MARINE OMRÅDER 2021

NOVANA

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 529 2023

AARHUS
UNIVERSITET
DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

MARINE OMRÅDER 2021

NOVANA

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 529 2023

Jens Würgler Hansen & Signe Høgslund (red.)

Forfattere:
Annette Bruhn
Helle Buur
Jacob Carstensen
Karsten Dahl
Anders Galatius
Cordula Göke
Jørgen Laurits Skovgård Hansen
Jens Würgler Hansen
Signe Høgslund
Line Kyhn
Martin Mørk Larsen
Stiig Markager
Christian Mohn
Ramus Due Nielsen
Ib Krag Petersen
Jakob Strand
Peter Anton Upadhyay Stæhr
Signe Sveegaard
Zhanna Tairova
Jonas Teilmann
Jakob Tougaard

Aarhus Universitet, Institut for Ecoscience

AARHUS
UNIVERSITET
DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

Datablad

Serietitel og nummer:	Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 529
Kategori:	Rådgivningsrapporter
Titel:	Marine områder 2021
Undertitel:	NOVANA
Forfattere:	Jens Würgler Hansen & Signe Høgslund (red.)
Institution:	Aarhus Universitet, Institut for Ecoscience
Udgiver:	Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi ©
URL:	http://dce.au.dk
Udgivelsesår:	Marts 2023
Redaktion afsluttet:	Marts 2023
Faglig kommentering:	Medarbejdere i Miljøstyrelsen, Christian Lønborg, Signe Høgslund og Jens Würgler Hansen, Institut for Ecoscience, Aarhus Universitet Kommentarer fra Miljøstyrelsen findes her: http://dce2.au.dk/pub/komm/SR529_komm.pdf
Kvalitetssikring, DCE:	Anja Skjoldborg Hansen
Sproglig kvalitetssikring:	Charlotte Hviid
Finansiel støtte:	Miljøministeriet
Bedes citeret:	Hansen J.W. & Høgslund S. (red.) 2023. Marine områder 2021. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 220 s. - Videnskabelig rapport fra DCE nr. 529. http://dce2.au.dk/pub/SR529.pdf. Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse

Sammenfatning: Overvågningsresultaterne fra 2021 viste, at forholdene i vandsøjlen var bedre end i 2020. Men samlet set dokumenterer overvågningen af flere biologiske parametre en stagnerende udvikling eller tilbagegang i de seneste 10 år.

Koncentrationen af næringsstoffer var relativ høj ved årets start, og der var en tidlig og markant algeopblomstring. Resten af året var koncentrationen af næringsstoffer lav og i nogle måneder de hidtil lavest registrerede. I de indre danske farvande var den vertikale transport af næringsstoffer fra bundvandet til overfladevandet lidt mindre end langtidsmidlen, men fortsat betydelig. Algevæksten var blandt de lavest målte i overvågningsperioden, og vandet var mere klart end normalt med lav klorofylkoncentration en stor del af året i de åbne indre farvande. Bundvandstemperaturen var relativ høj, men dog markant lavere end i rekordåret 2020, hvilket var medvirkende til en senere start på iltsvindet end året før. Iltsvindet blev dog alligevel ret omfattende, og i september var iltsvindets udbredelse et af de største i mange år. I fjorde og kystvande var ringe iltforhold årsag til dårlig tilstand hos bundfaunaen i flere undersøgelsesområder. I de åbne indre farvande var der generelt ikke problemer med eutrofiering ift. bundfaunaen. I nogle områder i de åbne indre farvande var der negative påvirkninger af bundfaunaen som følge af fysiske forstyrrelser fra bundtrawling, hvilket også var tilfældet i Nordsøen. Observationer af ålegræs i 2021 viste en fremgang i fjordene og status quo i kystvande og Limfjorden sammenlignet med 2020. De seneste 10 år er en ellers positiv udvikling stagneret og for nogle områder vendt til tilbagegang. En tilsvarende udvikling er observeret for makroalgerne. Udviklingen i antallet af spættet sæl er enten stagneret eller aftaget i de forskellige overvågningsområder, hvilket indikerer, at bestanden har nået miljøets bæreevne. Antallet af gråsæl er fortsat i fremgang, mens bestanden af marsvin er stabil i nogle områder men aftagende i andre. Udvalgte faunaarter viste tegn på hormonforstyrrelser og andre økotoksikologiske effekter i flere havne. Tungmetaller og bromerede flammehæmmere blev fundet i koncentrationer over miljøkvalitetskravene. De andre organiske stoffer var under miljøkvalitetskravene, men i nogle tilfælde over niveauet for baggrundsvurderingskriterierne. De senere års udvikling har vist, at de danske farvande fortsat er meget sårbare over for påvirkninger og endnu er langt fra målet om en stabil god miljøtilstand.

Layout:	Grafisk Værksted,
Foto forside:	Svampe og rødalger på 16 m dybde på stenrev øst for Langelands nordspids. Foto Karsten Dahl
ISBN:	978-87-7156-745-8
ISSN (elektronisk):	2244-9981
Sideantal:	220
Internetversion:	Rapporten er tilgængelig i elektronisk format (pdf) som http://dce2.au.dk/pub/SR529.pdf.

Indhold

Forord 5

Sammenfatning 6

Summary 8

1 Indledning 11

Del 1 Påvirkninger af de danske farvande 17

2 Klimatiske forhold 19

3 Hydrografi 29

Del 2 Tilstand og udvikling i miljø- og naturkvaliteten 44

4 Næringsstofkoncentrationer 45

5 Planteplankton og vandets klarhed 61

6 Iltforhold 77

7 Bundplanter – ålegræs og makroalger 88

8 Bundfauna 103

9 Havpattedyr – sæler og marsvin 119

10 Undervandsstøj 136

11 Miljøfarlige stoffer 137

12 Marint affald 153

13 Ikke-hjemmehørende arter 156

14 Sedimentkemi 157

15 Havfugle 166

Del 3 Overordnede betragtninger 168

16 Tilstand og udvikling 169

17 Ordliste 177

18 Referencer 184

Bilag 1 - Inddeling af vandkemistationer i farvandstyper 198

Bilag 2 - Beregning af årsmidler og månedsmidler 209

Bilag 3 - Beskrivelse af anvendte korrektioner for variationer i afstrømning 211

Bilag 4 - Områder og farvandstyper bundplanter 215

Bilag 5 - Miljøfarlige stoffer: Definitioner og forkortelser 217

Bilag 6 - Sedimentstatistik 219

Forord

Denne rapport udgives af DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet (DCE) som et led i den landsdækkende rapportering af det Nationale program for Overvågning af VAndmiljøet og NAturen (NOVANA). NOVANA er fjerde generation af nationale overvågningsprogrammer, som med udgangspunkt i Vandmiljøplanens Overvågningsprogram blev iværksat i efteråret 1988. Nærværende rapport omfatter data til og med 2021.

Overvågningsprogrammet er målrettet mod at tilvejebringe det nødvendige dokumentations- og videngrundlag til at understøtte Danmarks overvågningsbehov og -forpligtelser, bl.a. i forhold til en række EU-direktiver inden for natur- og miljøområdet. Programmet er løbende tilpasset overvågningsbehovene og omfatter overvågning af tilstand og udvikling i vandmiljøet og naturen, herunder den terrestriske natur og luftkvalitet.

DCE har som en væsentlig opgave for Miljøministeriet at bidrage med forskningsbaseret rådgivning til styrkelse af det faglige grundlag for miljøpolitiske prioriteringer og beslutninger. Som led heri forestår DCE med bidrag fra Institut for Ecoscience og Institut for Miljøvidenskab, Aarhus Universitet den landsdækkende rapportering af overvågningsprogrammet inden for områderne ferske vande, marine områder, landovervågning, atmosfæren samt arter og naturtyper.

I overvågningsprogrammet er der en arbejds- og ansvarsdeling mellem fagdatacentrene og Miljøstyrelsen (MST). Fagdatacentret for grundvand er placeret hos De Nationale Geologiske Undersøgelser for Danmark og Grønland (GEUS), fagdatacentret for punktkilder hos MST, mens fagdatacentrene for vandløb, søer, marine områder, landovervågning samt arter og naturtyper er placeret hos Institut for Ecoscience, Aarhus Universitet og fagdatacentret for atmosfæren hos Institut for Miljøvidenskab, Aarhus Universitet.

Denne rapport er udarbejdet af Det Marine Fagdatacenter. MST har haft mulighed for at kommentere på udkast til rapporten. Rapporten er baseret på data indsamlet af MST, DCE, Swedish Meteorological and Hydrological Institute (SMHI), Institute of Marine Research in Kiel (IMR) og International Council for the Exploration of the Sea (ICES). Rapporten beskriver udviklingen i den overordnede tilstand, men den forholder sig ikke til mål- og tilstandsvurderinger efter EU-direktiverne. Disse vurderinger fremgår af de danske vandområdeplaner, Natura 2000-planer og Danmarks Havstrategi.

Dette års rapport er som udgangspunkt en opdatering af sidste års rapport om marine områder med data indsamlet i 2021. Ikke alle indsamlede data bliver rapporteret hvert år, da parametre først rapporteres, når der er tilstrækkeligt datagrundlag.

Konklusionerne i denne rapport sammenfattes med konklusionerne fra de øvrige fagdatacenter-rapporter i 'Vandmiljø og Natur 2021', som udgives i et samarbejde mellem DCE, GEUS og MST.

Sammenfatning

Flere biologiske parametre viste fremgang i 2021 sammenlignet med 2020. Men samlet set viser de seneste 10 års observationer en stagnerende udvikling eller en tilbagegang, især for parametre i vandsøjlen og for bundvegetationen.

Lufttemperaturen var gennemsnitlig med kun mindre afvigelser fra det forventede hen over året. Havtemperaturen var lidt højere end normalen, men noget lavere end de rekordhøje niveauer i 2014 og 2020. Vinden var generelt svag og nåede kun det normale niveau enkelte måneder. Nedbørsmæssigt var 2021 et meget normalt år, dog var maj usædvanlig våd, mens februar og juni var relativt tørre. Ferskvandsafstrømningen fra land var lav i årets første måneder, lidt forøget i maj og fulgte resten af året det normale sæsonmønster.

Koncentrationerne af kvælstof var forholdsvis lave de fleste månederne, og i nogle måneder de hidtil lavest registrerede. Trods den lave afstrømning i starten af året var koncentrationerne relativt høje i januar, hvilket hovedsageligt skyldes de rolige vindforhold, som bevirkede en mindre vandudskiftning og dermed en større betydning af afstrømningen fra land. Månedsmidlerne af fosfor var generelt også lave i 2021. Koncentrationen af opløst uorganisk fosfor var dog på niveau med langtidsmidlen i de åbne indre farvande undtagen i januar, hvor koncentrationen var meget høj lige som koncentrationen af total fosfor. Koncentrationen af opløst silicium fulgte det normale sæsonmønster i fjorde og kystvande. I de åbne farvande var koncentrationen meget høj i starten af året og i april-juni, hvilket skyldes påvirkning fra forskellige vandmasser. Årsmidlerne for kvælstof og fosfor har ikke ændret sig væsentligt siden henholdsvis 2003 og 1998. Koncentrationen af kvælstof og fosfor, undtagen opløst uorganisk fosfor, var i 2021 dog i den lave ende af niveauet for de seneste mange år. Det relativt høje niveau af opløst uorganisk fosfor skyldes et mindre optag grundet reduceret algevækst, og formodentlig også noget teknisk som følge af ændret procedure for opbevaring af vandprøver.

Den modellerede hydrografi i de indre danske farvande viste, at der sker en stor vertikal transport fra bundvandet til overfladevandet især i Kattegat og Bælthavet. Denne opadrettede vandtransport tilfører betydelige mængder af næringsstoffer til overfladevandet, hvor næringsstofferne stimulerer algevæksten. Opholdstider beregnet på baggrund af vandtransporterne viser, at opholdstiden er særlig lang i det sydlige Lillebælt, hvilket bidrager til områdets sårbarhed i forhold til at udvikle iltsvind.

Kombinationen af flere faktorer bevirkede, at iltsvindet startede senere i 2021 end i 2020. Iltsvindet udviklede sig desuden relativt langsomt de fleste steder grundet det relativt kølige forår og periodisk en del vind. Iltsvindets udbredelse og intensitet blev øget markant fra sidst i august til sidst i september. I de lavvandede områder bevirkede blæst en forbedring af iltforholdene i starten af oktober. I de dybere områder blev iltsvindet først mindre markant efter flere dages sammenhængende blæst sidst i november, hvor der dog fortsat var udbredte områder med moderat iltsvind. Iltsvindets udbredelse i september var den tredjestørste siden 2008 og den sjette største siden det hidtil værste iltsvind i 2002. Udbredelsen af iltsvind i september har været stigende siden 2010. I det sydlige Lillebælt er længden af iltsvindssæsonen øget med godt to måneder siden midten af 1980'erne.

Kritiske iltforhold var årsag til dårlig tilstand hos bundfaunaen i nogle af undersøgelsesområderne i fjorde og kystvande. I de åbne indre farvande vidner bundfaunaens artssammensætning om, at der generelt ikke er problemer med eutrofiering i forhold til bundfaunaen, men at der i nogle områder er negative påvirkninger af fysisk forstyrrelse fra bundtrawling. Overvågningen af bundfaunaen i Nordsøen indikerer, at samfundene her også er påvirket af fysisk forstyrrelse.

Algevæksten var i 2021 blandt de lavest målte i overvågningsperioden både i fjorde og kystvande og i de åbne indre farvande, og vandet var mere klart end normalt med lave klorofylkoncentrationer en stor del af året i de åbne indre farvande. Generelt er miljøtilstanden i vandsøjlen dog blevet forringet siden 2012, idet koncentrationen af klorofyl er steget, og vandet er blevet mere uklart.

Observationer af ålegræs viste en fremgang i inder- og yderfjorde og status quo i kystvande og Limfjorden sammenlignet med 2020. På trods af fremgangen i 2021 viser de seneste 10 års overvågning, at den positive udvikling, der var i en årrække efter 2007, er stagneret eller vendt til tilbagegang både for dybdeudbredelsen og dækningsgraden. Tilsvarende er dækningsgraden for makroalger (tang) stagneret i samtlige farvandstyper og på stenrev. Undersøgelser af dybtliggende stenrev i Nordsøen og Skagerrak viste tegn på fysisk forstyrrelse af revene.

Antallet af spættet sæl er vokset støt siden fredningen i 1970'erne, men er de senere år stabiliseret eller aftaget i de fleste områder, hvilket indikerer, at bestanden har nået miljøets bæreevne. Antallet af besøgende gråsæler er vokset markant siden 2005, men gråsælen har de seneste år kun ynglet i meget begrænset omfang (< 10 unger/år). Forekomsten af marsvin i habitatområderne i Nordsøen er stabil, mens den er aftagende i Skagerrak. Den akustiske overvågning af marsvin viste fremgang i fem ud af seks Natura 2000-områder.

Koncentrationen af tungmetaller i muslinger og fisk var i flere tilfælde over miljøkvalitetskravene men under grænseværdierne for fødevarer. Bromerede flammehæmmere blev fundet i koncentrationer over miljøkvalitetskravene i alle fiskeprøver. Niveauet af klorerede pesticider, fx DDT i de undersøgte fisk, var under miljøkvalitetskravene, men størstedelen var over baggrundsvurderingskriterierne. Analyser af organisk fluorerede forbindelser (PFAS) i fisk var under miljøkvalitetskravet.

Effekter af miljøfarlige stoffer blev observeret i mange danske havne, hvor der var tegn på hormonforstyrrelser forårsaget af TBT. Målinger af lysosomal membranstabilitet og PAH-specifikke effektindikatorer viste også økotoksikologiske effekter over baggrundsniveau på de undersøgte stationer uden for havnene.

Organisk stof og næringsstoffer i kystnære sedimenter er blevet overvåget i en tyveårig periode (fra 1999-2003 til 2017-2021). Resultaterne indikerer, at størstedelen af det omsættelige kvælstof, der blev tilført sedimentet i perioden op til midten af 1990'erne, er omsat og frigivet, inden overvågningen af sedimentpuljerne blev påbegyndt i perioden 1999-2003.

De senere års udvikling har vist, at de danske farvande fortsat er meget sårbare over for påvirkninger og endnu er langt fra målet om en stabil god miljøtilstand. Ud over tilførslen af næringsstoffer (eutrofiering) påvirkes miljøtilstanden også negativt af fx fiskeri, klimaforandringer og miljøfarlige stoffer. Sammenfattende viser data fra det nationale overvågningsprogram, at havmiljøet responderer positivt på en reduceret belastning, men at ændringer på økosystem-niveau sker langsomt.

Summary

Several biological parameters showed progress in 2021 compared to 2020. However, overall observations from the past 10 years show a stagnant development or a decline, especially for parameters in the water column and phytobenthos.

The air temperature was average with only minor deviations from what was expected throughout the year. Sea temperatures were slightly above normal, but somewhat lower than the record highs of 2014 and 2020. The wind was generally light and only few months reached normal levels. In terms of precipitation, 2021 was a very normal year, however, May was unusually wet, while February and June were relatively dry. Freshwater runoff from land was low in the first months of the year, slightly increased in May and followed the normal seasonal pattern for the remainder of the year.

Nitrogen concentrations were relatively low in most months, and in some months the lowest recorded to date. However, the concentrations were relatively high in the January due to calm wind conditions, which caused reduced water exchange and, thus, a greater significance of the runoff from land. The monthly means of phosphorus were also generally low in 2021. However, the concentration of dissolved inorganic phosphorus was at par with the long-term mean in the open inner waters except for January, where the concentration was very high, as was the concentration of total phosphorus. The concentration of dissolved silicon followed the normal seasonal pattern in fjords and coastal waters. In the open waters, the concentration was very high at the beginning of the year and in April-June, which is due to the impact of various water masses. Annual means for nitrogen and phosphorus have not changed significantly since 2003 and 1998, respectively. However, in 2021 the concentrations of nitrogen and phosphorus, excluding dissolved inorganic phosphorus, were at the low end of the level for the past several years. The relatively high level of dissolved inorganic phosphorus is probably due to a combination of reduced algal growth and changed procedures for storing water samples.

The modelled hydrography in the inner Danish waters showed that there is large vertical transport from the bottom water to the surface water, especially in the Kattegat and the Belt Sea. This upward transport of water adds significant amounts of nutrients to the surface water, where nutrients stimulate algal growth. The retention times calculated on the basis of the water transports show that the retention time is particularly long in the southern Little Belt, which contributes to the area's vulnerability in relation to developing oxygen depletion.

The combination of several factors caused oxygen depletion to start later in 2021 than in 2020. Oxygen depletion also developed relatively slowly in most places due to the relatively cool spring and, periodically, a lot of wind. The spread and intensity of oxygen depletion increased significantly from the end of the August to the end of the September. In shallow areas, winds caused an improvement in oxygen conditions at the beginning of October. In the deeper areas, oxygen depletion only became less significant after several days of continuous wind at the end of November, at which time there were still widespread areas with moderate oxygen depletion. The extent of oxygen depletion in September was the third largest since 2008 and the sixth largest since the

worst oxygen depletion to date in 2002. The extent of oxygen depletion in September has been increasing since 2010. In Southern Little Belt, the length of the oxygen depletion season has increased by just over two months since the mid-1980s.

Critical oxygen conditions caused poor conditions for the bottom fauna in some of the study areas in fjords and coastal waters. In the open inner waters, the species composition of the bottom fauna indicates that generally there are no problems associated with eutrophication in relation to the bottom fauna, but in some areas there are negative effects of physical disturbance from bottom trawling. Monitoring of the bottom fauna in the North Sea indicates that the communities here are also affected by physical disturbance.

In 2021, algal growth was among the lowest measured in the monitoring period, both in fjords and coastal waters and in the open inner waters, and the water was clearer than usual with low chlorophyll concentrations for a major part of the year in the open inner waters. However, in general the state of the environment in the water column has deteriorated since 2012, as the concentration of chlorophyll has increased and the water has become more turbid.

Observations of eelgrass showed improvement in the inner and outer fjords and status quo in coastal waters and the Limfjord compared to 2020. Despite the progress made in 2021, monitoring over the past ten years shows that the positive development that existed for a number of years after 2007 has stagnated or turned to a decline, both in regards to depth distribution and the degree of coverage. Similarly, the degree of coverage of macroalgae (seaweed) has stagnated in all water types and in stone reefs. Studies of deep-lying stone reefs in the North Sea and Skagerrak showed signs of physical disturbance of the reefs.

The number of harbour seals has grown steadily since the conservation in the 1970s, but in recent years it has stabilised or declined in most areas, which indicates that the population has reached a level of environmental sustainability. The number of visiting grey seals has increased significantly since 2005, but in recent years the grey seal has only bred to a very limited extent (< 10 pups/years). The presence of porpoises in the habitat areas in the North Sea is stable, whereas it is declining in the Skagerrak. Acoustic monitoring of porpoises showed progress in five out of six Natura 2000 areas.

In several cases, the concentration of heavy metals in mussels and fish was above the environmental quality requirements, but below the threshold values for food. Brominated flame retardants were found in concentrations above the environmental quality requirements in all fish samples. The level of chlorinated pesticides, e.g. DDT, in the examined fish was below the environmental quality requirements, but for the majority above the background assessment criteria. Values of organic fluorinated compounds (PFAS) in fish were below the EU's environmental quality requirements.

Effects of environmentally harmful substances were observed in many Danish ports, where there were signs of hormonal disturbances caused by TBT. Measurements of lysosomal membrane stability and PAH-specific effect indicators also showed ecotoxicological effects above the background levels at the studied stations outside the ports.

Organic matter and nutrients in coastal sediments have been monitored over a period of twenty years (from 1999-2003 to 2017-2021). Results from the monitoring indicates that most of the exchangeable nitrogen that was added to the sediment in the period up to the mid-1990s has been converted and released before the monitoring of the sediment pools began in the period 1999-2003.

The development in recent years has shown that Danish waters are still very vulnerable to pressures and are still far from the goal of stable good environmental conditions. In addition to the nutrient input (eutrophication), the state of the environment is also affected negatively by e.g. fisheries, climate change and environmentally hazardous substances. In summary, data from the national monitoring programme show that the marine environment responds positively to reduced pressure, but the changes at ecosystem level are slow.

1. Indledning

Jens Würgler Hansen, Martin M. Larsen & Cordula Göke

De voldsomme iltsvind i 1980'erne, specielt i 1981 og 1986, førte til, at Folketinget i foråret 1987 vedtog Vandmiljøplan I. Formålet med planen var at forbedre tilstanden af vandmiljøet i Danmark ved at reducere tilførslen af kvælstof og fosfor til havet med hhv. 50 % og 80 % i forhold til niveauet i midten af 1980'erne. Reduktionsmålene fra Vandmiljøplan I blev fastholdt i Vandmiljøplan II fra 1998, og der blev indført nye virkemidler til yderligere at nedbringe tabet af næringsstoffer. Med Vandmiljøplan III fra 2004 kom der ekstra fokus på landbrugets tab af fosfor med krav om en halvering af fosforoverskuddet fra markerne inden 2015 kombineret med en yderligere reduktion af kvælstofudvaskningen på mindst 13 % ligeledes inden 2015. Efterfølgende blev der indgået en politisk aftale 'Grøn Vækst' om supplerende tiltag – herunder etablering af randzoner langs vandløb. I 2016 blev indgået en ny politisk aftale 'Landbrugspakken' om miljøregulering af landbruget, som tillod en øget brug af gødning under forudsætning af etablering af flere vådområder og efterafgrøder. Senest blev der i 2021 indgået en landbrugsaftale, som har til formål at udvikle landbruget samtidig med at tabet af kvælstof og drivhusgasser begrænses yderligere. Indsatsen til forbedring af havmiljøet er beskrevet i vandområdeplanerne (2009-2015, 2015-2021, 2021-2027) og i havstrategierne (2012-2018, 2018-2024).

For at kunne følge effekten af forvaltningsinitiativerne på vandmiljøet vedtog Folketinget i 1987, at der skulle etableres et landsdækkende overvågningsprogram for en række fysiske, kemiske og biologiske variable (indikatorer). Indikatorerne skulle være miljøvariable, der i særlig grad påvirkes af eutrofiering, dvs. mængden af organisk stof, kvælstof og fosfor i vandmiljøet.

Det første overvågningsprogram blev gennemført i årene 1988-1997 med en mindre revision i 1993 (*Miljøstyrelsen 1989*, *1993*). Resultaterne herfra viste, at de valgte parametre i overvågningsprogrammet generelt var gode til at beskrive effekter af eutrofiering på vandmiljøet og dermed også anvendelige til at dokumentere forbedringer som følge af Vandmiljøplan I. En international evaluering fra 2017 konkluderede, at den danske nationale overvågning af de marine områder giver et velegnet datagrundlag for udarbejdelsen af vandplaner (SYKE, NILU, IOW, BNI & Deltares 2017).

Indholdet af vandmiljøplanens overvågningsprogram blev i hovedtræk videreført i det reviderede program, NOVA-2003 (*Miljøstyrelsen 2000*), som blev gennemført fra 1998 til 2003. Dog blev det tidligere program udvidet med overvågning af miljøfarlige stoffers forekomst, effekter og skæbne i vandmiljøet. Yderligere blev målehyppigheden intensiveret på bl.a. en række kystnære stationer, og selvregistrerende målebøjer og modelberegninger blev inddraget i programmet. Den 1. januar 2004 blev det reviderede Nationale Program for Overvågning af Vandmiljøet og Naturen, NOVANA iværksat med biodiversitet og naturtyper som nye elementer i overvågningsprogrammet (*Svendsen m.fl. 2004*). Det efterfølgende overvågningsprogram, NOVANA 2011-2015 (plus 2016 som overgangsår), var tilpasset implementeringen af vandramme- og habitatdirektivet samt i en vis udstrækning havstrategidirektivet. Overvågnings-

programmet, NOVANA 2017-2021 med 2022 som overgangsår, er målrettet behovene i forhold til både vandramme-, havstrategi- og habitatdirektivet. Ændringerne i de sidste to programperioder har bl.a. betydet, at overvågningens geografiske dækning er øget på bekostning af prøvetagningsfrekvens og antallet af tidsserier. Ændringerne skulle sikre, at data fra overvågningen kan anvendes til at beskrive udviklingen i tilstanden på vandområdeniveau og inden for udvalgte naturtyper. Seneste tiltag er en udvidelse og fokusering af den samlede nationale overvågning rettet mod havstrategien og især de nye overvågningsparametre bl.a. i form af undervandsstøj, marint affald og ikke-hjemmehørende arter (Havstrategidirektivets Overvågningsprogram 2021-26).

Formålet med overvågningen

NOVANA-programmets overordnede formål er at følge udvikling, tilstand og påvirkninger af vandmiljøet.

Overvågningen gennemføres i forhold til behovene:

- opfyldelse af Danmarks forpligtigelser i henhold til EU-lovgivning og national lovgivning om overvågning af natur, vandmiljø og luftkvalitet.
- dokumentation af effekt og målopfyldelse af nationale handleplaner for vandmiljø og natur, herunder vand- og naturplaner efter Miljømålsloven og bekendtgørelse af lov om vandplanlægning, tiltag på landbrugsområdet samt det landsdækkende luftkvalitetsmåleprogram.
- opfyldelse af Danmarks forpligtigelser i henhold til internationale konventioner om natur og miljø.
- viden om årsagssammenhænge i det marine miljø.

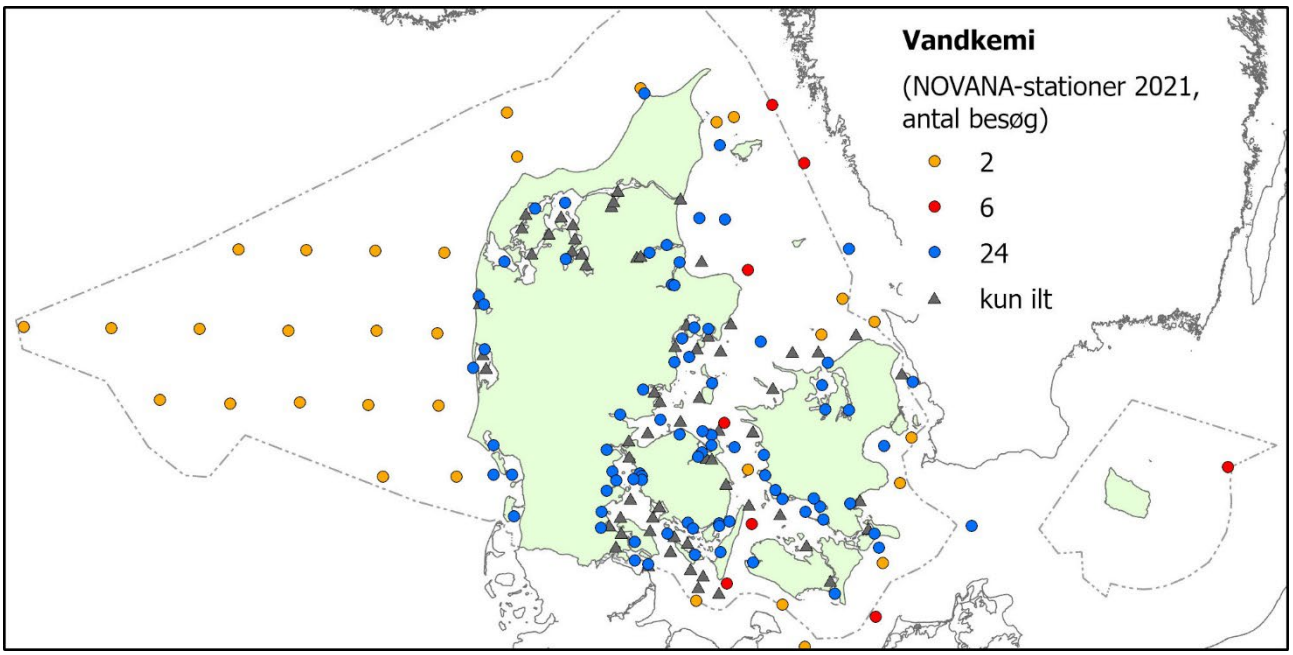
I forlængelse af de overordnede formål skal overvågningen levere datagrundlaget til at:

- beskrive den kvantitative udvikling i en række væsentlige fysiske, kemiske og biologiske variable.
- belyse kvantitative sammenhænge mellem næringsstoftilførsel og biologiske effekter og redegøre for betydningen af variationer i klima og sammensætningen af det biologiske samfund.
- give aktuel information om iltsvind.
- beskrive langsigtede ændringer i miljøet affødt af menneskelige aktiviteter.
- etablere kvantitative sammenhænge mellem tilførsler og koncentrationer af nogle miljøfarlige stoffer i sedimenter og biota i udvalgte kystvande.

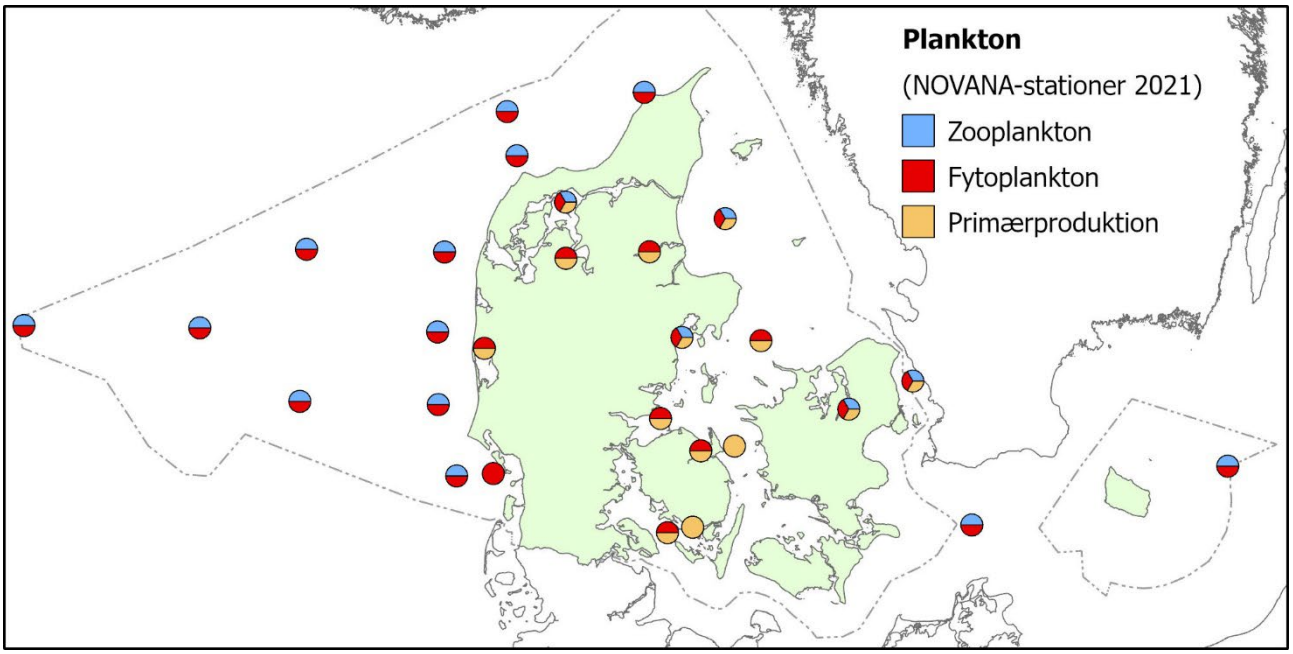
Områder og prøvetagningsprogram

Intensiteten af den nationale marine overvågning varierer mellem forskellige farvandstyper. Således er tætheden af målestationer samt i nogle tilfælde målefrekvensen og antallet af parametre større i de kystnære områder end i de åbne farvande.

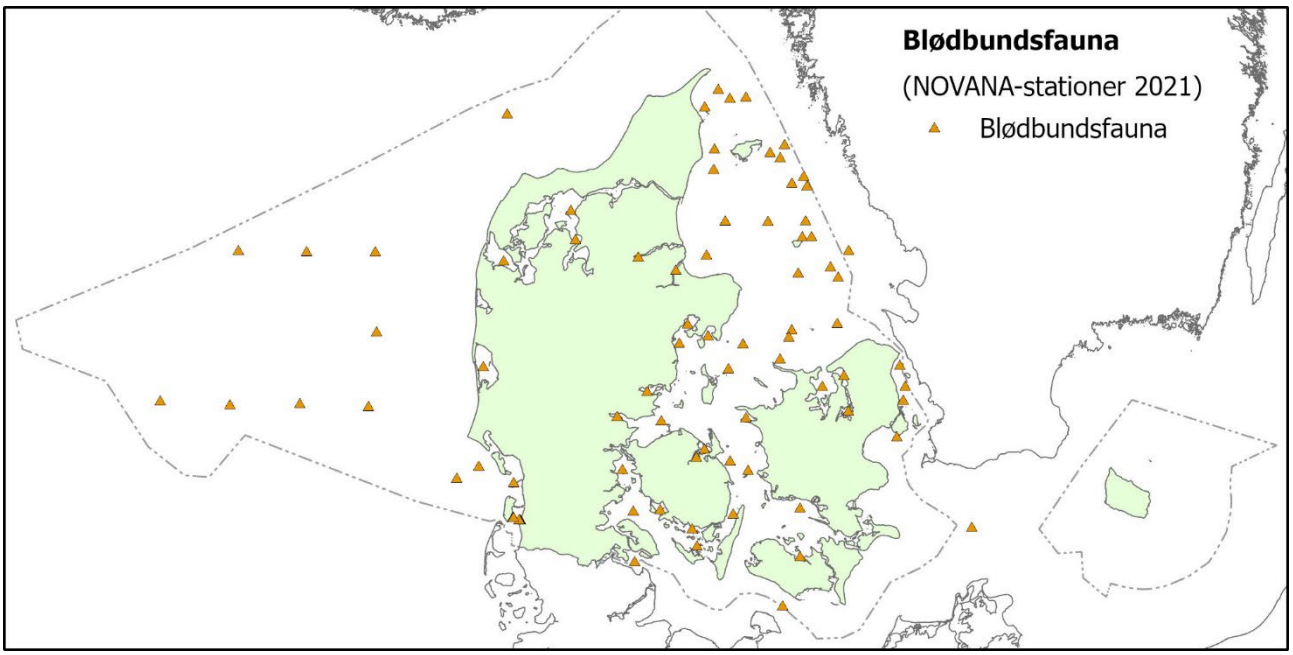
I de forskellige områder og på de forskellige stationstyper er der fokus på følgende tre overordnede elementer: 1) fysiske og kemiske forhold i vandsøjlen, 2) biologiske forhold i vandsøjlen og 3) kemiske og biologiske forhold på bunden. *Figur 1.1-1.7* viser for forskellige parametre placeringen af de NOVANA-stationer, hvor der foreligger data i 2021. Langt størstedelen, men ikke nødvendigvis alle overvågningsdata fra 2021, indgår som grundlag for denne rapport. I rapporten omtales også overvågning af havpattedyr, og den geografiske fordeling af denne overvågning er beskrevet i kapitlet om havpattedyr.



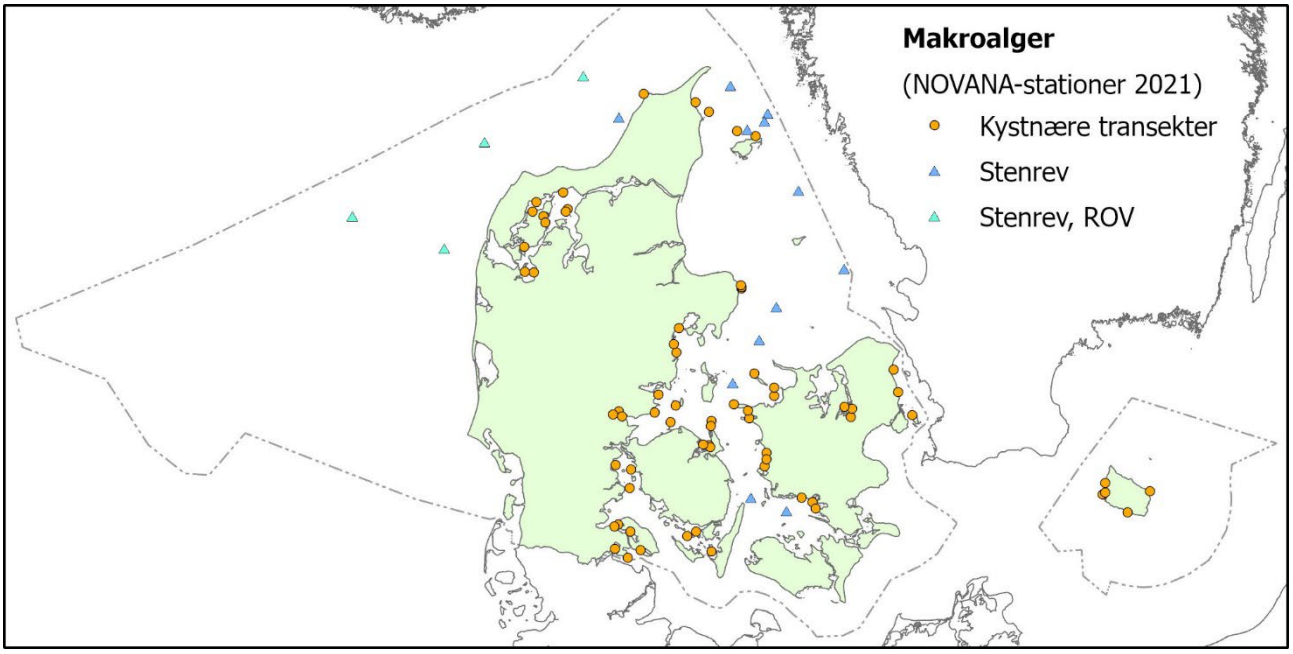
Figur 1.1. NOVANA-stationer for måling af vandkemi, saltholdighed, temperatur, sigtdybde, klorofyl og fluorescens besøgt i 2021. Den årlige overvågningsfrekvens er angivet i symbolforklaringen. Overvågningen af stationen ved Bornholm fordeles i et samarbejde med nabolandene (Tyskland, Sverige og Polen). Afgrænsning af de danske farvandsområder er angivet ved den stiplede linje (EEZ-grænse, Exclusive Economic Zone). I *bilag 1* er angivet en opdeling af vandkemistationerne efter farvandstyper.



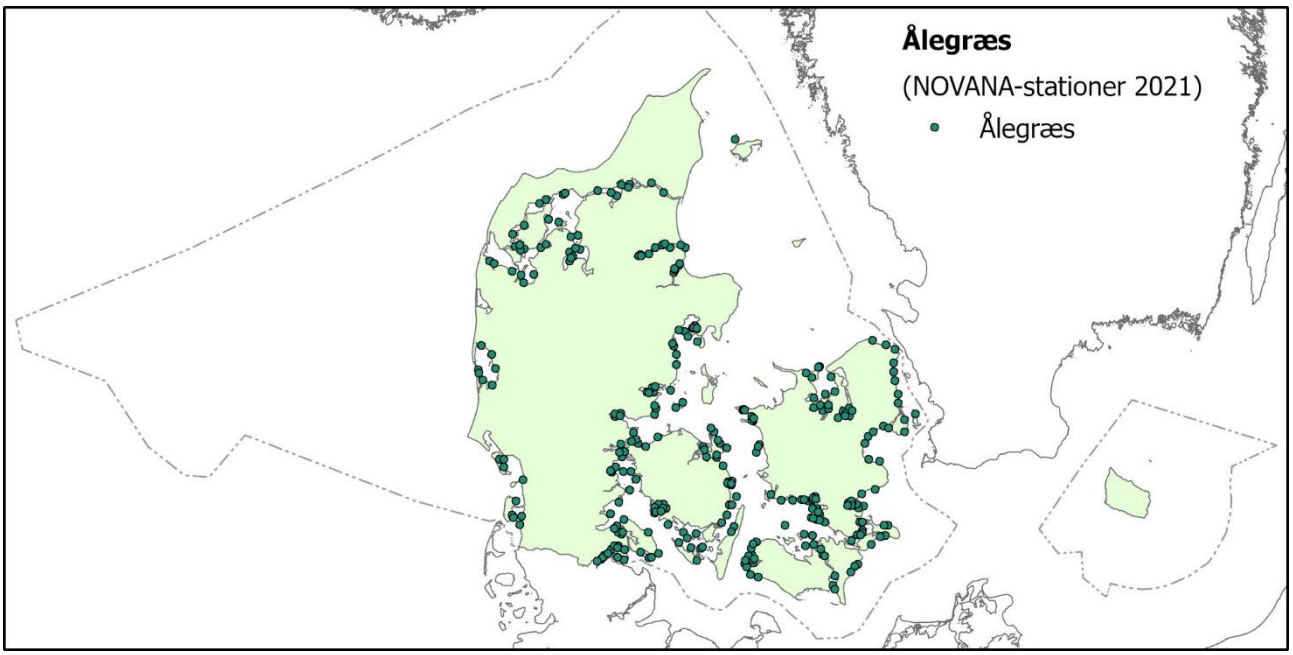
Figur 1.2. NOVANA-stationer for dyreplankton, planteplankton og primærproduktion besøgt i 2021. Plankton overvåges 20 gange på et år undtagen på stationen øst for Bornholm, som overvåges 6 gange årligt, og de 10 åbenvandsstationer i Nordsøen, som overvåges to gange årligt. Afgrænsning af de danske farvandsområder er angivet ved den stiplede linje (EEZ-grænse, Exclusive Economic Zone).



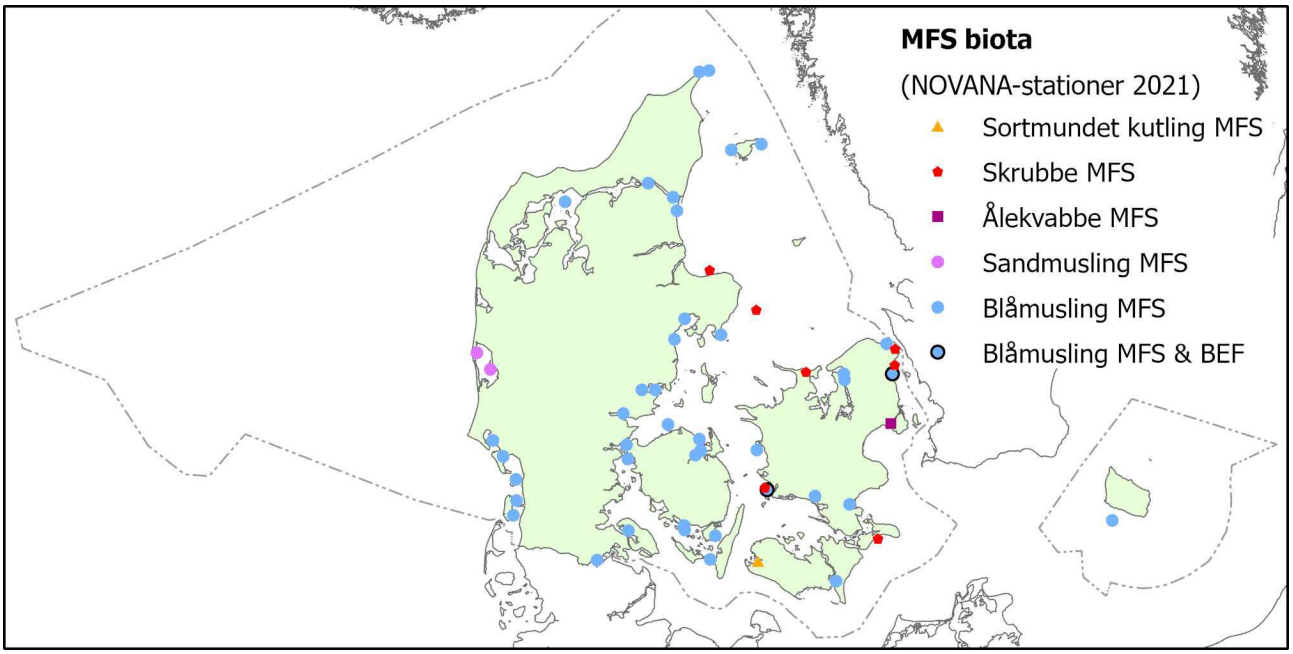
Figur 1.3. NOVANA-stationer til undersøgelse af bundfauna besøgt i 2021. Bundfauna overvåges en gang årligt i perioden marts-maj. Afgrænsning af de danske farvandsområder er angivet ved den stiplede linje (EEZ-grænse, Exclusive Economic Zone).



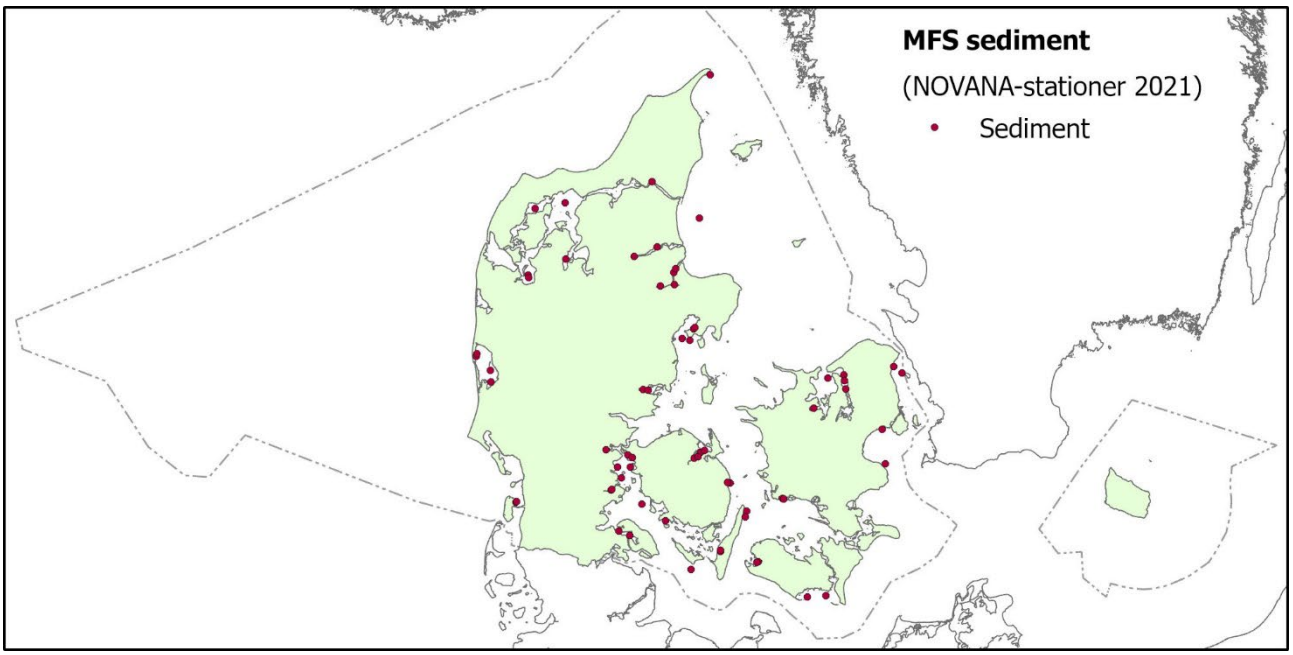
Figur 1.4. NOVANA-stationer til undersøgelse af makroalger kystnært samt på stenrev og boblerev besøgt i 2021. Makroalger overvåges en gang årligt i perioden juni-august. Afgrænsning af de danske farvandsområder er angivet ved den stiplede linje (EEZ-grænse, Exclusive Economic Zone). ROV står for 'Remotely Operated Vehicle), dvs. overvågningen er udført med undervandsdrone – den øvrige overvågning er baseret på dykkerobservationer.



Figur 1.5. NOVANA-stationer til undersøgelse af ålegræs besøgt i 2021. Ålegræs overvåges en gang årligt i perioden juni-september. Afgrænsning af de danske farvandsområder er angivet ved den stiplede linje (EEZ-grænse, Exclusive Economic Zone).



Figur 1.6. NOVANA-stationer til undersøgelse af miljøfarlige stoffer (MFS) i biota besøgt i 2021. Afgrænsning af de danske farvandsområder er angivet ved den stiplede linje (EEZ-grænse, Exclusive Economic Zone).



Figur 1.7. NOVANA-stationer til undersøgelse af miljøfarlige stoffer (MFS) i sedimenter i 2021. Afgrænsning af de danske farvandsområder er angivet ved den stiplede linje (EEZ-grænse, Exclusive Economic Zone).

Del 1 Påvirkninger af de danske farvande

Jens Würgler Hansen

Miljø- og naturforholdene i de danske farvande er reguleret af de fysiske og kemiske forhold og af de menneskeskabte påvirkninger.

I de åbne farvande er de fysiske forhold som vanddybde og bundstruktur generelt stabile sammenlignet med de betydelige år til år variationer i andre fysiske forhold som ferskvandstilførsel, vandudveksling, strømforhold, saltholdighed, temperatur og lagdeling. I fjorde og kystnære farvande kan der dog også være relativ stor variation i vanddybde og bundstruktur, især i tidevandspåvirkede og vindeksponerede områder.

Effekterne af menneskeskabte påvirkninger, de såkaldte stressfaktorer, varierer i omfang fra år til år og fra område til område dels pga. geografisk og tidslig variation i omfanget og karakteren af stressfaktorerne, og dels fordi effekter af tilførsler af næringsstoffer og miljøfarlige stoffer til vandmiljøet afhænger af klimatiske forhold som nedbør, vind og temperatur. Tilførsel af næringsstoffer og miljøfarlige stoffer belaster havmiljøet, men fiskeri, havbrug, råstofindvinding, klapning af opgravet materiale, offshore industri og andre anlæg på søterritoriet, skibsfart, rekreative aktiviteter, marint affald og indførsel af fremmede arter kan også have en negativ effekt på miljøforholdene. Næringsstoffer og til dels miljøfarlige stoffer og fiskeri påvirker havmiljøet geografisk bredt, mens de andre stressfaktorer hovedsageligt har en mere lokal effekt.

Tilførsler af næringsstoffer væsentlig over det naturlige baggrundsniveau (eutrofiering) påvirker miljø- og naturkvaliteten ved at øge produktionen af vandsøjlens planteplankton, hvilket gør vandet mere uklart. Mindre lys når derfor ned til bunden, hvorfor ålegræs og andre blomsterplanter samt makroalger ikke kan vokse til så stor dybde som tidligere. Når planteplanktonet dør, synker det ned på bunden, hvor bakterier og bunddyr bruger ilt til at nedbryde plankton og andet organisk materiale. Hvis vandsøjlen er lagdelt, og der derfor ikke tilføres tilstrækkeligt med ny ilt til bundvandet, kan der opstå iltsvind, som kan medføre, at bunddyr, bundplanter og fisk dør. Eutrofiering kan også øge risikoen for store opblomstringer af planteplankton, der kan misfarve vandet, danne skum og producere giftstoffer, som kan dræbe bunddyr og fisk og medføre skaldyrsforgiftning af fugle, sæler og mennesker. Eutrofiering fremmer ligeledes væksten af hurtigvoksende makroalger (enårig tang) som søsalat og fedtmøg, som skygger for ålegræs og fremmer udvikling af iltsvind. Reduceret udbredelse af ålegræsenge og af flerårige tangskove giver dårligere betingelser for opvækst af fisk og dermed også for havpattedyr samt fugle. Desuden fungerer bevoksninger med tang og ålegræs som bølgebrydere, hvorfor en reduceret udbredelse af planterne mindsker kystbeskyttelsen. Endelig kan eutrofiering være årsag til, at der opskyller store mængder plantemateriale, hvilket forringer strandenes rekreative værdi. Eutrofiering påvirker således både struktur og funktion af økosystemet og resulterer ofte i uklart vand, en lavere biodiversitet, et mere sårbart miljø og en forringet rekreativ værdi.

Siden 80'erne og frem til 00'erne er der sket en markant reduktion i tilførslen af næringsstoffer til vandmiljøet (oligotrofiering). En forbedring og udbygning af rensningen af spildevand fra byer og industri resulterede i et relativt

hurtigt og stort fald i tilførslen af fosfor fra land til hav. I midten af 1990'erne begyndte også tilførslen af kvælstof at blive mindre, hovedsageligt som følge af en række tiltag inden for landbruget. Dette har i betydelig grad reduceret koncentrationen af fosfor og kvælstof i havmiljøet. Den mindskede tilførsel af næringsstoffer har forbedret tilstanden for nogle miljøindikatorer, fx bundfauna, mens andre miljøindikatorer, fx ålegræs, ikke har responderet tydeligt endnu. Dette indikerer, at der er behov for yderligere reduktion i tilførslen af næringsstoffer for at opnå en god miljøstilstand. Reetablering af en god miljøtilstand er dog komplekst, idet processen afhænger af en lang række andre forhold end reduceret tilførsel af næringsstoffer fra land, herunder fx ændringer af havbundens struktur (fysiske stabilitet) og ophobning af næringsstof i havbunden som følge af mange års eutrofiering. Det betyder, at for en del af parametrene er der en tidsforsinkelse mellem den mindskede tilførsel og økosystemets respons. Desuden er det ikke sikkert, at miljøtilstanden vender helt tilbage til tidligere tiders tilstand, da ændringer i den grundlæggende struktur kan fastholde systemet i en ny tilstand.

Fiskeri er en anden væsentlig presfaktor på marine økosystemer. Fisk og skaldyr fjernes fra økosystemer, hvilket fører til ændringer i produktion og energitransport i fødenettet. Fiskeri med bundtrawl medfører desuden en fysisk forstyrrelse af havbunden, hvilket ændrer havbundens struktur, øger iltforbruget og påvirker de bundlevende organismer negativt. Fiskeri kan også indirekte påvirke havmiljøets følsomhed over for andre presfaktorer som iltsvind og forurening med næringsstoffer eller miljøfarlige stoffer.

Tilførsler af miljøfarlige stoffer kan også have markant indflydelse på økosystemets struktur og funktion. Nogle af disse stoffer påvirker følsomme organismers reproduktion, vækst og adfærd og dermed deres overlevelsesevne. I et antal kystnære områder og åbne farvande forekommer forhøjede niveauer af en række metaller og organiske forbindelser, som kan udgøre en potentiel risiko for havmiljøet.

Klimaforandringer er endnu en faktor, som påvirker havmiljøet. De menneskeskabte klimaforandringer kan virke direkte, fx i form af stigende temperatur og øget vandstand, men kan også virke indirekte ved at gøre økosystemer mere sårbare over for andre stressfaktorer såsom iltsvind og indvandring af nye arter. Samspillet mellem de direkte og indirekte effekter af klimaforandringer fører til forstyrrelser i de naturlige forhold, som fx kan påvirke fødekædernes struktur.

De mange forskellige faktorer påvirker hinanden, og de samlede (kumulerede) effekter er svære at forudsige, ligesom det er vanskeligt at adskille effekten af den ene påvirkning fra den anden. Det komplicerer fortolkningen af årsagerne til udviklingen i økosystemerne og gør det vanskeligere at forudsige økosystemernes respons som følge af en øget såvel som af en reduceret påvirkning.

2. Klimatiske forhold

Jacob Carstensen

Is på Roskilde Fjord ved Jyllinge Havn d. 14. februar 2021. Foto: Jacob Carstensen.

De klimatiske forhold har stor betydning for miljøtilstanden i de marine områder. Temperaturen påvirker de biologiske processer foruden lagdeling af vandsøjlen og opløseligheden af ilt i vandet. Vinden påvirker både den vertikale opblanding af vandsøjlen og den horisontale transport af bundvandet. Nedbør og afstrømning har betydning for den mængde næringsstoffer, som udvaskes fra landjorden. Der er store år til år variationer i vejrforholdene, som bidrager til at forklare udviklingen i den marine miljøtilstand.

Metoder og datagrundlag

Vejrforholdene i Danmark i 2021 beskrives i denne rapport med arealvægtede gennemsnit af lufttemperatur, nedbør og vind for Jylland og øerne fra Danmarks Meteorologiske Instituts klimarapport for 2021 (*Rubek m.fl. 2022*), samt middel vandtemperaturer og saltholdigheder beregnet ud fra de nationale marine overvågningsdata. Disse værdier er sammenholdt med den nye meteorologiske normalperiode 1991-2020 (anvist af World Meteorological Association) og seneste referenceperiode (10 foregående år, 2011-2020). Derudover er der anvendt data for vind og total indstråling målt ved Sprogø (1977-1997) (Sund og Bælt Holding) og Risø (1995-2021) (Institut for Vindenergi, Danmarks Tekniske Universitet), H.C. Ørsted Instituttet i København (1993-2021) og Højbakkegård ved Høje Taastrup (1974-2000). De meteorologiske tidsserier er sat sammen ved interkalibrering af overlappende perioder. Vandtemperaturen og saltholdigheden repræsenterer hele vandsøjlen for fjorde og kystvande, hvorimod den er opdelt i overflade (øverste 10 m) og bundvand (dybere end 20 m) for de åbne farvande. Der indgår data fra et repræsentativt udvalg af overvågningsstationer (*bilag 1*) til beregning af måneds- og årsmidler (*bilag 2*) for vandtemperatur og saltholdighed. For månedsmidlerne i de åbne indre farvande indgår ligeledes data fra Sveriges Meteorologiske og Hydrologiske Institut (SMHI). Ferskvandsafstrømningen er sammensat af beregninger for både de målte og de umålte oplande, hvor afstrømningen for det umålte opland er beregnet ud fra den nationale vandressourcemodel (GEUS DK-model, *Thodsen m.fl. 2020*).

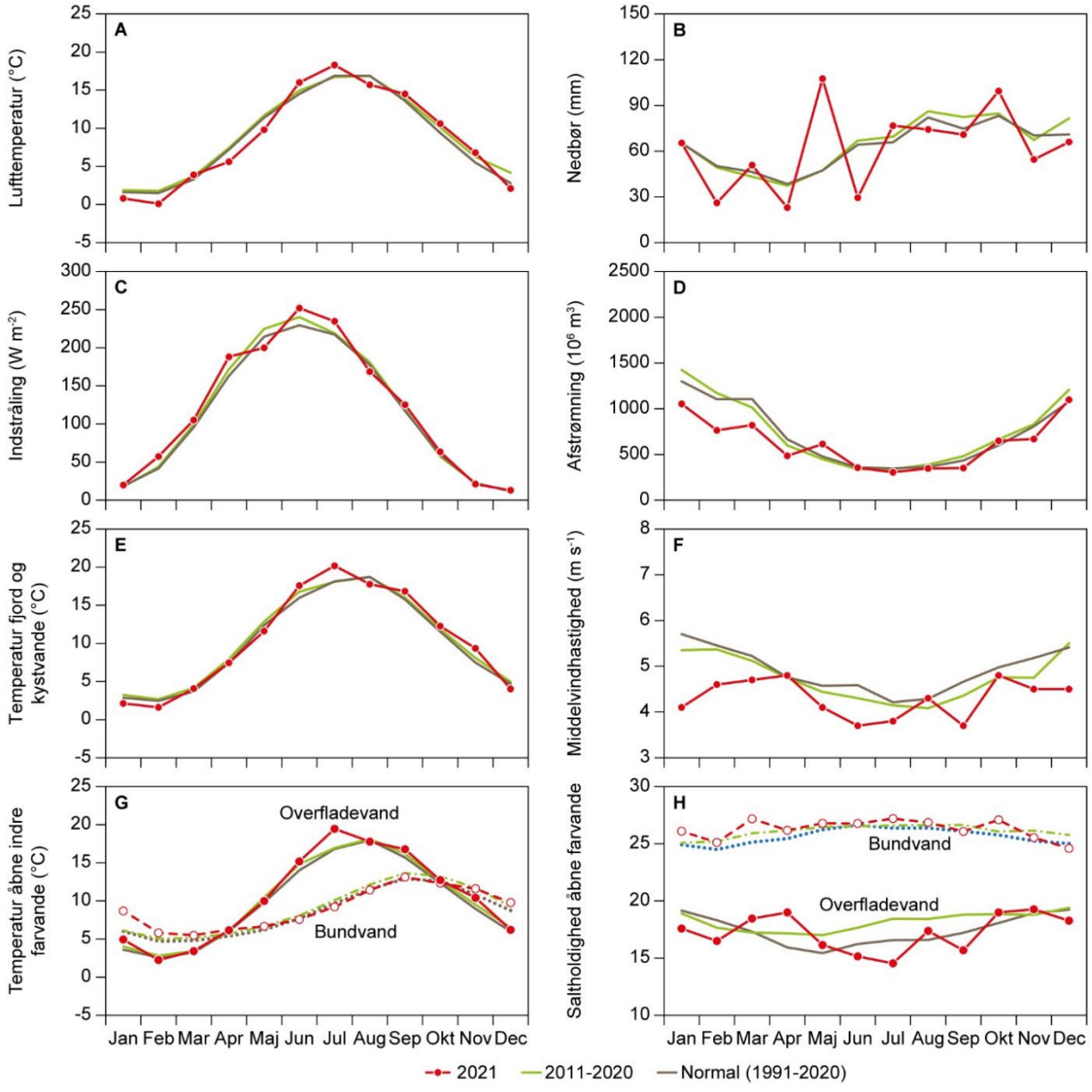
Sæsonvariation i 2021

Vinter (januar - februar)

De to vintermåneder var forholdsvis kølige med en gennemsnitlig lufttemperatur på 0,5 °C, hvilket er 1,1 °C koldere end normalperioden (1991-2020) og 1,3 °C koldere end den seneste tiårs referenceperiode (2011-2020) (*figur 2.1*). Der var store udsving i lufttemperaturen i februar med en forskel på 35,8 °C mellem den koldeste (-20,7 °C) og den varmeste måling (15.1 °C). Nedbørs-

mængden var relativt lav med 91,4 mm mod omkring 115 mm i både normalperioden og referenceperioden. Specielt februar var meget tør med omkring halvdelen af den normale nedbør.

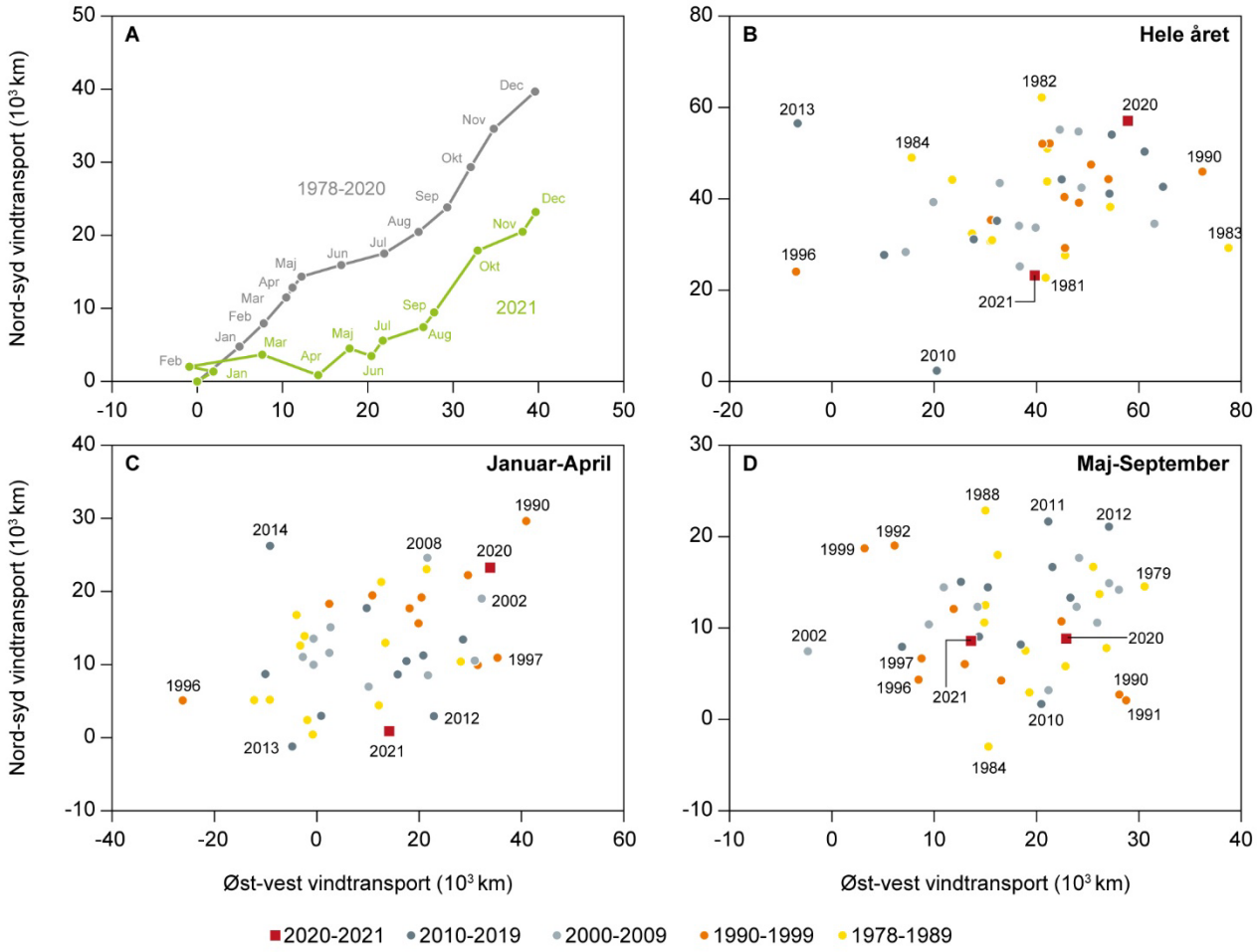
Vinteren var relativ solrig, hvilket resulterede i en 29% højere indstråling end normalen, især pga. en meget stor indstråling i februar. Ligesom nedbør var afstrømningen meget lav i vintermånederne sammenlignet med normalperioden (24 % lavere) og referenceperioden (30 % lavere). Middelvindhastigheden (4,4 m s^{-1}) var en del lavere end både normalperioden (5,6 m s^{-1}) og referenceperioden (5,4 m s^{-1}). Der blev registreret stormende kuling d. 21. januar med vindstød tæt på orkanstyrke, men der blev ikke registreret nogen storme. De relativt svage vinde kom hovedsageligt fra sydvest i januar og fra sydøst i februar (*figur 2.2*). De rolige vindforhold kan have fremmet udstrømningen fra Østersøen i forhold til normale vintre, som typisk er domineret af kraftigere vinde fra sydvest.



Figur 2.1. Årsvariation i 2021 sammenholdt med normalperioden (1991-2020) og seneste referenceperiode (2011-2020) for A) lufttemperatur, B) nedbør, C) indstråling, D) afstrømning, E) vandtemperatur i fjorde og kystvande, F) middelvindhastighed, og G-H) vandtemperatur og saltholdighed for overflade- og bundvand i de åbne indre farvande. Datakilder: Danmarks Meteorologiske Institut (A, B og F), H.C. Ørsted Instituttet (C), DCE – Nationalt Center for miljø og energi og Miljøstyrelsen (D, E, G og H).

Temperaturen i fjorde og kystvande var omkring 0,8 °C koldere end normalperioden og 1,1 °C koldere end referenceperioden med en gennemsnitstemperatur på 1,9 °C for januar og februar (*figur 2.1*). Derimod var overfladevandet i de åbne indre farvande henholdsvis 0,5 og 0,2 °C varmere end normalperioden og referenceperioden med en gennemsnitstemperatur på 3,6 °C. Bundvandet havde en gennemsnitstemperatur på 7,3 °C, hvilket er næsten 2 °C varmere end både normalperioden og referenceperioden. Denne forholdsvis høje bundvandstemperatur skyldes en meget høj temperatur i slutningen af 2020 i kombination med de generelt svage vinde, som i større udstrækning har isoleret bundvandet fra det afkølede overfladevand.

Saltholdigheden i overfladevandet i de åbne indre farvande var noget lavere end normalt, hvilket indikerer en udstrømning fra Østersøen kombineret med de rolige vindforhold. Saltholdigheden i bundvandet var lidt højere end normalt, hvilket følger tendensen fra slutningen af året før (november-december 2020). De små ændringer i bundvandets saltholdighed i januar og februar, og en forholdsvis stor forskel i saltholdighed mellem overflade og bundvand, bekræfter antagelsen om, at bundvandet har været isoleret.



Figur 2.2. Retningsbestemt netto vindtransport beregnet som vektorsummen af øst-vest og nord-syd hastighedskomposanten (x-akse: positiv værdi = vind hovedsageligt fra vest, y-akse: positiv værdi = vind hovedsageligt fra syd). A) Årsvariation i 2021 måned for måned sammenholdt med tidligere år, B) årlig vindtransport, C) vindtransport fra januar til og med april og D) vindtransport fra maj til og med september. En stor og varierende vindtransport fra sydvest øger vandtransporten gennem de indre danske farvande. Datakilder: Sund og Bælt Holding, Danmarks Tekniske Universitet (DTU) Vindenergi og H.C. Ørsted Instituttet.

Forår (marts - maj)
I marts steg lufttemperaturen til 3,9 °C og nåede lige over normalen og referencen (*figur 2.1*). April og maj var derimod relativt kolde, omkring 1,6 °C koldere end normalen og 1,8 °C koldere end referencen. Samlet var lufttemperaturen 6,4 °C for foråret som helhed, hvilket er omkring 1 °C koldere end både normalen (7,3 °C) og referencen (7,6 °C). Foråret var forholdsvis solfattigt, hvilket især skyldes en meget overskyet maj. Solindstrålingen udviste et klart dyk i maj i forhold til normalen og referencen. Maj var også usædvanlig våd med 108 mm nedbør (næsthøjeste for maj siden 1874) mod 47 mm for normalen og referencen, hvorimod marts havde en normal nedbørsmængde, og april var forholdsvis tør. Samlet faldt der 181 mm regn i de tre forårsmåneder, hvilket er omkring 40% højere end normalen og referenceperioden. Den store nedbørsmængde i maj slog også igennem på ferskvandsafstrømningen, som var ca. 30% højere end normalen og referenceperioden, hvorimod afstrømning var under normalen og referenceperioden i marts og april. I foråret var afstrømningen 15% under normalen og 7% under referenceperioden. Vinden var forholdsvis svag, specielt i marts og maj, hvorimod vinden var mere normal i april. Vinden kom i perioden hovedsageligt fra vest (*figur 2.2*).

Temperaturen i fjorde og kystvande fulgte den forventede forårsopvarmning i forhold til normalen og referenceperioden, dog med lidt lavere temperatur i maj. Overfladevandet i de åbne indre farvande var ligeledes på niveau med normalen, ca. 0,2 °C varmere for alle tre måneder. Temperaturen i bundvandet var 0,7 °C varmere end normalen og fulgte også det forventede mønster med gradvis opvarmning hen over de tre forårsmåneder.

Saltholdigheden i overfladevandet steg til niveauer over normalen i marts og april, hvilket indikerer en større påvirkning af Nordsøvand. Dette skyldes den tiltagende vind fra vest kombineret med en udtømning af Østersøvand i de foregående måneder. Indstrømningen af Nordsøvand reducerede lagdelingen i de indre danske farvande (data ikke vist). Saltholdigheden vendte dog tilbage til normale niveauer i maj, og den normale lagdeling blev derefter genetableret (data ikke vist for lagdeling). Saltholdigheden i bundvandet var noget højere end normalt i marts, men på niveau med normalen i april og maj. Dette mønster understøtter antagelsen om en større påvirkning af vand fra Nordsøen i starten af foråret.

Sommer (juni - august)
Sommeren 2021 var lidt varmere (~0,5 °C) end normalen og referenceperioden, hvor juni og juli var forholdsvis varme og august køligere (*figur 2.1*). Denne fordeling mellem måneder var ligeledes afspejlet i solindstrålingen, som var højere end normalen i juni og juli og lidt under normalen i august. Juni var meget tør med kun 30 mm regn, hvilket er under halvdelen af det forventede. Juli og august havde nedbør på niveau med normalen og referenceperioden. Sommerens nedbørsmængde var 15% under normalen og 19% under referenceperioden. Afstrømningen var normal med næsten samme mængde i alle tre måneder, og samlet var afstrømningen svagt under normalen og referencen, henholdsvis 6% og 5%. Vindhastigheden i sommerperioden (3,9 m s^{-1}) var lidt lavere end i normalperioden (4,4 m s^{-1}) og referenceperioden (4,2 m s^{-1}). Især i juni og juli var der forholdsvis lidt vind, hvorimod vindhastigheden var mere normal i august. Vinden kom hovedsageligt fra vestlige retninger i sommerperioden.

Temperaturerne i fjorde og kystvande samt overfladevandet i de åbne indre farvande viste samme tendenser som lufttemperaturen med relativt høj temperatur i juni og juli og relativt lav temperatur i august (*figur 2.1*). I juni og juli

var vandtemperaturen 1-2 °C over normalperioden, hvorimod august var omkring 1 °C koldere end normalt for fjorde og kystvand og 0,2 °C koldere end normalt for overfladevandet i de åbne indre farvande. Derimod var temperaturen i bundvandet i de åbne indre farvande 0,2 °C koldere end normalt. Dette skyldes formentlig en mindre opblanding med det varmere overfladevand på grund af de rolige vindforhold.

Saltholdigheden i overfladen i de åbne indre farvande var lavere end normalt i de to vindstille måneder juni og juli, hvilket indikerer en større udstrømning fra Østersøen og en relativ beskeden opblanding af bundvand. Lidt kraftigere vinde fra vest i august medførte omvendt en større påvirkning af vand fra Nordsøen. Saltholdigheden i bundvandet var på niveau med normalen, og en kraftigere lagdeling etablerede sig i juli (data ikke vist for lagdeling).

Efterår (september - december)
Lufttemperaturen fulgte normalen og referencen fra september til november, dog ca. 0,5-1 °C varmere, hvorimod året sluttede forholdsvist koldt (*figur 2.1*). For efteråret som helhed var lufttemperaturen på niveau med referenceperioden og 0,7 °C varmere end normalperioden. Solindstråling var på et normalt niveau med 55,7 W m^{-2} mod 52,8 W m^{-2} i normalperioden. Der faldt 291 mm regn i efteråret 2021 mod 299 mm for normalen og 316 mm for referenceperioden, og nedbøren var rimelig ligeligt fordelt over efterårets måneder. Afstrømningen i efteråret var ligeledes lidt lavere end normalen (5%) og referenceperioden (13%). Vindhastigheder var lavere end for normalperioden i alle fire måneder med et gennemsnit på 4,4 m s^{-1} mod 5,1 m s^{-1} i normalperioden og 4,8 m s^{-1} i referenceperioden. Kun i oktober var vindhastigheden på niveau med langtidsmidlerne. Vinden kom hovedsageligt fra sydvestlige retninger, og der blev ikke registreret nogen storme (*figur 2.2*).

Vandtemperaturen var ligeledes varmere (~1 °C) end normalt fra september til november for fjorde og kystvande samt overfladevandet i de åbne indre farvande. Derimod bevirkede de kolde lufttemperaturer i december en afkøling af fjorde og kystvande, således at temperaturen faldt til 0,7 °C under normalen. Afkølingen af overfladevandet i de åbne indre farvande var dog mere begrænset, og temperaturen i december var på niveau med langtidsmidlerne. Temperaturen i bundvandet var i gennemsnit 0,4 °C varmere end normalen, hvilket skyldes, at bundvandet var relativt varmt i årets to sidste måneder på grund af lavere opblanding med det koldere overfladevand grundet de relativt svage vinde.

Lavere saltholdighed i overfladevandet i september indikerer udstrømning af Østersøvand, hvorimod de andre efterårsmåneder havde mere normale niveauer for saltholdigheden i både overflade- og bundvand. Lagdelingen var ligeledes kraftigere (stor forskel i saltholdighed mellem overflade og bundvand) i september grundet udstrømmende Østersøvand (data ikke vist).

Året som helhed
I 2021 var den gennemsnitlige lufttemperatur 8,7 °C, hvilket er på niveau med normalperioden og 0,4 °C koldere end referenceperioden. Året var således meget gennemsnitligt med mindre afvigelser fra det forventede hen over året. Specielt vinter- og forårsmånederne var kolde med undtagelse af marts, hvorimod juni og juli var forholdsvis varme. Året sluttede med en forholdsvis kold december.

Solindstrålingen var 6 % højere end normalen. Februar, marts, april, juni og juli var mere solrige, hvorimod maj og august var relativt solfattige.

Der faldt i alt 744 mm regn i 2021, hvilket er på niveau med både normalperioden (759 mm) og referenceperioden (781 mm). Nedbørsmængden var fordelt hen over årets måneder som forventet med undtagelse af en usædvanlig våd maj og relativ tør februar og juni.

