



Danmarks Miljøundersøgelser
Miljøministeriet

Marine områder 2003 – Miljøtilstand og udvikling

NOVA-2003

Faglig rapport fra DMU, nr. 513



[Tom side]



Danmarks Miljøundersøgelser
Miljøministeriet

NOVA 2003

Marine områder 2003 – Miljøtilstand og udvikling

*Faglig rapport fra DMU, nr. 513
2004*

Gunni Ærtebjerg (red.)

Jesper H. Andersen (red.)

Jørgen Bendtsen

Jacob Carstensen

Trine Christiansen

Karsten Dahl

Ingela Dahllöf

Thomas Ellermann

Henrik Fossing

Tina Maria Greve

Karin Gustafsson

Jørgen L.S. Hansen

Peter Henriksen

Alf B. Josefson

Dorte Krause-Jensen

Martin M. Larsen

Stiig Markager

Torkel Gissel Nielsen

Niels Bering Ovesen

Jens Kjerulf Petersen

Bo Riemann

Nils Risgaard-Petersen

Carsten Ambelas Skjøth

Colin Stedmon

Jakob Strand

Danmarks Miljøundersøgelser

Sven P. Nielsen

Forskningscenter Risø

Jens Brøgger Jensen

Miljøstyrelsen

Harley Bundgaard Madsen

Fyns Amt

Datablad

- Titel:** Marine områder 2003 – Miljøtilstand og udvikling
Undertitel: NOVA-2003
- Forfattere:** Gunni Ærtebjerg ¹⁾ (red.), Jesper H. Andersen ¹⁾ (red.), Jørgen Bendtsen ¹⁾, Jacob Carstensen ¹⁾, Trine Christiansen ¹⁾, Karsten Dahl ¹⁾, Ingela Dahllöf ¹⁾, Thomas Ellermann ²⁾, Henrik Fossing ¹⁾, Tina Maria Greve ¹⁾, Karin Gustafsson ¹⁾, Jørgen L.S. Hansen ¹⁾, Peter Henriksen ¹⁾, Alf B. Josefson ¹⁾, Dorte Krause-Jensen ¹⁾, Martin M. Larsen ¹⁾, Stiig Markager ¹⁾, Torkel Gissel Nielsen ¹⁾, Niels Bering Ovesen ³⁾, Jens Kjerulf Petersen ¹⁾, Bo Riemann ¹⁾, Nils Risgaard-Petersen ¹⁾, Carsten Ambelas Skjøth ²⁾, Colin Stedmon ¹⁾, Jakob Strand ¹⁾, Sven P. Nielsen ⁴⁾, Jens Brøgger Jensen ⁵⁾, Harley Bundgaard Madsen ⁶⁾
- Afdelinger:** ¹⁾ Afd. for Marin Økologi, ²⁾ Afd. for Atmosfærisk Miljø, ³⁾ Afd. for Ferskvandsøkologi, ⁴⁾ Forskningscenter Risø, ⁵⁾ Miljøstyrelsen, ⁶⁾ Fyns Amt
- Serietitel og nummer:** Faglig rapport fra DMU nr. 513
- Udgiver:** Danmarks Miljøundersøgelser©
Miljøministeriet
- URL:** <http://www.dmu.dk>
- Udgivelsestidspunkt:** December 2004
Redaktionen afsluttet: November 2004
Faglig kommentering: Benni W. Hansen, Roskilde Universitetscenter
Databehandling: Ole Manscher, Afd. for Marin Økologi
Finansiell støtte: Ingen ekstern finansiering.
- Bedes citeret:** Ærtebjerg, G. & Andersen, J.H. (red.), Bendtsen, J., Carstensen, J., Christiansen, T., Dahl, K., Dahllöf, I., Ellermann, T., Fossing, H., Greve, T.M., Gustafsson, K., Hansen, J.L.S., Henriksen, P., Josefson, A.B., Krause-Jensen, D., Larsen, M.M., Markager, S., Nielsen, T.G., Ovesen, N.B., Petersen, J.K., Riemann, B., Risgaard-Petersen, N., Ambelas Skjøth, C., Stedmon, C., Strand, J., Nielsen, S.P., Jensen, J.B & Madsen, H.B. 2004: Marine områder 2003 – Miljøtilstand og udvikling. 97 s. – Faglig rapport fra DMU nr. 513.
<http://faglige-rapporter.dmu.dk>
- Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse.
- Sammenfatning:** Kun et fåtal af de danske farvande opfyldte i 2003 de fastsatte målsætninger om et havmiljø kun svagt påvirket af menneskelig aktivitet. Trods virkningerne af vandmiljøplanerne er miljø- og naturtilstanden endnu ikke blevet markant bedre. Dette skyldes dels, at det tager nogle år, før effekterne af planerne slår fuldt igennem i næringsstofudledningerne til kystvandene, dels at perioden 1998-2002 var meget våd, og der derfor vaskede flere næringsstoffer ud end normalt. Selvom der ses en positiv udvikling i de frie vandmasser med lavere koncentrationer af næringsstoffer og planteplankton, begrænser iltsvind stadig genetablering af bunddyr og muligvis også ålegræs. Der skal derfor tilføres færre næringsstoffer til de danske farvande, hvis vi skal opnå varige forbedringer i miljø- og naturforholdene. I visse farvandsområder er TBT og andre miljøfarlige stoffer også et problem, som der må sættes ind overfor.
- Emneord:** Vandmiljøplan, marin, hav, fjord, miljøtilstand, eutrofiering, Vandmiljøplanen, overvågning, iltsvind, miljøfremmede stoffer, tungmetaller, marine ecology, assessment, eutrophication, monitoring, environmental quality
- Layout og korrektur:** Anne van Acker
Forsidefoto: Nanna Rask, Fyns Amt – Havbund med liglagen og døde søstjerner
- ISBN:** 87-7772-837-8
ISSN (elektronisk): 1600-0048
Sideantal: 97
- Internet-version:** Rapporten findes kun som PDF-fil på DMU's hjemmeside
http://www2.dmu.dk/1_viden/2_Publikationer/3_fagrappporter/rapporter/FR513.pdf
- Købes hos:** Miljøministeriet
Frontlinien
Rentemestervej 8
2400 København NV
- Tlf. 70 12 02 11
frontlinien@frontlinien.dk
www.frontlinien.dk

Indhold

Forord	5
Summary	7
1 Indledning	9
<i>Del 1 – Miljø- og naturtilstanden i året der gik</i>	<i>13</i>
2 Beskrivelse af hvordan 2003 afveg fra et normalår	13
<i>Del 2 – Tilstand og udvikling i miljø- og naturtilstanden</i>	<i>19</i>
3 Klimatiske forhold	20
4 Udvikling i landbaserede stoftilførsler	21
5 Nedfald fra atmosfæren	22
6 Retention og transport af næringsstoffer i fjorde	24
7 Andre forureningskilder og påvirkninger	26
8 Næringsstofkoncentrationer og ratio	28
9 Udvikling i plankton	32
10 Iltforhold	38
11 Udvikling i bundvegetation	39
12 Udvikling i bundfauna	45
13 Sedimentkemi	50
14 Tungmetaller i muslinger, fisk og sediment	52
15 Miljøfremmede stoffer i muslinger, fisk og sediment	54
16 Biologiske effekter af TBT i havsnegle	56
<i>Del 3 – Tematisk rapportering</i>	<i>57</i>
17 Analyse af udviklingen i koncentrationen af miljøfarlige stoffer i det danske havmiljø	58
18 Radioaktive stoffer i danske farvande	66
19 Fra vandmiljøplaner til vandplaner og indsatsprogrammer – med kvælstof som eksempel	71
<i>Del 4 – Sammenfatning og konklusioner</i>	<i>79</i>
20 Tilstand og udvikling	80
21 Målsætningsopfyldelse	84
22 Konklusion	85
23 Ordliste	86
24 Hvor kan jeg læse mere?	92
25 Referencer	93
Danmarks Miljøundersøgelser	
Tidligere rapporter fra DMU	
Bilag 1	Beskrivelse af anvendte indeks, korrektioner for klimatiske variationer og normalisering af miljøfarlige stoffer i biota og sediment
Bilag 2	Ferskvands-, kvælstof-, fosfor- og BOD ₅ -tilførslen til marine kystafsnit
Bilag 3	Målsætningsopfyldelse i 2003

[Tom side]

Forord

Hvordan er miljøtilstanden i havet? Hvordan er ilt-svindssituationen? Er der giftige alger? Hvilke miljøfarlige stoffer påvirker de organismer, som lever i havet? Hvordan er udviklingen i miljø- og naturtilstanden? Er det politisk fastsatte mål for miljø- og naturkvaliteten i de danske farvande opfyldt?

Denne rapport fra Danmarks Miljøundersøgelser om miljø- og naturtilstanden i de danske havområder forsøger at give svar på disse og mange andre spørgsmål.

Svarene er baseret på den overvågning, som har fundet sted i regi af det Nationale Program for Overvågning af Vandmiljøet 1998-2003 (kaldet NOVA-2003), der fra 1. januar 1998 afløste Vandmiljøplanens Overvågningsprogram, som blev iværksat i efteråret 1988. Formålet med Vandmiljøplanens Overvågningsprogram var at undersøge effekten af de reguleringer og investeringer, som er gennemført i forbindelse med Vandmiljøplan I. Systematisk indsamling af data gør det muligt at opføre udledninger af kvælstof og fosfor til vandmiljøet samt at registrere de økologiske effekter, der følger af ændringer i stoftilførslerne til vandmiljøet. Med NOVA-2003 er overvågningen udvidet til at omfatte vandmiljøets tilstand i bredeste forstand, samt miljøfarlige stoffer og tungmetaller.

Danmarks Miljøundersøgelser har som sektorforskningsinstitution i Miljøministeriet til opgave at forbedre og styrke det faglige grundlag for de miljø- og naturpolitiske prioriteringer og beslutninger. En væsentlig del af denne opgave er overvågning af miljø og natur. Det er derfor et naturligt led i Danmarks Miljøundersøgelses opgaver at forestå den landsdækkende rapportering af overvågningsprogrammet inden for områderne: landovervågning, ferske vande, atmosfærisk nedfald til havet og marine områder.

Rapporten "Marine områder 2003 – Miljøtilstand og udvikling" er baseret på de regionale myndigheders data og rapportering fra overvågning af kystvande og fjorde, samt på DMU's og vore nabolandes overvågning af de mere åbne havområder. Rapporten forsøger at give en landsdækkende beskrivelse af miljøtilstanden og udviklingen i denne. Det må understreges, at der altid vil være lokale områder, hvor forholdene afviger fra det overordnede mønster. I de enkelte amtsrapporter (se kapitlet *Hvor kan jeg læse mere?*) findes fyldestgørende beskrivelser af havmiljøet i lokalområderne.

Rapporten er opdelt i 4 dele:

Del 1 "Miljø- og naturtilstanden i året der gik" indeholder korte afsnit, hvor der for en række ud-

valgte indikatorer beskrives hændelser, der adskiller sig fra normale mønstre. Fokus er i lighed med rapporterne for 2000, 2001 og 2002 flyttet fra basale forklaringer på almindelige fænomener til beskrivelse af, hvad der måtte have været af usædvanlige observationer.

Del 2 "Udviklingen i miljø- og naturtilstanden" beskriver udviklingen i de enkelte kvalitetselementer (indikatorer). Der er blevet fokuseret på at samle data i få og overskuelige indeks, som kan illustrere, hvorledes de enkelte indikatorer har udviklet sig gennem tiden. Udviklingen præsenteres både i rå indeks og desuden korrigeret for klimatiske variationer. Denne del af årets rapport viderefører tidligere års forsøg på at fjerne noget af den "støj", der måtte være forårsaget af naturlige variationer i de klimatiske forhold. Beskrivelser af de enkelte indeks og korrektionerne findes i *Bilag 1*, som er publiceret elektronisk sammen med nærværende rapport på net-adressen

<http://faglige-rapporter.dmu.dk>.

Del 3 "Tematisk rapportering" indeholder længere afsnit, hvor udvalgte problemstillinger er taget op til grundigere analyse. Årets 3 temaer omhandler:

- Miljøfremmede stoffer i det danske havmiljø
- Radioaktive stoffer i danske farvande
- Fra Vandmiljøplaner til vandområdeplaner og indsatsprogrammer

Det førstnævnte tema fokuserer på den tidlige udvikling i koncentrationerne af udvalgte miljøfarlige stoffer i de danske farvande, specielt i biota og sedimenter. Det andet tema præsenterer og diskuterer overvågningsresultater om forekomst af radioaktive stoffer i de danske og tilstødende farvande. Det tredje tema forsøger med udgangspunkt i data fra overvågningsprogrammet at eftervise, om vandmiljøplanernes reduktionsindsats er tilstrækkelig til at opfylde Vandrammedirektivet, eller om vandmiljøplanerne på sigt skal følges op af yderligere regionale tiltag, for at de miljømål, som følger af Vandrammedirektivet, kan blive opfyldt i et normal-år.

Del 4 "Sammenfatning og konklusioner" giver en kondenseret beskrivelse af tilstanden og udviklingen samt en kortfattet redegørelse for, om miljømålsætningerne for de forskellige farvandsområder er opfyldt.

I årets rapport er Del 1 (Miljø- og naturtilstanden i året der gik) og Del 4 (Sammenfatning og konklusioner) og i et vist omfang også Del 2 (Tilstand og udvikling i miljø- og naturtilstanden) forsøgt skrevet i et sprog, så de kan læses af personer med en

almindelig interesse for miljø- og naturforholdene i de danske farvande. Rapporten er desuden suppleret med en ordliste over fagudtryk og en oversigt over andre rapporter mv. om hav- og vandmiljøet i Danmark og landene omkring Østersøen og Nordsøen.

Rapporten "Marine områder 2003 - Miljøtilstand og udvikling" er udarbejdet af en lang række af de personer, som er tilknyttet Miljøministeriets Marine Fagdatacenter (M-FDC) ved Danmarks Miljøundersøgelser Afdeling for Marin Økologi (MAR). Medarbejdere fra afdelingerne for hhv. Atmosfærisk Miljø (ATMI) og Ferskvandsøkologi (FEVØ) har bidraget til rapporten. Desuden har Sven P. Nielsen fra Forskningscenter Risø bidraget til rapporten med temaet om radioaktive stoffer. Endelig har Jens Brøgger Jensen fra Miljøstyrelsens vandenhed og Harley Bundgaard Madsen fra Fyns Amt bidraget til temaet om vandområdeplaner og indsatsprogrammer.

English Summary er udarbejdet af Gunni Ærtebjerg og Daniel Conley. Forord, introduktionerne til del 2, 3 og 4 samt afsnittene 'Ordliste' og 'Hvor kan jeg læse mere?' er udarbejdet af Jesper H. Andersen og Gunni Ærtebjerg.

Mere detaljerede oplysninger om, hvem der har skrevet de enkelte kapitler eller bidraget hertil, fremgår af oversigten til højre herfor.

Et udkast til rapport har været sendt i høring hos de øvrige involverede i det marine overvågningsprogram, dvs. amterne, Bornholms Regionskommune og Københavns Kommune samt hos Miljøstyrelsen, Skov- og Naturstyrelsen og fagdatacenterne for Stofudvaskning fra Dyrkede Arealer, Grundvand, Ferskvand, Hydrometri, Luftkvalitet og Hydrologiske Punktkilder. Rapporten har desuden været underkastet et eksternt fagligt review af Benni W. Hansen, Institut for Biologi og Kemi, Roskilde Universitetscenter (RUC). De indkomne bemærkninger til udkastet til rapporten er vurderet af M-FDC og er i stort omfang indarbejdet i den endelige rapport.

M-FDC ønsker at takke lektor, Ph.D. Benni W. Hansen, Institut for Biologi og Kemi, RUC for faglig kommentering af rapporten. M-FDC takker desuden de regionale myndigheder og Københavns Kommune for i) en høj gennemførelsesprocent i forhold til det aftalte prøvetagningsprogram, ii) dataoverførsel, iii) rapportering, samt iv) kommentering af rapporten. Endelig takkes Vandenheden i Miljøstyrelsen for at stille data om klapning, olieindsmurte fugle og udledninger mv. fra offshore-industrien til rådighed.

Kapitel	Forfatter(e)
1. Indledning	Jesper H. Andersen, MAR Gunn Ærtebjerg, MAR
Del 1	
2. Beskrivelse af hvordan 2003 afveg fra et normalår	Gunn Ærtebjerg, MAR
Del 2	
3. Klimatiske forhold	Trine Christiansen, MAR
4. Udvikling i landbaserede stoftilførsler	Niels Bering Ovesen, FEVØ
5. Nedfald fra atmosfæren	Thomas Ellermann, ATMI Carsten Ambelas Skjøth, ATMI
6. Retention og transport af næringsstoffer i fjorde	Karin Gustafsson, MAR Jørgen Bendtsen, MAR
7. Andre forureningskilder og påvirkninger	Jesper H. Andersen, MAR
8. Næringsstofkoncentrationer og ratio	Jacob Carstensen, MAR
9. Udvikling i plankton	Peter Henriksen, MAR Stiig Markager, MAR Torkel Gissel Nielsen, MAR
10. Iltforhold	Gunn Ærtebjerg, MAR Jacob Carstensen, MAR
11. Udvikling i bundvegetation	Tina Maria Greve, MAR Dorte Krause-Jensen, MAR Karsten Dahl, MAR
12. Udvikling i bundfauna	Jørgen L.S. Hansen, MAR Alf B. Josefson, MAR Jens Kjerulf Petersen, MAR
13. Sedimentkemi	Henrik Fossing, MAR Nils Risgaard-Petersen, MAR
14. Tungmetaller i muslinger, fisk og sediment	Martin M. Larsen, MAR Jakob Strand, MAR Ingela Dahllöf, MAR
15. Miljøfarlige stoffer i muslinger, fisk og sediment	Jakob Strand, MAR Martin M. Larsen, MAR Ingela Dahllöf, MAR
16. Biologiske effekter af TBT i havsnegle	Jakob Strand, MAR Martin M. Larsen, MAR Ingela Dahllöf, MAR
Del 3	
17. Analyse af udviklingen i koncentrationen af miljøfarlige stoffer i det danske havmiljø	Jakob Strand, MAR Martin Larsen, MAR Colin Stedmon, MAR
18. Radioaktive stoffer i danske farvande	Sven P. Nielsen, Forskningscenter Risø
19. Fra vandmiljøplaner til vandplaner og indsatsprogrammer – med kvælstof som eksempel	Jesper H. Andersen, MAR Jens Brøgger Jensen, MST Dorte Krause-Jensen, MAR Harley Bundgaard Madsen, Fyns Amt Bo Riemann, MAR
Del 4	
20. Tilstand og udvikling	Gunn Ærtebjerg, MAR
21. Målsætningsopfyldelse	Jesper H. Andersen, MAR
22. Konklusion	Gunn Ærtebjerg, MAR
Bilag 1	Jacob Carstensen, MAR Stiig Markager, MAR Martin Larsen, MAR
Bilag 2	Niels Bering Ovesen, FEVØ
Bilag 3	Jesper H. Andersen, MAR

Summary

Only a few of the investigated coastal areas and open waters in 2003 fulfilled the goal for the marine environment of being only weakly influenced by man's activities. Despite implementation of the Action Plans on the Aquatic Environment, the environmental conditions and nature conditions are still not markedly better. The reasons given are that it takes some years for the full effects of the Action Plans to be fulfilled through nutrient loading reductions to coastal areas, and that the period 1998-2002 was very wet and more nutrients were washed out than normal. There were positive developments in the pelagic environment with lower concentrations of nutrients and algae, although oxygen depletion is still present, and it reduces reestablishment of benthic organisms and possibly also eelgrass. Therefore, there should be lower nutrients to the Danish waters before we will have a better environment. In some coastal areas, TBT and other environmentally harmful substances are also a problem, which must be considered.

Year 2003

The year 2003 differed in many aspects from an average year. The most marked was the missing reoxygenation of the bottom during winter in many estuaries and coastal areas. Further, the weather was characterised by lower wind speeds, a warm summer and limited precipitation. Washout of nutrients from land was low because of the dry conditions and implementation of the Action Plans on the Aquatic Environment, and therefore nutrient concentrations in the marine environment were low. However, there was a relatively high amount of oxygen depletions in the inner waters. This was, of course, due to the lower than average winds and warm summer, but was possibly strengthened because of the extreme oxygen depletion in 2002. The very strong and broadly developed oxygen depletion during the fall of 2002 built up a large pool of reduced substances in bottom sediment, which should be reoxidized at a later date. The missing benthic animals in a large area of the Belt Sea and some estuaries (> 3,400 km²) could have slowed down the process of reoxygenation. The area with severe oxygen depletion in 2003 equalled and generally covered the area with missing benthic animals. The reductions in benthic animals reduced bioturbation and possibly hindered a normal reoxygenation of sediment in the winter, so it was an unusually large oxygen consumption the following year. Further, the reduction in benthic biomass (roughly 370,000 t) reduced the amount of organic material eaten and reduced the amount buried in the sediment, but was more quickly regenerated under oxygen depletion in the bottom near water and at the sediment surface than under normal conditions.

Nutrient loading

- Freshwater runoff in 2003 was 42% lower than in 2002 and 25% under average in 1989-2003. Nitrogen loading to coastal areas in 2003 was 48% lower than in 2002. Phosphorus loading was 43% smaller.

- Development of the actual nitrogen load in tons without respect to freshwater inflow shows that N loading during the period 1989 to 2003 has not been significantly reduced, except in the Sound, where loading is dominated by point sources.
- If one takes into account the variation in freshwater runoff, N and P loading to estuaries and coastal marine waters has been reduced by 43% and 81%, respectively, since 1989.
- The atmospheric nitrogen deposition to Danish waters has been reduced by ca. 20% since 1989.

Nutrient concentrations

- In 2003 nutrient concentrations in estuaries and coastal areas were the lowest compared to the period 1989-2003, partly because of the low freshwater inflow and implementation of the Action Plans on the Aquatic Environment.
- Concentrations of nitrogen in estuaries and coastal areas have been significantly reduced since the mid 1990s. In the open inner waters there has been a significant reduction in concentrations since 1989.
- Concentrations of phosphorus are at a stable level after a significant fall in the beginning of the 1990s.

Effects of nutrient loading

- From the early 1980s until 1993 increases in water clarity were observed and the concentrations and production of algae have decreased in estuaries and coastal areas. However, since 1993 there were no trends, possibly because P loading has not changed since 1993.
- In inner open water areas Secchi depth has increased since the end of the 1980s and the concentrations of algae have decreased.
- Concentrations of oxygen in bottom waters during the months of July-November decreased significantly throughout the last 27-30 years in the east Jutland estuaries and estuaries of Funen, including the Archipelago south of

Funen. In addition, oxygen concentrations in all of the open inner waters and in the Arkona Basin have been significantly reduced since the 1960s.

- Distribution of oxygen depletion in 2003 was smaller than in 2002, but ca. 1½ times larger than in 2001.
- The sediments in many estuaries and coastal areas were not reoxygenated in the last year, and their sediment burden of sulphide was markedly increased.
- Following oxygen depletion in 2002 and 2003 there was still a large area in estuaries and the Belt Sea where benthic fauna was strongly reduced.
- Along the open coast eelgrass grew to the same depth as in the previous years, but both the depth limit and percent coverage of the bottom has declined in estuaries through the period 1989-2003.
- The percent coverage of eutrophication tolerant algae at 1-2 m depth was reduced significantly since 1994. But there was more eutrophication tolerant algae in 2003 than in 2002.
- On stone reefs in the open Kattegat a similar percent coverage of algal vegetation was observed for the period 1994-2001.

Heavy metals, organic contaminants and xenobiotics

- The concentrations of heavy metals in mussels in 2003 were evaluated to generally lightly to moderately polluted. In sediments the biological effects of zinc, copper and mercury generally can not be ruled out.
- For lead and cadmium in sediments there is a risk for an effect in the Baltic Sea.
- The Danish estuaries and coastal areas were in 2003 polluted with TBT causing both imposex and intersex of bottom snails. The problem was largest in harbours, but was also present in many coastal areas, and among the most sensitive species also in the open waters.
- Generally the concentrations of PCB and PAH in mussels and sediments were at a level where the effects on the environment cannot be ruled out. The concentrations of other organic chlorine substances such as HCH and DDT were of no risk.

1 Indledning

Folketinget vedtog i foråret 1987 Vandmiljøplan I. Baggrunden var de voldsomme iltsvind i starten af 1980'erne, specielt i 1981 og 1986. Formålet med planen var at forbedre vandmiljøet i Danmark ved at reducere tilførslerne af kvælstof og fosfor i form af næringssalte og organisk stof. For kvælstofs vedkommende blev det besluttet at halvere de samlede tilførsler fra landbrug (markbidrag = udvaskning af gødning fra markerne, og gårdbidrag = udsivning og udslip af gylle fra gårdene), spildevandsrensplanlægning og industrier set i forhold til tilførslen i midten af 1980'erne. For fosfor blev det tilsvarende besluttet at reducere de samlede tilførsler med 80%, hvor landbrugsdelen dog alene omfattede gårdbidraget, da der var usikkerhed om omfanget af udvaskningen af fosfor fra markerne.

For at følge effekterne af disse tiltag vedtog Folketinget, at der samtidig skulle etableres et landsdækkende overvågningsprogram for en række fysiske, kemiske og biologiske variable (indikatorer), der i særlig grad mentes påvirket af vandmiljøets eutrofieringsgrad, dvs. mængden af kvælstof og fosfor i vandmiljøet. Det første overvågningsprogram blev gennemført i årene 1988-1997 (med en mindre revision i 1993), og resultaterne herfra viste, at de variable, man havde valgt i overvågningsprogrammet, generelt var gode til at beskrive betydningen af kvælstof og fosfor for vandmiljøets kvalitet og dermed også anvendelige til at dokumentere forbedringer som følge af Vandmiljøplan I.

Indholdet fra det gamle overvågningsprogram er i hovedtræk blevet videreført i det nye overvågningsprogram (kaldet NOVA-2003), som blev iværksat i 1998 (*Miljøstyrelsen 2000a*). I NOVA-programmet er der dog foretaget en række justeringer af den måde, hvorpå de enkelte variable måles, og nye variable er blevet tilføjet. Dette er sket dels på baggrund af erfaringerne fra det gamle måleprogram og dels på baggrund af den nyeste forskning, herunder resultater fra Havforskningsprogram 90 og Det Strategiske Miljøforskningsprogram. Der var desuden opstået den erkendelse, at der var behov for at kende de miljøfarlige stoffers (tungmetaller og organiske miljøfremmede stoffer) forekomst og skæbne i vandmiljøet. Disse stoffer blev derfor også en del af NOVA-2003.

Formålet med overvågningen

Formålet med overvågningen af havet er:

- at følge udviklingen i de fysiske-kemiske forhold, herunder hydrografiske forhold og iltsvind
- at følge udviklingen i forekomst og koncentration af næringsstoffer i vandfase og i sediment

- at følge udviklingen i biologiske forhold
- at opgøre transporterne af vand- og næringsstoffer i de danske farvande
- at opgøre forekomst og koncentration i biota, sediment og vandfase af miljøfarlige stoffer og
- at vurdere biologiske effekter af udvalgte miljøfarlige stoffer

Områder og prøvetagningsprogram

I NOVA-2003 er målestationerne i kystområderne opdelt i "repræsentative områder" og "typeområder", mens stationer i de åbne farvande er opdelt i "intensivstationer", "bøjestationer" og "ekstensivstationer". Overvågning har i perioden 1998-2003 fundet sted i eller på:

- 6 typeområder
- 32 repræsentative fjord- og kystområder
- 17 områder til overvågning af miljøfarlige stoffer
- 16 marine intensivstationer og 6 bøjestationer
- 26 pelagiske ekstensivstationer i de indre farvande og 50 ekstensivstationer i Nordsøen og Skagerrak
- 126 bundfaunastationer i de indre farvande
- 9 stenrev, hvor vegetationen overvåges

Overvågning i de forskellige områder og på de forskellige stationstyper er koncentreret om følgende 4 overordnede elementer: i) fysiske og kemiske forhold i vandsøjlen, ii) fysiske og kemiske forhold i sediment, iii) hydrografi og massebalance og iv) biologiske forhold. Overvågningen af miljøfarlige stoffer finder sted i både biota, sediment og vandfasen. *Figur 1.1A-C* viser placeringen af stationer, hvor de forskellige typer målinger, som ligger til grund for årets rapport, er foretaget.

Dataoverførsel og rapportering

Data fra de af amterne gennemførte undersøgelser skal være indberettet til Det Marine Fagdatacenter (M-FDC) den 1. juni. M-FDC har indgået en række frivillige aftaler med amterne om tidligere og løbende overførsel af data. Disse aftaler har betydet, at hovedparten af data har været overført, kvalitetssikret og indlagt i M-FDC's database (MADS) i god tid inden den 1. juni.

Data vurderes og rapporteres på 3 niveauer:

- de regionale myndigheder rapporterer særskilt resultaterne af den gennemførte overvågning – se afsnittet 'Hvor kan jeg læse mere?'
- der udarbejdes en sammenfattende landsdækkende havrapport om tilstand og udvikling i

miljø- og naturforholdene i de danske farvande (nærværende rapport)

- de overordnede resultater og konklusioner fra de forskellige delprogrammer indgår i den faglige sammenfatning 'Vandmiljø 2004' (Andersen et al. 2004).

Formålet med rapporteringen

Dette års landsdækkende havrapport har til formål: i) at beskrive tilstanden og udviklingen i miljø- og naturforholdene, ii) at gøre rede for transporterne af næringsstoffer i de danske farvande og iii) at vurdere, om de fastsatte kvalitetsmål for vandmiljøet er opfyldt.

At beskrive tilstand og udvikling er efterhånden rutine. Sådanne vurderinger er udarbejdet hvert år siden 1990. Indikatorerne for den aktuelle tilstand og udviklingen heri har i stort omfang været de samme gennem årene, da de er vurderet at have den fornødne robusthed. Indikatorerne fokuserer på forekomst og effekter af forurenende stoffer, først og fremmest på næringsstoffer og miljøfarlige stoffer.

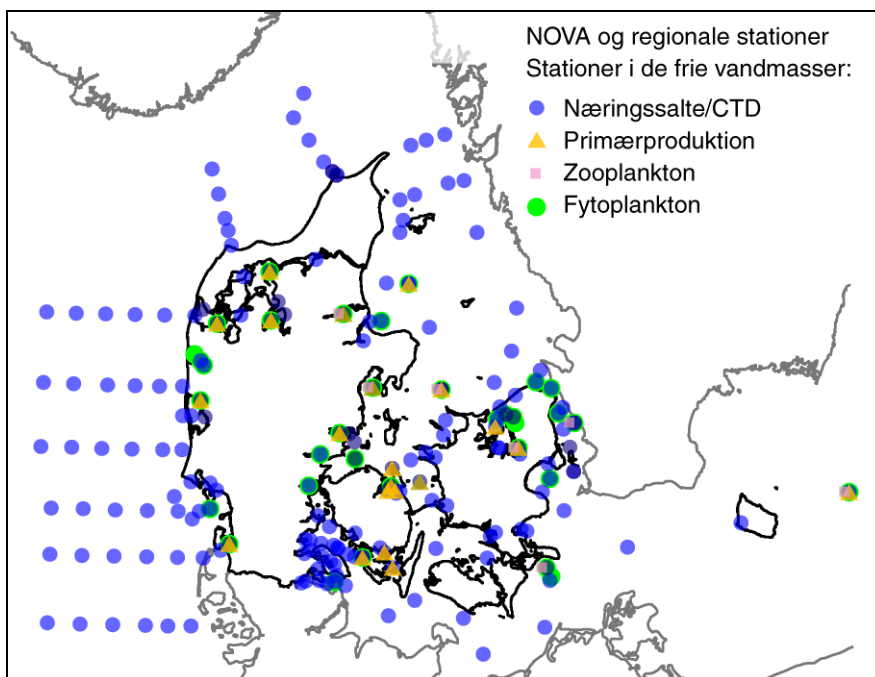
Udvekslingen af vand og stof med de havområder, som grænser op til Danmark, er vigtig for at forstå betydningen af lokale kilder og eksterne kilder. I regi af NOVA-programmet har der i perioden 1998-2001 været udført beregninger af vand- og stoftransporterne i de danske farvande. Denne akti-

vitet er imidlertid bragt til ophør i 2002 som følge af besparelser. Det har den umiddelbare konsekvens, at årets rapport alene indeholder en kortfattet beskrivelse af vandtransporterne (se *Del 1*), samt transport af næringsstoffer fra en række fjorde til åbne farvande (se *kapitel 6*). De detaljerede beregninger af stoftransporterne mv. mellem åbne farvande forventes genoptaget fra og med 2004 som en del af det nye overvågningsprogram NOVANA. Fokus vil først og fremmest være på de enkelte år i NOVANA-programmet (2004-2009), men der arbejdes på at 'genberegne' alle NOVA-år.

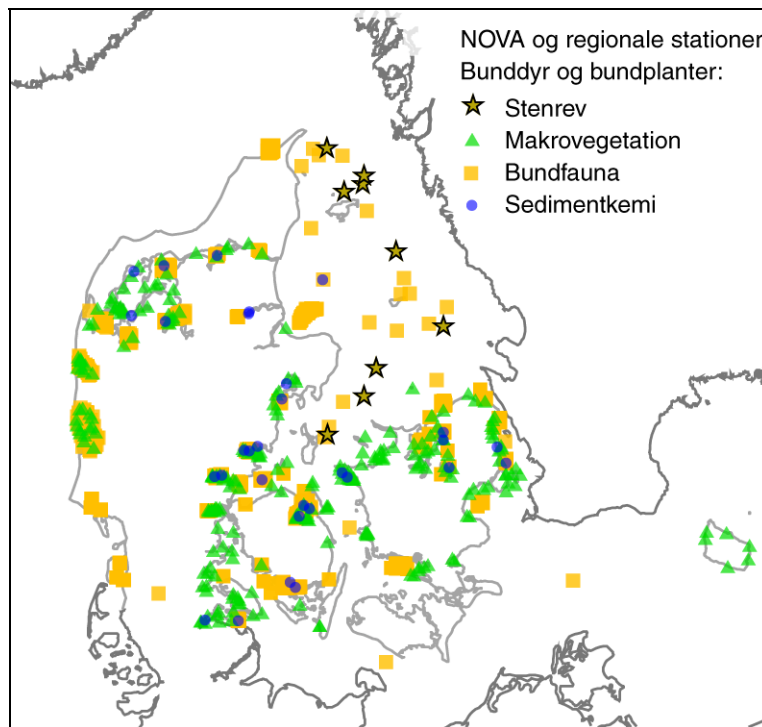
Det er selvsagt vigtigt at vide, om udviklingen går i den rigtige retning. Det er imidlertid lige så vigtigt at vide, om de politisk fastsatte mål for miljøkvaliteten er opfyldt, og om miljøtilstanden er langt fra de fastsatte mål. Årets havrapport indeholder derfor en samlet oversigt over opfyldelsen af de regionale myndigheders målsætninger i de forskellige kystvande. En tilsvarende vurdering er udarbejdet for de åbne farvande (se *kapitel 21* og *Bilag 3*).

Hvor kan jeg læse mere?

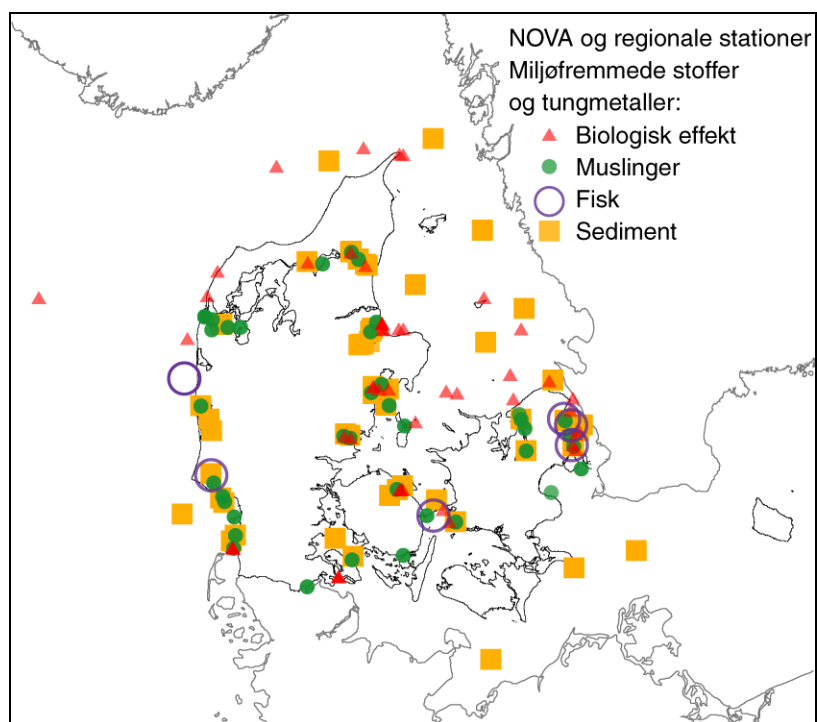
Denne rapport sammenfatter marine overvågningsaktiviteter, der udregnet som årlige udgifter løber op i mere end 60 mio. kr. En rapport på ca. 100 sider kan derfor af gode grunde ikke indeholde al den indsamlede information. Den interesse-rede læser er derfor henvist til andre kilder (se afsnittet '*Hvor kan jeg læse mere?*').



Figur 1.1A Pelagiske prøvetagningsstationer, hvorfra data er anvendt i denne rapport.



Figur 1.1B Bentske prøvetagningsstationer og områder, hvorfra data er anvendt i denne rapport.



Figur 1.1C Prøvetagningsstationer og områder, hvorfra data for tungmetaller, miljøfremmede stoffer og biologiske effekter er anvendt i denne rapport.

[tom side]

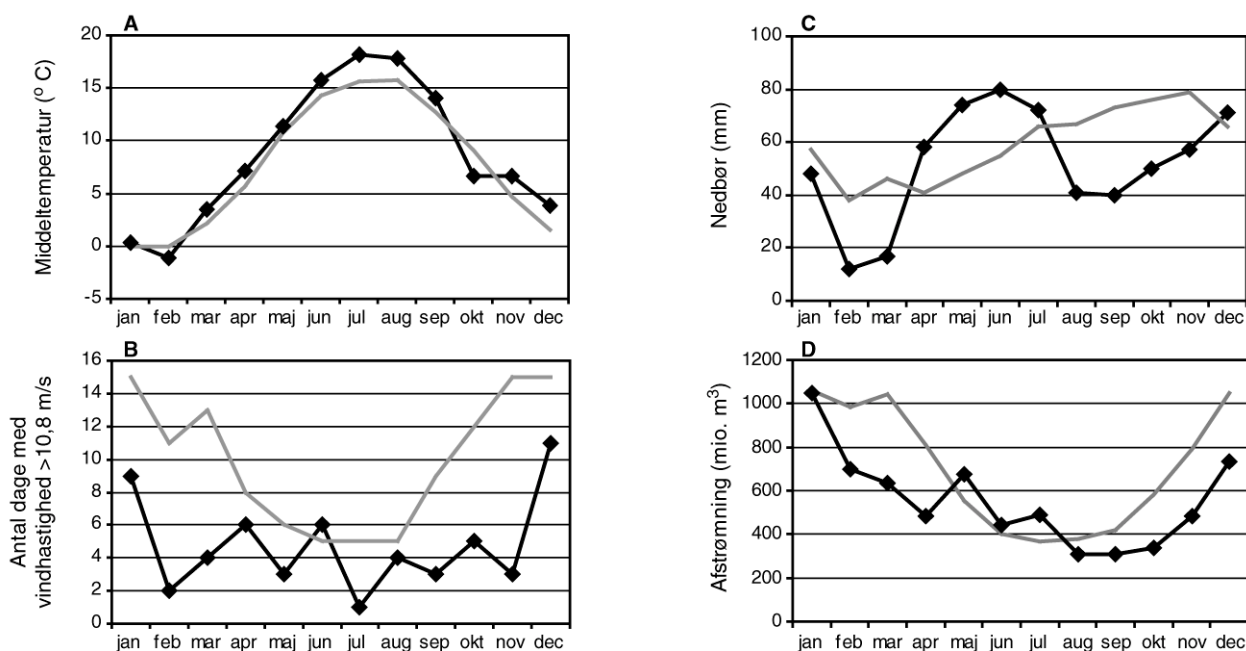
2 Beskrivelse af hvordan 2003 afveg fra et normalår

Året 2003 afveg på flere områder fra et gennemsnitsår. Mest markant var den manglende geniltning af havbunden om vinteren i mange fjorde og kystvande. Desuden var vejret karakteriseret af mangel på kraftig blæst, en varm sommer og lille nedbørsmængde. Udvaskningen af næringssalte fra land var lille pga. den begrænsede nedbør og som følge af vandmiljøplanerne, hvilket resulterede i lave næringsstofkoncentrationer i havmiljøet. Alligevel var der et relativt omfattende iltsvind i de indre farvande. Dette skyldes sandsynligvis især den manglende vind og den varme sommer, og kan være forstærket af det ekstreme iltsvind i 2002. Det meget kraftige og langvarige iltsvind i efteråret 2002 opbyggede en stor pulje af reducerede forbindelser (iltgæld) i havbunden, som efterfølgende skulle iltes, og skadede eller udslettede bunddyrene i et mindst 3.400 km² stort område af Bælthavet og de østjyske fjorde. Dette område svarede til og var generelt sammenfaldende med udbredelsen af kraftigt iltsvind i efteråret 2003. De manglende bunddyr (ca. 370.000 t) til at rode rundt i havbunden (bioturbation) forsinkede en normal geniltning af sedimenterne om vinteren, så der blev et unormalt stort iltforbrug i resten af 2003. Desuden vil nyt nedfaldende organisk materiale

ikke blive ædt eller begravet i sedimentet, men i stedet blive hurtigere omsat under iltforbrug på sedimentets overflade. Derfor udvikles iltsvind hurtigere i områder uden bunddyr end under normale forhold.

Klima

I år 2003 var årsmiddeltemperaturen på 8,7° C for hele Danmark, dvs. 1,0° C højere end gennemsnittet for 1961-1990, og dermed har 14 ud af de sidste 16 år haft en højere middeltemperatur end perioden 1961-1990 (Cappelen & Jørgensen 2004). Især var sommeren varmere end normalt (figur 2.1A). Vindhastighederne var generelt lavere end normalt, og der var væsentligt færre ekstreme vindhændelser end i et normalår (figur 2.1B). Den fremherskende vindretning over året var dog som normalt fra sydvest. Det blev med 630 mm nedbør (figur 2.1C) et relativt tørt år (Cappelen & Jørgensen 2004), især pga. lav nedbør i første, tredje og fjerde kvartal. Den lave nedbør medførte en usædvanlig lav ferskvandsafstrømning. Især var afstrømningen lav i perioderne februar-april og august-december (figur 2.1D).



Figur 2.1 Årsvariation i 2003 (sorte kurver) i A) temperatur, B) hyppighed af vindhændelser med hastigheder over hård vind, C) nedbør og D) ferskvandsafstrømning til de indre farvande sammenlignet med normaler (grå kurver) for perioden 1961-90. Cappelen & Jørgensen (2004) og DMU.

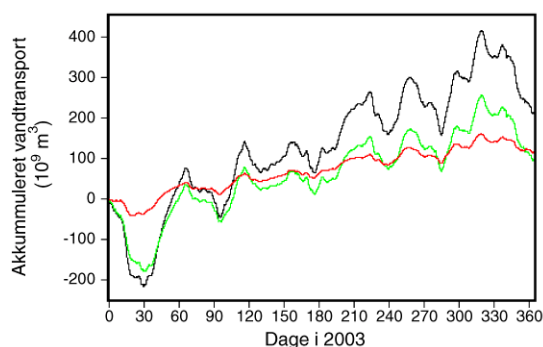
Hydrografi

I starten af 2003 var der en kraftig indstrømning til Østersøen, der ifølge modelberegninger fra DHI's "Vandudsigt" medførte, at mere end 200 km³ vand var transporteret ind i Østersøområdet ved udgangen af januar måned (figur 2.2). Den efterfølgende udstrømning varede hele februar måned. Frem til juli (dag 180) var der intet usædvanligt at se i den akkumulerede vandtransport. Fra juli måned til midten af december var der generelt udstrømmende vand igennem de to snit ved hhv. Drogden og Gedser-Darss, afbrudt af to korte perioder med en netto indstrømning i henholdsvis august og september.

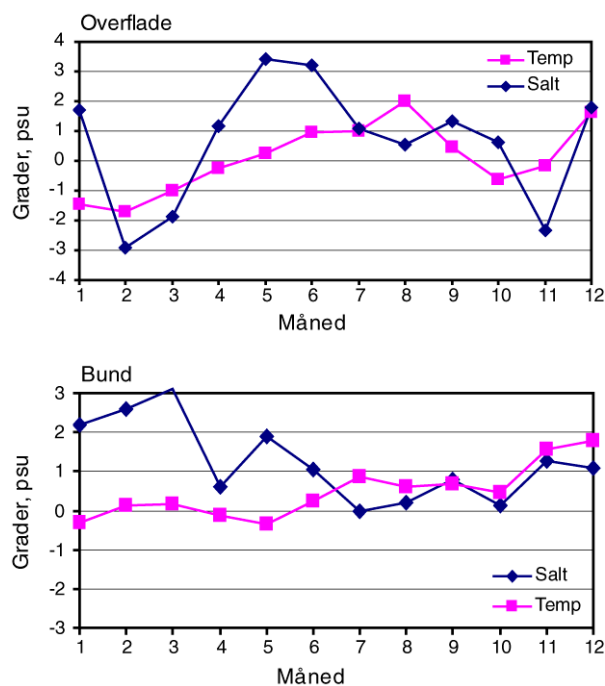
Den høje sommertemperatur medførte 1-2° C højere temperatur end normalt (middel 1990-2002) i overfladelaget i Bælthavet i juni-september, og ½-1° C højere temperatur i bundvandet i juli-oktober. Saliniteten i overfladen af Bælthavet var generelt højere end normalt, undtagen i februar-marts og november, hvor der var kraftige udstrømninger fra Østersøen. Også i bundvandet i Bælthavet var saliniteten generelt højere end normalt, især i første halvår af 2003 og i november-december (figur 2.3), hvilket indikerer manglende blanding af vandmasserne pga. den lave vindenergi.

Stoftilførsler fra land

Ferskvandsafstrømningen var i 2003 på 10.700 mio. m³ (248 mm), hvilket er ca. 25% under normalen for 1971-2000. Stofftilførslen til kystområder via vandløb og direkte spildevandsudledninger, inklusivt havbrug, var i 2003: 47.900 tons kvælstof, 1.580 tons fosfor og 24.400 tons BOD₅ (Bilag 2). Kvælstoftilførslerne i 2003 var dermed 48% mindre end i 2002, og tilsvarende var fosfor- og BOD₅-tilførslerne hhv. 43% og 37% mindre. Variationerne

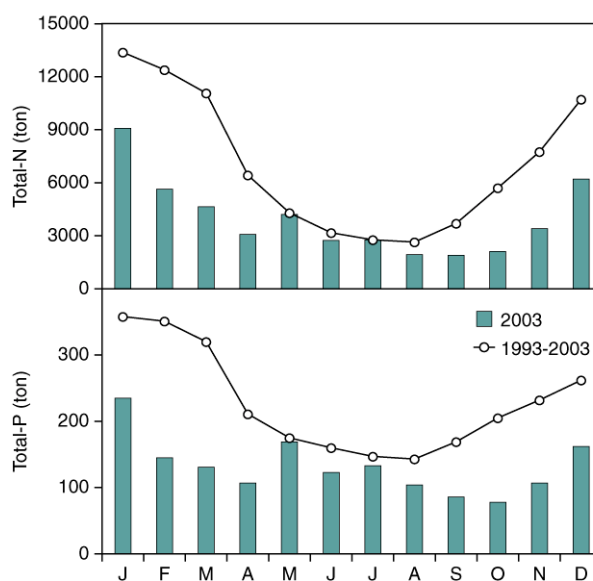


Figur 2.2 Akkumuleret vandtransport igennem henholdsvis Øresund ved et snit ved Drogden tærskelen (rød) og Femer Bælt ved et snit ved Darss tærskelen (grøn), samt den samlede transport igennem de to snit (sort). Transporter ud af Østersøen er angivet som positive i enheder af km³. Modelberegninger fra DHI's Vandudsigt 2003, DHI - Institut for Vand og Miljø.



Figur 2.3 Indeks for afvigelser i temperatur og salinitet ved henholdsvis overfladen (øverst) og bunden (nederst) i det åbne Bælthav og Øresund i 2003 i forhold til middel for perioden 1990-2002. Indekset er middel af de intensive havstationer: 431 Ven, 925 Gniben, 170006 Århus Bugt, 6870 nordlige Lillebælt, 6700053 Storebælt og 6300043 sydlige Lillebælt.

i stoftilførslerne over året (figur 2.4) afveg meget fra normalt, idet månederne januar til april og september til december havde meget lave tilførsler, hvorimod sommerperioden (maj til august) var nær det normale.



Figur 2.4 Månedstilførsel af kvælstof (N) og fosfor (P) via vandløb og direkte spildevandsudledninger i 2003 sammenlignet med midlerne for perioden 1993-2003.

Kvælstofdeposition fra atmosfæren

Kvælstofdepositionen fra atmosfæren til de danske farvande blev for 2003 vha. af modeller beregnet til 124.000 tons, hvilket er et lidt højere niveau end i 2001 og 2002 (Ellermann *et al.* 2003). Målingerne ved målestationerne viste lavere deposition i 2003 end i 2002, hvilket hovedsageligt skyldes en mindre nedbørsmængde. Målingerne viste stor variation i depositionen mellem månederne og mellem målestationerne. Ved Keldsnor målt den højeste deposition i maj og juni, mens den største deposition ved Anholt faldt i september. Af de 124.000 tons stammede ca. 12% fra Danmark, men der var stor forskel mellem havområderne. Den største danske andel forekom i det nordlige Bælthav (23%), Lillebælt, Kattegat og Skagerrak (20%) og den mindste i Nordsøen (7%).

Næringsstofkoncentrationer

Da både kvælstof- og fosforkoncentrationerne har været faldende siden midten af 1990'erne, ville niveauerne for 2003 forventelig være lavere end langtidsmidlerne (1989-2002). Kvælstofkoncentrationerne i overfladevandet af fjorde, kystnære og åbne farvande var dog usædvanlig lave i 2003 sammenlignet med de nærmeste år, hvilket skyldes den lave ferskvandsafstrømning. Fosforkoncentrationerne i overfladevandet var også lavere end langtidsmidlerne (1989-2002), men afveg ikke væsentligt fra niveauerne i de foregående år. I bundvandet for de indre åbne farvande var tendensen for DIN og DIP den samme som for overfladelaget frem til august måned, hvorefter de uorganiske næringsstofkoncentrationer steg til niveau med langtidsmidlerne. Stigningen i DIN og DIP i bundvandet i august og september tilskrives en stor frigivelse fra sedimenterne under iltsvindet. DSi-koncentrationerne i 2003 var lavere end langtidsmidlerne, specielt i forårs månederne, men steg til normalt niveau i bundvandet i august og september. Året var derfor karakteriseret ved generelt lave næringsstofkoncentrationer med stigende niveauer for de uorganiske næringsstoffer (DIN, DIP og DSi) i bundvandet i august og september, forårsaget af det udbredte iltsvind.

I februar blev der observeret en vandmasse i det nordligste Kattegat, som sandsynligvis stammede fra Den jyske Kyststrøm. Vandmassen fandtes på 20-30 m dybde med DIN-koncentrationer omkring $200 \mu\text{g l}^{-1}$ ved saliniteter omkring 32-33. Men DIN-koncentrationen i det jyske kyststrømsvand var i 2003 væsentlig lavere i forhold til tidligere år med koncentrationer over $300 \mu\text{g l}^{-1}$. Til sammenligning er det normale DIN-niveau i de øvrige vandmasser i området omkring $150 \mu\text{g l}^{-1}$. Vandmassen med de svagt forhøjede DIN-koncentrationer kunne i marts spores til Fladen i det nordøstlige Kattegat i

dybden 20-30 m, men denne vandmasse blev ikke observeret længere inde i de indre danske farvande. Den jyske Kyststrøm har derfor i 2003 sandsynligvis kun bidraget med lidt bioaktivt kvælstof til overfladelaget i det nordlige Kattegat.

Planteplankton

I 2003 udviklede planteplanktonet sig overordnet som normalt. I de fleste områder kom forårsopblomstringen allerede i februar, og ved den jyske vestkyst i marts. Generelt var biomassen af planteplankton i forårsopblomstringen større end normalt, mens produktion, klorofyl og kulstofbiomasse om sommeren i de fleste områder var lavere og sigt dybden større end normalt. Ved den jyske vestkyst var der bemærkelsesværdigt beskedne forekomster af morildsalgen *Noctiluca scintillans*, den skumdannende *Phaeocystis* og kiselalgen *Pseudo-nitzschia delicatissima*, der alle indtil 2001 typisk forekom i meget store mængder.

Potentielt giftige arter var til stede i alle områder, og specielt i den sydlige del af Lillebælt, Langelandsund og området nord for Fyn var der i perioder meget store forekomster af *Dinophysis*. Denne slægt af furealger er kendt for at producere giftstoffer, der kan give diarréfremkaldende skaldyrsforgiftning ved indtagelse af muslinger, der har ophobet giftstofferne. De høje koncentrationer af *Dinophysis* førte til, at Fødevarerdirektoratet i perioder lukkede kommercielt muslingefiskeri i disse områder og udsendte advarsler til private om indsamling af muslinger fra de pågældende områder.

Flere arter af kiselalgeslægten *Pseudo-nitzschia* forekom i perioder i koncentrationer større end den grænseværdi, der kan medføre skærpet overvågning eller lukning af kommercielt muslingefiskeri pga. muligheden for ophobning af giftstoffer, der kan forårsage alvorlige forgiftninger med bl.a. hukkommelsesteb. I de fleste tilfælde var grænseværdierne overskredet inden for perioden august-oktober, men i nogle områder allerede så tidligt som april (Hevring Bugt) eller maj (Århus Bugt).

Zooplankton

Sæsonudviklingen i zooplanktonsamfundene fulgte de overordnede mønstre, som tidligere er observeret i de danske farvande (Ærtebjerg *et al.* 1998, Markager *et al.* 1999). På de åbne dybere stationer (Gniben, Hjelm Bugt og ved Ven) observeredes et maksimum i biomassen af det encellede mikrozooplankton (ciliater og de heterotrofe dinoflagellater) i det tidlige forår i forbindelse med forårsopblomstringen. I takt med etableringen af lagdelingen og opbygningen af vandloppepopulationen, reduceredes biomassen af det encellede zooplankton, og mesozooplankton udgjorde den væsentligste del af

biomassen i sommer- og efterårsperioden. Udviklingen i zooplanktonet i de lavvandede og vindpåvirkede fjordsystemer med store bestande af muslinger (Ringkøbing Fjord, Roskilde Fjord og Limfjorden) var langt mere uregelmæssig med flere maksima af både mikro- og mesozooplankton i løbet af sæsonen. Den svage lagdeling af vandsøjlen gør, at vinden hyppigt opblander vandsøjlen. Her ved realiseres muslingernes store græsningspotentiale (se kapitel 12), hvorved en væsentlig del af både fyto- og zooplankton græsses.

En ny art, nemlig dafnien *Penilia avirostris*, er indvandret syd fra og har nu tilsyneladende etableret sig i vore farvande. Det er vigtigt fremover at følge dens videre udbredelse og eventuelle effekter på de planktonsamfund, hvori den etableres.

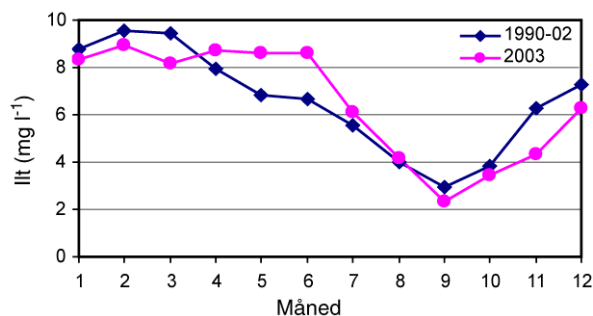
Iltforhold

Iltsvind og kraftigt iltsvind var i 2003 langt mindre udbredt og mere kortvarigt end under det exceptionelle iltsvind i 2002. Sammenlignet med 2001, der kan betragtes som et middelår mht. iltsvind, dækkede iltsvindet i 2003 dog næsten 1½ gange større arealer. Især var iltsvindet mere udbredt i Bælthavet og det sydlige Kattegat, med det kraftigste og længstvarende iltsvind i det sydlige Lillebælt område og Flensborg Fjord. I Øresund og Limfjorden var udbredelsen af iltsvind i 2003 omtrent den samme som i 2001.

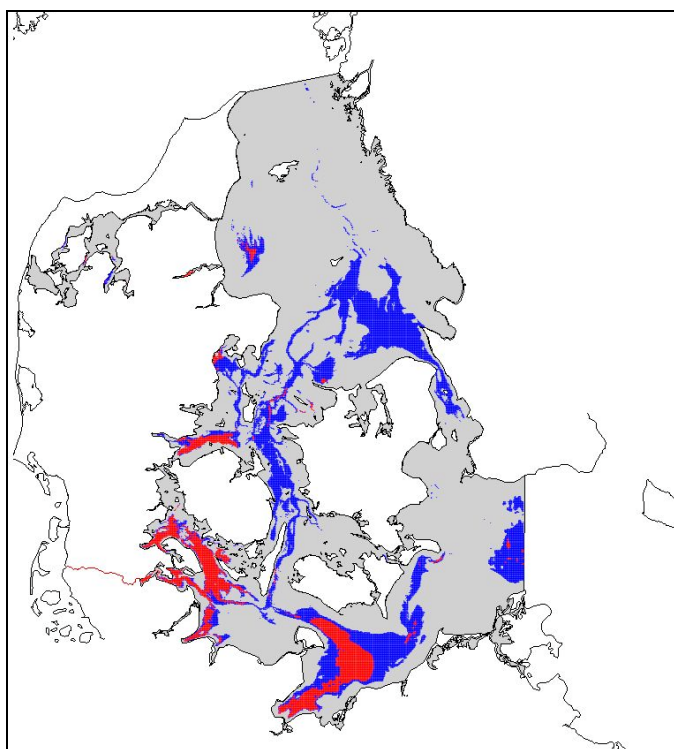
Iltindholdet ved bunden i Bælthavet og Øresund var relativt højt i første halvår af 2003. I månederne maj-juni var iltkoncentrationen næsten 2 mg l⁻¹ højere end de tilsvarende månedsmidler for perioden

1990-2002. Men gennem månederne juli-september faldt iltindholdet kraftigt, og nåede i september under middel (figur 2.5). Dette medførte, at der midt i september var udbredte iltsvind (<4 mg l⁻¹) i Ålborg Bugt, det sydlige Kattegat, Øresund, Bælthavet og Arkonahavet, samt kraftigt iltsvind (<2 mg l⁻¹) især det nordlige og sydlige Lillebælt og Femer Bælt (figur 2.6). Gennem oktober-december steg iltindholdet i bundvandet igen, men forblev generelt under gennemsnittet året ud.

