDLICHES GEBIET

Zum ländlichen Gebiet gehören Wiesen und Ackerland auf Inseln und Festland mit engem ökologischem Bezug zum Wattenmeer.

Die folgenden Zielsetzungen gelten für dieses Gebiet:

- günstige Bedingungen für Flora und Fauna, insbesondere Zug- und Brutvögel

Ziele für die Wasser- und Sedimentbeschaffenheit

NÄHRSTOFFE

- ein Wattenmeer, das unter dem Gesichtspunkt der Eutrophierung als „non-problem-area“ bezeichnet werden kann

NATÜRLICHE MIKROVERUNREINIGUNGEN

- Hintergrundkonzentrationen in Wasser, Sediment und Indikatorarten

SCHADSTOFFE (MAN-MADE SUBSTANCES)

- Konzentrationen, die einer Null-Einleitung entsprechen

Ziele im Zusammenhang mit landschaftlichen und kulturellen Aspekten

Zum einen gilt es, das Wattenmeer in seiner Eigenart mit den besonderen Naturerlebnissen, die es vermittelt, so weitgehend wie möglich zu erhalten bzw. zu entwickeln, zum anderen sollten typische Zeugen seiner kulturellen und geschichtlichen Vergangenheit erhalten bleiben.

IDENTITÄT

- Erhaltung, Wiederherstellung und Entwicklung der typischen Landschaftsbestandteile, die den Charakter dieses Gebietes in seiner Eigenart und Schönheit (Identität) ausmachen

VIELFALT

- Erhaltung der vollen Vielfalt der Kulturlandschaften, die für das Wattenmeer typisch sind

GESCHICHTE

- Erhaltung des kulturgeschichtlichen Erbes

LANDSCHAFT

- Besondere Beachtung der charakteristischen Prägung dieser Landschaft durch Umwelt und Kulturgeschichte und Berücksichtigung ihrer Bedeutung im Rahmen von Management und Planung

4.3.9.4 Thiessen (1994)

1. Direkte anthropogene Einwirkungen:

(1) Ungelenkter Ablauf der Naturvorgänge. Wahrung der Dynamik und Vielfalt des Wattenmeeres.

2. Großräumige Parameter:

(2.1) Das Verhältnis der Nährstoffe Stickstoff zu Phosphor sollte im Bereich von 10 bis 30 liegen.

(2.2) Für xenobiotische Substanzen anthropogener Herkunft muss das Qualitätsziel in allen Kompartimenten Null sein.

(2.3) Die Konzentrationen von bestimmten Schwermetallen (Quecksilber, Cadmium, Blei und Zink) in Sedimenten und ausgewählten Arten müssen auf ihre Backgroundkonzentrationen reduziert werden.

3. Zellulare Ebene:

(3.1) Die MFO-Aktivität sollte eine noch zu bestimmende Rate nicht übersteigen.

(3.2) Die Lysosomendestabilisierungsdauer sollte ein noch zu bestimmendes Zeitmaß nicht unterschreiten.

(3.3) Ein noch zu bestimmender prozentualer Anteil an Fischkrankheiten sollte nicht überschritten werden.

4. Ebene der Organismen:

(4.1) Sicherung von ungestörten Brut- und Rastplätzen für Wattenmeervögel in geringen Abständen voneinander und zu den Nahrungsflächen im Watt.

(4.2) Zusammenhängende großflächige Systeme aus Wattflächen und großen Prielen müssen als potentielle Mausergebiete für Wattenmeervögel ungestört bleiben.

(4.3) Die Nahrungsbedürfnisse der Vogelarten, die das Wattenmeer als Lebensraum, Brut- und Rastgebiet nutzen, müssen Vorrang vor fischereilichen Aktivitäten haben.

(4.4) Ungestörte Ruhe- und Aufzuchtgebiete für Robben im Wattenmeer.

(4.5) Wattenmeertypische Arten dürfen nicht aus dem Wattenmeer verschwinden. Rückläufige Trends müssen umgekehrt werden.

(4.6) Wanderfischen ist die Besiedlung von Wattenmeer und Flußsystemen wieder zu ermöglichen.

5. Ebene der Lebensgemeinschaften:

(5.1) Keine menschliche Einflussnahme in die Geomorphologie der Bereiche, in denen natürliche Salzwiesenentwicklung erwartet werden kann.

(5.2) Ungelenkter Ablauf der Naturvorgänge. Wahrung der Dynamik und Typenvielfalt der Salzwiesen.

(5.3) Erhalt der gegenwärtigen Festland- und Halligsalzwiesen, Vorlandsicherung nur in Erosionsgebieten.

(5.4) Ausdehnung der Ästuargebiete mit natürlichem Übergang von Süß- und Salzwasser.

(5.5) Ein nicht quantifiziertes generelles Vorkommen von Seegräsern im Wattenmeer.

(5.6) Ein nicht quantifiziertes generelles Vorkommen von Röhren des röhrenbildenden Polychaeten *Sabellaria spinulosa*.

(5.7) Das Vorhandensein ungestörter Wattengebiete für die natürliche Entwicklung von Muschelbänken.

4.3.9.5 Höpner & Kellner (1996)

h1 Erhalt der Bestände von Miesmuscheln, Garnelen und Plattfischen auf einem Niveau, das frei von erkennbaren Anzeichen für Rückgangstendenzen ist

h2 Erhalt einer gesunden Garnelenpopulation ohne erkennbare Rückgangstendenzen

h3 Schutz der natürlichen Nahrungskette im Wattenmeer durch Vermeidung bzw. Reduzierung von Discards auf ein Minimum

h4 Erhalt natürlicher Miesmuschelbänke mit natürlichen Strukturen, wie erhöhte Beete, Tidentümpel sowie einer natürlichen Altersstruktur des Bestandes. Der Miesmuschelbestand sollte groß genug sein, um den Nahrungsanspruch der Vögel und in angemessenem Ausmaß den fischereilichen Bedarf zu decken, ohne den Gesamtbestand zu gefährden

h5-1 In einem Nationalpark Wattenmeer muss sich zumindest in repräsentativen Teilbereichen die Fisch- und Dekapodenfauna ohne anthropogene BeEinflussung so entwickeln können, wie es den natürlichen ökosystemaren Abläufen entsprechen würde

h5-2 In Bereichen eines Nationalparks Wattenmeer, die auch vom Menschen genutzt werden (Fischerei, Schiffahrt, Tourismus etc.), müssen negative Auswirkungen auf die Fisch- und Dekapodenfauna so gering wie möglich gehalten werden

h6 Für xenobiotische Substanzen in Organismen im Sediment und im Wasserkörper des Wattenmeeres ist das Qualitätsziel die Konzentration Null

h7 Die Konzentration von Schwermetallen in Sedimenten und ausgewählten Organismen müssen auf ihre Backgroundkonzentrationen reduziert werden

h8-1 Der Gehalt an Nährstoffen soll auf die Höhe von Hintergrundkonzentrationen im Wasser (und Sediment) reduziert werden

h8-2 Ein Wattenmeer, das als Nährstoffsenke fungiert, ist anzustreben. Um diese Funktion zu erreichen, sollte es eine möglichst große Vielfalt an Organismengemeinschaften und Habitaten aufweisen. Durch eine Einbeziehung des Hinterlandes in die Prozesse des Wattenmeeres, z. B. mittels einer Koppelung an die Marschen, könnte diese Funktion verstärkt werden

h9 Ein Sediment ohne diejenigen Schwarzen Flecken, die auf die Ursachenlatte erhöhter Nährstoffeintrag - Makroalgenbedeckung - erhöhter Abbau der Algenbiomasse zurückgehen

4.3.9.6 Höpner & Kellner (1998)

Für 22 verschiedene Schutzgüter werden jeweils qualitative Umweltqualitätsziele (Ecological Quality Objectives EQO) und für die meisten auch (quantitative) Stufenqualitätsziele (Intermediate Objective IO) festgelegt. Dabei werden die EQO als idealistische Zielvorstellungen und die IO als realistisch erreichbare Ziele dargestellt.

Die 22 Schutzgüter werden in folgende sechs Kategorien geteilt:

The Ecosystem as a Whole

1 conservation feature — a wadden ecosystem composed of the regionally typical subsystems (salt marshes, marsh creeks, sand- and mudflats, channels, dunes, beaches etc.)

IO	experimental (re)establishing of eu- and supralitoral saltmarsh- and marsh creek systems by opening or backward shifting of dikes at suitable locations
EQO	reestablishing of the landward subsystem necessary to attain and keep lower EQOs like No. 7 (nutrient budget) and 15 (breeding birds) and to provide a natural buffer zone in front of the land protecting dike

Intertidal Sediments in the Wadden Sea

2 conservation feature	elevation of the sediment surface and the percentage of muddy areas
IO	/
EQO	compared to 1990: no further lowering of the mean elevation of the sediment surface and no further decrease in muddy areas
3 conservation feature	nutrient content of the sediments, here the ammonium dissolved in pore water
IO	a decrease in the ammonium contents
EQO	ammonium concentrations as typical for local sediment burdens in 0-40 cm sediment depth do not occur more often than compatible wie EQOs 4 and 5
4 conservation feature	the oxic sediment layer as a precondition for the existence of benthic macroorganisms, meiofauna and aerobe microorganisms
IO	to avoid a further diminution of the thickness of the oxic covering layer and to avoid a further increase of black spots in number and size
EQO	the maximum extension of black spots at no time is larger than compatible with EQO 5 and black spots originating from buried macroalgal biomass are absent
5 conservation feature	to avoid sediment overloading with degradable organic matter (here: macroalgal biomass)
	to maintain the unhampered flux through the surface
	to warrant the existence of the oxic sediment layer
IO	benthic macroalgae do not cover more than 10 % (percentage to be discussed) of the surface of intertidal flats
	the algal layer always remains vital in its whole thickness
	the leaves/filaments stand erecte when flooded
EQO	sizes of the areas covered by macroalgae decrease and attain an exent as it was before 1988
	An EQO plankton algae is still being discussed, a. o. as a result of the fact that the development of plankton- and makroalgae is possibly alternative
6 conservation feature	the inorganic nutrient content in the tidal water
IO 1	decrease in the phosphate contents stagnation of the content of nitrogen compounds

IO 2	decrease in phosphate and nitrogen compounds
EQO	concentrations of inorganic nutrients with their typical seasonal variations which again are typical for the mesotrophic conditions in coastal waters
7 conservation feature	the nutrient budget of the Wadden Sea
IO	/
EQO	the function of the wadden sea (including its lower supratidal range) as a sink for nutrients (with the consequence of biomass accumulations, pedogenesis and saltmarsh formation)
8 conservation feature	reproduction of the organisms and other functions sensitive to (organic) xenobiotics
IO	decrease in organic pollutants (∑PCB, Hexachlorobenzene, TBT, DDT) in selected indicators (birds' eggs, birds' livers, seals' fatty tissue, *Nereis* spec.)
EQO	xenobiotics in the water, the sediment and in organisms reach the concentration 0
9 conservation feature	vital functions of organisms and the natural composition of the sediment
IO	the contents of toxic heavy metals in selected indicators (suspended particles, fine-grained particles of the sediments, shells, feathers, algae) decrease everywhere
EQO	the heavy metals in the suspended particles and fine particles of the sediments as well as in selected indicators reach the natural background values
Species and Individual numbers	
10 conservation feature	blue mussel
IO	to avoid any further decrease in the population of mussels
EQO	a mussel population with a natural age structure, forming characteristic morphologic features such as elevated beds, tidal pools and mud accumulations. The mussel population shall provide food for birds and allow a wise exploitation by fishing without endangering the stock
11 conservation feature	cockles
IO	an increase in the cockle population at least to the level of before the ice winter 1995/6
EQO	the viability of this population (This EQO seems to be based on the short-term experience of the ice winter 1996 only. In fact, however, this experience was the occasion to propose the EQO. So far, there has been a viability of cockles, otherwise they would have died out. It is the subject of this EQO to ask the question whether this viability will remain even after frequent and long disturbances or after several ice winters one after another)
12 conservation feature	fish and decapode fauna

IO	the fish and decapode fauna - at least in representative parts of the National Park Wadden Sea - can develop, corresponding to natural processes, without conservational management
EQO	fish and decapode fauna in the whole wadden sea can develop in a way that predators find food and that a natural number of species and individuals will continue to exist in future (This EQO will have to be divided. Certain groups, especially bottom organisms, e.g. bottom fish, will have to be dealt with separately)
13 conservation feature	seals
IO	a population corresponding to the one of 1987 or 1995
EQO	a viable population, free from xenobiotics, not more than background-polluted with heavy metals, resistant to population-endangering infections, and with a natural age structure. The size of the population is supposed to be between the one measured at the turn of the century and the one of 1995
14 conservation feature	migrating birds
IO	/
EQO	a nutrition sufficient in quality and quantity. If necessary, this must be achieved by a reduced exploitation by man (see EQO 10) an undisturbed possibility to rest. If necessary, this has to be achieved by a temporary or lasting refrain from human exploitation
15 conservation feature	breeding birds
IO	/
EQO	the combination of suitable and sufficient breeding space with suitable nutrition areas in species-typical distances (probably to be discriminated according to the species) includes successful nesting and breeding even without special management (e. g. surveillance, hunting of predators)

Ecological functions

16 conservation feature	bioturbation
IO	/
EQO	the bioturbation based on the typical occurrence of species is able to grant the vertical transport of oxygen, sulfide, sulfate, organic carbon etc. this bioturbation is capable to regenerate after natural events (e. g. ice winters).
17 conservation feature	the „nursery function" of the wadden sea for the North Sea
IO	/

EQO	those organisms depending with regard to their reproduction on the wadden sea (herring, sole etc.) find the necessary conditions there, including the absence of pollutants and disturbances
18 conservation feature	biotope diversity
IO	to avoid the further loss of biotopes and biotope types
EQO	- to preserve the diversity of the biotopes from the subtidal creeks via all intertidal biotopes to the supratidal salt marshes in a balanced relation - to reestablish the diversity with regard to e. g. sabellaria riffs and sea grass EQO 18 seems to overlap EQO 1. In the hierarchy EQO 1 is the frame. EQO 18 stresses the functional aspects, EQO 21 the visual ones
19 conservation feature	species richness
IO	to prevent the further decrease of individual numbers and of the number and size of habitats of endangered species
EQO	to keep up the species and their distribution characteristic for the southern North Sea. Desirable are population sizes, viable and healthy even without special management Species richness is a function of the biotope diversity, the nutrient supply, the degree of pollution, and of the exploitation. In so far, EQO 19 is strongly linked to EQOs 3-6, 8/9, 18 and 22. Usually, species richness is an independent EQO ranked high in an EQO system of a protected area. In a system as presented here, species richness may be considered merely a cogent consequence of higher ranked EQOs (for practicability this EQO should be limited to macroorganisms)
20 conservation feature	biological regenerative power
IO	a sufficient spat fall of the key populations
EQO	the sustainable development of the Wadden Sea, in which natural processes proceed undisturbed. Sustainablity means the self regenerating power of the ecosystem. This requires the ability of the species and individuals to recover after natural events as e.g. ice winters, extremely high and low tides and extreme input of energy
Landscape	
21 conservation feature	the landscape with characteristic structures such as creeks, mussel beds, elevated marsh edges, salt marsh forms and the traces of wadden organisms. This includes an open horizon and the admission of characteristic buildings, ship structures and now perhaps wind generators
IO	/
EQO	to maintain this landscape by suitable, adapted constructions and heights to respect the generally high „visual vulnerability" of this landscape

Socio-economical functions

22 conservation feature	the precondition for sustainable human exploitation (fishing, recreation, transport, research, use as an indicator and reference of the ecological quality) under the regulations of the National Park and the Biosphere Reserve
IO	no increase of the present intensity of use and exploitation
EQO	a „balanced environmental situation, where all users admitted according to the regulations of the National Park and the Biosphere Reserve can - acting wisely - claim the capacities without causing lasting damage to the ecosystem" (after HABER 1985). (This is a frame EQO which remains to be differentiated)

4.3.9.7 AG Meeresqualitätsziele (Zwischenstand AG MQZ 1996)

Area Targets

generelle Übereinstimmung

Spezifizierung einzelner Targets:

A2 Dünen und Strände: Zum Schutz empfindlicher Arten (z. B. Zwergseeschwalben, Kegelrobben) muss eine ungestörte Entwicklung von Strandabschnitten, wie teilweise schon praktiziert, sichergestellt werden.

A4 Salzwiesenflächen: Die heute schon vorhandenen Salzwiesenflächen sollten nicht weiter verringert werden. Im folgenden wären die für diese Flächen möglicherweise erforderlichen Nutzungseinschränkungen zu beschreiben. Letztlich soll versucht werden, durch Betonung der Bedeutung von Salzwiesen für den Küstenschutz deren künstliche Anlage bei zukünftigen Küstenschutzmaßnahmen vorzusehen.

Biology Targets

B1 - B5 übernommen

B6 Für Kleinwale erscheint es aufgrund der momentan unsicheren Datenlage nicht möglich, Qualitätsziele aufzustellen.

B7 Das vorgeschlagene Qualitätsziel B 7-1 „Nahrungsverfügbarkeit für muschelfressende Vögel“ ist nach Ansicht der AG MQZ eine Managementmaßnahme und kein Qualitätsziel. Aufgrund des momentanen wissenschaftlichen Kenntnisstandes wird Vorschlag B 7-1 abgelehnt.

Schlüpfrate und Bruterfolg bei Seevögeln (z. B. Silbermöwe, Flußseeschwalbe) und Watvögeln (z. B. Austernfischer) an drei repräsentativen Standorten erscheinen als Frühwarnsystem für Schadstoffe und anthropogene Einflüsse geeignet.

B8 Zwecks Ermöglichung von Besiedlung bzw. Wiederbesiedlung des Wattenmeeres sowie der entsprechenden Flußsysteme durch Wanderfischarten wären u. a. in den großen Flüssen die Schaffung neuer bzw. der Erhalt alter Flachwasserbereiche und funktionierende Fischpässe an Staustufen und ähnlichen Bauwerken dringend erforderliche Maßnahmen.

Äußere Fischkrankheiten (Angaben in %), Mißbildungsraten bei Fischembryonen, MFO-Raten sowie Lysosomenaktivitäten wurden als Qualitätsziele nach heutigem Kenntnisstand verworfen.

Schadstoffgehalte in Fischen wurden als Qualitätsziele zurückgewiesen.

B9 Phytoplankton und Zooplankton sind als Qualitätsziel-Parameter aufgrund methodischer Probleme nach heutigem wissenschaftlichem Kenntnisstand für die deutsche Küste ungeeignet.

B10 Makroalgen: Die heutigen Verhältnisse der Ausbreitungstiefe der Großalgen Helgolands sollen erhalten bleiben.

Zu Schwarzen Flecken und Eutrophierung wird auf die Ergebnisse der ÖSF-Nds hingewiesen: Aussagen zur Kapazität der Sedimenttypen des Ökosystems Watt seien möglich.

Benthos: Mögliches Qualitätsziel bezüglich des Makrozoobenthos könnte sein, langlebige Arten zu fördern. Eingedenk der Problematik der Aufstellung von Qualitätszielen für die Parameter Phyto- und Zooplankton empfiehlt die AG Meeresqualitätsziele Makrozoobenthos hinsichtlich der Förderung langlebiger Arten als möglichen Qualitätszielparameter weiter zu diskutieren.

Zusammenfassend läßt sich zu den Biology Targets sagen, dass Qualitätsziele zu Abundanz und Biomasse einzelner Arten aufgrund der natürlicherseits auftretenden hohen Variabiltät als ungeeignet abgelehnt werden.

Chemistry Targets

C1 Die Qualitätsziele C1-1 (Winterkonzentrationen für Nährstoffe N und P) und C1-2 (N:P-Verhältnis) werden für die deutsche Küste aufgrund methodischer Probleme sowie mangelnden Kenntnisstandes abgelehnt.

C2 Schadstoffe: mehrere mögliche Parameter werden diskutiert, benötigen aber vor Festlegung weiteren Forschungsbedarf; möglich scheint als Qualitätszielparameter Quecksilber in Vogelfedern als Indikator.

C3 Xenobiotika: Vorschlag C3 der ETG bedeutet ein Zurückfallen hinter bereits bestehende OSPARCOM-Beschlüsse und ist daher nicht akzeptabel; für weitere Schadstoffe besteht Forschungsbedarf.

4.4 Umweltbeobachtung

Jürgen Rahmel

4.4.1 Einleitung

Eine wichtige Voraussetzung für den wirksamen Schutz eines Ökosystems ist die kontinuierliche Verfügbarkeit von Informationen zu dessen Zustand. Diese Informationen lassen sich nicht aus unkoordinierten, gelegentlichen wissenschaftlichen Arbeiten in dem Ökosystem gewinnen. Für die Lieferung von aussagekräftigem Datenmaterial muss statt dessen eine regelmäßige Umweltbeobachtung stattfinden, wie sie im Wattenmeer in Form des Bund-Länder-Messprogramms und der Umweltbeobachtung der drei Anrainerstaaten des Wattenmeeres (Trilaterales Wattenmeer-Monitoring - TMAP) bereits eingerichtet wurde. Hauptanliegen dieses Kapitels ist es, das TMAP, insbesondere das in der Ministererklärung von Stade (CWSS 1998) vereinbarte Parameterpaket (Common Package), vor dem Hintergrund der Ergebnisse der Ökosystemforschung im Wattenmeer (ÖSF) zu bewerten. Außerdem sollen mögliche Schnittstellen zwischen diesem Monitoringprogramm und einer möglichen ökologischen Umweltbeobachtung in Deutschland identifiziert werden. Um diesen Ansprüchen zu genügen, wird zunächst auf die bereits etablierten Monitoringprogramme eingegangen und ein Überblick zu den Anforderungen an zukünftige Programme gegeben. Hierauf folgt die Darstellung einer vom BMU erstellten Konzeption für eine ökologische Umweltbeobachtung in Deutschland, wobei ein neuer Baustein dieses Ansatzes in die Betrachtung einbezogen wird. Der dann folgende Teil beschäftigt sich mit dem Trilateralen Wattenmeer-Monitoring, dessen Geschichte und dem aktuellen Stand seiner Umsetzung. Im weiteren wird auf diejenigen Ergebnisse der ÖSF eingegangen, die einen Bezug zum Wattenmeer-Monitoring haben. Hierauf erfolgt dann eine Bewertung des aktuellen Standes und des Ansatzes des Trilateralen Wattenmeer-Monitorings. Abschließend werden Anregungen zur weiteren Entwicklung des TMAP und zu seiner möglichen Einbindung in eine ökologische Umweltbeobachtung gegeben.

4.4.2 Umweltbeobachtung: Grundlagen und Anforderungen

Umweltbeobachtung (syn.: Monitoring) ist nach BARETTA-BEKKER et al. (1992): „Der Prozeß einer zu definierten Zwecken durchgeführten, wiederholten Beobachtung eines oder mehrerer Elemente der Umwelt, der einem festgelegten raum-zeitlichen Arbeitsplan folgt und vergleichbare Methoden der Umweltuntersuchung und Datenerhebung nutzt. Dieser Prozeß liefert sachliche Informationen in Bezug auf den aktuellen Zustand der Umwelt und abgeschlossene Entwicklungen."

Verpflichtungen zur Umweltbeobachtung ergeben sich u. a. aus Artikel 20a des Grundgesetzes. Hierin wird dem Staat die Verpflichtung für den Schutz der natürlichen Lebensgrundlagen übertragen. Gemäß §§ 1 und 2 BNatG und auch den Naturschutzgesetzen von Niedersachsen und Schleswig-Holstein besteht die Aufgabe, für Schutz, Pflege und Leistungsfähigkeit des Naturhaushaltes, der Regenerations- und nachhaltigen Nutzungsfähigkeit der Naturgüter, der Tier- und Pflanzenwelt einschließlich ihrer Lebensstätten sowie der Vielfalt, Eigenart und Schönheit von Natur und Landschaft zu sorgen. Der § 20b Bundesnaturschutzgesetzes (BNatG in der Fassung vom 21.9.1998) schreibt zur Vorbereitung, Durchführung und Überwachung der Aufgaben des Artenschutzes Umweltbeobachtung vor. Die Länder werden verpflichtet, geeignete Maßnahmen zu treffen, zur

„1. Darstellung und Bewertung der unter dem Gesichtspunkt des Artenschutzes bedeutsamen Populationen, Lebensgemeinschaften und Biotope wildlebender Tier- und Pflanzenarten, insbesondere der in Ihrem Bestand gefährdeten Arten und

2. Festlegung von Schutz-, Pflege- und Entwicklungszielen und zu deren Verwirklichung.“ (BGBl 1998)

Darüber hinaus hat sich Deutschland in mehreren internationalen Verträgen zur Berücksichtigung der Belange von Natur- und Umweltschutz verpflichtet. Besondere Bedeutung für das Wattenmeer haben dabei das Übereinkommen über Feuchtgebiete internationaler Bedeutung (Ramsar-Konvention), die EG Vogelschutzrichtlinie, die Fauna-Flora-Habitat-Richtlinie der EU, das Übereinkommen zur Erhaltung der wandernden, wildlebenden Tierarten (Bonner Konvention), das Übereinkommen über die Erhaltung der europäischen wildlebenden Pflanzen und Tiere und ihrer Lebensräume (Berner Konvention) sowie das internationale Übereinkommen zur Verhütung von Meeresverschmutzung durch Schiffe (MARPOL) und das Oslo-Paris Übereinkommen (OSPAR).

Um beurteilen zu können, ob dem gesetzlichen Auftrag Genüge getan wird, sind möglichst genaue Kenntnisse des aktuellen Zustands, der Entwicklung und des Ausmaßes der menschlichen Beeinflussung der natürlichen Lebensgrundlagen notwendig.

Zielsetzung und Durchführung von bisher in der Bundesrepublik durchgeführten Umweltbeobachtungsprogrammen auf Bund- und Länderebene werden von mehreren Autoren kritisch diskutiert (SRU 1998 und 1990; SCHÖNTHALER et al. 1994; MÖLLER 1993). Die Kritikpunkte an den bisherigen Umweltbeobachtungsprogrammen lassen sich aus SRU (1990) und SCHÖNTHALER et al. (1994) wie folgt zusammenfassen:

- Zumeist sektorale Beobachtungsstrategien für die Kompartimente Luft, Wasser, Boden und Biota
- Eher nachsorgende als vorsorgende Ausrichtung der Programme
- Für eine ganzheitliche Erfassung der Umwelt reicht sektorale Umweltbeobachtung, auch bei weiterem Ausbau, verbesserter Koordination und Abstimmung der bisherigen Programme, nicht aus. Das komplexe System Umwelt kann mit den bisherigen sektoralen Instrumenten nur unzureichend erfaßt werden.
- Unkoordinierte Messungen von z. B. Immissionen, Depositionen, Witterungserscheinungen, Wasserständen, Gewässergüteparametern, Chemikalien in Luft, Wasser, Böden und Biota, Kartierungen von Flora, Fauna und Biotopen, Bioindikatoren. Nicht selten wird der gleiche Umweltsektor von verschiedenen Institutionen mit unterschiedlichen Instrumenten, Methoden und ohne Koordination beobachtet.
- Ungenügende nationale und internationale Vernetzung der Programme.
- Bisherige Strategien führen dazu, dass ein Umweltproblem gegebenenfalls von einem Umweltmedium (wie z. B. Wasser, Boden, Luft) in ein anderes verlagert wird.

Daher empfahl bereits der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen in seinem Sondergutachten von 1990 (SRU 1990), eine Entwicklung hin zu einer integrierten und ökologischen Umweltbeobachtung einzuleiten.

”Unter ökologischer Umweltbeobachtung ist eine Aktivität zu verstehen, die das System Umwelt als Ganzes erfaßt. Sie soll die einzelnen Umweltsektoren oder –medien, wie Luft, Wasser, Böden, Pflanzen- und Tierwelt, die zum Teil schon seit langem intensiv sektoral beobachtet und untersucht werden, übergreifen. Es handelt sich also um eine integrierende Umweltbeobachtung auf

ökosystemarer Grundlage, weil sie wesentlich auf der Einteilung der Umwelt in Ökosysteme beruht und mit der Ökosystemforschung verbunden werden soll" (SRU 1990).

4.4.2.1 Methodische Aspekte der Umweltbeobachtung

Wenn die angestrebte ökologische Umweltbeobachtung auf der Einteilung der Umwelt in Ökosysteme beruhen soll, muss berücksichtigt werden, inwiefern ein ebenso theoretisches Konzept von einem Ökosystem auch das Herangehen beEinflusst. JAX (1994) stellt die beiden wichtigsten Ökosystemkonzepte dar und zeigt, welche Konsequenzen diese für den Schutz eines Ökosystems haben können. Ähnliche Schlußfolgerungen sind auch in Bezug auf eine Umweltbeobachtung möglich.

Im ersten Konzept wird ein Ökosystem als ein Funktionszusammenhang verstanden. „Es ist ein System von Stoff- und Energieflüssen, das über eine gewisse Zeit in diesen Flüssen bestehen bleibt („stabil" ist) und sich in gewissen Grenzen selbst reguliert". Nach LEO & LEVIN (1997) vernachlässigt dieser ganzheitliche (holistische) Ansatz historische und evolutive Faktoren. Auch werden Details auf kleineren ökologischen Skalen sowie die räumliche und zeitliche Verteilung von Organismen ignoriert.

Das Ökosystemverständnis im zweiten Konzept orientiert sich an einem konkreten Raum mit einem ganz bestimmten Artenbestand. „Das System ist dabei durch die Einzelpopulationen und den von ihnen bewohnten, optisch abgrenzbaren Raum definiert" (JAX 1994).

Solche Unterschiede in der Betrachtung eines Systems haben natürlich auch Konsequenzen im Hinblick auf dessen Schutz sowie die dafür notwendigen Informationen aus der Umweltbeobachtung. So spielt es im Falle der ersten Definition keine Rolle, ob eine bestimmte Art aus dem System verschwindet, solange ihre Funktion von einer anderen übernommen wird (ökologische Redundanz). Eine Umweltbeobachtung, die diesem Konzept folgt, muss sich stärker an der Beobachtung von Prozessen orientieren.

Unter dem Einfluss der zweiten Definition geht es beim Schutz eines Gebietes eher um den Erhalt eines bestimmten Artenbestandes, der als das Produkt einer evolutionären und ökologischen Geschichte des Landschaftsausschnitts und dessen Lebewelt gilt. In letzter Konsequenz bedeutet der Verlust auch nur einer Art den Verlust der Unversehrtheit (Integritätsverlust) des Ökosystems. Es ist dann nicht mehr „vollständig" (LEO & LEVIN 1997). Für die Umweltbeobachtung bedeutet dies, dass die Zusammensetzung des Arteninventars auf möglichst vielen Trophieebenen auf seine Vollständigkeit hin kontrolliert wird.

Eine Möglichkeit, beide Konzepte zu integrieren, besteht nach JAX (1994) - zumindest unter Schutzgesichtspunkten - nicht. So würden z. B. schon die räumlichen Grenzen der nach beiden Definitionen festgelegten Ökosysteme nicht automatisch zusammenfallen. LEO & LEVIN (1997) betonen, dass weder der reine Strukturalismus noch der reine Funktionalismus völlig angebracht ist. Die gleichwertige Betonung eines jeden Teiles der Biodiversität ist sowohl ökologisch unsinnig als auch unmöglich umzusetzen. Andererseits kann die Bewertung des Zustandes eines Ökosystems allein auf der Basis einiger weniger, auf hoher Ebene angeordneter Indikatoren, wie z. B. Primärproduktion oder andere Maße für Stoff- oder Materialflüsse, andere Ökosystemeigenschaften unberücksichtigt lassen, die einen entscheidenden Einfluss auf dessen Stabilität haben können.

Auch eine Umweltbeobachtung, die Informationen über den Zustand eines Ökosystems liefern soll, muss sich an der gewählten Ökosystemdefinition orientieren. Im Fall der funktionsorientierten Variante ist darauf zu achten, dass die besonders wichtigen Prozesse erfaßt werden. Bei der Auswahl von Arten für das Programm sind solche stärker zu beachten, die im Ökosystem eine nennenswerte Rolle

in den Materialflüssen spielen (s. Kap. 2.4, ecosystem engineers), oder auf die Vollständigkeit der Systemfunktionen angewiesen sind.

Ganz andere Kriterien müssen bei einer nach der zweiten Ökosystem-Definition angelegten Umweltbeobachtung berücksichtigt werden. In diesem Fall manifestiert sich der Zustand des Ökosystems in der Vollständigkeit von Biotoptypen und Arten sowie in ihrer jeweiligen Fläche bzw. Populationsgröße. Arten, deren Populationsdynamik von menschlichen Aktivitäten beEinflusst wird, sind ebenso von Bedeutung wie solche, die aus anderen Gründen besonders gefährdet sind. Schon aus dieser knappen Zusammenstellung wird deutlich, welchen entscheidenden Einfluss Ökosystemkonzepte auf die Gestaltung von Umweltbeobachtungsprogrammen haben können.

Der mit einer Umweltbeobachtung zu erfassende „Zustand der Umwelt“ ist, ähnlich wie z. B. Gesundheit oder Sicherheit, vielschichtig, von vielen Aspekten beEinflusst und nicht direkt meßbar. Um trotzdem einen Eindruck über aktuelle Situationen oder Veränderungen zu erhalten, werden Indikatoren bestimmt.

„Indikatoren sind Kenngrößen, die zur Abb. eines bestimmten, nicht direkt meßbaren und oftmals komplexen Sachverhalts (Indikandum) festgelegt werden [...] Umweltindikatoren dienen der Abb. und Kennzeichnung von komplexen Umweltsachverhalten“ (SRU 1998).

RADERMACHER et al. (1997) zeigen drei Blickwinkel der Beschreibung des Umweltzustandes auf, auf die auch bei der Bewertung des TMAP zurückgegriffen wird.

1. Der Funktionalität eines Ökosystems, die sich als natürlicher Ablauf seiner Prozesse beschreiben läßt, kann man sich über Ansätze der Ökosystemforschung oder der Ökosystemaren Umweltbeobachtung (ÖsUB) annähern. Als Funktionalitätsindikatoren können Prozeßkenngrößen (Ein- oder Austräge, interne Materialflüsse) oder emergente Eigenschaften des Systems (Stabilitätseigenschaften, Ökosystemintegrität) genutzt werden. Sie lassen auch einen Vergleich von Ökosystemtypen zu. Bei den emergenten Eigenschaften besteht allerdings noch Entwicklungsbedarf, bis eine Operationalisierung in einer Umweltbeobachtung möglich ist. Indikatoren dieser Gruppe sind am ehesten für ganzheitliche Aussagen zum „Zustand“ eines Ökosystems geeignet.

2. Indikatoren für die physische Struktur von Landschaften oder Ökosystemen sind z. B. mittlere Wasserstände, die Nutzung von Flächen oder die Artenzusammensetzung von Flora und Fauna.

3. Stoffbezogene Indikatoren geben Auskunft über die Konzentration relevanter Substanzen in Umweltmedien (mediale Indikatoren) oder Organismen (Akkumulations-, Wirkungs- oder Risikoindikatoren).

Strukturelle, besonders aber stoffliche Indikatoren können zur Beurteilung der Auswirkungen menschlicher Einflüsse auf ein Ökosystem herangezogen werden.

Eine möglichst transparente und somit nachvollziehbare Auswahl von Indikatoren ist zu fordern. Für die Auswahl von Arten ergeben sich die Kriterien aus dem Informationsbedarf in den drei Bereichen Zustand des Ökosystems, Anreicherung und Effekte von Schadstoffen sowie Naturschutz.

Informationen über den Zustand des Ökosystems können von Arten geliefert werden, die bestimmte Funktionen im Ökosystem erfüllen („Schlüsselarten, ecosystem engineers, wichtige Rolle in den Stoffflüssen, Habitatgestalter“) (Kap. 2.4) oder für die Vollendung ihres Lebenszyklus auf die Intaktheit und ausreichende räumliche Verfügbarkeit verschiedener Biotoptypen angewiesen sind.

Rückschlüsse auf die Belastungen eines Ökosystems mit Schadstoffen, deren Akkumulation und Effekte sind über die Beobachtung von Arten möglich, die als Bioindikatoren Informationen über das

räumliche und zeitliche Ausmaß von Belastungen geben oder wegen ihrer Empfindlichkeit gegenüber bestimmten Belastungen für ein Effektmonitoring herangezogen werden können.

Zu den naturschutzfachlichen Kriterien für die Aufnahme ausgewählter Arten in die Umweltbeobachtung gehören deren Seltenheit, der Rückgang der Population oder die Bedrohung ihres Fortbestandes. Eine besondere Verpflichtung zur Beobachtung einer Art besteht, wenn das betrachtete Ökosystem große Teile der Gesamtpopulation beherbergt oder ihm im Jahreszyklus z. B. bei wandernden Arten eine besondere Bedeutung zukommt. Ebenso von Interesse sind beispielsweise neu eingebürgerte oder eingeschleppte Arten. Ein weiterer Grund für die Berücksichtigung einer Art kann auch deren Attraktivität für die Öffentlichkeitsarbeit des Naturschutzes sein. Ein besonderes Augenmerk muss auf die Populationen sogenannter Leitarten gelegt werden. Bei ihnen wird davon ausgegangen, dass das Bestehen oder die Wiederansiedlung lebensfähiger Populationen ein Anzeiger für einen intakten oder regenerierten Lebensraum ist.

4.4.2.2 Ökosystemare Umweltbeobachtung – Modell für eine überregional übertragbare Umweltbeobachtung in Biosphärereservaten

Ziele

1991 wurde vom Umweltbundesamt ein Vorhaben auf den Weg gebracht, das ausgehend von den Erkenntnissen des Projektes „Ökosystemforschung Berchtesgaden“ einen Vorschlag zur Umsetzung der Empfehlungen des SRU (1990) leisten sollte. Diese als ökosystemare Umweltbeobachtung bezeichnete methodische Herangehensweise wurde in der Konzeption von SCHÖNTHALER et al. (1994) vorgestellt. Sie soll an dieser Stelle kurz beschrieben werden. In der Bundesrepublik Deutschland hat die Entwicklung der ökosystemaren Umweltbeobachtung ihre Wurzeln in den Resultaten des MAB 6-Projektes „Ökosystemforschung Berchtesgaden“. Deren Aufgabe war es, zur Aufklärung ökologischer Zusammenhänge und zur Entschlüsselung von Ursache-Wirkungsbeziehungen beizutragen. Zudem wurden von dem Vorhaben Verfahren zur Extrapolation von kleinräumig im Rahmen der Umweltbeobachtung gefundenen Trends auf planungsrelevante repräsentative Raumeinheiten erwartet. Aus den Ergebnissen ergab sich die methodische Grundlage für ein integriertes Umweltbeobachtungskonzept. Dieses integrierte Programm soll die von SRU (1990) genannten Anforderungen an eine ökologische Umweltbeobachtung erfüllen. Bei diesem als ökosystemare Umweltbeobachtung (ÖsUB) bezeichneten Produkt handelt es sich um ein wissenschaftlich fundiertes, methodisch abgesichertes Konzept. Eine modellhafte Umsetzung dieses Ansatzes wird momentan im Biosphärenreservat Rhön vorgenommen. Die wichtigsten Teilaufgaben bei der Erstellung der Konzeption waren:

1. Erstellung eines umfassenden Katalogs von Ökosystemgrößen (Variablen) unter Fortschreibung des sogenannten „ökologischen Bilanzmodells“ (modellgeleiteter Ansatz)

2. Auswahl von zentralen Variablen, die harmonisiert als „Pflichtprogramm“ (Kerndatensatz) im Netz der deutschen Biosphärenreservate erhoben werden sollen

3. Benennung einer bundesweit flächendeckenden Raumgliederung von Ökosystemtypen als räumliche Bezugsebene der Umweltbeobachtung

4. Vorschläge für eine Ergänzung des Kerndatensatzes mit regional relevanten Fragen des Umweltzustandes

Eine konzeptionelle Darstellung dieses Ansatzes ist Abb. 4.4.1 zu entnehmen.

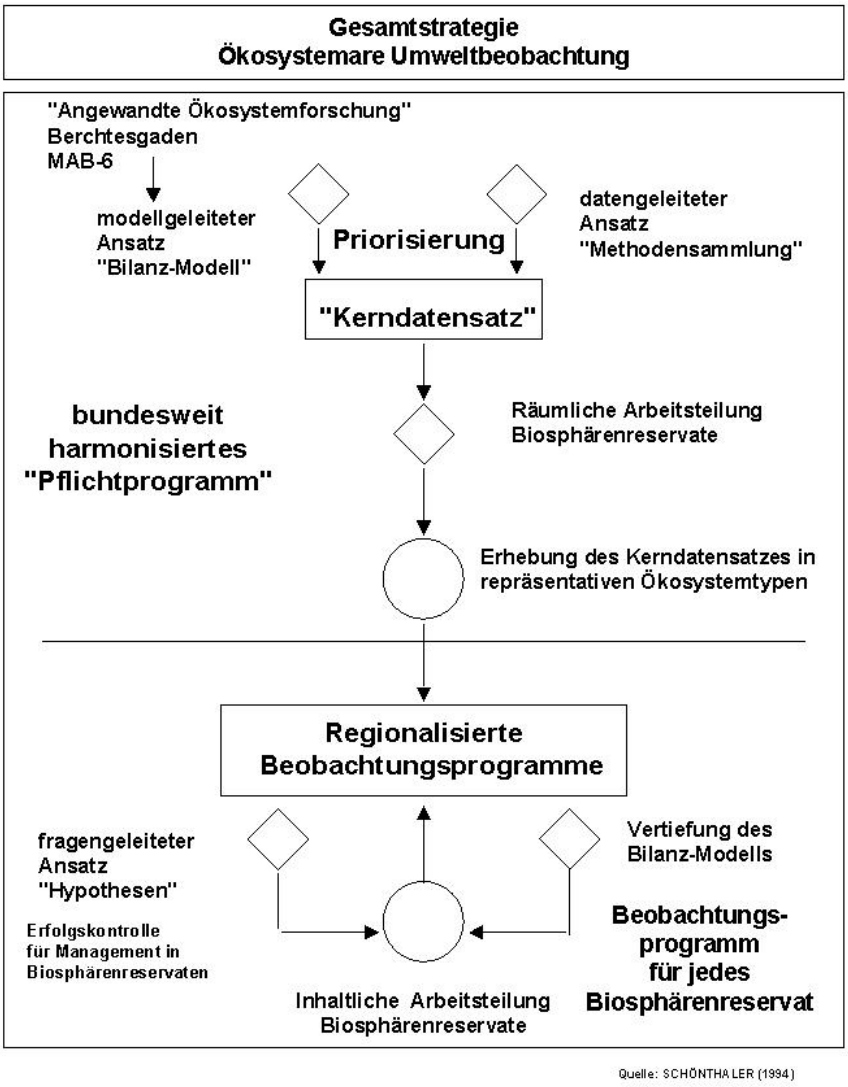


Abb. 4.4.1: Vorgehensweise zur Entwicklung eines Beobachtungsprogramms in der Ökosystemaren Umweltbeobachtung (nach SCHÖNTHALER et al. 1994)

Auswahl des Kerndatensatzes der Ökosystemaren Umweltbeobachtung

Unter Nutzung des Ökologischen Bilanz-Modells der Ökosystemforschung Berchtesgaden wurde im modellgeleiteten Ansatz eine „Vollständige Liste der Ökosystemgrößen" erstellt. Dieser modellgeleitete Ansatz zeichnet sich dadurch aus, dass er sich nicht wie ein fragengeleiteter Ansatz an aktuellen Umweltfragen oder -problemen orientiert, sondern darauf ausgelegt ist, anhand des Ökologischen Bilanz-Modells die relevanten Prozesse und Struktureigenschaften des betrachteten Ökosystems zu erkennen und in ein Umweltbeobachtungskonzept aufzunehmen. Die hier gewählte Herangehensweise basiert auf dem holistischen Ökosystemkonzept, das besonders auf die Funktionszusammenhänge ausgerichtet ist.

Aus der o. g. Liste der Ökosystemgrößen wurden 252 potentielle Variablen für das Beobachtungsprogramm ausgewählt. Anhand von sechs Kriterien (Tabelle 4.4.1) wurden diesen Variablen wiederum unterschiedliche Prioritäten zugeordnet (Tabelle 4.4.2).

Tabelle 4.4.1: Auswahlkriterien für den Kerndatensatz der Ökosystemaren Umweltbeobachtung (SCHÖNTHALER et al. 1994)

Kriterium 1	Wesentliche Outputfunktion
Kriterium 2	Wesentliche Inputfunktion
Kriterium 3	Ökosystemare Schlüsselfunktion
Kriterium 4	Globale/überregionale Steuerungs- oder Wirkungsfunktion
Kriterium 5	Anthropogene BeEinflussbarkeit
Kriterium 6	Erhebbarkeit

Die Variablenliste wurde auf die Erfüllung dieser Kriterien hin überprüft. Bestimmte Kombinationen von Kriterien führten zur Einordnung in Prioritätsstufen gemäß Tabelle 4.4.2.

Tabelle 4.4.2: Zuordnung von Variablengruppen und Prioritätsstufen (SCHÖNTHALER et al. 1994)

Priorität	Kriterien	Variablentyp
I	1+4 2+4	Global oder überregional bedeutsame Outputgrößen Größen, die einen global oder überregional verursachten Systeminput beschreiben
II	3	Ökosystemare Schlüsselgrößen
III	1+5 2+5	Anthropogen beEinflussbare Outputgrößen, die aber nur regional oder global bedeutsam sind Größen, die einen auf regionaler oder globaler Ebene anthropogen verursachten Systeminput beschreiben
IV	1 oder 2	Regional oder lokal bedeutsame Input- oder Outputgrößen, die nicht unmittelbar anthropogen verursacht oder beEinflussbar sind

Hierunter befinden sich 38 Output-Variablen (davon 12 mit anerkannter Methode erhebbar), 21 Input-Variablen (11 erhebbar) und 37 Ökosystemare Schlüsselfunktionen (33 erhebbar). Bei der gesamten Vorgehensweise legten SCHÖNTHALER et al. (1994) Wert darauf, dass diese Variablenliste unter Befolgung eines fragenneutralen Ansatzes zusammengestellt wurde. D. h. es gibt in der Liste keinen direkten Bezug zu aktuellen Umweltproblemen. Mit diesem Kerndatensatz soll der Anspruch auf eine stark modellgeleitete Entwicklung des Beobachtungsprogramms mit dem Ziel, auch in Zukunft relevant werdende Fragen mit der Beobachtungskonzeption abdecken zu können, erfüllt werden. Ein Vorgehen nach einem fragengeleiteten Ansatz halten SCHÖNTHALER et al. (1994) nur bei der Anpassung des überregional gültigen Umweltbeobachtungsprogramms an ein bestimmtes regionales Beobachtungsgebiet, z. B. ein Biosphärenreservat, für vertretbar. Hierfür könnte der Kerndatensatz um Variablen, die Aufschluß über Umweltprobleme in der Region geben, zu einem „regionalisierten Beobachtungsprogramm“ erweitert werden. Beispielhaft wird dieser Schritt der Regionalisierung bis zum Jahr 2001 in der Rhön erprobt. Die Auswahl der hierfür notwendigen Erweiterung des Meßgrößensatzes erfolgt mittels Ursache-Wirkungshypothesen.

Tabelle 4.4.3: Kerndatensatz der Ökosystemaren Umweltbeobachtung (verändert nach SCHÖNTHALER et al. 1994)

Kompartiment	Variable
Gewässer	Abflußmengen und Wasserstände, Fließgeschwindigkeit, Wassertemperatur, Abwassermenge, Wasserabfluß aus kanalisierten Flächen und aus Drainagen, punktförmige Einleitungen, Abwärmeverluste, hier in Gewässersysteme Gehalte gelöster mineralischer und organischer Stoffe im Wasser, Säure-Basenpufferverhalten ,Redoxverhältnisse, Sauerstoffgehalt im Wasser Schwebstoffe im Gewässer: Menge, Nähr- und Schadstoffgehalte Art, Stoffgehalte von Gewässersedimenten, Redoxverhältnisse , Sauerstoffgehalt, Säure-Basenpufferverhalten submerse Makrophyten, Aufwuchsalgen, Phytoplankton im Gewässer (Arten, Biomasse, Leistung) Zooplankton, Biomasse, Leistung (aquatisch) Artenliste höhere Tiere im Gewässer, Arten, Leistung
Atmosphäre	Abwärmeverluste in die Luft, Emissionen aus Haushalten, Gewerbe, Industrie und Verkehrsemissionen, Konzentration von Luftbelastungsstoffen, Lärmemissionen
Boden	Nasse und trockene Deposition auf den Boden Bodenwassergehalt, -temperatur, Porenvolumen im Bodenprofil Redoxverhältnisse und im Boden, organische Stoffe im Boden Belegung der Bodensorptionskörper mit Stoffen Stoffgehalte der Bodenlösung, auswaschbare Stoffe in der Bodenlösung Tiefenversickerung nach Verlassen durchwurzelter Bodenhorizonte Stoffmenge im Sickerwasser nach Erreichen der Grundwasseroberfläche Grundwasserstand, Redoxverhältnisse und chemische Belastung des Grundwassers Ausstattung, Vitalität und Stoffwechselaktivität des Bodenedaphons
Vegetation	Artenliste Pflanzen, Menge und Leistung, Schichtung und Deckungsgrad der Vegetation, Blattflächenindex, Transpiration der Pflanzen
Fauna	Artenliste Tiere, Menge und Leistung, Nutzviehbestand und Arten
Klima	Windverhältnisse (auch bodennah), Gesamtniederschläge, Intensität einzelner Niederschlagsereignisse, Anteil von Schnee und Regen am Gesamtniederschlag, relative Luftfeuchte, Lufttemperatur (auch Höhengradient, Stabilität der Schichtung)

4.4.3 Trilaterales Monitoring- und Bewertungsprogramm (TMAP) - Konzeption und Umsetzung

Konzeption

Die gemeinsame Umweltbeobachtung im Wattenmeer der drei Anrainerstaaten Niederlande, Dänemark und Bundesrepublik Deutschland basiert auf einer Entscheidung der 5. Trilateralen Regierungskonferenz (TGC = Trilateral Governmental Conference) im Jahre 1988. Dort wurde beschlossen, dass die Partnerländer den ökologischen Zustand des Wattenmeeres in seiner Gesamtheit fortwährend ermitteln und notwendige trilaterale politische Maßnahmen zu seinem Schutz beschließen wollen.

1989 wurde die „Trilateral Monitoring Working Group (TMWG)“ gegründet, die auf der Basis bestehender nationaler Umweltbeobachtungsprogramme ein gemeinsames Programm erarbeiten sollte. Die TMWG stellte 1990 das „Integrated Trilateral Monitoring Program for the Wadden Sea

(IMP)“ vor. Dieses wurde 1991 auf der 6. Trilateralen Regierungskonferenz von den Partnerländern nicht akzeptiert und eine Weiterentwicklung empfohlen (Reineking 1994). Daraufhin erarbeitete die neu gebildete „Trilateral Monitoring Expert Group (TMEG)“ ein grundlegendes Konzept für ein integriertes „Trilateral Monitoring and Assessment Program (TMAP)“ für das gesamte Wattenmeer. In den Jahren 1992 und 1993 entstanden, beinhaltete dieses Programm einen umfangreichen Meßgrößensatz (256 Meßgrößen, später zu 81 Gruppen zusammengefaßt). Darüber hinaus sah es eine begleitende ökologische Forschung sowie ein gemeinsames Datenmanagement der Partnerländer vor.

Tabelle 4.4.4: Hypothesen des TMAP zu möglichen Veränderungen im Ökosystem Wattenmeer (aus TMAG 1997)

Problemfeld	Hypothese
Klima	Klimaveränderungen können Wassertemperatur, Wetterbedingungen, hydrologisches Regime, Überflutungshäufigkeit, Geomorphologie und geographische Grenzen des Wattenmeeres beeinflussen. Erosionsprozesse und Küstenschutz werden zu einer Veränderung in der Zonierung der Salzwiesenvegetation führen.
Schadstoffeintrag 1	Veränderungen im Eintrag von Nähr- und Schadstoffen verursachen Veränderungen im Chemismus von Böden, Sedimenten und der Wassersäule. Veränderungen der Nähr- und Schadstoffkonzentrationen werden deren Bioverfügbarkeit, Flußraten und Auswirkungen beeinflussen.
Schadstoffeintrag 2	Veränderungen der Nähr- und Schadstoffkonzentrationen werden die biologischen Prozesse, wie z. B. Primär- und Sekundärproduktion, Dekomposition, Reproduktion und Rekrutierung von Schlüsselarten beeinflussen. Eine Zunahme der Schadstoffkonzentrationen kann zu Anreicherungen in den Geweben von Organismen auf verschiedenen Ebenen des Nahrungsnetzes führen.
Schadstoffeintrag 3	Veränderungen der Nähr- und Schadstoffkonzentrationen können physiologische Funktionen, Wachstum, Reproduktion, Rekrutierung und natürliche Sterblichkeit beeinflussen und zu Veränderungen in der Häufigkeit und Verteilung von Arten führen.
Schadstoffeintrag 4	Veränderungen der Nähr- und Schadstoffkonzentrationen und der Nährstoffverhältnisse verursachen Veränderungen im Auftreten sowie in Dominanzstruktur und Verteilungsmustern ökologischer Gemeinschaften.
Fischerei 1	Herz- und Miesmuschelfischerei und Anlage von Miesmuschelkulturflächen verändern das benthische Habitat und beeinflussen Auftreten und Häufigkeit bestimmter Arten, besonders Endkonsumenten (z. B. Vögel).
Fischerei 2	Fischerei kann durch Geschirreinsatz und Ressourcenverknappung das Vorkommen und die Struktur von Gemeinschaften beeinflussen.
Erholung	Die Aktivitäten Erholungssuchender können Auftreten und Häufigkeit von Arten beeinflussen.
Landwirtschaft	Die Beweidung von Salzwiesen hat einen direkten Einfluss auf das natürliche Vorkommen und die Struktur von Pflanzen- und Tiergemeinschaften. Die Beweidung von Salzwiesen beEinflusst die Nist- und Rastplätze von Vögeln. Eine Verringerung der Beweidung in Verbindung mit der Wiederherstellung der Gezeitenprozesse auf Salzwiesen wird zu einer Wiederkehr der natürlichen Pflanzen- und Tiergemeinschaften führen. Gezeitenbeeinflusste Salzwiesen wirken als natürliche Filter für suspendierte Feststoffe und somit auch als Senke für adsorbierte Schadstoffe.

Die konzeptionelle Grundlage für das TMAP ist ein fragengeleiteter Ansatz. Anders als bei der ÖsUB gab es hier keinen Versuch, ökosystemare Schlüsselvariablen abzuleiten. Ein theoretischer, modellgeleiteter Überbau wurde nicht formuliert. Als Ausgangspunkt für die Planung des TMAP wurde eine

Zusammenstellung von aktuellen Problemfeldern („Issues of Concern“), die im „Quality Status Report“ für das Wattenmeer (DE JONG et al. 1993) formuliert sind, genutzt. Für diese Problemfelder erfolgte eine Ableitung von Hypothesen, die Tabelle 4.4.4 zu entnehmen sind. In der Formulierung der Hypothesen kommt den Funktionen und Prozessen im Wattenmeer eine bedeutende Rolle zu.

Das TMAP gliedert sich in die drei Elemente Monitoring, begleitende Ökosystemforschung und Datenmanagement.

Im Monitoringprogramm ist zu jeder der o. g. Hypothesen ein Satz Meßgrößen vorgesehen, der ihre Verifizierung gestatten soll. Zur Bearbeitung einer Hypothese sollen mehrere trophische Ebenen verschiedener Subsysteme (z. B. Plankton, Benthos, Salzwiesen) untersucht werden. Die Umweltbeobachtung soll in trilateral abgestimmter, harmonisierter Form nach methodischen Richtlinien durchgeführt werden.

Eine Besonderheit des TMAP im Vergleich zu anderen Umweltbeobachtungsansätzen liegt darin, dass hierfür eine permanente begleitende ökologische Forschung geplant ist. In Kap. 4.4.5.1 wird dieser Aspekt eingehender behandelt.

Umsetzung

Ein Überwachungsprogramm von derartigem Umfang konnte jedoch nicht in einem Zuge umgesetzt werden. 1994 startete das TMAP auf der Basis bereits bestehender, noch nicht räumlich, zeitlich oder methodisch harmonisierter nationaler Monitoringprogramme. Um eine Harmonisierung zu erreichen, wurden 1995 und 1996 Expertenworkshops durchgeführt, deren Aufgabe es war, eine gemeinsame Monitoringstrategie (Gebiete, Meßfrequenzen, Methoden) zu erarbeiten (MARENCIC et al. 1996). Vor dem Hintergrund knapper werdender finanzieller Mittel und der Tatsache, dass für viele der im TMAP aufgenommenen Variablen noch keine Untersuchungsmethoden vorhanden waren, wurde zum Zweck der stufenweisen Umsetzung des Programms beschlossen, eine Priorisierung der Monitoring-Parameter durchzuführen. Im Zuge dieses Prozesses wurden die Meßgrößen den Dringlichkeitskategorien A, B und C zugewiesen.

Die dieser Priorisierung zugrunde gelegten Kriterien waren (TMAG 1997):

1. Bedeutung für das umweltpolitische Problemfeld (Issue of Concern)

2. Bedeutung für Umweltqualitätsziele (Ecotargets)

3. Abdeckung durch laufende Programme

4. Aussagefähigkeit in einem Langzeitprogramm: Kosten-Nutzen-Analyse

5. Technischer Aufwand für die Einführung: Aufwand für Harmonisierung und Methodenentwicklung

Es war geplant, dass in einem Stufenkonzept die Variablen der A-Gruppe zuerst umgesetzt werden sollten. In weiteren Schritten sollte das TMAP dann um die B- und C-Parameter vervollständigt werden. In Vorbereitung auf die 8. Trilaterale Regierungskonferenz 1997 wurde die A-Liste aus wirtschaftlichen und technischen Gründen auf 28 Parametergruppen beschränkt. Diese als „Common Package“ bezeichnete Liste von Beobachtungsparametern ist von Beginn des Jahres 1998 an Bestandteil des zunächst umgesetzten TMAP (Tabelle 4.4.5).

Tabelle 4.4.5: Parameterliste des Common Package des TMAP, beschlossen auf der 8. TGC 1997 in Stade (MARENCIC & LÜERßEN 1997). Die mit * gekennzeichneten Parametergruppen waren bereits Bestandteil des Vorschlags zum Integrated Monitoring Programme (IMP)

Thematischer Bereich	**Meßgrößengruppe**
Schadstoffe in Wasser und Sediment	Metalle im Sediment *
	TBT in Wasser und Sediment
Nährstoffe	Anorganische Nährstoffe im Wasser *
Salzwiesen	Räumliche Ausdehnung *
	Landwirtschaftl. Nutzung: Beweidung *
Benthos	Makroalgen *
	Seegras *
	Makrozoobenthos-Gemeinschaft *
	Miesmuschel-Bänke
	Schadstoffe in Miesmuscheln *
Plankton	Phytoplankton *
Fische	Schadstoffe in Flunder
	Miesmuschel-, Herzmuschel-, Garnelenfischerei *
Strände und Dünen	Räumliche Ausdehnung
Vögel	Brutvögel: Anzahl und Verteilung *
	Brutvögel: Schadstoffe in Vogeleiern
	Zugvögel: Anzahl Wat- und Wasservögel
	Spülsaumfunde toter Vögel
Seehunde	Populationskenngrößen aus Flugzählungen *
Freizeitaktivitäten	Boote auf See *
	Anzahl geführter Wattwanderungen
	Luftverkehr *
Allgemeine Meßgrößen	Küstenschutzmaßnahmen
	Geomorphologie
	Überflutungen
	Landnutzung
	Wetterbedingungen
	Hydrologie

Zusätzlich zu den Problemen, die sich aus Fragen der methodischen Durchführbarkeit und der Finanzierbarkeit des TMAP ergaben, wurde die Entwicklung dieses Umweltbeobachtungsprogrammes auch von anderen Einflüssen geprägt. Die 6. Trilaterale Regierungskonferenz nahm die Forderung nach der Aufstellung von Qualitätszielen für das Wattenmeer in ihre Abschlußerklärung auf. Eine Arbeitsgruppe (Ecotarget Group), deren Aufgabe die Entwicklung solcher Umweltqualitätsziele war, legte 1993 ihren Abschlußbericht vor (ETG 1994). 1994 wurden auf der 7. Trilateralen Regierungskonferenz in Leeuwarden die „gemeinsamen Ziele“ für das Wattenmeer verabschiedet. So kam es zu der Situation, dass die Entwicklung des Umweltbeobachtungsprogramms für das

Wattenmeer vor der Festlegung von Qualitätszielen für diesen Lebensraum weitgehend abgeschlossen war. Gleichzeitig wurde aber der berechtigte Anspruch erhoben, dass das TMAP auch die Möglichkeit bieten muss, den Erfolg von Maßnahmen zur Einhaltung der gemeinsamen Ziele beurteilen zu können. Dies machte eine nachträgliche Annäherung der beiden Ansätze notwendig. Aus diesem Grund wurde - wie oben bereits dargestellt - bei der Priorisierung der Monitoring-Parameter des TMAP darauf geachtet, ob durch sie die Einhaltung bzw. das Erreichen der Qualitätsziele beurteilt werden kann. Allerdings waren auch Umweltqualitätsziele (Ecotargets) zu Ästuaren, Vorstrandbereichen und Meeressäugern vorhanden, zu denen die Beobachtungsparameter des TMAP kaum Informationen liefern konnten (TMAG 1997).