Selvom nedbøren var på niveau med normalperioden og referenceperioden, så var afstrømningen i 2021 relativt lavere, henholdsvis 13% og 16% lavere. Dette skyldes hovedsageligt, at den store regnmængde i maj kun gav anledning til en mindre stigning i afstrømningen, da en stor del af nedbøren blev optaget af planterne på land. Generelt var der mindre nedbør og lavere afstrømning i vintermånederne og de sene efterårsmåneder, som bidrager med den største afstrømning.

Middelvindhastigheden i 2021 (4,3 m s^{-1}) var noget lavere end normalperioden (4,9 m s^{-1}) og referenceperioden (4,7 m s^{-1}). Vindhastigheden nåede kun det normale niveau i april, august og oktober, hvorimod de andre måneder havde forholdsvis rolige vindforhold. Med undtagelse af februar, hvor vinden kom fra østlige retninger, så blæste det generelt fra vestlige retninger i årets første halvdel og fra sydvestlige retninger i årets anden halvdel. De rolige vindforhold og de dominerende vindretninger fra vest og øst i årets første måneder har mindsket betydningen af Den Jyske Kyststrøm. Derimod har vindforholdene været mere gunstige for udstrømning af Østersøvand igennem store dele af året.

Vandtemperaturen i 2021 var sammenholdt med normalperioden 0,3 °C varmere i fjorde og kystvande, 0,7 °C varmere i overfladen i de åbne indre farvande og 0,6 °C varmere i bundvandet i de åbne indre farvande. Forskellene til referenceperioden var lidt mindre. Temperaturen i fjorde og kystvande samt overfladevandet i de åbne indre farvande var især relativ høj i juli, men bortset fra denne måned var afvigelserne små i forhold til de forventede temperaturer. Bundvandet var forholdsvist varmt i starten af året og udviste mindre sæsonvariation end normalt, hvilket formentlig skyldes de generelt lave vindhastigheder igennem det meste af året.

Langtidsudvikling

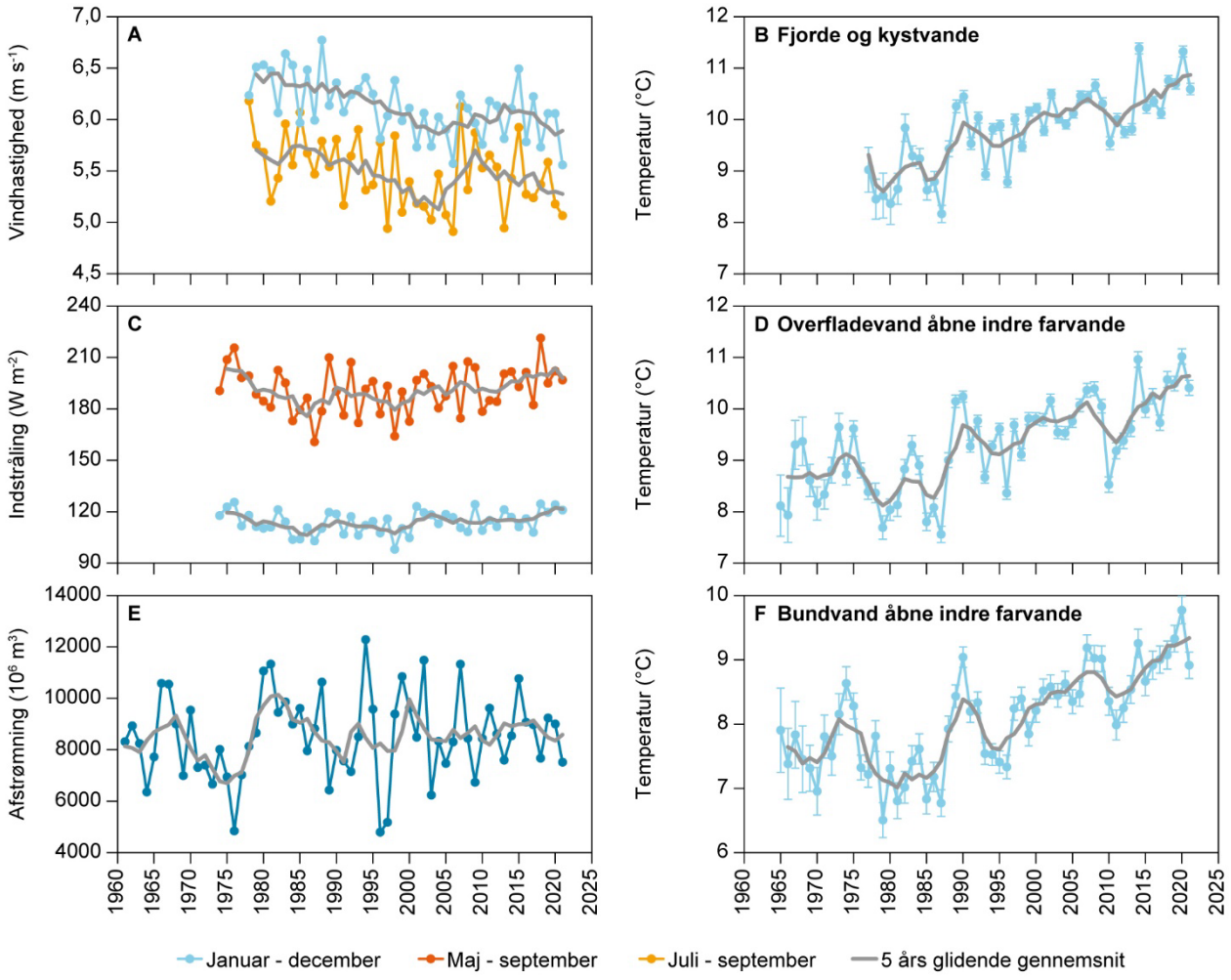
Den årlige middelvindhastighed er aftaget fra 6,4 m s^{-1} i 1980'erne til 6,0 m s^{-1} siden omkring år 2000 (*figur 2.3A*), og middelvinden for 2021 (5,6 m s^{-1}) var sammen med 2006 den hidtil laveste. Middelvindhastigheden for juli-september (5,1 m s^{-1}) var den næstlaveste siden 2006, idet kun 2013 havde mindre vind i sommerperioden (4,9 m s^{-1}). Vindhastigheden i sommerperioden er aftaget i løbet af de seneste godt 10 år. De roligere vindforhold i løbet af sommeren kan have medført en ringere opblanding af vandsøjlen i de lavvandede områder og reduceret den horisontale transport af bundvand gennem de åbne indre farvande.

Selvom vinden generelt har været faldende siden 1980'erne, er der ingen indikationer på, at vindretningen generelt har ændret sig. Den dominerende vindretning er oftest fra sydvest, og 2021 fulgte overordnet dette generelle mønster, dog med en noget mindre vindtransport end normalt (*figur 2.2A & B*). Vindtransporten først på året var domineret vestlige retninger undtagen i februar (*figur 2.2A & C*), hvorefter den typiske vindretning fra sydvest blev dominerende fra juli. Vindtransporten i maj-september, som har betydning

for transporten og opblandingen af bundvand i de åbne indre farvande i relation til iltsvind, var lav men stadig inden for det normale (*figur 2.2D*).

Solindstrålingen i 2021 var i den højere ende og på niveau med de seneste tre år (*figur 2.3C*), hvilket skyldtes de solrige forårs- og sommermåneder (februar-april, juni-juli). For maj-september var solindstrålingen i 2021 svarende til niveauet siden 2000. Indstrålingen for året som helhed og i sommerperioden var høj i midten af 1970'erne i modsætning til de solfattige 1980'ere. Siden er indstrålingen steget igen og har nu nået det samme niveau som i 1970'erne.

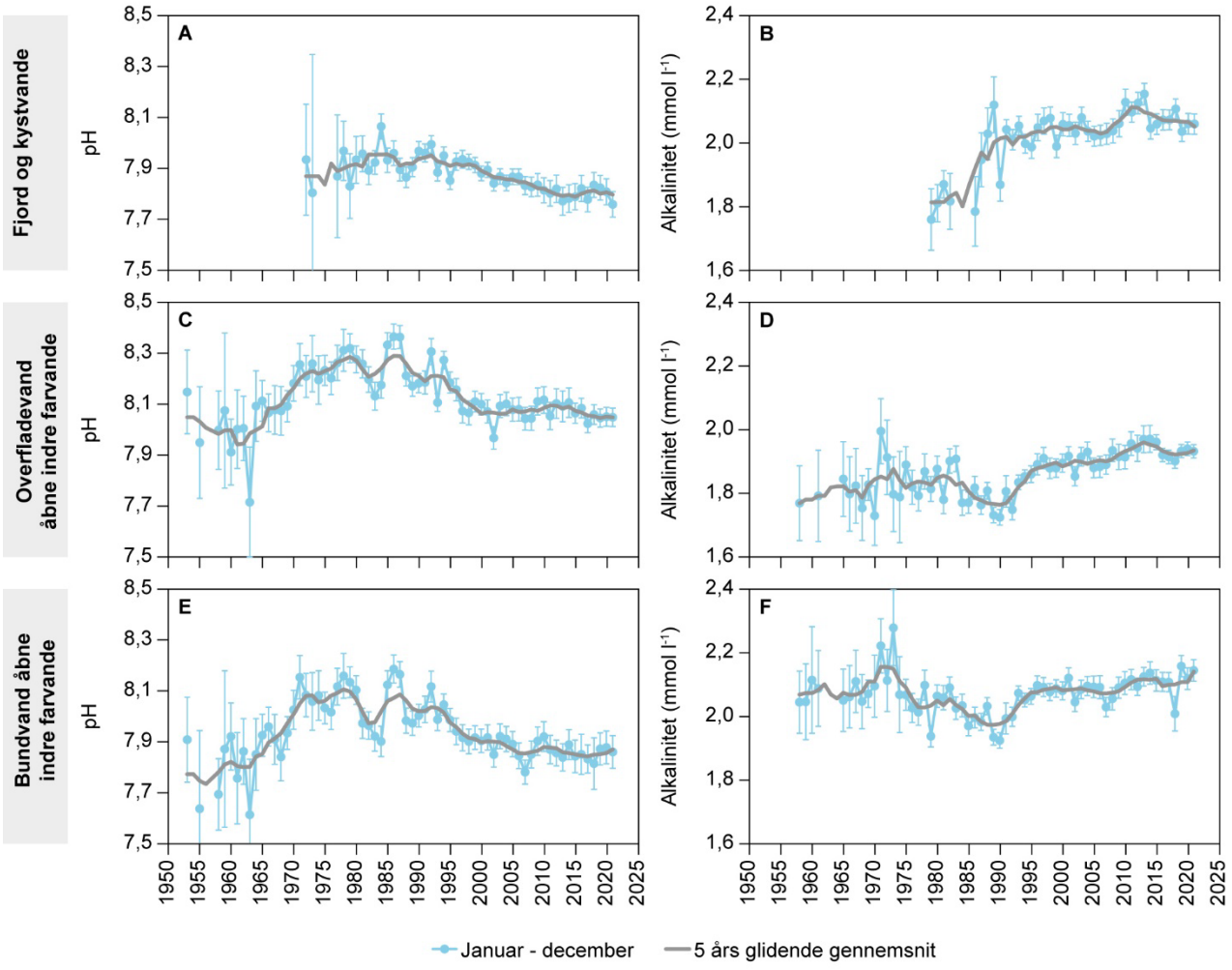
Ferskvandsafstrømningen fra det åbne land til de åbne indre farvande har også udvist forskellige mønstre i løbet af de sidste fem årtier. I 1960'erne var middelafstrømningen ca. 8.500 mio. m^3 om året, som faldt til ca. 7.500 mio. m^3 i de relativt tørre 1970'ere, hvorefter niveauet steg til ca. 9.400 mio. m^3 i de våde 1980'ere. Siden 1990 har afstrømningen i middel været omkring 8.900 mio. m^3 med en svagt stigende tendens, om end det karakteristiske ved perioden siden 1990'erne er de store variationer mellem årene, som var mest udpræget i 1990'erne. Afstrømningen i 2021 (7.515 mio. m^3) var den laveste afstrømning siden 2009, men ikke usædvanlig lav.



Figur 2.3. Tidslig udvikling for A) vindhastighed, B) vandtemperatur i fjorde og kystvande, C) indstråling, D) overfladevandstemperatur i de åbne indre farvande, E) afstrømning til de indre danske farvande og F) bundvandstemperatur i de åbne indre farvande. Middeltemperaturer er angivet med 95 % konfidensgrænser. Datakilder: Sund og Bælt Holding, Danmarks Tekniske Universitet Vindenergi (A), H. C. Ørsted Instituttet (C), DCE – Nationalt center for miljø og Energi og Miljøstyrelsen (B, D, E og F).

Temperaturen i de danske farvande er steget med næsten 2 °C over de sidste ca. 40 år, og efter fire relativt kolde år (2010-2013) er de højeste havtemperaturen blevet målt i 2014 og 2020 (*figur 2.3B, D & F*). I 2021 var temperaturen mere moderat. Temperaturen i fjorde og kystvande såvel som overfladevand i de indre åbne farvande var gennemsnitlig for perioden siden 2014, selvom der inden for det seneste årti er en generel tendens til stigende temperatur.

Bundvandstemperaturen i 2021 var næsten 1 °C lavere end rekordåret 2020, men var stadig på niveau med det seneste årti. Den relativt lave bundvandstemperatur i 2021 skyldes hovedsageligt de svage vindforhold, som medførte en mindre nedblanding af varmere overfladevand og mindre transport af varmere Nordsøvand. Temperaturudviklingen i de forskellige danske farvande minder om hinanden. Temperaturstigningen foregår som gradvist stigende oscillationer med en særlig markant opvarmning siden 2010.



Figur 2.4. Årsmiddel (± 95 % konfidensgrænser) for pH og alkalinitet i fjorde og kystvande (A og B), overfladevand i de åbne indre danske farvande (C og D), og bundvand i de åbne indre farvande (E og F). Datakilder: DCE – Nationalt center for miljø og energi, Miljøstyrelsen og Sveriges Meteorologiske og Hydrologiske Institut (SMHI).

Havvandets pH og alkalinitet har ændret sig en del i løbet af de seneste 50 år som følge af flere og modsatrettede processer (*figur 2.4A, C & E*, se også *Duarte m.fl. 2013*). Den forøgede primærproduktion som følge af eutrofieringen har medført et større forbrug af CO_2 og en stigning i pH frem til 1980'erne. Efterfølgende er pH faldet ca. 0,1 i fjorde og kystvande og ca. 0,2 i de åbne indre danske farvande, formentlig som en kombineret effekt af øget CO_2 i atmosfæren og faldende tilførsler af næringsstoffer fra land og atmosfæren, som har reduceret primærproduktionen. Faldet i pH er større end forventet fra den stigende mængde CO_2 i atmosfæren (*Doney 2010*), hvilket kunne indikere en forskydning mod en større respiration end produktion. Reduktioner i den atmosfæriske deposition af svovldioxid og faldende opløselighed af CO_2 i vand med stigende temperaturer burde medføre en stigning i pH, men er sandsynligvis af mindre betydning i forhold til de to førstnævnte processer.

Faldende pH burde medføre et fald i alkaliniteten, medmindre der tilføres/produceres andre kemiske buffere, som kan forskyde ligevægten inden for karbonatsystemet. Alkaliniteten er overvejende steget i perioden med faldende pH (*figur 2.4B, D & F*). Den stigende alkalinitet i overfladevandet for de åbne indre farvande er formentlig relateret til Østersøens opland, hvor det svenske landbrugsuniversitet (**www.slu.se**) har rapporteret om stigende alkalinitet i tilførslerne fra land. En del af stigningen i alkalinitet skyldes stigende fosfatkoncentrationer og øget sulfatreduktion i Østersøen.

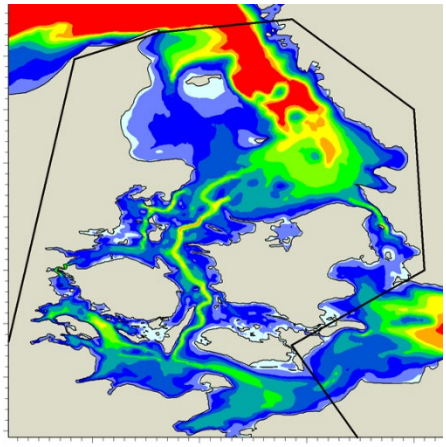
Sammenfatning

- Den nye normalperiode (1991-2020) er anvendt, da den er mere repræsentativ for det nuværende klima end den tidligere normalperiode (1961-1990).
- I 2021 var lufttemperaturen den samme som i normalperioden (1991-2020) og 0,4 °C koldere end referenceperioden (2011-2020). Året var således gennemsnitlig for temperaturen med mindre afvigelser fra det forventede hen over året.
- Vinden var meget svag i 2021 og nåede kun de normale niveauer i april, august og oktober. Vinden kom hovedsageligt fra vestlige retninger i det første halvår og skiftede derefter til den dominerede vindretning fra sydvest i anden halvdel af 2021. De svage vinde og den mere vestlige vindretning i første halvdel af året har formentlig reduceret Den Jyske Kyststrøm ganske betragteligt. Til gengæld har der i flere måneder været klare indikationer af udstrømning fra Østersøen, karakteriseret ved lavere saltholdighed i overfladevandet og stærkere lagdeling.
- Nedbørsmængden i 2021 var gennemsnitlig for året som helhed, men maj var usædvanlig våd (næsthøjeste nedbørsmængde for maj siden 1874). Til gengæld var februar og juni tørre.
- Afstrømningen fra land var lav i årets første fire måneder, men steg til over normalen i den regnfulde maj. I resten af året var afstrømningen på niveau eller under niveauet for normalperioden. Samlet var afstrømningen i 2021 omtrent 15% lavere end referenceperioden og normalperioden.
- Indstrålingen i 2021 var lige omkring normalen. Specielt februar, april, juni og juli var meget solrige. Derimod var maj og august solfattige.
- Vandtemperaturerne i 2021 var omkring 0,5 °C højere end normalen med ganske små afvigelser hen over året. Dog var juli omkring 2 °C varmere end normalen og referenceperioden. Temperaturen i bundvandet viste mindre sæsonvariation end normalt, hvilket skyldes den relativt svage vind, som har isoleret bundvandet i større grad end sædvanligt.

- Havtemperaturen er steget næsten 2 °C over de sidste ca. 40 år. I 2021 var temperaturen dog mere moderat for alle vandmasser og på niveau med gennemsnittet for det seneste årti. Havtemperaturen er generelt stigende, selvom der er svingninger mellem koldere og varmere år. Siden 2010 har stigningen i havtemperaturen været særlig markant.
- Siden midten af 1980'erne er havvandet blevet mere surt (ca. 0,2 pH lavere i de åbne indre farvande og ca. 0,1 pH lavere i fjorde og kystvande). Det skyldes formodentlig en kombination af reduceret primærproduktion og øget kuldioxid i atmosfæren.
- Alkaliniteten i overfladevandet i de åbne indre farvande har de seneste mange år været på et forhøjet niveau, hvilket sandsynligvis skyldes en øget eksport af alkalinitet fra Østersøens opland og øgede fosforkoncentrationer og sulfatreduktion grundet mere udbredt iltsvind i Østersøen.

3. Hydrografi

Jørgen L. S. Hansen & Christian Mohn



Dybdekonturer i de indre farvande. Modelområdet anvendt i IDF-modellen er afgrænset med sorte streger.

Hydrografien beskriver den rumlige fordeling af forskellige vandmasser, deres fysiske og kemiske karakteristika, og hvordan strømningsmønstret flytter og blander dem. Hydrografien er afgørende for, hvordan livet er fordelt i havet, for fødekædernes struktur og deres funktion. Dermed har hydrografien også stor betydning for havmiljøets følsomhed over for påvirkning i de forskellige områder. Økosystemerne i de frie vandmasser bliver hele tiden flyttet af havstrømmene. Det er kun de organismer, der er store og hurtige nok til at kunne bevæge sig mod strømmen, der aktivt kan opsøge et bestemt område eller levested. De resterende organismer tilhører planktonet, og de driver passivt rundt med strømmen. Det betyder, at når man studerer et havområde, så behøver de forhold, man observerer i området, ikke nødvendigvis at være styret af lokale forhold. De kan derimod være et resultat af processer, der er forgået et andet sted, nemlig der hvor vandet kommer fra. Eksempelvis er der med års mellemrum meget generende masseforekomster af blågrønalger langs de danske kyster. Men i de fleste tilfælde skyldes disse forekomster ikke opblomstringer af blågrønalger i de danske farvande. Fænomenet er nemlig startet i den centrale Østersø, hvor masseopblomstringer af blågrønalger hyppigt forekommer. Hvis vandsøjlen under en opblomstring er stabil og lagdelt, kan det medføre, at algerne ikke blandes rundt i overfladelaget, fordi nogle af dem kan danne små luftbobler inde i cellerne og stige op og samles i overfladen. Herefter kan de blive ført med overfladestrømmen ind i de danske farvande i perioder med østenvind.

Vandets opholdstid beskriver, hvor hurtigt vandet udskiftes i et område. Opholdstiden giver et fingerpeg om, i hvor høj grad processerne i planktonet er styret af lokale og regionale forhold. Hvis vandet har en lang opholdstid i et område (fx en fjord), så kan man forvente, at fx lokal tilførsel af næringsstoffer har stor indflydelse på mængden og sammensætning af planteplankton i det område. Hvis opholdstiden derimod er kort, vil næringsstofferne blive fordelt over et større område, før planteplanktonet når at optage og omdanne dem til biomasse. En kort opholdstid vil desuden medføre, at planktonet hurtigt bliver udskiftet og blandet med planktonsamfund fra omkringliggende områder.

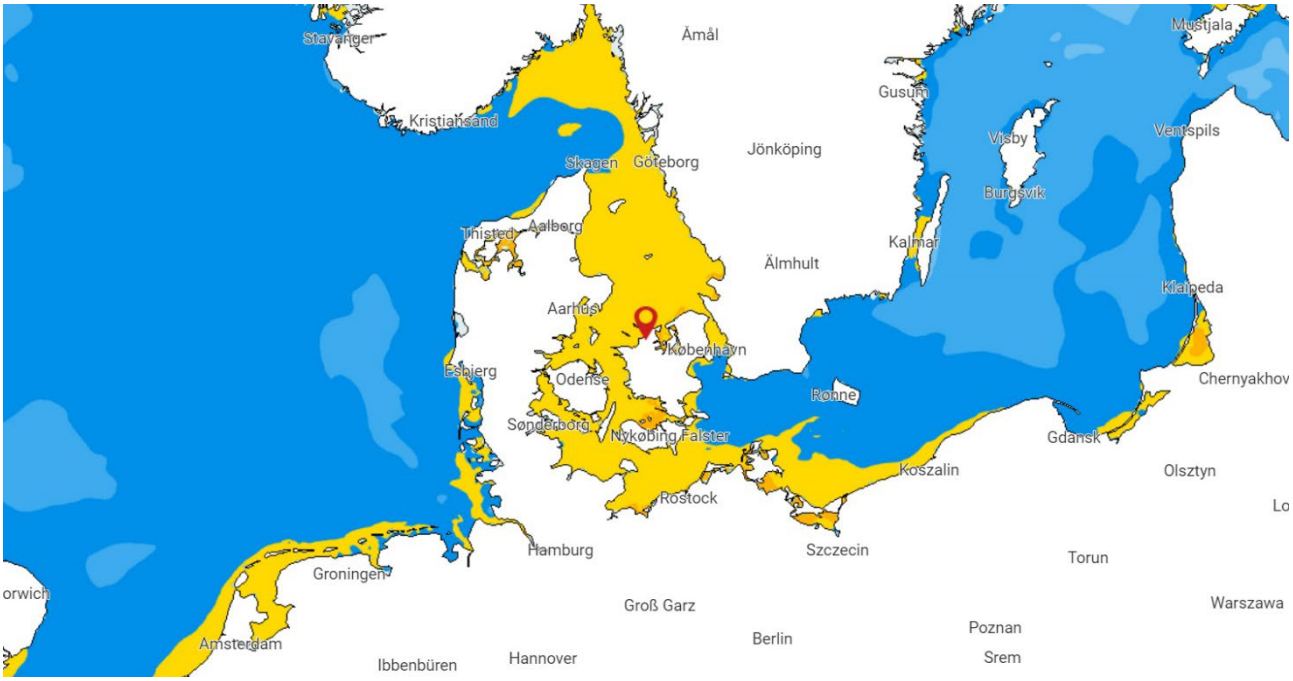
Størstedelen af de bunddyr, der forekommer i de danske farvande, har larvestadier, som er planktoniske i en periode, det såkaldte *meroplankton*. Larverne opholder sig et stykke tid i de frie vandmasser og fragtes rundt med havstrømmene, før de slår sig ned på bunden. Det betyder, at strømningsmønstret og vandudskiftningen i et område bestemmer, hvor langt larverne spre-

des, og hvor stor en udveksling der sker mellem larveplanktonet fra forskellige områder. Det kan i sidste ende få betydning for, hvor høj biodiversiteten er på havbunden, og for hvordan de forskellige bundfaunasamfund er fordelt over et større havområde. Hvis der er stor vandudveksling mellem to områder, er planktonsamfundene oftest stærkt forbundne (høj *konnektivitet*) og ligner hinanden i deres sammensætning. Det gælder især i kystnære områder, hvor høj konnektivitet forventes at resultere i en høj biodiversitet (*Josefson & Hansen 2004*).

Ved at anvende 3D-hydrodynamiske modeller kan man bestemme vandets opholdstid og udveksling med andre områder. Desuden kan man bestemme konnektiviteten mellem områder, dvs. i hvor høj grad havstrømmene forbinder de biologiske samfund i forskellige områder (*Bendtsen og Hansen 2013, Pastor m.fl. 2018*).

Lagdeling af vandsøjlen, hvor to (eller flere) vandmasser er adskilt ved et springlag (*pycnoklin*), er et andet hydrografisk forhold, som har afgørende indflydelse på fordelingen af planktonet, og hvordan havmiljøet udvikler sig. Lagdelingen opstår som følge af forskelle i temperatur og/eller saltholdighed i vandsøjlen.

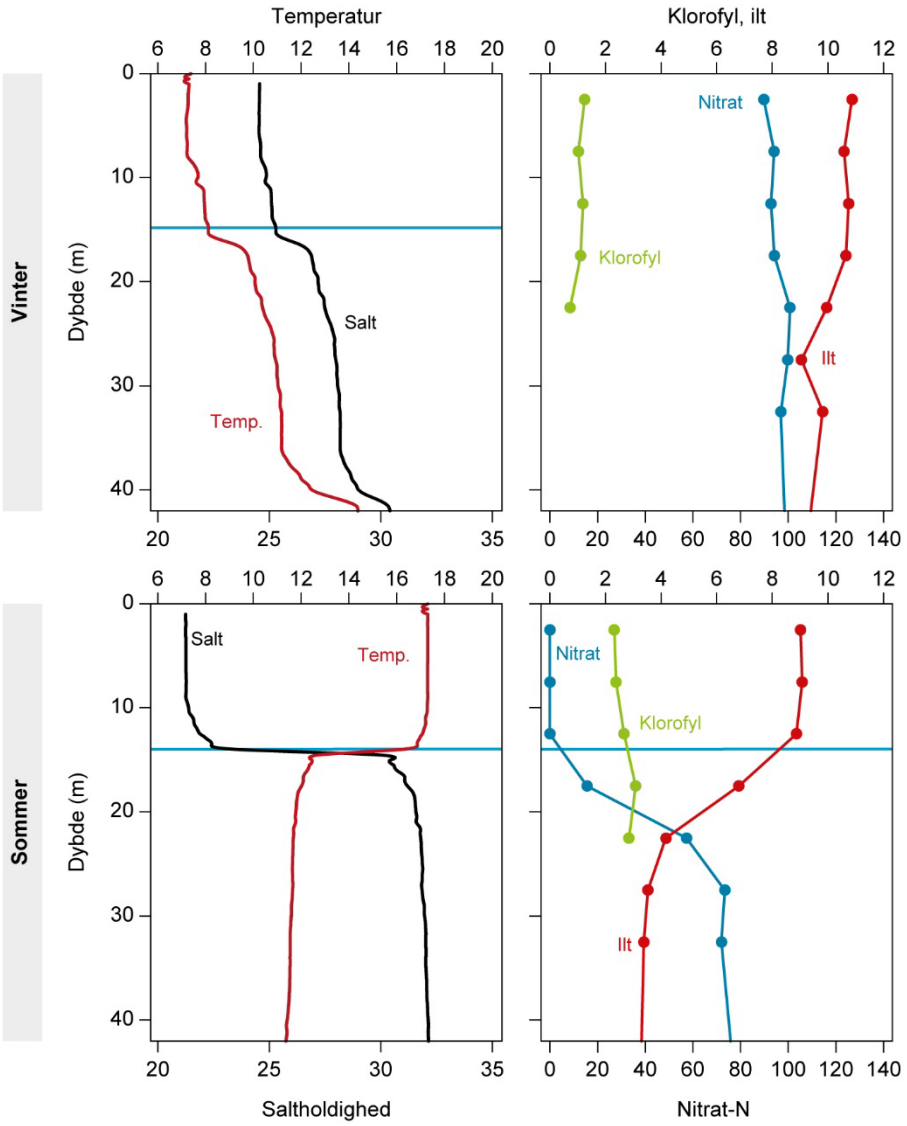
En temperaturlagdeling (*termoklin*) er ofte sæsonbetinget og opstår især, når overfladevandet opvarmes i sommerhalvåret og derved får en lavere vægtfylde (densitet) end bundvandet. Et saltspringlag (*haloklin*) opstår i blandingszonen mellem to vandmasser med forskellig saltholdighed. Her vil det saltere vand med højere densitet ligge under det ferskere overfladevand. Når der er opstået en saltlagdeling i den øvre belyste del af vandsøjlen, vil overfladelaget hurtigere blive varmet op (om foråret) og kølet ned (om efteråret). I den del af de indre danske farvande, hvor vandmassen har et saltspringlag, ser man således en hurtigere opvarmning/nedkøling og dermed større sæsonudsving i overfladelagets temperatur, end det er tilfældet i Nordsøen og Østersøen, hvor de to vandmasserne stammer fra (*figur 3.1*).



Figur 3.1. Modellerede værdier for overfladetemperatur d. 30. maj 2021 kl. 14, hvor de indre danske farvande var under opvarmning. Gul-orange farver indikerer temperaturer mellem 12-16 °C og blå nuancer temperaturer mellem 6-12 °C. Bemærk den højere temperatur og hurtigere opvarmning mellem Skagen og Darss- og Drogden-tærsklerne, hvor vandsøjlen hovedsageligt er lagdelt grundet forskellig saltholdighed i overflade- og bundvand. Kilde: Danmarks Meteorologiske Institut (DMI).

Lagdelingen har naturligvis betydning for springlaget som levested, idet overgangszonen dermed ikke repræsenterer et "gennemsnit" mellem Østersøen og Nordsøen, men derimod et levested med særegne karakteristika.

Lagdelingen begrænser blandingen mellem overflade- og bundvand, og da det er forskellige biologiske processer, der foregår i de to vandlag, vil der hurtigt opstå forskelle i vandkemien. Planteproduktionen, som fjerner næringsstoffer og producerer organisk materiale og ilt, foregår alt overvejende i det belyste overfladelag. Noget af det organiske materiale synker ned i bundlaget og nedbrydes under iltforbrug, hvorved der frigøres næringsstoffer. Når der opstår lagdeling af vandsøjlen i sommerhalvåret, vil der også hurtigt blive lagdeling i vandkemien (*kemoklin*) med næringsfattigt og veliltet vand i overfladelaget og næringsrigt vand under springlaget, hvor der kan udvikles iltmangel. Etableringen af kemoklinen starter som regel i forbindelse med forårsopblomstringen i de indre danske farvande som eksemplificeret i *figur 3.2* med data fra det nationale overvågningsprogram.



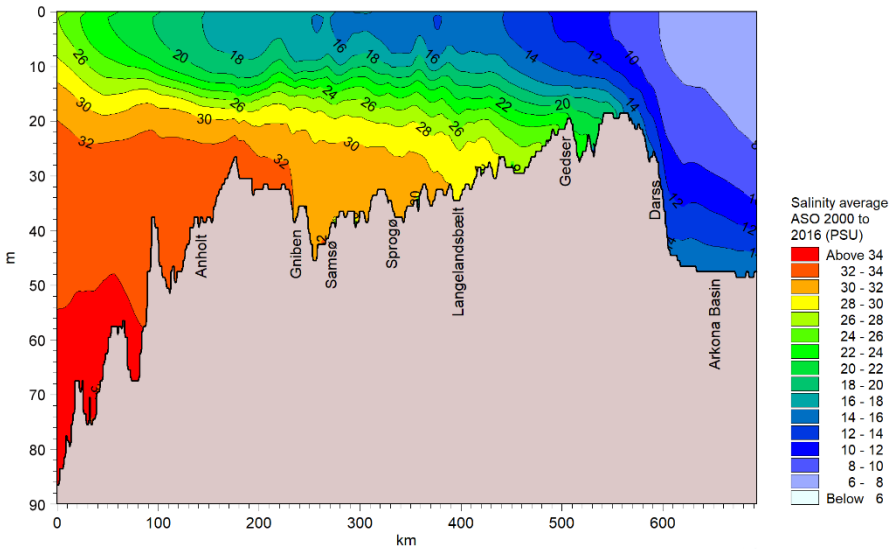
Figur 3.2. Dybdeprofiler af temperatur, saltholdighed, klorofyl, nitrat-N og ilt på station 925 ud for Gniben mellem Bælthavet og Kattegat om vinteren (februar, øverste paneler) og sommeren (august/september, nederste paneler) i 2008. Venstre panel viser dybdeprofiler af temperatur (rød linje) og saltholdighed (sort linje). Højre panel viser profiler af klorofyl (grøn, µg/l), nitrat-N (blå, µg/l) og ilt (rød, mg/l). Placeringen af springlaget er angivet med vandrette blå linjer. Data er fra det nationale overvågningsprogram.

I vinterperioden, før forårsopblomstringen, er klorofyl (som er en proxy for planteplanktonets biomasse), ilt og næringsstoffet nitrat som regel jævnt fordelt ned gennem vandsøjlen. Efter forårsopblomstringen er det begrænsende næringsstof (nitrat) brugt helt op i overfladelaget, og andre næringsstoffer er

mængdemæssigt reduceret i et forhold, der svarer til indbygningen af grundstoffer i det organiske materiale (*Redfield-forholdet*). Under forårsopblomstringen produceres en stor mængde planteplankton, som hurtigt synker ud af overfladelaget, når næringsstofferne er opbrugt. Efter forårsopblomstringen er sunket ud af vandsøjlen, indtræder der ofte en periode, hvor overfladevandet er meget klart og næringsfattigt (*klarvandsfasen*). I denne periode er der lys nok ved springlaget til, at der som regel opstår en *springlagsopblomstring* (i hydrografisk terminologi ofte kaldet "sub-surface chlorophyll maximum"). Det er et tyndt lag af koncentreret planteplankton, som blomstrer op midt i kemoklinen. Her er der både næringsstoffer og tilstrækkeligt lys til, at algerne kan vokse. Denne springlagsopblomstring kan vare det meste af sommeren, så længe der er lys og næringsstoffer nok omkring springlaget.

Jo kraftigere lagdelingen er, og jo længere den varer, desto større vil forskellene i vandkemien være over kemoklinen. En saltlagdeling er som regel stærkere end en temperaturlagdeling, og som tommelfingerregel vil en temperaturforskel på 5 °C svare til en forskel i saltholdighed på ca. 1 promille. Nedbrydningen af lagdelingen, dvs. blandingen af vandsøjlen, er en begrænsende faktor for planteplanktonets vækst i overfladelaget grundet næringsstofbegrænsning. Nedbrydning af lagdelingen er desuden i mange tilfælde afgørende for ilttilførslen fra overfladevandet til bundvandet. Det kræver tilførsel af energi (fx vind) at blande en lagdelt vandsøjle, og jo dybere lagdelingen ligger, desto større input af energi kræves der, fordi den turbulente blandingsenergi gradvis mindskes ned igennem vandsøjlen. Derfor kan der være meget store forskelle fra sted til sted og fra år til år i, hvor effektivt vandsøjlen opblandes. I de åbne indre danske farvande er det sjældent og kun i forbindelse med kraftige storme, at der sker en fuldstændig nedbrydning af lagdelingen. Men pga. af den *medrivning* der opstår, når strømretningen i overflade- og bundlaget er forskellig, sker der dog en vis opblanding det meste af tiden, som bringer næringsstoffer op fra bundvandet og ilt fra overfladelaget ned i bundlaget. I vækstsæsonen bliver næringsstofferne i det belyste overfladelag hurtigt brugt af planteplanktonnet, og det betyder, at kemoklinen ofte opretholdes gennem det meste af vækstsæsonen fra tidligt forår til sent efterår.

Vandudvekslingen mellem Østersøen og Nordsøen, der sker i de mere åbne dele af de indre danske farvande dvs. Kattegat, Bælterne og Øresund, udgør den overgangszone, hvor det salte vand fra Nordsøen og Skagerrak blandes med det brakke vand fra Østersøen. En sådan overgangszone kaldes et *estuarie*. Da de to vandmasser har forskellig densitet, vil der opstå en strømning, hvor det salte vand med høj densitet skubber sig ind under det brakke vand således, at strømningsmønstret, set over længere tid, vil være en modsatrettet strømning i overflade- og bundlaget. Samtidig sker der dog en gradvis blanding af de to vandmasser ved medrivning. Strømningsmønstret kaldes den *estuarine cirkulation* og drives af det udstrømmende ferskvandsoverskud fra Østersøen og den blanding, der sker mellem bundvandet og overfladevandet. I de indre danske farvande kommer det til udtryk som en lagdeling, der adskiller et udstrømmende overfladelag af Østersøvand fra et bundlag med indstrømmende Nordsøvand (*figur 3.3*).



Figur 3.3. Årsmiddel for saltholdighed langs et tværsnit gennem de indre danske farvande fra Skagerrak til Bornholm. Bemærk at springlaget forekommer mindre skarpt end i *figur 3.2*. Det skyldes, at springlaget i årets løb flytter sig et par meter op og ned og derfor fremstår den gennemsnitlige saltgradient mindre tydelig.

Stoftransporter beskriver den transport af fx næringsstoffer, ilt og organisk materiale, som havstrømmene fører ind og ud af et område. Den estuarine cirkulation medfører en opadgående vandtransport, der bringer næringsrigt bundvand op i den belyste zone. Denne vertikale stoftransport er særlig vigtig, fordi den regulerer planteplanktonets vækst. Ud fra kendskab til stofkoncentrationerne og mængden af vand, der strømmer ud og ind af området, kan man opstille en massebalance, som beskriver, hvordan hydrodynamikken påvirker vandkemien i et område. Det kan være et nyttigt redskab i analyser af langtidstrends i miljøforhold og de bagvedliggende årsager.

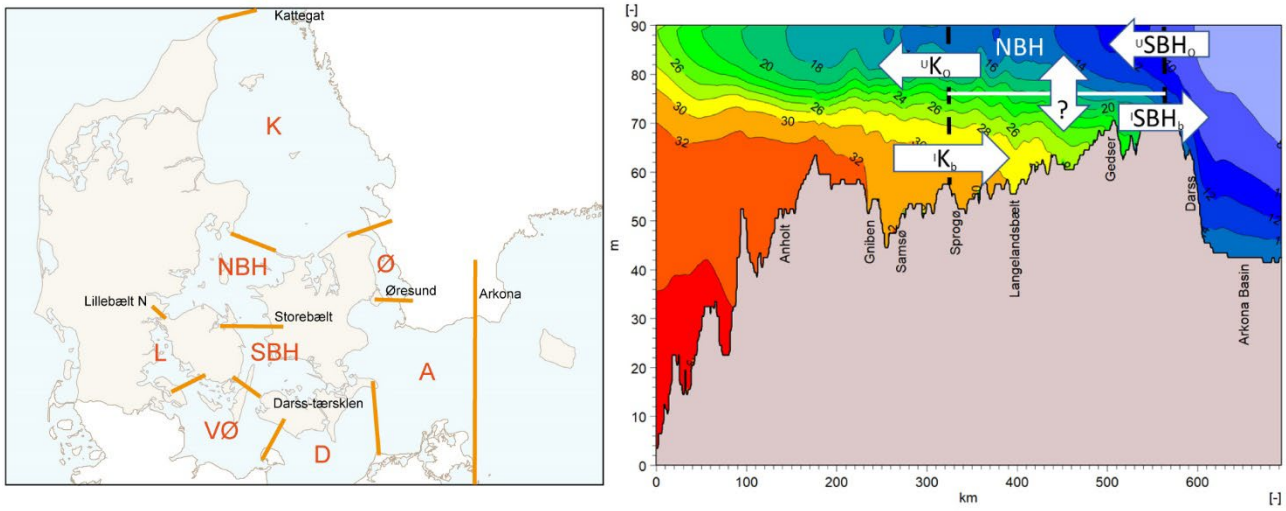
I dette kapitel gives der en generel karakteristik af strømningsmønstre, opholdstider og langtidstrends af vandtransporten gennem syv bassiner i de indre danske farvande, der forbinder Østersøen og Skagerrak

Metoder og datagrundlag

Beskrivelsen af de hydrografiske forhold i de danske farvande er baseret på modellerede data, og dette kapitel adskiller sig dermed fra de øvrige kapitler i denne rapport, som primært er baseret på målte data. Modelberegningerne er foretaget af DHI for perioden 2000-2021 med den 3D hydrografiske IDF-model (*Erichsen m.fl. 2019*).

IDF-modellen er en model, der er udviklet til de regionale forhold i de indre danske farvande (se skitse af modelområdet på kapitlets første side) og er baseret på 2017-versionen af MIKE 3 HD FM-modellen udviklet af DHI (DHI, 2017). Generelt har modellen en finere horisontal opløsning i kystvand end i åbne farvande. I de indre danske farvande og Bælthavets kystområder varierer modellens horisontale opløsning fra 500 til 1000 m, mens opløsningen i den åbne Østersø ligger på mellem 4 og 6 km. Modellen får forskellige randbetingelser (vandstand, strømning, temperatur, saltholdighed, meteorologi, ferskvandsinput) fra andre stor-skala modeller og eksterne datatjenester. Der er foretaget en validering af modelresultaterne mod målte hydrografiske data i perioden 2011 - 2016. Valideringen af modellen og den økologiske modellering af klorofyl er ikke behandlet i dette kapitel, idet der henvises til beskrivelsen af modellen i *Erichsen m.fl. 2019*.

Vandtransporterne er beregnet for en række tværsnit gennem de indre danske farvande. Tværsnittene er placeret i det nordlige Kattegat (Skagen), Djursland-Odden, Storebælt, Langelandsbælt, Femern Bælt, Darss-tærsklen, Øresunds-tragten, Drogden, nordlige Lillebælt, Als-Fyn og gennem Arkona (*figur 3.4, venstre panel*). Disse transekter deler de indre danske farvande op i otte farvandsafsnit eller bassiner: Kattegat (K), det nordlige Bælthav (NBH), det sydlige Bælthav (SBH), Øresund (Ø), det sydlige Lillebælt (L), den vestlige Østersø (VØ), Darss (D) og Arkona (A). Volumentransporterne mellem bassinerne er endvidere delt op i en overflade- og en bundtransport, der er defineret som den transport, der foregår hhv. over og under en dybde på 15 m (*figur 3.4, højre panel*). Herudfra er den vertikale transport mellem de to vandlag beregnet under antagelse af konstant vandstand, dvs. under antagelse af et konstant volumen af vand i bassinerne.

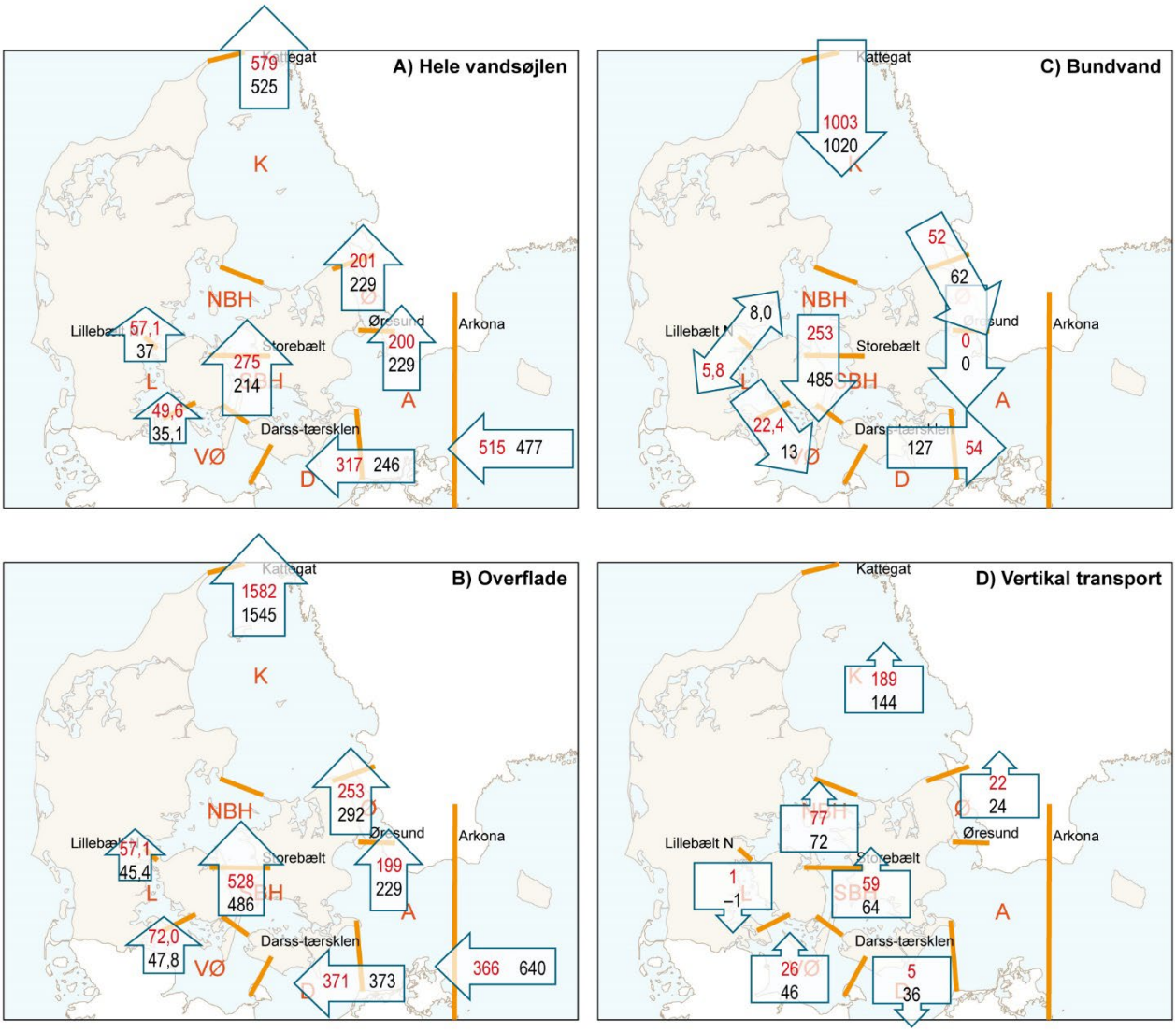


Figur 3.4. Venstre: Placering og afgrænsning af bassinerne Kattegat (K), Øresund (Ø), Lillebælt (L), nordlige Bælthav (NBH), sydlige Bælthav (SBH) og vestlige Østersø (VØ), Darss (D) og Arkona (A). Højre: Princip for beregning af den vertikale transport i et bassin eksemplificeret med det nordlige Bælthav. De sorte stiplede linjer angiver afgrænsningen af bassinet (NBH) i forhold til Kattegat (K) og det sydlige Bælthav (SBH). Den hvide linje angiver afgrænsningen mellem overflade- og bundvand i 15 meters dybde. Pile angiver retningen af nettovolumentransporter i bund- og overfladelag ("o" står for overflade og "b" for bundvand). Transport på tværs af de to vandlag, angivet med "?", beregnes ud fra ændringen i volumentransporterne i de to vandlag.

Resultater og diskussion

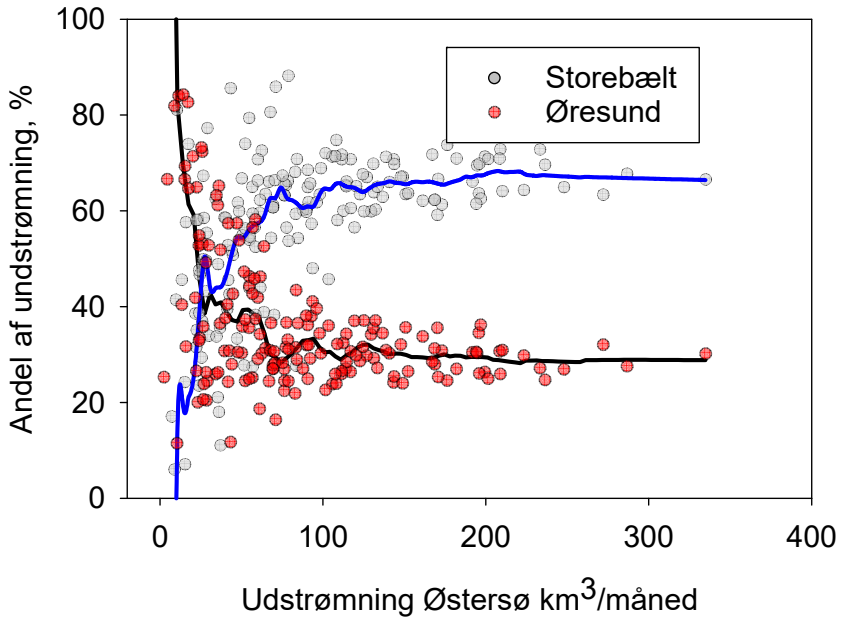
Nettovandtransporter

Nettovandtransporten er beregnet for otte tværsnit, der afgrænser fem bassiner, idet bassinerne K og NBH er slået sammen, ligesom det er tilfældet med SBH, VØ og D. Alle vandtransporter er opgivet i kubikkilometer (km^3), dvs. milliard kubikmetre (10^9 m^3). I 2021 var nettoudstrømningen fra Østersøen til de indre danske farvande ca. 477 km^3, og den samlede udstrømning fra Kattegat til Skagerrak var ca. 525 km^3 (*figur 3.5A*). Differencen på 48 km^3 kan forklares med ferskvandstilførsel undervejs (dvs. afstrømning fra land til de fem bassiner + nedbør – fordampning fra havoverfladen). Begge volumentransporter var lavere end årsmiddelværdierne for perioden 2000-2021 (515 km^3 hhv. 579 km^3). Af det vand, der strømmede ind i Arkona (A) fra Østersøen, strømmede 246 km^3 ud gennem Femern Bælt og 229 km^3 strømmede ud gennem Øresund. Fra Femern Bælt strømmede 214 km^3 videre nordpå gennem Storebælt og 37 km^3 strømmede ud gennem Lillebælt. Disse transporter var lavere end gennemsnittet for perioden 2000-2021 herunder også ferskvandstilskuddet på 48 km^3 (gennemsnit på 64 km^3). I Øresund var udstrømningen i 2021 (229 km^3) dog lidt højere end gennemsnittet for 2000-2021 (201 km^3).



Figur 3.5. (A) Modellerede årlige nettovandtransporter (km^3) igennem otte tværsnit i de indre danske farvande for hele vandsøjlen. (B) Nettovandtransporten i overfladelaget (0 - 15 m). (C) Nettotransporten i bundvandslaget under de øverste 15 m af vandsøjlen. (D) Den vertikale transport beregnet som differencen mellem indstrømning og udstrømning i bundvandslaget for syv bassiner i perioden april til september (planktonets hovedvækstsæson). Pilenes retning angiver retningen af nettotransporten. Røde tal angiver årlig middelværdi for vækstsæsonen i perioden 2000–2021, og sorte tal angiver transporterne i 2021.

I perioden fra 2000 til 2021 var nettoudstrømningen fra Østersøen til Kattegat fordelt med 39 % gennem Øresund, 53 % gennem Storebælt og ca. 8 % gennem Lillebælt. Den procentvise fordeling af udstrømningen gennem de tre stræder varierer fra år til år og er afhængig af den samlede udstrømning fra Østersøen. I år med en stor udstrømning er andelen, der strømmer ud gennem Storebælt, signifikant større (P<0.0001, lineær regression) og var fx på 65 % i 2008, hvor den samlede udstrømning var 35 % over årsmiddelværdien. På månedsbasis er der også en nøje sammenhæng mellem den relative fordeling af udstrømningen mellem Øresund og Storebælt. Hvis udstrømningsraten ligger på omkring 50 km^3/måned vil der være en ligelig fordeling mellem Øresund og Storebælt, mens Øresund dominerer ved lavere udstrømningsrater og omvendt ved højere udstrømningsrater (*figur 3.6*). Som gennemsnit for perioden 2000–2021 er udstrømningen fra Østersøen lavest i oktober, og i denne måned er den nordgående udstrømning gennem Øresund den helt dominerende samtidigt med, at nettostrømning er svagt sydgående i Storebælt (data ikke vist).



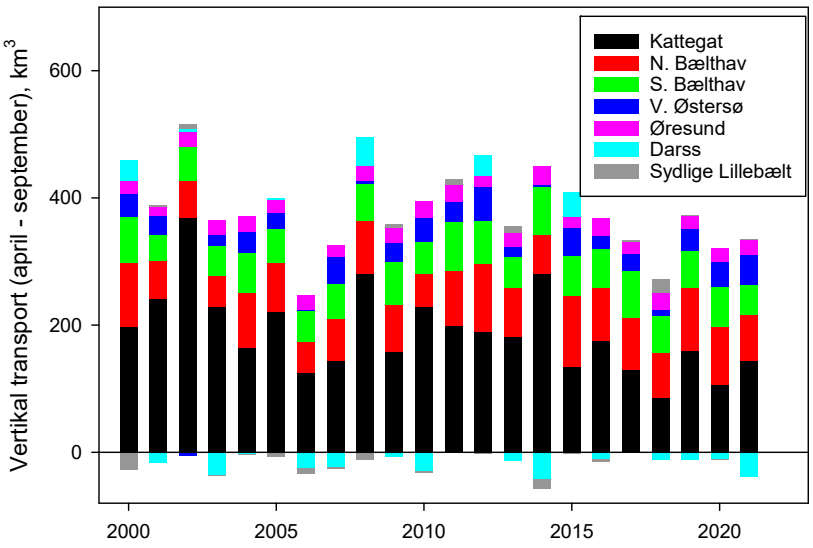
Figur 3.6. Nettoudstrømningens procentuelle fordeling mellem Øresund og Storebælt som funktion af de månedlige udstrømninger gennem Arkonabassinet i perioden 2000-2021. Blå og sort kurve angiver løbende gennemsnit for observationerne for henholdsvis Storebælt og Øresund.

Vandtransporter i overflade- og bundlag

I 2021 var nettoudstrømningen fra Kattegat til Skagerrak i det 15 m tykke overfladelag på 1.545 km³ (*figur 3.5B*). Det er ca. 2,9 gange så meget vand som den samlede nettoudstrømning fra Østersøen inkl. ferskvandstilskuddet til de indre danske farvande (477 + 48 = 525 km³). Det kan forklares med, at der i samme periode strømmede 1.020 km³ vand ind i de indre danske farvande som bundvand (< 15 m), hvilket var tæt på årsgennemsnittet for 2000–2021 (*figur 3.5C*). Størstedelen af den samlede overfladeudstrømning til Skagerrak fra de indre danske farvande er således oprindeligt bundvand, som er blevet blandet op i overfladelaget under bundvandets transport sydpå gennem Kattegat og bælterne. Dette strømningsmønster med modsatrettet strømning i overflade- og bundlaget er en del af den såkaldte estuarine cirkulation, som drives af den gradvise blanding, der sker mellem det udstrømmende Østersøvand og det indstrømmende bundvand fra Skagerrak. Forholdet på 2,9 mellem nettoudstrømningen i overfladelaget og nettoudstrømningen i hele vandsøjlen, er lidt højere end gennemsnittet på 2,7 for perioden 2000–2021. Det betyder, at i 2021 blev en lidt større andel af bundvandet blandet op i overfladelaget end normalt. I planteplanktonets hovedvækstperiode (april - september) var den samlede vertikale transport 335 km³ i de indre danske farvande, hvor gennemsnittet for 2000-2021 var på 373 km³. Det område, hvor denne vertikale transport sker, går fra Skagen i nord til de to tærskler ved Drogden og Darss. Fordelingen af denne vertikale transport på de syv bassiner viser, at den største transport sker i Kattegat samt i det nordlige og sydlige Bælthav (*figur 3.5D*). I 2021 var den vertikale transport i Kattegat mindre end gennemsnittet for 2000-2021 (144 km³ mod 189 km³), mens transporten i den vestlige Østersø var højere end normalt (46 km³ mod gennemsnitligt 26 km³).

I perioden 2000–2021 var den gennemsnitlige årsmiddel for den samlede vertikale transport i de indre danske farvande på 938 km³. I den del af året, der udgør hovedvækstsæsonen (april til september) var den gennemsnitlige transport på 373 km³ og varierede mellem 238 km³ og 506 km³ (*figur 3.7*). Den mængde bundvand, der blandes op i Kattegat, viser et signifikant fald (P=0,009, lineær regression) i perioden 2000-2021, hvor den vertikale transport er næsten halveret fra en estimeret middelværdi på 239 km³ i 2000 til 124

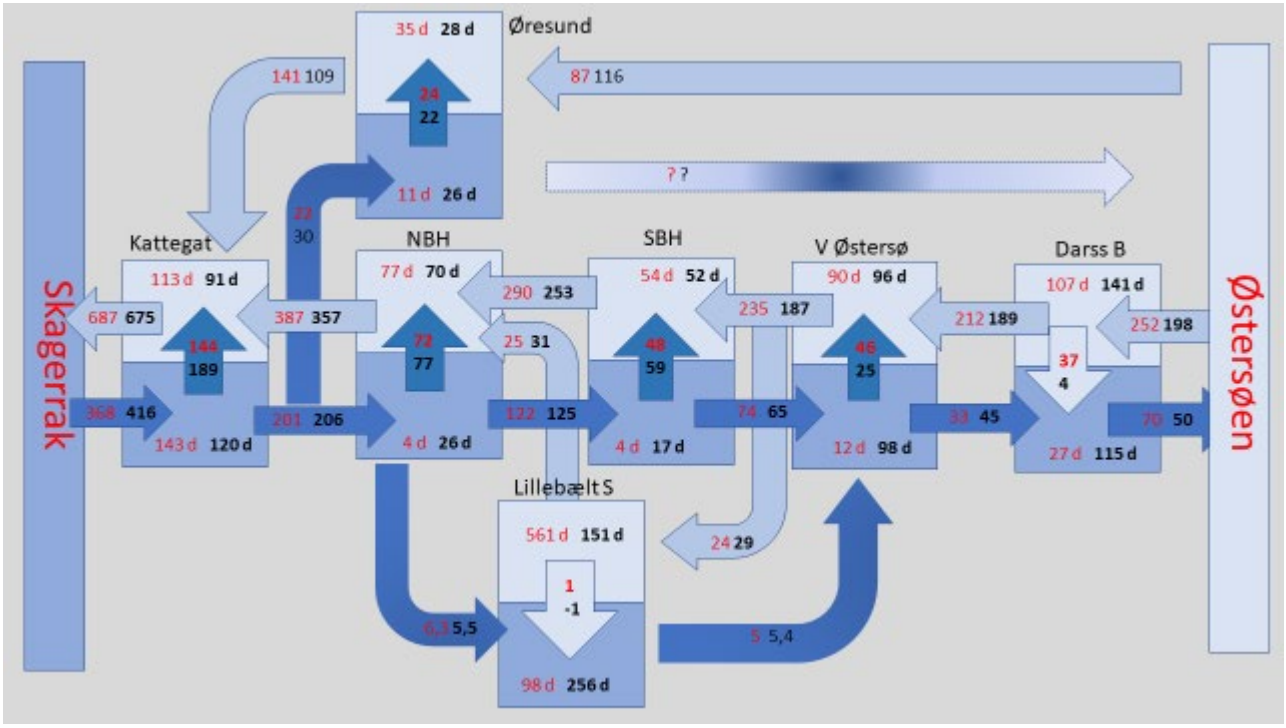
km^3 i 2021 (data ikke vist). Til gengæld har der været en mindre (ikke signifikant) stigning i den vertikale transport på omkring 40 km^3 i de bassiner, der ligger syd for Kattegat (NBH, SBH, VØ og Ø).



Figur 3.7. Årlig vertikal transport i planktonets hovedvækstperiode fra april til september (2000-2021) fordelt på de syv bassiner; Kattegat, nordlige Bælthav, sydlige Bælthav, vestlige Østersø, Darss, sydlige Lillebælt samt Øresund.

På baggrund af de samlede vandtransporter gennem de syv bassiner i de indre danske farvande, der forbinder Østersøen og Skagerrak, er det muligt at opstille et skema, der viser det generaliserede strømningsmønster for vandudvekslingen gennem de indre danske farvande (*figur 3.8*). Området fra Skagen til de to tærskler ved Drogden og Darss er kendetegnet ved et vedholdende saltspringlag og modsatrettede nettovandtransporter i overflade- og bundlaget. Et konservativt estimat viser, at der, som gennemsnit for perioden 2000 – 2020, årligt cirkuleres ca. 950 km^3 vand (data ikke vist), der strømmer ind som bundvand fra Skagerrak og derefter strømmer ud som overfladevand sammen med den udstrømning, der kommer fra Østersøen (515 km^3) tilsammen med tilførslen af ferskvand mellem Østersøen og Skagerrak. Under bundvandets sydgående transport gennem disse bassiner mod Østersøen, opblandes bundvandet gradvist i overfladelaget og giver anledning til vertikale transporter, der er karakteristiske for de enkelte bassiner.

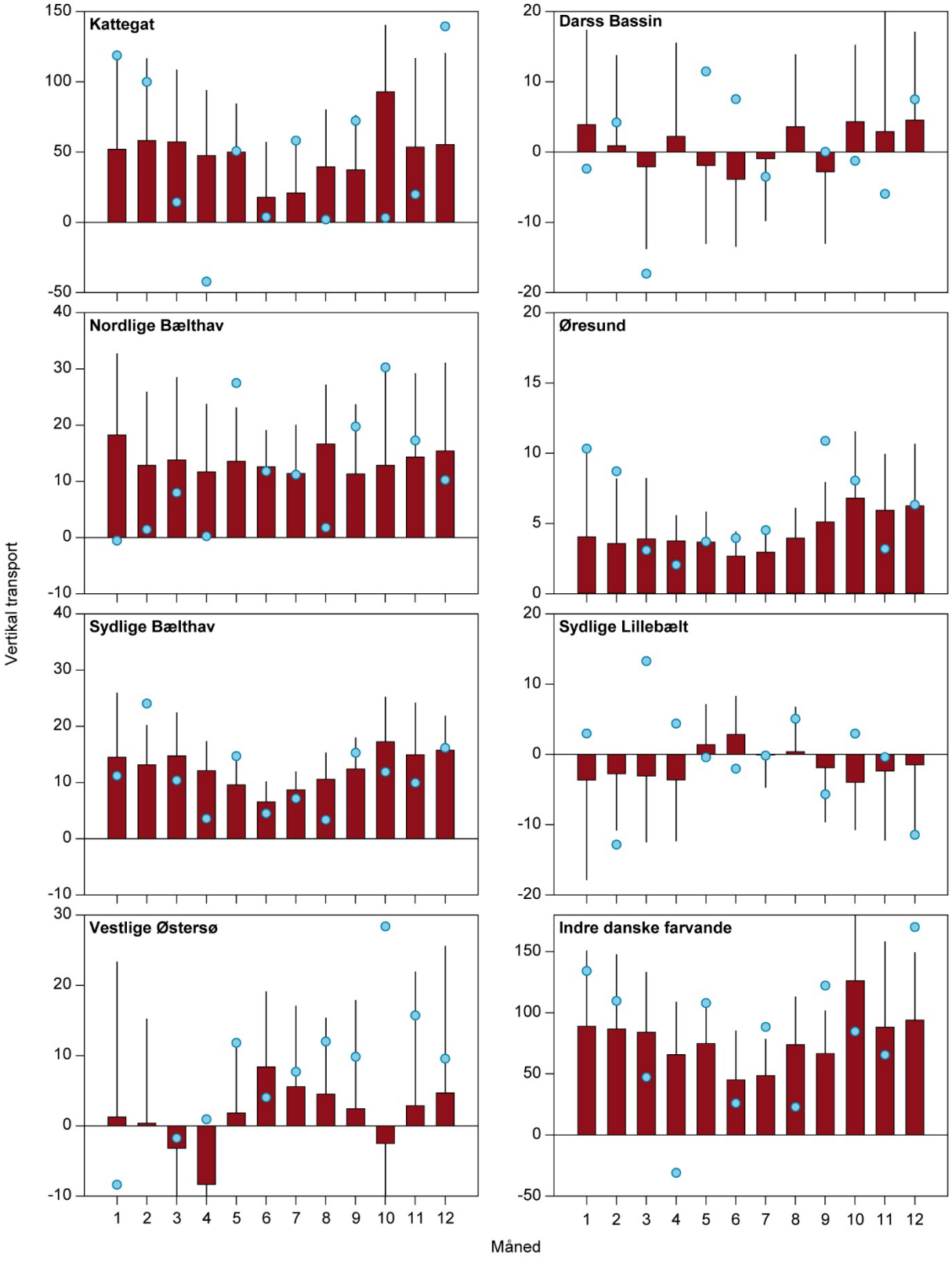
Ud fra vandtransporterne mellem de enkelte bassiner og bassinernes volumen, kan den gennemsnitlige opholdstid i bassinernes overflade- og bundlag bestemmes (volumen divideret med transport). Opholdstiden varierer med årstiden og mellem de enkelte bassiner. Opholdstiden er særlig vigtig om sommeren og efteråret, hvor en lang opholdstid i bundvandet øger risikoen for iltsvind. I planteplanktons hovedvækstperiode fra april til september er der meget tydelige forskelle i opholdstiden mellem de forskellige bassiner. De strømfyldte bassiner i Bælthavet og Øresund har den korteste opholdstid, mens bundvandet i Lillebæltsbassinet har en meget lang opholdstid. Der er dog meget store mellemårlige forskelle i opholdstiden. Eksempelvis var opholdstiden i bundvandet i Lillebælt i 2021 meget lavere end langtidsgennemsnittet (2000-2021) mens opholdstiden i overfladen var meget længere end langtidsgennemsnittet. De fleste bassiner har den længste opholdstid om sommeren grundet de generelt lavere vandtransporter (data ikke vist). Men i de to sydlige bassiner, vestlige Østersø og Darss, er bundvandets opholdstid længst om vinteren.



Figur 3.8. Modelberegning af vandets opholdstid i syv bassiner og vandudveksling mellem bassinerne i de indre danske farvande fra Skagerrak til Østersøen. Østersøen er defineret til at starte ved Drogden og Darss. Boksene angiver de enkelte bassiner og er ordnet i nedstrøms rækkefølge i forhold til bundvandstransporten, som er markeret med mørkeblå pile. Transporterne i overfladelaget er markeret med lyseblå pile. Alle opholdstider og transporter er angivet i hhv. dage og km^3 summeret over perioden for planteplanktonets hovedvækstperiode fra april til september som henholdsvis middelværdien for perioden 2000–2020 (sorte tal) og 2021 (røde tal). Den vertikale transport beskriver transporten hen over en horisontal flade i 15 meters dybde. Bundvandets (nederst i boks) og overfladevandets (øverst i boks) middelopholdstid i dage er beregnet på månedsbasis for 2021 (røde tal) og sorte tal for perioden 2000-2020. Der er ikke taget højde for ferskvandstilførslen i beregningerne af den vertikale transport, hvilket giver en samlet usikkerhed på 10-15 km^3 for alle transporterne i halvårsperioden.

I vækstsæsonen (april – september) strømmede der i gennemsnit (2000-2021) 416 km^3 bundvand ind i de indre danske farvande. Heraf blev der transporteret 189 km^3 op i overfladelaget i Kattegat, yderligere 77 km^3 i det nordlige Bælthav, 59 km^3 i det sydlige Bælthav og 25 km^3 i den vestlige Østersø. I Øresund var den gennemsnitlige opadgående transport på 22 km^3, mens der i bassinet Darss var en nedadgående nettovandtransport på 4 km^3. I Lillebælt er den vertikale nettotransport tæt på nul og veksler mellem at være nedad- og opadgående. Ifølge denne beregning vil de resterende ca. 10 % (45 km^3) af bundvandsindstrømningen fortsætte og strømme over tærsklerne ind i Østersøen (Arkonabassinet). Som tidligere anført, er disse transporter underestimeret, fordi der anvendes en fast dybdegrænse mellem overflade- og bundlag. Indstrømningen til Østersøen er yderligere underestimeret, fordi en del af overfladelagets indstrømning i realiteten sker via Øresund, som ikke er medregnet, da Drogden-tærsklen ligger højere end 15 m. Herudover sker en stor del af indstrømningen til Østersøen i forbindelse med enkeltstående stormhændelser, hvor vandstand og springlag ligger højere over bunden end normalt.

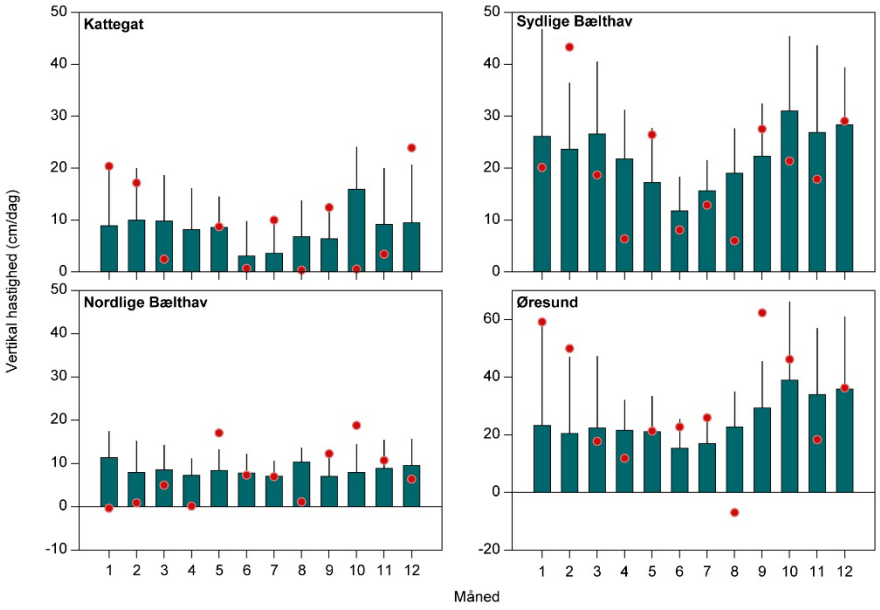
Modelkørslerne for 2000-2021 viser, at der ud over den mellemårlige forskel i den samlede vertikale transport, forekommer sæsonvariation i de enkelte bassiner (*figur 3.9*).



Figur 3.9. Månedlige vertikale volumentransport (gennemsnit for 2000-2020, søjler) gennem en horisontal flade i 15 meters dybde i de syv bassiner i de indre danske farvande samt for det samlede område gående fra Skagen til de to tærskler ved Drogden og Darss (indre danske farvande). Tilsvarende værdier for 2021 er angivet med cyanfarvede symboler. Positive værdier er opadrettede transporter, og negative værdier er nedadrettede transporter. Alle transporter er angivet i km^3. Usikkerhedsbjælker angiver standardafvigelsen for månedsmidlerne for perioden 2000-2020.

Generelt er transporterne højest i vinterhalvåret. Det gælder for Kattegat, det nordlige og sydlige Bælthav samt Øresund. I de tre sydlige bassiner (sydlige Lillebælt, vestlige Østersø og Darss) veksler den vertikale vandtransport mellem at være op- og nedadgående. Der er en tendens til, at den opadgående transport dominerer om sommeren i det sydlige Lillebælt og i den vestlige Østersø. I Kattegat er den vertikale transport de fleste år meget lille midt på sommeren (juni – juli), mens der er en meget stor vertikal transport i oktober måned. Dette sæsonmønster var dog meget anderledes i 2021, da der i oktober 2021 stort set ikke var nogen opadgående transport i Kattegat, og transporten var relativ stor i juli. Den vertikale transport i oktober i 2021, var derimod usædvanlig høj i det nordlige Bælthav og i den vestlige Østersø. I vintermånederne december, januar og februar var afvigelsen i den vertikale transport også markant i 2021 i forhold til normalen (månedsgennemsnit 2000-2020). I disse tre måneder var afvigelserne i 2021 også modsatrettede i Kattegat og det nordlige Bælthav. Således var den vertikale transport i de tre måneder næsten det dobbelte af normalen i Kattegat, mens transporten i det nordlige Bælthav var meget lavere end normalt. I Øresund var den vertikale transport også højere end normalt i januar og februar, men afvigelserne fra normalen synes ikke at være koblet til anomalier i de øvrige bassiner.

Betydningen af den vertikale volumentransport for næringsstoftransporten til planteplanktonnet afhænger af det areal, transporten er fordelt henover (dvs. hvor stort et areal af overfladelaget nyder godt af de tilførte næringsstoffer). Den gennemsnitlige vertikale hastighed på tværs af saltspringlaget (antages at ligge i 15 m) kan beregnes som den samlede fluks (volumentransport per dag) divideret med arealet af fladen i 15 meters dybde. I de fire bassiner, hvor vandtransporten er konsekvent opadgående, dvs. Kattegat, nordlige Bælthav, sydlige Bælthav og Øresund, forekommer de højeste vertikale hastigheder i det sydlige Bælthav og i Øresund, hvor hastighederne har et månedsgennemsnit på 20-40 cm/dagen (*figur 3.10*). Det skyldes de høje horisontale strømhastigheder i Øresund og i Bælthavet, der forårsager en medrivning af bundvandet. Forskellen mellem det nordlige og sydlige Bælthav skyldes, at de meget høje strømhastigheder, der typisk forekommer midt i Bælthavet, når der er ind- eller udstrømningshændelser til Østersøen, udgør en relativt mindre andel af arealet af det nordlige Bælthav. De høje vertikale hastigheder i Øresund og det sydlige Bælthav svarer til, at 1-2 % af volumen af det 15 m tykke overfladelag dagligt udskiftes med bundvand. Det er ikke muligt at bestemme korttidsvariationen i den vertikale transport (fx daglige transporter) pga. den måde, som modelresultaterne er integreret på. Det må dog formodes, at der er meget stor korttidsvariation i den vertikale transport.



Figur 3.10. Gennemsnitlig (2000-2020) månedlig vertikal hastighed i bassinerne Kattegat, nordlige Bælthav, sydlige Bælthav og Øresund. Bjælkerne angiver standardafvigelser for perioden 2000-2020. Værdier for 2021 er angivet med røde symboler.

Betydningen af den vertikale transport for planktonets produktion

Strømningsmønstret i de indre danske farvande er med til at forme de enkelte bassiners karakteristiske vandkemi og økologiske processer. Denne påvirkning kan beskrives og relateres til forholdsvis simple mål som fx vandets opholdstid og den vertikale transport set i forhold til bassinernes placering i forhold til vandudvekslingen mellem Østersøen og Skagerrak.

I planteplanktonets vækstperiode, er der etableret en kemoklin mellem det *autotrofe* overfladelag (positiv nettoprimærproduktion) og det *heterotrofe* bundlag (overvejende nedbrydningsprocesser af organisk stof). I den periode har den vertikale vandtransport særlig stor betydning for planktonets produktion, fordi der bringes nye næringsstoffer op i det næringsfattige overfladelag. I de indre danske farvande er det opløst uorganiske kvælstof (DIN), der hovedsageligt består af nitrat (NO_3^-) og ammonium (NH_4^+), som er opbrugt i overfladelaget i sommerhalvåret. På det tidspunkt findes der stadigt DIN, især som nitrat, i bundvandet i Kattegat. I Bælthavet, Øresund og Lillebælt udgør ammonium, der frigives ved nedbrydning af organisk stof, imidlertid en relativt større andel af DIN. Når DIN bliver transporteret op i overfladelaget, vil det hurtigt blive optaget af planteplanktonet. Den derved opbyggede biomasse vil, på grund af de dominerende strømretninger i overflade og bundlag, blive transporteret i nordlig retning mod Skagerrak med overfladestrømen. Denne pulje af organisk stof vil dog gradvist synke ud af overfladelaget og blive nedbrudt under iltforbrug og frigive ammonium. Det ammonium, der frigives fra partikulært bundet kvælstof (PON) i overfladelaget, vil hurtigt blive optaget af planteplanktonet igen og bidrage til primærproduktionen i overfladelaget (re-cyklet produktion). Når det organisk stof synker ned i bundlaget, vil PON blive transporteret i sydgående retning, indtil materialet når ned til havbunden. Det ammonium, der frigives fra PON i bundlaget, vil ligeledes blive transporteret med bundstrømmen i sydlig retning mod Østersøen. Puljen af ammonium vil undervejs blive transporteret op i overfladelaget igen med den vertikale vandtransport. Det samlede resultat vil være en nettotransport i overfladelaget af organisk bundet kvælstof i form af plankton i retning mod Skagerrak, og en transport af DIN i bundlaget i retning mod Østersøen. Men som beskrevet, vil der også ske en tilbageholdelse og recirkulering af kvælstof pga. af den estuarine cirkulation og sedimentationen af PON, som bringer kvælstoffet tilbage i den sydgående bundstrøm.

Da strømningsmønstret principielt er det samme i alle de bassiner, hvor den vertikale nettovandtransport er opadgående, forstærkes effekterne af disse stoftransporter på de vandkemiske gradienter efterhånden, som vandet strømmer fra det ene til det andet bassin. Hvis man fx følger ændringerne i bundvandslagets vandkemi igennem de bassiner, der forbinder Skagerrak med Østersøen i nedstrøms retning dvs. Kattegat, nordlige Bælthav, sydlige Bælthav, Vestlige Østersø og Darss, vil man se en tredobling af ammoniumkoncentrationen, når bundvandet er nået til bassinerne i det nordlige og sydlige Bælthav (*Hansen & Høgslund 2020*). Det kan forklares med, at der til hvert bassin sker en horisontal tilførsel af ammonium fra nedbrydningsprocesserne i bundvandet i de opstrøms bassiner samtidigt med, at der frigøres ammonium fra det partikulære organiske kvælstof, der synker ud af overfladelaget lokalt. Bundvandet strømmer herefter videre til næste bassin, hvor der tilføres yderligere ammonium osv. I overfladelaget er klorofylkoncentrationen (dvs. biomassen af planteplankton) tilsvarende forhøjet med en faktor to i det nordlige og sydlige Bælthav samt i den Vestlige Østerø.