Iltindholdet ved bunden i det sydlige Lillebælt afveg fra det generelle mønster, idet iltkoncentrationen faldt jævnt allerede fra marts, og i september var der næsten iltfrit ved bunden. I perioden oktober-december forblev iltkoncentrationen nede omkring 2 mg l⁻¹. Det vil sige, der var iltsvind eller kraftigt iltsvind i ca. 4½ måned i august-december i det sydlige Lillebælt.



Figur 2.5 Indeks for iltkoncentrationen ved bunden i det åbne Bælthav og Øresund i 2003 sammenlignet med middel for perioden 1990-2002. Indekset er middel af de intensive havstationer: 431 Ven, 925 Gniben, 170006 Århus Bugt, 6870 nordlige Lillebælt, 6700053 Storebælt og 6300043 sydlige Lillebælt.



Figur 2.6 Den største udbredelse af iltsvind (<4 mg l⁻¹, blå område) og kraftigt iltsvind (<2 mg l⁻¹, rødt område) blev i 2003 observeret i uge 38 (15.-21. september). Iltsvind dækkede da et område på ca. 10.000 km² og kraftigt iltsvind ca. 2.200 km², eksklusivt Arkonahavet.

Sedimentkemi

I løbet af de seneste 4 år er sedimentets sundhedstilstand (udtrykt ved dets svovlbrintebufferkapacitet, SBK) i de danske fjorde og kystnære områder blevet gradvist dårligere betragtet som gennemsnit. Alene i løbet af det seneste år har der været et signifikant fald i SBK, både i målinger fra foråret og målinger fra efteråret på hhv. 31% og på 57%. Med andre ord er havbundens potentiale for at tilbageholde det giftige svovlbrinte blevet signifikant reduceret, hvilket især tilskrives de omfattende iltsvind, der har kendetegnet de senere år.

Bundvegetation

Ålegræs

Der var ingen markante ændringer i ålegræssets dybdegrænse fra 2002 til 2003. Som gennemsnit var inderfjordenes dybdegrænse i 2003 lidt dybere end i 2002, men stadig lav i forhold til tidligere. Yderst i fjordene og langs de åbne kyster lå landsgennemsnittet i 2003 på samme niveau som i 2002. Limfjorden, Isefjordens yderbredning, den nordlige del af Roskilde Fjord og Køge Bugt var blandt de områder, der udviste en positiv udvikling i dybdegrænsen i 2003, mens fx Horsens Fjord, Vejle inderfjord, Kalundborg Fjord, Odense Fjord og Fyns Hoved udviste en negativ udvikling.

Selvom det især er lyset, der styrer ålegræssets dybdegrænse, var det kun få områder, der viste signifikante sammenhænge mellem år til år ændringer i dybdegrænse og sigtddybden. Dette var blandt andet tilfældet i det sydlige Lillebælt, Ringkøbing og Nissum fjorde og i Limfjorden. Der var derimod ingen klar sammenhæng mellem sigtddybde og dybdegrænse i Horsens Fjord, hvor intensivt muslingskraberi kan være den primære årsag til, at dybdegrænsen er markant lavere end forventet i forhold til sigtddybden. I andre områder kan iltsvind i bundvandet evt. forhindre ålegræsset i at brede sig mod dybere vand.

Der var heller ingen markant udvikling fra 2002 til 2003 i ålegræssets dækningsgrad på landsplan, men tendens til reduceret dækningsgrad i flere områder (fx Kertinge Nor, det sydlige Lillebælt, Mariager Fjord, Nissum Fjord, Isefjord yderbredning og Korsør Nor). I Sejerøbugten, Det sydfynske Øhav og omkring Romsø var der derimod fremgang i dækningsgraden.

Makroalger

Mange amter rapporterede om flere eutrofieringsbetingede alger i 2003 sammenlignet med 2002. Det gjaldt både for fjordene og de åbne kyster (eksempelvis Sejerø Bugt, Kalundborg Fjord, Korsør Nor, Mariager inderfjord, Kertinge Nor, Køge Bugt, Romsø og Vadehavet). Der var dog også om-

råder, hvor mængden af eutrofieringsbetingede alger var reduceret fra 2002 til 2003 (eksempelvis Nissum Fjord, den sydlige del af Roskilde Fjord på dybder >1 m og Seden Strand). Antallet af makroalgearter var relativt højt i 2003 – specielt i fjordene. 2003 var desuden præget af relativt store mængder eutrofieringsbetingede alger.

Vegetationsforholdene på de dybvandede stenrev i Kattegat var i 2003 ikke signifikant bedre end gennemsnittet for perioden 1994-2001. Forholdene i det centrale Kattegat syntes væsentlig bedre end i den nordvestlige del, der påvirkes af Den jyske Kyststrøm.

Bundfauna

I 2003 var iltforsvindelene dårlige, om end væsentlig bedre end tilfældet var i 2002. Hvor skaderne på bundfaunaen blev vurderet til at dække et areal på 3.400 km² i 2002, så viser samme empiriske model, at skaderne forårsaget af iltsvindet 2003 dækkede et areal på ca. 640 km². Til sammenligning var det skadede areal i 2001 ca. 340 km². I 2003 var der en tydelig sammenhæng mellem forekomst af iltsvind året forinden og størrelsen af ændringerne i bunddyrsamfundene. I de områder, der ikke var ramt af iltsvind i 2002, adskilte faunasamfundene sig således ikke fra de tidligere år, mens der i de områder, der var ramt af iltsvind i 2002, var sket en ændring, som skyldes reduktion af bestandene i 2002, som i nogen udstrækning var blevet erstattet med nye individer med en anden artsammensætning. I Århus Bugt, Karrebæksminde Bugt, Hevring Bugt, Nordlige Lillebælt og Vejle fjord var der således tale om forholdsvis store ændringer i samfundene. I flere af de områder, hvor faunaen var fjernet helt eller delvist, var det pebermuslingen *Abra alba*, der dominerede de nyetablerede samfund fx i Karrebæksminde Bugt. Da denne art samtidig er følsom for iltsvind, optræder den derfor som en meget betydende art, når det gælder ændringer i samfundsstrukturen som følge af iltsvind. (Det bør dog bemærkes, at arten ikke er nogen entydig indikator for iltsvind – da tætte bestande kan forsvinde spontant pga. en maksimal levealder på ca. 1,5-2 år). I det Sydlige Lillebælt, hvor faunaen var næsten helt forsvundet, skete der ligeledes en genindvandring i løbet af 2003. Disse populationer blev imidlertid slået ud igen af iltsvindet i 2003. I de dele af de åbne farvande, hvor der ikke var iltsvind i 2002, skete der en svag stigning i biomassen.

Miljøfarlige stoffer

Tungmetaller

I 2003 er der for anden gang i programperioden målt tungmetaller i sedimenter. Koncentrationsniveauerne af især cadmium og bly er i nogle områ-

der så høje, at de udgør en risiko for effekter på følsomme organismer. Især i Østersøen og Vadehavet forekommer høje koncentrationer i sedimentet, men for de fleste områder kan det ikke udelukkes, at de fleste metaller kan medføre effekter på de mest følsomme arter.

Koncentrationerne af kobber i muslinger var i 2003 noget højere end sædvanligt i mange områder, men det er fortsat sandmuslinger fra Ringkøbing Fjord, der har de højeste indhold af nikkel og kobber. Forureningsniveauet for nikkel er her moderat, og for kobber er det over grænsen for stærkt forurenat. Øresund er fortsat området med de højeste cadmium-, kviksølv- og blykoncentrationer. Her er kviksølv og cadmium på grænsen til markant forurenat, mens bly stadig kun er ubetydeligt til lidt forurenat.

Miljøfremmede stoffer

Især antibegroningsmidlet tributyltin TBT forekommer i så høje koncentrationsniveauer, at der er en markant risiko for effekter på de mest følsomme arter i økosystemet i de danske kystvande. Generelt er koncentrationerne af PCB, DDT og de andre organoklor-forbindelser mindre bekymrende, men stadig på et niveau så effekter ikke kan udelukkes.

Mht. tjærestofferne PAH i muslinger så forekommer især det 4-ringede stof anthracen i et niveau, der kan udgøre en risiko for miljøet. Derimod i sediment forekommer både 2-, 3-, 4- og 5-ringede PAH'er i niveauer, hvor effekter ikke kan udelukkes. I 2003 er der for anden gang i overvågningsprogrammet NOVA-2003 målt for miljøfremmede stoffer i sediment, her iblandt også for plastblødgøreren diethylhexylphthalat (DEHP) og detergenter nonylphenol. Der findes ikke grænseværdier for disse stoffer, og det har derfor ikke været muligt at vurdere risikoen ved de fundne niveauer.

Biologiske effekter af TBT i havsnegle

Imposex og intersex er i 2003 stadig udbredte fænomener i 5 undersøgte arter af havsnegle som tegn på hormonforstyrrelser forårsaget af TBT. Især tæt på havne er niveauerne højest, men også i de åbne farvande forefindes im-po- og intersex. Sammenlignet med tidligere år synes der i Nordsøen og Skagerrak at være sket et vist fald i niveauet af imposex i rødskonk, hvorimod der er sket en stigning i niveauet af imposex i dværgkonk i Hevring Bugt i Kattegat. To amter har også undersøgt snegle indsamlet på klappladser, men uden at finde væsentligt forhøjede niveauer af imposex.

Del 2 – Tilstand og udvikling i miljø- og naturtilstanden

NOVA-programmet skal kunne dokumentere udviklingen i miljø- og naturkvaliteten i de danske farvande. Særlig vigtigt er det at dokumentere effekterne af vandmiljøplanerne plus øvrige nationale og regionale handlings- og indsatsplaner. Det er derfor af afgørende betydning, at det 'signal', som menneskets adfærd afstedkommer, kan ses og tolkes uden alt for megen 'støj'.

Mange af de indikatorer, som indgår i overvågningsprogrammet, påvirkes i større eller mindre grad af de klimatiske forhold. For eksempel er afstrømningen fra land mindre i tørre år, og dermed er udvaskningen af næringsstoffer til de danske havområder lavere end i nedbørsrige år. Miljø- og naturforholdene i de danske farvande er desuden påvirket af temperaturen, lysindstrålingen og vindforholdene.

Som udgangspunkt kan man opdele år til år variationen af de indikatorer, der ligger til grund for vurderingen af miljø- og naturtilstanden i tre:

- 1) en klimakomponent
- 2) en økosystem komponent
- 3) en komponent, som afhænger af menneskets adfærd og forvaltning af vandmiljøet.

Miljø- og naturkvaliteten er underlagt en naturlig variation, som så at sige slører den påvirkning, som vi mennesker er skyld i. For at få et mere retvisende billede af effekterne af vandmiljøplanerne mv. er det derfor ønskeligt at 'filtrere' den naturlige og klimatiske betingede variation fra.

Der er lang vej til dette mål, men i årets rapport har vi i lighed med tidligere (2001, 2002 og 2003) forsøgt at fjerne klimaets effekt på en række variable og indikatorer. Overordnet er det gjort ved at lave en model for sammenhængen mellem klimatiske forhold og den pågældende indikator. Derved kan man for det enkelte år estimere en værdi svarende til et klimatiske gennemsnitsår. Ved at anvende disse klimakorrigerede værdier kan man undersøge ændringer over tid, som ikke er relateret til klimaet, men i højere grad til menneskelige aktiviteter.

Når man skal filtrere effekten af klimaet fra, sker det på baggrund af en række vurderinger af, hvor-

dan og hvor meget klimaet påvirker den enkelte indikator. I dette afsnit har vi forsøgt at finde de bedst mulige sammenhænge, men i nogle tilfælde har det ikke været muligt at finde en effekt af klimaet. Målet for de kommende år er at videreudvikle disse værktøjer, så vi får et antal indikatorer eller indeks, der er rensset for klimavariationer, og som beskriver centrale elementer i havets miljø- og naturtilstand.

Analyserne anvender generelt indeks dannet af alle målinger for de enkelte indikatorer for at give et nationalt billede. På den måde udjævnes forskelle mellem lokaliteter, og analyserne fokuserer på ændringer fra år til år. Der er dog foretaget en opdeling på områder, fx fjorde og åbne havområder, som vi ved reagerer forskelligt på næringsstofftilførsler.

I nogle tilfælde forklarer klimaet praktisk talt al variation fra år til år. For eksempel kan 97% af variationen i sigtddybden i fjordene forklares ud fra solindstråling og afstrømning fra land for perioden 1994 til 2000. Det betyder ikke, at økosystemets biologiske struktur er uden betydning for sigtddybden, men snarere at den biologiske variation kommer til udtryk mellem lokaliteter og derfor forsvinder, når man beregner et indeks for alle lokaliteter for det enkelte år.

I fjordene er det meget svært at finde gode sammenhænge med klimaet, når observationer fra alle årene inddrages. Det skyldes, at tilførslerne af fosfor blev nedbragt betydeligt omkring 1990. Det medførte en række ændringer i økosystemet, som samtidig giver andre sammenhænge med klimavariationerne. Klimakorrekturen for nogle indikatorer er derfor udviklet for en periode fra starten af 1990'erne og frem til år 2003, og korrekturen er derefter anvendt på hele perioden. Hermed overvurderer man måske det skift, man ser omkring den årrække, man har anvendt til klimakorrekturen, men det vil stadig være muligt at sammenligne perioder.

Bilag 1 indeholder en kort beskrivelse af principperne for indeksering.

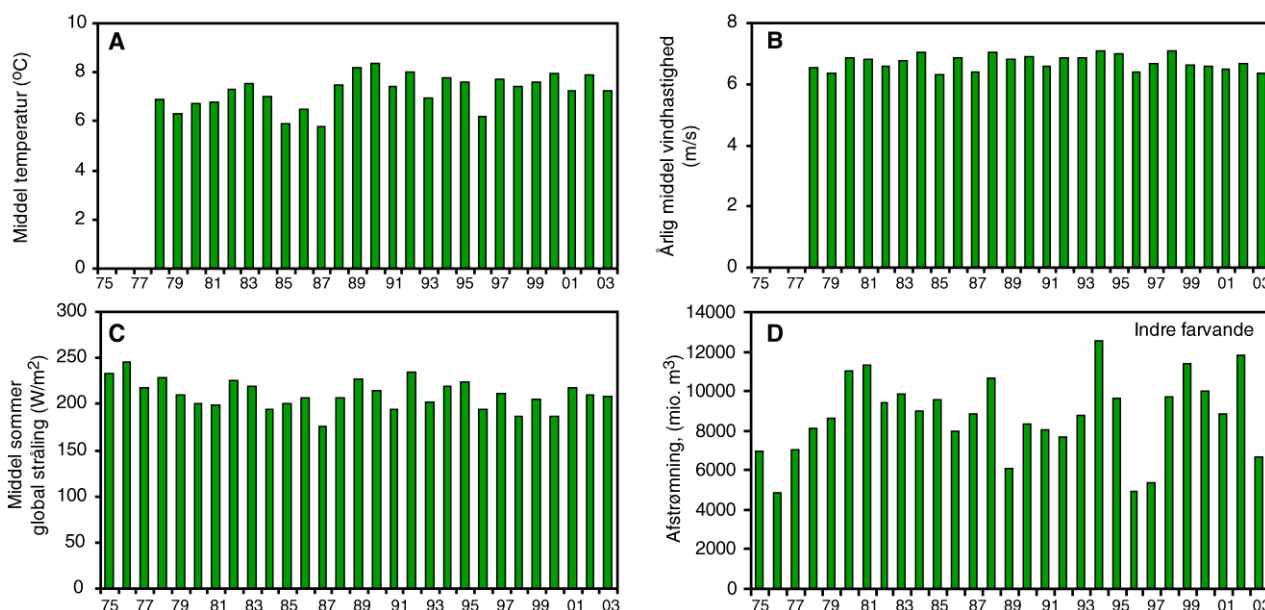
3 Klimatiske forhold

Forholdene i de danske farvande er påvirket af variationerne mellem år i bl.a. temperatur, vindforhold, solindstråling og afstrømning. I dette afsnit illustreres udviklingen af tre klimatiske parametre samt ferskvandsafstrømningen, og disse parametre er i de efterfølgende afsnit anvendt til at korrigere biologiske/kemiske parametre for klimatiske variationer. Klimadata beskriver variationerne i årlig middeltemperatur (figur 3.1A), middelvindhastighed (figur 3.1B), sommer solindstråling maj-august (figur 3.1C), og afstrømning (figur 3.1D). Formålet med figurene er at vise variationen i de enkelte parametre mellem år fra 1970'erne til 2003 på en enkelt station. Formålet er ikke at beskrive den langsigtede klimaudvikling, hvor der anvendes et stort antal stationer til at danne midelværdier for et stort geografisk område og som diskuteres på langt længere tidshorisonter end de godt 25 år, som er vist her.

Det har vist sig vanskeligt at finde kontinuerte målinger fra den samme station i hele perioden fra 1970'erne til 2003, og derfor er tidsserierne sammensat af målinger fra to forskellige stationer, hvor der er høj korrelation mellem de overlappende målinger. Således er årlig middeltemperatur og vind tidsserier sammensat af målinger fra hhv. Sprogø (1978-1998) og Risø (1999-2003), og indstrålingstidsserien er sammensat af målinger fra Højbakkegård ved Høje Taastrup (1974-1999) og DMU's måler ved H.C. Ørsted Institutet i København (2000-2003).

Den årlige middel temperatur målt på Sprogø/Risø varierede fra 5,8° C i 1987 til 8,3° C i 1990 (figur 3.1A). I 2003 var den målte årlige middel temperatur 7,3° C, hvilket er 1,4° C lavere end middeltemperaturen for hele Danmark. Temperatursvingningerne mellem år følger dog udviklingen for landsgennemsnittet, således at perioden efter 1988 generelt var varmere end perioden før 1988. Årlig middel vindhastighed varierede mellem 6,3 m s⁻¹ i 1985 og 7,1 m s⁻¹ i 1995 (figur 3.1B) og sommer indstrålingen varierede mellem 175 W m⁻² i 1987 og 235 W m⁻² i 1992 (figur 3.1C). Der var ingen trend i den tidlige udvikling af middel vindhastighed eller i sommer indstråling.

Ferskvandsafstrømningen bestemmer tilførslen af næringssalte fra land til fjorde og kystvande. Tidsserien for afstrømningen til de indre danske farvande i perioden 1975-2003 er sammensat af opgørelser foretaget af Hedeselskabet for DMU (1975-1989) og DMU's egne opgørelser (1990-2003) (figur 3.1D). Ferskvandsafstrømningen er tæt korreleret til nedbør, dog er korrelationen højere for nedbør, der falder i vintermånederne end i sommer månederne, fordi der i sommermånederne er et stort fordampningstab via planter i disses vækstsæson. Afstrømning er den af de fire anvendte variable, der har den største år til år variation.



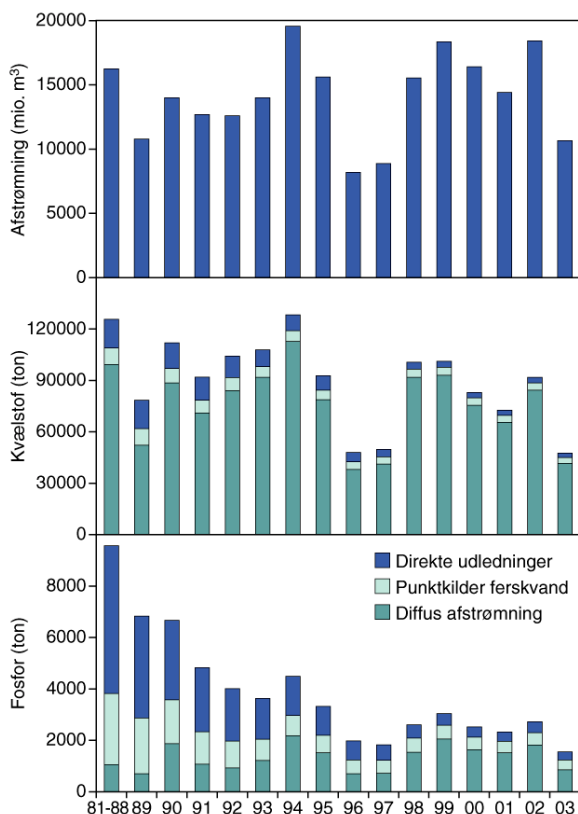
Figur 3.1 Årlig middeltemperatur (A), middelvindhastighed (B), sommerindstråling maj-aug. (C) samt ferskvandsafstrømning til de indre farvande (D). Datakilder: Sund og Bælt Holding, Afdeling for vindenergi, Risø, Institut for Jordbrugsvidenskab, Afdeling for Agrohydrologi and Bioklimatologi, den Kongelige Veterinær og Landbohøjskole og DMU.

4 Udvikling i landbaserede stoftilførsler

Kvælstof- og fosfortilførslen via vandløb og direkte spildevandsudledninger til de marine kystområder har været opgjort hvert år siden 1989 (figur 4.1 samt Bilag 2). Metoder til opgørelse af stoftilførsler er beskrevet i Bøgestrand (2004). Den diffuse afstrømning har været hovedkilden til kvælstoftilførslen fra land til marine kystafsnit via vandløb og direkte spildevandsudledninger (ca. 80% i gennemsnit for perioden 1989-2003) og har været tydeligt knyttet til ferskvandsafstrømningen. For fosfor har den diffuse afstrømning udgjort en mindre andel (ca. 30%) af den samlede fosfortilførsel, men betydningen af denne kilde er steget meget i takt med den forbedrede spildevandsrensning, og den har i de senest år udgjort den største del.

Den store renseindsats overfor spildevand er meget tydelig, idet de samlede spildevandsudledninger faldt fra ca. 9.000 tons fosfor i perioden 1981-88 til ca. 1000 tons fosfor i 2003 eller med ca. 90%. Tilsvarende faldt de samlede spildevandsudledninger af kvælstof fra ca. 28.000 tons i perioden 1981-88 til ca. 7.000 tons i 2003 svarende til en reduktion på ca. 75%.

Udviklingstendenser i tilførslen af kvælstof og fosfor til de marine kystafsnit via vandløb og direkte spildevandsudledninger er analyseret for



Figur 4.1 Ferskvandsafstrømningen og den samlede tilførsel af kvælstof og fosfor via vandløb og direkte spildevandsudledninger til de marine kystområder i perioden 1989 til 2003 samt middel for perioden 1981-88.

perioden 1989 til 2003 med en Mann-Kendall trend-test. Testen er både foretaget på de samlede tilførte mængder og på de vandføringsvægtede årskoncentrationer (for at eliminere betydningen af varierende ferskvandsafstrømning fra år til år), se Bøgestrand et al. (2003).

På basis af testen og under anvendelse af niveauet for 1989 som udgangspunkt samt med korrektion for variationer i vandafstrømningen (koncentration) er den samlede reduktion i den marine kvælstofbelastning opgjort til omkring 43%. På et 95% konfidensniveau ligger faldet mellem 33 og 61%. For fosfor er der i løbet af den samme periode sket en reduktion i den vandføringsvægtede belastning på omkring 81%. På 95% konfidensniveau ligger faldet mellem 47 og 100%.

Udviklingen i den samlede næringsstofftilførsel til kystområderne i tons (figur 4.1), hvor der således ikke er taget højde for variationer i vandafstrømningen, er også testet for trend for perioden 1989 til 2003. For kvælstof kan der ikke konstateres en signifikant tendens. Fosformængden er signifikant faldende, og reduktionen er fra 1989 til 2003 estimeret til ca. 80%. På 95% konfidensniveau ligger faldet mellem 44 og 100%.

Konklusion

- Målt i tons er der sket et signifikant fald i udledningen af fosfor, hvorimod der ikke kan konstateres en signifikant udvikling i kvælstofmængden, bortset fra et fald i udledningen til Øresund (tabel 4.1).
- For alle farvandsområder er sket et signifikant fald i den samlede vandføringsvægtede koncentration af både kvælstof og fosfor.

Tabel 4.1 Mann-Kendall trend-test af udviklingen i hhv. den samlede tilførte mængde af kvælstof og fosfor via vandløb og direkte udledninger og i den vandføringsvægtede koncentrationen for perioden 1989-2003. Fortegnet viser om der er en stigende eller faldende udviklingstendens. * angiver om udviklingstendenser er signifikante, hvor * angiver at $0,01 \leq P < 0,05$ og ** angiver at $P < 0,01$. Hvor der ikke er angivet en P-værdi, har den været $\geq 0,05$ og udviklingen dermed ikke signifikant.

Farvandsområde	Kvælstof		Fosfor	
	Tilført mængde	Koncentration	Tilført mængde	Koncentration
Nordsøen	-	- **	-	- **
Skagerrak	-	- **	- **	- **
Kattegat	+	- **	- *	- **
Nordlige Bælthav	-	- **	- **	- **
Lillebælt	-	- **	- **	- **
Storebælt	-	- **	- **	- **
Øresund	- **	- **	- **	- **
Sydlig Bælthav	-	- **	- **	- **
Østersøen	-	- **	- **	- **
Danmark	-	- **	- **	- **

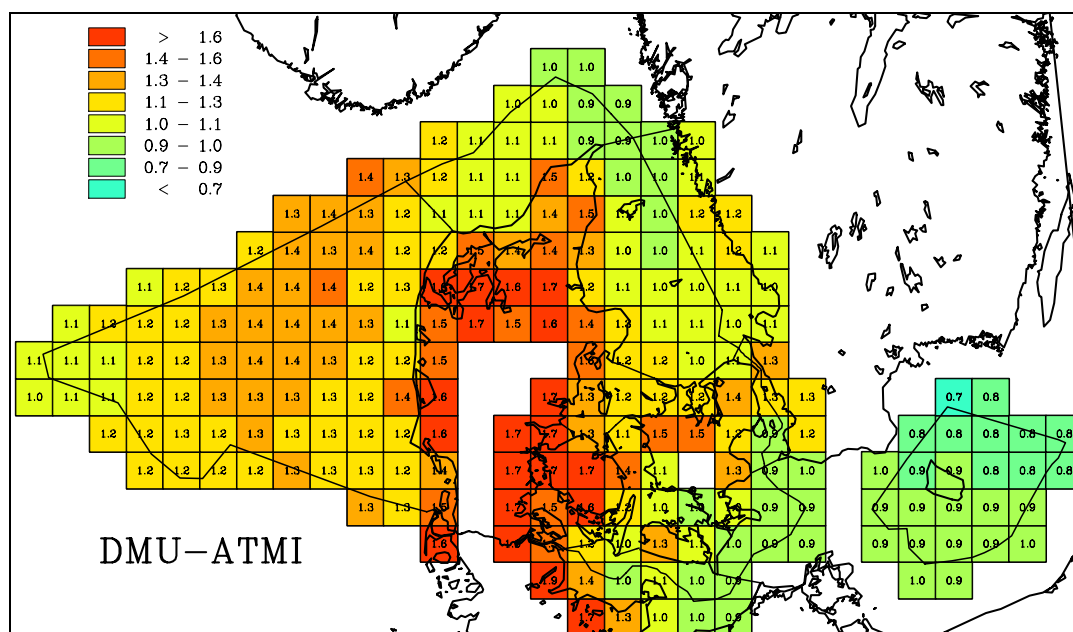
5 Nedfald fra atmosfæren

Det danske havmiljø modtager kvælstof fra atmosfæren i form af våddeposition og tørdeposition. Depositionen bestemmes ved målinger såvel som ved modelberegninger. Denne kombination giver mulighed for høj geografisk og tidslig opløsning i de rapporterede data.

Beregningerne af den totale atmosfæriske kvælstofdeposition er foretaget for 233 receptorpunkter (figur 5.1) og repræsenterer alene deposition til vandoverflader (Ellermann et al. 2004). Beregningerne er

foretaget med emissionsopgørelser for år 2002 for Danmark og for år 2001 for de øvrige europæiske lande, hvilket er de senest tilgængelige opgørelser. Fordeling på tør, våd og total kvælstofdeposition til danske hovedfarvande samt bidrag fra danske kilder er vist i tabel 5.1. Depositionen afspejler især fordelingen i nedbørsfrekvens og -mængde, men også afstand til lokale kildeområder. Deposition til andre farvande er givet på:

www.dmu.dk/AtmosphericEnvironment/ACDEP.



Figur 5.1 Den totale deposition (tør+våd) af kvælstofforbindelser til havområder beregnet for 2003. Depositionen er givet i tons N km². Depositionen gælder kun for vandoverflader i felterne.

Tabel 5.1 Kvælstofdeposition til de danske hovedfarvande (+ svensk del af Øresund og Kattegat) i 2003.

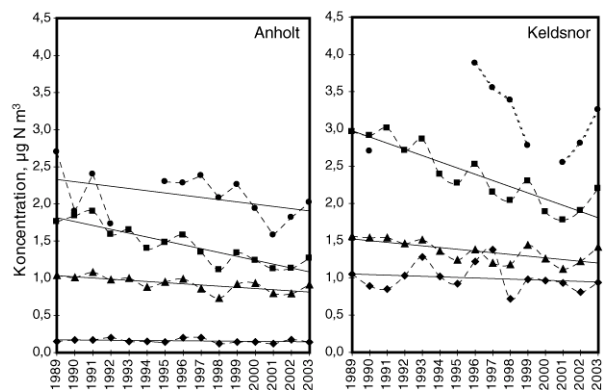
ID	Navn	Tørdeposition [KTonN]	Våddeposition [KTonN]	Total deposition [KTonN]	Total deposition/areal [tons N km ⁻²]	Areal [km ²]	Andel fra danske kilder [%]
1	Nordsøen – Alle danske områder	14	48	62	1,3	48888	7
2	Skagerrak – Alle danske områder	2	9	11	1,1	10150	20
3	Kattegat – Svenske områder	1	6	7	1,1	6742	15
3	Kattegat – Alle danske områder	5	14	19	1,1	16841	22
4	Nordlige Bælthav	1	4	5	1,3	3931	23
5	Lillebælt	1	3	4	1,6	2321	20
6	Storebælt	2	4	5	1,2	4557	17
7	Øresund – Alle danske områder	0	1	2	1,1	1379	14
79	Øresund – Svenske områder	0	1	2	1,1	959	13
8	Sydlig Bælthav	1	2	3	1,0	2473	8
9	Østersøen – Alle danske områder	4	9	13	0,9	14831	9
Alle danske farvandsområder		31	93	124	1,1	105372	12

Den beregnede totale kvælstofdeposition var i 2003 på 124.000 tons, hvilket er en svag stigning i forhold til kvælstofdepositionen i 2002. Der ses forskelle på op til ca. 15% mellem de to år for enkelte af hovedfarvandene. Årsagen er primært forskellene i de meteorologiske forhold årene imellem, men opdatering af emissionsopgørelsen for Danmark spiller også ind. Den danske andel af depositionen er vurderet til ca. 12%, men varierer fra 23% i det nordlige Bælthav til 7% i Nordsøen (tabel 5.1).

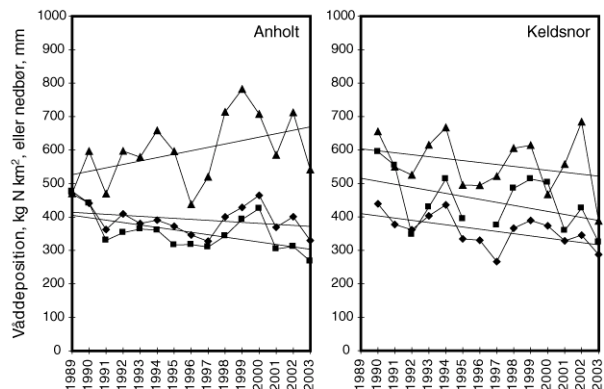
Beregningerne er lige som i 2003 foretaget med en forbedret ammoniak emissionsmodel for ammoniak emissionerne fra dansk landbrug. Denne beregningsmetode ændrer dog kun marginalt på den totale årlige kvælstofdeposition til hovedfarvandene set i forhold til tilsvarende beregninger med den tidligere modelversion. Dog giver den forbedrede parameterisering anledning til ændret sæsonvariation med højere deposition i forårsmånederne. Usikkerhederne i beregningerne er fortsat skønnet til 30-40% for de åbne farvande og 40-60% for de kystnære farvande.

Udviklingen i kvælstoftilførslen vurderes alene ud fra målinger, idet usikkerheden i modelberegningernes totale kvælstofdepositioner er forholdsvis stor bl.a. på baggrund af de store usikkerheder i emissionsopgørelserne. Figur 5.2 viser udviklingen i målte koncentrationer i luften af ammoniak, partikulært bundet ammonium og sum nitrat (summen af salpetersyre og partikulært bundet nitrat), og figur 5.3 viser tilsvarende de målte våddepositioner af ammonium og nitrat. Målingerne viser en tendens til faldende våddeposition på hovedparten af målestationer, og ved midling over alle målestationer ses et signifikant fald. Da våddepositionen udgør hovedparten af depositionen til de danske farvande, vurderes det, at der er sket en reduktion i den atmosfæriske belastning af havmiljøet på ca. 20% for perioden 1989-2003, men dette skal tages med forbehold for de store variationer fra år til år. Navnlige 1998 og 1999 udmærkede sig ved høj våddeposition, hvilket skyldtes store nedbørsmængder i disse år.

Faldet i luftens indhold af kvælstofforbindelser og tendensen til et fald i våddepositionen er i overensstemmelse med den udvikling, som ses i emissionsopgørelserne for Danmark og i EMEP's emissionsopgørelser for Europa. Af faktorer, som har indflydelse på denne udvikling, kan nævnes ændret landbrugspraksis i en række lande, katalysatorer, rensning af røggasser og det økonomiske sammenbrud i mange af de østeuropæiske lande m.m.



Figur 5.2 Årsmiddelniveauerne af koncentrationerne af ammoniak (♦), partikelbundet ammonium (■), sumnitrat (▲) og kvælstofdioxid (●) på målestationerne på Anholt og ved Keldsnor. Tendenslinier er beregnet ved simpel lineær regression. Målingerne af kvælstofdioxid på Keldsnor i perioden fra 1996-2003 er foretaget i forbindelse med LMP (se Kemp & Palmgren 2004).



Figur 5.3 Den årlige våddeposition af ammonium (■) og nitrat (♦) og den årlige nedbørsmængde (▲) på målestationerne på Anholt og ved Keldsnor i perioden 1989-2003. Målingerne ved Keldsnor er middel af målingerne ved Bagenkop og Føllesbjerg. Usikkerheden på årsmiddelværdierne for våddeposition af ammonium i 2003 er forhøjet for Keldsnor (se Ellermann et al. 2004).

6 Retention og transport af næringsstoffer i fjorde

Den årlige tilførsel af næringsstoffer til fjorde samt eksport fra fjorde til de tilstødende farvande er beregnet for Ringkøbing Fjord, Nissum Fjord, Limfjorden, Mariager Fjord, Randers Fjord, Horsens Fjord, Odense Fjord og Roskilde Fjord i perioden 1985-2003. Beregningerne er udført af amterne. Tilførslen af næringsstoffer er givet ved næringsstofudledningerne fra land og deposition fra atmosfæren til den pågældende fjord, og eksporten ud fra fjorden er beregnet ved at gange vandskiftet i fjorden med koncentrationen af TN og TP. Variationer i eksporten mellem år kan således skyldes både variationer i vandskifte og næringsstofkoncentration mellem år. Der er brugt forskellige metoder til beregning af vandskifte og stoftransport, både over tid for den samme fjord og mellem fjorde, og det forventes, at der er større usikkerhed forbundet med eksportberegninger fra før 1990.

Størrelsen af den totale årlige eksport af TN og TP fra de 8 fjorde til de indre danske farvande og Nordsøen er vist i *tabel 6.1* og *6.2*. Ferskvandsafstrømningen, der er tæt korreleret til nedbøren, oplandets størrelse samt fordampningen, bestemmer udvaskningen af næringsalte til fjorde, kystvande og åbne farvande. Dersom både vandskifte og næringsstofkoncentration er korreleret med afstrømning, afhænger næringsstofeksporten også af afstrømningen. Derfor er de præsenterede værdier på total årlig eksport af TN og TP desuden blevet korrigeret for den årlige variation i afstrømningen ved at antage en lineær sammenhæng mellem eksport og afstrømning. For at sammenligne eksporten mellem fjordene er den beregnede

eksport blevet normaliseret sådan, at hver fjord har en middeleksport på 0 og en spredning på 1. Den normaliserede og afstrømningskorrigerede årlige eksport fra de 8 fjorde er faldende i perioden 1985-2003 både hvad gælder TN og TP (*figur 6.1*).

Retentionen, der er forskellen mellem tilførte og fraførte mængder næringsstof i en fjord i forhold til næringsstofbelastningen, er et udtryk for fjordens rensningskapacitet. Retentionen af TN og TP for de 8 fjorde er vist i *figur 6.2*. Retentionen afhænger dels af opholdstiden og dels af graden af iltsvind i et givet år. Jo større vandets opholdstid er i en fjord, jo mere tid er der til at omsætte og bundfælde næringsstoffet i vandet, inden det eksporteres ud af fjorden. Ved lave iltkoncentrationer frigives næringsstoffer fra bundsedimentet, hvilket betyder, at andelen af særligt fosforretentionen varierer meget mellem årene. En negativ retention betyder, at den årlige eksport af næringsstof ud af fjorden er større end tilførslerne fra land.

Konklusioner

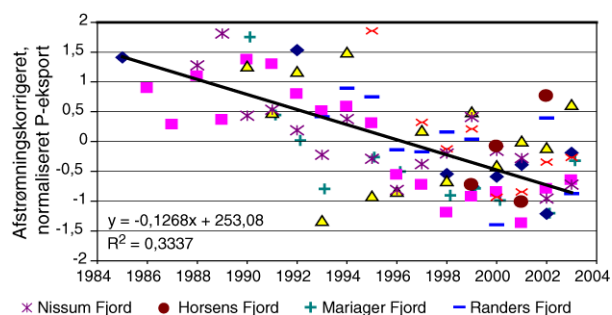
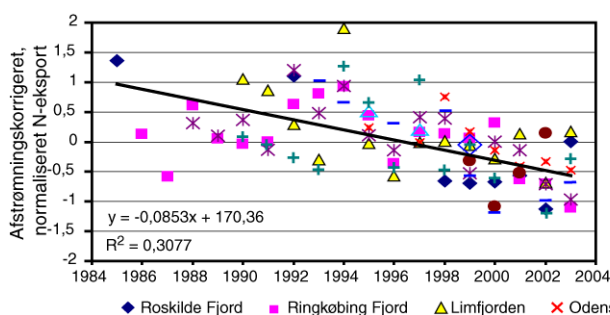
- Eksporten af næringsstoffer fra fjordene til de åbne farvande i et normalår er generelt faldet markant siden slutningen af 1980'erne.
- I begyndelsen af 1990'erne eksporterede fjordene fosfor fra puljerne i havbunden, men i de senere år er eksporten fra fjordene generelt lig med eller mindre end tilførslerne fra land, undtagen i tilfælde af kraftigt iltsvind. Mht. kvælstof tilbageholder fjordene generelt den samme andel af tilførslerne fra land som tidligere.

Tabel 6.1 TN eksport (ton år⁻¹) fra 8 danske fjorde til de indre danske farvande og Nordsøen.

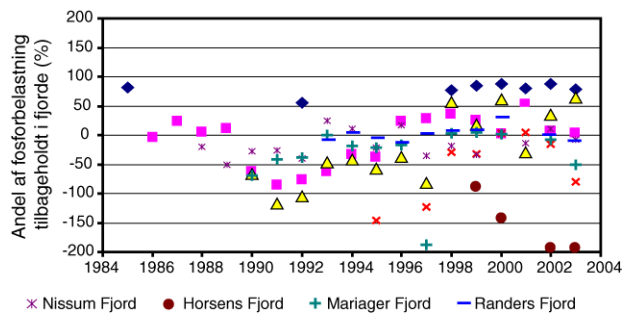
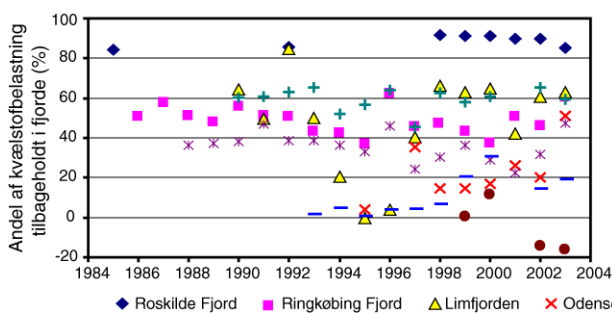
	Til indre danske farvande (tons år ⁻¹)						Til Nordsøen (tons år ⁻¹)		
	Limfjorden	Randers Fjord	Odense Fjord	Horsens Fjord	Mariager Fjord	Roskilde Fjord	Ringkøbing Fjord	Limfjorden	Nissum Fjord
1985						341			
1986							3457		
1987							2746		
1988							3801		2581
1989							2786		1770
1990	12450				539		3285	-5109	2356
1991	12002				501		2871	-3028	1683
1992	10597				464	225	3850	-7556	2493
1993	9169	5007			462		3734	-140	1951
1994	14528	6627			827		4811	4469	2832
1995	9867	5452	2300		734		4163	9814	2095
1996	4574	2843			461		1715	7599	990
1997	6664	2910	818		598		2217	1412	1437
1998	9089	4781	2906		487	150	3260	-2564	2169
1999	11047	4781	2604	1961	690	137	3842	-3090	2209
2000	10600	3786	1936	1170	609	106	4435	-3122	2389
2001	10053		1486	1462		100	2840	780	1840
2002	9176	4201	2068	2357	597	165	3344	-1222	1845
2003	8419	2384	493	1005	531	130	1490	-2850	835

Tabel 6.2 TP eksport (ton år⁻¹) fra 8 danske fjorde til de indre danske farvande og Nordsøen.

	Til indre danske farvande (tons år ⁻¹)						Til Nordsøen (tons år ⁻¹)		
	Limfjorden	Randers Fjord	Odense Fjord	Horsens Fjord	Mariager Fjord	Roskilde Fjord	Ringkøbing Fjord	Limfjorden	Nissum Fjord
1985						63			
1986							243		
1987							194		
1988							253		138
1989							174		131
1990	726				47		276	121	104
1991	635				34		248	201	94
1992	715				30	50	233	82	86
1993	421	148			23		198	144	69
1994	753	193			44		252	65	108
1995	471	175	165		35		221	216	78
1996	366	112			26		72	66	31
1997	507	115	67		53		62	85	49
1998	475	147	90		24	15	80	-295	79
1999	673	163	109	100	32	9	131	-245	115
2000	570	114	51	104	29	7	155	-360	94
2001	574		48	86		9	80	-7	75
2002	592	174	83	133	30	9	150	-287	65
2003	596	101	45	58	30	11	87	-476	44



Figur 6.1 Afstørningskorrigeret, normaliseret kvælstof- og fosforeksport i 8 danske fjorde 1985-2003.



Figur 6.2 Andel af kvælstof- og fosfortilførsel tilbageholdt i fjorde 1985-2003.

7 Andre forureningskilder og påvirkninger

Miljø- og naturforholdene i de danske farvande er ikke kun påvirket af udledninger af næringsstoffer. Andre forurenende stoffer og fysiske påvirkninger kan også spille en rolle. Dette afsnit gør på et overordnet niveau rede for et begrænset udvalg af disse påvirkningsfaktorer. Fokus er på klappning, offshore industri, skibsfart og fiskeri.

Klappning

Skibstransport, færgetrafik og fiskeri – for ikke at tale om lystsejlad – har brug for, at havne og sejlrender har en kendt dybde og bredde. Hvert år giver amterne tilladelse til, at materiale fra de nødvendige oprensninger eller uddybninger dumpes på udvalgte klappadser inden for amtets område. I nogle tilfælde er indholdet af forurenende stoffer dog af en sådan karakter, at der ikke kan gives tilladelse til klappning. Materialet bliver derfor deponeret i særlige kystnære depoter. Det anslås, at der i 2003 blev klappet ca. 3,7 mio. tons uddybnings- og oprensningsmateriale fra havne og sejlrender. Der er, som det fremgår af *tabel 7.1*, ikke nogen udvikling i perioden fra 1989 til 2003. Mængden vil især være påvirket af, om der i det pågældende år har været et eller flere større anlægsarbejder, som indebærer klappning.

Skibsfart

Skibsfarten kan også give anledning til miljøeffekter. Det drejer sig bl.a. om oliespild og effekter af antibegroningsmaling.

Det er ikke muligt at sætte eksakte tal på de mængder olie, der ulovligt bliver udledt i danske farvande. Det er dog muligt at belyse problemets omfang med eksempler, der siger noget om antal og fordeling af olieforureninger gennem årene. En ny undersøgelse over antallet af olieindsmurte fugle i perioden fra 1984 til 2001 viser dog, at der er sket et fald i antal olieindsmurte fugle i Østersøen (Miljøstyrelsen ikke publ.). I Kattegat var der en generel forbedring frem til 1992, men efterfølgende er der sket en stigning i antallet af olieindsmurte edderfugle og måger. I den åbne Nordsø er der sket et fald i antallet af olieindsmurte fugle, mens situationen kystnært er uændret eller svagt stigende. I Vadehavsområdet er der sket en generel forbedring, dog var der en stigning i perioden 1994-1999. Antallet af meldinger om olieforurening i de danske farvande har været ret konstant i de sidste 5-10 år på omkring 400 meldinger med en tendens til et fald de seneste år – på trods af en stigende skibstrafik, jf. *tabel 7.1*.

For at forhindre begroning bliver skibenes skrog malet med en type maling, der indeholder giftige forbindelser. Giftene har en bredspektret virkning i

miljøet, således at de udover at være virksomme over for de organismer, som skaber begroning, også har uønskede bivirkninger for miljøet. Antibegroningsmidlet tributyltin (TBT), som blev introduceret i 60'erne, er et af de giftigste stoffer, der med forsæt spredes i det marine miljø. TBT medfører hormonelle forstyrrelser, der kan registreres som det såkaldte imposexfænomen hos konksnegle. Imposex er udviklingen af maskuline køns karakteristika i hunsnegle, der i ekstreme tilfælde kan medføre sterilitet og død.

Offshore industri

Offshore industriens aktiviteter medfører udledning af en større mængde stoffer og materialer til havet. De væsentligste udledninger udgøres af udslip af olie ved olieproduktion og udledning af kemikalier ved boring efter olie og gas, samt ved den efterfølgende produktion.

I 2003 blev der ifølge offshore-operatørernes årlige rapporter til Miljøstyrelsen udledt i alt 533 tons olie under produktionen med produktionsvand og fortrængningsvand i den danske Nordsøsektor, mens spild tegnede sig for 15 tons (*tabel 7.1*).

Udviklingen over årene i udledningen af olie med produktions- og fortrængningsvand (*tabel 7.1*) skyldes flere faktorer. Mængden af produktionsvand øges dels som følge af en generelt øget produktionsaktivitet i den danske sektor og dels i takt med, at der kommer mere vand, efterhånden som felternes udnyttelsesgrad stiger. På den anden side nedbringes den samlede udledning af produktionsvand ved en forøget re-injecering af vandet på de platforme, hvor dette er muligt.

Hovedparten (ca. 90%) af de anvendte og udledte kemikalier anses ikke for at udgøre en risiko for havmiljøet. Den resterende del af de anvendte og udledte stoffer og materialer (ca. 10%) varierer i farlighed afhængig af de udledte mængder og de enkelte stoffers og materialers iboende egenskaber, herunder giftighed, persistens og potentiale for akkumulering i fødekæden. Disse stoffer vil potentielt kunne påvirke havmiljøet i varierende grad.

Fiskeri

Fiskene og fiskeriet er påvirket af miljøforholdene. Omvendt har fiskeri også indflydelse på både fiskebestandene og på en række miljø- og naturforhold i de danske farvande. Det er først og fremmest trawling, som påvirker miljøet, bl.a. i form af slæbespor gennem vegetationsbælter, fjernelse af hårdt substrat eller vegetationen samt ændret struktur og funktion i bundfauna.

Tabel 7.1 Årlige klappmængder, oliemeldinger og udledninger af tungmetaller og produktionsvand fra offshoreindustriens borer for perioden 1989-2003 (baseret på *Miljøstyrelsen 1999*, og nyere data fra Miljøstyrelsen). Bemærk at olie udledt med produktionsvand og fortrængningsvand er opgjort for hhv. alifater (1. søjle) og aromater (2. søjle).

	Klappmængder	Oliemeldinger	Oliespild fra platforme	Olie udledt med produktionsvand- og fortrængningsvand		Kemikalier udledt fra offshore industrien
	mio. tons	antal ¹⁾		tons		
1989	3,3	319	-	29	-	-
1990	4,6	345	-	36	-	-
1991	8,0	454	-	43	-	-
1992	7,0	356	9,2	72	-	-
1993	6,4	320	-	106	-	-
1994	5,4	354	36	138	-	-
1995	4,2	405	67	129	-	-
1996	3,5	393	8	164	-	-
1997	4,0	360	15	127	-	-
1998	3,7	476	11	174	-	-
1999	3,3	489	20	180	-	-
2000	4,1	457	408 ²⁾	271	-	-
2001	3,9	332	15	290	146	54.937
2002	4,0	255	28	294	137	55.060
2003	3,7	364	15	358	175	42.881

1) Data for 1989-1995 stammer fra Miljøstyrelsens statistik over indberettede miljøobservationer på havet.

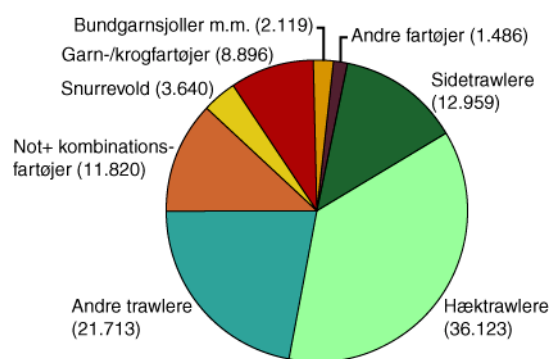
2) Ud af de 408 tons udgør et enkelt uheld 337 tons.

En systematisk og landsdækkende overvågning af fiskeriets mulige effekter på miljø- og naturforholdene er ikke etableret. Det skyldes bl.a., at der er mange forhold vedrørende fiskeri og miljøeffekter, hvor videngrundlaget i dag er utilstrækkeligt. Hvis man vil vurdere betydningen af fiskeriet, er det derfor nødvendigt at gøre dette indirekte. Blandt de indirekte 'mål' er bl.a. oplysninger om fiskeflådens størrelse og sammensætning, fiskeriets landinger og fiskebestandenes udvikling.

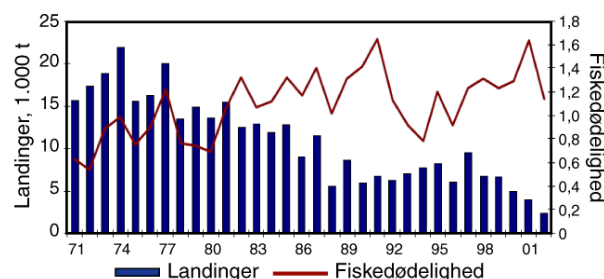
Størrelsen af fiskeflåden kan udgøre et indirekte mål for fiskeriets mulige påvirkning. Antallet af erhvervsfiskefartøjer er faldende fra et niveau i 1995 på 5.182 stk. til 3.582 stk. i 2003 (*Fiskeridirektoratet 2004*). Tonnagen er i samme periode stort set uændret. Udtrykt som beregnet bruttoton (BBT) er den faldet fra 111.402 til 98.756 tons. Udtrykt som BRT/BT er den faldet ganske lidt, fra 98.970 til 96.299 tons.

Fordelingen af fartøjstyper i 2003, udtrykt ved tonnagen, fremgår af figur 7.1. Bemærk, at trawlfartøjer mv. udgør omkring 2/3 af den samlede danske tonnage.

Set over en årrække er der sket store ændringer i fiskeriet, jf. *Munch-Petersen (2003)*. For mange farvandsområder (Nordsøen, Skagerrak, Kattegat eller Østersøen) er der dokumenteret ændringer i gydebiomasse, landinger eller fiskeridødelighed hos en række kommercielle fiskearter (bl.a. sild, torsk og rødspætte). Et eksempel er givet i figur 7.2, hvor udviklingen i landinger og fiskeridødelighed af torsk i Kattegat er vist.



Figur 7.1 Tonnage (BBT) af danske fiskefartøjer fordelt på fartøjstyper pr. 31/12 2003 (*Fiskeridirektoratet 2004*).



Figur 7.2. Torsk i Kattegat. Udvikling i landinger og fiskeridødelighed (fra *Munch-Petersen 2003*).

8 Næringsstofkoncentrationer og ratio

Næringsstofkoncentrationer er tilstandsvariable for vandkvaliteten i de marine områder, idet høje niveauer generelt medfører øget primærproduktion med de deraf afledte effekter. Årsmidler af næringsstofkoncentrationer i fjorde og kystnære områder samt i de åbne havområder blev beregnet med en tresidet variansanalyse (*Bilag 1*). Relationen imellem koncentrationerne og ferskvandsafstrømningen blev undersøgt og anvendt til korrektioner for klimatiske variationer i analyser af den tidsmæssige udvikling i næringsstofkoncentrationerne (*Bilag 1*). Tidslig udvikling er analyseret ved Kendalls τ -test.

Udvikling fjorde og andre kystnære områder

Afstrømning i 2003 var ca. 25% højere end de to tørre år 1996 og 1997. Alligevel var årsmidlerne i 2003 for DIN og TN de absolut laveste siden starten af vandmiljøplanens overvågningsprogram. DIN- og TN-niveauerne i 2003 var henholdsvis 52% og 80% af midlerne fra de to tørre år (*figur 8.1*). Korrigeres der for år til år variationerne i afstrømningen, fortsætter de faldende tendenser for kvælstof. Det skal dog bemærkes, at de afstrømningskorrigerede niveauer i 2002 er relativt lave, da en stor del af afstrømningen dette år skete i sommerperioden, hvor kvælstofkoncentrationerne i vandløbene er lavere. I 2003 var de afstrømningskorrigerede DIN og TN årsmidler henholdsvis 52% og 75% af niveauet fra 1989-1997. Middelniveauet for DIP og TP har ligget stabilt omkring henholdsvis $10 \mu\text{g P l}^{-1}$ og $40 \mu\text{g P l}^{-1}$ efter reduktionerne i punktkildebelastningen i starten af 90'erne, men i 2003 var DIP-niveauet det hidtil laveste og TP-niveauet det næst laveste. De seneste 4-5 år har der imidlertid været en svag tendens til stigninger i fosforniveauerne, når der korrigeres for variationer i afstrømningen. Dette er formentlig forbundet med de faldende kvælstofkoncentrationer, som bevirker et faldende optag af fosfat. DSi niveauerne har været stabile omkring $300-400 \mu\text{g l}^{-1}$ siden starten af 90'erne, men 2003 var det hidtil laveste. De afstrømningskorrigerede DSi koncentrationer har ligeledes været stabile over de seneste 10-12 år.

Tendensen med faldende DIP-koncentrationer i starten af 90'erne efterfulgt af stabilisering og faldende DIN-koncentrationer i de seneste år viser sig tydeligt i forholdet mellem de to koncentrationer, som toppede i 1999 (*figur 8.2*). Forholdet mellem DIN og DIP var i 2003 på niveau med 1989 og 1990, hvor der stadig var et stort fosforbidrag fra punktkilder. Kvælstof er blevet potentielt mere begrænsende siden 1998 (*figur 8.3*), og fosfor siden 1989, således at begge næringsstoffer nu er potentielt begrænsende i mere end 50% af den produktive periode fra marts til september, beregnet som

middelværdi over alle fjord- og kystnære stationer i NOVA-programmet. For første gang er der også konstateret statistisk signifikante fald for de ukorrigerede kvælstof- og fosforkoncentrationer. De afstrømningskorrigerede niveauer udviste endvidere alle stærkt signifikante fald ($P < 0,0001$) med undtagelse af DSi, og den potentielle N- og P-begrænsning var signifikant stigende over perioden 1989-2003.