Im gleichen Maße, wie das gesamte TMAP im Laufe seiner Entwicklungszeit Veränderungen unterworfen war, ergaben sich auch Änderungen für die Ziele des Programms. KELLERMANN & RIETHMÜLLER (1994) setzen die Ziele des TMAP noch weitgehend mit den Vorgaben aus dem Sondergutachten des Sachverständigenrates für Umweltfragen zur „Allgemeinen ökologischen Umweltbeobachtung“ gleich:

- rechtzeitige Erkennung besonders von schleichenden Umweltveränderungen,
- Trennung von natürlichen und anthropogen bedingten Veränderungen sowie
- Erarbeitung von Empfehlungen für regulative Maßnahmen und politische Handlungsanweisungen (Gesetze, Abkommen).

Im Abschlußbericht der „Trilateralen Monitoring and Assessment Group“ (TMAG 1997) werden zwei Ziele der trilateralen Umweltbeobachtung genannt:

1. Eine wissenschaftliche Bewertung des Zustandes des Ökosystems ist zu leisten und

2. der Stand der Erfüllung der gemeinsamen Ziele ist zu bewerten.

In dieser Änderung der Ziele spiegelt sich die gegenseitige BeEinflussung der Entwicklungen von TMAP und Ecotargets wider.

Für das Datenmamagement wurde im Rahmen des trilateralen Projektes DEMOWAD (Demonstration of the Preparation and Implementation of an Extensive Integrated Monitoring Program with the Wadden Sea Ecosystem as a Model) ein Konzept geschaffen, das die Datenhaltung in nationalen Datenbanken der Urheberländer vorsieht, gleichzeitig aber auch einen Zugriff der Partner in der trilateralen Zusammenarbeit auf den Datenfundus erlaubt. Dieses Konzept wurde mittlerweile in Deutschland weiterentwickelt. Technisch erfolgt der trilaterale Datenaustausch über die an allen Standorten aus einheitlichen Strukturen aufgebauten speziellen TMAP-Datenbanken, die aus den nationalen Datenbanken hervorgehen. Die TMAP-Datenbanken sind Teil eines als „TMAP-Modul” bezeichneten Systems, das über Internet den Zugriff von Nutzern aus der trilateralen Zusammenarbeit ermöglicht.

Zusammenfassend ist festzustellen, dass das TMAP nach einem fragegeleiteten, an aktuellen Umweltproblemen orientierten Konzept geplant worden ist. Damit weicht es vom Ansatz des SRU (1990) ab. Die ursprünglich durch die große Zahl der Parameter gewährleistete weitgehende Abdeckung wichtiger struktureller und stofflicher Variablen führte trotzdem zu einem umfassenden Beobachtungsansatz. Dieser ist aufgrund der Reduktion des TMAP auf das Common Package z. Zt. nicht mehr gegeben. Es muss aber auch betont werden, dass das TMAP auch in seinem heutigen Umfang bereits mehr ist, als eine ansprechende, in einem Projekt zur Erprobung stehende Konzeption, wie sie z. B. die ÖsUB darstellt. Es hat auf dem Weg zu seiner praktischen Verwirklichung eine Vielzahl von politischen Hürden überwunden, die sich aus der Notwendigkeit internationaler

Abstimmung und vor dem Hintergrund leerer öffentlicher Kassen ergaben, und hat das Stadium praktischer, trilateraler Durchführung erreicht. Weitere positive Aspekte des TMAP sind die Existenz von Umweltqualitätszielen für das betrachtete System (s. a. Kap. 4.3), die begleitende Forschung sowie die koordinierte Datenhaltung.

4.4.4 ÖSF-Ergebnisse zum Monitoring

Während der Projektlaufzeit wurden von der ÖSF zwei Mal umfangreiche Beiträge zur Entwicklung der Umweltbeobachtung im Wattenmeer von seiten der Auftraggeber eingefordert. Zum einen war dies die Zeit von 1991 bis 1993, in der die Trilaterale Monitoring Expert Group (TMEG) hauptsächlich unter Inanspruchnahme der schleswig-holsteinischen A-Hauptphase das TMAP konzeptionell entwickelte. Eine weitere Anforderung ergab sich aus der Bewilligung der niedersächsischen A-Hauptphase. Hier wurden etliche Teilprojekte zu Monitoringfragen eingerichtet, auch die übrigen Teilprojekte mussten im Rahmen der Bearbeitung von Leitfragen Vorschläge zum Monitoring in ihrem Arbeitsbereich aufnehmen.

Diese beiden angewandten Teilvorhaben der ÖSF sind durch ein Ökosystemkonzept geprägt, das Strukturen des Wattenmeeres in den Vordergrund stellt. Im Rahmen der grundlagenorientierten Teilvorhaben ELAWAT und SWAP, den Teilvorhaben mit einem funktionsorientierten Ökosystemkonzept, spielten Fragen der Umweltbeobachtung keine nennenswerte Rolle.

Neben der Betrachtung ökologischer Strukturen und Funktionen im Wattenmeer spielte in der ÖSF auch die kombinierte Untersuchung des Systems Mensch - Natur eine zentrale Rolle (ARSU 1989; LEUSCHNER 1989). Diese Herangehensweise mündete in der Erarbeitung von Vorschlägen zu einem sozio-ökonomischen Monitoring (FEIGE et al. 1995).

Aufgrund der trilateralen Zeitvorgaben fand die direkte Zuarbeit der ÖSF für das TMAP zu Zeitpunkten statt, in denen sich das Projekt noch in der Planungs- oder der Feldarbeitsphase befand. Eine abschließende Auswertung der Bedeutung der Ergebnisse der ÖSF für die Umweltbeobachtung im Wattenmeer wurde daher erst im Rahmen der Gesamtsynthese möglich.

4.4.4.1 Ökologisches Monitoring

Wie bereits einleitend erwähnt, fanden in der ÖSF u. a. gezielte Untersuchungen für ein Umweltbeobachtungsprogramm im Wattenmeer statt. Aber auch Ergebnisse von Teilprojekten, die thematisch anders ausgerichtet waren, lassen sich zu Aussagen zu einem Monitoring im Wattenmeer nutzen. Die folgende, an Beispielen orientierte Darstellung von Ergebnissen der ÖSF gliedert sich nach ihrer Nutzbarkeit als Indikatoren.

Indikatoren für Ökosystemfunktionen

Funktionen des Wattenmeeres und in ihm ablaufende Prozesse waren Gegenstand von zwei großen Projektteilen. Die Fähigkeit des Wattenmeeres, auf Störungen zu reagieren, wurde in ELAWAT untersucht. Die Resilience, d. h. die Eigenschaft eines Systems, nach einer Störung wieder in einen Referenzzustand zurückzukehren (DITTMANN & GRIMM 1998), wird als ein Indikator für „ecosystem health“ diskutiert (RAPPORT et al. 1998). Es zeigte sich, dass der in ELAWAT (s. Kap. 2) gewählte Ansatz erlaubte, die Prozesse in den Mittelpunkt der Systembetrachtung zu stellen, die ein Überdauern der Komponenten des Wattenmeeres ermöglichen. Die Bedeutung von Informationen über die Resilience biogener Strukturen wurde in diesem Zusammenhang deutlich, da ohne sie Prognosen über zu erwartende Systementwicklungen nur schwer möglich sind. Da die grundlagenorientierten Teilvorhaben der ÖSF keine Auflagen hatten, Aussagen zur Umwelt-

beobachtung zu machen, bedarf es noch einiger theoretischer Erwägungen und praktischer Tests, um Ansätze aus der ÖSF zur Resilience in ein Wattenmeer-Monitoring einbinden zu können. Dies geht aber über den Rahmen der Gesamtsynthese hinaus.

Das Projekt SWAP bearbeitete intensiv die Stoffkreisläufe des Wattenmeeres. Die Bedeutung von Austauschprozessen auf unterschiedlichen räumlichen und zeitlichen Skalen für die Funktion des Wattenmeeres ist bei GÄTJE & REISE (1998) dargestellt.

Folgende Schlüsselprozesse sind für die Funktionen und Strukturen des Wattenmeeres von Bedeutung (s. Kap. 2):

- Die (autochtone) Primärproduktion von Phytoplankton und Mikrophytobenthos liefert - auch unter Berücksichtigung des Eintrags aus der Nordsee - den größten Teil des organischen Materials, das von höheren Ebenen des Nahrungsnetzes genutzt wird.
- Das Wattenmeer hat im Austauschgeschehen mit dem Küstenwasser eine Remineralisierungsfunktion. Es ist netto heterotroph, d. h. im Wattenmeer selbst wird mehr organische Substanz remineralisiert als produziert. Anorganische Nährstoffe werden ins Küstenwasser abgegeben. Veränderungen bei den Prozessen Primärproduktion und Remineralisation sind für das Wattenmeer beschrieben worden (ASMUS et al.1998; CADÉE & HEGEMAN 1993).
- Das Wattenmeer fungiert als Zwischenlager für organische Substanz ohne dauerhafte Speicherfunktion, d. h. es erfährt eine Zufuhr an organischem Material, das aber wegen der hohen Remineralisationskapazität nicht akkumuliert wird. Echte Senken für eingetragenes Material ergeben sich durch Prozesse wie Denitrifikation und Apatitbildung. In Bereichen mit Sedimentationstendenz stellen die Salzwiesen eine Senke für partikuläres organisches Material dar.
- In Abhängigkeit vom Flächenanteil der Sedimentationsgebiete am jeweiligen Gebiet sind die Tidebecken des Wattenmeeres Sedimentationsräume für partikuläres Material. Veränderungen im Sedimentationsgeschehen können zu Flächenverlust oder auch zu Flächenzuwachs bei bestimmten Habitattypen (z. B. Schlickwatt, Salzwiese) führen.

Diese Prozeßbetrachtungen auf ökosystemarer Ebene haben den Nachteil, dass sie z. T. nur mit hohem methodischen Aufwand zu erfassen sind. Für die Primärproduktion und die Remineralisation hat sich aber gezeigt, dass informative Zeitreihen aufgebaut werden können. Auch bei der Sedimentation sind Zeitreihenuntersuchungen möglich (FLEMMING & NYANDWI 1994).

Darüber hinaus geben Prozesse auf Populationsebene Informationen über Veränderungen in den Lebensbedingungen von Arten im Wattenmeer. FAIRWEATHER (1993) führt die Rekrutierung als einen Prozeß an, der eine Art Flaschenhals in der Populationsentwicklung darstellt und somit auch empfindlich auf schleichende Veränderungen im Ökosystem reagieren kann. Im Rahmen der Ökosystemforschung wurden Untersuchungen zur Rekrutierung bei der Miesmuschel (*Mytilus edulis*) (PULFRICH & RUTH 1993), dem Wattwurm (*Arenicola marina*) (SIMON & REISE 1994) und dem Bäumchenröhrenwurm (*Lanice conchilega*) sowie zum Bruterfolg bei Vögeln durchgeführt. Das Bruterfolgsmonitoring wurde auch ins TMAP aufgenommen, ist aber nicht Bestandteil des Common Package.

Struktur-Indikatoren

Indikatoren, die Hinweise auf Veränderungen in der Struktur des Wattenmeeres geben, wurden in einigen Teilprojekten der ÖSF unter besonderer Berücksichtigung ihrer Nutzbarkeit für ein Watten-

meer-Monitoring bearbeitet. Stellvertretend für diese Vorhaben sollen hier kurze Darstellungen von zwei Arbeiten zum Monitoring von Rastvögeln sowie Fischen und Dekapoden wiedergegeben werden.

Die Weiterentwicklung und Erprobung einer Monitoring-Strategie für Rastvögel im Wattenmeer wurde von einem Teilprojekt der A-Hauptphase SH betrieben. Das Resultat der Untersuchungen wurde als ein Vorschlag der ÖSF in die Entwicklung des TMAP eingebracht.

Das Wattenmeer ist die zentrale Drehscheibe des ostatlantischen Vogelzugs, entsprechend groß ist die Möglichkeit und die Verpflichtung, Informationen über die Bestände der hier konzentriert auftretenden Rastvögel und deren Entwicklung zu sammeln. Erfassungen der überwinternden Bestände werden bereits seit 1980 (einmal jährlich im Januar) in den drei Anrainerstaaten des Wattenmeeres synchronisiert durchgeführt. Diese Zählungen wurden von MELTOFTE et al. (1994) ausgewertet. Andere Vogelzählungen wurden aber in den drei Ländern nach unterschiedlichen Methoden und nicht flächendeckend durchgeführt, so dass die Daten nicht zur Analyse von Bestandsentwicklungen genutzt werden konnten.

Im Zeitraum von 1986 bis 1994 wurden - größtenteils in der ÖSF - standardisierte Methoden zur Rastvogelerfassung mittels Springtidenzählungen (Vogelzählung bei regelmäßig auftretenden hohen Wasserständen) in Referenzgebieten oder für bestimmte Arten (z. B. Ringel- und Nonnengans) durch Gesamtgebietszählungen weiterentwickelt und erprobt (RÖSNER 1993). Eine ebenfalls in der ÖSF auf ihre Praxistauglichkeit getestete Methode erlaubt durch die Erfassung des Anteils von Jungvögeln an der Gesamtpopulation Rückschlüsse auf den Bruterfolg in den arktischen Aufzuchtgebieten.

Die in der ÖSF demonstrierte Anwendbarkeit der Erfassungsmethoden und die Diskussion in der Joint Monitoring Group of Migrating Birds (JMMB) führten zur trilateralen Akzeptanz und Aufnahme der Erfassungsmethoden in das TMAP. Seit 1992 werden sie trilateral harmonisiert angewandt. Die Springtidenzählungen sind im Common Package erhalten geblieben.

Das Rastvogelmonitoring hat sich zu einem Kern der trilateralen Zusammenarbeit im TMAP entwickelt. Im gesamten Wattenmeer erhobene Daten dienten für Testläufe zur Vorbereitung des gemeinsamen Datenmanagements im Projekt DEMOWAD. Die Joint Monitoring Group of Migrating Birds gibt regelmäßige Berichte zur Bestandsentwicklung heraus. Hieraus geht hervor, dass durch die verbesserten und harmonisierten Methoden exaktere Zahlen zum Bestand an Rastvögeln im Wattenmeer und deren jahreszeitlichem Auftreten geliefert werden (POOT et al. 1996).

Als zweites Fallbeispiel soll die Entwicklung einer Umweltbeobachtungsstrategie für Fische und dekapode Krebse (KNUST et al. 1995) dienen, die im Teilprojekt A 4.3 der A-Hauptphase in Niedersachsen erarbeitet wurde. Die Fragestellung des Teilprojektes wurde akribisch auf verschiedenen methodischen und räumlichen Ebenen bearbeitet.

Die vorrangige Frage galt dabei der Eignung des zu bearbeitenden Systemelementes für eine Umweltbeobachtung. Als ausschlaggebend hierfür wurde seine Rolle im System sowie eine entsprechende Sensibilität gegenüber Umweltveränderungen gewertet. Bei bislang beschriebenen Veränderungen der Fisch- und Dekapodengemeinschaften im Wattenmeer (LOZÀN 1994) waren hauptsächlich Arten mit enger Bindung an diesen Lebensraum betroffen, woraus sich schließen läßt, dass diese ortstreuen Formen eine Indikatorfunktion haben können.

Nachdem die Frage der Eignung positiv beantwortet war, mussten verschiedene methodische Aspekte abgearbeitet werden. In Hinblick auf Fragen zur Probennahme wurde ein Vergleich von Fanggeräten durchgeführt. Die Reproduzierbarkeit der Probennahme hängt von gerätespezifischen und externen Einflüssen sowie von der Fangmethodik ab. Hieraus ergeben sich Auswirkungen auf die Daten zu Abundanz und Biomasse der Zielorganismen. Aufgrund der Ergebnisse dieses Vergleichs

fiel die Wahl auf eine Baumkurre mit 3 Meter Breite als Standardgerät, wodurch auch eine Vergleichsmöglichkeit mit dem Demersal Young Fish Survey (BODDEKKE et al. 1969), einer Bestandserhebung für Plattfische, gegeben war. Die optimalen Zeitpunkte der Probenahme wurden sowohl unter tidalen als auch unter saisonalen Aspekten bestimmt.

Weitere Untersuchungen galten der Repräsentativität des Untersuchungsortes. Eine Betrachtung für den Bereich der niedersächsischen Küste ergab drei unterschiedliche Regionen: Die Osterems, die Rückseitenwatten der ostfriesischen Inseln und die Wurster Küste. Darüber hinaus wurde die strukturelle Aufgliederung der Rückseitenwatten in Habitattypen bearbeitet. Zur Beantwortung von Fragen zu Probenumfang und Minimalareal kamen die Methode von WEINBERG (1978) und ein Ansatz unter Nutzung des Kulczynski-Similaritätsindex zum Einsatz (s. Kap. 4.4.4.1). Als Fazit dieser Untersuchungen ergab sich, dass 15-20 Fänge zur Charakterisierung eines Rückseitenwatts ausreichen, um den statistischen Anforderungen Genüge zu tun. Zur Gemeinschafts- wie auch zur Populationsanalyse ausgewählter Arten wurden detaillierte Auswertungsvorgaben gemacht.

Über diese Arbeiten zum Monitoring von Fisch- und Dekapodengemeinschaften hinaus wurden Vorschläge zu möglichen Indikatorarten entwickelt. Voraussetzungen für die Arten waren Ortstreue, d. h. dass möglichst der gesamte Lebenszyklus im Wattenmeer abläuft, sowie eine sensible Reaktion auf Veränderungen in der Umwelt. Zudem mussten die Arten typisch fürs Wattenmeer und in ausreichender Zahl fangbar sein. Bei den Dekapoden werden Strandkrabbe (*Carcinus maenas*) und Sandgarnele (*Crangon crangon*) vorgeschlagen. Der Vorschlag bei den Fischen umfasste die Aalmutter (*Zoarces viviparus*) und den Seeskorpion (*Myoxocephalus scorpius*). Die im TMAP neben der Aalmutter vorgeschlagenen Arten Scholle (*Pleuronectes platessa*) und Flunder (*Platychthys flesus*) eignen sich nach dem Kriterium der Ortstreue nur eingeschränkt für das Wattenmeer, da ihr Bezug zum Gebiet weniger eng ist (KNUST et al. 1995). Dieser sehr praxisorientierte Vorschlag von KNUST et al. (1995) wurde nicht in das Common Package aufgenommen, da trilateral keine Einigung auf gemeinsame Durchführungsrichtlinien erzielt werden konnte.

Ein Ansatz, der sich mit strukturellen Auswirkungen durch einen der menschlichen Einflüsse im Ökosystem Wattenmeer beschäftigt, wurde von WALTER (1996) beschrieben. Der Autor führte in der ÖSF Untersuchungen zu Ausmaß und Zusammensetzung des Discard (s. a. Kap. 3.4) der Garnelenfischerei und dessen Nutzung durch schiffsfolgende Seevögel durch. Dabei stellte er fest, dass der Energiegehalt des von diesen Vögeln genutzten Discards ausreicht, um den jährlichen Energiebedarf von 33.000 Schiffsfolgern (ein Drittel der Brutpopulation schiffsfolgender Arten im nieders. Wattenmeer) zu decken (s. Kap. 3.4). Da diese „Bereitstellung“ einer sonst nicht verfügbaren Nahrungsquelle einen deutlichen Eingriff in die natürlichen Abläufe darstellt, empfiehlt WALTER (1996) langfristige Discarduntersuchungen nach Menge, Artenzusammensetzung und saisonalem Auftreten. Dieses Discardmonitoring sollte mit einem sozioökonomischen Monitoring der Garnelenfischerei kombiniert werden. Ohne Informationen zum Ausmaß der fischereilichen Nutzung und damit zur Größenordnung des anfallenden Discards lassen sich keine fundierten Schlußfolgerungen zu den Auswirkungen der Fischerei auf die Struktur von Benthos und Avifauna ableiten. Diese Parameter haben auch Eingang in die Parameterliste des TMAP gefunden. Im Common Package sind sie jedoch nicht mehr enthalten.

Stoffliche Indikatoren

Arbeiten zu stofflichen Indikatoren waren in der ÖSF nicht sehr stark repräsentiert. Es gab Untersuchungen zu Schadstoffen im Nahrungsnetz und in Sedimentkernen sowie zu Nährstoffen in Wasser und Sedimenten. An dieser Stelle soll nur auf die Arbeiten zu Schadstoffen eingegangen

werden. Der Themenbereich „Nährstoffe“ wird in Kap. 3.2 eingehend behandelt. Ergebnisse zur Schadstoffbelastung des Nahrungsnetzes im Wattenmeer sind in Kap. 3.3 dargestellt.

MATTIG et al. (1996) führten Schadstoffuntersuchungen im Nahrungsnetz des Wattenmeeres durch. Zielobjekte der Arbeiten waren Benthosorganismen, Fische, Rast- und Brutvögel sowie Eier von ausgewählten Seevogelarten.

Für ein Schadstoffmonitoring auf Xenobiotika (wie z. B. Organohalogene) empfehlen sie Topprädatoren als Untersuchungsobjekte. Speziell das Vogelei eignet sich aufgrund der in ihm akkumulierenden Schadstoffe als Indikator. Der Indikator „Schadstoffe in Vogeleiern“ wurde - obwohl nicht Bestandteil des TMEG-Vorschlags von 1993 - in das Common Package übernommen. Als zu überwachende Arten werden Austernfischer (*Haemotopus ostralegus*) und Flußseeschwalben (*Sterna hirundo*) vorgeschlagen.

Möglichkeiten zum in vivo-Monitoring sehen die Autoren bei einer Nutzung von Körperfettproben von Zugvögeln oder Bürzelfett der Silbermöwe (*Larus argentatus*).

Benthos- und Fischarten eignen sich besser als Vögel zur Umweltbeobachtung von halogenierten Kohlenwasserstoffen und Schwermetallen. Benthosorganismen sind wegen ihrer geringeren Mobilität zur Erfassung kleinräumiger Unterschiede geeignet. MATTIG et al. (1996) empfehlen hierfür die Arten Seeringelwurm (*Nereis diversicolor*), Miesmuschel (*Mytilus edulis*) und Aalmutter (*Zoarces viviparus*).

Bezüglich der Bleibelastung des Wattenmeerbenthos weisen sie darauf hin, dass die Herzmuschel (*Cerastoderma edule*) den Großteil ihrer Pb-Belastung in der Schale ablagert. Diese Tatsache könnte zur Ermittlung der vorindustriellen Belastung von datierten Muschelschalen genutzt werden.

Obwohl die Schadstoffproblematik in der ÖSF eher eine untergeordnete Rolle spielte, wurde bei der Auswertung der betreffenden Projekte stark auf die Bedeutung der Ergebnisse für ein Schadstoffmonitoring Bezug genommen. Bei der Umsetzung des TMAP konnte zumindest der Aspekt des Schadstoffmonitorings in Seevogeleiern eingebracht werden.

Weitere Monitoringansätze

In Bezug auf ein Effektmonitoring gab es in der ÖSF keine nutzbaren Ergebnisse.

MATTIG et al. (1996) regen in ihren Empfehlungen aber an, mit einem Effektmonitoring die Verbindung zwischen Schadstoffbelastungen und ihren Auswirkungen herzustellen. Als geeigneter Indikator wird hier der Schlupf- und Bruterfolg von Seevögeln angesehen. Die Methodik dazu ist entwickelt worden (THYEN et al. 1998), der Parameter wurde jedoch nicht ins Common Package übernommen.

Ein Vorschlag zu einer Beobachtung des Ökosystems nach kurzfristigen, beeinträchtigenden Ereignissen (Schiffsunfälle, Eintrag großer Mengen chemischer Substanzen), ergibt sich ebenfalls aus der Arbeit von MATTIG et al. (1996). Bei Fütterung mit DDT-haltiger Nahrung läßt sich die Substanz nach 14 Tagen im Bürzelfett von Silbermöwen nachweisen (MATTIG et al. 1996). Über solch eine Methode besteht eventuell die Möglichkeit, Hinweise auf das Ausmaß der Belastung höherer trophischer Ebenen nach einem Ereignis zu erhalten.

Methodenentwicklung zur Fernerkundung

Untersuchungen zur Fernerkundung im Wattenmeer wurden in der Ökosystemforschung mit Hinblick auf die Nutzbarkeit dieser Methode für die Umweltbeobachtung im Wattenmeer von zwei Teilprojekten durchgeführt. MILLAT (1995) hat detaillierte methodische Herangehensweisen für die Parameter des TMAP erarbeitet, die mittels Fernerkundung erfaßt werden können. Für neun der im Common Package verbliebenen 28 Parametergruppen können Daten hierdurch geliefert werden. Hierbei stellte

sich für einige Parameter (z. B. Makroalgen, Miesmuschelbänke) heraus, dass Ergebnisse aus der Fernerkundung bessere Qualität aufweisen als bisher angewandte Verfahren. Das erhebliche Potential, das in dieser Herangehensweise liegt, veranlaßte die TMAG dazu, die Fernerkundung zu einem Schwerpunkt der begleitenden Forschung des TMAP zu machen.

Tabelle 4.4.6 Vorschläge zur methodischen Verfahrensweise bei der Erfassung von TMAP-Parametern durch Fernerkundung (nach MILLAT 1995). C = Color, CIR = Color-Infrarot, SW = Schwarzweiß, SW-IR = Schwarzweiß-Infrarot, MS = Multispektralscanner-Satellit.

Meßgrößengruppe	**Datenquellen**	**Methoden**	**Ergebnisse**
Salzwiesen: räumliche Ausdehnung	CIR-Bilder, MS-Daten	Digitale Bildverarbeitung, stereoskopische Auswertung	Flächengrößen, Biotoptypen, Zeitserien
Salzwiesen: Beweidung	CIR-Bilder, MS-Daten	Digitale Bildverarbeitung, stereoskopische Auswertung	Größen beweideter Flächen, Zeitserien
Makroalgen	C-Bilder, MS-Daten	Stereoskopische Auswertung, Multispektrale Interpretation	Flächengrößen, Bedeckungsgrad, Zeitserien
Seegras	C-Bilder, MS-Daten	Stereoskopische Auswertung, Multispektrale Interpretation	Flächengrößen, Bedeckungsgrad, Zeitserien
Miesmuschel-Bänke	SW, SW-IR,C, CIR, MS-Daten	Stereoskopische Auswertung	Flächengröße, Unterscheidung alter und junger Bänke, Zeitserien
Strände und Dünen: Räumliche Ausdehnung	SW, SW-IR, C, CIR	Visuelle Interpretation, stereoskopische Auswertung	Veränderungen, Zeit-serien, Sukzessions-stadien von Dünen
Küstenschutzmaß-nahmen	SW, SW-IR, C, CIR	Visuelle Interpretation, stereoskopische Auswertung	Veränderungen, Zeitserien
Geomorphologie	Alle Fernerkund-ungssensoren	Visuelle Interpretation, stereoskopische Auswertung	Veränderungen, Zeitserien
Landnutzung	CIR-Bilder, MS-Daten	Digitale Bildverarbeitung, stereoskopische Auswertung	Veränderungen, Zeitserien

Methodenentwicklung zur Qualitätssicherung und Statistik

Beobachtungen von Veränderungen bei Umweltparametern oder in Organismengemeinschaften erfordern eine methodisch fundierte Herangehensweise, um die Qualität der Ergebnisse sicher zu stellen. Hierzu gehört auch die Anwendung statistischer Methoden bei Planung und Auswertung von Untersuchungen. BERNEM et al. (1995) haben Untersuchungen zur Qualitätssicherung bei der Bearbeitung benthischer Gemeinschaften vor dem Hintergrund der Variabilität und Inhomogenität ihres Vorkommens durchgeführt. In einer Zusammenarbeit mit Statistikern wurden hierbei neue Methoden entwickelt, die auch für die Durchführung des TMAP Bedeutung haben können. Zur Ermittlung des notwendigen Beprobungsumfangs zur umfassenden Beschreibung einer Gemeinschaft (Minimalareal) wurden Proben zu disjunkten Arealen wachsender Größe aggregiert und paarweise verglichen. Als Ähnlichkeitsmaß wurde der quantitative Kulczynski-Index verwendet. Der Vorteil dieser Methode gegenüber der sonst üblichen Betrachtung der kumulativen Artenzahl liegt in der Berücksichtigung von Arten und Abundanzen, wodurch die Daten nicht nur qualitativ, sondern auch quantitativ ausgewertet werden.

Für eine Beurteilung der Signifikanz von Veränderungen in Organismengemeinschaften sind konfirmatorische Verfahren unerläßlich. Es reicht nicht aus, dass unterschiedliche Proben durch statistische Verfahren (wie z. B. Clusteranalyse) in verschiedene Gruppen eingeordnet werden, festzustellen ist auch, ob sich diese Gruppen signifikant unterscheiden. Ein solcher Test wurde in der ÖSF entwickelt und ist bei SCHLEIER & VAN BERNEM (1996) beschrieben. Für die Berichterstattung im

TMAP können solche Methoden, die die Bewertung ökologischer Veränderungen auf ein solideres Fundament stellen, von großem Nutzen sein.

Methodenentwicklung zu Modellen

Auf die Bedeutung, die Modelle bei der konzeptionellen Entwicklung von Monitoringprogrammen erlangen können, wurde in Kap. 4.4.2.2 unter dem Stichwort „modellgeleiteter Weg“ hingewiesen. Im Fall der ÖSF wurde bei der Erstellung und Benutzung von Modellen ihre Anwendbarkeit für die Umweltbeobachtung im Wattenmeer innerhalb der damit befaßten Teilvorhaben nicht näher untersucht. Dennoch stellen die dort entwickelten Modelle Werkzeuge dar, mit denen z. B. die Sensitivität bestimmter Parameter oder deren Bedeutung in den Stoffkreisläufen analysiert werden kann (WIRTZ & NIESEL 1999).

Der Versuch, das Potential bestimmter Methoden der Modellauswertung für die Zwecke einer Umweltbeobachtung abzuschätzen, wurde in Zusammenarbeit mit der Modellevaluation in der Gesamtsynthese der ÖSF unternommen (WIRTZ & NIESEL 1999).

Bevor eine Darstellung diesbezüglich folgt, muss auf die unterschiedliche Nutzung bestimmter Begriffe in diesem Zusammenhang hingewiesen werden. Der Begriff „Parameter“ wurde im Zusammenhang mit dem Monitoring teilweise synonym zu „Meßgröße“ verwendet, in Bezug auf Modelle sind Parameter als Bestandteile quantitativer mathematischer Beschreibungen von Prozessen zu verstehen. Ausgabegrößen von Modellen stellen Ergebnisse von Simulationsläufen dar und sind weitestgehend mit den stofflichen und strukturellen Meßgrößen des Monitorings gleichzusetzen. Ausgabegrößen eines Modells lassen sich durch Daten aus Meßprogrammen validieren.

In Zusammenhang mit einem Monitoring lassen sich Modelle neben ihrem Beitrag zum Systemverständnis (modellgeleiteter Weg) auf zwei Wegen nutzen. Der eine besteht in der Sensitivitätsanalyse von Modellen, der andere wird als inverse Modellierung bezeichnet.

Mit einer Sensitivitätsanalyse läßt sich feststellen, inwiefern sich quantitative Änderungen von Parametern bei den Ausgabegrößen auswirken. Die Ergebnisse einer im Rahmen der Gesamtsynthese der ÖSF an dem Stoffkreislaufmodell „Aquatic Ecosystem Model“ (AQEM) durchgeführten Sensitivitätsanalyse sind im Modellhandbuch der ÖSF (WIRTZ & NIESEL 1999) ausführlich dargestellt. AQEM ist ein mathematisches Modell, das die Stoffkreisläufe wichtiger Nährelemente in den ökologische Prozessen im Wattenmeer simuliert.

Die inverse Modellierung bietet Möglichkeiten zur Bewertung des ökologischen Informationsgehalts eines Monitoringprogramms. Der Informationsgewinn, der sich aus einer inversen Modellierung für ein Monitoringprogramm ergeben kann, läßt sich in verschiedene Bereiche untergliedern:

- Es ist möglich, das Prozeßwissen zu zeitlichen Verläufen bestimmter Meßgrößen zu nutzen, um Lücken in Meßreihen des Monitorings mit Simulationsdaten zu füllen.
- Daten verschiedener Meßgrößen können auf Korrelationen geprüft werden. Hieraus können sich objektive Kriterien für die Verkleinerung des Meßgrößensatzes ergeben. Untersuchungen zu diesem Bereich führten KROPP & KLENKE (1997) unter Nutzung von Automatischen Lernalgorithmen an einem Datensatz des ÖSF-Teilvorhabens ELAWAT durch.
- Mit einem validierten Modell ist es möglich, Daten für nicht erhobene Ausgabegrößen (Strukturindikatoren) oder schwer meßbare Größen (Prozesse) zu berechnen.
- Informationen über einen weiteren Validierungsbedarf des Modells geben Hinweise auf die Ausrichtung, die bei einer Ergänzung eines Monitoringprogramms um zusätzliche Meßgrößen eingeschlagen werden sollte.

Es muss festgehalten werden, dass zum Themenkomplex des anthropogenen Einflusses im Wattenmeer nicht einmal ein konzeptionelles Modell existiert! Allenfalls bei den Nährstoffkreisläufen ist ein solcher Einfluss mit dem Stoffkreislaufmodell AQEM simulierbar (RAHMEL 1996). Für eine Verbesserung des Verständnisses der Auswirkungen von Schadstoffen im Ökosystem Wattenmeer, die zukünftige Einschätzung der Umweltrelevanz freigesetzter Verbindungen sowie für deren Überwachung wäre es wünschenswert, Modelle zu schaffen, die die Biogeochemie und Ökotoxikologie von Schadstoffen im Wattenmeer simulieren.

4.4.4.2 Sozioökonomisches Monitoring

(s. a. Kap. 4.3, 3.5)

Die Analyse des Systems Mensch-Natur war bereits in der Konzeption der ÖSF ein Hauptziel (LEUSCHNER 1989). Die bislang praktizierten Monitoring-Ansätze im Wattenmeer betreiben Umweltbeobachtung hingegen allein aus ökologischer Sicht. Sozioökonomische Parameter haben bisher kaum Eingang in solche Programme gefunden. Die im Rahmen des TMAP entwickelte Konzeption eines Monitorings, welches sozio-ökonomische Parameter allein auf ihre ökologischen Belastungswirkungen hin berücksichtigt, bildet nach FEIGE (1992) keine ausreichende Basis für eine handlungsorientierte und maßnahmenbezogene Umweltbeobachtung. Die Schaffung einer Datengrundlage für die Erarbeitung von Schutzstrategien, die ökologisch und sozio-ökonomisch abgestimmt sind, sollte jedoch der Leitgedanke eines integrativen Monitorings (FEIGE 1992) sein. Aus den sozioökonomischen Projekten der Ökosystemforschung wurden diese Kritik und daraus folgende Anregungen bereits bei den Zuarbeiten zum TMAP (DWIF 1992) dargelegt. Wenn auf der Basis eines Monitorings auch eine Rückkopplung zum sozio-ökonomischen System gelingt, kann das Monitoring aus Sicht der Sozioökonomie zu einer Erhöhung der Akzeptanz von Entscheidungen im Naturschutz beitragen. Mit dieser Einbindung der Sozioökonomie geht der Ansatz noch über die Forderungen des TMAP hinaus.

Ein sozio-ökonomisches Monitoring, das einen konstruktiven Beitrag zur Gestaltung und Erfolgskontrolle von Schutzstrategien leisten will, sollte sich an folgenden übergeordneten Fragestellungen orientieren:

- Wie entwickelt sich die Wattenmeerregion als Lebens- und Wirtschaftsraum und welche ökonomische Bedeutung haben dabei Schutzmaßnahmen?
- Wie entwickelt sich die Akzeptanz von Schutzmaßnahmen?
- Wie entwickeln sich konkrete räumlich- und themenbezogene Konfliktsituationen und welche Hinweise ergeben sich daraus für konkrete Schutzstrategien?

Diese drei Fragestellungen lassen sich anhand der Bausteine Sozio-ökonomisches Grund-, Besucher- und Akzeptanz- sowie Konflikt-Monitoring beantworten.

Sozio-ökonomisches Grund-Monitoring

Auf der Ebene des sozio-ökonomischen Grund-Monitorings wird die Entwicklung der Region als Lebens- und Wirtschaftsraum betrachtet. Hieraus ergeben sich Informationen zur ökonomischen Tragfähigkeit, Zentralität von Gemeinden/Teilräumen und ökonomischen Effizienz der Wirtschaftsstruktur. Daten über Kapazitäten und den Umfang von Nutzungen im Wattenmeer dokumentieren, welche Bedeutung diese für das Gebiet insgesamt haben. Zusammen mit den Angaben zur ökonomischen Bedeutung der Wirtschaftszweige mit Bezug zum Wattenmeer ergeben sich hier Hinweise auf eine Empfindlichkeit gegenüber Nutzungsregelungen. Mit der kontinuierlichen

Darstellung der o. a. Parameter lassen sich Hinweise auf sensible Einzelstandorte oder Themen finden, die dann in einem Konflikt-Monitoring differenzierter und vertiefter zu beobachten sind.

Besucher- und Akzeptanz-Monitoring

Das Besucher- und Akzeptanz-Monitoring wurde im Rahmen der ÖSF für die Region des Nationalparks Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer entwickelt, sein Ansatz läßt sich aber auf die gesamte Wattenmeer-Region übertragen. Es ergänzt die quantitativen Parameter des Grund-Monitorings um qualitative Informationen, die aus der amtlichen Statistik nicht zu erhalten sind. Dieses Monitoring zielt auf unterschiedliche Zielgruppen ab: Die Regionalbevölkerung und die Nationalpark-Besucher. Beim Modul Regionalbevölkerung stehen die Ermittlung der Akzeptanz gegenüber dem Schutzgebiet, die Betroffenheit einheimischer Benutzergruppen und Einstellungshintergründe im Mittelpunkt (FÖNAD 1994). Die sogenannte Besucheranalyse dient dazu, die Besucherstruktur und das Besucherverhalten im Schutzgebiet kennenzulernen (s. Kap. 3.5). Sie soll die für die Schutzgebiete zuständigen Verwaltungen bei ihrer Aufgabe unterstützen, nicht nur Naturschutz durch Lenkungsmaßnahmen, Betretungsverbote o. ä. durchzusetzen, sondern darüber hinaus eine aktive Umweltbildungs-, Informations- und Öffentlichkeitsarbeit in Verbindung zur Erholungsfunktion der Parke zu betreiben.

Konfliktmonitoring

Unter Konfliktmonitoring ist eine Dauerbeobachtung zu verstehen, die sich auf einzelne Standorte mit individuellen Problemkonstellationen oder auf bestimmte Themen bezieht. Ihr Ziel ist es, das Wissen über ökologische und sozio-ökonomische Zusammenhänge von Konflikten zu vertiefen. Durch eine interdisziplinäre Herangehensweise sollen konkrete Hinweise für ökologisch und sozio-ökonomisch abgestimmte Schutzstrategien bereitgestellt werden.

Konfliktstandorte sind Einzelstandorte mit belegbaren Konflikten, Gefahr einer nachhaltigen Schädigung und mit wichtiger Funktion für das beobachtete Gesamtsystem. Dort ergibt sich ein Handlungsbedarf zur Lösung vorhandener und sich zukünftig möglicherweise verschärfender Konflikte.

Bestandteile des Konfliktmonitorings sind das Störungsmonitoring, das Vorfeldmonitoring und das ereignisorientierte Monitoring.

Mit dem Störungsmonitoring wird ein Monitoring an Standorten im und am Schutzgebiet bezeichnet. Untersuchungen dieser Art fanden z. B. im Projekt „Raumbedarf und Störungen von Vögeln“ des A-Teils in Schleswig-Holstein statt. Im Vordergrund steht die möglichst punktgenaue und gleichzeitige Erfassung von menschlichen Aktivitäten und den darauf folgenden Reaktionen von Vögeln. Das Pendant des sozio-ökonomischen Monitorings auf diesen Konfliktstandorten erfaßt die Bedeutung des Standortes für Freizeitnutzungen (Einzugsbereiche, quantitative Erfassung von Benutzergruppen und deren Struktur, unter Umständen auch wirtschaftliche Bedeutung des Standortes).

Beim Vorfeldmonitoring handelt es sich um sozio-ökonomische Beobachtungen im Vorfeld des Schutzgebietes. Das touristische Vorfeldmonitoring bildet z. B. nur einen bestimmten Ausschnitt der Konfliktstandorte ab, wenngleich aufgrund der wirtschaftlichen und flächendeckenden Dominanz auch einen der zukünftig bedeutendsten. Weitere Konfliktfelder umfassen die Fischerei (Garnelen- und Muschelfischerei), den Küstenschutz, die Salzwiesenbeweidung sowie sonstige Ressourcennutzungen im Wattenmeer. In diesen Bestandteil des Konfliktmonitorings läßt sich auch das bei WALTER (1996) dargestellte sozio-ökonomische Monitoring der Fischerei einordnen.

Das ereignisgesteuerte Monitoring bildet einen Sonderfall. Es ist als zeitlich begrenzte Beobachtung konzipiert, die auf außerordentliche Veränderungen reagiert und deren sozio-ökonomische und

ökologische Auswirkungen erfassen will. Beispiele hierfür wären unvorhersehbare Ereignisse wie das Robbensterben, Öl-Unfälle oder das „Schwarze Flächen“-Ereignis.

Mit diesem Vorschlag eines sozioökonomischen Monitorings legt die ÖSF einen Grundstein bei der Beobachtung von Schnittstellen bzw. Reibungspunkte zwischen Natur- und Umweltschutz sowie menschlichen Nutzungsansprüchen. Bedingt durch die Tatsache, dass die Nationalparke im Wattenmeer zugleich auch Biosphärenreservate sind, die die menschliche Nutzung mit einschließen, wird dieser Form des Monitorings in Zukunft sicherlich eine große Bedeutung zukommen.

4.4.5 Bewertung des TMAP

Eine Bewertung der Konzeption des TMAP anhand der heute für das Programm erhobenen Ansprüche muss die Zielsetzung und die methodische Herangehensweise in Betracht ziehen. Letztere teilt sich in die Hypothesen und die Ecotargets auf (Kap. 4.4.3, s. a. Tabelle 4.4.7). Ziele des TMAP sind die wissenschaftliche Bewertung des Ökosystemzustands und die Bewertung der Umsetzung der Ecotargets. Grundsätzlich ist anzumerken, dass für beide Ziele noch keine konkreten Bewertungsgrundlagen bestehen. In Bezug auf den Zustand des Ökosystems fehlt ein übergeordneter Ansatz, der hierzu aggregierte Indikatoren vorgibt, die untersucht, diskutiert und bewertet werden können. Das bestehende System der Hypothesen bietet ein Konzept, durch das vor dem Hintergrund des heutigen Wissenstandes anzunehmende Veränderungen erfaßt werden können. Unerwartete Entwicklungen lassen sich damit hingegen nur mit geringerer Wahrscheinlichkeit feststellen. Während die Hypothesen Teil der Entwicklung des TMAP waren, entstanden die Ecotargets für das Wattenmeer in einem Prozeß, der nahezu unabhängig hierzu verlief. Es bleibt daher trotz der nachträglichen Harmonisierungsbemühungen zu fragen, inwieweit die Ergebnisse aus dem TMAP eine Grundlage für die Bewertung von Fortschritten bei der Umsetzung der Ecotargets sein können.

Darüber hinaus muss eine Bewertung des TMAP auf zwei Ebenen erfolgen, da die ursprüngliche Konzeption des TMAP nicht mit dem im Common Package erreichten Umsetzungsergebnis gleichgesetzt werden kann. Deshalb teilt sich die nachfolgende Betrachtung des TMAP in eine Diskussion des ursprünglichen TMAP-Ansatzes und seiner theoretischen Grundlage sowie des aktuellen Resultats seiner politischen Umsetzung, dem Common Package, auf. Auf beiden Ebenen wird die Bewertung anhand des TMAP Programmauftrages sowie vor dem Hintergrund der Ergebnisse der ÖSF vorgenommen.

4.4.5.1 Erfüllung des Programmauftrags

Vor dem Hintergrund der in Kap. 4.4.3 dargestellten notwendigen Reduzierung des Beobachtungsaufwandes und gleichzeitigen Anbindung an die Gemeinsamen Trilateralen Ziele oder Targets für das Wattenmeer muss die Frage aufgeworfen werden, ob das TMAP seine eigenen Ziele erreichen kann. Kann das Programm die selbst aufgestellten Hypothesen hinterfragen, falsifizieren oder verifizieren? Ist auf der Basis der gewonnenen Ergebnisse eine Beurteilung über den Erfolg von Maßnahmen zu den Gemeinsamen Zielen möglich?

Das TMAP wird in einem ersten Schritt qualitativ beurteilt. Ein quantitativer Vergleich des TMAP mit dem Common Package findet anschließend statt, um zu zeigen, welche Lücke zwischen konzeptionellem Anspruch und praktischer Umsetzung klafft. Die Ergebnisse dieses Vergleichs sind in den Abb. 4.4.2 und 4.4.3 dargestellt. Die Bewertung des Common Package orientiert sich hauptsächlich daran, inwieweit es mit diesem Rumpfprogramm möglich ist, den gesteckten Ansprüchen an ein Wattenmeer-Monitoring zu genügen. Dies erfolgt über eine qualitative Bewertung der erhobenen Parameter zu den Hypothesen und Targets.

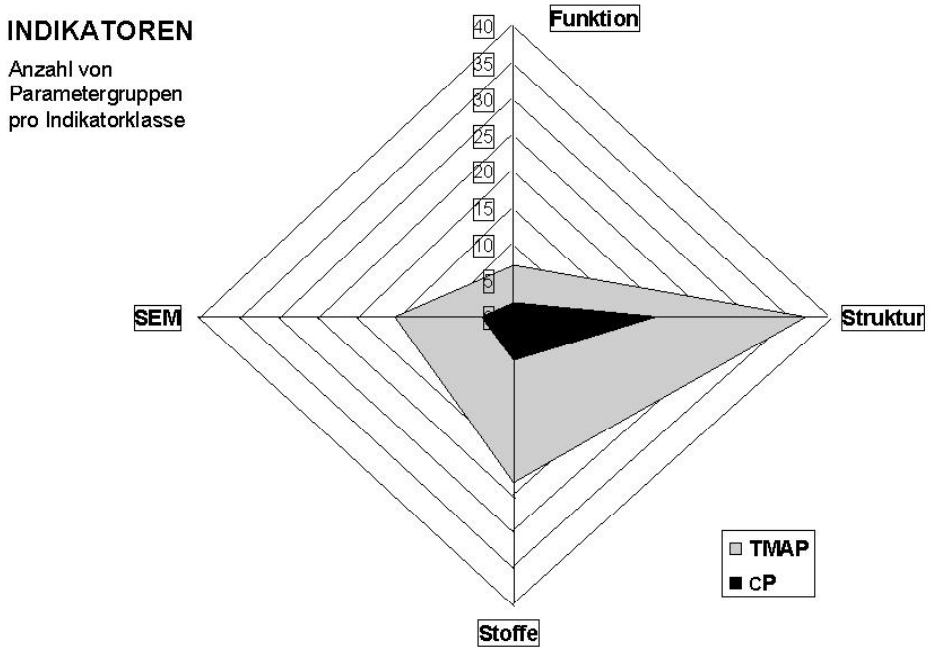


Abb. 4.4.2: Thematische Ausrichtung in Konzeption (TMAP) und Umsetzung (CP: Common Package des trilateralen Wattenmeermonitorings – Verteilung von Meßgrößen auf die Ecotargets

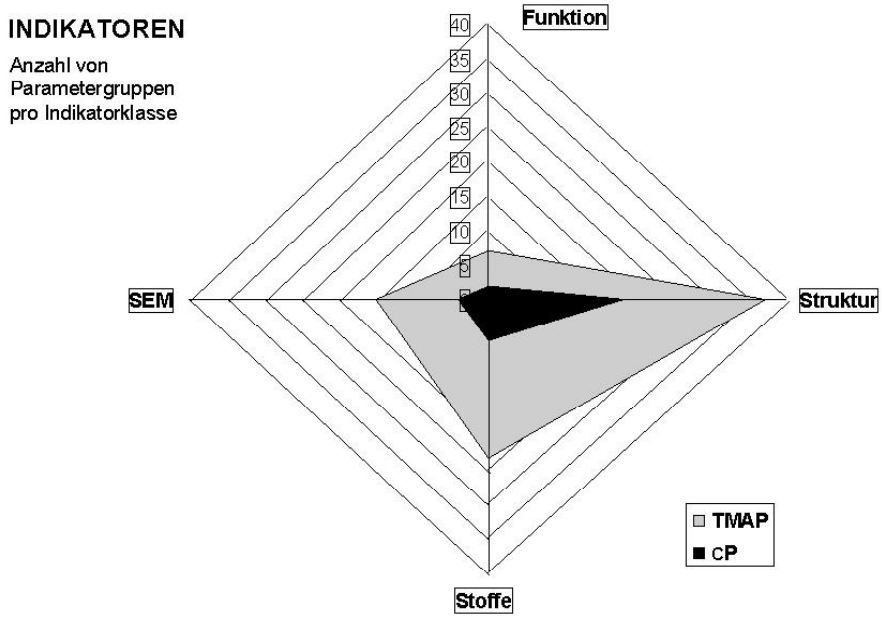


Abb. 4.4.3: Thematische Ausrichtung in Konzeption (TMAP) und Umsetzung (CP: Common Package) des trilateralen Wattenmeermonitorings – Verteilung von Meßgrößen auf die TMAP-Hypothesen.

Die ausführlichen Formulierungen der Hypothesen sowie die hier benutzten Kurzbezeichnungen sind in Tabelle 4.4.4 aufgelistet. Die Zuordnung von Meßgrößen zu den hier behandelten Hypothesen und Targets kann Tabelle 4.4.7 entnommen werden. Die Tatsache, dass eine Meßgröße Informationen zu mehreren Hypothesen und Targets liefern kann, ist Tabelle 4.4.7 nicht bis ins letzte Detail zu entnehmen. Diese Tatsache ist aber in den Abb. 4.4.2 und 4.4.3 berücksichtigt. Eine eingehende Darstellung der Gemeinsamen Ziele (Ecotargets) ist Kap. 4.3 zu entnehmen. An dieser Stelle werden lediglich die Sammelbegriffe für die einzelnen Ziele verwendet.

TMAP – Hypothesen

Bei der Formulierung der Hypothesen spielten ökosystemare Funktionen und Prozesse eine wichtige Rolle (Tabelle 4.4.4: Hypothesen Schadstoffeintrag 1 u. 2). In der Liste der Meßgrößen werden aber nur Primärproduktion sowie die Rekrutierung einiger Populationen aufgeführt. So sind z. B. Beurteilungen von Bioverfügbarkeit, Flußraten und Auswirkungen von Schadstoffen nicht möglich.

Weitere Einschränkungen sind dem quantitativen Vergleich von Konzeption und Umsetzung zu entnehmen.

In Abb. 4.4.3 ist die Anzahl von Parametern pro TMAP-Hypothese dargestellt, die in der vollständigen TMAP-Liste und im Common Package enthalten sind. Der Vergleich findet hier auf der Basis einzelner Parameter statt, von denen in der Darstellung durch TMEG (1993) 256 genannt werden.

Die TMAP-Parameterliste zeigt eine Ungleichverteilung der Parameter zugunsten der Hypothesen zu Schadstoffeintrag und Fischerei. Für Aussagen zu den Hypothesen zu Erholung, Landwirtschaft und Klimaänderung würden nur aus einer deutlich geringeren Anzahl von Parametern Informationen zur Verfügung stehen. Obwohl die reine Anzahl von Parametern für die Aussagekraft eines Programms nicht allein ausschlaggebend ist, erscheint eine umfassende Bearbeitung der letztgenannten Hypothesen zu diesen Problemfeldern schwierig zu werden.

Bedingt durch die drastische Einschränkung des Parametersatzes im Common Package ist außerdem für alle Hypothesen die Möglichkeit zur Beurteilung deutlich verringert. Die stärksten relativen Veränderungen ergaben sich bei den Hypothesen zu Fischerei 2 und Erholung. Hier blieben im Common Package nur 15 % bzw. 19 % der ursprünglich vorgesehenen Parameter erhalten. Die geringsten relativen Veränderungen wurden bei der Hypothese zur Klimaänderung vorgenommen. 75 % der Parameter blieben erhalten. Bei den anderen Hypothesen schwankt der Anteil der erhalten gebliebenen Parameter pro Hypothese zwischen 24 % und 38 %.

Im folgenden soll eine inhaltliche Analyse der Aussagekraft des Common Package zu den einzelnen Hypothesen erfolgen.

In Bezug auf Veränderungen in den klimatischen Gegebenheiten und damit einhergehenden Änderungen der physikalischen Rahmenbedingungen werden Aussagen zur Hydrographie und Geomorphologie möglich sein. Eine Beziehung zu ökologischen und sedimentologischen Folgeerscheinungen (s. Kap. 2) läßt sich allenfalls bezüglich Phytoplankton und Makrozoobenthos feststellen. Temperaturbedingte Änderungen des Artenspektrums, wie sie z. B. bei Zooplankton und Fischen auftreten können, werden vom TMAP nicht erfaßt werden.

Die Stoffbelastung der Sedimente (Hypothese Schadstoffeintrag 1) wird sich für Nährstoffe, Schwermetalle und TBT ermitteln lassen. Für Xenobiotika ergibt sich diese Möglichkeit nicht. Die Bedeutung verschiedener Eintragspfade und Stoffkreisläufe im System läßt sich nicht erfassen.

Bezüglich der Reaktion natürlicher Prozesse auf Schadstoffeinträge (Hypothese Schadstoffeintrag 2) werden nur unzureichende Aussagen möglich sein. Eine Prozeßuntersuchung findet im Common

Package nur bei der Primärproduktion des Phytoplanktons statt. Diese Meßgröße ist aber nicht verpflichtend, sondern lediglich auf freiwilliger Basis vorgesehen. Prozesse oder Stoffflüsse in oder aus verschiedenen Bereichen oder zwischen Ebenen des Nahrungsnetzes werden nicht erfaßt.

Reaktionen von Arten auf Veränderungen bei den Schadstoffgehalten (Hypothese Schadstoffeintrag 3) werden sich anhand einiger Arten (Miesmuschel, Flunder, Eier von Austernfischer und Flußseeschwalbe) bestimmen lassen. Wichtige Arten mit guter Indikatorfunktion (z. B. Aalmutter) oder auch wirtschaftlicher Bedeutung (z. B. Sandgarnele) sind jedoch nicht berücksichtigt.

Tabelle 4.4.7: Zuordnung von Meßgrößengruppen zu Targets und TMAP-Hypothesen anhand der Parameterliste des Common Package (verändert nach MARENCIC & LÜERßEN 1997). Zum Inhalt von Hypothesen und Targets siehe Tabelle 4.4.4

Thematischer Bereich	**Meßgrößengruppe**	**Target**	**Hypothese**
Schadstoffe in Wasser und Sediment	Metalle im Sediment	Wasser und Sediment	Schadstoffeintrag
	TBT in Wasser und Sediment	Wasser und Sediment	Schadstoffeintrag
Nährstoffe	Anorganische Nährstoffe im Wasser	Wasser und Sediment	Schadstoffeintrag
Salzwiesen	Räumliche Ausdehnung	Salzwiesen	Schadstoffeintrag, Landwirtschaft, Klima
	Landwirtschaftliche Nutzung: Beweidung	Salzwiesen	Landwirtschaft
Benthos	Makroalgen	Wasser und Sediment	Schadstoffeintrag
	Seegras	Tidebereich	Schadstoffeintrag, Fischerei
	Makrozoobenthos-Gemeinschaft	Tidebereich	Schadstoffeintrag
	Miesmuschel-Bänke	Tidebereich	Schadstoffeintrag, Fischerei
	Schadstoffe in Miesmuscheln	Wasser und Sediment	Schadstoffeintrag
Plankton	Phytoplankton	Wasser und Sediment	Schadstoffeintrag
Fische	Schadstoffe in Flunder	Wasser und Sediment	Schadstoffeintrag
	Miesmuschel-, Herzmuschel-, Garnelenfischerei	Tidebereich	Fischerei
Strände und Dünen	Räumliche Ausdehnung	Strände und Dünen	Klima
Vögel	Brutvögel: Anzahl und Verteilung	Vögel	Klima, Schadstoffeintrag, Erholung
	Brutvögel: Schadstoffe in Vogeleiern	Vögel, Wasser und Sediment	Schadstoffeintrag
	Zugvögel: Anzahl Wat- und Wasservögel	Vögel	Schadstoffeintrag, Erholung
	Spülsaumfunde toter Vögel	Vögel, Wasser und Sediment	Schadstoffeintrag
Seehunde	Populationskenngrößen	Meeressäugetiere	Schadstoffeintrag, Erholung
Freizeitaktivitäten	Boote auf See	Tidebereich, Ästuare	Erholung
	Anzahl geführter Wattwanderungen	Tidebereich, Ästuare	Erholung
	Luftverkehr		Erholung
Allgemeine Meßgrößen	Küstenschutzmaßnahmen	Tidebereich, Ästuare	Klima
	Geomorphologie	Tidebereich, Ästuare	Klima
	Überflutungen	Tidebereich, Ästuare	Klima
	Landnutzung	Ländliches Gebiet	Landwirtschaft
	Wetterbedingungen		Klima
	Hydrologie	Tidebereich, Ästuare	Klima

Für zwei Artengemeinschaften (Phytoplankton, Makrozoobenthos) werden sich anhand des Common Package Veränderungen in Reaktion auf Schadstoffeinträge (Hypothese Schadstoffeintrag 4) beschreiben lassen. Das Fehlen wichtiger Gemeinschaften wie Salzwiesen-, Zooplankton- Fisch- oder auch Miesmuschelbank-Gemeinschaft schwächt jedoch die Aussagekraft des Programmes.

Zum Einfluss der Fischerei auf Arten (Hypothese Fischerei 1) werden nur Aussagen über den Bestand der Miesmuschel möglich sein, da sie als einzige Zielart fischereilicher Aktivitäten ins Common Package aufgenommen wurde. Ansonsten werden hauptsächlich Parameter erhoben, die eine Beurteilung der Entwicklung der Fischerei erlauben. Ökologische Informationen zu ihren weiteren Ziel- und Beifangarten werden aber nicht geliefert.

Im Hinblick auf die Auswirkungen der Fischerei auf dem Niveau von Artengemeinschaften (Hypothese Fischerei 2) ist festzustellen, dass von den direkt durch Fischerei beEinflussbaren Gemeinschaften nur über Muschelbänke Informationen geliefert werden können. Diese beschränken sich lediglich auf die mit Miesmuscheln bedeckte Fläche, die dort ebenso existierende Begleitfauna wird nicht untersucht. Das sublitorale Benthos und die Fischgemeinschaften des Wattenmeeres werden durch das Common Package nicht erfaßt.

Eine Bewertung des Einflusses der Fischerei auf das Ökosystem des Wattenmeeres wird mit dem Common Package daher nicht möglich sein.

Die Reaktion von Arten auf Erholungsaktivitäten (Hypothese Erholung) wird schwerpunktmäßig im Hinblick auf die störenden Wirkungen solcher Aktivitäten (Wattwandern, Sportbootfahren, Flugverkehr) betrachtet. Zu diesen sollen dann die Entwicklungen von Beständen störungsempfindlicher Arten in Beziehung gesetzt werden. Es fehlen aber Parameter, die Auswirkungen solcher Störungen belegen. Die tatsächlich durch Freizeitaktivitäten hervorgerufenen Störungen (z. B. Fluchtreaktionen von Brutvögeln oder Robben) lassen sich deshalb mit dem Common Package nicht quantifizieren.

Erhebungen zu landwirtschaftlichen Nutzungen im Wattenmeer (Hypothese Landwirtschaft) beschränken sich im Common Package darauf, festzustellen, ob Salzwiesen beweidet werden oder nicht, die Beweidungsintensität und die Entwicklung der Vegetation werden nicht berücksichtigt. Ähnlich wie bei der Erholung ist es problematisch, wenn ein derart unzureichender Datenbestand in Beziehung zu Bestandsentwicklungen bestimmter Tiergruppen (Brut- und Rastvögel) gesetzt werden soll.