Den estuarine cirkulation bidrager således til, at der hele tiden tilføres nye næringsstoffer til planteplanktonnets produktion i det *autotrofe* overfladelag. I bundlaget bidrager nedbrydningsprocesserne til, at der gradvist forbruges ilt, og jo længere bundvandet har været under transport, desto mere ilt er der forbrugt. Den meget lange transporttid af bundvandet til det sydlige Lillebælt og den lange opholdstid i bassinet om sommeren kan således forklare områdets store følsomhed for at udvikle iltsvind. På samme måde kan de forhøjede koncentrationer af klorofyl i Bælthavet formodentlig forklares med tilbageholdelsen af ammonium i det estuarine cirkulationsmønster, som beskrevet ovenfor. Effekten af vandtransporterne mellem Østersøen og Skagerrak, på de vandkemiske gradienter, blev analyseret i forrige års havrapport med data fra NOVANA-programmet 2002–2019 (*Hansen & Høgslund 2020*).

Det må forventes, at år til år variationerne i de hydrografiske forhold påvirker vandkemien forskelligt i de forskellige bassiner og kan bidrage til at forskyde mønstrene i vandkemien. Eksempelvis viser modelleringen, at der er sket en gradvis reduktion i den vertikale transport i Kattegat i løbet af perioden 2000-2021, mens der længere sydpå i Bælthavet er sket en svag stigning. Dette kan have medført en lavere primærproduktion i Kattegat og tilsvarende en svag øgning af primærproduktionen i Bælthavet i denne periode. Hvis en større andel af primærproduktionen foregår i Bælthavet, vil sedimentationen af organisk materiale (og dermed den dertil knyttede iltgæld) også være blevet forskudt i sydlig retning, og det har muligvis bidraget til lidt dårligere iltforhold i de nedstrøms bassiner i denne periode, herunder i det sydlige Lillebælt.

Sammenfatning

- I 2021 var den samlede vandtransport fra Østersøen gennem de indre danske farvande på 477 km^3, hvilket er tæt på gennemsnittet for perioden 2000-2020 (515 km^3).
- Den relative fordeling af udstrømningen fra Østersøen gennem hhv. Øresund og Storebælt viser, at der strømmer relativet mere vand ud gennem Øresund i perioder, hvor udstrømningen er lav fra Østersøen.
- Bundvandsindstrømningen til Kattegat fra Skagerrak i 2021 var 1.019 km^3, hvilket er tæt på gennemsnittet for perioden 2000-2020 (1.003 km^3).
- I vækstsæsonen var den vertikale vandtransport i de indre danske farvande på 335 km^3. Gennemsnittet for perioden 2000-2021 var på 372.

- Modelberegningerne viser, at der er sket et signifikant fald i den vertikale opadgående vandtransport i Kattegat, mens der er sket en (ikke signifikant) stigning i Bælthavet i perioden 2000–2021.
- Strømningsmønstret med indstrømning i bundvandslaget og udstrømning i overfladelaget (estuarine cirkulation) kan forklare ophobningen af ammonium og klorofyl i bundlaget i det sydlige og nordlige Bælthav i planktonets vækstperiode.
- En kortlægning af vandtransporterne gennem syv bassiner i de indre danske farvande viser store forskelle mellem bassinernes opholdstider og vertikale transporter. Det kan, sammen med bassinernes placering i forhold til Østersøen og Skagerrak, forklare de geografiske forskelle i vandkemi og økologiske processer.

Del 2 Tilstand og udvikling i miljø og naturkvaliteten

Jens Würgler Hansen

Mange af de miljøindikatorer, som indgår i overvågningsprogrammet, påvirkes i større eller mindre grad af vejrmæssige forhold som solindstråling, vind, temperatur og nedbør. Desuden er havets miljøindikatorer under indflydelse af menneskelige aktiviteter bl.a. i form af tilførsel af næringsstoffer, miljøfarlige stoffer, fiskeri og klimaforandringer, hvilket komplicerer årsagssammenhængene. Påvirkningerne er dynamiske, og miljøindikatorerne responderer ved at variere hen over året og mellem år. Som udgangspunkt kan indikatorernes år til år variation opdeles i en naturlig og en menneskeskabt komponent. Miljø- og naturtilstanden er således underlagt en naturlig variation, som delvist kan skjule den påvirkning, som skyldes menneskelig aktivitet.

For at få et mere retvisende billede af effekterne af miljøforbedrende tiltag er det derfor ønskeligt at 'filtrere' den naturlige variation fra, hvorved ændringer forårsaget af menneskelige aktiviteter tydeliggøres. Dette er tilstræbt for en række miljøindikatorer i denne rapport ved at korrigere for variationer i klimaet. Klimakorrigerede værdier er således velegnede til at beskrive udviklingen i den ikke-klimarelaterede del af miljøpåvirkningen, men de fortæller ikke nødvendigvis noget om den aktuelle miljøtilstand, som er styret af de faktiske og ikke de klimakorrigerede forhold.

Klimaforandringer kan både skyldes naturlig variation og menneskelig aktivitet. Det er dog meget vanskeligt at adskille den naturlige og den menneskeskabte komponent af klimaforandringerne. De klimakorrigerede data i denne rapport er kun normaliseret i forhold til år til år variationen i ferskvandsafstrømningen til de danske farvande, da tilførslen af næringsstoffer og især kvælstof er korreleret med afstrømningen. En videreudvikling af klimakorrektionerne til at omfatte andet end afstrømning vil kunne forbedre beskrivelsen af den ikke-klimarelaterede menneskeskabte miljøpåvirkning og dermed tydeliggøre effekten af de miljøforbedrende tiltag.

Bilag 3 indeholder en kort beskrivelse af principperne for den anvendte afstrømningskorrektion i denne rapport.

I analyserne af måneds- eller år til år variationen i data anvendes et generelt indeks eller en middelværdi beregnet ud fra alle målinger den enkelte måned eller det enkelte år for hver af indikatorerne. Derved fås et nationalt billede af tilstand og udvikling, som udjævner forskelle mellem lokaliteter. Der er dog foretaget en opdeling på kystnære områder (fjorde og kystvande) og mere åbne havområder (åbne indre farvande), da disse to farvandstyper adskiller sig markant fra hinanden. For enkelte parametre er der lavet yderligere opdeling inden for farvandstyperne for bedre at kunne beskrive udviklingen. Forholdene lokalt kan i nogle tilfælde være forskellig fra det beskrevet for farvandstyper eller nationalt.

4. Næringsstofkoncentrationer

Jacob Carstensen

Et af Miljøstyrelsens to nye skibe, som begge er katamaraner. Foto: Miljøstyrelsen.

Eutrofiering skyldes hovedsageligt en stor tilførsel af næringsstoffer, som medfører en forøget produktion af bl.a. planteplankton i de danske farvande med deraf afledte effekter. Næringsstofkoncentrationer er derfor vigtige tilstandsvariable for at vurdere vandkvaliteten i de marine områder og indgår desuden til at understøtte klassifikationen af de biologiske elementer i de europæiske direktiver. Kvælstof (N) og fosfor (P) er de næringsstoffer, der primært begrænser havets primærproduktion. Koncentrationerne af N og P i havet afhænger af tilførslerne fra land, atmosfære, sediment (intern belastning) og udveksling med andre farvande samt fjernelse ved permanent begravelse i sedimenterne og denitrifikation (kun kvælstof). Desuden vil optag i planteplankton i vandsøjlen samt mikroalger og planter på bunden binde vandsøjlens næringsstoffer, som for størstedelen dog frigives igen, når organismerne dør og mineraliseres. Den opløste, uorganiske del af kvælstof (DIN, ammonium + nitrit/nitrat) og fosfor (DIP, fosfat) optages direkte af havets planter, mens opløst organisk kvælstof og fosfor oftest skal omsættes bakterielt, før de kan optages af planterne. Den totale pulje af kvælstof (TN) og fosfor (TP) består således både af opløste og partikulære såvel som af organiske og uorganiske forbindelser. Planteplankton har gennemsnitligt behov for opløst uorganisk kvælstof og fosfor i molforholdet 16:1, også kaldet Redfield-forholdet. Lave molforhold (< 10) indikerer, at kvælstof potentielt er begrænsende for primærproduktionen, mens høje molforhold (> 20) indikerer potentiel fosforbegrænsning. Uorganisk opløst silicium (DSi) er desuden et nødvendigt næringsstof for kiselalger.

Metoder og datagrundlag

Dette kapitel bygger på data fra det nationale program for overvågning af vandmiljøet og naturen (NOVANA) i perioden 1989-2021. Prøver er indsamlet og analyseret og data behandlet efter retningslinjerne i de tekniske anvisninger for overvågning af de vandkemiske parametre (*Fossing & Hansen 2018*). For de åbne indre farvande er datagrundlaget suppleret med svenske data fra Sveriges Meteorologiske og hydrologiske Institut (SMHI). Grundet coronapandemien blev der indsamlet færre prøver i januar 2021.

NOVANA-prøverne er analyseret af forskellige laboratorier gennem tiden, men hovedsageligt af Eurofins frem til 2016, hvorefter ALS analyserede prøverne frem til marts 2017, inden de igen overgik til Eurofins. Siden 2019 er analyserne af næringsstofkoncentrationer igen foretaget af ALS-laboratoriet, inden MST valgte af foretage analyserne på deres eget laboratorium fra november 2020. Ligeledes blev håndteringen af prøver ændret i 2020, således at

fra 1. januar foregår filtrering af prøver (opløste forbindelser) i videst muligt omfang på skibet kort efter prøvetagning, og fra 1. november fryses prøverne umiddelbart efter prøvetagning og evt. filtrering indtil analyse på laboratoriet senest en måned efter prøvetagning. Tidligere blev prøverne sat på køl umiddelbart efter prøvetagning og bragt til laboratoriet, hvor de blev filteret og analyseret inden for henholdsvis 8 og 24 timer. Der er indikationer på, at frysning af vandprøverne fører til forhøjede niveauer af fosfat (opløst uorganisk fosfor, DIP). Dette er under udredning. Forhøjede niveauer af fosfat vil medføre undervurdering af niveauet af organisk fosfor.

Totalkoncentrationer af kvælstof målt med den utilstrækkelige oxidation med UV i perioden 2004-2017 er genoprettet i databasen ud fra relationer i *Carstensen 2020*. Efterfølgende er der, ved sammenligning af data fra danske laboratorier med svenske SMHI-data på stationer i de åbne farvande, opdaget systematiske forskelle i analyser af TN og TP målt med autoklave (og i genoprettede UV-målinger) mellem forskellige laboratorier og perioder, hvilket potentielt kan medføre for lave koncentrationer for TN og TP og de organiske fraktioner for perioden 2004-2018 og for høje koncentrationer for TN og TP og de organiske fraktioner i 2019. Årsmidler fra disse perioder er derfor markeret for at indikere denne problemstilling. Data fra 2020, hvor både ALS og MST analyserede prøver, viser derimod en god overensstemmelse med SMHI–data for TN og TP, og derfor vurderes disse data at give et mere retvisende billede.

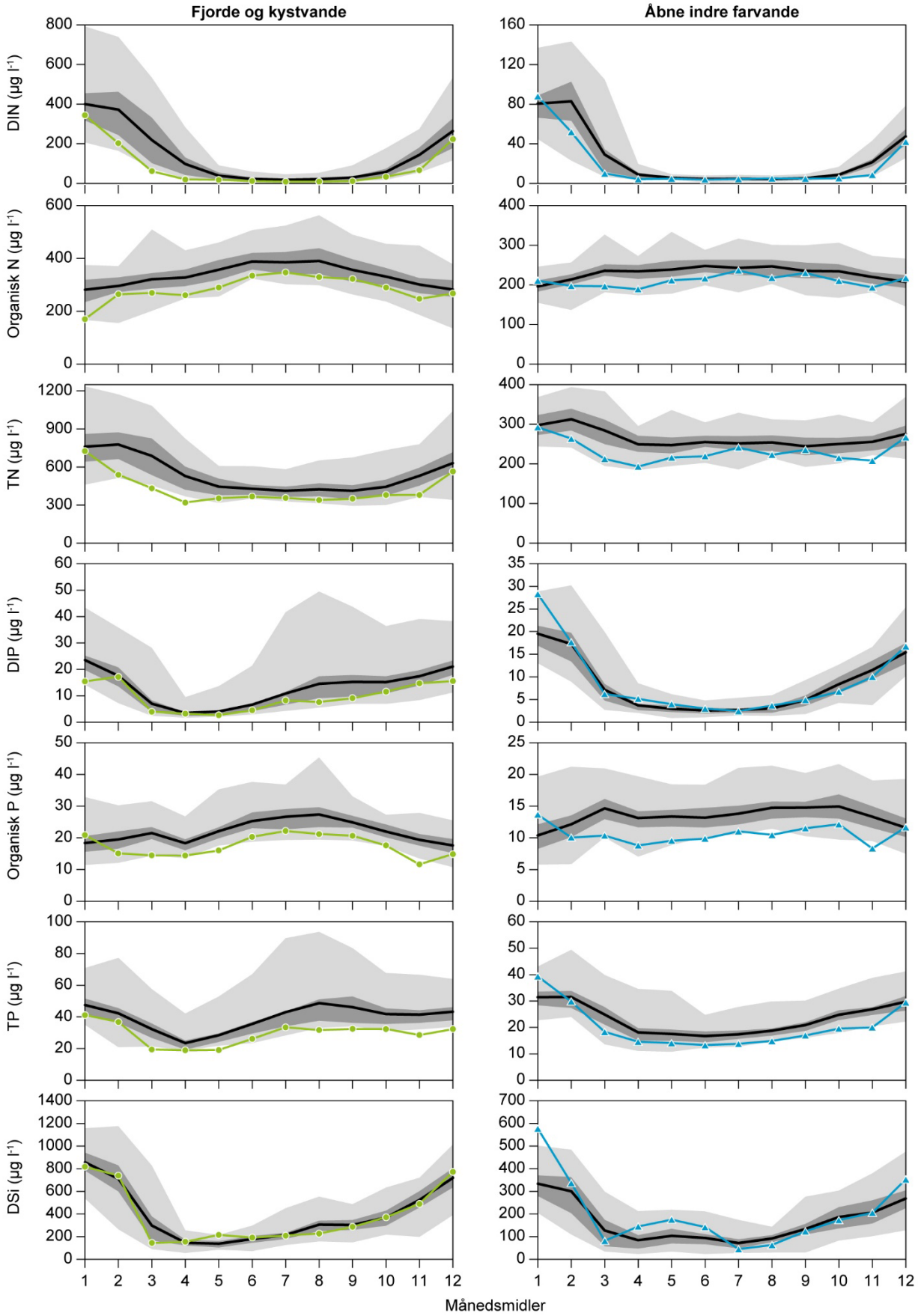
Stationerne er opdelt i fjorde og kystvande samt i de åbne indre farvande og Nordsøen-Skagerrak (*Bilag 1*). Månedsmidler og årsmidler af næringsstofkoncentrationer er beregnet med en tresidet variansanalyse (*Bilag 2*). Klimakorrigede årsmidler er beregnet ud fra ferskvandsafstrømningen (*Bilag 3*). Den tidslige udvikling er analyseret ved lineær regression for perioden 1989-2021 samt for perioden 2012-2021.

Sæsonvariation i 2021

Fjorde og kystvand samt overfladevand i de åbne indre farvande

Koncentrationerne af opløst uorganisk fosfor (DIP) og kvælstof (DIN) har været faldende siden henholdsvis slutningen af 1980'erne og midten af 1990'erne, og niveauerne i 2021 var også forholdsvis lave for de uorganiske næringsstoffer. For at vurdere sæsonfordelingen er månedsmidlerne for 2021 i fjorde og kystvande samt de åbne indre farvande sammenholdt med fordelingen af månedsmidlerne for perioden 1989-2020 (langtidsmidlen) (*figur 4.1*).

Koncentrationen af DIN i fjorde og kystvande var relativ høj i januar og december, men var ellers under den nedre kvartil i alle andre måneder. Månedsmidlerne for DIN i marts, april, august og september 2021 var de hidtil laveste. De generelt lave DIN-koncentrationer skyldes primært den lave afstrømning fra land i slutningen af 2020 og starten af 2021 (*kapitel 2, Hansen & Høgslund 2021*), hvilket har reduceret niveauet af DIN betragteligt igennem det meste af den produktive periode. Dog var DIN-koncentrationen i januar forholdsvis høj, hvilket kan skyldes en mindre vandudveksling med de åbne farvande som følge af de rolige vindforhold, hvilket underbygges af en noget lavere saltholdighed (data ikke vist). Samme mønster gjorde sig i store træk gældende for koncentrationen af total kvælstof (TN), hvor månedsmidlerne var relativt høje i januar og december og de hidtil laveste for marts og april. Koncentrationen af organisk N var også lav igennem det meste af året med undtagelse af december, hvor månedsmidlen var på niveau med langtidsmidlen.



Figur 4.1. Månedsmiddelkoncentrationer af opløst uorganisk kvælstof (DIN), organisk N, total kvælstof (TN), opløst uorganisk fosfor (DIP), organisk P, total fosfor (TP) og opløst uorganisk silicium (DSi) i 2021 for fjorde og kystvande (0-10 m, ●) og overfladevandet i de åbne indre farvande (0-10 m, ▲) sammenholdt med langtidsmidlen (1989-2020). Variationen i langtidsmidlen er angivet med minimum og maksimum (lysegrå), nedre og øvre kvartil (mørkegrå) samt middelværdien (fed sort linje).

DIN-koncentrationen i overfladevandet i de åbne indre farvande var som i fjorde og kystvande relativ høj i januar og december, hvorimod månedsmidlerne var lave i de andre måneder. DIN-koncentrationen faldt markant i februar og marts, hvilket skyldes en forholdsvis tidlig forårsopblomstring (*kapitel 5*). Koncentrationen af organisk N og TN var på niveau med langtidsmidlerne i januar og december, hvorimod de andre månedsmidler var lave. De relativt høje kvælstofkoncentrationer i januar kan skyldes de rolige vindforhold, som har reduceret transporten gennem de åbne indre farvande og opblandingen mellem overflade- og bundvand. Dermed har afstrømningen fra land haft en relativ større betydning for kvælstofkoncentrationerne i overfladen end normalt i januar, hvilket også bekræftes af markant højere koncentrationer i forhold til bundvandet (*figur 4.2*).

DIP-koncentrationen i fjorde og kystvande var generelt lav igennem det meste af året med undtagelse af februar. Den svage vind i vintermånederne (*kapitel 2*) reducerede udvekslingen af vandmasser med de åbne farvande og resulterede dermed i større påvirkning af afstrømningen fra land. Der var ingen markant stigning i DIP-koncentrationen i sensommeren og efteråret, som det tidligere er forekommet i år med udbredt iltsvind i fjorde og kystvande. Det skyldes formodentlig, at iltsvindet var centreret på de samme lokaliteter som de senere år, hvilket har reduceret puljen og frigivelsen af sedimentets indhold af omsættelig P. TP-koncentrationen i januar og februar var omkring den nedre kvartil, hvilket svarer til det forventede niveau for det seneste årti. Derimod var TP-koncentrationen meget lav i resten af året med de hidtil laveste månedsmidler for marts, maj, august, september, november og december. Organisk P fulgte stort set det samme sæsonmønster som TP. De forholdsvis lave fosforkoncentrationer igennem det meste af året skyldes hovedsageligt den relativt lave afstrømning i starten af året og de generelt gode iltforhold i fjorde og kystvande.

DIP-koncentrationen i de åbne indre farvande var meget høj i januar, hvilket formodentlig, lige som for DIN, skyldes en større påvirkning af afstrømning fra land, på grund af den reducerede opblanding, kombineret med udstrømning fra Østersøen, hvor vinterniveauet for DIP er lidt højere end i de indre åbne farvande. I resten af året fulgte DIP-koncentration det forventede sæsonmønster ud fra langtidsmidlerne, dog med en tendens til svagt højere niveauer mod slutningen af året. I modsætning til DIP var organisk P og TP-niveauerne relativt lave igennem det meste af året med undtagelse af januar, februar og december. Det er muligt, at denne relative forskel skyldes forhøjede DIP-koncentrationer som følge af metodeændring fra og med november 2020 med nedfrysning af prøver. Da organisk P bestemmes som differencen mellem TP og DIP kan frysningseffekten forklare, at tre måneder (juni, august og november) havde de hidtil lavest månedsmidler for organisk P, hvorimod kun november havde de hidtil laveste TP-niveauer.

DSi-koncentrationen i fjorde og kystvande fulgte det forventede sæsonmønster for langtidsmidlerne med undtagelse af relativt lavere koncentration i marts og relativt højere koncentration i maj. Det kraftige fald i DSi-koncentrationen fra februar til marts skyldes formentlig en forårsopblomstring domineret af kiselalger (*kapitel 5*) og en lav afstrømning i starten af året med deraf følgende større påvirkning af vandmasser fra de åbne farvande med lavere DSi-koncentration. Faldet i DSi-koncentrationen fra februar til marts var så meget større end faldet i DIN, at det ikke alene kan skyldes opvækst af kiselalger. Den relativt høje DSi-koncentration i den regnfulde maj kan skyldes en større tilførsel fra land.

DSi-koncentrationen i de åbne indre farvande var usædvanlig høj i januar og varierede markant hen over året, hvilket i stor udstrækning skyldes den varierende påvirkning af vandmasser fra henholdsvis Østersøen og Nordsøen. DSi-niveauerne er generelt højere i Østersøen, og derfor har månederne domineret af udstrømning fra Østersøen (januar, februar, juni og september) højere niveauer. Forårsopblomstringen i februar og marts kan også have bidraget til det kraftige fald i DSi-koncentrationen, selvom det ikke kan forklare hele ændringen alene ud fra Redfield-forholdet. De høje koncentrationer i april, maj og juni kan skyldes opblanding af bundvand med meget høje DSi-koncentrationer (*figur 4.2*), da vinden skiftede til vestlige retninger og nye vandmasser trængte ind fra Nordsøen.

Bundvand

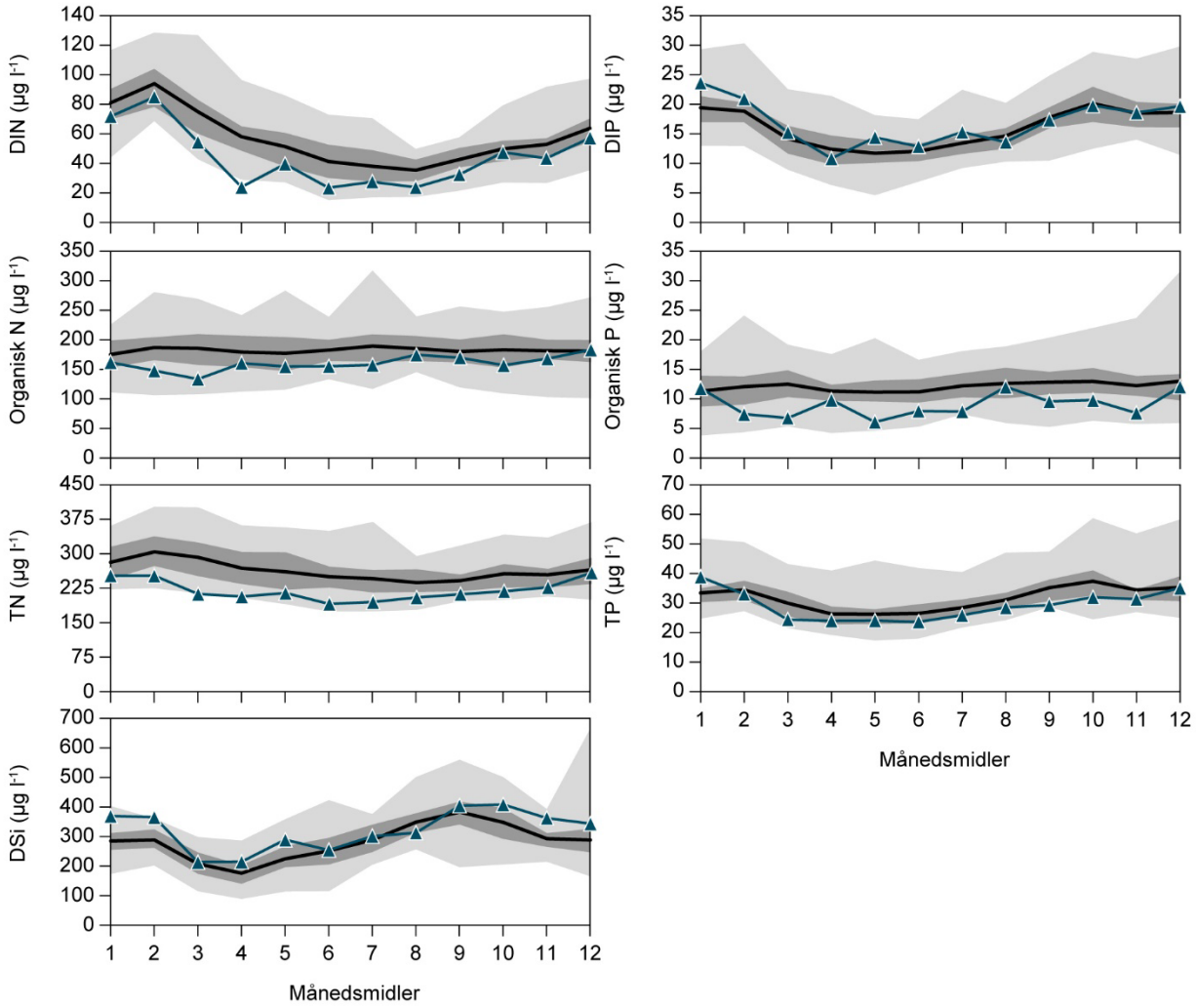
DIN-koncentrationen i bundvandet i det nordlige Kattegat var generelt lav (~120 µg l^{-1} mod normalt ~150 µg l^{-1}) i januar og februar (data ikke vist). Det og en saltholdighed omkring 34-34,5 ‰ indikerer, at bundvandet ikke var påvirket af vandmasser fra den sydlige del af Nordsøen, hvor koncentrationen af næringsstoffer typisk er højere og saltholdigheden oftest lavere. De svage vinde, skiftende mellem østlig og vestlig retning, har formentlig reduceret udskiftningen af bundvandet i starten af året. Signaturerne for bundvandet i Kattegat skiftede heller ikke karakter fra efteråret 2020 til januar og februar 2021 (data ikke vist). Der var heller ingen tegn på væsentlige ændringer i bundvandets signaturer i de efterfølgende måneder, og der blev ikke observeret nogen vandmasser med ophav i den sydlige Nordsø transporteret med Den Jyske Kyststrøm. Dette understøtter antagelsen om, at bundvandet har været forholdsvis isoleret i den første halvdel af 2021 (*kapitel 2*).

DIN-koncentrationen i bundvandet var generelt lav igennem det meste af året, og for april blev observeret den hidtil laveste månedsmiddel (*figur 4.2*). Denne lave månedsmiddel sammenholdt med en vindretning fra vest til nordvest kunne dog tyde på, at mere næringsfattige vandmasser fra den centrale og nordlige Nordsø er trængt ind i de indre danske farvande. Ved Læsø Rende (station 403) blev der i april observeret en vandmasse med saltholdighed ~33,5 ‰ og DIN-koncentration ~45 µg l^{-1}, og en mere blandet vandmasse omkring Fladen (station 905) med samme saltholdighed og DIN-koncentration omkring 80-100 µg l^{-1}. På de andre stationer forblev DIN-koncentrationen på niveauet for vintermånederne (~120 µg l^{-1}). Signaturerne af denne vandmasse kunne svagt anes i maj måned ved Anholt (station 413) og Gniben (station 925). DIN-koncentrationen steg i september og især i oktober og faldt derefter i november, hvilket formodentlig skyldtes et udbredt iltsvind for de åbne indre farvande, som først blev reduceret efter kraftig blæst i slutningen af oktober (*kapitel 6)*. Koncentrationen af organisk N flugtede med den nedre kvartil i alle måneder undtagen februar og marts, hvor niveauet var lavere, og december, hvor niveauet var højere. TN-koncentrationen var også lav sammenlignet med langtidsmidlen undtagen i december. De relative lave niveauer i forårsmånederne skyldtes en forholdsvis større påvirkning af vandmasser fra den centrale og nordlige Nordsø, da vinden skiftede over til vestlige retninger i marts og april (*kapitel 2*). De relativt høje niveauer for organisk N og TN i december skyldes forøget udstrømning af vand fra Østersøen med den aftagende vind, hvilket reducerede saltholdigheden i både overflade- og bundvand (*kapitel 2*).

DIP-koncentrationen startede på et relativt højt niveau, hvilket formentlig er relateret til en større frigivelse af fosfat under det udbredte iltsvind i efteråret 2020 sammenholdt med en forholdsvis isoleret vandmasse ved bunden. DIP-

koncentrationen faldt lidt kraftigere end normalt i marts og april, hvilket skyldes påvirkningen af vandmasser fra den centrale og nordlige Nordsø. DIP-koncentrationen fulgte det normale sæsonmønster fra august til oktober, hvilket modsvarer, at iltsvindet ligeledes var normalt i 2021 for de åbne indre farvande (*kapitel 6*). Organisk P og TP fulgte det forventede sæsonmønster og var under langtidsmidlerne for alle måneder undtagen januar. De højere fosforniveauer i januar skyldes formentlig udbredt iltsvind i efteråret 2020 kombineret med en begrænset fornyelse af bundvandet. De stigende niveauer i december skyldes en større påvirkning af vandmasser fra Østersøen, som beskrevet for kvælstof.

DSi-koncentrationen var relativ høj i starten og slutningen af året, og månedsmidlen for februar var den hidtil højeste. Disse høje DSi-koncentrationer skyldes formentlig en akkumulering som følge af de svage vindforhold og dermed isolering af bundvandet og reduceret opblanding. Det lave niveau i marts og april skyldes hovedsageligt, at de meget høje koncentrationer i januar blev fortyndet med indtrængende vand fra den centrale og nordlige del af Nordsøen.



Figur 4.2. Månedsmiddelkoncentrationer af opløst uorganisk kvælstof (DIN), organisk N, total kvælstof (TN), opløst uorganisk fosfor (DIP), organisk P, total fosfor (TP) og opløst uorganisk silicium (DSi) i 2021 for bundvandet (≥ 15 m) i de åbne indre farvande sammenholdt med langtidsmidlen (1989-2020). Variationen i langtidsmidlen er angivet med minimum og maksimum (lysegrå afgrænsning), nedre og øvre kvartil (mørkegrå afgrænsning) samt middelværdien (fed sort linje).

Tidslig udvikling i fjorde og kystvande

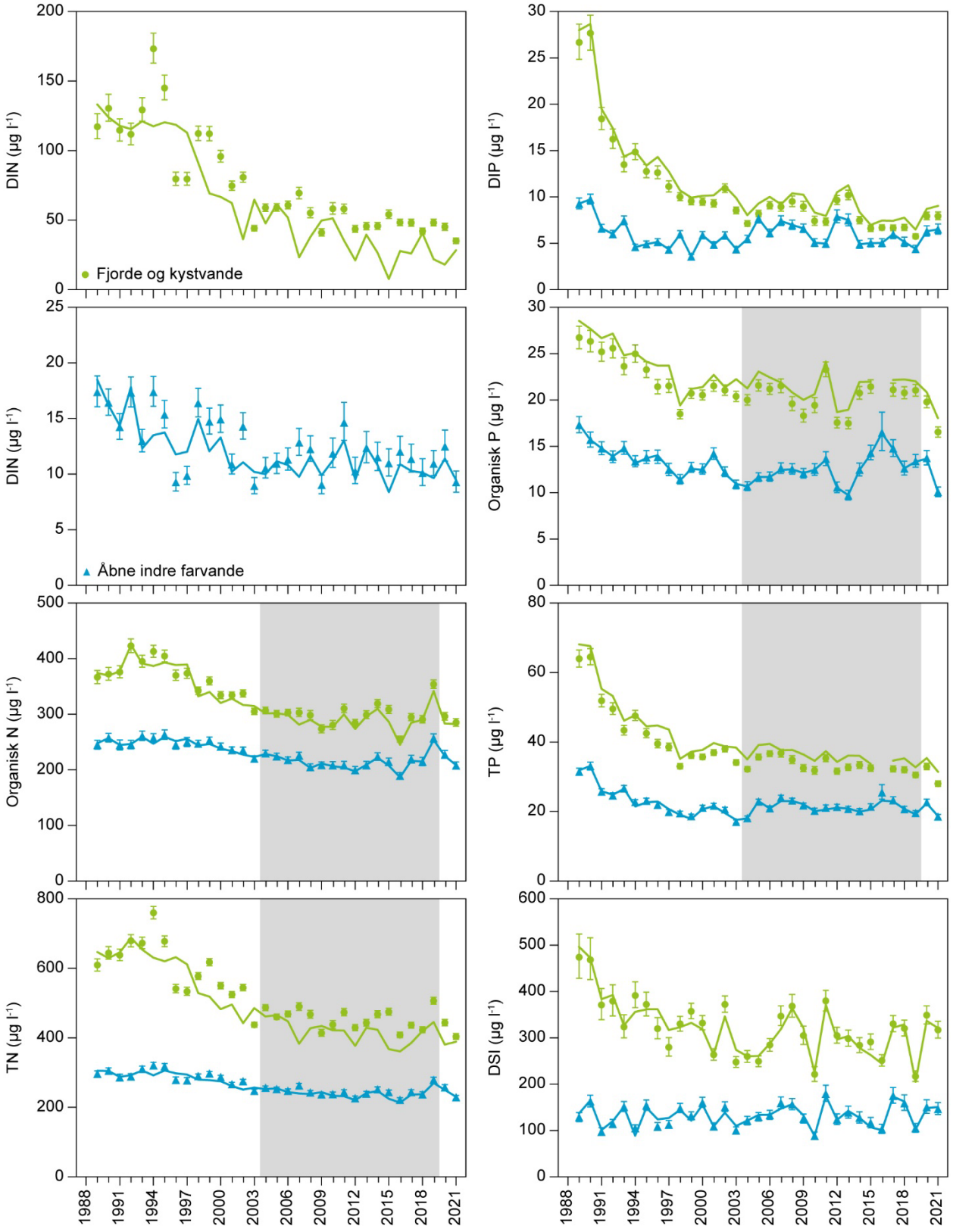
Kvælstofkoncentrationerne er generelt faldet siden midten af 1990'erne, hovedsageligt som følge af regulering af landbrugsproduktionen. I 2021 var årsmidlen for DIN-koncentrationen 35 µg l^{-1}, hvilket er det hidtil laveste niveau (*figur 4.3*). Koncentrationen faldt markant fra 1994 og frem til 2003, hvorefter niveauet har ligget rimelig konstant med årsmidler omkring 40-60 µg l^{-1}. DIN-koncentrationen i 2021 var reduceret med 73 % i forhold til middelniveauet for 1989-1994. TN-koncentrationen i 2021 var også den hidtil laveste (404 µg l^{-1}), hvilket er 39 % lavere end 1989-1994 og 10 % lavere end de seneste 10 år. Organisk N var på niveau med de seneste 10 år. Koncentrationerne af organisk N og TN faldt fra 1994 og frem til 2003, og har ikke ændret sig markant siden. Kvælstofkoncentrationerne i 2021 var derfor generelt lave.

Korrigeres der for år til år variationerne i afstrømningen, var kvælstofkoncentrationerne i 2021 på niveau med de seneste 10-15 år. Sammenlignes de afstrømningskorrigerede kvælstofniveauer i 2021 med middelniveauet for 1989-1994, er der sket et fald på 77 %, 27 % og 40 % for henholdsvis DIN, organisk N og TN.

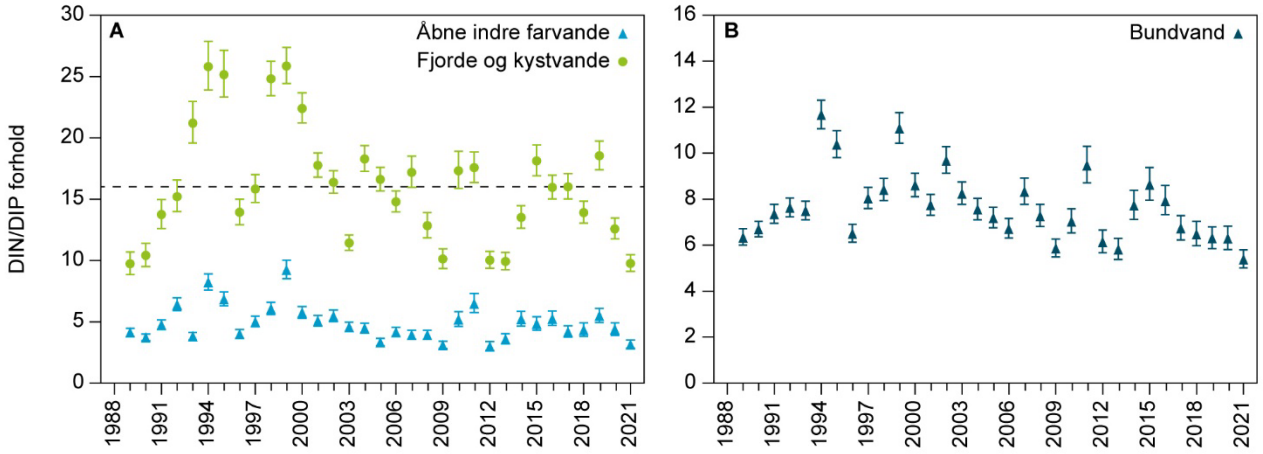
Fosforkoncentrationerne faldt markant i 1980'erne og starten af 1990'erne som følge af udbygningen af spildevandsrensningen (*Riemann m.fl. 2016*). Årsmiddelkoncentrationen for DIP i 2021 var på niveau med gennemsnittet for årsmidler siden 2000, men dog den højeste siden 2013. Den relativt høje DIP-koncentration i 2021, sammenlignet med de senere år, kan skyldes et mindre optag af DIP som følge af øget N-begrænsning samt metodeskift for opbevaring af prøverne. I forhold til 1989 er DIP reduceret med 70 % i 2021. Organisk P og TP-koncentrationen i 2021 var de hidtil laveste.

DSi-koncentrationen har varieret mellem 200 og 400 µg l^{-1} siden starten af 1990'erne, og årsmidlen i 2021 (317 µg l^{-1}) var således gennemsnitlig. DSi-niveauet er normalt resultatet af tre faktorer: kiselalger (øget mængde sænker niveauet), kvælstofbegrænsning (øget begrænsning giver højere niveau), og vand fra den centrale Nordsø (øget mængde sænker niveauet). Niveauet i 2021 skyldes formentlig en kombination af moderat påvirkning fra Nordsøen og større kvælstofbegrænsning igennem det meste af året.

Molforholdet mellem årsmidler af DIN-koncentrationer og DIP-koncentrationer toppede i 1999 og har i de senere år varieret omkring Redfield-forholdet 16:1 (*figur 4.4A*). Dette er en konsekvens af de to forskellige tidslige forløb: 1) DIP faldt frem til midten af 1990'erne og stabiliseredes derefter, og 2) DIN faldt fra midten af 1990'erne frem til ca. 2003 og stabiliseredes derefter. I 2021 var molforholdet det laveste siden 1989, hvilket skyldes den lave afstrømning i vinter- og forårsmånederne og dermed generelt lave DIN-koncentration i forhold til DIP-koncentrationen, da N i højere grad end P følger den årsmidlede afstrømning.



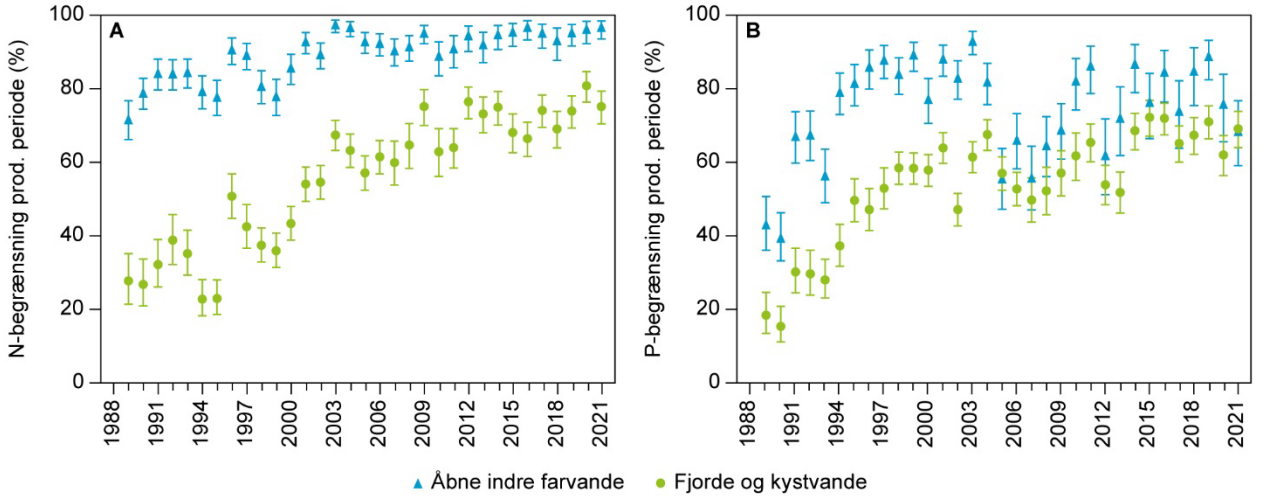
Figur 4.3. Årsmiddelkoncentrationer (symboler m. ± 95 % konfidensgrænser) og afstrømningskorrigerede årsmiddelkoncentrationer (linjer) for opløst uorganisk kvælstof (DIN), organisk N, total kvælstof (TN), opløst uorganisk fosfor (DIP), organisk P, total fosfor (TP) og opløst uorganisk silicium (DSi) for fjorde og kystvande (0-10 m, ●) og overfladevandet (0-10 m) i de åbne indre danske farvande (0-10 m, ▲). For DIN er fjorde og kystvande afbildet adskilt fra åbne farvande og med forskellige y-akser. Perioden med potentielle systematiske afvigelser for målinger af organisk N og P samt TN og TP er markeret med gråt.



Figur 4.4. Molforhold mellem årsmidlen (± 95 % konfidensgrænser) for opløst uorganisk kvælstof (DIN) og opløst uorganisk fosfor (DIP) i A) for fjorde og kystvande (0-10 m, ●) og overfladevandet i de åbne indre farvande (0-10 m, ▲), og B) bundvand (≥ 15 m) i åbne indre farvande (▲). Den stiplede linje angiver Redfield-molforholdet.

Kvælstof er blevet potentielt mere begrænsende for væksten af planteplankton siden midten af 1990'erne, mest markant i perioden fra 1998 til 2003 (*figur 4.5*). Kvælstofbegrænsningen i 2021 var blandt de højeste med 75 % af den produktive periode, hvilket er lidt højere end et gennemsnittet for 2003-2020, hvor kvælstof var potentielt begrænsende for primærproduktionen i ca. 70 % af den produktive periode. Dette skyldes den forholdsvis lave afstrømning og dermed tilførsel af kvælstof fra land.

Fosfor blev potentielt mere begrænsende fra 1989 til 1998, hvorefter fosfor har været potentielt begrænsende i 50-70 % af den produktive periode. Den potentielle fosforbegrænsning i 2021 var relativ høj (69 %). Den relativt høje fosforbegrænsning i 2021 skyldtes hovedsageligt den relativ langsomme udvikling af iltsvind og de forholdsvis gode iltforhold, som reducerede frigivelsen af fosfat (DIP) fra sedimentet (*kapitel 6*). Således var både kvælstof og fosfor mere begrænsende end normalt på grund af de lavere tilførsler fra henholdsvis land og sediment.



Figur 4.5. Årsmiddel (± 95 % konfidensgrænser) for potentiel begrænsning forårsaget af kvælstof (N) og fosfor (P) i fjorde og kystvande (0-10 m, ●) og overfladevandet i de åbne indre farvande (0-10 m, ▲) udregnet som sandsynligheden for, at koncentrationer i den mest produktive periode (marts-september) lå under værdierne for potentielt begrænset primærproduktion (28 µg l^{-1} for opløst uorganisk kvælstof (DIN) (A) og 6,2 µg l^{-1} for opløst uorganisk fosfor (DIP) (B)).

Både de ukorrigerede og de afstrømningskorrigerede næringsstofkoncentrationer udviste alle signifikante fald i perioden 1989-2021 (*tabel 4.1*). Derimod var der ingen signifikant udvikling over de seneste 10 år for nogen af næringsstofkoncentrationerne. Dette bekræfter den overordnede tendens med de store ændringer i 1990'erne, hvorimod niveauerne for næringsstoffer har været mere eller mindre konstante siden 2003.

Tabel 4.1. Trendanalyser for udviklingen i næringsstoffer siden starten af det nationale overvågningsprogram i 1989 og for de seneste 10 år angivet ved hældningskoefficienten (mg l^{-1} $år^{-1}$) og tilhørende P-værdi (i parentes). Statistisk signifikante trends (P < 0,05) er markeret med gråtone. Bemærk at tabellen ud over trendanalyser for fjorde og kystvande også omfatter analyser for overfladevand og bundvand i de åbne indre farvande både for ukorrigerede og afstrømningskorrigerede værdier.

		Ukorrigerede		Afstrømningskorrigerede	
Område	**Næringsstof**	**1989-2021**	**2012-2021**	**1989-2021**	**2012-2021**
Fjorde og kystnære områder	DIN	-3,146 (<0,0001)	-0,636 (0,2657)	-3,725 (<0,0001)	-0,070 (0,9458)
	Org. N	-3,598 (<0,0001)	0,930 (0,7633)	-3,872 (<0,0001)	1,193 (0,6873)
	TN	-8,235 (<0,0001)	-0,986 (0,7952)	-9,574 (<0,0001)	0,303 (0,9311)
	DIP	-0,405 (<0,0001)	-0,240 (0,1307)	-0,410 (<0,0001)	-0,232 (0,1827)
	Org. P	-0,181 (<0,0001)	0,049 (0,8326)	-0,188 (<0,0001)	0,059 (0,7791)
	TP	-0,722 (<0,0001)	-0,280 (0,1260)	-0,738 (<0,0001)	-0,257 (0,1445)
	DSi	-3,310 (0,0018)	1,768 (0,7037)	-3,780 (0,0003)	2,220 (0,6605)
Overflade-vand, åbne indre farvande	DIN	-0,158 (0,0003)	-0,086 (0,4864)	-0,179 (<0,0001)	-0,055 (0,6902)
	Org. N	-1,503 (<0,0001)	2,463 (0,2404)	-1,557 (<0,0001)	2,542 (0,2153)
	TN	-2,322 (<0,0001)	1,775 (0,3727)	-2,478 (<0,0001)	2,003 (0,2895)
	DIP	-0,031 (0,2443)	-0,133 (0,3302)	-0,031 (0,2421)	-0,133 (0,3328)
	Org. P	-0,060 (0,0589)	0,131 (0,6146)	-0,062 (0,0592)	0,133 (0,6032)
	TP	-0.163 (0,0064)	-0,115 (0,6335)	-0,178 (0,0029)	-0,091 (0,6111)
	DSi	0,344 (0,4450)	1,286 (0,4115)	0,241 (0,5801)	2,437 (0,4212)
Bundvand, åbne indre farvande	DIN	-0,586 (0,0004)	-0,914 (0,2993)	-0,681 (<0,0001)	-0,777 (0,2713)
	Org. N	-2,035 (<0,0001)	3,523 (0,1192)	-2,113 (<0,0001)	3,636 (0,0967)
	TN	-3,033 (<0,0001)	2,198 (0,2322)	-3,259 (<0,0001)	2,527 (0,0684)
	DIP	-0.056 (0,1824)	-0,027 (0,8633)	-0,055 (0,1862)	-0,028 (0,8570)
	Org. P	-0,161 (0,0001)	0,276 (0,3330)	-0,163 (0,0001)	0,279 (0,3141)
	TP	-0.262 (0,0003)	0,256 (0,2313)	-0,263 (0,0003)	0,257 (0,2234)
	DSi	0,778 (0,1288)	2,857 (0,2596)	0,550 (0,2145)	3,189 (0,2619)

Tidslig udvikling i overfladevand i de åbne indre farvande

I 2021 var årsmidlen af koncentrationen af DIN i overfladevandet i de åbne indre farvande den laveste siden 2009 (*figur 4.3*). Det lave niveau i 2021 skyldes hovedsageligt en mindre afstrømning og dermed kvælstoftilførsel fra land. Generelt har årsmidlen for DIN ligget stabilt omkring 10 µg l^{-1} siden 2000, og i 2021 var den på 9,3 µg l^{-1}. Koncentrationerne af organisk N og TN i 2021 var på niveau med gennemsnittet for årene siden 2000. Sammenholdt med perioden 1989-1994 var koncentrationerne af DIN, organisk N og TN i 2020 reduceret med henholdsvis 42 %, 17 % og 24 %. Korrigeres der for afstrømningen var kvælstofniveauer i 2021 på niveau med gennemsnittet for perioden siden 2000.

Koncentrationen af DIP var i 2021, ligesom i 2020, højere end de forudgående år, hvilket skyldes en større kvælstofbegrænsning og dermed mindre optag af fosfat. Metodeskift til frysning af prøver kan også have påvirket niveauet. DIP-koncentrationen har ligget i intervallet 4-8 µg l^{-1} siden 1994. Udsving mellem de enkelte år skyldes hovedsageligt ændringer i fosforniveauerne i Østersøen foruden den varierende kvælstofbegrænsning i de åbne farvande såvel som kystzonen, hvilket påvirker eksporten af fosfat til de åbne farvande. Koncentrationerne af organisk P og TP i 2021 var henholdsvis næst og tredje laveste for hele perioden.

Koncentrationen af DSi i 2020 (147 µg l^{-1}) lå ca. 10 % over gennemsnittet for hele perioden. De lidt højere værdier i 2021 skyldes formentlig et relativt mindre optag fra kiselalger (*kapitel 5*). DSi-koncentrationerne har generelt ikke udviklet sig siden starten af overvågningsprogrammet i slutningen af 1980'erne, og normalt ligger årsmiddelkoncentrationen mellem 100 og 150 µg l^{-1}.

Udviklingen i molforholdet mellem DIN og DIP i overfladevandet i de åbne farvande har været langt mindre systematisk end for fjorde og kystvande, dog kendetegnet ved højere værdier i år med stor ferskvandsafstrømning og ved en tendens til stabilisering på et niveau omkring 4 i overfladevandet, dvs. overvejende kvælstofbegrænsning (*figur 4.4A*). N/P-forholdet i 2021 (3,1) var det laveste siden 2009.

De faldende koncentrationer af næringsstoffer har resulteret i stigende potentiel næringsstofbegrænsning (*figur 4.5*). Væksten af planteplankton har siden 2001 hvert år været potentielt begrænset af kvælstof i mere end 89 % af den produktive periode. I 2021 var kvælstofbegrænsningen på 97 %, hvilket er blandt de højeste i hele perioden. Den potentielle fosforbegrænsning i den produktive periode var 69 % i 2021, hvilket er noget lavere end de senere år, hvilket især skyldes en øget kvælstofbegrænsning. I de seneste godt 20 år har planteplanktonets vækst været potentiel begrænset af DIP i 70-90 % af den produktive periode undtagen nogle enkelte år, hvor niveauet var 60-70 %. Det betyder, at koncentrationerne af både DIN og DIP har været forholdsvis lave i en stor del af den produktive periode, og at begge næringsstoffer har været potentielt begrænsende i vækstsæsonen.

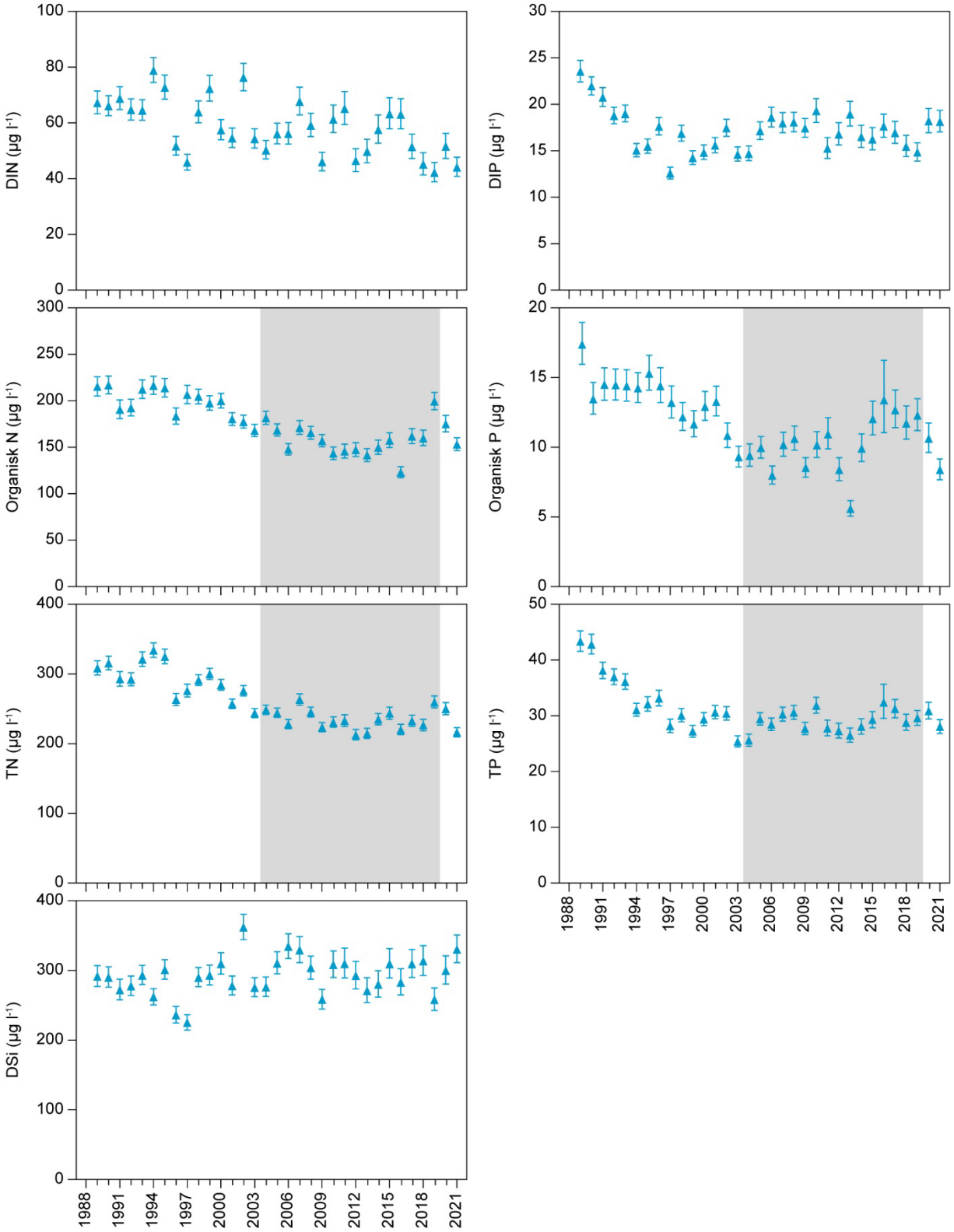
Der er over hele perioden siden 1989 observeret et signifikant fald for alle kvælstofkoncentrationer og TP, hvorimod der ikke er nogen ændringer for de seneste 10 år for hverken kvælstof eller fosfor (*tabel 4.1*). For de afstrømningskorrigerede årsmidler var billedet det samme. Der er ingen udvikling for DSi over hele perioden eller seneste 10 år.

Tidslig udvikling i bundvand i de åbne indre farvande

Koncentrationen af DIN i bundvandet i de åbne indre farvande i 2021 (44 µg l^{-1}) var ca. 20 % lavere end gennemsnittet for perioden siden 2000 og på niveau med de seneste fire år (*figur 4.6*). Det lavere niveau i 2021 skyldes formentlig en reduceret påvirkning af næringsholdigt vand fra Nordsøen. Den Jyske Kyststrøm havde således ikke nogen påviselig effekt i 2021. Koncentrationerne af organisk N var på niveau med perioden siden 2000, hvorimod TN-koncentrationen var forholdsvis lav, den laveste siden 2013.

Koncentrationen af DIP faldt frem mod 1997 til omkring 13 µg l^{-1}, fulgt af en stigende tendens indtil 2005, hvorefter niveauet har været på 15-19 µg l^{-1} (*figur 4.6*). DIP-koncentrationen i 2021 var meget lig 2020, og DIP-niveauet for disse to år var det højeste siden 2013. For 2021 skyldtes det hovedsageligt høje koncentrationer i starten af året, hvor bundvandet var beriget med fosfat fra det udbredte iltsvind i efteråret 2020 (*kapitel 6*), og hvor de rolige vindforhold isolerede bundvandet fra andre vandmasser. Metodeskift i forbindelse med prøvetagning kan også have påvirket DIP-koncentrationen. TP-koncentrationen var sammenlignelig med gennemsnittet for perioden siden 2000, hvorimod organisk P i 2021 var ca. 20 % lavere end gennemsnittet for den samme periode.

Niveauet for koncentrationen af DSi har været rimelig stabilt i hele perioden siden 1989 (*figur 4.6*). Niveauet i 2021 (330 µg l^{-1}) var ca. 10 % højere end gennemsnittet for hele perioden (292 µg l^{-1}). Det lidt højere niveau i 2021 skyldes hovedsageligt en større grad af isolering af bundvandet, hvorved DSi frigivet fra sedimentet akkumulerer.



Figur 4.6. Årsmiddelkoncentration (± 95 % konfidensgrænser) af opløst uorganisk kvælstof (DIN), organisk N, total kvælstof (TN), opløst uorganisk fosfor (DIP), organisk P, total fosfor (TP) og opløst uorganisk silicium (DSi) i bundvandet (≥ 15 m) for de åbne indre farvande. Perioden med potentielle systematiske afvigelser for målinger af organisk N og P samt TN og TP er markeret med gråt.

Molforholdet mellem DIN og DIP var i 2021 på 5,4, hvilket er det hidtil laveste siden 1989, hvor det varieret mellem 6 og 12 (*figur 4.4*). Det lave molforhold i 2021 skyldes kombinationen af relative lave DIN-koncentrationer og relative høje DIP-koncentrationer, som beskrevet ovenfor.

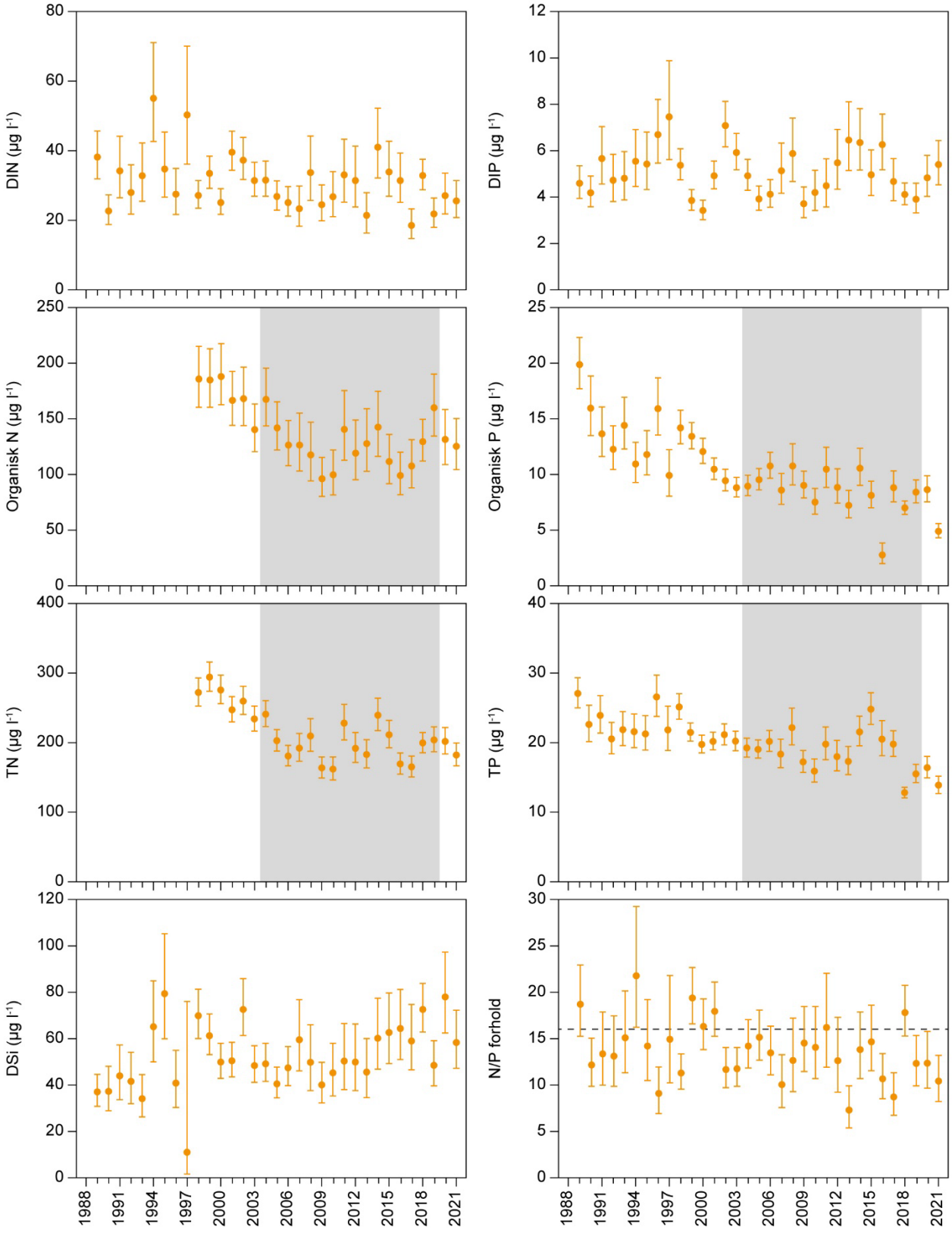
Kvælstofkoncentrationerne er faldet signifikant over hele perioden, men der er ingen overordnede tendenser for de seneste 10 år (tabel 4.1). Koncentrationerne af organisk P og TP udviser signifikante fald siden 1989, hvorimod det ikke er tilfældet for DIP. Der har ikke været nogen generel tendens for DSi for perioden som helhed eller de seneste 10 år.

Tidslig udvikling i overfladevand i Nordsøen og Skagerrak

Næringsstofkoncentrationer i Nordsøen og Skagerrak er analyseret på basis af NOVANA-stationerne langs vestkysten (ud for Vadehavet, Årgab, Thyborøn, Hanstholm og Hirtshals) samt stationerne i den åbne del af Nordsøen. Fra 2007 til 2013 blev der ikke målt i den åbne del af Nordsøen, og årsmidlerne for denne periode er bestemt ud fra antagelsen, at de kystnære stationer, når der korrigeres for rumlige forskelle, afspejler den generelle tidslige variation for hele Nordsøen og Skagerrak. Tidstrends for disse data er analyseret på samme vis som for de åbne indre farvande.

Årsmidlen for koncentrationen af DIN har siden 1989 ligget i intervallet 20-40 µg l^{-1} undtagen nogle enkelte år, hvilket er 2-4 gange højere end niveauet i overfladevandet i de åbne indre farvande siden midten af 1990'erne (*figur 4.7 & 4.3*). I 2021 var DIN-koncentrationen (26 µg l^{-1}) lidt lavere end gennemsnittet for hele perioden (31 µg l^{-1}) og gennemsnittet for årene siden 2000 (29 µg l^{-1}). DIN-koncentrationen i 2021 fulgte det forventede sæsonmønster hen over året, dog med lidt lavere niveauer i marts og april (data ikke vist), hvilket skyldes en større påvirkning fra vandmasser i den centrale del af Nordsøen som følge af de vestlige vindretninger. I årets sidste tre måneder var DIN-koncentrationen på niveau med langtidsmidlerne, hvilket skyldes en dominerende vindretning fra sydvest, som giver en større påvirkning af næringsrigt vand fra Den Tyske Bugt. Samme mønster og årsag gjorde sig gældende for sæsonvariationen for organisk N og TN, hvor TN i april var den hidtil laveste månedsmiddel. Årsmidlerne for organisk N og TN var tilsvarende lidt under gennemsnittet for perioden siden 2000.

Årsmidlen for DIP-koncentrationen har siden 1989 ligget i intervallet 4-6 µg l^{-1} langt de fleste år, hvilket svarer til niveauet i overfladevandet i de åbne indre farvande siden starten af 1990'erne. I 2021 var årsmidlen 5,4 µg l^{-1}, hvilket er på niveau med gennemsnittet for hele perioden (5,1 µg l^{-1}). DIP-koncentrationen var relativ høj i januar og februar, men faldt kraftigt i marts og april som følge af vind fra vestlige retninger. Ligesom for DIN, så var DIP-koncentrationen relativ høj i årets sidste tre måneder, hvilket skyldes en større påvirkning fra Den Tyske Bugt. Organisk P og TP er faldet fra 1989 frem til omkring 2000, hvorefter niveauerne har varieret omkring henholdsvis 9 µg l^{-1} og 19 µg l^{-1}. Organisk P og TP-koncentrationen var også lave i forårsmånederne, specielt maj, hvilket, lige som for N, skyldes vindretningen.



Figur 4.7. Årsmiddelkoncentration (± 95 % konfidensgrænser) af opløst uorganisk kvælstof (DIN), organisk N, total kvælstof (TN), opløst uorganisk fosfor (DIP), organisk P, total fosfor (TP) og opløst uorganisk silicium (DSi) i overfladevandet (0-10 m) for Nordsøen og Skagerrak samt DIN/DIP molforholdet. Den stiplede linje angiver Redfield-forholdet. Bemærk at årsmidlerne for 2007-2013 er udelukkende baseret på målinger fra kystnære stationer. Perioden med potentielle systematiske afvigelser for målinger af organisk N og P samt TN og TP er markeret med gråt.

Årsmidlen for DSi-koncentrationen steg i perioden 1989-1995 og har efterfølgende næsten alle år ligget i intervallet 40-60 µg l^{-1} frem til og med 2013. Derefter er DSi-koncentrationen steget jævnt, med undtagelse af 2019 og 2021, hvor niveauet faldet i forhold til det foregående år. Årsmidlen for 2021 (58 µg l^{-1}) var på niveau med gennemsnittet for perioden siden 2013. DSi-koncentration var relativ høj i årets sidste tre måneder på grund af en større påvirkning fra Den Tyske Bugt.

Molforholdet mellem DIN og DIP har igennem perioden ligget omkring, om end hovedsageligt under, Redfields forhold. DIN/DIP forholdet i 2021 (10,4) var forholdsvist lavt.

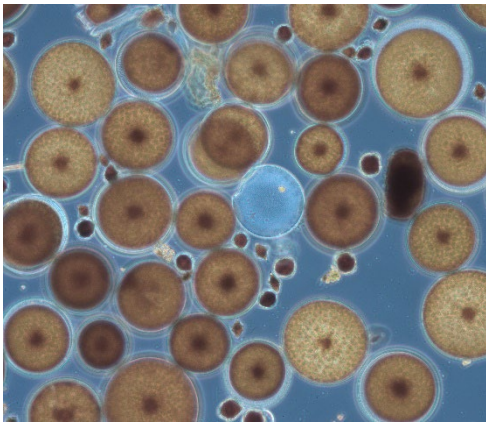
Sammenfatning

- Koncentrationerne af opløst uorganisk kvælstof og total kvælstof i 2021 var generelt lave, hvilket skyldes den lave afstrømning fra land i slutningen af 2020 og starten af 2021. Svage vindforhold i vintermånederne, og dermed mindre opblanding, medførte en højere akkumulering end normalt af uorganisk kvælstof i overfladen af de åbne indre farvande i januar.
- Fosforkoncentrationerne i 2021 var generelt lave i fjorde og kystvande. Der var ingen markant stigning i fosfatkoncentrationen i sensommeren, hvilket indikerer relativt gode iltforhold.
- Fosforkoncentrationerne i de åbne indre farvande var normale med undtagelse af januar, hvor tilførslerne fra land akkumulerede grundet de svage vindforhold med mindre opblanding og vandudveksling.
- De rolige vindforhold i starten af året isolerede i større grad bundvandet, og der var derfor kun mindre påvirkning af indstrømninger fra Nordsøen. Skiftet til nordvestlige vindretninger i april medførte indstrømninger af vandmasser fra centrale og nordlige Nordsø med lave koncentrationer af uorganisk kvælstof. Der var ingen signaturer af Den Jyske Kyststrøm i de indre farvande i 2021.
- Koncentrationerne af opløst uorganisk fosfor og total fosfor i bundvandet i de åbne indre farvande var relativt høje ved årets start. Det skyldes en reduceret fornyelse af bundvandet på grund af vindforholdene, således at de høje koncentrationer fra det udbredte iltsvind i efteråret 2020 ikke blev fortyndet.
- Koncentrationen af opløst silicium i fjorde og kystvande faldt kraftigt under forårsopblomstringen i marts. I de åbne indre farvande varierede koncentrationen af opløst silicium med de skiftende påvirkninger af vandmasser fra Østersøen og Nordsøen.
- Den potentielle kvælstofbegrænsning var høj i 2021 for fjorde og kystvande såvel som de åbne indre farvande, hvilket skyldes den forholdsvis lave afstrømning og tilførsel af kvælstof fra land. Siden 2001 har der været potentiel kvælstofbegrænsning i ca. 70 % af den produktive periode for fjorde og kystvande og over 90 % for de åbne indre farvande.
- Den potentielle fosforbegrænsning i 2021 var høj i fjorde og kystvande som følge af øget kvælstofbegrænsning og begrænset frigivelse af fosfat fra sedimentet grundet et senere udviklet og mindre omfattende iltsvind end i 2020. For de åbne indre farvande var den potentielle fosforbegrænsning mere moderat, hvilket især skyldes en større kvælstofbegrænsning og dermed overskud af fosfat.
- Årsmidlerne for kvælstofkoncentrationer i fjorde og kystvande samt overfladevandet i åbne indre farvande viste, at der efter en periode med reduktion fra midten af 1990'erne ikke er sket nogen signifikant udvikling i koncentrationen siden 2003, selv om niveauet i 2021 var relativt lavt.

- Årsmidlerne for fosforkoncentrationerne i fjorde og kystvande faldt kraftigt i 1980'erne og starten af 1990'erne, men siden 1998 har koncentrationerne været stabile. I de åbne indre farvande har fosforkoncentrationerne ligget stabilt siden 1994 både i overfladevandet og i bundvandet. I 2021 var koncentrationen af fosfat relativ høj, mens den var relativ lav for organisk fosfor og total fosfor. Niveauet for fosfat og organisk fosfor kan være påvirket af metodeskiftet for opbevaring af vandprøver.
- Reduktionen i næringsstofkoncentrationer siden 1980'erne tilskrives i stor udstrækning spildevandsrensning af fosfor og en reduktion i landbrugets kvælstofoverskud. Der er altså en tydelig positiv effekt af den danske indsats. Tilsvarende initiativer i vores nabolande kan have medvirket til de lavere koncentrationer i de åbne farvande. Næringsstofkoncentrationerne har stabiliseret sig på et stabilt niveau siden starten af 2000'erne.
- I den danske del af Nordsøen og Skagerrak var kvælstof- og fosforkoncentrationerne i 2021 normale. De totale koncentrationer af kvælstof og fosfor faldt frem til henholdsvis omkring 2010 og 2000, hvorefter niveauerne har stabiliseret sig.

5. Planteplankton og vandets klarhed

Stiig Markager & Jacob Carstensen



Kiselalgen *Coscinodiscus radiatus* udgør en del af det danske planteplankton og er særlig talrig under forårs- og efterårsopblomstringen. Foto: Per Andersen.

Planteplankton er mikroskopiske, oftest encellede alger, som svæver frit i vandet. De lever som andre planter af at omdanne solens energi til organisk stof vha. fotosyntese. Sollysets energi opfanges af cellernes pigmenter, hvor det vigtigste er klorofyl. Det umiddelbare produkt af fotosyntesen er kulhydrater, som algerne ophober og derefter omdanner til nye celler i en vækstproces. Væksten er afhængig af tilstedeværelse af næringsstoffer, hvor de kvantitativt vigtigste er kvælstof og fosfor. Planteplankton optager kvælstof og fosfor direkte fra vandet primært som uorganiske forbindelser, som for kvælstof er ammonium, nitrit og nitrat og for fosfor er ortofosfat. Om vinteren er lysmængden begrænset og regulerer væksten af planteplankton, men om sommeren er der rigeligt med lys, og planteplanktonnets vækst vil derfor fortsætte, indtil den begrænses af mangel på tilgængelige næringsstoffer. Væksten starter typisk i februar eller marts måned, når dagslyset tiltager. I vinterens løb er der ophobet næringsstoffer i vandet, og vækstsæsonen starter derfor med en hurtig vækst, hvor planteplanktonets biomasse kan fordobles hver dag. Det kaldes en forårsopblomstring (se *figur*. 5.1 c og d). Forårsopblomstringen stopper, når et af næringsstofferne er brugt op. I danske farvande er det oftest fosfor. I begyndelsen af vækstsæsonen er fosfor derfor det primært begrænsende næringsstof, men hurtigt bliver kvælstof mest begrænsende (*Christensen m.fl. 2020*). I fjorde kan fosfor være begrænsende i nogle uger om foråret, mens det i de åbne områder typisk er nogle dage. Herefter er kvælstof det begrænsende næringsstof i alle farvande.

Den naturlige situation om sommeren i tempererede farvande som de danske er, at koncentrationerne af de begrænsende uorganiske næringsstoffer er tæt på nul i den øverste belyste del af vandsøjlen. I sommerperioden afhænger fytoplanktonets produktion således af de næringsstoffer, som tilføres den øverste belyste del af vandsøjlen. Næringsstofferne tilføres med ferskvand fra land, ved atmosfærisk deposition (stort set kun kvælstof), eller ved nedbrydning af organisk stof i vandet eller i havbunden. Specielt havbunden er vigtig, da der her ligger store mængder organisk stof og dermed næringsstoffer. Således findes 96 % af kvælstoffet i de indre farvande i de øverste 20 cm af havbunden, mens vandsøjlen (ved en vanddybde på ca. 17 m) kun indeholder 4 % (*Jørgensen et al. 2014*). Ud over betydningen for den nuværende miljøtilstand, er havbundens puljer af næringsstoffer afgørende for den tid, det tager at genskabe et godt miljø, hvis man reducerer tilførslerne udefra (*Lønborg & Markager 2021*).

Planteplankton er som nævnt oftest encellede, og dermed kan hele planten lave fotosyntesen og deltage i den efterfølgende vækstproces. Det er anderledes end for planter på land, hvor en del af planten fx er rødder eller strukturelle dele, der ikke optager lys og ikke direkte bidrager til væksten. Planteplankton kan derfor vokse meget hurtigere end landplanter, og en fordobling af biomassen pr. dag er ikke usædvanlig, når der er lys og rigeligt med næringsstoffer i vandet. Temperaturen spiller ikke nogen væsentlig rolle for væksten, så længe der er overskud af næringsstoffer. Mange arter af planteplankton kan tilpasse sig lave temperaturer ved at danne flere enzymer (*Markager m.fl. 1999*). Dermed er det de samlede tilførsler af næringsstoffer, som hovedsageligt styrer væksten af planteplankton i tempererede farvande som de danske, og derfor er væksten af planteplankton en god indikator for næringsstoftilførslers påvirkning af havmiljøet.

De negative miljøeffekter af næringsstoftilførsler starter med stimuleringen af planteplanktonets vækst. Hele komplekset af næringsstoftilførsler, årsagssammenhænge og effekter på miljøet kaldes ofte eutrofiering, og konsekvenserne er velbeskrevet fx i form af høje koncentrationer af planteplankton, uklart vand, iltsvind, tab af undervandsvegetation og negative effekter på fisk og biodiversitet. Da væksten af planteplankton er den proces, som forbinder en øget tilførsel af næringsstoffer med resten af eutrofieringskomplekset, er det en vigtig parameter at overvåge i havmiljøet. En øget vækst af planteplankton vil, alt andet lige, føre til en højere koncentration af planteplankton i vandet. Den effekt kan mindskes af en øget græsning på algerne, fx fra dyreplankton eller bunddyr som fx blåmuslinger, der sidder fast på bunden og lever af at filtrere planteplankton ud af vandet. Der vil være en tendens til, at flere næringsstoffer også giver flere dyr og dermed mere græsning. Men overordnet set er der en positiv sammenhæng mellem tilførsler af næringsstoffer og mængden af planteplankton i vandet. Koncentrationen af planteplankton kan måles som biomasse, fx antal celler, kulstof-biomasse eller klorofyl. Det sidste er nemt at måle og findes kun i planter. Klorofylkoncentrationen bruges derfor ofte som indikator for mængden af planteplankton og eutrofiering.

Den øgede produktion af planteplankton som følge af eutrofiering betyder, at vandsøjlen tilføres mere organisk stof. Noget af dette stof nedbrydes eller forsvinder ved græsning, men en del af det ophobes i vandet og på bunden. På bunden ophobes det organiske stof som mudder, dvs. havbunden bliver mere blød, får et højere indhold af organisk stof og dermed et højere iltforbrug. Når der er vind og dermed bølger, hvirvles mudderet op i vandet som små organiske partikler, der absorberer og spreder lyset. Dette, sammen med den direkte lysabsorption af planteplankton, betyder, at flere næringsstoffer giver mere uklart vand. Vandets klarhed er dermed endnu en central parameter i overvågningen af eutrofiering.