Udvikling åbne havområder

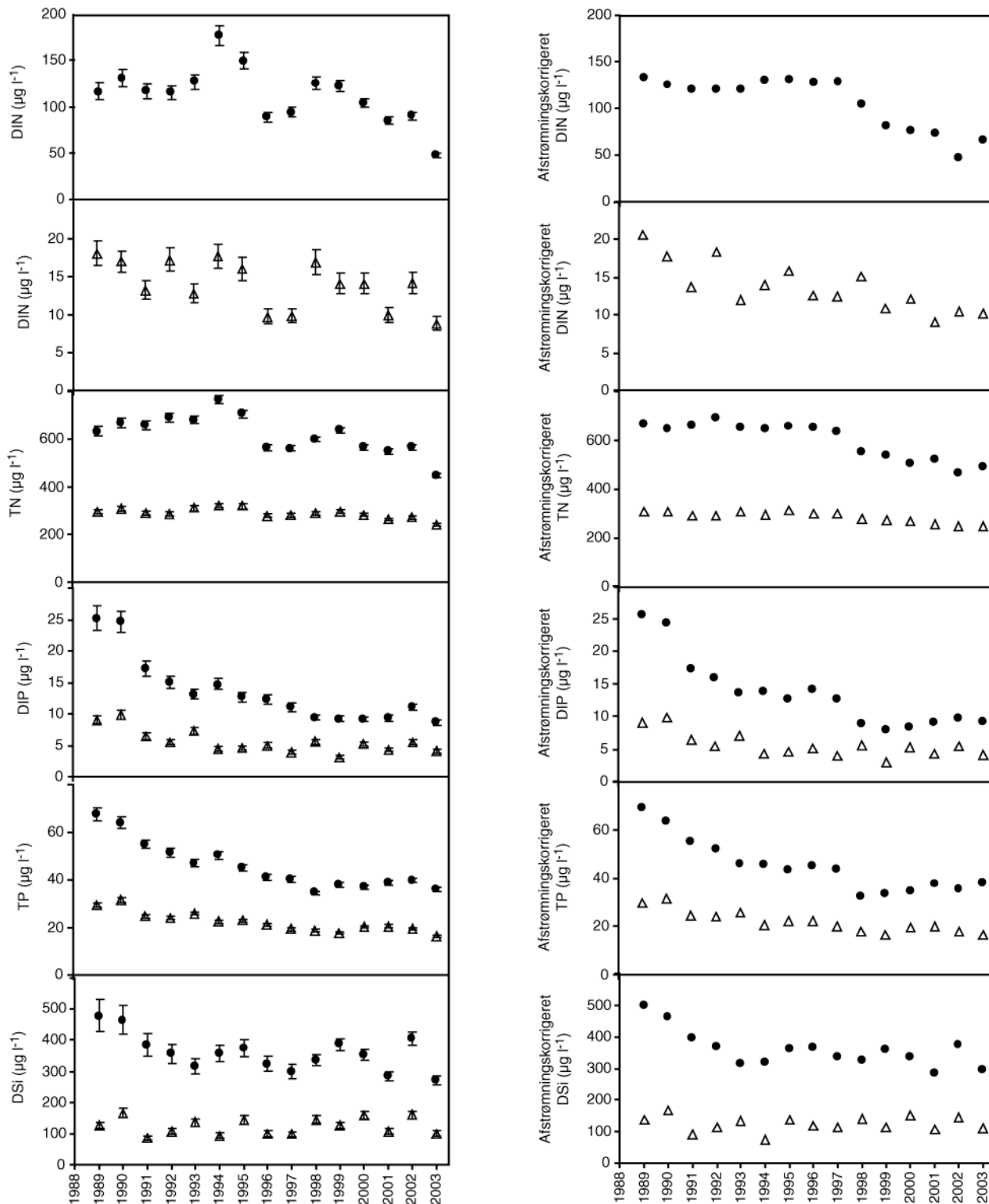
Årsmidlerne for DIN og TN i 2003 var ligeledes de hidtil laveste og henholdsvis 91% og 86% af niveauet fra de to tørre år 1996 og 1997 (*figur 8.1*). De afstrømningskorrigerede kvælstofniveauer har været faldende stort set igennem hele perioden, hvilket for DIN og TN har resulteret i en forventet koncentration på omkring henholdsvis $10 \mu\text{g N l}^{-1}$ og $250 \mu\text{g N l}^{-1}$ for et år med middel afstrømning. Niveauerne har stabiliseret sig på omkring $5 \mu\text{g P l}^{-1}$ og $20 \mu\text{g P l}^{-1}$ for henholdsvis DIP og TP efter markante fald i starten af 90'erne. DSi niveauet har i hele perioden ligget stabilt mellem $100-150 \mu\text{g l}^{-1}$ med 2003 i den lave ende. Forholdet mellem DIN og DIP var langt mindre systematisk sammenlignet med fjorde og kystnære områder med høje værdier i de fleste af de afstrømningsrige år, og 2003 lå på niveau med 1989 og 1990 (*figur 8.2*). De faldende koncentrationer af næringsstoffer i vandet har resulteret i stigende potentiel næringsstofbegrænsning. Væksten af planteplankton er i de senere år potentielt begrænset i $>80\%$ af den produktive periode for både N og P, beregnet som middel over alle NOVA-stationer i de indre åbne havområder (*figur 8.3*). Signifikant faldende niveauer er observeret for kvælstof- og fosforkoncentrationerne, både de afstrømningskorrigerede og ukorrigerede, hvorimod DSi ikke udviser nogen tendens. Ligeledes er den stigende potentielle begrænsning af algevæksten signifikant for både N og P.

Udvikling bundvand i de indre farvande

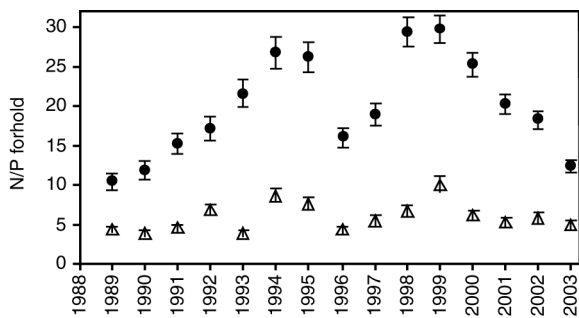
TN- og TP-koncentrationerne nåede i 2003 de hidtil laveste værdier, hvorimod DIN- og DIP-koncentrationerne var på niveau med de sidste 7-10 år (*figur 8.4*). De relativt høje værdier for DIN og DIP var forårsaget af en større frigivelse af uorganiske næringsalte fra sedimentet i sensommeren og efteråret. De afstrømningskorrigerede DIN-niveauer viser dog en faldende tendens med undtagelse af de seneste 2 år, hvor der var udbredte iltsvind. Afstrømningskorrigeret DIN i 2002 og 2003 var 20% højere end 2000-2001 niveauet. De forhøjede DIN-koncentrationer påvirkede dog ikke TN-niveauet i 2003, og TN har været faldende siden 1989. DIP har været faldende fra 1989-1997, hvorefter niveauet ser ud til at stige igen. Disse

svagt stigende DIP-koncentrationer er sandsynligvis koblet til de generelt dårlige iltforhold fra 1999 og fremefter. TP-koncentrationen er faldet ca. 50% fra 1989 til 1997, hvor niveauet har stabiliseret sig omkring $30 \mu\text{g P l}^{-1}$. Der har ikke været nogen generel tendens for DSi, og niveauet i 2003 var normalt. Forholdet mellem DIN og DIP har været

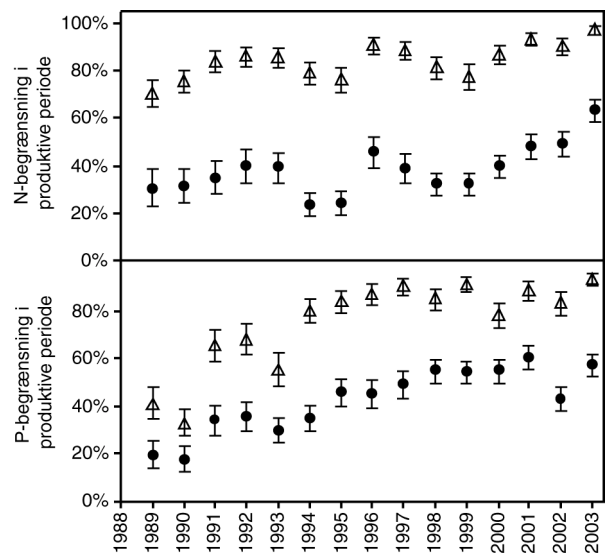
stigende i perioden 1989-2002 (figur 8.5), idet høje DIP koncentrationer i starten af 90'erne resulterede i en lav ratio. Koncentrationerne af DIP, TN og TP er faldet signifikant gennem perioden, hvorimod de afstrømningskorrigerede næringsalte alle var signifikant faldende ($P < 0,01$) med undtagelse af DSi.



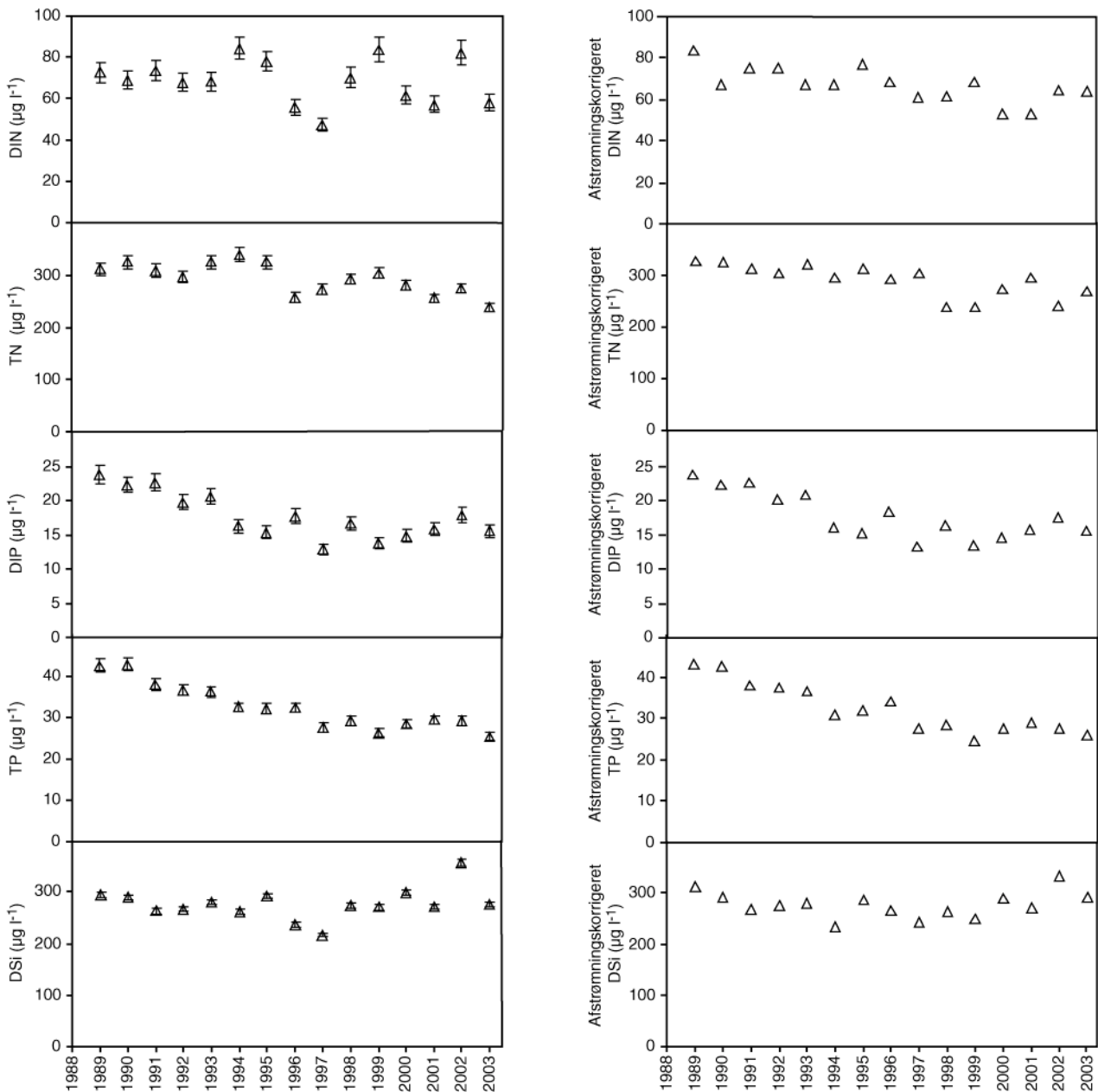
Figur 8.1 Årsmiddelkoncentrationer af DIN, TN, DIP, TP og DSi (figurer i venstre kolonne) i overfladevandet (0-10 m) og tilsvarende koncentrationer korrigerede for variationer i afstrømning (figurer i højre kolonne). Middelkoncentrationerne er afbildet med angivelse af 95% konfidensgrænser. Fjorde og kystnære områder er i alle grafer afbildet med cirkler, mens åbne havområder er markeret med trekanter. For DIN er fjorde og kystnære områder afbildet adskilt fra åbne havområder og med forskellige akser.



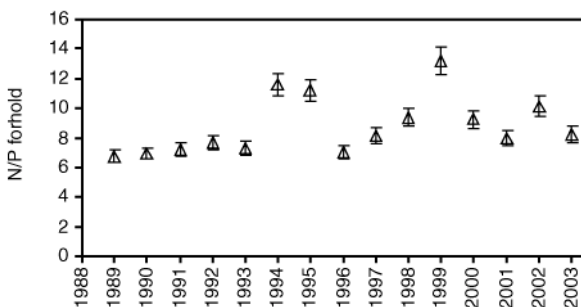
Figur 8.2 Forholdet mellem uorganisk kvælstof og uorganisk fosfor i overfladevandet (0-10 m) beregnet ved tresidet variansanalyse (se Bilag 1) efter log-transformation. Middelværdi og dets 95% konfidensgrænser for dette forhold er angivet med trekanter for åbne havområder og cirkler for fjorde og kystnære områder.



Figur 8.3 Potentiel begrænsning af kvælstof og fosfor udregnet som sandsynligheden for, at målinger i den produktive periode fra marts til og med september lå under værdierne for potentielt begrænset primærproduktion ($28 \mu\text{g l}^{-1}$ for DIN og $6,2 \mu\text{g l}^{-1}$ for DIP) i overfladevandet (0-10 m). Grænseværdierne er de oftest anvendte i international litteratur (Fisher et al. 1992). Fjorde og kystnære områder er afbildet med cirkler, mens åbne havområder er markeret med trekanter.



Figur 8.4 Årsmiddelkoncentrationer af DIN, TN, DIP, TP og DSi i bundvandet (≥ 15 m) for de indre farvande (figurer i venstre kolonne) og tilsvarende koncentrationer korrigeret for variationer i afstrømning (figurer i højre kolonne). Middelkoncentrationerne er afbildet med angivelse af 95% konfidensgrænser.



Figur 8.5 Forholdet mellem uorganisk kvælstof og uorganisk fosfor for bundvandet (≥ 15 m) i de indre danske farvande beregnet ved tresidet variansanalyse (se Bilag 1) efter log-transformation.

Konklusion

- Næringsstofkoncentrationerne i 2003 var usædvanlig lave på grund af det relativt tørre år.
- Kvælstof- og fosforkoncentrationerne udviser fortsat klare faldende tendenser, når der tages højde for år til år variationerne i ferskvandsafstrømningen.
- Resultater tilskrives i stor udstrækning regionale indsatsplaner og Vandmiljøplan I for fosfor og Vandmiljøplan I og II for kvælstof.
- Tilsvarende initiativer til reduktion af næringsstof udledningerne i vores nabolande kan have medvirket til de lavere koncentrationer i de åbne farvande.

9 Udvikling i plankton

Plankton er de generelt mikroskopiske organismer, der svæver frit i vandet. Planteplanktons biomasse og primærproduktion er tæt koblet til lyset og til mængden af tilgængelige næringsstoffer i vandet, og planteplankton er direkte eller indirekte fødegrundlag for dyreplanktonet samt for de bundlevende dyr. Sammensætningen af planteplankton har betydning for de marine fødekæder. Kiselalger bidrager med betydelige mængder af organisk materiale til dyrene på havbunden. De forbindes generelt med systemer karakteriseret ved nyproduktion baseret på udefra tilførte næringsstoffer, mens specielt flagellater, heriblandt furealger, er karakteristiske for systemer med stor intern regenerering af næringsstoffer.

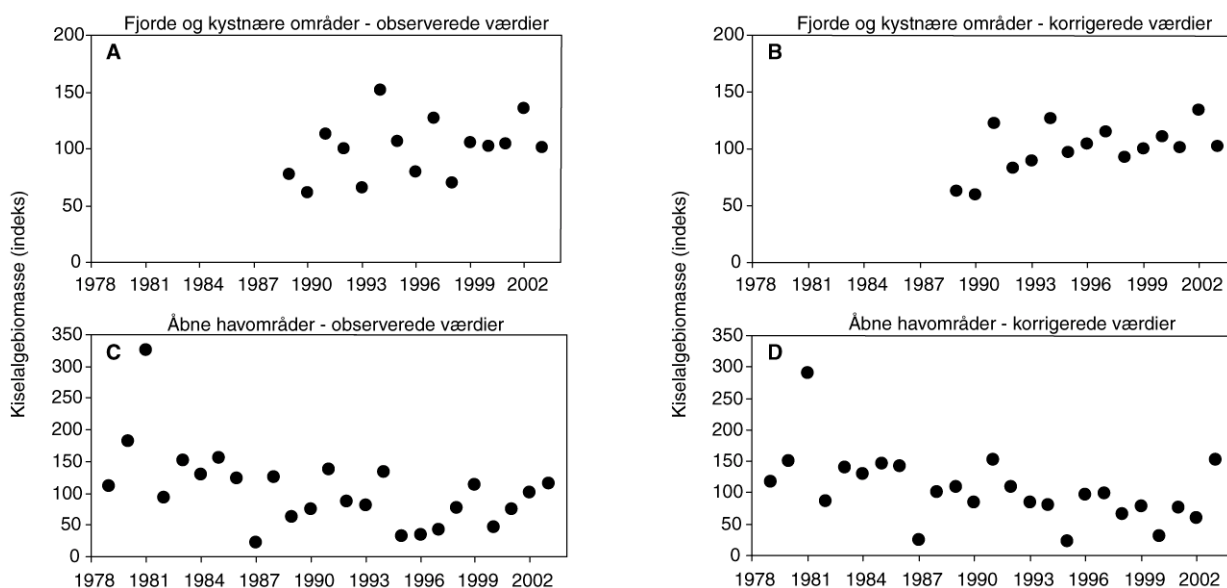
Planteplankton kulstofbiomasse

Kiselalger og furealger er de dominerende algegrupper i de fleste danske fjorde og de væsentligste algegrupper i de åbne havområder. Udsynkning af kiselalger fra overfladevandet forsyner bundlevende dyr med betydelige mængder af organisk materiale.

Udviklingen i plankton er i det følgende beskrevet ud fra indeks beregnet som beskrevet i *Bilag 1*. Indeks for kulstofbiomassen af fytoplankton er beregnet ud fra årsbiomasser. Indeksverdierne blev korrigeret for klimatiske variationer ved multipel regressionsanalyse med inddragelse af afstrømning, vind, solindstråling, og antal soltimer pr. sommer som klimatiske parametre.

Biomassen af kiselalger i fjorde og kystnære områder har siden 1989 varieret fra år til år uden en overordnet tendens (*figur 9.1*). Kiselalgebiomassen i fjordene hang i perioden 1989-2003 signifikant sammen med antallet af soltimer i sommerperioden maj-september ($P < 0,05$). Ved korrektion af biomasseindekset for klimatiske variationer (antallet af soltimer i sommerperioden) blev år til år variationerne væsentligt mindre. For hele perioden 1989-2003 viste de korrigerede indekxsværdier en signifikant stigning ($P < 0,05$), hvorimod der ikke kunne påvises en signifikant udvikling, hvis de to lave værdier fra 1989 og 1990 blev udeladt.

I de åbne havområder er biomassen af kiselalger faldet fra 1979 til 2003 (*figur 9.1C*). Mest markant var den høje biomasse i 1981 og faldet i perioden indtil midt i 1980'erne. Ved korrektion for klimatiske variationer (afstrømning) blev tendensen til faldende biomasser forstærket (*figur 9.1D*). Både den observerede og den klimakorrigerede kiselalgebiomasse er faldet signifikant siden 1979 ($P < 0,05$ for begge indeks) og afspejler dermed faldet i klorofylkoncentrationen. Faldet er signifikant selv ved udeladelse af den meget høje biomasse i 1981. For perioden efter 1986 er der dog ikke tale om signifikante fald i biomassen.



Figur 9.1 Udviklingen i årlige gennemsnitsbiomasser af kiselalger i fjorde (A og B) og på åbne havstationer i de indre farvande (C og D). Biomassen er beskrevet ved et indeks, der tager højde for forskelle i biomasseniveauer imellem stationer (se *Bilag 1*). Figurene A og C viser udviklingen i biomasseindeks, og figurene B og D viser de tilsvarende indeks korrigeret for klimatiske variationer.

Sigtddybde, klorofyl og primærproduktion

Miljøtilstanden i de åbne vandmasser er i lighed med tidligere år beskrevet ved 3 parametre: vandets klarhed (sigtdybde), mængden af alger i vandet (klorofylkoncentrationen) og algevæksten (primærproduktionen). Alle tre parametre har indgået i overvågningen siden omkring 1980, og der foreligger derfor lange tidsserier for udviklingen. For de tre parametre er der beregnet et indeks for hvert år. Indekset er baseret på den gennemsnitlige værdi måned for måned i procent af langtidsmiddelværdien for den måned (for beregning, se *Bilag 1*). Årlige indeks for sigtdybde og klorofylkoncentration er så beregnet som middelværdien af de månedlige indeks for perioden marts til og med oktober, mens det for primærproduktionen er den årlige værdi.

Hver parameter er beskrevet både med de observerede indeks, og indeks som er korrigeret for klimaet de enkelte år. Klimakorrekturen er foretaget ved en multiple lineær regressionsanalyse af sammenhængen mellem klima, beskrevet som lufttemperatur, vindhastighed, indstråling og ferskvandsafstrømning, og de observerede indeks. For de åbne indre farvande er der også inddraget vandudvekslingen med de tilstødende farvande, både den nordgående overfladestrøm og den sydgående bundstrøm på baggrund af data fra *Gustafsson 2000 a, 2000 b* og *Gustafsson & Andersson 2001*. Desuden indgår årstal som en forklaringsvariabel for at opfange en tidlig udvikling. Alle forklaringsvariable er testet i modellen og de som har en signifikant effekt, er med i den endelige model. På baggrund af klimakorrekturen er der beregnet et indeks for hvert år, som er forskellen mellem den forventede tilstand ud fra modellen, minus en eventuel effekt af årstal (se *Bilag 1, tabel 1*), og den observerede værdi. Metoden er beskrevet i detaljer i *Bilag 1*. Beskrivelsen af miljøtilstanden er delt op på fjorde, Bælthavet og Kattegat.

Fjorde

Indekset for sigtdybden i fjordene var 106 i 2003, dvs. at sigtdybden i gennemsnit var 6% højere end langtidsmiddelværdien. Dette er på niveau med værdierne i 1993, 1997 og 1998, men 6% lavere end i rekordåret 1996. Samlet var sigtdybden i 2003 den 5. højeste, som er målt (*figur 9.2A*). I gennemsnit var den observerede sigtdybde i perioden 1993-2003 10% højere end i perioden 1978 til 1992, og den klimakorrigerede sigtdybde var 13% højere for de samme perioder. I begge tilfælde er der tale om en signifikant forbedring.

Indekset for klorofyl var 81 i 2003, hvilket er det samme som i 2000, og det næst laveste, som er målt (*figur 9.2B*). Kun i 1996 var niveauet lavere (indeks = 77). Niveauet fra 1993 til 2003 var signifikant lavere end før 1993, indeks = 90 mod tidlige-

re indeks = 111, dvs. en nedgang på 21%. Indeks for primærproduktion var 103 i 2003, hvilket er på niveau med de to foregående år, men højere end de øvrige år fra 1993 og frem (*figur 9.2C*). Niveauet er faldet 35%, når man sammenligner perioden før 1993 med perioden efter 1993, men de sidste 3 år er niveauet omkring 100. Det er stadig 19% lavere end niveauet før 1993, men højere end i perioden 1993 til 2000.

Den samlede tilstand for fjordene udviklede sig positivt i perioden fra 1989 til 1993 og har siden været stabil. Denne udvikling skyldes nedsættelsen af fosfortilførslerne fra punktkilder, som hovedsagelig skete i perioden fra 1987 til 1993. Der er tendenser til en positiv udvikling, især for klorofyl, fra 1993 og frem, men denne er ikke signifikant. Modellerne for klimakorrektion viser, som forventet, at afstrømningen har en negativ effekt på fjordenes miljøtilstand (*Bilag 1, tabel 1*). Høj afstrømning giver lavere sigtdybde, højere klorofylkoncentrationer og højere produktion. En høj temperatur sommeren før har en positiv effekt, idet sigtdybden blive bedre og klorofylkoncentrationen lavere året efter. Det er uklart, hvorfor man ser denne effekt, som genfindes i en række analyser for både fjorde og åbne farvande (fx *Markager & Storm 2003*). En mulighed er, at i en god sommer med høj temperatur og indstråling vil der omsættes flere næringsstoffer, således at puljen som overføres til næste år bliver mindre. Mønsteret for primærproduktionen er lidt anderledes. Ud over en stimulering fra en høj afstrømning, påvirkes primærproduktionen positivt af indstrålingen samme forår-sommer, og negativt af vinden i forårsmånederne. Når man anvender de viste klimakorrekturen, er der ingen tidsmæssig udvikling siden 1993 (*figur 9.2D-F*). Det er lidt overraskende, idet der i samme periode har været et fald i tilførslerne af kvælstof. Over perioden fra 1993 til 2003 er der en tendens til højere afstrømning, højere temperatur og mindre vind og en eventuel gunstig udvikling i miljøtilstanden kan forsvinde i de klimakorrigerede indeks, hvis den i modellerne fejlagtigt knyttes til ændringer i klimaet over årene 1993 til 2003. Det er dog ikke særligt sandsynligt, idet man ikke får signifikante koefficienter, hvis årstal indgår som forklaringsvariable. Det forekommer derimod, når klimakorrekturen anvendes i Bælthavet og Kattegat. En forklaring på, at miljøtilstanden i fjordene ikke har udviklet sig positivt efter 1993, kan være, at tilstanden påvirkes af fosfortilførslerne, som ikke er faldet siden 1993 og i nogle tilfælde er steget. Det er således lidt bekymrende, at produktionen er steget siden 1998. Reduktionen i kvælstoftilførslerne siden 1993 har enten ikke været tilstrækkelig til at give signifikante ændringer i fjordenes planktonsamfund på nationalt plan, eller de er blevet modvirket af andre ændringer, fx i græsningen, eller er blevet opvejet af stigende fosfortil-

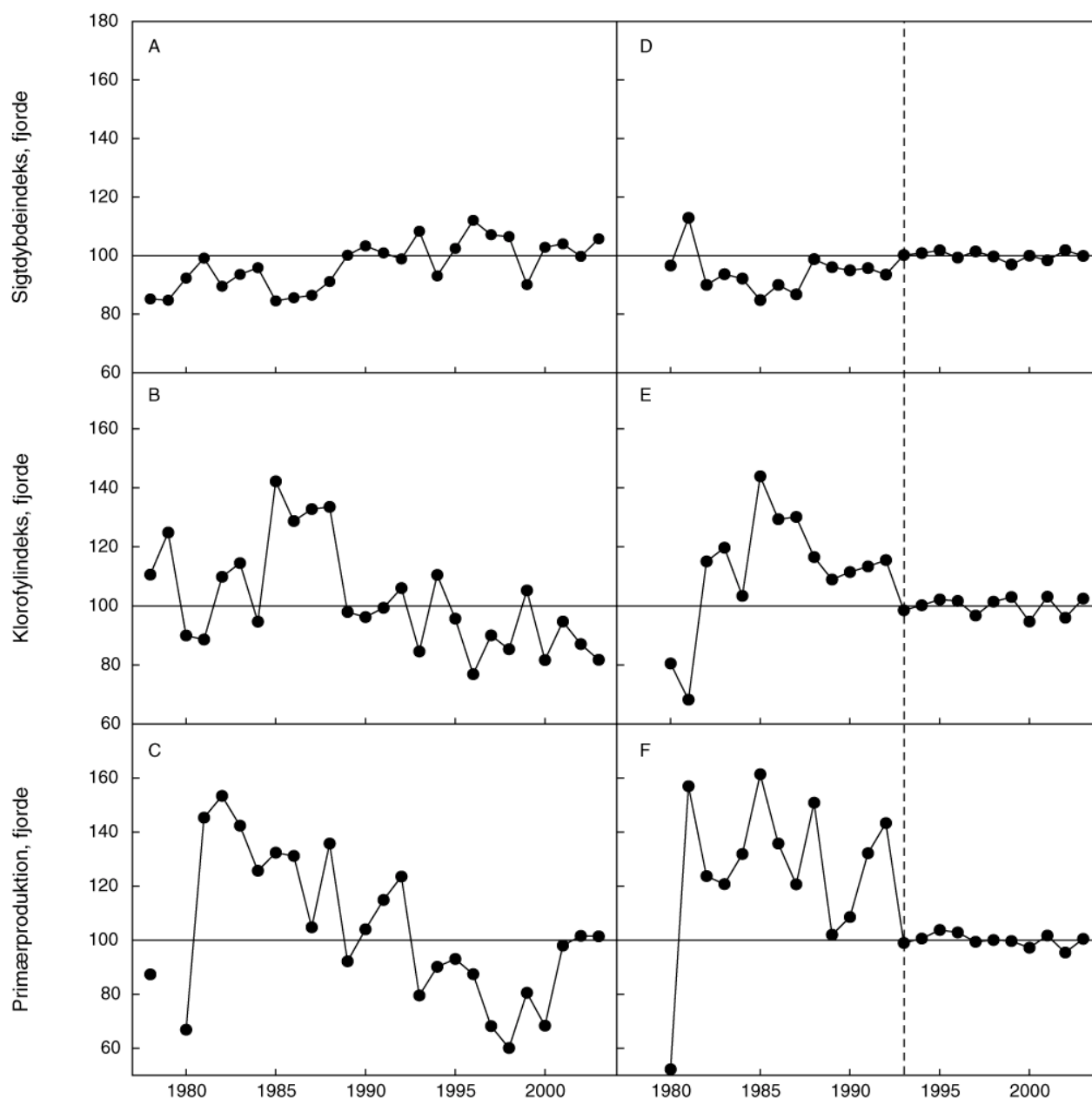
førsler. Konklusionen er, at der er en klar forbedring i fjordenes miljøtilstand, når man sammenligner perioden efter 1993 med perioden før 1993, men at der ikke er nogen udvikling i tilstanden fra 1993 og frem.

Bælthavet

Miljøtilstanden i Bælthavet var god i 2003. Sigtdybden var den højeste som er målt (indeks = 116), dvs. at sigtdybden var 16% over middelværdien for alle år og udviste en stigning for 5. år i træk (figur 9.3A). Klorofylkoncentrationen i 2003 var lav (indeks = 80), kun i 1996 var indekset lavere, nemlig 79 (figur 9.3B). Også her ses en positiv udvikling for 5. år i træk. Primærproduktionen var lidt lavere

end sidste år men på niveau med de foregående 6 år (figur 9.3C).

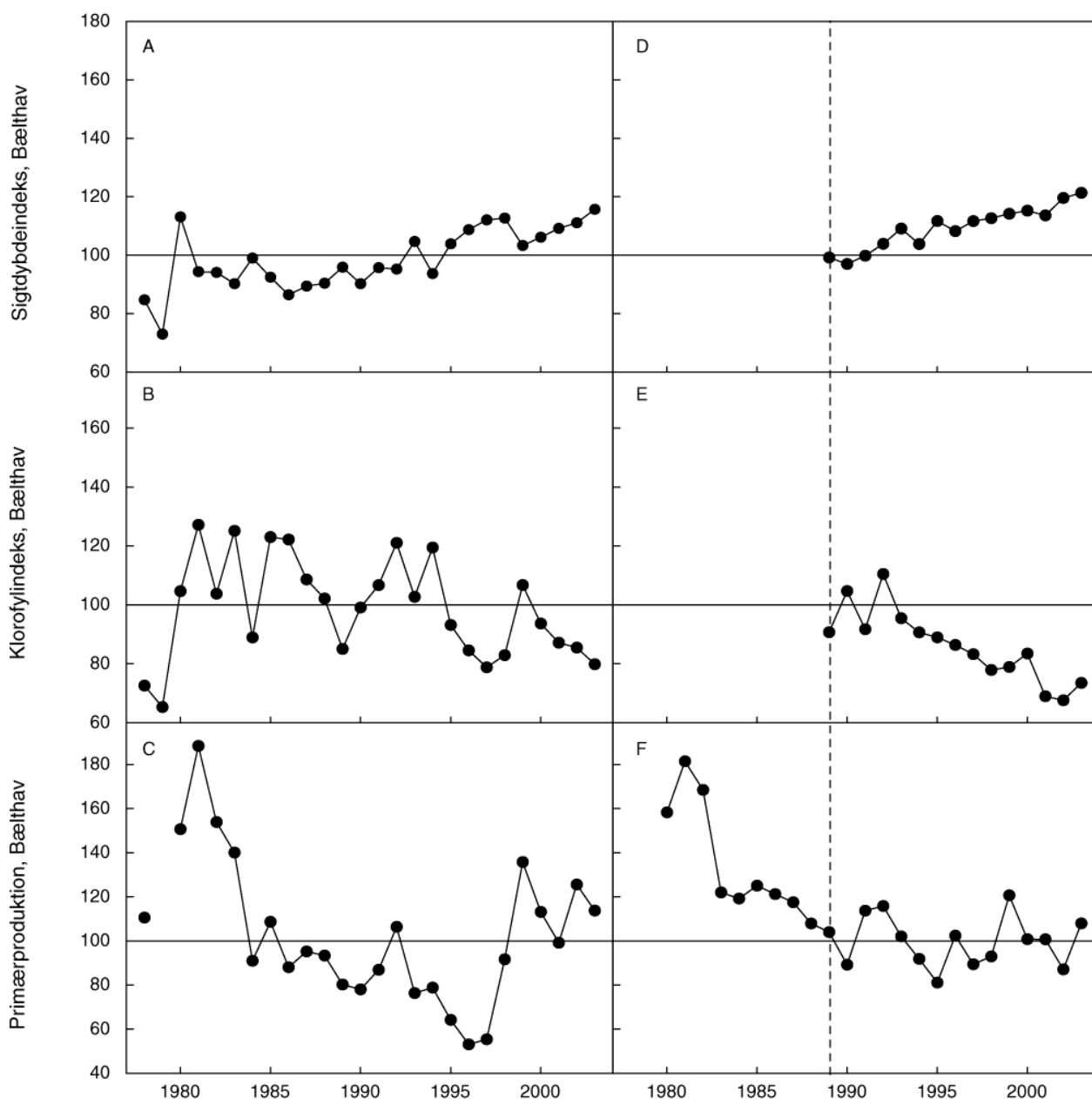
De klimakorrigerede indeks (figur 9.3D-E) viser en stigende sigtdybde siden 1989 og en faldende klorofylkoncentration siden 1992. Ændringerne er på $+1,56\% \text{ år}^{-1}$ for sigtdybden og $-2,30\% \text{ år}^{-1}$ for klorofyl (Bilag 1, tabel 1). Begge koefficienter er signifikante på 0,1% niveau. Analysen viser således en klar forbedring over tid, som må tilskrives de lavere tilførsler af næringsstoffer. Det klimakorrigerede indeks for primærproduktion viser ikke nogen tidsmæssig udvikling (figur 9.3F), hvilket antagelig hænger sammen med et skift i metoden i 1998.



Figur 9.2 Udvikling i sigtdybde, klorofylkoncentration og primærproduktion i fjorde. Værdier er indeks (se tekst) for marts til oktober (sigtdybde, klorofyl) og hele året (primærproduktion). A, B og C viser observerede indeks. D, E og F viser de klimakorrigerede indeks (se Bilag 1, tabel 1 for modelparametre). Klimakorrigerede indeks er beregnet fra 1993 og frem og derefter anvendt på hele perioden.

Modellerne for klimakorrektionen (*Bilag 1, tabel 1*) viser i øvrigt, at afstrømningen, som forventet, har en negativ effekt. Effekten er størst for primærproduktionen (0,65), lidt mindre for klorofylkoncentrationen (0,39) og mindst for sigtddybden (-0,13). Der er også en forskel i de mest betydende perioder, idet sigtddybden påvirkes af afstrømningen fra juni året før til oktober sammen år, klorofyl fra november til maj og primærproduktionen fra april til august samme år. Der er således en udvikling

fra sigtddybde, over klorofylkoncentrationen, til primærproduktionen, hvor koblingen til afstrømning bliver tættere i tid og kvantitativt større. Indstrømning af bundvand til Kattegat giver lavere sigtddybde, mens udstrømning af Østersøvand giver mindre klorofyl. Temperaturen i vækstsæsonen året før påvirker klorofylkoncentrationen negativt, et mønster som også ses i fjordene, mens højere temperatur om foråret stimulerer produktionen.



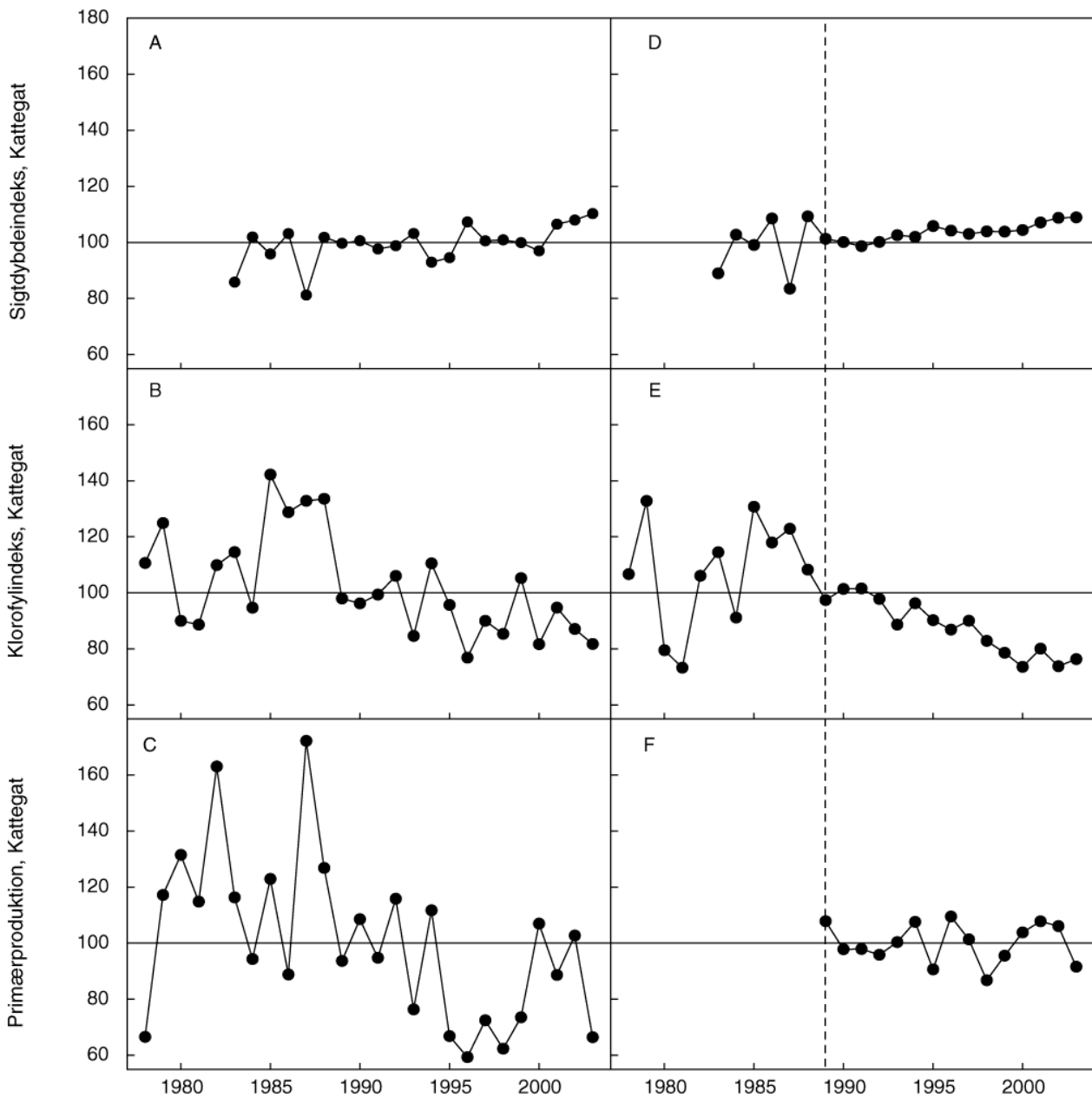
Figur 9.3 Udvikling i sigtddybde, klorofylkoncentration og primærproduktion i Bæltthavet. Værdier er indeks (se tekst) for marts til oktober (sigtdybde, klorofyl) og hele året (primærproduktion). A, B og C viser observerede indeks. D, E og F viser de klimakorrigerede indeks (se *Bilag 1, tabel 1* for modelparametre). Klimakorrigerede indeks er beregnet fra 1989 og frem og derefter anvendt på hele perioden.

Kattegat

Tilstanden i Kattegat ligner den i Bælthavet med gode forhold i 2003. Sigtdybden var den højeste, som er registreret med et indeks på 110 (figur 9.4A). Klorofylkoncentrationen var tilsvarende lav med et indeks på 81, hvilket er det samme som i 2000, og den 3. laveste som er registret (figur 9.4B). Også primærproduktionen var lav i 2003 med et indeks på 66, det 3. laveste i tidsserien (figur 9.4C).

De klimakorrigerede indeks (figur 9.4D-E) viser det samme som for Bælthavet, men ændringerne pr. år

for sigtdybde og klorofyl er lidt mindre (Bilag 1, tabel 1). Sammenhængen til andre variable ligner den for de andre områder. Effekten af afstrømning er mindre end for Bælthavet, hvilket antageligt skyldes, at Bælthavet er mere direkte påvirket af ferskvandsafstrømningen pga. den længere kystlinie. Som tidligere set har temperaturen (eller indstråling) i vækstsæsonen en positiv effekt året efter. Produktionen stimuleres af indstrømning af højsalint Skagerrakvand i forårsperioden.



Figur 9.4 Udvikling i sigtdybde, klorofylkoncentration og primærproduktion i Kattegat. Værdier er indeks (se tekst) for marts til oktober (sigtdybde, klorofyl) og hele året (primærproduktion). A, B og C viser observerede indeks. D, E og F viser de klimakorrigerede indeks (se Bilag 1, tabel 1 for modelparametre). Klimakorrigerede indeks er beregnet fra 1989 og frem og derefter anvendt på hele perioden.

Zooplankton

På nuværende tidspunkt er der ikke nogen overordnede tidlig signifikante udviklinger i zooplanktonsamfundet, heller ikke i relation til mængden af potentiel føde eller meteorologiske parametre. Dette skyldes for de åbne havområders vedkommende de relativt korte tidsserier. Men trods relativt lange tidsserier fra fjordene er udviklingerne lokale og forskellige fra fjord til fjord.

I Roskilde Fjord (1993-2003) var der ingen signifikant udvikling i biomassen af zooplankton. På de tre Limfjordsstationer (1989-2003) var der en signifikant stigning i mesozooplankton og et tilsvarende fald i mikrozooplankton biomassen, hvilket kunne skyldes øget græsning fra det større zooplankton.

I Ringkøbing Fjord (1989-2003) er der observeret et signifikant fald i biomassen af zooplankton. Dette fald skyldes etableringen af en stor sandmuslingebestand i fjorden i 1996/97 – efter ændring af sluse praksis – så saltholdigheden er steget. Sandmuslingerne har reduceret mængden af fytoplankton, men desuden kan muslingerne også direkte græsse på zooplankton og derved have medvirket til det observerede fald.

En meget væsentlig regulerende faktor for bestandsstørrelsen af zooplankton i vore farvande er mængden af gopler. I Limfjorden og Roskilde Fjord er der tilsyneladende en sammenhæng mellem bestandsstørrelsen af mesozooplankton og mængden af øregopler. Store bestande af gopler vil ved græsning på zooplanktonet reducere græsningstrykket på fytoplankton og derved øge varigheden af fytoplanktonopblomstringer og størrelsen af den efterfølgende sedimentation. På grund af goplernes meget klumpede fordeling er det vanskeligt at kvantificere. Men betydningen af gopler for planktonodynamikken i Limfjorden bliver i øjeblikket undersøgt i forbindelse med et stort EU-sponsoreret projekt EUROGEL. Resultaterne herfra vil uden tvivl bidrage til vores forståelse af planktonodynamikken i vore fjordsystemer.

Tilsyneladende har dafnien *Penilia avirostris* nu etableret sig i vore farvande. Oprindeligt stammer *P. avirostris* fra subtropiske og tropiske havområder. Den blev i 1948 rapporteret fra Nordsøen og har siden 1999 været almindelig i den sydlige og østlige del af Nordsøen, hvorfra den via Skagerrak

har spredt sig til Kattegat-området. Siden 2001 er *Penilia* observeret som et tilbagevendende element i sensommerplanktonet i Kattegat-området. I 2003 blev den registreret ved Griben i det sydlige Kattegat fra september til oktober med tætheder på op til 1000 *Penilia* m⁻³. Tidligere er *Penilia* også observeret i Øresund ved lavere saltholdigheder. Det vil sige, at *Penilia* på sigt har mulighed for at kolonisere de indre mere brakke dele af vore farvande. Dens ukønnede formering gør, at den hurtigt kan opbygge store bestande. Det er derfor vigtigt fremover at følge udbredelsen af denne nye art og eventuelle effekter på de planktonsamfund, hvori de etableres.

Konklusion

- I fjordene skete der en markant forbedring af forholdene i perioden 1989 til 1993, hvor vandet blev klarere og mængde og produktion af planktonalger faldt. Siden 1993 har der ikke været nogen udvikling i forholdene. Biomassen af kiselalger i fjordene har siden 1989 varieret fra år til år uden en overordnet tendens til stigning eller fald. Som følge af meget lave biomasser i 1989 og 1990 er den klimakorrigerede kiselalgebiomasse steget signifikant i perioden 1989-2003.
- I de åbne indre farvande er den klimakorrigerede sigtddybde steget siden 1989, og var i 2003 den højest målte i perioden 1978-2003. Tilsvarende er de klimakorrigerede klorofylkoncentrationer faldet signifikant siden 1989. Der ses ikke nogen udvikling i den klimakorrigerede primærproduktion, hvilket antageligt hænger sammen med et skift i målemetoden i 1998. Siden 1979 har der været en signifikant sammenhæng mellem biomassen af kiselalger og afstrømningen. Både den observerede biomasse og biomassen korrigeret for variationer i afstrømning er faldet signifikant siden 1979. For perioden efter 1986 er der dog ikke tale om signifikante fald i biomassen.
- Det har ikke været muligt at påvise en overordnet udvikling i zooplanktonsamfundene, undtagen i Ringkøbing Fjord, hvor der skete et markant skift ved ændring af slusedriften og indvandring af sandmuslinger i 1996-97.
- Dafnien *Penilia avirostris* fra sydligere have har etableret sig som ny art i de indre danske farvande.

10 Iltforhold

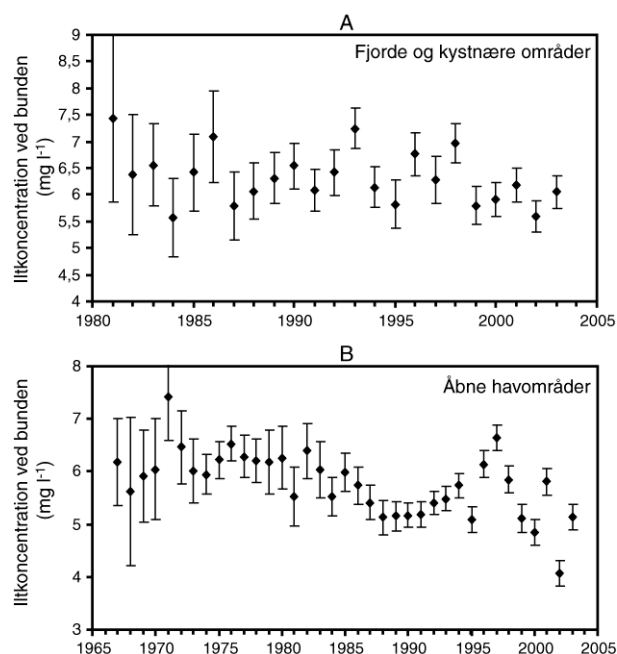
Iltsvind forringer livsbetingelserne for bunddyr og bundlevende fisk. Reduktion af iltindholdet ved bunden og eventuel udvikling af iltsvind er en sekundær effekt af eutrofiering. Øget næringsstoftilførsel giver øget primærproduktion, som fører til øget iltforbrug. Det aktuelle iltindhold kan dog ikke direkte relateres til mængden af tilførte næringsstoffer, da iltkoncentrationen er resultatet af både iltforbruget og ilttilførslen, hvor sidstnævnte afhænger af de meteorologiske forhold, især vindens styrke og retning. Den eutrofieringsbetingede udvikling i iltforholdene kan derfor kun vurderes fra lange tidsserier eller ved modelberegninger, hvor der tages højde for variationerne i ilttilførslen.

Udvikling i iltforhold

Trendanalyser af middeliiltkoncentration ved bunden i juli-november under lagdelte forhold er foretaget på tidsserier fra de danske farvande delt op på områder (tabel 10.1). I de lavvandede vestjyske fjorde, Vadehavet, Limfjorden, sjællandske fjorde og Smålandsfarvandet kan der ikke påvises en signifikant udvikling i de eksisterende tidsserier, sandsynligvis fordi lagdelinger her er midlertidige og hændelserne af varierende længde, hvilket giver stor spredning i data. I de østjyske og fynske fjorde og Det sydfynske Øhav er der gennem de seneste henholdsvis 30 og 27 år sket et signifikant fald i middelkoncentrationen juli-november på 0,046-0,062 mg l⁻¹ år⁻¹. Også i alle de åbne indre farvande og Arkonahavet er middelkoncentrationen faldet signifikant siden slutningen af 1960'erne med 0,026-0,05 mg l⁻¹ år⁻¹ (tabel 10.1).

Kombineres henholdsvis alle kystvande og alle åbne farvande er der ingen tydelig udvikling i fjorde og kystvande i perioden 1981-2003. Dog lå middelkoncentrationen relativt lavt i de seneste 5 år og relativt højt i 1996-1998 (figur 10.1). I de åbne

farvande var middeliiltkoncentrationen juli-november høj i slutningen af 1960'erne og i 1970'erne og faldt så gennem 1980'erne til et lavt niveau omkring 1990. Gennem første halvdel af 1990'erne steg iltkoncentrationen generelt til 1970'er-niveau i de tørre år 1996-97, for derefter generelt at falde igen. Middelværdien for 2003 lå på niveauet for slutningen af 1980'erne (figur 10.1).



Figur 10.1 Middeliiltkoncentration i bundvandet for NOVA-stationer i A) fjorde og kystnære områder og B) åbne havområder. Beregnet på prøvetagninger over bunden i juli-november med et veldefineret springlag ($\Delta\sigma_t > 0,5$ for fjorde- og kyststationer, og $\Delta\sigma_t > 1$ for åbne havstationer). Middelværdierne er korrigeret for forskelle mellem stationer, måneder og prøvetagningsdybden ved empirisk model. Usikkerheden er faldet med tiden pga. flere målepunkter og hyppigere målinger.

Tabel 10.1 Trendanalyser for middeliiltkoncentration i bundvandet delt op på områder. Beregnet på prøvetagninger over bunden fra NOVA-stationer i juli-november med et veldefineret springlag ($\Delta\sigma_t > 0,5$ for fjorde- og kyststationer, og $\Delta\sigma_t > 1$ for åbne havstationer). Middelværdierne er korrigeret for forskelle mellem stationer, måneder og prøvetagningsdybden ved empirisk model, og den undersøgte trend er lineær. Grå markering = signifikant udvikling. Der angives hvor mange år inden for perioden, der er data fra, samt det maksimale antal stationer, der kan indgå i et år.

Område	Antal år	Antal stationer	Periode	P-værdi	Udvikling
Vestjylland fjord- og kyststationer	10	4	1992-2003	0,3015	0,047 mg l ⁻¹ år ⁻¹
Limfjorden	22	9	1982-2003	0,1981	-0,020 mg l ⁻¹ år ⁻¹
Østjyske fjorde	22	10	1974-2003	0,0047	-0,046 mg l ⁻¹ år ⁻¹
Fynske fjorde og Det sydfynske Øhav	25	3	1977-2003	<0,0001	-0,062 mg l ⁻¹ år ⁻¹
Sjællandske fjorde og Smålandsfarvandet	21	10	1982-2003	0,7490	0,008 mg l ⁻¹ år ⁻¹
Kattegat	37	17	1967-2003	<0,0001	-0,036 mg l ⁻¹ år ⁻¹
Nordlige Bælthav og Storebælt	32	9	1970-2003	<0,0001	-0,050 mg l ⁻¹ år ⁻¹
Lillebælt og Femer Bælt	38	4	1965-2003	0,0030	-0,032 mg l ⁻¹ år ⁻¹
Øresund	36	3	1967-2003	0,0002	-0,026 mg l ⁻¹ år ⁻¹
Østersøen	36	9	1966-2003	0,0320	-0,026 mg l ⁻¹ år ⁻¹

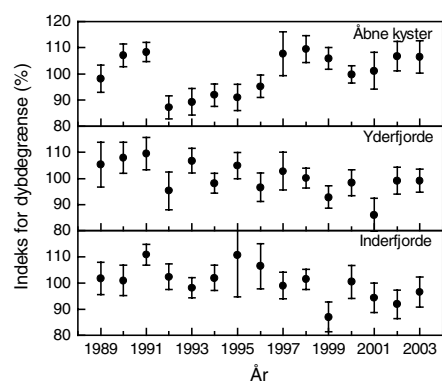
11 Udvikling i bundvegetation

Dette afsnit analyserer udviklingen i bundvegetationen i henholdsvis inderfjorde, yderfjorde og kystnære områder gennem perioden 1989-2003. Følgende parameter analyseres: ålegræssets dybdegrænse og dækningsgrad, eutrofieringsbetingede algers dækningsgrad, og makroalgernes artsantal. Desuden beskrives makroalgernes dominansforhold ud fra amternes indrapportering. Vi forventer, at et fald i tilførslen af næringssalte vil føre til forbedrede lysforhold, og at vegetationen derved vil få større dybdeudbredelse og større dækningsgrad på dybt vand. Samtidig forventer vi, at færre næringssalte vil begrænse dækningsgraden af eutrofieringsbetingede alger og dermed yderligere forbedre forholdene for ålegræs og flerårige makroalger. Endelig forventer vi, at færre næringssalte vil føre til færre iltsvind og dermed endnu bedre forhold for vegetationen.

Ålegræssets dybdegrænse

Ålegræssets dybdegrænse var størst langs de åbne kyster (4,7- 6,2 m), lidt mindre i yderfjordene (3,2-4,2 m) og mindst i inderfjordene (2,6-3,5 m) i perioden 1989-2003. Dybdegrænsen var signifikant forskellig i de tre områdetyper (envejs ANOVA, $p < 0,001$).

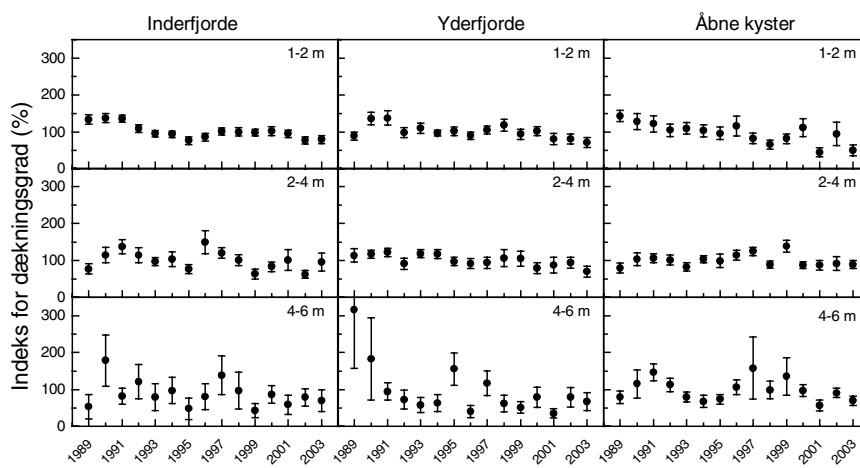
På de åbne kyster var der ingen signifikant udvikling i dybdegrænsen set over hele overvågningsperioden 1989-2003 (Kendalls- τ , $p = 0,216$). Der var dog stor variation i dybdegrænsen gennem perioden, idet ålegræsset forekom på stor dybde fra 1989 til 1991, rykkede ind på lavere vand i 1992-1996 og herefter igen forekom på dybt vand (figur 11.1). I både den ydre og indre del af fjordene er dybdegrænsen blevet signifikant mindre gennem perioden (Kendalls- τ , $p_{\text{ydre}} = 0,033$; $p_{\text{indre}} = 0,020$).



Figur 11.1 Udvikling i ålegræssets maksimale dybdegrænse (\pm standard error) gennem overvågningsperioden 1989-2003 for henholdsvis åbne kyster, yder- og inderfjorde. Dybdegrænsen er bestemt ved et indeks, der tager højde for forskelle i dybdegrænsens niveau (se Bilag 1). En høj indekssværdi betyder, at ålegræsset forekommer ud til relativt dybt vand.

Ålegræssets dækningsgrad i dybdeintervaller

Udviklingen i ålegræssets dækningsgrad blev analyseret for dybdeintervallerne 1-2 m, 2-4 m og 4-6 m (figur 11.2). Vi har valgt at udelade analyser af udviklingen i dækningsgrad på helt lavt vand (0-1 m), fordi dækningsgraden her primært er reguleret af bølge- og vindeksponering samt i nogle år isskrubning og derfor kun i ringe grad vil afspejle ændringer i næringssaltbelastningen. Tilsvarende har vi udeladt analyser af dækningsgraden på vanddybder > 6 m, da kun ganske få fjorde har ålegræs til så stor dybde, og analyserne er derfor behæftet med stor usikkerhed.



Figur 11.2 Udvikling i ålegræssets dækningsgrad (\pm standard error) gennem overvågningsperioden 1989-2003. Udviklingen er vist for 3 dybdeintervaller langs åbne kyster, samt i yder- og inderfjorde. Dækningsgraden er beskrevet ved et indeks (se Bilag 1).

Langs de åbne kyster er dækningsgraden faldet signifikant på lavt vand (1-2 m) gennem perioden 1989-2003 (Kendalls- τ , $p = 0,001$). Faldet var jævnt frem til 1998, hvorefter dækningsgraden har svinget en del fra år til år, dog med en nedadgående trend (figur 11.2). På større dybder langs de åbne kyster er dækningsgraden derimod uændret over perioden (2-4 og 4-6 m, Kendalls- τ $p > 0,05$).

I den yderste del af fjordene er dækningsgraden faldet signifikant gennem perioden 1989-2003 i alle tre dybdeintervaller (Kendalls- τ , $p = 0,033$ (1-2 m), $p = 0,012$ (2-4 m), $p = 0,042$ (4-6 m)). På de lave vanddybder (1-2 m og 2-4 m) er faldet mest markant i de sidste 4 år, mens faldet på 4-6 m primært fandt sted i begyndelsen af overvågningsperioden. Inderst i fjordene er dækningsgraden ligeledes faldet signifikant på lavt vand (1-2 m) gennem overvågningsperioden (Kendalls- τ , $p = 0,001$), men som langs de åbne kyster er dækningsgraden uændret gennem perioden i dybdeintervallerne på 2-4 m og 4-6 m (Kendalls- τ , $p > 0,05$).