Ecotargets

Aufgrund der unabhängigen Entwicklung von TMAP und Ecotargets wird eine Bewertung des Standes der Umsetzung der Ecotargets auch mit der vollständigen TMAP-Liste nur eingeschränkt möglich sein. Insbesondere die Ziele zur „Offshore-Zone“, zu den „Ästuaren“ und zu „Landschaft und Kultur“, die zum Zeitpunkt der Erarbeitung der TMAP Konzeption noch keine nennenswerte Rolle im trilateralen Wattenmeerschutz spielten, werden im TMAP kaum berücksichtigt. Unvollständige Informationen werden z. B. auch zum Ecotarget „Meeressäugetiere“ geliefert.

Abb. 4.4.2 zeigt eine Gegenüberstellung der Anzahl von Parametergruppen pro Target, die in der vollständigen TMAP-Liste und im Common Package enthalten sind. Als Grundlage für den quantitativen Vergleich dienen die aus den 256 Einzelparametern gebildeten 81 Parametergruppen, die von der Trilateral Monitoring and Assessment Group (TMAG 1997) aufgelistet werden.

Es ist hier deutlich zu erkennen, dass die Parametergruppen ausgesprochen ungleichmäßig auf die Targets verteilt sind. Der Großteil der 81 Parametergruppen des TMAP läßt sich den drei Targets zu Tidebereich, Xenobiotika und Nährstoffen zuordnen. Für die ersten beiden Targets zum Tidebereich und zu den Xenobiotika behält dies auch bei der Zuordnung der 28 Parametergruppen des Common

Package Gültigkeit. Hier bestehen die besten Möglichkeiten, die Erfüllung der Targets zu überprüfen. Anhand von Informationen aus vier bis sechs Parametergruppen werden grundsätzliche Aussagen zu den Targets zu Nährstoffen, Schwermetallen, Salzwiesen, Ästuaren und Strände und Dünen möglich. Zu den Targets zu Landschaft und Kultur, ländliches Gebiet, Offshore-Zone und Meeressäugetiere sind aus Mangel an zuweisbaren Beobachtungsparametern keine für die Evaluierung der Targets bewertbaren Aussagen zu erwarten.

Über die nur bedingt aussagekräftige, rein numerische Zuweisung von Parametern zu einzelnen Targets hinaus ist eine inhaltliche Analyse der Aussagekraft des Common Package notwendig.

Bei dem Target zu Salzwiesen fehlt die Möglichkeit, Lage und Entwicklung unterschiedlicher Pflanzengesellschaften zu beobachten. Aus diesem Grund können nur zu Teilbereichen des Targets Aussagen gemacht werden.

Für die Targets zum Tidebereich bieten die Parameter des Common Package eine Beurteilungsgrundlage hinsichtlich der morphologischen Entwicklung und dem Vorkommen bestimmter Schlüsselarten. Aussagen zu den Gemeinschaften der Muschelbänke, des sublitoralen Benthos und der Fische werden ebenso nicht möglich sein, wie zum Vorkommen der höchst seltenen Sandkorallen-Riffe (*Sabellaria*).

Etliche der Parameter aus dem Common Package können auch bei dem Target zu Ästuaren Informationen liefern. Allerdings muss dazu das Beobachtungsnetz des TMAP auf die Ästuare ausgedehnt werden. Dies ist bislang im Common Package nicht vorgesehen.

Die Erfüllung der Targets zu Stränden und Dünen läßt sich mit den Parametern weitgehend überprüfen. Es muss aber angezweifelt werden, ob „die zunehmende Gewährleistung der natürlichen Vegetationsfolge“ ohne vegetationskundliche Untersuchungen kontrolliert werden kann. Hier können die in der ÖSF erprobten Methoden der Fernerkundung Unterstützung bieten.

In Bezug auf die Targets für die Offshore-Zone lassen sich nur kleine Teilbereiche bewerten. Zur Nahrungsverfügbarkeit für Vögel und zum Bestand und Reproduktionsvermögen von Kegelrobbe und Schweinswal (Meeressäugetiere) gibt es keine Parameter. Zu diesem Target sind kaum bewertbare Informationen zu erwarten.

Die Ausstattung des Common Package in Bezug auf das Target für ländliche Gebiete ist, wie bereits dargestellt, sehr lückenhaft. „Günstige Bedingungen für Zug- und Brutvögel“ lassen sich mit den vorhandenen Parametern überprüfen. Hierfür wäre aber auch eine Ausweitung des Beobachtungsnetzes auf binnendeichs gelegene Flächen nötig.

Im Bereich des Targets Meeressäugetiere muss die Möglichkeit, Aussagen hierzu treffen zu können, differenziert betrachtet werden. Beim Seehund werden die Informationen ausreichen, um Bestand und Reproduktionsvermögen bewerten zu können. Dies wird bei Kegelrobbe und Schweinswal mit Informationen aus dem Common Package nicht möglich sein. Bestandsabschätzungen der Kegelrobbe sind möglicherweise aus dem Seehundmanagementplan zu erhalten. Beim Schweinswal gibt es momentan keine Aktivitäten, die für das Target notwendigen Informationen zu erheben.

Die Bestandserfassung von Brut- und Rastvögeln ist im Common Package enthalten und auch trilateral harmonisiert (s. Kap. 4.4.4.1). Für die Targets zu Vögeln bestehen aber noch deutliche Informationslücken. Die Nahrungsverfügbarkeit kann nur für Arten beurteilt werden, die sich im Tidebereich oder im ländlichen Raum versorgen. Für Arten, die auf sublitorales Benthos oder Fische angewiesen sind, werden keine Daten beschafft. Ansätze, mittels derer der Bruterfolg ausgewählter Arten überprüft werden kann (EXO et al. 1996), wurden nicht ins Common Package aufgenommen.

In Bezug auf die Targets zu Nährstoffen (Wasser und Sediment) sind im Common Package etliche Parameter erhalten geblieben, für die im Wattenmeer eutrophierungsbedingte Veränderungen diagnostiziert wurden. Sie werden eine Beobachtung von Veränderungen in der Struktur oder Präsenz einiger Organismengruppen oder Subsysteme (Phytoplankton, Makrozoobenthos, Makroalgen, Seegraswiesen) möglich machen. Es muss aber berücksichtigt werden, dass auch der Eintrag organischen Materials aus der Nordsee zu einer Veränderung im Trophiestatus des Wattenmeeres führen kann. Da dieser Eintrag nur mit enormem Aufwand direkt meßbar ist, muss eine Abschätzung über indirekte Methoden erfolgen. Ohne Untersuchungen zur benthischen und pelagischen Primärproduktion sowie zur Dekomposition werden daher Aussagen zur Auswirkung von Veränderungen im Nährstoffeintrag nur bedingt möglich sein.

Für die Targets zu natürlichen Schadstoffen und Xenobiotika (Wasser und Sediment) sind etliche Parameter vorhanden, die eine Beschreibung der Belastung verschiedener Kompartimente des Systems mit Schadstoffen erlauben. Auf dieser Basis werden nutzbare Aussagen zu den Targets möglich sein.

Als ein Fall, bei dem auf der Grundlage des Common Package keine Aussagen möglich sein wird, ist der Bereich der Targets zu Landschaft und Kultur zu nennen.

Zusammenfassend muss gesagt werden, dass das TMAP in seiner jetzigen Form (Common Package) die selbstgesetzten Ziele (Bearbeitung der Hypothesen, Bewertung der Erfüllung der Targets) nur unzureichend erfüllen kann.

Bewertung des TMAP aus Sicht der ÖSF

Bei der konzeptionellen Entwicklung des TMAP und bei der Vorbereitung auf dessen praktische Umsetzung gab es drei entscheidende Schritte:

1. Die Festlegung auf einen fragengeleiteten (d. h. umweltproblemgeleiteten) Weg zur Ableitung des Monitorings,
2. die Zusammenstellung der Parameterliste und
3. die Priorisierung der Parameterliste in A,B,C-Parameter.

Bei keinem dieser Schritte wurde die Frage thematisiert, inwiefern ein ökologisches Grundverständnis des Gesamtsystems Wattenmeer die Basis für die jeweiligen Entscheidungen bilden muss.

Die in der Entwicklung der Konzeption vorgenommene Auswahl von Parametern mittels eines fragegeleiteten Weges birgt wegen der daraus folgenden Betrachtung des Systems aus bestimmten Blickwinkeln die Gefahr, dass trotz eines hohen Meßaufwandes die Auswirkungen neuartiger, nicht voraussehbarer Veränderungen nicht festgestellt werden können. Umfassende Aussagen zum Zustand des Ökosystems Wattenmeer werden nicht möglich sein, der Zustand kann immer nur unter Berücksichtigung des jeweiligen Blickwinkels (Hypothese, Target) dargestellt werden. So betrachtet, gewährleistet das TMAP von seinem theoretischen Hintergrund her die Bearbeitung der selbst definierten Hypothesen und der Targets. Wie in Kap. 4.4.5.1 dargestellt wurde, bestehen in der Gesamtliste des TMAP und im Common Package Lücken.

Ähnlich einzuordnen sind auch die Kriterien, die im Rahmen der Umsetzung des Programms zur Priorisierung der Parameterliste herangezogen wurden (s. Kap. 4.4.3). Hierbei haben technische und Kostenaspekte im Vergleich zur Aussagekraft der Parameter einen zu starken Einfluss gehabt. Eine stärker an der ökologischen und räumlichen Bedeutung der Parameter orientierte Priorisierung, wie sie bei der ökosystemaren Umweltbeobachtung durchgeführt wurde (s. Kap. 4.4.2.2), würde dem Anspruch, den Zustand des Ökosystems zu beschreiben, eher gerecht werden.

Die Zuordnung der Parameter von TMAP und Common Package zu verschiedenen Indikatorkategorien (Funktion, Struktur, Stoffe) oder zum sozio-ökonomischen Monitoring (SÖM) ist in Abb. 4.4.4 dargestellt. Dort ist zu erkennen, dass sich die meisten Parameter den Struktur- oder stofflichen Indikatoren zuordnen lassen. Funktionen oder Prozesse im System machen nur einen sehr geringen Anteil der Parameterliste aus. Dies läßt die Vermutung zu, dass das ursprüngliche TMAP auf einem reduktonistischen Ökosystemkonzept beruht, in dem das System als die Summe seiner Strukturen betrachtet wird. Auch bei der Umsetzung des TMAP zum Common Package kam es nicht zu einer Veränderung in der Wichtung der verschiedenen Indikatorklassen.

Dagegen dürfte eine Beobachtung von Prozessen, wie z. B. den Materialflüssen im Nahrungsnetz, eine bessere Möglichkeit darstellen, schleichende Veränderungen im System frühzeitig zu erkennen (SCHÖNTHALER et al. 1994). Die Beobachtungen der Veränderungen bei Primärproduktion (CADÉE & HEGEMAN 1993; JONGE & ESSINK 1991) und Remineralisation im Wattenmeer unterstützen dies. Ein- und Austräge, interne Stoffflüsse und auch der Stoffaustausch des Wattenmeeres mit der Nordsee sind z. T. auch wegen des hohen Meßaufwandes im TMAP nicht berücksichtigt. Auch ließen sich bei Vogelpopulationen, trotz der Tatsache, dass die adulten Tiere relativ alt werden, durch die Beobachtung des Bruterfolges und geeignete, auf Rückgänge bei der Rekrutierung reagierende Managementmaßnahmen überraschende Bestandseinbrüche eventuell vermeiden (BECKER et al. 1992).

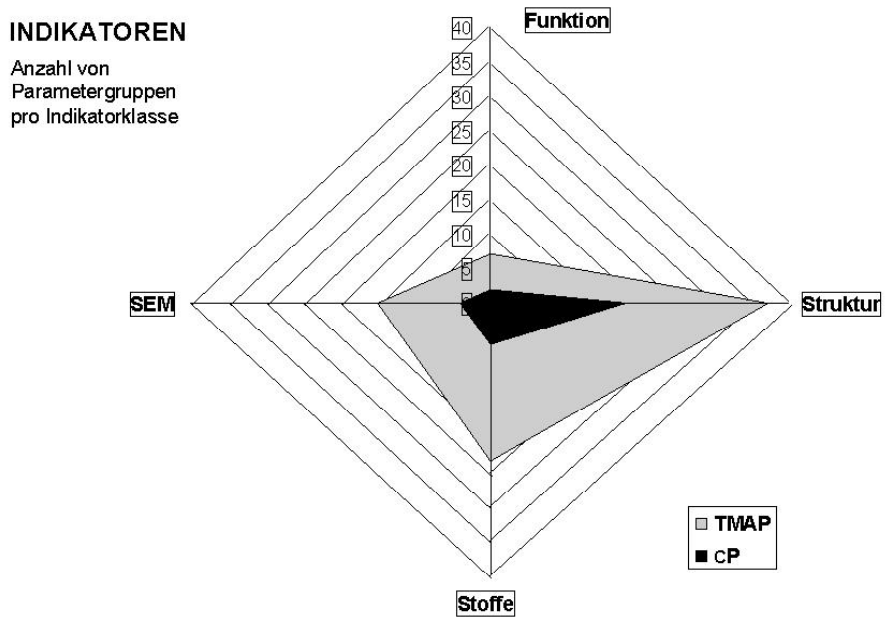


Abb. 4.4.4: Ausrichtung in Konzeption (TMAP) und Umsetzung (CP: Common Package) des trilateralen Wattenmeermonitorings - Verteilung von Meßgrößen auf Indikatortypen (SEM: socioeconomical monitoring)

Im TMAP sind sozioökonomische Monitoringparameter vorhanden, die im Common Package hingegen stark reduziert werden. Die noch vorhandenen sozioökonomischen Parameter sind ausschließlich auf die ökologischen Auswirkungen wirtschaftlichen Handelns ausgerichtet. Durch regelmäßige, gezielte Informationen zu den sozioökonomischen Rahmenbedingungen, von denen

Nutzer des Wattenmeeres beEinflusst werden, könnten einvernehmliche Konfliktlösungen mit dem Naturschutz zumindest erleichtert werden.

Die Abdeckung der Teilsysteme des Wattenmeeres durch Monitoringparameter ist im Common Package sehr ungleichmäßig gestaltet. Der Tidebereich ist stark mit Parametern belegt, zum Sublitoral und zum Offshorebereich gibt es kaum Informationen. Letztere werden aber nach dem Trilateralen Wattenmeerplan (CWSS 1998) einen Großteil der Fläche des Vertragsgebietes ausmachen. Auch die terrestrischen Bereiche (Salzwiesen, Dünen und Strände) sind im Parametersatz des Common Package eindeutig unterrepräsentiert. Diese Subsysteme sind aber durch Erholungssuchende besonders beEinflusst. Hier wäre ein Bezug zum sozioökonomischen Monitoring nötig.

Als letzter Kritikpunkt sei angemerkt, dass ein Effektmonitoring im gesamten TMAP fehlt. Selbst in einem Fall, in dem eine akzeptierte Methode zur Bestimmung von Effekten (Wirkung von TBT auf die Strandschnecke) besteht, die auch für das Joint Assessment and Monitoring Program für die Nordsee (JAMP) vorgeschlagen wurde, werden weiterhin nur Konzentrationen gemessen.

Bewertung der begleitenden ökologischen Forschung

Wie auch beim Monitoringprogramm muss die Bewertung der begleitenden ökologischen Forschung getrennt für die Konzeption und die Umsetzung im Common Package vorgenommen werden. Ihr ist die Rolle der flexiblen Komponente des TMAP zugedacht. Ihre wichtigste Aufgabe ist es, die Ursachen für beobachtete Veränderungen zu identifizieren und hierbei zwischen menschlichem Einfluss und natürlichen Schwankungen zu unterscheiden. Darüber hinaus soll sie Grundlagen für eine ständige Verbesserung des Monitoringprogramms liefern. Die aus diesen Aufgaben resultierenden Möglichkeiten, anthropogene Ursachen aufzuklären und Reaktionen des Ökosystems zu interpretieren oder auch vorherzusagen machen die ökologische Forschung zu einer wichtigen Grundlage für die aufs Wattenmeer bezogenen Ziele von Politik und Management (TMAG 1997).

Bei der Entwicklung des TMAP wurden für die Forschung neben den Hauptzielen etliche weitere formuliert, die so umfassend formuliert waren, dass für ihre Erfüllung ein Ökosystemforschungsansatz notwendig gewesen wäre (TMEG 1993). Es war beabsichtigt,

- zu untersuchen, ob Veränderungen im System auf menschlichen Einfluss oder natürliche Schwankungen zurückzuführen sind;
- die Ursache unvorhergesehener anthropogen bedingter oder natürlicher Ereignissen zu untersuchen;
- zur Verbesserung der Effektivität des Monitorings die zeitlichen und räumlichen Skalen anzupassen;
- die Hinzu- oder Herausnahme bestimmter Meßgrößen zu begründen;
- weniger auffällige Phänomene in der teilweise hohen Variabilität der Meßwerte zu entdecken;
- Grundlagen für die Einführung neuer Technologien ins Monitoringprogramm zu schaffen und
- Prozesse mit extrem hoher räumlicher und jahreszeitlicher Auflösung zu beobachten.

Weitere konkrete Forschungsziele wurden aus den identifizierten Problemfeldern (Issues of Concern) abgeleitet:

- Verbesserung des Informationsstandes über die Wirkung von Schadstoffen durch ein Effektmonitoring
- Untersuchung von Pfaden und Anreicherungen von Schadstoffen im Nahrungsnetz

- Identifikation synergistischer Effekte von Schadstoffeintrag, Fischerei und Erholung
- Verbesserung des Verständnisses von zeitlichen Verzögerungen zwischen Einfluss und Effekt
- Untersuchung des Abbaus organischen Materials und seines Transports im System
- Untersuchung des Phänomens der „Schwarzen Flecken“

Die Breite der oben angeführten Forschungsziele konnte im Prozeß der Umsetzung des TMAP nicht aufrecht gehalten werden. Als Schwerpunkte der begleitenden ökologischen Forschung in den nächsten Jahren sind folgende Themenbereiche festgelegt (TMAG 1997):

- Remineralisationskapazität des Wattenmeeres
- Auswirkungen von Küstenschutzmaßnahmen und Klimaänderungen
- Beobachtung an der Sandgarnele (*Crangon crangon*) (s. Kap. 3.4)
- Anwendung von Fernerkundung im TMAP

Ähnlich wie bei den Parametern des TMAP konnte auch bei der begleitenden Forschung nur ein reduzierter Ansatz aufrecht erhalten bleiben. Diese Liste stellt eher eine zufällige Sammlung von Projektthemen dar, die zwar für sich betrachtet durchaus wichtig sind, insgesamt aber wenig Bezug zum ursprünglichen konzeptionellen Ansatz aufweisen. Ohne die Beibehaltung einer solchen Konzeption besteht die Gefahr, dass sich die begleitende Forschung eher durch Beliebigkeit als durch klare Zielrichtung auszeichnet. Eine deutliche Qualitätsminderung ist in der Aufgabe des biologischen Effektmonitoring zu sehen.

Es ist zwar verständlich, dass eine begleitende Ökosystemforschung für das TMAP z. Zt. kaum Aussicht auf Finanzierung und Durchführung hat, statt aber nur noch Einzelprojekte voranzutreiben, sollte weiterhin auf den Erhalt einer inhaltlichen Struktur Wert gelegt werden.

4.4.6 Weiterentwicklung des TMAP

Unter Einbeziehung der ursprünglichen Ziele des TMAP wird für die begleitende Forschung folgender Rahmen vorgeschlagen:

- Integrative Konzepte für die Verbesserung des Systemverständnisses, Datenzusammenführung und Berichterstattung (Modelle, Zustand des Ökosystems)
- Integration von Projekterkenntnissen und Monitoringergebnissen durch - u. a. in der ÖSF entwickelte - Modelle, deren langfristige Pflege und Entwicklung gewährleistet sein muss. Hierbei sollten auch die Möglichkeiten zum Einsatz von inverser Modellierung und Expertensystemen ausgelotet werden.
- Konzepte wie „ecosystem identity“ oder „ecosystem health“ sollten nach Möglichkeit zur Integration der TMAP-Daten und zur Berichterstattung über den Zustand des Ökosystems genutzt werden. Hierzu zählen Untersuchung zur Beziehung zwischen menschlichen oder natürlichen Einflüssen und den Auswirkungen im System.
- Untersuchungen zu Ursache-Wirkungsbeziehungen (Effektmonitoring) sollten die Aussageschärfe des TMAP verbessern und Grundlagen zur Priorisierung politischer Maßnahmen liefern.
- Abdeckung von Kenntnislücken, die für die Umweltbeobachtung relevant sind. Ein wichtiger Aspekt, der eine deutliche Qualitätsverbesserung des TMAP bewirken würde, wäre die Integration von Prozeßgrößen. Ist der Wissensstand über alle Habitattypen im Hinblick auf eine Umweltbeob-

achtung ausreichend? Gibt es Bereiche wie z. B. das Sublitoral und der Offshore-Bereich, die in Zukunft Priorität genießen müssen?

- Untersuchungen zu Messstrategien und –methoden. Hierdurch sollten die Grundlagen für eine ständige methodische Optimierung des TMAP geschaffen werden. Um die Anhäufung von nicht aussagekräftigen Daten wegen zu geringer Stichprobenzahl oder Kosten wegen zu hohen Probenaufkommens zu vermeiden, sollte eine „power analysis“ für alle Meßgrößen des TMAP durchgeführt werden.

Der dargestellte Vorschlag nennt nicht die gesamte Breite der notwendigen Untersuchungen, er steckt vielmehr einen Rahmen ab, mit dessen Hilfe der Forschungsbedarf für das TMAP strukturiert und optimiert werden kann.

Als erster Schritt muss geklärt sein, welche Aufgaben ein Wattenmeer-Monitoring aus Sicht der ÖSF zu erfüllen hat. Ein Monitoring im Wattenmeer soll

1. einen möglichst umfassende Informationen zum Zustand des Ökosystems geben,
2. den Einfluss von Nutzungen und Belastungen auf das Ökosystem beschreiben,
3. den Erfolg von Maßnahmen zum Erreichen der Gemeinsamen Ziele überprüfbar machen und
4. Grundlagen für eine Raumbewertung liefern (Kap. 4.3.7).

4.4.6.1 Beschreibung des Zustands des Ökosystems

Die erste Aufgabe kann das TMAP - auch wenn es selbst dies zum Ziel erklärt - nur sehr eingeschränkt erfüllen. Hier fehlt ein integratives Konzept, das eine erfaßbare Beschreibung des Ökosystemzustandes zuläßt. Ansätze zu einer ganzheitlichen Herangehensweise bieten verschiedene Konzepte (JAX et al. 1998; RAPPORT et al. 1998), die mit den Stichworten „ecosystem health“, „ecosystem integrity“ oder „ecosystem identity“ in Verbindung gebracht werden können. MÜLLER & LEUPELT (1998) führen die Selbstorganisationsfähigkeit eines Ökosystems als ein Maß an, das dessen „Integrität“ beschreiben kann. Bis in das Jahr 2000 hinein läuft im Auftrag des BMU ein Projekt, in dem dieses Konzept dazu genutzt werden soll, die praktischen Ergebnisse der Ökosystemaren Umweltbeobachtung in der Rhön zu integrieren (BOSCH & PARTNER 1998).

LEO & LEVIN (1997) betonen die Vielschichtigkeit des Ansatzes der „ökologischen Integrität“, die nur durch einen Satz von Indikatoren zu bestimmen sei. Sie definieren diese Integrität als „einen unbeeinträchtigten, gesunden Zustand”, den ein System „nach einer Störung von außen wiedererlangen kann, wenn ihm all seine Bestandteile sowie die funktionellen Bindungen zwischen diesen erhalten geblieben sind“. Eine Bedingung für diesen unbeeinträchtigten Zustand ist die Vollständigkeit der Strukturen (reduktionistischer Ansatz) oder der Funktionen (holistischer Ansatz).

Inwiefern auch Stabilitätseigenschaften oder die Monitoringparameter aus dem TMAP geeignet sind, in die Beschreibung von „ecosystem integrity“ oder „ecosystem identity“ einzufließen, bedarf einer eingehenden Überprüfung, die im Rahmen dieser Arbeit nicht geleistet werden konnte.

In Kap. 4.4.4.1 wurden Ansätze für die Nutzung von Indikatoren für Ökosystemfunktionen vorgestellt. Als Empfehlungen für das TMAP läßt sich hieraus folgende Vorgehensweise ableiten. In ersten umsetzbaren Schritten muss der Anteil an Kenngrößen für Prozesse erhöht werden, da sich an ihnen eher Veränderungen und deren Ursachen feststellen lassen. FAIRWEATHER (1993) weist darauf hin, dass in der Rekrutierung eine entscheidende, aber auch sensible Einflussgröße für die Populationsentwicklung zu sehen ist. Über die Beobachtung des Bruterfolges oder der Rekrutierung geeigneter Arten (Flußseeschwalbe, Austernfischer, Miesmuschel, Wattwurm, Sandgarnele,

Aalmutter) ließe sich eine Art „Frühwarnsystem“ einrichten (THYEN et al. 1998). Für einige dieser Arten war die Beobachtung der Rekrutierung bereits im ursprünglichen TMAP vorgesehen.

Von den Prozessen, die für das Ökosystem Wattenmeer Schlüsselfunktionen haben, lassen sich viele - wie z. B. die Austauschprozesse mit dem Küstenwasser – mit den traditionellen Methoden nur mit einem Aufwand erfassen, der den Rahmen einer Dauerbeobachtung sprengen würde. Da eine Beobachtung dieser Prozesse wegen ihrer Rolle in den Stoffkreisläufen des Wattenmeeres von großer Bedeutung ist, sollten hierfür neue Herangehensweisen entwickelt oder erprobt werden. Im Bereich des Sediment- und Nährstoffaustausches sind z. B. zeitlich hoch auflösende Meßreihen mit automatischen Analysegeräten möglich, die an Bojen positioniert werden.

Für einige Prozeßgrößen wurde in Zeitreihen oder historischen Vergleichen die Anwendbarkeit und Aussagekraft nachgewiesen. Es wird deshalb empfohlen, Zeitreihen von Primärproduktion und Remineralisation bindend ins TMAP einzubringen. Für eine einfache und aussagekräftige Monitoring-methode des letzten Prozesses besteht allerdings noch dringender Forschungsbedarf. Auch die Beobachtung sedimentologischer Veränderungen muss durch regelmäßige Erhebungen sichergestellt werden.

Parallel zu diesem Vorgehen sollte die Anwendbarkeit neuer integrativer Konzepte zur Beschreibung von Ökosystemzuständen auf ihre Anwendbarkeit im TMAP hin überprüft werden.

4.4.6.2 Erfassung des Einflusses anthropogener Belastungen und Nutzungen auf das Ökosystem

Die eigentliche Stärke des TMAP liegt in der Erfüllung der zweiten Aufgabe, der Beschreibung des Einflusses von Nutzungen und Belastungen auf das Ökosystem. Das Konzept der Überprüfung von Hypothesen ist hierfür gut geeignet. Voraussetzung ist aber, dass die beobachteten Parameter eine solche Überprüfung möglich machen. Dies ist - wie in Kap. 4.4.5 beschrieben - mit dem Common Package und selbst mit dem vollständigen TMAP nicht durchgängig der Fall. Auch hier ist eine Erweiterung des Common Package nötig. Eine weitere Voraussetzung ist eine Konkretisierung der Hypothesen im Hinblick auf die erfaßten Meßgrößen. Durch die Formulierung von konkreten Ursache-Wirkungsbeziehungen sollten statistisch prüfbare Arbeitshypothesen aufgestellt werden.

In diesem Zusammenhang ist es auch wichtig, das Risikopotential, das sich aus festgestellten Belastungen (z. B. Schadstoffen) ergibt, abschätzen zu können. So wird seit Jahren die Akkumulation von Schadstoffen in Miesmuscheln gemessen, ohne dass für diesen Organismus verläßliche Dosis-Wirkungsbeziehungen bekannt sind. Zwar lassen sich die Ergebnisse gut zur Feststellung regionaler Unterschiede nutzen, ihre Interpretation der Auswirkungen auf das Individuum, den Bestand oder gar das Ökosystem im Sinne eines biologischen Effektmonitorings ist z. Zt. aber nicht möglich. In diesem Bereich besteht noch erheblicher Bedarf an begleitender Forschung.

4.4.6.3 Kontrolle der Erfüllung der Targets

Auch die Erfüllung der dritten Aufgabe, die Erfolgskontrolle zur Erfüllung der Targets, kann selbst vom einen vollständig umgesetzten TMAP nicht in vollem Umfang erwartet werden. Aufgrund der unzureichenden Abdeckung, die hier – wie in Kap. 4.4.5 dargelegt - noch besteht, ist ein erheblicher Nachbesserungsbedarf sowohl beim ursprünglichen TMAP als auch beim Common Package festzustellen. Auch bei den Targets besteht noch ein Konkretisierungsbedarf (s. Kap. 4.3).

4.4.6.4 Nutzung und Präsentation der Ergebnisse

Neben Nutzung der Ergebnisse des TMAP für die Prüfung der Hypothesen und die Kontrolle der Erfüllung der Targets sollten auch andere Anwendungen in Betracht gezogen werden. Meßgrößen, die in ihrer räumlichen Verteilung erfaßt werden, sollten auch in eine Raumbewertung des Wattenmeeres unter Naturschutzgesichtspunkten einbezogen werden. Sie könnten als Grundlage für eine adaptive Anpassung von Zonierungen und somit für eine Flexibilisierung von Schutzmaßnahmen dienen (s. a. Kap. 4.5).

Es wäre darüber hinaus zu prüfen, ob eine Aggregation der Ergebnisse verschiedener Meßgrößen zu Indizes einer höheren Ebene (wie z. B. Nutzungs-, Habitatsvielfalts- oder Belastungsindizes) nicht die Möglichkeit zu einer umfassenderen und anschaulicheren Präsentation bietet.

4.4.7 Empfehlungen für eine Weiterentwicklung des TMAP

Die weitere Entwicklung des TMAP könnte wie folgt aussehen: Die Grundvoraussetzung ist die Erweiterung des Common Package des TMAP. Diese Maßnahme ist im Stufenkonzept des TMAP (Wattenmeerplan) mit der weiteren Umsetzung der A,B und C-Parameter bereits vorgesehen. Vor dem Hintergrund der hier dargestellten Schwächen des TMAP ist jedoch zu empfehlen, dass die Liste der restlichen Parameter neu bewertet wird. Außerdem sollte bei diesem Schritt ein methodisch nachvollziehbarer, ökosystemar abgeleiteter Weg zur Erarbeitung einer Liste von Schlüsselvariablen beschritten werden. Als ein Teil der „Modelliermasse“, aus der diese Liste herausgearbeitet wird, kann die umfassende Parameterliste aus TMEG (1993) dienen. Erkenntnisse der ÖSF zu Arten oder Prozessen mit besonderer Bedeutung für das Wattenmeer sowie zu Methoden der Umweltbeobachtung in diesem System stehen zur Verfügung. Die Modelle aus der ÖSF können in einem bestimmten Umfang zur Analyse der Sensitivität von Parametern, zu ihrer Bedeutung in den Abläufen im Ökosystem und zu ihrem Informationsgehalt herangezogen werden. Positiv auf solch einen Prozeß würde sich die Kombination der Stärken der drei Ansätze TMAP, Ökosystemare Umweltbeobachtung und ÖSF auswirken.

4.4.8 Bedeutung von nutzungsfreien Zonen für ein Monitoring

Eine Umweltbeobachtung, die eine Möglichkeit zur Unterscheidung von natürlichen und anthropogen bedingten Veränderungen in einem Ökosystem bieten soll, ist auf Vergleichsuntersuchungen in unbelasteten Gebieten angewiesen. Nur durch den Vergleich eines belasteten Bereichs mit einem Referenzgebiet sind aussagekräftige Versuchsansätze möglich (UNDERWOOD 1993). In Bezug auf Schadstoffe wird es im gesamten Bereich der Deutschen Bucht nicht möglich sein, unbelastete Standorte zu benennen. Hier wird es notwendig sein, Vergleiche zwischen Gebieten mit unterschiedlichem Belastungsgrad anzustellen (COLIJN et al. 1997). Im Bereich der direkten Nutzung von Ressourcen durch den Menschen (z. B. Fischerei, Kies- und Sandentnahme, Baggergutverklappung) lassen sich durch die Sperrung von bestimmten Gebieten im Wattenmeer (sog. „nutzungsfreie Zonen“) die Voraussetzungen für Vergleichsuntersuchungen schaffen.

Die Frage, ob unterschiedliche fischereiliche Nutzungsintensitäten zu meßbaren Bestandsunterschieden bei einzelnen Arten oder zu Abweichungen in Gemeinschaftskenngrößen der Fischfauna führen, wird momentan - auch unter Nutzung von Daten aus der ÖSF - kontrovers diskutiert. KNUST et al. 1995 zeigen, dass es möglich ist, Unterschiede zwischen Tidebecken zu quantifizieren. Die Schlußfolgerung, dass sich dann auch Unterschiede zwischen Tidebecken, die abgesehen von der Intensität der fischereilichen Nutzung vergleichbar sind, feststellen lassen müssen, ist nicht unbedingt

zwingend. BERGHAHN & VORBERG (1998) weisen darauf hin, dass die hohe saisonale und räumliche Variabilität („patchiness“) des Vorkommens von Zielarten zu Probenanzahlen führen würde, die den Rahmen eines Monitorings sprengen würden.

In den Untersuchungen zu den ökologischen Auswirkungen des Bauvorhabens „Europipe“ konnte KNUST (1997) für das Eingriffsjahr 1994 signifikante Unterschiede zwischen dem Baugebiet Accumer Ee und dem Referenzgebiet Otzumer Balje feststellen. Während Summenparameter (z. B. Gesamtabundanz, Artenzahl) solche Unterschiede nicht erkennen ließen, traten sie bei der Abundanz des standorttreuen Fisches Aalmutter, beim Konditionsindex für Aalmutter und Strandkrabbe sowie bei der Häufigkeit der Schwarzfleckenkrankheit der Garnele auf. Diese Ergebnisse geben Hinweise darauf, dass Unterschiede zwischen verschieden genutzten Wattgebieten feststellbar sein werden, wenn eine sorgfältige Auswahl der relevanten Meßgrößen getroffen wird.

4.4.9 Literatur

ARSU (1989) Programmkonzeption zur Ökosystemforschung im niedersächsischen Wattenmeer, Arbeitsgruppe für regionale Struktur- und Umweltforschung GmbH, Oldenburg. Umweltbundesamt Texte 11/89. 179 S.

ASMUS, R., JENSEN, M. H., MURPHY D. & DOERFFER, R. (1998) Primärproduktion von Mikrophytobenthos, Phytoplankton und jährlicher Biomasseertrag des Makrophytobenthos im Sylt-Rømø-Wattenmeer. – In: GÄTJE, C. & REISE, K. (Hrsg.). Ökosystem Wattenmeer – Austausch-, Transport- und Stoffumwandlungsprozesse, Springer, Berlin: 367- 391.

BARETTA-BEKKER, J. G., DUURSMA, E. K. & KUIPERS, B. R. (1992) Enzyclopedia of marine sciences. - Springer-Verlag, Berlin.

BECKER, P. H., HEIDMANN, W. A., BÜTHE, A., FRANK, D., KOEPFF, C. (1992) Umweltchemikalien in Eiern von Brutvögeln der Deutschen Nordseeküste: Trends 1981 - 1990. – J. Orn. 133: 109 – 124.

BERGHAHN, R. & VORBERG, R. 1998. Schwierigkeiten bei der Auswahl und der Bewertung von Referenzgebieten. In: SDN (Hrsg.): Referenzgebiete – Sinn und Unsinn von nutzungsfreien Zonen an unseren Küsten.

BODDEKE, R., DAAN, N., POSTHUMA, K. H., VEEN J. F. DE & ZIJLSTRA, J. J. (1969) A census of juvenile demersal fish in the Dutch Wadden Sea, the Zeeland nursery ground, the Dutch coastal area and the open sea areas off the coasts of The Netherlands, Germany and the southern part of Denmark. Ann. biol. Copenhagen 26, 269-275.

BOSCH & PARTNER GmbH (1998) Modellhafte Umsetzung und Konkretisierung der Konzeption für eine ökosystemare Umweltbeobachtung am Beispiel des länderübergreifenden Biosphärenreservates Rhön. – Umweltforschungsplan des Bundesministers für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit F+E-Vorhaben 109 02 076/01, 3. Zwischenbericht .

Bundesgesetzblatt (1998) Teil I. Bekanntmachung der Neufassung des Bundesnaturschutzgesetzes v. 21. Sept. 1998, Bundesanzeiger Verlagsges. m.b.H. Bonn, (66) 2994-3012.

CADÉE, G. C. & HEGEMAN, J. (1993) Persisting high levels of primary production at declinig phosphate concentrations in the Dutch coastal area (Marsdiep). - Neth. J. Sea Res., 31(2):147-152.

COLIJN, F., HÖTKER, H. & HESSE, K.-J. (1997) Braucht die Wissenschaft Referenzgebiete? In: SDN (Hrsg.): Referenzgebiete – Sinn und Unsinn von nutzungsfreien Zonen an unseren Küsten.

CWSS (Common Wadden Sea Secretariat) (Hrsg.) (1998) Erklärung von Stade - Trilateraler Wattenmeerplan - Ministererklärung der Achten Trilateralen Regierungskonferenz zum Schutz des Wattenmeeres. Wilhelmshaven.

DE JONG, F., BAKKER, J. F., DAHL, K., DANKERS, N., FARKE, H., JÄPPELT, W., KOßMAGK-STEPHAN, K. & MADSEN, P. B. (Hrsg.) (1993) Quality Status Report of the North Sea. Subregion 10. The Wadden Sea. Common Wadden Sea Secretariat, Wilhelmshaven, 174 S.

DITTMANN, S. & GRIMM, V. (1998) ELAWAT: Zielsetzung und konzeptioneller Rahmen. – In: DITTMANN et al. 1998. ELAWAT – Elastizität des Ökosystems Wattenmeer (Projektsynthese). – Abschlußbericht der Ökosystemforschung Niedersächsisches Wattenmeer, Teil B.

DWIF (1992) Kommentar zum Entwurf für ein trilaterales Monitoring-Konzept für das Wattenmeer aus der Sicht der Sozio-Ökonomie. Tischvorlage zur Besprechung am 06.08.1992 in der Umweltbehörde Hamburg.

EXO, K.-M., BECKER, P., HÄLTERLEIN, B., HÖTKER, H., SCHEUFLER, H., STIEFEL, A., STOCK, M., SÜDBECK, P. & THORUP, O. (1996) Brutvogelmonitoring bei Küstenvögeln. - Vogelwelt, 117: 287-293.

FAIRWEATHER, P. G. (1993) Links between ecology and ecophilosophy, ethics and the requirements of environmental management. - Australian Journal of Ecology, 18: 3-19.

FEIGE, M. (1992) Monitoringsysteme als Rettungsanker für ökologisch sensible Gebiete? – Zur Dauerbeobachtung von Touristenströmen. – In: BECKER, C. (Hrsg.) Erhebungsmethoden und ihre Umsetzung in Tourismus und Freizeit. Heft 25 der Materialien zur Fremdenverkehrsgeographie, Trier 1992: S. 148-163.

FEIGE, M., MÖLLER, A. & PIECH, I. (1995) Projektberichte Sozioökonomie, Teil B: Das anthropogene System der Nationalparkregion – Landwirtschaft und Fischerei. UBA Forschungsbericht 1080208/1: 152 S.

FLEMMING, B. W. & NYANDWI, N. (1994) Land reclamtion as a cause of fine-grained sediment depletion in backbarrier tidal flats (southern North Sea). – Neth. J. Aquat. Ecol. 28: 289-297.

FÖNAD (1994) Entwicklung standardisierter Methoden zur Analyse der Besucher von Großschutzgebieten sowie zur Bewertung der Akteptanz und der wirtschaftlichen Bedeutung der Schutzgebiete für die Schutzgebietsregion.

GÄTJE, C. & REISE, K. (Hrsg.) (1998) Ökosystem Wattenmeer – Austausch-, Transport- und Stoffumwandlungsprozesse, Springer, Berlin

HERLYN, M. (1994) Bestandsaufnahme und Populationsdynamik von *Mytilus edulis*: Methoden der quantitativen Erfassung von Miesmuschelvorkommen. – Abschlußbericht des Teilprojekts B16 der Ökosystemforschung Niedersächsisches Wattenmeer, Bundesministerium für Forschung und Technik.

JAX, K., JONES, C. G. & PICKETT S. T. A. (1998) The self identity of ecological units. – Oikos 82: 253-264.

JONGE, V. N. DE & ESSINK, K. (1991) Long-term changes in nutrient loads and primary and secondary producers in the Dutch Wadden Sea. In: ELIOTT, M., DUCROTOY, J. (Hrsg.)Estuaries and Coasts: Spatial and Temporal Intercomparisons, Olsen & Olsen.

KELLERMANN, A. & RIETHMÜLLER, R. (1994) Das Konzept für eine trilaterale Umweltbeobachtung im Wattenmeer – ein Statusbericht. In: Geschäftsstelle Ökosystemforschung Wattenmeer (Hrsg.): 3. Wissenschaftliches Symposium Ökosystemforschung Wattenmeer 15.-18.11.1992, Band 1 – Bericht. – Berichte aus der Ökosystemforschung Wattenmeer Nr. 4, Umweltbundesamt Berlin: ISSN 0941-5513, 93- 97-111.

KNUST, R., GAUTIER. M., ULLEWEIT, J. (1995). Entwicklung einer Umweltbeobachtungsstrategie für Fische und Dekapoden. Ökosystemforschung Niedersächsisches Wattenmeer TP A 4.3 Abschlußbericht. 170 S.

KNUST, R. (1997) Ökologische Begleituntersuchungen zum Projekt Europipe – Unveröff. Bericht des Alfred-Wegener-Instituts für Polar- und Meeresforschung, Bremerhaven.

KROPP, J. & KLENKE, T. (1997) Phenomenological pattern recognition in the dynamical structures of tidal sediments from the German Wadden Sea - Ecological Modelling.

LEO, G. A. DE & LEVIN, S. (1997) The multifaceted aspects of ecosystem integrity – Conservation Ecology (online) 1(1): 3.

LEUSCHNER, C. (1989) Ökosystemforschung Wattenmeer – Hauptphase Teil I, Erarbeitung der Konzeption sowie der Organisation des Gesamtvorhabens, Göttingen/Tönning. - Im Auftrag des Landesamtes für den Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer und des Umweltbundesamtes im Rahmen des Umweltforschungsplans des BMU. Vorhaben 109 02 020/01, UBA-Texte 10/1989.

LOZÁN, J. L. (1994) Zur Gefährdung der Fischfauna – Das Beispiel der diadromen Fischarten und Bemerkungen über andere Spezies. – In: LOZÁN, J. L., LENZ, W., RACHOR, E., WATERMANN, B. & WESTERNHAGEN, H. v. Warnsignale aus der Nordsee, Parey-Verlag, Berlin: 231-249.

MARENCIC, H. & LÜERßEN (1997) Common Package of TMAP Parameters adopted at the Stade Conference – Wadden Sea Newsletter 1997 No. 2: 43-45.

MATTIG, F., BECKER, P. H., BIETZ, H. & GIEßLING, K. (1996) Schadstoffanreicherung im Nahrungsnetz des Wattenmeeres. - Ökosystemforschung Wattenmeer, Teilvorhaben Niedersächsisches Wattenmeer, A-Hauptphase, Teilprojekt A 4.5. Umweltforschungsplan des Bundesministers für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Umweltplanung/Ökologie, Forschungsbericht 108 02 085 / 21.

MELTOFTE, H., BLEW, J., FRIKKE, J., RÖSNER, H. U. & SMIT, C. J. (1994) Numbers and distribution of waterbirds in the Wadden Sea. Results and evaluation of 36 simultaneous counts in the Dutch-German-Dansk Wadden Sea 1980-1991. IWRB Publ. 34, Wader Study Group Bull. 74, Special Issue: 1-193.

MILLAT, G. (1995) Erfassung und Validierung von Luftbildinformationen und ihre Weiterverarbeitung mit dem Geographischen Informationssystem. - Ökosystemforschung Wattenmeer, Teilvorhaben Niedersächsisches Wattenmeer, A-Hauptphase, Teilprojekt A 1.3. Umweltforschungsplan des Bundesministers für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Umweltplanung/Ökologie, Forschungsbericht 108 02 085 / 21.

MÖLLER, H. (1993) Bewertung des bisherigen BLMP und fachliche Grundlagen für eine Weiterentwicklung des Programms; Teil A der Studie zur Feinstruktur des gemeinsamen Bund/Länder-Meßprogramms (BLMP) – Bundesamt für Seeschiffahrt und Hydrographie, Hamburg.

MÜLLER, F., LEUPELT, M. (Hrsg.) (1998) Eco-Targets, Goal Functions and Orientors. Springer, Berlin, Heidelberg.

POOT, M., RASMUSSEN, L. M , VAN ROOMEN, M., RÖSNER, H.-U. & SÜDBECK, P. (1996) Migratory Waterbirds in the Wadden Sea 1993/94. Wadden Sea Ecosystem No. 5. Common Wadden Sea Secretariat, Trilateral Monitoring and Assessment Group & Joint Monitoring Group of Migratory Birds in the Wadden Sea, Wilhelmshaven.

RADERMACHER, W., HOFFMANN-KROLL, R., SCHÄFER, D., SEIBEL, S., ZIESCHANK, R. & NOUHUYS, J. VAN (1997) Entwicklung eines Indikatorensystems für den Zustand der Umwelt in der Bundesrepublik Deutschland mit Praxistest für ausgewählte Indikatoren und Bezugsräume. - Forschungsvorhaben

des Bundesministeriums für Bildung, Wissenschaft, Forschung und Technologie, Förderkennzeichen 07OW101, Endbericht.

RAHMEL, J. (1996) Thematischer Report Eutrophierung: Eutrophierung im Wattenmeer – zuviel des Guten? - Umweltforschungsplan des Bundesministers für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Forschungsbericht 10802085/21, Ökosystemforschung Niedersächsisches Wattenmeer, Hauptphase A.

RAPPORT, D. J., COSTANZA, R. & MCMICHAEL, A. J. (1998) Assessing ecosystem health. – TREE 13/10: 397 – 402.

REINEKING, B. (1994) Trilaterale Monitoring-Konzepte. - In: Geschäftsstelle Ökosystemforschung Wattenmeer (Hrsg.): 3. Wissenschaftliches Symposium Ökosystemforschung Wattenmeer 15.-18.11.1992, Band 1 – Bericht. – Berichte aus der Ökosystemforschung Wattenmeer Nr. 4, Umweltbundesamt Berlin: ISSN 0941-5513, 93 - 97-.

RÖSNER, H.-U. (1993) The Joint Monitoring Project for Migratory Birds in the Wadden Sea, Report to the Trilateral Cooperation on the Protection of the Wadden Sea by H.-U. RÖSNER with additions from J. FRIKKE, H. MELTOFTE, M. VAN ROOMEN, C. J. SMIT & P. SÜDBECK.

SCHLEIER, U. & BERNEM, K. H. VAN (1996) A method to compare samples of soft bottom communities. Senckenbergiana maritima 26: 135-144.

SCHÖNTHALER, K., KERNER, H.-F., KÖPPEL, J. & SPANDAU, L. (1994) Konzeption für eine Ökosystemare Umweltbeobachtung – Pilotprojekt für Biosphärenreservate. - Umweltforschungsplan des Bundesministers für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Umweltplanung/Ökologie, UFOPLAN-Nr. 101 04 040/08.

SIMON, M. K. & REISE, K. (1994) Naturschutz im Wattenmeer kleinkariert? – Nationalpark 4/94: 10-12.

SRU (Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen) (1990) Allgemeine ökologische Umweltbeobachtung – Sondergutachten. – Verlag Metzler-Poeschel, Stuttgart, 380 S.

SRU (Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen) (1998) Umweltgutachten 1998. Verlag Metzler-Poeschel, Stuttgart.

THYEN, S., BECKER, P. H., EXO, K.-M., HÄLTERLEIN, B., HÖTKER, H. & SÜDBECK, P. (1998) Monitoring breeding success of coastal birds – Final report of the pilot study 1996–1997. Wadden Sea Ecosystem No. 8: 7-57.

TMAG (Trilateral Monitoring and Assessment Group) (1997) Implementation of the Trilateral Monitoring and Assessment Program (TMAP), Final Report. - Common Wadden Sea Secretariat, Wilhelmshaven, Germany.

TMEG (1993) Integrated Monitoring Program of the Wadden Sea Ecosystem. Report of the Trilateral Monitoring Expert Group – BMU 760 / 93.

UNDERWOOD, A. J. (1993) The mechanics of spatially replicated sampling programmes to detect environmental impacts in a variable world. – Australian Journal of Ecology 18: 99 –116.

WEINBERG, S. (1978) The minimal area problem in invertebrate communities of the Mediterranean rocky substrata. – Mar. Biol. 49: 33-40.

WIRTZ, K. & NIESEL, V. (1999) Modelle in der Ökosystemforschung: Methoden, Bewertung und Empfehlungen. Eine Synthese aus der Ökosystemforschung Wattenmeer. Berichte Forschungszentrum TERRAMARE Nr. 11 b 126S.

4.5 Schutz des dynamischen Systems Wattenmeer – ein Ausblick

Michael Roy

In den Gesetzen der Wattenmeernationalparke wird der Fortbestand der natürlichen Abläufe als ein Schutzzweck herausgestellt und auf der 6. Trilateralen Regierungskonferenz, Esbjerg 1991, wurde als leitender Grundsatz der trilateralen Wattenmeerpolitik herausgestellt, „so weit wie möglich ein natürliches und sich selbst erhaltendes Ökosystem, in dem natürliche Prozesse ungestört ablaufen können, zu erreichen“ (s. Kap. 4.3). Die Ergebnisse der Ökosystemforschung Wattenmeer beschreiben ein junges, in der Entwicklung befindliches, dynamisches System, das im wesentlichen von hydrodynamischen, geomorphologischen und biologischen Prozessen gesteuert wird (s. Kap. 2). Vor diesem Hintergrund kann es beim Schutz des Ökosystems Wattenmeer nicht darum gehen, die heutige Situation zu konservieren oder bestimmte historische Zustände wiederherzustellen. Vielmehr sollten die Schutzbemühungen darauf ausgerichtet sein, die das Wattenmeer prägenden Prozesse unter möglichst natürlichen Bedingungen zu erhalten.

4.5.1 Prozeßschutz und seine Umsetzung im Wattenmeer

Prozeßschutz definiert als Erhalt der Funktionsfähigkeit des Naturhaushalts, damit die Steuer-, Aufbau- und Abbauleistungen des Ökosystems entsprechend den biotischen und abiotischen Standortbedingungen ablaufen können (s. Kap. 4.2), erscheint als die Vorgehensweise, die dem Wattenmeer und seinen charakteristischen Eigenschaften am ehesten gerecht wird. Hierbei ist zu berücksichtigen, dass auch im Wattenmeer durch den Menschen gesetzte Randbedingungen existieren, die einen konsequenten Prozeßschutz nicht in allen Bereichen zulassen.

Der für die natürlichen Abläufe im Wattenmeer bedeutendste Eingriff geht vom Insel- und Küstenschutz mit seinen Deichen und deren Sicherung aus (s. Kap. 4.2). Es besteht allerdings politischer und gesellschaftlicher Konsens, dass notwendige Maßnahmen zum Küstenschutz in den Küstenländern ebensowenig in Frage gestellt werden wie die Lage der Hauptdeiche. Weitere wichtige menschliche Aktivitäten an der Küste, die zu Konflikten mit einem konsequenten Prozeßschutz führen können, sind u. a. der Eintrag von Nähr- und Schadstoffen, die Fischerei sowie der Tourismus, deren Wirkungen auf das Ökosystem Wattenmeer ebenfalls in Kap. 4.2 dargestellt werden. Viele dieser Aktivitäten wirken großflächig und längerfristig anhaltend. In vielen Fällen werden sie allerdings als reversibel bewertet und die Intensitäten mit denen sie auf das Ökosystem Wattenmeer wirken werden abgesehen von Belastungs- bzw. Nutzungsschwerpunkten eher als niedrig eingeschätzt.

Die im Wattenmeer ablaufenden Prozesse haben sehr unterschiedliche räumliche und zeitliche Dimensionen, von kurzzeitig ablaufenden chemischen Prozessen im Mikrobereich bis hin zu das gesamte Wattenmeer erfassenden Langzeitereignissen, wie dem Meeresspiegelanstieg. Für Prozeß-schutz bedeutet dies, dass die auf den jeweiligen Prozeß bezogenen räumlichen und zeitlichen Bedingungen zwingender Bestandteil von Schutzüberlegungen sein müssen. Das Tidebecken ist als die kleinste räumliche Untereinheit des Wattenmeeres anzusehen, in der alle ökologisch relevanten Teilsysteme, Biotope und Habitate enthalten und miteinander verbunden sind (s. Kap. 2.2), und in dem viele Prozesse erst ihre systemerhaltende oder -verändernde Wirkung entwickeln können. Auch die Dynamik von Tier- und Pflanzenpopulationen, auf die das System zur Selbsterhaltung angewiesen ist, kann sich nur in solchen größeren, funktional zusammenhängenden Räumen entwickeln.

Eine schematische Darstellung eines solchen typisches Wattenmeer-Tidebeckens ist in Abb. 4.5.1 dargestellt. Die Verteilung der Teilsysteme Dünen, Strände, Salzwiesen, Röhrichte, Tidebereich

(Wattflächen) und Rinnensystem ist rekonstruiert und entspricht einer Situation, wie sie vor dem Deichbau bestanden hat (s. Kap. 1.1).

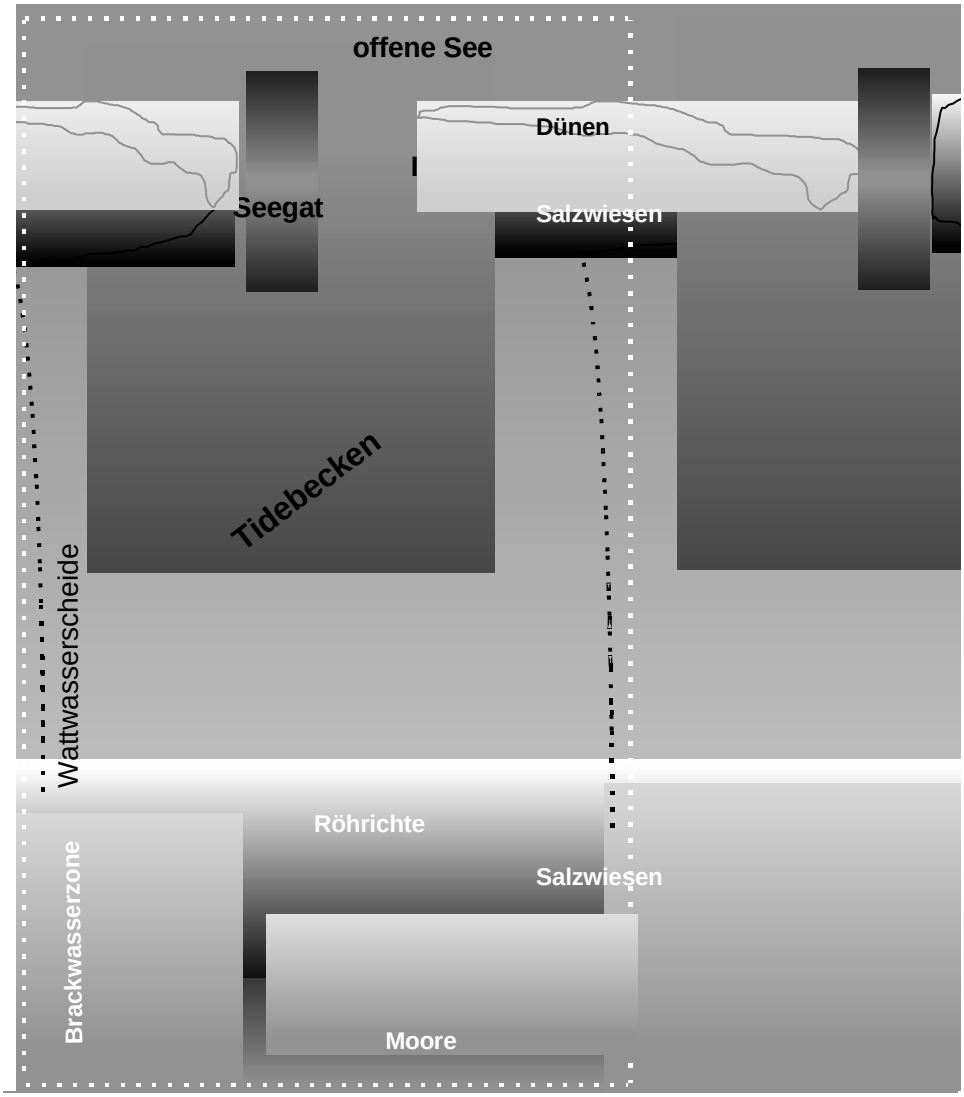


Abb. 4.5.1: Rekonstruierte, schematische Darstellung eines wattenmeertypischen Tidebeckens vor dem Deichbau (weiße gepunktete Linie) mit den Wattwasserscheiden (schwarze gepunktete Linie)

Durch den Küsten- und Inselschutz sind inzwischen jedoch Randbedingungen vorgegeben, die insbesondere an der Festlandsküste zum Wegfall ganzer Teillebensräume wie der früher ausgedehnten Brackwasserzone geführt haben (s. Kap. 1.1). In den überwiegenden Gebieten des Tidebereichs und in einem beträchtlichen Teil der Salzwiesen und Dünen kann man jedoch nach wie vor von natürlichen oder naturnahen Abläufen ausgehen. Ein Tidebecken mit den vom Menschen inzwischen geschaffenen Randbedingungen ist in Abb. 4.5.2 wiedergegeben.

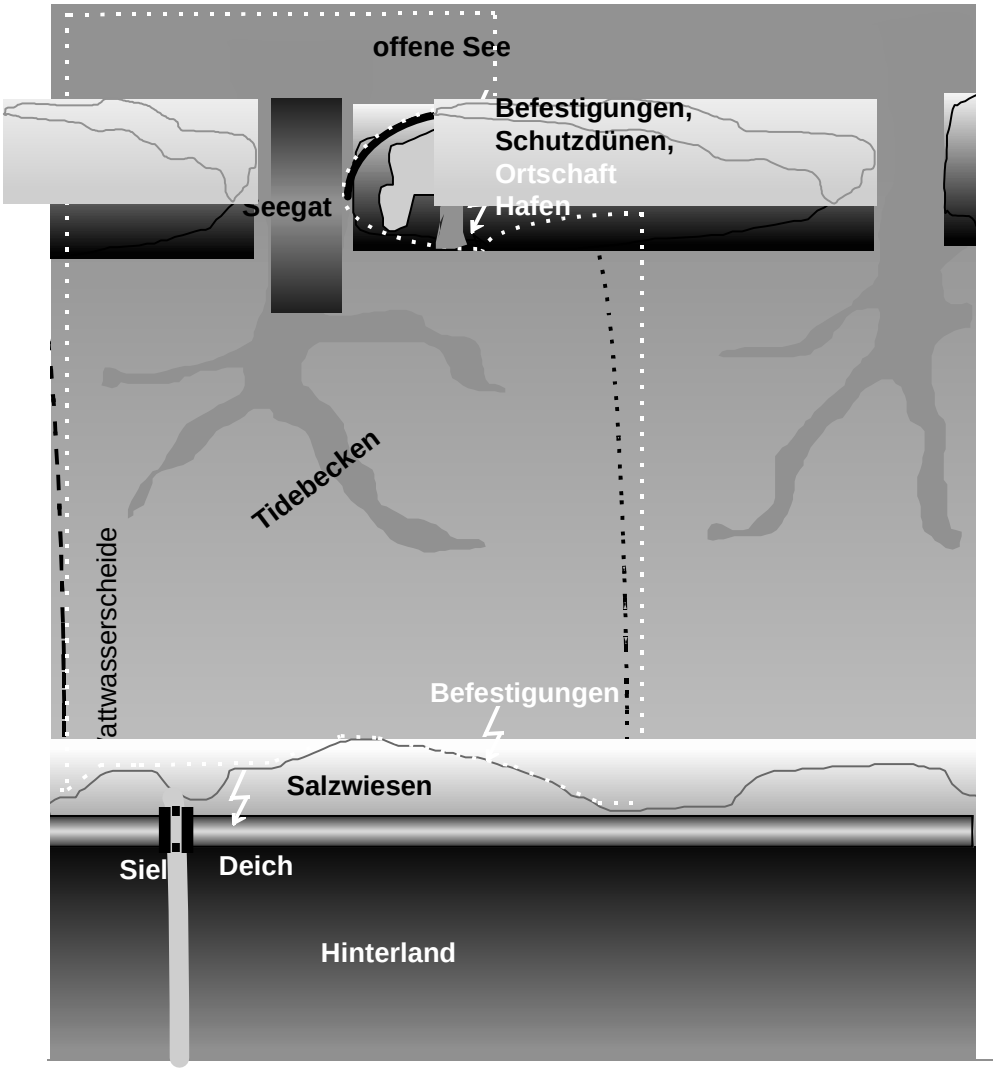


Abb. 4.5.2: Schematische Darstellung eines wattenmeertypischen Tidebeckens der Gegenwart mit den vom Menschen geschaffenen Rahmenbedingungen (Pfeile). Die gepunktete weiße Linie umschließt den Teil des Tidebeckens, in dem die Teilsysteme, Biotope und Habitate in natürlicher Ausprägung heute noch vorhanden sind.