Generelt kan alle tre parametre: planteplanktons vækst, klorofylkoncentration og vandets klarhed bruges som indikator for eutrofiering, men de responderer lidt forskelligt. Planteplanktons vækst reagerer umiddelbart og kraftigt på ændringer i tilførsler af næringsstoffer. Klorofylkoncentrationen reagerer også på det overordnede plan, men i nogle situationer kan en ændret græsning betyde, at ændringer i tilførslerne af næringsstoffer ikke, eller kun delvist, bevirker en ændring i klorofylkoncentrationen (*Timmermann m.fl. 2010*). Derudover afhænger klorofylindholdet inden i planteplanktoncellerne af vækstforholdene. Lavt lys og en høj tilførsel af kvælstof vil få cellerne til at danne meget klorofyl (Jakobsen og Markager 2016). Det er den situation man har om vinteren eller under meget næringsrige forhold. Omvendt vil højt lys

og kvælstofbegrænsning give celler med lavt klorofylindhold, hvilket er det man ser om sommeren og generelt gennem vækstsæsonen under oligotrofe forhold. Den praktiske konsekvens i forhold til overvågning af havets miljøtilstand er, at ændringer i klorofylkoncentrationen systematisk overvurdere de faktiske ændringer i planteplanktonbiomassen. Således vil en højere kvælstoftilførsel føre til flere celler og hver celle får har et højt klorofylindhold, så stigningen i biomasse af planteplankton ser højere ud end den er, målt som kulstofindhold. Den omvendt mekanisme gælder ved faldende tilførsler af kvælstof. Klorofyl er nem at måle, og foretrækkes derfor ofte som overvågningsparameter, men den har sine klare begrænsninger og bør tolkes omhyggeligt. Den parameter der reagerer langsomst på ændringer i næringsstofforholdene er vandets klarhed og dermed lyssvækkelsen. Lyssvækkelsen i vandsøjlen skyldes primært organiske partikler og opløst organisk stof. Det organiske stof ophobes ved eutrofiering og forsvinder kun langsomt over år til årtier. Desuden vil tab af bundplanter, især ålegræs, betyde en mindre stabil havbund og dermed en øget ophvirvling af partikler. Lyssvækkelsen stiger derfor ofte hurtigt ved stigende næringsstoftilførsler, men aftager langsomt – over årtier – ved faldende tilførsler. Uklart vand, svarende til en høj lyssvækkelse, er derfor en slags semi-permanent skade på kystnære økosystemer som følge af eutrofiering.

Metoder og datagrundlag

Analyserne i dette kapitel bygger på data fra det nationale program for overvågning af vandmiljøet og naturen i perioden 1970-2021 (betegnet NOVANA siden 2004). Data er indsamlet efter retningslinjerne i de tekniske anvisninger for overvågning af plankton (*Kaas & Markager 1998* med ændringer som beskrevet i *Jakobsen & Fossing 2015*; *Markager & Fossing 2014a, 2014b, 2015a og 2015b*).

Data fra overfladevandsdatabaserne ODA samt VanDa og svenske data fra SMHI (Sveriges Meteorologiska och Hydrologiska Institut) er benyttet til at beskrive udviklingen af planteplankton (klorofyl) og lyssvækkelse (sigtdybde) fra 1970 og frem til og med 2021. De årlige middelværdier er beregnet som et gennemsnit af alle stationer inden for hhv. fjorde- og kystvande samt åbne indre farvande. Til beskrivelsen af klorofyl og lyssvækkelse er benyttet samme metode til indeksering, som er brugt i forbindelse med beskrivelsen af næringsstofkoncentrationer (*se kapitel 4*), hvor årsmidler er blevet beregnet med en tresidet variansanalyse for hhv. fjorde og kystvande samt åbne farvande (*bilag 2*).

Algevæksten (primærproduktionen) i vandet måles som planteplanktons optag af kulstof i én eller flere dybder ved en række lysintensiteter. Ud fra disse målinger fastlægges sammenhængen mellem lys og algevækst ved en såkaldt PI-kurve (se *figur 5.1, Hansen & Høgslund 2022*). Disse data kombineres med målinger af lyssvækkelse og planteplanktons fordeling ned gennem vandsøjlen, så man får et mål for algevæksten pr. areal af havoverfladen (mg kulstof m^{-2} d^{-1}). De første målinger er fra 1975, og antallet af stationer i måleprogrammet har varieret gennem årene. Det er dog langt fra alle stationer, som er målt i alle år. I 2021 blev der målt på 14 stationer fordelt på otte stationer i de åbne indre farvande og seks i 'fjorde' (Ringkøbing, Skive, Løgstør, Mariager, Odense og Roskilde). Da niveauet for algevæksten er forskelligt mellem stationer, vil et gennemsnit af de absolutte værdier påvirkes af, hvilke stationer som er målt det enkelte år. Det kan der kompenseres for ved at beregne produktionen for hver station og år som procent af middelværdien (PP-%) på den pågældende station (*ligning 1*). Derefter beregnes middelværdien af PP-% pr. år for alle stationer i henholdsvis de åbne indre farvande og fjordene. For at

vise den tidslige udvikling i absolutte værdier og niveauforskellen mellem fjorde og åbne indre farvande er PP-% regnet tilbage til enheden (mg kulstof m^{-2} dag^{-1}) i *figur 5.1* ved at gange med den gennemsnitlige produktion for henholdsvis fjorde og åbne indre farvande. I *figur 5.3* anvendes PP-%, og de øvrige beregninger for årsproduktionen (*tabel 5.1* og *5.3*) er udført som PP-%.

PP-% (station, år) = PP (station, år)/PP-middel (station) × 100 (*ligning 1*)

I 1998 blev metoden til måling og beregning af algevæksten ændret på en række punkter. Effekterne af disse ændringer, baseret på sammenligninger af data beregnet med begge metoder for 2013, er en stigning i arealproduktionen på 13 %. Værdier fra før 1998 er derfor øget med 13 %.

Vi har analyseret algevæksten i forhold til absolutte kvælstoftilførsler fra februar til august inden for et kalenderår, baseret på resultaterne i *Lyngsgaard m.fl. 2014*. Summen af kvælstoftilførsler til de indre danske farvande fra februar til august er indekseret på samme måde som for algevæksten og er baseret på data fra NOVANA-programmet på månedsbasis og for 2. og 3. ordens farvandsområder. Disse data er beregnet som beskrevet i *Thodsen m.fl. 2023.*

I dette kapitel behandles overvågningsdata for planteplanktons vækst, mængden af planteplankton (klorofylkoncentration) og vandets klarhed (sigtdybde). Normalt ville der i dette kapitel også indgå data for tællinger af plante- og dyreplankton til beskrivelse af biomasse og forekomsten af arter. Dette emne er ikke behandlet i år pga. af problemer med biomasseberegninger og uafsluttet opdatering af databasen for overvågningsdata for disse parametre.

Normalt besøges stationerne regelmæssigt gennem hele året, men med hyppigere prøvetagning i vækstperioden fra marts til oktober. Siden 2009 har prøvetagningsfrekvensen været den samme med ca. 20 prøvetagninger pr. år. Fra 1998 til 2008 var prøvetagningsfrekvensen højere; mellem 21 og 32 gange pr. år. I 2020 var prøvetagningen indstillet fra midt i marts til midt i maj pga. af COVID-19. Årsværdier (*figur*. 5.3) for 2020 er korrigeret for denne ændring (se *Hansen & Høgslund 2021*; kap 5 for detaljer). I 2021 var prøvetagningen normal, undtagen i januar måned, hvor prøvetagningen var indstillet på de fleste stationer - igen grundet COVID-19. Det vurderes ikke at påvirke beregningerne af årsmidler væsentligt. For algevæksten er værdien altid lav i januar, og beregningsproceduren indeholder i forvejen en lineær interpolation fra en værdi på 10 mg kulstof m^{-2} dag^{-1} den 1. januar til først prøvetagning. Denne metode er også brugt i januar 2021, og der er således interpoleret fra 1. januar til ca. 1. februar, som var første prøvetagning på næsten alle stationer. For klorofylkoncentration og sigtdybde var der nogle få målinger i starten af januar, men antal datapunkter var langt fra det normale. Derfor indgår data ikke for januar måned for klorofyl og sigtdybde i analysen af sæsonvariationer (*figur 5*.1).

Sæsonvariation 2021

I tempererede farvande, som de danske, starter algevæksten under naturlige forhold med en kraftig opblomstring tidligt om foråret, typisk i februar eller marts, når lyset vender tilbage og vandsøjlen stabiliseres. På det tidspunkt er der rigeligt med næringsstoffer i vandet. Næringsstofferne er ophobet gennem vinteren pga. høj afstrømning af ferskvand fra land, som bringer næringsstoffer ud i havet, og remineralisering fra vinterens nedbrydning af organisk ma-

teriale. Efter forårsopblomstringen er algevæksten i ikke-eutrofierede systemer begrænset af tilgangen af næringsstoffer og holder derfor et stabilt lavt niveau igennem sommeren.

I lavvandede områder, hvor vandsøjlen i perioder omrøres helt til bunden, som fx i de fleste danske fjorde, kan der sommeren igennem opstå mindre opblomstringer, når næringsstoffer, pga. vindhændelser, tilføres overfladevandet fra fjordbunden. Sensommer og efterår stiger algevæksten ofte som følge af frigivelse af næringsstoffer fra bunden i forbindelse med iltsvind, evt. i kombination med en øget afstrømning fra land og kraftigere vind.

I dybere områder, hvor vandsøjlen er permanent lagdelt igennem hele vækstsæsonen, er algevæksten typisk lav sommeren igennem. Om efteråret kan der igen komme en opblomstring, når afstrømningen fra land stiger og vindenergien tiltager og forårsager en gradvis dybere omrøring af vandsøjlen, som bringer næringsstoffer op i den øverste belyste del af vandsøjlen.

Generelt betyder høje tilførsler af næringsstoffer, at algevæksten i højere grad følger solindstrålingen, dvs. at algevæksten efter forårsopblomstringen fortsætter med at stige til omkring midten af juli. Forårsopblomstringen bliver således ofte mindre markant i forhold til sommeropblomstringerne ved eutrofiering af tempererede marine områder, og sæsonfordelingen af algevæksten kan bruges som indikator for eutrofiering (*Timmermann m.fl. 2015, Lyngsgaard m.fl. 2017*).

Fjorde og kystvande

Algevæksten startede tidligt i 2021. I februar var algevæksten højere end normalt og det blev efterfulgt af en usædvanlig kraftig forårsopblomstring i marts. Den tidlige opblomstring skyldes en høj lysindstråling i februar i kombination med rolige vindforhold (*figur 2.1*, c og f). Rolige vindforhold betyder, at planteplanktonet ikke i så høj grad blandes dybt ned i vandsøjlen. Derved modtager det i gennemsnit mere lys, og forårsopblomstringen kan starte tidligere. Den tidlige og kraftige forårsopblomstring har fjernet næringsstoffer fra overfladelaget i foråret 2021. Det har, i kombination med en lav afstrømning i slutningen af 2020 og starten af 2021, betydet, at koncentrationen af uorganisk kvælstof (DIN) var meget lav, specielt i marts og april, hvor DIN-koncentrationen var den lavest målte i de måneder (*figur* 4.1). Det lave niveau af DIN betød en tidlig næringsstofbegrænsning og en tilsvarende meget lav algevækst i april og maj (*figur* 5.1). I juni var algevæksten tæt på middelværdien fra tidligere år, dvs. der var en kraftig stigning fra maj til juni som skyldtes en rekordhøj nedbør i maj måned og tilhørende udledninger af næringsstoffer, som hurtigt slog igennem på algevæksten i fjordene. Fra juli og frem var algevæksten betydelig lavere, hvilket stemmer godt overens med meget lave koncentrationer af DIN. En gennemgang af data for de enkelte stationer viser stort set samme mønster som beskrevet ovenfor for alle seks fjorde med målinger i 2021.

Klorofylkoncentrationen er et udtryk for koncentrationen af planteplankton i vandet. Mængden af planteplankton bestemmes af forholdet mellem algevæksten og tabet pga. græsning fra dyr og sedimentation. I 2021 var klorofylkoncentrationen tæt på langtidsmiddelværdien for næsten alle måneder, men med koncentrationer lidt under 25 % percentilen i april og august (*figur 5.1*). Tidligere års mønster (*Hansen & Høgslund 2019)*, hvor klorofylkoncentrationen i en del måneder ligger under langtidsmidlen, ses således kun delvist i 2021.

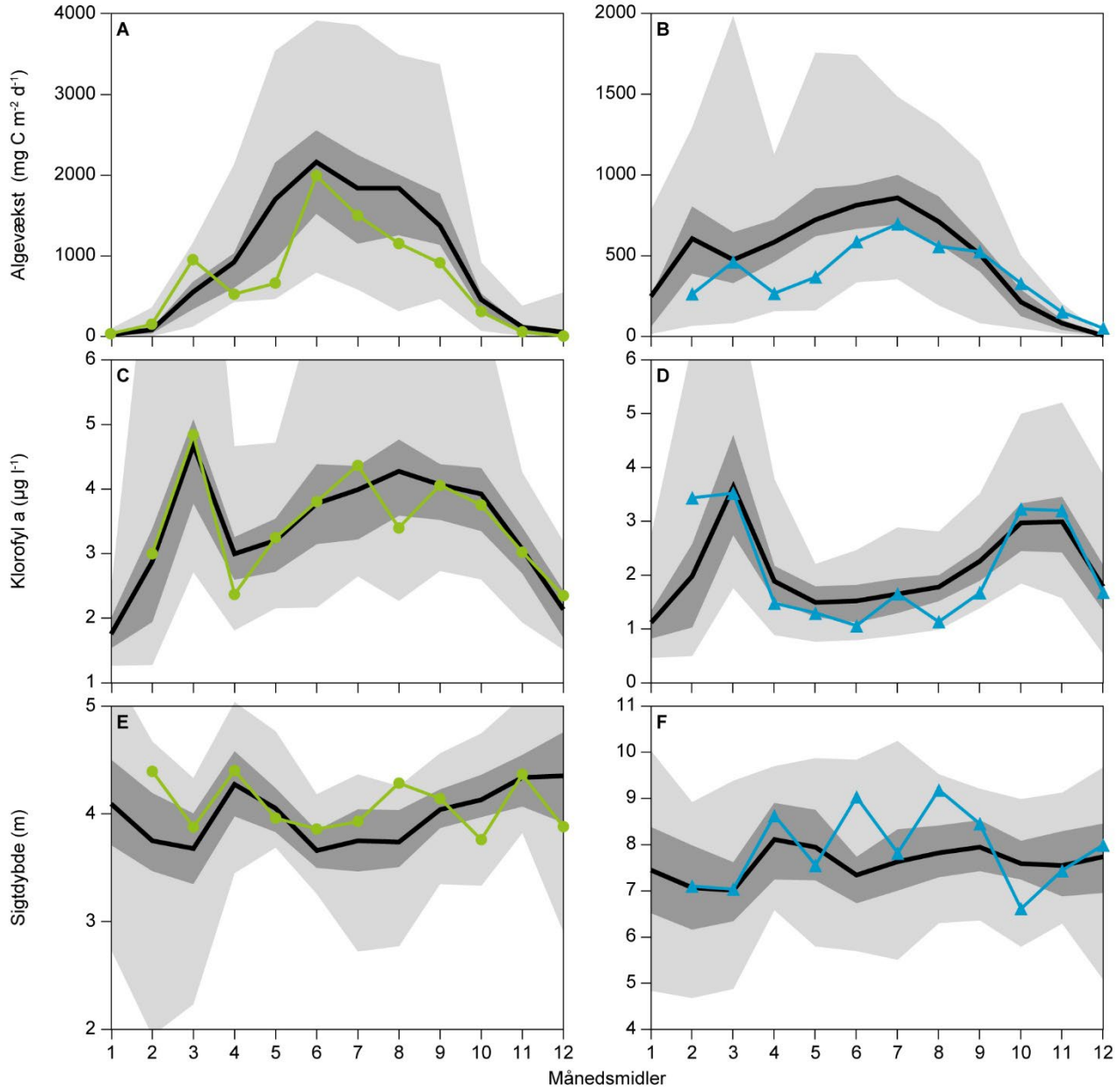
Sigtdybden er et udtryk for vandets klarhed, hvor især opløst organisk stof (humusstoffer), partikler og alger kan give uklart vand. Større sigtdybde betyder klarere vand. I 2021 var vandet usædvanligt klart i februar måned og igen i sommermånederne juni til september. I august måned var vandet usædvanligt klart med en sigtdybde svarende til den hidtil højeste værdi for august på 4,26 m. Årsagen er antagelig en lav klorofylkoncentration og lave vindhastigheder i juni og juli, som har givet mindre resuspension. I oktober var sigtdybden lav, antagelig pga. meget nedbør og vind (*figur 2.1 b og f*).

Åbne indre farvande

I 2019 og tidligere i 2012 og 2013 har algevæksten ligget omkring 25 % percentilen sommeren igennem, som følge af de overordnet set lavere tilførsler af næringsstoffer siden midt 1980'erne. I 2021 ses tilsvarende lave observationer af algevæksten, som ligger lidt under 25 % percentilen i de fleste måneder (*figur 5.1*). Undtagelsen er marts, hvor der lige som for fjordene var en markant forårsopblomstring. Den høje nedbør i maj måned gav ikke anledning til en høj algevækst i de åbne indre farvande, som den gjorde i fjorden. Det skyldes at næringsstoftilførslerne i de åbne indre farvande kommer fra mange kilder og kun med forsinkelse fra dansk land. Sæsonfordelingen var relativt ens for alle stationer og tæt på den normale sæsonfordeling for hver enkelt station. Undtagelsen er Aarhus Bugt, hvor den normale forårsopblomstring ikke blev målt i 2021. Det kan skyldes, at den har været kortvarig, og ikke er blevet registreret pga. frekvensen mellem prøvetagningerne.

Klorofylkoncentrationen i de åbne indre farvande fulgte overordnet mønsteret for fjordene med en høj koncentration i februar (*figur 5.1*) med en middelværdi på 3,4 µg chl l^{-1} (middel for 1990-2020: 1,98, 75 % percentilen: 2,58 µg chl l^{-1}). Resten af året var klorofylkoncentrationen omkring langtidsmidlen eller lavere. Især i sensommeren var koncentrationerne meget lave og tæt på de hidtil lavest målte koncentrationer. Svage vinde igennem det meste af sommeren og en relativt lav afstrømning har antagelig betydet, at tilførslerne af næringsstoffer til den fotiske zone var lave i 2021.

I mange måneder var vandet klarere end normalt (*figur 5.1*). I juni og august var vandet særdeles klart, med sigtdybdeværdier på over 9 meter. For begge måneder er det pænt over 75 % percentilen. Undtagelsen var oktober, hvor sigtdybden var 6,6 m, hvilket er noget under 25 % percentilen på 7,2 m, men dog over den lavest målte værdi for oktober på 5,8 m. Det er samme sæsonfordeling som ses for fjordene.



Figur 5.1. Månedsmidler for 2021 for algevækst/primærproduktion (A, B), koncentration af alger/planteplankton målt som klorofyl a (C, D) og sigtdybde (E, F) for fjorde og kystvande (●, venstre kolonne) og åbne indre farvande (▲, højre kolonne). Variationer i forhold til langtidsmidlen (1989-2020 for klorofyl a og sigtdybde, 1975/1977-2020 for algevækst) er angivet med minimum og maksimum (lysegrå afgrænsning), nedre og øvre 25 % percentil (mørkegrå afgrænsning) samt middelværdien (fed sort linje). Bemærk at skalaen på vertikale akser ikke er den samme for fjorde/kystvande og åbne indre farvande, og at den ikke starter i nul for alle figurer. Vertikale akser er afskåret opadtil, for bedre at vise den aktuelle sæsonfordeling. Det betyder, at de maksimale værdier for tidligere år ikke altid er synlige.

Tidslig udvikling

Tilførslen af næringsstoffer er en afgørende faktor for udviklingen i miljøtilstanden i de danske farvande. Det gælder både mængden af tilførte næringsstoffer og timingen af tilførslen i forhold til algernes vækstsæson. I fjorde og kystnære områder er det helt overvejende tilførslerne fra Danmark, som bestemmer miljøforholdene. I de åbne indre farvande er der også en påvirkning fra vores nabolande (*Jørgensen et al. 2014*). Men for alle lande gælder, at næringsstofferne overvejende kommer fra det åbne land, og dermed at transporten af næringsstoffer det enkelte år styres af nedbør og afstrømning. Da år til år variationen i nedbør og afstrømning overordnet er regionale for Nordeu-

ropa, styres den aktuelle årlige miljøtilstand i vandsøjlen af år til år variationen i nedbør og afstrømning. Den tidslige udvikling af de tre parametre algevækst, klorofylkoncentration og vandets klarhed er derfor analyseret i forhold til udviklingen i tilførslen af næringsstoffer.

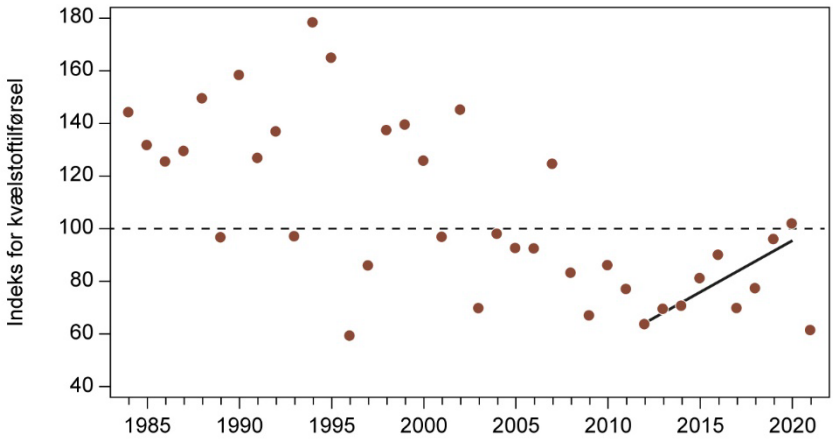
Generelt tilførtes havet flere næringsstoffer op igennem 1900-tallet. Tilførslerne toppede midt i 1980'erne, hvor der blev tilført omkring 120.000 tons kvælstof og 15.000 tons fosfor til havet hvert år. Forbedret spildevandsrensning og den første vandmiljøplan betød, at tilførslerne faldt markant. Først for fosfor, hvor tilførslerne faldt med over 80 % fra omkring 1985 til 2000. Kvælstoftilførslen begyndte først rigtigt at falde fra 1995 og frem. Når man ser på tilførslen i algernes vækstsæson, fortsætter faldet frem til omkring 2012, hvorefter tilførslerne stiger frem til 2020 (*figur 5*.2). Tilførslerne i 2021 var meget lave både for fosfor og kvælstof. Årstilførslen af kvælstof i 2021 var på 49.400 tons. Så lave tilførsler er kun observeret 2 gange tidligere siden 2003. Samtidig var tilførslen af fosfor også markant lavere en tidligere år, med en årlig tilførsel fra dansk land til havet på kun 1831 tons. En så lav fosfor tilførsel er kun observeret en gang før. Det var i 2007, hvor fosfortilførslen var opgjort til 1832 tons. De senere år har fosfortilførslen ligget omkring 1920 tons pr. år, og tilførslen i 2021 var således 5 procent lavere end normalt. Denne kombination af markant lavere tilførsler end normalt af både fosfor og kvælstof afspejles tydeligt i havets miljøtilstand, som det vil fremgå af nedenstående. Der er dog en række andre forhold end den samlede årlige tilførsel, som også påvirker miljøtilstanden. Der er fx timing på året for afstrømningen, temperatur, vandudveksling med omgivne farvande og biologiske ændringer i havet.

Der er kun relativt få spredte målinger af miljøtilstanden frem til begyndelsen af 1980'erne, men de giver dog en vis indikation af tilstanden. Fra midt i 1980'erne begynder der at være flere målinger som følge af igangsættelsen af et systematisk nationalt overvågningsprogram. På baggrund af datagrundlaget og ændringerne i kvælstoftilførslerne over tid er den tidslige udvikling nedenfor analyseret for tre perioder; 1) fra de første data til 2021, 2) fra 1985 til 2012 og 3) fra 2012 til 2021.

I 2021 var det et relativt tørt år med en afstrømning 6 procent under det normale (*Thodsen m.fl. 2023*). Det var hovedsageligt frem til august at afstrømningen var under normalen. Det kom efter en periode med lav afstrømning i slutningen af 2020, hvor afstrømningen var under det normale i alle månederne fra september til december (*Thodsen m.fl. 2021*). Afstrømning af ferskvand transporterer næringsstoffer fra land og ud i havet. Afstrømningen i starten af året påvirker havmiljøet mest, idet næringsstoffer der tilføres først på året kan de stimulere algevæksten i hele vækstsæsonen. Kvælstoftilførslen fra dansk land er estimeret til 49.400 tons i kalenderåret 2021 (*Thodsen m.fl. 2023*), hvilket er betydeligt lavere end de sidste ca. 10 år, og det er væsentligt lavere end den rekordstore tilførsel i 2019 på 74.000 tons kvælstof. (*Thodsen m.fl. 2021*). Samtidig var tilførslerne af fosfor meget lav, som beskrevet ovenfor.

Det afgørende for havets miljøtilstand er puljen af biologisk aktivt kvælstof (*Jørgensen et al. 2014)*. Denne pulje bestemmes af balancen mellem tilførsler (fra ferskvand, atmosfære og tilstødende havområder) og tabsprocesser som fx denitrifikation og transport ud af systemet. Begge tabsprocesser stiger med stigende puljer. Det betyder, at den samlede pulje af aktivt kvælstof i havet gradvist stiger over årene med stigende tilførsler fra land, indtil der indfinder sig en ny ligevægt på et højere niveau. Den stigende algevækst, klorofylkoncentration og faldet i sigtdybden i perioden fra 2012 til 2020 kan derfor ses

som den miljømæssige effekt af en årrække med høje og stigende kvælstoftilførsler fra 2012 til 2020 (*figur 5.2*). I 2021 var kvælstoftilførslen og fosfortilførslen meget lav (*figur 5.2*), og vi ser også en umiddelbar respons i havet med lavere algevækst og lavere klorofyl koncentration (se nedenfor).



Figur 5.2 Udvikling i indeks for absolut kvælstoftilførsel fra dansk land for perioden februar til august. Indeks 100 er lig gennemsnit for perioden angivet med stiplet linje. Fuldt optrukket linje viser signifikant lineær stigning mellem 2012 og 2020 på 3,0 % pr. år. (std. fejl. ± 0,99, p=0,017). Den lave tilførsel i 2021 betyder, at der ikke længere er en signifikant udvikling i kvælstoftilførslerne over den seneste dekade.

I beregningerne af effekten af kvælstoftilførsler (*figur 5.2, 5.6* og *tabel 5.3*), bruges et indeks for absolutte kvælstoftilførsler fra februar til august, der er den periode, hvor algevæksten væsentligst påvirkes af eksterne næringsstoftilførsler. Dette indeks var 61 for 2021 (100 svarer til gennemsnittet siden 1990) og 101 i 2020. Dvs. påvirkningen af kvælstof fra land var 40 procent lavere i 2021 sammenlignet med 2020. Det er et meget markant fald og på niveau med den hidtil lavest tilførsel siden 1990, som forekom i 1996 (indeks 59) (*figur 5.2*).

Fjorde og kystvande

Algevæksten i fjorde og kystvande i 2021 var på 249 g kulstof m^{-2} $år^{-1}$ (gennemsnit for seks stationer vist som indekseret værdi i *figur 5.3 A*). Det er meget lavt i forhold til tidligere år, og 2021 havde således den tredje laveste algevækst, som er målt for fjorde og kystvande. Kun 2012 og 2015 var lavere med værdier omkring 235 g kulstof m^{-2} $år^{-1}$. Alle seks fjorde havde en relativt lav primærproduktion i 2021, og især i Ringkøbing Fjord var algevæksten lav, og den næstlaveste værdi målt siden 1984. Indeksværdien for 2021 var 68, hvilket er et markant fald i forhold til de seneste tre år, hvor den har været mellem 81 og 91. I denne fjord skyldes den lavere algevækst en genetablering af bestanden af sandmuslinger, efter et tidligere kollaps forårsaget af en periode med en lavere saltholdighed end sandmuslingen tolererer.

Generelt har algevæksten været faldende med -1,69 % pr. år siden 1980 (*figur 5.3A, tabel 5.1)*, hvilket skyldes de reducerede tilførsler af især fosfor (fra ca. 1985 og frem), men også at kvælstoftilførslerne blev ca. halveret fra 1994 til 2012. For perioden fra 1985 til 2012 var faldet på 2 % ± 0,47 (std. fejl.) pr. år ($p<0,0002$) (stiplede linje i *figur 5.3A*). Fra 2012 til 2020 var de absolutte kvælstoftilførsler i algernes vækstsæson signifikant stigende (*figur 5.2*). Denne stigning i tilførslerne af kvælstof kan forklare, at faldet i algevæksten stopper og afløses af en tendens til stigning. En nærmere analyse af sammenhængen mellem kvælstoftilførsler og algevækst findes i kapitlets sidste afsnit.

I *tabel 5.1* er udviklingen i algevæksten analyseret for forskellige perioder. Overordnet har der været en signifikant faldende algevækst for alle perioder frem til perioden 2005 - 2021, med undtagelse af perioden 1998 - 2021. Fra 2012 til 2019 var der en signifikant stigning, men de lave værdier i 2020 og 2021 betyder, at der ikke længere er en signifikant stigende tendens siden 2012.

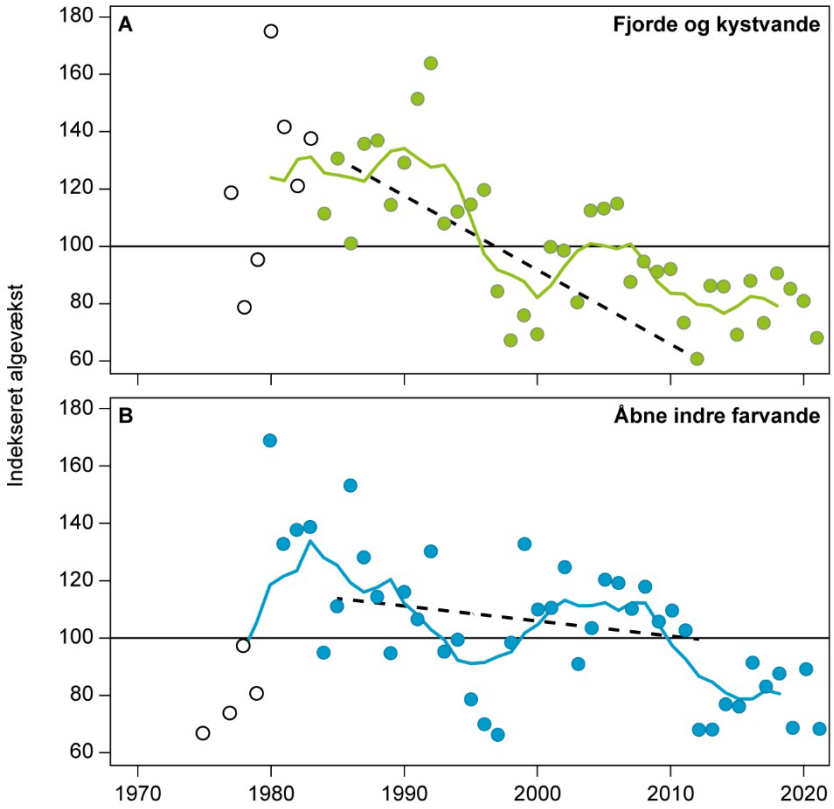
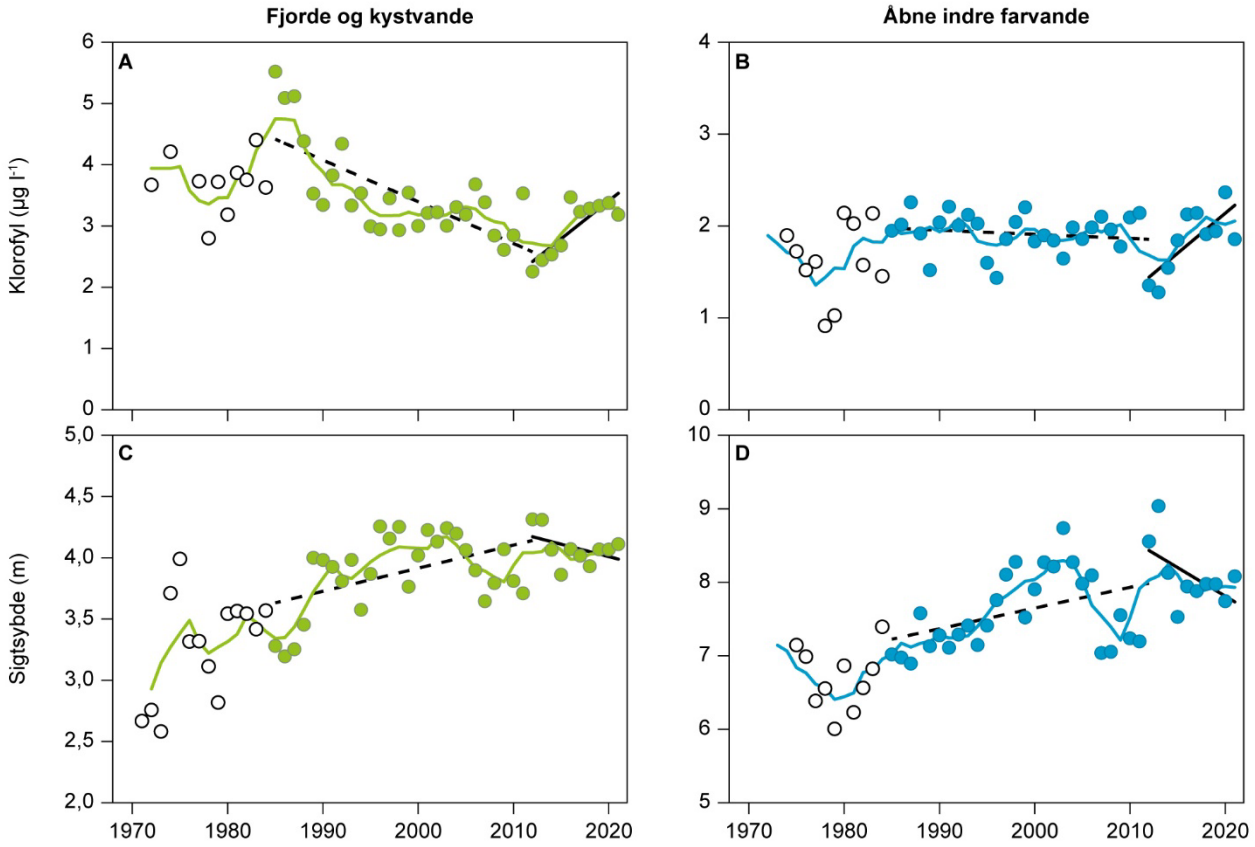


Figure 5.3. Tidslig udvikling for algevækst i A) fjorde og kystvande og B) åbne indre farvande. Åbne symboler: År hvor der kun er data fra få stationer (ikke medtaget ved beregning af ændringer over tid i tabel 5.2). Farvede symboler: Øvrige år. Farvet linje angiver syv års glidende gennemsnit og stiplet linje den lineære udvikling for perioden 1985 til 2012. Metoden til indeksering af algevækst er beskrevet i afsnittet 'Metoder og datagrundlag'.

Klorofylkoncentrationen i 2021 var på 3,2 µg l^{-1} og dermed lidt lavere end i 2020 (*figur 5.4A*). Set over hele perioden fra 1972 og frem har der været et svagt men statistisk signifikant fald i koncentrationen på 0,03 µg l^{-1} $år^{-1}$ (p=0,0012). Faldet fra 1985 til 2012 (stiplet linje i *figur* 5.4A) er på 0,04 ± 0,009 (std. fejl) µg Chl l^{-1} $år^{-1}$ (p<0,0001). Siden 2012 er der sket en signifikant stigning i klorofylkoncentrationen på 0,12 ± 0,03 µg Chl l^{-1} $år^{-1}$ (p<0,003). Klorofylkoncentrationen i 2021 var 42 % højere end i 2012 og på niveau med koncentrationen i 1990'erne (middelværdi for 1990-99 er 3,5 µg l^{-1}).

Sigtdybden var 4,1 m i 2021. Det er en lille forbedring i forhold til 2020, hvor sigtdybden var 4 cm lavere (*figur 5.4 C*). Tilbage i 1990 var sigtdybden også omkring 4,1 m. Overordnet er der altså ikke sket nogen udvikling i vandets klarhed de sidste omkring 30 år. Siden 1971 har der været en positiv udvikling, idet sigtdybden er steget signifikant med 0,021 ± 0,003 (std. fejl) m $år^{-1}$ (p<0,0001). Den samme udvikling ses fra 1985 og frem til 2012 (stiplet linje i *figur* 5.4). Omkring 2012 vender denne tendens og siden 2012 har der været en tendens til et fald i sigtdybden (-0,020 ± 0,015 m $år^{-1}$, p=0,21), dvs. at faldet ikke er signifikant.



Figur 5.4. Koncentration af alger/planteplankton målt som klorofyl (A, B) og vandets klarhed målt som sigtdybde (C, D) for fjorde og kystvande (venstre kolonne) og åbne indre farvande (højre kolonne). Bemærk at skalaen på y-aksen ikke er den samme for fjorde/kystvande og åbne indre farvande. Farvet linje angiver syv års glidende gennemsnit, stiplet linje angiver udviklingen mellem 1985 og 2012, og fuldt optrukne linje angiver udviklingen siden 2012.

Åbne indre farvande

Algevæksten i de åbne indre farvande var på 129 g kulstof m^{-2} $år^{-1}$ i 2021 (vist som indeksværdi i *figur 5.3B*). Det er et fald på 20 % i indeksværdien ift. 2020 og algevæksten er nu på samme niveau som i 2019. Udviklingen i algevæksten var stigende fra 2012 og frem til og med 2018, men med værdien for 2021 er der ikke længere en signifikant tendens (stigning 0,81 % pr. år, p=0,46, *Tabel 5.1)*. Gennemsnittet for algevæksten fra 2012 til 2021 er 149 g kulstof m^{-2} $år^{-1}$. I *tabel 5.1* er udviklingen analyseret for forskellige perioder. Overordnet har der været en tendens til faldende algevækst siden overvågningens start i 1975. Det største fald er fra 2005 og frem til 2021, hvor algervæksten er faldet næsten 3 % pr. år. På *figur 5.3* kan man også se et kraftigt fald fra 1980 til 1998 (3,8 % pr. år, p=0,0001). En årrække som dækker perioden omkring indførslen af fosforfjernelse på renseanlæg.

Klorofylkoncentrationen i 2021 var 1,85 µg l^{-1} (*figur 5.4B*). Det er et fald på 0,5 µg l^{-1} i forhold til 2020, hvor koncentration var rekordhøj. Koncentrationen i 2021 var på niveau med gennemsnittet for perioden 1985-2012 (stiplede linje i *figur 5.4B*) og på det niveau har koncentrationen ligget siden begyndelsen af 1980'erne. Trods den lavere værdi i 2021 har der været en signifikant stigning i koncentrationen siden 2012 (0,09 ± 0,027 (std. fejl) µg l^{-1} $år^{-1}$ p=0,01, fuldt optrukne linje i *figur 5.4B*).

Tabel 5.1. Statistisk analyse af den tidslige udvikling i algevæksten. Koefficienten for udviklingen over tid (procent af middelværdi for hele perioden/år^{-1}) og signifikans (p <0,05) er angivet for henholdsvis fjorde og åbne indre farvande for de angivne årstal og frem til 2021. Statistisk signifikante trends er fremhævet med gråt. Resultatet af denne type analyse er følsom over for periodens starttidspunkt. Analysen er derfor udført systematisk med femårsintervaller fra 1975 dog brudt af starttidspunkterne 1998 og 2012. I 1998 var der, som nævnt i metodeafsnittet, et skift i metoden til måling og beregning af algevæksten, og det er derfor relevant at se separat på perioden fra 1998 og frem. I perioden fra 2012 til 2020 var tilførslen af kvælstof stigende i algernes vækstsæson (*figur 5.2)*, hvorfor udviklingen er analyseret separat for 2012 og frem.

Periode	Fjorde		Åbne indre farvande	
	Ændring/år (%)	Signifikans (P-værdi)	Ændring/år (%)	Signifikans (P-værdi)
1975 ≥	-1,30	< 0,0001	-0,51	0,060
1980 ≥	-1,69	< 0,0001	-1,26	< 0,0001
1985 ≥	-1,62	<0,0001	-1,06	0,0007
1990 ≥	-1,62	<0,0001	-0,92	0,014
1995 ≥	-0,81	0,042	-0,88	0,079
1998 ≥	-0,49	0,27	-2,04	<0,0001
2000 ≥	-1,03	0,036	-2,17	<0,0001
2005 ≥	-1,71	0,011	-2.98	0,0002
2010 ≥	-0,08	0,93	-1,53	0,20
2012 ≥	0,45	0,71	0,81	0,46

Sigtdybden var 8,1 m i 2021 (*figur 5.4D*). Det er en forbedring på 0,4 m i forhold til 2020. Tendensen er et fald, som med data for 2021 er på 0,077 m år^{-1} siden 2012 (*figur 5.4D*). Faldet er ikke signifikant (p=0,10). Set over hele perioden siden 1985 har sigtdybden været stigende (0,028 m år^{-1} (p<0,02). Men siden 2012 har der været en tendens til et fald i sigtdybden på 0,08 m år^{-1} (p=0,10, fuldt optrukne linje i *figur 5.4D*).

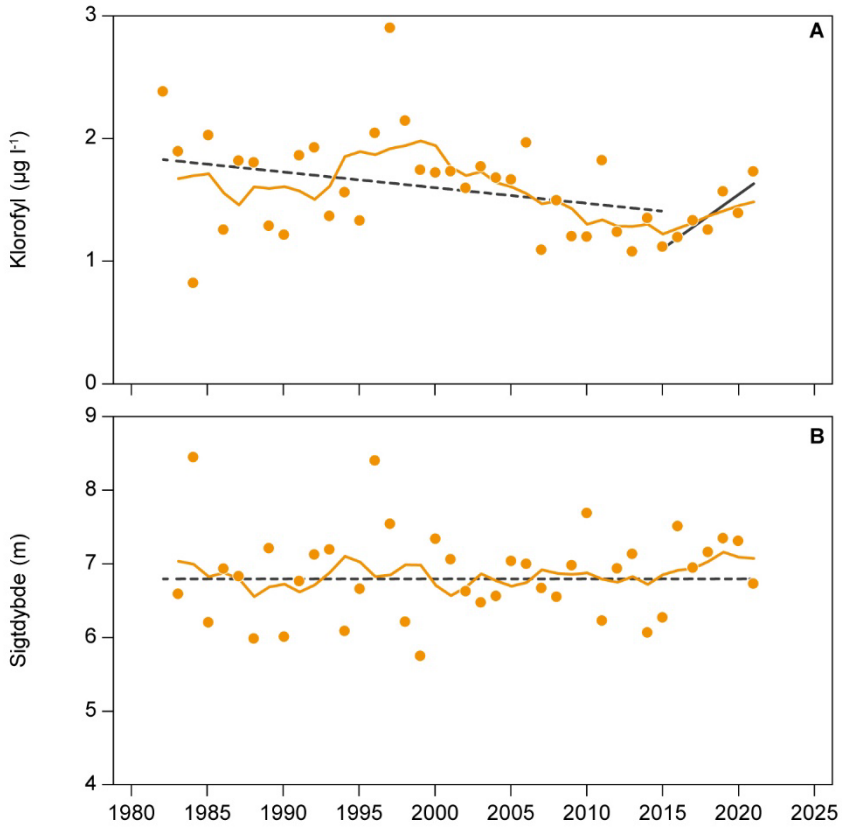
I de åbne indre farvande var tilstanden i vandsøjlen samlet set væsentlig bedre i 2021 end i 2020 med lavere algevækst, lavere klorofylkoncentrationer og klarere vand. Årsagen til forbedringen i forhold til 2020 er en lav afstrømning og dermed tilførsler af især kvælstof men også fosfor siden september 2020 og frem til sommeren 2021. Samtidig har rolige vindforhold i sommeren 2021 (*figur 2.1*) medvirket til at færre næringsstoffer er bragt op fra bundvandet til den fotiske zone, hvor algevæksten foregår. Trods den forbedrede tilstand i 2021 er der sket en forværring af tilstanden siden 2012, vurderet ud fra klorofylkoncentrationen og vandets klarhed. To parametre som reagerer lidt langsommere end algevæksten på ændringer i tilførslen af næringsstoffer. Den lave algevækst i 2021 viser, at algevæksten redresponderer hurtigt på en reduktion i tilførslen af næringsstoffer og at den samlede reduktion i tilførsler af næringsstoffer, som der har været siden 1980'erne, har en positiv effekt på havmiljøet, når vejrforholdene er gunstige, som de var i 2021.

Nordsøen

Miljøtilstanden i Nordsøen er kun vurderet ud fra målinger af klorofylkoncentration og sigtdybde, da algevæksten ikke måles i Nordsøen.

Klorofylkoncentrationen er vist på *figur 5.5A*. Koncentrationen i 2021 var 1,72 µg klorofyl l^{-1}, hvilket er 0,34 µg klorofyl l^{-1} højere end i 2020. Klorofylkoncentrationen er faldet lidt i perioden fra 1982 til 2015 (- 0,013 ± 0,007 µg klorofyl l^{-1} år^{-1} (std. fejl), p = 0,0089), mens den fra 2015 og frem har været signifikant stigende (0,09 ± 0,02 µg klorofyl l^{-1} år^{-1} (std. fejl), p = 0,008). Der er en betydelig usikkerhed på estimatet mellem årene, grundet forskelle i hvilke stationer der indgår de enkelte år. Det er derfor svært at lave en detaljeret analyse af tidsserien.

I 2021 var sigtdybden i Nordsøen 6,8 m, hvilket er 0,5 lavere end i 2020 og identisk med den gennemsnitlige sigtdybde for hele perioden (*figur 5.5B*). Der er ingen udvikling i sigtdybden over den samlede periode. Fra 1999 til 2010 var der en tendens til stigende sigtdybde, dvs. klarere vand (0,062 m $år^{-1}$, p = 0,14). Det er ca. samme periode, hvor klorofylkoncentrationen faldt mest, så de to variable viser samstemmende en positiv udvikling i 00'erne, som så er ophørt omkring 2010.



Figur 5.5. Årsmidler for koncentrationen af klorofyl A) og sigtdybe B) i Nordsøen. Årsmidlerne for 2007-2013 er udelukkende baseret på målinger fra kystnære stationer, da der fra 2007 til 2013 ikke blev målt i den åbne del af Nordsøen. Årsmidlerne for denne periode er bestemt ud fra antagelsen, at de kystnære stationer, når der korrigeres for rumlige forskelle, afspejler den generelle tidslige variation for hele Nordsøen og Skagerrak.

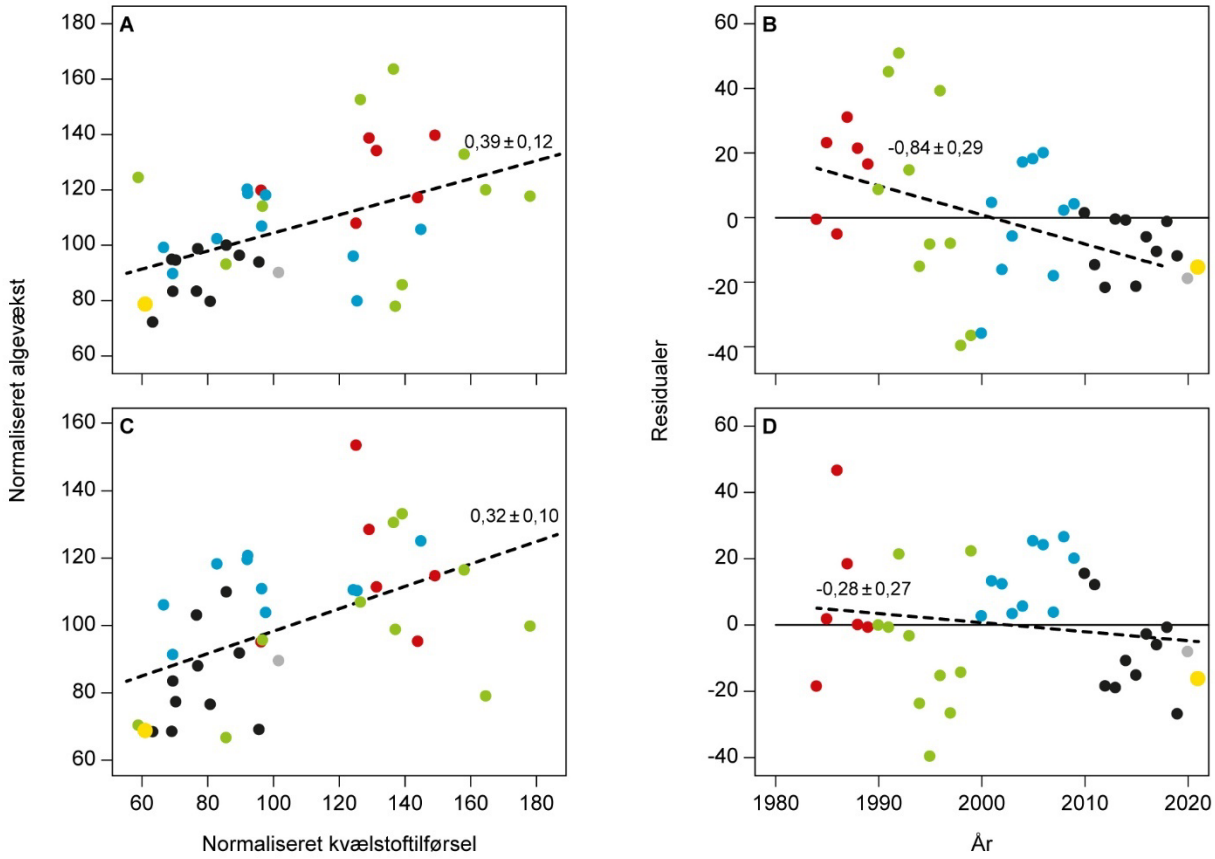
Sammenhæng mellem algevækst og kvælstoftilførsler

Regressionsanalysen af algevækst mod år (tabel 5.1) er ikke optimal i forhold til at belyse den tidslige udvikling i eutrofiering, da år til år variationer i ferskvandsafstrømningen giver betydelige variationer i kvælstoftilførslerne. En statistisk bedre metode til vurdering af udviklingen er derfor at se på den direkte sammenhæng mellem algevæksten og de absolutte danske kvælstoftilførsler (tabel 5.2 og figur 5.6A & C), og derefter vurdere effekter af udviklingen i kvælstoftilførsler på algevæksten (figur 5.6B & D). Denne analyse giver også information om den kvantitative sammenhæng mellem kvælstoftilførsler og algevækst. Analysen inkluderer år til år variationer i overfladeindstrålingen, da lys, sammen med næringsstoffer, er de faktorer, som styrer planteplanktons vækst. Analysen er en multipel regressionsanalyse med kvælstoftilførsler (februar til august) og overfladeindstråling som forklaringsvariable og algevækst som responsvariabel. Fosfor kan potentielt også inddrages, men da der er en betydelig samvariation mellem fosfor og kvælstoftilførsler, specielt fra midt 90'erne og frem, er det vanskeligt at skelne effekten af de to næringsstoffer fra hinanden (se Erichsen m.fl. 2017 for en nærmere analyse af problemet). Koefficienterne for sammenhængen til kvælstof vil derfor i et vist omfang også repræsentere en sammenhæng til fosfor. Ideelt bør analysen laves for hvert fjord-/havområde separat, men det ligger uden for rammerne af denne rapport.

Tabel 5.2. Statistisk analyse af sammenhængen mellem kvælstoftilførsler i vækstperioden (februar-august) og algevækst samt lys og algevækst med koefficienter og p-værdier for fjorde og kystvande samt åbne indre farvande for de angivne årstal og frem til og med 2021. Statistisk signifikante trends er fremhævet med gråtone. Perioden fra 1984 er valgt, da det er det første år med et fyldestgørende datagrundlag for både algevækst og kvælstoftilførsler. Perioden fra 1998 er valgt, fordi der skete et skift i metoden for måling af algevækst i 1998.

	Fjorde og kystvande				Åbne indre farvande			
	N-koef.	P-værdi	Lys-koef.	P-værdi	N-koef.	P-værdi	Lys-koef.	P-værdi
1984 ≥	0,39	0,0023	0,30	0,65	0,32	0,0026	-0,19	0,75
1990 ≥	0,33	0,012	0,80	0,30	0,30	0,0050	0,08	0,90
1998 ≥	0,15	0,27	1,01	0,12	0,53	0,0018	0,45	0,51

Analysen viser, at der er en signifikant positiv sammenhæng mellem kvælstoftilførsler (februar-august) og algevækst for de åbne indre farvande for alle tre undersøgte perioder med start i henholdsvis 1984, 1990 og 1998 (*tabel 5.3*). Den tilsvarende analyse for fjorde og kystvande viser også en signifikant positiv sammenhæng for perioderne fra henholdsvis 1984 og 1990 og frem til 2021 men ikke fra 1998.



Figur 5.6. Sammenhænge mellem kvælstoftilførsler i algernes vækstsæson fra dansk land og algevæksten for fjorde og kystvande (A, B) og åbne farvande (C, D). Værdierne er normaliseret således, at den gennemsnitlige tilførsel og algevækst for hele perioden (1984-2021) er 100 for hver station. Farverne angiver forskellige dekader: rød 1984-1989, grøn 1990-1999, blå 2000-2009 og sort 2010-2019. Datapunktet for 2020 og 2021 er markeret med henholdsvis grå og gul. A og C viser sammenhængen mellem indekseret kvælstoftilførsel og indekseret algevækst, og hældninger er angivet som procent ændring i algevækst pr. procent ændring i kvælstoftilførsel ± standardfejl (se også *tabel 5.3*). B og D viser analysens residualer (% afvigelse i algevækst fra middelværdien) over år og de tilhørende lineære tendenser (ændring over tid), stiplet linje. Denne er signifikant for fjorde og kystvande (B), men ikke for de åbne områder (D).

På *figur 5.6* er sammenhængen vist for alle data fra 1984 og frem. De generelt lavere kvælstoftilførsler de sidste godt 10 år viser sig ved, at alle punkter fra 2010 til 2019 (sorte symboler) er under 100 for kvælstoftilførsler. Indeks for kvælstoftilførslen i 2020 (gråt symbol) var lige over 100, dvs. at i 2020 blev der

tilført mere kvælstof end middelværdien for perioden 1984–2021 for månederne februar til august. I 2021 (gult symbol) var tilførslerne igen væsentlig under indeks 100 (2021=81).

De signifikante koefficienter for sammenhængen mellem tilførsler og algevækst er mellem 0,30 og 0,52 %/% (*tabel 5.2*). Det vil sige, at når kvælstoftilførslen reduceres med 1 % reduceres algevæksten med 0,30-0,52 %. Usikkerheden omkring sammenhængen stammer fra andre faktorer, som påvirker algervæksten, fx iltsvind, som frigiver næringsstoffer fra bunden, tilførsler fra andre kilder og hydrologiske/biologiske forhold.

Analysens residualer er et udtryk for den del af ændringen i algevæksten, der ikke kan forklares ved ændringer i årets kvælstoftilførsel og indstrålingen, og repræsenterer dermed andre forhold. Analysen af residualer viser en nedadgående tendens over tid, som er signifikant for fjorde og kystnære områder men ikke for de åbne indre farvande (*figur 5.6B og D*). Dvs., at der er en nedadgående tendens, som ikke er forklaret med en nedgang i årets kvælstoftilførsel. Vi ved fra tidligere analyser (*Knudsen-Leerbeck m.fl. 2017*), at remineralisering af kvælstof står for 85-88 % af det kvælstof, algerne har til rådighed midt på sommeren. Det er derfor rimeligt at antage, at nedgangen i residualerne, og dermed algevæksten, skyldes, at de generelle biotilgængelige puljer af næringsstoffer, primært i sedimentet men også i opløst organisk stof i de frie vandmasser (*Jørgensen m.fl. 2014*), gradvist reduceres efter en længere årrække med tilførsler på et lavere niveau end i 1980'erne, hvor tilførslerne toppede.

Faldet i algevækst over tid kan i fjorde og kystvande dermed deles op i en umiddelbar effekt på ca. 0,38 % pr. procent ændring i kvælstoftilførsler og et fald på yderligere 0,85 % pr. år, der er et resultat af reducerede påvirkninger fra akkumulerede næringsstoffer. Det sidste er positivt og giver håb om en langsigtet positiv udvikling, hvis kvælstoftilførslerne igen begynder at falde. For de åbne indre farvande ser man ikke samme nedgang i residualerne. Ændringen er negativ (-0,30 % $år^{-1}$) men ikke signifikant. Dog er udviklingen i residualerne siden 2004 ca. den samme som for fjorde og kystnære områder, hvilket giver håb om, at der også kommer en vedvarende lavere algevækst i de åbne indre farvande som følge af reducerede påvirkninger fra akkumulerede næringsstoffer, men med en større tidsforsinkelse end i fjordene. Det er yderligere værd at bemærke, at residualerne for 2021 er blandt de laveste for begge farvandstyper.

Samlet bekræfter analysen tidligere års konklusion om, at tilførsler fra dansk land har en signifikant effekt på algevæksten i danske farvande, og analysen kvantificerer den umiddelbare effekt til omkring 0,3 til 0,5 % pr. procent ændring i kvælstoftilførslerne. Residualanalysen viser, at der i tillæg er en forsinket effekt over en årrække.

Sammenfatning

- Miljøtilstanden i de åbne indre farvande var klart bedre i 2021 end i 2020. Algevækst og klorofylkoncentrationer var lavere, og vandet var klarere. Forbedringen skyldes en lav afstrømning af ferskvand, og dermed en lav tilførsel af næringsstoffer fra efteråret 2020 og hen over vinteren. Dette, i kombination med forbedret spildevandsrensning og bedre dyrkningspraksis i landbruget, har givet rekordlav samlet tilførsel af næringsstoffer siden overvågningen begyndte i 1980erne.

- For fjorde og kystnære områder var der det samme mønster for alle tre parametre og dermed også en markant forbedring i forhold til 2020.
- Set over perioden fra 1985 til 2021 er udviklingen stadig klart positiv, men fra 2012 og frem til 2020 har der været en forringelse af miljøtilstanden i vandsøjlen, som hovedsageligt skyldes de generelt stigende tilførsler af kvælstof fra 2012 til 2020 i algernes vækstsæson. Inkluderes 2021, hvor kvælstoftilførslen var meget lav, er der stadig en signifikant stigning i klorofylkoncentrationen siden 2012, og udviklingen for algevæksten og vandets klarhed er overordnet negativ dog uden at være signifikant.
- Analyser af algevæksten i forhold til tilførslerne af kvælstof viser, ligesom tidligere år, at algevæksten er faldende i forhold til det forventede ud fra årets tilførsler af kvælstof. Det indikerer en faldende intern recirkulering af næringsstoffer, og at der stadig er en forsinket positiv effekt af de reduktioner i næringsstoftilførslerne, som skete fra midt 1980'erne.
- Det er markant og bemærkelsesværdig at algevæksten var så lav i 2021, uden at der var et tilsvarende fald i algemængden (klorofylkoncentrationen). Det viser, at algevæksten responderer hurtigere og mere markant end parametre som algemængde og vandet klarhed. En afkobling mellem algevækst og algebiomasse er også tydelig de sidste ca. ti år. Det kan indikere en forringelse i effektiviteten af havets fødekæder over den seneste dekade.
- I Nordsøen er der sket et svagt fald i klorofylkoncentrationen over de sidste 40 år, men en signifikant stigende tendens siden 2015. Datagrundlaget giver dog ikke grundlag for at sige noget generelt om udviklingen i Nordsøens miljøtilstand.
- Samlet er det positivt, at miljøtilstanden i 2021 blev væsentligt forbedret i forhold til 2020. Årsagen er som nævnt et nedbørsfattigt efterår og vinter. Det danske havmiljø et stadig meget presset af især udledningerne af kvælstof og i en meget skrøbelig tilstand.

6. Iltforhold

Jens Würgler Hansen & Jacob Carstensen

Liglagen på lavt vand ved den Bornholmske østkyst. Foto: Stiig Markager.

Iltsvind opstår, når iltforbruget i bundvandet er større end ilttilførslen. Iltforbruget skyldes bunddyrs samt bakteriers og andre mikroorganismers respiration ved nedbrydning af organisk stof og den efterfølgende oxidation af reducerede kemiske forbindelser (iltgæld). Iltforbruget afhænger af mængden og nedbrydeligheden af det organiske stof samt af temperaturen. I Danmark betegnes det som *iltsvind*, når iltkoncentrationen i vandet er mindre end 4 mg l^{-1} og som *kraftigt iltsvind*, når koncentrationen er under 2 mg l^{-1}. Niveauet mellem 2 og 4 mg l^{-1} kaldes for *moderat iltsvind*. Iltsvind i de åbne farvande forekommer hovedsageligt fra juli til november, men i nogle kystvande opstår iltsvind ofte før juli.

Iltsvind er i løbet af de seneste ca. hundrede år forøget i hyppighed, udbredelse, varighed og intensitet som følge af eutrofiering (forøget tilførsel af næringsstoffer og organisk stof) og klimaforandringer. Eutrofiering fører til øget produktion af planteplankton, som synker til bunds og nedbrydes. Derved stiger iltforbruget, og der kan udvikles iltsvind ved bunden i områder, hvor vandsøjlen er lagdelt. Klimaforandringer vil i de fleste tilfælde forstærke effekten af eutrofiering. Stigende temperatur stimulerer udviklingen af iltsvind, da varmere vand indeholder mindre ilt, øger iltforbruget og styrker lagdelingen af vandsøjlen. Øget nedbør medfører en større tilførsel af vand, næringsstoffer og organisk stof fra land til hav, hvilket fremmer eutrofieringen og styrker lagdelingen af vandsøjlen. Ændrede vindforhold påvirker opblandingen af vandmasserne samt strømforholdene og dermed ilttilførslen til bundvandet. Mere vind øger ilttilførsel, mens mindre vind mindsker ilttilførslen.

De aktuelle vejrmæssige forhold bidrager til at fastholde, fremme eller mindske iltsvind. Ilttilførslen til bundvandet er først og fremmest styret af vind- og strømforholdene, som er afgørende for opblandingen af vandsøjlen og vandudskiftningen nær bunden. Dårlig opblanding og svag strøm kan føre til lagdeling af vandsøjlen og utilstrækkelig ilttilførsel til bunden. Iltsvind opstår derfor typisk i forbindelse med saltlagdeling af vandsøjlen og forstærkes af vindsvage, varme perioder med temperaturlagdeling. Ved saltlagdeling er overfladevandet mindre salt og dermed lettere end bundvandet. Ved temperaturlagdeling flyder varmere og dermed lettere overfladevand oven på koldere og dermed tungere bundvand. Længerevarende isdække kan også afkoble ilttilførslen til bundvandet og forårsage iltsvind.

Iltsvind forekommer også naturligt, dvs. uden eutrofiering eller klimaforandringer, men kun i meget begrænset omfang og typisk i dybere sedimentationshuller. Det er eutrofiering, som skaber grundlaget for iltsvind i et omfang

ud over det naturlige, mens det er de vejrmæssige forhold, som udløser iltsvind og er afgørende for år til år variationen i dets udbredelse, varighed og intensitet.

Iltindholdet i bundvandet er af afgørende betydning for bundplanter, bunddyr og bundlevende fisk. Lavt iltindhold (4-6 mg l^{-1}) stresser larvestadiet af nogle bunddyr og fisk samt voksne individer af særligt følsomme arter. Ved moderat iltsvind (2-4 mg l^{-1}) søger mange fisk og mere mobile bunddyr væk fra de ramte områder, og ved længere perioder med kraftigt iltsvind (< 2 mg l^{-1}) dør bunddyr og bundplanter. Selv fisk og mobile bunddyr kan blive ramt af iltsvind, hvis vind og strøm pludselig flytter iltfattigt vand fra et område til et andet.

Iltsvind påvirker desuden den kemiske og biologiske omsætning i havbunden, fx mindsker iltsvind havbundens evne til at tilbageholde næringsstoffer og svovlbrinte. I havbunden er en del af næringsstofferne bundet til iltede forbindelser. Ved længerevarende iltsvind opløses de iltede forbindelser, og de tilknyttede næringsstoffer frigives til vandfasen (intern belastning). Længerevarende iltsvind kan også føre til, at der dannes hvide belægninger af svovlbakterier på havbunden – det såkaldte liglagen. Svovlbakterierne i liglagnet bruger det sidste ilt i bundvandet til at ilte svovlbrinte, der er trængt helt op i de øverste millimeter af havbunden, til gullighvid, elementær svovl. Liglagen repræsenterer derfor den sidste barriere, inden svovlbrinte frigives fra havbunden til vandfasen. Når den sidste ilt er opbrugt, forsvinder liglagnet, og bunden farves sort af jernsulfid, som er en forbindelse mellem reduceret jern og svovlbrinte, og overskydende svovlbrinte kan sive op i bundvandet.

Iltsvind kan også bevirke en pludselig frigivelse af store mængder svovlbrinte som følge af en større produktion af metan i havbunden. Metanbobler, som strømmer ud af havbunden, kan løfte den øverste del af havbunden op i vandet (bundvending), og herved frigives svovlbrinte til vandfasen. Svovlbrinte er så giftig, at den slår de fleste tilstedeværende bunddyr og fisk ihjel. Når bunddyrene dør, forsvinder fiskenes fødegrundlag, og bunddyrenes fysiske aktivitet i havbunden (bioturbation og bioirrigation) ophører. Bunddyrenes aktivitet er vigtig for at holde havbunden iltet, da en iltet havbund hæmmer udviklingen af iltsvind og derved reducerer frigivelsen af næringsstoffer og svovlbrinte fra havbunden. Der kan gå mange år efter et kraftigt og langvarigt iltsvind, før der igen er etableret et samfund af bunddyr med normal aldersfordeling, artssammensætning og individantal.

Metoder og datagrundlag

Iltindholdet i vandsøjlen måles efter retningslinjerne i de tekniske anvisninger til det nationale overvågningsprogram (*Vang & Hansen 2015*).

Beregninger af gennemsnitlige iltkoncentrationer i bundvandet (nederste 2,5 m på stationer med vanddybde på min. 5 m) for iltsvindsperioden (juli-november) er foretaget på baggrund af målinger på de nationale overvågningsstationer i perioder med et veldefineret springlag (densitetsforskel mellem overflade- og bundvand ($\Delta \sigma_T$) > 0,5 for fjord- og kyststationer, og $\Delta\sigma_T$ > 1 for stationer i åbne indre farvande). De gennemsnitlige koncentrationer er korrigeret for forskelle mellem stationer, måneder og prøvetagningsdybder ved statistisk modellering. Stationerne er grupperet i 'fjorde og kystvande' samt i 'åbne indre farvande'.

Iltsvindets arealudbredelse er modelleret ud fra iltprofiler målt på en lang række repræsentative stationer sammenholdt med dybdeforholdene i farvandene (*Rytter m.fl. 2017, Rytter m.fl. 2021*).

Iltsvind i 2021

Overordnet status

De fleste farvandsområder i de indre farvande blev berørt af iltsvind i 2021. Iltsvindet i de danske farvande var i 2021 særlig udbredt og intenst i Mariager Fjord, Knebel Vig, det sydlige Lillebælt, de sydøstjyske fjorde, Det Sydfynske Øhav og i Femern Bælt. I de tilstødende tyske vandområder blev der registreret udbredt kraftigt iltsvind i Mecklenburg Bugt og Lübeck Bugt. I september var der desuden udbredt moderat iltsvind i Aarhus Bugt og Arkonabassinet, og iltsvindsmodellen indikerede udbredt kraftigt iltsvind i Kiel Bugt (*figur 6.1*).

I den centrale og nordlige del af Kattegat og i Storebælt var iltsvindet sporadisk og ikke særlig udbredt, men i store dele af områderne var iltindhold lavt i september og oktober. Nogle områder blev slet ikke eller kun i mindre omfang berørt af iltsvind i 2021 herunder Køge og Faxe Bugt samt Smålandsfarvandet og Hjelm Bugt.

Iltsvindsovervågningen dækker ikke alle lavvandede områder i kystvandene. Der kan derfor have været iltsvind lokalt, som ikke fremgår af den nationale iltsvindsovervågning.

Årets gang

I 2021 opstod iltsvind i de fleste områder noget senere på året end i 2020, hvor iltsvindet startede usædvanlig tidligt. Det første iltsvind uden for de mere eller mindre permanente iltsvindsområder blev registreret sidst i maj i Flensborg Fjord (*Hansen & Rytter 2021A*). I starten af juni havde der også etableret sig iltsvind i Limfjorden, Haderslev Fjord, Nybøl Nor og Det Sydfynske Øhav. I det sydlige Lillebælt var der først iltsvind fra midt i juli. Iltsvindet i Det Sydfynske Øhav og det sydlige Lillebælt opstod henholdsvis ca. en og to måneder senere end i 2020.

Den senere start på iltsvindet i 2021 sammenlignet med 2020 skyldes en kombination af flere ting. Iltsvindssæsonen sluttede tidligere i 2020 end i 2019, hvilket betød, at havbunden havde mere tid til at blive geniltet og reetableret forud for iltsvindssæsonen i 2021 end i 2020. Desuden var afstrømningen og dermed tilførslen af næringsstoffer i starten af 2021 mindre end i starten af 2020, udskiftningen af bundvandet i de indre farvande var større (marts/april) og bundvandstemperaturen var lavere (*Hansen & Høgslund 2020 kapitel 2 & 4*, *Hansen & Høgslund 2021 kapitel 2 & 4*).

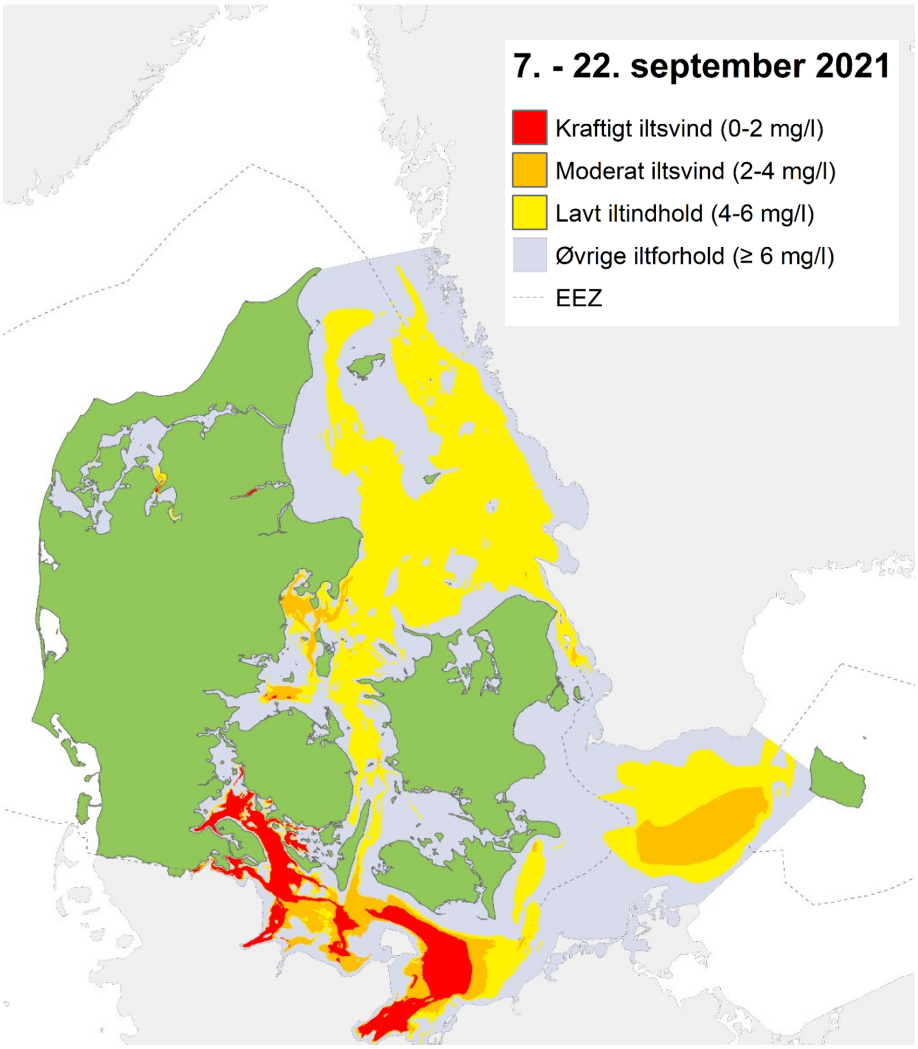
Den senere start blev fulgt af en relativ langsom udvikling af iltsvind de fleste steder grundet det relativt kølige forår og en del vind i slutningen af juli og midt i august. Dog var der lokalt markante iltsvindshændelser tidligt på iltsvindssæsonen, som det fremgår nedenfor i omtalen af iltsvindets udvikling i udvalgte områder.

Det var først fra sidst i august til sidst i september, at iltsvindets udbredelse og intensitet blev øget markant. Midt i september havde der således etableret sig udbredt moderat og kraftigt iltsvind i de sydlige farvande, og der var store områder med lavt iltindhold i Kattegat og Storebælt (*Hansen & Rytter 2021B*, *figur 6.1*).

Sidst i september og starten af oktober blæste det kraftigt, hvilket forbedrede iltforholdene i de mere lavvandede områder, men blæsten var ikke tilstrækkelig til at forbedre forholdene i områderne på større vanddybde (*Hansen & Rytter 2021C*). Fire sammenhængende dage med kraftig blæst sidst i oktober,

heraf to dage med vindstød af stormstyrke, opblandede vandsøjlen og tilførte iltet vand til bunden også på større vanddybde. Det betød, at iltforholdene forbedredes markant, og områderne med kraftigt iltsvind blev begrænset til det sydlige Lillebælt mellem Als og Ærø og den ydre del af Flensborg Fjord.

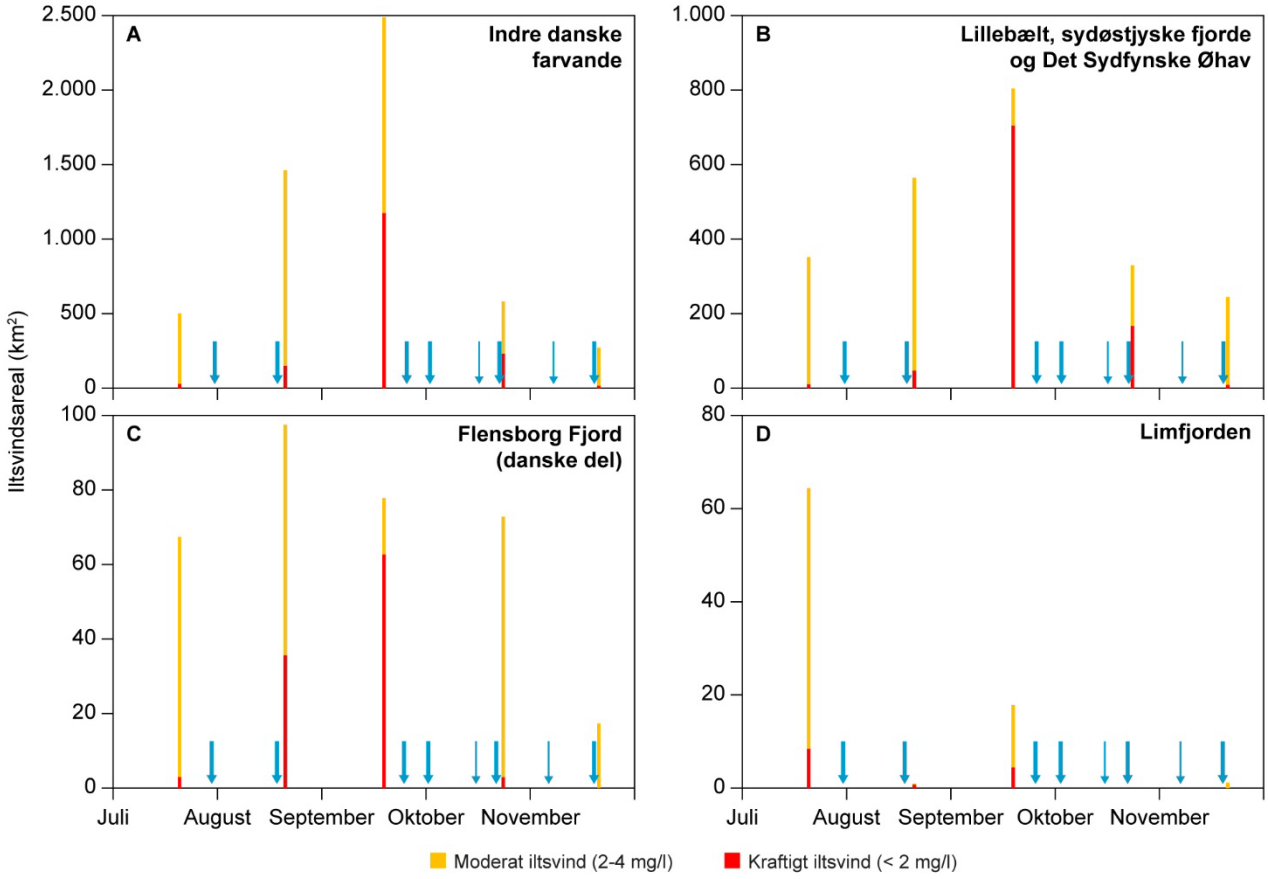
Relativ svag vind i første halvdel af november bevirkede, at iltsvindet atter tiltog i udbredelse og intensitet i nogle områder (*Hansen & Rytter 2021D*). To dages sammenhængende stormende kuling med vindstød af stormstyrke og generelt faldende temperaturer i bundvandet gjorde dog, at sidst i november var næsten alt kraftigt iltsvind forsvundet, men der var fortsat udbredte områder med moderat iltsvind.



Figur 6.1. Kortet viser den modellerede udbredelse af iltsvind og lavt iltindhold midt i september 2021. EEZ står for 'Exclusive Economic Zone' og afgrænser de danske farvande (*Hansen & Rytter 2021B*).

Udvalgte områder

Iltsvind er meget dynamisk og ændres både i udbredelse og intensitet i løbet af året. Vinden har stor betydning for udviklingen gennem året. I *figur 6.2* er vist de modelberegnede arealer for de samlede indre danske farvande og for områderne Lillebælt/sydøstjyske fjorde/Det Sydfynske Øhav, Flensborg Fjord og Limfjorden. I figuren er også angivet, hvornår der var tilstrækkelig med blæst til at mindske iltsvindets udbredelse betydeligt i de lavvandede områder og eventuelt svække lagdelingen i de dybere områder.



Figur 6.2. Udvikling i arealet af moderat iltsvind (2-4 mg l^{-1}) og kraftigt iltsvind (< 2 mg l^{-1}) i 2021 i de indre danske farvande og i tre udvalgte delområder. Arealerne er opgjort for sidst i juli samt medio august, september, oktober og november. Pilene angiver vindhændelser, hvor døgnmiddelvind, højeste 10 minutters middelvind og maksimale vindstød samtidig er større end henholdsvis 6, 17 og 22 m s^{-1}. Blæst længere end et døgn, er det markeret med en tykkere pil. Bemærk forskellig skala på y-akserne.