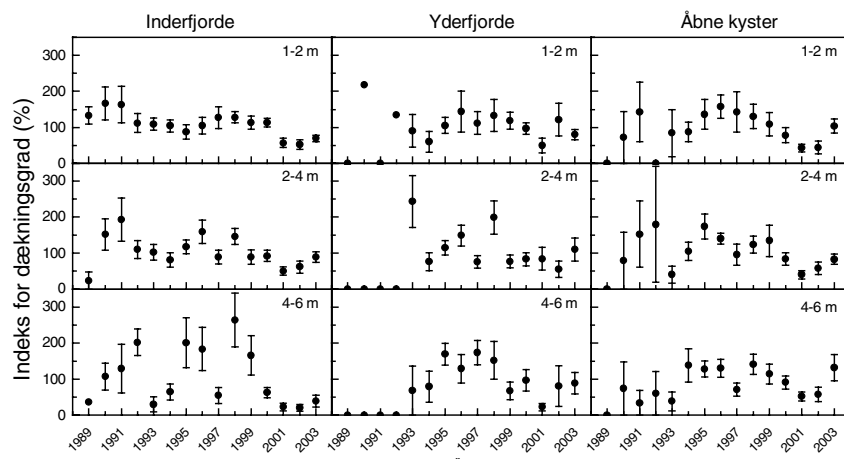
Sammenfattende viste analyserne, at både ålegræssets dybdegrænse og dækningsgrad generelt er gået tilbage i fjordene i overvågningsperioden 1989-2003, mens bestandene langs de åbne kyster er mere eller mindre stabile. Dette mønster er fremkommet på trods af, at vandet generelt er blevet mere klart gennem overvågningsperioden (se kapitel 9). En forklaring på de reducerede dybdegrænser kunne være de hyppige forekomster af iltsvind på dybere vand, der har været observeret gennem overvågningsperioden. Kun få områder udviste en sammenhæng mellem sigtddybde og

dybdegrænse (fx Limfjorden, Ringkøbing og Nissum fjorde og sydlige Lillebælt), men mange amter rapporterer til gengæld om hyppige iltsvindshændelser. Iltsvind kan formentlig slå ålegræs ihjel, for der er mange eksempler på sammenfald mellem områder ramt af iltsvind og ålegræsød, og ny forskning peger i samme retning (Holmer & Bondgaard 2001, Greve et al. 2003). Skrab efter muslinger kan også medvirke til at reducere ålegræssets dybdegrænse i visse områder.

Eutrofieringsbetingede alger

Eutrofieringsbetingede alger betegner alger, som favoriseres af stor næringsstofftilførsel, og en høj dækningsgrad af sådanne alger er derfor udtryk for næringsbelastning. Som ved dækningsgraden for ålegræs har vi valgt at udelade analyser af udviklingen på helt lavt vand (0-1 m), da algerne her er meget påvirkede af bølge- og vindeksponering. Ligeledes har vi valgt at udelade analyser af dækningsgraden på dybt vand (> 6 m) da kun få fjorde har sigt til så stor dybde, og observationerne derfor er fåtallige og behæftet med stor usikkerhed i landsdækkende analyser.

Dækningsgraden af eutrofieringsbetingede alger viste generelt ingen signifikant udvikling gennem perioden 1989-2003 (figur 11.3). Kun dækningsgraden på 1-2 m's dybde i inderfjordene var signifikant faldende gennem perioden (Kendalls- τ , $p = 0,012$). Dog kunne flere amter berette om en øget dækningsgrad af eutrofieringsbetingede alger i 2003 i forhold til 2002, og denne tendens fremgår også af figur 11.3.



Figur 11.3 Udvikling i dækningsgraden (\pm standard error) af eutrofieringsbetingede alger gennem perioden 1989-2003. Udviklingen er vist for 3 dybdeintervaller langs åbne kyster samt i yder- og inderfjorde. Dækningsgraden er beskrevet ved et indeks (se Bilag 1).

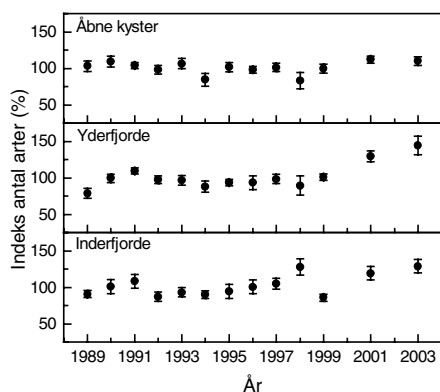
Makroalge diversitet/dominansforhold

Der forekom flest makroalgearter på de åbne kyster (20-25), lidt færre (7-21) i den yderste del af fjordene og færrest (5-15) i den inderste del af fjordene i perioden 1989-2003 (figur 11.4). Artsantallet var signifikant forskelligt de tre områdetyper imellem (envejs-ANOVA, $p < 0,001$). Dette mønster skyldes formentlig en kombination af, at de åbne områder typisk har lavere næringsaltkoncentration, højere salinitet, større vanddybde, mere strøm, bedre vandudskiftning og mere egnet substrat end de indre fjorde.

Der var ingen signifikant udvikling i artsantallet gennem overvågningsperioden (Kendalls- τ , $p > 0,05$) i nogen af områderne, men der var en tendens til, at artsantallet har været stigende de seneste par år, specielt i yderfjordene.

På sigt forventer vi, at den forbedrede miljøtilstand i form af reducerede koncentrationer af næringsalte og øget sigtdybde vil afspejle sig i mere artsrige algesamfund med ingen eller kun få dominerende arter.

Makroalgernes dominansforhold kan beregnes ved (E_Q), der udtrykker, om et givet område er domineret af få arter, eller om arterne optræder med mere ensartet hyppighed (Smith & Wilson 1996, Middelboe & Sand-Jensen 2004). E_Q ligger mellem 0 og 1 og nærmer sig 1, når arterne i samfundet forekommer med ensartet hyppighed, mens E_Q nærmer sig 0, når få arter dominerer. E_Q er ikke egnet til sammenligninger på landsplan, men amternes lokale undersøgelser viser ikke tegn på, at dominansforholdet har ændret sig markant gennem overvågningsperioden. Der er dog enkelte områder, hvor dominansforholdet er blevet mere ensartet (E_Q er steget); det gælder fx Karrebæksminde Bugt og Århus Bugt. Områder som Horsens yderfjord og Vejle inderfjord er derimod blevet mere præget af få dominerende arter (E_Q er faldet).



Figur 11.4 Udvikling i makroalgernes artsantal (\pm standard error) gennem overvågningsperioden 1989-2003 for henholdsvis åbne kyster, yder- og inderfjorde. Artsantallet er beskrevet ved et indeks (se Bilag 1).

Sammenfattende var der ingen signifikant udvikling i makroalgensamfundet gennem overvågningsperioden 1989-2003, med undtagelse af de eutrofieringsbetingede alger, hvis dækningsgrad var faldet signifikant på 1-2 m dybde. Fra 2002 til 2003 er dækningsgraden dog steget i alle dybdeintervaller i alle områdetyper, så der er ikke noget, der umiddelbart tyder på, at miljøtilstanden er blevet bedre.

Klimakorrektioner

I et forsøg på at korrigere vegetationsparametrene for klimatiske variationer blev de beregnede vegetationsindeks korreleret med et sæt klimavariabler (soltimer, temperatur, vind og afstrømning). Vegetationsindeksene for de enkelte år blev korreleret med klimaparametre beregnet som årsgennemsnit (samt som maks. månedsgennemsnit for vind og temperatur) for hhv. 1) samme år, 2) året før og 3) perioden fra juli året før til juni samme år for at tage højde for en eventuel tidsforskydning i vegetationens respons.

Der var ingen systematiske sammenhænge mellem klimatiske variable og indeks for hhv. ålegræs, eutrofieringsbetingede alger og makroalge diversitet, som gjaldt datasættet som helhed, og derfor har vi ikke korrigeret vegetationsdata efter variationer i klimaet. Datasættene viste dog følgende korrelationer: Øget afstrømning gav tendens til en lavere dækningsgrad for ålegræs i inderfjordene på 2-4 m dybde ($p = 0,003$, data forskudt $\frac{1}{2}$ år) og 4-6 m dybde ($p = 0,004$, data forskudt 1 år).

Der var ligeledes en tendens til, at temperaturen påvirkede dækningsgraden af eutrofieringsbetingede alger i yderfjorde og langs åbne kyster. Høj maksimal temperatur målt $\frac{1}{2}$ -1 år tidligere havde tendens til at øge dækningsgraden af eutrofieringsbetingede alger på mellemdybder (2-6 m) i yderfjorde ($p = 0,048$ og $p = 0,022$ ved hhv. 2-4 m og 4-6 m) og store dybder langs åbne kyster ($p = 0,045$ ved 8-10 m). Omvendt gav en øget gennemsnitlig årstemperatur målt samme år tendens til at reducere dækningsgraden i yderfjorde (2-4 m, $p = 0,006$) og langs åbne kyster (1-2 m, 6-8 m og 8-10 m, $p = 0,03$, $p = 0,041$ og $p = 0,039$).

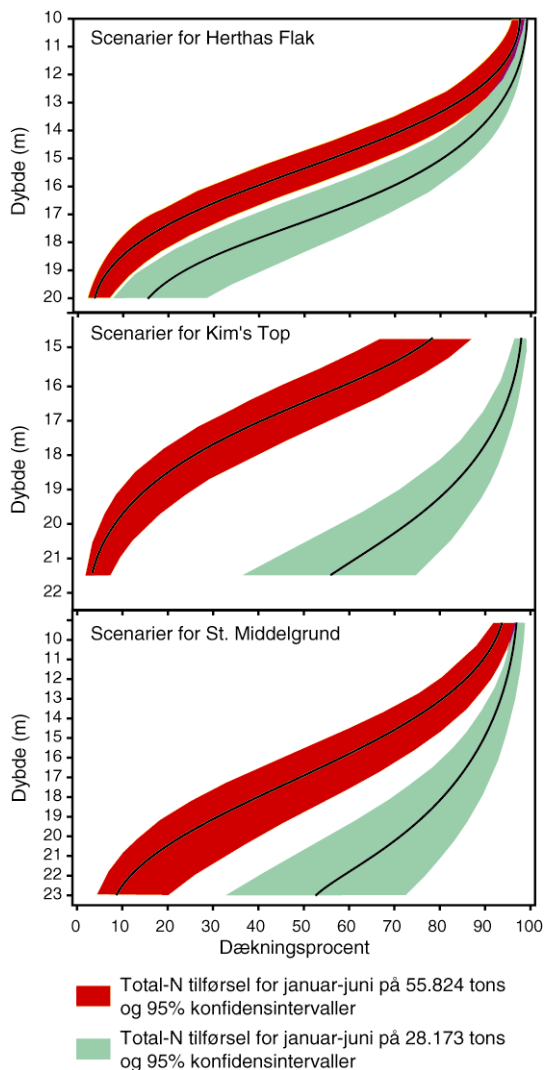
Makroalger på stenrev i de åbne farvande

Algevegetationen på hård bund overvåges på otte stenrev i Kattegat og ét i det nordlige Bælthav. Vegetationen beskrives med en samlet dækningsprocent for de oprette alger og i form af specifikke dækningsprocenter for de enkelte arter inkl. skorpeformede alger.

Vegetationen på stenrevene i de indre åbne farvande består af en flerlaget rød- og brunalgevegetation, der dækker det stabile substrat fuldstændigt ned til 10-12 m dybde. På større dybder end 12-14 m aftager algerne samlede dækning til et enkelt lag oprette alger, der ikke dækker hele substratet. De oprette algers dækning aftager med stigende dybde, hvorimod skorpeformede algebelægninger fortsat træffes med stor dækning på 24 m dybde.

Grønne søpindsvins græsning udgjorde en væsentlig begrænsende faktor for algevegetationen under springlaget på revet Schultz's Grund i det sydvestlige Kattegat og på den stenede havbund ud for Vejrhø i Samsø Bælt. På begge lokaliteter har græsningen stået på i nogle år. Ved en specialundersøgelse blev der også observeret masseforekomst af søpindsvin på den nærliggende Lillegrund nord for Samsø i august 2002. Fra andre dele af verden er masseforekomst af søpindsvin sat i forbindelse med reduceret prædationspres fra havoddere og hummere (*Little & Kitching 1996*). En sammenhæng mellem de væsentligt reducerede fiskebestande i de indre danske farvande og fremkomst af søpindsvin kan være en mulig forklaring, men der eksisterer ikke i dag et vidgrundlag om fisks føde på stenrevene, som kan underbygge en sådan hypotese.

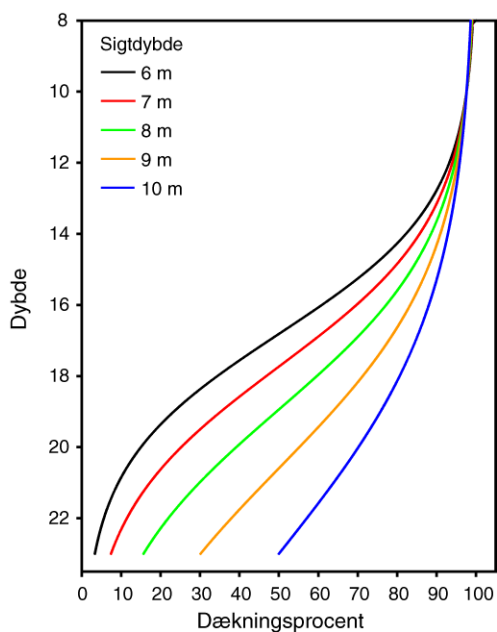
I *Dahl et al.* (in prep) er det vist, at vegetationens samlede dækning på dybvandede stenrev uden væsentlig påvirkning af søpindsvin korrelerer signifikant med tilførslen af enten kvælstof eller fosfor eller ferskvandsafstrømning til Kattegat i halvåret januar-juni forud for vegetationsundersøgelsen. Indstråling i samme periode, undersøgelsesdybden og lokaliteten var også signifikante parametre i de opstillede modeller, der alle havde en høj korrelation og signifikans ($r^2 = 0,79-0,801$, $P < 0,0001$). Bidrag fra efterårshalvåret havde derimod ingen signifikant effekt på vegetationen den efterfølgende sommer. Rev i det centrale Kattegat udviste en tydeligere respons på ændrede tilførsler til Kattegat end rev i det nordlige Kattegat omkring Kattegat-Skagerrak fronten. *Figur 11.5* viser modellens estimer på den samlede algedækning ved forskellige dybder på tre stenrev i Kattegat ved to scenarier, der svarer til henholdsvis den største og mindste kvælstoftilførsel til havområdet, som er registreret i tidsrummet januar-juni i perioden fra 1994-2003.



Figur 11.5 Estimerede middeldækninger for den samlede oprette algevegetation på tre stenrev i Kattegat ved to forskellige scenarier for kvælstoftilførsel svarende til største og mindste faktiske tilførsler i perioden fra 1994 og frem til 2003. 95% konfidensintervallerne på de estimerede middelværdier er angivet som et farvede bånd (fra *Dahl & Carstensen* in prep.).

En anden model (*Dahl & Carstensen* in prep) viste, at secchi-dybde, undersøgelsesdybde og indstråling også korrelerede fint med den samlede vegetationsudvikling på de undersøgte stationer på de dybvandede stenrev i Kattegat ($r^2 = 0,673$, $P < 0,0001$). *Figur 11.6* viser estimer på den samlede algedækning ved forskellige sigtdybder på baggrund af modellen.

Udviklingen af den oprette vegetations samlede dækning i 2003 på de undersøgte stationer afveg ikke signifikant fra gennemsnittet for perioden 1994-2001 (*tabel 11.1* og *figur 11.7*). Tre af de fire undersøgte stationer, som var ringere end gennemsnittet for perioden 1994-2001, er fra det nordligste stenrev, Herthas Flak, sydøst for Skagen.



Figur 11.6 Den samlede oprette makroalgedækning på en given dybde på stenrev i Kattegat ved forskellige scenarier af middel sigtdybder for forårsperioden (fra Dahl & Carstensen in prep.).

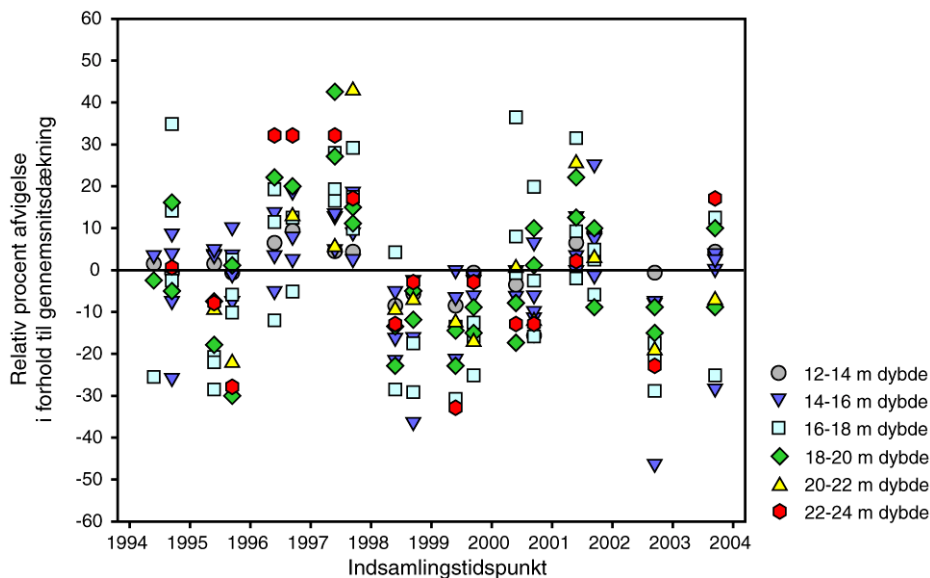
Multivariate analyser af algesamfund på Kim's top i det centrale Kattegat viser, at der er betydelige variationer i artssammensætning med stigende dybde ved undersøgelser, der er gennemført i august. Der kan derimod ikke ses tydelige udviklinger i form af, at algesamfund i august måned træffes på dybere vand i år med lav næringssalttilførsel i forhold til år med høj tilførsel. På den dybeste undersøgelsesstation er vegetationen i nogle år alene domineret af bugtet ribbeblad (*Phycodrys rubens*) og i andre af små tætte belægninger af røde trådalger af typen rødtot eller pudderkvastalge (*Bonnemaisonia hamifera* eller *Spermothamnion repens*).

Mængden af epifytiske trådformede alger var relativt høj på flere lavvandede stenrev i 2003. Klotang (*Ceramium rubrum*) var helt dominerende, hvorimod epifytiske brunalger som alm. vatalge (*Ectocarpus siliculosus*) kun forekom i mindre omfang.

Tabel 11.1 Den oprette algevegetations dækning på de undersøgte stationer på en række stenrev i Kattegat i forhold til gennemsnittet for perioden 1994-2001. ↑ og ↓ angiver, at flertallet af de undersøgte stationer har en mere henholdsvis mindre udviklet vegetationsdækning end gennemsnittet. ← → angiver, at antallet af stationer over og under gennemsnittet er ens. p-værdierne er beregnet med en såkaldt fortegnstest for, om forholdene er signifikant bedre eller ringere end gennemsnittet for perioden 1994-2001.

* = P < 5%, ** = P < 1%, *** = P < 0,1%.

Undersøgesår	Måned	Antal observationer	Samlet vegetationsdækning i forhold til gennemsnit for 1994-2001	P-værdi
1994	juni	4	← →	ej sign.
	august	11	↑	ej sign.
1995	juni	11		↓
	august	12		↓
1996	juni	9	↑	ej sign.
	august	9	↑	*
1997	juni	11	↑	***
	august	11	↑	***
1998	juni	10		↓
	august	10		↓
1999	juni	10		↓
	august	11		↓
2000	juni	10		↓
	august	12		↓
2001	juni	11	↑	ej sign.
	august	11	↑	ej sign.
2002	august	12		↓
2003	august	11	↑	ej sign.



Figur 11.7 Den relative afvigelse i algedækningen i forhold til gennemsnitsværdien for de enkelte stationer og undersøgelsestidspunkter, hvorfra der foreligger data i perioden 1994-2001. Afvigelserne er angivet pr. 2 meters dybdeintervaller. Stationer, hvor algevegetationens udbredelse er begrænset af andre faktorer end lyset, fx søpindsvin eller substratets beskaffenhed, er udeladt. På grund af metodeændringer i 1994 er tidligere undersøgelser ikke medtaget i sammenligningen.

Konklusion

Sammenfattende viste vegetationen følgende udvikling:

- ingen ændring i ålegræssets dybdegrænse langs åbne kyster i perioden 1989-2003
- ålegræssets dybdegrænse er faldet i inder- og yderfjorde i perioden 1989-2003
- ålegræssets dækningsgrad er generelt faldet på 1-2 m's dybde i perioden 1989-2003
- ålegræssets dækningsgrad er desuden faldet på 2-6 m's dybde i yderfjorde fra 1989-2003

- ingen udvikling i dækningsgraden af eutrofieringsbetingede alger gennem perioden 1989-2003, bortset fra et fald på 1-2 m's dybde i inderfjordene
- ingen udvikling i antallet af makroalgearter i perioden 1989-2003
- vegetationsforholdene på de dybvandede stenrev i Kattegat var i 2003 ikke signifikant bedre end gennemsnittet for perioden 1994-2001.

12 Udvikling i bundfauna

Bundfauna

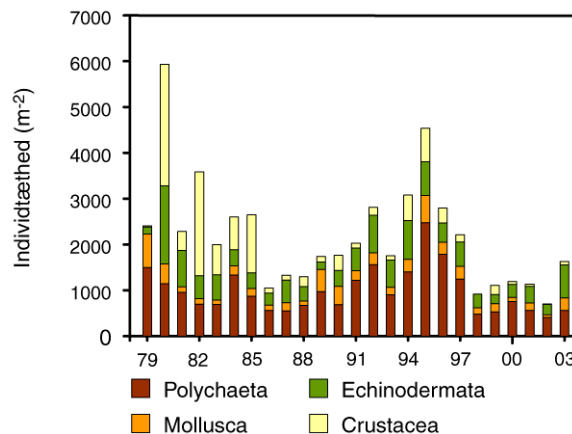
Den marine bundfaunas bestandsstørrelse og artsammensætning er et resultat af mange både naturlige og menneskeskabte faktorer, hvoraf de senere års eutrofiering sandsynligvis er den vigtigste. Eutrofiering påvirker bundfaunaen ved biostimulering gennem øget tilførsel af organisk materiale, der kan udnyttes som føde, men kan også føre til øget mortalitet grundet øget hyppighed af iltsvind. Hvorvidt en reduktion beror på mindsket fødetilgang eller skyldes iltsvind, kan kun afgøres, når man kender værdierne af påvirkningsfaktorerne. I efteråret 2002 blev de danske kystvande ramt af det hidtil mest udbredte og langvarige iltsvind siden starten af målingerne i 1970'erne (Ærtebjerg *et al.* 2003). Kvalitative og kvantitative observationer fra en undersøgelse af de ramte områder indikerede markante negative effekter på bundfaunaen (Hansen *et al.* 2003). Senere kvantitative undersøgelser af genindvandringen til disse områder synes at bekræfte de kvalitative observationer (Hansen *et al.* 2004). Da de fleste af NOVA-prøverne i 2002 blev taget om foråret før iltsvindet, kom effekterne af iltsvindet ikke med i sidste års havrapport, og derfor vil en stor del af dette kapitel fokusere på, hvorvidt – og i givet fald hvordan – iltsvindet i 2002 har påvirket bundfaunaens bestandsstørrelse, sammensætning og artsrigdom på stationerne i NOVA-programmet. Som grundlag for at vurdere effekten er der lavet modelberegninger af iltsvindets varighed på de enkelte gridområder, der er fremkommet ved brug af faktiske iltmålinger i en ekstrapoleringsmodel (Ærtebjerg *et al.* 2003).

Til analyse af udviklingen af bundfauna er der primært anvendt følgende materiale: 1) lange tidsrækker (ca. 25 år) fra tre stationer i de åbne indre danske farvande, oprindeligt oprettet inden for rammen af HELCOM., 2) serier over 14 år fra yderligere 4 stationer i de åbne indre farvande og 3) bundfauna grid-områder i NOVA-programmet hovedsagelig i fjorde, bugter og vige, der nu omfatter data fra 6 år.

På de 3 HELCOM-stationer i de indre danske farvande har den totale bundfaunatæthed svinget over de sidste 25 år med høje værdier i begyndelsen af 1980'erne og midt i 1990'erne efterfulgt af et markant fald (figur 12.1). Værdierne fra 2003 var dog højere end de fem foregående år og bryder dermed det tidligere fald. Stigningen skyldes primært echinodermer og mollusker.

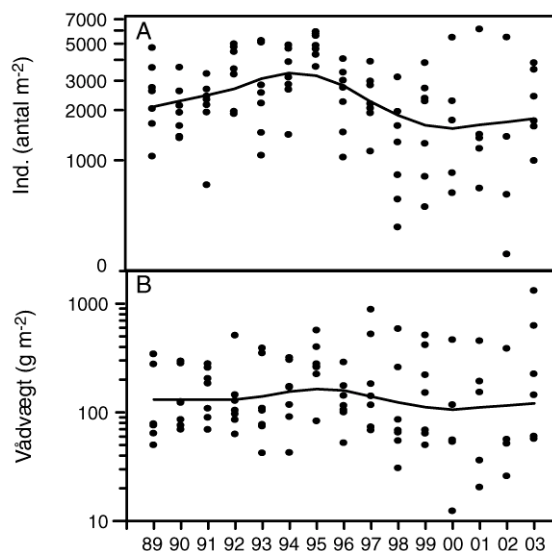
Udviklingen af tæthed og biomasse på de 7 stationer, hvorfra data stort set findes fra alle årene i perioden 1989-2002, viser det samme mønster, dog

med mindre tidlige variationer i biomasse (figur 12.2). Data fra 2003 synes at bryde den nedadgående tendens siden 1995.

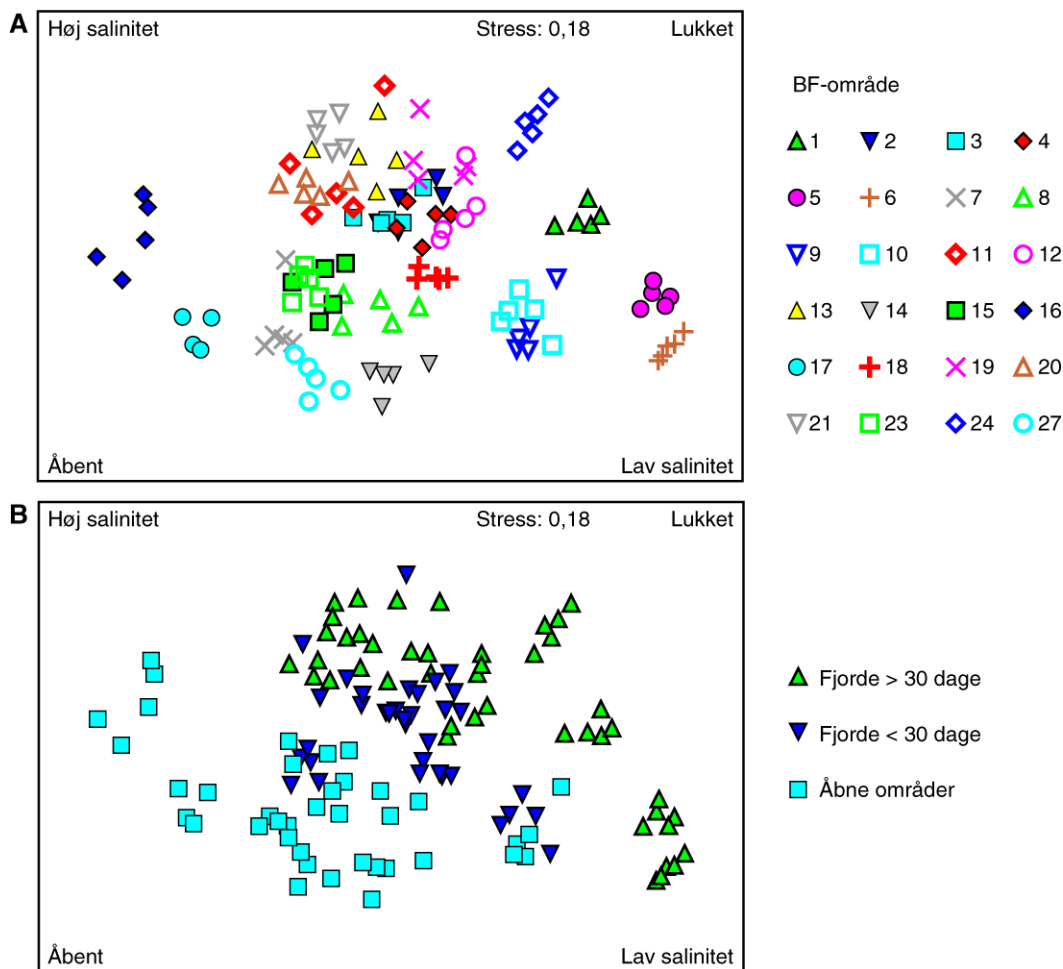


Figur 12.1 Tidsmæssig udvikling i den totale individtæthed fordelt på taksonomiske hovedgrupper fra de 3 HELCOM-stationer i de indre danske farvande. Polychaeta = børsteorme; Mollusca = muslinger og snegle; Echinodermata = pighude, herunder søstjerner og sømus; Crustacea = krebsdyr.

Data fra alle DMU's 22 stationer i de åbne indre danske farvande indikerer også en stigning af tæthed og biomasse i 2003 sammenlignet med de foregående år i NOVA-programmet.



Figur 12.2 Tidsmæssig udvikling på de 7 stationer i de indre danske farvande, hvorfra data findes fra stort set alle årene i perioden 1989-2003. A) individtæthed og B) biomasse udtrykt som g vådvægt pr. m². Kurver er tilpasset med LOWESS glidende middelværdiberegning (tension = 0,5). Bemærk at Y-aksen har 10Log skala.



Figur 12.3 MDS-plots af alle NOVA-data fra 1999-2003 fra 24 bundfaunaområder. De viser Bray-Curtis lighed mellem områder (symbol og farve kombination, delfigur A). Data er rod-rod transformerede middelværdier af individtæthed på artsniveau fra hver prøvetagning (med undtagelse af BF23 og BF24 er alle forårsprøver). I delfigur B er data fra lukkede områder (opholdstid > 30dage) markeret med grøn farve, data fra halvlukkede områder (opholdstid < 30 dage) med mørkeblå farve og åbne havområder med lyseblå farve.

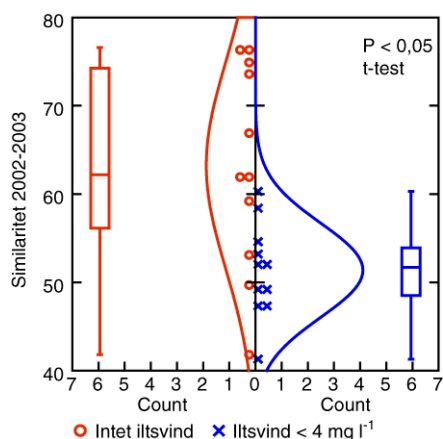
Faunaens artsammensætning i NOVA-programmets gridområder (BF-områder) blev analyseret med MDS for at vurdere omfanget af den tidlige variation i NOVA-perioden. Grundet begrænsninger i softwaren (PRIMER) blev analysen begrænset til de 5 år 1999-2003. Det totale materiale omfattede 24 områder, hvor prøverne i langt de fleste tilfælde er taget med en identisk metode. I alt blev der fundet 488 taksonomiske enheder (hovedsagelig arter) i de over 5.000 hapsprøver. Resultatet af MDS med Bray-Curtis lighedsindeks på $\sqrt{}$ -transformerede tætheder er vist på figur 12.3.A Det kan ses, at variationen i sammensætning mellem forskellige år er lille i forhold til den geografiske variation, og at den tidlige variation indenfor hver station er nogenlunde af samme størrelsesorden. Dog skiller prøverne fra 2003 sig ud fra de øvrige år i de to BF-områder, BF07 i Hevring Bugt og BF11 i Ringgårdsbasinet.

Endvidere kan områderne rumligt opdeles i forskellige typologier karakteriseret af saltholdighed

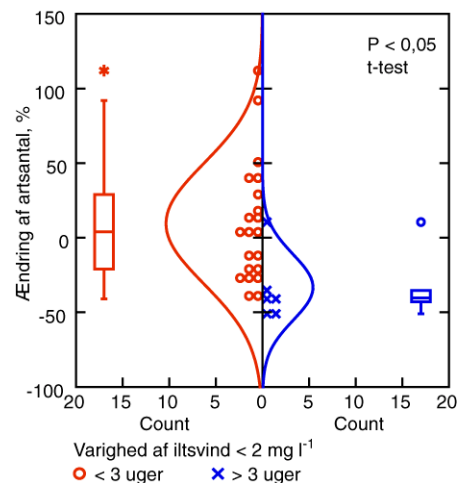
og vandomsætning. På figur 12.3.B er vist en opdeling i tre regioner baseret på vandomsætning: 1) åbne områder (lyseblå farve), 2) åbne bugter og vige (fjorde) med en opholdstid kortere end 30 dage (fx flere østjyske fjorde, mørkeblå farve), og 3) mere lukkede områder med en opholdstid længere end 30 dage (fx Limfjordsystemet, Roskilde Fjord mv., grøn farve). Denne opdeling er uafhængig af saltholdighedsgradienten, der går på tværs af opdelingen med hensyn til lukkethed. Indenfor denne overordnede inddeling er det på tilsvarende vis muligt at foretage en finere inddeling baseret på saltholdighed og vandomsætning.

Samlet set er der hverken sket stigning eller fald i 2003 af total individtæthed, biomasse eller artsantal (tabel 12.1, 12.2, 12.3). Af de kendte påvirkningsfaktorer har dog iltsvind i efteråret 2002 målt som koncentrationer < 4 mg l⁻¹ forekommet på 13 af de 24 BF-områder, og målt som < 2 mg l⁻¹ på 10 af de 24 områder. Det har derfor været muligt at foretage en statistisk test af, hvorvidt iltsvindet har på-

virket artssammensætning og artsrigdom. Iltforholdene i de enkelte områder er tilvejebragt ud fra extrapoleringsmodellen, mens ændringer i faunaen er kvantificeret som relative ændringer i artsantal og Bray-Curtis similaritet mellem prøver før og efter iltsvind fra de forskellige BF-områder. Testning med t-test viste signifikante forskelle ($P < 0,05$) for to grupperinger. Områder, der var ramt af iltsvind ($< 4 \text{ mg l}^{-1}$), viste en signifikant større dissimilaritet (forskellighed) mellem prøvetagningerne, som i de fleste tilfælde var forår 2002 og forår 2003, dvs. en større ændring af sammensætning sammenlignet med områder, hvor der ikke var iltsvind mellem prøvetagninger (figur 12.4). For BF23 og BF24, hvor NOVA-prøver tages om efteråret – oftest efter iltsvindet – blev ligheden relateret til iltsvind det samme år. I modsætning til artssammensætning var antallet af arter ikke påvirket af iltsvindets forekomst, hvad enten grænsen var sat til 4 mg l^{-1} eller 2 mg l^{-1} . Der er dog en effekt af iltsvind på artsantallet, når varigheden af kraftigt iltsvind ($< 2 \text{ mg l}^{-1}$) oversteg 3 uger (figur 12.5, se også rapporten *Genindvandring af bundfauna efter iltsvindet 2002*, Hansen et al. 2004), hvor områder med iltsvind i mere end 3 uger viste større ændringer (reduktioner) af antallet af arter mellem før og efter iltsvindet. De hårdest ramte områder i kyst- og fjordprogrammet, dvs. hvor store reduktioner af artsantallet var sket, var det nordlige Lillebælt, Århus Bugt, Skive Fjord og området i Hvering Bugt. Stor reduktion blev også observeret i Smålandsfarvandet i november 2002 (Storstrøms Amt). Faunaen var atter normaliseret i foråret 2003 med hensyn til artsantal og individantal (tabel 12.1 og 12.3), men ikke med hensyn til biomasse (tabel 12.2).



Figur 12.4 Resultat af t-test af forskelle i Bray-Curtis similaritet mellem prøver før og efter iltsvind (typisk forår 2002 og forår 2003) mellem områder, hvor iltsvind har forekommet med koncentrationer $< 4 \text{ mg l}^{-1}$, og områder hvor iltsvind ikke har forekommet. Medianværdier og variationsmål for hver gruppe er præsenteret ved 'Box and Whiskers' layout og fordeling af data midt i figuren. Fra områderne BF10, BF11 og BF13 indgår data fra enkelte stationer i nærheden af BF-områderne og data fra BF18 er ikke medtaget.



Figur 12.5 Resultat af t-test for forskelle af relative ændringer af antallet af arter (i ca. 45 Haps-prøver) mellem prøver før og efter iltsvind (typisk forår 2002 og forår 2003) mellem områder, hvor iltkoncentrationer $< 2 \text{ mg l}^{-1}$ har forekommet med en varighed > 3 uger, og øvrige områder med kortere varighed eller med iltkoncentrationer $> 2 \text{ mg l}^{-1}$. Medianværdier og variationsmål for hver gruppe er præsenteret ved 'Box and Whiskers' layout og fordeling af data midt i figuren.

Tabel 12.1 Total individtæthed, antal m^{-2} , i de enkelte kystnære bundfaunaområder 1998-2003. Grøn baggrund betyder, at der er sket en stigning i forhold til gennemsnittet i de forudgående år, rød at der er sket et fald.

Område		Individttæthed					
		1998	1999	2000	2001	2002	2003
Roskilde Bredning	BF01	7091	8056	7512	8092	14629	14904
Horsens midt og inderfjord	BF02	564	372	564	850	986	663
Vejle midt og inderfjord	BF03	1097	1428	1055	698	1266	1705
Kolding midt og inderfjord	BF04	2067	2314	643	1232	1315	2249
Ringkøbing Fjord	BF05	9306	5601	3957	3617	4222	9327
Nissum Fjord	BF06	16684	9270	7287	5868	3764	6249
Hvering Bugt	BF07	2397	3581	5949	4990	3783	1449
Øresund	BF08	1722	1615	3776	1761	674	1538
Køge Bugt, midt	BF09	5733	9535	7029	9591	9220	6298
Odense Fjord	BF10	11189	14767	17071	12413	8085	11395
Ringgårdbassin	BF11	399	550	507	965	421	276
Roskilde Fjord N, Frederiksværk Bredning	BF12	1919	1076	3754	1208	1.813	4579
Isefjord	BF13	1694	1548	769	1736	1489	3248
Kattegat	BF14	1862	1588	1733	1202	1246	1534
Lillebælt	BF15		1086	1762	748	986	766
Karrebæksminde Bugt	BF18	2991	1622	3574	2567	2462	2247
Skive Fjord	BF19	2904	702	524	3809	11770	4575
Nissum Br.	BF20	1493	1337	2938	2099	5308	4269
Løgstør Br.	BF21	2824	1010	1224	502	3305	1750
Vadehav N	BF22	7349	10680	15696	19499	12773	13265
Århus Bugt	BF23	1540	1546	3164	3589	1943	9512
Mariager Fjord	BF24	4205	4270	3436	2195	1528	679
Flensborg Fjord	BF25	2802	497	787	835	599	1151
Vadehav S	BF26	34697	60513	45119	34057	31573	65902
Nivå Bugt	BF27					2848	3527
Middel		5414	6024	5826	5172	5120	6922

Disse resultater støtter antagelsen om, at artsrigdommen er en relativt robust variabel, mens arts sammensætning er mere følsom overfor lave ilt niveauer. Årsagen til at sammensætning og artsrigdom responderer forskelligt på iltvind af kortere varighed kan være, at de voksne individer, der elimineres, delvis erstattes af bundfældningen af larver samme efterår. Eftersom det er usandsynligt, at de eliminerede populationer erstattes kvantitativt fuldt ud af nye kolonister, vil en ændring af sammensætningen ske samtidigt med, at det samlede artsantal bibeholdes af nye arter. Ved iltvind med lang varighed derimod er det muligt, at også bundfældningen af rekrutter forhindres, eller at mortaliteten i de eksisterende populationer er så stor, at den ikke lader sig erstatte af diversiteten af

de bundfældede rekrutter (se også rapporten *Genindvandring af bundfauna efter iltsvindet 2002*, Hansen et al. 2004).

Resultaterne demonstrerer således, at effekterne af iltsvindet var forskellige afhængigt af iltkoncentration og varighed, og forskellige faunavariabler responderede på forskellige måder. Selv inden for en variabel, fx biomasse, kunne responsen variere afhængigt af tolerancen overfor iltmangel hos dominerende arter. Et klart eksempel herpå er det nordlige Lillebælt, hvor biomassen ikke reduceredes nævneværdigt på trods af det kraftige og langvarige iltvind simpelthen fordi, biomassen her næsten helt var domineret af den meget iltvindsresistente molbøsters *Arctica islandica*.

Tabel 12.2 Total biomasse af bunddyr, g m⁻², i de enkelte kystnære bundfaunaområder 1998-2003. Grøn baggrund betyder at der er sket en stigning i forhold til gennemsnittet i de forudgående år, rød at der er sket et fald, og grå at der ikke har været nogen udvikling. t angiver, at biomassen er målt i tørstof, og v at biomassen er målt som vådvægt.

Område		Biomasse					
		1998	1999	2000	2001	2002	2003
BF01	t	368	411	291	162	365	602
BF02	t		273	161	288	278	143
BF03	t		416	279	217	125	89
BF04	t		360	138	136	211	81
BF05	t	132	181	82	134	163	522
BF06	t	160	12	14	21	48	46
BF07	t	59	98	211	128	170	32
BF08	v	129	103	83		169	19
BF09	t	64	93	78	89	95	81
BF10	v	599	173	163	233	374	207
BF11	v	33	18	7	24	5	3
BF12	v	582	152	724	404	365	412
BF13	t	11		9	18	157	330
BF14	v	27	24	47	34	27	103
BF15	t		76	209	407	615	616
BF18	v	168	87	92	210	151	6
BF19	v	21	610	315	151	365	72
BF20	v	303	339	616	409	250	459
BF21	v	174	375	790	638	507	418
BF22	t	176	126	226	271	244	274
BF23	t	64	207	215	71	262	175
BF24	t	58	382	450	397	666	667
BF25	t	149	63	109	159	71	12
BF26	t	503	531	400	272	280	1005
BF27	v		82	480	544	474	533
Middel		189	216	248	226	257	276

Tabel 12.3 Samlet antal arter, der er fundet i de enkelte kystnære bundfaunaområder og som total gennemsnit, 1998-2003. Grøn baggrund betyder, at der er sket en stigning i forhold til gennemsnittet i de forudgående år, rød at der er sket et fald, og grå at der ikke har været nogen udvikling. Prøvetagningsarealet er enten 123 cm² eller 143 cm². I områderne i Vadehavet er der anvendt et prøvetagningsareal på 490 cm².

Område		Antal arter					
		1998	1999	2000	2001	2002	2003
BF01		29	29	23	30	30	27
BF02			24	24	40	46	29
BF03			52	36	55	47	35
BF04			57	36	61	58	43
BF05		20	22	22	17	15	21
BF06		30	29	33	28	27	28
BF07		76	69	87	91	95	55
BF08		68	51	54	52	30	52
BF09		26	30	28	35	34	24
BF10		66	78	57	57	56	57
BF11		27	28	25	19	17	12
BF12		33	30	31	37	33	29
BF13		24	36	19	15	17	22
BF14		63	51	61	66	59	68
BF15		35	50	51	27	61	28
BF18		42	34	36	35	38	30
BF19		31	36	24	41	46	30
BF20		33	31	49	34	41	58
BF21		42	34	32	35	36	29
BF22		43	43	41	47	42	33
BF23		62	46	54	57	33	64
BF24		17	14	28	26	21	24
BF25			30	30	17	24	15
BF26		41	36	43	40	42	43
BF27			62	65	57	62	73
Middel		40	40	40	41	40	37

Filtratorer

I 2003 blev der foretaget opgørelser af bestande af og græsningspotentialer for bentiske filtratorer i typeområderne Skive Fjord, Horsens Fjord, Ringkøbing Fjord, Odense Fjord og Roskilde Bredning i Roskilde Fjord. For de fleste af områderne er det blåmuslingen *Mytilus edulis*, der er den dominerende filtrator, dog ikke i Odense Fjord (børsteormen *Nereis diversicolor*) og Ringkøbing Fjord (sandmuslingen *Mya arenaria*). I alle områderne er det opgjorte græsningspotentiale stort og varierer mellem 0,6-8 gange vandområdernes volumen dagligt.

I forhold til 2002 har der været mindre udsving i bestandene af filtratorer. Mest markant er ændringerne i Skive Fjord, hvor de meget lave tætheder og biomasser observeret i 2002 er blevet ændret til niveauer sammenlignelige med resten af perioden fra 1998. Hele øgningen er dog sket på dybder < 4 m, idet massivt iltsvind ramte Skive Fjord i sommeren 2003 på større dybder. Størst tæthed og biomasse blev fundet på vanddybder mellem 1-2 m, hvor der stort set ikke forekommer iltsvind eller fiskeri. I de andre områder har udviklingen været mindre markant, om end der i Seden Strand i Odense Fjord har været en længerevarende negativ trend i tæthed af børsteorme. Græsningspotentialer er dog fortsat højt i Seden Strand.

Konklusioner

- Det tidligere observerede fald af individtæthed og biomasse i de åbne farvande i områder uden kraftige iltsvind fortsatte ikke i 2003, hvor der var højere værdier end de foregående år i NOVA-perioden.
- De tidlige ændringer af artssammensætning i perioden 1999-2003 indenfor de enkelte kyst- og

fjordområder var lille i forhold til de rumlige forskelle mellem områder. Det biologiske materiale muliggør en inddeling af de danske kyst- og fjordmiljøer i nogle få fysiske typologier karakteriseret af saltholdighed og forskellig vandomsætning. Typologier der vil kunne bruges ved implementering af Vandrammedirektivet.

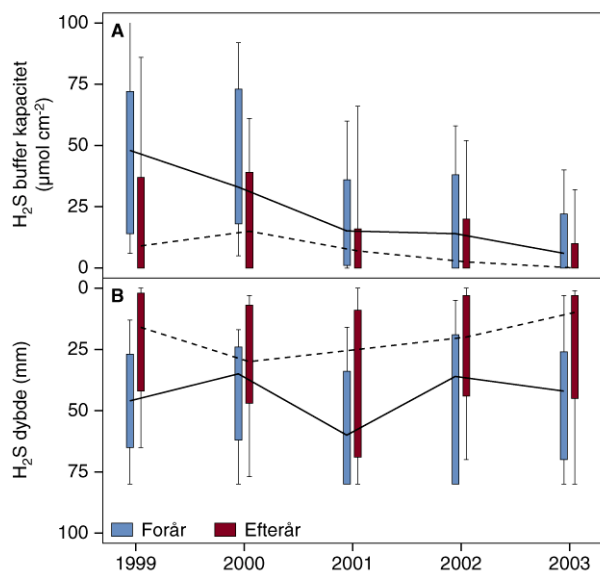
- Data for individtæthed, biomasse, artssammensætning og artsrigdom fra kyst- og fjordområder viste i 2003 ikke nogen ensrettet eller fælles tendens mellem områder sammenlignet med foregående år. En bidragende årsag hertil var sandsynligvis, at ca. halvdelen af områderne i efteråret 2002 var ramt af iltsvind.
- Der var en større ændring i artssammensætningen, målt med Bray-Curtis lighed, mellem prøver før og efter iltsvind i de områder, der var ramt af iltsvind, og denne forskel var statistisk signifikant for hele NOVA-materialet. I områder med langvarige iltsvind < 2 mg l⁻¹ forekom der endvidere markante reduktioner i artsantallet.
- De hårdest ramte områder i kyst- og fjordprogrammet, dvs. hvor store reduktioner af artsantallet var sket, var det nordlige Lillebælt, Århus Bugt, Skive Fjord og området i Hevring Bugt. Stor reduktion blev også observeret i Smålandsfarvandet i november 2002 (Storstrøms Amt), men denne var blevet kompenseret i foråret 2003 (tabel 12.3).
- Resultaterne demonstrerer, at effekterne af iltsvind var forskellige afhængigt af iltkoncentration og varighed, og forskellige faunavariable responderede på forskellige måder.

13 Sedimentkemi

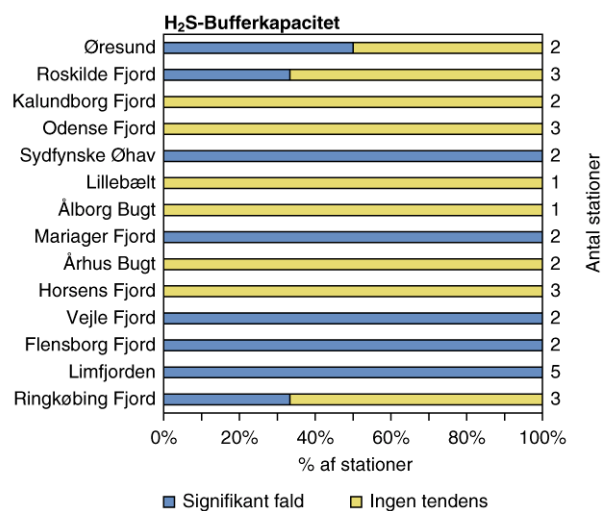
Sedimentets svovlbrintebufferkapacitet (SBK) og svovlbrintefront (SBF) blev i 2003 bestemt hhv. forår og efterår på stationerne i typefjordene og i de repræsentative områder. Målingerne er et mål for det, man kalder bundens sundhedstilstand, idet SBK fortæller, hvor meget bunden kan tilbageholde af det uhyre giftige H_2S , der dannes ved omsætningen af organisk stof i havbunden. Bestemmelsen af SBF fortæller, hvor tæt H_2S er i at nå op til sedimentoverfladen og ud i bundvandet. I foråret 2003 blev der i lighed med foråret 1999 målt glødetab (som mål for sedimentets totale indhold af organisk stof) samt indhold af næringsstofferne TN, TP og Fe-P (jernbundet fosfat) i typefjorde og repræsentative områder. Fe-P er den P-pulje, der lettest frigives fra sedimentet til vandfasen i situationer med dårlige iltforhold i bundvandet og er derfor den mest betydende fosforpulje for en potentiel intern belastning af det kystnære marine miljø.

Sedimentets svovlbrintebufferkapacitet og H_2S frontens dybdeudbredelse

SBK og SBF er blevet målt siden 1999, og viser for alle årene en signifikant forskel mellem forårs- og efterårsmålingerne (figur 13.1). Således var SBK højest i foråret, hvor SBF lå dybest nede i fjordbunden. Selvom SBF flyttede mod sedimentoverfladen i løbet af sommerhalvåret, og SBK samtidig aftog, var der en ringe men dog signifikant korrelation mellem SBF og SBK ($p < 0,0001$, $r = 0,15521$ Pearson). Figur 13.1 viser et signifikant fald i SBK både forår ($p < 0,0001$, $r = -0,418$) og efterår ($p < 0,0001$, $r = -0,182$, begge Pearson) i perioden 1999-2003. Det skal dog bemærkes, at

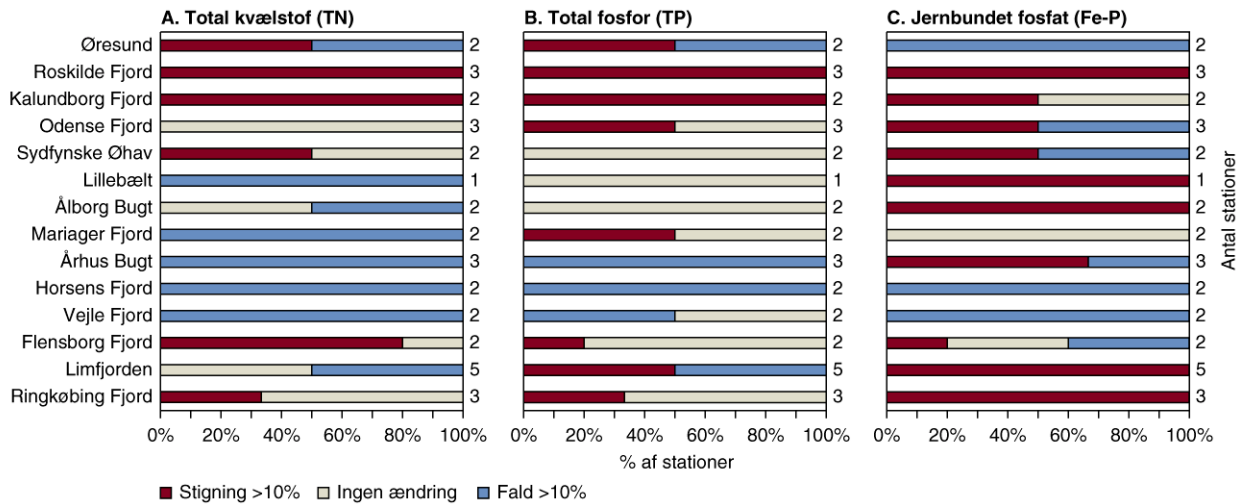


Figur 13.1 A: Svovlbrintebufferkapaciteten (SBK; $\mu\text{mol cm}^{-2}$) målt forår og efterår. B: Dybden (mm) af svovlbrintefronten (SBF). Middelværdien for samtlige målinger er vist sammen med 25%- (tykke søjler) og 75%-fraktilerne (tynde søjler).



Figur 13.2. Ændring af SBK fra foråret 1999 frem til 2003 vist i % af de stationer, som er undersøgt i 14 områder. Antallet af stationer i hvert område er vist til højre. Bemærk at for alle signifikante ændringer er der tale om et fald i SBK. Der blev ikke observeret nogle signifikante stigninger.

når alle amters observationer præsenteres som et landsgennemsnit, vil generaliseringen naturligvis føre til, at der forekommer forskelle mellem det overordnede generaliserede mønster og de observationer, der er gjort på de enkelte stationer. Opgjort på typeområder og repræsentative områder viste SBK om foråret - fra 1999 frem til 2003 - et fald på 32 ud af samtlige 33 stationer. På 16 af stationerne var faldet signifikant ($p < 0,05$, Kendall) (figur 13.2). På en station i hhv. Det sydfynske Øhav og i Mariager Fjord var der endog tale om en reduktion på helt op til 100% i forhold til 1999, hvilket altså betyder, at bunden ikke længere har tilstrækkelig kapacitet til at tilbageholde H_2S selv under perioder med kortvarige iltsvind. Ellers blev de største reduktioner af SBK fra foråret 1999 frem til foråret 2003 observeret i Vejle Fjord, Flensborg Fjord og Limfjorden, hvor SBK faldt med gennemsnitlig 90% af 1999 værdierne. Konsekvensen af den voldsomme reduktion i SBK er, at bunden i perioder med iltsvind på et tidligere tidspunkt (end normalt) vil lade H_2S slippe ud i vandet og derved eskalere et begyndende iltsvind. Der var iltsvind i både sensommeren 2001, 2002 og 2003, hvilket har reduceret SBK. Det er tænkeligt, at det meget kraftige iltsvind i 2002 og ikke mindst eftervirkningerne deraf har påvirket SBK i negativ retning. Dels har iltsvindet i sig selv reduceret SBK markant i sensommeren/efteråret 2002, dels har fjordbunden ikke siden genvundet samme høje SBK i løbet af vinteren og forårsmånederne, som det var tilfældet i 1999 og 2000, fordi fjordbunden ikke er blevet tilstrækkeligt iltet i løbet af denne periode.



Figur 13.3 Ændringer i sedimentets indhold af A) TN, B) TP og C) Fe-P i sedimentets øverste 10 cm målt i hhv. 1999 og 2003. Antallet af stationer, som er undersøgt i 14 områder, er vist til højre. Hyppigheden af stigning i næringsstofindhold på > 10%, fald på > 10% eller ingen ændringer (dvs. stigning eller fald < 10%) er vist som % af antallet af de stationer, der er undersøgt.

Hvornår fjordbunden igen opnår den samme høje SBK, som blev observeret i 1999 og 2000, forbliver formodentligt ubesvaret, da SBK ligesom SBF udgår af det fremtidige overvågningsprogram (NOVANA).

Næringsstofpuljer og organisk stof

Næringsstofpuljer og det totale organiske stofindhold blev målt på 32 stationer fordelt på 5 typeområder og 9 repræsentative områder. Det skal påpeges, at der ikke er nogen umiddelbar sammenhæng mellem omsætningen af organisk stof og glødetabet, da hovedparten af sedimentets glødetab udgøres af uomsætteligt organisk stof, som bliver begravet permanent i fjordbunden (Christensen et al. 1996). Tilsvarende giver data om sedimentets indhold af TN og TP ikke oplysninger om, hvor stor en del af det kvælstof og fosfor, der forekommer i sedimentet, der aktivt indgår i stofomsætningen, da en betydelig del af TN og TP er bundet i uomsættelig form (Christensen et al. 1996). Den gennemsnitlige størrelse af næringsstofpuljerne og indholdet af organisk stof i sedimentet var den samme i hhv. 1999 og 2003 (data ikke vist). Ud fra samtlige observationer i 1999 og 2003 (N = 68) kan følgende landsgennemsnit i sedimentets øverste 10 cm beregnes: TN: $181,0 \pm 77,2$ g N m⁻², TP: $35,7 \pm 16,0$ g P m⁻², Fe-P: $2,8 \pm 1,9$ g m⁻² og organisk stof (dvs. glødetab): $3.931,1 \pm 1.300,6$ g m⁻². Ligesom for SBK dækker de forholdsvis høje standardafvigelser over store variationer mellem områderne og de enkelte stationer. På landsplan blev der ud af de undersøgte 32 stationer observeret ændringer på >10% i næringsstofindholdet på 24 og 18 stationer for hhv. TN og TP, hvor stigning og fald fordelte sig ligeligt (figur 13.3). Med andre ord er det altså ikke entydigt, om der på landsplan er sket en stigning eller et fald i næringsstofpuljerne og det organiske stofindhold i NOVA-perioden (1999-2003). Det bør nævnes, at den lave frekvens (hvert 6. år) og den

begrænsede prøvestørrelse (<100 cm²) kan medføre, at de målte ændringer er opstået som følge af sedimentets heterogenitet selv inden for et lille område. I Vejle Fjord for eksempel var der tale om et fald på 23 og 30% for hhv. TN og TP samt > 10%-fald for Fe-P og org.C (ikke vist), mens der blev observeret stigninger på > 10% i de samme puljer i fx Kalundborg Fjord (12 og 25% for hhv. TN og TP). Med andre ord, på trods af at der i mange af de undersøgte områder viste sig målelige ændringer på mere end 10% (dvs. et stigende eller faldende indhold), var der områder og stationer, hvor der ikke blev observeret betydende ændringer i TN og TP (dvs. <10%): Odense Fjord (TN) og Det sydfynske Øhav, Lillebælt samt Mariager Fjord (TP). Nok så interessant var det, at der på 5 stationer, hvor SBK faldt (Det sydfynske Øhav, Mariager Fjord, Limfjorden og Ringkøbing Fjord), blev observeret en stigning i Fe-P. Når oxideret jern, der binder fosfat, reduceres, falder SBK, og PO₄³⁻ frigøres. Derfor ville det forventes, at også Fe-P faldt, hvilket altså ikke var tilfældet på de 5 stationer. Desværre har det ikke været muligt at belyse dette paradoks med de tilgængelige data.