Der in Abb. 4.5.2 von der weißen Linie umgrenzte Bereich eines Tidebeckens enthält die Teilsysteme, Biotope und Habitate, die heute noch in weitgehend natürlicher Ausprägung vorhanden sind. Da sie untereinander verbunden sind und über die Wattscheiden oder den Wasserkörper des Küstenvorfelds auch ein Austausch zwischen benachbarten Tidebecken erfolgt, kann hier ein Schutz auch großflächiger natürlicher Prozeßabläufe mit ihren gegenseitigen Beeinflussungen erfolgen. Unter der Voraussetzung, dass keine Ressourcen-Nutzungen stattfinden, ist ein solches Gebiet gleichzeitig als Referenzgebiet für ökosystembezogene Forschungen und ökosystemar ausgerichtete Umweltbeobachtung geeignet (s. Kap. 3.4, Kap. 4.3 und Kap. 4.4).

In Abb. 4.5.2 wird aber auch deutlich, dass es im Tidebecken Bereiche gibt, in denen Prozesse, Entwicklungen und Wechselbeziehungen nur dann noch natürlich ablaufen, wenn sie kleinräumig sind, da in größeren Bereichen keine natürliche Dynamik zugelassen werden kann. Hier sind zur Sicherung anderer Schutzgüter (z. B. Hab und Gut des Menschen) Eingriffe notwendig und unabdingbar. Da sich in solchen Gebieten kein großräumiger natürlicher Zustand einstellen kann, gilt es hier spezielle Qualitätsziele, wie z. B. die trilateral abgestimmten „Gemeinsamen Ziele“

(s. Kap. 4.3), zu definieren und Einigung über die erforderlichen Managementmaßnahmen zu erzielen. Betroffen sind davon im wesentlichen zwei Bereiche:

1. Im Deichvorland ist die naturferne Situation durch die starre Deichlinie begründet. Die durch Tide, Sturm und Wellen eingetragene Energie kann sich nicht wie vor dem Deichbau langsam auslaufend bis in das Hinterland verteilen, sondern trifft konzentriert an der Deichlinie und dem davor liegenden Salzwiesenstreifen auf. Daher sind die Salzwiesen des Deichvorlandes insbesondere an der Festlandsküste fast überall durch Erosion in ihrer Existenz gefährdet. Ausnahmen bilden Buchtensituationen. Um wenigstens diesen - im Vergeich zur natürlichen Situation (s. Abb. 4.5.1) - schmalen Rest von Salzwiesen zu erhalten, müssen in den erosionsgefährdeten Salzwiesenbereichen Maßnahmen zur Sicherung der seewärtigen Salzwiesenkante ergriffen werden. Diese für die Deichsicherheit erforderliche und damit dem Küstenschutz zuzuordnende Sicherung der Abbruchkanten geht konform mit den Bemühungen des Naturschutzes, Salzwiesen im Sinne von Habitatschutz zu erhalten. Von Seiten des Naturschutzes ist aber darauf zu dringen, dass diese Absicherungen so naturnah wie möglich durchgeführt werden. Im Sinne eines Biotop- bzw. Habitatschutzes sollten jedoch auch diese Flächen so weit wie möglich sich selbst überlassen werden. Dann könnten hier möglichst ungestörte Abläufe zumindest von kleinräumigen Naturvorgängen und Prozessen gewährleistet werden.
2. Ebenso wie im Deichvorland gelten auch für solche Dünen, die eine Schutzfunktion besitzen, Einschränkungen im Prozeßschutz. In den betroffenen Dünenbereiche an den Seeseiten der Inseln ist deshalb zwar Biotopschutz möglich, sie können aber ihrer Eigendynamik nur so weit überlassen werden, wie dies ohne eine Gefährdung ihrer Schutzfunktion möglich ist. Auch hier muss im Einzelfall und angepaßt an die Situation ein Management installiert werden, das sowohl die Belange des Küsten- als auch des Naturschutzes berücksichtigt.

In Gebieten mit sich überschneidenden Ansprüchen – hier Naturschutz, da Küsten- und Inselschutz so wie Nutzungsinteressen - ist der Widerspruch zwischen dem Zulassen einer natürlichen Dynamik und Entwicklung und den notwendigen Einschränkungen, die sich aus der Tatsache ergeben, dass es sich um ein von dem Menschen bewohntes und genutztes Gebiet handelt, nur durch eine Regionalisierung der Zielkonzepte zu lösen (s. Kap. 4.3). Dabei ermöglicht die Ausweisung von Zonen mit unterschiedlichen Zielkonzepten eine definierte räumliche Abgrenzung der unterschiedlichen Ansprüche auch innerhalb der funktionalen Einheit eines Ökosystems. Dies ist im Prinzip in den bestehenden Zonierungen der Wattenmeernationalparke realisiert. Allerdings müßten Zonierungskonzepte, die z. Z. überwiegend Ansätze des Arten- und Biotopschutzes verfolgen, zusätzlich auch auf die Erfordernisse des Prozeßschutzes ausgerichtet werden. Dazu müßten Räume ausgewiesen werden, die die funktionellen und ökologische Untereinheiten einschließen wie z. B. Tidebecken und die gleichzeitig die Funktion von Referenzgebieten übernehmen können.

Starre Zonierungskonzepte können jedoch dem dynamischen System Wattenmeer häufig nicht gerecht werden. Bestimmte morphologische Strukturen, wie z. B. von Seehunden als Liegeplätze genutzte Sandbänke, können sich im Laufe der Zeit aus Zonen hohen Schutzes heraus verlagern. Auch das Brut- und Rastverhalten von Vögeln ist räumlichen Änderungen unterworfen, so dass eine höhere räumliche Flexibilität und zeitliche Variation in den Schutzbestimmungen der Schutzzonen sinnvoll ist.

In den Störungsuntersuchungen im schleswig-holsteinischen A-Teil der Ökosystemforschung konnte nicht nachgewiesen werden, dass es durch die Nutzung der Wattflächen zum Wandern zu Einschränkungen bei der Nahrungsaufnahme der Watvögel gekommen ist. Als Konsequenz dieses

Ergebnisses könnte das Betretensverbot der Zone 1 im freien Watt, in Gebieten die nicht als Hauptnahrungs- oder Rastgebiet bekannt sind, weniger restriktiv gehandhabt werden.

Eine so anpaßte und durch wissenschaftliche Ergebnisse untermauerte Flexibilisierung der Schutzvorschriften, die in einigen Bereichen eine Lockerung des bestehenden Schutzes bedeutet, sollte, ebenfalls wissenschaftlich begründet, in anderen Bereichen eine weitergehende Beruhigung ermöglichen. In diesem Zusammenhang ist das Bemühen um resourcennutzungsfreie Zonen bei der Novellierung des schleswig-holsteinischen Nationalparkgesetzes anzuführen (s. Kap. 4.3). Durch ein stärker abgestuftes und zum Teil gelockertes Zonierungskonzept besteht die Hoffnung, auch für solche resourcennutzungsfreien Kernzonen eine breitere Unterstützung zu finden, was für beide Seiten, Naturschutz und Nutzungen im Wattenmeer, mit Vorteilen verbunden sein kann.

4.6 Zusammenfassung der anwendungsbezogenen Syntheseergebnisse

Die Ökosystemforschung Wattenmeer gliederte sich in zwei Teilvorhaben, die parallel im schleswig-holsteinischen- und niedersächsischen Wattenmeer durchgeführt wurden. Beide Teilvorhaben waren in anwendungsbezogene (A-Teile) und stärker grundlagenorientierte Forschungsteile (B-Teile) untergliedert. Die einzelnen A- und B-Teile wurden in einem ersten Syntheseschritt jeweils mit einer fachlichen Synthese abgeschlossen. Die Gesamtsynthese beider Teilvorhaben baute auf den fachlichen Synthesen mit dem Ziel auf, fach- und gebietsübergreifende Aussagen zu formulieren. Grundlage der Gesamtsynthese waren die Erkenntnisse aus der Ökosystemforschung, die jedoch mit aktuellen Forschungsergebnissen auch aus anderen nationalen wie internationalen Quellen ergänzt und aktualisiert wurden. Der vorliegende Band 1 der Gesamtsynthese behandelt zwei Schwerpunkte. Die Kapitel 1 und 2 sind den *grundlagenorientierten* Ergebnissen gewidmet, wobei in Kapitel 1 das Ökosystem Wattenmeer, seine naturräumlichen Strukturen und Prozesse sowie die Hauptuntersuchungsräume der Ökosystemforschung dargestellt werden. Im Kapitel 2 stehen Sedimentdynamik, Stoffaustausch und Ökologie von Arten im Zentrum der Betrachtungen. Eine Zusammenfassung der grundlagenorientierten Ergebnisse findet sich in Kapitel 2.

Im folgenden werden die in den Kapiteln 3 und 4 behandelten *anwendungsbezogenen* Teile der Gesamtsynthese zusammengefaßt. Kapitel 3 behandelt exemplarisch die anthropogenen Beeinflussungen und Nutzungsformen im Ökosystem Wattenmeer. Dabei werden mit der Eutrophierung und den Eutrophierungsfolgen so wie den Schadstoffen zwei wesentliche von außen auf das System wirkende Problemkreise angesprochen, während Fischerei und Tourismus Nutzungsformen darstellen, die unmittelbar im Wattenmeer stattfinden. Kapitel 4 beleuchtet die schutzrelevanten Aspekte der Ergebnisse aus der Ökosystemforschung. Entwicklungen von Leitbildern und Zielen werden analysiert und ihre Anwendbarkeit für das Wattenmeer wird diskutiert. Weiterhin werden die Erfordernisse für eine ökosystemar ausgerichtete Umweltbeobachtung im Wattenmeer abgeleitet und das trilaterale „Monitoring- und Bewertungsprogramm“ (TMAP) daran gemessen. Bei den Bemühungen zu Schutz, Management und Monitoring des Wattenmeeres stehen übergeordnete Fragestellungen zum Schutz dynamischer Systeme im Vordergrund.

Eutrophierung

Die Konzentration der Nährsalze im Wattenmeer wird zwar wesentlich durch die Entwicklung des Phytoplanktons beEinflusst, jedoch darf die Rolle biologischer, chemischer und physikalischer Mechanismen, die in unterschiedlichem Maße jahreszeitlichen Schwankungen unterworfen sind, nicht vernachlässigt werden. Seit Beginn der 70er Jahre zeigt sich in den Sommermonaten eine bis dahin nicht beobachtete Zunahme des Phosphat-Gehaltes im Wasser. Eine mögliche Erklärung für dieses Phänomen, das als Auswirkung von Eutrophierung gewertet wird, ist die sommerliche Abnahme der Mächtigkeit der oxischen Schicht im Watt. Als Folgen der Eutrophierung anzusehen sind weiterhin z. B. vermehrte Massenblüten von Planktonalgen (*Phaeocystis*, *Chrysochromulina*) oder das häufigere Vorkommen von Grünalgen (*Enteromorpha, Ulva)* im Wattenmeer. Insgesamt führt eine Verschiebung bei den Nährstoffkonzentrationen dazu, dass sich bei der Primärproduktion neben der Gesamtgröße auch die Anteile der verschiedenen Pflanzengruppen ändern.

Eine generelle Abnahme der Mächtigkeit der oxidierten Zone des Wattsedimentes kann katastrophale Folgen für das gesamte Ökosystem Wattenmeer haben - die schwarzen Flecken, deren Untersuchung ein Schwerpunkt des niedersächsischen Teilvorhabens bildeten, sind hierfür als Beispiel anzusehen.

Entsprechend ist die oxidierte Zone als Schutzgut des Wattsedimentes zu betrachten und sollte einer dauerhaften Beobachtung unterliegen. Die mikrobielle Zersetzung organischer Verbindungen, einer der wichtigsten Prozesse im Wattsediment, sollte zu diesem Zweck in verschiedenen Gebieten des Wattenmeeres auf seine Kapazitätsgrenzen hin untersucht werden. Begleitend wird empfohlen, die Frage zu klären, wie sedimentierende Planktonblüten auf unterschiedliche Sedimente wirken können.
Als vordringlichstes Ziel gilt nach wie vor die Herabsetzung der Nährsalzfrachten in die Nordsee und in das Wattenmeer, mit besonderem Augenmerk auf die Reduktion der immer noch hohen Belastung durch Stickstoffverbindungen. Eine Gefahr, dass das Watt „umkippt“, wird derzeit nicht gesehen.

Stoffe und Substanzen mit umweltschädigender Wirkung

Untersuchungen zu Schadstoffen fanden nur in wenigen Projekten beider Teilvorhaben statt. Im schleswig-holsteinischen Teilprojekt konnte anhand von Bohrkernen aus strömungsarmen Gebieten ein Hintergrundwert der präindustriellen Schwermetallbelastung ermittelt werden. Mit seiner Hilfe läßt sich eine Einschätzung der aktuellen Schwermetallkonzentrationen im Wattenmeer vornehmen. Die Wirkung erhöhter Schwermetallkonzentrationen bei den Organismen bleibt aufgrund artspezifisch unterschiedlicher Aufnahme-, Akkumulations- und Entgiftungsstrategien ohne weitere ökotoxikologische Untersuchungen jedoch nicht vorhersagbar.

Die Untersuchungen im niedersächsischen Teilprojekt zur Anreicherung organischer Schadstoffe in Wattorganismen verschiedener Stufen der Nahrungskette führten im Ergebnis zum Vorschlag eines Monitorings von Schadstoffen in Seevogeleiern (Austernfischer, Flußseeschwalbe). Dieser Vorschlag wurde inzwischen als Parameter in das trilateralen Monitoring- und Bewertungsprogramm (TMAP) aufgenommen. Für einen Vergleich mit anderen Arten des Wattenmeeres (Aalmutter, Blasentang, Miesmuschel) liegen entsprechende Daten bei der Umweltprobenbank vor.

Generell ist bei den Schadstofftrends festzustellen, dass sich die Zufuhr potentiell toxischer Stoffe über die Flüsse in die Nordsee innerhalb der letzten zwanzig Jahre wesentlich verringert hat. Die Metallkontamination der Sedimente und der Biota des Wattenmeeres hat sich, außer in einigen Flußmündungsbereichen, insgesamt verringert und mit Ausnahme von Quecksilber geht die Entwicklung in Richtung zu natürlichen Hintergrundwerten.

Um Aussagen zur ökotoxikologischen Wirkung von Schwermetallkonzentrationen treffen zu können, wird empfohlen, ein entsprechendes Effektmonitoring einzurichten.

Fischerei im Wattenmeer

Das Kapitel setzt sich ausführlich mit der Fischerei der Miesmuscheln und Garnelen auseinander, die Fischerei auf Herzmuscheln, Trogmuscheln und Austern sowie die Frischfischfischerei werden nur randlich behandelt. Nach einem geschichtlichen Überblick über die Entwicklung der Fischerei wird die heutige Praxis der Muschel- und Garnelenfischerei, sowie der sozio-ökonomische Hintergrund des Wirtschaftszweigs Fischerei an der Küste dargelegt. Weiterhin werden die Einflüsse der Besatz-muschelfischerei, der Muschelkulturen sowie der Garnelenfischerei auf das Ökosystem Wattenmeer aufgezeigt. Dabei wird nicht nur auf die Bestandsentwicklung der Zielarten Miesmuschel und Garnele,. Saondern auch auf Effekte auf die benthischen Lebensgemeinschaften und die Vögel eingegangen. Ebenso werden die durch das Fischereigerät hervorgerufenen Sedimentumlagerungen sowie in der Garnelenfischerei die Problematik des Beifangs und Rückwurfs (Discard) diskutiert. Dargestellt werden die auf verschiedenen politischen Ebenen inzwischen aufgestellten umweltpolitischen Leitlinien und internationalen Willensbekundungen und das Management der Küstenfischerei in Deutschland und den angrenzenden Staaten wird einer Betrachtung unterzogen. Die in den Niederlanden im Bereich der Muschelfischerei eingeführte Form des Co-Managements wird vorgestellt

und einer ersten Bewertung unterzogen, die gemeinsame Fischereipolitik der EU als Schritt zur Integration von Fischerei und Umweltpolitik wird diskutiert. Die Notwendigkeit von Referenzgebieten als ressourcen-nutzungsfreie, - d. h. auch fischereifreie - Gebiete für Monitoring und wissenschaftliche Untersuchungen und als ökologische Rückzugsgebiete wird dargestellt, es werden Auswahlkriterien für solche Gebiete beschrieben.

Bei den Schlußfolgerungen aus den Ergebnissen der Ökosystemforschung und den Empfehlungen zum Management für eine dauerhafte umweltgerechte Entwicklung der Fischerei wird insbesondere der Ressourcenschutz zur Absicherung einer ertragreichen Fischerei sowie der Schutz der natürlichen Entwicklung der Miesmuschel- und Garnelenpopulation in den Mittelpunkt der Betrachtungen gestellt.

Tourismus

Fremdenverkehr und Freizeitaktivitäten stellen heute eine wesentliche Nutzung des Wattenmeer-raumes dar und können lokal zu erheblichen Belastungen des Ökosystems führen. Die Gesamtsynthese macht deutlich, dass Niedersachsen und Schleswig-Holstein sowohl hinsichtlich der historischen Entwicklung, der Art, des Umfangs und der wirtschaftlichen Bedeutung des Fremdenverkehrs als auch hinsichtlich der naturräumlichen Gegebenheiten vergleichbar sind. Der Übertragbarkeit der Ergebnisse des schleswig-holsteinischen Teilvorhabens zum Tourismus auf Niedersachsen sind allerdings enge Grenzen gesetzt.

Für beide Regionen gilt, dass eine wesentliche Beeinträchtigung dieses Wirtschaftszweiges gravierende negative Auswirkungen für die Region hätte. Naturschutz im Wattenmeer fördert dagegen den langfristigen Erhalt der Attraktivität dieser Region auch für den Tourismus, zumal Naturerlebnis ein ausdrückliches Ziel von Nationalparken ist. Naturangepaßte Formen des Tourismus sollten daher verstärkt gefördert werden. Darüber hinaus ist eine intensive Zusammenarbeit von Tourismus und Naturschutz zur besseren Integration der Belange beider Seiten anzustreben und es wird die Aufnahme sozio-ökonomischer Parameter mit den Aspekten sozio-ökonomisches Grundmonitoring, Besucher-, Akzeptanz- und Konfliktmonitoring in die Dauerbeobachtung empfohlen. Um die Belastung von Schutzgebieten durch touristische Nutzung zu mindern sollten Erholungsgebiete und ökologisch sensible Flächen räumlich klar getrennt werden, indem Vorrangflächen für touristische Aktivitäten ausgewiesen und ein wirkungsvoller Schutz für sensible Gebiete gewährleistet wird. Ein attraktives, räumlich detailliertes System der Besucherlenkung und -information vor Ort und für den Touristen leicht nachvollziehbare Grenzziehungen und deutliche Kennzeichnungen erhöhen die Akzeptanz von Schutzmaßnahmen. Eine Betreuung der Gäste vor Ort durch den flächendeckenden Einsatz einer Nationalparkwacht bzw. eines Nationalparkservices ist geeignet, einen Nationalpark verstärkt zugänglich und erlebbar zu machen.

Rahmenbedingungen und schutzrelevante Gesichtspunkte

Nach einer kurzen Einführung in die gesetzlichen Grundlagen für den Naturschutz in Deutschland werden Charakteristika des Wattenmeeres erläutert, die aus Sicht der Ökosystemforschung bei Schutzkonzepten besonders beachtet werden sollten. Als wesentliches Merkmal wird dabei zunächst die hohe Dynamik des Systems behandelt, die fortwährend auf allen Ebenen zu Veränderungen der morphologischen Strukturen im Wattenmeer führt. Die Verlagerungen und Verschiebungen morphologischer Strukturen ziehen Veränderungen der hydrodynamischen Bedingungen nach sich, die sich wiederum auf die Sedimentationsprozesse auswirken. Die Organismen des Wattenmeeres sind an die natürliche Dynamik auf unterschiedliche Weise angepaßt. Einige dieser Anpassungs-mechanismen beeinflussen ihrerseits den Sedimenttransport bzw. die Sedimentation. Infolge der kurz-

und langfristigen Veränderungen der abiotischen Bedingungen kann es zu erheblichen Bestandsschwankungen in den Populationen und Lebensgemeinschaften kommen.

Aus diesem Umstand ergeben sich besondere Schwierigkeiten für den Schutz, denn häufig kann die Unterscheidung zwischen natürlichen und anthropogen bedingten Bestandsschwankungen nicht sicher getroffen werden. Diese Schwierigkeit wird durch den Umstand erhöht, dass viele Auswirkungen anthropogener Veränderungen vergleichsweise langsam zutage treten und sich über mehrere Jahre oder auch Jahrzehnte erstrecken können. Als Beispiel werden die sedimentologischen und morphologischen Veränderungen infolge des Deichbaus genannt sowie die Auswirkungen der Fischerei auf das Benthos. Angesichts dieser zeitlichen Dimensionen besteht die Gefahr, dass der aktuelle Zustand des Ökosystems als gegeben und „weitgehend naturnah" akzeptiert wird und Veränderungen zu spät erkannt werden, um frühzeitig Maßnahmen ergreifen zu können. Ebenfalls zu berücksichtigen ist, dass es sich beim Wattenmeer um einen geologisch relativ jungen Raum handelt, dessen Besiedlung nicht als abgeschlossen angesehen werden kann.

Angesichts dieser Schwierigkeiten sind ökologische Langzeitbeobachtungen von besonders großer Bedeutung. Referenzgebiete und Langzeitreihen aus den Monitoringprogrammen können entscheidend dazu beitragen, die Beurteilungsgrundlage zu verbessern. Aber auch das Vorsorgeprinzip im Naturschutz muss zur Anwendung kommen: Bereits ein begründeter Verdacht und eine plausible Erklärung müssen ausreichen, Schutzmaßnahmen einzuleiten. Mit Hilfe des Monitorings ist der Erfolg der eingeleiteten Maßnahmen zu überprüfen.

Als weiteres schutzrelevantes Charakteristikum des Wattenmeeres werden seine Stabilitätseigenschaften genannt. Darunter wird die Fähigkeit der einzelnen Teilsysteme und Komponenten verstanden, auf Störungen zu reagieren und nach einer gewissen Zeit in einen ähnlichen oder in einen dem Ausgangszustand entsprechenden Zustand zurückzukehren. Die Ergebnisse des niedersächsischen B-Teils der Ökosystemforschung (ELAWAT) haben entscheidend dazu beigetragen, die Prozesse und Mechanismen, die Grundlage für diese Art von Stabilität sind, besser zu verstehen.

Allerdings darf die Fähigkeit zur „Selbstheilung" des Systems nicht überschätzt werden. Vor allem aufgrund der Komplexität der Zusammenhänge kann die Frage, wann es tatsächlich zu einer Überlastung des Systems oder von Teilsystemen kommt, nicht exakt beantwortet werden. Eine besondere Rolle spielen dabei langfristige und großflächige anthropogene Einflüsse, die letztlich durch Akkumulation selbst oder im Zusammenspiel mit episodischen Ereignissen die natürliche Regenerationsfähigkeit des Wattenmeeres überfordern können.

Auf der Grundlage der genannten schutzrelevanten Charakteristika werden in Schwerpunkten der Ökosystemforschung untersuchte anthropogene Einflüsse auf das Ökosystem Wattenmeer beschrieben und hinsichtlich ihrer Umkehrbarkeit und ihrer räumlichen und zeitlichen Auswirkungen eingeschätzt (Deichbau, Nähr- und Schadstoffe, Fischerei, Tourismus). Der überwiegende Teil der Einwirkungen wird als großräumig, z. T. mit Schwerpunktbelastungen und mit einer Wirkdauer von mehreren Jahrzehnten bis Jahrhunderten eingeschätzt. Eine Regeneration der betroffenen Ökosystemkomponenten scheint aber nach Beendigung der Einwirkung möglich. Da jedoch in vielen Fällen ein gesellschaftlicher Konsens für eine Weiterführung der Aktivitäten und damit auch für seine Einwirkungen besteht, ist hier keine grundsätzliche Änderung der Gegebenheiten zu erwarten.

Ziele und Leitbilder

Bei der Festlegung von Zielkonzepten ist zu berücksichtigen, dass die Festlegung auf Ziele immer eine politische Entscheidung ist, und dass zur Beibehaltung der Handlungsfähigkeit der Umweltpolitik verstärkt das Vorsorgeprinzip zur Geltung gebracht werden muss. Die Beteiligung möglichst aller

Interessengruppen am Zielfindungsprozeß wird vorgeschlagen, um die Chancen zur Akzeptanz der gefundenen Ziele zu erhöhen. Auch müssen Zielkonzepte die Flexibilität beinhalten, auf veränderte Situationen zu reagieren.

Ein zentrales Thema bei der Ableitung eines Leitbildes und damit der Aufstellung eines Zielkonzeptes ist die Formulierung eines ökologischen Referenzzustandes. Als Methode der Wahl ist hierfür die Einrichtung von Referenzflächen (= repräsentative, ressourcen-nutzungsfreie Gebiete) anzusehen. Referenzgebiete eignen sich allerdings nur bedingt, um Zielvorstellungen für stoffliche Parameter (Nähr- und Schadstoffe) zu entwickeln. Solche Ziele können aber durch andere Verfahren – z. B. aus historischen Daten – abgeleitet werden. Um sie zu erreichen, ist die konsequente Anwendung des Vorsorgeprinzips notwendig. Die aus politischer Richtung immer wieder erhobene Forderung nach einer Quantifizierung ökologischer Ziele widerspricht dem von dynamischen und unvorhersehbaren Ereignissen gekennzeichnetem Ökosystem Wattenmeer grundsätzlich und ist nicht ein Problem fehlender Daten. Entsprechend stützen die Ergebnisse der Ökosystemforschung die auf der trilateral Regierungskonferenz in Leuwarden (1994) formulierten Zielvorstellungen, die offen formuliert sind und keinen Endpunkt der Entwicklung, sondern nur eine Entwicklungsrichtung nennen.

Dass die Ergebnisse der Ökosystemforschung nicht nur wattenmeerweit, sondern auch zu einer Ableitung regionalspezifischer Vorschläge genutzt werden können, wird am Beispiel des schleswig-holsteinischen Syntheseberichtes dargelegt. Die Regionalisierung im Sinne einer naturschutzfachlichen Bewertung erfordert eine Analyse des natürlichen und des sozio-ökonomischen Systems und ihrer Wechselwirkungen als Grundlage einer umfassenden Raumcharakterisierung. Weiterhin muss auf der Grundlage eines Leitbildes der natürlichen Entwicklung unter Berücksichtigung der anthropogenen Einflüsse sowie weiterer Rahmenbedingungen eine Zielvorstellung formuliert werden. Schließlich zeigt der Vergleich der realen Situation mit den Zielvorgaben des Leitbildes ie wesentlichen Konfliktfelder auf. Aus der Konfliktanalyse werden unter weiterer Konkretisierung der Zielvorstellungen in den einzelnen Themenschwerpunkten Konzepte für Naturschutz, Management und Nutzung abgeleitet.

Umweltbeobachtung

Hauptanliegen dieses Kapitels ist es, das Trilaterale Monitoring und Bewertungs Programm (TMAP) insgesamt und reduziert in seiner aktuellen Umsetzung als „Common Package“ zu bewerten. Aufgabe des TMAP ist es, eine möglichst umfassende Information zum Zustand des Ökosystems zu geben, den Einfluss von Nutzungen und Belastungen auf das Ökosystem zu beschreiben, den Erfolg von Maßnahmen insbesondere des trilateralen Wattenmeerplans zum Erreichen der trilateralen „Gemeinsamen Ziele“ überprüfbar zu machen und Grundlagen für eine Bewertung des Raumes zu liefern.

Zusammengefaßt führt die Bewertung des "Common Package" zu dem Ergebnis, dass mit den dort aufgeführten Parametern die gestellten Aufgaben derzeit nur zum Teil erfüllt werden können. Insbesondere der ökosystemare Ansatz findet zu wenig Berücksichtigung. Allerdings wird darauf hingewiesen, dass das TMAP schon heute mit seinem sektorenübergreifenden Ansatz mehr bietet, als andere Monitoringprogramme, bei seiner Realisierung bereits zahlreiche Hürden überwunden hat und ein schon laufendes Programm darstellt.

Grundvoraussetzung zur Erfüllung der ursprünglich dem TMAP gestellten Ziele ist die Weiterführung des Stufenkonzeptes durch die Umsetzung des inzwischen in einzelne Schritte (A-, B- und C-Parameter) untergliederten gesamten TMAP Parametersatzes, von denen das „Common Package“ nur einen reduzierten Teil der A-Parameter umfasst. Darüber hinaus wird empfohlen, die Parameterliste neu zu bewerten und in ein integratives Konzept zu betten. Zeitreihen von

Primärproduktion und Remineralisation sollten bindend in die Beobachtung aufgenommen werden, da sich über diese Prozesse eher Veränderungen im System und möglicherweise deren Ursachen feststellen lassen. Ein 'Frühwarnsystem' ließe sich über die Beobachtung des Bruterfolgs oder der Rekrutierung geeigneter Arten (Flußseeschwalbe, Austernfischer, Pierwurm, Sandgarnele, Aalmutter) aufbauen. Auch in diesem Zusammenhang wird die Bedeutung von Referenzgebieten hervorgehoben.

Der Entwicklung von sozio-ökonomischen Monitoringstrukturen eine hohe Bedeutung beigemessen, da das Wattenmeer für die Küstenregion von besonderem ökonomischen Wert ist.

Schutz des dynamischen Systems Wattenmeer – ein Ausblick

Die Ergebnisse der Ökosystemforschung Wattenmeer beschreiben ein junges, in der Entwicklung befindliches, dynamisches System. Vor diesem Hintergrund kann es beim Schutz des Wattenmeeres nicht darum gehen, die heutige Situation zu konservieren oder historische Zustände wiederherzustellen, vielmehr sollten die Schutzbemühungen darauf ausgerichtet sein, die das Wattenmeer prägenden Prozesse unter möglichst natürlichen Bedingungen zu erhalten. Prozeßschutz, definiert als Erhalt der Funktionsfähigkeit des Naturhaushalts, erscheint als die Vorgehensweise, die dem Wattenmeer und seinen charakteristischen Eigenschaften am ehesten gerecht wird.

Das Tidebecken ist als die kleinste räumliche Untereinheit des Wattenmeeres anzusehen, in der alle ökologisch relevanten Teilsysteme, Biotope und Habitate enthalten und vielfältig miteinander vernetzt sind. Unter der Voraussetzung, dass keine Ressourcen-Nutzungen stattfinden, ist ein solches Gebiet als Referenzgebiet für ökosystembezogene Forschungen und Umweltbeobachtung geeignet. Mit dem Deichvorland und den Schutzdünen existieren zwei Bereiche in denen zur Sicherung anderer Schutzgüter (z. B. Hab und Gut des Menschen) Eingriffe notwendig sind. Die sich hier überschneidenden Ansprüche - natürliche Dynamik contra notwendige Einschränkungen - sind nur durch eine Regionalisierung der Zielkonzepte zu lösen. Mit der Zonierung ist bei den bestehenden Wattenmeernationalparken prinzipiell eine solche Regionalisierung erfolgt.

5 Forschungsempfehlungen

Sabine Dittmann & Gregor Scheiffarth

5.1 Einleitung

Die Ökosystemforschung Wattenmeer hat einen erheblichen Erkenntnisgewinn über ökologische Zusammenhänge, Systemreaktionen und die Wechselwirkungen zwischen anthropogenen Einflüssen und ökologischen Prozessen im Wattenmeer ergeben. Dadurch ist in vieler Hinsicht das Verständnis über dieses System gewachsen und dieses Wissen ist für Empfehlungen zu einem naturgerechteren Umgang mit dem Wattenmeer genutzt worden (z. B. STOCK et al. 1996). Es haben sich aber im Zuge der Forschungen auch neue Fragen ergeben. Außerdem konnte im Rahmen der Ökosystemforschung Wattenmeer aus finanziellen und zeitlichen Gründen keine vollständige Systemanalyse (LEUSCHNER 1989; REISE 1997) erfolgen und es sind einige Lebensräume (z. B. Salzwiesen und Dünen) weitgehend ausgeklammert worden.

An dieser Stelle haben wir die Wissenslücken und den Forschungsbedarf, der sich am Ende der Ökosystemforschung Wattenmeer aufzeigt, zusammengestellt und bestimmten Schwerpunkten zugeordnet, die miteinander verknüpft sind. Die Erforschung von Fragen, die hier bestimmten Schwerpunkten zugeordnet sind, kann auch für andere Schwerpunkte wesentlich sein. In der Herleitung der Forschungsempfehlungen sind Querverweise zu den Kapiteln des Gesamtsyntheseberichtes eingefügt, in denen Details zum jeweiligen Wissenstand bzw. den Forschungsdefiziten dargelegt werden. Es wurde auch der in den Teilsynthesen aufgezeigte Forschungsbedarf berücksichtigt; dort sind allerdings einige Bereiche stärker ausgeführt und werden hier nicht detailliert wiederholt (s. STOCK et al. 1996).

Das Ziel dieser Zusammenstellung ist es, eine Richtung für künftige Forschung im Wattenmeer zu weisen, die für die Entwicklung eines forschungspolitischen Rahmens der Küstenforschung nützlich sein kann. In diesem Zusammenhang sei auch auf die derzeit laufende Synthese der Nordseeforschung verwiesen (Synthese und Neukonzeption von Nordseeforschung SYKON). Die in diesem Kapitel genannten Empfehlungen für Forschungsschwerpunkte leiten sich aus der Ökosystemforschung Wattenmeer und der in der Gesamtsynthese erfolgten Evaluierung der Ergebnisse ab. Daher ist die folgende Aufzählung nicht erschöpfend und bestimmte Themenkomplexe, die in der Ökosystemforschung Wattenmeer nicht bearbeitet wurden (z. B. Küstenschutz), haben wir ausgeklammert.

Im folgenden werden zunächst kurz die drei Schwerpunktbereiche und die Grundlagen für die Empfehlungen erläutert.

Verständnis ökologischer Zusammenhänge

Bei den folgenden Empfehlungen sind zahlreiche Fragen aufgeführt, die zu einer weiteren Verbesserung des Systemverständnisses führen sollen. So ergab die intensive Erforschung des Wattenmeeres durch die Ökosystemforschung weitere Fragen zu ökologischen Zusammenhängen. Es zeigte sich, dass in vieler Hinsicht Wissenslücken existieren, selbst grundlegende Kenntnisse über die Biologie der im Wattenmeer vorkommenden Arten sind oft nicht vorhanden. Ein besseres Systemverständnis ist von Bedeutung für den künftigen Umgang mit dem Wattenmeer. Außerdem ist es von wissenschaftlichem Interesse, denn es werden viele aktuelle Themen der Ökologie berührt. So kann eine Bearbeitung dieser Fragen Erkenntnisse geben, die auch für Küstengebiete anderer Meeresregionen hilfreich sind.

Während der Ökosystemforschung ist die Bedeutung von Langzeitforschung deutlich geworden, denn sowohl episodische Ereignisse (z. B. Eiswinter, Stürme) als auch langfristige Entwicklungen (natürlich oder anthropogen bedingt) beeinflussen das System erheblich. Die hohen Schwankungsbreiten vieler Parameter im Wattenmeer machen es schwierig, Bezugswerte festzulegen. Ohne eine Erforschung der Ursachen und Auswirkungen langfristiger Entwicklungen bestimmter Kenngrößen (z. B. Abundanzen von Arten, Konzentrationen von Substanzen) ist eine Beurteilung eines Referenzzustandes oder einer beobachteten Veränderung nicht möglich.

Vorsorgende Forschung

Angesichts klimatischer Veränderungen oder anthropogener Eingriffe in die Natur ist Forschung unersetzlich, die eine Analyse und Abschätzung der Folgen ermöglicht als fundierte Grundlagen verantwortungsbewußten politischen Handelns. Hier können auch einige der in der Ökosystemforschung Wattenmeer angewandten Modellierungsverfahren (WIRTZ & NIESEL 1999) genutzt werden, um (mit entsprechender Vorsicht) Szenarien und Prognosen für langfristige Veränderungen zu erstellen. So ist auch heute, über 10 Jahre nach der Konzeption der Ökosystemforschung Wattenmeer, die Kombination von Grundlagenforschung und angewandter Forschung aktuell und notwendig.

Angesichts des anhaltenden Verlustes biologischer Vielfalt wurden 1992 auf der UN Konferenz in Rio Aktivitäten zur Erhaltung der Biodiversität beschlossen. Hierzu zählen die Erforschung der Biodiversität sowie die Entwicklung von Maßnahmen zum Erhalt der Artenvielfalt (s. STEININGER 1996). Für das Wattenmeer ist der Artenbestand weitgehend erfaßt, allerdings sind historische Veränderungen bekannt, die Konsequenzen für das Ökosystem hatten (REISE 1994; MICHAELIS & REISE 1994; REISE et al. 1989; REISE & SCHUBERT 1987). Sowohl die Verluste als auch das Auftreten von Arten, die bisher nur in anderen Regionen der Erde nachgewiesen wurden, sind wahrscheinlich anthropogen bedingt. Im Zuge der Biodiversitätsforschung sind daher im Wattenmeer Untersuchungen zu den Lebensgeschichten und –strategien von Arten sowie zu Wechselwirkungen zwischen Arten erforderlich, um ihre Bedeutung im Ökosystem besser beurteilen zu können.

Um den ökologischen Zustand des Wattenmeeres fortwährend ermitteln zu können und notwendige länderübergreifende politische Maßnahmen zum seinem Schutz beschließen zu können, haben die drei Anrainerländer (Niederlande, Deutschland, Dänemark) ein gemeinsames Monitoring-Programm beschlossen (s. Kap. 4.4). Dieses Monitoring soll eine begleitende ökologische Forschung beinhalten, um Ursachen und ökologische Bedeutungen von Veränderungen ermitteln zu können.

Umweltprobleme

Während der Laufzeit der Ökosystemforschung Wattenmeer kam es zu Anfragen der Umweltpolitik an das Vorhaben, wenn zur Beratung und Lösung aktueller Probleme wissenschaftliche Erkenntnisse benötigt wurden (z. B. APRON plus, Muschelfischerei, Eutrophierung, „Schwarze Flächen“, Schadstoffe). Diese Situation machte deutlich, dass Forschung und Fachkompetenz unverzichtbar sind, um bei aktuellen Problemen und zur Beurteilung anthropogener Eingriffe wissenschaftlich fundierten Rat zu leisten. Die Notwendigkeit für Forschung bei erkannten Umweltproblemen und möglichen anthropogenen Eingriffen im Wattenmeer ist im folgenden mit aufgeführt.

5.2 Forschung für ein verbessertes Verständnis der ökologischen Zusammenhänge im Ökosystem Wattenmeer und dessen Austausch mit angrenzenden Systemen

- **Ist das Wattenmeer ein ereignisgesteuertes Ökosystem?**

Ereignisse im Wattenmeer sind z. B. das Auftreten von Eiswintern, Stürmen oder Massenentwicklungen bestimmter Arten. Diese Ereignisse sind episodisch und stehen im Fall der Eiswinter wahrscheinlich im Zusammenhang mit der NAO (North Atlantic Oscillation; KRÖNCKE et al. 1998). Die Bedeutung und Folgen von Eiswintern im Wattenmeer sind relativ gut untersucht (GÜNTHER & NIESEL 1999; BEUKEMA 1990; BEUKEMA et al. 1988; DÖRJES 1980) und zeigen z. B. Bestandseinbrüche bei kältesensiblen Arten, erhöhte Ansiedlungserfolge vieler Mollusken und eine veränderte Intensität vieler Wechselwirkungen. Die genauen Mechanismen dieser Reaktionen und ihre weiteren Folgen für das System sind jedoch oft noch unklar. Bestandsschwankungen bei Filtrieren können z. B. Auswirkungen auf den Stoffffluß im System haben (ASMUS & ASMUS 1998). Auf milde Winter folgen meist Jahre mit schlechten Ansiedlungserfolgen vieler Benthosarten, so dass sich die Frage vielleicht auch so stellt, ob milde Winter eher als kalte Winter strukturierende Ereignisse für das Ökosystem Wattenmeer darstellen.

Die Bedeutung von episodischen Massenvorkommen einiger Arten (z. B. Wittling, Planktonalgen *Phaeocystis globosa* oder *Coscinnodiscus concinnus*) sind nur ansatzweise geklärt. Obwohl auch im Rahmen der Ökosystemforschung einige dieser Ereignisse auftraten und untersucht wurden, sind die Ursachen sowie die weiteren Folgen im System trotzdem oft noch bekannt. Da diese Ereignisse entweder Beuteorganismen erheblich dezimieren oder den Stoffffluß im System verändern können (Kap. 2.4), sollten die Biologie und Wechselwirkungen von Arten, die zu Massenentwicklungen neigen, zukünftig intensiver als bisher untersucht werden. Derlei Untersuchungen können wohlgemerkt das Eintreten der Ereignisse nicht verhindern, aber sie können Erkenntnisse liefern, um Maßnahmen einzuleiten, damit ursächliche Faktoren reduziert werden, oder um bei den ersten Anzeichen einer Massenentwicklung rechtzeitig vor den Folgen zu warnen. Dies kann, falls kommerziell genutzte Arten (z. B. Sandgarnele, Miesmuschel) von den Ereignissen betroffen sind, besonders für die Bestandssicherung im Zuge nachhaltiger Nutzung wichtig sein.

Weitere kurzfristige Extremereignisse im Wattenmeer sind Stürme. Aus der Geschichte des Wattenmeeres ist bekannt, dass Stürme immer eine wichtige Rolle bei der Formung der Küstenlinie hatten. Es wird angenommen, dass bei Sturmereignissen ein Großteil des Stoff- und Sedimentaustausches zwischen Wattenmeer und Nordsee erfolgt (Kap. 2.2, 2.3, 3.2; DITTMANN et al. 1999). Da es bislang methodisch und sicherheitstechnisch schwierig ist, bei Sturm Proben zu nehmen, sind Weiterentwicklungen notwendig, um quantitative Untersuchungen vornehmen zu können. Dies ist notwendig, um bisher aufgestellte und noch zu ungenaue Massenbilanzen zu überprüfen.

Wenn das Wattenmeer ein ereignisgesteuertes Ökosystem ist, hat dies neben theoretischen und praktischen Aspekten weiterhin Bedeutung im Falle einer eventuell durch Klimaänderung veränderten Häufigkeit von Eiswintern und/oder Sturmereignissen. Die Auswirkungen solcher Klimaszenarios könnten mit Modellansätzen, wie sie z. B. in ELAWAT erprobt wurden, untersucht werden.

- **Welche Lebensstrategien der Wattenmeerfauna sind für den Charakter dieses Ökosystems wichtig?**

Das Ökosystem Wattenmeer wird von einer vielfältigen Flora und Fauna bewohnt, die temporär oder permanent auf diesen Lebensraum angewiesen ist und durch zahlreiche Wechselbeziehungen sowohl den Stoffaustausch und –umsatz beEinflusst als auch die Lebensgemeinschaften strukturiert (Kap. 2.2, 2.3, 2.4). Um so erstaunlicher ist es, dass für viele Arten des Wattenmeeres Kenntnisse zu deren Autökologie fehlen. Von vielen Arten des Benthos, weniger bekannten Rastvogelarten (z. B. Sanderling, Seetaucher), aber auch nicht kommerziellen Fisch- und Krebsarten (LOZÁN 1990), sind Biologie, Populationsbestand und -dynamik, Nahrungsbedarf sowie raum-zeitliche Verteilungsmuster unbekannt. Dies gilt auch für viele Mikro- und Makroalgen sowie Salzwiesenpflanzen. Eine Reihe von Arten des Wattenmeeres können Dauerstadien (Cysten) bilden und die Bedingungen zu derer Bildung bzw. Remobilisierung, müßten untersucht werden.

Trotz erheblicher Erkenntnisse über trophische Beziehungen durch die Ökosystemforschung Wattenmeer (s. Kap. 2.4) sind genaue Beutespektren und Konsumtionsraten vieler Arten (z. B. Seehunde) nach wie vor nicht erfaßt. Eine genaue Kenntnis trophischer Beziehungen ist wichtig für ein Verständnis der Populationsregulationen und Stoffflüsse im System. Dies hat sich auch bei der Sensitivitätsanalyse des Stoffflußmodells AQEM (Aquatic Ecosystem Model) ergeben (WIRTZ & NIESEL 1999). Ein weiterer Aspekt ist, dass bisherige Untersuchungen im Wattenmeer vielfach auf die Analyse einzelner Prozesse ausgerichtet waren, sich aber die Kenntnisse mehren, dass die Kombination von Prozessen oder biotischen Interaktionen (z. B. Prädation und Störung) wichtig sein kann. Kenntnisse über Strukturierung und Regulierung von Lebensgemeinschaften sind eine Voraussetzung, einschätzen zu können, welchen Effekt eventuell auftauchende Neozoen und Neophyten oder die nachhaltige Schädigung einer Art im Ökosystem Wattenmeer hätten.

Da sich Mobilität als wichtige Eigenschaft der Wattenmeerarten herausstellte, um z. B. auf Störungen reagieren zu können (ARMONIES 1994, 1998; GRIMM et al. 1999), sind für viele Arten genaue Untersuchungen notwendig, um den Modus der Mobilität, ihre Frequenz, Bedeutung und Intensität in verschiedenen Lebensphasen zu analysieren. Die in der Ökosystemforschung eingesetzten und entwickelten Methoden zur Erfassung der Dispersion bieten eine gute Grundlage, um solche Experimente effektiv durchführen zu können. Mobilität ist z. B. auch ein Kennzeichen von Mikroalgen im Wattenmeer, die zwischen Sediment und Wassersäule wechseln.

Bei der Analyse von Stabilitätsmechanismen (z. B. GRIMM et al. 1999) fand sich für einige Arten (z. B. *Carcinus maenas, Macoma balthica)* des Wattenmeeres eine phänotypische Plastizität, die eine optimale Nutzung dieses variablen Lebensraumes ermöglicht. Hierbei handelt es sich um einen genetisch fixierten Mechanismus, der es Organismen ermöglicht, sich möglichst vielfältigen und jeweils aktuellen Umweltbedingungen anzupassen. Ob dies auch bei weiteren Arten der Fall ist, müßte untersucht werden. Dadurch könnte im Vergleich mit anderen marinen Lebensgemeinschaften analysiert werden, ob bestimmte Systemeigenschaften von den Lebenstrategien einzelner Arten oder der Gesamtzahl vorhandener Arten abhängen.

- **Handelt es sich bei den Populationen im Wattenmeer um Teile von Metapopulationen und sind die Bestände im Wattenmeer auf die Zulieferung von Larven/Individuen anderer Teilpopulationen angewiesen?**

Es hat sich bei der Wiederbesiedlung nach Eiswintern gezeigt, dass es trotz der Bestandsrückgänge im Eu- und Sublitoral zur Wiederbesiedlung kommt und z. T. bereits ältere Postlarven im Eulitoral siedeln (z. B. bei *Lanice conchilega*) (GÜNTHER 1999). Dies wirft für einige Arten die Frage auf, wo die Ursprungspopulationen ihrer Bestände im Wattenmeer liegen. Es ist lange bekannt, dass die

Larvenstadien vieler Benthosarten ihre ersten Lebensphasen in der küstennahen Nordsee verbringen, bevor sie in das Wattenmeer driften und sich dort ansiedeln (REISE 1985). Aber stammen diese Larven vornehmlich von Populationen des Wattenmeeres oder von Populationen anderer Küstenregionen der Nordsee? Die Ursprungspopulationen könnten auch im tieferen Sublitoral, in der angrenzenden Nordsee oder sogar im Bereich der englischen Küste und des Ärmelkanals vorkommen.

Die Verwandtschaft von Populationen läßt sich mit enzymatischen oder molekulargenetischen Methoden untersuchen. Sollte sich zeigen, dass die Fauna des Wattenmeeres zu einem großen Teil auf den Import von Larven aus Populationen außerhalb des Wattenmeeres angewiesen ist, hätte dies Implikationen für die „Größe“ des Wattenmeeres, die in ökologischer Sicht dann wesentlich über den eigentlichen Gezeitenbereich vor der Küste hinausginge.

- **Welche Bedeutung haben die sublitoralen Benthosgemeinschaften im Ökosystem Wattenmeer?**

Das Sublitoral nimmt etwa 1/3 der Fläche des Wattenmeeres ein, im Vergleich zum gut untersuchten Eulitoral gibt es darüber aber nur spärliche Erkenntnisse. Die sublitoralen Artenbestände könnten eine wesentliche Rolle für den Stoffaustausch im Wattenmeer und die Bestandsentwicklungen im Eulitoral spielen (Kap. 2.2, 2.3, 2.4, 3.4). Es gibt regionale Unterschiede in der Topographie, Sedimentbeschaffenheit und Hydrographie des Sublitorals, so dass es sich um einen sehr heterogenen Lebensraum handelt. Um den Beitrag des Sublitorals zur Struktur und Funktion des Ökosystems Wattenmeer zu verstehen, ist eine Erfassung des Artbestandes, der Populationsdynamiken und Bestandsentwicklungen erforderlich. Die einstmals im Sublitoral häufigen Sandkorallenriffe und Seegraswiesen boten Lebensraum für eine artenreichen Gemeinschaft, förderten die Sedimentation und schützten vor Erosion (Kap. 2.2).

Wie die Untersuchungen von ELAWAT gezeigt haben, war die Wiederbesiedlung gestörter Wattflächen von der Verfügbarkeit siedlungsfähiger Stadien abhängig. Damit ist Regeneration nicht nur zeitabhängig, sondern auch bestimmt von dem Vorhandensein von Ursprungspopulationen und ungestörtem Transport der Organismen. Es wird bislang angenommen, dass viele Ursprungspopulationen im Sublitoral liegen (s. o.) und es einen starken Austausch von Organismen zwischen Sub- und Eulitoral gibt, dessen Mechanismen und Bedeutungen für das System näher untersucht werden sollten. Eine Beurteilung der Beziehungen zwischen diesen beiden wesentlichen Lebensbereichen des Wattenmeeres ist auch wichtig für die Festlegung von Gebietsgrößen bei Schutzmaßnahmen.

- **Welche ökologischen Unterschiede gibt es zwischen Subregionen des Wattenmeeres?**

Wie die Evaluierung der Ökosystemforschungsergebnisse zeigte (Kap. 2 und 3) gibt es zahlreiche regionale Unterschiede und lokale Eigenheiten bestimmter Wattenmeergebiete. Die Regionen des Wattenmeeres unterscheiden sich in der Küstenmorphologie, im Tidenhub (meso- makrotidal) und in der Exposition zu vorherrschenden Winden und Strömungen. Ergeben sich dadurch auch Unterschiede in der Ökologie der Gebiete? Gerade die zentrale makrotidale Wattenmeerregion zwischen der Eider- und Wesermündung ist weitgehend unerforscht. Welche Ursachen und welche ökologischen Folgen hat es, dass dort fast keine Miesmuschelbänke und Seegraswiesen vorkommen? Regionale Vergleiche könnten auch dazu beitragen, die Generalisierbarkeit und Übertragbarkeit von Erkenntnissen aus bestimmten Wattenmeerregionen auf andere zu prüfen.

- **Welche Beziehungen bestehen im Austausch zwischen der Nordsee und dem Wattenmeer?**

Die Untersuchungen von SWAP und TRANSWATT haben wichtige Erkenntnisse über den Stoffaustausch zwischen dem Wattenmeer und der Nordsee gebracht und gezeigt, dass verschiedene Wattenmeerhabitate als Nährstoffsenken oder -quellen fungieren (Kap. 2.2, 2.3). Daraus ergaben sich noch weitere Fragen, v. a. hinsichtlich einer skalenabhängigen Bilanzierung (z. B. Berücksichtigung regionaler Unterschiede und Anteile verschiedener Habitate für Hochrechnungen). Es müssen genauere *in-situ*-Techniken entwickelt werden, um Nährstoffbilanzen auf verschiedenen Raum- und Zeitskalen zu erstellen. Dies würde helfen, Aussagen zum Gesamtaustausch zwischen beiden Systemen zu präzisieren. Um die Informationen von verschiedenen Skalen zu integrieren, können Modelle hilfreich sein. Angesichts möglicher anthropogener Einflüsse ist auch zu klären, welchen Einfluss Veränderungen in der Nordsee auf das Wattenmeer haben und umgekehrt.

Für den Austausch von Nähr- und Schwebstoffen kommt Salzwiesen und eventuell auch dem flächenmäßig umfangreichen, aber weitgehend unerforschten flachen Sublitoral eine wichtige Funktion zu, die bislang quantitativ noch nicht erfaßt ist.

- **Ließe sich die Erosion in einigen Tidebecken durch Schaffung von Sedimentationsräumen kompensieren?**

Die Untersuchungen der Ökosystemforschung Wattenmeer haben gezeigt, dass in einigen Tidebecken infolge von Küstenbaumaßnahmen die Erosion gegenüber der Sedimentation überwiegt und es zu Flächenverlusten des Eulitorals kommt, die ökologische Auswirkungen haben (Kap. 2). Zur Kompensation dieser Entwicklung ist vorgeschlagen worden, im oberen Eulitoral Sedimentationsräume zu schaffen, indem z. B. Rückdeichungen vorgenommen werden (REISE et al. 1998). Salzwiesen und geschützte Schlick- und Mischwatten können die Fangeffizienz für Feinmaterial besonders erhöhen (Kap. 2.2). Auch Brackwasserröhrichte, die ehemals an der Küste weit verbreitet waren, können für den Sedimenthaushalt, aber auch den Stoffaustausch eine wichtige Rolle spielen (WOLFF 1993).

Als Grundlage zur Entscheidung für derartige Maßnahmen sind weitere Untersuchungen zur Quantifizierung von Akkumulationsraten in den genannten Lebensräumen notwendig sowie eine Bilanzierung der Austauschraten von Feinmaterial v. a. unter Berücksichtigung von Extremereignissen (s. o.). Neben dem Anteil der physikalischen Sedimentation ist auch der Beitrag biogener Komponenten zur Sedimentation und Sedimentstabilisierung zu quantifizieren und deren jeweilige Saisonalität zu erfassen. Rückwirkungen auf Strömungsverhältnisse und daraus resultierende Folgen (z. B. für den Küstenschutz) sind ebenso zu beachten. Die Ergebnisse dieser Untersuchungen können in eine Modellierung einfließen, die eine Berechnung der notwendigen Flächengrößen für Sedimentationsräume vornimmt.

Die Ursachen der unterschiedlichen Entwicklung von Tidebecken sind noch nicht vollständig geklärt. Hier könnte auch der spezifische Schichtaufbau (bindig oder lockere Sande, Mächtigkeit) von Tidebecken eine Rolle spielen. Dies sollte durch regional Vergleiche untersucht werden.

- **Sind die im Wattenmeer gefundenen Regulationsmechanismen generalisierbar?**

Die Untersuchungen der Ökosystemforschung Wattenmeer (SWAP, ELAWAT, s. Kap. 2 und 3) haben eine Reihe von Prozessen und Mechanismen ermittelt, die für das Wattenmeer eine Rolle spielen. Ein Teil dieser Mechanismen (z. B. Mobilität) war bereits aus anderen Untersuchungen als wesentlich für die Reaktion von ästuarinen Lebensgemeinschaften auf Störungen identifiziert worden (COSTANZA et al. 1993). Wie generell gültig sind diese Prozesse also? Funktionieren Küstenökosysteme weltweit weitgehend nach dem gleichen Muster oder werden die Prozesse durch lokalspezifische und

biogeographische Gegebenheiten überlagert? Was sind die individuellen Eigenschaften des Wattenmeeres und worin unterscheidet es sich von Gezeitengebieten in anderen Meeresregionen?

Um zu prüfen, wie generalisierbar die Erkenntnisse der Wattenmeerforschung sind, sind Untersuchungen auf verschiedenen Skalen notwendig. Kurzfristig und kleinräumig können andere Prozesse eine Rolle spielen als langfristig und großskalig (s. DITTMANN et al. 1999). Weiterhin können biogeographische Vergleiche helfen, bei denen z. B. in Küstenökosystemen mit unterschiedlicher Diversität geprüft wird, welche Bedeutung Artenvielfalt und/oder intraspezifische Variabilität für die Reaktion auf Störungen haben (s. o.). Diese Untersuchungen können wichtige Aspekte für das Verständnis ökologischer Zusammenhänge in Küstenökosystemen liefern, aber auch Erfordernisse zu deren nachhaltigem Schutz aufzeigen.

5.3 Vorsorgende Forschung

- **Werden Änderungen infolge globaler Klimaschwankungen zu Veränderungen im Stoffaustausch und Artenbestand des Wattenmeeres führen?**

Die bestehenden Voraussagen zu Klimaänderungen und deren Folgen für den Meeresspiegel und die Meeresströmungen sind widersprüchlich (STERR 1996; VITOUSEK 1994). Während die Zunahme klimarelevanter Gase in der Atmosphäre durch menschliche Aktivitäten unbestritten ist, werden als Folge davon sowohl Erwärmungen als auch neue Kälteperioden prognostiziert. Für den Bereich des Nordostatlantiks und die angrenzenden Meere sagen die Modelle von RAHMSTORF (1997) eine Abkühlung infolge der Umkehr des Golfstroms voraus. Nach anderen Vorhersagen (IPCC 1996) kommt es zu Erwärmungen und einem Meeresspiegelanstieg von 50 cm $Jh.^{-1}$, aber gerade regionale Klimamodellierungen sind noch sehr ungenau. Die Konsequenzen aus beiden Vorhersagen hätten entscheidende Auswirkungen auf das Wattenmeer und die im Küstenbereich lebende Bevölkerung. Nach dem Vorsorgeprinzip ist ein „worst case“ der Klimaänderungen anzunehmen und auf seine ökologischen und sozio-ökonomischen Auswirkungen zu untersuchen.

Um die möglichen Folgen abschätzen zu können, sind Kenntnisse über die Temperatur-empfindlichkeiten der Arten notwendig sowie über die zugrundeliegenden ökophysiologischen Anpassungen bzw. Verhaltensmuster bei Temperaturerhöhungen oder -erniedrigungen. Würde es bei einer Erhöhung der Wassertemperaturen auch zu einer Erhöhung der Primärproduktion kommen? Sequenzen mehrerer kalter oder milder Winter haben Konsequenzen für die Bestände vieler Benthosarten, die weitere Folgen im System haben (s. o.; BEUKEMA 1993, 1991). Bei einer längeren Wärmeperiode könnten sich kälteempfindliche Arten aus dem Sublitoral sowie wärmeren Küstenregionen der Nordsee und des Nordost-Atlantik (z. B. Schlangensterne oder Maulwurfskrebse.) eventuell im Wattenmeer ausbreiten. Sie könnten dort in Konkurrenz zu anderen Arten treten, z. B. dem Sandpierwurm. Auch bei einer Kälteperiode käme es zu Veränderungen im Artenbestand mit Folgen für die Lebensgemeinschaften im Wattenmeer. Eine „natürliche“ Einwanderung infolge langsamer Temperaturveränderung ist z. B. abhängig vom Verbreitungspotential einer Art und den Strömungen. Es gibt im Wattenmeer und der küstennahen Nordsee jedoch auch eingeschleppte Arten aus fernen Meeresregionen, die von Temperaturveränderungen profitieren könnten. Infolgedessen könnte es z. B. zu Rekrutierungserfolgen toxischer Algen kommen. Im Freiland können nur die derzeitigen mehr oder weniger kurzen Kälteperioden untersucht werden, die Auswirkungen langer und sehr langer Kälte- oder Wärmephasen ließen sich nur mit Modellen simulieren. Hierzu wäre aber auch eine Weiterentwicklung von Modellen erforderlich, um z. B. phänotypische Anpassungen simulieren zu können (WIRTZ 1997).