Indre danske farvande

Iltsvindet i de indre danske farvande udviklede sig relativt langsomt grundet omstændighederne beskrevet ovenfor. Arealudbredelsen af iltsvind var således markant mindre i juli 2021 end i 2020. En del vind sidst i juli og midt i august kunne dog ikke forhindre, at iltsvindsarealet var markant forøget midt i august. Vinden var sammen med den forudgående forsinkede udvikling de væsentligste årsager til, at andelen af kraftigt iltsvind (10 % af iltsvindsarealet) var usædvanlig lille for årstiden. Overvejende svag vind indtil sidst i september kombineret med høj bundvandstemperatur betød, at iltsvindets udbredelse og styrke blev øget væsentligt fra midt i august til midt i september, hvor andelen af kraftigt iltsvind steg til 47 %. En del vind den efterfølgende periode samt aftagende temperatur i bundvandet bevirkede, at iltsvindets udbredelse var aftaget markant midt i oktober og yderligere midt i november, hvor størstedelen af arealerne med kraftigt iltsvind var ændret til moderat iltsvind.

Lillebælt, sydøstjyske fjorde og Det Sydfynske Øhav (max-dybde ca. 40 m)

I det sydlige Lillebælt og i Det Sydfynske Øhav var der udbredt moderat iltsvind i juli. I Haderslev og Aabenraa Fjord var iltsvindet meget dynamisk, og i perioder meget intenst. Blæst sidst i juli og midt august bevirkede sammen med den generelt forsinkede udvikling, at trods en markant forøgelse i arealet af iltsvind var andelen af kraftigt iltsvind meget lille midt august. Det ændrede sig markant frem til midt i september, hvor de høje temperaturer i bundvandet sammen med de overvejende svage vinde bevirkede en yderligere forøgelse af iltsvindsarealet, hvoraf langt størstedelen var kraftigt iltsvind. Det intense iltsvind betød, at der flere steder opstod iltfrie forhold i bundvandet, og der blev frigivet giftig svovlbrinte fra sedimentet. Tiltagende vind og aftagende temperatur betød, at iltsvindsarealet blev reduceret markant fra september til oktober og yderligere til november, hvor kraftigt iltsvind næsten var helt forsvundet.

Flensborg Fjord (danske del, max-dybde ca. 30 m)

Flensborg Fjord er, lige som Mariager Fjord, en tærskelfjord. Fjorden er også et forholdsvis dynamisk iltsvindsområde, bl.a. som følge af den mindre vanddybde sammenlignet med det sydlige Lillebælt. Iltsvindet startede i slutningen af maj og var veletableret i juli, langt overvejende som moderat iltsvind. I den indre del af fjorden blev der dog registreret kraftigt iltsvind, iltfrit bundvand og frigivelse af svovlbrinte allerede i starten af juli. Til trods for en del vind sidst i juli og midt i august var andelen af kraftigt iltsvind øget betydeligt midt i august. Denne tendens blev yderligere forstærket i den vindsvage periode fra midt august til sidst i september. Denne udvikling bevirkede, at der i den indre del af fjorden blev konstateret frigivelse af svovlbrinte flere gange i perioden og endda helt hen i starten af november. Den megen vind fra slutningen af september bevirkede dog, at andelen af kraftigt iltsvind blev reduceret markant fra midt i september til midt i oktober, selv om iltsvindsarealet ikke blev ret meget mindre. I løbet af november aftog iltsvindarealet meget, og det resterende iltsvind var langt overvejende moderat.

Limfjorden (max-dybde ca. 20 m)

Limfjorden er et relativt lavvandet og øst-vest-vendt stræde med gennemstrømning af især vand fra Nordsøen. Når der opstår lagdeling, udgør bundvandet ofte kun et tyndt lag. Det bevirker, at Limfjorden er et meget dynamisk iltsvindsområde, hvor iltsvind opstår og forsvinder hurtigt. Iltsvind etableres typisk tidligt i Limfjorden, hvilket også var tilfældet i 2021, hvor det første iltsvind blev registreret i starten af juni. Indledningsvis var der dog tale om moderat iltsvind i et mindre område. Iltsvindet blev mere udbredt og mere intenst i løbet af juni og juli. I Sebber Lo syd for Nibe Bredning forsvandt den sidste ilt i bundvandet allerede midt juli, og der blev frigivet svovlbrinte fra bunden. Fisk og bunddyr i området døde og skyllede op på kysten. Blæsten sidst i juli og midt i august bevirkede, at iltsvindet næsten var helt væk i Limfjorden midt i august. Den efterfølgende periode med overvejende svage vinde betød, at iltsvindet reetablerede sig i nogle områder midt i september, om end arealet var af beskedent omfang. Den megen vind sidst i september afsluttede iltsvindssæsonen i Limfjorden.

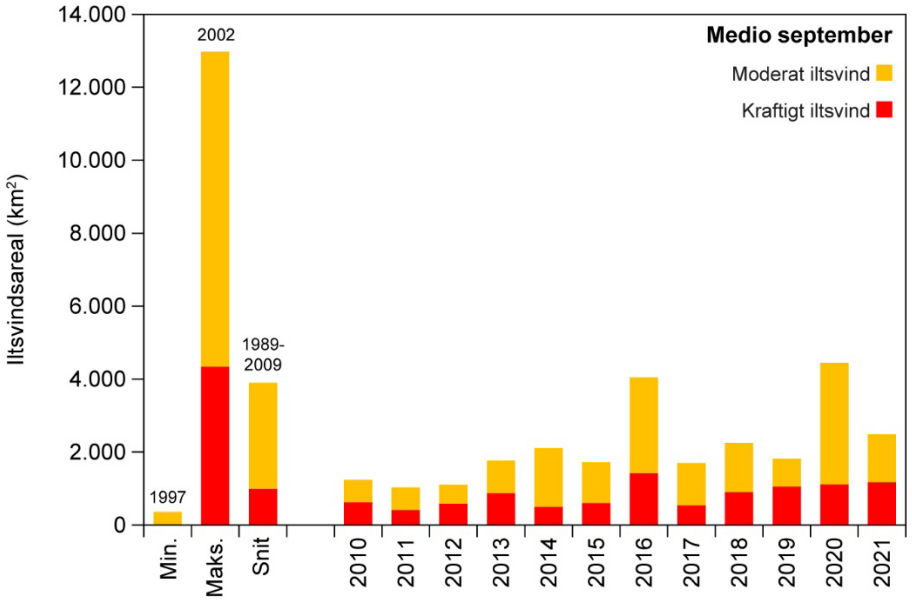
Udvikling i arealudbredelsen af iltsvind 1989-2021

Iltsvinds udbredelse varierer meget hen over året og mellem årene. Iltsvind har typisk sin maksimale udbredelse i september, og arealet har været opgjort hvert år siden 1989 (*figur 6.3*). Den hidtil største udbredelse af iltsvind blev registreret i 2002 og opstod som følge af en kombination af en stor tilførsel af næringsstoffer, forholdsvis lidt vind og relativ høj bundvandstemperatur.

Den hidtil mindste udbredelse af iltsvind blev registreret i 1997, som var det andet år i træk med en usædvanlig lav tilførsel af næringsstoffer.

Iltsvindets udbredelse midt i september var i 2021 den sjette største siden 2002 og er siden 2008 kun overgået af udbredelsen i 2016 og 2020. Knap halvdelen af iltsvindsarealet var påvirket af kraftigt iltsvind. Arealudbredelsen af iltsvind i september var større i perioden 1989-2009 end i 2010-2021, men arealet har været signifikant stigende siden 2010. Denne udvikling hænger formodentlig sammen med, at der i denne periode har været en tendens til mindre vind om sommeren og en stigning i tilførslen af kvælstof i planteplanktons væsentligste vækstperiode (*kap. 2 fig. 2.3*, *kap. 5 fig. 5.5*).

Den relativt store udbredelse af iltsvind i 2021, 2020 og 2016 viser, at iltsvind fortsat kan brede sig over større områder og blive meget intenst, hvis eutrofiering og vejr stimulerer udviklingen af iltsvind.



Figur 6.3. Udvikling i modelleret areal af moderat (2-4 mg l^{-1}) og kraftigt (< 2 mg l^{-1}) iltsvind i bundvandet midt i september i de indre danske farvande for perioden 2010-2021 samt den største og mindste registrerede arealudbredelse i overvågningsperioden 1989-2021 og gennemsnittet for perioden 1989-2009. Til sammenligning har Fyn et areal på ca. 3.000 km^2 og Sjælland et areal på ca. 7.000 km^2.

Tidslig udvikling i bundvandets iltforhold

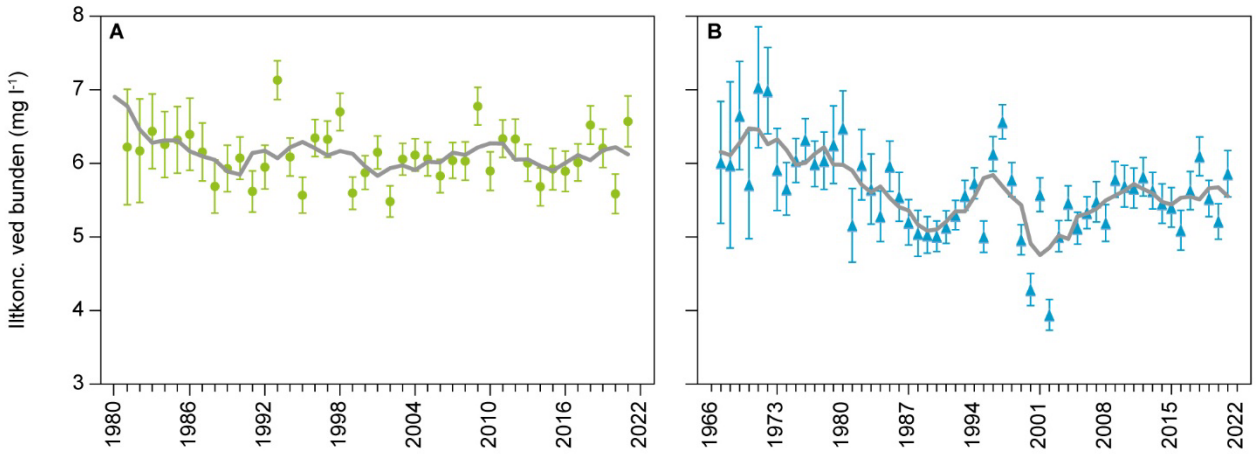
Fjorde og kystvande samt åbne indre farvande

I fjorde og kystvande var iltkoncentrationen ved bunden i 2021 markant højere end i 2020 og blandt de højeste værdier i hele overvågningsperioden (*figur 6.4*). I de åbne indre farvande var der også en markant stigning i bundvandets iltkoncentration fra 2020 til 2021 til et niveau lige over gennemsnittet for overvågningsperioden (5,6 mg/l). De markant højere iltkoncentrationer i 2021 end i 2020 skyldes især, at temperaturen i bundvandet var markant lavere (0,9 °) i 2021 end i rekordåret 2020 (*kap. 2 fig. 2.3*). Lavere temperatur øger opløseligheden af ilt i vand og reducerer iltforbruget. En del vind i slutningen af juli og midt i august tilførte ilt fra overfladevandet og bidrog til den relativt høje iltkoncentration i bundvandet.

Set over hele overvågningsperioden er der sket et fald i iltkoncentrationen både i fjorde og kystvande og i de åbne indre farvande. I begge farvandstyper er iltkoncentrationen på niveau med koncentrationen i 1980'erne, hvor tilførslen af næringsstoffer var væsentlig højere end nu. Iltforholdene i bundvandet har således endnu ikke responderet fuldt ud på reduktionen i tilførslen af næringsstoffer siden slutningen af 1980'erne. Det skyldes formodentlig en kombination

af strukturelle forandringer i økosystemet (såsom ændrede fysiske-kemiske-biologiske forhold), øget lagdeling og højere temperatur (*Riemann m.fl. 2016*).

I overvågningsperioden har det årlige gennemsnit for iltkoncentrationen i fjorde og kystvande varieret inden for et forholdsvist snævert interval, mens der set over hele perioden har været større udsving i iltkoncentrationen i de åbne indre farvande. Disse fluktuationer med lavpunkt i iltkoncentrationen omkring 1989-91, 2000-02 og 2014-16 er formodentlig relateret til variationer i klimatiske forhold og strømforhold, hvilket dog ikke er undersøgt nærmere.



Figur 6.4. Gennemsnitlig iltkoncentration i bundvandet (nederste 2,5 m) i A) fjorde og kystvande for juni-oktober og B) åbne indre farvande for juli-november i perioder med lagdeling på stationer med vanddybder på mindst 5 m (middel ± 95 % konfidensgrænser). Grå linje angiver 5-års løbende gennemsnit. Bemærk at data for åbne indre farvande omfatter en længere årrække end for fjorde og kystvande.

Regionale områder

Langtidsudviklingen

Der er store regionale forskelle i udviklingen af iltkoncentrationen i bundvandet. Langtidsudviklingen viser generelt tendens til aftagende iltkoncentration i alle danske farvandsområder på nær langs den jyske vestkyst og i de sjællandske fjorde og Smålandsfarvandet (*tabel 6.1*). Af de otte områder, der viser negativ udvikling i bundvandets iltkoncentration, er der et statistisk signifikant fald i fem af områderne. Her er iltforholdene forringet med 0,013-0,042 mg O_2 l^{-1} $år^{-1}$. I de sjællandske fjorde og Smålandsfarvandet er der sket en statistisk signifikant stigning i bundvandets iltkoncentration på 0,028 mg O_2 l^{-1} $år^{-1}$.

Tabel 6.1 Lineære trendanalyser af udviklingen i middelkoncentrationen af ilt i bundvandet delt op på områder. Statistiske signifikante trends (P < 0,05) er markeret med gråtone (lysere grå = stigning, mørkere grå = fald).

Område	Antal år	Antal stationer	Periode	P-værdi	Udvikling (mg l^{-1} $år^{-1}$)
Vestjyske fjord- og kyststationer	30	4	1989-2021	0,4266	0,008
Limfjorden	42	9	1980-2021	0,0397	-0,021
Østjyske fjorde	49	11	1972-2021	0,6518	-0,002
Fynske fjorde og Det Sydfynske Øhav	44	3	1977-2021	0,0054	-0,022
Sjællandske fjorde og Smålandsfarvandet	36	13	1985-2021	0,0017	0,034
Kattegat	56	18	1966-2021	0,3342	-0,004
Nordlige Bælthav og Storebælt	50	9	1970-2021	0,3148	-0,008
Lillebælt og Femern Bælt	56	6	1965-2021	0,0351	-0,016
Øresund	55	4	1967-2021	0,0349	-0,013
Østersøen	54	9	1966-2021	0.0001	-0,042

De underliggende årsager til udviklingen på regionalt plan er ikke undersøgt nærmere i forbindelse med denne rapport. Men den overvejende tendens til faldende iltkoncentrationer er i overensstemmelse med forventningerne som følge af forøget tilførsel af næringsstoffer (eutrofiering) og efterfølgende en forsinket respons på reduceret tilførsel af næringsstoffer (oligotrofiering). Desuden er havtemperaturen steget ca. 2 °C de sidste 40 år (*kapitel 2*), hvilket mindsker opløseligheden af ilt og øger iltforbruget.

Udviklingen de seneste 10 år

For at vurdere om mere aktuelle ændringer i miljøpåvirkningerne har haft en effekt på iltkoncentrationerne beskrives her udviklingen de sidste 10 år sammenholdt med udviklingen i hele overvågningsperioden (*tabel 6.2*). Ændringen i bundvandets iltkoncentration er dog ikke statistisk signifikant i nogen af de ti områder, hvilket viser, at variationen er stor mellem årene, og at udviklingen ikke er entydig. I de sidste 10 år er der dog en tendens til, at iltkoncentration i bundvandet er steget i seks ud af ti områder, forværret i to områder og status quo i to områder. Den overvejende positive udvikling de seneste 10 år er dog fra et meget lavt niveau og langsom. Fx vil de seneste 10 års positive udvikling i 'fynske fjorde og Det Sydfynske øhav' skulle fortsætte med samme trend i ca. 50 år, før iltkoncentrationen er tilbage på niveauet i 1980 – og selv på det tidspunkt var iltkoncentrationen i bundvandet formodentlig forringet pga. eutrofiering.

Tabel 6.2 Lineære 10-års-trendanalyser (2011-2021) af udviklingen i middelkoncentrationen af ilt i bundvandet delt op på områder. Der er ingen statistiske signifikante trends, da alle p-værdier er > 0,05. Ændringen i udviklingen i forhold til langtidstrenden (*tabel 6.1*) er angivet med ↔ (uændret), ↑ (forbedret), ↓(forringet). Symbolerne for 'forbedret' og 'forringet' er anvendt, når udviklingen i iltindholdet i et område er henholdsvis øget eller reduceret med ≥ 50 % de seneste 10 år i forhold til hele overvågningsperioden (*tabel 6.1*). De områder, hvor ændringen er mindre, er angivet som 'uændret'.

Område	Antal stationer	P-værdi	Udvikling (mg l^{-1} $år^{-1}$)	Ændring ift. langtidstrend
Vestjyske fjord- og kyststationer	4	0,2356	-0,045	↓
Limfjorden	9	0,9098	0,011	↑
Østjyske fjorde	11	0,0917	0,046	↑
Fynske fjorde og Det Sydfynske Øhav	3	0,5491	0,025	↑
Sjællandske fjorde og Smålandsfarvandet	13	0,6465	0,034	↔
Kattegat	18	0,8124	0,008	↑
Nordlige Bælthav og Storebælt	9	0,9173	-0,011	↔
Lillebælt og Femern Bælt	6	0,9214	-0,007	↑
Øresund	4	0,3093	-0,052	↓
Østersøen	9	0,7443	0,011	↑

Udviklingen på udvalgte stationer

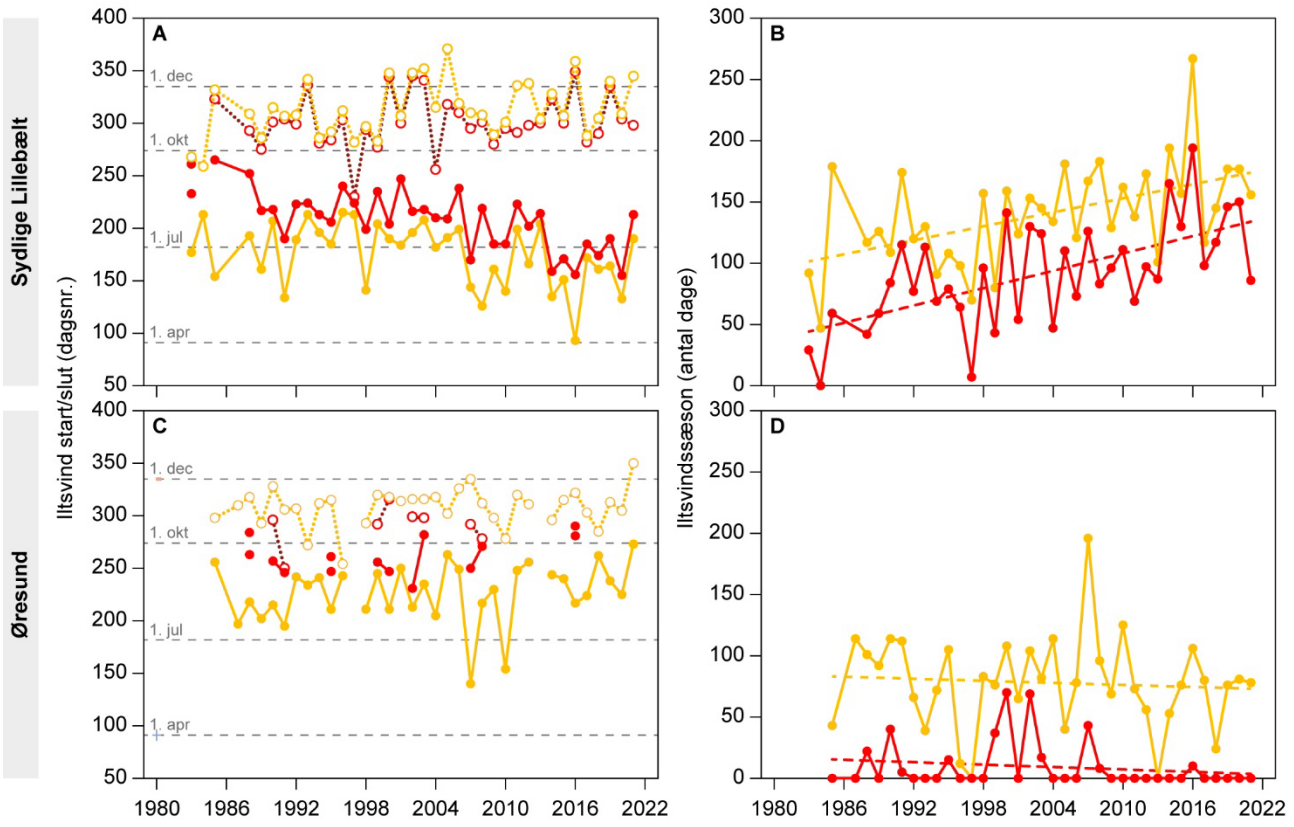
Ændringer i iltsvindets sæsonmønster er undersøgt på en station i henholdsvis det sydlige Lillebælt (FYN6300043) og i Øresund (KBH431). De hydrografiske forhold er sammenlignelige på de to lokaliteter, men den sydlige del af Lillebælt er mere påvirket af iltsvind end Øresund. I det sydlige Lillebælt er der kraftigt iltsvind hvert år, hvilket ikke er tilfældet i Øresund (*figur 6.5A&C*). Desuden starter det moderate iltsvind næsten altid tidligere i det sydlige Lillebælt end i Øresund, mens iltsvindet slutter omtrent samtidigt i de to områder. I Lillebælt er der en tydelig og signifikant tendens til, at både moderat og især kraftigt iltsvind starter stadig tidligere, hvilket ikke er tilfældet i Øresund. Der er også en tendens til, at iltsvindet slutter stadig senere i Lillebælt, om end dette er mindre tydeligt. Siden 2000 er de sidste rester af iltsvind i Lillebælt ofte først forsvundet i løbet af december.

Tidsrummet mellem starten på årets første og afslutningen på årets sidste iltsvind udgør iltsvindssæsonen. I det sydlige Lillebælt er sæsonlængden for både moderat og kraftigt iltsvind udvidet med godt to måneder siden midten af

1980'erne, mens iltsvindsæsonens udstrækning er uændret i Øresund (*figur 6.5B&D*). Iltforholdene har således udviklet sig vidt forskelligt i de to områder.

Lillebælt og Øresund minder hydrografisk overordnet om hinanden. De er begge relativt dybe og har en stor gennemstrømning af overfladevand. Bundvand tilføres fra Kattegat, men begge områder har en lavvandet tærskel, som hæmmer tilstrømningen. I Lillebælt er tærsklen placeret i den nordlige ende (nordvestlige Bælthav), mens den i Øresund er i den sydlige ende (Drogden). Denne forskel betyder, at bundvandet til Lillebælt hovedsageligt strømmer via Storebælt. Bundvandet i Lillebælt har således været længere undervejs og er derfor mindre iltholdigt, end det som tilføres Øresund. Desuden har bundvandet en længere opholdstid i Lillebælt end i Øresund.

Ovenstående forklarer, hvorfor Lillebælt er mere udsat for iltsvind end Øresund. Men det forklarer ikke, hvorfor iltforholdene har udviklet sig negativt i Lillebælt, mens de har været stabile i Øresund. Forklaring på udviklingen i det sydlige Lillebælt er kompleks, da mange faktorer er involveret herunder ændringer i tilførslen af næringsstoffer og organisk stof, trawlfiskeri, bunddyr og vindmønstre. Det ser ud til, at området er kommet ind i en dårlig spiral, hvor forholdene det ene år forværrer forholdende det efterfølgende.



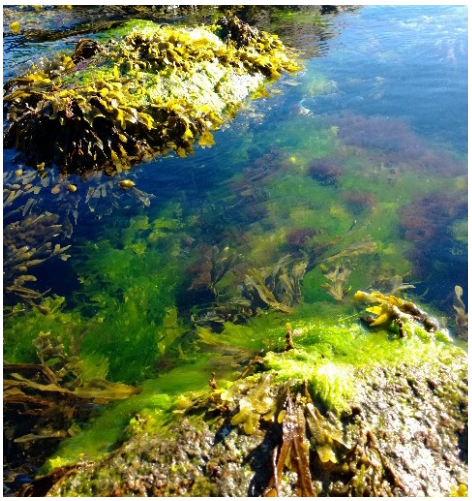
Figur 6.5. Venstre kolonne: Tidslig udvikling i dagsnummer for start (fuldt optrukket) og slut (stiplet) for henholdsvis moderat (orange) og kraftigt (rød) iltsvind i det sydlige Lillebælt nordvest for Ærø (station FYN6300043, A) og i Øresund syd for Ven (station KBH431, C). Bemærk, at y-akse starter ved dagsnummer 50. Højre kolonne: Tidslig udvikling i længden af iltsvindssæsonen for moderat (orange) og kraftigt (rød) iltsvind i sydlige Lillebælt (B) og Øresund (D). Stiplede linjer angiver trendlinjer (lineær regression) for sæsonlængden for moderat (orange) og kraftigt iltsvind (rød).

Sammenfatning

- Iltsvindet startede senere i 2021 end i 2020, men den relativt høje temperatur i bundvandet og den svage vind fra midt i august bevirkede, at iltsvindet alligevel var omfattende i september, hvor knap halvdelen af iltsvindsarealet var påvirket af kraftigt iltsvind.
- Kraftig blæst med vindstød af stormstyrke sidst i september og i starten af oktober forbedrede iltforholdene markant i de lavvandede områder. Men først efter kraftig blæst med vindstød af stormstyrke sidst i oktober blev iltforholdene for alvor forbedret på de større dybder. Sidst i november var det kraftige iltsvind næsten helt forsvundet, men der resterede stadig områder med moderat iltsvind.
- Iltsvindet i 2021 var særlig udbredt og intenst i Mariager Fjord, Knebel Vig, det sydlige Lillebælt, de sydøstjyske fjorde, Det Sydfynske Øhav og i Femern Bælt.
- Iltsvindet forårsagede iltfrie forhold i bundvandet og frigivelse af svovlbrinte fra havbunden i en del områder. I Sebber Lo i Limfjorden blev der registreret døde fisk og bunddyr som følge af iltsvind.
- Iltsvindsarealet i de danske farvande i september 2021 var det sjette største siden 2002. Arealudbredelsen af iltsvind i september var større i 1989-2009 end i 2010-2021, men arealet er steget signifikant siden 2010.
- Iltindhold i bundvandet var i 2021 blandt de højeste siden starten af 1980'erne i fjorde og kystvande og lidt over gennemsnittet for perioden siden midten af 1960'erne i de åbne indre farvande.
- I fjorde og kystvande har iltindholdet i bundvandet været forholdsvis stabilt siden slutningen af 1980'erne, mens det i de åbne indre farvande overordnet har været faldende siden midten af 1960'erne.
- I de regionale farvande er der i de fleste områder en tendens til et fald i iltkoncentrationen i bundvandet siden starten af overvågningen. I de sidste 10 år er der i en del af områderne en tendens til en udvikling mod højere iltkoncentration. Men udviklingen går langsomt og starter fra et lavt niveau.
- Iltsvindet er siden midten af 1980'erne forværret i det sydlige Lillebælt, hvorimod der har været status quo i Øresund. I det sydlige Lillebælt er iltsvindssæsonen øget med ca. to måneder.

7. Bundplanter – ålegræs og makroalger

Signe Høgslund, Annette Bruhn, Karsten Dahl, Helle Buur & Jacob Carstensen



Makroalger langs en stenmole syd for Århus. Foto: Teis Boderskov.

Enge af ålegræs og andre blomsterplanter er vidt udbredt på blød og sandet bund langs vores kyster, og ålegræs er langt den mest dominerende blomsterplante i havet. Skove af tang (makroalger) vokser primært på stenet bund både i tidevandszonen og på dybere vand. Ålegræsengene og tangskovene bidrager væsentligt til den marine biodiversitet, fordi de er meget produktive og skaber levested og opvækstområde for en lang række organismer.

Vegetationen fungerer samtidig som et naturligt kystværn, fordi bladene dæmper bølgerne, og havgræssernes net af stængler og rødder stabiliserer havbunden. Desuden virker planterne som partikelfilter og bidrager dermed til at holde vandet klart. Vegetationen er desuden, ligesom skovene på land, et kulstofdræn og bidrager betydeligt til havets kulstofpulje (Blue Carbon/blåt kulstof) (*Duarte m.fl. 2013; Krause-Jensen & Duarte 2016*). Samtidig tilbageholder vegetationen næringsstoffer og udgør dermed et kystfilter for næringsstoffer. (*Bruhn m.fl. 2020; Lange m.fl. 2022*). Disse mange funktioner gør, at havets enge og skove hører til blandt verdens mest værdifulde økosystemer. Desværre er ålegræs og verdens øvrige havgræsser stærkt truede, selvom der dog er nylige positive tendenser på europæisk plan (*de los Santos m.fl. 2019*). Skove af flerårige tangplanter viser også en generel global tilbagegang gennem det seneste halve århundrede (*Wernberg m.fl. 2019*). Beskyttelse og restaurering af marin vegetation bidrager derfor som naturbaserede løsninger på globale samfundsudfordringer relateret til både klima, biodiversitet og havmiljø (*Hoegh-Guldberg m.fl. 2019*).

Både makroalger og ålegræs er væsentlige indikatorer for det kystnære havmiljøs økologiske kvalitet i henhold til EU's vandrammedirektiv. Makroalger og i nogle tilfælde ålegræs indgår også i vurderingen af tilstanden i habitatdirektivets marine naturtyper, såsom 'stenrev', 'boblerev', 'sandbanker' og 'lavvandede bugter og vige', samt som indikatorer under havstrategidirektivet. Bundplanterne anvendes som indikatorer, da de afspejler kvaliteten af en række naturtypers struktur og funktion integreret over et længere tidsrum (*Dahl & Carstensen 2008*; *Carstensen m.fl. 2014b; Queirós m.fl. 2016*).

En af de største trusler mod havbundens ålegræsenge og tangskove er eutrofiering, hvor næringsstoftilførsler stimulerer planteplanktonets vækst og forårsager en kaskade af miljøeffekter i de marine økosystemer. Et fald i tilførslen af næringsstoffer til havmiljøet vil føre til en reduktion i mængden af plante-

plankton i vandsøjlen og reduceret påvækst (epifytter) på vegetationen. Dermed når mere lys havbundens planter, så ålegræs og makroalger får bedre vækstforhold og bedre mulighed for at brede sig ud på dybere vand. Et større plantedække nedsætter risikoen for at havbunden hvirvles op, og har dermed en selvforstærkende positiv effekt på lysforholdene (*Carr m.fl. 2010*). En reduceret tilførsel af næringsstoffer resulterer derudover oftest i færre opportunistiske énårige makroalger og dermed bedre lysforhold for de flerårige bundplanter, især i de mere påvirkede kystområder (*Sand-Jensen & Borum 1991*). Endelig fører en reduktion i tilførslen af næringsstoffer til færre, mindre udbredte og mindre alvorlige iltsvind og dermed bedre vækstforhold for bundplanterne.

Fysiske forstyrrelser af havbunden fx i form af trawlfiskeri og hyppige skibspassager er også sandsynlige årsager til reduceret udbredelse af makroalger på visse lokaliteter (*Dahl 2005; Dahl m.fl. 2011*). Tilsvarende kan graveaktivitet og trawlfiskeri efter muslinger eller fisk på lavt vand skade ålegræsenge (*Erftemeijer & Lewis 2006; Krause-Jensen m.fl. 2020*). Biologiske interaktioner, som fx søpindsvins græsning, kan også have en markant effekt på bundplanternes udbredelse lokalt og regionalt. Masseforekomst af det grønne søpindsvin (*Strongylocentrotus droebachiensis*) og disses nedgræsning af bundplanter er bl.a. observeret i forbindelse med reduceret prædation på søpindsvin fra havoddere, hummere og fisk (*Little & Kitching 1996*; *Tegner & Dayton 2000*). Det grønne søpindsvins udbredelse er dog begrænset til områder med en saltholdighed højere end 22-24. Stigende temperaturer er endnu en potentiel stressfaktor for vegetationen (*Krause-Jensen m.fl. 2020*).

Dette kapitel præsenterer udviklingen i ålegræssets forekomst i kystvande, yder- og inderfjorde samt Limfjorden gennem perioden 1989-2021. Analyserne omfatter 'ålegræssets maksimale dybdeudbredelse' defineret som den største dybde med ålegræsskud, 'dybdegrænsen for ålegræssets hovedudbredelse' defineret som den største dybde med mindst 10 % dækning og 'ålegræssets dækning i dybdeintervaller'. Blandt de marine blomsterplanter omfatter analyserne kun ålegræs, fordi ålegræs er langt den mest udbredte blomsterplante på den bløde bund i vores kystområder. I nogle fjorde forekommer dog også andre rodfæstede blomsterplanter såsom havgræs (*Ruppia* spp.), dværgålegræs (*Zostera noltii*) og børstebladet vandaks (*Stuckenia pectinata*).

Senere i kapitlet følger analyser af tilstanden og udviklingen i makroalgers dækning i fjorde og kystvande for perioden 1990-2021. Analyserne omfatter kun fasthæftede makroalger og ikke forekomster af drivende makroalger. Makroalgernes dækningsgrad opgøres som 'kumuleret dækning' – dvs. summen af de enkelte arters dækning på den stabile hårde bund, som kan antage værdier, der er betydeligt større end 100 %, eftersom algerne kan vokse i etager oven på hinanden. Kapitlet slutter med en gennemgang af udviklingen i makroalgers dækning samt natur- og miljøtilstanden på udvalgte stenrev i Natura 2000-områder.

Metoder og datagrundlag

Vækstvilkårene for ålegræs og makroalger i form af lysnedtrængning og fysisk eksponering er meget forskellige fra lukkede fjorde til åbne farvande. Derfor er data og analyser grupperet i farvandstyperne 'kystvande, 'yderfjorde', 'inderfjorde' og 'Limfjorden', så udviklingen inden for de forskellige farvandstyper fremgår.

Ålegræs

Data

Analyserne bygger på data indsamlet som del af det nationale program for overvågning af vandmiljøet og naturen (NOVANA) i perioden 1989-2021. Data er indsamlet efter retningslinjerne i de tekniske anvisninger for NOVANA for det marine miljø (*Bruhn m.fl. 2022)*. De tekniske anvisninger er blevet revideret løbende igennem overvågningsperioden. Ved et metodeskifte i 2001 blev metoden ændret fra at opgøre en samlet dækningsgrad (skala 1-5) pr. dybdeinterval til at opgøre dækningsgraden (i procent) i punkter langs dybdegradienten. Desuden blev det præciseret, at dybden for hovedudbredelsen er den største dybde med mindst 10 % dækning. Dette betød, at det blev muligt at fastlægge både dybden for ålegræssets hovedudbredelse og ålegræssets dækningsgrader i dybdeintervaller med større nøjagtighed. Metoden for fastlæggelse af ålegræssets maksimale dybdegrænse er også blevet forbedret, så den siden 2001 bygger på gennemsnit af 7-10 observationer pr. transekt fremfor kun én observation pr. transekt. Fra og med 2017 foretages også 7-10 observationer pr. transekt af ålegræssets hovedudbredelse.

Modellering af ålegræsindikatorer

Samtlige data er analyseret områdevist, hvor alle stationer inden for et delområde indgår som tilfældige delprøver (stokastisk effekt). Data er grupperet i farvandstyperne 'kystvande', 'yderfjorde', 'inderfjorde' og 'Limfjorden'. Inddelingen er foretaget ud fra det hydrologiske referencesystem. De områder, som indgår i beregningerne for de enkelte farvandstyper, fremgår af *Bilag 4*. For hver farvandstype er beregnet årsmidler for både dybdegrænser og dækningsgrader. Disse analyser inkluderer data om dybdegrænsen for ålegræssets hovedudbredelse samt ålegræssets maksimale dybdegrænse og dækning fra databasen, eksklusiv dybdegrænser lavere end 1,5 m, da det antages, at disse er bestemt af fysiske forhold snarere end af lysbegrænsning. Analyserne omfatter også delområder, der kun har været undersøgt et enkelt eller få år. Dette kan lade sig gøre uden at skævvride det samlede datasæt, fordi der benyttes en generaliseret lineær model.

Modellen antager, at variationer i dybdegrænsen (X) afhænger af fjordområde og undersøgelsesår, som begge er deterministiske effekter: X_{ijk} = område$_i$ + år$_j$ + e_{ijk}, hvor e_{ijk} er residualvariationen. Ålegræssets dækningsgrad (Y) modelleres separat for hvert af intervallerne 1-2, 2-4, 4-6 og 6-8 m, og inden for intervallerne antages en lineær dybdeafhængighed for punktmålingerne, dvs. Y_{ijk} = område$_i$ + år$_j$ + dybde$_{ijk}$ + e_{ijk}. Modellen vægter de enkelte observationer i forhold til år, område og dybde, og udregner samlede årsmidler for alle områder for hvert år som marginale middelværdier i modellen. Disse marginale middelværdier tager dermed højde for, at der er variationer i dataindsamlingen mellem områder og år. Derfor er de marginale middelværdier ikke påvirket af, at der ikke er fuldstændigt sammenfald mellem prøvetagningsstationer gennem hele overvågningsperioden.

Den tidslige udvikling i middelværdierne for dybdegrænse og dækningsgrad er analyseret vha. lineær regressionsanalyse for den samlede overvågningsperiode (1989-2021) og for de seneste ti år (2012-2021) (JMP PRO 15.0, SAS Inc.). P-værdier < 0,05 betragtes som signifikante.

Makroalger

Data

Analyserne bygger på data indsamlet som del af det nationale program for overvågning af vandmiljøet og naturen (NOVANA) i perioden 1989-2021.

Samtlige data er analyseret områdevist, hvor alle stationer inden for et område indgår som tilfældige delprøver (stokastisk effekt). Områderne er grupperet i farvandstyperne 'kystvande', 'yderfjorde', 'inderfjorde', 'Limfjorden' og 'åbne farvande (stenrev)'. Inddelingen er foretaget ud fra det hydrologiske referencesystem. De områder, som indgår i beregningerne for de enkelte farvandstyper, fremgår af *Bilag 4*. Data er indsamlet efter retningslinjerne i de tekniske anvisninger for NOVANA for det marine miljø (*Høgslund m.fl. 2014*; *Lundsteen & Dahl 2016*). I analyser af udviklingstendensen er data fra programmets første år (1989) udeladt, fordi dækningsgraden var påfaldende lav, hvilket kunne tyde på, at undersøgelsesmetoderne på daværende tidspunkt ikke var fuldt indarbejdet. Der er desuden sket metodeændringer undervejs, bl.a. blev den artsspecifikke dækningsgrad tidligere angivet i en grovere skala inddelt i fem niveauer og ikke direkte i procent. For stenrev i åbne farvande skete dette metodeskift i 1993, og da den gamle skala giver højere kumulerede dækninger end den nye, direkte procentopgørelse, er data til og med 1993 udeladt af trendanalyserne for stenrev.

For hver farvandstype er udviklingen analyseret for indikatoren 'makroalgernes kumulerede dækning', som kan antage værdier, der er betydeligt større end 100 %. Tidligere rapporter har omfattet makroalgernes 'totale dækningsgrad', dvs. den samlede dækning set ovenfra (0-100 %), som en supplerende indikator. Da den kumulerede dækningsgrad er den mest følsomme af de to indikatorer, er der i denne rapport udelukkende fokuseret på den. Dog er makroalgernes totale dækningsgrad inkluderet i analyser af udvalgte stenrev. Den totale dækning og dækningen af de enkelte arter er vurderet af dykkere og omfatter al opret makroalgevegetation. Data er beregnet som årsmidler baseret på alle områder inden for hver farvandstype.

Modellering af dækningsgrader

Trendanalyserne bygger på årsmidler baseret på alle undersøgte områder og dybder. Dækningsgraderne er modelleret for en fast dybde for hver farvandstype baseret på overvågningsdata langs den del af dybdegradienten, hvor algerne er lysbegrænsede (modelleringen er foretaget på samme måde som i *Carstensen m.fl. 2008*). Der er altså tale om et slags avanceret gennemsnit af de vurderede dækningsgrader, beregnet via en dybdemodel for en fast dybde.

Modelleringsdybden for den kumulerede dækning varierer mellem de forskellige farvandstyper. Det skyldes primært forskelle i sigtdybde og lystilgængelighed mellem områderne. Modelleringsdybderne er 3 m i Limfjorden, 5 m i inderfjorde, 10 m i yderfjorde og i kystvande og 15 m på stenrev. Det har ingen betydning for forløbet af udviklingstendenserne, hvilken dybde man benytter, når blot der er tale om vanddybder, hvor vegetationen er lysbegrænset, men dækningsgraderne er ikke direkte sammenlignelige mellem områder med forskellig modelleringsdybde.

Alle udviklingstendenser er analyseret ved lineær regressionsanalyse af årsmidlerne for overvågningsperioden (1990-2021, dog 1994-2021 for stenrev), samt for de seneste ti år (2012-2021) (JMP PRO 15.0, SAS Inc.). P-værdier $< 0{,}05$ betragtes som signifikante.

I 2021 blev der gennemført undersøgelser med undervandsdrone (ROV) på dybe stenrev i Natura 2000-områderne Store Rev og Gule Rev i Skagerrak og Thyborøn Stenvolde og "Jyske rev" i Nordsøen. Undersøgelserne fulgte de tekniske retningslinjer for overvågning af stenrev (*Dahl & Lundsteen 2018*), hvad angik den visuelle dækningsgrads beskrivelse af sedimentforhold,

flora og fauna, Men undersøgelsen afveg mht. indsamling af materiale. Videooptagelserne blev foretaget langs 100 m lange transekter.

Ålegræs

Tidslig udvikling i ålegræssets dybdeudbredelse

Ålegræssets maksimale dybdeudbredelse (årsmidler) i perioden 1989-2021 var størst i kystvande (4,6-5,8 m), mindre i yderfjorde (3,7-4,9 m) og mindst i inderfjorde (2,8-3,9 m) og i Limfjorden (1,9-3,2 m) (*figur 7.1*).

Dybdegrænsen for hovedudbredelsen (årsmidler) fulgte samme mønster som den maksimale dybdeudbredelse, især efter metodeskiftet i 2001. Hovedudbredelsen var således størst i kystvande (3,9-5,9 m), mindre i yderfjorde (2,8-4,0 m) og mindst i inderfjorde (2,3-3,8 m) og i Limfjorden (1,8-2,6 m) (*figur 7.1*).

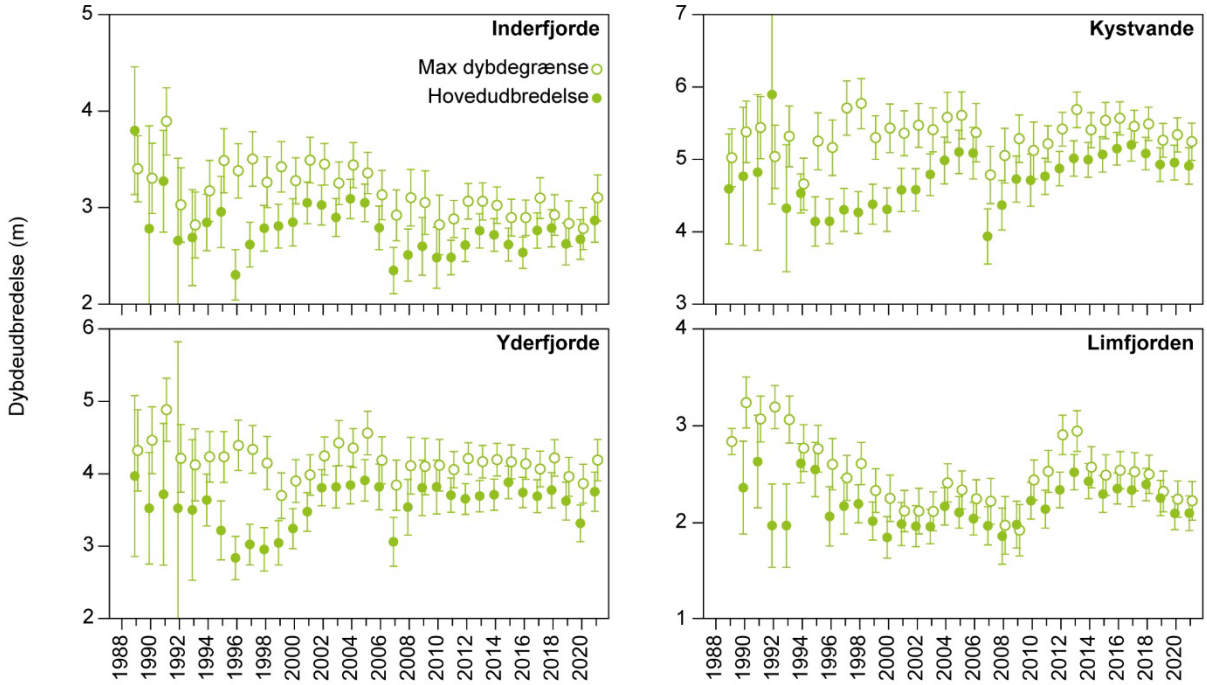
For den samlede overvågningsperiode 1989-2021 ses en signifikant tilbagegang i ålegræssets maksimale dybdegrænse i inderfjorde (16 %), yderfjorde (7 %) og Limfjorden (29 %). Den maksimale dybdeudbredelse i kystvande har derimod ikke udviklet sig signifikant set over overvågningsperioden som helhed.

I samme periode er dybdegrænsen for hovedudbredelsen blevet signifikant større og ligger 11 % dybere i kystvande, mens den er reduceret med 13 % i inderfjorde. I yderfjorde blev der i 2021 registreret en relativ dyb hovedudbredelse. Det betyder, at der i yderfjordene ikke længere er en signifikant tilbagegang i dybden af ålegræssets hovedudbredelse, mens det fortsat er tilfældet for inderfjorde. Der er således ikke nogen signifikant udvikling i yderfjorde og Limfjorden set over hele overvågningsperioden. Som det fremgår af *figur 7.1*, er usikkerheden på bestemmelsen af ålegræssets hovedudbredelse reduceret siden starten af overvågningsperioden i takt med, at både definitionen af hovedudbredelsen og målemetoderne er blevet mere præcise.

I 2021 viste ålegræsset fremgang i inderfjorde og yderfjorde i forhold til 2020. Set over de seneste 10 år (2012-2021) er ålegræssets maksimale dybdegrænse rykket ind på signifikant lavere vanddybde i Limfjorden (23 % reduktion), mens der ikke er nogen signifikant udvikling i inderfjorde og yderfjorde. I kystvandene er den maksimale dybdegrænse reduceret med 5 %. Den positive udvikling i starten af 10'erne er således vendt eller stagneret.

Ålegræssets hovedudbredelse er gået tilbage i Limfjorden i de seneste 10 år (13 % reduktion). I de øvrige farvandstyper ses ingen signifikant udvikling i ålegræssets hovedudbredelse gennem de seneste 10 år.

Den samlede udvikling i ålegræssets udbredelse i kystvande og fjorde dækker over store forskelle mellem områder (*Hansen (red.) 2012, kapitel 12; Krause-Jensen m.fl. 2020*).



Figur 7.1. Dybdegrænsen for ålegræssets maksimale udbredelse (○) og hovedudbredelse (●) i perioden 1989-2021 for inderfjorde, yderfjorde, kystvande og Limfjorden (middel ± 95 % konfidensgrænser). Det forekommer i enkelte tilfælde, at hovedudbredelsesdybden tilsyneladende overstiger den maksimale dybdeudbredelse. Dette kan forekomme, fordi hovedudbredelsen og den maksimale dybdeudbredelse ikke er registreret konsekvent for alle transekter, og at de to typer af observationer dermed ikke altid er samhørende. Bemærk forskellige y-akser. *Bilag 4* viser, hvilke områder der indgår i beregningerne for hhv. inderfjorde, yderfjorde, kystvande og Limfjorden.

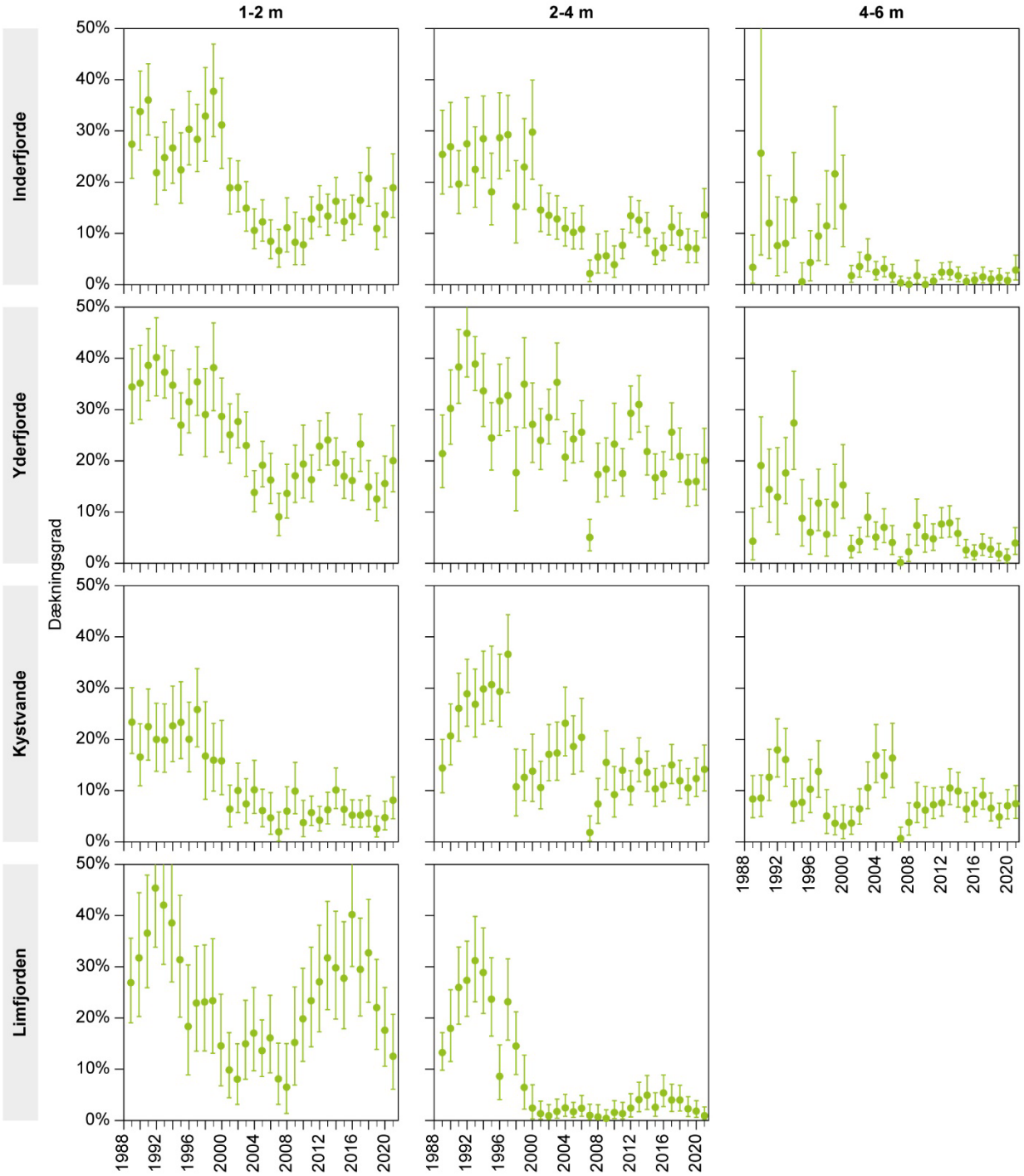
Ålegræssets dækning i dybdeintervaller

Udviklingen i ålegræssets dækningsgrad er analyseret i 1-2, 2-4 og 4-6 m's dybdeintervaller for kystvande, inder- og yderfjorde, samt i 1-2 og 2-4 m's dybdeintervaller i Limfjorden, hvor ålegræsset sjældent optræder dybere end 4 m (*figur 7.2*). Analyser for helt lavt vand (0-1 m) er udeladt, fordi dækningen her primært er reguleret af bølger og vind samt evt. isskruning og derfor kun delvist afspejler ændringer i næringsstoftilførslen.

Ålegræssets dækningsgrad er typisk størst på relativt lavt vand og mellemdybder (1-2 m og 2-4 m), hvor lysforholdene er gode og eksponeringen markant mindre end på helt lavt vand (*Krause-Jensen m.fl. 2003*). Dækningsgraden varierer betydeligt mellem år og mellem farvandstyper. På 2-4 m's dybde dækkede ålegræsset eksempelvis 2-37 % af bunden på de undersøgte transekter i kystvande, 5-45 % i yderfjorde, 2-30 % i inderfjorde og 0-31 % i Limfjorden i perioden 1989-2021 (*figur 7.2*).

Set over hele overvågningsperioden (1989-2021) er der tendens til, at ålegræsset dækker en stadig mindre del af bunden langs de undersøgte transekter (*figur 7.2*). Dækningsgraden er faldet signifikant på både 1-2, 2-4 og 4-6 m i samtlige områder, bortset fra på 1-2 m i Limfjorden, og dybder over 4 m i kystvande. I de seneste 10 år (2012-2021) er dækningsgraden faldet på alle dybder over 2 m i yderfjorde, mens der ikke er nogen signifikant udvikling i de andre dybdeintervaller eller områder. I Limfjorden har der været en klar tendens til faldende dækningsgrader på alle dybder igennem de seneste fem år.

Ligesom for ålegræssets dybdegrænse er der derfor tale om en generelt negativ udvikling både over den lange tidshorisont og gennem det seneste årti.



Figur 7.2. Ålegræssets dækningsgrad på overvågningstransekter i perioden 1989-2021 for inderfjorde, yderfjorde, kystvande og Limfjorden (middel ± 95 % konfidensgrænser). Venstre kolonne viser udviklingen på lavt vand (1-2 m), midterste kolonne viser udviklingen på mellemdybder (2-4 m), og højre kolonne viser udviklingen på større dybder (4-6 m). *Bilag 4* viser, hvilke områder der indgår i beregningerne for hhv. inderfjorde, yderfjorde, kystvande og Limfjorden-

Ålegræssets udvikling samlet set

Fra 2008 til 2013 var der tegn på en positiv udvikling i ålegræssets dybdegrænse og til dels også i ålegræssets dækningsgrad. Det blev tolket som begyndende respons på, at kvælstofkoncentrationen var faldet siden starten af 90'erne (*Riemann m.fl. 2016*). Men denne udvikling er stagneret eller vendt i negativ retning gennem de seneste år.

Ålegræssets dybdeudbredelse afhænger i vid udstrækning af vandets klarhed, hvilket afspejles i, at den tidslige udvikling i store træk svarer til udviklingen i sigtdybden (*kapitel 5*). De seneste års reduktion i ålegræssets udbredelse er også i tråd med relativt lave sigtdybder (*kapitel 5*) og høje klorofylkoncentrationer (*kapitel 5*).

Trawling og bundskrab efter muslinger reducerer også ålegræssets dybdeudbredelse i nogle områder. Detaljerede analyser viser således, at ålegræsenge vokser signifikant dybere ved en given sigtdybde i områder, hvor der ikke skrabes efter muslinger, sammenlignet med områder, hvor der foregår muslingeskrab (*Krause-Jensen m.fl. 2020*).

Høje vandtemperaturer omkring 23-25 ^{o}C kan ligeledes påvirke ålegræsset negativt (*Hammer m.fl. 2018, Beca-Carretero m.fl. 2018*). Risikoen for at det sker, er størst på lavt vand, hvor vandtemperaturerne er højest. En analyse af ålegræsdata i relation til hedebølgerne i somrene 2014 og 2018 viser dog ikke direkte sammenfald mellem hedebølgerne, og det generelle niveau for ålegræssets maksimale dybdegrænse og dækningsgrad i disse år sammenlignet med de tre foregående år (upubliceret analyse ved Jacob Carstensen og Dorte Krause-Jensen). Men detail-analyser viser, at ålegræssets dybdeudbredelse især er negativt påvirket af høje temperaturer i områder, hvor andre presfaktorer, såsom uklart vand og trawling af havbunden, tvinger ålegræsset ind mod lavere vand (*Krause-Jensen m.fl. 2020).* Eksempelvis kan høje temperaturer og dårlig sigtdybde i de første syv måneder af 2007 være årsagen til de lave dybdegrænser og dækningsgrader i 2007. Højere temperaturer øger også risikoen for iltsvind, som yderligere presser ålegræsbestandene (*Pulido & Borum 2010*).

Stigende havtemperaturer øger derfor behovet for effektiv forvaltning af ålegræsenge. Beskyttelse af ålegræsenge mod kendte og lokalt kontroller-bare presfaktorer som eutrofiering og muslingeskrab giver engene mulighed for at sprede sig mod dybere vand, hvor vandet er køligere. Veludviklede brede og dybereliggende ålegræsbælter vil samtidig kunne fungere som frøpulje for enge på lavere vand og dermed bidrage til at stabilisere disse.

Internationalt er der nylige eksempler på positive udviklingstendenser for havgræsser efter en målrettet forvaltningsindsats både i Europa (*de los Santos m.fl. 2019*), USA (*McCrackin m.fl. 2017*, *Sherwood m.fl. 2017*, *Lefcheck m.fl. 2018*) og globalt (*Duarte m.fl. 2020*).

Makroalger

Makroalgeskovene på den hårde bund består primært af rød- og brunalger, der kan vokse i flere lag på vanddybder med rigeligt lys.

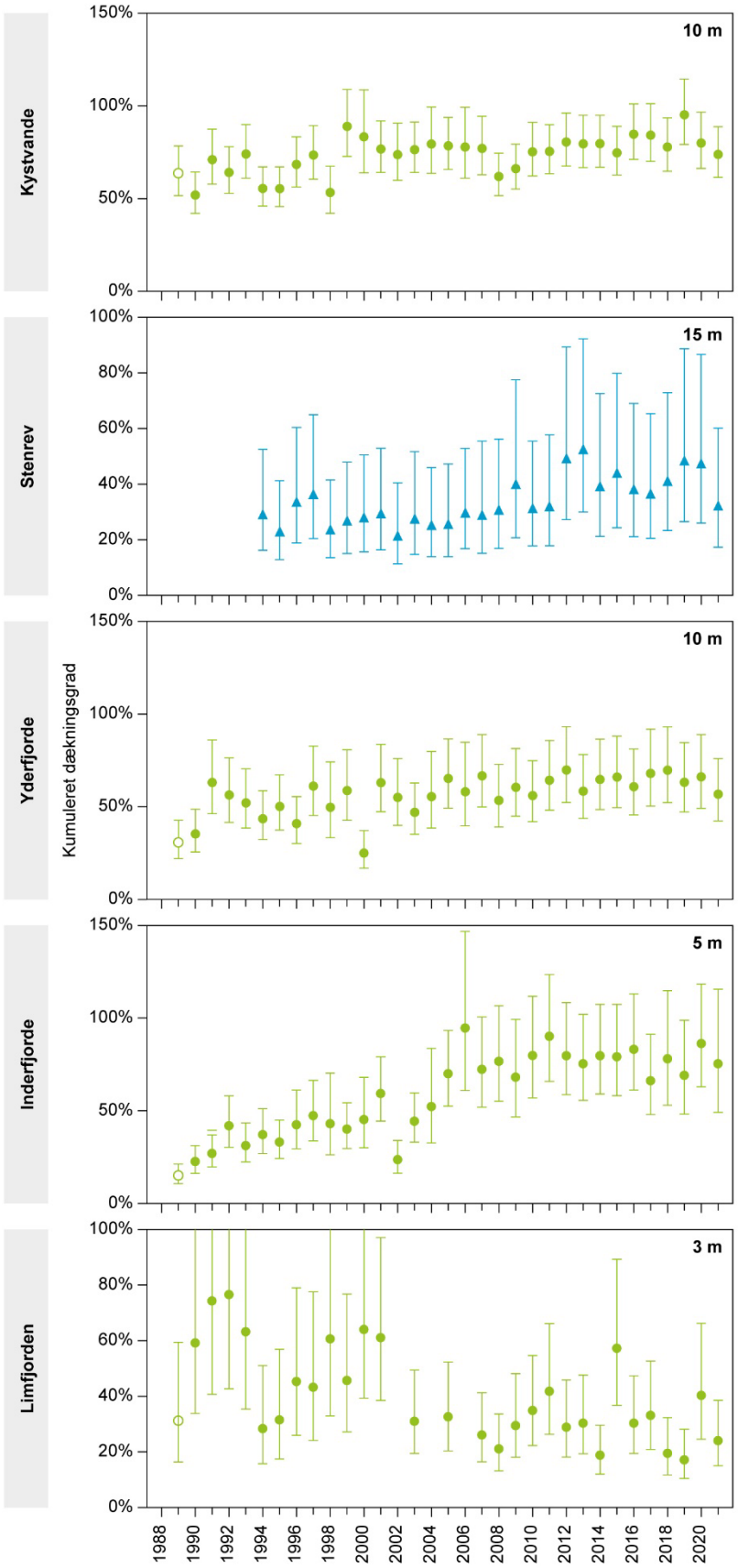
I kystvande med ringe sigtdybde aftager algedækningen hurtigt mod dybere vand, mens stenrev i åbne farvande med bedre lysforhold har flerlaget vegetation ned til 10-12 m's dybde. Med stigende dybde aftager den oprette algevegetations dækning på stenene, men på større dybder kan man fortsat finde

skorpeformede alger, selv hvor lyset er aftaget til under 1 % af indstrålingen ved overfladen (*Dahl & Carstensen 2008).*

Tidslig udvikling i udbredelsen af makroalger i fjorde, kystvande og på stenrev

Makroalgernes kumulerede dækning på de fastsatte modelleringsdybder i perioden 1990-2021 (1994-2020 for stenrev) var følgende: 52-95 % på 10 m's dybde i kystvande og lidt lavere, 25-70 %, på samme dybde i yderfjorde. I inderfjorde var den kumulerede dækning 23-95 % på 5 m og i Limfjorden betydelig lavere, 17-77 %, på bare 3 m modelleringsdybde (*figur 7.3*). På stenrev, hvor modelleringsdybden var 15 m, lå den kumulerede dækning på 21-53 %.

Gennem overvågningsperioden (1990-2021) er der sket en signifikant positiv udvikling i algernes kumulerede dækning i inderfjorde (+ 197 %), yderfjorde (+ 41 %), kystvande (+ 30 %) og på stenrev (+ 101 %), mens udviklingstendensen er signifikant negativ i Limfjorden (- 61 %). Årsagen til tilbagegangen i Limfjorden er ikke klarlagt. Undersøgelser i Løgstør bredning dokumenterer dog et meget stort potentielt græsningstryk fra søpindsvinet tangborre (*Psammechinus miliaris*) i 2018 i Bjørnsholm Bugt (Dahl, personlig meddelelse) samt i tilknytning til det nye stenrev ud for Livø i 2019 (*Dahl m.fl.*, 2020). På tre NOVANA-transekter i Løgstør Bredning er antallet af grønne søpindsvin også øget markant fra 2018 til 2020. Gennem de seneste 10 år (2012-2021) er udviklingen stagneret i samtlige farvandstyper og på stenrev. De modellerede dækninger i 2021 for stenrev, fjorde og kystvande var generelt ringere end i 2020.



Figur 7.3. Makroalgernes kumulerede dækningsgrad i perioden 1989-2021 for stenrev i åbne farvande og på sten i kystvande, yder- og inderfjorde samt i Limfjorden (middel ± 95 % konfidensgrænser). Data fra 1989 og for stenrev også fra 1990-1993 er udeladt af trendanalyserne (åbne symboler) – se nærmere forklaring i afsnittet *Metoder og datagrundlag*. Bemærk at modelleringsdybden og skalaen på y-aksen varierer mellem farvandstyperne (se metodeafsnittet). *Bilag 4* viser, hvilke områder der indgår i beregningerne for hhv. åbne farvande (stenrev), kystvande, yderfjorde, inderfjorde og Limfjorden.

Makroalgers tilstand på udvalgte beskyttede revhabitater i Natura 2000–områder

Kattegat

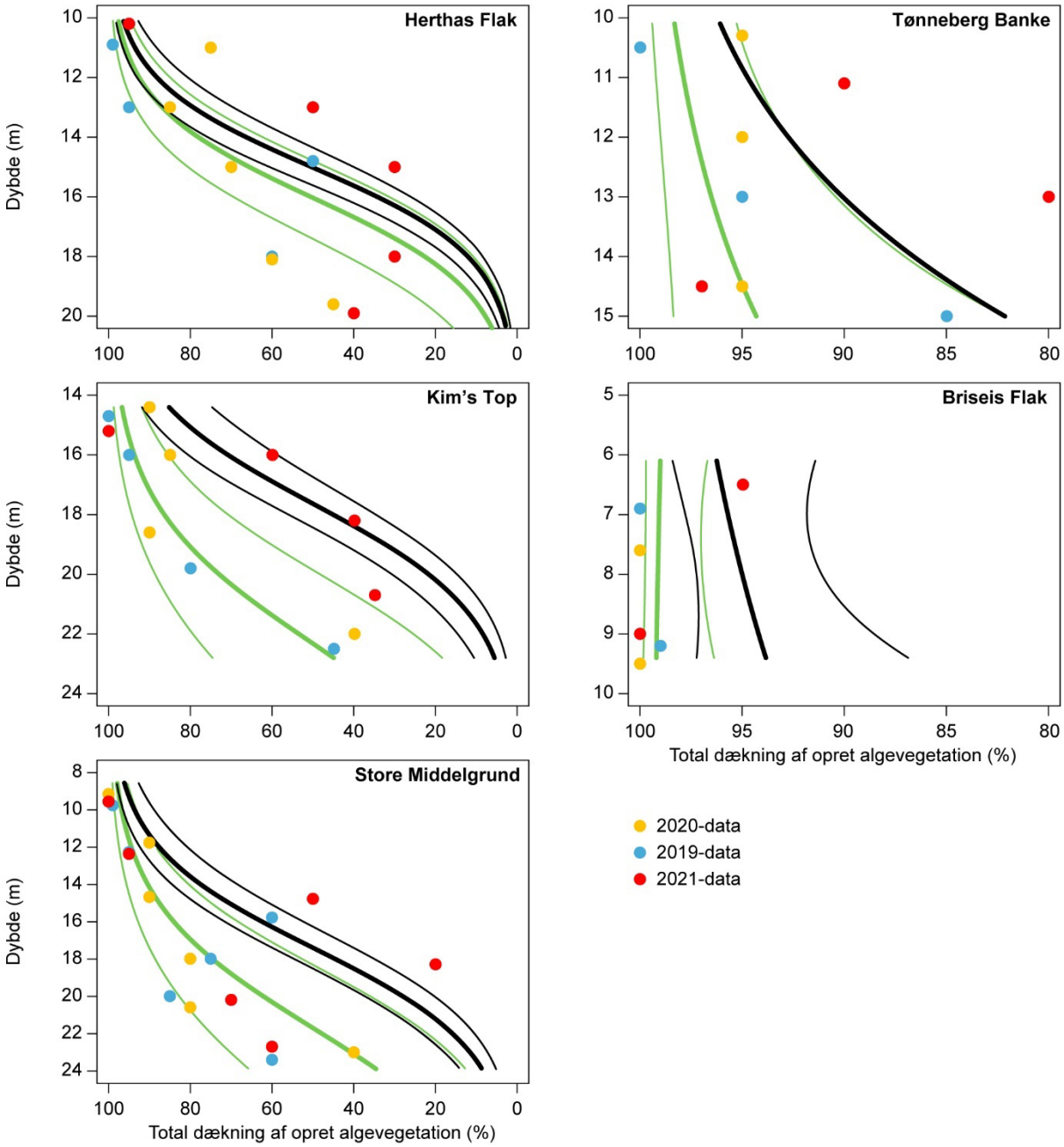
Der er udviklet modeller for en række stenrev i Kattegat, der beskriver algernes totale og kumulerede dækning som funktion af dybde, solindstråling, søpindsvins græsningstryk og samlet tilførsel af kvælstof til Kattegatområdet (*Dahl & Carstensen 2008*). Modellerne kan bruges som indikator til at estimere den algedækning, der repræsenterer grænsen mellem fx gunstig og ikke gunstig bevaringsstatus for stenrev, såfremt der ikke er historiske data til rådighed for makroalger til at fastlægge en sådan grænse. Modellerne giver desuden mulighed for at beregne algedække i relation til kvælstoftilførsel og lysindstråling for de enkelte stenrev. Algernes dybdeudbredelse kan således modelleres i scenarier, hvor kvælstof-tilførslen er ændret, mens klimatiske forhold og græsningstryk er konstant.

Modelbeskrivelserne af de to makroalgeindikatorer på fem udvalgte stenrev i Natura 2000-områder i Kattegat forklarer mere end 80 % af variationen for både den totale og den kumulerede algedækning på de udvalgte stenrev ($r^2 > 0{,}80$, $P < 0{,}0001$). Modellerne angiver en negativ sammenhæng mellem tilførslen af kvælstof og algernes udbredelse.

Algevegetationens dækning langs dybdegradienter på fem stenrev i Kattegat blev modelleret for to scenarier for kvælstoftilførsel (*figur 7.4*). Det ene scenarie repræsenterer den gennemsnitlige tilførsel af kvælstof til Kattegat i forårshalvåret for perioden 1994-2006 (se nærmere beskrivelse i figurtekst). Det andet scenarie repræsenterer en tilstand med stærkt reduceret kvælstoftilførsel i forårshalvåret (*Dahl & Carstensen 2008*). De modellerede scenarier viser, at en reduktion af kvælstoftilførslen har en gunstig effekt på den totale dækning af opret algevegetation på stenrev og tillige øger algernes dybdeudbredelse.

Dækningsgraderne af algevegetationen på de fem udvalgte stenrev var i 2021 for langt de fleste observationer ringere end i de to foregående år. (*figur 7.4*). Halvdelen af observationer af dækningsgraden i 2021 var ringere end eller på niveau med gennemsnittet for perioden 1994-2006, mens hovedparten af de resterende observationer viste en dækningsgrad på niveau med eller bedre end de modellerede udbredelser ved en stærkt reduceret kvælstoftilførsel svarende til referencelignende forhold.

På Store Middelgrund blev fysiske forstyrrelser (sandsynligvis forårsaget af trawlfiskeri eller opankrede garnfartøjer) dokumenteret på 15 og 18 m's dybde i 90'erne og 00'erne, hvilket havde en betydelig negativ indvirkning på både makroalgernes og epifaunaens udbredelse. Trawlfiskeri er nu forbudt, og i de senere år har algedækningen generelt været under bedring. I 2017 blev der igen observeret en markant tilbagegang i den oprette vegetation på 18 m's dybde, uden at der blev observeret græssende søpindsvin af betydning. Dækningsgraden var forbedret markant på denne dybde i 2018, 2019 og 2020. I 2021 var forholdende på begge dybder igen betydeligt forringet.



Figur 7.4 Totale dækningsgrader af den oprette algevegetation på undersøgelsesstationer på fem rev i Kattegat for 2019-2021 (farvede prikker). Desuden er vist modellerede dækninger (uden korrektion for variation i indstråling i forårshalvåret) for to scenarier med forskellig kvælstoftilførsel. Det første scenarie (sorte linjer) angiver den gennemsnitlige modellerede algedækning med tilhørende 95 % konfidensgrænser ved en tilførsel på 48.000 tons total kvælstof (TN) i forårshalvåret svarende til den gennemsnitlige TN-tilførsel i forårshalvåret for perioden 1994-2006. Det andet scenarie (grønne linjer) med tilhørende 95 % konfidensgrænser svarer til en referencelignende situation med en tilførsel på 10.000 tons TN i forårshalvåret. Begge scenarier er baseret på en antaget græsning af søpindsvin svarende til 0,1 % dækning og en solindstråling fra maj til juli svarende til gennemsnittet for perioden 1994-2006.

Dybe stenrev i Nordsøen og Skagerrak

I 2021 blev Store Rev og Gule Rev i Skagerrak og Thyborøn Stenvolde og "Jyske rev" i Nordsøen undersøgt med ROV (*figur 7.5*).

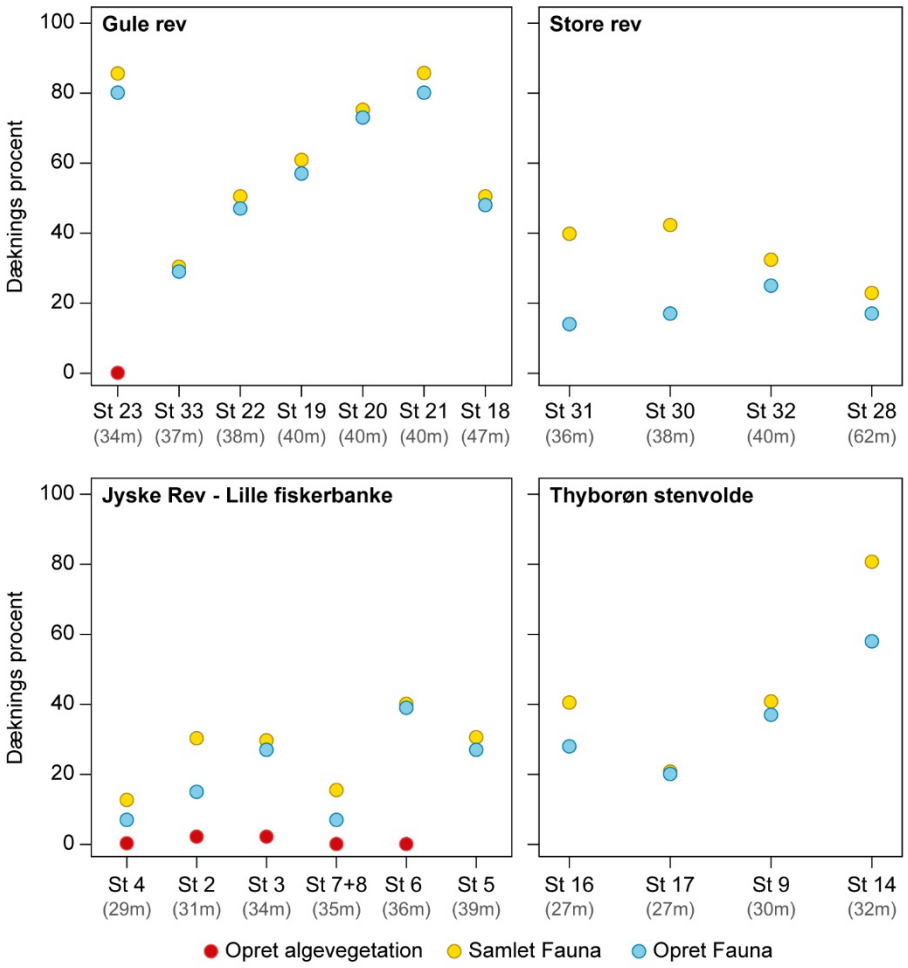
På Gule Rev og Jyske Rev blev der observeret oprette makroalger ned til hhv. 34 og 36 m's dybde. Skorpeformede alger blev observeret dybere og helt ned til 47 m på Gule Rev.

Faunadækningen varierede betydelig mellem revlokaliterne og også mellem undersøgelsesstationer på de enkelte rev. Den mest veludviklede fauna var til stede på Gule Rev. På alle lokaliteter var det de oprette faunaorganismer *Alcyonium digitatum* (blødkorallen dødningehånd) *Flustra foliacea* og/eller *Chartella papyracea* (bladmosdyr arter) eller hydroider, som var de dominerende fastsiddende opretstående faunaorganismer. Derudover var den kalkbyggende trekantorm *Spirobranchius triqueter*, som sidder helt tæt til stenoverfladerne, også meget almindelig.

Ud over ovenstående arter blev der observeret en række fiskearter og faunaarter som fx taskekrabber *Cáncer pagúrus*, stort søpindsvin *Echinus esculentus*. Mest interessant var i midlertidig fundet af bægerkorallen *Caryophyllia smithii*, der i stort antal blev observeret på Gule rev og Store rev. Denne art er tidligere registreret meget sporadisk på lokaliteter i Kattegat (*Lundsteen m.fl. 2008*).

Der er endnu ikke gennemført fiskeriregulering af Natura 2000-områderne i Skagerrak og Nordsøen. En vurdering af den oprette faunas dækning og faunaens placering på stenene på havbunden peger på, at der forekommer fysiske forstyrrelser på havbunden på flere af revene. Forstyrrelsen kommer til udtryk i faunaens placering. Det kan enten være, at større sten har store bare flader på oversiden, eller at faunaen kun vokser på siden af sten, som ligger atypisk oven på det øvrige sediment.

På Gule Rev var der to af de otte undersøgte stationer, der sandsynligvis var påvirket: Station 33 på hele det undersøgte transekt og station 22 på det midterste stykke. På Jyske Rev synes fem ud af de seks stationer at være påvirket (st. 2, 4, 5, 7 og 8). Station 5 var kun påvirket på en del af det undersøgte transekt. Blødkorallen dødningehånd var kun sporadisk til stede på de pågældende stationer. De undersøgte stationer på Store Rev synes kun påvirket i mindre grad. På station 30 var der enkelte større sten uden fauna. På Thyborøn Stenvolde, der ligger tættere på land, var der ikke tydelige spor af fysiske forstyrrelser på de fire undersøgte transekter.



Figur 7.5. Dækning af oprette fasthæftede makroalger, samlet fauna og fastsiddende oprette faunaorganismer. De oprette faunaorganismer bestod primært af blødkorallen dødningehånd, bladmosdyr og hydroider.

Diskussion af makroalgernes udvikling

Den positive udvikling i makroalgernes dækningsgrad i inder- og yderfjorde samt i kystvande siden 1990 er højst sandsynligt en konsekvens af en forbedret vandkvalitet gennem overvågningsperioden som helhed (*Riemann m.fl. 2016*; *Dahl & Carstensen 2008*). Detaljerede analyser dokumenterer, at dækningsgraden udviser en generel positiv respons på faldende kvælstofkoncentrationer (*Krause-Jensen m.fl. 2007*; *Carstensen m.fl. 2014b*). Makroalgernes samlede dækningsgrad på stenrev i Kattegat reagerer også positivt på faldende tilførsel af kvælstof i forårshalvåret, og samtidig bidrager lysindstråling og forekomst af søpindsvin også til at forklare variationen i makroalgernes dækning (*Dahl & Carstensen 2008*).

Stagnationen i den positive udvikling for makroalgerne gennem det seneste årti hænger formentlig sammen med den gradvise stigning i næringsstoftilførslen i vækstsæsonen gennem de seneste år (*kapitel 5*).