Der er tidligere rejst tvivl om informationsværdien af bestemmelse af TN, TP og glødetab, idet målinger af disse parametre i overvågningsprogrammer før NOVA ikke har givet oplysninger om ændringer i sedimentpuljerne efter en belastningsændring (Christensen et al. 1996). Alligevel blev disse analyser fortsat i NOVA om end med reduceret frekvens samtidig med bestemmelsen af Fe-P puljen, som udtryk for den mere bioaktive fosfat, der kan frigøres fra sedimentet, særligt i forbindelse med iltsvind. Efterfølgende er det besluttet, at næringsstofpuljer og organisk stof ikke bliver overvåget i det fremtidige NOVANA-program.

14 Tungmetaller i muslinger, fisk og sediment

NOVA-programmet omfatter analyser af tungmetallerne zink (Zn), kobber (Cu), nikkel (Ni), bly (Pb), cadmium (Cd) og kviksølv (Hg). Desuden er medtaget enkelte regionale prøver, analyseret efter NOVA-programmets metoder. Analyserne udføres dels årligt i biota (blåmuslinger, sandmuslinger, rødspætter og skrubber), dels for anden gang inden for programperioden i sediment. Siden 2002 har Fyns, Ribe og Ringkøbing Amt efter aftale ændret prøvetagningsstrategien, for at opnå en bedre geografisk dækning, men færre tidstrend stationer.

Alle metallerne forekommer naturligt i havmiljøet med et såkaldt baggrunds niveau. Menneskeskabt forurening kan give forhøjede værdier, fx i forbindelse med spildevandsudledning. Cd og Hg er begge giftige i meget lave koncentrationer for de fleste former af liv og kan ophobes op igennem fødekæden. Pb er ligeledes et giftstof, men ophobes ikke så meget som Cd og Hg. Ni, Cu og Zn er nødvendige mikronæringsstoffer, der dog ved høje koncentrationer har giftvirkning. Muslinger anvendes som generel indikator for belastningen af tungmetaller i havmiljøet.

Vurdering af målte koncentrationer

I temadelen gennemgås den tidlige udvikling og kvalitetssikring nærmere, her gives kun en oversigt over årets målinger.

Koncentrationer af metaller vurderes primært i forhold til OSPAR (1998) "Ecotoxicological Assessment Criteria" (EAC, se afsnit 15 for gennemgang), samt det vejledende norske klassificeringssystem udarbejdet af Statens Forurensningstilsyn (SFT 1997) baseret på koncentrationsmålinger og udtrykt i en femdel klassificering af forurenings-

graden (miljøtilstanden i parentes):

- I. Ubetydeligt til lidt forurenat (god tilstand)
- II. Moderat forurenat (mindre god tilstand)
- III. Markant forurenat (noget dårlig tilstand)
- IV. Stærkt forurenat (dårlig tilstand)
- V. Meget stærkt forurenat (meget dårlig tilstand)

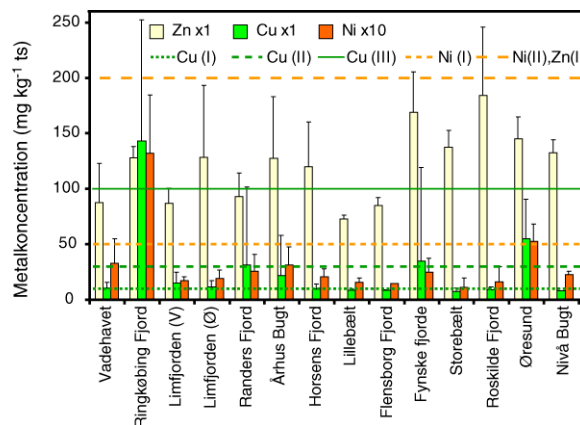
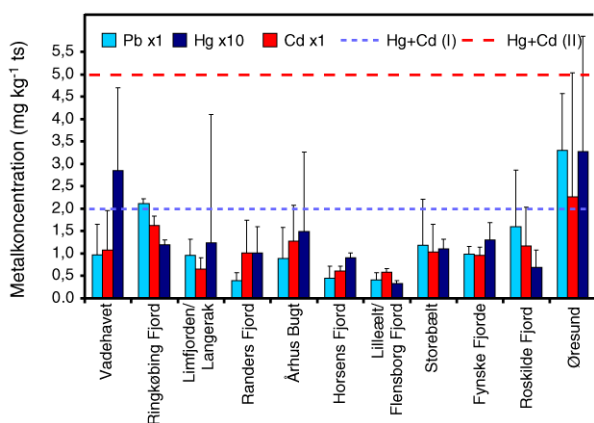
Indtil EU's vandrammedirektiv fører til et miljøklassificeringssystem for Danmark, anvendes SFT's klassifikationssystem.

Muslinger

Målingerne af tungmetaller blev foretaget i bløddelene af blåmuslinger, undtagen i Ringkøbing Fjord hvor der kun forekommer sandmuslinger. Der er samlet muslinger fra 40 stationer, med 1-3 replikater, i alt 95 prøver.

Figur 14.1 viser resultaterne for udvalgte metaller i de forskellige områder med angivelse af SFT's grænse for tilstandsklasse I-III (angivet ved linier). Kun for Pb findes ingen resultater over klasse I, for de øvrige metaller findes middelværdierne for områderne i klasse II, for Cu endog op til klasse IV.

Cu findes stærkt forurenat i sandmuslinger fra Ringkøbing Fjord. Det skal bemærkes at sandmuslingernes levevis adskiller sig fra blåmuslinger, og klassifikationen ud fra blåmuslinger derfor måske ikke holder. De højeste værdier af Cu i Randers Fjord og fynske fjorde findes også stærkt forurenat (i alt 4% af prøverne). Det skal bemærkes, at det er én replikat prøve fra hhv. fynske fjorde og Randers Fjord der skiller sig ud, og der er mistanke om forurening med Cu imellem prøvetagning og homogenisering. De mest belastede stationer er markant Cu forurenat i 2 af de 9 tilbageværende områ-



Figur 14.1 Metalkoncentrationer (mg kg^{-1} TS) i muslinger (gennemsnit og maksimum af 1 til 5 stationer pr. område med 1-3 replikater pr. station) med linjer, som markerer grænsen for moderat (prikket, klasse I/II), markant (stiplet, II/III) og stærkt forurenat (fuldt optrukket, III/IV) i SFT's klassificering. Bemærk: Ni og Hg er 10 gange lavere end skalaværdien på akserne.

der (19% af prøverne). For Hg og Cd findes en station i Øresund markant forurenet. Der er moderat forurenet med Cu i 51% af prøverne, med Hg i 2 områder (27% af prøverne), med Cd i 1 område (6%) med Ni i 3 områder (11%). For Zn er ingen områder moderat forurenet, men 6% af prøverne er moderat Zn forurenede.

Fisk

Der er indsamlet skrubber på tre stationer i Øresund, samt i Vadehavet, Storebælt og Nordsøen. Resultaterne fremgår af tabel 14.1. Ni og Pb er stort set under detektionsgrænsen på 0,2 mg/kg i alle prøver og er derfor ikke medtaget i tabellen.

Tabel 14.1 Fiskestationer, koncentrationer af metaller i lever og for Hg i filet (middel ± S.D). Der er målt i skrubber, hvor art ikke er angivet. Enhed: mg kg⁻¹TS.

Område	Zn	Cu	Cd	Hg	Hg filet
Øresund					
- Nivå Bugt [#]	172±8	44±3	0,40±0,08	0,20±0,03	0,61±0,07
- Vedbæk ^{\$}	172±16	53±10	0,73±0,21	0,34±0,12	0,74±0,21
- Kbh.havn ^{\$}	188±11	37±10	0,38±0,12	0,22±0,03	0,62±0,05
Storebælt [#]	183±8	68±6	1,26±0,32	0,31±0,06	0,53±0,08
Vadehavet ^{\$}	135±11	44±5	0,18±0,08	0,22±0,01	0,36±0,02
Nordsøen ^{\$}	186±17	78±8	0,57±0,07	0,35±0,07	0,52±0,06
- rødspætter [#]	176±11	17±2	0,23±0,03	0,31±0,02	0,36±0,03

Bemærkninger til resultaterne: #: middel af 25 fisk; \$: middel af 10 fisk; "Kbh.havn"-stationen ligger ved Svanemøllen.

Sediment

Der er udtaget 1-3 delprøver af sediment på 61 stationer, dog analyseres alle parametre ikke på hver station. For metaller er der mellem 83 og 95 resultater til rådighed. Resultaterne er fordelt på 8 forskellige havområder og fjorde, som er vurderet efter EAC værdierne. Dog anvendes SFT klassifikation for Ni, da der ikke er fastsat nogen EAC

værdi (se figur 14.2, linierne angiver EAC/SFT grænserne).

For Ni er 17% af prøverne i SFT klasse II. Den lave EAC værdi overskides for Hg, Zn og Cu i hhv. 56%, 67% og 79% af prøverne. Overskridelserne findes i 2-6 af områderne, hvor effekter i økosystemet således ikke kan udelukkes. I alle områder er EAC^{Lav} overskredet for Cd og Pb, svarende til 88% af Cd og alle Pb prøverne. Herudover er ca. 15% af Cd og Pb replikaterne over den øvre grænse, dvs. der er risiko for effekter på økosystemet. Dette gælder for både Pb og Cd i Østersøen. For enkelte fjorde og Bælthavet/Århus bugt findes individuelle Pb og Cd koncentrationer over EAC^{Høj}, og ved enkelte stationer i Kattegat og Vadehavet er Pb over EAC^{Høj}.

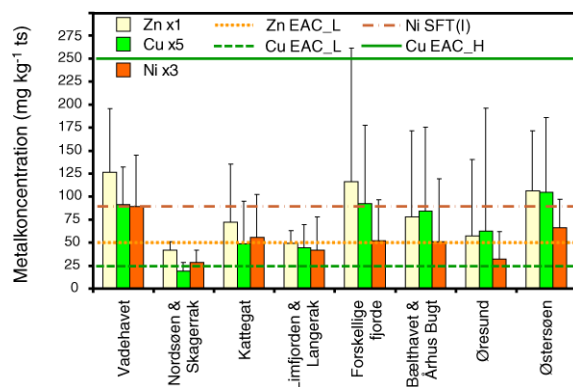
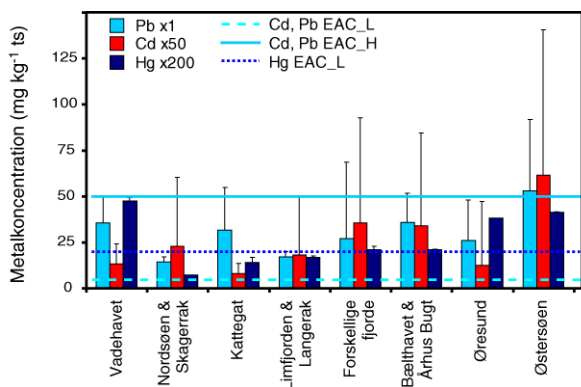
Sammenfatning

Muslinger:

- Generelt er de danske farvande ubetydeligt til moderat forurenet med tungmetaller
- Øresund har højest niveau mht. Pb, Cd og Hg
- Sandmuslinger i Ringkøbing Fjord har højest niveau mht. Ni og Cu
- Ringkøbing Fjord er stærkt forurenet med Cu i sandmuslinger i forhold til SFTs klassificering
- Blåmuslinger er moderat forurenet med Hg i Vadehavet, Limfjorden og Århus Bugt
- Cu er angivet som årsag til manglende målsætningsopfyldelse af en del amter, Cd og Zn er i få tilfælde angivet som hindring.

Sediment:

- Pb og Cd overskrider EAC^{høj} i Østersøen og udgør dermed en risiko for Økosystemet
- Zn, Cu og Hg ligger for de fleste prøver mellem EAC^{lav} og EAC^{høj} så langtidseffekter på økosystemet kan ikke udelukkes
- Pb og Cd i sediment er af flere amter angivet som hindring for målsætningsopfyldning.



Figur 14.2 Metalkoncentrationer (mg kg⁻¹ ts) i sedimenter; for nikkel er SFT klasse 1 angivet, for de øvrige metaller OSPAR's EAC værdier (både lav (EAC_L) og høj (EAC_H) for Cd, Cu og Pb). Der er IKKE foretaget normalisering af sedimentværdierne i denne figur, se temadel om tidstrends for yderligere oplysning. Bemærk også de forskellige skaleringer for Cd, Hg, Cu og Ni, de målte koncentrationer er 3-200x mindre end aflæst.

15 Miljøfremmede stoffer i muslinger, fisk og sediment

De miljøfremmede stoffer, som indgår i NOVA, er udvalgt på baggrund af en viden om deres forekomst og skadelige effekter i det marine miljø. Mange af disse forbindelser kan derved påvirke dyrs vækst, reproduktion, adfærd eller på anden måde deres overlevelse. Mange er sat i forbindelse med fx hormonforstyrrende effekter.

I muslinger og fisk blev der analyseret for de nu forbudte organoklorforbindelser PCB og pesticiderne DDT, HCH og HCB. I muslinger analyseres desuden for antibegroningsmidlet tributyltin (TBT) samt tjærestoffer PAH (16 stk., US-EPA standard) fra forbrænding og oliespild. I sediment er der yderligere analyseret for detergenten nonylphenol (NP) og plastblødgøreren di(2-ethylhexyl)phthalat (DEHP). Stationsplaceringerne fremgår af figur 15.1.

Programmet er baseret på de internationale forpligtelser i henhold til EU, OSPAR og HELCOM. Der analyseres for miljøfremmede stoffer i de samme prøver som beskrevet for metaller (Kapitel 14).

Vurdering af resultater

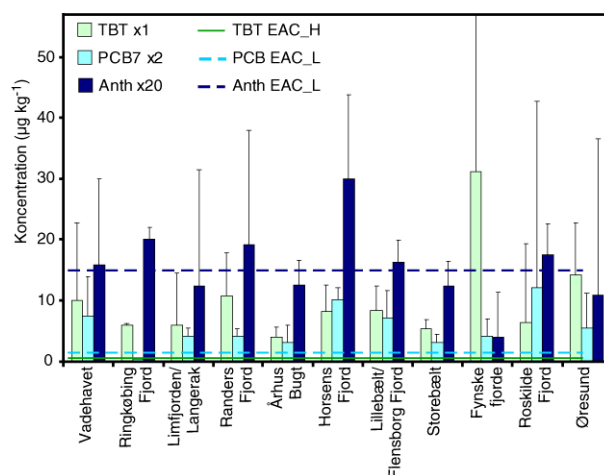
Der findes p.t. ikke nogle danske grænseværdier for koncentrationen af miljøfarlige stoffer i det marine miljø. I de nærmeste år vil der blive udviklet et dansk miljøklassificeringssystem i medfør af EU's vandrammedirektiv, hvor også koncentrationen af miljøfarlige stoffer skal inddrages. Miljøfremmede stoffer i biota vurderes i denne rapport primært i forhold til de vejledende økotoxikologiske vurderingskriterier, "Ecotoxicological Assessment Criteria" (EACs), udarbejdet af OSPAR-kommissionen (OSPAR 1998).

EAC-værdien er opgivet som et koncentrationsinterval. Den øvre grænse ($EAC^{Høj}$) er fastlagt, således at der er en risiko for, at langtidspåvirkninger kan medføre effekter på de mest følsomme arter i økosystemet, hvis koncentrationen overstiger denne værdi. Hvis koncentrationen ligger i intervallet, kan det ikke udelukkes, at der kan forekomme effekter, mens der sandsynligvis ikke vil opstå skader på miljøet, hvis koncentrationen er lavere end den nedre grænse (EAC^{Lav}).

Koncentrationer i muslinger

Koncentrationerne fundet i muslinger i forskellige kystnære områder er vist i figur 15.1. I de fleste områder (86%) var EAC^{Lav} for $\Sigma PCB_7 = 0,8 \mu g kg^{-1}$ vådvægt (vv) overskredet, hvilket betyder, at der i disse områder ikke kan udelukkes effekter i miljøet pga. PCB. De højeste koncentrationer af ΣPCB_7 , på ca. $20 \mu g kg^{-1}$ vv blev fundet ved Frederiksværk i Roskilde Fjord. Hermed var også $EAC^{Høj} = 8 \mu g kg^{-1}$ vv overskredet, hvilket tyder på, at PCB her udgør en risiko for økosystemet.

For DDT blev der i ingen områder fundet koncentrationer af nedbrydningsproduktet DDE, der var højere end $EAC^{Lav} = 0,8 \mu g kg^{-1}$ vv. Tilsvarende for HCH var koncentration under $0,5 \mu g kg^{-1}$ vv i samtlige områder, svarende til den norske SFT-klassificering for ubetydeligt til moderat forurenede (SFT 1997). Koncentrationen af HCB var i alle prøver mindre end detektionsgrænsen ($0,1 \mu g kg^{-1}$ vv).



Figur 15.1 Koncentrationer af TBT, ΣPCB_7 , og anthracen i muslinger (middel + maks.) sammenholdt EAC^{Lav} (L) og $EAC^{Høj}$ (H). Bemærk skalering på 2 og 20 for hhv. PCB og anthracen.

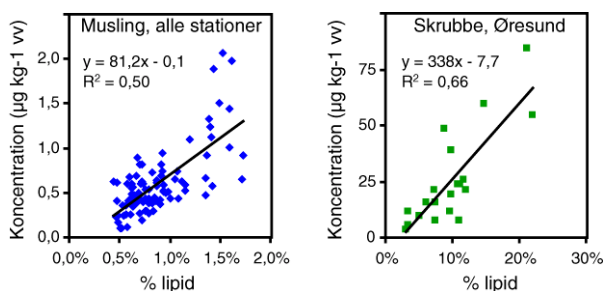
For TBT var $EAC^{Høj} = 0,8 \mu g Sn kg^{-1}$ vv overskredet i samtlige områder med undtagelse af 2 ud af 10 stationer i Limfjorden. Dvs. der er en væsentlig risiko for at der vil forekomme effekter i alle de undersøgte områder på grund af forhøjede koncentrationer af TBT (se også Kapitel 16). De højeste koncentrationer af TBT ($20-60 \mu g Sn kg^{-1}$ vv) blev fundet i Odense Fjord ud for Lindø, i Vadehavet ud for Esbjerg og i Øresund ud for København. Disse områder kan alle karakteriseres ved en høj skibstrafik og andre skibsrelaterede aktiviteter.

For PAH er koncentrationen i muslinger generelt under grænsen for EAC^{Lav} med undtagelse af 4-ringen anthracen, hvor middelkoncentrationen i 8 ud af 14 områderne (44% af alle prøver) ligger over (figur 15.1).

Koncentrationer i fisk

Koncentrationen af organoklorforbindelser målt i lever fra flad fisk fremgår af tabel 15.1. Koncentrationen af ΣPCB_7 , i de to områder i Øresund er en faktor to til tre højere end i de øvrige tre områder. Ligeledes er også ΣDDT og ΣHCH , men ikke HCB, højere i Øresund samt i Storebælt. Fedtprocenten kan have en indflydelse på de koncentrationer, der er akkumuleret i en organisme, som illustreret i figur 15.2, men det bemærkes i tabel 15.1, at fedtprocenten i Øresund, Vadehavet og Nordsøen ikke

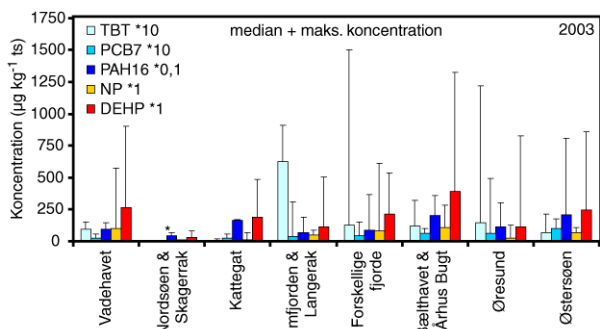
er signifikant forskellige. Der er ikke defineret kriterier som vurderingsgrundlag for miljøfarlige stoffer i lever fra fladfish.



Figur 15.2 Koncentrationen af ΣDDT er afhængig af fedtprocenten i både muslinger og fisk pga. de lipofile egenskaber.

Koncentrationer i sediment

I sediment er der i 2003 blevet målt for udvalgte miljøfarlige stoffer i forskellige kyst- og fjordområder samt i de mere åbne dele af de danske farvande. Resultaterne viser, at i stort set alle sedimenter finder man samtlige af de udvalgte stofgrupper og i flere tilfælde i niveauer, som kan forventes at give effekter i miljøet.

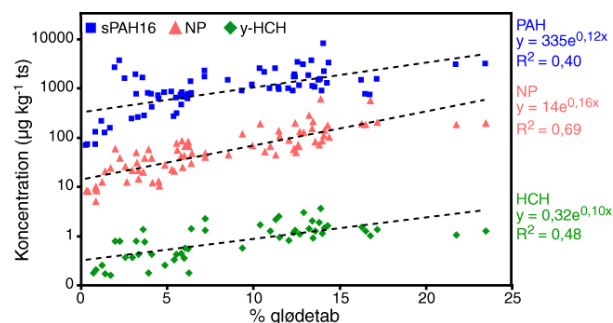


Figur 15.3 Koncentrationen af udvalgte miljøfremmede stoffer i sediment fra kystnære samt åbne dele af danske farvande. PCB er ikke målt i Nordsøen og Skagerrak. Bemærk skalering på 10, 10 og 0,1 for hhv. TBT, ΣPCB₇ og ΣPAH₁₆.

De laveste koncentrationer forekom generelt i sediment fra de åbne dele af Kattegat, Skagerrak og Nordsøen. I hvilke områder de højeste koncentrationer blev fundet varierede lidt imellem de forskellige stofgrupper. Det skal bemærkes, at relativt høje koncentrationer generelt blev fundet i den mere åbne del af den vestlige Østersø (figur 15.3). TBT er fundet i alle kystvande, hvorimod koncentrationen i åbne farvande næsten altid er under detektionsgrænsen på 1 µg kg⁻¹ ts. EAC^{Høj} = 0,05 µg TBT kg⁻¹ tørstof (ts) er ca. 20 gange lavere end de-

tektionsgrænsen, så udbredte effekter kan forventes i vores farvande.

For ΣPCB₇ overstiges EAC^{Lav} og EAC^{Høj} i hhv. 85% og 20% af prøverne. For PAH skelnes der mellem naphthalen, 3-, 4- og 5-ringe. EAC^{Lav} overstiges i hhv. 28%, 28%, 78% og 31% af prøverne. Kun i et enkelt tilfælde overskrides EAC^{Høj} for 4-ringe. Der er ingen EAC-værdier defineret for NP og DEPH. For mange af de organiske miljøfremmede stoffer er koncentrationen ofte afhængig af indholdet af organisk materiale i sedimentet (se figur 15.4): Dette kan give stor variation mellem forskellige sedimenttyper og påvirker derved sammenligninger af koncentrationsniveauer inden for og imellem områder (se figur 15.3).



Figur 15.4 Koncentrationen af mange organiske forbindelser er afhængig af indholdet af organisk materiale i sedimentet, her udtrykt ved % glødetab (alle stationer).

Sammenfatning

En række miljøfremmede stoffer forekommer i forholdsvis høje koncentrationer i det danske havmiljø.

- Især TBT udgør en væsentlig risiko for at medføre alvorlige effekter i økosystemet.
- Af de undersøgte organoklorforbindelser synes kun koncentrationerne af PCB i muslinger og sediment at være på et niveau, hvor effekter i miljøet ikke kan udelukkes.
- Mht. PAH tyder koncentrationen i muslinger på, at kun 4-ringe som anthracen i visse områder kan medføre effekter, hvorimod for sediment tyder det på, at koncentrationen af såvel 2-, 3-, 4- som 5-ringe PAH-forbindelser kan udgøre en risiko for miljøet.
- Det har ikke været muligt at vurdere risikoen ved niveauerne fundet for NP og DEPH.

Amterne har vurderet, at i ingen områder er den miljømæssige målsætning opfyldt pga. forureninngen med miljøfremmede stoffer. Fortrinsvis pga. forhøjede koncentrationer af TBT og i visse tilfælde også pga. PAH og organoklorforbindelser.

Tablet 15.1 Middelkoncentration ± standard error (s.e.) af organoklorforbindelser samt % ekstraherbart fedt i lever fra skrubbere.

µg kg ⁻¹ vådvægt	Σ PCB7 middel ± s.e.	Σ HCH middel ± s.e.	HCB middel ± s.e.	Σ DDT middel ± s.e.	Ekstraherbart fedt, % middel ± s.e.
København	118 ± 26,8	1,9 ± 0,3	1,1 ± 0,2	29,0 ± 8,0	10,2 ± 1,6
Vedbæk	52,5 ± 13,3	1,7 ± 0,3	0,9 ± 0,1	21,8 ± 5,3	9,5 ± 1,7
Storebælt	38,8 ± 7,0	1,8 ± 0,2	1,1 ± 0,2	19,9 ± 3,0	11,7 ± 1,3
Vadehavet	19,0 ± 1,3	0,4 ± 0,0	0,7 ± 0,1	4,8 ± 0,3	9,6 ± 0,9
Nordsøen	32,3 ± 3,9	1,0 ± 0,1	1,8 ± 0,3	10,0 ± 1,1	12,0 ± 1,4

16 Biologiske effekter af TBT i havsnegle

Forekomsten af imposex og intersex anvendes som biologiske markører for forureningen med miljøgiften tributyltin (TBT). Undersøgelserne har omfattet fem arter af havsnegle, hhv. alm. konk, rød-konk, dværgkonk, alm. strandsnegl og som noget nyt også purpursnegl.

Imposex og intersex er to forskellige måder, hvorved hormonforstyrrelser kommer synligt til udtryk i ellers særkønnede havsnegle. Hunnerne begynder at udvikle irreversible hanlige køns karakterer, der i værste fald kan medføre sterilitet. Graden af imposex, der er udviklet i snegle fra et område, beskrives med indekset VDSI, der er en midlet værdi af alle observerede imposexstadier. Tilsvarende beskrives graden af intersex med indekset ISI. I purpursnegl er den maksimale VDSI-værdi 6,0, hvorimod i de andre arter er den maksimale værdi 4,0.

Resultater og diskussion

Hos de mest følsomme arter forekommer imposex selv på stor afstand af havne i Nordsøen og Skagerrak. Bl.a. hos purpursnegl indsamlet på strandhøfder har mellem 90 og 100% udviklet imposex med VDSI = 2,2-2,6 på vestkysten og VDSI = 4,0 ved Skagens Gren (figur 16.1). Ingen synligt sterile purpursnegle blev fundet.

Hos rødkonk og alm. konk har hhv. 11-79% (VDSI = 0,1-1,4) og 15-31% (VDSI = 0,2-0,3) udviklet imposex i Nordsøen og Skagerrak.

I de indre danske farvande har til gengæld 99% (VDSI = 2,5-4,0) af rødkonk og 2-52% (VDSI = 0,02-0,6) af alm. konk udviklet imposex med de højeste niveauer i Storebælt og Øresund (figur 16.1). Alm. konk er derudover også undersøgt af Frederiksborg og Århus amter ved bl.a. 3 klappladser i Kattegat. I ingen af tilfældene forekom væsentligt forhøjede niveauer af imposex, idet VDSI = 0,0-0,4.

Dværgkonk er undersøgt for imposex i Århus, Vejle, Københavns og Nordjyllands amter. 85-100% af hunnerne har udviklet imposex med VDSI = 1,2-2,7 i en afstand op til 5 km fra havnene. Til sammenligning har 15-57% udviklet imposex med VDSI = 0,2-1,2 i en afstand på mere end 5 km, med en undtagelse 18 km fra Ålborg i sejlrenden Lange-rak, hvor VDSI = 2,4 (figur 16.2).

Alm. strandsnegl er undersøgt for intersex ved 17 stationer i Sønderjylland, Ribe og Fyns amter, hvoraf 9 er NOVA-stationer, deriblandt Rømø, Sønderborg og Lindø havne. Her er 12-97% af hunnerne sterile med ISI = 0,9-2,5.

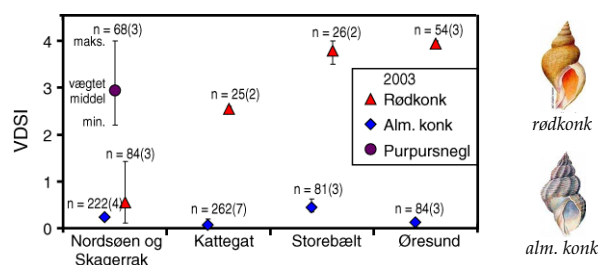
Uden for havnene er ISI = 0,5-0,9, men her kan være sket en generel overestimering pga. vanskeligheder i at skelne mellem intersex stadiene 0 og 1. Uden for havnen ved Lindø har 3-11% af sneglene udviklet tydelige tegn på sterilitet med intersex i stadiene 2 eller 3.

Imposex vs. TBT-koncentrationer i sediment

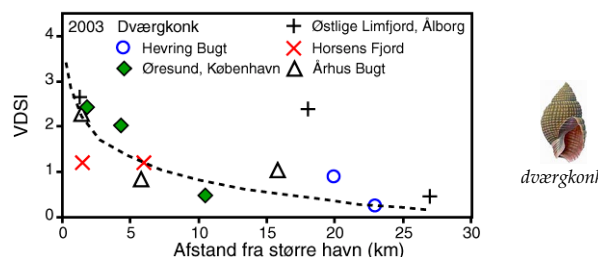
I forskellige områder har det været muligt at sammenstille niveauet af imposex med målte TBT-koncentrationer i sedimentet (figur 16.3). Det ses, at arterne ikke er lige følsomme over for TBT.

Sammenfatning

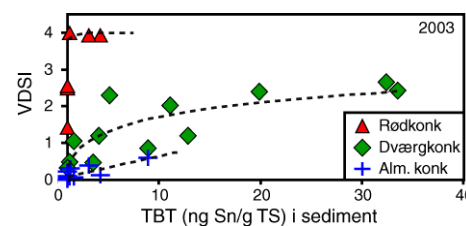
- Imposex og intersex er udbredt i de fem undersøgte arter af havsnegle i 2003 og i de mest følsomme arter selv i de åbne farvande.
- I havne er mange strandsnegle sterile pga. intersex. Hvorvidt dette har direkte effekter på populationer uden for havneområder, er stadig uvist. I Sverige er mere end 20 arter af havsnegle rødlistede pga. tegn på markante tilbagegang (www.artdata.slu.se). Såvel naturlige som menneskeskabte faktorer og ikke kun TBT kan ligge bagved dette.



Figur 16.1 Imposex i rødkonk, alm. konk og purpursnegl i 4 danske farvandsafsnit. n = antallet af hunner fordelt på (x) stationer.



Figur 16.2 Imposex i dværgkonk i 5 kystnære områder.



Figur 16.3 Imposex vs. målt TBT i sediment.

Del 3 – Tematisk rapportering

Siden 2001 har den årlige vurdering af miljø- og naturforholdene i de danske farvande indeholdt korte tematiske kapitler. Den tematiske rapportering har gjort det muligt at analysere data og problemstillinger grundigere.

I år omfatter den tematiske rapportering følgende 3 temaer:

- Miljøfarlige stoffer
- Radioaktive stoffer og
- Fra Vandmiljøplaner til vandplaner og indsatsprogrammer.

Det første tema er en analyse af udviklingen i koncentrationen af miljøfarlige stoffer i det danske havmiljø. Temaet er en opfølgning på NOVA-2003, hvor det var aftalt, at en sådan analyse skulle foretages ved programperiodens udløb.

Det andet tema gør rede for resultaterne af mange års overvågning af forekomst og udvikling i radioaktive stoffer i de danske farvande. Temaet er

skrevet af Sven P. Nielsen fra Forskningscenter Risø, som har forestået overvågningen af radioaktive stoffer i danske farvande siden 1960'erne.

Titlen på det tredje tema er "Fra vandmiljøplaner til vandplaner og indsatsprogrammer – med kvælstof som eksempel". I temaet diskuteres med Odense Fjord som udgangspunkt, om vandmiljøplanerne vil føre til opfyldelse af vandrammedirektivets målsætning om mindst 'god økologisk tilstand' i 2015, eller om det bliver nødvendigt med yderligere reduktioner i kvælstofudledningerne.

Det har været tanken, at de mere omfattende analyser skal have en sådan substans, at de vil kunne skrives sammen til videnskabelige artikler. Der er således en klar forventning om, at der vil blive arbejdet videre med temaerne, og at arbejdet på sigt vil resultere i egentlige artikler i internationale tidsskrifter.

17 Analyse af udviklingen i koncentrationen af miljøfarlige stoffer i det danske havmiljø

Af Jakob Strand, Martin M. Larsen og Colin Stedmon

Det er vigtigt at følge udviklingen i forekomsten af miljøgifte i havmiljøet for at vurdere, om der sker et fald i tilførsler og effekter, der kan tillægges menneskelig aktivitet. Først under overvågningsprogrammet NOVA-2003, der startede i 1998, er miljøfarlige stoffer som PCB, DDT, HCH, TBT, PAH, tungmetaller m.fl. blevet overvåget årligt i de danske farvande. Muslinger og fisk er valgt som bioindikatorer til at vurdere koncentrationerne i kystnære områder. I perioden 1998-2003 er der ingen signifikante ændringer i koncentrationerne i 85% af de undersøgte tidsserier. I tidsserier med signifikante ændringer er tendensen for de "forbudte" persistente organiske stoffer fortrinsvis faldende, hvorimod tendensen fortrinsvis er stigende for tungmetallerne. Analysen viser også, at på hovedparten af stationerne skal der overvåges i mere end 10 år, før man kan forvente at se en udvikling, hvis overvågningsprogrammet fortsætter med den nuværende frekvens og analysekvalitet. De eneste tidsserier, der er længere end 6 år, er to tidsserier på hhv. 20 og 25 år for metaller i fisk fra Øresund og Nordsøen. Her er kun cadmium og kviksølv i Øresund hhv. signifikant stigende og aftagende, hvorimod der ikke forekommer ændringer for de andre metaller. Sediment er kun undersøgt i 2000 og 2003 og ikke som fisk og muslinger med de årlige prøvetagninger. Til gengæld er der yderligere undersøgelser fra 1985 og 1990, der kan anvendes til sammenligning. I sediment ser det ud til, at indholdet af kobber og nikkel er faldet, mens indholdet af cadmium og kviksølv er øget. Indholdet i sediment kan dog ikke bare sammenlignes direkte over tid og sted, da det er nødvendigt at "normalisere" sedimentet til det naturlige indhold af ler og silt.

Introduktion

For ca. 30 år siden kom der for alvor fokus på problemer med miljøgifte. Siden er der gjort en indsats både nationalt og internationalt for at reducere tilførsler og effekter af de miljøfarlige stoffer i miljøet. Overordnet set er de miljømæssige mål at opnå et niveau, hvor stofferne ikke udgør en risiko for økosystemet og mennesker. For at kunne vurdere om de forskellige tiltag mod de miljøfarlige stoffer virker efter hensigten, er det vigtigt at kende og følge udviklingen i koncentrationerne af stofferne i miljøet. Udviklingen er samtidig vigtig at kende, når der skal foretages (øko)toksikologiske risikovurderinger.

På grund af indsatsen med at reducere udledninger til atmosfæren herhjemme og i vores nabolande, vil man i dag forvente at se et fald i mange af de miljøfarlige stoffer. Udbygning af rensningsanlæg og øget kontrol med kilder som spildevand, røggas, deponier osv. har også bidraget til en faldende udledning af miljøfremmede stoffer og metaller. Flere internationale aftaler, bl.a. FN-protokoller, der begrænser og/eller stopper brugen af persistente organiske stoffer (POP'er) og tungmetaller er yderligere trådt i kraft (UNEP 2004).

For at kunne vurdere udviklingen i det danske havmiljø er der målt udvalgte miljøfarlige stoffer i muslinger og fisk fra en række kystnære områder i Danmark under det nationale overvågningsprogram NOVA-2003. Der er målt årligt fra 1998 til

2003. For fisk findes der dog yderligere målinger af metaller, der går helt tilbage til 1979. I 2000 og 2003 er der desuden målt miljøfarlige stoffer i sediment og i 1985 og i 1990/91 er der også undersøgelser af metaller i sediment på få stationer.

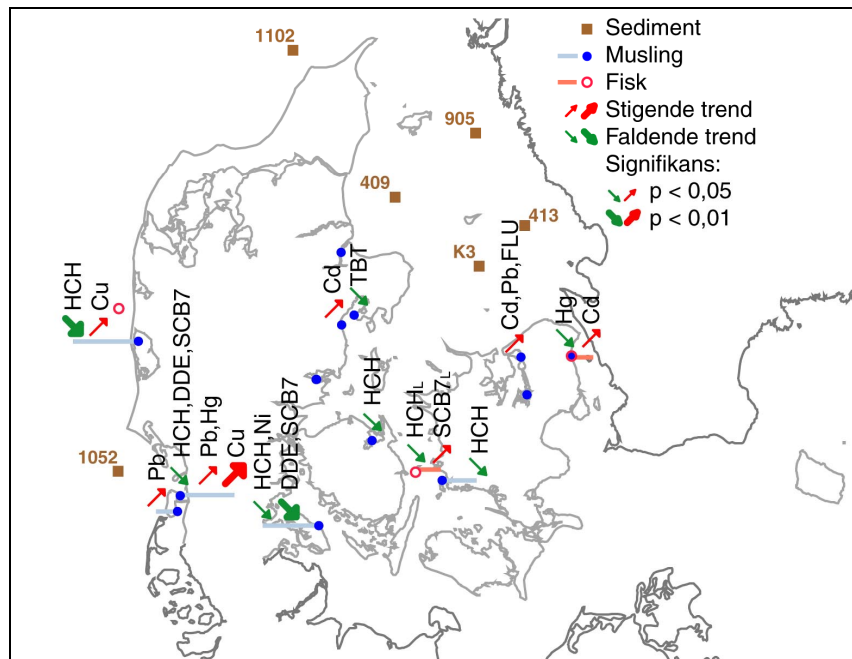
Afslutningen på NOVA-2003's programperiode indeholder en forpligtigelse til at vurdere udviklingen af indholdet af metaller og miljøfarlige stoffer i muslinger og fisk. I denne vurdering er der anvendt en statistisk baseret analyse anbefalet af ICES (Nicholson *et al.* 1998). Udviklingen i indholdet af metaller i sediment er vurderet ved at sammenligne med ældre data fra 1985-91, men omfanget af data i tidsserierne er p.t. for lille til at lave en statistisk analyse efter ICES' anbefalinger. Derudover er betydningen af at normalisere data til sedimentets ler- og siltindhold vurderet i afsnittet "Normalisering af sediment" sidst i dette kapitel.

Metoder

Datagrundlag for muslinger og fisk

I analysen af udviklingen indgår NOVA-stationer, hvor der er mindst 5 års målinger af koncentrationer i enten muslinger eller fisk i MADS-databasen (DMU 2003). Enkelte af disse stationer er dog udelukket pga. manglende kvalitetsdata. Resultatet er, at der er data fra 14 stationer med muslinger og 3 stationer med fisk (dog kun 1 med organoklor-forbindelser) (se figur 17.1). Tidsserierne for metaller i fisk er op til 25 år.

Figur 17.1 Placering af stationer med måleserier som kunne bruges til at analysere tidstrender. For fisk og muslinger viser ↗ eller ↘, at der er fundet signifikante stigende eller faldende trends for stofferne. For sedimenter er stationsnavne angivet (se resultatafsnit om sedimenter).



Data for muslingerne, blåmusling (*Mytilus edulis*) eller sandmusling (*Mya arenaria*), består af tre uafhængige delprøver pr. station pr. år og hver delprøve består af 25-50 muslinger. Data for fiskene, skrubbe (*Platichthys flesus*) eller rødspætte (*Pleuronectes platessa*), består af 25 individer pr. station pr. år for metaller og 10 individer pr. station pr. år for organoklor-forbindelser. I fiskene er stofferne udelukkende analyseret i prøver af lever. Kviksølv (Hg) er en undtagelse, idet der også er analyseret i prøver af muskel.

De undersøgte stoffer er metallerne cadmium (Cd), kobber (Cu), kviksølv (Hg), nikkel (Ni), bly (Pb) og zink (Zn) samt de miljøfremmede stofgrupper TBT, PCB, DDT, HCH og PAH (se også Kapitel 14 og 15). Mange PAH-data er dog under revurdering eller analyse, og der er derfor kun data i MADS fra 5 forskellige år på 2 stationer med muslinger i Roskilde Fjord.

Koncentrationen af alle de organiske og uorganiske miljøfarlige stoffer i muslingerne er normaliseret til tørstof (ts). I fiskene er koncentrationen af organoklor-forbindelser normaliseret til indholdet af lipid, mens metallerne er normaliseret til tørstof, undtagen Hg, der er normaliseret til vådvægt (vv), for at kunne sammenligne med data fra før 1998.

Datagrundlag for sediment

I NOVA-2003 er der analyseret 1-2 prøver pr. station, med 2 prøvetagninger på 6 år. I 1985 og 1990/91 blev der foretaget en international baseline-undersøgelse af metalkoncentrationer i Nordøen, Skagerrak og Kattegat (Pedersen 1996). Heraf falder 5 stationer sammen med NOVA-programmets stationer (se figur 17.1).

Prøver af sediment tages fortrinsvis i sedimentationsområder, hvor der typisk er en sedimentationsrate på 1-2 mm pr. år. En prøve af den øverste cm svarer derfor til en middelværdi af de seneste 5-10 år. Analysen foretages på hele sedimentet, dvs. den fraktion som er mindre end 2 mm. Grus og sten er altså taget væk inden analyserne. I enkelte prøver er der også analyseret i en < 63 µm sigtet fraktion.

Kvalitet af data

Når udviklingen over tid skal vurderes, er det specielt vigtigt, at data er af en høj kvalitet. Derfor bør der løbende foregå en kvalitetssikring af data. Fx ved at laboratorier, der analyserer prøver, bruger referencematerialer og deltager i præstationsprøvnings.

Yderligere er det vigtigt at holde en række faktorer konstant for at reducere indflydelsen fra år til år variation. Faktorer som stationsplacering, indsamlingstidspunkt og størrelsesintervaller kan have betydning for niveauet af bioakkumulation og derved på de målte koncentrationer (Pedersen *et al.* 2003).

Man kan fx indirekte vurdere kvaliteten af muslingedata med variationskoefficienten (CV%, som er 100% * standardafvigelse / middel), da den beskriver variationen mellem de 3 delprøver af muslinger. CV% er et godt udtryk for den totale usikkerhed, da den indeholder både den variation, der kan tilskrives analyseusikkerhed og prøvetagning (fx muslingernes størrelse) og forbehandling (rensning og dissektion).

Tabel 17.1 De gennemsnitlige variationskoefficienter (CV%) for metaller mellem 3 delprøver af muslinger 1998-2003.

År	Zn	Cu	Hg	Cd	Ni	Pb
2003	10	13	13	13	16	15
2002	9	15	16	11	17	18
2001	7	10	16	9	12	15
2000	8	9	10	10	18	15
1999	7	8	13	15	17	19
1998	8	7	13	13	14	17

Tabel 17.2 De gennemsnitlige variationskoefficienter (CV%) for miljøfremmede stoffer mellem 3 delprøver af muslinger 1998-2003.

År	TBT	ΣPCB_7	ΣHCH^*	ΣDDT
2003	14	9	16	10
2002	17	10	42	17
2001	9	29	52	32
2000	14	10	14	9
1999	17	12	23	11
1998	15	9	11	10

* HCH udeladt af beregningen for stationer, hvor 2 ud af 3 målinger lå under detektionsgrænsen.

I Tabel 17.1 og Tabel 17.2 fremgår det, at i muslinger er den gennemsnitlige CV% for metaller mellem 7% og 19%. For miljøfremmede stoffer er den mellem 9% og 52% med de højeste CV-værdier hos stoffer, der er tæt på detektionsgrænsen.

Statistiske analyser

Data er analyseret med statistiske metoder anvendt ved tilsvarende vurderinger inden for OSPAR/ICES og AMAP (Nicholson et al. 1998, Riget et al. 2000, Bignert et al. 2004). Analyserne er udført på medianværdier af stofkoncentrationer, der er log-

transformerede for tilnærmelsesvis at opnå en normalfordeling og ensartet variation. For at vurdere om år til år variationen er bedre beskrevet med en ikke-lineær end en lineær komponent, er de tidlige trender testet vha. en log-lineær regression, der igen er sammenlignet med en LOESS-regression.

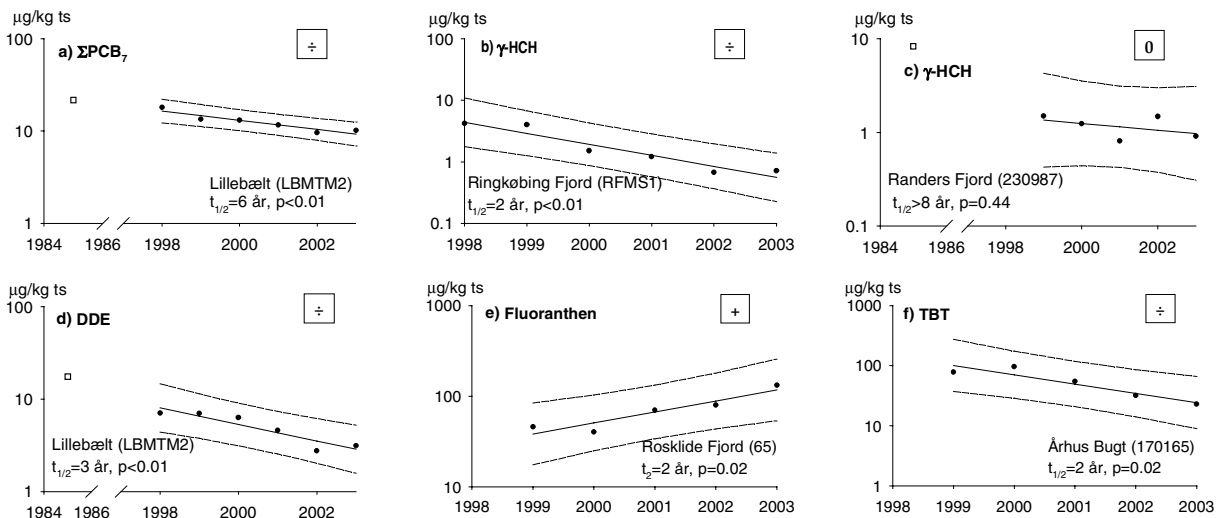
Det er vigtigt at kende den usikkerhed, som de statistiske analyser er behæftet med, herunder sandsynligheden for at drage forkerte konklusioner i form af type I og type II fejl.

Type I fejl, også kaldet "falske positive", består i fejlagtigt at konkludere, at der er sket en udvikling selvom, der reelt ikke er. Sandsynligheden for at begå type I fejl angives ved en tests signifikansniveau.

Type II fejl, også kaldet "falske negative", består i fejlagtigt at konkludere, at der ikke er sket en udvikling, selvom der reelt er.

Beregning af den statistiske styrke kan anvendes til at vurdere sandsynligheden for at begå type II fejl. Den statistiske styrke, der er afhængig af residualvariationen for en lineær regression, er defineret ved sandsynligheden for, at et datasæt er tilstrækkeligt til at kunne måle en ændring af en specificeret størrelse og med et givent signifikansniveau. Dette indebærer, at når den statistiske styrke øges, reduceres sandsynligheden for, at der forekommer type II fejl.

I denne analyse er det forudsat, at den statistiske styrke bør være minimum 80% (dvs. < 20% risiko for type II fejl) og med et signifikansniveau på $p < 0,05$ (dvs. < 5% risiko for type I fejl) for at kunne vurdere ændringer på 10% pr. år. 10% pr. år er typisk anvendt ved denne type af analyser.



Figur 17.2 a-f Udvalgte eksempler på tidstrender (÷,+,-,0) for miljøfremmede stoffer i muslinger i perioden 1998-2003, hvor medianværdier, log-lineær model med halveringstider ($t_{1/2}$), signifikansniveau (p) og 95% konfidensintervaller er angivet. Bemærk for ΣPCB_7 , $\gamma\text{-HCH}$ og DDE er til sammenligning også vist data (□) fra Granby (1987), hvor der er stationssammenfald.

For sedimenter er der p.t. ikke nok år med resultater til at foretage tilsvarende statistiske analyser. Derfor er data kun vurderet for de 5 stationer, hvor der er målinger fra 3 forskellige år. Det er station 1052, der repræsenterer Nordsøen, station 1102, der repræsenterer Skagerrak, og medianværdien af station 409, 413 og 905, der repræsenterer Kattegat. K3 er anvendt til normalisering (se figur 17.1). I alle 3 områder er både de målte og normaliserede koncentrationer på hele sedimentet vurderet.

Resultater

I hovedparten af tidsserierne for metaller og miljøfremmede stoffer i muslinger og fisk er der ingen væsentlig udvikling i koncentrationerne. Muligvis pga. de korte undersøgelsesperioder på 5-6 år.

På 11 af 14 undersøgte stationer er der dog fundet signifikante ændringer i en eller flere parametre (figur 17.1, tabel 17.3 og 17.4).

På flere af muslingestationerne er der fundet signifikant aftagende koncentrationer af de miljøfremmede stoffer PCB, DDE, γ -HCH og TBT ved brug af en log-lineær regression. For γ -HCH gælder det 36% af stationerne, og γ -HCH er samtidig signifikant aftagende på den ene station, hvor der er målt organoklor-forbindelser i fisk.

Der er kun fundet en signifikante stigning i fluoranthen (Flu) i et enkelt tilfælde blandt PAH-forbindelser i muslinger og PCB i fisk (tabel 17.3 og 17.4, figur 17.2a-f og 17.3a-f).

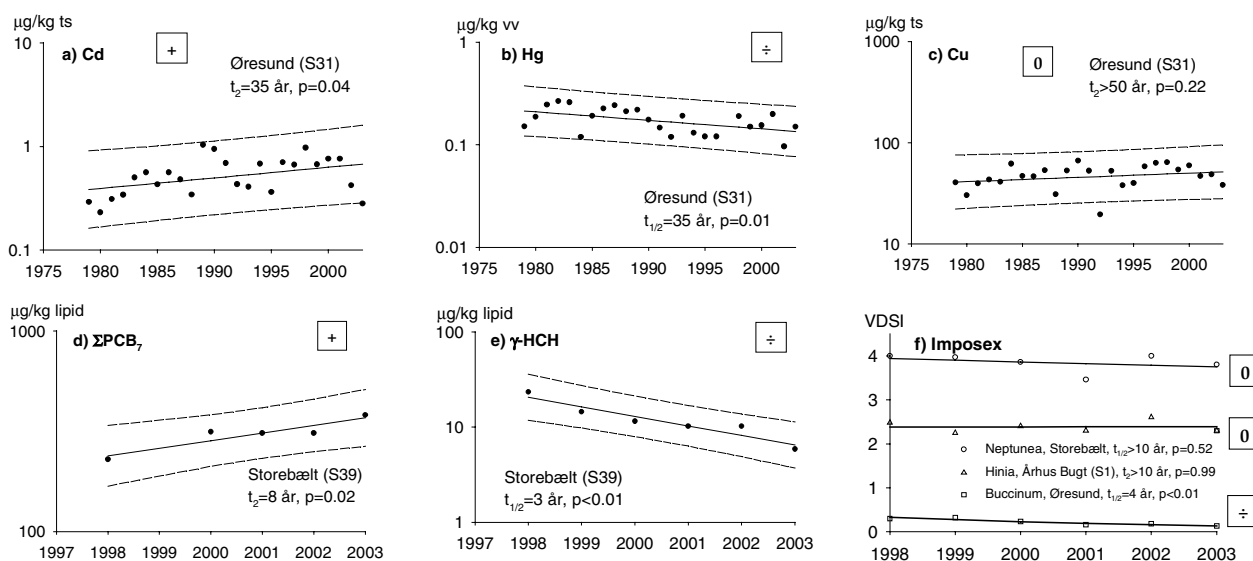
Til gengæld er koncentrationerne af metallerne Cd, Cu, Pb og Hg i muslinger signifikant stigende på

flere stationer, mens koncentrationen af Ni er aftagende på en enkelt station (tabel 17.3).

Enkelte af tidsserierne for metaller (\div Ni) i fisk er begyndt at nå en betydelig længde på hhv. 8, 20 og 25 år. Alligevel er det kun koncentrationerne af Cd og Hg på en enkelt station (S31 i Øresund), der er hhv. signifikant stigende og aftagende ved en log-lineær regression (tabel 17.4, figur 17.3a-b). Generelt er koncentrationen af Ni og Pb i fisk tæt på detektionsgrænsen, så datakvaliteten er nedsat.

I de fleste tilfælde synes den log-lineære regressionsmodel at kunne beskrive udviklingen i koncentrationer af stofferne. Kun for Cd i fisk fra Øresund kunne den systematiske år til år variation også beskrives med en ikke-lineær komponent i en LOESS model ($p < 0,03$) (ikke vist).

Tabel 17.3 og tabel 17.4 viser også, at den statistiske styrke af data for alle stoffer i muslinger generelt er lille. På grund af de korte tidsserier på 5-6 år er der kun den ønskede 80% styrke i et fåtal af data-serierne. Der er derimod 100% styrke for alle metaller i fisk, når tidsserierne er på mere end 20 år (tabel 17.4). Tendensen til at længere tidsserier giver en bedre statistisk styrke er generel. Styrkeanalyserne viser nemlig også, at der bør overvåges i 10-15 år med den hidtidige årlige frekvens, før mere end halvdelen af stationerne når minimum 80% styrke. På enkelte stationer synes en 5-årig periode dog at være tilstrækkelig, mens en periode på 23 år er det højest nødvendige (tabel 17.3 og 17.4). Det skal bemærkes, at en høj styrke ikke er ensbetydende med, at der er en udvikling i data-sættet. Kun at der er en god sandsynlighed for at vurdere, om en eventuel udvikling er til stede.



Figur 17.3 a-f Udvalgte eksempler på tidstrender (\div , +, 0) for metaller og miljøfremmede stoffer i fisk (skrube). f) udvalgte tidstrender for imposex i 3 arter af havsnegle. Median-værdier, log-lineær model med halveringstider ($t_{1/2}$), signifikansniveau (p) og 95% konfidensintervaller er angivet.

Tabel 17.3 Antal muslingestationer med hhv. ingen (0), positiv (+) eller negativ (-) tidlig trend ($p < 5\%$) med en log-lineær regression. Derudover angives middelværdi (range) af den statistiske styrke af nuværende datasæt samt antal år, der skal overvåges for at måle 10% ændring pr. år med 80% styrke.

	0	+	-	Styrke %	Antal år styrke 80%
Cd	12	2	0	15% (5-49%)	11 (8-16)
Cu	12	2	0	23% (3-74%)	11 (6-20)
Ni	13	0	1	7% (4-16%)	14 (8-19)
Pb	11	3	0	15% (3-55%)	12 (7-17)
Zn	14	0	0	38% (8-100%)	10 (5-12)
Hg	13	1	0	10% (3-25%)	13 (9-20)
Σ PCB ₇	12	0	2	25% (6-100%)	10 (5-15)
DDE	12	0	2	7% (3-26%)	16 (9-23)
γ -HCH	9	0	5	13% (4-53%)	12 (7-17)
TBT	13	0	1	8% (4-24%)	13 (9-19)
Σ PAH ₁₆	2	0	0	4% (4-4%)	15 (13-16)
Flu	1	1	0	7% (3-11%)	15 (9-20)

Tabel 17.4 Antal fiskestationer med hhv. ingen (0), positiv (+) eller negativ (-) tidlig trend ($p < 5\%$) med en log-lineær regression samt statistisk styrkeanalyse.

	0	+	-	Styrke %	Antal år styrke 80%
Cd	2	1	0	69% (6-100%)	16 (14-21)
Cu	3	0	0	75% (24-100%)	13 (11-15)
Ni	3	0	0	4% (3-4%)	21 (19-22)
Pb	3	0	0	63% (6-100%)	18 (17-19)
Zn	3	0	0	78% (33-100%)	13 (12-13)
Hg	2	0	1	78% (34-100%)	11 (10-12)
Σ PCB ₇	0	1	0	47%	6
DDE	1	0	0	15%	11
γ -HCH	0	0	1	30%	9

Tabel 17.5 Antal stationer med imposex i snegle med hhv. ingen (0), positiv (+) eller negativ (-) tidlig trend ($p < 5\%$) med en log-lineær regression samt statistisk styrkeanalyse.

	0	+	-	Styrke %	Antal år styrke 80%
Imposex	22	1	2	31% (3-100%)	10 (5-20)

Der er lavet tilsvarende analyser af tidstrender på data over effekter af TBT på havsnegle (se også Kapitel 16). I to områder er niveauet af imposex signifikant aftagende i perioden 1998-2003, mens det er signifikant stigende i et enkelt område. Styrkeberregningerne viser også her, at en periode på 5-6 år generelt er for kort til at vise en 10% ændring pr. år. (tabel 17.5, figur 17.3f).

Koncentrationer af metaller i sediment i 2003-2004 er generelt på samme niveau som koncentrationer fra 2000-2001, når man sammenligner koncentrationer fra hele prøver (se figur 17.4). Fra perioden 1985-1991 til 2000-2004 synes der til gengæld at

være sket et fald i Cu i Nordsøen og Skagerrak. For Cd og Hg er tendensen ikke entydig: Hg-koncentrationen er blevet højere i både Kattegat og Skagerrak i 2000-2004 men lavere i Nordsøen. Omvendt er koncentrationen af Cd blevet højere i Nordsøen og lavere i Skagerrak. Der er ikke væsentlige ændringer i koncentrationerne af de øvrige metaller og på resten af stationerne.