Biogeochemische, physikalische und zahlreiche weitere nichtbiologische Prozesse im Wattenmeer sind temperaturabhängig. Eine Erwärmung würde zu erhöhter Aktivität und Produktivität der Bakterien führen, was weitreichendere Folgen auf den Stoffaustausch und Energiefluß im System haben könnte. Es würden sich voraussichtlich auch die derzeitigen Jahresgänge der Nährstoffentwicklungen und infolgedessen der Phytoplankton- und Zooplanktonentwicklung verändern. Ebenso könnten sich die Schwebstoffmengen ändern und es könnte zu morphologischen Änderungen durch gestiegene oder verlangsamte Resuspension und Sedimentation kommen. Würde eine Erosionstendenz verstärkt werden, wenn infolge eines Meeresspiegelanstieges die Salzwiesenflächen reduziert und damit deren Funktion als Sedimentationsraum eingeschränkt wird? Die Klimamodelle sagen weiterhin entweder eine Zu- oder Abnahme der Sturmhäufigkeit und –intensität voraus (LOZÁN et al. 1998). Der weiter oben aufgeführte Bedarf an Untersuchungen von Sturmereignissen für das Wattenmeer ist auch unter diesem Gesichtspunkt hier notwendig. Die Auswirkungen einer zunehmenden Hydrodynamik (Meerespiegelanstieg, größerer Tidenhub, zunehmende Wellenhöhen) sind eine zentrale interdisziplinäre Zukunftsaufgabe, für die ökologisch orientierte Forschung und Küstenschutzforschung verbunden werden sollten.

- **Welche Auswirkungen hätten Veränderungen der Biodiversität im Wattenmeer?**

Das Wattenmeer hat einen im Vergleich zu benachbarten Lebensräumen geringen Artenbestand (mit Ausnahme der hohen Artzahl der Meiofauna). Hinzu kommen zahlreiche Arten, die zu bestimmten Lebensphasen oder auf ihren Wanderungen obligat an diesen Lebensraum gebunden sind. Es hat in historischer Zeit sowohl Verluste als auch Integration von Arten im Wattenmeer gegeben (REISE 1994; REISE et al. 1989), so dass sich Fragen nach den Auswirkungen von Veränderungen im Artenbestand dieses Ökosystems stellen. Was wäre der natürliche Zustand der Biodiversität im Wattenmeer und gäbe es irgendeinen Referenzzustand, den man erhalten oder wiederherstellen könnte oder sollte? Was bedeutet es angesichts zunehmender Zahl eingeschleppter Arten, dass bislang im Wattenmeer noch Nischen „frei“ sind (REISE et al. 1999)? Auch die oben genannten Untersuchungen zu Lebensstrategien, Aut- und Synökologie von Arten sind unter dem Gesichtspunkt einer Veränderung der Biodiversität notwendig.

Jüngere Untersuchungen haben gezeigt, dass es genetische Unterschiede zwischen Populationen an der Wattenmeer- und weiteren Nordseeküsten gibt und das Vorkommen einer Population an einigen Standorten gefährdet ist (WILHELMSEN 1997). Die ökologische Bedeutung genetischer Diversität unterhalb des Artniveaus sollte daher verstärkt zu einem Forschungsgegenstand werden. Dies könnte auch Erkenntnisse zu Metapopulationen (s. o.) erhöhen.

Für das Wattenmeer fehlt ein operabler Zugang zur Biotop-Diversität. Was sind die Ursachen und Folgen der derzeitigen Rückgänge eulitoraler Seegraswiesen und Muschelbänke? Außerdem müßte der Artbestand regelmäßig und in der Fläche repräsentativ erfaßt werden (s. u.), um etwaige Änderungen zu entdecken. Hierzu sollten auch gezielte Untersuchungen zu seltenen Arten zählen, die oft gefährdet sind und mit Standardverfahren zum Monitoring nicht erfaßt werden. Sollten Änderungen auftreten, stellte sich die Frage, ob es sich um natürliche Artverschiebungen oder um anthropogen bedingte Einflüsse auf die Biodiversität handelt.

- **Wie kann eine effiziente Umweltbeobachtung im Wattenmeer erreicht werden?**

Für das Wattenmeer wurde auf trilateraler Ebene ein Monitoring (TMAP) beschlossen. Die Bewertung des TMAP aus Sicht der Ökosystemforschung (Kap. 4.4) ergab den Bedarf für konzeptuelle und praktische Weiterentwicklungen. Hierzu gehören z. B. eine Konkretisierung der Ecotargets, wie dies beispielsweise bei der Eutrophierung mit einem Projekt zur Identifikation von „problem areas“ und „non-problem areas“ geschieht. Weiterhin besteht ein Mangel an Indikatoren v. a. für sublitorale

Bereiche des Wattenmeeres und der küstennahe Nordsee. Die Einsatzmöglichkeiten und die Effektivität von Fernerkundungsmethoden für diese Bereiche sollten geprüft werden. Die Evaluierung ergab auch, dass die Aussagekraft für einzelne Meßgrößen oft nicht konkret genug ist. Die benötigten Beobachtungsfrequenzen und späteren statistischen Auswertungen sind daher nicht sicher bekannt. Notwendig ist auch eine Effizienzsteigerung von Datenhaltung und –austausch.

Es hat in den vergangenen Jahren eine Entwicklung von Konzepten wie „ecosystem health“ und „ecosystem integrity“ gegeben, deren Übertragbarkeit auf das Wattenmeer unklar ist. Diese Konzepte werden mit Langzeitbeobachtungen in Verbindung gebracht (Kap. 4.4) und ihre Anwendbarkeit für ein Monitoring im Wattenmeer sollte geprüft werden.

So zeigt sich in vielen Fällen der Bedarf für eine begleitende Forschung zum Monitoring. Es ist weiterhin eine Aufgabe der Forschung, die genauen quantitativen Beziehungen zwischen Schadstoffbelastung und Effekt zu ermitteln, z. B. im Fall von TBT. Im Sinne einer Vorsorge ist es oft wünschenswert, Prognosen zu den Effekten bestimmter Substanzen oder Ereignisse zur Verfügung zu haben. Hierzu ist eine stärkere Verbindung von Monitoring, Langzeitforschung und Modellierung (u. a. Nutzung inverser Modellierung) erforderlich.

5.4 Forschung bei Umweltproblemen

- **Welche ökosystemaren Auswirkungen haben Eingriffe im Wattenmeer?**

Trotz zahlreicher positiver Erfolge von Maßnahmen zum Schutz des Wattenmeeres gibt es immer die Gefahr von Umweltkatastrophen (z. B. Tankerunfälle). Auch geplante Eingriffen in das System wie Küstenbaumaßnahmen, Hafenbau, Baggerungen und Verklappungen erfordern umfangreiche Umweltverträglichkeitsprüfungen, die auf jeden Fall ökosystemare Auswirkungen beurteilen sollten. Derartige Untersuchungen können nur von sachkundigen Wissenschaftlern mit interdisziplinärer Erfahrung durchgeführt werden (z. B. Europipe). Wird dem Eingriff stattgegeben, sollten die Effekte langfristig durch eine begleitende Forschung verfolgt werden.

Für eine nachhaltige Nutzung der Ressourcen des Wattenmeeres sollten außerdem Auswirkungen von Fischerei und Aquakulturen erforscht werden.

- **Welche Beziehungen bestehen zwischen Belastungen und deren Effekten im Ökosystem?**

Zu den erkannten Umweltproblemen im Wattenmeer gehören Eutrophierung und Schadstoffbelastung. Obwohl in der Ökosystemforschung und in anderen Forschungsprojekten inzwischen viel Wissen über die Auswirkungen von Schadstoffen und zusätzlichen Nährstoffen gewonnen wurde (s. Kap. 3.1, 3.3), besteht in vielen Fällen noch die Notwendigkeit, quantitative Beziehungen zwischen den Belastungen und deren Effekten, sowohl auf den Organismus, die Populationen als auch die weiteren trophischen Beziehungen und den Stoffffluß im Ökosystem zu erstellen. Diese Untersuchungen sind v. a. für die noch wenig bekannten Effekte von Pestiziden und z. B. TBT auf die Organismen des Wattenmeeres durchzuführen.

Auch die Entstehung und die Folgen ungewöhnlicher und möglicherweise toxischer Algenblüten im Wattenmeer sollten untersucht werden, da diese aufwendigen Analysen nicht erst begonnen werden können, wenn eine derartige Blüte eintreten sollte.

Erkenntnisse aus diesen Untersuchungen sind für eine Vorsorge, aber auch für eine effiziente Umweltbeobachtung im Wattenmeer notwendig.

5.5 Realisierung künftiger Forschungsaktivitäten im Wattenmeer

Die obigen Empfehlungen sind richtungsweisend für künftige Forschungsschwerpunkte im Wattenmeer und der angrenzenden Nordsee. Für eine Umsetzung der in diesem Kapitel genannten Forschungsempfehlungen sind verschiedene Ansätze möglich und nötig, die hier kurz skizziert sind.

An vielen Stellen dieses Kapitels finden sich Verweise auf mögliche Einsätze von Modellen. Aus den Erfahrungen der Ökosystemforschung wird deutlich, dass Modelle eine Integration von Wissen in Verbundvorhaben bewirken können (s. WIRTZ & NIESEL 1999). Modelle können dazu beitragen, gewonnene Erkenntnisse für ein verbessertes Systemverständnis zusammenzufassen sowie für ein Monitoring nutzbar zu machen. In einigen Fällen sind Methodenentwicklungen notwendig, wie die Evaluierung der in der Ökosystemforschung Wattenmeer zum Einsatz gekommenen Modellierungsverfahren zeigte. Empfehlungen zu Förderungen der Weiterentwicklungen von Modellen werden von WIRTZ & NIESEL (1999) gegeben.

In einigen Fällen sind die genannten Forschungsaktivitäten nicht (nur) über Projektförderung erreichbar. So ist für die Untersuchung von Ereignissen ein sofortiger Einsatz qualifizierter Wissenschaftler notwendig, ohne vorherige Beantragung von Mitteln. Hierzu sind bestehende Forschungseinrichtungen an der Küste mit einem ausreichenden Personal- und Sachkostenetat zu versehen, um die nötigen Untersuchungen flexibel und schnell durchführen zu können. Sowohl bei der Projektförderung als auch bei der Forschung über bestehende Institutionen ist es unerläßlich, auch auf erfahrene Wissenschaftler/innen zurückzugreifen und hierfür entsprechende Stellen einzurichten. Die Möglichkeit, über die Promotion oder Post-Doktorandenzeit hinaus wissenschaftlich aktiv zu sein würde die Leistungsfähigkeit und Qualität sowie das Kosten/Nutzen-Verhältnis der deutschen Meeresforschung langfristig erheblich verbessern.

Weitere oben aufgeführten Forschungsempfehlungen sind über Projektförderung zu realisieren. Sind an der Untersuchung eines gemeinsamen Forschungszieles mehrere Disziplinen zu beteiligen, ist ein Verbundprojekt der geeignete Weg, diese Integration zu erreichen (REISE 1997; DITTMANN et al. 1999). In den anderen Fällen, in denen die Forschungsziele durch eine Einzelprojektförderung erreicht werden können, sollte trotzdem eine Integration der Ergebnisse für die Beurteilung von Systemauswirkungen, Systemverständnis und Schutzempfehlungen sichergestellt werden.

5.6 Literatur

Die nach der Jahreszahl mit # gekennzeichneten Zitate sind Veröffentlichungen, die innerhalb der Ökosystemforschung Wattenmeer (Niedersachsen und Schleswig-Holstein) entstanden und Bestandteil einer am Umweltbundesamt geführten Veröffentlichungsliste der ÖSF Wattenmeer sind.

ARMONIES, W. (1994#) Drifting meio- and macrobenthic invertebrates on tidal flats in Königshafen: a review. Helgoländer Meeresunters. 48: 299-320

ARMONIES, W. (1998#) Driftendes Benthos im Wattenmeer: Spielball der Gezeitenströmungen? In: GÄTJE, C. & REISE, K. (Hrsg.): Ökosystem Wattenmeer - Austausch-, Transport- und Stoffumwandlungsprozesse. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg: 473-498.

ASMUS R. & ASMUS H. (1998#) Bedeutung der Organismengemeinschaften für den benthopelagischen Stoffaustausch im Sylt-Römö Wattenmeer. In: GÄTJE, C. & REISE, K. (Hrsg.): Ökosystem Wattenmeer - Austausch-, Transport- und Stoffumwandlungsprozesse. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg: 257-302.

BEUKEMA, J. J. (1990) Expected effect of changes in winter temperatures on benthic animals living in soft sediments in coastal North Sea areas. In: BEUKEMA, J. J. et al. (Hrsg.): Expected Effects of Climatic Change on Marine Coastal Ecosystems. Kluwer Acad. Publ., Dordrecht, S. 83-92

BEUKEMA, J. J. (1991) The abundance of shore crabs *Carcinus maenas* (L.) on a tidal flat in the Wadden Sea after cold and mild winters. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 153: 97-113

BEUKEMA, J. J. (1993) Expected changes in the Wadden Sea benthos in a warmer world: lessons from periods with mild winters. Neth. J. Sea Res. 30: 73-79.

BEUKEMA, J. J., DÖRJES, J. & ESSINK, K. (1988) Latitudinal differences in survival during a severe winter in macrozoobenthic species sensitive to low temperatures. Senckenbergiana marit. 20: 19-30

COSTANZA, R., KEMP, W. M. & BOYNTON, W. R. (1993) Predictability, scale, and biodiversity in coastal and estuarine ecosystems: implications for management. Ambio 22: 88-96

DITTMANN, S, HILD, A., GRIMM, V., GÜNTHER, C.-P., NIESEL, V., VILLBRANDT, M., BIETZ, H., SCHLEIER, U. (1999) Joint Research Projects: Experiences and Recommendations. In: DITTMANN, S. (Hrsg.) The Wadden Sea Ecosystem - Stability Properties and Mechanisms Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg. S. 267-280.

DÖRJES, J. (1980) Auswirkungen des kalten Winters 1978/79 auf das marine Makrobenthos. Natur u. Museum 110: 109-115.

GÜNTHER, C.-P. (1999) Settlement, Secondary Dispersal and Turnover Rate of Benthic Macrofauna. In: DITTMANN, S. (Hrsg.) The Wadden Sea Ecosystem - Stability Properties and Mechanisms Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg. S. 133-146.

GÜNTHER, C.-P. & NIESEL, V. (1999) Effects of the Ice Winter 1995/96. In: DITTMANN, S. (Hrsg.) The Wadden Sea Ecosystem - Stability Properties and Mechanisms Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg. S. 193-200.

GRIMM, V., BIETZ, H., GÜNTHER, C.-P., HILD, A., VILLBRANDT, M., NIESEL, V., SCHLEIER, U. & DITTMANN, S. (1999) Stability Properties in the Wadden Sea. In: DITTMANN, S. (Hrsg.) The Wadden Sea Ecosystem - Stability Properties and Mechanisms Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg. S. 227-259.

IPCC (Hrsg.) (1996) Second Assessment Report of Climate Change. Chap. 9: Impacts of Climate Change on Coastal Zones and Small Islands.

KRÖNCKE, I., DIPPNER, J. W., HEYEN, H. & ZEISS (1998) Long-term changes in macrofaunal communities off Norderney (East Frisia, Germany) in relation to climate variability. Mar. Ecol. Prog. Ser. 167: 25-36

LEUSCHNER, C. (1989) Ökosystemforschung Wattenmeer-. Hauptphase Teil I. Erarbeitung der Konzeption sowie der Organisation des Gesamtvorhabens (Forschungsverbund). UBA Texte 10/98

LOZÁN, J. L. (1990) Zur Gefährdung der Fischfauna – Das Beispiel der diadromen Fischarten und Bemerkungen über andere Spezies. In: LOZÁN, J. L., LENZ, W., RACHOR, E., WATERMANN, B. & V. WESTERNHAGEN, H. (Hrsg.): Warnsignale aus der Nordsee. Verlag Paul Pary, Berlin Hamburg. S. 231-249

LOZÁN, J. L., GRAßL, H., HUPFER, P. & STERR, H. (Hrsg.) (1998) Warnsignal Klima. Wiss. Auswertungen, Hamburg. 463 S.

MICHAELIS, H. & REISE, K. (1994) Langfristige Veränderungen des Zoobenthos im Wattenmeer. In: LOZÁN, J. L. , RACHOR, E., REISE, K., V. WESTERNHAGEN, H. & LENZ, W. (Hrsg.) Warnsignale aus dem Wattenmeer. Blackwell Wissenschafts-Verlag Berlin: 106-116.

RAHMSTORF, S. (1997) Ice-cold in Paris. New-Sci. 153, No. 2068: 26-31

REISE, K. (1985) Tidal Flat Ecology. Springer-Verlag, Berlin. 191 S.
REISE, K. (1994) Changing life under the tides of the Wadden Sea during the 20th century. Ophelia, Suppl. 6: 117-125.
REISE, K. (1997) Reflexionen zur interdisziplinären Küstenforschung – eine Swapliche Nachlese. DGM-Mitteilungen 1-2/1997, S. 5-8
REISE, K. HERRE, E & STURM, M. (1989) Historical changes in the benthos of the Wadden Sea around the island of Sylt in the North Sea. Helgoländer Meeresunters. 43: 417-433
REISE, K. & SCHUBERT, A. (1987) Macrobenthic turnover in the subtidal Wadden Sea: the Norderaue revisited after 60 years. Helgoländer Meeresunters. 41: 69-82.
REISE, K., KÖSTER, R., MÜLLER, A., ARMONIES, W., ASMUS, H., ASMUS, R., HICKEL, W. & RIETHMÜLLER, R. (1998#) Austauschprozesse im Sylt-Römö Wattenmeer: Zusammenschau und Ausblick. In: GÄTJE, C. & REISE, K. (Hrsg.): Ökosystem Wattenmeer - Austausch-, Transport- und Stoffumwandlungsprozesse. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg: 529-558.
REISE, K., GOLLASCH, S. & WOLFF, W. J. (1999) Introduced marine species of the North Sea coasts. Helgoländer Meeresunters. 52: 219-234.
STEININGER, F. F. (1996) Agenda Systematik 2000: Erschließung der Biosphäre. Kleine Senckenberg Reihe 22. Verlag Waldemar Kramer, Frankfurt.
STERR, H. (1996) Klimawandel und mögliche Auswirkungen auf die deutsche Nordseeküste. In: Klimaänderung und Küste. SDN Heft 1/1996: 9-30.
STOCK et al. (1996) Ökosystemforschung Wattenmeer – Synthesebericht: Grundlagen für einen Nationalparkplan.- Schriftenreihe des Nationalparks Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer, Heft 8, 784 S.
VITOUSEK, P. M. (1994) Beyond global warming: ecology and global change. Ecology 75: 1861-1876.
WILHELMSEN, U. (1997) Populationsgenetik und -ökologie von drei *Littorina*-Arten (Gastropoda) der Nord- und Ostseeküste. Dissertation Universität Hamburg, 185 S.
WIRTZ, K. (1997) Modellierung von Anpassungsvorgängen in der belebten Natur. Dissertation Universität Kassel.
Wirtz, K. & Niesel, V. (1999) Modelle in der Ökosystemforschung: Methoden, Bewertung und Empfehlungen - eine Synthese aus der Ökosystemforschung Wattenmeer. Forschungszentrum Terramare, Berichte Nr. 11b, Wilhelmshaven, 126 S..
WOLFF, W. J. 1993. Netherlands-Wetlands. Hydrobiologia 265: 1-14

5.7 Gesamtliteratur

Abt, K. F. (1995) Nahrungsbedarf der Seehunde (Phoca vitulina L.) im Sylt-Rømø-Wattenmeer-Gebiet. SWAP Abschlußbericht Teilprojekt 1.7b/2.5b/4.5b, Büsum.

Abt, K. F. (1997) Common Seals in the Wadden Sea in 1997. Wadden Sea News Lett. 1997-2: 46.

Abt, K. F. (1998#) Häufigkeit und Verteilung der Seehunde (Phoca vitulina) im Sylt-Rømø Wattenmeer. In: Gätje, C. & Reise K. (Hrsg.): Ökosystem Wattenmeer - Austausch-, Transport-, und Stoffumwandlungsprozesse. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg: 95-99.

AG MQZ - Nationale Arbeitsgruppe Meeresqualitätsziele (o. J. Zusammenfassung möglicher Qualitätsziele im Meeresbereich: Anlage 7.02/Rev.2, unveröff.

AGBR - Ständige Arbeitsgruppe der Biosphärenreservate in Deutschland (Hrsg.) (1995) Biosphärenreservate in Deutschland, Springer, Berlin, Heidelberg, New York: 377 S.

AIEST – Association Internationale d´Experts Scientifiques du Tourisme (Hrsg.), (1988) Tagesausflugsverkehr und seine Auswirkungen. Vol 29, St. Gallen.

Albrecht, A. & Reise, K. (1994#) Effects of Fucus vesiculosus covering intertidal mussel beds in the Wadden Sea. Helgoländer Meeresunters. 48: 243-256.

Anderson, J. G. & P. S. Meadows (1978) Microenvironments in marine sediments. Proc. Royal Soc. Edinburgh. 76 B: 1-16.

Andres, D. (1995) Erfassung sublitoraler Miesmuschelvorkommen im Nationalpark Niedersächsiches Wattenmeer mit begleitender Öffentlichkeitsarbeit. Teil 1: Unterwasser-Videokartierung der Miesmuschelbänke im Auftrag der Stiftung Niedersächsisches Wattenmeer. Abschlußbericht: 72 S. (unveröffentl.).

Anonymus (1785) Wohlbewährte Fischgeheimnisse oder deutlicher Unterricht von der großen Nutzbarkeit der Fischerey. Nürnberg. In: Archiv für Fischereigeschichte. Darstellungen und Quellen. Berlin 1914: 139-140.

Armonies, W. (1994#) Drifting meio- and macrobenthic invertebrates on tidal flats in Königshafen: a review. Helgoländer Meeresunters. 48: 299-320.

Armonis, W. (1998) Driftendes Benthos im Wattenmeer: Spielball der Gezeitenstömungen? In: Gätje, C. & Reise, K. (Hrsg.): Ökosystem Wattenmeer: Austausch, Transport und Stoffumwandlungsprozesse. Springer, Berlin: 473-498

Arntz, W., Günther, C.-P., Jaklin, S. & Heuers, J. (1997) Initialansiedlung, Dispersion und Rekrutierung benthischer Makrofauna. ELAWAT-Abschlußbericht, Teilprojekt B7, 130 S.

ARSU (1989) Programmkonzeption zur Ökosystemforschung im niedersächsischen Wattenmeer, Arbeitsgruppe für regionale Struktur- und Umweltforschung GmbH, Oldenburg. Umweltbundesamt Texte 11/89. 179 S.

ARSU, (1989) Programmkonzeption zur Ökosystemforschung im niedersächsischen Wattenmeer. UBA-Texte 11/89, Berlin, 179 S.

Asmus, H. & Asmus, R. (1993) Phytoplankton-mussel bed interactions in intertidal ecosystems. In: Dame, R. F. (Edt.): Bivalve filter feeders in Estuarine and Coastal Ecosystem Processes.Springer-Verlag, New York, S. 57-84.

Asmus, H. (1987) Secondary production of an intertidal mussel bed community related to its storage and turnover compartments. Mar. Ecol. Prog. Ser. 39: 251-266.

Asmus, H. (1992) Eutrophierung und Sauerstoffzehrung. In: Unendliches Meer. Zerstörung des Ökosystems. Gelpke, N.K. (Hrsg.) Focus Verlag, Gießen: 38-54.

Asmus, H. (1994#) Benthic grazers and suspension feeders: which one assumes the energetic dominance in Königshafen? Helgoländer Meeresunters. 48: 217-231.

Asmus, H., Asmus, R. & Reise, K. (1990) Exchange processes in an intertidal mussel bed: a Sylt-flume study in the Wadden Sea. Ber. Biol. Anst. Helgoland, Hamburg 6, 79 S.

Asmus, H., Asmus, R. M., Prins, T. C., Dankers, N., Francés, G., Maaß, B. & Reise, K. (1992#) Benthic-pelagic flux rates on mussel beds: tunnel and tidal flume methodology compared. Helgoländer Meeresunters. 46: 341-361.

Asmus, H., Lackschewitz, D., Asmus, R., Scheiffarth, G., Nehls, G. & Herrmann, J.-P. (1998a#) Transporte im Nahrungsnetz eulitoraler Wattflächen des Sylt-Rømø Wattenmeeres. In: Gätje, C. & Reise, K. (Hrsg.): Ökosystem Wattenmeer - Austausch-, Transport- und Stoffumwandlungsprozesse. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg: S. 393-420.

Asmus, R. & Asmus, H. (1991) Mussel beds: limiting or promoting phytoplankton? J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 148: 215-232.

Asmus, R. & Asmus, H. (1996) Bedeutung der Organismengemeinschaften für den bentho-pelagischen Stoffaustausch. SWAP Synthesebericht: 214-251.

Asmus, R. & Asmus, H. (1998#) Bedeutung der Organismengemeinschaften für den benthopelagischen Stoffaustausch im Sylt-Rømø Wattenmeer. In: Gätje, C. & Reise, K. (Hrsg.): Ökosystem Wattenmeer - Austausch-, Transport- und Stoffumwandlungsprozesse. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg: S. 257-302.

Asmus, R. M. & Asmus, H. (1991) Mussel beds, limiting or promoting phytoplankton? J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 148: 215-232.

Asmus, R. M., Jensen, M. H., Jensen, K. M., Kristensen, E., Asmus, H. & Wille, A. (1998b#) The Role of Water Movement and Spatial Scaling for Measurements of Dissolved Inorganic Nitrogen Fluxes in Intertidal Sediments. Estuarine, Coastal and Shelf Science 46: 221-232.

Asmus, R., Asmus, H., Wille, A., Zubillaga, G. F. & Reise, K. (1994a#) Complementary oxygen fluxes in seagrass beds and mussel banks?. In: Dyer, K. R. & Orth, R. J. (Edts.): Changes in Fluxes in Estuaries: Implications from Science to Management. Olsen & Olsen, Fredensborg, S. 227-237.

Asmus, R., Gätje, C. & de Jonge, V. N. (1994b) Mikrophytobenthos – empfindliche Oberflächenhaut des Wattbodens. In: Lozán, J. L., Rachor, E., Reise, K., v. Westernhagen, H. & Lenz, W. (Hrsg.): Warnsignale aus dem Wattenmeer. Blackwell, Berlin: S.75-81

Asmus, R., Jensen, M. H. Murphy, D. & Doerffer, R. (1998#) Primärproduktion von Mikrophytobenthos, Phytoplankton und jährlicher Biomasseertrag des Makrophytobenthos im Sylt-Rømø Wattenmeer. In: Gätje, C. & Reise, K. (Hrsg.): Ökosystem Wattenmeer - Austausch-, Transport- und Stoffumwandlungsprozesse. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg: 367-391.

Asmus, R., Jensen, M. H., Murphy D. & Doerffer, R. (1998) Primärproduktion von Mikrophytobenthos, Phytoplankton und jährlicher Biomasseertrag des Makrophytobenthos im Sylt-Rømø-Wattenmeer. – In: Gätje, C. & Reise, K. (Hrsg.). Ökosystem Wattenmeer – Austausch-, Transport- und Stoffumwandlungsprozesse, Springer, Berlin: 367- 391.

Asmus, R., Jensen, M. H., Murphy, D. & Doerffer, R. (1996) Primärproduktion von Mikrophytobenthos, Phytoplankton und jährlicher Biomasseertrag des Makrophytobenthos. SWAP Synthesebericht: 299-318.

Asmus, R., Jensen, M.H., Murphy, D. & Doerffer, R. (1998c#) Primärproduktion von Mikrophytobenthos, Phytoplankton und jährlicher Biomasseertrag des Makrophytobenthos im Sylt-Römö Wattenmeer. In: Gätje, C. & Reise, K. (Hrsg.): Ökosystem Wattenmeer - Austausch-, Transport- und Stoffumwandlungsprozesse. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, S. 367-391.

Austen, G., Fanger, H.-U., Kappenberg, J., Müller, A., Pejrup, M., Ricklefs, K., Ross, J. & Witte, G. (1998#) Schwebstofftransport im Sylt-Rømø Tidebecken: Messungen und Modellierung. In: Gätje, C. & Reise, K. (Hrsg.): Ökosystem Wattenmeer - Austausch-, Transport- und Stoffumwandlungsprozesse. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg: S. 185-214.

Austen, I. & Witte, G. (1997) Comparison of the erodibility of oxic and anoxic sediments in the East Frisian Wadden Sea. Forschungszentrum Terramare Berichte Nr. 2: 75-76.

Austen, I. (1992#) Geologisch-sedimentologische Kartierung des Königshafens (List/Sylt). Meyniana 44: 45-52.

Austen, I. (1994#) The surficial sediments of Königshafen - variations over the past 50 years. Helgoländer Meeresunters. 48: 163-171.

Austen, I. (1997#) Temporal and spatial variations of biodeposits - a preliminary investigation of the role of faecal pellets in the Sylt-Rømø tidal area. Helgoländer Meeresunters. 51: 281-294.

Backhaus, J., Hartke, U., Hübner, U., Lohse, H. & Müller, A. (1998#) Hydrographie und Klima im Lister Tidebecken. In: Gätje, C. & Reise, K. (Hrsg.): Ökosystem Wattenmeer - Austausch-, Transport- und Stoffumwandlungsprozesse. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg: S. 39-54.

Bakker, H. S. (1956) Norderney – Vom Fischerdorf zum Nordseeheilbad. Walter Dorn Verlag, Bremen-Horn, 122 S.

Bakker, J. (1994) Schadstoffe in Miesmuscheln. In: Lozán, J. L., Rachor, E., Reise, K., Westernhagen, H. von & Lenz, W. (Hrsg.). Warnsignale aus dem Wattenmeer. Blackwell Wissenschafts-Verlag, Berlin: 132-144.

Bakker, J. F., Bartelds, W., Becker, P. H., Bester, K., Dijkshuizen, D., Fredriks, B. & Reineking, B. (1999) 4. Marine Chemistry. In: De Jong, F., Bakker, J. F., van Berkel, C. J. M., Dankers, N. M. J. A., Dahl, K., Gätje, C., Marencic, H. & Potel, P. (Hrsg.): 1999 Wadden Sea Quality Status Report. Wadden Sea Ecosystem No. 9 Common Wadden Sea Secretariat. Trilateral Monitoring Group. Quality Status Group. Wilhelmshaven, Germany: 85-117.

Bakker, J.P., de Leeuw, J., Dijkema, K. S., Leedertse, P. C., Prins, H. H. T. & Rozema, J. (1993) Salt marshes along the coast of The Netherlands. Hydrobiologia 265: 73-95.

Baretta-Bekker, J. G., Duursma, E. K. & Kuipers, B. R. (1992) Enzyclopedia of marine sciences. - Springer-Verlag, Berlin.

Barth, S. & Köck, W. (Hrsg.) (1997) Qualitätsorientierung im Umweltrecht - Umweltqualitätsziele für einen nachhaltigen Umweltschutz. Rhombos-Verlag, Berlin: 248 S.

Bartholdy, J. & Pejrup, M. (1994) Holocene Evolution of the Danish Wadden Sea. Senckenbergiana marit. 24: 187-209.
Bartholdy, J. & Pheiffer Madsen, P. (1985) Accumulation of fine-grained material in a Danish tidal area. Mar. Geol. 67: 121-137.
Bartholdy, J. (1997) Import of fine-grained sediment to a Wadden Sea tidal inlet. Forschungszentrum Terramare Berichte Nr. 2: 23.
Bartholomä, A. & Flemming, B. W. (1996) Zur Sedimentdynamik in den ostfriesischen Rückseitenwatten und den Veränderungen durch natürliche und anthropogene Einflüsse. In: Schutzgemeinschaft Deutsche Nordseeküste e. V. (Hrsg.): Klimaänderung und Küste. Schriftenreihe der Schutzgemeinschaft Deutsche Nordseeküste Heft Nr. 1: S. 70-90.
Baumfalk, Y. A. (1979) Heterogeneous grain size distribution in tidal flat sediment caused by bioturbation activity of Arenicola marina (Polychaeta). Neth. J Sea Res. 13: 428
Bayerl, K. (1992) Zur jahreszeitlichen Variabilität der Oberflächensedimente im Sylter Watt nördlich des Hindenburgdammes. Ber. Forsch.- u. Technologiezentrum Westküste, Univ. Kiel 2: 134 S.
Bayerl, K., Austen, I., Köster, R., Pejrup, M. & Witte, G. (1998#) Dynamik der Sedimente im Lister Tidebecken. In: Gätje, C. & Reise, K. (Hrsg.): Ökosystem Wattenmeer - Austausch-, Transport- und Stoffumwandlungsprozesse. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg: S. 127-159.
Bayerl, K.-A. & Köster, R. (1998#) Morphogenese des Lister Tidebeckens. In: Gätje, C. & Reise, K. (Hrsg.): Ökosystem Wattenmeer - Austausch-, Transport- und Stoffumwandlungsprozesse. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg: S. 25-30.
Becker, P. H. (1992) Egg mercury levels decline with the laying sequence in Charadriiformes. Bull. Environ. Contam. Tocixol. 48: 762-767.
Becker, P. H., Furness, R. W. & Henning, D. (1993) The value of chick feathers to assess spatial and interspecific variation in the mercury contamination of seabirds. Environmental Monitoring and Assessment 28: 255-262.
Becker, P. H., Heidmann, W. A., Büthe, A., Frank, D., Koepff, C. (1992) Umweltchemikalien in Eiern von Brutvögeln der Deutschen Nordseeküste: Trends 1981 - 1990. – J. Orn. 133: 109 – 124.
Becker, P. H., Mattig, F. R., Bietz, H. & Gießing, K. (1996) Schadstoffanreicherung im Nahrungsnetz des Wattenmeeres. Ökosystemforschung Niedersächsisches Wattenmeer. Forschungsbericht 108 02 085 / 21: 349 S
Becker, P. H., Thyen, S., Mickstein, S., Sommer, U. & Schmieder, K. R. (1998) Monitoring Pollutants in coastal bird eggs in the Wadden Sea. Final Report of the Pilot Study 1996-1998. Wadden Sea Ecosystem No. 8. Common Wadden Sea Secretariat, Wilhelmshaven: 59-101.
Bedard, J., Therriault, J. C. & Berube, J. 1980. Assessment of the importance of nutrient recycling by seabirds in the St. Lawrence Estuary. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 37: 583-588.
Beermann-Schleiff, S., Breckling, P. & Nellen, W. (1991#) Fischereibiologische Untersuchungen im Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer. Arb. Dt. Fischereiverb. 52: 29-44.
BEHRENDS, B. (1997#) Aminosäuren in Sedimenten und Partikeln des Wattenmeeres. Dissertation Universität Oldenburg. 168 S.
Behrends, B. (1997) Aminosäuren in Sedimenten und Partikeln des Wattenmeeres. Diss. Univ. Oldenburg: 168 S.
Behrenfeld, M. J., Bale, A. J., Kolber, Z. S., Aiken, J. & Falkowski, P. G. (1996) Confirmation of iron limitation of phytoplankton photosynthesis in the equatorial Pacific Ocean. Nature 383: 508-511.
Bengen, E., Wördemann, W. (1992) Badeleben – Zur Geschichte der Seebäder in Friesland. Isensee, Oldenburg.
Benke, H. & Siebert, U. (1994) Zur Situation der Kleinwale im Wattenmeer und in der südöstlichen Nordsee. In: Lozán, J. L., Rachor, E., Reise, K., Westernhagen, H. von & Lenz, W. (Hrsg.).
Berg, S., Krog, C., Muus, B., Nielsen, J., Fricke, R., Berghahn R., Neudecker Th. & Wolff, W. J. (1996#) Red list of lampreys and marine fishes of the Wadden Sea. Helgoländer Meeresunters. 50, Suppl., 101-105.
Berghahn, R. & Vorberg, R. (1997) Garnelenfischerei und Naturschutz im Nationalpark. Schriftenreihe des Nationalparks Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer, Heft 6, 86 S.
Berghahn, R. & Vorberg, R. (1997) Garnelenfischerei und Naturschutz im Nationalpark. Schriftenreihe des Nationalparks Schleswig-Hosteinisches Wattenmeer. Heft 6: 85 S.
Berghahn, R. & Vorberg, R. 1998. Schwierigkeiten bei der Auswahl und der Bewertung von Referenzgebieten. In: SDN (Hrsg.): Referenzgebiete – Sinn und Unsinn von nutzungsfreien Zonen an unseren Küsten.
Berghahn, R. (1983) Studies on flatfish and brown shrimp (Crangon crangon) from tidal flats of the Wadden Sea following their transition to a bottom-dwelling mode of life. Helgoländer Meeresunters. 36: 163-181.

Berghahn, R. (1990) Biologische Veränderungen im Wattenmeer. In: Lozán, J. L., Lenz, W., Rachor, E., Watermann, B. & v. Westernhagen, H. (Hrsg.): Warnsignale aus der Nordsee. Paul Parey Verlag, Berlin, Hamburg. S. 202-212.

Berghahn, R. (1990) Biologische Veränderungen im Wattenmeer. In: Lozán, J. L., Lenz, W., Rachor, E., Watermann, B. & Westernhagen, H. von. Warnsignale aus der Nordsee. Paul Parey Verlag, Berlin: 202-212.

Berghahn, R. (1996#) Episodic mass invasions of juvenile gadoids into the Wadden Sea and their consequences for the population dynamics of brown shrimp (Crangon crangon). P.S.Z.N.I. Mar. Ecol. 17: 251-260.

Berghahn, R., Bullock, A. M. & Karakiri, M. (1993#) Effects of solar radiation on the population dynamics of juvenile flatfish in the shallows of the Wadden Sea. J. Fish. Biol. 42: 329-345

Berghahn, R., Lüdemann, K. & Ruth, M. (1995#) Differences in individual growth of newly settled O-group plaice (Pleuronectes platessa L.) in the intertidal of neighbouring Wadden Sea areas. Neth. J. Sea Res. 34: 131-138

Berghahn, R., Waltemath, M. & Rijnsdorp, A. D. (1992) Mortality of fish from the by-catch of shrimp vessels in the North Sea. J. Appl. Ichthyol. 8: 293-306.

Bergmann, H.-H., Stock, M. & ten Thoren, B. (1994) Ringelgänse. Arktische Gäste an unseren Küsten. Aula-Verlag, Wiesbaden.

Bernem, C. v. & Lübbe, T. (1997) Öl im Meer - Katastrophen und langfristige Belastungen. Darmstadt: Wiss. Buchges. 177 S.

Berner, R. A. (1976) The benthic boundary layer from the viewpoint of a geochemist. In: McCave, J. N. (Hrsg.). The Benthic Boundary Layer. 1st. 3: 33-55. Plenum Press. New York, London.

Bester, K. & Faller, J. T. (1994) Persistente synthetische organische Schadstoffe im Wattenmeer. In: Lozán, J. L., Rachor, E., Reise, K., Westernhagen, H. von & Lenz, W. (Hrsg.). Warnsignale aus dem Wattenmeer. Blackwell Wissenschafts-Verlag Berlin: 37-42.

Beukema, J. J. & Cadée, G.C. (1996) Consequences of the sudden removal of nearly all mussels and cockles from the Dutch Wadden Sea. P.S.Z.N.I. Mar. Ecol. 17: 279-289.

Beukema, J. J. (1979) Biomass and species richness of the macrobenthic animals living on a tidal flat area in the Dutch Wadden Sea: effects of a severe winter. Neth. J. Sea Res. 13: 203-223.

Beukema, J. J. (1983a) Quantitative data on the benthos of the Wadden Sea proper. In: Wolff, W. J. (Hrsg.): Ecology of the Wadden Sea. A. A. Balkema, Rotterdam: 4/134-4/142.

Beukema, J. J. (1983b) The role of the larger invertebrates in the Wadden Sea ecosystem. In: Wolff, W. J. (Hrsg.): Ecology of the Wadden Sea. A. A. Balkema, Rotterdam: 4/211-4/221.

Beukema, J. J. (1987) Influence of the predatory polychaete Nephtys hombergii on the abundance of other polychaetes. Mar. Ecol. Prog. Ser. 40: 95-101.

Beukema, J. J. (1989) Long-term changes in macrozoobenthic abundance on the tidal flats of the western part of the Dutch Wadden Sea. Helgoländer Meeresunters. 43: 405-415.

Beukema, J. J. (1991a) The abundance of shore crabs Carcinus maenas (L.) on a tidal flat in the Wadden Sea after cold and mild winters. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 153: 91-113.

Beukema, J. J. (1991b) Changes in composition of bottom fauna of a tidal-flat area during a period of eutrophication. Mar. Biol. 111: 293-301.

Beukema, J. J. (1992) Dynamics of juvenile shrimp Crangon crangon in a tidal-flat nursery of the Wadden Sea after mild and cold winters. Mar. Ecol. Prog. Ser. 83: 157-165.

Beukema, J. J. (1993a) Expected changes in the Wadden Sea benthos in a warmer world: lessons from periods with mild winters. Neth. J. Sea Res. 30: 73-79.

Beukema, J. J. (1993b) Increased mortality in alternative bivalve prey during a period when the tidal flats of the Dutch Wadden Sea were devoid of mussels. Neth. J. Sea Res. 31: 395-406.

Beukema, J. J., Cadée, G.C. & Dekker, R. (1998) How two large-scale „experiments“ illustrate the importance of enrichment and fishery for the functioning of the Wadden Sea ecosystem. Senckenbergiana marit. 29: 37-44.

Beukema, J. J., Essink, K., Michaelis, H. & Zwarts, L. (1993) Year-to-year variability in the biomass of macrobenthic animals on tidal flats of the Wadden Sea: how predictable is this food source for birds? Neth. J. Sea Res. 31: 319-330.

Beusekom, van, J. E., Brockmann, U. H., Hesse, K. J., Hickel, W., Poremba, K. & Tillmann, U. (1998) Sediment - water interaction in the German Wadden Sea and adjacent coastal zone. KUSTOS/TRANSWATT: 255-277.

Black, L. F. (1980) The biodeposition cycle of a surface deposit-feeding bivalve, Macoma balthica (L.). In: Kennedy, V. S. (Hrsg.) Estuarine Perspectives. Academic Press, New York: S. 389-402.

BMU - Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (Hrsg.) (1998a) Nachhaltige Entwicklung in Deutschland - Entwurf eines umweltpolitischen Schwerpunktprogrammes, Bonn: 147 S.

BMU - Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (Hrsg.) (1996) Schritte zu einer nachhaltigen, umweltgerechten Entwicklung: Umweltziele und Handlungsschwerpunkte in Deutschland. Bonn: 22 S.

BMU - Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (Hrsg.) (1997a) Auf dem Weg zu einer nachhaltigen Entwicklung in Deutschland. Bericht der Bundesregierung anläßlich der VN-Sondervollversammlung über Umwelt und Entwicklung 1997 in New York. Bonn: 90 S.

BMU - Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (Hrsg.) (1997b) Ökologie. Grundlage einer nachhaltigen Entwicklung in Deutschland. Tagungsband zum Fachgespräch 29. und 30. April 1997 in Bonn: 173 S.

BMU - Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (Hrsg.) (1997c) Schritte zu einer nachhaltigen, umweltgerechten Entwicklung. Berichte der Arbeitskreise anläßlich der Zwischenbilanzveranstaltung am 13. Juni 1997. Bonn: 126 S.

BMU - Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (Hrsg.) (1998a) Nachhaltige Entwicklung in Deutschland - Entwurf eines umweltpolitischen Schwerpunktprogrammes, Bonn: 147 S.

BMU - Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (Hrsg.) (1998b) Ziele des Naturschutzes und einer nachhaltigen Naturnutzung in Deutschland. Tagungsband zum Fachgespräch 24. und 25. März 1998 in Bonn: 187 S.

BMU - Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (Hrsg.) (1998d) Umweltpolitik - Umweltbericht 1998. Drucksache 13/10735, Bonn: 209 S.

BMU - Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (Hrsg.) (1999) Ziele des Naturschutzes und einer nachhaltigen Naturnutzung in Deutschland – Küsten und Randmeere. Tagungsband zum Fachgespräch 07. Dezember 1998 in Hamburg: 120 S.

BMU (1998b) Umweltbericht 1998. Bericht über die Umweltpolitik der 13. Legislaturperiode. Bundestagsdrucksache 13/10735: 209 S.

Boddeke, R. (1978) Changes in the stock of brown shrimp (Crangon crangon L.) in the coastal area of the Netherlands. Rapp. P.-v. R. un. Cons. Int. Explor. Mer 172: 239-249.

Boddeke, R. (1993) Phosphat und Fische in der Nordsee. Schriftenreihe Schutzgemeinschaft Deutsche Nordseeküste 3: 58-75.

Boddeke, R., Daan, N., Posthuma, K. H., Veen J. F. de & Zijlstra, J. J. (1969) A census of juvenile demersal fish in the Dutch Wadden Sea, the Zeeland nursery ground, the Dutch coastal area and the open sea areas off the coasts of The Netherlands, Germany and the southern part of Denmark. Ann. biol. Copenhagen 26, 269-275.

Bodenbender, J. & Papen, H. (1998#) Bedeutung gasförmiger Komponenten an den Grenzflächen Sediment/Atmosphäre und Wasser/Atmosphäre im Sylt-Rømø Wattenmeer. In: Gätje, C. & Reise, K. (Hrsg.): Ökosystem Wattenmeer - Austausch-, Transport- und Stoffumwandlungsprozesse. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg: S. 303-340.

Bodenbender, J. & Papen, H. (1998) Bedeutung gasförmiger Komponenten an den Grenzflächen Sediment/Atmosphäre und Wasser/Atmosphäre im Sylt-Rømø Wattenmeer. In: Gätje, C. & Reise, K. (Hrsg.): Ökosystem Wattenmeer - Austausch-, Transport- und Stoffumwandlungsprozesse. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg: S. 303-340.

Boere, G. C. & Smit, C. J. (1983) Curlew (Numenius arquata L.). In: Wolff, W. J. (Hrsg.): Ecology of the Wadden Sea. A. A. Balkema, Rotterdam: 6/179-6/188.

Bond, W. J. (1994) Keystone species. In: Schulze, E.-D. & Mooney, H. A. (Hrsg.): Biodiversity and Ecosystem Function. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, S. 237-253.

Bonsdorff, E. & Pearson, T. H. (1997) The relative impact of physical disturbance and predation by Crangon crangon on population density in Capitella capitata: An experimental study. Ophelia 46: 1-10

Borchard, T. (1995#) Bessere Überlebenschancen für junge Seehunde. Seevögel 16: 46-49.

Borchardt, T. & Scherer, B. (1991) Ökologische Qualitätsziele für ein gesundes Wattenmeer. DGM – Mitteilungen 2/1991: 5-8.

Borchardt, T. (1994) Ökologische Qualitätsziele für Wattenmeer-Nationalparke. In: SDN (Hrsg.). Ökologische Qualitätsziele für das Meer. Schriftenreihe der Schutzgemeinschaft Deutsche Nordseeküste e.V., Heft 2/1994: 64-76.

Borchardt, T., Burchert, S., Hablizel, H., Karbe, E. L. & Zeitner, R. (1988) Trace metal concentration in mussels: Comparison between estuarine, coastal and offshore regions in the Southeastern North Sea. Mar Ecol. Prog. Ser. 42: 17-32.

Bosch & Partner GmbH (1998) Modellhafte Umsetzung und Konkretisierung der Konzeption für eine ökosystemare Umweltbeobachtung am Beispiel des länderübergreifenden Biosphärenreservates Rhön. – Umweltforschungsplan des Bundesministers für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit F+E-Vorhaben 109 02 076/01, 3. Zwischenbericht .

Boyden, C. R. (1977) Effect of size upon metal content of shellfish. J. mar. biol. Ass. U. K. 57: 675-714.

Boyle, G. J. 1995. An operant method of investigating prey selection in seals. NAFO Sci. Counc. Res. Doc. 95/89: 1-15

Braren, L. (1952) Über die Entstehung der Wattströme Nordfrieslands. Zu: Die Größe Föhrs in früheren Zeiten. Die Geschlechterreihen St. Laurentii-Föhr. Privatdruck in beschränkter Stückzahl, München.

Breckling, P., Beermann-Schleiff, S., Achenbach, I., Opitz, S., Walthemath, M., Berghahn, R., Nellen, W. & Schnack, D. (1997#) Ökosystemforschung Wattenmeer, Teilvorhaben Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer: Fische und Krebse im Wattenmeer. Band 1 und 2. UBA-Texte 80/97. Umweltbundesamt, Berlin.

Brockmann, U., Raabe, T., Hesse, K.-J., Viehweger K., Pohlmann, T., Rick, H.-J., Starke, A., Fabiszisky, B. & Heller, R. (1998) Phase transfer, turnover and transport of nutrients in the German Bight during spring, summer and winter (1994-1996). KUSTOS/TRANSWATT Abschlußbericht: 279-348.

Brockmann, U., Raabe, T., Hesse, K.-J., Viehweger K., Pohlmann, T., Rick, H.-J., Starke, A., Fabiszisky, B. & Heller, R. (1998) Phase transfer, turnover and transport of nutrients in the German Bight during spring, summer and winter (1994-1996). KUSTOS/TRANSWATT Abschlußbericht: 279-348.

Brown, J. H. (1995) Organisms and species as complex adaptive system: linking the biology of populations with the physics of ecosystems. In: Jones, C. G. & Lawton, J. H. (Hrsg.): Linking Species and Ecosystems. Chapman & Hall, New York, S. 16-24.

Bruns, R. & Meyer-Reil, L.-A. (1998) Benthische Stickstoffumsätze und ihre Bedeutung für die Bilanz gelöster anorganischer Stickstoffverbindungen. In: Gätje, C. & Reise, K. (Hrsg.): Ökosystem Wattenmeer - Austausch-, Transport- und Stoffumwandlungsprozesse. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg. S. 219-232.

Bryan, G., Langston W., Hummerstone, L. & Burt, G. (1985) A guede to the assessment of heavy-metal contamination in estuaries using biological indicators. J. mar. bio. Assoc. U. K. occ. Public. nr. 4: 1-92.

Buchwald, K. (1991) Nordsee - Ein Lebensraum ohne Zukunft?. 2nd. 552p. Göttingen. Verlag: Die Werkstatt GmbH.

Buchwald, K., Rincke, G. & Rudolph, K. H. (Hrsg.) (1985) Umweltprobleme der Ostfriesischen Inseln. Schlußbericht, Hannover (getr. Pag.).

Buhr, K.-U. (1979) Eine Massensiedlung von Lanice conchilega (Polychaeta: Terrebellidae) im Weser-Ästuar. Veröff. Inst. Meeresforsch. Bremerhaven. 17: 101-149.

Bundesanstalt für Ernährung und Forstwirtschaft (1990) Emissionen von Ammoniak. Quellen, Verbleib, Wirkungen, Schutzmaßnahmen. Arbeitsmaterialien des BEF, Frankfurt/M.

Bundesgesetzblatt (1998) Teil I. Bekanntmachung der Neufassung des Bundesnaturschutzgesetzes v. 21. Sept. 1998, Bundesanzeiger Verlagsges. m.b.H. Bonn, (66) 2994-3012.

Bundesgesetzblatt (1998) Teil I. Bekanntmachung der Neufassung des Bundesnaturschutzgesetzes v. 21. Sept. 1998, Bundesanzeiger Verlagsges. m.b.H. Bonn, (66) 2994-3012.

Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (BMU) (1998) Umweltpolitik, Bericht der Bundesregierung über die Umsetzung der Beschlüsse der 4. Internationalen Nordseeschutz-Konferenz (4. INK) Esbjerg 1995. Drucksache 13/11224: 148 S.

Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (Hrsg.) (1998) Umweltpolitik - Umweltbericht 1998. Drucksache 13/10735, Bonn: 209 S.

Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (1997) Schritte zu einer nachhaltigen, umweltgerechten Entwicklung. Berichte der Arbeitskreise anläßlich der Zwischenbilanzveranstaltung am 13. Juni 1997: 126 S.

Bunje, J. (1990) Tourismus im Nationalpark Niedersächsisches Wattenmeer. Diplomarbeit Universität Osnabrück, 157 S., unveröff.

Burbridge, P. (2000) Natur und Erholungsaktivitäten. Der potentielle Beitrag des Tourismus zum Schutz der Natur. Tourismus in der Wattenmeerregion, Newsletter Nr. 9:9-12.

Burmeister, M. (1986) Die Rentabilität der verschiedenen Kuttergrößen und Einsatzarten in der schleswig-holsteinischen Krabbenfischerei unter Berücksichtigung von Kapitalbedarf, Risiko, Marktversorgung und Marktrisiko. Überlegungen zu Konsequenzen für die Landespolitik. Hausarbeit, Landesfischereiamt Kiel: 26 S.

Caddy, J. F. (1973) Underwater observations on tracks of dredges and trawls and some effects of dredging on scallop ground. Journal of the Fisheries Research Board of Canada 30: 173-180.

Cadée, G. (1976) Sediment reworking by Arenicola marina on tidal flats in the Dutch Wadden Sea. Neth. J. Sea Res. 10: 440-460.

Cadée, G. (1979) Sediment reworking by the polychaete Heteromastus filiformis on a tidal flat in the Dutch Wadden Sea. Neth. J. Sea Res. 13 (3/4): 441-456.
Cadée, G. C. & Hegeman, J. (1993) Persisting high levels of primary production at declinig phosphate concentrations in the Dutch coastal area (Marsdiep). - Neth. J. Sea Res., 31(2):147-152.
Cadée, G. C. &. Hegeman, J. (1974) Primary production of phytoplankton in the Dutch Wadden Sea. Neth. J. Sea Res. 84: 240-259.
Cadée, G.C. & Hegemann, J. (1993) Persisting high levels of primary production at declining phosphate concentrations in the Dutch coastal area (Marsdiep). Neth. J. Sea Res. 31: 147-152.
Cadèe, G.C. (1996) Accumulation and Sedimentation of Phaeocystis globosa in the Dutch Wadden Sea. J. Sea Res. 36 (3/4): 321-327.
Cain, D. J. & Luoma, S. N. (1990) Influence of seasonal growth, age, and environmental exposure on Cu and Ag in a bivalve indicator, Macoma balthica, in San Francisco Bay. Mar. Ecol. Prog. Ser. 60(1-2): 45-55.
Carter, R. W. G. (1989) Coastal environments. Academic Press, London: 617 S.
Cattrijsse, A., Dankwa, H. R. & Mees, J. (1997) Nursery function of an estuarine tidal marsh for the brown shrimp Crangon crangon. J. Sea Res. 38: 109-121.
Claus, B. (1998) Ein Ästuarschutzkonzept für die norddeutschen Ästuare im Spannungsfeld zwischen Nutzung und Naturschutz. Mitt. aus der NNA 3/98: 2-7.
Colijn, F. (1994) Ökologische Qualitätsziele in den Niederlanden. In: SDN (Hrsg.). Ökologische Qualitätsziele für das Meer. Schriftenreihe der Schutzgemeinschaft Deutsche Nordseeküste e.V., Heft 2/1994: 46-63.
Colijn, F., Hötker, H. & Hesse K.-J. (1998) Braucht die Wissenschaft Referenzgebiete? Schriftenreihe der SDN e.V., Heft 2: 26-36.
Colijn, F., Hötker, H. & Hesse, K.-J. (1997) Braucht die Wissenschaft Referenzgebiete? In: SDN (Hrsg.): Referenzgebiete – Sinn und Unsinn von nutzungsfreien Zonen an unseren Küsten.
Common Wadden Sea Secretariat (CWSS) (Hrsg.) (1995) Seventh trilateral governmental conference on the protection of the Wadden Sea, Leeuwarden. 30. November 1994. Ministerial declaration: 154 S.
Common Wadden Sea Secretariat (CWSS) (Hrsg.) (1998) Erklärung von Stade. Trilateraler Wattenmeerplan. Ministererklärung der 8. Trilateralen Regierungskonferenz zum Schutz des Wattenmeeres. Stade 22. Oktober 1997: 100 S.
Connell, D. W. (1998) Bioaccumulation of Chemicals by Aquatic Organisms. In: Schüürmann, G., Markert, B. (Hrsg.). Ecotoxicology - Ecological Fundaments, Chemical Exposure and Biological Effects. John Wiley & Sons, Inc. and Spektrum Akademischer Verlag, New York, Heidelberg, Berlin: 439-450.
CWSS - Common Wadden Sea Secretariat (1992b) Wise use and conservation of the Wadden Sea. Wilhelmshaven: 49 S.
CWSS - Common Wadden Sea Secretariat (Hrsg.) (1991) Air traffic in the Wadden Sea area. An analysis of the air traffic in the Wadden Sea area with respect of man and wildlife. CWSS Working Document 1991-1, Wilhelmshaven, 35 S.
CWSS – Common Wadden Sea Secretariat (Hrsg.) (1992) Ministererklärung der 6. Trilateralen Regierungskonferenz zum Schutz des Wattenmeeres. Esbjerg, 13. November 1991:152 S.
CWSS - Common Wadden Sea Secretariat (Hrsg.) (1992a) Ministererklärung der 6. Trilateralen Regierungskonferenz zum Schutz des Wattenmeeres. Esbjerg, 13. November 1991: 152 S.
CWSS - Common Wadden Sea Secretariat (Hrsg.) (1995) Ministererklärung der 7. Trilateralen Regierungskonferenz zum Schutz des Wattenmeeres. Leeuwarden, 30. November 1994: 154 S.
CWSS - Common Wadden Sea Secretariat (Hrsg.) (1998) Erklärung von Stade - Trilateraler Wattenmeerplan. Ministererklärung der 8. Trilateralen Regierungskonferenz zum Schutz des Wattenmeeres. Stade, 22. Oktober 1997: 117 S.
CWSS (1991) Mussel fishery in the Wadden Sea. Common Wadden Sea Secretariat, working document 1991-2.
CWSS (1992) Mussel fishery in the Wadden Sea. Working document 1991-2, revised version 1992. Wilhelmshaven.
CWSS (1993) Quality status report of the North Sea. Subregion 10, the Wadden Sea. The Common Wadden Sea Secretariat, Wilhelmshaven: 174 S.
CWSS (Common Wadden Sea Secretariat) (Hrsg.) (1998) Erklärung von Stade - Trilateraler Wattenmeerplan - Ministererklärung der Achten Trilateralen Regierungskonferenz zum Schutz des Wattenmeeres. Wilhelmshaven.
CWSS ohne Datum. The Wadden Sea. A shared nature area. Common Wadden Sea Secretariat, Wilhelmshaven, 14 S.
Dahl, K., Borchardt, T., Dankers, N. & Farke, H. (1994) Status, trends, regulation and ecological effects of the Wadden Sea fishery. Ophelia Suppl. 6: 87- 97.

Dahm, E. (1990) Fischereilich genutzte Fischarten. In: Lozán, J. L., Lenz, W., Rachor, E., Watermann, B. & v. Westernhagen, H. (Hrsg.): Warnsignale aus der Nordsee. Paul Parey Verlag, Berlin, Hamburg. S. 176-183.

Dallinger, R. & Rainbow, P. S. (Hrsg.) (1992) Ecotoxicology of metals in invertebrates. CRC Press, Boca Raton, Florida: 461 S.

Dame, R. F. & Dankers, N. (1988) Uptake and release of materials by a Wadden Sea mussel bed. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 118: 207-216.

Dame, R. F. (1993) The role of bivalve filter feeder material fluxes in estuarine ecosystems. In: Dame, R. F. (Hrsg.): Bivalve filter feeders in estuarine and ecosystem processes. NATO ASI Series, G 33, Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg. S. 245-269.

Dankers, N. & de Veen, J. F. (1983) Variations in relative abundance in a number of fish species in the Wadden Sea and the North Sea coastal areas. In: Wolff, W. J. (Hrsg.): Ecology of the Wadden Sea. A. A. Balkema, Rotterdam: 2/77-2/111.

DANKERS, N. & KOELEMAIJ, K. (1989) Variations in the mussel population of the Dutch Wadden Sea in relation to monitoring of other ecological parameters. Helgoländer Meeresunters. 43: 529-535.

Dankers, N. & Vlas, J. de (1994) Ecological Targets in the Wadden Sea. Ophelia Suppl. 6: 69-77.

Dankers, N. (1993) Integrated estuarine management - obtaining a sustainable yield of bivalve resources while maintaining environmental quality. In: Dame, R. (Hrsg.). Bivalve filter feeders. Springer, Berlin: 479-511.

Dankers, N. (1998) Four years of dutch shellfish fisheries policy - and now the future. WSNL 1: 5-7.

DANKERS, N. (1998) Probleme der Muschelfischerei in Holland. In: Zukunft der Muschelfischerei. Schriftenreihe der Schutzgemeinschaft Deutsche Nordseeküste e. V., Heft 1: 34-45.