Sammenhængen mellem makroalgernes tilstand og koncentrationen af næringsstof i vandet skyldes koblingen mellem næringsstoffer, planteplankton og vandets klarhed. Samtidig påvirker næringsstofferne mængden af enårige epifytter på de flerårige alger, som også kan reducere makroalgernes vækst. De kraftige flerårige makroalger, som brunalgerne fingertang (*Laminaria digitata*), sukkertang (*Saccharina latissima*), palmetang (*Laminaria hyperborea*), blæretang (*Fucus vesiculosus*) og savtang (*Fucus serratus*), har et lavere næringsbehov end enårige makroalger og kan hen over sommeren leve på næringsstoffer oplagret i løbet af det sene efterår og vinteren, hvor koncentrationerne af næringsstoffer er højest (*Pedersen & Borum 1997*; *Bartsch m.fl. 2008*). Disse arter

har derfor en konkurrencefordel ved lave næringsstofkoncentrationer sammenlignet med de mere næringsstofkrævende enårige alger.

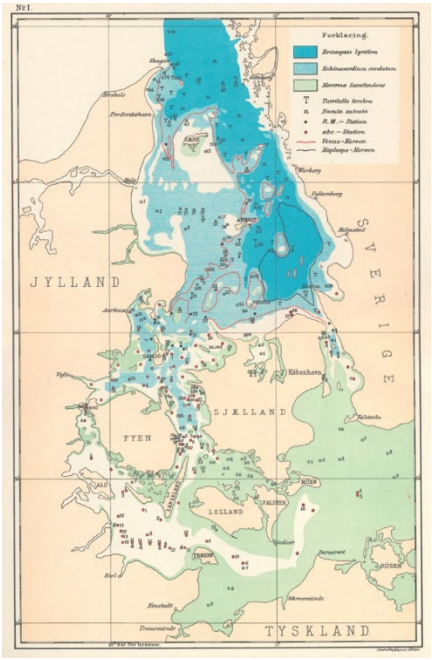
Sammenfatning

- I perioden 1989-2021 er ålegræssets maksimale dybdeudbredelse rykket ind på lavere vand i yderfjorde, inderfjorde og Limfjorden, mens den har været uændret i kystvande. I samme periode er ålegræssets hovedudbredelse rykket ud på større dybde langs åbne kyster, og ind på lavere dybde i inderfjorde, men har været uændret i de andre farvandstyper.
- Der var fremgang i ålegræssets dybdeudbredelse i 2021 ift. 2020 i inderfjorde og yderfjorde, men gennem det seneste årti er ålegræssets maksimale dybdeudbredelse rykket ind på lavere vand i både kystvande og Limfjorden, mens der ikke har været nogen signifikant udvikling for de to andre farvandstyper. I de seneste 10 år er Ålegræssets hovedudbredelse er gået tilbage i Limfjorden, mens den er uændret i alle øvrige farvandstyper.
- For perioden 1989-2021 er der en generel tendens til, at ålegræsset dækker en stadig mindre del af bunden langs de undersøgte transekter. Gennem det seneste årti er dækningsgraden reduceret signifikant på større dybde i yderfjordene, mens der ikke er sket nogen signifikant udvikling i de andre dybdeintervaller eller områder.
- Set over hele overvågningsperioden (1990-2021) er makroalgernes kumulerede dækningsgrad øget på stenrev, i inderfjorde, yderfjorde og kystvande, mens den er faldet i Limfjorden.
- I de seneste 10 år er makroalgernes kumulerede dækning øget i kystvande, mens udviklingen er stagneret i de andre farvandstyper, og i 2021 var forholdene betydeligt ringere end i 2020.
- Den totale algedækning på de undersøgte fem stenrev i Natura 2000-områder i Kattegat var ligeledes ringere i 2021 end de foregående år.
- Mens makroalgerne har reageret positivt på faldet i eutrofiering, især i starten af overvågningsperioden, hæmmer samspillet mellem flere presfaktorer (muslingeskrab, opvarmning og fortsat eutrofiering) tilsyneladende en positiv udvikling for ålegræs.

8. Bundfauna

Jørgen L. S. Hansen

Havbunden i de danske farvande rummer et mangfoldigt samfund af hvirvelløse bunddyr fra vidt forskellige dele af dyreriget. De mange forskellige arter har forskellige tilpasninger og funktioner i det ma rine økosystem og bidrager til en stor del af havets samlede biodiversitet. Desuden omsætter bundfaunaen en stor del af det organiske stof, der produceres i havet.



I Danmark er der en lang tradition for undersøgelser af bundfauna. Her ses Kortlægning af bundfaunasamfund fra 1911 af CGJ Petersen, Dansk Biologisk Station.

Man kan opdele bundfaunaen i funktionelle grupper efter deres ernæringsform. De arter, der filtrerer planteplanktonet direkte fra vandsøjlen, kaldes som samlet gruppe filtratorer. De dominerer oftest på lavt vand, hvor de kan opnå så høje tætheder, at de kan kontrollere planteplanktonets biomasse og dermed produktion. Samtidigt har filtratorerne en betydelig positiv indvirkning på vandets klarhed, når de filtrerer vandet for dets suspenderede materiale. Den planteproduktion, der sker på selve havbunden af bentiske mikroalger, tang eller rodfæstede blomsterplanter (fx ålegræs), græsses i nogen udstrækning af en anden gruppe af bunddyr, græsserne, som hovedsageligt udgøres af snegle og krebsdyr. På dybere vand, hvor der ikke er planteproduktion, udgøres bundfaunasamfundet af en tredje gruppe, sedimentæderne, som omsætter det organiske materiale, der synker ned på bunden. Her bliver materialet omsat af sedimentæderne enten, når det lander på overfladen (overfladesedimentædere; 'surface deposit feeders'), eller senere når det er blandet ned i sedimentet, hvor det omsættes af de dyr, der æder sig gennem sedimentet (sedimentæderne). Endelig er der rovdyr, der, som navnet siger, lever af den øvrige bundfauna.

Desuden deler man traditionelt bundfaunaen op i blødbundsfauna og hårdbundsfauna. Blødbundsfaunaen, som afrapporteres i dette kapitel, lever i og på sedimentbunden, mens hårdbundsfaunaen er knyttet til faste substrater såsom sten.

Sammensætningen af arter i bundfaunasamfundet varierer meget fra sted til sted. Den afhænger af forhold som fx sedimentets struktur og sammensætning, iltningsgrad i bunden, størrelsen af planteproduktionen, vandets iltindhold, vandets saltholdighed, vandudveksling i området osv. Der er mere eller mindre typiske bundfaunasamfund, der er knyttet til forskellige habitater, som CGJ Petersen allerede i begyndelsen af 1900-tallet opkaldte efter de dominerende arter. Artsrigdom i de enkelte samfund afhænger især af vandets

saltholdighed, og det kommer til udtryk som en gradient med faldende artsrigdom fra Nordsøen/Kattegat ind gennem de indre danske farvande til Østersøen. Bundfaunasamfundet varierer ikke kun i rum, men også i tid, da samfundet er i konstant forandring. Variationen er dels styret af det ydre miljø og dels af de enkelte arters populationsdynamik samt vekselvirkninger mellem arterne i bundfaunasamfundet.

Bundfaunaen har en nøglefunktion både i de marine fødekæder og i havets biogeokemiske kredsløb. Bundfaunaen er et vigtigt bindeled mellem havets planteproduktion og de højere led i havets fødekæde såsom fugle, fisk og pattedyr**.** Bundfaunaens biomasse, og i nogen udstrækning dens tæthed, afhænger af, hvor meget organisk stof havets alger producerer, og dermed indirekte af mængden af næringsstoffer i det omgivende havmiljø – jo mere organisk materiale der produceres (eutrofiering), desto højere biomasse kan bundfaunaen opnå. Men, med en høj produktion af organisk stof, følger en forøget risiko for iltsvind, som kan skade bundfaunaen. Eutrofiering påvirker bundfaunaen forskelligt fra sted til sted afhængigt af områdernes typologi, dvs. vandkemien, hydrografien og bundforholdene, da disse forhold er afgørende for udvikling af iltsvind. Bundfaunaen har i sig selv en positiv indvirkning på miljøforholdene, fordi en stor del af arterne graver i bunden og bearbejder sedimentet (bioturbation). Det skaber forskelligartede strukturer og levesteder i havbunden. Samtidig iltes bunden, og det organiske materiale, der lander på overfladen af havbunden, bliver begravet og alt i alt, stabiliserer bioturbation omsætningen i havbunden og mindsker sandsynligvis risikoen for, at der opstår iltsvind.

Netop fordi bundfaunaen er en så integreret del af det marine økosystem, og da det omgivende miljø påvirker bundfaunasamfundet, kan man anvende bundfaunaprøver til at bedømme den generelle tilstand af økosystemet. Da de fleste arter er stedfaste i deres voksne stadier og lever i flere år, vil ændringer i bundfaunaens sammensætning (artsrigdom, biomasse og tæthed) afspejle miljøforholdene i havbunden og vandsøjlen og forstyrrelser over en længere periode. Påvirkninger fra det omgivende miljø vil ofte komme til udtryk som signifikante ændringer i samfundets sammensætning. Herudover vil sådanne forstyrrelser, hvad enten de skyldes forurening med organisk materiale, tungmetaller, iltsvind eller fysisk ødelæggelse af havbunden fra fx bundtrawling, næsten altid være ledsaget af en nedgang i bundfaunaens artsrigdom (*Hansen & Josefson 2005; Hansen m.fl. 2016*). Ofte vil langtidsændringer i faunasamfundet vise, at arter, der er tolerante over for den specifikke forstyrrelse, bliver mere dominerende, mens korttidsændringer fra år til år kommer tydeligst til udtryk i artsdiversiteten.

Både artsdiversiteten og sammensætningen af følsomme og tolerante arter er mål, der kan anvendes til at beskrive og indeksere miljøtilstanden. Eksempelvis kan miljøkvaliteten vurderes ud fra indekset 'AMBI' (*Borja m.fl. 2000; Borja m.fl. 2007; Muxika m.fl. 2005*), hvor arterne inddeles i fem grupper alt afhængigt af, hvor følsomme de er over for forstyrrelser. Indekset beskriver således den overordnede miljøkvalitet i et område ud fra bundfaunasamfundets sammensætning. I Danmark er der udviklet et indeks, DKI, der vurderer miljøkvaliteten ud fra både diversitet og sammensætningen af følsomme og tolerante arter, hvor de to mål vægtes ligeligt i beregningen (*Josefson m.fl. 2009*). I Sverige og Norge er der på tilsvarende vis udviklet indeks der, i lighed med indeks udviklet i de fleste andre europæiske lande (*Hering 2010*; *Borja m.fl. 2015*), både anvender artsrigdom og artssammensætningen til at vurdere miljøkvaliteten. De forskellige indeks viser en stor grad af overensstemmelse og

kan påvise ændringer i faunasamfundet forårsaget af en række forskellige typer af påvirkninger (*Josefson m.fl. 2009*). For at opnå mere sammenlignelige mål for miljøkvaliteten i forskellige områder, der naturligt har forskellige niveauer for biodiversitet, beskriver de seneste versioner af DKI miljøkvaliteten relativt i forhold til en referenceværdi. Referenceværdien tager højde for vandets saltholdighed og dermed det niveau, der forventes for biodiversiteten og følsomheden af det uforstyrrede bundfaunasamfund på den enkelte lokalitet.

Metoder og datagrundlag

I 2021 omfattede NOVANA-programmet prøvetagning på 90 forskellige lokaliteter i de danske farvande. Datagrundlaget for denne rapportering består af i alt 2196 bundprøver. Langt de fleste prøver er taget med haps (2034 stk.) med et prøvetagningsareal på 143 cm^2. I Vadehavet anvendes der en smørstikke med et prøvetagningsareal på 79 cm^2. Herudover er der taget 6 prøver med van Veen grab i to områder i den centrale del af Kattegat (område d og dII). I de indre danske farvande er 22 af disse lokaliteter punktstationer, og i Listerdyb i Vadehavet er der ligeledes taget seks punktstationer. De resterende prøver er taget i prøvetagningsområder. På punktstationerne blev der taget mellem 5 og 10 delprøver (i Vadehavet 13), mens der i prøvetagningsområderne typisk bliver taget 42 prøver, der er fordelt ud over området på 42 positioner.

De fleste af både prøvetagningsområderne og punktstationerne ligger i vandrammedirektivets vandområder. De øvrige prøvetagningslokaliteter ligger i de åbne områder af den vestlige Østersø, Bælthavet, Øresund, Kattegat og Nordsøen, hvor overvågningen primært sker i regi af havstrategidirektivet. Prøvetagningen i Skagerrak og Nordsøen startede i 2015 og der findes nu tre prøvetagninger fra hvert prøvetagningsområde dækkende en seks-syvårig periode (idet prøvetagningen i 2020 blev rykket til 2021 pga. Coronapandemien). I 2021 blev der taget prøver i 10 prøvetagningsområder i den åbne del af Skagerrak og Nordsøen.

Datamaterialet, der danner baggrund for denne rapportering, omfatter samlet set 122.599 individer fordelt på omkring 386 forskellige arter eller artsgrupper og ca. 20.353 registreringer af artsspecifik tæthed. Alle prøver er analyseret i henhold til de tekniske anvisninger for prøvetagning af marin blødbundsfauna (TA M19). Det vil sige, at alle individer > 1 mm er blevet bestemt til lavest mulige taksonomiske niveau (i de fleste tilfælde til artsniveau) og for hver prøve er det endelige dataformat artsspecifik tæthed og biomasse.

Analyser af forskelle og ligheder i bundfaunasamfundene i Nordsøen og Skagerrak er foretaget med multivariat analyse baseret på Brey-Curtis similaritet udregnet på kvadratrodstransformerede data.

Denne rapportering er delt op i følgende afsnit:

I) Beskrivelse af tilstanden i fjorde og kystvande, som primært dækker vandområdernes overvågning i relation til vandramme- og habitatdirektivet, og hvor prøvetagningen i de fleste tilfælde foregår i prøvetagningsområder med 42 individuelle prøvetagningspositioner.

II) Tilstand og tidslig udvikling på 22 punktstationer i de åbne dele af de indre danske farvande (primært Kattegat), hvor der findes 30-35 år lange tidsserier, som videreføres som en del af havstrategiens overvågningsprogram.

III) Tilstanden i seks havstrategiområder i Kattegat. Områderne overvåges i regi af havstrategidirektivet. Der er taget prøver i områderne i 2015 og 2021.

IV) Tilstand og udvikling i den åbne del af Nordsøen 2015-2021 som overvåges i regi af havstrategidirektivet. Her omfatter overvågningsprogrammet i alt 20 prøvetagningsområder, der prøvetages hvert andet år med 10 områder hvert år.

Fjorde og kystvande

De kystnære prøvetagningsområder repræsenterer et bredt udsnit af kystvande, der overvejende er lavvandede blødbundhabitater såsom fjorde, bugte, vige og åbne kyststrækninger (*tabel 8.1*). Bundvandets saltholdighed har afgørende betydning for artssammensætningen, og artsrigdommen øges generelt i områder med høj saltholdighed. De danske fjorde og kystvande har meget varierende saltindhold, fra omkring 7-8, i de områder der ligger tættest på Østersøen, og op til >30 i de vandområder, der ligger langs den jyske vestkyst. Saltholdigheden afhænger tillige af prøvetagningsdybden, der varierede fra 0 m i Vadehavet til 29 m i Flensborg Fjord. De dybeste prøvetagningsområder ligger således dybere end de 12-18 m, hvor man typisk finder saltspringlaget i de indre danske farvande. Det saltlagdelte område strækker sig fra Læsø i nord til tærsklerne ved Dars (Femern Bælt) og Drogden (Øresund). Under saltspringlaget har bundvandet en høj saltholdighed grundet sin oprindelse i Nordsøen og Skagerrak *(kapitel 3)*.

Individtæthed

Den gennemsnitlige individtæthed var 4.044 individer m^{-2} (median 1.995, Lister dyb ikke medtaget) og varierede fra 78 individer m^{-2} i det sydlige Lillebælt nord for Als til mere end 40.000 individer m^{-2} i habitatområdet, Egholm Flak i Det Sydfynske Øhav (*tabel 8.1*). De høje tætheder skyldes især dyndsneglen (*Peringia ulvae)* og blåmuslingen (*Mytilus edulis*). Ud over Egholm Flak blev der ligeledes fundet meget høje tætheder i Seden strand i Odense Fjord (18.903 individer m^{-2}) og Tørregrund i Smålandsfarvandet ved Lollands nordkyst (8.392 individer m^{-2}) hvor bundfauna samfundet i begge tilfælde var domineret af dyndsneglen (*Peringia ulvae)*.

Biomasse

Den gennemsnitlige biomasse var 357 g vådvægt m^{-2} og medianen var 257 g vådvægt m^{-2} (Lister dyb ikke medtaget) og varierede fra 0 g vådvægt m^{-2} i det sydlige Lillebælt nord for Als til 1616 g vådvægt m^{-2} i Ebeltoft Vig (*tabel 8.1*). Der var også høje biomasser i Mariager Fjord (1457 g vådvægt m^{-2}) og i habitatområdet Egholm Flak (988 g vådvægt m^{-2}). I alle tilfælde skyldes de meget høje biomasser især blåmuslingen (*Mytilus edulis*).

Artsrigdom

Artsrigdommen, opgjort som henholdsvis antallet af arter i den enkelte hapsprøve (S_1) og som det samlede artsantal for alle 42 prøvetagninger i hvert område (S_{42}), viser store variationer (*tabel 8.1*). I beregningen af artsrigdommen er individer, der kun er bestemt til slægt eller familie, konsekvent medregnet som arter. Dette kan, især for $S_{42,}$ give et overestimat på op til et par procent.

I 2021 var antallet af arter i en hapsprøve (S_1) 7,3 som gennemsnit for alle områder, men som tidligere år var der en stor variation fra område til område (*tabel 8.1*). De laveste værdier for artsrigdom (S_1) blev fundet i det sydlige Lillebælt nord for Als (S_1 = 1,3), i Flensborg Fjord samt ydre Isefjord (S_1=1,8),

Nissum Bredning (S_1=2,2) og i Det Sydfynske Øhav (S_1 = 2,7), mens de højeste værdier for artsrigdom blev fundet i områderne; Egholm Flak, Tørregrund, og Hevring Bugt med henholdsvis S_1 = 22,9, S_1 = 16,9 og S_1 = 12,2.

Tabel 8.1. Prøvetagningsområder i fjorde og kystvande indsamlet i 2021. Dybden angiver gennemsnitsdybden for området. Prøveantal angiver, hvor mange prøver, der er taget i området. Artsrigdommen er angivet som gennemsnitligt antal arter pr. haps-prøve (S_1) og som det samlede antal for alle prøver i prøvetagningsområdet (S_{42}). Artsdiversiteten er udtrykt med Shannon-diversiteten (H´). Individtæthed er angivet som antal individer pr. kvadratmeter. Data i parentes indgår ikke i beregningen af gennemsnit, fordi prøveantallet afviger væsentligt fra 42 eller fordi antallet af nulprøver (dvs. prøver uden dyr) er ukendt.

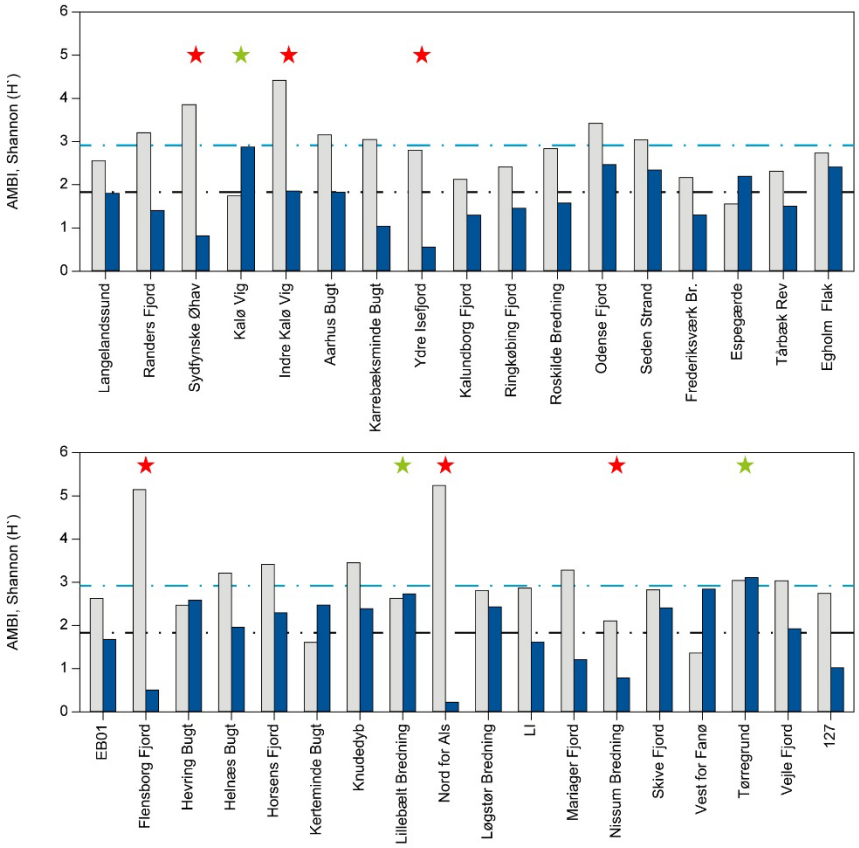
Lokalitet	Dybde (m)	Prøve-antal	S_1 antal arter	S_{42} antal arter	Diversitet (H`)	Biomasse (g m^{-2})	Tæthed (m^{-2})
Køge Bugt	5,2	21	3,7	(26)	1	170	1.339
Langelandssund	14,2	42	6,4	59	1,8	184	2.063
Randers Fjord	1	40	5	23	1,4	582	3.357
Det Sydfynske Øhav	13,9	39	2,7	26	0,8	12	927
Kalø Vig	15,5	42	11,6	64	2,9	198	2.160
Indre Kalø Vig	11	42	6	43	1,9	90	1.140
Aarhus Bugt	1	5	6,2	(12)	1,8	320	5.874
Karrebæksminde Bugt	13,9	44	3,8	26	1	27	1.410
Ydre Isefjord	10,1	42	1,8	14	0,6	331	323
Kalundborg Fjord	15,3	42	3,2	25	1,3	37	418
Ringkøbing Fjord	1,8	42	4,8	16	1,5	280	2.191
Roskilde Bredning	4,4	42	7,3	29	1,6	559	8.080
Odense Fjord	3	29	9,8	(56)	2,5	83	3.238
Seden Strand	1,2	13	11,5	(36)	2,3	433	18.903
Frederiksværk Bredning	5,8	42	4,8	27	1,3	99	2.975
Espergærde	19,8	42	8,7	43	2,2	274	2.799
Tårbæk Rev	13,8	42	3,8	30	1,5	257	661
Egholm Flak	3	42	22,9	75	2,4	988	40.638
Lillebælt Nord	14,6	42	5,8	64	1,7	306	1.665
Flensborg Fjord	29,1	42	1,8	15	0,5	1	348
Hevring Bugt	12,1	42	12,2	84	2,6	184	3.844
Helnæs Bugt	8,4	42	9,4	53	2	64	5.451
Horsens Fjord	5,3	49	7,7	41	2,3	488	1.791
Kerteminde Bugt	20,3	42	8,2	63	2,5	75	1.518
Knudedyb	0,1	42	7,3	20	2,4	250	1.848
Lillebælt Bredning	15,4	42	12	85	2,7	727	3.035
Nord for Als	23,3	41	1,3	8	0,2	0	78
Ebeltoft Vig	19,3	42	8,6	46	2,4	1.616	1.938
Løgstør Bredning	7,9	42	5,2	43	1,6	829	1.470
Mariager Fjord	8,3	42	4,2	33	1,2	1.457	1.627
Nissum Bredning	6,3	42	2,2	22	0,8	220	400
Skive Fjord	4,3	42	10,4	43	2,4	453	5.639
Vest for Fanø	15,2	42	10,7	61	2,8	307	2.011
Tørregrund	1,5	42	16,9	50	3,1	294	8.392
Vejle Fjord	7,2	42	6,4	47	1,9	315	1.995
Lister dyb	0	(54)	(3,6)	-	(0,9)	(8,2)	(6.094)
Gennemsnit	***-***	***-***	***7,3***	***41,2***	***1,8***	***357***	***4.044***

Det samlede antal arter i de 42 prøver, der tages i hvert område (S_{42}) var i gennemsnit 41,2 og varierede fra kun 8 arter i det sydlige Lillebælt nord for Als til 85 arter i Lillebælt Bredning. Der blev Ligeledes fundet høje værdier i Hevring Bugt (S_{42} =84) og S_{42}=75 arter ved Egholm Flak (*tabel 8.1)*.

Diversitet- og følsomhedsindeks
Følsomhedsindekset, AMBI, som teoretisk kan spænde fra 0 til 7, var i gennemsnit 2,9 og viste værdier fra ca. 1,3 (vest for Fanø) til ca. 5,2 (nord for Als) (*figur 8.1*). Lave værdier for AMBI indikerer gode miljøforhold, hvor arter, der især er følsomme overfor organisk berigelse (eutrofiering/forurening), kan være i området. Modsat viser høje værdier, at samfundet er domineret af arter, der er tolerante over for belastning med organisk materiale (eutrofe forhold). Kombination af høje værdier for AMBI og lave værdier for diversiteten (H´) tolkes derfor som et tegn på, at bundfaunaen er negativt påvirket af eutrofiering eller af afledte effekter såsom iltsvind. Hvis både AMBI og diversiteten er lav, er det sandsynligvis andre forhold end eutrofiering i det omgivende miljø, der er årsagen til den lave diversitet.

Artsdiversiteten, udtrykt som Shannon-diversiteten (H´) var i gennemsnit 1,8 og varierede fra 0,2 (sydlige Lillebælt nord for Als) til 3,1 (Tørregrund i Små landsfarvandet) (*tabel 8.1*). I de kystnære områder forventes artsdiversiteten typisk at ligge mellem 1 og 3,5. I 2021 var der dog flere områder med værdier på under en. Det var, ud over stationen nord for Als (0,2), Det Sydfynske øhav (0,8), Nissum Bredning (0.8), Flensborg Fjord (0,5) og den ydre Isefjord (0,6). I Karrebæksminde Bugt og Køge Bugt havde Shannon-diversiteten værdien 1,0.

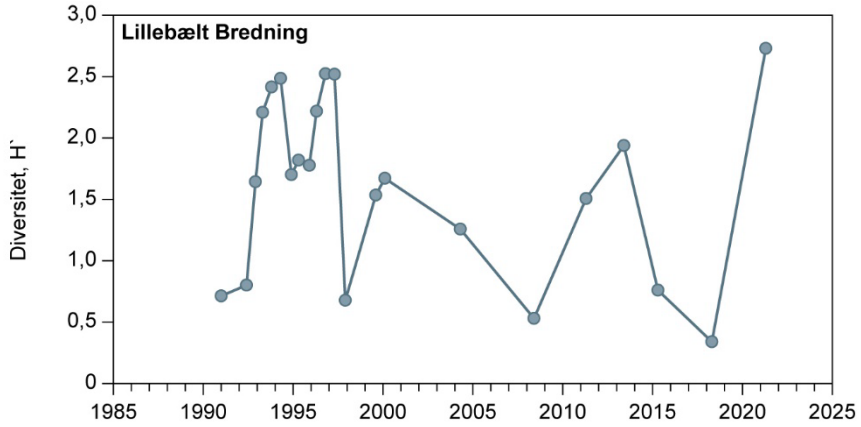
En samlet vurdering af tilstanden i de 35 kystnære områder, baseret på både AMBI og Shannon-diversiteten (H´) viser, at der var fem-seks områder, hvor artsdiversiteten var lav samtidigt med, at AMBI-værdien var høj (figur 8.1). Det tyder på, at bundfaunaen var i en dårlig tilstand. Fem af disse områder havde også en lav artsrigdom (Flensborg Fjord, Nissum Bredning, sydlige Lillebælt nord for Als, Det Sydfynske øhav og den ydre Isefjord) udtrykt som antal arter pr. hapsprøve (*tabel 8.1*). Flere af disse områder har i en årrække skilt sig ud ved, at bundfaunaen er i en dårlig tilstand. Det gælder fx Flensborg Fjord, det sydlige Lillebælt, Det Sydfynske Øhav og flere områder i Limfjorden. I Isefjorden blev bundfaunaens tilstand forringet kraftigt i årene efter årtusindskiftet og har siden været i en dårlig tilstand.



Figur 8.1. Gennemsnitlig Shannon-diversitet (blå søjler) og AMBI-indeksværdi (grå søjler) for haps-prøver for hver af de 35 kystnære områder hvor prøvetagningen er sket med hapsbundhenter (143 cm^2). For sammenligning er tilsvarende gennemsnitlige værdier for Shannon-diversitet (blå linje, H´= 2,92) og AMBI (sort linje, AMBI = 1,83) for de åbne dele af de indre danske farvande i 2020 angivet. Bemærk, at høje værdier for AMBI udtrykker forstyrrede (dårlige) forhold, mens høje værdier for Shannon-diversiteten udtrykker gode miljø-/økologiske forhold. Røde stjerner angiver kystnære områder hvor tilstanden er dårligere end forventet. Grønne stjerner angiver gode forhold.

I de tre områder; Tørregrund, Kalø Vig og Lillebælt Bredning var bundfaunaens tilstand god med høj artsdiversitet. Der var også relativt lave værdier for AMBI i de tre områder, når der tages højde for at disse tre lokaliteter er brakvandsområder, der grundet den lavere saltholdighed, naturligt vil have en højere AMBI-værdi (*figur 8.1*).

Særlig bemærkelsesværdig var prøvetagningsområdet i Lillebælt bredning (LBBR0017), hvor der var sket en markant rekruttering siden sidste prøvetagning i 2018 (*figur 8.2*). Således var individtætheden steget med en faktor 21 (fra 144 til 3020), og biomassen (g vådvægt m^{-2}) var steget med en faktor 6 (fra 118 til 727 g m^{-2}). Den samlede biomasse af alle andre dyr end molboøsters (*Arctica islandia*) var steget med en faktor 35 (1,6 til 56 gm^{-2}), og artsantallet i den enkelte prøve (S_1) var steget med en faktor 10 fra (1,2 til 12), artsrigdommen i 42 prøver (S_{42}) var steget fra 17 til 85 og shannondiversiteten (H´) var steget fra ca. 0,3 til 2,7, som er den højeste værdi, der er målt på stationen i de 102 år hvor der er foretaget målinger på LBBR0017. I 2018 var bundfaunaens tilstand i prøvetagningsområdet dårlig, og området blev dengang sammenlignet med det nærliggende område "Habitatområde nr. 96", hvor forholdene var meget gode. Da områderne ligger tæt på hinanden og har nogenlunde samme dybde og sedimentforhold, blev forskellen tolket som et muligt resultat af forskelle i påvirkning fra bundslæbende trawl (Hansen & Høgslund 2019). I 2021 var forholdene på LBBR0017 således på samme høje niveau som Habitatområde 96 i 2018. Det er ikke undersøgt om den forbedrede tilstand skyldes mindre trawlaktivitet i den mellemliggende periode.



Figur 8.2. Gennemsnitlig Shannon-diversitet på station LBBR0017 i Lillebælt Bredning i perioden 1990 til 2021

Åbne indre danske farvande

I de åbne dele af de indre danske farvande overvåges bundfaunaen i regi af havstrategidirektivet. Her er der programsat årlig prøvetagning på 22 punktstationer, der er fordelt med 17 stationer i Kattegat, to stationer i Bælthavet, en station i Øresund, en i Femern Bælt og en station i Arkonabassinet (vestlige Østersø). På de fleste af disse stationer har der været indsamlet prøver årligt siden 1994 med en konsistent metode. For nogle af stationerne går prøvetagningen tilbage til 1985.

Individtæthed

I 2021 blev der i alt taget 131 prøver på de 22 punktstationer i de åbne indre danske farvande (*tabel 8.2*). Den gennemsnitlige individtæthed var 2.821 m^{-2} (median 2.271) og spændte fra 545 individer m^{-2} i Femern Bælt (st. 952) til 8.909 individer m^{-2} ved Ålborg Bugt (st. 409). Den meget høje tæthed på station 409 skyldtes hovedsageligt hesteskosormen, *Phoronis sp.* (4.589 m^{-2}) og i mindre omfang havbørsteormen, *Prionospio fallax* (1.286 m^{-2}). Begge arter forekommer og er meget almindelige på sandbunden langs Jyllands østkyst. Det er ligeledes en hyppig observation, at der er forholdsvis lave tætheder i den vestlige Østersø i Femern Bælt (st. 952) og Arkonabassinet (st. 444), hvor der ofte er dårlige iltforhold.

Biomasse

På de samme 22 punktstationer i de åbne farvande var den gennemsnitlige biomasse 246 g vådvægt m^{-2} (median 127 g vådvægt m^{-2}) varierede fra 6 g (st. 444) til ca. 1.600 g (st. 155) (*tabel 8.2*). Den gennemsnitlige biomasse i 2021 var noget mindre end gennemsnittet for perioden 1994 – 2021, som var 342 ± 164 g vådvægt m^{-2}. Den samlede biomasse har alle år været domineret af bløddyr og som anført tidligere år, skyldes den meget store rumlige og tidslige variation sporadiske fund af store individer af molboøstersen (*Arctica islandia*). Der er således ikke nogen tydelige udvikling i perioden 1994 - 2021 i biomassen af bundfaunaen i de indre danske farvande (*figur 8.3*).

Artsrigdom

Artsrigdommen målt som det gennemsnitlige antal arter per prøve (S_1) varierede fra ca. 4 arter i Femern Bælt (st. 952) og Arkona (st. 444) til ca. 20 arter i det sydlige Kattegat (st. P23) (*tabel 8.2*). I 2021 var der i gennemsnit 13,5 arter pr. prøve på de 17 stationer, der ligger i Kattegat og Bælthavet og som samtidig har en tidsserie der går tilbage til 1994 (station P26 er ikke medtaget da prøvetagningspositionen 2021 var forskellig fra de tidligere år) (*tabel 8.2*).

Artsrigdommen var lidt lavere på de stationer, der ligger på mudderbund (13 arter) sammenlignet med de stationer, der ligger på sandet bund (14,7 arter). I 2020 var den gennemsnitlige artsrigdom på de samme stationer 14,1 og 15,4 på henholdsvis mudder og sandbund. Det mindre fald i artsrigdommen på mudderbund skyldtes især st. 939 i Storebælt hvor artsdiversiteten faldt fra 25 arter i 2020 til kun 11 arter i 2021. På denne station er artsrigdommen forøget med en faktor tre-fire siden 2008, men med reduktionen i 2021 er artsrigdommen nede på samme niveau som i perioden 2000-2008 (ca. 8 arter pr. prøve). Årsagen til faldet i 2021 er på nuværende tidspunkt ukendt.

I lighed med de foregående år var artsrigdommen lav på de stationer der ligger i Femern Bælt og Arkonabassinet. Den generelt lave artsrigdom kan forklares med lav saltholdighed og hyppige iltsvind evt. i samspil med bundtrawling. Artsrigdommen var lavere end forventet på stationerne 413 og 16N21, der begge ligger på dybt vand i henholdsvis det centrale og det nordlige Kattegat. Her er fysisk forstyrrelse fra bundtrawling den mest sandsynlige forklaring på den lave artsrigdom. Disse områder forventes naturligt at have en høj artsrigdom, hvilket er dokumenteret i de historiske data fra midten af 1990´erne på station 413.

Diversitet- og følsomhedsindeks

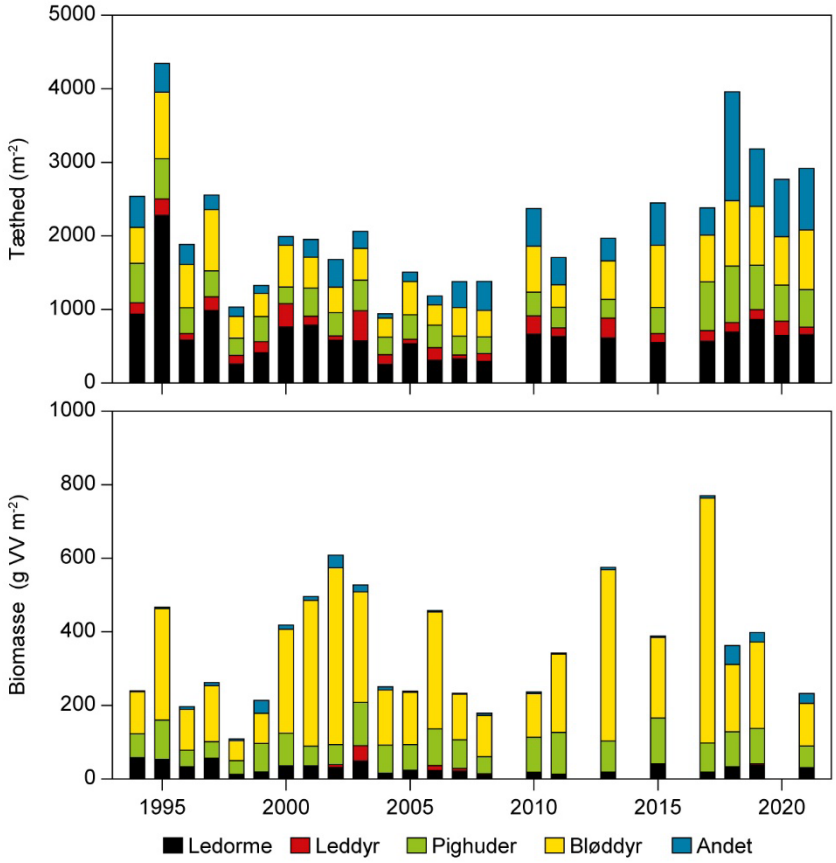
Bundfaunaens sammensætning udtrykt med AMBI viste, at stationerne generelt var kendetegnet af følsomme arter, idet værdien for AMBI var relativ lav med en middelværdi på 1,9 (*tabel 8.2*). Det var samme niveau som i 2020 og 2019 (1,8), hvilket vidner om, at der generelt ikke er problemer med eutrofiering ift. bundfauna i de åbne indre danske farvande. Der er dog en tendens til, at der er relativt flere eutrofieringstolerante arter i den vestlige Østersø (dvs. stationerne 444 og 952), samt på de stationer i Kattegat og Bælthavet, der ligger på dybder omkring springlagsdybden (f.eks. stationerne P21, P46, 42 og 49). Her indeholder bunden relativt mere organisk materiale, og samtidig er vandets saltholdighed lavere. Begge faktorer påvirker AMBI-værdien i samme retning idet de arter, der er tolerante overfor organisk berigelse, fortrinsvis er tilpasset lidt lavere saltholdighed. Det er således svært at konkludere alene på baggrund af AMBI, om der er en tendens til eutrofieringspåvirkning på de nævnte stationer, fordi de negative effekter af eutrofiering på sediment og bundvand i sig selv er korreleret med saltholdigheden i den estuarine saltgradient (se *kapitel 3*). Artsdiversiteten (Shannon, H´) og beregninger af DKI v.2 på de enkelte hapsprøver viser generelt, forholdsvis høje værdier og indikerer dermed relativt gode forhold på et flertal af stationerne (*tabel 8.2*). Den gennemsnitlige Shannon-diversitet var 2,7 og dermed på samme niveau som i 2019 og 2020 (2,7 hhv. 2,9). Værdien for DKI (v.3) var 0,66 hvilket er lidt lavere end de to foregående år (hhv. 0,67 og 0,71). De laveste værdier for miljøkvaliteten af bundfaunaen (DKI v.3) forekom, ud over i Arkonabassinet og Femern Bælt, i det dybe centrale og nordlige Kattegat (stationerne 413 og 158), med værdier på hhv. 0,57 og 0,53. De højeste værdier forekom på lavere vanddybder i det centrale Kattegat og i Bælthavet (stationerne 42 og 14).

Tabel 8.2. Punktstationer med angivelse af prøvetagningsdybde i indre danske farvande indsamlet i 2021. Dybden angiver gennemsnitsdybden for området. Salt angiver den forventede (modellerede) saltholdighed, som er anvendt til beregning af DKI (vers. 3). Tæthed angiver individtætheden pr. kvadratmeter, biomasse angiver vådvægten pr. kvadratmeter, artsrigdom angiver det gennemsnitligt antal fundne arter i én haps-prøve (S_1). AMBI er beregnet for individuelle haps-prøver. H´ angiver den gennemsnitlige Shannon-diversitet per haps-prøve. DKI-værdien er angivet med ± standardafvigelsen.

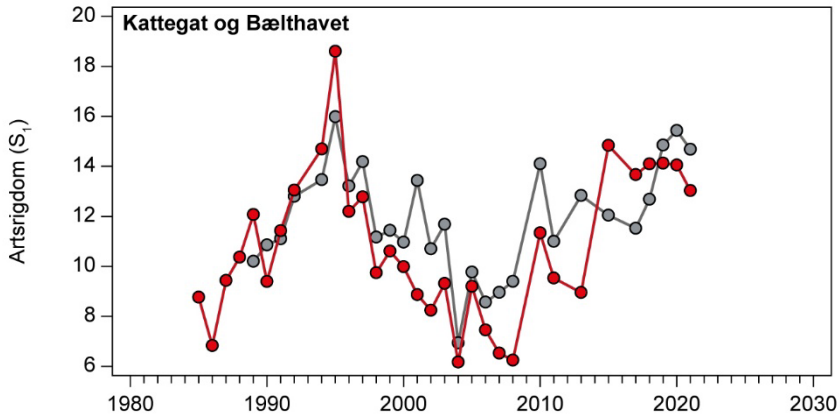
Lokalitet	Antal prøver	Salt	Dybde m	Tæthed m^{-2}	Biomasse VV g m^{-2}	S_1	AMBI	H´	DKI v.3
Bælthavet 14	5	17,2	17,5	2895	139	16,6	1,5	3,26	0,90±0,05
Kattegat 42	5	17,4	14,8	3091	53	16,0	2,0	3,53	0,90±0,02
Kattegat 49	5	28,1	23,2	5720	742	18,0	2,5	3,35	0,68±0,02
Kattegat 155	5	18,7	12,9	2028	1599	14,4	1,5	3,44	0,89±0,04
Kattegat 158	5	32,4	35	797	76	4,8	1,3	1,82	0,53±0,10
Kattegat 409	5	22,7	14,5	8909	318	14,8	2,1	1,96	0,62±0,08
Kattegat 413	10	32,5	50,4	1259	45	6,3	1,4	2,11	0,57±0,04
Arkona 444	10	23	47,2	692	6	3,7	2,7	1,41	0,44±0,08
Storebælt 939	10	26	37,3	1965	56	10,7	1,6	3,05	0,72±0,03
Femern Bælt 952	5	20	27,7	545	399	4,0	3,2	1,68	0,45±0,14
Kattegat 1402	5	30,7	27	2615	118	13	1,6	2,91	0,67±0,03
Kattegat 1416	5	30,9	24	2252	107	10,4	1,7	2,65	0,63±0,08
Kattegat 16N21	5	31,4	27,8	1483	163	8,6	1,7	2,64	0,62±0,05
Kattegat P6	5	32,2	31,6	1958	93	15,8	1,9	3,68	0,71±0,05
Kattegat P11	5	31,9	28,1	4434	138	16,4	1,6	2,65	0,64±0,05
Kattegat P21	5	23,2	13,9	3063	114	11,6	2,8	2,71	0,65±0,09
Kattegat P23	5	22,3	23,2	4811	192	19,8	1,6	3,24	0,82±0,04
(Kattegat P26)	5	24	18,9	685	11	6,2	1,8	2,33	0,61±0,05
Kattegat P35	5	26,6	23,5	3804	461	16,4	1,7	3,05	0,72±0,05
Kattegat P46	5	28	15,5	5441	386	13,8	2,2	2,67	0,63±0,10
Kattegat P9	5	32	29,3	1329	36	13,0	1,9	3,46	0,68±0,05
Øresund S31	11	25	18,3	2289	169	11,0	1,6	2,71	0,71±0,05
Gennemsnit 2021	**-**			**2821**	**246**	**12,0**	**1,9**	**2,74**	**0,66 ± 0,14**

Langtidsudvikling i de åbne indre farvande

I Kattegat, Bælthavet og Øresund er 19 stationer blevet undersøgt gennem 32-36 år med den samme prøvetagningsmetodik siden 1985. Der har været årlig prøvetagning med undtagelse af årene 2009, 2012, 2014 og 2016. I 2021 var individtætheden, biomassen og sammensætningen af bundfaunaen i de taksonomiske rækker forholdsvis uændret i forhold til de senere år (*figur 8.3*). I hele perioden har sammensætningen af de taksonomiske hovedgrupper været nogenlunde konstant, hvor den respektive fordeling af leddyr, pighuder, "andre dyrerækker", bløddyr og ledorme, har været 8 %, 18 %, 18 % 25 %, og 31 %, af den samlede tæthed.



Figur 8.3. Individtæthed (øverst) og biomasse (nederst) af bundfaunaen i de åbne dele af de indre danske farvande fordelt på taksonomiske hovedgrupper i perioden 1994-2021.



Figur 8.4. Udviklingen i artsrigdom på 19 stationer i Kattegat, Bælthavet og Øresund i perioden 1985-2021. Røde symboler angiver stationer, der ligger på dyb mudder bund, mens grå symboler angiver den gennemsnitlige artsrigdom på de stationer, der ligger på lavere vand med mere sandet bund.

Den samlede tæthed af individer og bundfaunaens artsrigdom (*figur 8.4*) har, som det har været beskrevet i tidligere havrapporter undergået karakteristiske langtidssvingninger med høje værdier i midten af 1990´erne, meget lave værdier i perioden 2004-2008, som blev efterfulgt af en stigning igen i perioden fra 2008 til 2020. I perioden 2004 til 2008 var artsrigdommen således kun det halve af niveauet i 1995 og niveauet fra 2015 til 2021. Udviklingen i artsrigdommen har i hele perioden været meget ensartet på tværs af stationer. Det betyder, at man for de fleste stationers vedkommende, kan genfinde det samme overordnede mønster med høje værdier i midten af 1990´erne, et jævnt fald mellem 1995 og 2008 efterfulgt af en markant stigning i 2010 og herefter en jævn stigning indtil 2020. De senere år har artsrigdommen været mere konstant, og år til år variationerne mellem de forskellige stationer viser ikke længere samme synkrone udvikling.

Tilstand og udvikling i beskyttede områder i Kattegat

I 2021 blev der besøgt seks prøvetagningsområder i Kattegat (område a, b, c, d, e og f), der er udpeget til beskyttede områder under havstrategidirektivet. Der blev indsamlet prøver i områderne første gang i forbindelse med udpegningen i 2015. Herudover er der foretaget supplerende prøvetagning inden for område "d" i den mellemliggende periode, men i denne rapportering er kun medtaget positioner, der er prøvetaget både i 2015 og 2021. Beskyttelsen af havbunden mod trawling var endnu ikke trådt i kraft da prøvetagningen blev gentaget i 2021, og det er således uvist, om der er sket ændringer i trawlpåvirkningen af bundfaunaen i perioden fra 2015 til 2021. Ved prøvetagningen i 2015 var bundfaunaens artsrigdom, artsdiversitet og DKI i område a og b lidt lavere end gennemsnittet for resten af Kattegat, hvor gennemsnittet for S_1 var 14,1 og H var 3,0 (*tabel 8.4*). Områderne c, e og f viste derimod værdier, der var en del højere end de fleste stationer i Kattegat (*tabel 8.2* og *tabel 8.3*). For område d, hvor prøverne blev taget med van Veen grab kan artsrigdommen ikke sammenlignes med resten af Kattegat. Ved genbesøget i områderne i 2021 var der sket en svag stigning i artsrigdom og –diversitet i område a og b, mens der var sket et fald i områderne c, d, e og f, således at gennemsnittet for alle områder (S_1 = 14,3) lå tæt på middelværdien for resten af Kattegat i 2021 (13,2). I område e var tilbagegangen markant. Det gennemsnitlige artsantal var reduceret fra 20 i 2015 til 13 i 2021 og på 37 ud af de 42 prøvetagningspositioner var der sket et fald. Udviklingen i trawlaktiviteten i områderne i den mellemliggende periode er ikke undersøgt og dermed er mulige årsager til den faldende artsdiversitet i de fire områder (områderne a, b, c og d) ikke belyst.

Tabel 8.3. Bundfauna i prøvetagningsområder placeret i beskyttede områder i Kattegat med angivelse af prøvetagningsredskab, og gennemsnitlig prøvetagningsdybde for prøvetagningsområderne indsamlet i 2021. Antal prøver, tæthed og diversitet er angivet for 2015 og 2021 med 2021 i fed skrift. Dybden angiver gennemsnitsdybden for området. Tæthed angiver individtætheden pr. kvadratmeter, biomasse angiver vådvægten pr. kvadratmeter, S1 angiver det gennemsnitligt antal fundne arter i én haps-prøve og S_{42} angiver det samlede artsantal i 42 prøver. AMBI er beregnet for individuelle haps-prøver og er angivet som gennemsnit for 42 prøver. H angiver den gennemsnitlige Shannon-diversitet for en haps-prøve. Værdien for DKI v.3 er angivet med ± standardafvigelsen. VV angiver, at prøverne er indsamlet med van Veen grab. Værdier i parentes er ikke sammenlignelige med de øvrige pga. forskelle i prøvetagningsredskaber.

Lokalitet	Redskab	prøver	Dybde	Tæthed					
			m	m^{-2}	S_1	S_{42}	H	AMBI	DKI
Område a	haps	42/**42**	16	2.965/**3.523**	12/**13**	98/**128**	2,7/**2,7**	2/**2**	0,61/**0,63**
Område b	haps	42/**42**	39	3.124/**2.358**	10/**14**	61/**109**	2,5/**3**	1,3/**1,6**	0,65/**0,68**
Område c	haps	42/**42**	42	3.109/**2.194**	20/**16**	154/**140**	3,6/**3,4**	1,6/**1,6**	0,76/**0,73**
Område d	VV	6/**3**	81	7.418/**5.410**	(67/**48)**	(147/**84)**	4/**3,7**	2,1/**2**	0,77/**0,75**
Område e	haps	42/**42**	30	3.402/**2.401**	20/**13**	166/**123**	3,5/**3**	1,7/**2,2**	0,74/**0,66**
Område f	haps	42/**42**	21	3.748/**3.423**	19/**15**	112/**79**	3,4/**3,2**	1,6/**1,7**	0,73/**0,7**

Tilstand og udvikling af bundfaunaen i Nordsøen 2015-2021

Som en del af NOVANA-programmet i Nordsøen indsamles der prøver fra i alt 20 områder med prøvetagning hvert andet år, således at der hvert år er programsat prøvetagning i 10 områder. Med prøvetagningen i 2021 har alle 20 prøvetagningsområder været indsamlet tre gange i perioden 2015-2021.

Denne rapportering opsummerer de væsentligste resultater samlet set for hele perioden. De fysiske levesteder på havbunden i Nordsøen adskiller sig fra de indre danske farvande ved, at sedimentet, på sammenlignelige dybder, er grovere i Nordsøen, iltforholdene ved bunden er generelt bedre, og bunden

afspejler den meget dynamiske hydrografi med hyppig resuspension af sedimentet. I de fleste områder foregår der bundtrawling, som bidrager til forstyrrelse og resuspension af sediment.

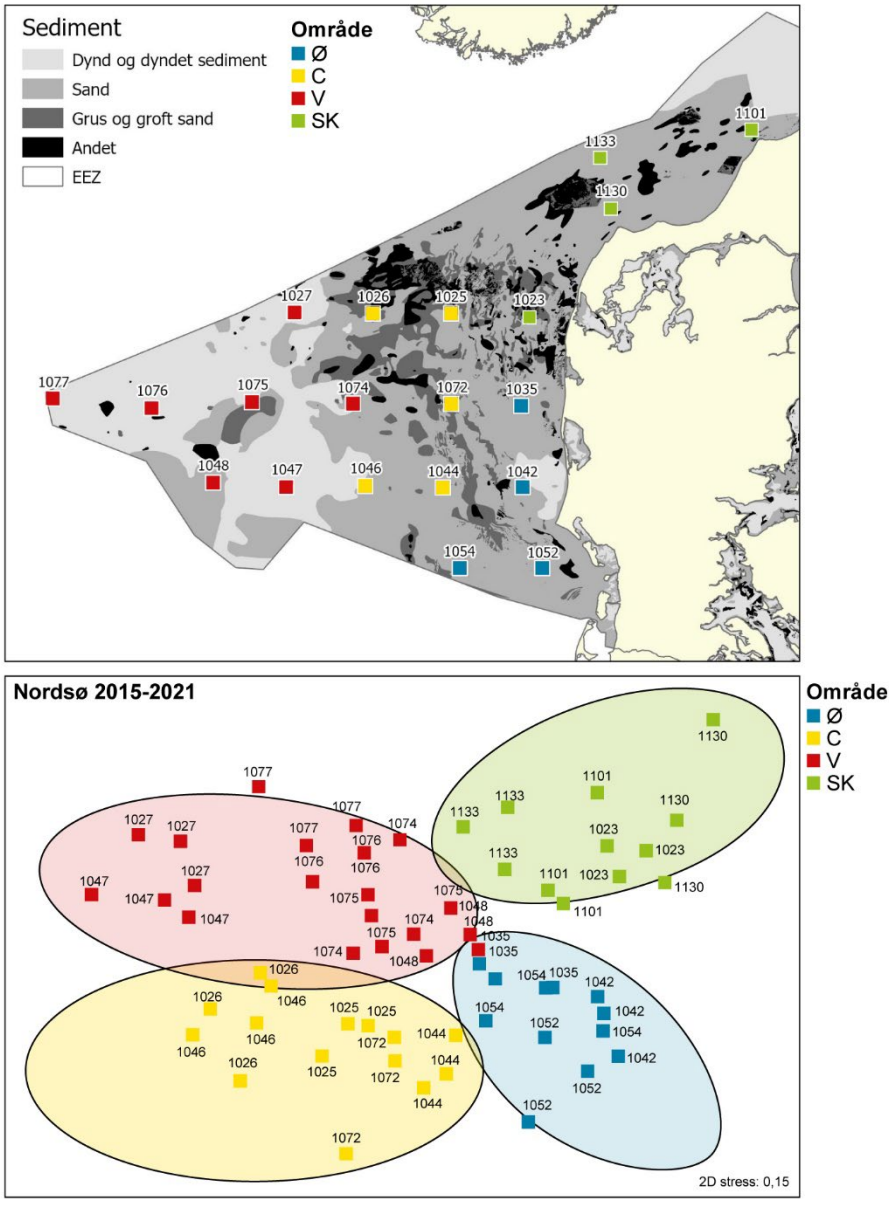
Nordsøen er kendetegnet ved en lille variation i tæthed, biomasse og artsdiversitet fra år til år (se fx Hansen & Høgslund 2021). I 2021 var den gennemsnitlige tæthed (2192 individer m^{-2}) og biomasse (218 g vådvægt m^{-2}) for hele Nordsøen lidt lavere end det tilsvarende gennemsnit for de åbne indre danske farvande (hhv. 2821 individer m^{-2} og 246 g vådvægt m^{-2}). Artsrigdommen og artsdiversiteten er generelt lavere i Nordsøen sammenlignet med Kattegat (*tabel 8.4*). Kun områderne DMU1027, DMU1044 og DMU1072 har en artsrigdom (S1) omkring det gennemsnitlige niveau for Kattegat. Stationerne i Skagerrak har i hele prøvetagningsperioden været kendetegnet ved en meget lav artsrigdom på ca. 5,1. Den samlede artsdiversitet i 42 prøver viser lavere værdier end i de beskyttede områder i Kattegat hvor der på tilsvarende vis tages 42 prøver og dermed er sammenlignelige med Nordsøprøvetagningen (se *tabel 8.3*), men som beskrevet i tidligere havrapporter så er forholdet mellem antal arter i 42 prøver og i én prøve (S_{42}/S_1) højere i Nordsøen end i Kattegat. Det betyder at de 42 prøver, der tages i hvert område, ikke omfatter så stor en del af den samlede artspulje i området, som den gør i Kattegat. Samtidigt med at individtætheden er lav, kan det tolkes som udtryk for et forstyrret bundfaunasamfund.

Tabel 8.4. Beregnede gennemsnitsværdier for prøvetagningsområder i Nordsøen 2015-2021. Prøvetagningsår angiver hvilke år der er indsamlet prøver. Sediment angiver inddelt i de tre kategorier; grus, sand og dynd. Dybde angiver gennemsnitsdybden for området. Tæthed angiver gennemsnitlig individtæthed pr. kvadratmeter. Biomasse angiver vådvægten pr. kvadratmeter. Artsrigdom angiver det gennemsnitligt antal fundne arter per haps-prøve (S_1). AMBI er beregnet for individuelle haps-prøver. H´ angiver den gennemsnitlige Shannon-diversitet for en haps-prøve.

Lokalitet	Prøvetagningsår	Sediment	Dybde m	Tæthed m^{-2}	Biomasse VV g m^{-2}	S_1	S_{42}	AMBI	H´
DMU1023	2015-2017-2019	Grus	30	1026	70	6,4	56	1,0	2,1
DMU1025	2016-2018-2021	Sand	38	3283	155	9	68	1,4	1,9
DMU1026	2016-2018-2021	Grus	47	3985	224	8,7	60	1,6	1,8
DMU1027	2016-2018-2021	Dynd	57	3348	220	13,1	81	2,0	2,6
DMU1035	2015-2017-2019	Sand	28	1026	353	7,7	62	1,5	2,6
DMU1042	2015-2017-2019	Sand	19	1330	144	7	53	1,0	2,2
DMU1044	2016-2018-2021	Sand	32	5553	388	11,5	62	1,4	2,1
DMU1046	2016-2018-2021	Sand	45	686	189	6,6	59	1,4	2,4
DMU1047	2016-2018-2021	Dynd	54	3267	218	11	73	1,6	1,9
DMU1048	2016-2018-2021	Sand	42	1047	218	8,8	76	1,7	2,7
DMU1052	2016-2018-2021	Sand	19	1102	512	8,3	50	1,1	2,7
DMU1054	2015-2017-2019	Sand	27	2044	198	8,5	63	1,0	2,3
DMU1072	2016-2018-2021	Sand	35	9629	362	11	65	1,4	1,4
DMU1074	2015-2017-2019	Dynd	43	594	39	5,8	65	1,5	2,2
DMU1075	2015-2017-2019	Grus	45	1053	113	8,2	73	1,6	2,6
DMU1076	2015-2017-2019	Dynd	58	1275	569	8,7	77	2,3	2,6
DMU1077	2015-2017-2019	Dynd	72	1774	155	9,6	82	2,6	2,6
DMU1101	2015-2017-2019	Sand	28	698	57	5,6	64	1,9	2,1
DMU1130	2015-2017-2019	Sand	23	432	13	3,9	43	1,3	1,5
DMU1133	2016-2018-2021	Sand	79	693	157	5,9	64	2,1	2,2
Gennem-snit	**-**		**41**	**2192**	**218**	**8,3**	**64,5**	**1,6**	**2,2**

Fordeling af bundfaunasamfund i Nordsøen

Ud over mål for biodiversiteten (S1 og H1) kan den rumlige fordeling af bundfauna i Nordsøen analyseres ud fra artssammensætningen. Der er foretaget en multivariat analyse af similariteten imellem bundfaunasamfundene på alle 20 prøvetagningsområder baseret på de tre prøvetagninger i perioden 2015-2021. Analysen, viser to meget tydelige fordelingsmønstre. Bundfaunasamfundene grupperes dels efter geografisk placering af prøvetagningsområdet (*figur 8.5*) og dels i forhold til vanddybden i prøvetagningsområdet (*figur 8.6*).

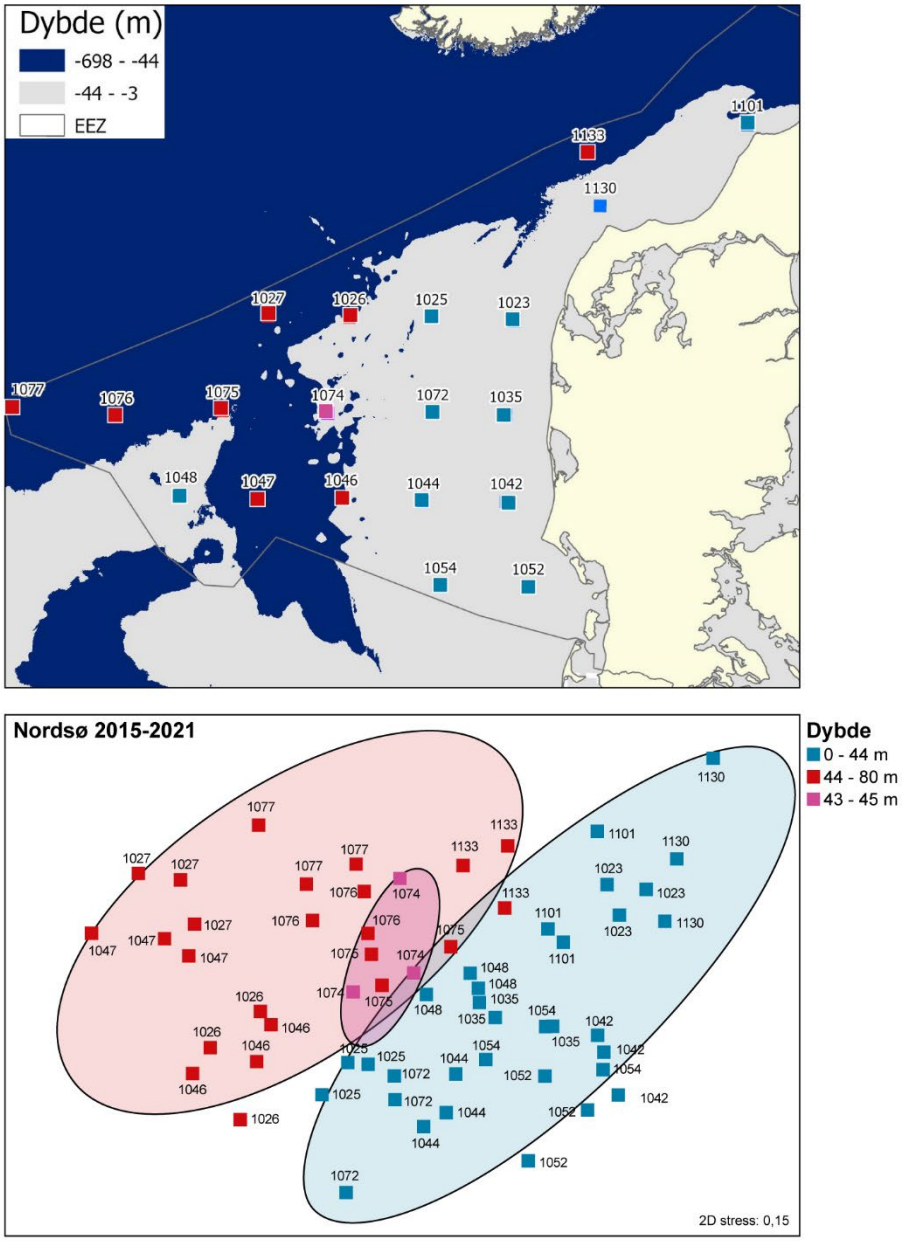


Figur 8.5. Øverst: Kort med angivelse af sedimenttyper og placering af prøvetagningsområder i Nordsøen 2015-2021. Farvekoder for prøvetagningsområder, C= centrale Nordsø, SK = Skagerak, V=vestlige Nordsø og Ø = østlige Nordsø, viser gruppering i forhold til faunasamfundets sammensætning. Nederst: MDS-plot (multi-dimentionel scaling) af similariteten mellem bundfaunasamfundene aggregeret pr. prøvetagningsområde for hvert prøvetagnings år.

Der er således 4 tydeligt adskilte bundfaunasamfund der er fordelt dels i den vestlige dybe del af Nordsøen, Skagerrak, den centrale Nordsø og den østlige (sydlige) Nordsø.

Den multivariate analyse viser også, at der er stor forskel på bundfaunaens sammensætning over og under 44 meters vanddybde. Relationen til dybde er ikke alene et udtryk for dybdeforskellene mellem de fire områder, da station DMU1048 har større similaritet med de øvrige lave stationer end de nærmeste dybe stationer i den vestlige del af Nordsøen (*figur 8.6*).

Bundfaunen viser derimod, og overraskende, en lille relation til sedimentets sammensætning i de enkelte prøvetagningsområder (*figur 8.5* øverst). Det forhold at området og dybden har større betydning end sedimenttypen for bundfaunaens fordeling peger på, at hydrografien har stor indflydelse på fordelingen af bundfaunasamfundene i Nordsøen. Spredningen af bunddyrenes planktoniske larver kan være en del af forklaringen på den tydelige adskillelse, der er mellem de enkelte områder. Dybdegrænsen på de 44 m ligger antageligt tæt på dybden af det opblandede overfladelag, der om vinteren dominerer i Nordsøen. Derfor har dybdegrænsen formodentligt betydning både for fødetilgangen til bundfaunasamfundet, for resuspension af sedimentet under vinterstorme og for hvordan larveplanktonnet spredes med havstrømmene.



Figur 8.6. Øverst: Kort med markering af vanddybder over og under 44 m og placering af prøvetagningsområder i Nordsøen 2015-2021 (øverst). Blå symboler viser prøvetagningsområder, hvor vanddybden er lavere end 44 m og røde symboler viser områder dybere end 44 m. Magenta symbol (område 1074 midt i kortet) angiver et område, hvor prøverne er taget både over og under 44 m. Nederst: MDS-plot af similariteten mellem bundfaunasamfundene aggregeret ift. prøvetagningsområdets vanddybde.

Sammenfatning

- I 2021 var bundfaunaen i ret dårlig tilstand i seks af de 35 undersøgte områder i de kystnære farvande: Det Sydfynske Øhav, området nord for Als, ydre Isefjord, Flensborg Fjord, indre del af Kalø Vig og Nissum Fjord. I fire af disse områder kan tilstanden relateres til dårlige iltforhold i vandet og/eller i sedimentet.
- I de åbne indre danske farvande var bundfaunaen generelt i god tilstand med en artsrigdom på samme niveau som i midten af 1990erne, hvor den var højest. På station 939 i Storebælt var forholdene dog blevet kraftigt forringet efter at have være meget gode i en årrække, årsagen til forringelsen er ikke kendt.
- De beskyttede områder i Kattegat viste ringere forhold i halvdelen af områderne end ved den tidligere prøvetagning i 2015.
- En analyse af bundfaunaen i 20 områder i Nordsøen i perioden 2015- 2021 viser, at der generelt er lille år-til-år variation og at artsdiversiteten generelt er lavere, end i de indre danske farvande.
- Nordsøen kan opdeles i fire regioner: Skagerrak, østlige Nordsø, vestlige Nordsø og centrale Nordsø, på baggrund af bundfaunaens sammensætning. Bundfaunasamfundene er også forskellige over og under 44 m dybdekurven, og denne forskel kan muligvis relateres til de hydrografiske forhold i Nordsøen.

9. Havpattedyr – sæler og marsvin

Signe Sveegaard, Anders Galatius, Line Kyhn & Jonas Teilmann

Observatør under flyoptællinger af marsvin. Foto: Signe Sveegaard

Danmarks tre mest talrige havpattedyr er spættet sæl, gråsæl og marsvin. Alle tre arter er fredet i Danmark og beskyttet i henhold til EU's habitatdirektiv. Marsvin og begge sælarter er nævnt i habitatdirektivets bilagslister over arter med behov for beskyttelse. For alle tre arter er der udpeget beskyttede områder, såkaldte habitatområder. Marsvin skal derudover beskyttes i hele deres udbredelsesområde, og sælarterne kan kræve yderligere forvaltningstiltag, hvis overvågningen viser, at deres udbredelse og antal er i tilbagegang.

Metoder og datagrundlag

Habitatområder

I henhold til habitatdirektivet er der for spættet sæl og gråsæl udpeget hhv. 22 og 13 Habitatområder (*figur 9.1*). Af disse i alt 23 områder (12 områder er udpeget for begge sælarter) findes faste kolonier af spættet sæl på land i 17 af områderne, mens gråsælerne jævnligt opholder sig på land i 9 områder udpeget for denne art. Resten af områderne er vigtige for deres fødesøgning og bevægelser. Disse områder har indgået i den nationale overvågning af spættet sæl i Kattegat og Vadehavet siden 1976 (standardiseret optælling siden 1979) og i Limfjorden og Østersøen siden 1990. Overvågningen af gråsæler er standardiseret siden 2011 i Kattegat, Limfjorden og Østersøen, og i 2014 blev den standardiseret i Vadehavet. Uden for habitatområderne overvåges desuden enkelte lokaliteter, hvor mindre grupper af sæler forekommer på land mere eller mindre regelmæssigt.

Der findes 35 habitatområder for marsvin. I 2010 blev 16 habitat-områder udpeget for marsvin, som siden 2011 har været en del af det nationale overvågningsprogram. I 2020 har Miljøstyrelsen opdateret udpegningsgrundlaget for de eksisterende marine habitatområder og har i den anledning tilføjet marsvin til 20 nye områder, men da Broen (H175) er lagt ind under det eksisterende område Centrale Storebælt (H100), er der samlet set 35 habitatområder. Der foregår p.t. ingen overvågning i disse nye områder. For marsvin afrapporteres her primært de nyeste data.

Siden 2015 opmåles spæktykkelsen på levende og døde havpattedyr i hele Danmark som indikator for deres ernæringsstatus og generelle tilstand.

Overvågning af sæler

I det nuværende program overvåges spættet sæl og gråsæl fra fly på fem tidspunkter af året for at dække udviklingen i de fire populationer af spættet sæl og de to populationer af gråsæl:

1) I februar/marts yngler gråsælerne i østersøpopulationen, hvor ungerne tælles i Østersøen og Kattegat i samarbejde med Sverige, Estland, Finland, Tyskland og Polen under HELCOMs koordinering.

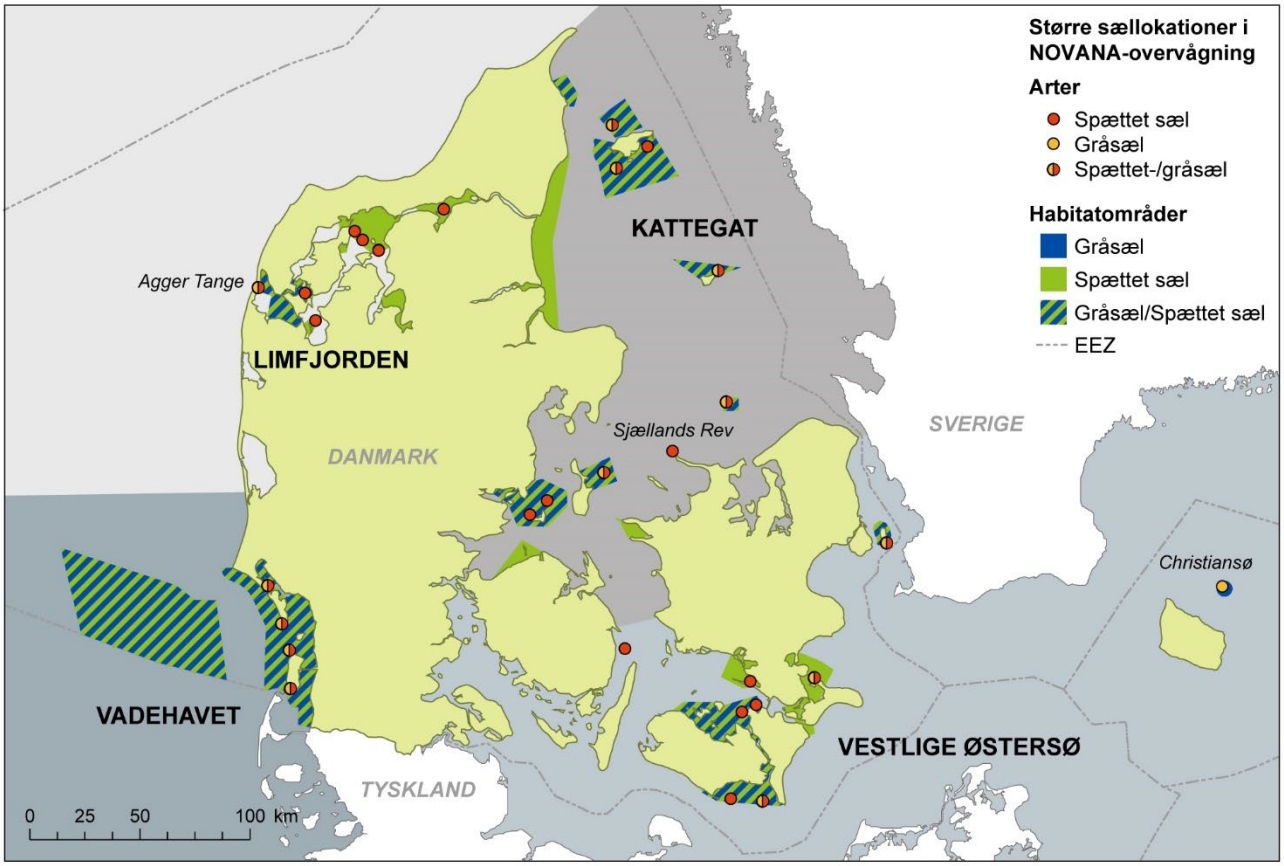
2) I marts-april fælder gråsælerne i Nordsøpopulationen, som optælles i Vadehavet og i Kattegat i samarbejde med Tyskland og Holland under det Trilaterale Vadehavssamarbejde.

3) I maj/juni fælder gråsælerne i Østersøpopulationen, og de spættede sæler føder deres unger i hele Danmark. I denne periode estimeres antallet af fældende gråsæler i de indre farvande og antal unger for spættede sæler i Kattegat, Limfjorden og Vadehavet.

4) I august fælder de spættede sæler og optælles i Kattegat, Limfjorden og Østersøen, hvilket koordineres med Sverige. For Vadehavet koordineres optællingerne med Tyskland og Holland under det Trilaterale Vadehavssamarbejde.

5) December er yngleperiode for gråsæler i Nordsøpopulationen, som optælles i Vadehavet og Kattegat i samarbejde med Tyskland og Holland bl.a. under det Trilaterale Vadehavssamarbejde.

Under overflyvningerne tælles de sæler, der ligger på land. Det antages, at sælerne på land udgør en stabil andel af populationen og dermed udgør et indeks for populationens udvikling.



Figur 9.1. Kort over habitatområder for spættet sæl og gråsæl i danske farvande. Større kolonier med spættet sæl og lokaliteter, hvor der fast observeres gråsæler, er vist med henholdsvis røde og gule cirkler eller en rød/gul kombination, hvis både spættet sæl og gråsæl findes på samme lokalitet. De grå nuancer indikerer de fire forvaltningsområder (Limfjorden, Vadehavet, Kattegat og vestlige Østersø) for spættet sæl i Danmark. Eneste område, hvor der kun findes gråsæler, er på Ertholmene ved Christiansø nordøst for Bornholm.

Overvågning af marsvin

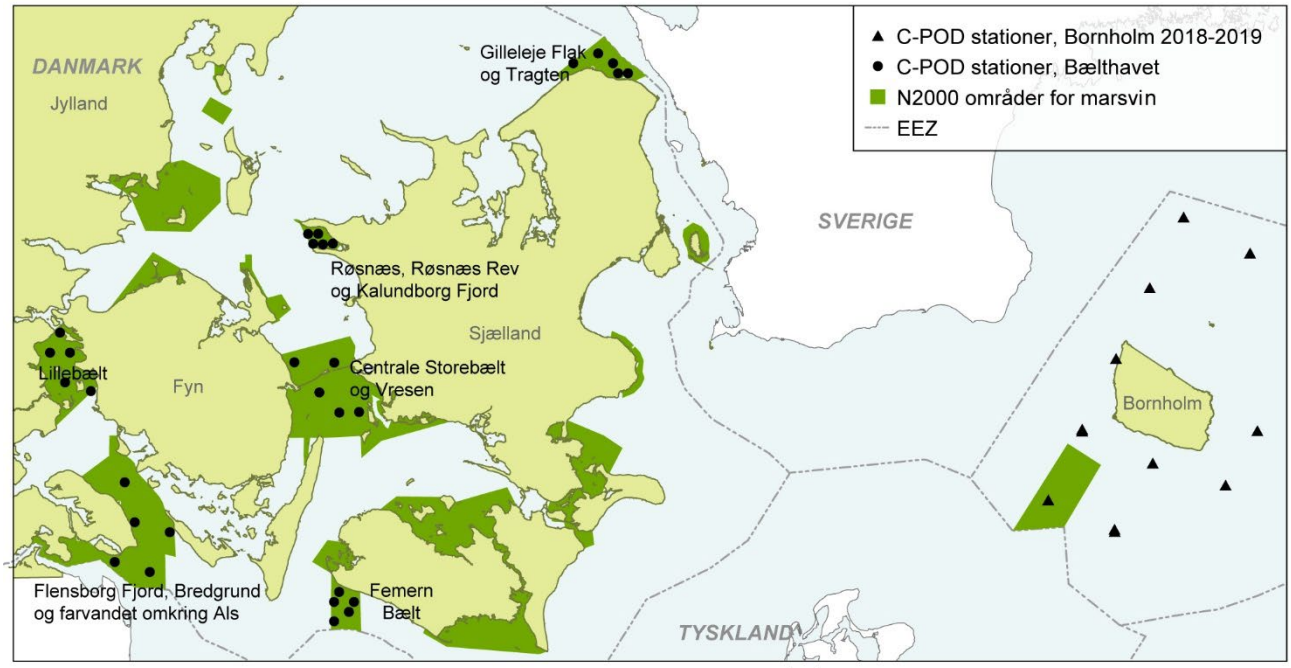
I NOVANA-perioden 2017-2021 blev følgende overvågning gennemført:

1) I Skagerrak (tre habitatområder) og Nordsøen (to habitatområder) er der siden 2011 årligt udført optælling af marsvin fra fly i alle fem habitatområder i juli/august.