Når koncentrationerne af Ni, Pb, Cu, Hg og Zn er normaliseret til $< 63 \mu\text{m}$ -fraktionen (se afsnittet "Normalisering af sediment"), er det kun Cu og Hg, som synes at have ændret sig væsentligt (figur 17.4). Koncentrationen af Cu er noget lavere i 2000-2004 end i 1985-1991 i Nordsøen og Skagerrak svarende til ændringerne i hele sedimentet. Modsat Hg, hvor koncentrationen i $< 63 \mu\text{m}$ -fraktionen er højere i Nordsøen i 2000-2004, men ikke væsentligt ændret i de andre områder. For de øvrige metaller er der ikke væsentlige ændringer fra 1985-1991 til 2000-2004 i $< 63 \mu\text{m}$ -fraktionen.

Diskussion

Den internationale overvågning af miljøfarlige stoffer, bl.a. indenfor OSPAR, HELCOM og AMAP, har først givet dataserier af en betydelig længde de seneste år. Der er nu flere tidsserier på mere end 15 år (Green et al. 2003, HELCOM 2003 (b), Bignert et al. 2004). De har dermed en længde, så man kan vurdere eventuelle ændringer med tilstrækkelig sikkerhed (Riget 2000, Bignert et al. 2004). Enkelte af tidsserierne er desuden understøttet af retrospektive undersøgelser, som bl.a. er analyser af prøver fra prøvebanker for biologisk materiale (Olsson et al. 2000, Rüdell et al. 2003, Kierkegaard et al. 2004).

Lokale kilder kan være årsag til en væsentligt forhøjet belastning med miljøfarlige stoffer i kystvande og fjorde. Disse kilder kan derfor ligge til grund for eventuelle geografiske forskelle i udviklingen i koncentrationerne af de forskellige typer af miljøfarlige stoffer. I de mere åbne farvande kan den diffuse tilførsel, som fx transport med havstrømme og deposition fra atmosfæren, have en forholdsvis større betydning.

Internationale aftaler som EU- og FN-protokoller kan forventes at medvirke til generelt at nedsætte den diffuse belastning i Danmark, samtidig med at de virker i et europæisk/globalt perspektiv. Et eksempel er EU's forbud mod at påføre ny TBT-holdig bundmaling på større skibe fra 2003. En FN-protokol venter dog stadigvæk på at træde i kraft, da kun 8 ud af mindst 25 lande har ratificeret aftalen pr. 1. juni 2004 (IMO 2004). Til gengæld har TBT-holdig maling til lystbåde været forbudt i en årrække, fx i Danmark siden 1991. Umiddelbart ser det ikke ud til, at denne reduktion i belastningen

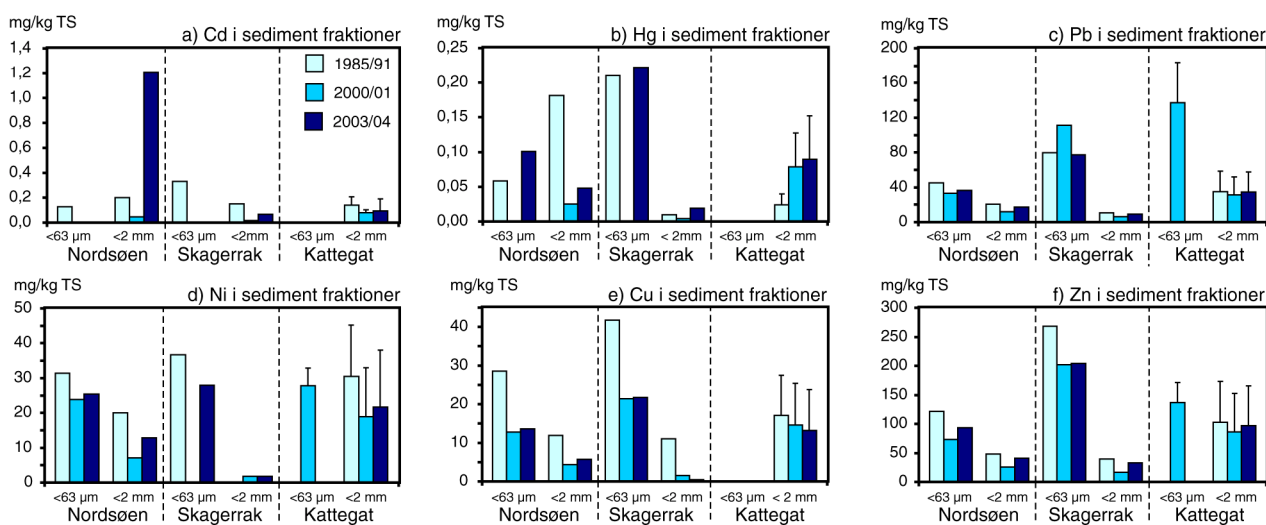
fra lokale kilder har givet væsentligt faldende TBT-niveauer i danske kystvande de seneste år. Kun én ud de 14 analyserede tidsserier er signifikant aftagende (tabel 17.3). En tysk undersøgelse har heller ikke vist et fald i den tyske del af Østersøen og Nordsøen i perioden 1985-1999 (Rüdel et al. 2003). Fremtiden vil vise, om EU's forbud fra 2003 vil sænke niveauet af TBT i de danske farvande.

Til gengæld har flere organoklor-forbindelser i en årrække været omfattet af et anvendelsesstop i både Danmark og vores nabolande. Dette er formentlig grunden til, at PCB, DDT og HCH niveauerne i Østersøen i dag er ca. en størrelsesorden lavere end de var i 1970-80'erne (Olsson et al. 2000). Der synes også at være et tilsvarende fald i de danske farvande, som det fx kan ses i figur 17.2. Her er data fra perioden 1998-2003 sammenlignet med data fra 1985 (Granby 1987). Trods faldet i organoklor-forbindelser må det forventes, at der stadig sker en vis tilførsel til det danske havmiljø. Tilførslen sker fx via udvaskning fra land, atmosfærisk deposition samt brugen af visse gamle produkter, der stadig indeholder forskellige organoklor-forbindelser (Green et al. 2003).

Inden for FN trådte en POP-protokol i kraft i 2004 (UNEP 2004). Den forbyder fremstilling og anvendelse af 8 persistente pesticider (aldrin, chlordan, chlordecon, dieldrin, endrin, hexabromobiphenyl, mirex og toxaphen). Derudover skal andre organoklor-forbindelser udgå på et senere tidspunkt (DDT, heptachlor, HCB, og PCB'er). I POP-protokollen indgår også en forpligtigelse til at reducere emissioner af dioxiner/furaner og PAH'er til under 1990-niveau.

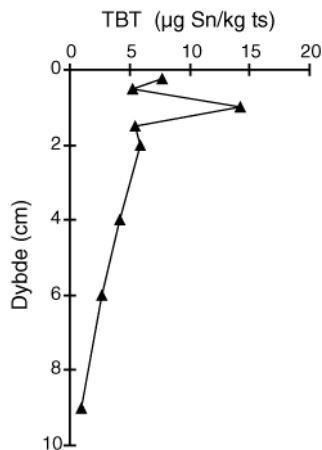
En tungmetalprotokol er også trådt i kraft i FN regi (UNEP 2004). Den omfatter Cd, Hg og Pb og forpligter landene til at reducere emissionen af stofferne til under 1990-niveau. Der har dog allerede i flere år været tiltag, bl.a. i Danmark, for at reducere disse tilførsler fra produkter som benzin, kunstgødning, maling, batterier etc. Sådanne tiltag ligger formodentlig bag faldet i tilførsler af tungmetaller fra floder og fra atmosfærisk deposition til Nordsøen og Østersøen (Green et al. 2003, HELCOM 2003(b)).

Dette fald kan være baggrunden for de faldende koncentrationer af Hg i fisk fra Øresund (figur 17.3b). Tilsvarende tendenser er set i flere tidsserier for Hg, Cd og Pb i muslinger og fisk fra bl.a. Nordsøen (Green et al. 2003). Til gengæld er der p.t. ikke en forklaring på de stigende koncentrationer af tungmetallerne Cd, Pb og Cu i muslinger og fisk under NOVA 2003 programmet (tabel 17.3 og 17.4) og tilsvarende signifikante stigninger af fx Cd og Pb i sild i dele af Østersøen siden 1980'erne (HELCOM 2003(b)). For Cu findes derimod, at indholdet i sediment er faldet fra 1985-1991 til 2000-2004, modsat i fisk og muslinger (figur 17.4). Der er ingen entydig tendens for de andre metaller inkl. Cd og Hg i sediment. I modsætning til fiske- og muslingestationerne er sedimentstationerne dog mere åbentvandsstationer, og er derfor ikke lige så påvirkede af lokale kilder. Samtidig er responstiden for sedimentet noget længere, da den øverste cm typisk er en middelværdi af de seneste 5-10 års belastning. Koncentrationer i muslinger og fisk afspejler derimod de seneste ugers til måneders belastning.



Figur 17.4 a-f Udviklingen af metalindhold i overfladesedimenter. Værdierne er angivet for hele sedimenter (kornstørrelse <math><2000\ \mu\text{m}</math> = 2 mm) og normaliseret/målt i <math><63\ \mu\text{m}</math>-fraktionen. For Kattegat er angivet middel samt st.afv. på de 3 stationer der indgår, og alle <math><63\ \mu\text{m}</math>-værdier er beregnede. For Nordsøen og Skagerrak er værdierne i 1985/91 og 2003/4 målt i <math><63\ \mu\text{m}</math>-fraktionen, men for 2000/1 er værdien for <math><63\ \mu\text{m}</math> beregnet. Alle beregnede værdier er udført som beskrevet i afsnittet "Normalisering af sediment".

Figur 17.5 Koncentration af TBT i en sedimentsøjle indsamlet i Øresund. Sedimentationsraten er 1-2 mm/år. Data fra Jacobsen (2000).



En alternativ måde at udføre tidstrender i sedimenter er at udtage sedimentsøjler og analysere forskellige udsnit af søjlerne, der repræsenterer forskellige perioder. Dette indgår ikke i NOVA-2003, men har været gjort i andre projekter, fx for TBT i Øresund (se figur 17.5). Her ser det ud til, at belastningen med TBT er faldet i de senere år, måske sammenfaldende med forbudet i 1991.

Sammenfatning

I ca. 15% af de undersøgte datasæt forekommer der signifikante ændringer i koncentrationerne igennem måleperioden. I muslinger er koncentrationerne af de miljøfremmede stoffer fortrinsvis aftagende, hvorimod de fortrinsvis er stigende for metaller.

Tidsserier på 5-6 år er med enkelte undtagelser generelt for korte. På ca. halvdelen af stationerne opnås først et tilstrækkeligt datagrundlag til at kunne sandsynliggøre en 10% ændring pr. år efter mere end 10 års overvågning, forudsat at målingerne fortsat foretages med den hidtidige frekvens og analysekvalitet. Kun tidsserierne for metaller i fisk er så lange, og her er tendensen i Øresund, at koncentrationerne af Cd er stigende og koncentrationerne af Hg faldene.



Figur 17.6 Sigteapparat koblet på gennemstrømningscentrifugen ved RIKZ i Holland.



Figur 17.7 Sigtning i gang. Når slangerne er klare er sigtningen færdig og alt < 63 µm sediment opsamlet i centrifugen.



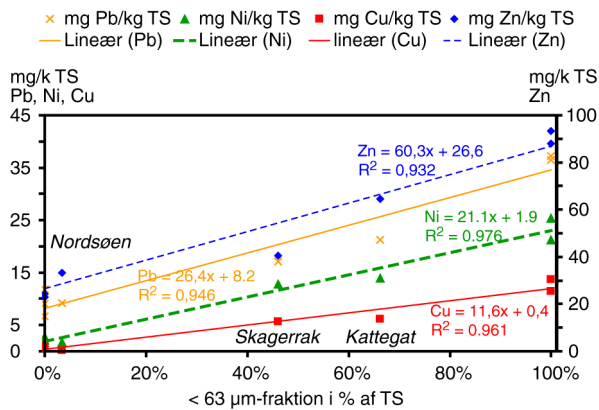
Figur 17.8 < 63 µm-fraktion opsamlet i flow-through centrifugen.

Der er indikationer på stigende koncentrationer af Hg (efter normalisering) i overfladesedimenter i Nordsøen, men ikke i Kattegat og Skagerrak. Cu-koncentrationen (både før og efter normalisering) synes at være faldet i Nordsøen og Skagerrak, hvorimod Cd, Ni, Pb og Zn nærmest er konstante. Datagrundlaget er p.t. ikke tilstrækkeligt til at foretage grundige statistiske analyser af udviklingen i sediment. Det er det formodentlig først i 2013-2018 med det nuværende prøvetagningsprogram.

Normalisering af sediment

I ICES/OSPAR regi er der udviklet en protokol til at normalisere sedimentdata (Smedes 2002). Det sker enten ved en fysisk normalisering, hvor man måler indholdet i ler-silt-fraktionen (< 63 µm), eller ved at man omregner koncentrationen fra en samtidig måling af < 63 µm-fraktionen. Det er også muligt at lave en sekundær normalisering ud fra sedimentets Li- eller Al-indhold. Her udnytter man, at Li- og Al-indholdet normalt er korreleret med lerfraktionen, og at indholdet er tæt på nul i sandfraktionen. Forholdet mellem metaller og Al har tidligere traditionelt været anvendt i bl.a. OSPAR regi. Da sand i sedimenter i danske farvande har et højt indhold af Al, er det ikke tilrådeligt at anvende metoden her. For miljøfremmede organiske stoffer anbefales organisk kulstof som normalisator.

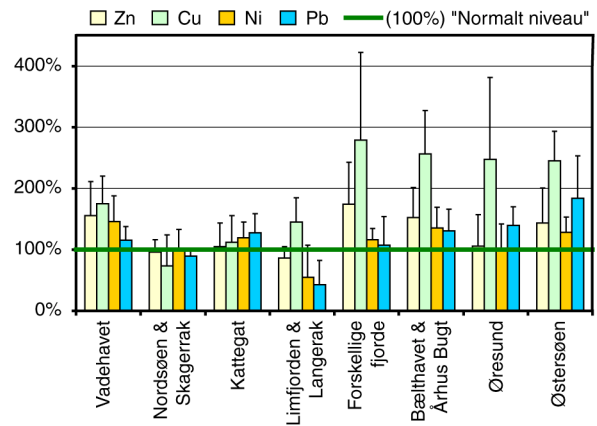
Metoden til at normalisere er diskuteret i et tidligere temaafsnit (Larsen & Pedersen 2001). I 2004 er der udtaget tre sedimentprøver for at fastlægge normaliseringsparametrene bedre. Sedimentprøverne er udtaget fra tre forventede referenceområder i Nordsøen (st. 1052), Skagerrak (st. 1102) og Kattegat (st. K3). På RIKZ i Holland er sedimenterne sigtet og opsamlet i to fraktioner på en gennemstrømningscentrifuge: Sand er indsamlet ovenpå en 63 µm sigte og ler-silt er udtaget fra centrifugen (se figur 17.6-8).



Figur 17.9 Sammenhængen mellem indholdet af metaller og ler-silt fraktion, angivet ved %-vis andel af < 63 µm-fraktionen for sedimenter fra Nordsøen, Skagerrak og Kattegat.

Analyserne af metallerne på sandfraktionen, hele sedimentet og < 63 µm-fraktionen giver 3 punkter, som kan kombineres og anvendes til at fastlægge korrektionsformlen (se Bilag 1) til at normalisere de enkelte metaller (figur 17.9). Det naturlige indhold af < 63 µm-fraktionen i prøverne er hhv. 3%, 45% og 66%. På Nordsøstationen er der dog generelt meget høje metalkoncentrationer i < 63 µm fraktionen. Dette er sandsynligvis pga. tilførsler fra de tyske floder eller Vadehavet. Data for < 63 µm-fraktionen for denne station er derfor ikke medtaget i figur 17.9. De resterende data giver en stærk korrelation mellem < 63 µm-fraktionen og koncentrationen af alle metallerne ($R^2 = 0,93 - 0,98$) og viser, at < 63 µm-fraktionen er en god normalisator.

Figur 17.10 illustrerer forholdet mellem de målte koncentrationer og de "normaliserede" koncentrationer, man ville forvente at finde i de forskellige områder, hvis alt sedimentet er som på de 3 referencestationer i figur 17.9. 100% svarer til, at metalindholdet er som beregnet efter ligningerne angivet i figur 17.9. Højere værdier kan tolkes som sediment, der har et forhøjet indhold i forhold til normalt. Det forhøjede indhold kan dog både skyldes geologisk og humant tilført metal. Specielt for Cu ses, at mange områder har et højere indhold end forventet (ca. 2,5 gange i indre danske farvande). Generelt bringer normaliseringen de indre danske farvande og fjorde på samme niveau. Den forskel, der ser ud til at være på koncentrationen, skyldes derfor sandsynligvis "fortynding" med sand. Det er mest tydeligt i Øresund.



Figur 17.10 Niveau i forhold til "normal" sediment, beregnet ud fra ler-silt indhold og figur 17.9. 100% svarer til "naturligt" indhold, og > 100% kan indikere belastede områder (middel + st.afv. er vist for områderne). Se kapitel 14, figur 14.2 for ikke-normaliseret udgave af figuren.

< 63 µm-fraktionen eller som minimum Li anbefales som normalisator for indholdet af metaller i sediment fremfor at bruge Al eller hele sedimentet (se Bilag 1). Figur 17.10 illustrerer, hvordan normalisering kan ændre vurderingen af områder i forhold til kun at se på koncentrationer som i figur 14.2 i kapitel 14.

Taksigelser

En tak rettes til Frank Riget (DMU, Afd. for Arktisk Miljø) for hjælp til styrkeanalyser og relevante kommentarer. Ole Schou Hansen takkes for sproglig assistance. Og en tak til Rijksinstituut voor Kust en Zee (RIKZ), Holland, hvor Foppe Smedes, Grietje A.N. Nummerdor og Ton van der Zande stillede tid, plads og apparatur til rådighed for bestemmelse af normaliseringsparametre.

18 Radioaktive stoffer i danske farvande

Af Sven P. Nielsen, Forskningscenter Risø

Introduktion

Radioaktive stoffer forekommer naturligt i miljøet og stammer dels fra det materiale, som solsystemet og jorden oprindeligt er dannet af, og dannes dels i jordens atmosfære under opbremsning af partikler fra solen. Eksempler på førstnævnte slags naturligt forekommende radioaktive stoffer er isotoper af uran, thorium og kalium, der har halveringstider, som er sammenlignelige med jordens alder dvs. i størrelsesordenen milliarder af år. Eksempler på den anden slags naturligt forekommende radioaktive stoffer er tritium (^3H , supertung brint) og kulstof-14 (^{14}C), der har halveringstider på hhv. 12 år og 5.700 år.

De langlivede isotoper uran-235 (^{235}U), uran-238 (^{238}U) og thorium-232 (^{232}Th) omdannes i serier af henfaldsprodukter, der selv er radioaktive, og derfor bidrager med yderligere en række radioaktive stoffer i miljøet, fx radium-226 (^{226}Ra) og polonium-210 (^{210}Po), der har halveringstider på hhv. 1.600 år og 140 dage.

I lighed med alle andre marine områder på jorden indeholder danske farvande derfor naturligt forekommende radioaktive stoffer. En kubikmeter havvand indeholder typisk 1 Bq ^3H , 4 Bq ^{14}C , 40 Bq ^{238}U , 4 Bq ^{226}Ra , 4 Bq ^{210}Po , 12.000 Bq K (*National Academy of Sciences 1971*).

Udvikling og anvendelse af atomenergi til militære og fredelige formål har resulteret i produktion af en lang række menneskeskabte radioaktive stoffer. Ved atmosfæriske atomsprængninger spredes alle de producerede radioaktive stoffer i miljøet, mens underjordiske atomsprængninger kun giver anledning til mindre eller slet ingen udslip til miljøet. Atomkraftværker vil ved normal drift give anledning til små kontrollerede udslip af radioaktive stoffer, mens ulykker på atomkraftværker kan forårsage betydelige udslip af radioaktivitet til miljøet. Menneskeskabte radioaktive stoffer af særlig betydning for mennesker og miljø er strontium-90 (^{90}Sr) og cæsium-137 (^{137}Cs), som dannes ved kernespaltningprocesser. Disse stoffer har begge halveringstider på omkring 30 år, så når de ledes ud i miljøet, forbliver de der i mange år. Desuden overføres ^{90}Sr og ^{137}Cs gennem fødekæderne, idet strontium og cæsium kemisk minder om de biologisk vigtige stoffer kalcium og kalium og derfor kan give anledning til forurening af fødevarer og dermed strålingsdoser til mennesker. Andre menneskeskabte radioaktive stoffer, der

påkalder sig opmærksomhed, er plutonium-239 (^{239}Pu) og technetium-99 (^{99}Tc), som har halveringstider på hhv. 24.000 år og 210.000 år.

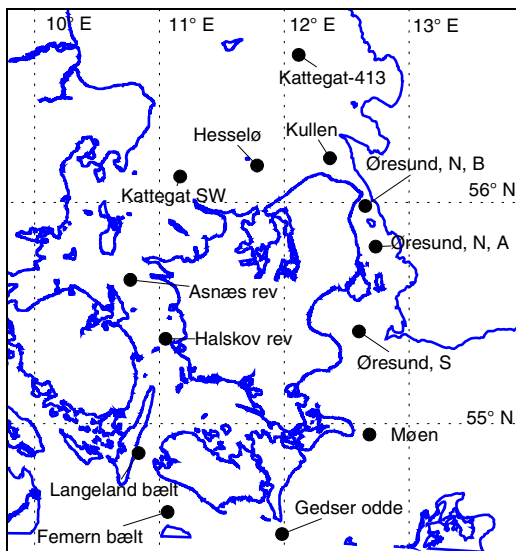
Forekomsten af menneskeskabte radioaktive stoffer i danske farvande har tre hovedårsager. Amerika og Sovjetunionen gennemførte i årene 1950-1980 en lang række atmosfæriske atomprøvesprængninger, der kulminerede i 1960'erne, og som forårsagede en forurening af jordens nordlige halvkugle, der stadig er mærkbar både i havene og på landjorden (*UNSCEAR 2000*). Havariet af Tjernobyl atomkraftværket i 1986 forårsagede en voldsom forurening i nærområderne og med et betydeligt radioaktivt nedfald over Østersøen. Danmark undgik større mængder nedfald, bl.a. fordi det var tørvejr, da den første radioaktive sky fra Tjernobyl passerede dansk område. Endelig har driften af europæiske anlæg til oparbejdning af brugt atomreaktorbrændsel Sellafield i England og La Hague i Frankrig forårsaget udslip til Nordsøen af radioaktive stoffer, hvoraf en mindre del er trængt ind i Østersøen.

Forskningscenter Risø har siden 1960'erne undersøgt forekomsten af radioaktiv forurening i det danske miljø med hovedvægt på ^{90}Sr og ^{137}Cs . Denne indsats tilgodeser nationale forpligtelser i henhold til Euratomtraktaten, hvor medlemslandene forpligter sig til at overvåge radioaktivitet i luft, vand og jord, og Helsinki-konventionen (HELCOM), som omfatter overvågning af miljøforhold herunder radioaktivitet i Østersøen.

Metoder

Prøvetagning

Risøs aktuelle overvågningsprogram for de indre danske farvande dækker prøver af havvand, sediment og biota (makroalger og fisk). Havvandsprøver (50-100 l) indsamles to gange årligt, forår og efterår, med assistance fra Søværnet. Der indsamles prøver af overfladevand og bundvand fra 12 positioner omkring Sjælland. Sedimentprøver (1-3 kg) indsamles en gang årligt med assistance fra DMU fra fire positioner rundt om Sjælland. Prøver af makroalger (2-4 kg) indsamles kvartalsvis fra Klint ved Nykøbing Sjælland, og fiskeprøver (1-2 kg) indsamles årligt fra Bornholm, Hundested og Hirtshals. Positioner for indsamling af havvandsprøver er angivet på figur 18.1, der også viser en af positionerne for indsamling af sediment (Kattegat-413).



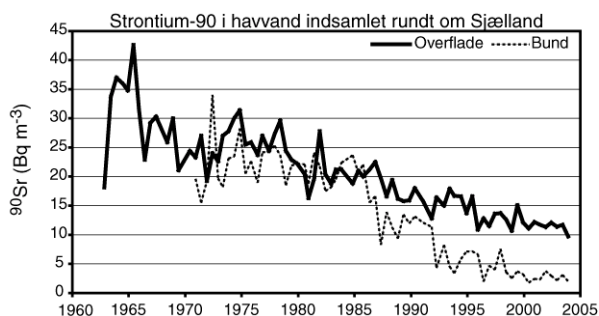
Figur 18.1 Positioner omkring Sjælland for indsamling af prøver til analyse for indhold af radioaktive stoffer.

Analysemetoder

Alle nævnte prøvetyper forbehandles og oparbejdes kemisk, hvorved indholdet af de pågældende radioaktive isotoper isoleres.

For havvandsprøver anvendes forskellige teknikker til den første opkoncentrering af de ønskede isotoper. For cæsium anvendes kemikalier, der effektivt adsorberer cæsium fra prøven. For strontium anvendes kemiske procedurer, hvor strontium isoleres fra andre især naturligt forekommende radioaktive stoffer i prøven. For sedimentprøver og biota anvendes tørring i frysetørrer og efterfølgende foraskning for at fjerne organisk materiale.

Prøvernes indhold af ^{137}Cs bestemmes ved gamma-spektrometri, hvor den karakteristiske gammastråling fra denne isotop identificeres og kvantificeres med anvendelse af germanium-detektorer. Indholdet af ^{90}Sr i prøverne bestemmes indirekte ved at bestemme yttrium-90 (^{90}Y), der er et radioaktivt datterprodukt af ^{90}Sr . Betastrålingen fra ^{90}Y måles i Geiger-Müller tællere. For andre radioaktive isotoper anvendes tilsvarende metoder.



Figur 18.2 Strontium i havvand.

Kvalitetskontrol

Kvaliteten af de anvendte radiometriske analyser sikres først og fremmest ved omhu under analysearbejdet. Dertil kommer, at der ved analyserne anvendes udbyttracere således, at det kemiske udbytte bestemmes for hver prøve og korrigeres for ved beregning af det endelige analyseresultat. Deltagelse i internationale sammenligninger af laboratorieanalyser er vigtig for at kontrollere, at analysekvaliteten er tilfredsstillende, og Risø deltagere derfor løbende i sådanne sammenligningsprogrammer. Risøs analyseresultater placerer sig gennemgående meget tilfredsstillende i sådanne laboratoriesammenligninger, hvilket bl.a. fremgår af en sammenstilling af resultater fra en række laboratoriesammenligninger fra HELCOM (2003).

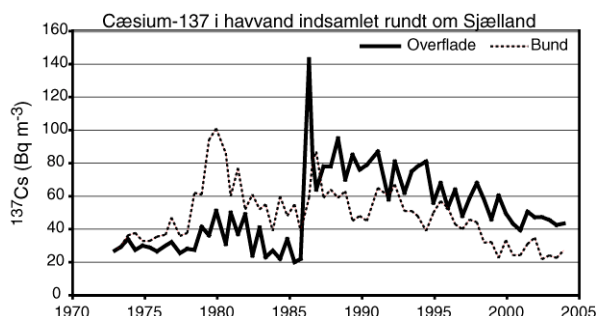
Resultater og diskussion

Strontium-90

Forekomsten af ^{90}Sr i havvand indsamlet rundt om Sjælland siden 1960'erne er vist i figur 18.2, som angiver koncentrationerne i overfladevand og bundvand. Koncentrationerne varierer fra omkring 40 Bq m^{-3} i 1965 til $2-3 \text{ Bq m}^{-3}$ i 2004. Den væsentligste kilde til ^{90}Sr forurening i danske farvande er nedfald fra stormagternes atmosfæriske atomvåbensprængninger, som kulminerede i begyndelsen af 1960'erne. Dette forklarer den jævnt faldende tendens siden 1965. Siden 1985 falder koncentrationerne af ^{90}Sr i overfladevand langsommere end i bundvand. Bundvandet er domineret af saltholdigt vand fra Nordsøen, der trænger ind i Østersøen, mens overfladevandet er domineret af saltfattigt vand fra Østersøen, der strømmer ud i Nordsøen. De højere koncentrationer i overfladevand skyldes afstrømning af ^{90}Sr fra Østersøens store afvandsingsområder kombineret med Østersøens ringe vandudveksling med Nordsøen.

Cæsium-137

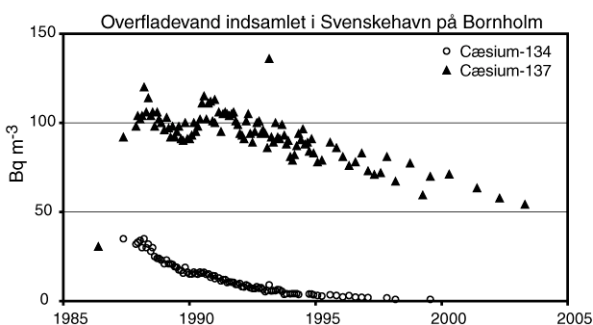
For ^{137}Cs er koncentrationerne i havvand indsamlet omkring Sjælland siden 1970'erne vist i figur 18.3 med data for overfladevand og bundvand. Koncentrationerne for ^{137}Cs udviser et ganske andet forløb end for ^{90}Sr . Koncentrationerne af ^{137}Cs var i



Figur 18.3 Cæsium-137 i havvand.

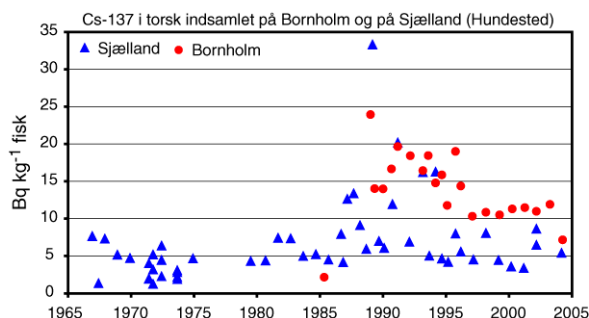
1970'erne omkring 30 Bq m^{-3} og som for ^{90}Sr domineret af nedfald fra stormagternes atomprøvesprængninger, men omkring 1979 voksede koncentrationerne til omkring 100 Bq m^{-3} i bundvand og 50 Bq m^{-3} i overfladevand på grund af udslip fra det engelske oparbejdningsanlæg Sellafield. Udslippene herfra kulminerede i 1975 og medførte omfattende forurening af europæiske havområder, herunder af de indre danske farvande, hvor koncentrationerne kulminerede 4 år senere. I årene efter 1975 lykkedes det Sellafield at reducere udslippene betydeligt, hvilket også afspejles i niveauerne i danske farvande. I 1986 indtraf Tjernobylulykken i et russisk atomkraftværk i nærheden af Kiev, hvorfra store mængder radioaktiv forurening, herunder ^{137}Cs , blev spredt over Europa og medførte betydelig forurening af Østersøen, især over det Botniske Hav og den Finske Bugt. Denne forurening medførte, at koncentrationerne af ^{137}Cs i danske farvande voksede til omkring 140 Bq m^{-3} i overfladevand og 90 Bq m^{-3} i bundvand. Siden 1986 har ^{137}Cs koncentrationerne været aftagende med forholdsvis større koncentrationer i overfladevand end i bundvand, da forureningen hovedsagelig stammer fra Østersøen.

Efter Tjernobyl-ulykken i 1986 iværksatte Risø indsamling af havvand fra Bornholm, og figur 18.4 viser resultater af denne overvågning. Ud over ^{137}Cs viser figur 18.4 indhold i havvand af en anden radioaktiv cæsiumisotop, ^{134}Cs , også fra Tjernobylulykken. Denne isotop har en halveringstid på 2 år, hvilket har betydet, at koncentrationerne i havvand herfra er faldet så meget, at de ikke længere kan detekteres.

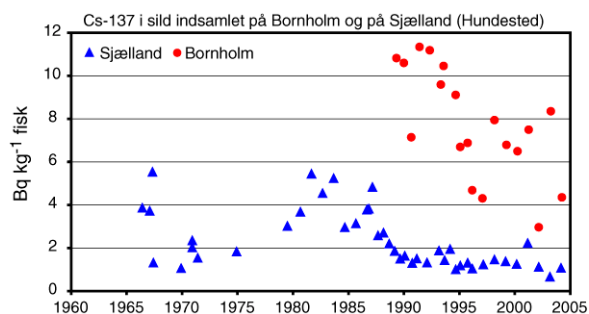


Figur 18.4 Cæsium-134 og cæsium-137 i havvand fra Svenskehav på Bornholm.

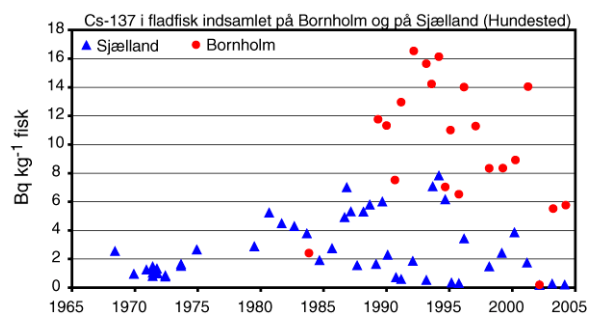
Figur 18.5-18.7 viser koncentrationer af ^{137}Cs i torsk, sild og fladfisk fra Sjælland og Bornholm. Resultaterne afspejler påvirkningen af nedfald fra Tjernobyl, idet koncentrationerne i fisk fra Bornholm ses at være markant højere end fra Sjælland.



Figur 18.5 Cæsium-137 i torsk fra Sjælland og Bornholm.



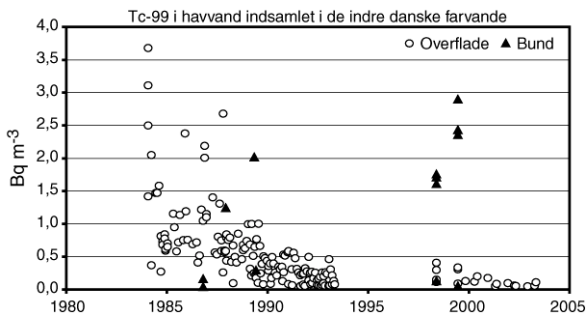
Figur 18.6 Cæsium-137 i sild fra Sjælland og Bornholm.



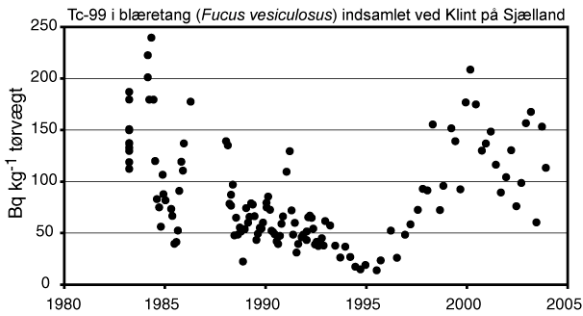
Figur 18.7 Cæsium-137 i fladfisk fra Sjælland og Bornholm.

Technetium-99

Driften af oparbejdningsanlæggene Sellafield og La Hague har medført udslip til havet af en række andre radioaktive stoffer end ^{137}Cs . Et af disse stoffer er ^{99}Tc , der ligesom ^{137}Cs forbliver på opløst form og derfor transporteres over store afstande. Figur 18.8 viser niveauer af ^{99}Tc i danske farvande i perioderne 1984-1993 og 1998-2004. I perioden 1981-1990 dominerede udslip af ^{99}Tc fra La Hague i forhold til udslip fra Sellafield og forårsagede koncentrationer i danske farvande på $2-4 \text{ Bq m}^{-3}$. Fra 1994 øgedes udslip af ^{99}Tc fra Sellafield betydeligt, hvilket blev afspejlet i danske farvande 4 år senere, hvor koncentrationerne steg til $2-3 \text{ Bq m}^{-3}$. Technetium-99 optages i særlig grad i blæretang med en koncentrationsfaktor på omkring $100.000 \text{ Bq kg}^{-1}$ tørvægt pr. Bq kg^{-1} havvand. Dette afspejles i figur 18.9, der viser ^{99}Tc i blæretang *Fucus vesiculosus* indsamlet ved Klint siden 1983. Her varierer koncentrationerne op til $200-250 \text{ Bq kg}^{-1}$ tørvægt og afspejler udslip fra La Hague og Sellafield.

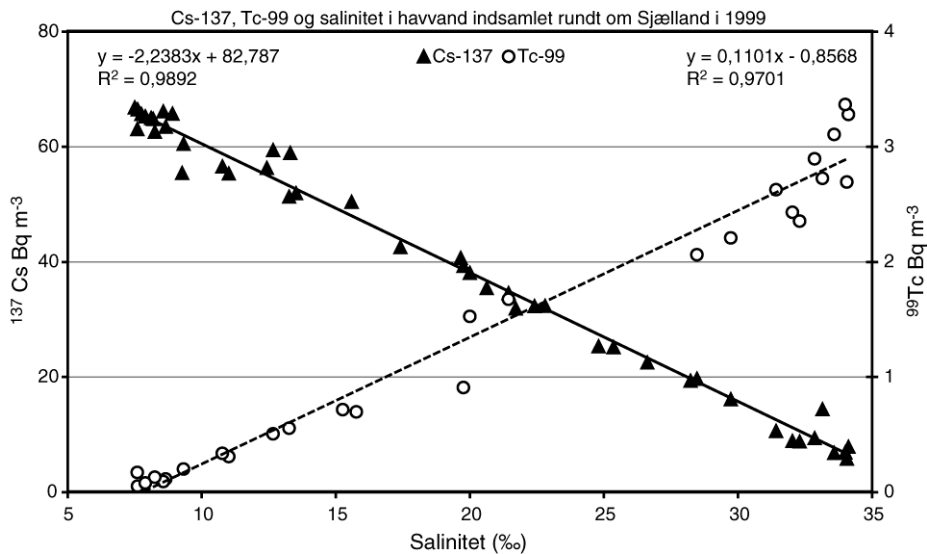


Figur 18.8 Technetium-99 i havvand fra danske farvande.



Figur 18.9 Technetium-99 i blæretang fra Klint i Nordvestsjælland.

Saltholdigheden i de danske farvande er præget af beliggenheden mellem Nordsøen og Østersøen og varierer mellem 30-35 svarende til bundvand i Kattegat og 7-10 svarende til overfladevand ved Møen og Gedser. Koncentrationer af ^{137}Cs og ^{99}Tc i havvand indsamlet omkring Sjælland i 1999 er vist på figur 18.10 som funktion af saltholdighed. Det fremgår, at ^{99}Tc koncentrationerne er positivt korreleret med saltholdigheden, mens ^{137}Cs koncentrationerne er negativt korreleret med saltholdigheden. Figuren illustrerer, at ^{137}Cs stammer fra Tjernobyl-nedfald i Østersøen og strømmer med det ferskere overfladevand gennem de indre danske farvande ud i Nordsøen, mens ^{99}Tc stammer fra Sellafield og følger med det saltholdige bundvand fra Nordsøen ind i Østersøen.



Figur 18.10 Koncentrationer af cæsium-137 og technetium-99 i danske farvande i 1999 vist som funktion af saltholdighed.

Risikovurdering

Strålingsdoser til mennesker fra menneskeskabt radioaktivitet i danske farvande er undersøgt i forbindelse med et EU projekt MARINA-BALT (EC 2000). Projektet beregnede strålingsdoser til mennesker med et højt indtag af fisk, krebsdyr og skaldyr samt ophold i kystområder. Figur 18.11 viser årlige strålingsdoser til personer ved Kattegat for perioden 1950 til 2000 fordelt på de forskellige kilder til forurening. Kilderne omfatter nedfald fra Tjernobyl-ulykken, dumping af radioaktivt affald i Østersøen, driftsudslip fra atomkraftværker i Østersøen, udslip fra Sellafield og La Hague, udslip fra nukleare forsøgsanlæg i Østersøen og nedfald fra atmosfæriske atomvåbensprængninger. Strålingsdoserne skyldes hovedsageligt de radioaktive isotoper ^{134}Cs og ^{137}Cs . Figuren illustrerer de tidlige forløb og den relative betydning af udslip fra de forskellige forureningskilder og viser, at den årlige strålingsdosis i perioden fra 1955 til 2000 har varieret fra 1 til 40 μSv (mikrosievert). Det største bidrag er fra Tjernobyl-ulykken. I 1986 udgjorde bidraget fra Tjernobyl-ulykken 70% af den samlede strålingsdosis fra menneskeskabt radioaktivitet i Kattegat, og i 2000 var bidraget faldet til 65%. Til sammenligning bidrager naturligt forekommende radioaktive stoffer i danske farvande med årlige strålingsdoser på omkring 700 μSv , hovedsageligt fra ^{210}Po , der opkoncentrerer i marine organismer.

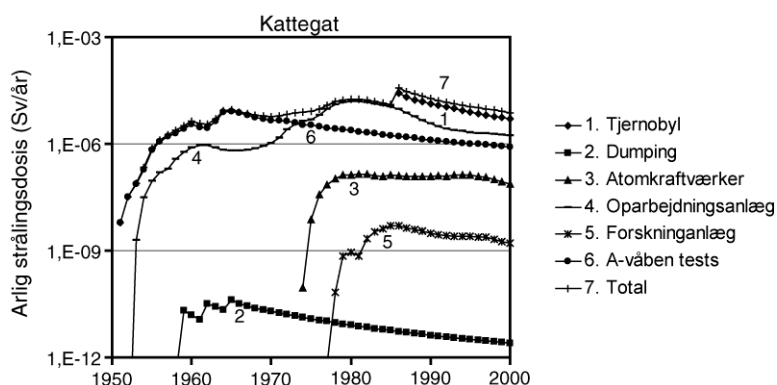
Strålingsdoserne fra menneskeskabt radioaktivitet er betydelig lavere end de gældende årlige dosisgrænser på 1.000 μSv for enkeltpersoner i befolkningen som anbefalet af EU (1996).

Konklusion

Overvågning af menneskeskabte radioaktive stoffer i danske farvande er foretaget siden 1960'erne og viser påvirkning fra en række kilder til radioaktiv forurening. De væsentligste kilder har været nedfald fra stormagternes atmosfæriske atomprøvesprængninger og nedfald fra Tjernobyl-ulykken, som i 1986 tilførte Østersøen store mængder forurening. Desuden har udslip fra de europæiske anlæg til oparbejdning af brugt atombrændsel Sellafield i England og La Hague i Frankrig medført forhøjede koncentrationer af menneskeskabte radioaktive stoffer i danske farvande.

De aktuelle koncentrationer af radioaktiv forurening i danske farvande er domineret af forurening fra Tjernobyl-ulykken og viser aftagende tendens.

Strålingsdoser til mennesker fra radioaktive stoffer i danske farvande er domineret af bidrag fra naturligt forekommende radioaktivitet. De aktuelle strålingsdoser fra menneskeskabt radioaktivitet i danske farvande er betydelig lavere end gældende grænseværdier.



Figur 18.11 Strålingsdoser til mennesker ved Kattegat i perioden 1950-2000 fra forskellige kilder til radioaktiv forurening.

19 Fra vandmiljøplaner til vandplaner og indsatsprogrammer – med kvælstof som eksempel

Jesper H. Andersen, Jens Brøgger Jensen, Dorte Krause-Jensen, Harley Bundgaard Madsen og Bo Riemann

Forvaltningen af de danske kystvande står foran et paradigmeskift. Med vandmiljøplanerne fra 1987, 1998 og 2004 har indsatsen været koncentreret om reduktionsmål. Med vandrammedirektivet, som trådte i kraft i 2000, flyttes fokus til opfyldelse af miljø- og naturkvalitetsmål. Disse mål skal nås gennem regionale indsatsprogrammer. For hovedparten af de danske farvande er der en tæt kobling mellem på den ene side miljø- og naturkvalitet og på den anden tilførsler af næringsstoffer. Der er ingen tvivl om, at den hidtidige indsats, som har fokuseret på at reducere udledninger og tab fra bl.a. landbrugssektoren og punktkilder som renseanlæg har været velbegrunderet. Det er imidlertid et problem, at man hidtil ikke har haft mål for, hvilken miljø- og naturkvalitet man fra politisk side har ønsket. Som udgangspunkt skal alle danske kystvande opfylde vandrammedirektivets krav om 'god økologisk tilstand' i år 2015. Selvom vandmiljøplanerne vil føre til forbedringer i miljø- og naturtilstanden, er det et afgørende spørgsmål, om vandmiljøplanerne og andre allerede aftalte eller iværksatte aktiviteter vil føre til målopfyldelse ('god økologisk tilstand'). Denne temaartikel godtgør, at de landsdækkende vandmiljøplaner sandsynligvis ikke vil opfylde vandrammedirektivets krav om 'god økologisk tilstand'.

Introduktion

Miljø- og naturforholdene i de danske farvande er langtfra gode (*Ærtebjerg et al. 2003b*). Algeopblomstringer, iltsvind og forekomst af døde bunddyr og fisk er regelmæssigt tilbagevendende problemer. Den vigtigste grund hertil er, at der gennem mange år er tilført store mængder af næringsstoffer både fra land, luft og tilgrænsende farvande. Effekterne og omfanget af disse tilførsler er dokumenteret gennem forskning og overvågning.

Der har gennem årene været en betydelig forskningsindsats. Bæltprojektet (1974-1978), NPo-forskningsprogrammet, Hav90 (1990-1996) og dele af Det Strategiske Miljøforskningsprogram (1994-1997) har hver især bidraget til at forstå sammenhængen mellem stoftilførsler og økologisk kvalitet (*Ærtebjerg et al. 1981, Danish EPA 1991, Christensen et al. 1996 og Lomstein 1999*). Overvågningen af de danske farvande har været landsdækkende siden 1988, først i Vandmiljøplanens overvågningsprogram (1988-1992 og 1993-1997), siden i NOVA-2003 (1998-2003) (*Miljøstyrelsen 2000a*) og nu i NOVANA (2004-2009) (*Svendson et al. 2004*). Overvågningsresultaterne viser udviklingen i stoftilførsler og økologisk kvalitet gennem de seneste 15 år og dokumenterer, at de danske farvandes kvalitet ikke er tilfredsstillende (denne rapport).

Forskningsprogrammerne og overvågningen er direkte afledt af en stor offentlig og politisk bevågenhed, hvad havmiljøet angår. Fra politisk hold har bevågenheden resulteret i NPo-handlingsplanen fra 1984 og i alt 3 vandmiljøplaner (fra 1987, 1998 og 2004), som alle har til formål at reducere tilførslerne af næringsstoffer til vandmiljøet, dvs.

til grundvand, ferske vande og kystvande. De regionale myndigheder har også via den regionale planlægning gennemført handlingsplaner.

Reduktion af udledninger af næringsstoffer til havmiljøet er også et internationalt problem, da havstrømmene flytter næringsstofferne rundt. En dårlig miljøtilstand i ét område kan derfor skyldes udledninger til et helt andet. I Østersø-området (Helsinki Kommissionen (HELCOM)) har landene i enighed besluttet, at udledningerne af kvælstof og fosfor skal reduceres med 50% i forhold til udledningsniveauet i midten af 80'erne. I Nordsø-området (Nordsøkonferencerne og OSPAR-konventionen (OSPAR)) har landene besluttet, at menneskeskabt eutrofiering skal bringes til ophør i 2010, herunder at tilførslerne af kvælstof og fosfor til havet skal reduceres med 50% i forhold til tilførslerne i midten af firserne. Se *Miljøstyrelsen (2000b)* for en detaljeret redegørelse for disse reduktionsmål.

Både vandmiljøplanerne og de internationale havkonventioner (HELCOM og OSPAR) har oprindeligt fokuseret mere på reduktionsmål end på egentlige mål for miljø- og naturkvaliteten. Med vandrammedirektivet skal der fastlægges konkrete mål for miljø- og naturkvaliteten, både for de enkelte kystvande og de beskyttede områder (Natura 2000-områder). Disse mål skal som udgangspunkt være opfyldt i 2015 (*Anon. 2000*). Fristen kan i særlige tilfælde udsættes til 2021 eller senest 2027.

Formålet med denne temaartikel er at skitsere en metode til det planlægningsmæssige arbejde med vandrammedirektivet samt overslagsmæssigt at vurdere, om de reduktionsmål for kvælstofudledningerne, der tidligere er besluttet, vil føre til, at

vandrammedirektivets generelle miljømål om mindst 'god økologisk tilstand' i kystvandene kan blive opfyldt.

Metoder

Med udgangspunkt i vandrammedirektivets krav til forvaltning af kystvandene vil vi opstille forudsætningerne for en forvaltningsplan for en udvalgt fjord, Odense Fjord, som er overvejende kvælstofbegrænset. Vi vil analysere, hvor meget stoftilførslerne til Odense Fjord skal reduceres for at opfylde direktivets krav om mindst 'god økologisk tilstand'. Resultatet af analysen fra Odense Fjord opskaleres derefter til landsplan for at få et overblik til en vurdering af, om den nuværende nationale regulering af udledninger og tab af kvælstof er tilstrækkelig til, at vandrammedirektivets mål om mindst 'god økologisk tilstand' i kystvandene vil blive opfyldt. En mere detaljeret vurdering og konsekvenserne heraf skal først gennemføres i forbindelse med udarbejdelsen af vandplaner, som skal være tilendebragt i 2009.

Den fremtidige forvaltning af kystvandene skal i henhold til vandrammedirektivet basere sig på:

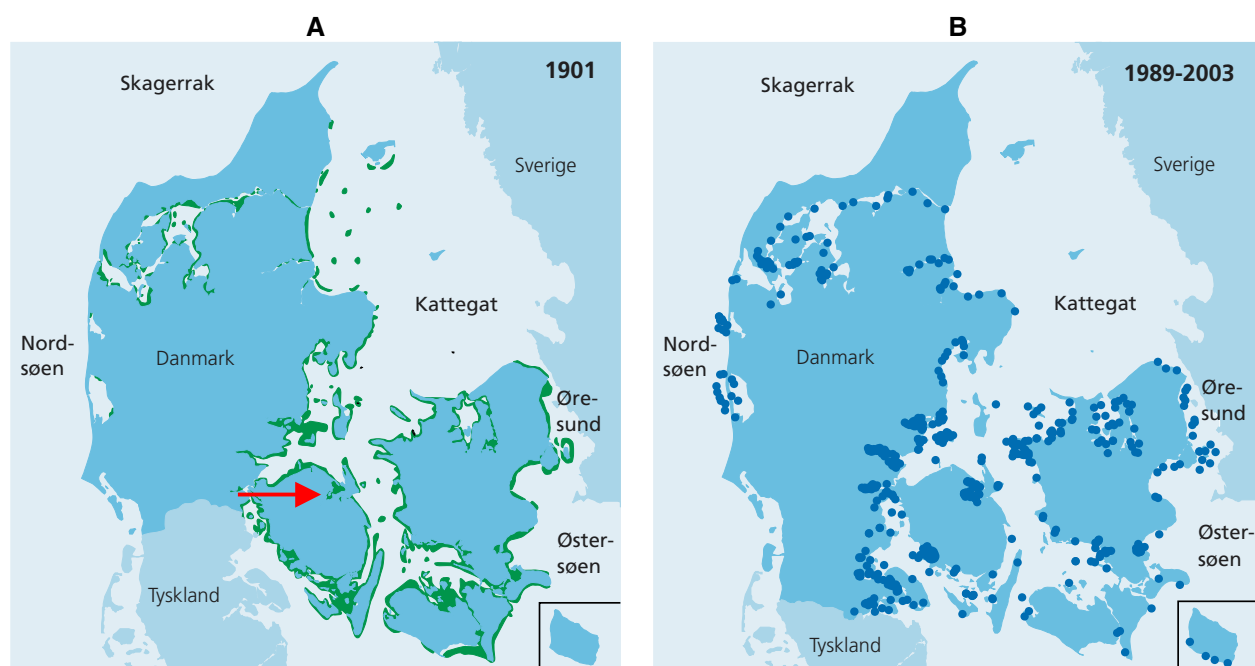
1. Fastlæggelse af referenceforhold.
2. Opstilling af miljømål om 'god tilstand' med fastlæggelse af en acceptabel (mindre) afvigelse fra referenceforholdene.
3. Kendskab til sammenhæng mellem effekt og årsag (funktionel respons).
4. Overvågning af miljø- og naturkvaliteten, her-

under vurdering af om miljø- og naturmål er opfyldt eller truet.

5. Vandplaner med indsatsprogrammer for de kystvande, hvor miljø- og naturmålene endnu ikke er opfyldt.

En indsatsplan for et givet kystområde forudsætter derfor to ting: information om referenceforhold for udvalgte indikatorer samt aktuell information om indikatorens tilstand og de menneskeskabte påvirkninger. For hovedparten af de danske farvande er begge forudsætninger tilnærmelsesvis opfyldt. Danmark har ganske vist ikke upåvirkede kystområder, som kan fungere som referenceområder, men i stedet foreligger der historiske data, som kan være grundlag for at fastlægge referencetilstand. Oplysninger om påvirkninger (stoftilførsler mv.) og tilstand er indsamlet via vandmiljøplanernes overvågningsprogram, NOVA-2003 og amternes tilsyn med vandområdernes tilstand.

Vi har valgt at anvende ålegræssets dybdeudbredelse som indikator, fordi ålegræsset er en nøgleorganisme i vores kystområder, og fordi dybdegrænsen er tæt koblet til vandkvaliteten for så vidt angår næringsstoffer (Nielsen *et al.* 2002a). Brugen af ålegræs som indikator er baseret på det foreliggende udkast til miljømål for ålegræssets dybdeudbredelse (Miljøstyrelsen 2004 og Krause-Jensen *et al.* 2004) og på EU-projektet Odense Pilot River Basin (Fyns Amt 2003) samt rapporter og notater udarbejdet i forbindelse med Vandmiljøplan III (Nielsen *et al.* 2003, Fyns Amt 2004a). Det skal understreges, at i forbindelse med den fremtidige vand-



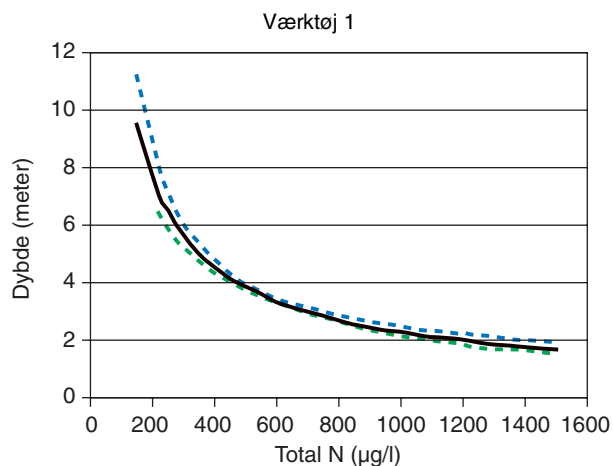
Figur 19.1 A: Ålegræssets historiske dybdeudbredelse, gentegnet efter Petersen 1901. Odense Fjord er markeret med en pil. B: Overvågning af ålegræs under det nationale overvågningsprogram i perioden 1988-1992, 1993-1997, 1998-2003 ifølge det marine databasesystem MADS. Markeringen angiver transekter, ikke udbredelsesområdet.

planlægning skal fastlæggelse af referencetilstanden baseres på flere kvalitetselementer og ikke kun ét (ålegræssets dybdegrænse), men til brug for basisanalysens risikovurdering, som nødvendigvis må indebære en del usikkerhed, vurderes dette for tilstrækkeligt for de fleste områder.

Der findes et stort datamateriale om ålegræssets dybdeudbredelse i danske kystvande, både hvad angår historisk og aktuel tilstand. Ostenfeld og Petersen foretog undersøgelser af ålegræssets udbredelse omkring år 1900 (*Ostenfeld 1908*). De sejlede gennem de indre danske farvande og indsamlede ålegræs fra båd med rive. *Figur 19.1A* viser hovedudbredelsen af ålegræs for hundrede år siden. Ålegræssets aktuelle udbredelse bliver undersøgt gennem overvågningsprogrammet på en lang række lokaliteter (*figur 19.1B, Miljøstyrelsen 2000a*). De aktuelle undersøgelser bliver udført af dykkere (for metodebeskrivelse se *Krause-Jensen et al. 2001*) og metoden adskiller sig dermed fra den, der blev benyttet ved de historiske undersøgelser. Udover ålegræsdata indgår stoftilførsels- og næringsaltdata fra det nationale overvågningsprogram og i særlig grad fra Odense Fjord (*Nielsen et al. 2004* og *Fyns Amt 2004b*). Overvågningsmetoderne er beskrevet i *Kaas & Markager (1999)*.

Konkret arbejder vi os igennem de 5 trin, som forvaltningen i henhold til direktivet skal baseres på. Første trin, fastlæggelse af reference tilstand, er baseret på *Ostenfeld (1908)*, som angiver, at Odense Yderfjord havde ålegræs ud til 6-7 meters dybde omkring år 1900. På den baggrund har Fyns Amt valgt at benytte 6 meter som værdi for referencetilstanden (*Fyns Amt 2003*).

I det andet trin, skal man fastlægge miljømål ved at definere en acceptabel afvigelse fra referencetilstanden (bestemt ovenfor). Miljømålene skal baseres på en kombination af faglige vurderinger og politisk valg. Som et forarbejde til at gennemføre vandrammedirektivet i dansk lovgivning har Miljøstyrelsen medfinansieret en række udredningsarbejder, der skulle tilvejebringe et fagligt grundlag for at fastlægge miljømål, bl.a. for ålegræssets dybdeudbredelse (*Krause-Jensen et al. 2004*). I den hidtidige regionplanlægning har de fleste områder skullet opfylde en generel målsætning, hvor flora og fauna kun er svagt påvirket af forurening. En række amter har anvendt ålegræssets dybdeudbredelse som indikator, og Miljøstyrelsen har vurderet, at der i den hidtidige praksis har været en regional variation indenfor fastsættelsen af generelle målsætninger, og at regionplanerne benytter afvigelser på op til 20-25% fra referenceforhold. Der er et stort sammenfald mellem definitionen af den generelle målsætning i de eksisterende regionplaner og vandrammedirektivets definition af 'god økologisk tilstand'. Derfor vælger vi som ud-



Figur 19.2 Sammenhæng mellem ålegræssets dybdegrænse og kvælstofkoncentration (Total N, µg/l). Omtegnet fra *Nielsen et al. 2002a*. $\ln(Z_c) = (6,039 \pm 0,768) + (0,755 \pm 0,121) \times \ln(TN)$. Figuren viser gennemsnit samt 95% konfidensgrænser (stiplede linier) for relationen.

gangspunkt at 'god økologisk tilstand' kræver, at ålegræssets dybdegrænse maksimalt afviger 25% fra referencetilstanden. For Odense Yderfjord betyder dette, at miljømålet for udbredelse af ålegræs skal være mindst 6 meter minus 25%, altså 4,5 meter.