Dankers, N., Dame, R. & Kersting, K. (1989) The oxygen consumption of mussel beds in the Dutch Wadden Sea. In: Ros, J. D. (Hrsg.): Topics in Marine Biology. Scient. Mar.: S. 473-476.

Dankers, N., Dijkema, K. S., Reijnders, P. J. H. & Smit, C. J. (1991) The Wadden Sea in the Future, Why and how reach? RIN contributions to research on management of natural resources 1991-1. Research Institute for Nature Management, Texel.

Dankers, N., Herlyn, M., Sand Kristensen, P., Michaelis, H., Millat, G., Nehls, G. & Ruth, M. (1999) Blue mussels and blue mussel beds in the intertidal. In: de Jong, F., Bakker, J. F, van Berkel, C. J. M., Dankers, N. M. J. A., Dahl, K., Gätje, C. Marencic, H. & Potel, P. (Hrsg.) Wadden Sea Quality Status Report. CWSS Wilhelmshaven. Wadden Sea Ecosystem No. 9: 141-146.

Dankers, N., Kühl, H. & Wolff, W. J. (1983) Invertebrates of the Wadden Sea. In: Wolff, W. J. (Hrsg.): Ecology of the Wadden Sea. A. A. Balkema, Rotterdam: Vol. 1: 4/1-4/221.

Dannecker, W., Schulz, M., Stahlschmidt, T., Steinhoff, G., Oppermann, S., Rebers, A., Plate, E. & Gerwig, H. (1994) Umwandlung, Transport und Deposition atmosphärischer Stickstoff-komponenten.

Das Fischerblatt (1991, 1992, 1993, 1994, 1995, 1996) Die Kleine Hochsee- und Küstenfischerei Schleswig-Holsteins, Niedersachsens, Bremens im Jahr 1990...1995 - Aus den Jahresberichten der Fischereiämter, Sonderdruck.

Das Fischerblatt (1997, 1998, 1999) Mitteilungsblatt für die Kutter- und Küstenfischerei des Deutschen Fischereiverbandes und der ihm angeschlossenen Fischereiorganisationen in Schleswig-Holstein, Mecklenburg-Vorpommern, Hamburg, Bremen und Niedersachsen. Landesfischereiverband Schleswig-Holstein (Hrsg.), Kiel.

De Haas, H. & Eisma, D. (1993) Suspended-sediment transport in the Dollard Estuary. Neth. J. Sea Res. 31 (1): 37-42.

De Jong, F. (1992) The wise-use concept as a basis for the conservation and management of the Wadden Sea. Int. Journal of Estuarine and Coastal Law, 7 (3): 175-194.

De Jong, F. (1992a) The Wise-Use Concept as a Basis for the Conservation and Management of the Wadden Sea. Int. J. of Estuarine and Coastal Law 7 (3): 175-194.

De Jong, F. (1992b) Ecological Quality Objectives for Marine Coastal Waters: The Wadden Sea Experience. Int. J. of Estuarine and Coastal Law 7 (4): 255-276.

De Jong, F. (1992c) Ecological Quality Objectives for the Wadden Sea. WSNL 1992-2: 23-26.

De Jong, F. (1992d) Ökologische Qualitätsziele für den marinen Bereich: Politisch unerwünscht oder wissenschaftlich unmöglich? DGM-Mitt. 1: 30-32.

De Jong, F. (1998) Marine Ecological Quality Objectives: Scíence and Management Aspects. In: Müller, F., Leupelt, M. (Hrsg.). Eco-Targets, Goal Functions and Orientors. Springer, Berlin, Heidelberg: 526-544.

De Jong, F. (1999) Advantages of general ecosystem goals in Coastal Zone Management. Abstract zum Vortrag auf dem Coastal Zone Symposium 1999.

De Jong, F., Bakker, J. F., Dahl, K., Dankers, N., Farke, H., Gätje, C., Marencic, H., Potel, P., van Berkel, C. (Hrsg.) (1999) Quality Status Report Wadden Sea 1999. Common Wadden Sea Secretariat, Wilhelmshaven.

de Jong, F., Bakker, J. F., Dahl, K., Dankers, N., Farke, H., Jäppelt, W., Koßmagk-Stephan, K. & Madsen, P. B. (Hrsg.) (1993) Quality Status Report of the North Sea. Subregion 10. The Wadden Sea. Common Wadden Sea Secretariat, Wilhelmshaven, 174 S.

De Jong, F., Bakker, J. F., Dahl, K., Dankers, N., Farke, H., Jäppelt, W., Koßmagk-Stephan, K. & Madsen, P. B. (Hrsg.) (1993) Quality Status Report of the North Sea. Subregion 10. The Wadden Sea. Common Wadden Sea Secretariat, Wilhelmshaven, 174 S.

De Jong, F., Bakker, J. F., Dahl, K., Dankers, N., Farke, H., Jäppelt, W., Koßmagk-Stephan, K. & Madsen, P. B. (Hrsg.) (1993) Quality Status Report of the North Sea. Subregion 10. The Wadden Sea. Common Wadden Sea Secretariat, Wilhelmshaven, 174 S.

De Jong, F., Bakker, J. F., Dahl, K., Dankers, N., Farke, H., Jäppelt, W., Koßmagk-Stephan, K. & Madsen, P. B. (Hrsg.) (1993) Quality Status Report of the North Sea. Subregion 10. The Wadden Sea. Common Wadden Sea Secretariat, Wilhelmshaven, 174 S.

De Jong, F., Bakker, J. F., van Berkel, C. J. M., Dankers, N. M. J. A., Dahl, K., Gätje, C., Marencic, H. & Potel, P. (1999) Wadden Sea Quality Status Report. Wadden Sea Ecosystem No. 9. Common Wadden Sea Secretariat, Trilateral Monitoring and Assessment Group, Quality Status Report Group. Wilhelmshaven, Germany.

De Jong, F., Bakker, J. F., van Berkel, C. J. M., Dankers, N. M. J. A., Dahl, K., Gätje, C., Marencic, H. & Potel, P. (1999) Wadden Sea Quality Status Report. Wadden Sea Ecosystem No. 9. Common Wadden Sea Secretariat, Trilateral Monitoring and Assessment Group, Quality Status Report Group. Wilhelmshaven, Germany.

De Jong, F., Bakker, J. F., van Berkel, C. J. M., Dankers, N. M. J. A., Dahl, K., Gätje, C., Marencic, H. & Potel, P. (1999) Wadden Sea Quality Status Report. Wadden Sea Ecosystem No. 9. Common Wadden Sea Secretariat, Trilateral Monitoring and Assessment Group, Quality Status Report Group. Wilhelmshaven, Germany.

De Jong, F., Bakker, J. F., van Berkel, C. J. M., Dankers, N. M. J. A., Dahl, K., Gätje, C., Marencic, H. & Potel, P. (1999) Wadden Sea Quality Status Report. Wadden Sea Ecosystem No. 9. Common Wadden Sea Secretariat, Trilateral Monitoring and Assessment Group, Quality Status Report Group. Wilhelmshaven, Germany.

de Jonge, V. N. & Postma, H. (1974) Phosphorus compounds in the Dutch Wadden Sea. J. Sea Res. 8: 139-153.

De Jonge, V. N. & Postma, H. (1974) Phosphorus compounds in the Dutch Wadden Sea. Neth. J. Sea Res. 8: 139-153.

De Jonge, V. N. (1990) Response of the Dutch Wadden Sea ecosystem to phosphorus discharges from the River Rhine. In: McLusky, D. S., De Jonge, V. N. & Pomfret, J. (Hrsg.) North Sea-Estuaries Interactions. Kluwer Academic Publ., Dordrecht. Developments in Hydrobiology 55: 49-62.

de Wilde, P. A .W . J. & Beukema, J. J. (1984) The role of the zoobenthos in the consumption of organic matter in the Dutch Wadden Sea. Neth. Inst. Sea Res. 10: 145-158.

Del Norte Campos, A. G. C. & Temming, A. (1994) Daily activity, feeding and rations in gobies and brown shrimp in the northern Wadden Sea. Mar. Ecol. Prog. Ser. 115: 41-53.

Delafontaine, M. (1996) Fachkolloquium Berlin 1996. Schwarze Flecken im Wattenmeer - Ursachen, Wirkungen, ökologische Folgen. Episodic Organic Loading and Mass Mortality in Marine Sedimentary Environments. UBA-Texte 64/96: 59-63.

DELAFONTAINE, M. T., BARTHOLOMÄ, A., FLEMMING, B. & KURMIS, R. (1996#) Volume-specific dry POC mass in surficial intertidal sediments: a comparison between biogenic muds and adjacent sand flats. Senckenbergiana marit. 26: 167-178.

Devai, I., Felföldy, L., Wittner, I. & Plosz, S. (1988) Detection of phosphine: new aspects of the phosphorus cycle in the hydrosphere. Nature 333: 343-345.

Dick, S., Brockmann, U. H., van Beusekom, J. E. E., Fabiszisky, B., George, M., Hesse, K.-J., Mayer, B., Nitz, T., Hohlmann, T., Poremba, K., Schaumann, K., Schönfeld, W., Starke, A., Tillmann, U. & Weide, G. 1998. Exchange of matter and energy between the Wadden Sea and the coastal waters of the German Bight. KUSTOS/TRANSWATT Abschlußbericht 1: 165-211.

Dick, S., Brockmann, U., van Beusekom, J.E.E., Fabiszisky, B., George, M., Hesse, K.-J., Mayer, B., Nitz, T., Pohlmann, T., Poremba, K., Schaumann, K., Schönfeld, W., Starke, A., Tillmann, U. & Weide, G. (1998) Exchange of matter and energy between the Wadden Sea and the coastal waters of the German Bight - Estimations based on numerical simulations and field measurements. KUSTOS/TRANSWATT Abschlußbericht: 165-211.

Dieckmann, R. (1988) Entwicklung der Vorländer an der nordfriesischen Festlandküste. Wasser & Boden 3: 146-150.
Dietrich, W. & Hesse, K.-J. (1990) Local fish kill in a pond at the German North Sea coast associated with a mass development of Prymnesium sp. Meeresforsch. 33: 104-106.
Dijkema, K. S. (1987) Changes in salt-marsh area in the Netherlands Wadden Sea after 1600. In: Huiskes, A. H. L., Blom, C. W. P. M. & Rozema, J. (Hrsg.): Vegetation between land and sea. Junk, Dordrecht, Boston, Lancaster. S. 42-49.
DIJKEMA, K. S. (1989) Habitats of the Netherlands, German and Danish Wadden Sea. Research Institute for Nature Management, Texel. Veth Foundation Leiden, 30 S.
Dijkema, K. S., Bossinade, J. H., Bouwsema, P. & De Glopper, R. J. (1990) Salt marshes in The Netherlands Wadden Sea: Rising high-tide levels and accretion enhancement. In: Beukema, J. J., Wolff, W. J. & Brouns, J. J. W. M. (Hrsg.): Expected Effects of Climatic Change on Marine Coastal Ecosystems. Kluwer Academic Publ. S. 173-188.
Dittmann, S. & Grimm, V. (1998) ELAWAT: Zielsetzung und konzeptioneller Rahmen. – In: Dittmann et al. 1998. ELAWAT – Elastizität des Ökosystems Wattenmeer (Projektsynthese). – Abschlußbericht der Ökosystemforschung Niedersächsisches Wattenmeer, Teil B.
Dittmann, S. & Grimm, V. (1999) ELAWAT: Goals and conceptual framework. In: Dittmann, S. (Hrsg.) The Wadden Sea Ecosystem - Stability Properties and Mechanisms Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg. S. 5-13.
Dittmann, S. & Reise, K. (1985) Assemblage of free-living Plathelminthes on an intertidal mud flat in the North Sea. Microfauna Marina 2: 95-115
Dittmann, S. (1987) Die Bedeutung der Biodeposite für die Benthosgemeinschaft der Wattsedimente. Unter besonderer Berücksichtigung der Miesmuschel Mytilus edulis L. Dissertation. Universität Göttingen, 182 S.
Dittmann, S. (1990) Mussel beds – amensalism or amelioration for intertidal fauna? Helgoländer Meeresunters. 44: 335-352.
Dittmann, S. (1999b) Biotic Interactions in a Lanice-conchilega-dominated tidal flat. In: Dittmann, S. (Hrsg.) The Wadden Sea Ecosystem - Stability Properties and Mechanisms Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg. S. 153-162.
Dittmann, S. (Hrsg.) (1999) The Wadden Sea Ecosystem – Stability Properties and Mechanisms. Springer, Berlin, Heidelberg, 307 S.
Dittmann, S. (Hrsg.) (1999) The Wadden Sea Ecosystem. Stability Properties and Mechanisms. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, 307 S.
Dittmann, S. (Hrsg.) (1999a) The Wadden Sea Ecosystem - Stability Properties and Mechanisms Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, 309 S.
Dittmann, S. 1990. Mussel beds - amensalism or amelioration for intertidal fauna? Helgoländer Meeresunters. 44: 335-352.
Dittmann, S. et al. (1998) ELAWAT Synthesebericht. BMU. Unveröff.
Dittmann, S., Marencic, H. & Roy, M. (1997#) Ökosystemforschung im Niedersächsischen Wattenmeer. In: Fränzle, O., Müller, F. & Schröder, W. (Hrsg.): Handbuch der Umweltwissenschaften. ecomed Verlagsgesellschaft, Landsberg: V-4.1.2 1-17.
Dittmann, S., Marencic, H., Roy, M. (1997#) Ökosystemforschung im Niedersächsischen Wattenmeer. In: Fränzle, O., Müller, F. & Schröder, W. (Hrsg.): Handbuch der Umweltwissenschaften. Ecomed, Landsberg, V-4.1.2, 15 S.
Dittmann, S., Schleier, U., Günther, C.-P., Villbrandt, M., Niesel, V., Hild, A., Grimm, V., Bietz, H. (1998) ELAWAT – Elastizität des Ökosystems Wattenmeer. Projektsynthese. Ökosystemforschung Niedersächsisches Wattenmeer, Hauptphase B, Abschlußbericht, Wilhelmshaven, 230 S.
Dittmann, S., Schleier, U., Günther, C.-P., Villbrandt, M., Niesel, V., Hild, A., Grimm, V., Bietz, H. (1998) ELAWAT – Elastizität des Ökosystems Wattenmeer. Projektsynthese. Ökosystemforschung Niedersächsisches Wattenmeer, Hauptphase B, Abschlußbericht, Wilhelmshaven: 230 S.
Dittmann, S., Schleier, U., Günther, C.-P., Villbrandt, M., Niesel, V., Hild, A., Grimm, V., Bietz, H. (1998) ELAWAT – Elastizität des Ökosystems Wattenmeer. Projektsynthese. Ökosystemforschung Niedersächsisches Wattenmeer, Hauptphase B, Abschlußbericht, Wilhelmshaven: 230 S.
Döpp, N., Holtkötter, S., Giljohann, K., Reisch, U. (1996) Nordseetourismus – hat er eine Chance ohne die Fischerei? Empirische Untersuchung im Rahmen der ÖSF Niedersächsisches Wattenmeer, Münster, 46 S., unveröff.
Dörjes, J. (1978) Das Watt als Lebensraum. In: Reineck, H.-E. (Hrsg.): Das Watt. Ablagerungs- und Lebensraum. Verlag Waldemar Kramer, Frankfurt. S. 107-143
Dronkers, J. (1984) Import of fine marine sediment in tidal basins. Neth. Inst. Sea Res. Publ. Ser. 10: 83-105.

Duiker, J. M. C., Nomden, E. & Smaal, A. (1998) De invloed van mechanische schelpdiervisserij op de sedimenthuishouding van de Waddenzell. Instituut voor Marien en Atmosferisch Onderzoek Universiteit Utrecht. Report 98-1: 45 S.

DWIF – Deutsches Wirtschaftswissenschaftliches Institut für Fremdenverkehr e.V. an der Universität München (1987) Die ökonomische Bedeutung des Tagesausflugs- und Geschäftsreiseverkehrs (ohne Übernachtung) in der Bundesrepublik Deutschland. Schriftenreihe des DWIF, Heft 39, München.

DWIF – Deutsches Wirtschaftswissenschaftliches Institut für Fremdenverkehr e.V. an der Universität München (1997) Struktur und Entwicklung des Tourismus in der Nationalparkregion Niedersächsisches Wattenmeer auf der Basis der an den Nationalpark angrenzenden Kreise sowie Reisegebiete. Dokumentation im Auftrag der Nationalparkverwaltung Niedersächsisches Wattenmeer, Berlin, 63 S., unveröff.

DWIF (1992) Kommentar zum Entwurf für ein trilaterales Monitoring-Konzept für das Wattenmeer aus der Sicht der Sozio-Ökonomie. Tischvorlage zur Besprechung am 06.08.1992 in der Umweltbehörde Hamburg.

Ebbinge, B. S. & Spaans, B. (1992) The importance of body-reserves accumulated in spring staging areas in the temperate zone for breeding of Dark-bellied Brent Geese Branta b. bernicla in the high arctic. In Ebbinge, B. S. (1992) Population limitation in arctic breeding geese. Diss., University of Groningen.

Ebbinge, B. S. (1991) The impact of hunting on mortality rates and spatial distribution of geese wintering in the western palearctic. Ardea 79: 197-210.

Ebenhöh, W. (1996) Fachkolloquium Berlin 1996. Schwarze Flecken im Wattenmeer - Ursachen, Wirkungen, ökologische Folgen. Schwarze Flächen im Watt - ein mathematisches Modell. UBA-Texte 64/96: 71-76.

Ebenhöh, W. 1996) Fachkolloquium Berlin 1996. Schwarze Flecken im Wattenmeer - Ursachen, Wirkungen, ökologische Folgen. Episodic Organic Loading and Mass Mortality in Marine Sedimentary Environments. UBA-Texte 64/96: 59-63.

Ehlers, J. (1988) The Morphodynamics of the Wadden Sea. Balkema, Rotterdam. 397 S.

Ehlers, J. (1994) Geomorphologie und Hydrologie des Wattenmeeres. In: Lozán, J. L., Rachor, E., Reise, K., von Westernhagen, H. & Lenz, W. (Hrsg.): Warnsignale aus dem Wattenmeer. Blackwell Wissenschafts-Verlag, Berlin: 1-11.

Ehlers, J. (1994) Geomorphologie und Hydrologie des Wattenmeeres. In: Lozán, J. L., Rachor, E., Reise, K., v. Westernhagen, H. & Lenz, W. (Hrsg.): Warnsignale aus dem Wattenmeer. Blackwell, Berlin: S. 1-11.

Ehlers, J., Nagorny, K., Schmidt, P., Stieve, B. & Zietlow, K. (1993) Storm surge deposits in North Sea salt marshes dated by 134Cs and 137Cs determination. Jour. of Coastal Research 9 (3): 698-701.

Eisbein, C. (1987) Watt in Not. Knaur Verlag 187: 67-78.

Eisma, D. & Irion, G. (1988) Suspended matter and sediment transport. In: Salomons, W., Bayne, B. L., Duursma, E. K. & Förstner, U. (Hrsg.): Pollution of the North Sea. An assessment. Springer-Verlag, Berlin. S. 20-35.

Eisma, D. (1981) Supply and deposition of suspended matter in the North Sea. Spec. Publ. int. Ass. Sediment. 5: 305-309.

Eisma, D. (1983) Natural forces. In: Wolff, W. J. (Hrsg.): Ecology of the Wadden Sea. A. A. Balkema, Rotterdam: 1/20-1/31.

Eisma, D. (1991) Sedimentology in the Netherlands. In: WWF-Technical Report. The Common Future of the Wadden Sea. S. 61-68.

Eisma, D., Cadée, G. C. & Laane, R. 1982) Supply of suspended and particulate and dissolved organic carbon from the Rhine to the coastal North Sea. In: Transport and Minerals in Major World Rivers, Part 1. Degens, E. T. (Hrsg.) Mitt. Geol.-Paläontol. Inst. Univ. Hamburg 52: 483-505.

Eitner, V. & Ragutzki, G. (1994) Temporal and spatial variability of tidal flat sediments: A case study. Senckenbergiana marit. 25: 1-9.

Elbrächter, M., Rahmel, J. & Hanslik, M. (1994) Phaeocystis im Wattenmeer. In: Lozán J.L., Rachor, E., Reise, K., von Westernhagen, H. & Lenz, W. (Hrsg.): Warnsignale aus dem Wattenmeer. Blackwell, Berlin: S. 87-90.

Elner, R. W. & Hughes, R. N. (1978) Energy maximization in the diet of the shore crab, Carcinus maenas. J. Anim. Ecol. 47: 103-116.

Elsner, A. (1990) Die Sehnsucht nach dem Meer. Verlag Weidlich/Flechsig, Würzburg, 60 S.

Ens, B. J., Wintermans, G. J. M. & Smit, C. J. (1993) Verspreiding van overwinterende wadvogels in de Nederlandse Waddenzee. Limosa 66: 137-144.

Erchinger, H. F., Coldewey, H.-G., Frank, U., Manzenrieder, H., Meyer, C., Schulze, M. & Steinke, W. (1994) Erosionsfestigkeit von Hellern - Verbundbericht, Norden.

Erz, W. (1994) Bewerten und Erfassen für den Naturschutz in Deutschland: Anforderungen und Probleme aus dem Bundesnaturschutzgesetz und der UVP. In: Usher, M. B., Erz, W. (Hrsg.) 1994. Erfassen und Bewerten im Naturschutz: Probleme - Methoden - Beispiele. Quelle & Meyer, Wiesbaden: 131-166.

Es, F. B. (1984) Decomposition of organic matter in the wadden sea. Neth. Inst. Sea Res. - Publ. Ser. 10: 133-144.

Esselink, P.& Zwarts, L. (1989) Seasonal trend in burrow depth and tidal variation in feeding activity of Nereis diversicolor. Mar. Ecol. Prog. Ser. 56: 243-254.

Essink, K., Tydeman, P., de Koning, F. & Kleef, H. L. (1989) On the adaptation of the mussel Mytilus edulis L. to different environmental suspended matter concentrations. In: Proc. 21st EMBS, Gdansk, Polish Academy of Science, Institute of Oceanology, S. 41-51.

ETG - Ecotarget Group (1994) Final report of the Ecotarget-Group. Common Wadden Sea Secretariat (Hrsg.) Wilhelmshaven, unveröff.: 46 S.

EU Europäische Kommission (1994) Die neue gemeinsame Fischereipolitik. EKGS-EG-EAG, Brüssel: 46 S.

Eversberg, U. & Suppes, C. (1995) Wechselwirkung zwischen Makrozoobenthosaktivität und dem Auftreten von anoxischen Flecken im Watt - Bericht A 2.3 der Ökosystemforschung Wattenmeer, Teilvorhaben Niedersächsisches Wattenmeer.

Exo, K.-M. & Gerlach, A. (1997) Eintrag von Bioelementen durch Silbermöwen (Larus argentatus) auf der Nordseeinsel Mellum. Jber. Inst. Vogelforsch. 3: 24.

Exo, K.-M. & Gerlach, A. (1997) Eintrag von Bioelementen durch Silbermöven Laurus argentatus auf der Nordseeinsel Mellum. Jber. Inst. Vogelforsch. Wilhelmshaven 3: 24.

Exo, K.-M., Becker, P., Hälterlein, B., Hötker, H., Scheufler, H., Stiefel, A., Stock, M., Südbeck, P. & Thorup, O. (1996) Brutvogelmonitoring bei Küstenvögeln. - Vogelwelt, 117: 287-293.

Fairweather, P. G. (1993) Links between ecology and ecophilosophy, ethics and the requirements of environmental management. - Australian Journal of Ecology, 18: 3-19.

Farke, H. (1994) Eingriffe durch Baggerarbeiten. In: Lozán, J. L., Rachor, E., Reise, K., v. Westernhagen, H. & Lenz, W. (Hrsg.): Warnsignale aus dem Wattenmeer. Blackwell, Berlin. S. 60-64.

Farke, H., de Wilde, P. A. W. J. & Berghuis, E. M. (1979) Distribution of juvenile and adult Arenicola marina on a tidal mudflat and the importance of nearshore areas for recruitment. Neth. J. Sea Res. 13: 354-361.

Feige, M. & Möller, A. (1994a) Projektberichte Sozioökonomie, Teil B: Das anthropogene System der Nationalparkregion, Band B2(2): Nationalparkbezogene Wirtschaftszweige: Tourismus und Gesamtwirtschaft. UBA-Forschungsbericht 10802085/01. München, 172 S.

Feige, M. & Möller, A. (1995a) Projektberichte Sozioökonomie, Teil D: Bausteine für ein Nationalpark-Konzept. UBA-Forschungsbericht 10802085/01. München, 148 S.

Feige, M. & Möller, A. (1995b) Konzeption für ein sozioökonomisches Monitoring (SÖM). Bericht im Rahmen der Teilsynthese Ökosystemforschung Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer, unveröff.

Feige, M. & Triebswetter, U. (1997) Projektberichte Sozioökonomie, Teil A: Theoretisches Konzept und Methodologie. UBA-Texte 79/97, Berlin, 72 S.

Feige, M. &Möller, A. (1994b) Projektberichte Sozioökonomie, Teil B: Das anthropogene System der Nationalparkregion, Band B3: Sozioökonomisch bedeutsame Räume. UBA-Forschungsbericht 10802085/01. München, 111 S.

Feige, M. (1992) Monitoringsysteme als Rettungsanker für ökologisch sensible Gebiete? – Zur Dauerbeobachtung von Touristenströmen. – In: Becker, C. (Hrsg.) Erhebungsmethoden und ihre Umsetzung in Tourismus und Freizeit. Heft 25 der Materialien zur Fremdenverkehrsgeographie, Trier 1992: S. 148-163.

Feige, M., Feil, T., Smettan, C., Kirchhoff, M., Giese, G., Friedrich, P., Schmoll, A. & Wichmann, B. (1997) Sozioökonomie unter besonderer Berücksichtigung des Tourismus in den Großschutzgebieten Mecklenburg-Vorpommerns und ihren Randgebieten - Leitbilder und Umweltqualitäts-/Umwelthandlungsziele. UBA Texte 49/97, Berlin: 127 S.

Feige, M., Harrer, B., Möller, A., Piech, I. & Triebswetter, U. (1994b) Projektberichte Sozioökonomie, Teil C: Das anthropogene System des Nationalparks. UBA-Forschungsbericht 10802085/01. München, 223 S.

Feige, M., Maschke, J. & Möller, A. (1993) Konzeption zur Neuregelung der Strandbefahrung in St. Peter-Ording. Gutachten des DWIF im Auftrag des Landesamtes für den Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer. München, unveröff.

Feige, M., Möller, A. & Piech, I. (1994a) Projektberichte Sozioökonomie, Teil B: Das anthropogene System der Nationalparkregion, Band B1: Soziokulturelle Entwicklung und sozioökonomischer Wandel. UBA-Forschungsbericht 10802085/01. München, 128 S.

Feige, M., Möller, A. & Piech, I. (1995) Projektberichte Sozioökonomie, Teil B: Das anthropogene System der Nationalparkregion – Landwirtschaft und Fischerei. UBA Forschungsbericht 1080208/1: 152 S.

Feige, M., Möller, A. & Piech, I. (1995) Projektberichte Sozioökonomie, Teil B: Das anthropogene System der Nationalparkregion – Landwirtschaft und Fischerei. UBA Forschungsbericht 1080208/1: 152 S.

Fellenberg, G. (1998) Gefährdung von Ökosystemen - Umweltbelastungen im Überblick. 1. Erg. Lfg. 5/98. In: Handbuch der Umweltwissenschaften - Grundlagen und Anwendungen der Ökosystemforschung. Fränzle, O., Müller, F. & Schröder, W. (Hrsg.) (1997) VI-1.1: 9 S.

Fenchel, T. & Harrison, P. (1977) The significance of bacterial grazing and mineral recycling for the decomposition of particulate detritus. In: Anderson, J. M. & MacFayden, A. (Hrsg.): The Role of Terrestrial and Aquatic Organisms in Decomposition Processes. Blackwell Sci. Publ., Oxford. S. 285-299.

Fenchel, T. M. & Blackburn, T. H. (1979) Bacteria and Mineral Cycling. Academic Press, London.

Fenchel, T. M. & Riedel, R. J. (1970) The Sulfide System: a new biotic community underneath the oxidized layer of marine sand bottoms. Mar. Biol. 7: 255-268.

Fent, K. (1998) Ökotoxikologie. Thieme, Stuttgart, New York: 288 S.

Ferk, U. (1995) Folgen eines beschleunigten Meeresspiegelanstiegs für die Wattgebiete der niedersächsischen Nordseeküste. Die Küste 57: 135-156.

Flemming, B. W. & Davis, R. A. (1994) Holocene evolution, morphodynamics and sedimentology of the Spiekeroog barrier island system (Southern North Sea). Senckenbergiana marit. 24: 117-155.

Flemming, B. W. & Davis, R. A. Jr. (1994) Holocene evolution, morphodynamcis and sedimentology of the Spiekeroog barrier island system (southern North Sea). Senckbergiana marit. 24: 117-155.

Flemming, B. W. & Delafontaine, M. T. (1994) Biodeposition in a juvenile mussel bed of the East Frisian Wadden Sea (southern North Sea). Neth. J. Aquat. Ecol. 28: 289-297.

Flemming, B. W. & Nyandwi, N. (1994) Land reclamation as a cause of fine-grained sediment depletion in backbarrier tidal flats (Southern North Sea). Neth. J. Aquat. Ecol. 28: 299-307.

Flemming, B. W. & Nyandwi, N. (1994) Land reclamation as a cause of fine-grained sediment depletion in backbarrier tidal flats (southern North Sea). Neth. J. Aquat. Ecol. 28: 299-307.

Flemming, B. W. & Nyandwi, N. (1994) Land reclamtion as a cause of fine-grained sediment depletion in backbarrier tidal flats (southern North Sea). – Neth. J. Aquat. Ecol. 28: 289-297.

Flemming, B. W. & Ziegler, K. (1995) High-resolution grain size distribution patterns and textural trends in the backbarrier environment of Spiekeroog Island. Senckenbergiana marit. 26: 1-24.

Flemming, B. W., Hertweck, G., Kröncke, I. & Türkay, M. (1997) Zur Elastizität makrofaunistischer biosedimentärer Systeme im Spiekerooger Watt: Wechselwirkungen zwischen Organismen, Sediment und Wasserkörper. ELAWAT-Abschlußbericht Teilprojekt B6: 1-274.

FÖNAD (1994) Entwicklung standardisierter Methoden zur Analyse der Besucher von Großschutzgebieten sowie zur Bewertung der Akteptanz und der wirtschaftlichen Bedeutung der Schutzgebiete für die Schutzgebietsregion.

Fonds, M. (1983) The seasonal distribution of some fish species in the Western Dutch Wadden Sea. In: Wolff, W. J. (Hrsg.): Ecology of the Wadden Sea. A. A. Balkema, Rotterdam: Vol. 2: 5/42-5/77.

Fonds, M. (1994) Mortality of fish and invertebrates in beam trawl catches and the survival chances of discards. In: de Groot, S. J. & Lindeboom, H. J. (Hrsg.): Environmental impact of bottom gears on benthic fauna in relation to natural ressources management and protection of the North Sea. NIOZ-Rapport 11/1994 – RIVO-DLO Report CO26/94, Texel: 131-146.

Fonds, M., Verboom, B. & Groeneveld, K. (1992) Catch composition and survival of fish an benthic invertebrates in commersial beamtrawls for sole- and plaicefishery in the southern North Sea. In: BEON (Hrsg.). Effects of beamtrawl fishery on the bottom Fauna in the North Sea. III – The 1991 studies, BEON Report 16: 17-22.

Forbes, V. E. & Lopez, G. R. (1986) Changes in feeding and crawling rates of Hydrobia truncata (Prosobranchia: Hydrobiidae) in response to sedimentary chlorophyll-a and recently egested sediment. Mar. Ecol. Prog. Ser. 33:287-294.

Förstner, U. & Wittmann, G. T. W. (1983) Metal Pollution in the Aquatic Environment (2. überarb. Auflage). Springer, Berlin, Heidelberg, New York: 486 S.

Fossing, H. & Jørgensen, B. B. (1990) Oxidation and reduction of radiolabeled inorganic sulfur compunds in an esturarine sediment, Kysing Fjord, Denmark. Geochim. Cosmochim. Acta. 54: 2731-2742.

Foster-Smith, R. L. (1975) The effect of concentration of suspension on the filtration rates and pseudofaecal production for Mytilus edulis L., Cerastoderma edule (L.) and Venerupis pallustra (Montagu). J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 17: 1-22.

Frankenberg, D. & Smith, K. L. jr. (1967) Coprophagy in marine animals. Limnol. Oceanogr. 12: 443-450.

Frels, G. & Demuth, A. (1987) Der Jadebusen und seine Watten. Verlandung des Jadebusens oder nur Ausgleich des Meeresspiegelanstieges? Die Küste 45: 117-121.
Freyer, W. (1991) Tourismus – Einführung in die Fremdenverkehrsökonomie. Oldenbourg-Verlag, München, Wien.
Friedrich, A. & Clausen, U. (1994) Grenzen mariner Qualitätsziele. In: SDN (Hrsg.). Ökologische Qualitätsziele für das Meer. Schriftenreihe der Schutzgemeinschaft Deutsche Nordseeküste e.V., Heft 2/1994: 9-20.
Froelich, P. N., Klinkhammer, G. P., Bender, M. L., Luedtke, N. A., Heath, G. R., Cullen, D., Dauphin, P., Hammond, D., Hartmann, B. & Maynard, V. (1979) Early oxidation of organic matter in pelagic sediments of the eastern equatorial Atlantic: Suboxic diagenesis. Geochim. Cosmochim. Acta 43: 1075-1090.
Frost, B. W. (1996) Phytoplankton bloom on iron rations. Nature 383: 475-476.
Führböter, A. & Dette, H.-H. (1992) Strandvorspülungen vor der Westküste von Sylt. Die Küste 53: 51-126.
Führböter, A. (1983) Über mikrobiologische Einflüsse auf den Erosionsbeginn bei Sandwatten. Wasser und Boden 3: 106-116.
Gabriel, O. & Lange, K. (1997) Achsversetzte Grundrollen in der kommerziellen Fischerei. Bundesforschungsanstalt für Fischerei. Jahresbericht 1997: 59
Gassmann, G. & Schorn, F. Y. (1993) Phosphine from harbor surface sediments. Naturwissenschaften 80:78-80.
Gassmann, G. (1994) Phosphine in the fluvial and marine hydrosphere. Mar. Chem. 45: 197-205.
Gast, R., Köster, R. & Runte, K.-H. (1984) Die Wattsedimente in der nördlichen und mittleren Meldorfer Bucht. Untersuchungen zur Frage der Sedimentverteilung und der Schlicksedimentation. Die Küste 40: 165-257.
Gätje, C. & Reise, K. (Hrsg.) (1998) Ökosystem Wattenmeer - Austausch-, Transport- und Stoffumwandlungsprozesse. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, 570 S.
Gätje, C. & Reise, K. (Hrsg.) (1998) Ökosystem Wattenmeer - Austausch-, Transport- und Stoff-umwandlungsprozesse. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg: 570 S.
Gätje, C. & Reise, K. (Hrsg.) (1998) Ökosystem Wattenmeer - Austausch-, Transport- und Stoffumwandlungsprozesse. Springer, Berlin, Heidelberg, 570 S.
Gätje, C. & Reise, K. (Hrsg.) (1998) Ökosystem Wattenmeer - Austausch-, Transport- und Stoffumwandlungsprozesse. Springer, Berlin, Heidelberg: 570 S.
Gätje, C. & Reise, K. (Hrsg.) (1998) Ökosystem Wattenmeer – Austausch-, Transport- und Stoffumwandlungsprozesse, Springer, Berlin
Gätje, C. & Reise, K. (Hrsg.) (1998) Ökosystem Wattenmeer, Austausch-, Transport- und Stoffumwandlungsprozesse. I-570. Springer Verlag, Berlin.
Gee, J. M. (1987) Impact of epibenthic predation on estuarine intertidal harpacticoid populations. Mar. Biol. 96: 497-510.
Gee, J. M., Warwick, R. M., Davey, J. T. & George, C. L. (1985) Field experiments on the role of epibenthic predators in determining prey densities in an estuarine mudflat. Estuar. Coast. Shelf. Sci. 21: 429-448.
Gerlach, S. A. (1989) Stickstoff, Phosphor, Plankton und Sauerstoffmangel in der Deutschen Bucht und in der Kieler Bucht. Abschlußber. (Koordination), Eutrophierung der Nord- und Ostsee. Forschungsvorhaben Wasser 102 04 215, Umweltbundesamt, Berlin: 173-178.
Gibson, R. N. (1969) The biology and behaviour of littoral fish. Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev. 7: 367-410.
Gibson, R. N., Yin, M. C. & Robb, L. (1995) The behavioural basis of predator-prey size relationships between shrimp (Crangon crangon) and juvenile plaice (Pleuronectes platessa). J. mar. biol. Ass. U.K. 75: 337-349.
Giere, O. (1992) Benthic life in sulfidic zones of the sea - Ecological and structural adaptions to an toxic environment. Verh. dt. Zool. Ges. 85 (2): 77-93.
Ginkel, R. van (1998) The dynamics of fisheries: a sensitising framework. Paper presented at the 4th ESSFIN meeting, Syros, 14-16 May 1998.
Gislason, H. (1994) Ecosystem effects of fishing activities in the North Sea, Mar. Pollution Bulletin, 29: 520- 527.
Goethe, F. (1983) Shelduck (Tadorna tadorna (L.)). In: Wolff, W. J. (Hrsg.): Ecology of the Wadden Sea. A. A. Balkema, Rotterdam: 6/37-6/48.
Goldberg, E. D. (1986) TBT an environmental dilemma. Environ. 38: 17-42.
Golley, F. B. (1993) A History of the Ecosystem Concept in Ecology. Yale University Press, New Haven, 254 S.
Gosling, E. (Hrsg.) (1994) The Mussel Mytilus: Ecology, physiology, genetics and culture. Elsevier Amsterdam: 589 S.

Goss-Custard, J. D, Jones, R. E. & Newbery, P. E. 1977. The ecology of the Wash. I. Distribution and diet of wading birds (Charadrii). J. App. Ecol. 14: 681-700

Goss-Custard, J. D. & dit Durell, S. E. A. le V. (1987) Age-related effects in oystercatchers, Haematopus ostralegus, feeding on Mussels, Mytilus edulis. III. The effect of interference on overall intake rate. J. Anim. Ecol. 56: 549-558.

Goss-Custard, J. D. (1980) Competition for food and interference among waders. Ardea 68: 31-52.

GÖW - Geschäftsstelle Ökosystemforschung Wattenmeer (Hrsg.) (1994) 3. Wissenschaftliches Symposium Ökosystemforschung Wattenmeer, 15.-18.11.1992, Norderney. Berichte aus der Ökosystemforschung Wattenmeer Nr. 4, Berlin: 125 S.

Graham, W. F. & Duce, R. A. (1982) The atmospheric transport of phosphorus to the western North Atlantic. Atmos. Environ 16: 1089-1097.

Grant, J. (1983) The relative magnitude of biological and physical sediment reworking in an intertidal community. J. Mar. Res. 41: 673-689.

Gray, J. S. (1974) Animal sediment relationship. Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev. 12: 223-261.

Gray, J. S., McIntyre, A. D. & Stirn, J. (1992) Manual of methods in aquatic environmental research. Part 11 - Biological assessment of marine pollution - with particular reference to bentehos. FAO Fish. Tech. Pap. 324: 1-49.

Grenz, C., Hermin, M.-N., Baudinet, D. & Daumas, R. 1990. In situ biochemical and bacterial variation of sediments enriched with mussel biodeposits. Hydrobiologia 207: 153-160.

Grimm, N. B. (1995) Why link species and ecosystem? A perspective from ecosystem ecology. In: Jones, C. G. & Lawton, J. H. (1995) Linking Species and Ecosystems. Chapman & Hall, New York, S. 5-15.

Grimm, V., Bietz, H., Günther, C.-P., Hild, A., Villbrandt, M., Niesel, V., Schleier, U. & Dittmann, S. (1999) Stability properties in the Wadden Sea. In: Dittmann, S. (Hrsg.) The Wadden Sea Ecosystem - Stability Properties and Mechanisms Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg. S. 227-259.

Grimm, V., Bietz, H., Günther, C.-P., Hild, A., Villbrandt, M., Niesel, V., Schleier, U., Dittmann, S. (1999) Stability Properties in the Wadden Sea. In: The Wadden Sea ecosystem: stability properties and mechanism. Dittmann, S. Hrsg., Springer-Verlag, Berlin, 227-259

Grøntved, J. (1952) Investigation on the Phytoplankton in the Southern North Sea in May 1947. Meddelselser Fra Kommissionen for Danmarks Fiskeri - og Havundersogelser. Ser. Plankton Bd. V, 5: 27-31.

Grube, J. (1991) Sanfter Tourismus in Dithmarschen. Abschlußbericht, Nienburg.

Gubernator, M. (1996) Sozioökonomie der Küstenfischereiwirtschaft. Ökosystemforschung Niedersächsisches Wattenmeer TP A 4.7: 225 S.

Günther, C.-P. & Niesel, V. (1999) Effects of the ice winter 1995/96. In: Dittmann, S. (Hrsg.) The Wadden Sea Ecosystem - Stability Properties and Mechanisms Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg. S. 193-200.

Günther, C.-P. (1991) Settlement of Macoma balthica on an intertidal sandflat in the Wadden Sea. Mar. Ecol. Prog. Ser. 76: 73-79.

Günther, C.-P. (1999) Settlement, secondary dispersal and turnover rate of benthic macrofauna. In: Dittmann, S. (Hrsg.) The Wadden Sea Ecosystem - Stability Properties and Mechanisms Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg. S. 133-146.

Haarich, M. (1994) Schwermetalle in Wasser und Sediment. In: Lozán, J. L., Rachor, E., Reise, K., Westernhagen, H. von & Lenz, W. (Hrsg.). Warnsignale aus dem Wattenmeer. Blackwell Wissenschafts-Verlag Berlin: 30-34.

Hain, B. (1997) Naturwissenschaftliche Grundlagen zur Ableitung von Umweltqualitätszielen. In: Barth, S. & Köck, W. (Hrsg.): Qualitätsorientierung im Umweltrecht - Drei Ökosystemforschungs-Projekte – und nun? In: Lachmann, S. & Rösel, B. (Hrsg.). Vom Krisenmanagement zum vorsorgenden Umweltschutz. Halle 1998: 13-26.

Hall, S. J. (1994) Physical disturbance and marine benthic communities: Life in unconsolidated sediments. Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev. 32: 179-239.

Hälterlein, B. (1997) Brutvogel-Bestände im Schleswig-Holsteinischen Wattenmeer. Ökosystemforschung Wattenmeer - Teilvorhaben Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer. UBA-Texte 76/97. Umweltbundesamt, Berlin.

Hälterlein, B. (1997) Brutvogelbestände im Schleswig-Holsteinischen Wattenmeer. UBA-Texte 76/97, Berlin.

Hargrave, B. T. (1976) The central role of invertebrate faeces in sediment decomposition. In: Anderson, J. M. & MacFadyen, A. (Hrsg.): The Role of Terrestrial and Aquatic Organisms in Decomposing Processes. Proc. Symp. Br. Ecol. Soc. 17: 301-321.

Härkönen, T. (1987) Seasonal and regional variations in the feeding habits of the harbour seal, Phoca vitulina, in the Skagerrak and the Kattegat. J. Zool. 213: 535-543.

Harrer, B., Maschke, J., Scherr, S., Zeiner, M. (1995) Tagesreisen der Deutschen. Struktur und wirtschaftliche Bedeutung des Tagesausflugs- und Geschäftsreiseverkehrs in der Bundesrepublik Deutschland. Schriftenreihe des DWIF, Heft 46, München, 192 S.

Hartmann-Schröder, G. (1996) Die Tierwelt Deutschlands und der angrenzenden Meeresteile nach ihren Merkmalen und nach ihrer Lebensweise. 58. Teil. Annelida, Borstenwürmer, Polychaeta. 2. Aufl., Gustav Fischer Verlag, Jena.

Haven, D. S. & Morales-Alamo, R. (1966) Aspects of biodeposition by oysters and other invertebrate filter feeders. Limnol. Oceanogr. 11: 487-498.

Haven, D. S. & Morales-Alamo, R. (1972) Biodeposition as a factor in sedimentation of fine suspended solids in estuaries. Geol. Soc. Mem. 133: 121-130.

Hawkins, A. J. S., Bayne, B. C. & Clarke, K. R. (1983) Coordinated rhythms of digestion, absorption and excretion in Mytilus edulis (Bivalvia, Mollusca). Mar. Biol. 74: 41-48.

Hayes, M. O. (1979) Barrier island morphology as a function of tidal and wave regime. In: Leatherman, S. P. (Hrsg.): Barrier islands. From the Gulf of St. Lawrence to the Gulf of Mexico. Academic Press, New York: 1-27.

Hedqvist-Johnson, K. & Andre, C. (1991) The impact of the brown shrimp Crangon crangon L. on soft-bottom meiofauna: An experimental approach. Ophelia 34: 41-49.

Henderson, P. A. & Holmes, R. H. A. (1989) Whiting migration in the Bristol Channel: A predator-prey relationship. J. Fish Biol. 34: 409-416.

Henriksen, K., Jensen, A. & Rasmussen, M. B. (1984) Aspects of nitrogen and phosphorus mineralizaiton and recycling in the northern part of the Danish Wadden Sea. Neth. Inst. Sea Res. Publ. Ser. 10: 51-69.

Herlyn, M. & Michaelis, H. (1996#) Struktur und Funktion von Miesmuschelpopulationen im Wattenmeer. Ökosystemforschung Niedersächsisches Wattenmeer, Hauptphase A, Teilprojektabschlußbericht (UBA-Texte in Vorbereitung).

Herlyn, M. & Millat, G. (1999) Decline of the intertidal blue mussel (Mytilus edulis) stock at the coast of Lower Saxony. Hydrobiologia (im Druck)

Herlyn, M. (1994) Bestandsaufnahme und Populationsdynamik von Mytilus edulis: Methoden der quantitativen Erfassung von Miesmuschelvorkommen. – Abschlußbericht des Teilprojekts B16 der Ökosystemforschung Niedersächsisches Wattenmeer, Bundesministerium für Forschung und Technik.

Herlyn, M. (1996#) Zur Bestandssituation der Miesmuschelbänke des niedersächsischen Wattenmeeres. Mitteilg. NNA 1/1996, Schneverdingen: 56-61.

Herlyn, M. (1996) Zur Bestandssituation der Miesmuschelbänke des niedersächsischen Wattenmeeres. Mitteilungen aus der NNA 1: 56-61.

Herlyn, M., Millat, G. & Michaelis, H. (1999) Einfluß der Besatzmuschelentnahme auf die Entwicklung eulitoraler Neuansiedlungen von Mytilus edulis L. im niedersächsischen Wattenmeer. Dienstbericht Forschungsstelle Küste 9/99.

Herrmann, J.-P, Jansen, S., Temming, A. (1998a#) Fische und dekapode Krebse in der Sylt-Rømø Bucht. In: Gätje, C. & Reise, K. (Hrsg.): Ökosystem Wattenmeer - Austausch-, Transport- und Stoffumwandlungsprozesse. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg. S. 81-88

Herrmann, J.-P, Jansen, S., Temming, A. (1998b#) Konsumtion durch Fische und dekapode Krebse sowie deren Bedeutung für die trophischen Beziehungen in der Sylt- Rømø Bucht. In: Gätje, C. & Reise, K. (Hrsg.): Ökosystem Wattenmeer - Austausch-, Transport- und Stoffumwandlungsprozesse. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, 437-462.

Herrmann, J.-P, Jansen, S., Temming, A. (1998c#) Saisonale, diurnale und tidale Wanderungen von Fischen und der Sandgarnele (Crangon crangon) im Wattenmeer bei Sylt. In: Gätje, C. & Reise, K. (Hrsg.): Ökosystem Wattenmeer - Austausch-, Transport- und Stoffumwandlungsprozesse. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, 499-514.

Hertweck, G. & Liebezeit, G. (1996#) Biogenic and geochemical properties of intertidal biosedimentary deposits related to Mytilus beds. P.S.Z.N.I. Mar. Ecol. 17: 131-144.

Hertzler, I. (1995#) Nahrungsökologische Bedeutung von Miesmuschelbänken für Vögel (Laro-Limikolen) im Nordfriesischen Wattenmeer. Diplomarbeit, Universität Göttingen.

Hesse, K. J., Hentschke, U. & Brockmann, U. (1993) A synoptic study of nutrient and phytoplankton characteristics in the German Wadden Sea with respect to coastal eutrophication. In: Marine Eutrophication and Population Dynamics, Proc. 25th Europ. Mar. Biol. Symp. Colombo, G. et al., (Hrsg.) Olsen & Olsen, Fredensborg: 43-53.

Hesse, K.-J., Brockmann, U., Hentschke, U. & Tillmann, U. (1993) Nährstoffgradienten im Wattenmeer - Strukturen und Hypothesen. In: Schutzgemeinschaft Deutsche Nordseeküste e.V. (Hrsg.) Eutrophierung und Landwirtschaft. Schriftenreihe der Schutzgemeinschaft Deutsche Nordseeküste Heft Nr. 3: S. 43-57.

Hesse, K.-J., Hentschke, U. & Brockmann, U. (1992) A synoptic study of nutrient and phytoplankton characteristics in the German Wadden Sea with respect to coastal eutrophication. In: Colombo, G. et al. (Hrsg.): Marine Eutrophication and Population Dynamics. Olsen & Olsen, Fredensborg: S. 45-53.

Hesse, K.-J., Tillmann, U., & Brockmann, U. (1995) Nutrient-Phytoplankton relations in the German Wadden Sea. ICES C.M. 1995/T: 8.

Heuers, J. (1998#) Ansiedlung, Dispersion, Rekrutierung und Störungen als strukturierende Faktoren benthischer Gemeinschaften im Eulitoral. Dissertation Universität Bremen

Heuers, J., Jaklin, S., Zühlke, R., Dittmann, S., Günther, C.-P., Hildenbrandt, H. & Grimm, V. (1998#) A model on the distribution and abundance of the tube-building polychaete Lanice conchilega in the intertidal of the Wadden Sea. Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie, Bd 28: 207-215.

Hickel, W. & Eickhoff, M. (1997) Auswertung von Langzeit-Untersuchungen . UBA-Texte 23.

Hickel, W. (1980) The influence of Elbe River Water on the Wadden Sea of Sylt (German Bight, North Sea). Dt. hydrogr. Z. 33: 43-52.

Hickel, W. (1984) Seston in the Wadden Sea of Sylt (German Bight, North Sea). Neth. Inst. Sea Res. 10: 113-131.

Hickel, W. (1989) Inorganic micronutrients and the eutrophication in the Wadden Sea of Sylt (German Bight, North Sea). In: Proceedings of the 21st. European Marine Biology Symposium, Gdansk. Polish Academy of Sciences, Wroclaw: S. 309-318.

Hickel, W., Mangelsdorf, P. & Berg, J. (1993) The human impact in the German Bight: Eutrophication during three decades (1962-1991). Helgoländer Meeresunters. 47: 243-263.

Higelke, B. (1998#) Morphodynamik des Lister Tidebeckens. In: Gätje, C. & Reise, K. (Hrsg.): Ökosystem Wattenmeer - Austausch-, Transport- und Stoffumwandlungsprozesse. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg: S. 103-126.

Hild, A. & Günther, C.-P. (1999) Ecosystem Engineers: Mytilus edulis and Lanice conchilega. In: Dittmann, S. (Hrsg.) The Wadden Sea Ecosystem - Stability Properties and Mechanisms Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg. S. 43-49.

Hild, A. (1997#) Geochemie der Sedimente und Schwebstoffe im Rückseitenwatt von Spiekeroog und ihre Beeinflussung durch biologische Aktivität. Forschungszentrum Terramare Berichte Nr. 5: 70 S.

Hild, A. (1999#) Description of the Spiekeroog backbarrier system. In: Dittmann, S. (Hrsg.): The Wadden Sea Ecosystem. Stability Properties and Mechanisms. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, S. 15 -18.

Hild, A. (1999) Morphology and Sedimentology of the Spiekeroog Backbarrier System. In: Dittmann, S. (Hrsg.) The Wadden Sea Ecosystem - Stability Properties and Mechanisms Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg. S. 31-35.

Hilgerloh, G. (1995) Auswirkungen des Fraßdruckes auf die Miesmuschelbestände. Abschlußbericht ÖSF Niedersächsisches Wattenmeer (TP A 3.4) (unveröffentl.)

Hilgerloh, G. (1996#) Miesmuscheln (Mytilus edulis) als Nahrung von Eiderenten (Somateria mollissima) auf den Nordseeinseln Langeoog und Spiekeroog. Acta Ornithoecol. 33: 239-243.

Hilgerloh, G., Herlyn, M. & Michaelis, H. (1997#) The influence of predation by Herring Gulls Larus argentatus and Oystercatchers Haematopus ostralegus on a newly established mussel Mytilus edulis bed in autumn and winter. Helgoländer Meeresunters. 51: 173-189.

Hirsch, E. (1920) Muschelkultur. Fischerbote, XII. Jahrgang, 1: 4-11.

Höck, M., Runte, K. H. & Köster, R. (1994) Historische Entwicklung von Schwermetallen im Sediment. Ökosystemforschung Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer. Forschungsbericht 10802085/01: 121 S.

Hoelker, F. & Hammer, C. (1994) Growth and food of ruffe Gymnocephalus cernuus (L.) in the Elbe estuary. Arch. Fish Mar. Res. 42: 47-62.

Hofstede, J. (1994) Meeresspiegelanstieg und Auswirkungen im Bereich des Wattenmeeres. In: Lozán, J. L., Rachor E., Reise K., v. Westernhagen H. & Lenz, W. (Hrsg.): Warnsignale aus dem Wattenmeer. Blackwell, Berlin: S. 17-23.

Holland, H. D. (1978) The chemistry of the atmosphere and oceans. John Wiley & Sons, New York: 351 S.

Holling, C. S. (1992) Cross-scale morphology, geometry, and dynamics of ecosystems. Ecological Monographs 62 (4): 447-502.

Holthuijzen, Y. A. (1979) The food of the spotted redshank Tringa erythropus in the Dollard. Limosa 52: 22-33.

Homeier, H. (1978) Inseln und Deiche. In: E. Kühlhorn (Hrsg.), Hist.-Landeskdl. Exkurs.-Karte von Niedersachsen. Hildesheim 1978.

Höpner, T. & Henke, S. (1996) Umweltqualitätsziele für das Wattenmeer. Ökosystemforschung Niedersächsisches Wattenmeer Hauptphase A, Teilprojekt A 4.4, Abschlußbericht Teil 1: Vergleich verschiedener Umweltqualitätszielkonzepte. Oldenburg, August 1996: 80 S.

Höpner, T. & Kellner, I. (1996) Umweltqualitätsziele für das Wattenmeer. Ökosystemforschung Niedersächsisches Wattenmeer Hauptphase A, Teilprojekt A 4.4, Abschlußbericht Teil 2: Thematischer Report. Oldenburg, August 1996: 94 S.

Höpner, T. & Kellner, I. (1998) Ecological Quality Objectives (EQOs) of the Wadden Sea are interlinked and hierarchically interdependent. Senckenbergiana maritima 29: 177-183.

Höpner, T. (1994#) Auswirkungen der Ästuarvertiefung in der Emsmündung. In: Lozán, J. L., Rachor, E., Reise, K., v. Westernhagen, H. & Lenz, W. (Hrsg.): Warnsignale aus dem Wattenmeer. Blackwell, Berlin: S. 171-175.

Hoppenheit, M. (1992) Qualitätsziele für die Nordsee? - Pro und Contra. Dt. Hydrograph. Zeitschrift 44 (5/6): 289-292.

Howarth, R. W. (1979) Pyrite: Its rapid formation in a salt marsh and its importance in ecosystem metabolism. Science 203: 49-51.

Hubold, G. (1994) Maßnahmenkatalog für eine ausgewogenere und rationellere Bewirtschaftung der von der deutschen Fischerei genutzten Fischereiressourcen im EG Meer. Inf. Fischw. 41: 3-18.

Huettel, M. (1990) Influence of the lugworm Arenicola marina on porewater nutrient profiles of sand flat sediments. Mar. Ecol. Prog. Ser. 62: 241-248.

Huettel, M., Ziebis, W. & Forster, S. (1996) Flow-induced uptake of particulate matter in permeable sediments. Limnol. Oceanogr. 41:309-322.

Huettel, M., Ziebis, W., Forster, S. & Luther, G. W. (1998) Advective transport affecting metal and nutrient distributions and interfacial fluxes in permeable sediments. Geochim. Cosmochim. Acta 62: 613-631.

Hulscher, J. B. (1983) Oystercatcher (Haematopus ostralegus L.). In: Wolff, W. J. (Hrsg.). Ecology of the Wadden Sea. A.A. Bolkema, Rotterdam, S. 6/92-6/104.

Hulscher, J. B., De Jong, J. & van Klinken, J. (1993) Uitzonderlijk grote aantallen Scholeksters in het binnenland gedurende de winter von 1992/93. Limosa 66: 117-123.

Hunter, E. & Naylor, E. (1993) Intertidal migration by the shore crab Carcinus maenas. Mar. Ecol. Prog. Ser. 101: 131-138.

Hüppop, O. (1993) Auswirkungen von Störungen auf Küstenvögel. Wilhelmshavener Tage 4: 95-104.

Hüppop, O., Garthe, S., Hartwig, E. & Walter, U. (1994) Fischerei und Schiffsverkehr: Vorteil oder Problem für See- und Küstenvögel. In: Lozán, J. L., Rachor, E., Reise, K., Westernhagen, H. von & Lenz W. (Hrsg.). Warnsignale aus dem Wattenmeer. Blackwell, Berlin: 278-285.

Hüppop, O., Hagen, K. (1990) Der Einfluß von Störungen auf Wildtiere am Beispiel der Herzschlagrate brütender Austernfischer (Haematopus ostralegus). Vogelwarte 35: 301-310.

Hüttel, M. & Gust, G. (1992) Impact of bioroughness on interfacial solute exchange in permeable sediments. Mar. Ecol. Prog. Ser. 89: 253-267.

Hüttel, M. (1988) Zur Bedeutung der Macrofauna für die Nährsalzprofile im Wattsediment. Ber. Inst. Meeresk. Kiel 182: 1-203.

Hüttel, M. (1990) Influence of the lugworm Arenicola marina on porewater nutrient profiles of sand flat sediments. Mar. Ecol. Prog. Ser. 62: 241-248.

Hüttel, M., Ziebis, W. & Forster, S. (1996) Flow-induced uptake of particulate matter in permeable sediments. Limnol. Oceanogr. 41: 309-322.

ICES (1990) First report of the study group on the life history, population biology and assessment of Crangon. C. M. 1993/k (8): 39 S.

IMO (1990) Petroleum in the marine environment. Document MEPC 30/INF.13 submitted by the United States: IMO, London

INK (1990) Declaration of the 3. International Conference on the Protection of the North Sea, Den Haag, 1990.

InterWad (1998, 1999) InterWad - de Waddenzee op Internet. http://www.waddensea.org/ auch: http://www.interwad.nl

Irion, G., Schindler, T. & Dünnebier J. (1997) Different trends of sedimentation and accumulation of pollutants in muddy and sandy flats of the Jade Bight (SE North Sea). Forschungszentrum Terramare Berichte Nr. 2: 47-48.

Isermann, K. (1988) Emission sowie atmosphärische Transmission, Reaktion und Deposition von NHx aus der Landwirtschaft Westeuropas. Tagung der Sektion Waldernährung im Deutschen Verband Forstlicher Forschungsanstalten vom 27. bis 28.09.1988 in der Wingst.

IUCN - International Union for the Conservation of Nature and Natural Resources (Hrsg.), 1994. Guidelines for Protected Area Management Categories. Gland, 54 S.

IUCN - International Union for the Conservation of Nature and Natural Resources (Hrsg.) (1994a) Guidelines for Protected Area Management Categories. Gland: 54 S.

IUCN - International Union for the Conservation of Nature and Natural Resources (Hrsg.) (1994) Parks for Life: Action for Protected Areas in Europe. Gland: 150 S.