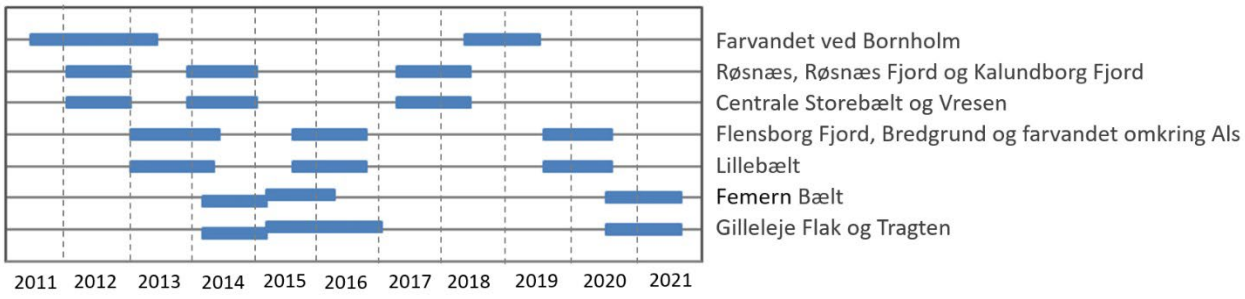
2) I de indre danske farvande overvåges de seks vigtigste habitatområder for marsvin med fem tilfældigt placerede akustiske lyttestationer (C-PODs) i hvert område, (*Figur 9.2*). Akustisk overvågning af marsvin giver et bedre billede af marsvinenes brug af området end andre metoder, da moniteringen foregår døgnet rundt, hele året. Til gengæld har metoden en relativt lav rumlig opløsning, idet marsvin kun kan høres < 500 m fra lyttestationerne. Hvert habitatområdeovervåges i en sammenhængende periode på ca. et år inden for NOVANA-perioden 2017-2021 (*Figur 9.3*).

Marsvinelydene analyseres som antal minutter, hvor marsvin er detekteret (marsvine-positive minutter = PPM), omregnet til procent minutter af døgnet, hvor marsvin var til stede. Herefter udregnes et gennemsnit for de fem stationer i hvert område og til sidst et gennemsnit af %PPM/døgn for hver måned i hvert område.

For at teste forskelle mellem perioder i hvert område benyttes en binomial 'mixed effects' model (med de fem stationer inden for hver periode som 'random effect') efterfulgt af en 'Tukey Honest Significant Difference' (HSD) test. Den akustiske overvågning afrapporteres, når et helt års data i et område er indsamlet. I dette kapitel afrapporteres der specifikt for "Femern Bælt" og "Gilleleje Flak og Tragten" men også samlet for alle områder, da dette års rapport afslutter NOVANA-overvågningsperioden 2017-2021.



Figur 9.2. Placering af akustiske dataloggere (C-PODs) i de seks vigtigste habitatområder i de indre farvande samt de 10 stationer omkring Bornholm. EEZ (Exclusive Economic Zone) indikerer afgrænsningen af de danske farvande.



Figur 9.3. Perioder med akustiske optagelser i seks habitatområder i de indre danske farvande samt farvandet omkring Bornholm siden 2011. Hver periode er af 12-16 måneders varighed med undtagelse af den første periode i farvandet omkring Bornholm på 24 måneder. De specifikke perioder er: Kalundborg Fjord og Storebælt: P1 = jan12-dec12, P2 = jan14-dec14, P3 = mar17-apr18, Lillebælt og Flensborg Fjord: P1 = feb13-apr14, P2 = sep15 - sep16, P3 = sep19-sep20, Femern Bælt: P1 = apr15-mar16, P2 = apr15 – mar16, P3 = okt20-okt21, Gilleleje Flak og Tragten: P1 = apr14-jul15, P2 = aug15-dec16, P3 = okt20-okt21.

3) I 2020 udførtes en total optælling af populationen i de indre danske farvande (Bælthavspopulationen) i samarbejde med Tyskland og Sverige, som fortsættelse af rækken af SCANS surveys 1994-2016 (*Hammond m.fl. 2021*; *Viquerat m.fl. 2014*). Resultaterne er afrapporteret i *Unger m.fl. 2021* og *Hansen m.fl. 2021b*.

Overvågning af spæktykkelse

Formålet med opmåling af spæktykkelse er at indsamle data til etablering af grænseværdier, der angiver 'god miljøtilstand' for havpattedyrenes ernæringsmæssige tilstand. Disse grænseværdier fastsættes i regi af HELCOM for spættet sæl, gråsæl og marsvin i alle forvaltningsområder. Spæktykkelse er med dette formål blevet målt på sæler og marsvin i Danmark for Miljøstyrelsen siden 2015. Derudover er der her inddraget data for spæktykkelse indsamlet under andre projekter fra 2000-2014. Der blev i 2018-2021 ikke indsamlet spækmål fra spættede sæler i Nordsøen, da indsamlingen afhænger af dyr fra f.eks. Fiskeri- og Søfartsmuseets indsamling, og de kunne ikke indsamle sæler i perioden.

Spæktykkelse måles på enten døde eller levende dyr efter metoder beskrevet i *Kyhn & Galatius, 2018*. Levende marsvin og sæler, der fanges i forbindelse med mærkningsprojekter foretaget af Institut for Ecoscience, Aarhus Universitet, indgår også. På levende dyr måles spæktykkelse med et transportabelt ultralydsapparat. Døde dyr omfatter strandede (i.e. ukendt dødsårsag) marsvin og sæler, bifangede marsvin og sæler samt regulerede sæler, dvs. skudt i henhold til lovgivningen om skadeforvoldende vildt. På døde dyr skæres dyret op specifikke steder på kroppen, hvor spæktykkelsen måles. Spæktykkelsen måles samme steder på både døde og levende dyr.

Det kræver data fra mange individer at dokumentere en bestands naturlige svingninger i spæktykkelse dels over året, men også over tid ift. miljøet. Spæktykkelse afhænger af køn, alder, årstid, reproduktiv status og ikke mindst helbred. Spæktykkelsen overvåges i treårige perioder, og resultater fra perioden 2018-2021 er fremlagt i *Kyhn m.fl. 2022*. I dette kapitel vises resultater for overvågningsperioden 2018-2021, og disse sammenlignes med data fra 2000-2018 for sæler og 1988-2018 for marsvin.

Analysemetoder

Der er mange variable, der påvirker spæktykkelsen, f.eks. årstid, reproduktiv status, alder, dødsårsag og sygdom. Det kræver derfor et stort antal opmålte dyr at dække variationen inden for hver variabel, måned og forvaltningsområde. Indtil der findes et større/bedre datasæt afrapporteres spækmål derfor som gennemsnit per treårsperiode per art og forvaltningsområde på tværs af alle variable (*Galatius m.fl. 2018*). Gennemsnitsværdien for en given treårsperiode vil afhænge af disse mange variable, hvorfor tolkningen af den tidslige udvikling af spæktykkelsen er usikker.

Resultater fra overvågningen

Spættet sæl

Nationalt

Spættet sæl er den mest almindelige sælart i Danmark og forekommer især i kystnære farvande, hvor der findes uforstyrrede yngle- og hvilepladser på sandbanker, stenrev, holme og øer. Den danske bestand er opdelt i fire forvaltningsområder (Vadehavet, Limfjorden, Kattegat og den vestlige Østersø) baseret på populationsgenetiske forskelle og satellitmærkede dyrs brug af farvandene i primært yngletiden (*figur 9.1*; *Olsen m.fl. 2014*).

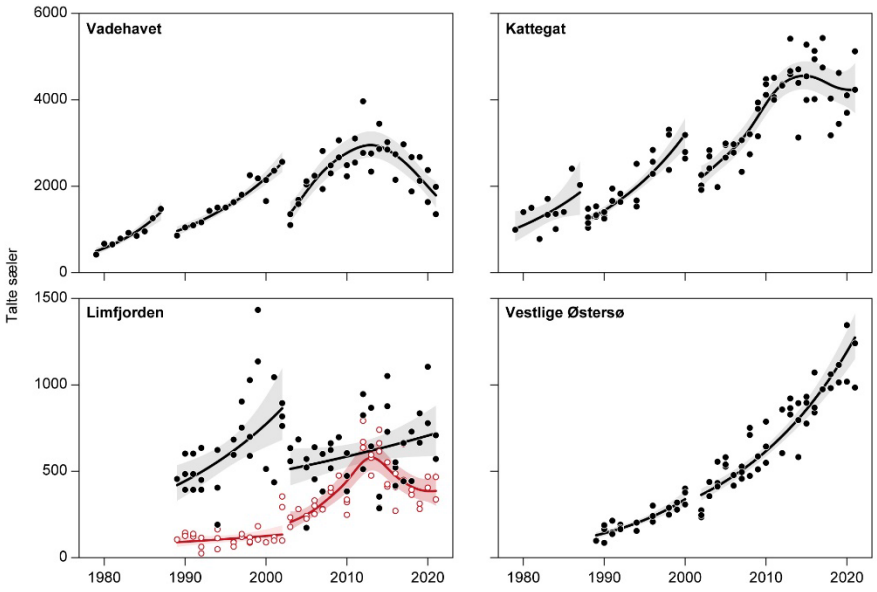
Det er anslået, at der var ca. 2.000 dyr i 1976, men jagtfredningen i 1977 samt oprettelsen af en række sælreservater med adgangsforbud har betydet fremgang for den spættede sæl. I 1988 og 2002 ramte en mæslingelignende virus (*phocine distemper virus*, PDV) de spættede sæler og 20-50 % af bestandene døde

(*figur 9.4*; *Härkönen m.fl. 2006*). En mindre epidemi af ukendt oprindelse blev registreret på Anholt og den svenske vestkyst i 2007 (*Härkönen m.fl. 2008*). I sommeren/efteråret 2014 blev de spættede sæler i Kattegat, Limfjorden og Vadehavet ramt af en ny epidemi, som denne gang skyldtes fugleinfluenza. Nogle tusinde spættede sæler døde i Kattegat, Limfjorden og Vadehavet (*Bodewes m.fl. 2015; Krog m.fl. 2015*). Efter 1988 og indtil 2002 steg bestandene i gennemsnit med 11 % hvert år i hele Danmark. Efter 2002-epidemien var væksten lavere i Vadehavet, Limfjorden og Kattegat, mens den fortsatte i samme takt i den vestlige Østersø. Siden 2017 har der overordnet været en negativ udvikling, hvor kun den lokale bestand i den vestlige Østersø er vokset, mens der i de andre områder har været stagnation eller tilbagegang. Det totale antal spættede sæler på hvilepladserne i Danmark toppede i 2017 med 10.100 og var i 2021 8.700.

Det er uvist, i hvilket omfang de senere års fremgang for gråsælen har påvirket de spættede sæler (se omtale af gråsæler nedenfor). Da gråsælen er større og mere aggressiv, samtidig med at der er et stort overlap mellem arternes fødepræferencer og landgangspladser, er en negativ påvirkning på antallet af spættede sæler mulig. Om dette er medvirkende til det stagnerende eller faldende antal spættede sæler i visse områder i de senere år, er uvist.

Vadehavet

Spættet sæl lever langs hele Vadehavets udstrækning og deles således med Tyskland og Holland. I 2021 blev der talt gennemsnitligt 1.700 spættede sæler i den danske del af Vadehavet over de to tællinger (*Figur 9.4*). De spættede sæler i Vadehavet blev hårdt ramt af PDV-epidemierne i 1988 og 2002. Efter 2002 voksede bestanden i den danske del af Vadehavet med gennemsnitligt 13 % årligt frem til 2012, svarende til den teoretisk maksimale vækstrate for spættet sæl (*Härkönen m.fl. 2002*). Siden 2012 er bestanden i den danske del af Vadehavet gået kraftigt tilbage (antallet af sæler på land modelleret på baggrund af udviklingen siden 2003 var i 2012 2.933 (95 % CI 2.651-3.247) mod 1.790 i 2021 (95 % CI 1.513-2.119). Udviklingen i det samlede Vadehav tyder på, at populationen har nået miljøets bæreevne, da den samlede bestand er stabil, eftersom der ikke ses en lignende tilbagegang i Holland eller Tyskland (*Galatius m.fl. 2021*). Spættet sæl yngler i alle dele af det danske Vadehav, og i 2021 blev der talt 656 unger, dvs. på niveau med gennemsnittet for tællingerne siden 2012 på 633. De 656 unger udgør 37 % af det årlige fældeindeks i det danske Vadehav. Det talte antal unger er et minimumsestimat af ungeproduktionen, da ungerne fødes over en længere periode og ikke er på land samtidig.



Figur 9.4. Antal af talte spættede sæler i Danmark delt op på Vadehavet, vestlige (rød) og centrale (sort) Limfjord, Kattegat og den vestlige Østersø i perioden 1979-2021, opgjort ud fra tællinger i fældeperioden i august på landgangspladser (tallene angiver faktiske tællinger, da andelen af sæler i vandet ikke er pålideligt bestemt). Estimat af sæler på land i hvert område er modelleret ud fra tidsserierne, afbrudt af udbrud af PDV i 1988 og 2002 (kurver). 95 % konfidensintervaller for estimaterne er angivet med skraverede områder.

Limfjorden

De spættede sæler i den centrale Limfjord repræsenterer en selvstændig genetisk enhed, mens sælerne i den vestlige del af Limfjorden består af en blanding af sæler fra Vadehavet og den centrale Limfjord. De fleste af sælerne i den centrale del af fjorden er sandsynligvis efterkommere af de sæler, der beboede fjorden, før forbindelsen til Nordsøen blev lukket omkring år 1100. Der opstod igen forbindelse mellem fjorden og Nordsøen ved stormfloden i 1825 (*Olsen m.fl. 2014*). Antallet af sæler i den centrale del har vist store fluktuationer fra år til år, og det er sandsynligt, at de vandrer ind og ud af Limfjorden afhængig af tilgængeligheden af føde. Dette gør udviklingen i antallet af sæler i den centrale del af Limfjorden svær at tolke, fx blev der i 2015 talt 900 sæler i den centrale del, men kun 550 individer i 2017, uden at der blev fundet usædvanligt mange døde sæler. I 2021 taltes 650 sæler i den centrale del af Limfjorden (*figur 9.4*). Der har været en svagt stigende tendens siden PDV-udbruddet i 2002, men bestanden har i modsætning til de andre danske populationsområder ikke nået niveauet fra før 2002. Antallet af sæler på land i fældesæsonen modelleret på baggrund af udviklingen siden 2003 var i 2021 719 sæler (95 % CI: 589-879).

Fra 2016 er der foretaget ungetællinger i den centrale del af Limfjorden, og usædvanligt for de danske områder er der i alle årene talt væsentligt flere sæler i yngleperioden end i fældeperioden. Samtidig er andelen af talte unger ift. antallet af fældende sæler generelt højere end i andre områder med gennemsnitligt 58 % i den centrale del af Limfjorden siden første ungetælling i 2016. I 2021 blev der talt 641 unger svarende til 89 % af det modellerede antal sæler på land. Det talte antal unger er et minimumsestimat af ungeproduktionen, da ungerne fødes over en længere periode og ikke er på land samtidig. Disse observationer tyder på, at ynglebestanden i den centrale Limfjord er større, end fældetallene indikerer. En mulig forklaring er, at sælerne er meget stedfaste med hensyn til yngleaktivitet, men i vekslende grad forlader området uden for ynglesæsonen.

Antallet af sæler i den vestlige Limfjord var meget lavt fra 1988 til 2001, men steg fra 2002 til 2012. Siden er det faldet igen, og i 2021 taltes i den vestlige Limfjord 400 individer (*figur 9.4*). Her fødes kun meget få unger, i 2021 taltes

fem, hvilket indikerer, at der primært er tale om et rasteområde for sæler fra andre områder.

Kattegat
Populationen af spættede sæler i Kattegat deles med Sverige. I 2021 blev der gennemsnitligt talt 4.700 spættede sæler i den danske del, hvilket er højere end de tre seneste år (*figur 9.4).* Fra epidemien i 2002 til 2011 var den gennemsnitlige årlige vækstrate i den danske del 11 %. Siden da er væksten aftaget, og i de seneste seks år har antallet været stabilt. Der er dog stor variation i tællingerne, hvilket tyder på, at populationen har nået miljøets bæreevne, hvor overlevelsen af ungerne svinger fra år til år afhængig af fødemængde, forstyrrelser og sygdomme. Man kan således forvente en stabilisering af populationen omkring det nuværende niveau, hvis forholdene for sælerne ikke ændrer sig. Antallet af spættede sæler på hvilepladserne modelleret på baggrund af udviklingen siden 2003 var i 2021 4.229 (95 % CI: 3.693-4.845). Spættet sæl yngler i hele den danske del af Kattegat, og i 2021 blev der talt 2.863 unger svarende til 68 % af estimatet af fældende sæler på land, hvilket er det højeste siden ungetællingerne begyndte i 2011, hvor ungeandelen har fluktueret mellem 30 og 60 %. Det talte antal unger er et minimumsestimat af ungeproduktionen, da ungerne fødes over en længere periode og ikke er på land samtidig.

Vestlige Østersø
I 2021 blev der i den vestlige Østersø gennemsnitligt talt 1.100 spættede sæler, hvilket er det hidtil højest registrerede antal (*figur 9.4*). Bestanden har tilsyneladende været i eksponentiel vækst siden sidste PDV-epidemi i 2002 med en gennemsnitlig årlig rate på 7 %. Der var meget få sæler i området ved fredningen af spættet sæl i 1976 (*Søndergaard m.fl. 1976*). Baggrunden for den fortsatte vækst i modsætning til de andre områder er sandsynligvis, at populationen var langt hårdere ramt af jagt end sælerne i de andre områder, men derimod ikke særlig hårdt ramt af PDV-epidemien. Der tælles ikke unger af spættet sæl i den vestlige Østersø, fordi ungerne ikke kan optælles pålideligt fra fly på de spredte stenlokaliteter.

Det sydfynske Øhav og Lillebælt er de eneste områder, hvor spættet sæl stort set forsvandt fra hvilepladserne i forbindelse med dusørjagten 1889-1927. I de senere år har der været meldinger om flere sæler i disse områder, og derfor gennemførtes i 2021 et pilotsurvey i disse områder. Her taltes i alt 229 spættede sæler, heraf de 186 befandt sig i det sydlige Lillebælt. Således er det sidste område, hvor spættede sæler blev udryddet i Danmark, igen en del af artens udbredelsesområde, også på hvilepladserne. Disse sæler må være kommet fra bestandene i Kattegat og/eller vestlige Østersø, hvilket vil kunne bestemmes med genetiske undersøgelser.

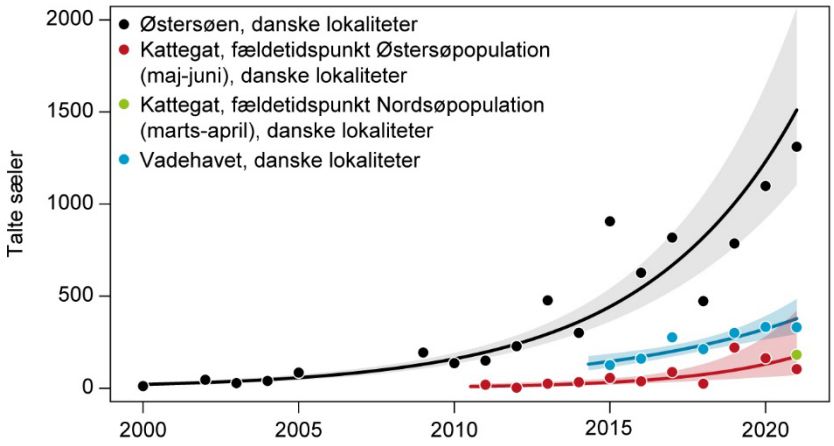
Gråsæl
Nationalt
Gråsælen svømmer mere omkring end spættet sæl og kan findes i hele Østersø- og Nordsøregionen. Gråsælen udnytter mange af de samme uforstyrrede yngle-/hvilepladser som spættet sæl. Gråsælen var frem til 1800-tallet en almindelig udbredt sælart i de danske farvande og ynglede frem til omkring år 1900 ved de danske kyster. Efter at have været udryddet i Danmark i ca. 100 år er gråsælen i løbet af de sidste 20 år genindvandret og forekommer nu fast på lokaliteter i Kattegat, Østersøen, Vadehavet og den vestlige Limfjord. På Rødsand ved Gedser er der siden 2003 observeret nyfødte gråsælunger næsten hvert år, og der er i de senere år også observeret gråsælunger på Læsø,

Anholt, ved Samsø og i Vadehavet (*Härkönen m.fl. 2007b*; *Jensen m.fl. 2015, Galatius m.fl. 2020*). I Danmark forekommer to adskilte populationer af gråsæler, den fra Nordsøen med hovedudbredelse omkring Storbritannien og i det tyske og hollandske Vadehav, og den fra Østersøen med hovedudbredelse omkring Stockholm, Estland og det sydlige Finland (*Härkönen m.fl. 2007b*). I Kattegat forekommer sæler fra begge populationer. Flertallet af genetiske prøver fra unge eller voksne individer indsamlet i Kattegat repræsenterer sæler fra Nordsøen (*Fietz m.fl. 2016*), mens de registrerede fødsler i Kattegat og ved Rødsand repræsenterer Østersø-bestanden, da fødslerne foregår i denne bestands yngleperiode i februar-marts. Yngleaktiviteten er stagneret i de senere år og har generelt udviklet sig langsommere end i andre områder i Nordatlanten, hvor gråsælen er genindvandret, potentielt pga. højere ungedødelighed, regulering af de få ynglende individer og forstyrrelser (*Galatius m.fl. 2020*).

Satellitsporing og genetiske undersøgelser har vist, at gråsælerne i den danske del af Østersøen svømmer frem og tilbage mellem Danmark, Estland og Sverige (*Dietz m.fl. 2003*; *Dietz m.fl. 2015; Fietz m.fl. i 2016*).

Østersøen

I den vestlige Østersø (Rødsand) er der udført forsøgsvise optællinger i gråsælernes fældeperiode fra slutningen af maj til starten af juni i 2002-2005, hvor der blev registreret fra 0 til 12 individer. I 2010 kom gråsælen fast tilbage til Christiansø, hvor de største forekomster af gråsæl i Danmark er registreret med 33-99 % af bestanden i 2011-2019. I 2021 blev der talt 1.311 gråsæler i den danske del af Østersøen, heraf 1.079 på Christiansø og 232 i Rødsand (*figur 9.5*). Dette er det hidtil højeste antal, der er registreret. Gråsælerne tælles kun én gang i fældeperioden i den danske del af Østersøen, og dette bidrager til en større variation i antallet af talte dyr end i områder, hvor der tælles flere gange.



Figur 9.5. Antal talte gråsæler i den danske del af Østersøen i perioden 2002-2021, i den danske del af Kattegat i 2011-2021 og i den danske del af Vadehavet fra 2015-2021. For Christiansø i Østersøen er tællingerne for perioden 2002-2010 foretaget med teleskop fra land, mens de fra 2011 og frem, er foretaget fra fly. Estimat af sæler på land i hvert område er modelleret ud fra tidsserierne og angivet med kurver. Konfidensintervaller (95 %) for estimaterne er angivet med skraverede områder.

Kattegat

I Kattegat blev der fra 1979 til 2006 aldrig observeret flere end 10 gråsæler i forbindelse med overvågning af spættede sæler i august. I august 2007 og 2008 blev der for første gang registreret et større antal gråsæler, henholdsvis 32 (Læsø) og 68 (Anholt). Fra 2011 er der hvert år foretaget en flyvning i perioden omkring 1. juni, hvor Østersøpopulationen har fældesæson. Her ses der et stigende antal fældende gråsæler, toppende i 2019 med 221 dyr, og i 2021 taltes

104 gråsæler i Østersøbestandens fældeperiode (*figur 9.5*). I 2021 blev den første optælling af gråsæler i Nordsøpopulationens fældeperiode gennemført i Kattegat, hvor der blev registreret 182 gråsæler på hvilepladserne.

Vadehavet
Optællinger af fældende gråsæler i Vadehavet indledtes i 2015, hvor der i april blev talt 126 individer (*figur 9.5*). Antallet har siden haft en stigende tendens, og i 2021 taltes 331 sæler.

Gråsælunger
Fra 2003 til 2021 er der årligt observeret op til 14 levende gråsælunger på danske lokaliteter i Østersø-gråsælernes yngleperiode i februar-marts, og i Vadehavet i december er der observeret op til tre unger. På Rødsand ved Falster er der registreret unger næsten hvert år siden 2003, mens den første levende unge i Kattegat blev observeret i marts 2008 (Søndre Rønner, Læsø). I 2021 blev der i Østersøpopulationens yngleperiode registreret syv unger, seks på Rødsand og en på Borfeld nord for Læsø. Sammen med de fem unger fra 2018, seks fra 2019 og seks fra 2020 er dette en betydelig nedgang i forhold til de 14 unger på fire forskellige hvilepladser i 2017. Dette kan bero på, at nogle hunner har skiftet til en yngleplads uden for Danmark eller ikke har ynglet i de sidste to år. Det kan også skyldes, at nogle af de ynglende hunner er døde, og at rekrutteringen af nye ynglende hunner er svigtet. Den kraftige tilbagegang i antallet af unger er overraskende i en situation, hvor det forventes at ynglebestanden vil stige. Resultaterne fra de kommende år vil vise, om dette er udtryk for en reel stagnation eller tilbagegang i gråsælernes yngleaktivitet i Danmark. I Nordsøbestandens yngleperiode blev der observeret en unge i det ydre Knudedyb i Vadehavet i januar 2022 mod tre året før. Der blev i december 2021 og januar 2022 for første gang lavet flyregistreringer i Kattegat i Nordsøgråsælernes yngleperiode, og her registreredes en gråsælunge på Borfeld og en på Sønder Rønner, sydvest for Læsø.

Det samlede antal gråsæler i Danmark kan ikke forklares med den beskedne reproduktion fra gråsæler i danske farvande. Det må derfor skyldes en indvandring af gråsæler fra den nordlige del af Østersøen og fra Holland og Tyskland (*Galatius m.fl. 2020*). Gråsælerne i Kattegat kommer fra både Østersø- og Nordsøpopulationerne (*Fietz m.fl. 2016*). Årsagen til stigningen i antallet af gråsæler er muligvis bedre fødetilgang i Danmark eller pladsmangel på deres foretrukne lokaliteter i andre lande i forbindelse med den store tilvækst, der har været i bestandene, efter de har været drevet langt ned af jagt og miljøgifte indtil starten af dette årtusinde. Med de op til 15 fødsler, der er registreret i Danmark inden for et år, har bestanden af ynglende danske gråsæler været minimum 15 hunner, da de får én unge om året. Den seneste udvikling med færre fødsler er bekymrende. Tilbagegangen kan ikke forklares af, at et stigende antal af gråsæler kun er på kortere eller længere visit i danske farvande og formodes at returnere til deres oprindelige fødested, når de selv skal yngle.

Marsvin
Baseret på studier af morfologi, genetik og satellitmærkning opdeles marsvin i de danske farvande i tre populationer, der deles med vores nabolande: 1) Østersøpopulationen – farvandet omkring Bornholm og østover ind i Østersøen, 2) Bælthavs-populationen – de indre danske farvande (inkl. Bælthavet, Øresund, sydlige Kattegat og vestlige Østersø) og 3) Nordsø-populationen – nordlige Kattegat, Skagerrak og Nordsøen (*Sveegaard m.fl. 2015*).

Det er vigtigt at forvalte hver population separat, da de har forskellig bevaringsstatus og er udsat for forskellige trusler. Populationen i Østersøen er erklæret 'kritisk truet' i den danske Rødliste og af IUCN (International Union for Conservation of Nature).

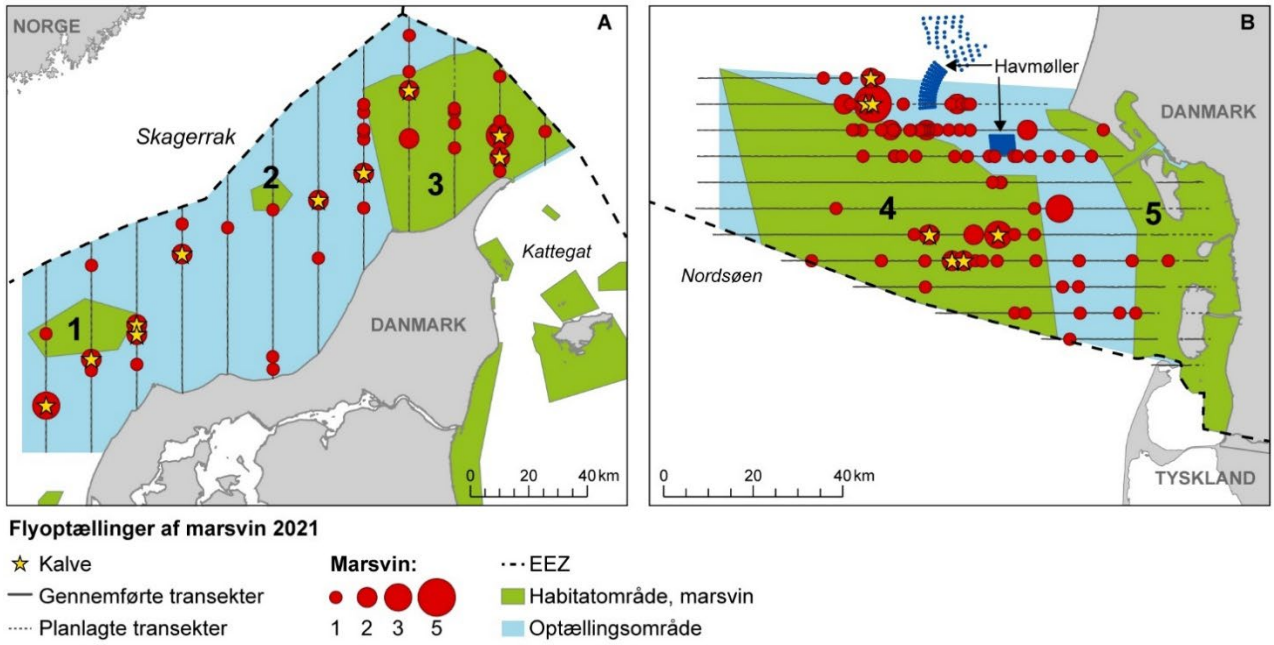
Marsvin overvåges både inden for habitatområderneog inden for de tre populationsområder. Marsvin bevæger sig over store områder, der strækker sig ud over de danske grænser. Derfor er det afgørende med en indsats koordineret med vores nabolande for at fastlægge en status for populationerne.

Flyovervågning

Flyoptællingen i Nordsøen blev udført den 4. juli 2021. I alt blev der set 113 marsvin i grupper på op til fem individer og en gennemsnitlig gruppestørrelse på 1,23 dyr (*tabel 9.1, figur 9.7*). Størstedelen af marsvinene blev observeret i den midterste del af optællingsområdet, men hvor de fleste observationer under tidligere optællinger har været inde i det store habitatområde'Sydlig Nordsø', var kun 44 % af observationerne inde i området i 2021, og der var kun tre observationer inde i området 'Vadehavet med Ribe Å, Tved Å og Varde Å vest for Varde'. I 2021 blev der observeret marsvin lige syd og vest for Horns Rev havmølleparkerne. Der blev registreret syv kalve, heraf fire inden for "Sydlig Nordsø".

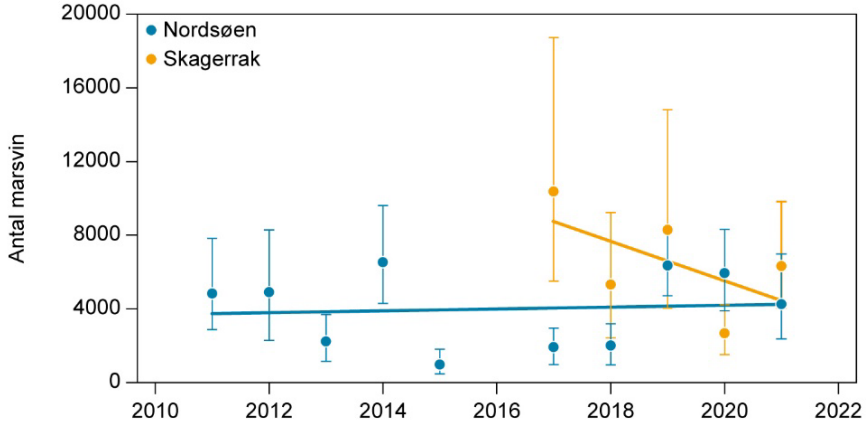
Tabel 9.1. Data og resultater for optælling af marsvin i optællingsområdet i den sydlige Nordsø (4. juli 2021) og i Skagerrak (9. juli 2021). Optællingsområderne er vist i *figur 9.6*. CV angiver variationskoefficienten for antal marsvin og tæthed per km^2.

Optællings-område	Areal (km^2)	Transekt-længde (km)	Antal observationer		Antal marsvin (95 % konfidens-interval)	Tæthed (marsvin/km^2) (95 % konfidens-interval)	Gnst. gruppestr.	CV
			Voksne	Kalve				
Skagerrak	12.164	761	55	10	6.325 (4048-9819)	0,52 (0,33-0,81)	1,34	0,22
Nordsøen	5.345	822	106	7	4.250 (2367-6977)	0,80 (0,44-1,31)	1,23	0,27



Figur 9.6. Optælling af marsvin fra fly i A) Skagerrak den 9. juli 2021 og B) Nordsøen den 4. juli 2021. De grønne områder (med numre) repræsenterer habitatområderne: 1) Gule Rev, 2) Store Rev, 3) Skagens Gren og Skagerrak, 4) Sydlige Nordsø og 5) Vadehavet med Ribe Å, Tved Å og Varde Å vest for Varde. EEZ (Exclusive Economic Zone, stiplet linje) angiver afgrænsningen af de danske farvandsområder.

Antallet af marsvin i hele optællingsområdet i den sydlige Nordsø blev estimeret til 4.250 dyr (95 % konfidensinterval: 2.367-6.977) med en tæthed på 0,8 marsvin/km² *(Tabel 9.1)*. Dette er sammenligneligt med tidligere optællinger, og overordnet er det estimerede antal af marsvin i området stabilt på omkring 4.000 marsvin *(Figur 9.7*). Udsvingene på de enkelte estimater kan være en konsekvens af årlige forskelle i temperatur, havstrømme og timing for byttedyrsmigration, der kan have indflydelse på marsvinenes vandringer. Det er derfor essentielt med en lang tidsserie (med mange datapunkter) for at kunne vurdere den overordnede udvikling i marsvins forekomst og brug af områderne.



Figur 9.7. Antal marsvin estimeret i optællingsområderne i hhv. Nordsøen (2011-2021) og Skagerrak (2017-2021). Vertikale linjer angiver 95 % konfidensinterval. Linjer angiver udviklingstendens, som for Skagerrakpopulationen er aftagende, imens niveauet for Nordsøpopulationen er uændret. For kort over områderne se *figur 9.6*.

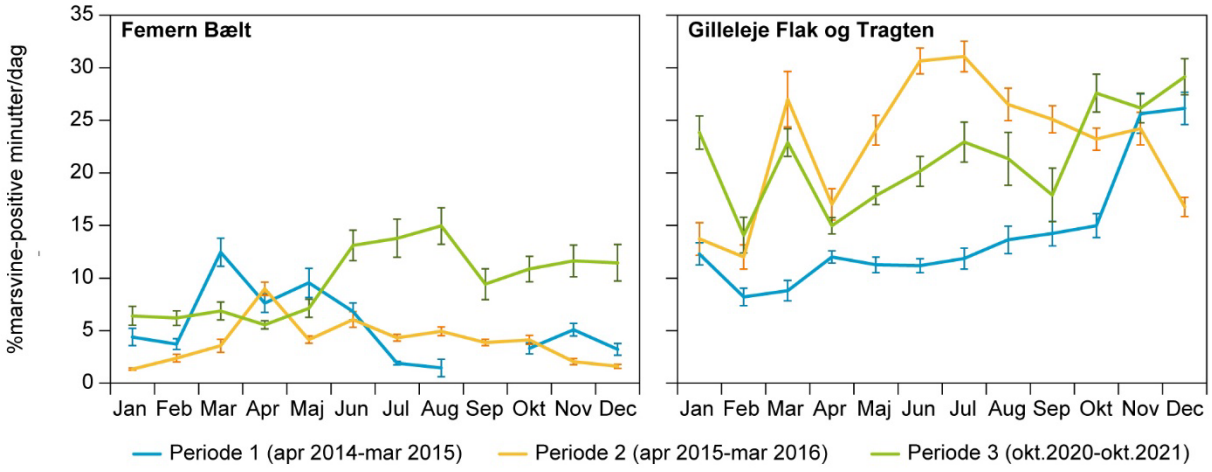
Flyoptællingen i Skagerrak blev udført den 10. juli (*Figur 9.7, Tabel 9.1*). I alt observeredes 65 marsvin (heraf 10 kalve) fordelt i grupper med op til tre individer i hver gruppe. Den gennemsnitlige gruppestørrelse var 1,34. Observationerne af marsvin fordeler sig i hele området, og ca. en tredjedel er inden for det store habitatområde 'Skagens Gren og Skagerrak'. Der er kun en enkelt observation i de to mindre habitatområder 'Gule Rev' og 'Store Rev'.

I Skagerrak er marsvin tidligere (2011-2015) optalt med en lidt anden metode, og udregning af det totale antal dyr er derfor ikke mulig for den periode. Relative tætheder for 2011-2016 er rapporteret i de tidligere overvågningsrapporter. I 2021 estimeredes 6.325 marsvin (95 % konfidensinterval: 4.048-9.819) og en tæthed på 0,52 marsvin/km² (*figur 9.7, tabel 9.1)*. Dette er en fordobling fra 2020, men der ses stadig en overordnet negativ trend fra 2017 og frem. Den store variation af estimaterne af tætheden af marsvin i Skagerrak, kan skyldes årlige variationer i silds migration. Tidligere studier har vist, at tætheden af marsvin om sommeren i Skagerrak er korreleret med migration af sild (*Sveegaard m.fl. 2012*).

Passiv akustisk overvågning i indre danske farvande

Fra oktober 2020 til oktober 2021 blev der foretaget akustisk overvågning i habitatområderne "Femern Bælt" og "Gilleleje Flak og Tragten". Dette er den tredje overvågningsperiode, da der også har været akustisk overvågning i områderne i 2014/2015 og 2015/2016 (*figur 9.8*).

Overordnet set detekteres der flere marsvin i habitatområdet "Gilleleje Flak og Tragten" i det nordlige Øresund end i Femern Bælt. Andelen af minutter af døgnet med registreringer af marsvin (% PPM/dag) varierer mellem de to områder og over året, men følger overordnet set samme årstidsvariation som i tidligere overvågningsperioder. I Femern Bælt ses dog en stigning i antallet af detektioner i den tredje periode fra juni og resten af året.

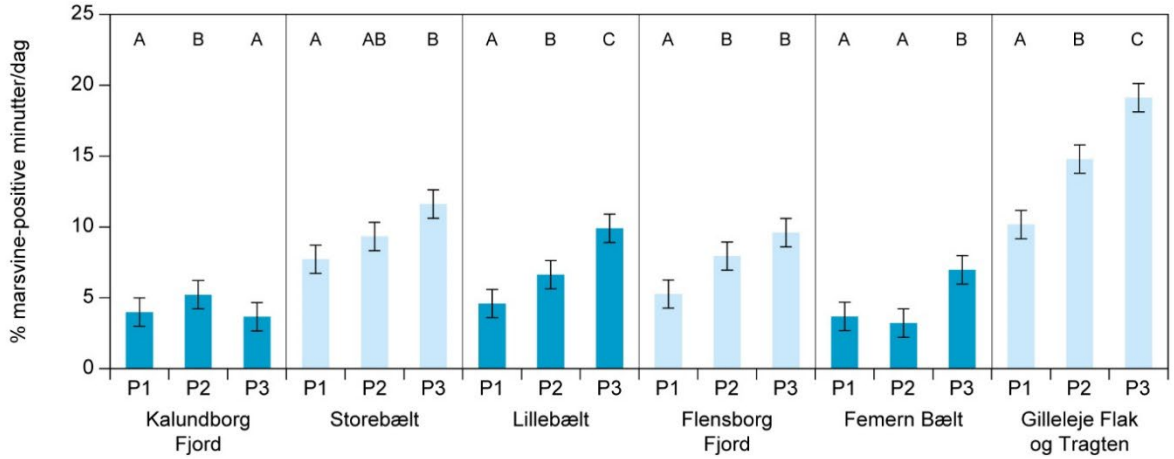


Figur 9.8. Gennemsnit for marsvine-positive minutter per døgn (PPM) i procent over året for de fem akustiske lytteposter udlagt i hver af habitatområderne "Femern Bælt" og "Gilleleje Flak og Tragten". Data er vist for de tre overvågningsperioder. Vertikale linjer indikerer standardafvigelse fra middelværdien.

Det passive akustiske overvågningsprogram for 2012-2021 omfatter seks områder (*figur 9.2*). De samlede resultater fra denne overvågning er præsenteret i *figur 9.9*.

I Femern Bælt er der ingen forskel imellem periode 1 og 2 ($p=0.57$), men periode 3 er større end både periode 1 og 2 ($p<0.001$). I Gilleleje Flak og Tragten ses en statistisk signifikant stigning fra periode 1 til 3.

I fem ud af de seks habitatområder er der en stigende trend i antallet af marsvinedetektioner. Dvs. at periode 1 er lavere end mindst en af de to efterfølgende perioder. Kun i Kalundborg Fjord er periode 3 lavere end periode 2. Dette område er sammen med Femern Bælt geografisk mindre end de fire andre områder og har lavest gennemsnitlig tæthed. Det betyder, at ud af de overvågede habitatområder er "Storebælt", "Lillebælt", "Flensborg Fjord", og "Gilleleje Flak og Tragten" de vigtigste Natura habitatområder for Bælthavsbestanden af marsvin, da områderne er relativt store og samtidig har den største tæthed af observationer.



Figur 9.9. Statistisk sammenligning af passiv akustisk overvågning i habitatområderne "Røsnæs, Røsnæs Rev og Kalundborg Fjord" (=Kalundborg Fjord), "Storebælt", "Lillebælt", "Flensborg Fjord, Bredgrund og farvandet omkring Als" (= Flensborg Fjord), "Femern Bælt" og "Gilleleje Flak og Tragten". Hvert område er overvåget i tre perioder (P1, P2 og P3) af ca. 1 års varighed mellem 2012-2021. For hvert område er vist periodegennemsnit for de fem lytteposter i % marsvine-positive minutter per døgn. Vertikale linjer angiver 95 % konfidensinterval. For kort over områderne, se *figur 9.2* A, B og C refererer til statistisk signifikante forskelle ($\alpha=0,05$). Perioder med forskellige bogstaver er statistisk signifikant forskellige, mens perioder med samme bogstav ikke er signifikant forskellige.

Spæktykkelse

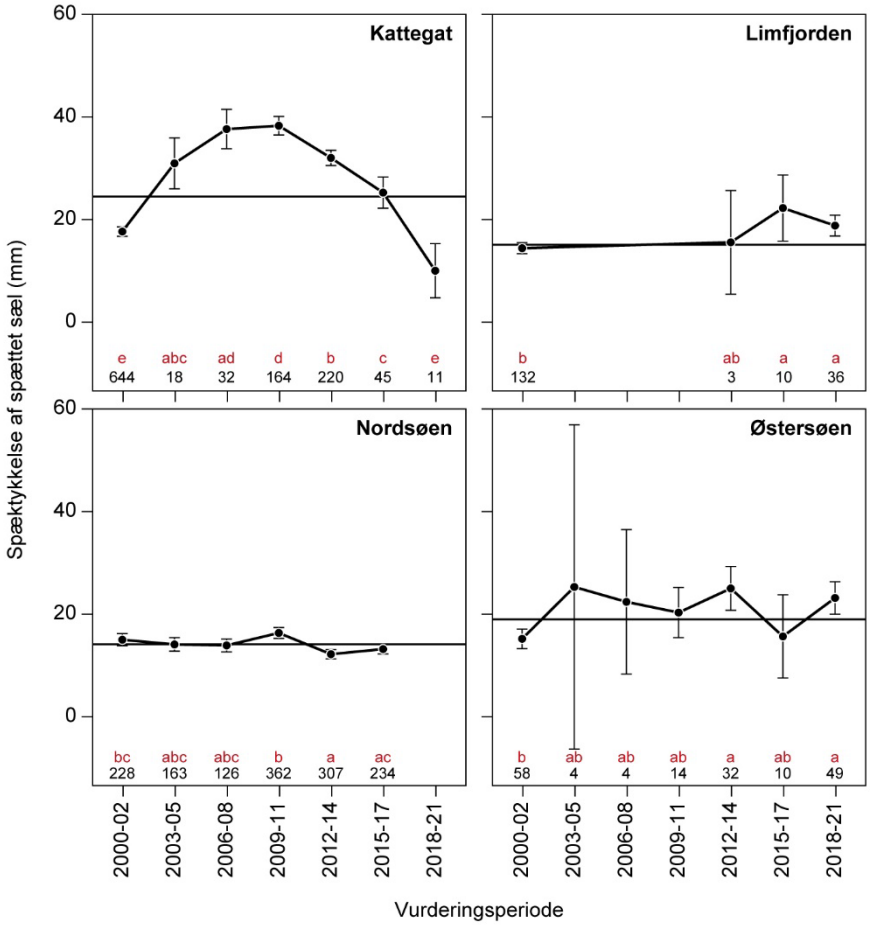
Spættet sæl

Der blev indsamlet spækmål for 96 spættede sæler i perioden 2018-2021, fordelt på 11 fra Kattegat, 36 fra Limfjorden og 49 fra sydlige Østersø. Der er også indsamlet spækmål i treårige perioder før 2018, og disse data inkluderer også data indsamlet i Tyskland og Sverige, som indsamler data fra de samme bestande. Data fra de forskellige perioder er sammenlignelige. Der er stor variation i antallet af dyr indsamlet fra de fire indsamlingsområder i hver treårige periode, hvilket skyldes to udbrud af PDV (*Figur 9.10*).

I perioden 2018-2021 var det gennemsnitlige spækmål 10 mm i Kattegat, hvilket er et signifikant fald i forhold til tidligere perioder og gennemsnittet for alle perioder. Dette skyldes formodentlig, at miljøet har nået sin bæreevne ift. antallet af spættede sæler, og at der nu er konkurrence om føden i Kattegat. Se evt. afsnit om spættet sæl i Kattegat.

I Limfjorden og Østersøen var den gennemsnitlige spæktykkelse hhv. 19 mm og 22 mm i perioden 2018-2021, hvilket ikke er signifikant forskelligt fra foregående perioder.

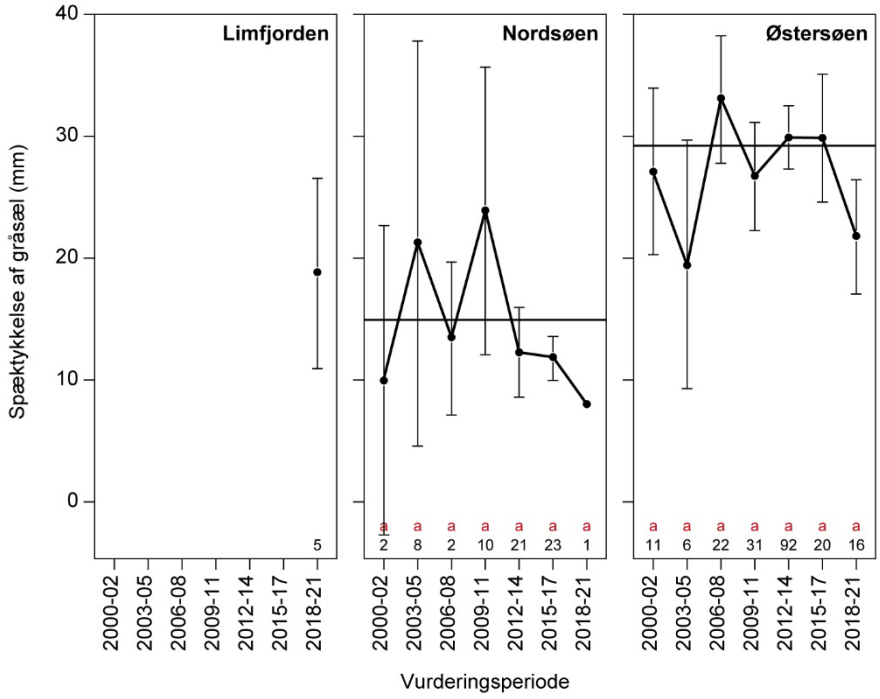
Analysen af den tidslige udvikling er usikker, især i perioder med få inkluderede dyr, da mange variable kan påvirke spæktykkelsen: køn, alder, årstid, reproduktiv status, dødsårsag og sygdomsbillede.



Figur 9.10. Spæktykkelse for spættet sæl beregnet for hvert forvaltningsområde (på tværs af køn, længde, alder, årstid og fundmetode) for hver treårige vurderingsperiode. Sorte prikker er gennemsnit og vertikale linjer er 95 % konfidensintervaller. Den horisontale linje er gennemsnittet for i vurderingsperioderne (2000-2021). De sorte tal angiver antal individer, der indgår i de enkelte perioder. De røde bogstaver angiver resultatet fra de statistiske analyser. Hvis to perioder indeholder samme bogstaver er de ikke statistisk signifikant forskellige. Hvis perioder for år ikke indeholder samme bogstaver er de signifikant forskellige (α=0,05). I datasættet indgår data fra Tyskland, Sverige og Danmark.
(fra *Kyhn m.fl. 2022*).

Gråsæl

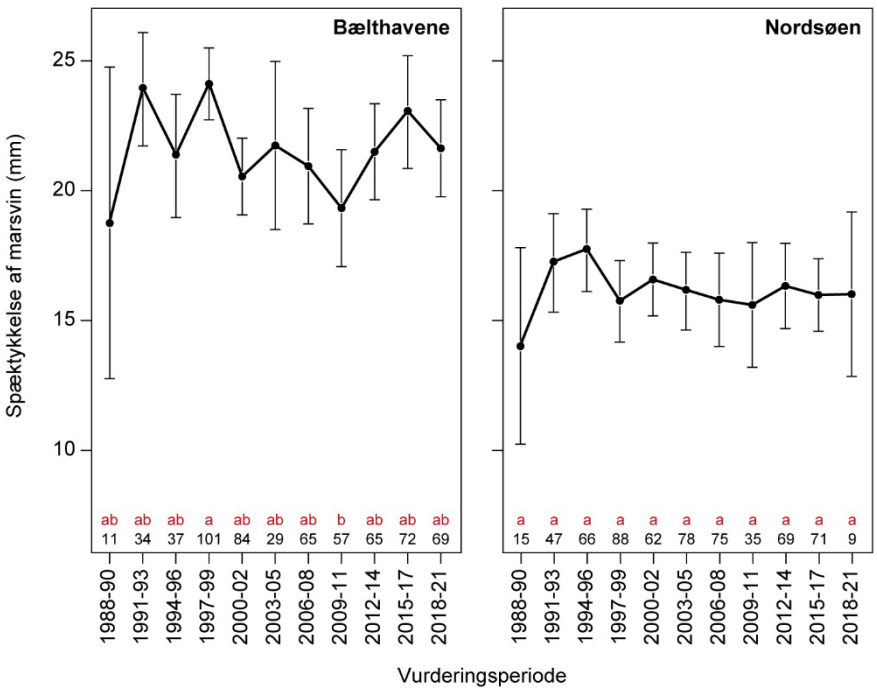
Der blev indsamlet spækmål for 22 gråsæler i perioden 2018-2021, fordelt på 1 fra Nordsøen, 5 fra Limfjorden, 16 fra vestlige Østersø. Perioder før 2018 inkluderer data indsamlet i Tyskland og Sverige. Gennemsnit per treårige periode er vist i *Figur 9.11.* Det er første gang, der vises data fra Limfjorden, som forvaltningsmæssigt hører til Nordsøen, Den gennemsnitlige spæktykkelse i Limfjorden var 18 mm, men med et bredt konfidensinterval, sandsynligvis grundet den lille datamængde, og de mange inkluderede variable. I Østersøen var gennemsnittet for de 16 dyr på 22 mm og markant, men ikke signifikant lavere, end for de foregående perioder. I Nordsøen blev der kun målt på ét dyr og i andre perioder kun to dyr, og det giver derfor ikke mening at vurdere forskelle mellem måleperioder. Spæktykkelsen for danske gråsæler i den vestlige Østersø var markant lavere end den nordlige Østersø (Nordsverige og Finland), hvor HELCOM har fastsat tærskelværdier for god miljøtilstand. Forskellen skyldes sandsynligvis de koldere havtemperaturer i den nordlige Østersø, ift. den vestlige Østersø og Nordsøen, hvorfor det kræver et tykkere lag spæk for at holde varmen i den nordlige Østersø.



Figur 9.11. Spæktykkelse for gråsæl beregnet for hver forvaltningsenhed (Limfjorden og Nordsøen er samme forvaltningsenhed) (på tværs af køn, længde, alder, årstid og fundmetode) for hver treårige vurderingsperiode. Sorte prikker er gennemsnit og de lodrette linjer er 95 % konfidensintervaller. Den horisontale linje er gennemsnittet for alle vurderingsperioder. De sorte tal angiver antal individer, der indgår i de enkelte perioder. De røde bogstaver angiver resultatet fra de statistiske analyser. Hvis to perioder indeholder samme bogstaver, er de ikke statistisk signifikant forskellige. Hvis to perioder ikke indeholder samme bogstaver, er de signifikant forskellige (α=0,05). Datasættet inkluderer data fra Sverige, Tyskland og Danmark.
(fra *Kyhn m.fl. 2022*).

Marsvin

Der blev indsamlet spækmål for 78 marsvin i perioden 2018-2021, fordelt på 69 fra Bælthavspopulationen og 9 fra Nordsøen. Perioder før 2018 inkluderer data indsamlet i Tyskland og Sverige. Gennemsnit per treårige periode er vist i *Figur 9.12*. For marsvin fra både Bælthavene og Nordsøen ses ingen signifikant udvikling mellem den aktuelle vurderingsperiode og ældre data. Der ses en betydelig forskel i spæktykkelsen mellem Bælthavet og Nordsøen. Således er der et tyndere spæklag på dyrene fra Nordsøen end på dyr fra Bælthavet, hvilket kan skyldes, at vandtemperaturerne i Nordsøen er højere om vinteren end i Bælthavet på grund af Golfstrømmen.



Figur 9.12. Spæktykkelse for marsvin beregnet for hvert forvaltningsområde (på tværs af køn, længde, alder, årstid og fundmetode) for hver treårige vurderingsperiode 1988-2021. De sorte prikker er gennemsnit, og de vertikale linjer er 95 % konfidensintervaller. Den horisontale sorte linje er gennemsnittet for alle vurderingsperioder. De sorte tal angiver antal individer, der indgår i de enkelte perioder. De røde bogstaver angiver resultatet fra de statistiske analyser, Hvis to perioder indeholder samme bogstaver er de ikke statistisk signifikant forskellige. Hvis to perioder ikke indeholder samme bogstaver er de signifikant forskellige (α=0,05). Datasættet inkluderer data fra Danmark, Sverige og Tyskland. (fra *Kyhn m.fl. 2021*).

Sammenfatning

- Spættet sæl er den mest almindelige sælart i Danmark og har haft bestandsfremgang i alle områder. Det er anslået, at der var ca. 2.000 dyr i 1976. I 2021 taltes ca. 8.600 sæler på hvilepladserne, hvilket ikke inkluderer de sæler, der er til havs under optællingen.
- Fremgangen er hovedsageligt sket som følge af jagtfredningen i 1977 samt oprettelsen af en række sælreservater med adgangsforbud. Siden 2015 er antallet af spættet sæl i Danmark faldet på baggrund af kraftig tilbagegang i Vadehavet og stagnation i Kattegat.
- De lave eller negative vækstrater i tre af de fire forvaltningsområder tyder på, at de spættede sæler i Danmark nærmer sig eller har nået den økologiske bæreevne i de enkelte områder, eller at de presses af andre faktorer, som f.eks. forstyrrelser eller konkurrence med gråsælen.
- Spættet sæl har nu bredt sig til Lillebælt og Det sydfynske Øhav, som er det eneste område, hvor arten har været udryddet i Danmark.
- Gråsæl har vist fremgang i de seneste 10 år. I 2021 blev der registreret 104 individer i Kattegat i Østersøpopulationens fældesæson, 182 i Kattegat i Nordsøpopulationens fældesæson, 331 i Vadehavet og 1.311 i Østersøen. Det forventes, at den generelle stigning i antallet af besøgende gråsæler fortsætter i alle områder i de kommende år.
- I 2020 blev der kun observeret syv gråsælunger på to lokaliteter i Østersøregionen inklusiv Kattegat. Dette er en stor tilbagegang ift. de 14 observerede unger i 2017, hvilket er bekymrende for en art i ugunstig bevaringsstatus. I Vadehavet blev der registreret én gråsælunge i forhold til tre unger i 2020. I Kattegat blev der observeret to unger i Nordsøsælernes yngelsæson.
- I den sydlige Nordsø blev antallet af marsvin i 2021 estimeret til 4.250 dyr med en tæthed på 0.8 marsvin/km^2. Dette niveau er stabilt for området siden 2011. I Skagerrak estimeredes 6.325 marsvin i 2021 og en tæthed på 0,5 marsvin/km^2. Dette er højere end i 2020, men overordnet ses en negativ trend fra 2017 og frem.

- Den akustiske overvågning af marsvins ekkolokaliseringslyde fra 2012-2021 viste en signifikant stigende trend i fem ud af seks habitatområder.
- Spæktykkelse anvendes i regi af HELCOM som indikator for god miljøtilstand på baggrund af ernæringsmæssig tilstand. Spækmål indsamles i Danmark for på sigt at kunne etablere grænseværdier for denne indikator i danske forvaltningsområder.
- Der blev i overvågningsperioden 2018-2021 indsamlet spækmål på 96 spættede sæler, 22 gråsæler og 78 marsvin. For spættede sæler i Kattegat sås et signifikant fald i spæktykkelse i forhold til foregående perioder (2000-2018). For de øvrige arter og forvaltningsområder sås ingen signifikant udvikling i spæktykkelse.
- Der skal indsamles mange flere data, før der kan etableres grænseværdier for god miljøtilstand for ernæringsmæssig tilstand hos havpattedyr i de danske forvaltningsområder.

10. Undervandsstøj

Jakob Tougaard

Impulsstøj

Miljøstyrelsen koordinerer indsamling af indberetninger af aktiviteter, der udsender kraftige impulslyde, såsom fx nedramning af pæle og vindmøllefundamenter, seismiske undersøgelser med luftkanoner (airguns), undervandseksplosioner, lavfrekvent sonar og andre lyde, der er omfattet af havstrategidirektivets kriterium D11C1. Indberetningerne indsendes af de ansvarlige myndigheder (Energistyrelsen, Forsvarsministeriets ejendomsstyrelse, m.fl.), der videresender disse til DCE (DCE – Nationalt center for miljø og energi). Derefter foretager DCE faglig kvalitetskontrol af indberetningerne og indrapporterer dataene til OSPAR's og HELCOM's fælles impulsstøjregister, som er drevet af ICES (International Council for the Exploration of the Sea). Dataene afrapporteres i en selvstændig datarapport, uden egentlige faglige konklusioner.

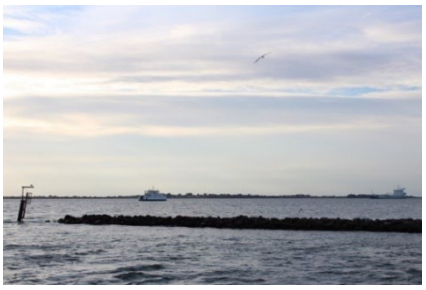
Vedvarende lavfrekvent undervandsstøj

DCE overvåger lavfrekvent undervandsstøj omfattet af havstrategidirektivets kriterium D11C2. Overvågningen varetages for Miljøstyrelsen i henhold til teknisk anvisning TA M32. Denne overvågning er i 2021 foregået som kontinuerlige optagelser i frekvensområdet 20 Hz – 20 kHz på to stationer i de indre danske farvande i det centrale Kattegat (Anholt) og i det sydlige Lillebælt (Helnæs) samt fire stationer i Nordsøen ved Store Rev og Gule Rev. Målingerne er analyseret og kvalitetssikret i henhold til den tekniske anvisning, og indrapporteret til HELCOMs database for vedvarende undervandsstøj, som er drevet af ICES. Dataene afrapporteres i en selvstændig datarapport, uden egentlige faglige konklusioner.

11. Miljøfarlige stoffer

Martin M. Larsen, Jakob Strand og Zhanna Tairova

Alle miljøfarlige stoffer i det nationale overvågningsprogram (NOVANA) er udvalgt på baggrund af viden om deres forekomst og potentiale for at blive ophobet i fødekæden og forårsage skadelige effekter i det marine miljø. Mange af disse stoffer kan påvirke dyrs vækst, reproduktion, adfærd eller på anden måde nedsætte deres overlevelsesevne. De miljøfarlige stoffer indgår i EU's liste over prioriterede stoffer, der kan have betydning for miljøtilstanden i havmiljøet.



Agersø Sund, færgen Agersø fra Stignæs, Storebælt. Foto: Martin M. Larsen.

I kapitlet anvendes en del forkortelser for stoffer, vurderingskriterier og konventioner. Der er derfor bagerst i rapporten indsat et bilag (*bilag 5*), der indeholder en liste med en specificering af de anvendte forkortelser og definitioner. De målte koncentrationer af forurenende stoffer sammenholdes med tre typer kriterier: miljøkvalitetskrav (EQS, MKK), kvalitetskriterier (BAC, EAC, ERL) og fødevaregrænseværdier (EC).

Metoder og datagrundlag

Overvågning i 2021

Den marine overvågning omfatter årlige analyser af indholdet af tungmetaller og en række organiske miljøfremmede stoffer i sediment, muslinger og/eller fisk og måling af biologiske effekter i muslinger (lysosomal stabilitet), fisk (PAH-metabolitter, EROD og reproduktiv succes) (*tabel 11.1*). Målinger af biologiske effekter er fra 2020 suppleret med indledende undersøgelser af reproduktiv succes i amphipoder (tanglopper).

Overvågningen af imposex/intersex i havsnegle er ændret, så der indsamles snegle fra åbne farvande i lige år og fra havneområder i ulige år. I 2020 og 2021 blev det undersøgt, om effekter i amphipoder kan anvendes som alternativ eller supplement til misdannelse af ålekvabbeyngel (*Tairova og Strand, 2022*).

Data er indsamlet efter retningslinjerne i de gældende tekniske anvisninger for overvågning af miljøfarlige stoffer i muslinger, sediment og fisk (*Larsen 2017a, b*; *Larsen & Strand 2017*).

Undersøgelser af miljøfarlige stoffer er i 2021 foretaget på fisk fra ni stationer. På otte stationer blev der indsamlet skrubber, mens der på Kalvebod blev indsamlet ålekvabber.

Tabel 11.1. Oversigt over stofgrupper, biologiske effekter og antal stationer, der er analyseret i marine prøver som en del af NOVANA-programmet for sediment, muslinger og fisk i 2021 (biologiske effekter 2020+2021). Hos fisk måles PFOS kun i lever og PAH-metabolitter i galde, mens alle øvrige stoffer måles i muskel.

Stofgruppe/biologisk effekt	Sediment	Muslinger	Fisk
Antal stationer i alt	30	43	9
Kviksølv (Hg)	-	43	9
Andre grundstoffer[1]	-	43	-
Organotinforbindelser (TBT, DBT, MBT, TPhT)	-	14	-
Tjærestoffer (PAH'er)[2]	-	43	-
Phthalater og alkylphenoler	30	-	-
Dioxin, furaner og dioxinlignende PCB'er	-	-	7
Klorerede pesticider og alm. PCB'er	-	-	9
Bromerede flammehæmmere[3]	-	-	9
Perfluorerede alkylerede stoffer (PFAS, lever)	-	-	9
Ålekvabbe reproduktiv succes	-	-	1+1
PAH-metabolitter	-	-	1+1
CYP1A enzymaktivitet (EROD)	-	-	0+1
Ålekvabbe yngeludvikling	-	-	1+1
Lysosomal stabilitet	-	2+2	-

[1] Cadmium (Cd), bly (Pb), kobber (Cu), nikkel (Ni), krom (Cr), arsen (As), zink (Zn). Desuden sølv (Ag) i muslinger, da stoffet indgår i EU's skaldyrsdirektiv.
[2] Polyaromatiske (3-7 aromatringe) og aromatiske (naphthalen) hydrocarboner/kulbrinter.
[3] PBDE og HCBDD.

Muslinger opkoncentrerer generelt miljøfarlige stoffer i forhold til de koncentrationer, der findes i havvand. Derved repræsenterer koncentrationen i muslinger typisk et integreret niveau for stationen over de sidste dage til måneder, afhængig af hvilket stof der måles. Muslinger er desuden stationære og mangler kapacitet til at nedbryde de fleste organiske miljøfremmede stoffer, modsat fisk der forholdsvist nemt nedbryder fx PAH'er. Muslingers indhold af miljøfarlige stoffer anvendes derfor som indikator for belastningen med miljøfarlige stoffer.

For at vurdere omfanget af ophobning i fødekæden, som i sidste ende kan udgøre en risiko for de øverste led, analyseres der også for miljøfarlige stoffer i fisk. De bundlevende fisk ålekvabbe (alternativt sortmundet kutling), rødspætte og skrubbe er valgt som gode områdespecifikke moniteringsorganismer i kystnære områder, fordi de, modsat pelagiske fisk som torsk og sild, er mere stationære og er mere eksponerede for miljøfarlige stoffer, der er ophobet i fx bundlevende biota og sediment.

Baggrund for analyser af tungmetaller

De analyserede metaller forekommer alle med naturlige baggrunds-niveauer i havmiljøet. Ved forhøjede niveauer er alle tungmetaller skadelige for organismer i vandmiljøet. Menneskeskabt forurening kan give forhøjede værdier både gennem diffus- og punktkildeforurening. Cadmium og kviksølv er begge giftige i meget lave koncentrationer for de fleste former af liv og opkoncentreres bl.a. i leveren. Hverken cadmium, kviksølv eller bly har nogen kendt nyttevirkning i organismer. Nikkel, kobber og zink er nødvendige mikronæringsstoffer, dog med snævre grænser mellem nytte- og skadevirkning.

I bekendtgørelse nr. 1625 om fastlæggelse af miljømål for vandløb, søer, overgangsvande, kystvande og grundvand er der anført miljøkvalitetskrav for metaller i vandfasen, og for enkelte metaller i biota (*Miljø- og Fødevareministeriet 2017, tabel 11.2*). Der anvendes ikke prøver fra vandfasen i den marine

overvågning, fordi resultaterne kun repræsenterer forekomster af miljøfarlige stoffer i et meget kort tidsvindue afhængig af vindretningen for de indre danske farvande.

Baggrund for analyser af organiske miljøfremmede stoffer

Fra 2017 er analysestrategien ændret, så stofgrupper fortrinsvis analyseres i én udvalgt matrice. Mange af de mere fedtopløselige organiske forbindelser opkoncentreres mere i fisk end i muslinger, fordi fisk, og især fiskens lever, har højere fedtindhold end muslinger. Derfor måles fedtopløselige forbindelser fortrinsvis i fisk, da målinger i muslinger ofte giver resultater under detektionsgrænsen. Dette gælder især klorerede og bromerede forbindelser. Perfluor-forbindelserne ophobes ikke på samme måde i fedtholdigt væv/matricer, men koncentrationen er stadig højere i lever end i muskel af fisk.

Fisk analyseres for klorerede biphenyler (PCB) samt de forbudte klorerede pesticider DDT, HCH, HCB og chlordan (trans-nonachlor). Herudover analyseres for bromerede flammehæmmere (PBDE), perfluorerede stoffer (PFAS'er) der erstattede PBDE som flammehæmmer og er bl.a. blevet brugt i brandbekæmpelse, organotinforbindelser og dioxiner/furaner og dioxin-lignende stoffer. Koncentrationen af PFAS og organotinforbindelser i fiskenes muskelvæv er ofte under detektionsgrænsen og måles derfor i leveren, hvor fiskene især opkoncentrerer stofferne. Der er kun en grænseværdi for PFOS til humant konsum, som gælder for muskel, og derfor er der brug for en omregningsfaktor mellem koncentrationen i lever og muskel. Danske og svenske undersøgelser indikerer en faktor 5-18 højere koncentrationer af PFOS i lever end i muskel (*Faxneld m.fl. 2014*; *Larsen & Bossi 2021)*, så lever værdierne sammenlignes med 10x EQS'en for PFOS. Det samme gælder for de klorerede pesticider HCH, HCB og DDT, hvor det også i Nordsøkonventionen vurderes at der er en faktor 10 mellem lever- og muskelkoncentrationer i fisk (*OSPAR 2005*).

Der analyseres også for dioxiner og dioxinlignende forbindelser i fisk. De dioxinlignende forbindelser omfatter furaner og coplanare polychlorerede biphenyler (PCB'er). Dioxiner og furaner dannes bl.a. ved afbrænding af plastmaterialer, hvorimod PCB'er kommer fra den tidligere udbredte anvendelse af flammehæmmere i bl.a. transformatorolie og fugematerialer. De individuelle dioxinlignede forbindelser har forskellig giftighed, men den samlede belastning af de dioxinlignende forbindelser kan omregnes til en samlet giftighed udtrykt ved toksicitetsækvivalent (TEQ) i henhold til World Health Organization (*WHO 2005).*

Muslinger analyseres for forskellige forbindelser indeholdende organotin, herunder det nu forbudte antibegroningsmiddel tributyltin (TBT), samt tjærestoffer (PAH'er) og naphthalen, som kommer fra forbrænding og oliespild. PAH'er måles ikke i fisk, da fisk modsat muslinger, nedbryder tjærestoffer til metabolitter, som måles som biologisk effekt.

Sammenligning af målte koncentrationer med vurderingskriterier

Ved vurderingen af data i forhold til grænseværdier er der ikke taget hensyn til organismernes placering i fødekæden (trofisk niveau) Der er heller ikke foretaget korrektion for forskellen mellem kviksølv i muskelvæv og hele fisken, som ville ændre værdierne med en faktor 0,8-1,2, i gennemsnit 0,93 for de fiskearter, der indgår i overvågningsprogrammet (*Larsen 2019*).

Generelt gælder EQS-værdierne for hele fisk, når de er baseret på sekundær forgiftning af top-rovdyr, og for muskelvæv når de er baseret på humant indtag. EQS for PAH'er gælder dog kun for muslinger, da fisk nedbryder PAH'er og derfor ikke er egnet til vurdering af PAH'er. Resultater normaliseres til et fedtindhold på 1 % for muslinger og 5 % for fisk for at sammenholde med EQS-værdier i henhold til EUs guidelines for anvendelse af EQS-værdier til brug for EU's vandrammedirektiv, deskriptor 8 i EU's havstrategidirektiv og i regi af OSPAR og HELCOM.

For sum-parametre (WHO-TEQ[1] og summen af PCB'er og PBDE'er) anvendes alle resultater over *detektionsgrænsen*, og 0 for resultater under detektionsgrænsen ved beregning af summen, svarende til OSPAR og HELCOMs fremgangsmåde. Dette er en afvigelse i forhold til vandrammedirektivet og overvågningsbekendtgørelsen (BEK. 1001 af 29/06/2016), hvor resultater under *kvantifikationsgrænsen* sættes til 0 ved beregning af summer. Da kvantifikationsgrænsen typisk er defineret som 3 x detektionsgrænsen betyder det, at koncentrationer i intervallet 1-3 x detektionsgrænsen ikke medregnes i summen, hvis kvantifikationsgrænsen anvendes som kriterium for at erstatte et resultat med 0. Det har især stor betydning for WHO-TEQ og PBDE-summerne, hvor miljøkvalitetskravene stort set er de samme som detektionsgrænsen for enkeltstofferne. Det betyder, at der potentielt fås flere summer over grænseværdierne end ved anvendelse af vandrammedirektiv metoden, hvor alle værdierne mellem detektionsgrænsen og kvantifikationgrænsen sættes til 0. Der er kun fundet et tilfælde (ved måling af OCDD) af koncentration mellem detektions og kvantifikationsgrænsen, uden at ændre vurderingen.

[1] Flg. Dioxiner og furnaer indgår i **WHO-TEQ PDD/F** (WHO, 2015)**:** 2378-tcdd, 12378-pecdd, 123478-hxcdd, 123678-hxcdd, 123789-hxcdd, 1234678-hpcdd, ocdd, 2378-tcdf, 12378-pecdf, 23478-pecdf, 123478-hxcdf, 123678-hxcdf, 234678-hxcdf, 123789-hxcdf, 1234678-hpcdf, 1234789-hpcdf, ocdf

Flg co-planare PCB'er er dioxin-lignende og indgår i **WHO-TEQ PCB:** PCB-77, PCB-81, PCB-105, PCB-114, PCB-118, PCB-123, PCB-126, PCB-156, PCB-157, PCB-167, PCB-169, PCB-189

WHO-TEQ Faktorerne på 0,00003 - 1 findes i Berg et al (2006)

Tabel 11.2. Internationale vurderingskriterier for miljøfarlige stoffer i biota fra *EU* (*2006*, *2008*, *2011*, *2013*) og *OSPAR* (*2005*, *2009*) samt nationale miljøkvalitetskrav (MKK), som er anvendt til at vurdere indholdet af metaller og organiske miljøfarlige stoffer i NOVANA-prøver fra 2021. De orange tal angiver stofgrupper, hvor der findes vurderingskriterier for muslinger, men kun overvåges i fisk, som har deres egne vurderingskriterier.

	Musling	**Muslinger**				**Fisk (muskel)**			
	DK MKK[1]	**BAC[9]**	**EAC[9]**	**EQS[7]**	**Føde-varer**	**BAC[9]**	**EAC[9]**	**EQS[7]**	**Føde-varer**
Reference	BEK. 1625	OSPAR	OSPAR	EU	EU	OSPAR	OSPAR	EU	EU
Basis[2]	VV	TV [VV]	TV	VV	VV	VV	VV	VV	VV
Stof/Enhed	µg kg^{-1}	µg kg^{-1}	µg kg^{-1}	µg kg^{-1}	µg kg^{-1}	µg kg^{-1}	µg kg^{-1}	µg kg^{-1}	µg kg^{-1}
Kviksølv	-	90 [14]	-	20	500	35	-	20	500
Bly	110	1.300	-	-	1.500	26	-	-	300
Cadmium	160	960	-	-	1.000	26	-	-	50
Tributyltin (TBT)[4]		5	12	-	-	-	-	-	-
Naphthalen	2.400		340	-	-	-	-	-	-
Antracen	2.400		290	-	-	-	-	-	-
Phenanthren		11	1.700	-	-	-	-	-	-
Pyren		9	100	-	-	-	-	-	-
Benz[a]anthracen		2,5	80	-	-	-	-	-	-
Chrysene		8,1		-	-	-	-	-	-
Fluoranthen		12,2	110	30	-	-	-	-	-
Benzo(a)pyren		1,4	600	5	5	-	-	-	-
Benzo(b,k) fluoranthen		-	-	5	-	-	-	-	-
Benzo(g,h,i) perylen		2,5	110	5	-	-	-	-	-
Indeno(1,2,3- cd) pyren		2,4	-	5	-	-	-	-	-
Methylnaphthalener (∑)	2.400	-	-	-	-	-	-	-	-
PAH (∑4)[5]		-	-	-	35	-	-	-	-
DDT (p,p-DDE)		0,63	10	-	-	0,1	50[8]	10	-
Hexachlorbenzen (HCB)		-	-	-	-	-	-	-	-
Hexachlorcyclohexan (y-HCH)		0,97	1,45	-	-	-	1,1[8]		-
Perfluoroctansulfonsyre (PFOS)		-	-	-	-	-	-	9,1[8]	
Dioxin+furaner				0,0012^{QS}	0,0035			0,0065	0,0035
Dioxiner+ furaner + DL-PCB[3]		-	-	0,0065	0,0065	-	-		0,0065
Non-DL PCB/ Sum[5] ICES 6					75	0,08	67-317 LV[6]	-	75
CB118		0,6	1,2	-	-	0,1	24 LV[6]	-	-
CB153		0,6	80	-	-	0,1	1.600 LV[6]		75
PBDE (∑6)[5]	-	-	-	-	-	0.06520	20-240LV[6]	0,0085	-
Hexabromcyclododecan (HBCDD)	-	-	-	-	-	-	-	167	-

[1] Miljøkvalitetskrav (MKK) (*Miljø- og Fødevareministeriet 2017*).

[2] Basis for enhederne: TV = tørvægt (muslinger i DK i gennemsnit 16 % TS, omregnet til VV angivet i [ ] for kviksølv), VV vådvægt og LV lipidindhold.

[3] Angivet som TEQ-værdier (*WHO 2005*). Gælder ikke for ål og visse ferskvandsfisk, som bl.a. gedde.

[4] Nyt svensk vurderingskriterium for TBT i sediment, som er afledt i henhold til EU's retningslinjer på baggrund af data fra økotoksikologiske test. Værdien er i denne tabel justeret ift. OSPARs anbefalinger på 2,5 % Totalt Organisk Carbon (TOC) i sedimentet, i stedet for til 5 % som foreskrevet i retningslinjerne.

[5] PAH (∑4) = sum af benzo(a)pyren, benz(a)anthracen, benzo(b)fluoranthen og chrysen, non-DL PCB (∑6) = sum af PBC28, 52, 101, 138, 153 og 180), PBDE (∑6) = sum af BDE28, 47, 99, 100, 153 og 154.

[6] Angivet med enhed normaliseret i forhold til lipidindhold (LV) i stedet for til vådvægt (VV). Interval indikerer individuelle målværdier for summerede stoffer.

[7] EQS for de lipofile og biomagnificerende stoffer PBDE, dioxinlignende forbindelser, HBCDD og HCB med log Kow > 3 sammenholdes med normaliserede koncentrationer henholdsvis 1 % fedt for muslinger og 5 % fedt for fisk, svarende til proxy for fisk på trofisk niveau 4,5 i henhold til EC guidance document (*EU 2014*). PAH i muslinger vurderes at være lipofile og normaliseres derfor også til 1 % fedt.

[8] OSPAR EAC for y-HCH og p,p-DDE i fisk samt EQS for PFOS i fisk bør multipliceres med faktor 10 (PFOS dog 4,5) i de tilfælde, hvor stofferne er målt i fiskelever fremfor i muskel i henhold til (*OSPAR 2005)* og (*Larsen & Bossi 2021)*.

[9]OSPAR BAC/EAC indgår ikke i dansk lovgivning, men har været anvendt i NOVANA siden 1998 og er medtaget for sammenligneligheden med tidligere år.

Fødevaregrænseværdi fra deskriptor 9 (se evt. definition i bilag 5) gælder normalt for spiselige dele (muskel for fisk, kød for muslinger) i vådvægt, og der anvendes ikke normalisering til fedtindhold.

Resultater fra overvågningen i 2021

Alle data er trukket fra VanDa's kemiske parametre via miljøportalen og efterfølgende kvalitetssikrede.