Tredje trin indeholder tre værktøjer. Ét generelt for sammenhængen mellem ålegræssets dybdeudbredelse og koncentrationen af kvælstof om sommeren, ét om sammenhæng mellem tilførsel og koncentration af kvælstof i forskellige dele af fjorden og ét for sammenhængen mellem den årlige gennemsnitskoncentration og sommerkoncentrationen af kvælstof.

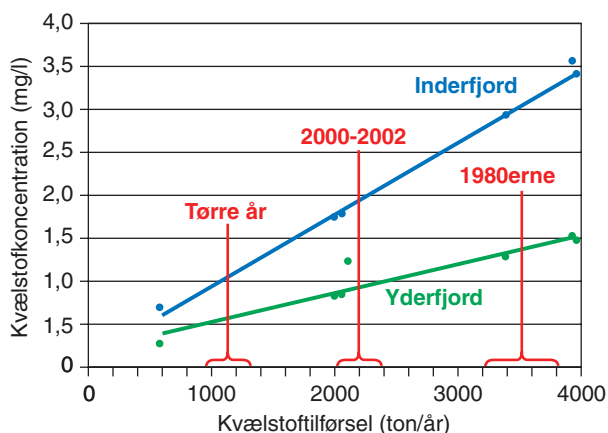
Når et fjordsystem som Odense Fjord, eller for den sags skyld enhver anden fjord i Danmark, tilføres næringsstoffer, ændres produktiviteten, idet primærproducenterne ofte er begrænset af næringsrigdommen. De effekter, der umiddelbart følger en næringsberigelse, er forhøjede næringsstofkoncentrationer, øget primærproduktion og biomasse af planteplankton, øget vækst af enårige opportunistiske alger, reduceret sigt dybde, udskygning af flerårige makroalger og ålegræs, samt lavere iltkoncentrationer i bundvandet om sensommeren og efteråret. Der forligger en omfattende dokumentation af disse effekter og årsagssammenhænge (bl.a. *Conley & Josefson 2001, Nielsen et al. 2002a, 2002b* og *Ærtebjerg et al. 2003b*). Den funktionelle sammenhæng mellem kvælstofkoncentration (gns. for marts-oktober) og ålegræssets dybdeudbredelse, som fremgår af *figur 19.2*, udgør således et anvendeligt værktøj til den videre analyse.

Den anden funktionelle respons er sammenhængen mellem kvælstoftilførslen til Odense Fjord og

den årlige gennemsnitlige kvælstofkoncentration i forskellige dele af fjorden. Ved at anvende overvågningsresultater i kombination med modelberegninger kan sammenhængen for henholdsvis Yder- og Inderfjorden beskrives som vist i figur 19.3. Denne sammenhæng udgør et andet værktøj til analysen.

For at få de to funktionelle sammenhænge til at virke sammen er det nødvendigt med et tredje værktøj, nemlig forholdet mellem kvælstofkoncentrationen målt som gennemsnit for sommerperioden og som årgennemsnit. Fyns Amt har fundet, at dette forhold er 1,405 i Odense Inderfjord og 1,35 i Yderfjorden (gennemsnit 1981-2001; *Fyns Amt 2003*).

Værktøj 2: Kvælstofkoncentration

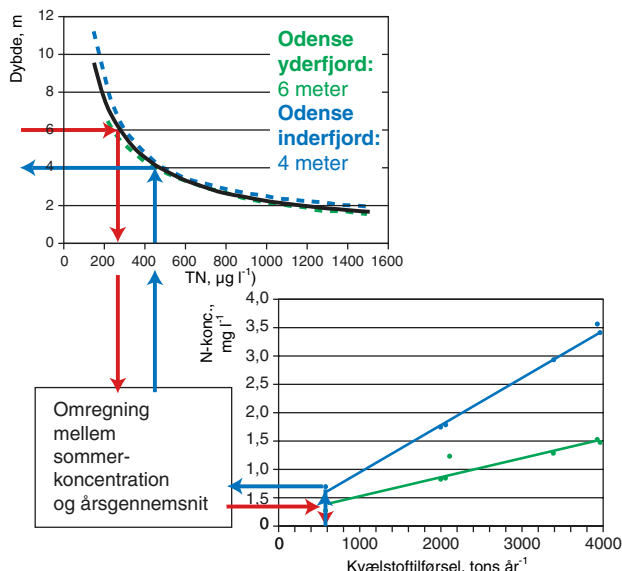


Figur 19.3 Sammenhæng mellem kvælstoftilførsel og årlig kvælstofkoncentration i Odense Yder- og Inderfjord beregnet med en MIKE 3 model, som er valideret på overvågningsresultater (*DHI 2000*). Modelåret er 1998. Data fra *Fyns Amt (2004a)*.

Det fjerde trin omfatter overvågning og vurdering af, om målsætningen er opfyldt. Her kan det konstateres, at der foreligger et omfattende materiale fra Fyns Amts mere end 25 års overvågning af Odense Fjord. Resultaterne viser, at regionplanens kvalitetsmålsætninger for fjorden ikke er opfyldt (se bl.a. *Fyns Amt 2003*). Vurderet i forhold til de foreløbige vurderingskriterier for ålegræssets dybdeudbredelse er vandrammedirektivets miljømål heller ikke opfyldt. Hvorvidt de vil blive det i 2015 vil vores analyse – på et overordnet niveau – give et bud på.

Resultater

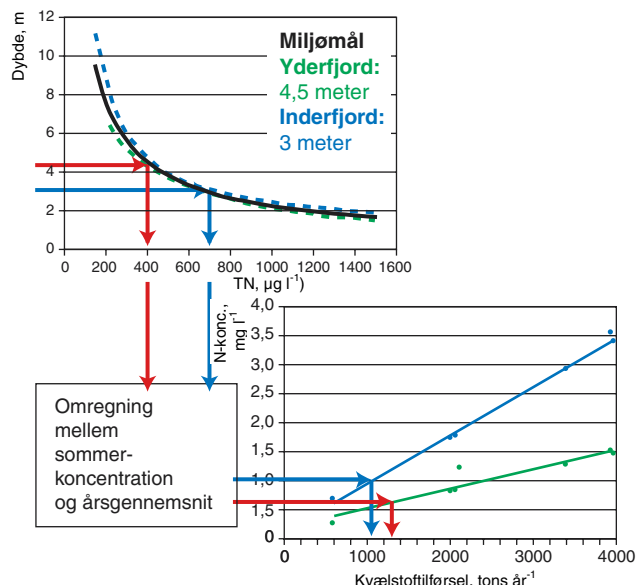
For fuldt ud at kunne gennemføre femte trin skal man analysere, om der er behov for en indsats for at opfylde miljømålene for hele fjorden i 2015. Først er det nødvendigt at fastlægge referencetilstanden og værdien for miljømålet for Inderfjorden.



Figur 19.4 Fastlæggelse af reference for Odense Inderfjord.

Figur 19.4 illustrerer med røde pile, at en referencetilstand på 6 meter i Yderfjorden svarer til en kvælstoftilførsel på 600 tons pr. år. Figurens blå pile viser, at denne stoftilførsel resulterer i en referencetilstand på 4 meter i Inderfjorden. Hvis miljømålet 'god tilstand' svarer til 25% af referencetilstanden, skal Inderfjorden have en dybdegrænse på 3 meter for at opfylde målet.

Vi kan nu beregne, hvilken kvælstoftilførsel der matcher miljømålet om en dybdegrænse på 3 meter i Inderfjorden og 4,5 meter i Yderfjorden. Figur 19.5 viser, at denne tilførsel er forskellig for Inder- og Yderfjorden. For at sikre at hele fjordsystemet opfylder målet, er det nødvendigt at benytte den laveste stoftilførsel i den videre vurdering af beho-



Figur 19.5 Beregning af kvælstoftilførsel for at opfylde miljømålet.

vet for indsats. I dette eksempel 1.050 tons N pr. år. For Odense Fjord er også anvendt en anden indikator for den økologiske tilstand, nemlig biomassen af forureningstolerante makroalger (søsalat og trådalger), se *Fyns Amt (2003)* og *Nielsen et al. (2003 og 2004)*.

Ved hjælp af en Mike 3 model for fjorden er referencetilstanden for Odense Fjord estimeret ved at anvende en kvælstoftilførsel til fjorden i en situation uden påvirkning fra menneskeskabte aktiviteter i oplandet. "God økologisk tilstand" er herefter eksempelvis defineret som den beregnede biomasse af søsalat/trådalger i referencesituationen tillagt 50%. Ved hjælp af modellen er herefter estimeret den tilsvarende "målsatte" tilførsel til fjorden. Denne metode giver et reduktionsbehov, som er lidt større, men i samme størrelsesorden som med den beskrevne metode, hvor ålegræssets dybdegrænse anvendes.

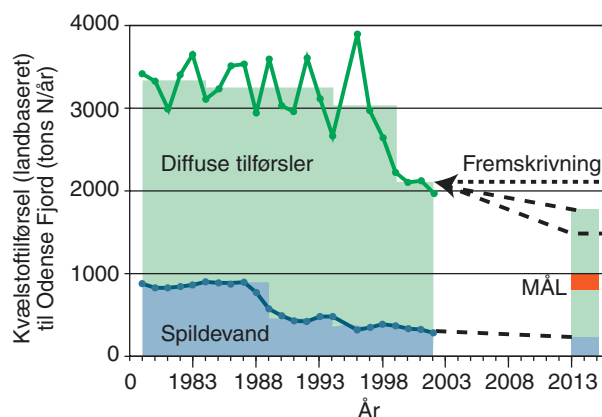
Til sidst skal vi vurdere den nødvendige indsats for at kunne sikre, at kvælstoftilførslen ikke overstiger 1.050 tons N pr. år. Den nuværende landbaserede stoftilførsel til Odense Fjord er ca. 2.000 tons N i år med 'normalnedbør' (gennemsnit af 2000-2002). Der er altså behov for at reducere tilførslen med ca. 950 tons N. Tidligere beregninger anslår, at VMP II vil have en restvirkning i Odense Fjords opland på ca. 500 tons N i forhold til den allerede opnåede effekt i år 2000 (*Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri og Miljøministeriet 2003*). Alt i alt er der derfor behov for at reducere stoftilførslen til Odense Fjord med yderligere ca. 450 tons N. De 500 tons N er beregnet på basis af et landstal for gødningstilførsel og ikke på tal for Fyns Amt. Tilførslen af handelsgødning på landsplan har været større end i Fyns Amt, hvilket betyder, at reduktionen for Odense Fjords opland kan være overestimeret (*Nielsen et al. 2004*). Nielsen et al. anfører dog, at modelberegningen er for usikker som prognose.

Hertil kommer effekten af de vedtagne foranstaltninger aftalt i Vandmiljøplan III. Denne er på nuværende tidspunkt vanskelig at vurdere for Odense Fjords opland.

For Odense Fjord er det imidlertid i en foreløbig basisanalyse (*Fyns Amt 2003*) konkluderet, at fjorden ikke vil opfylde vandrammedirektivets målsætning om 'god økologisk tilstand' i 2015 med de i dag besluttede tiltag. På figur 19.6 er vist udviklingen i kvælstoftilførslen til Odense Fjord for 1980-2002 (beregnet med år 2000-klima), og den 'målsatte tilførsel' af fjorden til opnåelse af mindst 'god økologisk tilstand' (ved at bruge en 25% afvigelse på ålegræssets dybdegrænse eller en 50% afvigelse på makroalgebiosmassen) er vist og sammenholdt med en fremskrivning af stoftilførslen, givet den

nuværende landbrugsproduktion i oplande og de i dag besluttede tiltag til reduktion af kvælstoftilførslen. I eksemplet andrager det supplerende reduktionsbehov overslagsmæssigt 500-1.200 tons kvælstof.

For at få en overordnet, grov vurdering af reduktionsbehovet på landsplan skaleres vi resultaterne fra Odense Fjord op. I denne sammenhæng, og denne sammenhæng alene, antages, at Odense Fjord repræsenterer situationen for andre danske fjorde og lukkede kystvande. Fjordens opland er ca. 1.000 km² og dette opskaleres til 30.000 km², som i runde tal repræsenterer oplandet til alle danske fjorde og lukkede kystvande. Det medfører, at der på landsplan er et behov for at reducere stoftilførslerne med ca. 28.500 tons N. Restvirkningen af Vandmiljøplan II kan med samme grundlag som for Odense Fjord vurderes at være 15.000 tons N på landsplan. På landsplan vil der derfor være behov for at reducere stoftilførslerne med yderligere 13.500 tons N. Herfra trækker vi en forventet effekt af Vandmiljøplan III på 8.400 tons N (*Danmarks Miljøundersøgelser 2004*). Desuden antager vi, at den allerede aftalte indsats over for spredt bebyggelse og regnvandsudløb vil bidrage med 430 tons N pr. år (*Folketinget 1997*). Summa summarum er der behov for at reducere stoftilførslen med yderligere 4.670 tons, eller ca. 5.000 tons N.



Figur 19.6 Landbaseret N-tilførsel til Odense Fjord 1979-2002 samt prognose-skøn for tilførsel i 2015 (med og uden VMP II-resteffekt og VMP III-effekt). Data er normaliseret til klima 2000 (vandafstrømning = 360×10^6 m³ vand/år).

Diskussion

Vandrammedirektivets miljømål om 'god økologisk tilstand' er ikke opfyldt for Odense Fjord. De eksisterende tiltag er utilstrækkelige, både for Odense Fjord og på landsplan.

Ålegræssets dybdeudbredelse er benyttet som indikator for den aktuelle miljøkvalitet ved at sammenligne med referencedata fra omkring år 1900.

De historiske og nuværende dybdegrænser er bestemt med forskellige metoder, og det er derfor selvsagt ikke uproblematisk at sammenligne data. Selvom både de historiske ålegræsdata og de aktuelle ålegræsdata, der ligger til grund for *Nielsen et al.'s (2002a)* empiriske ålegræsmodel antageligt repræsenterer ålegræssets hovedudbredelsesdybde, kan der naturligvis være forskelle. Det er helt afgørende at være opmærksom på, at referenceniveauet gælder hovedudbredelsesdybder, og at dette skal være udgangspunkt for miljømål. Det er med andre ord ikke ålegræssets maksimale dybdegrænse, der skal lægges til grund for at vurdere den aktuelle miljøtilstand.

Det skal bemærkes, at miljømålet, dvs. grænsen mellem 'god økologisk tilstand' og 'moderat økologisk tilstand', endnu ikke er endeligt fastlagt. Det er også vigtigt at bemærke, at miljømålet også skal fastlægges for flere biologiske kvalitetselementer end indikatoren ålegræssets dybdeudbredelse. Miljøstyrelsen har vurderet, at den hidtidige praksis for fastsættelse af generelle målsætninger for denne indikator opererer med afvigelser på op til 20-25% fra referencetilstanden. Hvis man accepterer, at der er en parallel mellem de hidtidige generelle målsætninger for vandområdernes kvalitet og vandrammedirektivets mål om god økologisk tilstand, er 25% scenariet derfor inden for rammerne af direktivet. På den anden side definerer vandrammedirektivet 'god økologisk tilstand' som biologiske forhold, der 'kun afviger lidt' fra referencetilstanden, og det kan diskuteres, om en 25% afvigelse er 'en lille afvigelse'. Det skal samtidig understreges at 25%-afvigelsen for ålegræs dybdegrænse ikke kan overføres som en 'universel %-afvigelse'; for andre kvalitetselementer (fx opereres der med en 50%-afvigelse fra referenceforholdene for de forureningstolerante makroalger, som beskrevet ovenfor.

Beregningerne er gennemført ved kun at anvende ét konkret opland på ca. 1.000 km² som repræsentant for alle oplande til de danske fjorde og lukkede kystvande. Hertil kommer, at afstrømningsområdet har en belastningsintensitet, der ligger i den høje ende, og at Odense Fjord er blandt de områder, som antages at være mest følsomme over for tilførsler af næringsstoffer. Dette øger naturligvis usikkerheden på beregningerne; måske i retning af et overestimat af den nødvendige indsats, når der skaleres til landsplan.

Det skal også bemærkes, at relationerne mellem kvælstofkoncentration målt som gennemsnit for sommerperioden og som årsgennemsnit kun er foreløbig. Hertil kommer at sammenhængen ikke kan valideres for tilførsler som måtte være mindre end i de "tørre år".

Overslaget over den resterende effekt af Vandmiljøplan II, som er anvendt i forarbejderne til Vandmiljøplan III, er sandsynligvis for højt sat. Der er med den modelopstilling, som ligger til grund for vurderingen, konkret gennemført en beregning af reduktionen i udvaskningen ved fuld gennemførelse af Vandmiljøplan II. Modellen beregner for år 2000-klima en yderligere reduktion i kvælstofudledningen til fjorden på 500 tons kvælstof årligt i forhold til perioden 1998-2001. Dette er sandsynligvis for højt, og værdien er endvidere meget usikkert bestemt og derfor usikker som prognose. Overslaget over den nødvendige indsats er i relation hertil derfor et minimumestimat.

Regneeksemplet antager, at tiltag overfor udledninger fra spredt bebyggelse og regnvandsoverløb vil slå igennem med fuld styrke. En stor del af denne reduktion vil ske i oplandet og ikke i den direkte tilførsel til havet. Den nødvendige reduktion vil derfor skulle være større end i beregningerne. Igen gælder det, at overslaget over den nødvendige indsats på landsplan derfor er et minimumestimat, hvor usikkerheden dog ligger inden for den samlede afrunding til 5.000 tons N. Beregningerne er gennemført med 'normalårs'-afstrømning. Det betyder, at miljømålet sandsynligvis ikke bliver opfyldt i våde år, hvor tilførslerne af kvælstof er større. I og med at vandrammedirektivet tager udgangspunkt i kvalitetsmål, defineret ud fra en referencetilstand, skal tilstanden også være acceptabel i våde år. Målene, som er de samme, hvad enten det regner lidt eller meget, skal derfor også være opfyldt uden at tage hensyn til nedbøren. Hvis klimaet ændrer sig væsentligt, kan det imidlertid komme på tale at revurdere referenceforholdene. Som referenceforholdene er defineret i direktivet, er dette en mulighed.

Det er også muligt at vurdere det supplerende reduktionsbehov med udgangspunkt i de tørre år 1996 og 1997. Her fik Danmark kun halvt så meget nedbør som normalt, og det betød, at den årlige tilførsel af kvælstof til de indre danske farvande faldt til ca. 34.000 tons. Resultatet var en synlig positiv udvikling i fjorde og kystnære områder, hvor vandet blev mere klart, og både planter og dyr trivedes (*Rask et al. 1999* og *Ærtebjerg et al. 1998*). Der er god grund til at antage, at miljø- og naturforholdene ville være forbedret væsentligt, hvis udviklingen var fortsat. Det er muligt, at amternes generelle målsætninger for kystvandene ville være blevet opfyldt, samt at miljø- og naturtilstanden også ville tilfredsstille EU's vandrammedirektivs mål om 'god økologisk tilstand'.

I perioden 1998 til 2002 har fjorde og kystområder i de indre danske farvande årligt fået tilført ca. 64.000 tons kvælstof eller ca. 30.000 tons kvælstof mere, end der blev tilført i de tørre år 1996 og 1997.

Et vigtigt spørgsmål er, om vandmiljøplanerne kan opfylde en reduktion på ca. 30.000 tons kvælstof? Når Vandmiljøplan II får fuld effekt, er det vurderet, at tilførslerne til fjorde og kystvande vil blive yderligere reduceret med ca. 15.000 tons kvælstof på landsplan, eller ca. 11.450 tons kvælstof til de indre danske fjorde og kystområder.

Foreløbige analyser anslår, at Vandmiljøplan III vil bidrage med en reduktion på ca. 8.400 tons kvælstof (*Danmarks Miljøundersøgelser 2004*). Målsætningen i Vandmiljøplan III er blandt andet, at udvaskningen af kvælstof fra landbruget i 2015 skal være reduceret med yderligere 13% i forhold til niveauet i 2003, hvilket svarer til en reduktion i udvaskningen fra rodzonen på 21.000 tons kvælstof. En mindre udvaskning fra rodzonen resulterer ikke i et tilsvarende fald i tilførslen til fjorde og kystområder. Det forventes, at effekten i tilførslerne til fjorde og kystområder udgør 30-40% af effekten i rodzonen. Antager man at Vandmiljøplan III mindsker tilførslerne med ca. 8.000 tons kvælstof årligt, så vil fjorde og kystområder i den indre danske farvande (inkl. Ringkøbing Fjord og Nissum Fjord) få ca. 6.100 tons kvælstof mindre i 2015.

Fire af de fem år 1998-2002 var nedbørsrige, men man bør benytte en 'normalårs-situation' (den stoftilførsel der ville have været ved normalnedbør) til at vurdere den aktuelle stoftilførsel. Året 2001 var næsten normalt med hensyn til nedbør. Her fik fjorde og kystvande i de indre danske farvande tilført 51.000 tons kvælstof. Hvis man skal nå forholdene i 1996/97, mangler der her ca. 17.000 tons kvælstof. Den fulde effekt af Vandmiljøplan II (11.450 tons kvælstof) og Vandmiljøplan III (6.100 tons kvælstof) udgør sammenlagt 17.550 tons kvælstof. Det betyder, at niveauet for tilførsler i årene 1996/97 vil være nået i 2015 under forudsætning af, at den beregnede effekt af Vandmiljøplan II slår fuldt igennem, og hvis nedbøren i øvrigt er normal. Stoftilførslen til Odense Fjord i 1996/97 – jævnfør figur 19.3 og 19.5 – svarer dog ud fra denne betragtning til et niveau, som evt. på sigt kunne opfylde miljømålene, hvis tilførslen var permanent. Dette lave niveau blev også nået i det tørre år 2003.

For de mere våde år mangler der ifølge dette regnestykke imidlertid ca. 30.000 – (6.100 + 11.450) = 12.450 tons kvælstof for at nå niveauet for tilførslen i 1996/97. Det betyder, at i nedbørsrige år som 1998, 1999, 2000 og 2002 vil målene i de eksisterende vandmiljøplaner ikke være tilstrækkelige. Der mangler fortsat i størrelsesordenen 12.000 tons kvælstof for at opfylde vandrammedirektivets mål om mindst 'god økologisk tilstand'.

Konklusioner og perspektiver

Temaartiklen illustrerer det forestående spring fra reduktionsplaner til indsatsplaner med sigte på opfyldelse af miljømål, hvor udgangspunktet er et fagligt og politisk fastsat mål for miljø- og naturkvaliteten. Fokus er indtil videre på ålegræs og kvælstof; men de anvendte metoder kan principielt benyttes for andre variable, bl.a. planteplankton, bundfauna og iltkoncentration.

Analyserne viser, at Danmark har et relativt robust fagligt grundlag for at gennemføre vandrammedirektivet. Det skyldes to forhold, dels en omfattende forskningsindsats gennem mange år, dels at Danmark gennem en længere årrække har haft et omfattende overvågningsprogram. Grundlaget for en vidensbaseret forvaltning af de danske kystvande er med andre ord til stede.

Såfremt den fulde resteffekt af VMP II kommer til udtryk, kan det for Odense Fjords vedkommende konkluderes, at der er behov for at reducere de årlige kvælstoftilførsler med yderligere ca. 450 tons for at opnå 'god økologisk status'. Det kan desuden konkluderes, at den indsats, der allerede er aftalt for at reducere kvælstoftilførslen til havet, ikke er tilstrækkelig i forhold til vandrammedirektivets krav, hverken for Odense Fjord eller nationalt. Samlet set er der behov for en supplerende reduktion på mellem 5.000 og 12.000 tons kvælstof på landsplan. Der er derfor behov for yderligere virkemidler. Det er afgørende, at disse supplerende reduktioner tager udgangspunkt i de enkelte fjorde og kystvandes belastningssituation til forskel fra den nationale generelle indsats som hidtil er gennemført med vandmiljøplanerne.

På lidt længere sigt er mulige klimaforandringer en joker i spillet. Temperaturene i havet er steget, ligesom det regner mere og anderledes, end det har gjort tidligere. Hvis miljømålene skal opfyldes under ændrede klimatiske betingelser, vil der være behov for at opbygge viden omkring de økologiske konsekvenser af klimaændringerne. Et vigtigt spørgsmål i den forbindelse er, om og i hvilket omfang referenceforholdene skal justeres i forhold til de ændrede klimatiske forhold.

Under alle omstændigheder er det en væsentlig forudsætning for at nå miljømålene i vandrammedirektivet, og for den sags skyld også målene i habitatdirektivet, at der bliver sikret sammenhæng mellem mål og midler. De indsatsplaner, som skal udarbejdes ifølge vandrammedirektivet, er et væsentligt element i forhold til at nå det politiske ønske om 'god økologisk tilstand' i vandmiljøet. Tiden må så vise, om der bliver den fornødne kobling mellem miljøpolitikken og landbrugspolitikken. Hvis ikke bliver det vanskeligt at nå miljø-

målene med de tidsfrister, som fremgår af vandrammedirektivet.

Taksigelser

Tak til Ole H. Manscher for udtræk fra MADS (det marine databasesystem). Også tak til Jørgen Windolf, Stig Eggert Pedersen og Mikael Hjorth Jensen, alle Fyns Amt, for kritisk gennemlæsning af og kommentarer til en tidligere udgave af temaartiklen.

Del 4 – Sammenfatning og konklusioner

De danske farvande ligger i overgangszonen mellem den brakke Østersø og den salte Nordsø. Det giver meget forskellige marine økosystemer, der spænder fra små lukkede nor med stillestående vand med lav saltholdighed til åbne farvandsområder med høj saltholdighed og stor gennemstrømning. Miljøet varierer meget fra inderfjorde til yderfjorde og fra de kystnære farvande og videre ud mod åbne farvande. Miljø- og naturkvaliteten er også stærkt påvirket af menneskelig aktivitet. Den høje befolkningstæthed, den intensive udnyttelse af det åbne land samt et stort erhvervsfiskeri resulterer i udledninger og tab af forurenede stoffer til havet (se *kapitel 4* og *5*) samtidig med, at fiskeriet påvirker de marine økosystemer (se *kapitel 7*). Hertil kommer yderligere aktiviteter på havet i form af skibstrafik, ral- og sandsugning, brobyggerseri samt olie- og gasudvinding (se *kapitel 7*).

Det danske overvågningsprogram er tilrettelagt med fokus på de mest betydende påvirkningsfaktorer og effekter, først og fremmest 1) eutrofiering, inkl. fysiske forhold og modellering, 2) biodiversitet og naturtyper, og 3) miljøfarlige stoffer og biologisk effektmonitoring.

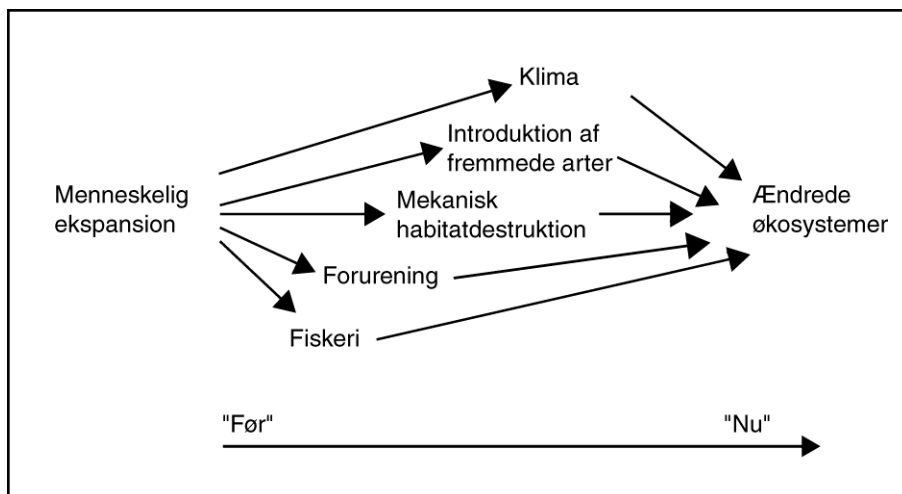
NOVA-programmet gør det muligt at beskrive tilstanden og udviklingen i miljø- og naturforholdene samt gøre rede for, om miljømålsætningerne for de forskellige farvandsområder er opfyldt, dels fordi overvågningen er koordineret og landsdækkende, dels fordi alle metoder og procedurer for

prøvetagning, analyser, dataoverførsel og rapportering er velbeskrevet og veldokumenteret.

I international sammenhæng er overvågningsprogrammet unikt. Først og fremmest fordi det er hensigtsmæssigt organiseret, har relativt faste økonomiske og faglige rammer samt er baseret på konsensus. Hertil kommer, at det dækker såvel påvirkninger som miljø- og naturforholdene i bredeste forstand, jf. *figur 1*. Overvågningsprogrammet gør det muligt at udarbejde årlige vurderinger af både den aktuelle tilstand og langtidsudviklingen i miljø- og naturforholdene. Den viden, som dokumenteres i kraft af overvågningsprogrammet, er helt afgørende for den løbende vurdering af effektiviteten af de politisk besluttede handlingsplaner. Kun med et fagligt afbalanceret og geografisk dækkende overvågningsprogram er det muligt at bibeholde en vidensbaseret forvaltning af de danske kystvande og åbne havområder.

Den følgende sammenfattende beskrivelse af miljø- og naturtilstanden i de marine områder giver et landsdækkende billede af situationen i 2003 samt udviklingen siden vedtagelsen af Vandmiljøplan I. Sammenfatningen er som tidligere fokuseret på de enkelte variable og indikatorer.

Det overordnede billede og udviklingstendenserne i miljøtilstanden kan variere fra forholdene i lokale områder, som er grundigt beskrevet i de regionale myndigheders rapporter (se *kapitel 24*).



Figur 1 Oversigt over de forhold, som påvirker miljø- og naturforholdene i de danske farvande. Bemærk den historiske rækkefølge og udvikling. Efter Jackson et al. 2001.

20 Tilstand og udvikling

Den følgende sammenfattende beskrivelse af miljø- og naturtilstanden i de marine områder giver et landsdækkende billede af situationen i 2003, samt udviklingen siden iværksættelsen af Vandmiljøplan I.

Vejrforhold og hydrografi

Årsmiddeltemperaturen i 2003 var 1,0° C højere end normalen for perioden 1961-90. Især var sommeren varm. Vindhastighederne var generelt lavere end normalt, og der var i alle måneder, undtagen juni, færre dage med kraftig vind end normalt. Især var hyppigheden af kraftig blæst usædvanligt lav i månederne januar-marts, juli og september-december. Årsnedbøren var i 2003 lavere end normalt. Især var månederne februar-marts og august-november meget tørre, mens nedbøren i april-juni var over normal.

Den høje sommertemperatur medførte 1-2° C højere temperatur end normalt (middel 1990-2002) i overfladelaget i de indre farvande i juni-september, og ½-1° C højere temperatur i bundvandet i Bælthavet i juli-oktober. Saliniteten i overfladen af Bælthavet var generelt højere end normalt, undtagen i februar-marts og november, hvor der var kraftige udstrømninger fra Østersøen. Også i bundvandet i Bælthavet var saliniteten generelt højere end normalt, især i første halvår af 2003 og i november-december, hvilket indikerer manglende blanding af vandmasserne pga. den lave vindenergi. Efter en stor indstrømning til Østersøen i januar på godt 200 km³ og efterfølgende stor udstrømning i februar var året domineret af ringe vandudveksling eller udstrømning fra Østersøen.

Næringsstofftilførelser og -koncentrationer

Den ringe nedbør i 2003 medførte en lav ferskvandsafstrømning, der kun udgjorde 75% af middelafstrømningen i perioden 1989-2003, men var dog 20-30% højere end i de ekstremt tørre år 1996-97. Især var afstrømningen lav i perioderne februar-april og august-december. Den lave afstrømning sammen med virkningerne af vandmiljøplanerne medførte, at udledningerne af kvælstof og fosfor til vore kystvande var på niveau med udledningerne i 1996-97. For henholdsvis kvælstof og fosfor svarer dette til ca. 40% og 16% af udledningerne midt i 1980'erne. Dvs. udledningerne pga. den lave ferskvandsafstrømning svarede til, at vandmiljøplanerne var mere end opfyldt.

Kvælstofdepositionen fra atmosfæren til de danske farvande var lidt højere i 2003 end i 2002 med en samlet tilførsel på 124.000 tons mod 111.000 tons i

2002. Ved midling over alle målestationer ses et signifikant fald i våddepositionen. Da våddepositionen udgør hovedparten af depositionen til de danske farvande, vurderes det, at der er sket en reduktion i den atmosfæriske kvælstofdeposition på ca. 20% i perioden 1989-2003. Den danske andel i deposition på de samlede danske farvande er på basis af modelberegninger vurderet til ca. 12%. Den danske andel var størst i det nordlige Bælthav, Lillebælt, Kattegat og Skagerrak (20-23%) og mindst i Nordsøen (7%).

I begyndelsen af 1990'erne eksporterede fjordene generelt mere fosfor til de åbne farvande, end fjordene modtog fra land. Dvs. fjordene eksporterede fosfor fra puljerne i havbunden i takt med at fosforudledningerne fra land blev reduceret. I de senere år er der generelt etableret en ny ligevægt, hvor fjordenes eksport af fosfor er lig med eller mindre end tilførslerne fra land, undtagen i tilfælde af kraftige iltsvind, hvor der frigives store mængder fosfor fra fjordbunden. Mht. kvælstof tilbageholder fjordene generelt den samme andel af tilførslerne fra land som tidligere. Da de afstrømningskorrigerede udledninger af både kvælstof og fosfor til fjordene er faldet markant, er eksporten af næringsstoffer fra fjordene til de åbne farvande i et normalår faldet markant siden slutningen af 1980'erne.

Næringsstoffkoncentrationerne i 2003 var usædvanlig lave på grund af det relativt tørre år, og noget lavere end i 2002. Kvælstof- og fosforkoncentrationerne udviste fortsat klare faldende tendenser, især når der tages højde for år til år variationerne i ferskvandsafstrømningen. Disse resultater tilskrives i stor udstrækning regionale tiltag og Vandmiljøplan I for fosfor og Vandmiljøplan I og II for kvælstof. Tilsvarende initiativer til reduktion af næringsstof udledningerne i vores nabolande kan ligeledes have medvirket til de lavere koncentrationer i de åbne farvande.

Plankton

Forårsoplomstringen af fytoplankton startede tidligt i 2003, og generelt var året præget af lavere årsbiomasser end normalt. Potentielt giftige arter var til stede i alle områder og specielt i den sydlige del af Lillebælt, Langelandsund og området nord for Fyn var der i perioder meget store forekomster af *Dinophysis*, der kan give diarréfremkaldende skaldyrsforgiftning ved indtagelse af muslinger, der har ophobet giftstofferne. De høje koncentrationer af *Dinophysis* førte til, at Fødevarerdirektoratet i perioder lukkede kommercielt muslingefiskeri i

disse områder og udsendte advarsler til private om indsamling af muslinger i områderne.

Biomassen af kiselalger i fjorde og kystnære områder har siden 1989 varieret fra år til år uden en overordnet tendens til stigning eller fald. I perioden 1989-2003 hang biomassen signifikant sammen med antallet af soltimer i sommerperioden maj-september, og ved korrektion for denne parameter viste den korrigerede kiselalge biomasse en stigning i perioden 1989-2003. Stigningen er dog kun signifikant pga. meget lave biomasser i de to første år, 1989 og 1990. I de åbne havområder har der siden 1979 været en signifikant sammenhæng mellem biomassen af kiselalger og afstrømningen. Både den observerede biomasse og biomassen korrigeret for variationer i afstrømning er faldet signifikant siden 1979. For perioden efter 1986 er der dog ikke tale om signifikante fald i biomassen.

I fjordene er sigtddybden steget og klorofyl koncentration og primærproduktion faldet i perioden 1993-2003 sammenlignet med perioden 1978-92. Men der er ingen tidsmæssig udvikling i de klimakorrigerede værdier efter 1993. Dette hænger muligvis sammen med, at fosfortilførslerne ikke er faldet siden 1993.

I de åbne indre farvande er den klimakorrigerede sigtddybde steget siden 1989, og var i 2003 den højeste målte i perioden 1978-2003. Tilsvarende er de klimakorrigerede klorofylkoncentrationer faldet signifikant siden 1989. Der ses ikke nogen udvikling i den klimakorrigerede primærproduktion, hvilket antageligt hænger sammen med et skift i målemetoden i 1998.

Det har ikke været muligt at påvise en overordnet udvikling i zooplanktonsamfundene, undtagen i Ringkøbing Fjord, hvor der skete et markant skift ved ændring af slusedriften og indvandring af sandmuslinger i 1996-97. I lavvandede fjorde og kystvande er populationerne varierende og i høj grad styret af græsning fra filtrerende bunddyr. I de åbne farvande er sæsonvariation og maksimale biomasser meget konstant fra år til år uden tendens til udvikling, muligvis pga. at tidsserierne er for korte og ikke går tilbage til før eutrofieringen satte ind. Dagnien *Penilia avirostris* fra sydligere have har etableret sig som ny art i de indre farvande, og det er vigtigt at følge udbredelse og eventuelle effekter på planktonsamfundet af denne nye art i fremtiden. *Penilia* formerer sig ukønnet og kan hurtigt opbygge store populationer og derved ændre konkurrenceforholdene i det pelagiske system.

Bundvegetation og bunddyr

Både ålegræssets dybdegrænse og dækningsgrad er generelt gået tilbage i fjordene i overvågnings-

perioden 1989-2003, mens bestandene langs de åbne kyster er mere eller mindre stabile. Dette mønster er fremkommet på trods af, at sigtddybden generelt er blevet bedre. En forklaring på de reducerede dybdegrænser kunne være de hyppige forekomster af iltsvind på dybere vand, der har været observeret gennem perioden. Kun få områder udviste en sammenhæng mellem sigtddybde og dybdegrænse (fx Limfjorden, Ringkøbing og Nissum fjorde og det sydlige Lillebælt), men mange amter kunne til gengæld rapportere om hyppige iltsvindshændelser, der kan have forhindret ålegræsbestandene i at brede sig ud på dybere vand. Skrab efter muslinger kan også medvirke til at reducere ålegræssets dybdegrænse i visse områder.

Der var ingen signifikant udvikling i makroalgensamfundet i fjorde og kystvande gennem overvågningsperioden 1989-2003, med undtagelse af de eutrofieringsbetingede alger, hvis dækningsgrad var faldet signifikant på 1-2 m dybde. Fra 2002 til 2003 er dækningsgraden dog steget i alle dybdeintervaller i alle områdetyper, så der er ikke noget, der umiddelbart tyder på, at miljøtilstanden er blevet bedre. Vegetationsforholdene på de dybvandede stenrev i Kattegat var i 2003 ikke signifikant bedre end gennemsnittet for perioden 1994-2001.

I de dele af de åbne farvande, hvor der ikke var kraftigt iltsvind i 2002, var individtæthed og biomasse af bundfaunaen højere end de foregående år siden 1998. Det tidligere observerede fald fortsatte altså ikke i 2003.

De tidlige ændringer af artssammensætning af bunddyr i perioden 1999-2003 indenfor de enkelte fjord- og kystområder var lille i forhold til de rumlige forskelle mellem områderne. Dette muliggør en inddeling af de danske fjord- og kystmiljøer i nogle få fysiske typologier karakteriseret af saltoldighed og forskellig vandomsætning. Typologier der vil kunne bruges ved implementering af vandrammedirektivet.

Individtæthed, biomasse, artssammensætning og artsrigdom af bunddyr i fjord- og kystområder viste i 2003 ikke nogen fælles tendens mellem områder sammenlignet med foregående år. En bidragende årsag hertil var muligvis, at ca. halvdelen af områderne i efteråret 2002 var ramt af iltsvind. Der var en signifikant større ændring i artssammensætningen før og efter iltsvindet i de områder, der var ramt af iltsvind. I områder med langvarige iltsvind $< 2 \text{ mg l}^{-1}$ forekom der endvidere markante reduktioner i artsantallet.

De hårdest ramte fjord- og kystområder med store reduktioner af artsantallet var det nordlige Lillebælt, Århus Bugt, Skive Fjord og områder i Hev-

ring Bugt. Stor reduktion blev også observeret i Smålandsfarvandet i november 2002 (*Storstrøms Amt*), men denne var blevet kompenseret i foråret 2003. Resultaterne demonstrerer, at effekterne af iltsvindet var forskellige afhængigt af iltkoncentration og varighed af iltsvindet, og at forskellige faunavariabler (biomasse, individantal, artsrigdom og artssammensætning) responderede på forskellig måde.

Miljøfarlige stoffer

Koncentrationerne af tungmetaller i muslinger i 2003 svarede til ubetydeligt til moderat forurenede ifølge SFT's vejledende klassificering, undtagen for Cu i sandmuslinger i Ringkøbing Fjord, som svarer til stærkt forurenede. Øresund er fortsat det mest belastede område mht. Pb, Cd og Hg, og Ringkøbing Fjord har fortsat de højeste Ni- og Cu-niveauer. Vadehavet, Limfjorden, Århus Bugt og Nivå Bugt er dog også moderat forurenede med Hg.

Koncentrationen af Pb og Cd i sedimenter overskrider $EAC^{Høj}$ i Østersøen, og udgør dermed en risiko for de mest følsomme arter i det marine økosystem. For Zn, Cu og Hg er koncentrationerne hovedsageligt imellem EAC^{Lav} og $EAC^{Høj}$, så langtidseffekter af disse stoffer kan ikke afvises for de mest følsomme arter.

I de indre farvande forekommer så høje koncentrationer af bl.a. TBT i muslinger og sediment, at det udgør en væsentlig risiko for langtidseffekter i økosystemet. Af de undersøgte organoklorforbindelser synes kun koncentrationerne af PCB i muslinger og sediment at være på et niveau, hvor effekter i miljøet ikke kan udelukkes. Mht. tjærestofferne PAH tyder koncentrationen i muslinger på, at kun 4-ringede forbindelser som antracen i visse områder kan medføre effekter, hvorimod for sediment tyder det på, at koncentrationen af såvel 2-, 3-, 4- som 5-ringede PAH-forbindelser kan udgøre en risiko for miljøet.

Imposex og intersex var i 2003 udbredt i de fem undersøgte arter af havsnegle. I havne, hvor TBT-niveauet forventeligt er højest, er mange strandnegle sterile pga. intersex. Imposex er også hyppigt forekommende i mange kystnære områder, og i de mest følsomme arter også i de åbne farvande. Det er dog stadig uvist, hvorvidt dette har direkte effekter på levedygtigheden af sneglepopulationerne uden for havneområder.

Iltsvind og sedimentkemi

Iltsvindet var i 2003 langt mindre udbredt og af kortere varighed end i 2002, men dækkede alligevel 1,5 gange større arealer end i 2001. Især gik det ud over det sydlige Kattegat og Bælthavet, hvor

det gik værst ud over det sydlige Lillebælt med iltsvind i mere end 4 måneder. I lavvandede fjorde og kystområder kan der ikke påvises en udvikling i iltforholdene, sandsynligvis fordi lagdeling af vandsøjlen her er sporadisk og af varierende længde. I de østjyske og fynske fjorde, samt Det sydfynske Øhav er der siden midten af 1970'erne sket et signifikant fald i juli-november middeldkoncentrationen af ilt. Også i alle de åbne indre farvande og Arkonahavet er middeldkoncentrationen faldet signifikant siden slutningen af 1960'erne.

I løbet af de seneste 4 år er sedimentets svovlbrintebufferkapacitet (SBK) i de danske fjorde og kystvande blevet gradvist dårligere. Fjordbundens potentiale for at tilbageholde den giftige svovlbrinte er blevet markant reduceret, hvilket især tilskrives de omfattende iltsvind, der har kendetegnet de senere år. Reduktionerne er mest udtalte i Det sydfynske Øhav, Mariager Fjord, Vejle Fjord, Flensborg Fjord og Limfjorden, hvor alle stationer viste markante fald i SBK, men også i Øresund, Roskilde Fjord og Ringkøbing Fjord er der set signifikante fald på enkelte stationer.

Diskussion af iltsvind

Iltsvindet i de indre farvande var i 2003 mere udbredt end det kunne forventes ud fra de lave tilførsler og koncentrationer af næringsstoffer og de generelt lave fytoplanktonbiomasser. Bedømt ud fra dette burde iltforbruget ved bunden have været relativt lavt i 2003. Iltkoncentrationen i bundvandet i de indre farvande var da også høj frem til juni, men faldt så til under middel i september og forblev under middel året ud.

Den væsentligste årsag til denne udvikling i iltkoncentrationen er sandsynligvis manglen på blæst i hele perioden juli-november og dermed manglende tilførsel af ilt til bundvandet ved udskiftning og blanding af vandmasserne. Den lidt forhøjede bundvandstemperatur i juli-oktober kan have bidraget lidt. Men eftervirkninger fra det ekstreme iltsvind i efteråret 2002 har sandsynligvis forstærket iltsvindet i 2003. Under kraftige og langvarige iltsvind opbygges en stor "iltgæld" i form af reducerede forbindelser i sedimentet, som undertiden ikke kan nå at blive indfriet i løbet af vinteren, inden sedimentationen af fytoplanktonets forårsbloom igen øger iltforbruget. Derved vil havbundens iltforbrug være større end normalt i den følgende sommer og efterår. Manglende bundfauna vil yderligere forsinke en geniltning af sedimenterne. I efteråret 2002 blev bundfaunaen og dermed bioturbationen af havbunden kraftigt reduceret på et areal på mindst 3.400 km² i Bælthavet og de øst- og sønderjyske fjorde. Dette areal svarede til og var generelt sammenfaldende med området med kraftigt iltsvind i efteråret 2003.

En nedsat bioturbation pga. færre (eller mindre) dyr i og på havbunden kan forstærke et iltsvind på to måder.

- For det første bliver de reducerede forbindelser nede i sedimentet ikke geniltet som normalt om vinteren, fordi færre dyr pumper mindre iltrigt vand ned i sedimentet, og fordi der bliver rodet mindre rundt i bunden, så færre reducerede forbindelser bliver ført op til sedimentoverfladen, hvor de kan iltes. Det kan forstærke iltforbruget den følgende sommer og efterår og forøge risikoen for, at svovlbrinte frigives til vandfasen i tilfælde af nye iltsvind. De sedimentkemiske undersøgelser viser netop, at svovlbrintebufferkapaciteten var stærkt reduceret i mange fjorde og kystvande i foråret 2003, fordi se-

dimentet ikke var blevet tilstrækkeligt geniltet. Det betyder med andre ord, at selv kortvarige iltsvind hurtigt kan medføre udslip af svovlbrinte (og næringsstoffer) til vandfasen.

- For det andet medfører en nedsat bioturbation, at en større del af det sedimenterede organiske stof forbliver på sedimentoverfladen eller i vandet over bunden, hvor nedbrydningen og dermed iltforbruget foregår hurtigere, end hvis dyrene æder eller begraver det organiske stof dybere i sedimentet, hvor nedbrydningen og iltforbruget vil strække sig over længere tid. Derved vil iltsvind opstå hurtigere end under normale forhold med et naturligt bunddyrsamfund.

21 Målsætningsopfyldelse

Det kan konstateres, at kun et fåtal af de danske farvande i 2003 opfyldte de fastsatte målsætninger, jf. figur 21.1.

Målsætningerne anses generelt for opfyldt i de åbne dele af Nordsøen og Skagerrak. Målsætningen om et kun svagt påvirket plante- og dyreliv anses at være tæt på at være opfyldt i den kystnære del af Skagerrak samt i det åbne nordlige og centrale Kattegat. I de øvrige danske farvande anses målsætningerne ikke at være opfyldt. Dette skyldes først og fremmest effekter af tilførsler af næringsstoffer, bl.a.:

- høje næringsstofkoncentrationer
- lejlighedsvis masseopblomstringer af planktonalger
- uønsket vækst af enårige, eutrofieringsbetingede makroalger
- udskygning af flerårige bundplanter eller
- forekomst af iltsvind.

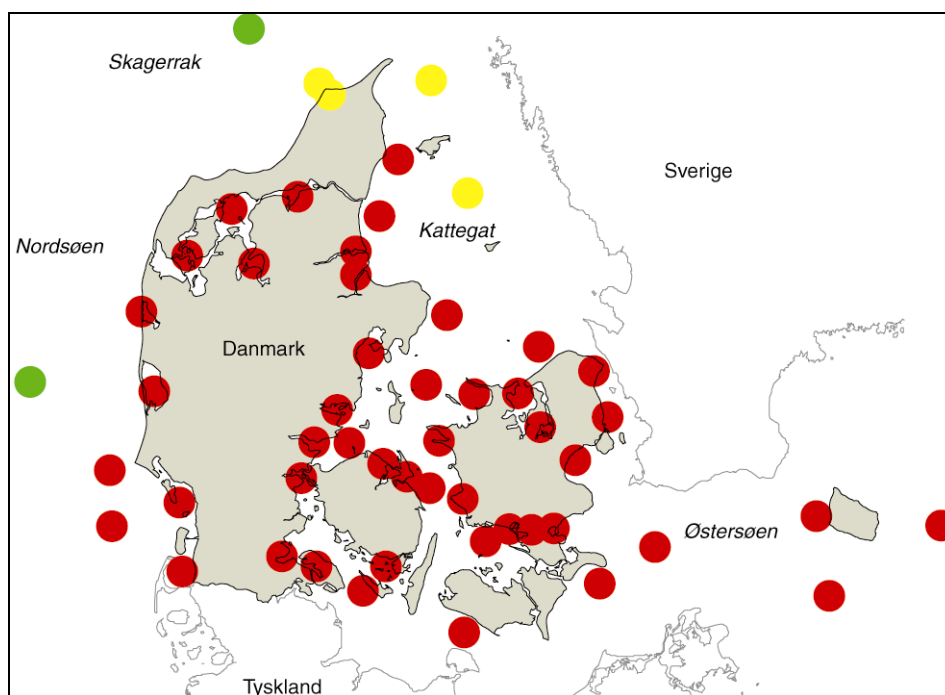
For de fleste fjord- og kystvande er miljøfremmede stoffer også angivet som årsag til manglende målsætningsopfyldelse. Det drejer sig mest om forhøjede koncentrationer af TBT og i visse tilfælde også af PAH og organoklor-forbindelser.

I de dele af de åbne farvande, hvor målsætningerne anses for opfyldt, er der i alle tilfælde tale om farvande uden direkte tilførsel af næringsstoffer fra vandløb eller punktkilder. Næringsstoffer tilfø-

res alene fra atmosfæren, via kystvande eller fra tilstødende farvandsområder. I områder, hvor målsætningen ikke er opfyldt, er den hyppigst angivne årsag tilførsel og effekter af næringsstoffer. Desuden er tilførsler og effekter af TBT i mange områder angivet som en væsentlig årsag til manglende målsætningsopfyldelse.

Set over en længere periode – fx fra 1989 til 2003, hvor der har været gennemført en systematisk, landsdækkende overvågning, har graden af målsætningsopfyldelse ikke ændret sig nævneværdigt, jf. Bilag 3. Til trods for at Vandmiljøplanerne mv. har reduceret tilførslerne af næringsstoffer til de danske farvande, har disse dokumenterede fremskridt endnu ikke medført, at målsætningerne er opfyldt. Kun i tørre år som 1996 og 1997 er der registreret væsentlige forbedringer, dog med Mariager Fjord som en væsentlig undtagelse i 1997. Målsætningerne, som i praksis svarer til svage eller mindre afvigelser fra naturlige forhold, vil med andre ord nærme sig opfyldelse, når påvirkningerne svarer til, hvad der var tilfældet i 1996 og 1997.

Opfyldelse af målsætningerne – og herunder væsentlige og varige forbedringer i miljø- og naturforholdene – forudsætter, at tilførslerne af næringsstoffer, især kvælstof men også fosfor fra diffuse kilder, samt i visse farvandsområder TBT og miljøfarlige stoffer, bliver reduceret yderligere.



Figur 21.1 Opfyldelse af miljømålsætninger for kystvande og åbne farvande i 2003. Grøn cirkel: generel målsætning opfyldt; gul cirkel: generel målsætning tæt på at være opfyldt; rød cirkel: generel målsætning ikke opfyldt.

22 Konklusion

Kun et fåtal af de danske farvande opfyldte i 2003 de fastsatte målsætninger. Trods virkningerne af vandmiljøplanerne er miljø- og naturtilstanden endnu ikke blevet markant bedre. Dette skyldes dels, at det tager nogle år, før effekterne af planerne slår fuldt igennem i næringsstofudledningerne til kystvandene, dels at perioden 1998-2002 var meget våd, og der derfor vaskede flere næringsstoffer ud end normalt. Selvom der ses en positiv udvikling i de frie vandmasser med lavere koncentrationer af næringsstoffer og planteplankton, begrænser iltsvind stadig genetablering af bunddyr og muligvis også ålegræs. Der skal derfor tilføres færre næringsstoffer til de danske farvande, hvis vi skal opnå varige forbedringer i miljø- og naturforholdene. I visse farvandsområder er TBT og andre miljøfarlige stoffer også et stort problem, som der må sættes ind overfor. Den landsdækkende status for havmiljøet i 2003 kan sammenfattes i nedenstående hovedpunkter.

Næringsstofforforsler

- Ferskvandsafstrømningen i 2003 var 42% lavere end i 2002 og 25% under gennemsnittet 1989-2003.
- Kvælstofforforslerne til marine kystområder var i 2003 48% mindre end i 2002. Tilsvarende var fosfortilførslen 43% mindre.
- Udviklingen i den samlede næringsstofforforsel i tons uden hensyntagen til vandafstrømningen viser for kvælstof, at der i perioden 1989 til 2003 ikke er en signifikant faldende tendens, undtagen til Øresund, der er domineret af punktkilder. Årsagen er stor nedbør i årene 1998-2002.
- Tager man højde for variationer i vandafstrømningen er kvælstof- og fosforudledningerne til fjorde og kystvande siden 1989 reduceret med hhv. 43% og 81%.
- Depositionen af kvælstof fra atmosfæren til de danske farvande vurderes at være reduceret ca. 20% siden 1989.

Koncentration af næringsstoffer

- I 2003 var næringsstofniveauerne i fjorde og kystnære områder de laveste i perioden 1989-2003, dels pga. den lave afstrømning dels pga. virkningerne af vandmiljøplanerne.
- Koncentrationerne af kvælstof i fjorde og kystvande er faldet signifikant siden midten af 1990'erne. I de åbne indre farvande har de været signifikant faldende siden 1989.
- Koncentrationerne af fosfor ligger nu på et stabilt niveau efter et signifikant fald i begyndelsen af 1990'erne.

Effekter af næringsstoffer

- Fra begyndelsen af 1980'erne og frem til 1993 er vandet blevet klarere i fjorde- og kystvande, og koncentrationen og produktionen af planteplankton er faldet. Men siden 1993 er der ikke set nogen udvikling, muligvis fordi fosfortilførslerne ikke er faldet siden 1993.
- I de åbne indre farvande er sigtddybden steget siden slutningen af 1980'erne. Tilsvarende er koncentrationen af planteplankton faldet.
- Mængden af ilt i bundvandet i månederne juli-november er faldet signifikant gennem de sidste 27-30 år i de østjyske og fynske fjorde, samt i Det sydfynske Øhav. Også i alle de åbne indre farvande og Arkonahavet er iltindholdet faldet signifikant siden slutningen af 1960'erne.
- Udbredelsen af iltsvind var i 2003 langt mindre end i 2002, men dog ca. 1½ gange større end i 2001.
- Sedimenterne i mange fjorde og kystvande er ikke blevet geniltet i de seneste år, og deres evne til at holde på svovlbrinte er markant forringet.
- Som følge af iltsvindene i 2002 og 2003 er der stadig store områder i fjorde og Bælthavet, hvor bunddyrsamfundene er stærkt reduceret.
- Langs de åbne kyster voksede ålegræs til de samme dybder som i de foregående år, mens både dybdegrænse og dækningsgrad er blevet mindre i fjordene gennem perioden 1989-2003.
- Dækningsgraden af eutrofieringsbetingede alger på 1-2 m dybde er reduceret signifikant siden 1994. Dog var der flere eutrofieringsbetingede alger i 2003 end i 2001.
- På stenrevne i det åbne Kattegat afveg den samlede dækningsgrad af algevegetationen ikke fra gennemsnittet for perioden 1994-2001.

Tungmetaller og miljøfremmede stoffer

- Koncentrationen af tungmetaller i muslinger svarede i 2003 generelt til "ubetydeligt til moderat forurenet". I sedimenterne kan biologiske effekter af zink, kobber og kviksølv generelt ikke udelukkes. For bly og cadmium i sediment er der risiko for effekter i Østersøen.
- De danske fjorde og indre farvande var i 2003 så forurenet med TBT, at det medfører effekter (imposex og intersex) hos havsnegle. Problemet var størst i og ved havne, men forekom også i mange kystnære områder, og hos de mest følsomme arter også i de åbne farvande.
- Generelt var koncentrationen af PCB og PAH i muslinger og sediment på niveauer, hvor effekter på miljøet ikke kan udelukkes. Derimod udgør koncentrationen af andre organoklorforbindelser som HCH og DDT ikke nogen risiko.

23 Ordliste

Ordlisten er baseret på NPo-redegørelsen (Miljøstyrelsen 1984), temarapporterne om zooplankton (Nielsen & Hansen 1999), giftige alger (Kaas et al. 1999), bundmaling (Foverskov et al. 1999) og ordforklaringerne på www.dmu.dk/Ordbog. Ordlisten er desuden suppleret af medarbejdere fra M-FDC.

A

Aerob – ånding med ilt.

Ammoniak (NH₃) – er en gasart, som er letopløselig i vand. Det er en kemisk forbindelse mellem kvælstof og brint. Ammoniak har en meget kraftig lugt, som kendes fra salmiakspiritus.

Ammonium (NH₄⁺) – er en kvælstofforbindelse, der indgår som en positiv ion i salte. Ammonium kan uden brug af energi omdannes til gasen ammoniak, NH₃.

Anaerob – ånding uden ilt.