Janssen, G. M. & Kuipers, B. R. (1980) On tidal migration in the shrimp Crangon crangon. Neth. J. Sea Res. 14: 339-348.
Jaramillo, E., Bertrán, C. & Bravo, A. (1992) Mussel biodeposition in an estuary in southern Chile. Mar. Ecol. Prog. Ser. 82: 85-94.
Jax, K. (1994) Mosaik-Zyklus und Patch-dynamics: Synonyme oder verschiedene Konzepte? Eine Einladung zur Diskussion. Z. Ökologie u. Naturschutz 3: 107-112.
Jax, K. (1998) Ein Ökologe greift die Naturschützer an. Bild der Wissenschaft 6/1998: 56-59.
Jax, K., Jones, C. G. & Pickett S. T. A. (1998) The self identity of ecological units. – Oikos 82: 253-264.
Jedicke, E. (1998) Raum-Zeit-Dynamik in Ökosystemen und Landschaften. Kenntnisstand der Landschaftsökologie und Formulierung einer Prozeßschutz-Definition. Naturschutz und Landschaftsplanung 30: 229-236.
Jensen, J., Mügge, H.-E. & Visscher, G. (1988) Untersuchungen zur Wasserstandsentwicklung in der Deutschen Bucht. Die Küste 47: 135-161.
Jensen, K. T. & Jensen, J. N. (1985) The importance of some epibenthic predators on the density of juvenile benthic macrofauna in the Danish Wadden Sea. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 89:157-174.
Jespersen, M. & Rasmussen, E. (1994) Koresand - Die Entwicklung eines Außensandes vor dem dänischen Wattenmeer. Die Küste 56: 79-91.
Joensson, B., Sundbaeck, K., Nilsson, P., Swanberg, I.L. & Ekebom, J. (1993) Does the influence of the epibenthic predator Crangon crangon L. (brown shrimp) extend to sediment microalgae and bacteria? Neth. J. Sea Res. 31: 83-94.
Jones, C. G. & Lawton, J. H. (1995) Linking Species and Ecosystems. Chapman & Hall, New York, 387 S.
Jones, C. G., Lawton, J. H. & Shachak, M. (1994) Organisms as ecosystem engineers. Oikos 69: 373-386.
Jonge, V. N. de & Essink, K. (1991) Long-term changes in nutrient loads and primary and secondary producers in the Dutch Wadden Sea. In: Eliott, M., Ducrotoy, J. (Hrsg.)Estuaries and Coasts: Spatial and Temporal Intercomparisons, Olsen & Olsen.
Jonge, V. N. de, Essink, K. & Boddeke, R. (1993) The Dutch Wadden Sea: a changed ecosystem. Hydrobiologia 265: 45-71.
Jonkers, D. A. & Everts, J. W. (1992) Seaworthy. Derivation of micropollutant risk levels for the North Sea and Wadden Sea. Publication series areal protection. 1992/3, 88 S.
Jørgensen, B. B. &. Fenchel, T.M (1974) The sulfur cycle of a marine sediment model system. Mar. Biol, 24: 189-201.
Jørgensen, B. B. (1977) The sulfur cycle of a coastal marine sediment. Limnology and Oceanography 22: 814-832.
Jørgensen, B. B. (1982) Mineralization of organic matter in the sea bed; the role of sulfate reduction. Nature 307: 148-150.
Jørgensen, B. B. (1987) Ecology of the sulfur cycle. Oxidative pathways in sediments. In: Cole, J. A. & Ferguson, S. J. (Hrsg.). Society for General Microbiology - 42 Symposium. The Nitrogen and Sulfur Cycles. 1st.: 31-63. Cambridge University Press, Cambridge, New York.
Jørgensen, B. B. (1987) Ecology of the sulphur cycle: Oxidative pathways in sediments. In: Cole, J. A. & Ferguson, S. (Hrsg.) The nitrogen and sulphur cycles. Cambridge Univ. Press, Cambridge: S. 31-63.
Jørgensen, B. B. (1990) The sulfur cycle of freshwater sediments. Role of thiosulfate. L. & O. 35 (6): 1329-1342.
KAISER, M., MAGES-DELLÉ, T. & OESCHGER, R. (2002#) Gesamtsynthese Ökosystemforschung Wattenmeer Band 3. Erfahrungsbericht eines interdisziplinären Verbundvorhabens. TEXTE 45/02 Umweltbundesamt Berlin.
Kalle, K. (1937) Nährstoff-Untersuchungen als hydrographisches Hilfsmittel zur Unterscheidung von Wasserkörpern. Ann. Hydr. 65: 1-18.
Kamermans, P. & Huitema, H. J. (1994) Shrimp (Crangon crangon L.) browsing upon siphon tips inhibits feeding and growth in the bivalve Macoma balthica (L.). J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 175: 59-75.
Kaspar, C. (1982) Unternehmensführung im Fremdenverkehr. Eine Grundlage für das Management von Hotel und Restaurants, Sportbahnen und –anlagen, Reisebüros, Kur- und Verkehrsbüros. St. Galler Beiträge zum Fremdenverkehr und zur Verkehrswirtschaft, Bd. 13, Bern, Stuttgart, 394 S.
Kastler, T. & Michaelis, H. (1997) Der Rückgang der Seegrasbestände im niedersächsischen Wattenmeer. Ber. Forschungsstelle Küste 41: 119-139.
Kautsky, N. & Evans, S. (1987) Role of biodeposition by Mytilus edulis in the circulation of matter and nutrients in a Baltic coastal ecosystem. Mar. Biol. Prog. Ser. 38: 201-212.

Kellermann A., Gätje, C. & Schrey, E. (1997#) Ökosystemforschung im Schleswig-Holsteinischen Wattenmeer. In: Fränzle, O., Müller, F. & Schröder, W. (Hrsg.): Handbuch der Umweltwissenschaften. Ecomed, Landsberg, V-4.1.1, 16 S.

Kellermann, A. & Riethmüller, R. (1994) Das Konzept für eine trilaterale Umweltbeobachtung im Wattenmeer – ein Statusbericht. In: Geschäftsstelle Ökosystemforschung Wattenmeer (Hrsg.): 3. Wissenschaftliches Symposium Ökosystemforschung Wattenmeer 15.-18.11.1992, Band 1 – Bericht. – Berichte aus der Ökosystemforschung Wattenmeer Nr. 4, Umweltbundesamt Berlin: ISSN 0941-5513, 93- 97-111.

Kellermann, A., Gätje, C. & Schrey, E. (1996) Ökosystemforschung Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer. Rückblick auf Ablauf, Ergebnisse und Umsetzung. Abschlußbericht der Steuergruppe. Nationalparkamt Tönning: 102 S., unveröff.

Kellner, I. (1996) Thematischer Report Umweltqualitätsziele. ÖSF Niedersächsisches Wattenmeer. UBA. Unveröff.

Ketzenberg, C. & Exo, K.-M. (1997#) Raum-Zeit-Muster und Nahrungskonsumtion von Limikolen auf dem Frühjahrs- und Herbstzug im Rückseitenwatt der Insel Spiekeroog. ELAWAT Abschlußbericht des Teilprojektes B 11, FKZ 03F0112A, Wilhelmshaven.

Ketzenberg, C. & Exo, K.-M. (1997) Raum-Zeit-Muster und Nahrungskonsumtion von Limikolen auf dem Frühjahrs- und Herbstzug im Rückseitenwatt der Insel Spiekeroog. ELAWAT Abschlußbericht des Teilprojekts B11, FKZ 03F0112A, Wilhelmshaven.

Keus, B. (1998) Controversy over Dutch mussel fishery. El Anzuelo 1: 7

Kieskamp, W. M., Lohse, L., Epping, E. & Helder, W. (1991) Seasonal variation in denitrification rates and nitrous oxide fluxes in intertidal sediments of the western Wadden Sea. Mar. Ecol. Prog. Ser. 72: 145-151.

Kiørboe, T., Møhlenberg, F. & Nøhr, O. (1980) Feeding, particle selection and carbon absorption in Mytilus edulis in different mixtures of algae and resuspended bottom material. Ophelia 19: 193-205.

Kirby, R. 1997. Distinguishing accretion- from erosion-dominated muddy coasts. Forschungszentrum Terramare Berichte Nr. 2: 51-53.

Klein Breteler, W. C. M. (1976a) Migration of the Shore Crab, Carcinus maenas, in the Dutch Wadden Sea. Neth. J. Sea Res. 10: 338-353.

Klein Breteler, W. C. M. (1976b) Settlement, growth and reproduction of the Shore Crab, Carcinus maenas, on tidal flats in the Dutch Wadden Sea. Neth. J. Sea Res. 10: 354-376.

Klein Breteler, W. C. M. (1983) The Shore Crab Carcinus maenas. In: Wolff, W. J. (Hrsg.): Ecology of the Wadden Sea. A. A. Balkema, Rotterdam: 4/119-4/122.

Kleinsteuber, H. & Will, K. R. (1988) Populationsdynamik der Miesmuschel und Entwicklung der Miesmuschel in den Wattengebieten der Nordsee unter besonderer Berücksichtigung der niedersächsischen Küste. Landesfischereiverband Weser-Ems e. V., Oldenburg: 69 S.

Klok, B. & Schalkers, K. M. (1980) De veranderingen in de Waddenzee ten gevolge van de afsluiting van de Zuiderzee. Rijkswaterstaat, Studiedienst Hoorn, Notitie 78.H238: 12 S.

Knauer, P. (1994) Umweltqualitätsziele für das Wattenmeer - Notwendigkeit und Widerstände. In: SDN (Hrsg.). Ökologische Qualitätsziele für das Meer. Schriftenreihe der Schutzgemeinschaft Deutsche Nordseeküste e.V., Heft 2/1994: 21-37.

Knoke, V. & Stock, M. (1997) Menschliche Aktivitäten im Schleswig-Holsteinischen Wattenmeer und deren Auswirkungen auf Vögel. UBA-Texte 77/97, Band 1 und 2, Berlin, 661 S.

Knoke, V. (1994) Touristische Aktivitäten im Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer: Methodik einer Bestandsaufnahme und Beispiele für Auswirkungen auf die Vogelwelt. Ber. z. Vogelschutz 32: 75-83.

Knoke, V. (1997) Flugverkehr über dem Nationalpark „Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer“. In: Knoke, V. & Stock, M. 1997. Menschliche Aktivitäten im Schleswig-Holsteinischen Wattenmeer und deren Auswirkungen auf Vögel. UBA-Texte 77/97: 181-203.

Knoke, V., Möller, A., Feige, M. (1997) Touristische Aktivitäten in Salzwiesen und die sozioökonomische Bedeutung von Freizeitaktivitäten für die Anrainergemeinden. In: Knoke, V. & Stock, M. 1997. Menschliche Aktivitäten im Schleswig-Holsteinischen Wattenmeer und deren Auswirkungen auf Vögel. UBA-Texte 77/97: 89-168.

Knust, R. (1990) Schwarzfleckenkrankheit der Nordseegarnele. In: Lozán, J. L., Lenz, W., Rachor, E., Watermann, B. & Westernhagen, H. von. Warnsignale aus der Nordsee. Paul Parey Verlag, Berlin: 212-219.

Knust, R. (1996#) Thematischer Report „Umweltbeobachtung“. Ökosystemforschung Niedersächsisches Wattenmeer, Teilvorhaben Niedersächsisches Wattenmeer, Forschungsbericht 108 02 085 / 21

Knust, R. (1997) Ökologische Begleituntersuchungen zum Projekt Europipe – Unveröff. Bericht des Alfred-Wegener-Instituts für Polar- und Meeresforschung, Bremerhaven.

Knust, R., Gautier M. & Ulleweit, J. (1995) Entwicklung einer Umweltbeobachtungsstrategie für Fische und Dekapoden. Ökosystemforschung Niedersächsisches Wattenmeer TP A 4.3 Abschlußbericht: 170 S.

Knust, R., Gautier, M. & Ulleweit, J. (1995#) Entwicklung einer Umweltbeobachtungsstrategie für Fische und Dekapoden. Ökosystemforschung Wattenmeer, Teilvorhaben Niedersächsisches Wattenmeer, A-Teil Abschlußbericht, Forschungsbericht 108 02 085 / 21

Knust, R., Gautier. M., Ulleweit, J. (1995). Entwicklung einer Umweltbeobachtungsstrategie für Fische und Dekapoden. Ökosystemforschung Niedersächsisches Wattenmeer TP A 4.3 Abschlußbericht. 170 S.

Kogge, E. M. (1993) Biogeochemische und phänomenologische Untersuchungen zur Kenntnis der schwarzen Flecken. 148p. Ökosystemforschung Niedersächsisches Wattenmeer; Diplomarbeit an der Universität Oldenburg.

Kohl, M., Wittrock, E., Windelberg, J., Höpner, T. (1994) Nutzungen und Belastungen im Niedersächsischen Wattenmeer. UBA-Texte 4/94, Berlin, 186 S.

Kölling, A. (1991) Frühdiagenetische Prozesse und Stoff-Flüsse in marinen und ästuarinen Sedimenten. Ber. Fachber. Geowiss. Univ. Bremen 15: 1-140.

Koopmann, C., Faller, J., Bernem, K.-H. van, Prange, A. & Müller, A. (1994) Schadstoffkartierung in Sedimenten des deutschen Wattenmeeres, Juni 1989-Juni 1992, Abschlußbericht F&E 109 03 077, Umweltbundesamt. GKSS 94/E/6: 164 S.

Kopacz, U. (1994#) Evidence for tidally-induced vertical migration of some gelatinous zooplankton in the Wadden Sea area near Sylt. Helgoländer Meeresunters. 48: 333-342.

Korringa, P. (1976) Farming marine organisms low in the food chain: a multidisciplineary approach to edible seaweed, mussel and clam production. Elsevier Science Publishers, B.V., Amsterdam: 264 S.

Kosfeld, C. (1989) Mikrobieller Abbau von Faeces der Miesmuschel (Mytilus edulis L.). Dissertation, Christian Albrechts Universität, Kiel: 131 S.

Köster, R. (1991) Entstehung und künftige Entwicklung des deutschen Wattenmeeres. In: Prokosch, P., Mielke, S. & Fleet, D. M. (Hrsg.): The common future of the Wadden Sea. Technical Report. World Wide Fund for Nature, Husum. S. 53-59.

Kramer, J. & Rhode, H. (Hrsg.) (1992) Historischer Küstenschutz. Verlag Konrad Wittwer, Stuttgart: 567 S.

Krebs, C. J. (1985) Ecology. The experimental analysis of distribution and abundance. Harper & Row, New York, Cambridge.

Kreis Dithmarschen (o. J.) Kreisentwicklungsplan Dithmarschen 1992-1996. Heide, 222 S.

Kreis Nordfriesland (1997) Tourismuskonzept Nordfriesland. Ein Ergebnis der Zukunftswerkstatt „Umwelt und Tourismus“ für die umwelt- und sozialverträgliche Tourismusentwicklung. Husum, 83 S.

Kriews, M. (1992) Charakterisierung mariner Aerosole in der Deutschen Bucht sowie Prozeßstudien zum Verhalten von Spurenmetallen beim Übergang Atmosphäre/Meerwasser. Dissertation Universität Hamburg, Hamburg: 124 S.

Kristensen, E., Jensen, M. H. & Jensen, K. M. (1998#) Sulfur Dynamics in Sediments of Königshafen. In: Gätje, C. & Reise, K. (Hrsg.) Ökosystem Wattenmeer - Austausch-, Transport- und Stoffumwandlungsprozesse. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg: S. 233-256.

Kröncke, I. (1996#) Impact of biodepositon on macrofauna communitits in intertidal sandflats. P.S.Z.N.I. Mar. Ecol. 17: 159-174.

Kropp, J. & Klenke, T. (1997) Phenomenological pattern recognition in the dynamical structures of tidal sediments from the German Wadden Sea - Ecological Modelling.

Krost, P. (1993) Die Bedeutung der Grundschleppnetzfischerei für das Sediment und seine Austauschprozesse, sowie für die Benthosgemeinschaften der Kieler Bucht. Arb. Dt. Fisch. Verb. 57: 43-60.

Krumbein, W., Brumsack, H.-J., Liebezeit, G., Rullkötter, J., Leu, T., Knauth-Köhler, K., Albers, B., Brocks, P., Rohjans, D., Hild, A., Böttcher, M. & Behrends, B. (1997#) Der Einfluß mikrobieller und organisch-anorganisch geochemischer Prozesse auf die Elastizität des Wattenmeeres im Bereich des Systems Miesmuschelbank. ELAWAT-Teilprojektabschlußbericht, 184 S.

Kruse-Graumann, L. (1997) Nachhaltige Entwicklung: Eine humanökologische Aufgabe aus psychologischer Sicht. In: Bundesministerium für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit (Hrsg.). Ökologie. Grundlage einer nachhaltigen Entwicklung in Deutschland. Tagungsband zum Fachgespräch 29. und 30. April 1997 in Bonn: 119-123.

Kuenen, J. G., Robertson, L. A. & Gmerden, H. (1985) Microbial interactions among aerobic and anaerobic sulfur-oxidizing bacteria. Adv. Mocrob. Ecol 8: 1-59.

Kühl, H. & Kuipers, B. R. (1983) Qualitative food relationships of Wadden Sea fishes. In: Wolff, W.J. (Hrsg.): Ecology of the Wadden Sea. A.A. Balkema, Rotterdam, S. 2/112-2/123

Kühl, H. (1971) On changes of the interstitial water ofter decomposition of organic matter. Smithson. Contr. Zool. 76: 171-179.
Kuipers, B.R. & Dapper, R. (1981) Production of Crangon crangon in the tidal zone of the Dutch Wadden Sea. Neth. J. Sea Res. 15: 33-53.
Kuipers, B.R. & Dapper, R. (1984) Nursery function of Wadden Sea tidal flats for the brown shrimp Crangon crangon. Mar. Ecol. Prog. Ser. 17: 171-181.
Lammers, S. & Liebezeit, G. (1988) Dissolved inorganic nutrients in the Southern North Sea in December 1984, January 1985 and May 1985. Mitt. Geol.-Paläont. Inst. Univ. Hamburg 65: 89-98.
Lange, K. & Mentjes, T. (1998) Reduzierung der Schädigung des Meeresbodens durch Baumkurren und Grundschleppnetze. Inf. Fischwirtsch. 45 (3): 121-122.
Lassen, H. (1995) Interpretation von Wasserstandsveränderungen in der Deutschen Bucht auf der Basis der Ergebnisse eines KFKI-Projektes. Die Küste 57: 121-134.
Lawton, J. H. & Brown, V. K. (1994) Redundancy in ecosystems. In: Schulze, E.-D. & Mooney, H.A. (Hrsg.): Biodiversity and Ecosystem Function. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, S. 255-270.
Lawton, J. H. & Jones, C. G. (1995) Linking species and ecosystems: Organisms as Ecosystem engineers. In: Jones, C. G. & Lawton, J. H. (Hrsg.): Linking Species and Ecosystems. Chapman & Hall, New York, S. 141-150.
Leo, G. A. de & Levin, S. (1997) The multifaceted aspects of ecosystem integrity – Conservation Ecology (online) 1(1): 3.
Leonard, L. A., Hine, A. C. & Luther, M. E. (1995) Surficial sediment transport and deposition processes in a Juncus roemerianus marsh, west-central Florida. Jour. of Coastal Research 11 (2): 322-336.
Leopold, M. F., van der Werf, B., Ries, E. H. & Reijnders, P. J. H. (1997) The importance of the North Sea for winter dispersal of harbour seals Phoca vitulina from the Wadden Sea. Biol. Conserv. 81: 97-102.
Leopold, M.F., Skov, H. & Hüppop, O. (1993) Where does the Wadden Sea end? Links with the adjacent North Sea. WSNL 1993-3: 5-9.
Leser, H. (1986) Diercke-Wörterbuch der Allgemeinen Geographie. Stuttgart.
Leuschner, C. (1988) Ökosystemforschung Wattenmeer - Hauptphase Teil 1 - Erarbeitung der Konzeption sowie Organisation des Gesamtvorhabens. Umweltbundesamt Berlin, 151 S.
Leuschner, C. (1989) Ökosystemforschung Wattenmeer – Hauptphase Teil I, Erarbeitung der Konzeption sowie der Organisation des Gesamtvorhabens, Göttingen/Tönning. - Im Auftrag des Landesamtes für den Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer und des Umweltbundesamtes im Rahmen des Umweltforschungsplans des BMU. Vorhaben 109 02 020/01, UBA-Texte 10/1989.
Levinton, J. S. & Lopez, G. R. (1977) A model of renewable resources and limitation of deposit-feeding benthic populations. Oecologia (Berl.) 31: 177-190.
Lichtenberg, G. F. (1793) Warum hat Deutschland noch kein grosses öffentliches Seebad? Göttinger Taschen Calender für 1793: 92-109.
Liebezeit, G., Behrends, B. & Kraul, T. (1996) Variability of nutrients and particulate matter in back-barrier tidal flats on the East Frisian Wadden Sea. Senckenbergiana marit. 26: 195-202.
Lindeboom, H. J. & de Groot, S.J. (Hrsg.) (1998) The effects of different types of fisheries on the North Sea and Irish Sea benthic ecosystem. Impact II. Netherlands Institute for Sea Research (NIOZ), Den Burg, Texel, NL. NIOZ-Rapport 1998-1, RIVO-DLO Report C003/98: 404 S.
Lindeboom, H. J. (1995) Protected areas in the North Sea: an absolute need for future marine research. Helgol. Meeresunters. 49: 591-602.
Loeff, van der, M. M. R. (1981) Wave effects on sediment water exchange in a submerged sand bed. Neth. J. Sea Res. 15(1): 100-112.
Lohse, L., Kloosterhuis, R., Raaphorst, van, W. & Helder, W. (1996) Denitrification rates in continental shelf sediments of the North Sea: Acetylene block technique versus isotope pairing. Mar. Ecol. Prog. Ser. 132: 169-179.
Louters, T. & Gerritsen, F. (1994) The Riddle of the Sands. A Tidal System's Answer to a Rising Sea Level. National Institute for Coastal and Marine Management/RIKZ. 69 S.
Lozán, J. L. (1990). Zur Gefährdung der Fischfauna - Das Beispiel der diadromen Fischarten und Bemerkungen über andere Spezies. In: Lozán, J. L., Lenz, W. E., Rachor, E., Watermann, B. & v. Westernhagen, H. (Hrsg.): Warnsignale aus der Nordsee. Parey, Berlin, Hamburg S. 231-249.
Lozán, J. L. (1994) Über die ökologische und wirtschaftliche Bedeutung der Nordseegarnele im Wattenmeer mit Bemerkungen über andere Krebsarten. In: Lozán, J. L., Rachor, E., Reise, K., v. Westernhagen, H. & Lenz, W. (Hrsg.): Warnsignale aus dem Wattenmeer. Blackwell, Berlin, S. 117-122.

Lozán, J. L. (1994) Zur Gefährdung der Fischfauna – Das Beispiel der diadromen Fischarten und Bemerkungen über andere Spezies. – In: Lozán, J. L., Lenz, W., Rachor, E., Watermann, B. & Westernhagen, H. v. Warnsignale aus der Nordsee, Parey-Verlag, Berlin: 231-249.

Lozán, J. L., Breckling, P., Fonds, M., Krog, C., van de Weer, H. W. & Witte, J. I. J. (1994) Über die Bedeutung des Wattenmeeres für die Fischfauna und deren regionale Veränderung. In: Lozán, J. L., Rachor, E., Reise, K., v. Westernhagen, H. & Lenz, W. (Hrsg.): Warnsignale aus dem Wattenmeer. Blackwell, Berlin, S. 226-234.

Lozán, J. L., Rachor, E., Reise, K., Westernhagen, H. v. & Lenz, W. (Hrsg.) (1994) Warnsignale aus dem Wattenmeer. Blackwell Wissenschafts-Verlag, Berlin: 387 S.

Lozán, J. L., Rachor, E., Reise, K., Westernhagen, H. von & Lenz, W. (Hrsg.) (1994) Warnsignale aus dem Wattenmeer. Blackwell, Berlin: 387 S.

Luoma, S. N. (1989) Can we determine the biological availability of sediment - bound trace elements?. Hydrobiologia 176/177: 379-396.

Mackin, J. E. & Swider, K. T. (1989) Organic matter decomposition pathway and oxygen consumtion in coastal marine sediments. J. Mar. Res. 47: 681-716.

Maguire, R. J., Tkacz, R. J., Chau, U. K., Bengert, G. A. & Wong, P. T. S. (1986) Occurence of organotin compounds in water and sediment in Canada. Chemosphere 15: 253-274.

Mardik, F. L. & van der Land, M.A. (1996) Fishermen and seaducks are moving towards sharing the Spisula-resource in The Netherlands. WSNL 1: 24-25.

Marencic, H. & Lüerßen (1997) Common Package of TMAP Parameters adopted at the Stade Conference – Wadden Sea Newsletter 1997 No. 2: 43-45.

Marencic, H. & Lüerssen, G. (1997) Common package of TMAP-parameters adopted at the Stade conference. In: WaddenSea NewsLetter 2: 43-45.

Margules, C.R. (1994) Erfassen und Bewerten von Lebensräumen in der Praxis. In: Usher, M. B., Erz, W. (Hrsg.). Erfassen und Bewerten im Naturschutz: Probleme - Methoden - Beispiele. Quelle & Meyer, Wiesbaden: 258-273.

Marigomez, J. A., Cajaraville, M. P., Angulo, E. & Moya, J. (1990) Ultrastructural alterations in the renal epithelium of cadmium-treated Littorina littorea (L.). Arch. Environ. Contam. Toxicol. 19(5): 863-871.

Marigomez, J. A., Vega, M. M., Cajaraville, M. P. & Angulo, E. (1989) Quantitative responses of the digestive-lysosomal system of winkles to sublethal concentrations of cadmium. Cellular Molecular Biol. 35(5): 555-562.

Mark, I. van (1995) Die Entwicklung des Fremdenverkehrs und seine möglichen Auswirkungen auf Ökosysteme, dargestellt am Beispiel des niedersächsischen Wattenmeerraumes. Diplomarbeit, Fachhochschule Wilhelmshaven, 66 S.

Martens, P. & Elbrächter, M. (1998#) Zeitliche und räumliche Variabilität der Mikronährstoffe und des Planktons im Sylt-Rømø Wattenmeer. In: Gätje, C. & Reise, K. (Hrsg.): Ökosystem Wattenmeer - Austausch-, Transport- und Stoffumwandlungsprozesse. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg: S. 65-80.

Martens, P. (1992) Inorganic phytoplankton nutrients in the Wadden Sea areas off Schleswig-Holstein. II. Dissolved ortho-phosphate and reactive silicate with comments on the zooplankton. Helgoländer Meeresunters. 46: 103-115.

Martin, J. H. & Fitzwater, S. E. (1988) Iron deficiency limits phytoplankton growth in the Northeast Pacific. Nature 331: 341-343.

Mason, A. Z. & Nott, J. A. (1981) The Role of intracellular biomineralized granules in the regulation and detoxification of metals in gastropods with special reference to the marine prosobranch Littorina littorea. Aquatic Toxicol. 1: 239-256.

Mastenbroek, P. (1994) Mortaliteit onder wad-evertebraten na Pinksteren 1964. Het Zeepaard 24: 71-72

Mathieu, B. (1994). Freisetzung von Distickstoffoxid aus Wattensedimenten -- untersucht am Beispiel der Tide-Elbe. GKSS 94E7 1-123.

Matthies, M. & Trapp, S. (1997) Anthropogene Störungen - Chemodynamische Prozesse. In: Handbuch der Umweltwissenschaften - Grundlagen und Anwendungen der Ökosystemforschung. Fränzle, O., Müller, F. & Schröder, W. (Hrsg.) 1997, VI-2.1.2: 12 S.

Matthiessen, P. & Gibbs, P. E. (1998) Critical appraisal of the evidence for tributyltin-mediated endocrine disruption in mollusks: 37-43.

Mattig, F., Becker, P. H., Bietz, H. & Gießling, K. (1996) Schadstoffanreicherung im Nahrungsnetz des Wattenmeeres. - Ökosystemforschung Wattenmeer, Teilvorhaben Niedersächsisches Wattenmeer, A-Hauptphase, Teilprojekt A 4.5. Umweltforschungsplan des Bundesministers für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Umweltplanung/Ökologie, Forschungsbericht 108 02 085 / 21.

Mattila, J. (1997) The importance of shelter, disturbance and prey interactions for predation rates of tube-building polychaetes (Pygospio elegans (Claperede)) and free-living tubificoid oligochaetes. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 218: 215-228.

McGrorty, S., Clarke, R. T., Reading, C. J. & Goss-Custard, J. D. (1990) Population dynamics of the mussel Mytilus edulis: density changes and regulation of the population in the Exe estuary, Devon. Mar. Ecol. Prog. Ser. 67: 157-169.

Meemken, P. C. (1997) Die Akzeptanz des Nationalparks Wattenmeer bei der einheimischen Bevölkerung. Hamburger Vegetationsgeographische Mitt., Heft 10: 61-128.

Meier, D. (1994) Geschichte der Besiedlung und Bedeichung im Nordseeküstenraum. In: Lozán, J. L., Rachor, E., Reise, K., von Westernhagen, H. & Lenz, W. (Hrsg.): Warnsignale aus dem Wattenmeer. Blackwell Wissenschafts-Verlag, Berlin: 11-17.

Meire, P. M., Schekkermann, H. & Meininger, P. L. (1994) Consumption of benthic invertebrates by waterbirds in the Oosterschelde estuary, SW Netherlands. Hydrobiologia 282/283: 525-546.

Meixner, R. (1992) Eutrophierung und Miesmuschelnutzung. Inf. Fischwirtsch. 39: 12-13.

Meltofte, H., Blew, J., Frikke, J., Rösner, H. U. & Smit, C. J. (1994) Numbers and distribution of waterbirds in the Wadden Sea. Results and evaluation of 36 simultaneous counts in the Dutch-German-Dansk Wadden Sea 1980-1991. IWRB Publ. 34, Wader Study Group Bull. 74, Special Issue: 1-193.

Meltofte, H., Blew, J., Frikke, J., Rösner, H.-U. & Smit, C. J. (1994) Numbers and distribution of waterbirds in the Wadden Sea. Results and evaluation of 36 simultaneous counts in the Dutch-German-Danish Wadden Sea 1980 - 1991. IWRB Publication 34/Wader Study Group Bull. 74, Special issue.

Meltofte, H., Blew, J., Frikke, J., Rösner, H.-U. & Smit, C.J. (1994) Numbers and distribution of waterbirds in the Wadden Sea. IWRB Publ. 34, Wader Study Group Bull. 74: 1-192.

Meurs, G. (1996) Leitbilder für das Wattenmeer: mehr als nur ein Planungsinstrument. In: Ökosystemforschung Niedersächsisches Wattenmeer (Hrsg.). Wege zum Verständnis von Küstenökosystemen. 5. Wissenschaftliches Symposium der Ökosystemforschung Wattenmeer, Oldenburg 1996: 14-17.

Meyercordt, J. (1992) Untersuchungen zum langjährigen Verlauf von Schwermetalldepositionen in ausgewählten Radionuklidmessungen. GKSS-Forschungszentrum, Geesthacht, GKSS 92/E/107: 220 S.

Meyercordt, J. (1994) Schwermetalle in Salzwiesensedimenten. In Lozán, J. L., Rachor, E., Reise, K., Westernhagen, H. v. & Lenz, W. (Hrsg.) 1994. Warnsignale aus dem Wattenmeer. Blackwell Wissenschafts-Verlag, Berlin: 34-37.

Michaelis, H. & Reise, K. (1994#) Langfristige Veränderungen des Zoobenthos im Wattenmeer. In: Lozán, J. L., Rachor, E., Reise, K., v. Westernhagen, H. & Lenz, W. (Hrsg.): Warnsignale aus dem Wattenmeer. Blackwell, Berlin: S. 106-117

Michaelis, H. & Reise, K. (1994) Langfristige Veränderungen des Zoobenthos im Wattenmeer. In: Lozán, J. L., Rachor, E., Reise, K., Westernhagen, H. von & Lenz W. (Hrsg.). Warnsignale aus dem Wattenmeer. Blackwell, Berlin: 106-116.

Michaelis, H., Obert, B., Schultenkötter, I. & Böcker, L. (1995) Die Miesmuschelbestände der niedersächsischen Watten, 1989-1991. Ber. Forschungsstelle Küste 40: 55-70.

Michaelis, H., Obert, B., Schultenkötter, I. & Böcker, L. (1995) Miesmuschelbestände der niedersächsischen Watten, 1989 - 1991. NLÖ-Berichte der Forschungsstelle Küste. Band 40: 20 S. + Tab. u. Abb.

Michaelis, W., Pepelink, R., Rademacher, P. & Riebesell, M. (1990) Wechselwirkung zwischen Luftschadstoffen und Vegetation. Jahresber. GKSS Forschungszentrum, Geesthacht: 42-55.

Millat, G. (1995) Erfassung und Validierung von Luftbildinformationen und ihre Weiterverarbeitung mit dem geographischen Informationssystem. Ökosystemforschung Wattenmeer, Teilvorhaben Niedersächsisches Wattenmeer-Hauptphase, Abschlußbericht, Umweltbundesamt Berlin.

Millat, G. (1995) Erfassung und Validierung von Luftbildinformationen und ihre Weiterverarbeitung mit dem Geographischen Informationssystem. - Ökosystemforschung Wattenmeer, Teilvorhaben Niedersächsisches Wattenmeer, A-Hauptphase, Teilprojekt A 1.3. Umweltforschungsplan des Bundesministers für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Umweltplanung/Ökologie, Forschungsbericht 108 02 085 / 21.

Misdorp, R., Steyaert, F., Hallie, F. & De Ronde, J. (1990) Climate change, sea level rise and morphological developments in the Dutch Wadden Sea, a marine wetland. In: Beukema, J. J., Wolff, W. J. & Brouns, J. J. W. M. (Hrsg.): Expected Effects of Climatic Change on Marine Coastal Ecosystems. Kluwer Academic Publ.: 123-131.

Möbius, K. (1893) Über die Thiere der Schleswig-holsteinischen Austernbänke, ihre physikalischen und biologischen Lebensverhältnisse. Sonderber. Preuss. Akad. Wiss. 7: 33-58.

Mock, K. (1993) Die kleinräumige Gebietsnutzung der Nonnengans (Branta leucopsis Bechstein 1803) auf Nordwest-Eiderstedt. Diplomarbeit Universität Bonn, unveröff.
Mohaupt, V. & Wodsak, H.-P. (1993) Wasserwirtschaft und Landwirtschaft: Gemeinsame Lösungsansätze zum Gewässerschutz in der Landwirtschaft. Schriftenreihe Schutzgemeinschaft Deutsche Nordseeküste 3: 104-119.
Möller, A., Feige, M. (1997) Tourismus und Freizeitnutzungen im Nationalpark und in der Nationalparkregion. In: Knoke, V. & Stock, M. 1997. Menschliche Aktivitäten im Schleswig-Holsteinischen Wattenmeer und deren Auswirkungen auf Vögel. UBA-Texte 77/97: 53-88.
Möller, H. (1993) Bewertung des bisherigen BLMP und fachliche Grundlagen für eine Weiterentwicklung des Programms; Teil A der Studie zur Feinstruktur des gemeinsamen Bund/Länder-Meßprogramms (BLMP) – Bundesamt für Seeschiffahrt und Hydrographie, Hamburg.
Müller, F., Leupelt, M. (Hrsg.) (1998) Eco-Targets, Goal Functions and Orientors. Springer, Berlin, Heidelberg.
MWTV-NDS - Niedersächsisches Ministerium für Wirtschaft, Technologie und Verkehr (Hrsg.) (1997) Tourismuskonzept Niedersachsen. Hannover, 32 S.
MWTV-SH - Schleswig-Holsteinisches Ministerium für Wirtschaft, Technologie und Verkehr, 1991. Fremdenverkehrskonzeption des Landes Schleswig-Holstein. Kiel.
National Forest and Nature Agency (Hrsg.) (1991) The Wadden Sea. Status and Development in an International Perspective. The Ministry of the Environment, Denmark and the Common Wadden Sea Secretariat, Wilhelmshaven, 200 S.
Nedwell, D. B. (1982) The cycling of sulphur in marine and freshwater sediments. Sediment Microbiol 4: 73-106.
Neebe, B., Hüppop, O. (1994) Der Einfluß von Störreizen auf die Herzschlagrate brütender Küstenseeschwalben (Sterna paradisaea). Artenschutzreport Jena: 1-15.
Nehls, G. & Scheiffarth, G. (1998#) Rastvogelbestände im Sylt-Rømø Wattenmeer. In: Gätje, C. & Reise, K. (Hrsg.): Ökosystem Wattenmeer - Austausch-, Transport- und Stoffumwandlungsprozesse. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg: 89-94.
Nehls, G. & Thiel, M. (1993#) Large-scale distribution patterns of the Mussel Mytilus edulis in the Wadden Sea of Schleswig-Holstein: Do storms structure the ecosystem? Neth. J. Sea Res. 31: 181-187.
Nehls, G. & Tiedemann, R. (1993#) What determines the densities of feeding birds on tidal flats? A case study on dunlin, Calidris alpina, in the Wadden Sea. Neth. J. Sea Res. 31: 375-384.
Nehls, G. (1989) Occurence and food consumption of the Common Eider, Somateria mollissima, in the Wadden Sea of Schleswig-Holstein. Helgoländer Meeresunters. 43: 385-393.
Nehls, G. (1995#) Strategien der Ernährung und ihre Bedeutung für Energiehaushalt und Ökologie der Eiderente (Somateria mollissima (L. 1758)). Berichte, Forsch.- u. Technologiezentrum Westküste d. Univ. Kiel, Nr. 10, 177 S.
Nehls, G. (1995) Strategien der Ernährung und ihre Bedeutung für Energiehaushalt und Ökologie der Eiderente (Somateria mollissima) (L., 1758) (Diss.). Christian-Albrechts-Universität zu Kiel. Forschungs- und Technologiezentrum Westküste Büsum, Bericht Nr. 10: 177 S.
Nehls, G. (1995) Strategien der Ernährung und ihre Bedeutung für Energiehaushalt und Ökologie der Eiderente (Somateria mollissima (L. 1758)). Berichte, FTZ Westküste der Univ. Kiel, Nr. 10: 177 S.
Nehls, G., Hertzler, I., Ketzenberg, C. & Scheiffarth, G. (1998#) Die Nutzung stabiler Miesmuschelbänke durch Vögel. In: Gätje, C. & Reise, K. (Hrsg.) Ökosystem Wattenmeer - Austausch-, Transport- und Stoffumwandlungsprozesse. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg: 421-435.
Neira, C. & Höpner, T. (1993#) Fecal pellet production and sediment reworking potential of the polychaete Heteromastus filiformis show a tide dependent periodicity. Ophelia 37: 175-185.
Neira, C. & Rackemann, M. (1996#) Black spots produced by buried macroalgae in intertidal sandy sediments of the Wadden Sea: Effects on the meiobenthos. J. Sea.Res. 36: 153-170.
Neira, C. (1992) Benthic fecal pellets. Cycling of sediment and organic carbon by Heteromastus filiformis. Diss. Univ. Oldenburg 159 S.
Netforum (1999) Nachhaltige Entwicklung des Tourismus in der Wattenmeerregion und Nutzung des Gebiets für Erholungszwecke. Bericht des Netforum, Konferenzversion 1999 (Entwurf), Ribe, 60 S.
Neudecker, T. (1994) ICES-Studiengruppe zu Lebenszyklen, Populationsbiologie und Bestandsabschätzung von Sandgarnelen. Arb. Dt. Fischereiverband 60: 51-67.
Newell, R. C. (1965) The role of detritus in the nutrition of two marine deposit-feeders, the prosobranch Hydrobia ulvae and the bivalvae Macoma balthica. Proc. Zool. Soc. Lond. 144: 25-45.
Newig, J. (1980) Zur Abgrenzung von Freizeiträumen in Schleswig-Holstein. Veröffentlichungen der Akademie für Raumforschung und Landesplanung, Hannover, Bd. 132: 131-157.
Niemeyer, H. D., Goldenbogen, R. Schroeder, E. & Kunz, H. (1995) Untersuchungen zur Morphodynamik des Wattenmeeres im Forschungsvorhaben WADE. Die Küste 57: 65-94.

Niermann, U. & Bauerfeind, E. (1990) Ursachen und Auswirkungen von Sauerstoffmangel. In: Warnsignale aus der Nordsee, Lozán, J. L., Lenz, W., Rachor, E., Watermann, B. & Westernhagen, H. von. Hrsg., Verlag Paul Parey, Berlin: 65-75.

Niesel, V. & Günther, C.-P. (1999) Spatial and temporal distribution patterns and their underlying causes. In: Dittmann, S. (Hrsg.) 1999. The Wadden Sea ecosystem: stability properties and mechanisms. Springer Vlg., 306 S.

Niesel, V. (1997) Populationsdynamische und ökophysiologische Konsequenzen des Wattaufenthaltes für Phytoplankter der Nordsee. Forschungszentrum Terramare Berichte Nr. 7: 85 S.

Niesel, V. (1999#) Hydrographic conditions in the backbarrier system of Spiekeroog. In: Dittmann, S. (Hrsg.): The Wadden Sea Ecosystem. Stability Properties and Mechanisms. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, S. 26-30.

Niesel, V. (1999) Distribution of Nutrients, Algae and Zooplankton in the Spiekeroog Backbarrier System. In: Dittmann, S. (Hrsg.) The Wadden Sea Ecosystem - Stability Properties and Mechanisms Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg. S. 77-94.

Nilsson, P., Sundbaeck, K. & Joensson, B. (1993) Effect of the brown shrimp Crangon crangon L. on endobenthic macrofauna, meiofauna and meiofaunal grazing rates. Neth. J. Sea Res. 31: 95-106.

NLPV – Nationalparkverwaltung Niedersächsisches Wattenmeer (1996) Konzept für Schutz-, Entwicklungs- und Pflegemaßnahmen im Nationalpark Niedersächsisches Wattenmeer. Entwurf, Wilhelmshaven, 200 S., unveröff.

NNA (1998) Leitbilder für Flußmündungen. Mitteilungen aus der NNA 3/98. Alfred Toepfer Akademie für Naturschutz, Schneverdingen.

Nordhausen, W. (1987) Nemertinen als Räuber im Wattboden der Nordsee. Untersuchungen an Lineus viridis (Müller 1774). Diplomarbeit, Universität Göttingen.

Nordhausen, W. (1988) Impact of the nemertean Lineus viridis on its polychaete prey on an intertidal flat. Hydrobiologia 156: 39-46.

Norkko, A. (1998) The impact of loose-lying algal mats and predation by the brown shrimp Crangon crangon (L.) on infaunal prey dispersal and survival. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 221: 99-106.

Norris, K. (1998) Book Review. Wader Study Group Bull. 86: 14-16

Norris, K. (1998) Review of Piersma, T. & Koolhaas, A. 1997. Wader Study Group Bull. 86: 14-16.

NPA – Landesamt für den Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer (1997) Nationalpark Themenblatt Nr. 7 „Besucherinformationssystem“ und Nr. 8 „Tourismus“. Tönning.

NPA (1991) Ökologische Schäden in Küstengewässer - Ökologische Qualitätsziele für Küstengewässer. Bericht des Landesamtes für den Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer, Tönning: 36 S., unveröff.

NPA (1997) Synthesebericht im Echo der Wissenschaft. Nationalpark Themenblatt Nr. 10, Nationalparkamt, Tönning: 4 S.

Nriagu, J. O. & Pacyna, J. M. (1988) Quantitative assessment of worldwide contamination of air, water and soils by trace metals. Nature 333: 134-139.

O´Neill, R. V., DeAngelis, D. L., Waide, J. B. & Allen, T. F. H. (Hrsg.) 1986. A Hierarchical Concept of Ecosystems. Monographs in Populations Biology 23. Princeton University Press, Princeton, 235 S.

Obert, B. & Michaelis, H. (1991) History and ecology of the mussel beds (Mytilus edulis L.) in the catchment area of a Wadden Sea tidal inlet. In: Elliott, M. & Ducrotoy, J.-P (Hrsg.): Estuaries and Coasts: Spatial and Temporal Intercomparisons. Olsen & Olsen. S: 185-194.

Obert, B. (1995) Entwicklung einer neuangesiedelten Miesmuschelbank des Brutfalls 1991 im Norderneyer Watt. Ber. Forschungsstelle Küste 40: 71-76.

Oehlmann, J., Schulte-Oehlmann, U., Stroben, E., Bauer, B., Bettin, C. & Fioroni, P. (1995) Androgene Effekte zinnorganischer Verbindungen bei Mollusken. In: Umweltbundesamt (Hrsg.) Umweltchemikalien mit endokriner Wirkung. TEXTE 65/95: 77-85.

Oenema, O. & DeLaune, R. D. (1988) Accretion Rates in Salt Marshes in the Eastern Scheldt, Southwest Netherlands. Estuarine, Coastal and Shelf Science 26: 379-394.

Oost, A. P. & de Boer, P. L. (1994) Sedimentology and development of barrier islands, ebb-tidal deltas, inlets and backbarrier areas of the Dutch Wadden Sea. Senckenbergiana marit. 24: 65-115.

Oost, A. P. (1995) Dynamics and sedimentary development of the Dutch Wadden Sea with emphasis on the Frisian inlet: a study of the barrier islands, ebb-tidal deltas, inlets and drainage basins. Geologica Ultraiectina, Medelingen van de Faculteit Aardwetenschappen Universiteit Utrecht, No 126: 455 S.

Paine, R. T. (1966) Food web complexity and species diversity. Am. Nat. 100: 65-75.

Paine, R. T. (1969) A note on trophic complexity and community stability. Am. Nat. 103: 91-93.

Parcom (1992) Oslo and Paris Commissions. Nutrients in the Convention Area.

Paterson, D. M., Yallop, M. L. & George, C. (1994) Spatial variability in sediment erodibility on the island of Texel. In: Krumbein, W.E., Paterson, D.M. & Stal, L.J. (Hrsg.): Biostabilization of Sediments. BIS-Verlag, Oldenburg: S. 107-120.

Peelen, R., (1965) Massale ontwikkeling van Coscinodiscus concinnus Wm Smith in 1964. Het Zeepaard 25: 113-115.
Peeters, J. C. H. & L. Peperzak (1990) Nutrient limitation in the North Sea: a bioassay approach. Neth. J. Sea Res. 26: 61-73.
Pejrup, M., Larsen, M. & Edelvang, K. (1997) A fine-grained sediment budget for the Sylt-Rømø tidal basin. Helgoländer Meeresunters. 51: 253-268.
Petersen, B. & Exo, K.-M. (1999#) Predation of waders and gulls on Lanice conchilega tidal flats in the Wadden Sea. Mar. Ecol. Prog. Ser. 178: 229-240.
Petri, G. (1996) Miesmuscheln im Niedersächsischen Wattenmeer – natürliche Bestandsschwankung oder anthropogen bedingter Rückgang? Ökosystemforschung Niedersächsisches Wattenmeer. Thematischer Report Miesmuscheln. Ökosystemforschung Wattenmeer. Umweltbundesamt: 112 S. (im Druck)
Petri, G., Donat, F. & Vareschi, E (1995) Wechselbeziehungen zwischen Miesmuschelpopulationen und Phytoplanktonblüten. Phaeocystis globosa als Nahrungsressource für Mytilus edulis. Ökosystemforschung Niedersächsisches Wattenmeer TP 3.1. Umweltbundesamt. Abschlußbericht: 221 S. unveröff.
Philippart, C. J. M. (1995) Effect of periphyton grazing by Hydrobia ulvae on the growth of Zostera noltii on a tidal flat in the Dutch Wadden Sea. Mar. Biol. 122: 431-437.
Phillips, D. J. H. (1980) Quantitative aquatic biological indicators. Their use to monitor trace metal and organochlorine pollution. Appl. Sci. Publ. London: 488 S.
Piersma, T. & Koolhaas, A. (1997) Shorebirds, shellfish(eries) and sediments around Griend, Western Wadden Sea, 1988-1996. - NIOZ-Rapport 1997-7, Netherlands Institute for Sea Research, Texel.
Piersma, T. (1987) Production by intertidal benthic animals and limits to their predation by shorebirds: a heuristic model. Mar. Ecol. Prog. Ser. 38: 187-196.
Piersma, T.& Koolhaas A. (1997) Shorebirds, shellfish(eries) and sediments around Griend, Western Wadden Sea, 1988 – 1996. NIOZ-Rapport 1997-7, Texel, NL: 118 S.
Pihl, L. & Rosenberg, R. (1982) Food selection and consumption of the shrimp Crangon crangon in some shallow marine areas in western Sweden. Mar. Ecol Prog. Ser. 15: 159-168.
Pihl, L. (1985) Food selection and consumption of mobile epibenthic fauna in shallow marine areas. Mar. Ecol. Prog. Ser. 22: 169-179.
Plachter, H. & Reich, M. (1994): Großflächige Schutz- und Vorrangräume: Eine neue Strategie des Naturschutzes in Kulturlandschaften. - Veröff. PAÖ 8: 17-43.
Pohl, B. (1993) Anthropogene Einflüsse auf Aktivität und Raumnutzung bei Ringelgänsen (Branta bernicla bernicla L.) in Salzwiesen an der Nordseeküste. Diplomarbeit Universität Göttingen, unveröff.
Pohlmann, T., Bedding, S., Brockmann, U., Dick, S., Doerffer, R., Engel, M., Hesse, K.-J., König, P., Mayer, B., Moll, A., Murphy, D., Puls, W., Raabe, T., Rick, H.-J., Schmidt-Nia, R., Schönfeld, W., & Sündermann, J. (1998) Combined analysis of field and model data: A field study of the phosphate dynamics in the German Bight in summer 1994. KUSTOS / TRANSWATT Abschlußbericht: 471-511.
Poot, M., Rasmussen, L. M , van Roomen, M., Rösner, H.-U. & Südbeck, P. (1996) Migratory Waterbirds in the Wadden Sea 1993/94. Wadden Sea Ecosystem No. 5. Common Wadden Sea Secretariat, Trilateral Monitoring and Assessment Group & Joint Monitoring Group of Migratory Birds in the Wadden Sea, Wilhelmshaven.
Posey, M. H. (1990) Functional approaches to soft-substrate communities: How useful are they? Rev. Aquat. Sci. 2: 343-356.
Postma, H. (1954) Hydrography of the Dutch Wadden Sea. Arch. neérl. Zool. 10: 405-511.
Postma, H. (1967) Sediment transport and sedimentation in the marine environment. In: Lauff, G.H. (Hrsg.) Estuaries. S. 158-179.
Postma, H. (1981) Exchange of materials between the North Sea and the Wadden Sea. Mar. Geol. 40: 199-215.
Postma, H. (1983) Hydrography of the Wadden Sea: Movements and properties of water and particulate matter. In: Wolff, W. J. (Hrsg.): Ecology of the Wadden Sea. A. A. Balkema, Rotterdam: 2/1-2/75.
Postma, H. (1984) Introduction to the Symposium on organic matter in the Wadden Sea. Neth. J. Sea Res. 10: 15-22.
Prawitt, O. (1995) Untersuchungen zur Bestimmung der Fangkraft und des Fischereiaufwandes von Krabbenkuttern. Dipl. Arb. Universität Kiel: 92 S.
Preston, M. R. (1989) Marine pollution. In: Riley, J. P. (Hrsg.) 1989. Chemical Oceanography, 9, Academic Press New York: 53 -173.
Prilipp, K. M. (1997) Zur Problematik der Naturschutzziele - Problemzusammenhang und Lösungsansatz, Schriftenreihe des Fachbereichs Landschaftsarchitektur, Heft 15, Osnabrück.

Prilipp, K. M. (1998) Problematik von Naturschutzzielen. Naturschutz und Landschaftspflege 30: 115-122.

Prins, T. C. & Smaal, A. C. (1994) The role of the blue mussel Mytilus edulis in the cycling of nutrients in the Oosterschelde estuary (The Netherlands). Hydrobiologia 282/283: 413-429.

Prokosch, P. (1988) Das Schleswig-Holsteinische Wattenmeer als Frühjahrs-Aufenthaltsgebiet arktischer Watvogelpopulationen am Beispiel von Kiebitzregenpfeifer (Pluvialis squatarola, L. 1758), Knutt (Calidris canutus, L. 1758) und Pfuhlschnepfe (Limosa lapponica, L. 1758). Corax 12: 273-442.

Pulfrich, A. (1995#) Reproduction and recruitment in Schleswig-Holstein Wadden Sea edible mussel (Mytilus edulis L.) populations. Berichte aus dem Institut für Meereskunde, Universität Kiel, Nr. 268: 1-150.

Pulfrich, A. (1995) Reproduction and recruitment in Schleswig-Holstein Wadden Sea edible mussel (Mytilus edulis L.) populations. (Diss.). Ber. Inst. Meereskunde 268: 150 S.

Puls, W., van Beusekom, J. E. E., Brockmann, U., Doerffer, R., Hentschke, U., König, P., Murphy, D., Mayer, B., Müller, A., Pohlmann, T., Reimer, A., Schmidt-Nia, R. & Sündermann, J. (1998) Suspended matter regimes in the German Bight and the German Wadden Sea. KUSTOS/TRANSWATT Abschlußbericht: 213-254.

Rackemann, M., Neira, C., Kellner, I., Lindenlaub, P., Ebrahimipour, H. & Höpner, T. (1995) Biochemie anoxischer Flecken - Bericht A 2.1 der Ökosystemforschung Wattenmeer, Teilvorhaben Niedersächsisches Wattenmeer.

Radach, G., Berg, J. & Hagmeier, E. (1986) Annual cycles and phenomena on other time scales in temperature, salinity, nutrients and phytoplankton at Helgoland Reede 1962-1984. ICES-CM 1986: 1-9.

Radermacher, W., Hoffmann-Kroll, R., Schäfer, D., Seibel, S., Zieschank, R. & Nouhuys, J. van (1997) Entwicklung eines Indikatorensystems für den Zustand der Umwelt in der Bundesrepublik Deutschland mit Praxistest für ausgewählte Indikatoren und Bezugsräume. - Forschungsvorhaben des Bundesministeriums für Bildung, Wissenschaft, Forschung und Technologie, Förderkennzeichen 07OW101, Endbericht.

Raffaelli, D. & Hawkins, S. (1996) Intertidal Ecology. Chapman & Hall, London. 356 S.

Raffaelli, D., Conacher, A., McLachlan, H. & Emes, C. 1989. The role of epibenthic crustacean predators in an estuarine food web. Estuar. Coast. Shelf Sci. 28: 149-160.

Ragutzki, G. & Röhring (1994) Die Bestimmung der Erosionsfestigkeit und zugeordneter bodenphysikalischer Parameter im Bereich anoxischer und oxischer Sedimentoberflächen. Ökosystemforschung Wattenmeer, Teilvorhaben Niedersächsisches Wattenmeer, A-Teil Abschlußbericht, Forschungsbericht 108 02 085 / 21

Rahmel, J. (1996) Eutrophierung im Wattenmeer – zuviel des Guten!? Umweltbundesamt Forschungsbericht 108 02 085/21: 90 S.

Rahmel, J. (1996) Thematischer Report Eutrophierung: Eutrophierung im Wattenmeer – zuviel des Guten? - Umweltforschungsplan des Bundesministers für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Forschungsbericht 10802085/21, Ökosystemforschung Niedersächsisches Wattenmeer, Hauptphase A.

Rainbow, P. S. (1993) The significance of trace metal concentrations in marine invertebrates. In: Dallinger, R. & Rainbow, P. S. (Hrsg.). Ecotoxicology of metals in invertebrates. CRC Press, Baca Raton, Florida: 3 - 25.

Rapport, D. J., Costanza, R. & McMichael, A. J. (1998) Assessing ecosystem health. – TREE 13/10: 397 – 402.

Rasmussen, E. (1973) Systematics and ecology of the Isefjord marine fauna (Denmark). Ophelia 11: 1-495.

Rat von Sachverständigen für Umweltfragen (1980) Umweltprobleme der Nordsee. Sondergutachten Juni 1980. W. Kohlhammer GmbH, Stuttgart, Mainz: 503 S.

Rauk, G. (1983) The possibility of long-term changes in stock size of fish species living in the Wadden Sea. In: Wolff, W. J. (Hrsg.): Ecology of the Wadden Sea. A. A. Balkema, Rotterdam, S. 2/33-2/42.

Redfield, A. C., Ketchum, B. H. & Richards, F. A. (1963) The influence of organisms on the composition of sea-water. In: The Sea, Goldberg, E. D. (Hrsg.) Vol. 2: 26-77.

Rehbinder, E. (1997) Festlegung von Umweltzielen - Begründung, Begrenzung, instrumentelle Umsetzung. Natur und Recht 7: 313-328.

Reichert, W. (1988) Impact of bioturbation by Arenicola marina on microbiological parameters in intertidal sediments. P.S.Z.N.I. Mar. Ecol. 44: 149-158.

Reijnders, P. J. H. (1992) Retrospective population analysis and related future management perspectives for the harbour seal Phoca vitulina in the Wadden Sea. Publ. Ser. Neth. Inst. Sea Res. 20: 193-197.

Reijnders, P. J. H., Drescher, H. E., van Haaften, J. L., Bøgebjerg Hansen, E. & Tougaard, S. (1983) Population dynamics of the Harbour Seal in the Wadden Sea. In: Wolff, W. J. (Hrsg.): Ecology of the Wadden Sea. A. A. Balkema, Rotterdam, S. 7/19-7/32.

Reijnders, P. J. H., Ries, E. H., Tougaard, S., Nørgaard, N., Heidemann, G., Schwarz, J., Vareschi, E. & Traut, I. M. (1997) Population development of harbour seals Phoca vitulina in the Wadden Sea after the 1988 virus epizootic. J. Sea Res. 38: 161-168.

Reimer, A., Brasse, S., Doerffer, R., Dürselen, C.-D., Kempe, S., Michaelis, W., Rick, H.-J. & Seifert, R. (1998) Carbon cycling in the German Bight: An estimate of transformation processes and transport. KUSTOS / TRANSWATT Abschlußbericht: 449-470.

Reineking, B. (1994) Trilaterale Monitoring-Konzepte. - In: Geschäftsstelle Ökosystemforschung Wattenmeer (Hrsg.): 3. Wissenschaftliches Symposium Ökosystemforschung Wattenmeer 15.-18.11.1992, Band 1 – Bericht. – Berichte aus der Ökosystemforschung Wattenmeer Nr. 4, Umweltbundesamt Berlin: ISSN 0941-5513, 93 - 97-.

Reineking, B. (1998) Übersicht über Referenzgebiete im internationalen Bereich. Schriftenr. der SDN, 2: 9-25.

Reise, K. & Lackschewitz, D. (1998#) Biota des Wattenmeeres zwischen Sylt und Rømø. In: Gätje, C. & Reise, K. (Hrsg.): Ökosystem Wattenmeer - Austausch-, Transport- und Stoffumwandlungsprozesse. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg: 55-64.

Reise, K. & Riethmüller, R. (1998#) Die Sylt-Rømø Wattenmeerbucht: Ein Überblick. In: Gätje, C. & Reise, K. (Hrsg.): Ökosystem Wattenmeer - Austausch-, Transport- und Stoffumwandlungsprozesse. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, S. 21-23.

Reise, K. & Schubert, A. (1987) Macrobenthic turnover in the subtidal Wadden Sea: the Norderaue revisited after 60 years. Helgoländer Meeresunters. 41: 69-82.

Reise, K. (1982) Long-term changes in the macrobenthic invertebrate fauna of the Wadden Sea: are polychaetes about to take over? Neth. J. Sea. Res. 16: 29-36.

Reise, K. (1983a) The role of predation on intertidal flats. In: Wolff, W. J. (Hrsg.): Ecology of the Wadden Sea. A. A. Balkema, Rotterdam, S. 4/105-4/107.

Reise, K. (1983b) Sewage, green algal mats anchored by lugworms, and the effect on Turbellaria and small Polychaeta. Helgoländer Meeresunters. 36: 151-162.

Reise, K. (1985) Tidal Flat Ecology. Springer Verlag.

Reise, K. (1985) Tidal Flat ecology. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg. 191 S.

Reise, K. (1991) Ökologische Qualitätsziele für eine finale Nordsee. DGM - Mitt. 1991/3: 2-4.

Reise, K. (1993#) Die verschwommene Zukunft der Nordseewatten. In: Schellnhuber, H.-J. & Sterr, H. (Hrsg.): Klimaänderung und Küste. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg. S. 223-229.

Reise, K. (1993) Ausländer durch Austern im Wattenmeer; Wattenmeer International 3/98: 16-17

Reise, K. (1994#) Changing life under the tides of the Wadden Sea during the 20th century. Ophelia Suppl. 6: 117-125.

Reise, K. (1994) Changing Life under the Tides of the Wadden Sea during the 20th Century; Ophelia Suppl. 6: 117-125.

Reise, K. (1994) Ökologische Ziele für eine ziellose Natur? In: SDN (Hrsg.). Ökologische Qualitätsziele für das Meer. Schriftenreihe der Schutzgemeinschaft Deutsche Nordseeküste e.V., Heft 2/1994: 38-45.

Reise, K. (1995) Natur im Wandel beim Übergang vom Land zum Meer. In: Erdmann, K.-H., Kastenholz, H.G. (Hrsg.). Umwelt- und Naturschutz am Ende des 20. Jahrhunderts. Springer, Berlin: 27-41.

Reise, K. (1995) Predictive ecosystem research in the Wadden Sea. Helgoländer Meeresunters. 49: 495-505.

Reise, K. (1996) Das Ökosystem Wattenmeer im Wandel. Geographische Rundschau 48, Heft 7-8: 442-449.

Reise, K. (1997) Vorkommen von Grünalgen und Seegras im Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer. Ökosystemforschung Wattenmeer - Teilvorhaben Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer. UBA-Texte 70/97, Umweltbundesamt, Berlin, 28S.

Reise, K. (1998) Meeresküsten: Das Wattenmeer. In: Wegener, U. (Hrsg.). Naturschutz in der Kulturlandschaft: Schutz und Pflege von Lebensräumen. Fischer: 103-125.

Reise, K. (1998a) Coastal change in a tidal backbarrier basin of the northern Wadden Sea: are tidal flats fading away? Senckenbergiana marit. 29:121-127

Reise, K. (1998b) Meeresküsten: Das Wattenmeer. In: Wegener, U. (Hrsg.): Naturschutz in der Kulturlandschaft. Gustav Fischer Verlag, Jena, Stuttgart, Lübeck, Ulm: S. 103-125.

Reise, K. (1998c) Pacific oysters invade mussel beds in the European Wadden Sea. Senckenbergiana marit. 28: 167-175.

Reise, K., Armonies, W. & Simon, M.K. (1997#) Sensibilität qualitativer Bioindikatoren im Wattenmeer: Untersuchungen zur Elastizität und Stabilität der Lebensgemeinschaften im Eu- und Sublitoral.

Ökosystemforschung Wattenmeer - Teilvorhaben Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer. UBA-Texte 71/97, Umweltbundesamt, Berlin, 77S.
Reise, K., Herre, E. & Sturm, M. (1989) Historical changes in the benthos of the Wadden Sea around the island of Sylt in the North Sea. Helgoländer Meeresunters. 43: 417-433.
Reise, K., Herre, E. & Sturm, M. (1989) Historical changes in the benthos of the Wadden Sea around the island of Sylt in the North Sea. Helgoländer Meeresuntersuchungen 43: 417-433.
Reise, K., Herre, E. & Sturm, M. (1994a#) Biomass and abundance of macrofauna in intertidal sediments of Königshafen in the northern Wadden Sea. Helgoländer Meeresunters. 48: 201-215.
Reise, K., Kolbe, K. & de Jonge, V. (1994b#) Makroalgen und Seegrasbestände im Wattenmeer. In: Lozán, J. L., Rachor, E., Reise, K., v. Westernhagen, H. & Lenz, W. (Hrsg.): Warnsignale aus dem Wattenmeer. Blackwell, Berlin: S. 90-100.
Reise, K., Kolbe, K., Jonge, V. de (1994) Makroalgen und Seegrasbestände im Wattenmeer. In: Warnsignale aus dem Wattenmeer. Lozàn, J. L., Rachor, E., Reise, K., Westernhagen, H. von, Lenz, W. (Hrsg.). Blackwell, Berlin: 428 S.
Reise, K., Köster, R., Müller, A., Armonies, W., Asmus, H., Asmus, R., Hickel, W. & Riethmüller, R. (1998#) Austauschprozesse im Sylt-Rømø Wattenmeer: Zusammenschau und Ausblick. In: Gätje, C. & Reise, K. (Hrsg.): Ökosystem Wattenmeer - Austausch-, Transport- und Stoffumwandlungsprozesse. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg. S. 529-558.
Reise, K., Köster, R., Müller, A., Armonies, W., Asmus, H., Asmus, R., Hickel, W. & Riethmüller, R. (1998#) Austauschprozesse im Sylt-Rømø Wattenmeer: Zusammenschau und Ausblick. In: Gätje, C. & Reise, K. (Hrsg.): Ökosystem Wattenmeer - Austausch-, Transport- und Stoffumwandlungsprozesse. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg: S. 529-558.
Reise, K., Köster, R., Müller, A., Armonies, W., Asmus, H., Asmus, R., Hickel, W. & Riethmüller, R. (1998) Austauschprozesse im Sylt-Rømø Wattenmeer: Zusammenschau und Ausblick. In: Gätje, C. & Reise, K. (Hrsg.): Ökosystem Wattenmeer - Austausch-, Transport- und Stoffumwandlungsprozesse. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg: S. 529-558.
Rendell, A. R., Ottley, C. J., Jickells, T. D. & Harrison, R. M. (1993) The atmospheric input of nitrogen species to the North Sea. Tellus 45B: 53-63.
Revier, H. (1993) Herzmuschel-Fischerei im Wattenmeer, Wattenmeer International 3/11: S. 11
Revsbech, N. P. & Jørgensen, B. B. (1986) Microelectrodes: Their use in microbial ecologgy. Adv. Microb. Ecol. 9: 293-
Rhoads, D. C. & Young, D. K. (1970) The influence of deposit-feeding organisms on sediment stability and community trophic structure. J. Mar. Res. 28: 150-178.
Rhoads, D. C. (1974) Organism-sediment relations on the muddy sea floor. Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev. 12: 263-300.
Rick, H.-J., Baumann, M. E. M., Bedding, S., Beil, J., Brasse, S., Brockmann, U., Buchholz, F., Diel-Christiansen, S., Dürselen, C.-D., Fehner, U., Gärtner, U., George, M., Göbel, A., Hesse, K.-J., Kabatnik, C., Klawon, A., Kopp, R., Koschinski, P., Krause, M., Ladwig, N., Mehrkühler, C., Müller, R., Poremba, K., Raabe, T., Reimer, A., Rieling, T., Rick, S., Schaumann, K., Schütt, M., Sündermann, J., Tillmann, A., Tillmann, U., Thomas, D.N., Weber, A., Weide, G. & Wolff, C. (1998) Balances and imbalances of production and respiration in German Bight pelagic systems. KUSTOS/TRANSWATT Abschlußbericht: 349-414.
Riedel-Lorje, J. C., Nehring, S., Hesse, K. J. & Agatha, S. (1997) Plankton und Nährstoffe in Brackwasserbecken am Rande des schleswig-holsteinischen Wattenmeeres unter besonderer Berücksichtigung der Ciliaten und Dinoflagellaten-Dauerstadien sowie blütenbildender und toxischer Formen. UBA-Texte 69/97, Berlin: 102 S.
Riedel-Lorjé, J. C., Nehring, S., Hesse, K.-J. & Agatha, S. (1997) Plankton und Nährstoffe in Brackwasserbecken am Rande des schleswig-holsteinischen Wattenmeeres unter besonderer Berücksichtigung der Ciliaten und Dinoflagellaten-Dauerstadien sowie blütenbildender und toxischer Formen. Teilbericht Umweltbundesamt 97/69, Berlin: S. 102.
Ries, E. H. (1993) Monitoring the activity patterns of free ranging Harbor Seals (Phoca vitulina) by means of VHF telemetry. WSNL 1993-3: 11-14.
Riesen, W. & Reise, K. (1982) Macrobenthos of the subtidal Wadden Sea: revisited after 55 years. Helgoländer Meeresunters. 35: 409-423.
Riesen, W. & Reise, K. (1982) Macrobenthos of the subtidal Wadden Sea: revisited after 55 years. Helgoländer Meeresuntersuchungen 35: 409-423.
Rodhe, H., Söderlund, R. & Ekstedt, J. (1980) Deposition of airborne pollutants on the Baltic. Ambio 9: 168-173.
Rosenberg, R. (1980) Effect of oxigen deficiency on benthic macrofauna in fjords. In: Fjord Oceanography, Freeland, H. J., Farmer, D. M. & Levings, C. D. (Hrsg.) Plenum Press, New York: 499-514.
Roskam, P. (1970) De verontreiniging van de zee. Chem. Weekblad, 4. Sept. 1970: 57-59.

Rösner, H.-U. (1993) The Joint Monitoring Project for Migratory Birds in the Wadden Sea, Report to the Trilateral Cooperation on the Protection of the Wadden Sea by H.-U. Rösner with additions from J. Frikke, H. Meltofte, M. van Roomen, C. J. Smit & P. Südbeck.

Rösner, H.-U. (1994#) Population indices for migratory birds in the Schleswig-Holstein Wadden Sea from 1987 to (1993) Ophelia Suppl. 6: 171-186.

Rösner, H.-U. (1997#) Rastvögel im Wattenmeer: Bestand, Verteilung und Raumnutzung. Ökosystemforschung Wattenmeer - Teilvorhaben Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer. Band 1 und 2. UBA-Texte 75/97, Umweltbundesamt, Berlin.

Rösner, H.-U. (1997) Rastvögel im Wattenmeer: Bestand, Verteilung und Raumnutzung. UBA-Texte 75/97, Berlin: 405 S.

Rudakov, K. I. 1929. Die Reduktion der mineralischen Phosphate auf biologischem Wege. 2. Mitteilung. Zentralbl. Bakteriol. Parasitenkd. II, 79: 229-245.

Runte, K. H. (1998) Schadstoffe im Wattenmeer. Ökosystemforschung Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer. Forschungsvorhaben 108 02 085/01: 103 S.

Rutgers van der Loeff, M. M. (1981) Wave effects on sediment water exchange in a submerged sand bed. Neth. J. Sea Res. 15(1): 100-112.

Rutgers van der Loeff, M. M., van Es, F. B., Helder, W. & de Vries, R. T. P. (1981) Sediment water exchanges of nutrients and oxygen on tidal flats in the Ems-Dollard estuary. Neth. J. Sea Res. 15(1): 113-129.

Ruth, M. & Asmus, H. (1994) Muscheln: Biologie, Bänke, Fischerei und Kulturen. In: Warnsignale aus dem Wattenmeer. Lozán, J. L., Rachor, E., Reise, K., v. Westernhagen, H. & Lenz, W. (Hrsg.) Blackwell, Berlin: S. 122-132.

Ruth, M. (1993#) Auswirkungen der Muschelfischerei auf die Struktur des Miesmuschelbestandes im schleswig-holsteinischen Wattenmeer – mögliche Konsequenzen für das Ökosystem. Arb. Dt. Fisch. 57: 85-102.

Ruth, M. (1997) Untersuchungen zur Biologie und Fischerei von Miesmuscheln im Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer. Ökosystemforschung Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer. UBA-Texte 73/97: 330 S.

Saum-Aldehoff, T. (1993) Die Wildnis im Kopf – wie wir Landschaften erleben. Psychologie heute: 64-69.

Schatzmann, M. (1993) Atmosphärische Einträge von Stickstoffverbindungen. In „Eutrophierung und Landwirtschaft“ Schriftenreihe Schutzgemeinschaft Deutsche Nordseeküste, 3: 30-42.

Schatzmann, M., Schlünzen, H., Bigalke, K., Salzen, K. von, Nitz, T. & Fischer, G. (1994) Modellierung kleinskaliger meterologischer Phänomene im Küstenvorfeld. KUSTOS, 1. Zwischenbericht: 18-27.

Scheiffarth, G. & Nehls, G. (1995#) Nutzung unterschiedlicher Wattflächen im Königshafen. In: Bohlken, H. & Hötker, H. (Hrsg.): Trophischer und regulierender Stellenwert der Vögel im Ökosystem Wattenmeer. SWAP Teilprojekt 1.7a/2.5a/4.5b. Abschlußbericht, Büsum: 107-137.

Scheiffarth, G. & Nehls, G. (1997#) Consumption of benthic macrofauna by carnivorous birds in the Wadden Sea. Helgoländer Meeresunters. 51: 373-387.

Scheiffarth, G. & Nehls, G. (1998#) Saisonale und tidale Wanderungen von Watvögeln im Sylt-Rømø Wattenmeer. In: Gätje, C. & Reise, K. (Hrsg.): Ökosystem Wattenmeer - Austausch-, Transport- und Stoffumwandlungsprozesse. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg: 515-528.

Scheiffarth, G., Nehls, G. & Austen, I. (1996#) Modelling distribution of shorebirds in the Wadden Sea and visualisation of results with the GIS IDIRSI. In: Lorup, E. & Strobl, J. (Hrsg.): IDRISI GIS 96 = Salzburger Geographische Materialien. Vol. 25. Selbstverlag des Instituts für Geographie der Universität Salzburg, Salzburg, http://www.edvz.sbg.at/geo/idrisi/idrgis96/scheiff/idrisicd.htm.

Scherer, B. & Reise, K. (1981) Significant predation on micro- and macrobenthos by the crab Carcinus maenas L. in the Wadden Sea. Kieler Meeresforsch. Sonderheft 5: 490-500.

Scherzinger, W. (1990) Das Dynamik-Konzept im flächenhaften Naturschutz. Zieldiskussion am Beispiel der Nationalparkidee. Natur und Landschaft 65: 292-298.

Schirm, B. (1991) Der unmittelbare Einfluß gezielter Fischerei auf die Lebensgemeinschaft von Miesmuschelbänken im Wattenmeer. Dipl. Arb. Universität Kiel: 61 S.

Schladot, J. D., Stoeppler, M. & Schwuger, M. J. (1993) The Jülich Environmental Specimen Banking. Science of the Total Environ. 139/140: 27-36.

Schlauch, J. (1999) Entwicklung und Struktur der deutschen Molluskenfischerei und -kultur im trilateralen Vergleich mit Dänemark und den Niederlanden. Bamberger Wirtschaftsgeogr. Arbeiten, Universität Bamberg, Heft 10: 217 S.

Schleier, U. & Bernem, K. H. van (1996) A method to compare samples of soft bottom communities. Senckenbergiana maritima 26: 135-144.

Schleswig-Holsteinischer Landtag (1993) Antwort der Landesregierung auf die Große Anfrage der Fraktion der SPD, Umsetzung der Fremdenverkehrskonzeption „Sanfter Tourismus“. Drucksache 13/1135, Kiel, 82 S.

Schlünzen, K. H. (1994) Atmosphärische Einträge von Nähr- und Schadstoffen. In: Warnsignale aus dem Wattenmeer, edited by Lozán et al. Blackwell Wissenschafts-Verlag, Berlin: 127-132.

Schneider, G. & Martens, P. (1994#) A comparison of summer nutrient data obtained in Königshafen Bay (North Sea, German Bight) during two investigation periods: 1979-1983 and 1990-1992. Helgoländer Meeresunters. 48: 173-182.

Schneider, G., Hickel, W. & Martens, P. (1998#) Lateraler Austausch von Nähr- und Schwebstoffen zwischen dem Nordsylter Wattgebiet und der Nordsee. In: Gätje, C. & Reise, K. (Hrsg.): Ökosystem Wattenmeer - Austausch-, Transport- und Stoffumwandlungsprozesse. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg: S. 341-366.

Schönthaler, K., Kerner, H.-F., Köppel, J. & Spandau, L. (1994) Konzeption für eine Ökosystemare Umweltbeobachtung – Pilotprojekt für Biosphärenreservate. - Umweltforschungsplan des Bundesministers für Umwelt, Naturschutz und Reaktorsicherheit, Umweltplanung/Ökologie, UFOPLAN-Nr. 101 04 040/08.

Schubert, A. & Reise, K. (1986) Predatory effects of Nephtys hombergii on other polychaetes in tidal flat sediments. Mar. Ecol. Prog. Ser. 34: 117-124.

Schubert, C. (1997) Nährstoffbelastung in Marschgewässern. Nährstoffausträge, Vegetation, und Wirbellosenbesiedelung in Gräben der Marsch am Beispiel des St. Peterskooges (NF). UBA-Texte 19/97: 72 S.

Schulz, M., Beusekom, J. van, Bigalke, K., Brockmann, U., Dannecker, W., Gerwig, H., Grassl, H., Lenz, C.-J., Michaelsen, K., Niemeier, U., Nitz, T., Plate, E., Pohlmann, T., Raabe, T., Rebers, A., Reinhardt, V., Schatzmann, M., Schlünzen, K. H., Schmidt-Nia, R., Stahlschmidt, T., Stienhoff, G. & von Salzen, K. (1998) The atmospheric impact on fluxes of matter and energy in the German Bight. KUSTOS/TRANSWATT Abschlußbericht 1: 97-130.

Schulz, R. & Stock, M. (1993) Kentish Plovers and Tourists – Competitors on Sandy Coasts? - Wader Study Group Bull. 68: 83-91.

Schulz, R., Stock, M. (1991) Kentish plovers and tourists – conflicts in a highly sensitive but unprotected area in the Wadden Sea National Park of Schleswig-Holstein. WSNL1: 20-24

Schulz, R., Stock, M. (1993) Kentish plovers and tourists: competitors on sandy coasts? Wader Study Group Bull. 68: 83-91.

Schulz-Baldes, M. (1974) Lead uptake from sea water and food, and lead loss in the common mussel Mytilus edulis. Mar. Bio. 25: 177-193.

Schulze, E.-D. & Mooney, H. A. (1994b) Ecosystem Function of Biodiversity: A summary. In: Schulze, E.-D. & Mooney, H. A. (Hrsg.): Biodiversity and Ecosystem Function. Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg, S. 497-510.

Schulze, E.-D. & Mooney, H. A. (Hrsg.) (1994a) Biodiversity and Ecosystem Function. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg, 525 S.

Schwarz, J. & Heidemann, G. (1994) Zum Status der Bestände der Seehund- und Kegelrobbenpopulationen im Wattenmeer. In: Lozán, J. L., Rachor, E., Reise, K., von Westernhagen, H. & Lenz, W. (Hrsg.): Warnsignale aus dem Wattenmeer. Blackwell, Berlin, Oxford: 296-303.

Schwarz, J. & Heidemann, G. (1994) Zum Status der Bestände der Seehund- und Kegelrobbenpopulationen im Wattenmeer. In: Lozán, J. L., Rachor, E., Reise, K., von Westernhagen, H. & Lenz, W. (Hrsg.): Warnsignale aus dem Wattenmeer. Blackwell, Berlin, Oxford: 296-303.

Schwedhelm, E. & Irion, G. (1985) Heavy metal distribution in tidal plat sediments of the german part of the North Sea. Proc. Int. Conf. Heavy metals in the environment, CEP Consultants Ltd., Edinburgh 1983: 1037.

Schwikowski-Gigar, M. (1991) Untersuchungen der Konzentrationen von Spurenstoffen - insbesondere Stickstoffverbindungen - in der Atmosphäre und im Niederschlag zur Abschätzung des Eintrags in die Nordsee. Schriftenreihe Angewandte Analytik 12: 1-138.

SDN - Schutzgemeinschaft Deutsche Nordseeküste (Hrsg.) (1994) Ökologische Qualitätsziele für das Meer. Schriftenreihe der Schutzgemeinschaft Deutsche Nordseeküste e.V., Heft 2/1994. Wilhelmshaven: 82 S.

Seaman, M. N. I. & Ruth, M. (1997) The molluscan fisheries of Germany. In: U.S. Dep. Commer., NOAA Tech. Rep. NMFS 129: 57-84.

Seifert, T. (1985) Organische Substanzen in europäischen Flüssen und Ästuarien. Diplomarbeit. Universität Hamburg: 143 S.

Sha, L. P. & van den Berg, J. H. (1993) Variation in ebb-tidal geometry along the coast of the Netherlands and the German Bight. J. Coast. Res. 9: 730-746.

Siebert, I., Reise, K., Buhs, F., Herre, E., Metzmacher, E., Parusel, K., Schories, D. & Wilhelmsen, U. (1997) Grünalgenausbreitung im Wattenmeer. UBA-Texte 21/97: 152 S.

Sievers, U. (1989) Nahrungsökologische Untersuchungen an Seehunden (Phoca vitulina, Linne 1758) aus dem schleswig-holsteinischen Wattenmeer. Zool. Anz. 222: 249-260.

Simon, M. & Reise, K. (1994#) Naturschutz im Wattenmeer kleinkariert? Ein Plädoyer für größere Kerngebiet. Nationalpark 4: 10-12.
Simon, M. K. & Reise, K. (1994) Naturschutz im Wattenmeer kleinkariert? – Nationalpark 4/94: 10-12.
Smaal, A. C. & Prins, T. C. (1993) The uptake of organic matter and the release of inorganic nutrients by bivalve suspension feeder beds. In: Dame, R. F. (Hrsg.): Bivalve filter feeders in estuarine and coastal ecosystem processes. NATO ASI Series G, Vol. 33. Springer-Verlag, Berlin. S. 271-298.
Smit, C. J. & Wolff, W. J. (1983) Birds of the Wadden Sea. In: Wolff, W. J. (Hrsg.): Ecology of the Wadden Sea. A. A. Balkema, Rotterdam: 6/1-6/308.
Smit, C. J. & Zegers, P. M. (1994) Shorebird counts in the Dutch Wadden Sea, 1980-91: a comparison with the 1965-77 period. Ophelia Suppl. 6: 163-170.
Smit, C. J. (1983a) Production of biomass by invertebrates and consumption by birds in the Dutch Wadden Sea area. In: Wolff, W. J. (Hrsg.): Ecology of the Wadden Sea. A. A. Balkema, Rotterdam: 6/290-6/301.
Smit, C. J., Dankers, N., Ens, B. J. & Meijboom, A. (1998) Birds, Mussels, Cockles and Shellfish fishery in the Dutch Wadden Sea: How to deal with low food stocks for Eiders and Oystercatchers. - Senckenbergiana marit. 29: 141-153.
Smit, C.J. (1983b) The importance of the Wadden Sea for estuarine birds. In: Wolff, W.J. (Hrsg.) Ecology of the Wadden Sea. A.A. Balkema, Rotterdam: 6/280-6/289.
Snelgrove, P. V. R. & Butman, C. A. (1994) Animal-sediment relationships revisited: cause versus effect. Oeanogr. Mar. Biol. Ann. Rev. 32: 111-117.
Sørensen, J., Jørgensen, B. B. & Revsbech, N. P. (1979) A comparison of oxigen, nitrate, and sulfate respiration in coastal marine sediments. Microb. Ecol 5: 105-115.
Spiegel, F. (1997) Die Tidebecken des schleswig-holsteinischen Wattenmeeres: Morphologische Strukturen und Anpassungsbedarf bei weiter steigendem Meeresspiegel. Berichte Forsch. u. Technologiezentrum Westküste d. Univ. Kiel, Nr. 14, Büsum: 255 S.
Spode, H. (1987) Zur Geschichte des Tourismus. Studienkreis für Tourismus (Hrsg.), Universität Starnberg.
SRU - Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen 1994. Umweltgutachten (1994) Für eine dauerhaft umweltgerechte Entwicklung. Metzler-Poeschel, Stuttgart: 380 S.
SRU - Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen 1996: Umweltgutachten (1996) Zur Umsetzung einer dauerhaft umweltgerechten Entwicklung. Metzler-Poeschel, Stuttgart: 468 S.
SRU - Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen 1998. Umweltgutachten (1998) Umweltschutz: Erreichtes sichern - Neue Wege gehen. Metzler-Poeschel, Stuttgart: 388 S.
SRU – Rat von Sachverständigen für Umweltfragen (1980) Umweltprobleme der Nordsee. Sondergutachten 1980. Kohlhammer, Stuttgart, 503 S.
SRU (Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen) (1990) Allgemeine ökologische Umweltbeobachtung – Sondergutachten. – Verlag Metzler-Poeschel, Stuttgart, 380 S.
SRU (Der Rat von Sachverständigen für Umweltfragen) (1998) Umweltgutachten 1998. Verlag Metzler-Poeschel, Stuttgart.
Stal, L. J. (1994) Microbial mats: Ecophysiological interactions related to biogenic sediment stabilization. In: Krumbein, W. E., Paterson, D. M. & Stal, L. J. (Hrsg.): Biostabilization of Sediments. BIS-Verlag - Oldenburg: S. 41-53.
Statistisches Bundesamt (1995) Tourismus in Zahlen. In: Statistisches Jahrbuch 1995, Metzel, Wiesbaden.
Statistisches Bundesamt (1996) Statistisches Jahrbuch 1996. Metzel, Wiesbaden.
Statistisches Bundesamt (1998) Statistisches Jahrbuch 1998. Metzel, Wiesbaden.
StAWA Aurich (1996) Nährstoffeinträge in das Wattenmeer im Bereich von Ostfriesland. Staatliches Amt für Wasser und Abfall Aurich: 9 S.
STAWA Brake (1998) Gewässergütebericht 1997. Staatliches Amt für Wasser und Abfall Brake, 41 S.
Stephens, D. W. & Krebs, J. R. (1986) Foraging theory. Princeton University Press, Princeton.
Stevenson, J. C., Ward, L. G. & Kearney, M. S. (1988) Sediment transport and trapping in marsh systems: Implications of tidal flux studies. Mar. Geol. 80: 37-59.
Stewart, B. S., Leatherwood, S., Yochem, P. K. & Heide-Jørgensen, M. P. (1989) Harbor seal tracking and telemetry by satellite. Mar. Mamm. Sci. 5: 361-375.
Steyaert, F. H. I. & Bakker, J. F. (1994) Folgen des Abschlußdeiches für die frühere Zuidersee und das Wattenmeer. In: Lozán, J. L., Rachor, E., Reise, K., v. Westernhagen, H. & Lenz, W. (Hrsg.): Warnsignale aus dem Wattenmeer. Blackwell, Berlin: S. 175-178.
Stock, M. (1992) Ungestörte Natur oder Freizeitnutzung? – Das Schicksal unserer Strände. In: Prokosch, P. (Hrsg.). Ungestörte Natur – Was haben wir davon? WWF-Tagungsbericht 6: 223-249.
Stock, M. (1992a) Die Auswirkungen anthropogener Störungen auf die Vogelwelt: eine Fallstudie aus dem Vorland von Westerhever. Berichte aus der Ökosystemforschung Wattenmeer Heft 1/92: 45-56.

Stock, M. (1992b) Effects of man-induced disturbances on staging Brent Geese. Neth. J. Sea Res. 20: 289-293.
Stock, M. (1992c) Ungestörte Natur oder Freizeitnutzung? – Das Schicksal unserer Strände. In: Prokosch, P. (Hrsg.). Ungestörte Natur – Was haben wir davon? WWF-Tagungsbericht 6: 223-249.
Stock, M. (1994) Auswirkung von Störungen auf Ethologie und Ökologie von Vögeln im Wattenmeer, Aachen: Shaker.
Stock, M., Bergmann, H.-H., Helb, H.-W., Keller, V., Schnidrig-Petrig, R., Zehnter, H.-C. (1994a) Der Begriff „Störung“ in naturschutzorientierter Forschung: ein Diskussionsbeitrag aus ornithologischer Sicht. Z. Ökologie und Naturschutz 3: 49-57.
Stock, M., Bergmann, H.-H., Helb, H.-W., Keller, V., Schnidrig-Petrig, R., Zehnter, H.-C. (1994) Der Begriff „Störung“ in naturschutzorientierter Forschung: ein Diskussionsbeitrag aus ornithologischer Sicht. Z. Ökologie und Naturschutz 3: 49-57.
Stock, M., Eskildsen, K., Gätje, C. & Kellermann, A. (1999) Naturschutzfachliche Bewertung in einem Nationalpark - Ein Verfahrensvorschlag im Rahmen des Prozeßschutzes. Umweltbundesamt Texte 12-99, Berlin: 43 S.
Stock, M., Eskildsen, K., Gätje, C., Kellermann, A. (1999) Naturschutzfachliche Bewertung in einem Nationalpark - Ein Verfahrensvorschlag im Rahmen des Prozeßschutzes. Landesamt für den Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer, Tönning. UBA-Texte 12/99, Berlin, 43 S.
Stock, M., Eskildsen, K., Gätje, C., Kellermann, A. (1999) Naturschutzfachliche Bewertung in einem Nationalpark - Ein Verfahrensvorschlag im Rahmen des Prozeßschutzes. Landesamt für den Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer, Tönning. UBA-Texte 12/99, Berlin, 43 S.
Stock, M., Hofeditz, F. (1994a) Beeinflussen Flugbetrieb und Freizeitaktivitäten das Aktivitätsmuster von Ringelgänsen im Wattenmeer? Artenschutzreport H. 4/94:13-19.
Stock, M., Hofeditz, F. (1994b) Grenzen der Kompensation: Energiebudgets von Ringelgänsen unter der Wirkung von Störreizen. In: Knoke, V. & Stock, M. 1997. Menschliche Aktivitäten im Schleswig-Holsteinischen Wattenmeer und deren Auswirkungen auf Vögel. UBA-Texte 77/97: 511-554.
Stock, M., Hofeditz, F., Mock, K., Pohl, B. (1995a) Einflüsse von Flugbetrieb und Freizeitaktivitäten auf Verhalten und Raumnutzung von Ringelgänsen (Branta bernicla bernicla) im Wattenmeer. Corax 16: 63-83.
Stock, M., Kiehl, K. & Reinke, H. D. (1996b) Salzwiesenschutz im Schleswig-Holsteinischen Wattenmeer. Schriftenreihe Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer, Heft 7, Tönning.
Stock, M., Kiehl, K. & Reinke, H. D. (1997) Salzwiesenschutz im schleswig-holsteinischem Wattenmeer. Schriftenreihe des Nationalparks Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer. Heft 7. 47 S.
Stock, M., Schrey, E., Kellermann, A., Gätje, C., Eskilden, K., Feige, M., Fischer, G., Hartmann, F., Knoke, V., Möller, A., Ruth, M., Thiessen, A. & Vorberg, R. (1996#) Ökosystemforschung Wattenmeer - Synthesebericht: Grundlagen für einen Nationalparkplan. Schriftenreihe des Nationalparks Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer, Heft 8, 634 S.
Stock, M., Schrey, E., Kellermann, A., Gätje, C., Eskildsen, K., Feige, M., Fischer, G., Hartmann, F., Knoke, V., Möller, A., Ruth, M., Thiessen, A. & Vorberg, R. (1996) Ökosystemforschung Wattenmeer – Synthesebericht: Grundlagen für einen Nationalparkplan. Schriftenreihe des Nationalparks Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer. Heft 8:784 S.
Stock, M., Schrey, E., Kellermann, A., Gätje, C., Eskildsen, K., Feige, M., Fischer, G., Hartmann, F., Knoke, V., Möller, A., Ruth, M., Thiessen, A., Vorberg, R., Kohlus, J., Moser, D., Ortmann, C., Stumpe, H. (1996) Ökosystemforschung Wattenmeer - Synthesebericht: Grundlagen für einen Nationalparkplan. Schriftenreihe des Nationalparks Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer, Heft 8, Tönning, 784 S.
Stock, M., Schrey, E., Kellermann, A., Gätje, C., Eskildsen, K., Feige, M., Fischer, G., Hartmann, F., Knoke, V., Möller, A., Ruth, M., Thiessen, A., Vorberg, R. (1996) Ökosystemforschung Wattenmeer - Synthesebericht: Grundlagen für einen Nationalparkplan. Schriftenreihe des Nationalparks Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer, Heft 8, Tönning: 784 S.
Stock, M., Schrey, E., Kellermann, A., Gätje, C., Eskildsen, K., Feige, M., Fischer, G., Hartmann, F., Knoke, V., Möller, A., Ruth, M., Thiessen, A., Vorberg, R. (1996a) Ökosystemforschung Wattenmeer - Synthesebericht: Grundlagen für einen Nationalparkplan. Schriftenreihe des Nationalparks Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer, Heft 8, Tönning: 784 S.
Straaten, L. M. J. U. van & Kuenen, P. H. (1957) Accumulation of fine-grained sediments in the Dutch Wadden Sea. Geol. Mijnb. (N.S.) 19: 329-354.
Stroben, E., Oehlmann, J. & Fioroni, P. (1993) TBT-Effekte an marinen Vorderkiemenschnecken und ihre Verwendbarkeit für ein biologisches Effektmonitoring. In: Antifouling im Meer - Gefahren durch Schiffsanstriche? Schriftenreihe SDN2: 73-92.
Strübing, K. (1996) The ice winter of 1995/96 on the German coasts between Ems and Oder, with a survey of the entire Baltic area. Dt. Hydrogr. Z. 48: 73-87.

Swennen, C., Nehl, G. & Laursen, K. (1989) Numbers and distribution of Eiders Somateria mollissima in the Wadden Sea. Neth. J. Sea Res. 24: 83-92.
Taghon, G. L., Nowell, A. R. M. & Jumars, P. A. (1984) Transport and breakdown of fecal pellets: biological and sedimentological consequences. Limnol. Oceanogr. 29: 64-72
Tansley, A. G. (1935) The use and abuse of vegetational concepts and terms. Ecology 16 (3): 284-307.
Temming, A. & Damm, U. (1998) Life cycle of Crangon crangon in the North Sea. A simulation of the timing of recruitment as a function of the seasonal temperatur signal. (submitted)
Temming, A. & Temming, B. (1991) Aufwandssteigerung und ökonomische Überfischung der Krabbenfischerei in der Nordsee. Arbeiten des Deutschen Fischerei-Verbandes e.V. 52: 95-137.
Temming, A., Damm, U. & Neudecker, T. (1993) Trends in the size composition of commercial catches of Brown Shrimp (Crangon crangon L.) along the German coast and the implication for population structure and stock conditions. ICES C.M. 1993/K (53): 14 S.
Ten Brink, B. J. E., Hosper, S. H. & Colijn, F. (1991) A Quantitative Method for Description and Assessment of Ecosystems: The AMOEBA Approach. Mar. Poll. Bull. 23: 265-271.
ten Brinke, W. B. M., Augustinus, P. G. E. F. & Berger, G. W. (1995) Fine-grained sediment deposition on mussel beds in the Oosterschelde (The Netherlands), determined from echosoundings, radio-isotopes and biodeposition field experiments. Estuar. Coast. Shelf Sci. 40: 195-217.
Tenore, K. R. & Dunstan, W. M. (1973) Comparison of feeding and biodeposition of three bivalves at different food levels. Mar. Biol. 21: 190-195.
Tenore, K. R., Cammen, C., Findley, S. E. G. & Philips, N. (1982) Perspectives of research on detritus: do factors controlling the availability of detritus to macroconsumers depend on its source? J. Mar. Res. 40: 473-490.
Thain, J. E. & Waldock, M. J. (1986) The impact of tributylin (TBT) antifouling paints on molluscan fisheries. Water Sci. Technol. 18: 193-202.
Thiel, H., Grossmann, M. & Spychala, H. (1984) Quantitative Erhebungen über die Makrofauna in einem Testfeld im Büsumer Watt und Abschätzung ihrer Auswirkungen auf den Sedimentverband. Die Küste 40: 260-314.
Thiel, H., Kaiser, M., Lade, J., Marencic, H. & Lorch, D. (1992) Vergleichende Untersuchungen über die Eignung von Wattorganismen verschiedener Trophiestufen zum Trendmonitoring ausgewählter Schwermetalle und polychlorierter Biphenyle - Kurzfassung. Umweltbundesamt, Texte 15/92: 140 S.
Thiel, M. & Dernedde, T. (1994#) Recruitment of Shore Crabs (Carcinus maenas) on tidal flats: Mussel clumps as an important refuge for juveniles. Helgoländer Meeresunters. 48: 321-332.
Thiel, M. & Reise, K. (1993#) Interactions of nemertines and their prey on tidal flats. Neth. J. Sea Res. 31: 263-172.
Thiel, M., Nordhausen, W. & Reise, K. (1993) Nocturnal surface of endobenthic nemertines on tidal flats. In: Eleftheriou, A., Ansell, A. D. & Smith, C. J. (Hrsg.): Biology and ecology of shallow coastal waters. Proceedings of the 28th European Marine Biology Symposium, IMBC, Hersonissos, Crete, 1993. Olsen & Olsen, Fredensborg.
Thiessen, A. (1992) Anaerobe Bereiche der Wattoberfläche, deren Phaenomenologie sowie deren Auswirkungen auf die Bodenlebewelt - Eine Untersuchung im Rückseitenwatt der ostfriesischen Insel Norderney (Niedersachsen). 103p. Diplomarbeit Universität Osnabrück.
Thiessen, A. (1994) Definition von Umweltqualitätszielen in Küstengewässern. Ökosystemforschung Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer. Nationalparkamt Tönning: 97 S.
Thompson, P. M., Miller, D., Cooper, R. & Hammond, P. S. (1994) Changes in the distribution and activity of female harbour seals during the breeding season: Implications for their lactation strategy and mating patterns. J. Anim. Ecol. 63: 24-30.
Thyen, S., Becker, P. H. , Exo, K.-M., Hälterlein, B., Hötker, H. & Südbeck, P. (1998) Monitoring breeding success of coastal birds. Final Report of the Pilot Study 1996-1997. Wadden Sea Ecosystem No. 8, Common Wadden Sea Secretariat, Wilhelmshaven: 7-55.
Thyen, S., Becker, P. H., Exo, K.-M., Hälterlein, B., Hötker, H. & Südbeck, P. (1998) Monitoring breeding success of coastal birds – Final report of the pilot study 1996–1997. Wadden Sea Ecosystem No. 8: 7-57.
Tiews, K. & Schumacher, A. (1982) Assessment of brown shrimp stocks (Crangon crangon L.) off the German coast for the period 1965 – 1978. Arch. Fisch. Wiss. 32 (1/2): 1-11.
Tiews, K. (1970) Synopsis of biological data on the common shrimp (Crangon crangon L. 1758). FAO Fish. Rept. 4, 57: 1167-1224.
Tiews, K. (1983) Starke Veränderungen der Fisch- und Krabbenbestände im deutschen Wattenmeer im Zeitraum von 1954 - 1981. Inf. Fischwirtsch. 30: 144-146.

Tiews, K. (1990) Langzeitentwicklung von 25 Fisch- und Krebstierbeständen im deutschen Wattenmeer (1954-1988). In: Lozán, J. L., Lenz, W.E., Rachor, E., Watermann, B. & v. Westernhagen, H. (Hrsg.): Warnsignale aus der Nordsee. Parey, Berlin, Hamburg S. 250-251.

TMAG (Trilateral Monitoring and Assessment Group) (1997) Implementation of the Trilateral Monitoring and Assessment Program (TMAP), Common Wadden Sea Secretariat, Final Report: 32 S. und Anhänge.

TMAG (Trilateral Monitoring and Assessment Group) (1997) Implementation of the Trilateral Monitoring and Assessment Program (TMAP), Final Report. - Common Wadden Sea Secretariat, Wilhelmshaven, Germany.

TMEG (1993) Integrated Monitoring Program of the Wadden Sea Ecosystem. Report of the Trilateral Monitoring Expert Group – BMU 760 / 93.

Tollit, D. J., Greenstreet, S. P. R. & Thompson, P. M. (1997) Prey selection by harbour seals, Phoca vitulina, in relation to variations in prey abundance. Can. J. Zool. 75: 1508-1518.

Tougaard, S. & Common Wadden Sea Secretariat (1999) Common Seals in the Wadden Sea in 1998. WSNL 1999-1: im Druck.

Tougaard, S. (1989) Monitoring Harbour Seal (Phoca vitulina) in the Danish Wadden Sea. Helgoländer Meeresunters. 43: 347-356.

UBA – Umweltbundesamt (1994) Umweltqualitätsziele, Umweltqualitätskriterien und -standards. Eine Bestandsaufnahme. UBA-Texte 64/94, Berlin: 52 S.

UBA - Umweltbundesamt (2000) Ziele für die Umweltqualität - Eine Bestandsaufnahme -, Berlin: 180 S.

Uematsu, M., Duce, R. A., & Prospero, J. M. (1983) Deposition of atmospheric mineral particles to the North Pacific Ocean. J. Atmos. Chem.

Uhlig, G. & Sahling, G. (1995) Noctiluca scintillans: Zeitliche Verteilung bei Helgoland und räumliche Verbreitung in der Deutschen Bucht (Langzeitreihen 1970-1993). Ber. Biol. Anst. Helgoland 10: 1-127.

Umweltbundesamt (1999) Jahresbericht 1998. Berlin.

Umweltbundesamt (2002#) Gesamtsynthese Ökosystemforschung Wattenmeer – Erfahrungsbericht eines interdisziplinären Verbundvorhabens, Umweltbundesamt -TEXTE 45/02

Underwood, A. J. (1993) The mechanics of spatially replicated sampling programmes to detect environmental impacts in a variable world. – Australian Journal of Ecology 18: 99 –116.

Usher, M. B. & Erz, W. (Hrsg.) (1994) Erfassen und Bewerten im Naturschutz: Probleme - Methoden - Beispiele. Quelle & Meyer, Wiesbaden: 340 S.

van Bernem, K.-H., Blome, D., Keuker-Rüdiger, R., Ramm, G., Reichert, J., Sach, G. & Zühlke, R. (1997) Stabilität und Substratabhängigkeit kleinräumiger Verteilungsmuster benthischer Arten. ELAWAT-Teilprojektabschlußbericht, 192 S.

van Beusekom, J. E. E. & de Jonge, V. N. (1997) Transformation of phosphorus in the Wadden Sea: apatite formation. German Journal of Hydrography 49 (2/39): 297-305.

van Beusekom, J. E. E. & de Jonge, V. N. (1998) Retention of phosphorus and nitrogen in the Ems estuary. Estuaries 21(4a): 527-539.

van Beusekom, J. E. E., Brockmann, U., Hesse, K.-J., Hickel, W., Poremba, K., Tillmann, U. (1998) Sediment - water interaction in the German Wadden Sea and adjacent coastal zone. KUSTOS/TRANSWATT Abschlußbericht: 255-277.

van den Hoek, C., Admirral, W., Colijn, F. & de Jonge V. N. (1983) The role of algae and seagrasses in the ecosystem of the Wadden Sea: a review. In: Wolff, W. J.(Hrsg.): Ecology of the Wadden Sea. A. A. Balkema, Rotterdam: 3/9-3/118.

van der Veer, H. & Bergman, J. N. (1987) Predation by crustaceans on a newly settled O-group plaice (Pleuronectes platessa) population in the western Wadden Sea. Mar. Ecol Prog. Ser. 35: 203-215.

van Es, F. B. (1984) Decomposition of organic matter in the Wadden Sea. Neth. Inst. Sea Res. 10: 133-144.

van Haaften, J. L. (1983) The life-history of the Harbour Seal in the Wadden Sea. In: Wolff, W. J. (Hrsg.): Ecology of the Wadden Sea. A. A. Balkema, Rotterdam: 7/15-7/19.

van Raaphorst, W. & Kloosterhuis, W. T. (1994) Phosphate sorption in superficial intertidal sediments. Marine Chemistry 48: 1-16.

Veenstra, H. (1976) Struktur und Dynamik des Gezeitenraumes. In: Abrahamse, J., Joenje, W. & van Leeuwen-Stelt, N. (Hrsg.): Wattenmeer. Ein Naturraum der Niederlande, Deutschlands und Dänemarks. Karl Wachholtz Verlag, Neumünster, S. 19-45.

Veenstra, H. J. (1983) Introduction to the geomorphology of the Wadden Sea area. In: Wolff, W. J. (Hrsg.): Ecology of the Wadden Sea. A. A. Balkema, Rotterdam, S. 1/8-1/19.

Verwey, J. (1952) On the ecology of distribution of cockle and mussel in the Dutch Wadden Sea, their role in sedimentation and the source of their food supply. Arch. néerl. Zool. 10: 172-239.

Vetter, D. (1994) Eintrag von Phytoplanktonpigmenten durch Biodeposite von Mytilus edulis in Wattsedimente. Diplomarbeit. Universität Oldenburg: 143 S.
Viarengo, A. (1985) Biochemical effects of trace metals. Mar. Pollut. Bull. 16(4): 153-158.
Villbrandt, M., Hild, A. & Dittmann, S. (1999) Biogeochemical Processes in Tidal Flat Sediments and Mutual Interactions with Macrobenthos. In: Dittmann, S. (Hrsg.) The Wadden Sea Ecosystem - Stability Properties and Mechanisms Springer-Verlag, Berlin, Heidelberg. S. 95-132.
Vogel, S. (1994) Ausmaß und Auswirkungen von Störungen auf Seehunde. In: Lozan, J. L., Rachor, E., Reise, K., von Westernhagen, H., Lenz, W. (Hrsg.). Warnsignale aus dem Wattenmeer. Blackwell, Berlin: 303-308.
Vogel, S. (1994) Ausmaß und Auswirkungen von Störungen auf Seehunde. In: Lozan, J. L., Rachor, E., Reise, K., Westernhagen, H. von & Lenz, W. (Hrsg.). Warnsignale aus dem Wattenmeer. Blackwell, Berlin: 303-308.
Vogel, S. (1997#) Seals in the Schleswig-Holstein Wadden Sea. Ökosystemforschung Wattenmeer - Teilvorhaben Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer. UBA-Texte 83/97, Umweltbundesamt, Berlin.
Vogel, S. (1997) Seals in the Schleswig-Holstein Wadden Sea. UBA-Texte 83/97, Berlin, 107 S.
Vogel, S. (1997) Seals in the Schleswig-Holstein Wadden Sea. UBA-Texte 83/97, Berlin: 107 S.
Vos, P. C., de Boer, P. L. & Misdorp, R. (1988) Sediment stabilisation by benthic diatoms. In: Tide-influenced Sedimentary Environments and Facies. De Boer, P. L., van Gelder, A & Nio, S. D. (Hrsg.): Reidel, Dordrecht, S. 511-526.
Vosjan, J. H. (1987) A sketchy outline of the fate of organic matter in the dutch wadden sea - (with special empphasis to sulphate in the sediment-water interface) Hydrobiol. Bull. 21 (2): 127-132
Voß, M. & Borchardt, T. (1992) Quality Objectives for the Wadden Sea: Problems and Attempts for Solutions. WSNL 1992-2: 20-22.
Wahl, E., Cameron, P., Köhler-Günther, A., Westernhagen H. v., Anders, K., Möller, H., Büther, H., Dethlefsen, V., Söffker, K., Hansen, P.-D., Pluta, H.-J. & Harms, U. (1995) Fischkrankheiten im Wattenmeer, Abschlußbericht F&E 102 04 373/07, Umweltbundesamt: 216 S.
Walker, B. H. (1992) Biological diversity and ecological redundancy. Conservation Biology 6: 18-23.
Walker, B. H. (1995) Conserving biological diversity through ecosystem resilience. Conservation Biology 9: 747-752.
Walter, U. & Becker, P. (1995) Die Bedeutung der Fischerei und des Schiffsfolgens auf die Ernährung von Seevögeln im Wattenmeer. Ökosystemforschung Niedersächsisches Wattenmeer TP A 4.6 Abschlußbericht: 355 S.
Walter, U. (1996#) Natürliche Vielfalt und wirtschaftliche Ressourcennutzung – Fischerei zwischen Ökologie und Ökonomie. Thematischer Report Ökosystemforschung Niedersächsisches Wattenmeer, Hauptphase A. UBA-Texte (in Vorbereitung)
Walter, U. (1996) Natürliche Vielfalt und wirtschaftliche Ressourcennutzung – Fischerei zwischen Ökologie und Ökonomie. Ökosystemforschung Niedersächsisches Wattenmeer. Thematischer Report Fischerei: 177 S.
Walter, U., Delafontaine, M. T., Henning, D., Bartholomä, A., Flemming, B. W. & Minhorst, A. (1999) Sublitorale Muschelkulturen in der Jade: Wachstum von Mytilus edulis L., Hydrographie, Sedimentologie und Benthosbesiedlung. Berichte - Forschungszentrum Terramare Nr. 10, 1999, Wilhelmshaven: 63 S.
Weber, W. (1983) Wachstumssteigerung bei den Seezungen der Nordsee und deren Ursachen. Arb. Dt. Fisch. Verb. 57: 5-21.
Weber, W., Ehrich, S. & Damm, E. (1990) Beeinflussung des Ökosystems Nordsee durch die Fischerei. In: Lozán, J. L., Lenz, W., Rachor, E., Watermann, B. & Westernhagen, H. von. Warnsignale aus der Nordsee. Paul Parey Verlag, Berlin: 252-267.
Weinberg, S. (1978) The minimal area problem in invertebrate communities of the Mediterranean rocky substrata. – Mar. Biol. 49: 33-40.
Wennhage, H. & Gibson, R. N. (1998) Influence of food supply and a potential predator (Crangon crangon) on settling behaviour of plaice (Pleuronectes platessa). J. Sea Res. 39: 103-112.
Widdows, J, Fieth, P & Worrall, C. M. (1979) Relationships between seston, available food and feeding activity in the common mussel Mytilus edulis. Mar. Biol. 50: 195-207.
Wieland, P. (1984) Untersuchung über geomorphologische Veränderungen in der Dithmarscher Bucht. Die Küste 40: 107-138.
Wienbeck, H. (1998) Analyse der Beifangreduktion durch Trichternetze in der kommerziellen Garnelenfischerei. Inf. Fischwirtsch. Fischereiforschung, 45 (1): 18-22.
Wienbeck, H. (1999) Analyse der Beifangreduktion durch Trichternetze in der kommerziellen Garnelenfischerei. Inf. Fischwirtsch. Fischereiforschung, 46 (1): 33-35.
Wilhelmsen, U. & Reise, K. (1994#) Grazing on green algae by the periwinkle Littorina littorea in the Wadden Sea. Helgoländer Meeresunters. 48: 233-242.

Williams, P. M. (1967) Sea surface chemistry: organic carbon and inorganic nitrogen and phosphorus in surface films and subsurface waters. Deep-Sea Res. 14: 791-800.
Wilson, W. H. (1989) Predation and the mediation of intraspecific competition in an infaunal community in the Bay of Fundy. J. Exp. Mar. Biol. Ecol. 132: 221-245.
Wilson, W. H. (1991) Competition and predation in marine soft-sediment communities. Annu. Rev. Ecol. Syst. 21: 221-241.
Wipper, E. (1975a) Jahreszeitliche Wanderungen bei Seehunden. Natur u. Museum 105: 346-350.
Wipper, E. (1975b) Jahreszeitliche Wanderungen bei Seehunden Teil 2. Natur u. Museum 105: 375-380.
Wirtz, K. & Niesel, V. (1999) Modelle in der Ökosystemforschung: Methoden, Bewertung und Empfehlungen - eine Synthese aus der Ökosystemforschung Wattenmeer. Forschungszentrum Terramare, Berichte Nr. 11b, Wilhelmshaven, 126 S.
Witte, J. Y. & Zijlstra, J. J. (1983) The species of fish occurring in the Wadden Sea. In: Wolff, W. J. (Hrsg.) Ecology of the Wadden Sea. A.A. Balkema, Rotterdam: 2/10-2/19.
Witting, D. A. & Able, K. W. (1995) Predation by sevenspine bay shrimp Crangon septemspinosa on winter flounder Pleuronectes americanus during settlement: Laboratory observations. Mar. Ecol. Prog. Ser. 123: 23-31.
Wohlenberg, E. (1935) Beobachtungen über das Seegras, Zostera marina L., und seine Erkrankung im nordfriesischen Wattenmeer. Nordelbingen 11: 1-19.
Wolf, F. & Türkay, M. (1997) Populationsdynamische Untersuchungen an der Strandkrabbe Carcinus maenas (L.) im Ökosystem Wattenmeer. In: Flemming, B., Hertweck, G., Krönke, I. & Türkay, M. (Hrsg.): Zur Elastizität makrofaunistischer biosedimetärer Systeme im Spiekerooger Watt: Wechselwirkungen zwischen Organismen, Sediment und Wasserkörper. ELAWAT Abschlußbericht Teilprojekt B6, FKZ 03F01112A, Wilhelmshaven/Frankfurt: 153-204.
Wolff, W. & Zijlstra, J. J. (Hrsg.): Fishes and fisheries of the Wadden Sea. Vol. Report 5 Wadden Sea Working Group. Balkema, Rotterdam: 20-25.
Wolff, W. J. & Zijlstra, J. J. (1983) The common shrimp Crangon crangon. In: Wolff, W.J. (Hrsg.): Ecology of the Wadden Sea. A. A. Balkema, Rotterdam: 4/122-4/124.
Wolff, W. J. (1983) Flora and Vegetation of the Wadden Sea. In: Wolff, W. J.(Hrsg.): Ecology of the Wadden Sea. A. A. Balkema, Rotterdam: 3/1-3/206.
Wolff, W. J. (1991) Ecology of the Wadden Sea. In: Prokosch, P., Mielke, S. & Fleet, D. M. (Hrsg.): The common future of the Wadden Sea. Technical Report. World Wide Fund for Nature, Husum, S. 13-22.
Wolff, W. J. (1991) The interaction of benthic macrofauna and birds in tidal flat estuaries: a comparison of the Banc d'Arguin, Mauretania, and some estuaries in the Netherlands. In: Elliot, M. & Ducrotoy (Hrsg.): Estuaries and Coasts: Spatial and Temporal Intercomparisons. Olsen & Olsen, Fredensborg: 299-306.
Wolff, W. J. (1992) Ecological developments in the Wadden Sea until 1990. Neth. Inst. Sea Res. Publ. Ser. 20: 23-32.
Wolff, W. J. (1992) The end of a tradition: 1000 years of embankment and reclamation of wetlands in the Netherlands. Ambio 21: 287-291.
Wolff, W. J. (1993) Netherlands-Wetlands. Hydrobiologia 265: 1-14.
Wolff, W. J., Mandos, M. A. & Sandee, A. J. J. (1981) Tidal migration of plaice and flounders as a feeding strategy. In: Jones, N. V. & Wolff, W. J. (Hrsg.): Feeding and Survival Strategies of Estuarine Organisms. Plenum Press, New York, London, S. 159-171.
Woodin, S. A. (1976) Adult-larval interactions in dense infaunal assemblages: patterns of abundance. J. Mar. Res. 34: 25-41.
World Resources Institute (1989) Biodiversity loss: cascade effects. http://www.ipc.apc.org/wir/biodiv/cascade.htm.
Wulfraat, K. J., Smit, T., Groskamp, H. & de Vries, A. (1993) De belasting van de Nordzee met verondtreingende stoffen 1980-1990. Directorate General Rijkswaterstaat Rep. DG-93.037: 1-152.
WWF - Umweltstiftung World Wide Fund for Nature Deutschland (Hrsg.) (1995) Viel getan – viel zu tun. 10 Jahre Nationalpark Schleswig-Holsteinisches Wattenmeer. WWF-Projektbüro Wattenmeer, Husum, 42 S.
WWF - Umweltstiftung World Wide Fund for Nature Deutschland (Hrsg.) (1996) Zehn Jahre Nationalpark „Niedersächsisches Wattenmeer“. Wo stehen wir – wo wollen wir hin? WWF-Fachbereich Meere und Küsten, Bremen.
WWF - Umweltstiftung World Wide Fund for Nature Deutschland (Hrsg.) (1999a) Fachtagung „Naturschutz und Tourismus – Durch Kooperation zum doppelten Gewinn?“ Husum, 12. November 1998, dokumentiert in Wattenmeer International, Heft 1/2 1999: 4-15.

WWF - Umweltstiftung World Wide Fund for Nature Deutschland (Hrsg.) (1999b) Die Bedeutung von Nationalparken für den Tourismus. Reihe Nationalparke Nr. 7. WWF-Projektbüro Wattenmeer, Husum, 79 S.

WWF (1998) Unser Naturerbe bewahren - Mit starken Nationalparken an Nord- und Ostsee. Bilanz- und Entwicklungsperspektiven der fünf deutschen Küstennationalparke. Husum, 30 S.

Yallop, M. L. & Paterson, D. M. (1994) Survey of Severn Estuary. In: Krumbein, W. E., Paternson, D. M. & Stal, L. J. (Hrsg.): Biostabilization of Sediments. Bis-Verlag, Oldenburg. S. 279-326

Yates, M. G., Goss-Custard, J. D., McGrorty, S., Lakhani, K. H., dit Durell, S. E. A., Clarke, R. T. & Frost, A.J. (1993) Sediment characteristics, invertebrate densities and shorebird densities on the inner banks of the Wash. J. Appl. Ecol. 30: 599-614.

Zauke, G.-P., Bernds, D., Janssen, H.-J., Clason, B. & Meurs, H.-G. (1995) Schwermetalle in Organismen des Niedersächsischen Wattenmeeres bei Norderney (1991-1994). Pb, Cd, Cu, Zn und HG in ausgewählten Muscheln (Bivalvia) und Borstenwürmern (Polychaeten). Ber. Nieders. Landesa. Ökol. Forschungsst. Küste 40: 23-37.

Zauke, G.-P., Petri, G., Ritterhoff, J. & Meurs, H.-G. (1996) Theoretical background for the assessment of the quality status of ecosystems: Lessons from studies of heavy metals in aquatic invertebrates. Senckenbergiana maritima, 27, 3/6,: 207-214.

Zens, M., Michaelis, H., Herlyn, M. & Reetz, M. (1997) Die Miesmuschelbestände der niedersächsischen Watten im Frühjahr 1994. Ber. Forschungsstelle Küste 41: 141-155.

Ziebis, W., Forster, S., Hüttel, M. & Jørgensen (1996a) Complex burrows of the mud shrimp Callianassa truncata and their geochemical impact in the sea bed. Nature 382: 619-622.

Ziebis, W., Hüttel, M. & Forster, S. (1996b) Impact of biogenic sediment topography on oxygen fluxes in permeable seabeds. Mar. Ecol. Prog. Ser. 140: 227-237.

Ziegelmeier, E. (1952) Beobachtungen über den Röhrenbau von Lanice conchilega (Pallas) im Experiment und am natürlichen Standort. Helgoländer wiss. Meeresunters. 4: 107-129.

Zijlstra, J. J. (1972) On the importance of the Wadden Sea as a nursery area in relation to the conservation of the southern North Sea fishery resources. Symp. Zool. Soc. London 29: 233-258.

Zijlstra, J. J. (1983) The function of the Wadden Sea for the members of its fish-fauna. In: Wolff, W. J. (Hrsg.): Ecology of the Wadden Sea. A.A. Balkema, Rotterdam: 2/20-2/25.

Zijlstra, J.J. (1978) The function of the Wadden Sea for the members of its fish-fauna. In: Dankers, N., Wolff, W. J. & Zijlstra, J. J. (Hrsg.). Fishes and fisheries of the Wadden Sea. Report 5 of the Final report of the section ‚Fishes and fisheries' of the Wadden Sea Working Group. Stichting Veth tot Steun aan Waddenonderzoek, Leiden. S. 20-25. Also published in: Wolff, W. J. (Hrsg.). 1983. Ecology of the Wadden Sea, Vol. 2. Balkema, Rotterdam, S. 20-25.

Zimmermann, J. T. F. & Rommets, J. W. (1974) Natural fluorescence as a tracer in the Dutch Wadden Sea and the adjecent North Sea. Neth. J. Sea Res. 8: 117-125

Zühlke, R. & Reise, K. (1994) Response of macrofauna to drifting tidal sediments. Helgoländer Meeresunters. 48: 277-289

Zühlke, R., Blome, D., van Bernem, K. H. & Dittmann, S. (1998#) Effects of the tube-building polychaete Lanice conchilega (Pallas) on benthic macrofauna and nematodes in an intertidal sandflat. Senckenbergiana marit. 29: 131-138

Zwarts, L. & Drent, R. H. (1981) Prey depletion and the regulation of predator density: Oystercatchers (Haematopus ostralegus) and Mussels (Mytilus edulis). In: Jones, N. V. & Wolff, W. J. (Hrsg.): Feeding and survival strategies of estuarine organisms. Plenum Publishing Cooperation, London: 193-216.

Zwarts, L. & Esselink, P. (1989) Versatility of male Curlews Numenius arquata preying upon Nereis diversicolor: deploying contrasting capture modes dependent on prey availability. Mar. Ecol. Prog. Ser. 56: 255-269.

Zwarts, L. & Wanink, J. (1984) How Oystercatchers and Curlews successively deplete Clams. In: Evans, P. R., Goss-Custard, J. D. & Hale, W. G. (Hrsg.): Coastal waders and wildfowl in winter. Cambridge University Press, Cambridge, London, New York: 69-83.

Zwarts, L. & Wanink, J. H. (1991) The macrobenthos fraction accessible to waders may represent marginal prey. Oecologia 87: 581-587.

Zwarts, L. & Wanink, J. H. (1993) How the food supply harvestable by waders in the Wadden Sea depends on the variation in energy density, body weigth, biomass, burying depth and behaviour of tidal-flat invertebrates. Neth. J. Sea Res. 31: 441-476.

Zwarts, L. (1983) Habitat selection and competition in wading birds. In: Wolff, W. J. (Hrsg.): Ecology of the Wadden Sea. A. A. Balkema, Rotterdam: 6/271-6/279.

Zwarts, L. (1988) Numbers and distributions of coastal waders in Guinea-Bissau. Ardea 76: 42-55.

Zwarts, L. (1996) Waders and their estuarine food supplies. - Van Zee tot Land 60, Lelystad.

Zwarts, L., Cayford, J. T., Hulscher, J. B., Kersten, M., Meire, P. M. & Triplet, P. (1996a) Prey size selection and intake rate. In: Goss-Custard, J. D. (Hrsg.): The Oystercatcher - From individuals to populations. Oxford University Press, Oxford: 30-55.

Zwarts, L., Wanink, J. H. & Ens, B. J. (1996b) Predicting seasonal and annual fluctuations in the local exploitation of different prey by Oystercatchers Haematopus ostralegus: A ten-year study in the Wadden Sea. - Ardea 84A: 401-440.