Analysant – et stof eller en stofgruppe der analyseres for fx Ni eller PCB'er.

Antibegroningsmidler, antibegroningsmiddel – er giftige kemiske forbindelser, der tilsættes maling. Maling med antibegroningsmiddel bruges på skibsbunde eller andre genstande, der skal være længe i vand eller fugtige miljøer for at undgå, at dyr og planter sætter sig på overfladen.

Arter – defineres som en gruppe af organismer der kan parre sig med hinanden og samtidig få afkom, der kan formere sig.

Assessment – engelsk for "vurdering".

Assimilere – optag af næringsstoffer, som organismen indbygger i mere komplekse organiske forbindelser.

ASP – er en forkortelse for den muslingeforgiftning, der fremkalder hukommelsestab eller amnesi. Forkortelsen er dannet ud fra den engelske betegnelse "Amnesic Shellfish Poisoning".

Atmosfærisk nedfald – nedfald af næringsstoffer, tungmetaller og andre forurenende stoffer fra luften.

Autotrof – organisme, der udelukkende ernærer sig ved fotosyntese.

B

BI₅ – biologisk iltforbrug på fem døgn, et mål for mængden af organisk stof.

Bioaktivt kvælstof – kvælstoffraktion, som kan udnyttes af alger til vækst.

Bioirrigation – bunddyrenes aktivitet med at pumpe vand – og dermed ilt og næringsstoffer – ud og ind af havbunden.

Biomasse – vægten af organismer i et bestemt område, enten rumfang eller areal.

Biota – organismer, der anvendes til analyser.

Bioturbation – bunddyrenes aktivitet med at rode godt og grundigt rundt i den øverste del af havbunden.

BOD₅ – biologisk iltforbrug på fem døgn, et mål for mængden af organisk stof.

Bufferkapacitet – se svovlbrintebufferkapacitet

Bundfauna – dyr som lever på og i havbunden.

Bq – becquerel, enhed for radioaktivitet.

C

Celle – en celle er den mindste komplekse del af en organisme. Cellen består af en kerne med arvemateriale, som ligger i cellevæsken eller cytoplasma, omgivet af en cellemembran. Blågrønalger og bakterier har ikke nogen kerne, og arvematerialet ligger frit i cytoplasma.

Ciliater – dyregruppe, der er meget almindelig i dyreplankton. Nogle ciliater kan udnytte kloroplasterne hos de alger, som de spiser. De kan derfor udføre fotosyntese og fungerer derved ligesom de mixotrofe alger.

Co-faktor – en faktor, som forventes at følge med den undersøgte faktor. Kan normalt anvendes som normalisator. Fx Li som bindes til ler- og siltpartikler som andre metaller.

Congen-mønster – se PCB.

Copepoder – se vandlopper.

D

DDT – pesticid, dichlordiphenyltriklorethan. Forbudt i Nordeuropa, bruges stadig mod malaria-myg i tropenerne. Persistent og med mulighed for lufttransport.

DEHP – diethyl hydrogen phtalat, blødgører der anvendes i mange plasticstoffer.

Denitrifikation – at omdanne eller reducere nitrat (NO₃⁻) til luftformig kvælstof (N₂).

Deposition – se atmosfærisk nedfald.

Detritus – dødt, organisk materiale.

Diffuse kilder – større geografiske områder (åbent land og områder med spredt bebyggelse), hvorfra næringsstoffer eller miljøfarlige stoffer udvaskes til vandområder (se også punktkilder).

DIN – opløst uorganisk kvælstof, som indbefatter summen af nitrat, nitrit og ammonium, som kan optages af planter til primærproduktion.

DIP – opløst uorganisk fosfor, dvs. fosfat, som kan optages af planter til primærproduktion.

DSP – er en forkortelse for diarréfremkaldende muslingeforgiftning. Forkortelsen er dannet ud fra den engelske betegnelse "Diarrhetic Shellfish Poisoning".

Dyreplankton – eller planktondyr er små organismer i havvand og ferskvand, som kun har lille eller ingen svømmekraft. De føres derfor vilkårligt rundt med vandbevægelser. Dyreplankton kaldes også for zooplankton.

E

Ekstern belastning – den (næringsstof)transport, der foregår til et givet geografisk område fx en fjord. Kan omfatte atmosfærisk nedfald, tilførsler fra vandløb og punktkilder, tilførsel fra tilgræsende vandområder.

Emission – udslip til luft.

Endosymbiont – organisme, der lever symbiotisk med en anden organisme inde i denne.

Epifyt – en plante, som bruger en anden plante som struktur at vokse på (substrat), uden at den tager næring fra værtsplanten.

Estuarie – overgang mellem flod og hav, dvs. bugt, fjord eller lignende.

Eutrofiering – at tilføre næringsstoffer, dvs. at gøre et område næringsrigt. Det kan være en naturlig proces, men udtrykket bruges hyppigst om menneskeskabte tilførsler af kvælstof og fosfor. Kommer af græsk og betyder "velnæret".

F

Farvande – store havområder som Kattegat, Storebælt, Østersøen. Til tider bruges udtrykket dog om alle havområder, inklusive fjorde, bugter o.l., men oftest tænkes der kun på de dybere områder med stor geografisk udstrækning. Sidstnævnte betegnes nogle gange åbne farvande for at tydeliggøre, at der ikke er tale om fjorde og bugter.

Farvandsområder – se farvande.

Fauna – dyr.

Filtrator – dyr, der samler føde ved at filtrere det omgivende vand for mikroalger. Bruges typisk om muslinger og andre større filtrerende bunddyr.

Flagellater – er mikroskopiske encellede organismer, som lever i vand. De kan bevæge sig vha. en eller flere svingtråde også kaldet flageller.

Flageller – er en eller flere lange tynde trådlignede udvækster hos flagellater, sædceller og andre celler. Flagellerne laver rytmiske bølgeformede bevægelser, der gør cellen i stand til at bevæge sig. Hos fastsiddende former laver flagellen en vandstrøm, som bringer føde hen til cellen.

Flux – transport af (nærings)stof mellem fx bunden og vandfasen.

Fosfat (PO_4) – er et vigtigt fosforholdigt næringsstof og den kemiske form, planter optager deres fosfor i.

Fosfor – grundstoffet fosfor, som kemisk betegnes P, indgår fx i fosfater (se dette).

Fotosyntese – den proces, hvorved planter omdanner vand og kuldioxid til organisk materiale og ilt ved hjælp af solens energi.

Fouling-organismer – dyr eller planter, der sætter sig fast på faste genstande i havet som skibsbunde, bøjer eller bundgarnspæle.

Furealger – er mikroskopiske alger, tilhører den taksonomiske gruppe Dinophyceae. Furealger kan groft taget deles i nøgne og pansrede og er alle karakteriseret ved en længdefure og tværfure med hver sin flagel. Furealgerne kaldes også panserflagellater, dinoflagellater eller dinophyceer.

Fytoplankton – se planktonalger.

Fødekæde – kæde af organismer, som beskriver, hvorledes føden føres gennem økosystemet fra primærproducenterne til de største byttedyr: Eksempel fra marint økosystem: alger → ciliater → vandlopper → fisk → sæler.

Fødenet – beskrivelse af, hvem der spiser hvem i et økosystem. I sin simpleste form en fødekæde, men hyppigst et net, hvor flere grupper af organismer kan spise den samme føde.

Første ordens proces – er en proces, der er afhængig af koncentrationen af et stof, der indgår i processen. Er processen uafhængig af koncentrationen, kaldes den en 0. ordens proces.

G

Græsning – når nogle organismer æder andre organismer. I plankton kaldes de organismer, der spiser, for græssere.

Gårdbidrag – den del af landbrugets forurening, som skyldes udledninger, udslip eller tab fra gård eller stald (se også markbidrag).

H

HCB – pesticid, hexaklorbenzen, persistent og med mulighed for lufttransport.

HCH – pesticid, også kaldet lindan, hexaklorcyclohexan. Forbudt i Nordeuropa. Persistent og med mulighed for lufttransport.

Hektar – er et flademål. En hektar er 10.000 kvadratmeter.

HELCOM – Helsinki Kommissionen, samarbejde om Østersøens havmiljø.

Heterotrofi – når organismer optager organisk stof enten i opløst form eller ved at spise andre organismer. Heterotrofe organismer får energi fra det organiske stof.

Hormonforstyrrelse – hormoner er stoffer i dyr og planter der har en regulerende funktion. Ved hormonforstyrrelser ødelægges balancen mellem forskellige hormoner, og de processer de styrer, bringes ud af balance.

Humusstoffer – større organiske molekyler, som danner komplekser med metaller og brunfarver vand.

I

ICES – International Council for the Exploration of the Sea, fungerer som rådgiver for medlemsstaterne og indsamler data om havmiljøet.

Iltoptagelse – når dyr og planter ånder, skal de optage ilt fra omgivelserne, enten fra luften eller vandet.

Iltsvind – situationer, hvor iltkoncentrationen er meget lav. Hvornår koncentrationen af O_2 bliver kritisk, afhænger af vandområdets vandtemperaturer og saltholdigheder. I Danmark defineres koncentrationer under 4 mg O_2 pr. liter som iltsvind og koncentrationer under 2 mg O_2 pr. liter som kraftigt iltsvind. Lave iltkoncentrationer opstår normalt kun i de bundnære vandlag. Det er derfor primært dyr og planter, der lever ved og i bunden, der er udsatte. Når koncentrationen falder under 4 mg O_2 pr. liter, søger de mest følsomme fisk væk, og bunddyrene bliver mindre aktive. Ved koncentrationer under 2 mg O_2 pr. liter flygter de fleste fisk. Hvis det kraftige iltsvind fortsætter i længere tid, begynder bunddyrene at dø. Det er dog meget forskelligt, hvor følsomme dyrene er.

Immunforsvar – er en samlet betegnelse for de forskellige stoffer og specialiserede celler, en organisme har til at beskytte sig mod infektioner fra mikroorganismer.

Imposex – udvikling af tvekønnethed hos snegle pga. TBT-inducerede hormonforstyrrelser. Hunnerne udvikler penis og/eller sædleder i tillæg til hunnens normale kønsorganer.

Indre danske farvande – de farvandsområder der mod nord afgrænses af Skagerrak og mod syd af hhv. det sydlige Øresund (ved Drogen Tærsklen) og Arkona Bassinet (ved Darss Tærsklen).

Intern omsætning/tilførsel/transport/belastning – den omsætning, tilførsel eller transport, der foregår inden for et givent vandlag eller et givent geografisk område, fx en fjord.

Intersex – udvikling af tvekønnethed hos fx snegle og fisk pga. hormonforstyrrelser. Hos den almindelige strandsnegl sker der en decideret omdannelse af hunnens normale kønsorganer til hanlige kønsorganer, idet ægsækken omdannes hen imod en hanlig prostatakirtel.

K

Kemisk speciering – bestemmelsen af de individuelle "specier" (former), som et stof findes på.

Kiselalger – er mikroskopiske alger, der tilhører den taksonomiske gruppe Bacillariophyceae. Kiselalgerne er specielle ved at have to skaller af kisel, der passer sammen som æske og låg. Kiselalger kaldes også diatomeer.

Klorofyl – kemisk forbindelse, som er nødvendig for fotosyntesen og derfor findes i alle autotrofe organismer. Det er klorofylet, der gør lysets energi brugbart for de kemiske processer. Klorofyl er et grønt pigment.

Klorofyl a – et plantepigment (kemisk forbindelse), som er nødvendig for fotosyntese.

Kloroplaster – organel hos fototrofe eukaryote organismer. Det indeholder fotosynteseapparatet med klorofyl og andre pigmenter.

Kompleksdanner – et stof, der går i kemisk forbindelse med fx metaller. Kan fx bevirke, at et metal bliver mere fedtopløseligt.

Konfidensinterval – angiver den statistiske usikkerhed ved en talstørrelse. Stor usikkerhed medfører brede intervaller, og lille usikkerhed medfører smalle intervaller.

Korrelation – et mål mellem -1 og 1 for den lineære sammenhæng mellem to variable. Positive værdier angiver en positiv sammenhæng, og negative værdier angiver en negativ sammenhæng.

Kulstofbiomasse – biomassen udtrykt som mængden af kulstof (C) i et givent område eller vandvolumen (fx $\mu\text{g C}$ pr. liter).

Kvalitetsmålsætninger – konkrete miljømål for tilstanden i et vandområde. Typiske kvalitetsmål er sommermiddelkoncentration af klorofyl eller dybdegrænse for ålegræs.

Kvælstof (N) – er et grundstof. Det kaldes også nitrogen. Omkring 80% af atmosfæren består af kvælstof. Kvælstof er en væsentlig del af proteiner og er derfor livsnødvendig for alle levende organismer. Kvælstof indgår fx i nitrat og ammonium.

Kvælstofilter (NOx) – luftformige, kemiske forbindelser mellem kvælstof (N) og ilt (O) betegnes ofte NOx'er. NOx'er dannes bl.a. ved forbrænding af fx olie, benzin, kul og gas. NOx'er er opløselige i vand eller kan reagere med vandet eller stoffer i vandet og omdannes til nitrat.

L

Lagdeling – se skilleflade.

Landovervågning – overvågning af næringsstofftab og dyrkningspraksis i repræsentative landbrugsdominerede oplandsområder.

Livscyklus – et dyrs eller en plantes livsforløb fra hhv. æg eller spore til voksen.

M

Makroalger – store alger, tang.

Markbidrag – den del af landbrugets forurening, som skyldes aktiviteter på markerne (se også gårdbidrag).

M-FDC – står for "Det Marine Fagdatacenter".

mg – forkortelse for milligram, dvs. 1/1.000 g.

μg – forkortelse for mikrogram, dvs. 1/1.000.000 g.

ml – forkortelse for milliliter, dvs. 1/1.000 l.

μl – forkortelse for mikroliter, dvs. 1/1.000.000 l.

Mesozooplankton – dyreplankton med størrelse 0,2 - 2,0 mm.

Mikronæringsstof – grundstof eller kemisk forbindelse, der er nødvendig i små mængder for opretholdelse af livet. Nogle af mikronæringsstofferne er fx metaller.

Mikrozooplankton – dyreplankton med størrelse 0,02 - 0,2 mm.

Miljøfarlig stoffer – er stoffer, som er giftige for levende organismer. De fleste af stofferne er svære at nedbryde i miljøet. De miljøfarlige stoffer kaldes også miljøskadelige eller miljøfremmede stoffer.

Mineralisering – nedbrydning af organiske stoffer til uorganiske (mineralske) stoffer.

Mixotrof – betegnelse for ernæring både ved fotosyntese og optagelse af andre organismer.

Monitering – samlebetegnelse, der dækker over tilsyns- og overvågningsaktiviteter, se også 'tilsyn' og 'overvågning'.

N

N – se kvælstof.

Nanoplankton – planktonorganismer med størrelse 0,002-0,02 mm (2-20 µm).

NAO – den nordatlantiske oscillation, beskrives med et indeks, der angiver forskellen i atmosfærisk tryk mellem Azorerne og Island.

Nationalt program for overvågning af vandmiljøet – se NOVA-2003.

Nitrat (NO₃) – er et vigtigt kvælstofholdigt næringsstof og den kemiske form, planter optager det meste af deres kvælstof i. Nitrat er saltet af salpetersyre.

Nitrificerende – nitrificerende bakterier er specielle bakterier, der kan omdanne ammoniak eller ammonium til nitrat. Processen kaldes nitrifikation og foregår kun under iltrige forhold.

Nonylphenol – vaskeaktivt stof, der kan holde det fangede snavs i vandfasen.

Normalisator – en parameter, der kan anvendes til at forudsige det "naturlige" indhold af analyser.

Normalisering – at omregne værdier mod en fysisk/kemisk størrelse, der kan anvendes som udtryk for et "naturlig"/"normalt" niveau for udgangsstoffet.

NOVA-2003 – er en forkortelse af 'Det Nationale Program for Overvågning af Vandmiljøet 1998-2003'. NOVA-2003 afløser Vandmiljøplanens Overvågningsprogram, se dette.

NPo – en betegnelse for kvælstof (N), fosfor (P) og organisk stof (o).

Næringsalte – se næringsstoffer.

Næringsstoffer – er stoffer, som er nødvendige for, at levende organismer kan opretholde deres livsfunktioner. I miljøsammenhæng taler man oftest om planternes næringsstoffer. Her er kvælstof- og fosforforbindelser de vigtigste.

O

Oceanografi – havforskning, fysisk, kemisk og biologisk udforskning af havet.

Operationel – målbart og kvantificerbart i forhold til formål.

Opholdstid – den tid, et vandvolumen har været isoleret fra kontakt med overfladen (i relation til iltsvind) eller den tid, det tager at udskifte hele vandvolumenet (opholdstid i fjorde).

OSPAR – Oslo-Paris Kommissionen, samarbejde om Nordsøens havmiljø.

Organisk – organiske forbindelser er forbindelser, der indeholder grundstoffet kulstof. Undtaget er dog karbonater og kulilte. Tidligere blev betegnelsen organisk stof anvendt om stof, som stammede fra levende væsner.

Organisme – et levende væsen; det kan være et dyr eller en plante.

Organotinforbindelser – en række kemiske forbindelser med tin bundet til kulbrinter. Anvendes som anti-svampemiddel og i nogle skibsmalinger som anti-begroningsmiddel.

Overvågning – en betegnelse for en samlet proces, der indbefatter prøvetagning (monitering) og vurdering (assessment) med det formål at kunne vurdere fx miljøtilstanden.

Oxidationstrin – kemisk tilstand, som har betydning for, hvordan et stof reagerer, fx iltning af Fe(II) til Fe(III) i sediment (romertallet i parentes angiver oxidationstrin 2 og 3).

P

PAH – polyaromatiske hydrocarboner, tjærestoffer. Den tunge del af råolie.

Partiel oplukning – en oplukningsmetode, der ikke destruerer alle dele af prøven (fx ved brug af salpetersyre, som ikke angriber silikater).

PCB – polychlorede biphenyler, kemisk stofgruppe med klor-atomer, der bl.a. dannes ved afbrænding af plast i saltholdige miljøer. Anvendes desuden tidligere i kondensatorer. Sammensætning af de enkelte PCB-forbindelser kaldes congen-mønster og kan afspejle forureningskilden.

P – se fosfor.

Pelagisk – 'pelag' betyder det åbne hav. Dyr, der lever i de fri vandmasser og ikke kommer ned på bunden, lever pelagisk.

Picoplankton – planktonorganismer med størrelse mindre end 0,002 mm (2 µm).

Pigmenter – farvestoffer. I organismer, der udfører fotosyntese, er det pigmenter, der fanger lysets energi. Pigmenterne giver planktonalgerne deres farve. Det vigtigste pigment er klorofyl.

Plankton – de organismer, der svæver rundt i vandet i havet, søer eller vandløb. Plankton inddeles i planteplankton eller dyreplankton.

Planktonalger – eller algeplankton er mikroskopiske og ofte encellede organismer i havvand og ferskvand, som kun har lille eller ingen svømmekraft. De føres derfor vilkårligt rundt med vandets bevægelser. Planktonalger kaldes også for fytoplankton.

Planteplankton – se planktonalger.

Population – samling af organismer af samme art, som lever sammen.

Primærproduktion – opbygning af organisk stof vha. fotosyntese.

Punktkilder – en betegnelse, der her dækker over udledninger i et punkt. Kildetyperne omfatter renseanlæg, industrier, regnvandsoverløb, ferskvandsdambrug, udledninger fra saltvandsbaseret fiskeopdræt (havbrug og saltvandsdambrug).

R

Raphidophyceer – en gruppe af planktonalger, hvoraf mange kan producere giftstoffer, der kan slå fisk ihjel.

Redoxpotentiale – evne til at optage eller afgive elektroner (udtrykkes i mV). Bestemmes fx. i havbunden ved at måle potentialeforskelle mellem brintelektrode og platinelektrode placeret i hhv. vandet og bunden. Positivt potentiale viser oxiderende forhold, mens negativt potentiale tyder på reducerende forhold.

Reduktionsmålsætning – målsætningerne i Vandmiljøplan I og II med hensyn til reduktion af udledninger, udslip og tab af kvælstof og fosfor betegnes "reduktionsmålsætninger". Se kvalitetsmålsætninger.

Rodzonen – det øverste jordlag ned til ca. 1 meters dybde, hvor bl.a. iltforholdene muliggør rodvækst.

Remineralisering – nedbrydning af organisk stof til uorganiske forbindelser.

Repræsentative områder – NOVA 2003-terminologi, som dækker over 34 kystområder jævnt fordelt ud over de forskellige danske farvandsområder. Overvågningsaktiviteterne fokuserer først og fremmest på eutrofiering.

Respiration – ånding.

Resuspension – havbundens opblanding i vandet som følge af, at havbunden bliver rodet rundt af bølgepåvirkning eller en stærk vandstrøm hen over bunden.

S

Salinitet – se saltholdighed.

Saltholdighed – mængden af salte i vandet. Ofte angivet som gram salt pr. kilo vand = saltpromille (‰). I havvand er natriumklorid det salt der findes i størst mængde og derfor også det salt, som stort set bestemmer saltholdigheden. Natriumklorid er også det vigtigste salt i køkkesalt.

Sediment – havbundsmateriale dannet ved sedimentation, dvs. mere eller mindre permanent aflejring af materiale, som er faldet ned på havbunden.

Signifikans – er et udtryk for graden af væsentlighed i en sammenhæng. Signifikans for en sammenhæng udtrykkes ved, at sandsynligheden for ingen sammenhæng er meget lille (oftest < 5%).

Sigtdybde – mål for vandets klarhed.

Skilleflade – eller springlag – er en vandret grænse mellem to vandmasser med forskellig vægtfylde. Skillefladen dannes typisk på grund af forskelle i temperatur eller saltholdighed.

Springlag – se skilleflade.

Standardafvigelse – et deskriptivt mål for variationen i data, som beregnes ud fra de observerede værdier.

Standard error (eller spredning på dansk) – et mål for variationen på en stokastisk variabel, som estimeres ved standardafvigelsen. Spredning og standardafvigelse forveksles ofte i den videnskabelige litteratur. Betegnelsen spredning forudsætter implicit en modelantagelse for data.

Stofskifte – de kemiske og fysiske processer i et levende væsen, som skaffer energi til omsætning og vedligeholdelse af celler og væv.

Succession – rækkefølge. Bruges i biologisk sammenhæng især om forandringer i artssammensætningen over tid.

Sulfatreduktion – sulfatreducerende bakteriers ånding med sulfat (SO_4^{2-}). En anaerob respirationsproces, hvor der produceres svovlbrinte (H_2S).

Svovlbrintebufferkapacitet – hav- eller fjordbundens evne til at tilbageholde svovlbrinte (H_2S) der dannes i den iltfrie bund, når organisk stof nedbrydes med sulfat (SO_4^{2-}) som åndingsmiddel.

Svovlbrintefront – hvor dybt i havbunden, der er H_2S nok til at farve en sølvtråd sort (også benævnt detektionsdybde). Svarer nogenlunde til den dybde, hvortil H_2S når op efter, at H_2S er dannet nede i havbunden under den iltede zone.

Symbiose – flere forskellige arter lever sammen. Anvendes ofte om sameksistens, der giver begge organismer fordele.

T

TBT – tributyltin. Se organotin.

Tilsyn – den overvågning, som amter, kommuner og staten udfører i medfør af Miljøbeskyttelsesloven eller Planloven.

TN – total kvælstof, som indbefatter DIN og organisk bundet kvælstof.

Total oplukning – en oplukningsmetode, der inkluderer flussyre for at destruere silikater inden metalanalyser.

TP – total fosfor, der indbefatter DIP og organisk bundet fosfor.

Tungmetaller – er alle de metaller, som er tungere end jern, dvs. at de har en større vægtfylde. Tungmetaller er fx kobber (Cu), bly (Pb), cadmium (Cd) eller kviksølv (Hg).

Typefjorde – NOVA 2003-terminologi omfattende Roskilde Fjord, Odense Fjord, Horsens Fjord, Ringkøbing Fjord, Limfjorden og Skive Fjord, hvor der gennemføres både en omfattende eutrofieringsovervågning og modellering af vand- og stoftransporter.

Tørdeposition – nedfald af stof fra atmosfæren i tørvejr (se også våddeposition).

U

Uorganisk – mineralske stoffer. Se organisk.

V

Vandlopper – er små krebsdyr, typisk 0,5 - 4 mm lange, der lever i de frie vandmasser, på bunden eller som parasitter. Deres navn skyldes, at de ofte svømmer i små hop ved at bevæge deres lange antenner. Vandlopper kaldes også copepoder.

Vandmiljøplan I – plan vedtaget af Folketinget i 1987 med formålet at reducere udledningerne af kvælstof og fosfor med hhv. 50 og 80%.

Vandmiljøplan II – opfølgning på Vandmiljøplanen med fokus på yderligere virkemidler til begrænsning af udvaskning fra dyrkede arealer.

Vandmiljøplanens overvågningsprogram – ved Vandmiljøplan I's vedtagelse i 1987 blev der etableret et landsdækkende overvågningsprogram. Programmet er i 1998 afløst af det nationale program for overvågning af vandmiljøet 1998-2003 (se under NOVA-2003).

Våddeposition – nedfald af stof fra atmosfæren i regnvejr (se også tørdeposition).

Y

Ydre danske farvande – Nordsøen, Skagerrak og Østersøen plus de sydlige dele af Øresund (syd for Drogden Tærsklen).

Å

Ålegræs (*Zostera marina*) – en blomsterplante, som lever under vandet langs hovedparten af de danske kyster.

24 Hvor kan jeg læse mere?

I det følgende er en oversigt over rapporter mv. om havmiljøet i de danske farvande.

Der er desuden henvisninger til hjemmesider med informationer om miljø- og naturforhold i havet samt om arbejdet med sikring af et renere havmiljø, både nationalt og internationalt.

Rapporter fra amterne og Københavns Kommune

- Bornholms Regionskommune 2004: Vandmiljøovervågning – Havet 2003.
- Frederiksborg Amt 2004: Overvågning af det sydlige Kattegat 2003.
- Frederiksborg Amt & Roskilde Amt 2004: Overvågning af Roskilde Fjord 2003.
- Frederiksborg Amt, Københavns Amt, Københavns Kommunes Miljøkontrol & Roskilde Amt 2004: Overvågning af Øresund 2003.
- Frederiksborg Amt, Roskilde Amt & Vestsjællands Amt 2004: Isefjord 2003.
- Fyns Amt 2004: Kystvande 2003. Vandmiljøovervågning.
- Lillebæltssamarbejdet: Fyns Amt, Sønderjyllands Amt & Vejle Amt 2004: Vandmiljøovervågning, Lillebælt 2003.
- Limfjordsovervågningen: Ringkjøbing Amt, Viborg Amt & Nordjyllands Amt 2004: Vandmiljø i Limfjorden 2003.
- Nordjyllands Amt, Ringkjøbing Amt & Ribe Amt 2004: Åbne farvande langs vestkysten 2003.
- Nordjyllands Amt & Århus Amt 2004: Vestlige Kattegat og tilstødende fjorde 2003 – Tilstand og udvikling.
- Ribe Amt & Sønderjyllands Amt 2004: Vadehavet 2003.
- Ringkjøbing Amt 2004: Ringkjøbing Fjord og Nissum Fjord 2003.
- Storstrøms Amt 2004: Tilstanden i kystvande 2003.
- Sønderjyllands Amt 2004: NOVA Vandmiljøovervågning 2003 – Aabenraa Fjord, Augustenborg Fjord, Flensborg Fjord.
- Vejle Amt 2004: Overvågning af kystvande 2003.
- Vestsjællands Amt 2004: Fjorde, kystnære områder og åbne farvande 2003.
- Århus Amt 2004: Århus Bugt. Tilstand og udvikling 2003.

Andre fagdatacenterrapporter

- Andersen, J.M. et al. 2004: Vandmiljø 2004. Tilstand og udvikling - faglig sammenfatning. - Faglig rapport fra DMU, nr. 517.
- Bøgestrand, J. (red.) 2004: Vandløb 2003. - Faglig rapport fra DMU, nr. 516.
- Ellermann, T. et al. 2004: Atmosfærisk deposition 2003. - Faglig rapport fra DMU, nr. 519.
- Grant, R. et al. 2004: Landovervågningsoplande 2003. - Faglig rapport fra DMU, nr. 514.
- Jensen, J.P. et al. 2004: Søer 2003. Faglig rapport fra DMU, nr. 515.
- Pedersen, M.W. 2004: Punktkilder 2003. Orientering fra Miljøstyrelsen.
- GEUS, Jørgensen, L.F. 2004: Grundvandsovervågning 1998-2003.

Nyttige hjemmesider

- www.dmu.dk/Vand/ – DMU's sider om bl.a. overvågning af havet.
- <http://m-fdc.dmu.dk> – Det Marine Fagdatacenters hjemmeside.
- www.helcom.fi – Helsingfors Kommissionens sider om havmiljøet i Østersøen.
- www.ospar.org – Oslo-Paris Kommissionens sider om bl.a. Nordøen, Skagerrak og Kattegat.
- www.brk.dk – Bornholms Regionskommune:
- www.fa.dk – Frederiksborg Amt
- www.fyns-amt.dk – Fyns Amt
- www.kbhamt.dk – Københavns Amt
- www.miljoe.kk.dk – Københavns Kommune, Miljøkontrollen
- www.limfjord.dk – Limfjordsovervågningen
- www.nja.dk – Nordjyllands Amt
- www.ribeamt.dk – Ribe Amt
- www.ringamt.dk – Ringkjøbing Amt
- www.ra.dk – Roskilde Amt
- www.stam.dk – Storstrøms Amt
- www.sja.dk – Sønderjyllands Amt
- www.vejleamt.dk – Vejle Amt
- www.vestamt.dk – Vestsjællands Amt
- www.viborgamt.dk – Viborg Amt
- www.aaa.dk – Århus Amt

25 Referencer

- Andersen, J.M., Boutrup, S., Svendsen, L.M., Bøgestrand, J., Grant, R., Jensen, J.P., Ellermann, T., Rasmussen, M.B., Jørgensen, L.F. & Laursen, K.D. 2003: Vandmiljø 2003. Tilstand og udvikling – faglig sammenfatning. Danmarks Miljøundersøgelser. 52 s. – Faglig rapport fra DMU nr. 471.
- Anon. 2000: Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy. – Official Journal L 327/1.
- Bignert, A., Riget, F., Braune, B., Outridge, P. & Wilson, S. 2004: Recent temporal trend monitoring of mercury in Arctic biota – how powerful are the existing data sets? – Journal of Environmental Monitoring 6: 351-355.
- Bøgestrand, J. (red.) 2003: Vandløb og kilder 2002. Danmarks Miljøundersøgelser. – Faglig rapport fra DMU nr. 470.
- Bøgestrand, J. (red.) 2004: Vandløb 2003. NOVA 2003. Danmarks Miljøundersøgelser. – Faglig rapport fra DMU nr. 516.
- Cappelen, J. & Jørgensen, B.V. 2004: Technical Report 04-02. The climate of Denmark 2003. Danish Meteorological Institute. [<http://www.dmi.dk/dmi/index/viden/dmi-publikationer/tekniskerapporter.htm>]
- Christensen, P.B., Møhlenberg, F., Lund-Hansen, L.C., Borum, J., Christiansen, C., Larsen, S.E., Hansen, M.E., Andersen, J. & Kirkegaard, J. 1996: Havmiljøet under forandring? – Havforskning fra Miljøstyrelsen, nr. 61. 115 s.
- Conley, D.J. & Josefson, A.B. 2001: Hypoxia, nutrient management and restoration in Danish waters. – In: Rabalais, N.N. & Turner R.E. 2001: Coastal hypoxia. Consequences for living resources and ecosystems. American Geophysical Union, Washington D.C. 463 s.
- Dahl, K. (red.), Andersen, J.H. (red.), Carstensen, J., Christiansen, T., Krause-Jensen, D., Josefson, A., Larsen, M.M., Lundsteen, S., Petersen, J.K., Rasmussen, M.B. & Strand, J. (in prep): Redskaber til vurdering af miljø- og naturkvalitet i de danske farvande. Typeinddeling, udvalgte indikatorer og eksempler på klassifikation. Danmarks Miljøundersøgelser. – Faglig rapport fra DMU.
- Dahllöf, I. 2002: Miljøfarlige stoffer i muslinger: Fordele og ulemper ved normalisering.. – I: Ærtebjerg et al. 2002; Marine områder 2001 – Miljøtilstand og udvikling. NOVA-2003. Danmarks Miljøundersøgelser. – Faglig rapport fra DMU nr. 419, s. 63-70.
- Danish EPA 1991: Nitrogen and Phosphorus in Fresh and Marine Waters. NPo-forskning fra Miljøstyrelsen. 264 pp.
- Danmarks Miljøundersøgelser 2004: NOVANA. Det nationale program for overvågning af vandmiljøet og naturen. Programbeskrivelse - del 1. Danmarks Miljøundersøgelser. 48 s. – Faglig rapport fra DMU nr. 495.
- Danmarks Miljøundersøgelser 2004: Skema 1. Forventet arealudtagning og ændring i kvælstofoverskud, udvaskning og vandløbstransport under VMP III fra 2004 til 2015.
- DHI 2000: Fynsværket – Fase 2. Modellering af effekter på Odense Fjord. Eutrofieringsmodellen – kalibrering, validering og analyse. DHI/Fynsværket.
- DMU 2003: Den nationale database for marine data (MADS). Danmarks Miljøundersøgelser, Det Marine Fagdatacenter. <http://mads.dmu.dk>.
- Ellermann, T., Hertel, O., Skjøth, C.A., Kemp, K. & Monies, C. 2003: Atmosfærisk deposition 2002. NOVA 2003. Danmarks Miljøundersøgelser. 94 s. – Faglig rapport fra DMU 466.
- Ellermann, T., Hertel, O., Skjøth, C.A., Kemp, K. & Monies, C. 2004: Atmosfærisk deposition 2003. NOVA 2003. Danmarks Miljøundersøgelser. – Faglig rapport fra DMU nr. 519.
- EC 2000: The radiological exposure of the population of the European Community to radioactivity in the Baltic Sea, Marina-Balt project. Radiation Protection 110. EUR-19200 (EN). European Commission, Luxembourg.
- EU 1996: Rådets direktiv 96/29/Euratom af 13. maj 1996 om fastsættelse af grundlæggende sikkerhedsnormer til beskyttelse af befolkningens og arbejdstageres sundhed mod de farer, som er forbundet med ioniserende stråling. De Europæiske Fællesskabers Tidende, L159, 39. årgang, 1996.

- Fisher, T.R., Peele, E.R., Ammerman, J.W. & Harding, L.W. 1992: Nutrient limitation of phytoplankton in Chesapeake Bay. – *Marine Ecology Progress Series* 82: 51-63.
- Fiskeridirektoratet 2004: Fiskeristatistisk Årbog 2003.
- Folketinget 1997: Lov nr. 325 af 14. maj 1997 om ændring af miljøbeskyttelsesloven og lov om betalingsregler for spildevandsanlæg m.v.
- Fyns Amt 2003: Odense Pilot River Basin, Foreløbig basisanalyse, Vandrammedirektivets artikel 5. Fyns Amt, 132 s.
- Fyns Amt 2004a: Modelleret dybdegrænse for ålegræs i relation til belastningsreduktioner af Odense Fjord ved brug af dynamiske og empiriske modeller. Internt notat. Natur- og Vandmiljøafdelingen. 3 s.
- Fyns Amt 2004b: Kystvande 2003. Vandmiljøovervågning. Fyns Amt, Natur- og Vandmiljøafdelingen, 276 s.
- Granby, K. 1987: Levels of hydrocarbons and chlorinated compounds in the Danish sea areas 1985-1986. – Report of the Marine Pollution Laboratory 12, 22 pp, Charlottenlund, Denmark.
- Green, N., Bjerkgang, B., Hylland, K., Ruus, A. & Rygg, B. 2003: Hazardous substances in the European marine environment: Trends in metals and persistent organic pollutants. – EEA Topic Report 2/2003, 95 pp. European Environment Agency, Copenhagen.
[http://reports.eea.eu.int/topic_report_2003_2/en]
- Greve, T.M., Borum, J. & Pedersen, O. 2003: Meristematic oxygen variability in eelgrass (*Zostera marina*). – *Limnology and Oceanography* 48: 210-216.
- Gustafsson, B.G. 2000a: Time-dependent modeling of the Baltic Entrance Area. 1. Quantification of circulation and residence times in the Kattegat and the straits of the Baltic Sill. – *Estuaries* 23 (2): 231-252.
- Gustafsson, B.G. 2000b: Time-dependent modeling of the Baltic Entrance Area. 2. Water and salt exchange of the Baltic Sea. – *Estuaries*, 23 (2): 253-266.
- Gustafsson B.G. & Andersson, H.C. 2001: Modeling the exchange of the Baltic Sea from the meridional atmospheric pressure difference across the North Sea. – *Journal of Geophysical Research* 106: 19731-19744.
- Hansen, J.L.S., Josefson, A.B. & Carstensen, J. 2003: Opgørelse af skadevirkninger på bundfaunaen efter iltsvindet i 2002 i de indre danske farvande. Danmarks Miljøundersøgelser. 32 s. – Faglig rapport fra DMU nr. 456.
- Hansen, J.L.S., Josefson, A.B. & Petersen, T.M. 2004: Genindvandring af bundfauna efter iltsvindet 2002 i de indre danske farvande. Danmarks Miljøundersøgelser. 61 s. – Faglig rapport fra DMU nr. 506.
- HELCOM 2003: Radioactivity in the Baltic Sea 1992-1998. – *Baltic Sea Environment Proceedings No. 85*. Helsinki Commission, Baltic Sea Environment Protection Commission, Helsinki.
- HELCOM 2003(b): The Baltic Marine Environment 1999-2002. – *Baltic Sea Environment Proceedings No. 87*. Helsinki Commission, Baltic Marine Environment Protection Commission.
[<http://www.helcom.fi/proceedings/bsep87.pdf>]
- Holmer, M. & Bondgaard, E.J. 2001: Photosynthetic and growth response of eelgrass to low oxygen and high sulfide concentrations during hypoxic events. – *Aquatic Botany* 70: 29-38.
- IMO 2004: Current status of IMO conventions. International Maritime Organisation.
[<http://www.imo.org>]
- Jackson, J.B.C., Kirby, M.X., Berger, W.H., Bjorndal, K.A., Botsford, L.W., Bourque, B.J., Bradbury, R.H., Cooke, R., Erlandson, J., Estes, J.A., Hughes, T.P., Kidwell, S., Lange, C.B., Lenihan, H.S., Pandolfi, J.M., Peterson, C.H., Steneck, R.S., Tegner, M.J., & Warner, R.R. 2001: Historical Overfishing and the Recent Collapse of Coastal Ecosystems. – *Science* 293: 629-637.
- Jacobsen, J.A. 2000: Organotin compounds in the Danish marine environment: analysis and fate studies. – Ph.D rapport fra DMU og RUC.
- Kemp, K. & Palmgren, F. 2004: Air quality monitoring programme. Annual Report for 2003. Danmarks Miljøundersøgelser, 38 s. – Faglig rapport fra DMU nr. 497.

- Kierkegaard, A., Bignert, A., Sellström, U., Olsson, M., Asplund, L., Jansson, B. & de Wit, C.A. 2004: Polybrominated dipheyl ethers (PBDEs) and their methoxylated derivatives in pike from Swedish waters with emphasis on temporal trends, 1967-2000. – *Environmental Pollution* 130: 187-198.
- Krause-Jensen, D., Laursen, J.S., Middelboe, A.L., Stjernholm, M. & Manscher, O.H. 2001: Teknisk anvisning for overvågning af bundvegetation. Kapitel 12 i Kaas & Markager (Red.): Tekniske anvisninger for marin overvågning. [http://www2.dmu.dk/1_Om_DMU/2_tvaer-funk/3_fdc_mar/programgrundlag/tekanv/tekniskanv.asp]
- Krause-Jensen, Greve, T.M. & Nielsen, K. 2004: Eelgrass as a Bioindicator under the European Water Framework Directive. – *Water Resources Management* (in press).
- Kaas, H. & Markager, S.S. 1999: Tekniske anvisninger for marin overvågning. Findes på: [http://www2.dmu.dk/1_Om_DMU/2_tvaer-funk/3_fdc_mar/programgrundlag/tekanv/tekniskanv.asp]
- Larsen, M.L. & Pedersen, B. 2001: Tungmetaller – normalisering af sedimentdata. – I: Henriksen et al. 2001: *Marine områder 2000 - Miljøtilstand og udvikling*. NOVA 2003. Danmarks Miljøundersøgelser. – Faglig rapport fra DMU nr. 375, s. 65-71.
- Little, C. & Kitching, J.A. 1996: *The Biology of Rocky Shores*. Oxford University Press Inc., New York, 240 pp.
- Lomstein, B.Aa. 1999: *Havmiljøet ved årtusindskiftet*. Olsen & Olsen. 176 s.
- Markager, S.S. & Storm, L.M. 2003: Miljøeffektivering for havmiljøet. Del 1: Empirisk modellering af miljøtilstanden i de åbne indre farvande. Institut for Miljøvurdering. 60 s. Findes på: [<http://www.imv.dk/Files/Filer/Rapporter/VMP-Effektivering-del1.pdf>]
- Markager, S., Nielsen, T.G., Carstensen, J., Conley, D., Dahl, K., Hansen, J., Henriksen, P., Josefson, A., Larsen, M.M., Pedersen, B., Rasmussen, B., Strand, J., Ærtebjerg, G., Fossing, H., Lauersen, J.S., Hertel, O., Skov, H., Svendsen, L.M., Cleemann, M. & Pritzl G. 1999: *Marine områder. Status over miljøtilstanden i 1998*. NOVA 2003. Danmarks Miljøundersøgelser. 164 s. – Faglig rapport fra DMU nr. 290.
- Middelboe, A.L. & Sand-Jensen, K. 2004: Patterns of species number and abundance in macroalgal communities in coastal waters. – *Hydrobiologia* 511: 173-183.
- Miljøministeriet 1985: Bekendtgørelse om grænseværdier for indhold af visse metaller i levnedsmidler. Bekendtgørelse nr. 447 af 5. september 1985.
- Miljøstyrelsen 1989: Vandmiljøplanens overvågningsprogram. Miljøprojekt nr. 115. 64 s.
- Miljøstyrelsen 1993: Vandmiljøplanens overvågningsprogram 1993-1997. Redegørelse fra Miljøstyrelsen nr. 2/1993. 172 s.
- Miljøstyrelsen 1999: Vandmiljø-99. Status for vandmiljøets tilstand i Danmark. – Redegørelse fra Miljøstyrelsen nr. 1/1999. 128 s.
- Miljøstyrelsen 2000(a): NOVA. Nationalt program for overvågning af vandmiljøet 1998-2003. – Redegørelse fra Miljøstyrelsen nr. 1/2000. 397 s.
- Miljøstyrelsen 2000(b): Vandmiljø-2000. Status og perspektiver for et renere vandmiljø. – Redegørelse nr. 7/2000. 47 s.
- Miljøstyrelsen 2004: Udkast til Vejledning fra Miljøstyrelsen, Basisanalyse II, Referenceforhold, miljømål, vurdering af målopfyldelse og økonomisk analyse (Status 24. september 2004 side 21).
- Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri og Miljøministeriet 2003: Forberedelse af Vandmiljøplan III – Rapport fra arbejdsgruppen til gennemgang af virkemidler i en regionalt baseret beskyttelse af vandmiljøet mod kvælstof og fosfor.
- Munch-Petersen, S. 2003: Fiskebestande og fiskeri i 2004. – DFU-rapport 129-03.
- National Academy of Sciences 1971: Radioactivity in the marine environment (RIME). Report. National Academy of Sciences, Washington DC, USA.
- Nicholson, M.D., Fryer, R.J. & Larsen, J.R. 1998: Temporal trend monitoring: Robust method for analysing contaminant trend monitoring data. – ICES Techniques in Marine Environmental Sciences, No. 20, 22 pp. International Council for the Exploration of the Sea (ICES), Copenhagen.

- Nielsen, S.L., Sand-Jensen, K., Borum, J. & Geertz-Hansen, O. 2002(a): Depth colonization of eelgrass (*Zostera marina*) and macroalgae as determined by water transparency in Danish coastal waters. – *Estuaries* 25: 1025-1032.
- Nielsen, S.L., Sand-Jensen, K., Borum, J. & Geertz-Hansen, O. 2002(b): Phytoplankton, nutrients, and transparency in Danish coastal waters. – *Estuaries* 25: 930-937.
- Nielsen, K., Thorsen, M., Markager, S.S., Jensen, J.P., Søndergaard, M., Refsgaard, J.C., Styczen, M., Dahl-Madsen, K.I., Duus Børgesen, C.D., Wiggers, L., Pedersen, S.E. & Madsen, H.B. 2003: Kvantificering af næringsstoffers transport fra kilde til recipient samt effekt i vandmiljøet. Danmarks Miljøundersøgelser. – Faglig rapport fra DMU 455: 114 s.
- Nielsen, K., Andersen, H.E., Larsen, S.E., Kronvang, B., Stjernholm, M., Styczen, M., Poulsen, R.N., Villholth, K., Krogsaard, J., Dahl-Madsen, K.I., Friis-Christensen, A., Uhrenholdt, T., Hansen, I.S., Pedersen, S.E., Jørgensen, O., Windolf, J., Jensen, M.H., Refsgaard, J.C., Hansen, J.R., Ernsten, V., Børgesen, C.D. & Wiggers, L. 2004: Odense Fjord. Scenarier for reduktion af næringsstoffer. Danmarks Miljøundersøgelser. – Faglig rapport fra DMU 485: 246 s.
- Olsson, M., Bignert, A., Eckhell, J. & Jonsson, P. 2000: Comparison of temporal trends (1940s-1990s) of DDT and PCB in Baltic sediment and biota in relation to eutrophication. – *Ambio* 29: 195-201.
- OSPAR 1998: Report of the Third OSPAR Workshop on Ecotoxicological Assessment Criteria (EAC), The Hague: 25-29 November 1996, Oslo and Paris Commissions, 1998.
- Ostenfeld, C.H. 1908: Ålegræssets (*Zostera marina*'s) udbredelse i vore farvande. – I: Petersen, C.G.J.; Beretning til Landbrugsministeriet fra Den Danske Biologiske Station, 1908, XVI: 1-61. København, Centraltrykkeriet.
- Pedersen, B. 1996: Trace metals in the Danish Marine Environment. – OSPAR Proceedings for North Sea Quality. Status Report 1993: pp. 332-333.
- Pedersen, B., Larsen, M.L. & Dahllöf, I. 2003: Teknisk anvisning for miljøskadelige stoffer i bundfauna, sediment og fisk, kapitel 4.4., 5.4 og 6.2. Danmarks Miljøundersøgelser, Det Marine Fagdatacenter.
[http://www2.dmu.dk/1_om_dmu/2_tvaer-funk/3_fdc_mar/programgrundlag/tekanv/tekniskanv.asp]
- Petersen, C.G.J. 1901: Fortegnelse over ålerusesteder i Danmark optaget i årene 1899 og 1900 med bemærkninger om ruseålens vandringer etc. – Beretning til Landbrugsministeriet fra Den Danske Biologiske Station. 1900 og 1901 X: 3-28. København, Centraltrykkeriet.
- Rask, N., Pedersen, S.E. & Jensen, M.H. 1999: Response to lowered nutrient discharge in the coastal waters around the island of Funen, Denmark. – *Hydrobiologia* 30: 69-81.
- Riget, F., Dietz, R. & Cleeman, M. 2000: Evaluation of the Greenland AMAP programme 1994-1995. – *Science of the Total Environment* 245: 249-259.
- Rüdel, H., Lepper, P. & Steinhanses, J. 2003: Retrospective monitoring of organotin compounds in marine biota from 1985 to 1999: Results from the German environmental specimen bank. – *Environment Science & Technology* 37: 1731-1738.
- SFT 1997: Klassificering av miljøkvalitet i fjorde og kyst farvann. Statens Forureningstilsyn (SFT), Oslo, Norge. Vejledning nr. 97:03.
- Smedes, F. 2002: Normalisation of contaminant concentrations in sediments. Technical Annex 5 in JAMP guidelines for monitoring contaminants in sediments. OSPAR Agreement 2002-16. [www.ospar.org]
- Smith, B. & Wilson, J.B. 1996: A consumers guide to evenness indices. – *Oikos* 76: 70-82.
- UNEP 2004: United Nations Environment Programme. [<http://www.UNEP.org>]
- The Stockholm convention. [<http://www.pops.int>]
- UNSCEAR 2000: Sources and effects of ionizing radiation, United Nations Scientific Committee on the Effects of Atomic Radiation, UNSCEAR 2000 Report to the General Assembly, United Nations, New York.
- Ærtebjerg, G., Jacobsen, T.S., Gargas, E. & Buch, E. 1981: The Belt Project. Evaluation of the Physical, Chemical and Biological Measurements. The National Agency of Environmental Protection, Denmark.

Ærtebjerg, G., Carstensen, J., Conley, D., Dahl, K., Hansen, J., Josefson, A., Kaas, H., Markager, S., Nielsen, T.G., Rasmussen, B., Krause-Jensen, D., Hertel, O., Skov, H. & Svendsen, L.M. 1998: Marine områder - Åbne farvande - status over miljøtilstand, årsagssammenhænge og udvikling. Vandmiljøplanens Overvågningsprogram 1997. Danmarks Miljøundersøgelser. 248 s. – Faglig rapport fra DMU 254.

Ærtebjerg, G., Andersen, J., Carstensen, J., Christensen, T., Dahl, K., Dahllöf, I., Fossing, H., Greve, T.M., Hansen, J.L.S., Henriksen, P., Josefson, A., Krause-Jensen, D., Larsen, M.M., Markager, S., Nielsen, T.G., Pedersen, B., Petersen, J.K., Risgaard-Petersen, N., Rysgaard, S., Strand, J., Ovesen, N.B., Ellermann, T., Hertel, O., Skjøth, C.A. 2002: Marine områder 2001 – Miljøtilstand og udvikling. NOVA-2003. Danmarks Miljøundersøgelser. 94 s. – Faglig rapport fra DMU nr. 419.

Ærtebjerg, G., Carstensen, J., Axe, P., Druon, J.-N. & Stips, A. 2003(a): The 2002 Oxygen depletion event in the Kattegat, Belt Sea and Western Baltic. HELCOM, 2003. – Baltic Sea Environment Proceedings No. 90.

Ærtebjerg, G., Andersen, J.H. & Hansen, O.S. 2003(b): Nutrients and Eutrophication in Danish Marine Waters. A Challenge to Science and Management. National Environmental Research Institute. 126 pp.

Faglige rapporter fra DMU findes elektronisk på følgende adresse:

<http://faglige-rapporter.dmu.dk>

[Tom side]

Danmarks Miljøundersøgelser

Danmarks Miljøundersøgelser - DMU - er en forskningsinstitution i Miljøministeriet. DMU's opgaver omfatter forskning, overvågning og faglig rådgivning indenfor natur og miljø.

Henvendelser kan rettes til:

URL: <http://www.dmu.dk>

Danmarks Miljøundersøgelser
Frederiksborgvej 399
Postboks 358
4000 Roskilde
Tlf.: 46 30 12 00
Fax: 46 30 11 14

*Direktion
Personale- og Økonomisekretariat
Forsknings, Overvågnings- og Rådgivningssekretariat
Afd. for Systemanalyse
Afd. for Atmosfærisk Miljø
Afd. for Marin Økologi
Afd. for Miljøkemi og Mikrobiologi
Afd. for Arktisk Miljø*

Danmarks Miljøundersøgelser
Vejlsovej 25
Postboks 314
8600 Silkeborg
Tlf.: 89 20 14 00
Fax: 89 20 14 14

*Forsknings, Overvågnings- og Rådgivningssekretariat
Afd. for Marin Økologi
Afd. for Terrestrisk Økologi
Afd. for Ferskvandsøkologi*

Danmarks Miljøundersøgelser
Grenåvej 12-14, Kalø
8410 Rønde
Tlf.: 89 20 17 00
Fax: 89 20 15 15

Afd. for Vildtbiologi og Biodiversitet

Publikationer:

DMU udgiver populærfaglige bøger ("MiljøBiblioteket"), faglige rapporter, tekniske anvisninger, samt årsrapporter. Et katalog over DMU's aktuelle forsknings- og udviklingsprojekter er tilgængeligt via World Wide Web. I årsrapporten findes en oversigt over det pågældende års publikationer.

Faglige rapporter fra DMU/NERI Technical Reports

2004

- Nr. 482: Background Studies in Nuussuaq and Disko, West Greenland. By Boertmann, D. (ed.) 57 pp. (electronic)
- Nr. 483: A Model Set-Up for an Oxygen and Nutrient Flux Model for Århus Bay (Denmark). By Fossing, H. et al. 65 pp., 100,00 DDK.
- Nr. 484: Satellitsporing af marsvin i danske og tilstødende farvande. Af Teilmann, J. et al. 86 s. (elektronisk)
- Nr. 485: Odense Fjord. Scenarier for reduktion af næringsstoffer. Af Nielsen, K. et al. 274 s. (elektronisk)
- Nr. 486: Dioxin in Danish Soil. A Field Study of Selected Urban and Rural Locations. The Danish Dioxin Monitoring Programme I. By Vikelsøe, J. (electronic)
- Nr. 487: Effekt på akvatiske miljøer af randzoner langs målsatte vandløb. Pesticidhandlingsplan II. Af Ravn, H.W. & Friberg, N. 43 s. (elektronisk)
- Nr. 488: Tools to assess the conservation status of marine habitats in special areas of conservation. Phase 1: Identification of potential indicators and available data. By Dahl, K. et al. 94 pp., 100,00 DKK
- Nr. 489: Overvågning af bæver Castor fiber i Flynder å, 1999-2003. Af Elmeros, M., Berthelsen, J.P. & Madsen, A.B. 92 s. (elektronisk)
- Nr. 490: Reservatnetværk for trækkende vandfugle. En gennemgang af udvalgte arters antal og fordeling i Danmark 1994-2001. Af Clausen, P. et al. 142 s. , 150,00 kr.
- Nr. 491: Vildtudbyttet i Danmark i jagtsæsonen 2002/2003. Af Asferg, T. 24 s. (elektronisk)
- Nr. 492: Contaminants in the traditional Greenland diet. By Johansen, P. et al. 72 pp. (electronic)
- Nr. 493: Environmental Oil Spill Sensitivity Atlas for the South Greenland Coast Zone. By Mosbech, A. et al. 611 pp. (electronic)
- Nr. 494: Environmental Oil Spill Sensitivity Atlas for the West Greenland (68°-72° N) Coast Zone. By Mosbech, A. et al. 798 pp. (electronic)
- Nr. 495: NOVANA. Det nationale program for overvågning af vandmiljøet og naturen. Programbeskrivelse - del 1. Af Danmarks Miljøundersøgelser. 45 s., 60,00 kr.
- Nr. 496: Velfærdøkonomiske forvridningsomkostninger ved finansiering af offentlige projekter. Af Møller, F. & Jensen, D.B. 136 s. (elektronisk)
- Nr. 497: Air Quality Monitoring Programme. Annual Summary for 2003. By Kemp, K. & Palmgren, F. 36 pp. (electronic)
- Nr. 498: Analyse af højt NO₂ niveau i København og prognose for 2010. Af Berkowicz, R. et al. 30 s. (elektronisk)
- Nr. 499: Anvendelse af Vandrammedirektivet i danske vandløb. Af Baattrup-Pedersen, A. et al. 145 s. (elektronisk)
- Nr. 500: Aquatic Environment 2003. State and Trends - technical summary. By Andersen, J.M. et al. 50 pp., 100,00 DDK
- Nr. 501: EUDANA - EUtrofieri af Dansk Natur. Videnbehov, modeller og perspektiver. Af Bak, J.L. & Ejrnæs, R. 49 s. (elektronisk)
- Nr. 502: Samfundsøkonomiske analyser af ammoniakbufferzoner. Udredning for Skov- og Naturstyrelsen. Af Schou, J.S., Gyldenkerne, S. & Bak, J.L. 36 s. (elektronisk)
- Nr. 503: Luftforurening fra trafik, industri og landbrug i Frederiksborg Amt. Af Hertel, O. et al. 88 s. (elektronisk)
- Nr. 504: Vingeindsamling fra jagtsæsonen 2003/04 i Danmark. Af Clausager, I. 70 s. (elektronisk)
- Nr. 505: Effekt af virkemidler på kvælstofudvaskning fra landbrugsarealer. Eksempel fra oplandet til Mariager Fjord. Thorsen, M. 56 s. (elektronisk)
- Nr. 506: Genindvandring af bundfauna efter iltsvindet 2002 i de indre danske farvande. Af Hansen, J.L.S., Josejson, A.B. & Petersen, T.M. 61 s. (elektronisk)
- Nr. 507: Sundhedseffekter af luftforurening - beregningspriser. Af Andersen, M.S. et al. 83 s. (elektronisk)
- Nr. 509: Persistent organic Pollutants (POPs) in the Greenland environment - Long-term temporal changes and effects on eggs of a bird of prey. By Sørensen, P.B. et al. 124 pp. (electronic)
- Nr. 510: Bly i blod fra mennesker i Nuuk, Grønland - en vurdering af blyhagl fra fugle som forureningskilde. Af Johansen, P. et al. 30 s. (elektronisk)
- Nr. 513: Marine områder 2003 - Miljøtilstand og udvikling. NOVA 2003. Af Ærtebjerg, G. et al. (elektronisk)
- Nr. 514: Landovervågningsoplände 2003. NOVA 2003. Af Grant, R. et al. (elektronisk)
- Nr. 515: Søer 2003. NOVA 2003. Af Jensen, J.P. et al. (elektronisk)
- Nr. 516: Vandløb 2003. NOVA 2003. Af Bøgestrand, J. (red.) (elektronisk)
- Nr. 517: Vandmiljø 2004. Tilstand og udvikling - faglig sammenfatning. Af Andersen, J.M. et al. 100,00 kr.
- Nr. 518: Overvågning af vandmiljøplan II - Vådområder. Af Hoffmann, C.C. et al. (elektronisk)
- Nr. 519: Atmosfærisk deposition 2003. NOVA 2003. Af Ellermann, T. et al. (elektronisk)
- Nr. 520: Atmosfærisk deposition. Driftsrapport for luftforurening i 2003. Af Ellermann, T. et al. (elektronisk)

[Tom side]

Danmarks Miljøundersøgelser
Miljøministeriet

ISBN 87-7772-837-8
ISSN 1600-0048