Metaller, PAH'er og TBT i muslinger

Kviksølv

EQS for kviksølv er den eneste EQS fastsat for metaller i biota (fisk). I 2021 var kviksølvkoncentrationen i 23 % af muslingeprøverne over EQS (*tabel 11.3*). Det er det laveste niveau i mange år. Den tidslige udvikling kan følges på omkring ti stationer pr. år, de øvrige stationer tages forskellige steder fra år til år. Principielt er EQS kun gyldig for fisk, og ved anvendelse i forhold til muslinger skal der, jf. vejledningen for anvendelse af EQS (*EU 2014*), omregnes til det relevante trofiske niveau. Det skal bemærkes, at en korrektion til muslingers trofiske niveau vil medføre en EQS af størrelsesordenen 3,5 µg/kg VV, som er under den lavest målte koncentration i muslinger (5 µg/kg VV). Det indikerer, at der er en generel risiko for økosystemeffekter af kviksølv i det danske havmiljø.

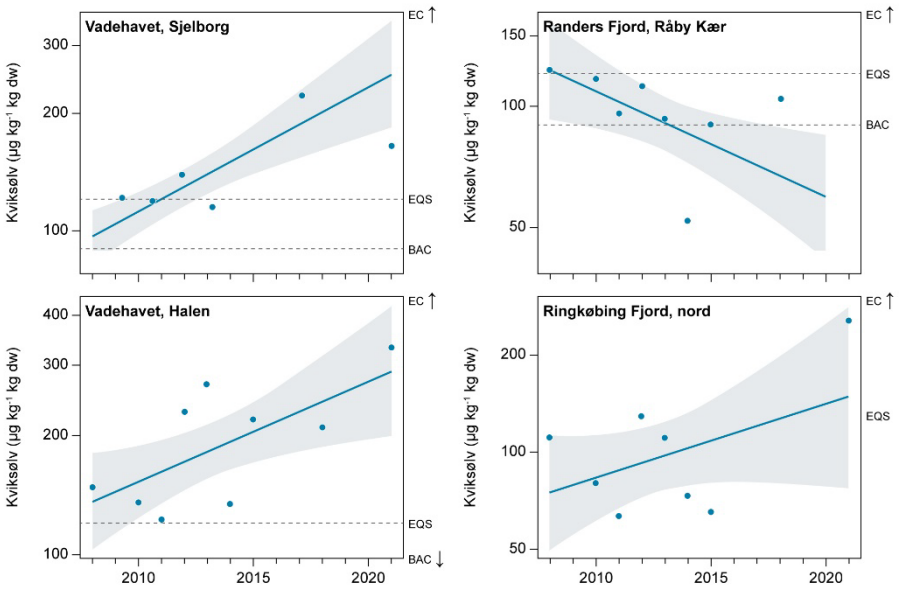
Tabel 11.3. Vurdering af koncentrationen af kviksølv (Hg), cadmium (Cd) og bly (Pb) i muslinger efter OSPARs baggrundsvurderingskriterie (BAC baseret på indholdet i tørstof) og EU's eller nationale miljøkvalitetskrav (EQS for kviksølv eller MKK for cadmium og bly) og fødevaregrænseværdier fra *tabel 11.2*. Opgørelsen viser den procentvise andel af analyserede prøver (n = 43). For cadmium og bly er det danske miljøkvalitetskrav (MKK) lavere end OSPARs BAC (*tabel 11.2*). Resultater > DG angiver, i hvor stor andel af prøverne, der er fundet koncentrationer over detektionsgrænsen.

Tilstand	Kviksølv	Cadmium	Bly
Resultater > DG (%)	100	100	100
Større end BAC (%)	47	49	12
Større end EQS/MKK* (%)	23	58*	70*
Større end EU fødevare (%)	0	0	0

* MKK = miljøkvalitetskrav (danske)

Blåmuslinger fra Grådyb tidevandsområde havde det højeste indhold af kviksølv og var tre gange højere end EQS uden korrektion for trofisk niveau. Prøver fra Limfjorden, Ringkøbing Fjord og Listerdyb var to gange eller mere over EQS. Det højeste niveau blev målt i Vadehavet (56 µg/kg vv), som var en faktor ni under fødevaregrænseværdien.

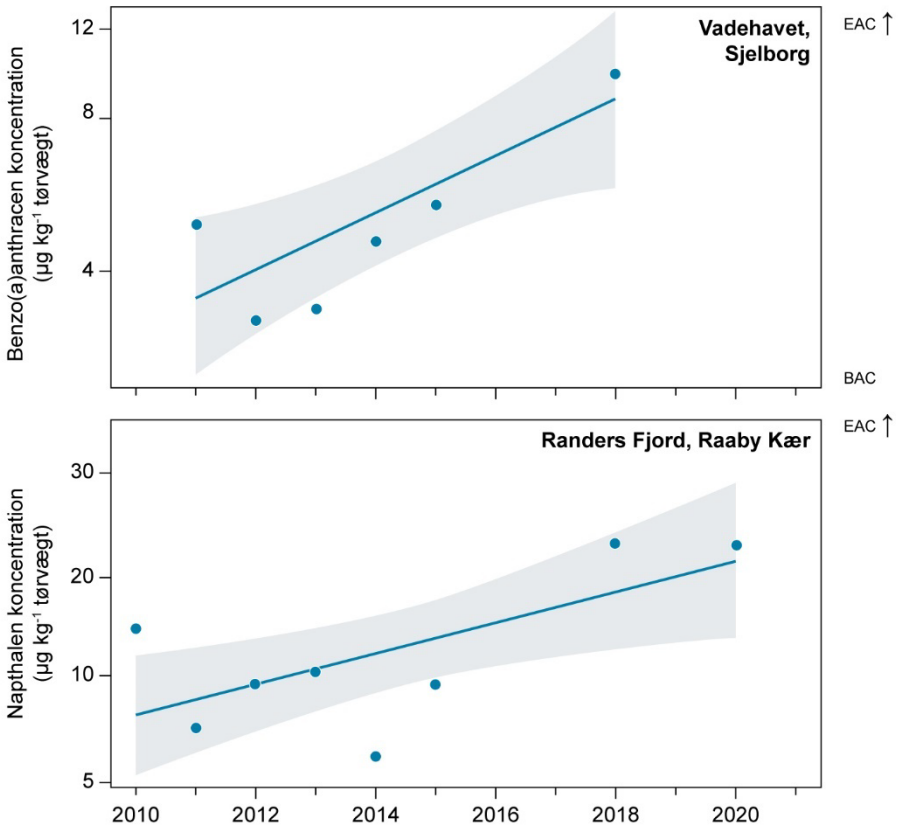
Udvalgte tidstrends for blåmuslinger og sandmuslinger (Ringkøbing Fjord) er vist i *figur 11.1*, inkl. usikkerhedsbånd repræsenterende 95 % konfidensgrænsen. Hvis den højeste koncentration inden for usikkerhedsbåndet er under EQS-niveauet angivet i figuren, er stationen i god økologisk tilstand. Hvis den højeste koncentration er under BAC-værdien, er niveauet tæt på baggrundskoncentrationen, hvilket er tilfældet i Randers fjord i 2018.



Figur 11.1. Udvikling i indhold af kviksølv i blåmuslinger fra vadehavet (til venstre) og Randers fjord (øverst til højre), samt sandmuslinger i Ringkøbing Fjord (nederst til højre, ikke signifikant udvikling). Stiplede linjer angiver EQS- og BAC-værdier, grå områder angiver 95 % konfidensinterval omkring tendenslinjen (blå linje) (*OSPAR 2022*).

Cadmium og bly

For cadmium og bly er der ikke defineret EU EQS-værdier i biota, men der er fastsat nationale MKK. Indholdet af cadmium og bly var i henholdsvis 58 % og 70 % af prøverne over MKK, som svarer til BAC for cadmium og er ca. det halve af BAC for bly ved omregning efter gennemsnitlige tørstofindhold (12 %, *tabel 11.3)*. Resultaterne svarer til det, der blev fundet i 2020. Ligesom de tidligere år blev der ikke fundet indhold af metaller, der var over kvalitetsgrænserne for fødevarer i muslinger. På otte stationer var der signifikante tidstrends for cadmium - halvdelen med stigende og den anden halvdel med faldende tendens (data ikke vist). For bly var der faldende tendens på to stationer og stigende tendens på en.



Figur 11.2. Udvikling i indhold af PAHér i blåmuslinger på stationerne Sjelborg i Vadehavet (Benzo[a]anthracen) og Råby Kjær i Randers Fjord (Naphthalen) (*OSPAR 2022*).

PAH'er

De fleste PAH'er findes på hver af de 43 muslingestationer undersøgt i 2021 (*tabel 11.4, 11.5 & figur 11.2*). PAH'er med tilknyttede kriterier blevet påvist i 12 % af prøverne for anthracen, fulgt af 63 % for benz[a]anthracen. I de fleste af prøverne var PAH-indholdet under BAC undtagen phenanthren og pyren, hvor ca. halvdelen var omkring BAC. I de fleste tilfælde var niveauerne under EQS, OSPAR's EAC og EU's fødevarekrav, kun en prøve (2 %) for benzo(b+j+k)fluoranthen lå over EQS-værdien, og en prøve (2 %) af fluoranthen var over EAC. Hverken benz[a]pyren eller ∑4 PAH'er var over fødevarekriterierne.

Der er udarbejdet danske miljøkvalitetskrav (MKK) for PAH'erne napthalen, sum af methylnaphthalener (der måles samlet på methyl- dimethyl- og trimethyl napthtalener samt specifikt 2-methylnapthalen i NOVANA) og anthracen. Der blev ikke fundet overskridelser i nogle af prøverne (*tabel 11.5*).

For PAH'er og methylPAH'er er der i OSPAR og HELCOM fundet 31 signifikante tidstrends, hvoraf de fire var stigende tendenser, heraf to for dibenzothiophen, en for naphthalen og en for fluoren (Halen og Juvre Dyb i Vadehavet, Råby Kær i Randers Fjord hhv. Nakkebølle Fjord).

Tabel 11.4. Indholdet af udvalgte PAH'er (tjærestoffer) i muslinger 2021 sammenholdt med BAC, EQS, EAC og EC (EU-fødevaregrænseværdier). Hvor tærskelværdierne ikke er fastlagt, er det angivet med "ikke def". Opgørelsen viser den procentvise andel af analyserede prøver (n = 43). Resultater > DG angiver, hvor mange resultater der er over detektionsgrænsen. Se også *tabel 11.5* for PAH'er, der ikke er EQS-værdier for. Resultaterne for EQS er angivet både direkte og normaliseret til 1 % lipid, jf. *tabel 11.2*.

Tilstand	Phenanthren	Fluoranthen	Benz[a]pyren	Benzo(b+j+k)-fluoranthen	Benz(ghi)perylen	Indeno(1,2,3-cd)pyren
> DG (%)	74	100	72	95	70	70
> BAC (%)	53	2	0	ikke def.	0	0
> EQS (%)	ikke def.	ikke def.	0	2	0	0
> EAC (%)	0	2	0	ikke def.	0	ikke def.
> EU fødevare (%)	ikke def.	ikke def.	0	ikke def.	ikke def.	ikke def.
EQS-grænser normaliseret til 1 % lipid i henhold til *EU (2014)*.						
> EQS (%), 1 % lipid	ikke def.	ikke def.	0	0	0	ikke def.

Tabel 11.5. Indholdet af tjærestoffer (PAH) i muslinger sammenholdt med OSPAR's BAC- og EAC-kriterier samt nationale MKK. Hvor tærskelværdierne ikke er fastlagt, er det angivet med ikke def. Opgørelsen er baseret på den procentvise andel af analyserede prøver (n = 43). Resultater > DG angiver, hvor mange resultater der er fundet over detektionsgrænsen (for summer skal bare et af de summerede tal være over detektionsgrænsen for at tælle med). Se også *tabel 11.4* for PAH'er med EQS-krav.

Tilstand	Naphthalen	Sum af methyl-napthalener	Anthracen	Pyren	Benz[a]-anthracen
> DG (%)	79§	100	12	100	63
> BAC (%)	ikke def.	ikke def.	ikke def.	49	7
> EAC (%)	0	ikke def.	0	0	0
> MKK (%)	0	0	0	ikke def.	ikke def.

§: 10 prøver med intereferens (N/A) ikke medregnet

Organotin - TBT

Koncentrationerne af organotinforbindelsen TBT blev målt i 14 muslinge-prøver i 2021. TBT blev påvist på detektionsgrænse niveau i enkelte prøver, men ingen over OSPAR BAC-niveau på 5 µg TBT/kg VV. Se afsnittet om imposex/intersex for målinger af TBT i strandsnegle i havneområder.

Kviksølv og organiske miljøfarlige stoffer i fisk

Både metaller og en række bioakkumulerbare organiske miljøfremmede stoffer blev analyseret i de fire fiskearter ålekvabbe, skrubber, sortmundet kutling og rødspætte, som i 2021 blev indsamlet på hhv. 8, 6, 3 og 1 station(er) i de danske farvande - i alt 17 stationer hvor der på én station blev analyseret på både ålekvabber og skrubber. Alle stoffer blev analyseret i puljeprøve bestående af muskel/filet eller lever fra 2-25 individer.

Kviksølv

NOVANA-programmet måler kviksølv i fiskemuskel, og der er i 2021 ikke foretaget supplerende målinger af andre metaller.

Indholdet af kviksølv i fisk oversteg i alle ni analyserede muskelprøver baggrundsværdien på 14 µg/kg vådvægt og EQS-værdien på 20 µg kg^{-1} vådvægt (*tabel 11.6)*. Resultaterne var på op til 23 gange EQS-værdien. Den højeste værdi var i skrubber fra Kalvebod (Hvidovre Havn). Da også indholdet af kviksølv i blåmuslinger fra Grådyb tidevandsområde i Vadehavet var markant højere end EQS (ca. en faktor tre) vurderes det, at kviksølv stadig udgør en væsentlig miljørisiko for fiskespisende fugle og pattedyr i de danske farvande, men ikke som fødevare for mennesker.

Der blev i OSPAR og HELCOM fundet syv signifikante tidstrends for kviksølv ud af 70 danske dataserie (nogle fra samme station med forskellige organer (Lever/muskel) eller arter). To af disse viste faldende tendens og fem stigende tendens (*OSPAR (2022) og HELCOM (2022)).*

Tabel 11.6. Indholdet af miljøfarlige stoffer i fisk 2021 sammenholdt med BAC, EQS, EAC og EC (EU-fødevaregrænseværdier). Hvor tærskelværdierne ikke er fastlagt, er det angivet med "ikke def". Opgørelsen viser den procentvise andel af analyserede prøver for Hg, PFOS, HBCDD (n=9), dioxin (n=7) samt fem DDE-resultater. > DG angiver hvor stor en andel af resultaterne, der er fundet over detektionsgrænsen.

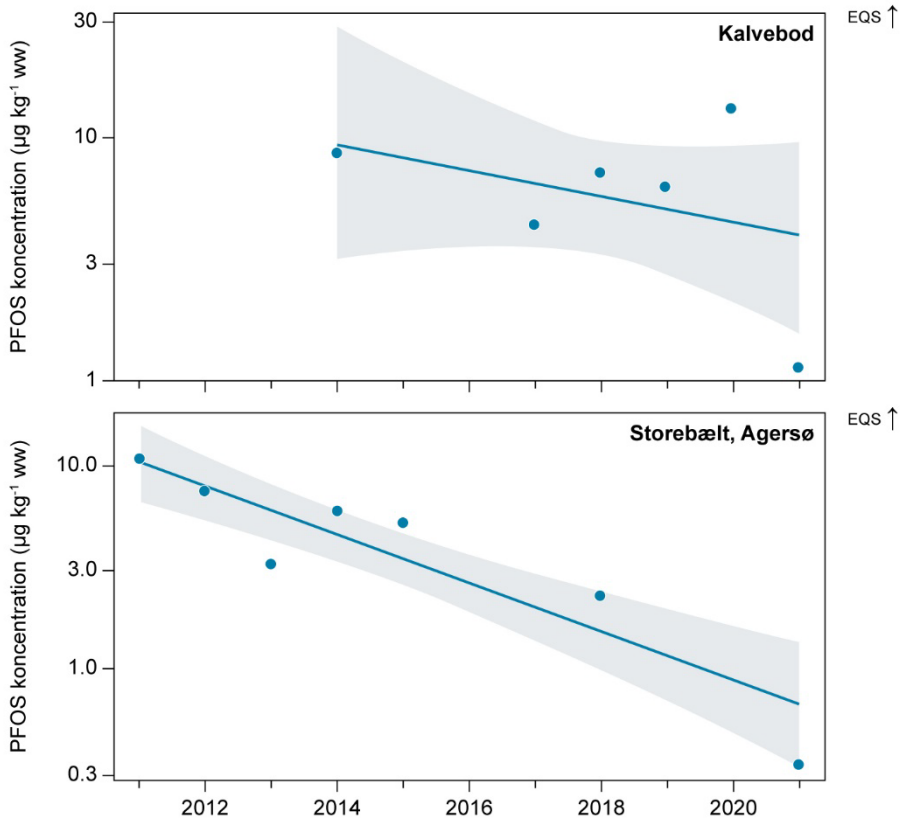
Tilstand	Hg	PFOS	p,p'-DDE (DDT)	Sum PBDE$	Sum HBCDD$
> DG (%)	100	100	100	56	72
> BAC (%)	100	ikke def.	60	Ikke def	ikke def.
> EQS (%)	100	0#	Ikke def	56	0
> EAC (%)	ikke def.	ikke def.	0	Ikke def	ikke def.
EC > (%)	0	ikke def.	Ikke def	ikke def.	ikke def.

#: Målt direkte i lever, uden omregning til muskel (dvs. overfor 9,1 µg/kg og ikke 91 µg/kg som den omregnede grænseværdi for lever ville være).

$: Hvis et af tallene i summen er detekteret, tælles prøven som over detektionsgrænsen. Hvis den halve detektionsgrænse ligges til grund for beregning af summen, vil alle PBDE'er være over EQS.

Organiske miljøfarlige stoffer – PFOS og PFAS

Der er i 2021 kommet ekstra fokus på anvendelsen af PFOS i brandhæmmende skum. Det gælder især på øvelsespladser, hvor PFOS har været brugt i større mængder. Derfor er der i 2021 til 22 målt på PFOS-niveauer i havvand fra kystområder i hele Danmark (*Miljøstyrelsen 2022*).



Figur 11.3. Udvikling i PFOS i fiskelever på stationerne Kalvebod og Agersø

Fra 2011 er der analyseret for fluorerede forbindelser i marine fisk (generelt benævnt PFAS). Der eksisterer kun EQS-værdi for et enkelt PFAS-forbindelse i form af PFOS i fisk. PFOS er den hyppigste forekommende PFAS-forbindelse, fulgt af PFOSA. I NOVANA programmet måles også andre PFAS-forbindelser for at følge om forbuddet mod PFOS ændrer sammensætningen af PFAS'er der findes i det marine miljø. Der arbejdes pt i EU på at få forbudt PFAS stoffer som en gruppe, og på udvikling af grænseværdier for flere PFAS stoffer. EQS-værdien for PFAS er fastsat i forhold til beskyttelse af mennesker ved indtag af fisk (dvs. muskel), men i NOVANA regi analyseres PFOS i lever, da leveren er det væsentligste deponeringsorgan. Der var i 2021 ingen observationer af koncentrationer i lever over EQS'en for muskel på 9,1 µg/kg vådvægt, og i forhold til muskelvæv var niveauet otte gange under EQS'en, selvom leverkoncentrationen forventes at være 5-10 gange højere end muskel (*Larsen & Bossi 2021*). Der foretages ikke normalisering af PFAS til lipid, da PFOS ikke opkoncentreres i det fedtholdige væv, ligesom mange andre biomagnificerende stoffer. De højeste niveauer af PFOS i lever blev i 2021 fundet i Øresund ved Kalvebod (1,1 µg/kg) og Nivå Bugt (0,9 µg/kg). Koncentrationerne var generelt næsten en faktor ti lavere end tidligere undersøgelser, og der har været en signifikant nedadgående tidstrend i Storebælt (Agersø) siden 2011 (*figur 11.3*). Middelværdien for de ni prøver var 0,54 ± 0,33, sammenlignet med 2,4 ± 1,5 µg/kg vådvægt i 2020, endnu en indikation på faldende koncentrationer, selvom der skal tages hensyn til, at der er målt på forskellige stationer og arter mellem de to år.

Organiske miljøfarlige stoffer – bromerede flammehæmmere (PBDE)
Blandt de organiske miljøfremmede stoffer kan især de bromerede flammehæmmere i form af PBDE'er udgøre en risiko for fiskespisende dyr. PBDE blev analyseret i ni muskelprøver og fundet i alle prøver. Især BDE 47 og BDE 209 var ofte forekommende (55 og 88 % af prøverne), herudover blev de øvrige PBDE'er fundet i Kalvebod-prøven (11 %). For alle stationer er summen af PBDE over EQS-værdien på 0,0085 µg/kg, hvis den halve detektionsgrænse indsættes i stedet for 0 (0,012 µg/kg for summen af halve detektionsgrænser). Hvis prøver under detektionsgrænsen sættes til 0, er fem prøver over detektionsgrænsen svarende til, at 56 % af prøverne er over EQS-værdien før normalisering. Den højeste værdi blev målt i prøven fra Kalvebod, hvor koncentrationen var en faktor 15 over EQS-værdien. Lipid-indholdet i prøverne varierede mellem 0 og 7 %, hovedparten omkring 1 %, så normalisering vil i de fleste tilfælde betyde en faktor fem højere værdier, hvilket dog ikke vil ændre på, at 56 % er over EQS-grænsen. EQS-værdien er ikke tidligere anvendt i OSPAR-sammenhæng, fordi den vurderes at være for lav i forhold til forventet effekt af PBDE på toppredatorer, og er baseret på human sundhed og kræftrisiko på under en ud af en million. EU's fødevareorganisation (EFSA) vurderede i 2011, at PBDE ikke udgjorde en sundhedsrisiko (*EFSA 2011*). Samtidig er det målte niveau for PBDE omkring eller under detektionsgrænsen for de bedste metoder, der pt. anvendes til analyserne (laveste individuelle detektionsgrænse i NOVANA er 0,004 µg/kg vådvægt for BDE'erne).

Udover summen af de seks bromerede flammehæmmere måles også HBCDD. Ingen af summerne af HBCDD'er var over EQS-værdien.

Organiske miljøfarlige stoffer – klorerede forbindelser (PCB og dioxin)
For klorerede pesticider (DDT, gamma-HCH og HCB) var der ingen overskridelser af EQS/EAC-værdierne. Men for DDT (målt som nedbrydningsproduktet p,p'-DDE) var tre af fem prøver over BAC (*tabel 11.6*).

For PCB'erne er der fastlagt EAC-værdier baseret på lipid. For dioxiner og dioxin-lignende PCB'er har verdenssundhedsorganisationen (WHO) fastsat nogle risikofaktorer mellem de enkelte stoffer (congener, dvs. stoffer med sammenlignelig struktur og kemiske egenskaber) og det mest giftige dioxin. Det gør det muligt at summere alle dioxiner og furaner til en toksikologisk ækvivalent, WHO-TEQ ved at gange de respektive risikofaktorer på de enkelte congener og lægge dem sammen. I 2005 blev de oprindelige WHO-TEQ-risikofaktorer revideret og nedjusteret for de fleste dioxin-lignende PCB'er, så summen i dag er ca. 20 % lavere for danske fisk i forhold til de ældre WHO-TEQ-formler for summen af dioxin + dioxin-lignende PCB'er. Som for PBDE'erne vil alle prøver, der måles for dioxin, være over fødevarekriteriet, hvis congener under detektionsgrænsen indsættes i WHO-TEQ-formlen som den halve detektionsgrænse.

For de almindelige PCB'er, der ikke har dioxinlignende effekter, var summen af ICES-6 PCB og PCB 153 kun over fødevare- eller EAC-kriterierne i prøven fra Kalvebod. For de dioxinlignende PCB'er var kun PCB 118 over OSPAR's EAC-kriterium for Kalvebod. Blandt de "rigtige" dioxiner og furaner, WHO-TEQ-Dioxin, blev der detekteret mindst ni congenere i prøverne, men samlet var ingen over fødevarekriteriet og EQS-værdien for sekundær forgiftning. For alle PCB'er var mindst 44 % over niveauet "tæt på baggrund" (BAC).

Tabel 11.7. Indholdet af klorerede miljøfarlige stoffer i fisk 2021 med EU fastsatte EQS eller EC, sammenholdt med BAC, EQS, EAC og EC (EU-fødevaregrænseværdier). Hvor tærskelværdierne ikke er fastlagt, er det angivet med "ikke def". Opgørelsen viser den procentvise andel af analyserede prøver (n = 7 for dioxin og 9 for andre organiske stoffer). Resultater > DG angiver, hvor stor en andel af resultaterne, der er fundet over detektionsgrænsen.

Tilstand	WHO-TEQ Dioxin	WHO-TEQ dioxin+d.l.PCB	ICES-6 PCBs	PCB 118	PCB153
> DG (%)	100	100	100	100	100
> BAC (%)	Ikke def.	Ikke def.	71	44	89
> EQS (%)	0	ikke def.	0	Ikke def	Ikke def
> EAC (%)	ikke def.	Ikke def.	Ikke def.	11 (lipid basis)	11 (lipid basis)
> EC$^{\$}$ (%)	100	100	0	Ikke def	ikke def.

Biologiske effekter i blåmuslinger og ålekvabbe

De biologiske effekter af miljøfarlige stoffer undersøges ved forskellige biologiske effektindikatorer i muslinger og fisk.

Ålekvabbe og blåmusling anvendes i overvågningen som indikator for forekomst af effekter af miljøfarlige stoffer på kystnære dyr. Overvågningen af biologiske effekter er i perioden 2020-2021 blevet udført koordineret med undersøgelserne af miljøfarlige stoffer. I denne periode blev ålekvabbe indsamlet på stationen Kalvebod ved Hvidovre Havn. Her blev ålekvabber undersøgt for forekomst af de PAH-specifikke biologiske effektindikatorer for CYP1A-aktivitet (målt som EROD) og niveauet af PAH-metabolitter i galde samt den mere generelle effektindikator reproduktiv succes, som også omfatter undersøgelser af forekomsten af fejludviklede unger. CYP1A-aktivitet i fisk blev kun undersøgt i 2021. Blåmuslinger blev indsamlet til undersøgelserne af lysosomal membranstabilitet på stationerne Nivå Bugt og Agersø.

De biologiske effektindikatorer bliver holdt op imod vurderingskriterier, som er udviklet i regi af ICES (*tabel 11.8*). Disse vurderingskriterier er også anvendt i forbindelse med OSPAR's og HELCOM's vurderinger af sådanne miljødata. Der er for de pågældende indikatorer både fastsat baggrundsniveauer for det

biologiske respons, som svarer til den øvre grænse for variationen i et naturligt responsniveau (BAC), og en EAC-værdi, som vurderes at svare til et responsniveau, hvor der er risiko for, at der kan forekomme væsentlige økotoksikologiske effekter i havmiljøet *(ICES 2012*; *OSPAR 2013)*.

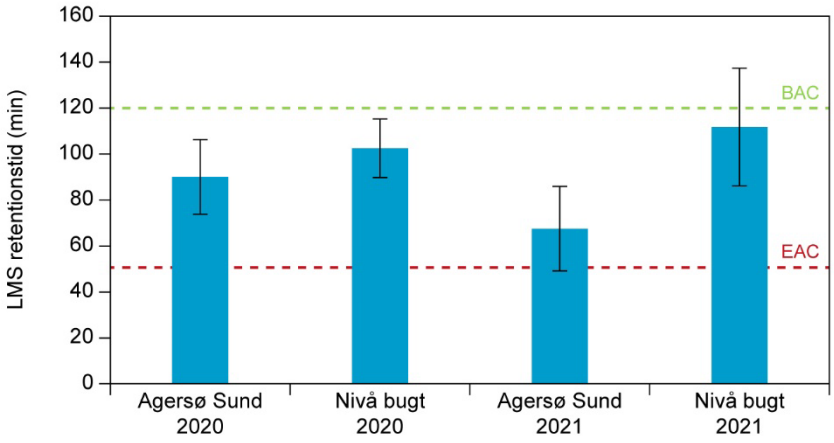
Tabel 11.8 Vurderingskriterier for de biologiske effektindikatorer for ålekvabbe og blåmusling. Værdier er angivet for dels baggrundsresponsniveauer (BAC) og miljøvurderingskriteriet (EAC), hvis tilgængeligt *(OSPAR 2013)*.

Effektindikator	BAC	EAC
Ålekvabbe		
CYP1A-aktivitet (pmol min-1 mg protein-1)*	*10*	-
PAH-metabolitter (ng ml-1)	*92*	-
Andel af unge med misdannelser (type B-G)	1%	2%
Andel af sent døde unger (type A)	2%	4%
Andel af tidligt døde unger (type 0)	2.5%	5%
Andel af fejludviklede unger totalt (alle typer)	5%	10%
Blåmusling		
Lysosomal stabilitet (retentionstid min)	120	50

* målt i S9-fraktion af leverekstrakt. Den fraktion er opnået fra leverhomogenat ved centrifugering ved 9000 g i 10 minutter i et passende medium; denne fraktion indeholder cytosol og mikrosomer. Mikrosomkomponenten i S9-fraktionen indeholder cytochrom P450-isoformer (fase I-metabolisme) og andre enzymer.

Lysosomal membranstabilitet

Undersøgelserne af lysosomal membranstabilitet i blåmusling fra tre stationer i hhv. Nivå Bugt og Agersø viste retentionstider på 68-112 minutter i middel (*figur 11.4*). Sammenholdt med kvalitetskriterier, BAC og EAC, som er i området mellem 50 og 120 min., afviger responsniveauet fra et naturligt baggrundsniveau men overskrider ikke EAC, da det er niveauer *under* EAC værdien der er forbundet med risiko. Resultaterne tyder derfor på, at muslingerne ikke er udsat for væsentlig miljøpåvirkning af miljøfarlige stoffer.

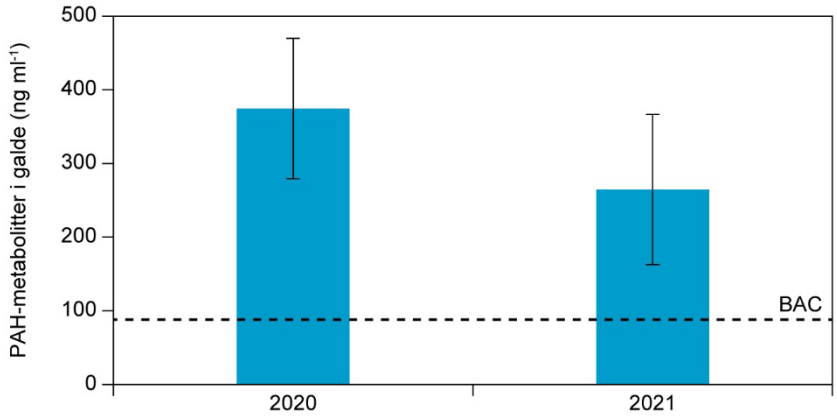


Figur 11.4. Lysosomal membranstabilitet (LMS) i blåmuslinger fra to forskellige kystnære områder i 2020 og 2021 (middel ± 95 % konfidensinterval).

PAH-specifikke effektindikatorer

Effektundersøgelserne af ålekvabbe i 2020 og 2021 viste forhøjede niveauer for den PAH-specifikke effektindikator PAH-metabolitter i galde ved stationen i Kalvebodløbet ved Køge Bugts nordlige del (*figur 11.5*). Niveauet af PAH-metabolitter i galde var begge år væsentligt højere end baggrundsresponsniveauet (BAC) fastsat af ICES (*tabel 11.8*).

Figur 11**.5.** Niveauet af den PAH-specifikke effektindikator i ålekvabbe: PAH-metabolitter i galde undersøgt ved Kalvebodløbet i 2020 og 2021 (middel ± 95 % konfidensinterval).

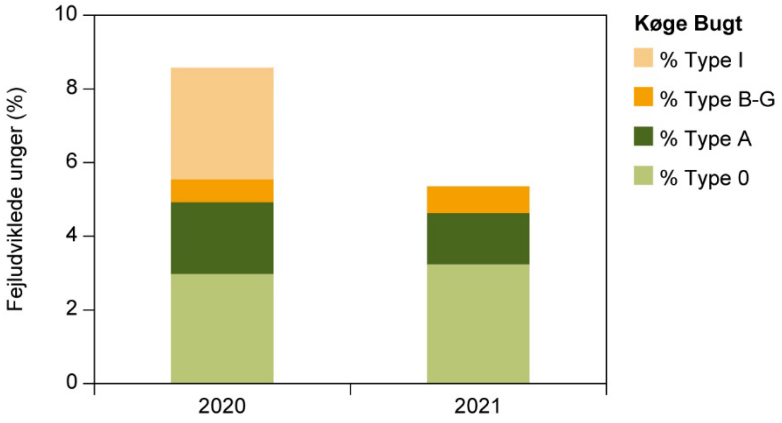


Den anden PAH-specifikke effektindikator, CYP1A aktivitet i lever fra ålekvabbe i Kalvebod i 2021 var 10.8 pmol min^{-1} mg $protein^{-1}$ og dermed lidt højere end baggrundsrespons-niveauet (BAC) fastsat af ICES (*tabel 11.8*).

Forekomst af fejludviklede unger hos ålekvabbe

Ved undersøgelserne af ålekvabbeunger fra to stationer i 2020 og 2021 blev der fundet flere forskellige typer af fejludviklede unger (*figur 11.6)*. Dette omfattede både tidligt døde unger (type 0), sent døde unger (type A), synlige misdannelser af bl.a. indvolde, skelet (bl.a. spiralformet rygrad), hoved, øjne og siamesiske tvillinger (type B-G) og dværge (type I) (*Strand 2013*). Niveauet var begge år over BAC-værdierne (*tabel 11.8*) for både andelen af tidligt døde unger (type 0) og andel af fejludviklede unger totalt (alle typer).

Figur 11.6. Forekomst af fejludviklede unger hos ålekvabbe fra Kalvebodløbet i 2020 og 2021 angivet som middelværdi af hhv. tidligt døde unger (type 0), sent døde unger (type A), synligt misdannede unger (type B-G) og unger med signifikant lavere vækst end resten af kuldet (type I).



Undersøgelser af reproduktiv succes i amphipoder

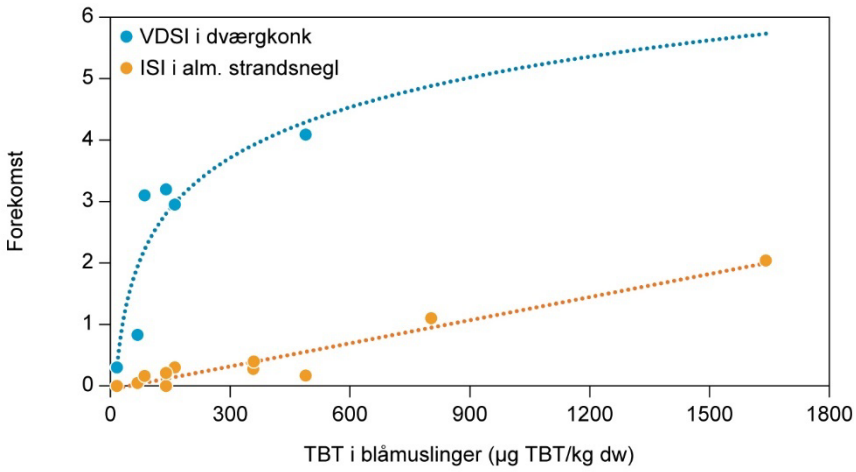
Et pilotprojekt blev udført i 2020 og 2021 med det formål at undersøge anvendeligheden af reproduktiv succes i amphipoder (*Gammarus spp.*) (tangloppe), som indikator for eksponeringen til miljøfarlige stoffer (MFS) i danske kystfarvande.

Undersøgelsen omfattede subletale responsundersøgelser i reproduktion hos tanglopper i form af fejludvikling i embryo fra fem områder – to referenceområder, Nivå bugt og Vellerup Vig, og fra tre områder, der antages at være mere forurenet med MFS, Svanemøllen Havn, Holbæk Marina og Korsør Marina.

Niveauerne og tærskelværdierne for andelen af misdannede embryo fra forurenede områder var over basisværdier, som er præsenteret i "HELCOM supplementary indicator report" (*HELCOM 2018*). Resultaterne indikerer, at fejludvikling i embryo hos amphipoder (*Gammarus spp.*) (tangloppe) er en følsom biologisk indikator, der gør det muligt at detektere subletale effekter af MFS. Resultaterne er uddybet i *Tairova & Strand, 2022*.

Undersøgelser af TBT og effekter i kystnære havsnegle i danske havneområder
I 2020 og 2021 blev der indsamlet dværgkonk (*Nassius reticulata/nitida*) og almindelig strandsnegl (*Littorina littorea*) fra en række danske havne og marinaer på Sjælland, Fyn og i Jylland for at undersøge forekomsten af imposex og intersex, som tegn på hormonforstyrrelser forårsaget af tributyltin (TBT). Tributyltin har tidligere været udbredt anvendt i bundmalinger til skibe. Samtidigt blev der indsamlet blåmuslinger til analyse for indholdet af TBT fra disse havneområder.

Undersøgelserne viste, at imposex i dværgkonk og intersex i almindelig strandsnegl stadigvæk forekommer i en række danske havne, og at der er en tydelig sammenhæng til de målte niveauer af TBT (*figur 11.7*). De højeste niveauer af TBT og TBT-effekter blev fundet i Nordhavn fiskerihavn på Sjælland. Det er også tydeligt, at dværgkonk er en markant mere følsom indikatorart, med en OSPAR/HELCOM EAC-grænse på 0,3 for VDSI, sammenlignet med alm. strandsnegl som ikke har nogen EAC-værdi. Til gengæld er alm. strandsnegl er mere udbredt og kan derfor anvendes som supplement i områder hvor dværgkonk ikke findes. Der blev fundet tegn på, at der forekommer sterile snegle af både dværgkonk (VDSI>4) og alm. strandsnegl (ISI >1) i de mest forurenede havneområder. Figur 11.7 viser middelværdierne for VDSI og ISI i populationer fra havnene.



Figur 11.7. Forekomst af imposex i dværgkonk (VDSI) og intersex i almindelig strandsnegl (ISI) ved målte niveauer af TBT (µg TBT kg-1 dw).

Sammenfatning

- Indholdet af kviksølv var over EQS i alle fiskeprøver, og 23 % af de 43 muslingeprøver var også over EQS. Et niveau som ser ud til at være stabilt og kan give uønskede effekter på fiskespisende rovdyr. Skrubber fanget syd for Kalvebod var fortsat tæt på fødevaregrænseværdien.
- For cadmium og bly var resultaterne i muslinger i 58-70 % af tilfældene over MKK-værdien, men under fødevaregrænseværdierne.

- Alle dioxinniveauer var under TEQ-EQS, uanset om der anvendes 0 for prøver under detektionsgrænsen eller under kvantifikationsgrænsen. Niveauet ved Kalvebod var generelt en faktor 10 højere end i prøver fra de øvrige fiskestationer.
- Alle PFOS-værdier var under den eksisterende EQS på 9 µg/kg VV og den forventede fremtidige på 7 µg/kg VV, til trods for at de er målt i lever, som forventes at være en faktor 10 højere end muskelkoncentrationerne.
- Intersex (ISI) i strandsnegl er påvist i mange danske havne og korreleret til TBT-indholdet i blåmuslinger fra samme områder
- Imposex (VDSI) i dværgkonk viser stadig påvirkning af TBT i mange områder i åbne danske farvande.
- Niveauet af lysosomal membranstabilitet undersøgt i blåmuslinger fra to stationer tyder ikke på, at muslingerne har været udsat for væsentlig påvirkning af miljøfarlige stoffer på de to undersøgte stationer.
- Niveauet af PAH-metabolitter i galde fra ålekvabber var over BAC-værdien i fisk i Kalvebodløbet. CYP1A-aktivitet, der også responderer på PAH-eksponeringen, var også lidt over BAC-værdien i Kalvebodløbet.
- Andelen af tidligt døde unger (type 0) og andel af fejludviklede unger totalt (alle typer) var over BAC-værdien i fisk fra Kalvebodløbet både i 2020 og 2021.
- HELCOM's indikator for reproduktiv succes i amphipoder (tanglopper) er undersøgt for danske arter. Indikatoren giver et følsomt biologisk respons, der kan anvendes til at detektere subletale effekter af miljøfarlige stoffer.

12. Marint affald

Jakob Strand

Den nationale marine overvågning af marint affald med kobling til Danmarks Havstrategi I og II har frem til 2021 omhandlet følgende indikatorer:

- Marint affald på referencestrande i Danmark (mængder og sammensætning af affaldsstykker pr. 100 meter)
- Marint affald på havbunden (antal affaldsstykker pr. km^2)
- Mikroaffald/mikroplastik i sediment og havvand
- Plastik i maveindholdet i havfugle, fisk og havpattedyr

Status for denne overvågning er rapporteret andetsteds, og for nogle af parametrene foreligger der endnu ikke rapporter med de nyeste data. Nedenfor er givet en kort status for de udførte overvågningsaktiviteter, referencer og link til publicerede rapporter med data fra 2021 samt en kort sammenfatning af DCE-rapporterne.

Marint affald langs strande (DCE, KIMO Danmark)

Feld L, Metcalfe RA & Strand J 2022. Overvågning af marint affald i Danmark i 2021 – Mængder, sammensætning og trends. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 20 s. – Teknisk rapport nr. 222, http://dce2.au.dk/pub/TR222.pdf

Sammenfatning

Denne rapport beskriver resultaterne fra den nationale overvågning af marint affald ved seks referencestrande i Danmark i 2021. Derudover beskrives trends for udviklingen i mængderne af affald bestemt som antal genstande på strandene igennem perioden 2015-2021, hvor der er blevet foretaget systematiseret overvågning.

Overvågningen gennemføres ved indsamling af marint affald på strandene og efterfølgende klassificering af affaldet. Ved overvågningen i 2021 var medianværdien af antallet af affaldsgenstande registreret fra de danske referencestrande på 152 genstande per 100 m strand. Denne medianværdi er højere end EUs tærskelværdi på 20 affaldsgenstande per 100 m strand, som blev vedtaget i 2020 (*van Loon m.fl. 2020*). Der var en betydelig variation mellem strandene beliggende i de forskellige sub-regioner, hvor medianværdier for Nordsø/Skagerrak var 349 genstande per 100 m, Kattegat 252 genstande per 100 m og Østersøen 47 genstande per 100 m.

Affald bestående af plastik udgjorde den overvejende del af det marine affald på strandene med i gennemsnit 81 % af alle registrerede genstande (ekskl. paraffin) ved overvågningen i 2021. Blandt de hyppigste affaldstyper på de danske strande var de tre affaldskategorier, der repræsenterer uidentificerbare fragmenter af forskellige plasttyper, nemlig uidentificerbare plastfragmenter 2,5-50 cm (G79), skumplast af polystyren 2,5-50 cm (G82) og skumplast (hårdt og blødt skum (G73)). Alle tre typer var at finde på Top15 listerne inden for de tre danske sub-regioner. Engangsplastik (SUP) udgjorde 15-25 % af det totale affald på de danske strande, og specifikke affaldstyper som slikpapir/chipsposer (G30) og plastlåg og kapsler fra drikkevarer (G21) var at finde på Top15

listerne i alle sub-regioner. Derudover var også bl.a. store bæreposer (G3), vatpinde (G95) og madbeholdere inkl. fastfoodbeholdere (G10) blandt de hyppigste typer af SUP-genstande. Maritime aktiviteter udgjorde en særlig stor kilde til affald på strandene ved Nordsø/Skagerrak, hvor fiskeri-relateret affald repræsenterede ca. 30 % af det totale affald, og snor (diameter <1 cm) (G50) og net og stykker af net <50 cm var henholdsvis nr. 1 og nr. 3 på Top15 listen.

Den tidslige udvikling i mængderne af affald for perioden 2015-2021 viser, at der overordnet set er en svagt faldende tendens i antallet af affalds-genstande på de danske referencestrande ($P < 0,001$), som dog for de enkelte strande kun er signifikant ($P < 0,05$) for Østersø-strandene ved Pomlenakke og Kofoeds Enge.

Plastik i maveindholdet i havpattedyr (DCE)

Mikkelsen L., Strand J. & Kyhn L.A. (2022). Screening for plastik i havpattedyr. Forekomst og sammensætning. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 26 s. - Teknisk rapport nr. 230, http://dce2.au.dk/pub/TR230.pdf

Sammenfatning

Dette studie har undersøgt forekomsten af plastik i maver og tarm fra danske havpattedyr. Studiet har set på 86 maver, der fordeler sig på 26 marsvin, 50 spættede sæler og 10 gråsæler. I alt er fire stykker plastikpartikler fundet, som allesammen blev fundet i maver fra spættet sæl. Der blev ikke fundet plastik i maverne fra marsvin eller gråsæl. Tre af de fire stykker plastik var identificerbare og blev identificeret som hhv. to fragmenter af plastpolymererne PVC og nitril-gummi samt fibre af polyamid (nylon) og akryl (i en fiberklynge). Samlet set blev der fundet plastik i 5 % af alle analyserede maver. Hvis man alene fokuserer på de spættede sæler, blev der fundet plastik i 8 %. Derudover blev der analyseret 18 stykker tarme fra 14 spættede sæler, to marsvin og en gråsæl. Niveauer af syntetiske fibre var ikke højere end kontrolprøver og kunne derfor ikke skelnes fra baggrundskontamination. Til sammenligning blev der undersøgt 20 maver og 10 tarme fra ringsæl fra Østgrønland, som må forventes at leve i et mere pristint miljø end i Danmark. Der blev ikke fundet plastik i maverne fra ringsæl eller niveauer af fibre i tarmene over baggrundskontamination.

Marint affald på havbunden (DTU-Aqua)

Information om fangst af affald i trawlundersøgelser i danske farvande for perioden er tilgængeligt fra de internationalt koordinerede IBTS og BITS undersøgelser, som udføres i hhv. Nordsøen/Kattegat og Østersøen. Moniteringen er sket i henhold til internationale retningslinjer under ICES. Ved hver trawlstation blev mængden af plastik, sten, træ, glas, metal og andet menneskeskabt affald målt i gram og i senere undersøgelser talt i antal. Data er indrapporteret af DTU-Aqua til DATRAS dataportalen hos ICES (http://www.ices.dk/data/data-portals/Pages/DATRAS.aspx).

Mikroaffald/mikroplastik i sediment (Ålborg Universitet)

Sedimentprøver er indsamlet fra indre farvande, og Nordsøen i 2018, 2020 og 2021. Data er rapporteret i:

Liu F., Lorenz C. & Vollertsen J. (2021). Havstrategi – Analyse af mikroplastpartikler i sedimenter. Rapport fra Ålborg universitet, 64 s.
https://mst.dk/media/248055/mikroplast-sediment-2022.pdf

Mikroaffald/mikroplastik i havvand (NIVA Danmark)
Ingen overvågning i 2021. Undersøgelser af mikroplastik i vandsøjlens overfladelag fra kystnære områder, hvor der anvendes mantatrawl til prøvetagningen, er igangsat i 2022.

I et testforsøg i 2019-2020 blev indholdet af mikroplastik undersøgt i havvand fra de indre danske farvande, hvor prøverne blev indsamlet med en FerryBox på Oslo-Kiel-færgen. Data er rapporteret i:

Bavel B.v, L. Lusher A.L., Jaccard P.F., Pakhomova S., Singdahl-Larsen C., Andersen J.H. & Murray C. (2020). Monitoring of microplastics in Danish marine waters using the Oslo-Kiel ferry as a ship-of-opportunity, Norwegian Institute for Water Research, NIVA report 7524-2020, 35 s.
https://niva.brage.unit.no/niva-xmlui/bitstream/handle/11250/2678966/7524-2020_trykk.pdf?sequence=1&isAllowed=y

Lusher A.L., Singdahl-Larsen., Jaccard P.F., Bavel B.v. Valestrand L., Harvey E.T. & Andersen J.H. (2021). Frequent sampling of microplastic particles in surface waters in the open parts of the Kattegat and Great Belt, Denmark. Report from NIVA Denmark Water Research, REPORT SNO. 7601-2021. https://niva.brage.unit.no/niva-xmlui/bitstream/handle/11250/2735983/7601-2021+high.pdf?sequence=2

Plastik i maveindholdet i havfuglen mallemuk (DCE)
Der var ingen national overvågning i 2021. DCE er fra 2022 i samarbejde med Dansk Ornitologisk Forening (DOF) begyndt at indsamle strandede mallemukker fra Skagen til brug for overvågning af plastik i maveindholdet i havfugle. De seneste data er rapporteret i:

Van Franeker J.A., Kühn S., Pedersen J. & Hansen P.L. (2018): Fulmar Litter EcoQO monitoring in Denmark 2002-2017. Report for the Danish Environmental Protection Agency. Wageningen Marine Research Den Helder, The Netherlands. 25 pp. https://mst.dk/media/183486/malemukker2017.pdf

Mikroaffald/mikroplastik i fisk eller anden biota
Ingen planlagt overvågning i 2021.

13. Ikke-hjemmehørende arter

Peter Anton Upadhyay Stæhr

Den nationale marine overvågning af ikke-hjemmehørende arter (NIS) omhandler registrering af disse arter i tilknytning til den eksisterende overvågning samt overvågning ved brug af e-DNA. Aarhus Universitet/DCE gennemfører et projekt vedrørende overvågning af NIS i havne samt et projekt omkring identifikation af NIS i Vadehavet og vurdering af påvirkning og betydning af spredningsveje. Disse projekter vil danne grundlag for den fremtidige nationale overvågning af NIS i havne og Vadehavet samt vurdering af spredning og påvirkninger.

Aarhus Universitet/DCE er med baggrund i ovenstående overvågning ved at udarbejde rapporterne:

Stæhr PAU, Andersen NR, Andersen KR, Buur H, Jakobsen HH, Winding A & Sapkota R. (2023, in review). Havneovervågning af ikke-hjemmehørende arter 2021-2022, under havstrategiens deskriptor 2 – ikke-hjemmehørende arter. Videnskabelig rapport fra Aarhus University, DCE – Danish Center for Environment and Energy.

Sapkota R, Stæhr PAU, Winding A, Andersen NR, Buur H & Hablutzel P (2023, in review). Use of metabarcoding to detect non-indigenous species in Danish harbors - Methods comparison. Videnskabelig rapport fra Aarhus University, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. xxx

Staehr, P.A.U., Jakobsen, H.H. (2023, in review). Testing the D2C1 GES indicator for marine non-indigenous species with long-term data from Danish Seas. Videnskabelig rapport fra Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy nr. xxx

Aarhus Universitet/DCE har desuden sammen med MST opdateret og kvalitetssikret NIS-bruttolisten (link nedenfor). Data indgår i de kommende statusvurderinger af NIS-indikatoren (D2C1) i Nordsøen og Østersøen (QSR2023 og HOLAS III) samt i havstrategiens analyse af god miljøtilstand (GES). Data for danske NIS er ydermere anvendt i en opdatering af NIS i AquaNIS-databasen.

Link til bruttoliste: https://mst.dk/natur-vand/natur/invasive-arter/hvilke-arter-er-invasive/ under fanen "Ikkehjemmehørende arter i Danmark".

14. Sedimentkemi

Signe Høgslund & Jacob Carstensen

Et sediment med god bioturbation indeholder en mosaik af reducerede og oxiderede zoner. Foto: Signe Høgslund.

Den bløde havbund, som også kaldes marine sedimenter, er en vigtig del af det marine økosystem. Sedimentets store lager af organisk stof og næringsstoffer har en vigtig regulerende funktion i økosystemet. Sedimentet påvirker den sæsonmæssige iltbalance i bundvandet, forekomsten af giftig svovlbrinte og frigivelse af næringsstoffer til vandsøjlen, som igen påvirker væksten af planteplankton. Desuden udgør sedimentet det fysiske substrat, hvor bundplanter forankres, og hvor bundfaunaen har sit levested. Sedimentets sammensætning og stofomsætning kan derfor påvirke den økologisk tilstand både i vandsøjlen og direkte i havbunden.

Lagringen af kulstof, kvælstof og fosfor og frigivelsen af næringsstoffer fra havbunden afhænger af tilførslen af organisk stof. Mellem 25 og 50 % af planktonalgernes produktion når havbunden i kystnære sedimenter (Jørgensen 1996). Mens det døde organiske stof synker ned gennem vandsøjlen mod bunden, bliver det delvist eller helt nedbrudt. Transporttiden til bunden, som bl.a. bestemmes af vandsøjlens dybde og lagdeling, har betydning for, hvor meget af primærproduktionen der når sedimentet og for omsætteligheden af det sedimenterede organiske stof. Desuden modtager nogle områder betydelige mængder organisk materiale fra land, der transporteres med vandløb ud i havmiljøet.

Havbunden modtager kvælstof og fosfor sammen med det organiske stof, der sedimenterer. Næringsstofferne er optaget og indbygget i den biomasse, der synker ned gennem vandsøjlen. Dvs. at næringsstoffer, som planteplankton har optaget fra havvandet, senere kan frigives fra sedimentet og danne grundlag for ny produktion. Sedimentet recirkulerer dermed en del af tilførslerne fra land, hvilket nogle gange betegnes som intern belastning.

Der er stor forskel på, hvor meget sedimentet bidrager til planktonnets næringsstofbehov. Af det kvælstof og fosfor, som plankton i fjorde og kystvande optager fra vandsøjlen, stammer henholdsvis 15-32 % og 17-100 % fra sedimentets recirkulerede næringsstofpulje (*Boynton m.fl. 2018; Knudsen-Leerbeck m.fl. 2017*). Det er især i sommer- og de tidlige efterårsmåneder, hvor tilførslen af næringsstoffer fra land er lavest, at de recirkulerede næringsstoffer fra sedimentet har betydning for vandsøjlens primærproduktion (*Knudsen-Leerbeck m.fl. 2017*).

Sedimentet returnerer dog ikke direkte de næringsstoffer, der bliver tilført med det organiske materiale. Noget lagres over varierende tidsskalaer, og en

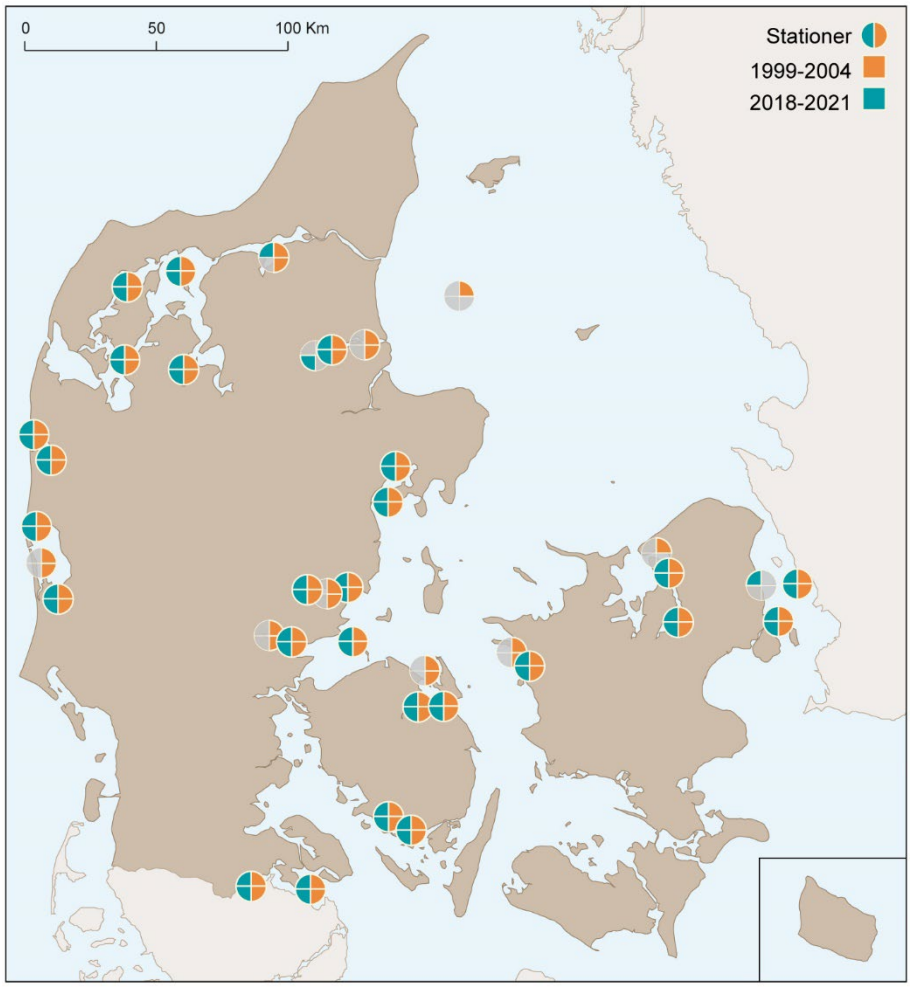
andel fjernes via bakteriers denitrifikation, hvor kvælstoffet bringes på gasform. Nedbrydningen af organisk stof i sedimentet betyder, at en del af det bundne kvælstof frigives til bundvandet i form af ammonium og i mindre grad nitrat, og at der også frigives fosfor fra sedimentet.

Det er således nedbrydningen af organisk stof, der driver omsætning og udvekslingen af stoffer mellem havbund og bundvand. Nedbrydningen af organisk stof i sedimentet beskrives som et eksponentielt henfald, hvor det tilbageværende organiske stof er mindre og mindre nedbrydeligt og indeholder mindre og mindre kvælstof og fosfor ift. kulstof (*Canfield 1994; Westrich & Berner 1984*). Derfor er der en relativ stor næringsstoffrigivelse fra nyligt sedimenteret organisk stof, imens ældre puljer af organisk stof omsættes langsomt og har et mindre bidrag til udvekslingen af næringsstoffer mellem sediment og bundvand. Faldet i omsætningshastigheden over tid betyder også, at restpuljen af organisk stof og tilknyttede næringsstoffer udtømmes tiltagende langsomt.

Pga. den store omsætning, der foregår i sedimentets øverste lag, bliver ilten i sedimentet hurtigt opbrugt, og sedimenter med stor organisk stoftilførsel, som de danske, er stort set iltfrie. Der findes kun ilt i de øverste få millimeter af den danske bløde havbund og rundt om bundfaunaens gange og fordybninger i sedimentet. Her, i det tynde iltholdige lag, foretager mikroorganismer og fauna en del af nedbrydningen af det organiske stof. Resten af nedbrydningsaktiviteten foregår uden ilt længere nede i sedimentet og i sedimenter med stor organisk stoftilførsel er de iltfrie mikrobielle nedbrydningsprocesser dominerende (*Canfield 1994*). Begge typer omsætning, både den der foregår i den iltholdige og den der foregår i den iltfrie zone, bidrager til udvekslingen af stoffer mellem sediment og bundvand.

I lavvandede områder betyder den tætte kobling mellem sediment og vandsøjle, at ændringer i primærproduktionen forplanter sig til sedimentets indhold af kulstof, kvælstof og fosfor. En øget primærproduktion giver en øget stoftilførsel og et højere indhold af kulstof og næringsstoffer i sedimentet (*Jørgensen m.fl. 2022*). Omvendt er der tegn på, at der i systemer, hvor primærproduktionen er faldende pga. reduceret næringsstoftilførsel, sker en reduktion af sedimentets puljer af organisk stof, kvælstof og fosfor og ligeledes en reduktion i frigivelsen af næringsstoffer fra sedimentet til bundvandet. I de få områder - Chesapeake Bay og Boston Harbour i USA, hvor man løbende har fulgt afviklingen af de opbyggede næringsstofpuljer i sedimentet, har målingerne vist, at sedimentet responderer forholdsvist hurtigt på reducerede tilførsler af organisk stof, og at den væsentligste andel af afviklingen foregår i løbet af få år efter, at den organiske stoftilførsel nedsættes (*Testa m.fl. 2022; Tucker m.fl. 2014*).

I dette kapitel beskrives de danske kystsedimenters indhold af organisk stof og næringsstoffer. Derefter behandles ændringer i sedimentets puljer af organisk stof, totalt kvælstof, totalt fosfor og jernbundet fosfor over en periode på 20 år. I perioden fra 1999 til 2003 blev sedimentpuljerne bestemt på 35 stationer i de indre danske farvande (*figur 14.1*), og 27 af disse stationer er blevet genbesøgt to gange i perioden fra 2017-2021. Stationerne repræsenterer 20 forskellige fjorde og kystområder. Dette dataset danner grundlag for at belyse, om reduktionen af tilførsel af næringsstoffer har påvirket puljerne af kulstof, kvælstof og fosfor i de kystnære marine sedimenter de seneste 20 år.



Figur 14.1. Placering af sedimentstationer. Stationerne er besøgt en til fire gange og en kvart udfyldt cirkel angiver et besøg i perioden 1999-2004 (orange) eller perioden 2018-2021 (blå). En fuld farvet cirkel angive således 4 besøg på stationen.

Metoder og datagrundlag

Undersøgelser af marine sedimenter har været en del af det nationale overvågningsprogram for vandmiljø og natur 2017-2021. Hvert år besøges 11-12 stationer i januar, februar eller marts måned. På hver station indsamles sedimentkerner, og der måles total kvælstof (N), total fosfor (P), jernbundet fosfor, tørstof, vægtfylde og organisk stof (glødetab) i et dybdeprofil, der i syv dybder dækker de øverste 10 centimeter af sedimentet.

Bestemmelse af sedimentkarakteristika og næringsstofpuljer er foretaget iht. den tekniske anvisning "Næringsstoffer i sediment" TA nr. M23 (*Fossing, 2018*).

I perioden 1999 til 2003 blev der under NOVA-programmet foretaget sedimentundersøgelser på de samme stationer samt yderligere otte stationer (*figur 14.1*) med samme metode, som beskrevet ovenfor. Disse data danner sammen med de seneste fem års overvågningsdata grundlag for opgørelserne af sedimentpuljer, der vises i dette kapitel.

I kapitlet præsenteres middelniveauer for indholdet af organisk stof, kvælstof og fosfor for 20 kystnære områder i Danmark. Middelværdierne er beregnet med en statistisk model, og det samme gælder konfidensintervallerne. Alle undersøgte variable er modelleret som lognormal-fordelte, og derfor er konfidensintervallerne asymmetriske omkring middelværdien. Den statistiske model er beskrevet i detaljer i *bilag 6*.

Organisk stof og næringsstoffer i marine sedimenter

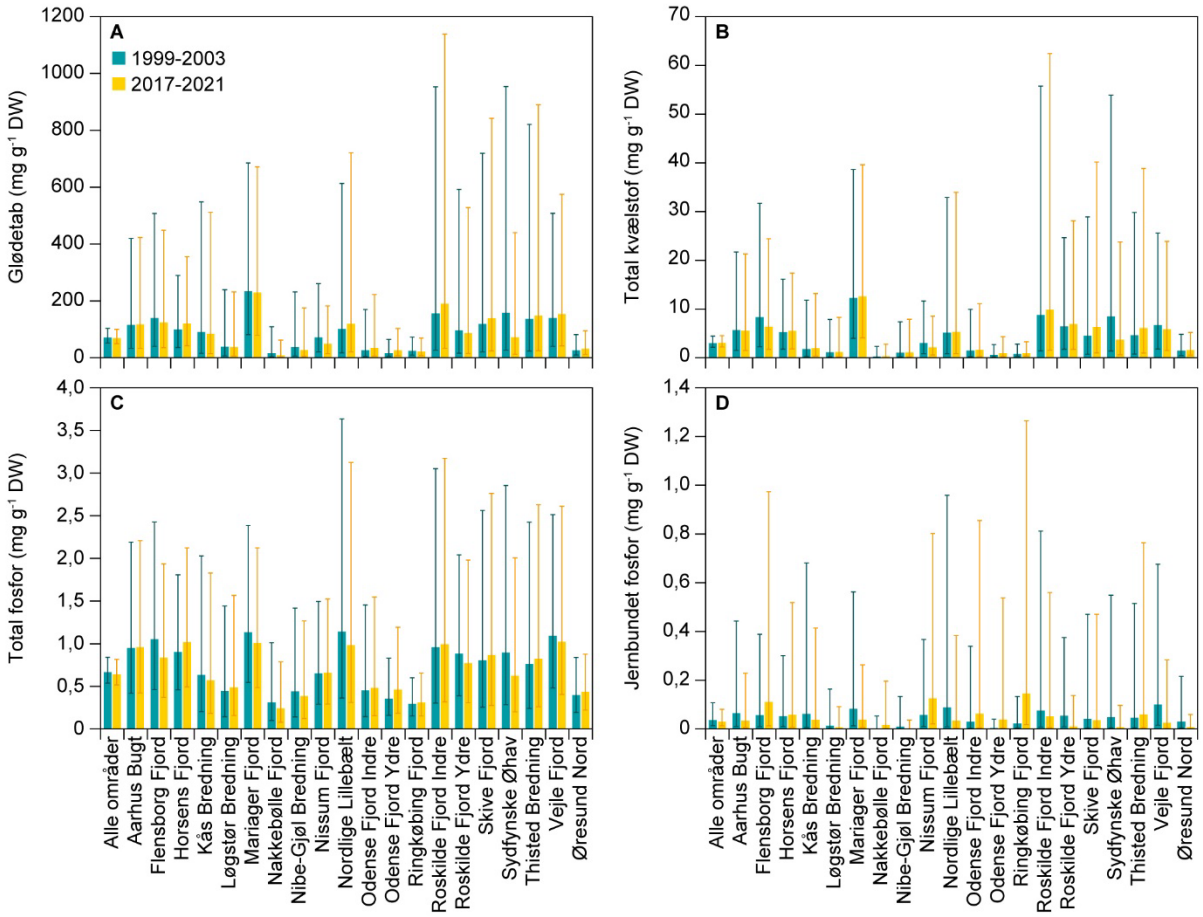
Organisk stof

Middelniveauet (øverste 10 cm) af det organiske stofindhold, målt som glødetab, er vist for hvert af de 20 undersøgelsesområder for de to perioder 1999-2003 og 2017-2021 i *figur 14.2 A*. Middelværdien for alle områder er også afbildet og ligger på henholdsvis 73 og 70 mg pr. g tørvægt for de to perioder, dvs. at omkring 7 % af tørstofindholdet udgøres af organisk stof. Det gennemsnitlige organiske stofindhold i områderne lå mellem 10 og 236 mg pr. g tørvægt (Nakkebølle Fjord og Mariager Fjord).

Variationen i det organiske indhold inden for de enkelte områder er stor, hvilket fremgår af de brede konfidensintervaller for områderne. Intervallerne dækker over lokaliteter med dyndet organisk rigt sediment til sandet sediment med et lille organisk indhold inden for hvert område. Den store variation inden for områderne (~142 %) gør, at der ikke er statistisk signifikante forskelle i det organiske stofindhold mellem områderne.

Mariager Fjord er det af områderne med det højeste middelniveau af organisk stof. Det er både prøvetagningsstationer i "Dybet" og stationen øst for Stinesminde, som er rige på organisk materiale. Der findes ikke større kilder til organisk materiale fra land, som større vandløb eller kraftig kysterosion i Mariager Fjord, så det organiske materiale i bunden er hovedsageligt fra sedimentation af lokal planktonproduktion og tilførsel fra Kattegat.

Der er en tendens, som dog ikke er statistisk signifikant, til et højere organisk indhold i inderfjordene vs. yderfjordene i Odense Fjord og Roskilde Fjord. Variationen i indholdet af organisk stof i Odense Fjord er beskrevet af *Valdemarsen m.fl. (2014)*, og resultaterne herfra er samstemmende med de gennemsnit og intervaller, som NOVANA-data viser. Områder med ålegræs, som ikke dækkes af den nationale overvågning af havbundens organiske puljer, har en tendens til mere organisk stof i inderfjorde ift. yderfjorde og kystområder (*Kindeberg m.fl. 2018*).



Figur 14.2. Middelindhold af organisk stof (A), totalt kvælstof (B), total fosfor (C) og jernbundet fosfor (D) for 20 kystnære områder i perioderne 1999-2003 og 2017-2021. Sikkerheden på estimatet er angivet med 95 % konfidensintervaller.

Figur 14.3 viser eksempler fra to stationer på dybdeprofiler af glødetab, kvælstof, fosfor og jernbundet fosfor. Variationen i den enkelte dybde i sedimentet er stor inden for et område, og der er ikke signifikant forskel mellem dybdeprofilerne blandt de 20 områder indenfor de to perioder. Generelt viser profilerne for alle områder et stabilt indhold af organisk stof under 3 - 4 cm dybde, hvorimod bioturbation og stofomsætning i de øverste cm af havbunden påvirker dybdeprofilet med svagt stigende, aftagende eller uændrede indhold i de øverste cm af sedimentet. Hvis det organiske indhold i hele dybdeprofilet lægges sammen, og der tages højde for sedimentets tørstofindhold og massefylde fås arealbaserede værdier for havbundens organiske indhold. Det gennemsnitlige arealbaserede organiske stofindhold for de forskellige områder lå i afrundede værdier mellem 160 og 700 mg pr. m^2 i de øverste 10 cm af havbunden.

Kvælstof

Kvælstof tilføres havbunden med det organiske stof, der sedimenterer. Områder med meget organisk stof indeholder derfor ofte en større mængde kvælstof i sedimentet (*Figur 14.2 A & B*). Middelniveauet af kvælstof i sedimentet for alle områder var 3,1 og 3,3 mg pr. gram tørvægt i henholdsvis 1999-2003 og 2017-2021. Variationen i kvælstofindholdet i sedimentet er ligesom for det organiske stof stor inden for de enkelte områder, og der er derfor ikke statistisk signifikante forskelle mellem områdernes totale kvælstofindhold.

Dybdeprofilerne for totalt kvælstof (eksempler vist i *figur 14.3 C & D*) i de enkelte områder viser heller ikke signifikante forskelle mellem områder. Typisk vil der være mere kvælstof i de øverste få mm sediment, hvor friskt organisk

materiale sedimenterer. Efterhånden som det let omsættelige organiske stof, der indeholder meget kvælstof, bliver omsat, vil det vise sig som et faldende kvælstofindhold ned gennem profilet med det mest markante fald i de øverste cm af sedimentet, hvor den største omsætning foregår. Dette generelle mønster kan brydes af fysisk forstyrrelse af sedimentet eller ændringer i tilførslen af organisk stof. Stationen i det Sydfynske Øhav er et eksempel på en profil (*figur 14.3 C*), hvor mængden af totalt kvælstof er svagt stigende ned gennem profilet i perioden 2017-2021.

Fosfor

Fosfor er ligesom kvælstof bundet til organisk stof i havbunden og findes desuden uorganisk, opløst i porevandet eller bundet til oxideret jern. I *figur 14.2 C* er vist indholdet af fosfor i de øverste 10 cm af bunden for de 20 undersøgelsesområder i perioderne 1999-2003 og 2017-2021.

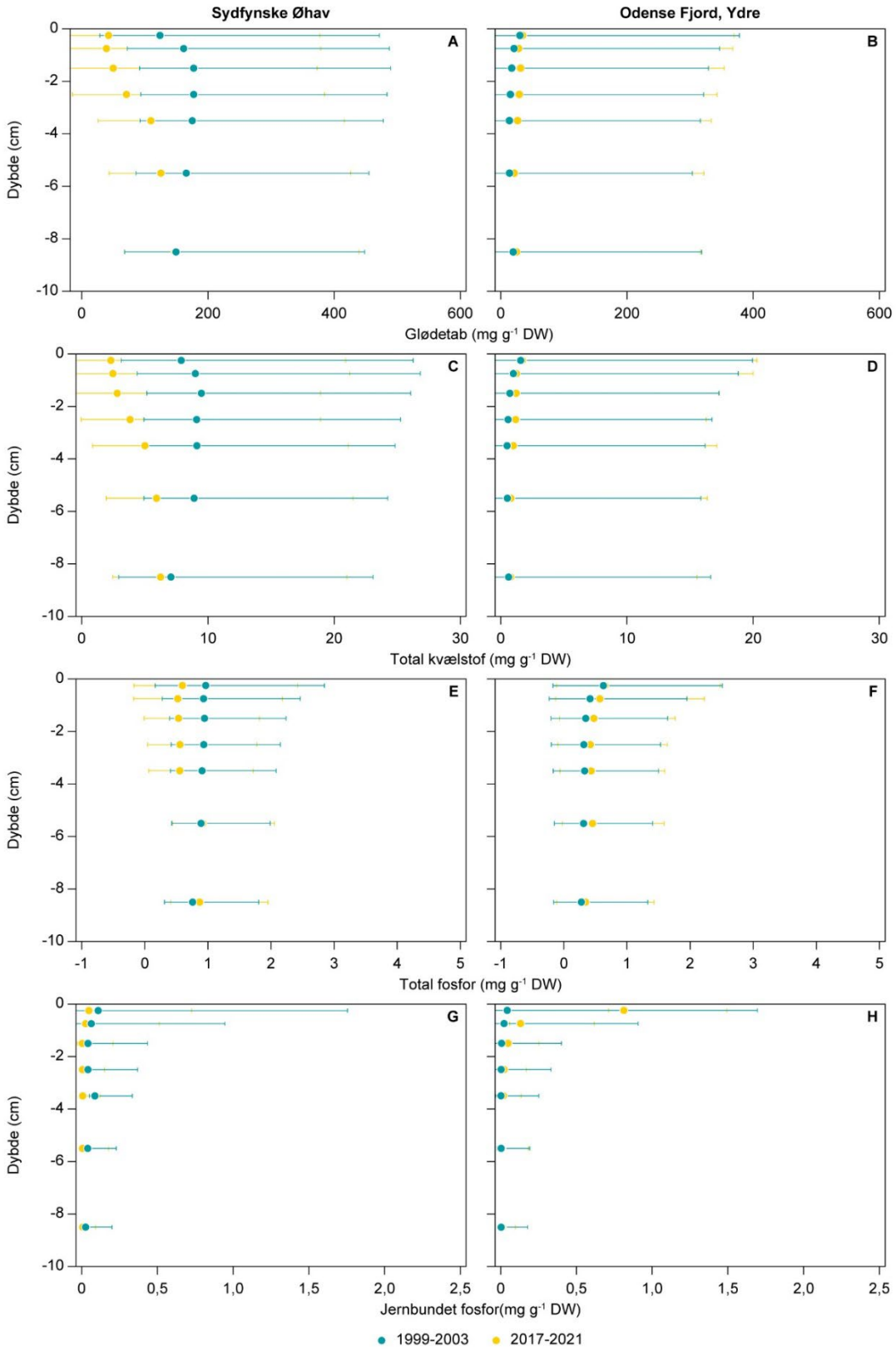
Den totale mængde fosfor i sedimentet viste ingen signifikante forskelle mellem de enkelte områder. Det gennemsnitlige indhold for alle områder var 0,67 og 0,65 mg pr. g tørstof i henholdsvis 1999-2003 og 2017-2021.

Fordelingen af fosfor ned gennem dybdeprofilet viser overordnet en faldende tendens med mest fosfor i de øverste sedimentlag. Det næringsrige organiske materiale omsættes hurtigst, og derfor vil det organiske stof øverst i sedimentet indeholde mere fosfor end det ældre og sværere omsættelige organiske stof dybere i sedimentprofilet. Der var ingen signifikante forskelle mellem dybdeprofilerne blandt de enkelte områder. To eksempler på dybdeprofiler af fosforindholdet er vist i *figur 14.3 E & F*.

Når det organiske stof i havbunden omsættes, frigives uorganisk fosfor til porevandet. En andel af denne uorganiske fosforpulje bindes til oxideret jern i havbunden. Puljen af jernbundet fosfor kan frigives fra havbunden under kraftigt iltsvind. Når ilten forsvinder, reduceres havbundens indhold af oxiderede metaller, og fosfor frigives til porevandet, hvorfra det kan slippe ud i bundvandet. Indholdet af jernbundet fosfor er derfor meget dynamisk og afhænger af havbundens iltforhold. En veliltet jernholdig havbund indeholder mere jernbundet fosfor end en reduceret havbund. I overvågningsprogrammet tages der højde for de sæsonmæssige udsving i den jernbundne fosforpulje ved at foretage prøvetagningen på samme tidspunkt hvert år, i januar og februar måned, hvor sedimentet er mest oxideret, og den jernbundne fosforpulje derfor er størst.

Den jernbundne fosforpulje var meget variabel inden for områderne (*figur 14.2D*), og der er ikke signifikante forskelle mellem de enkelte områder. Det gennemsnitlige indhold af jernbundet fosfor for alle områder lå på 0,031 og 0,039 mg pr. g tørvægt i henholdsvis 1999-2003 og 2017-2021.

Fordelingen af jernbundet fosfor ned gennem dybdeprofilet afspejler tilgængeligheden af oxideret jern. Den største mængde jernbundet fosfor findes i den øverste halve cm af havbunden, som er bedst oxideret. I en havbund med høj grad af bioturbation vil oxideret jern blive blandet flere cm ned i det iltfrie sediment, og i den type sedimenter findes der jernbundet fosfor et godt stykke nede i sedimentets iltfrie zone. *Figur 14.3 G & H* viser to eksempler på dybdeprofilet af jernbundet fosfor.



Figur 14.3. Eksempler på dybdeprofiler af modelleret middelindhold af organisk stof (A, B), total kvælstof (C, D), total fosfor (E, F) og jernbundet fosfor (G, H) for to områder i perioderne 1999-2003 og 2017-2021. Y-aksens 0 angiver sedimentets overflade. De to områder Sydfynske Øhav (SFØ) og Odense Fjord Ydre (OFY) er de områder med størst tendens til stigning (OFY) eller fald (SFØ) i organisk stofindhold mellem de to perioder. Sikkerheden på estimaterne er angivet med 95 % konfidensintervaller.

Udvikling i puljerne af organisk stof og næringsstoffer

Ændringerne i havbundens puljer af organisk stof og næringsstoffer fra 1999-2003 til 2017-2021 er vist for de 20 områder i *figur 14.2*. Det gælder for alle de enkelte områder, at der ingen signifikante udviklinger har været i hverken det organiske stofindhold, eller i kvælstof- eller fosforpuljerne over de 20 år fra første til anden undersøgelsesperiode. Det gælder både for de samlede modellerede middelværdier over hele profilen (0-10 cm), og hvis analysen foretages for puljerne i de øverste 2 cm sediment, hvor den største stofomsætning foregår.

Størrelsen af puljerne er et resultat af tilførsel af organisk stof til sedimentet og tab af stof, når det omsættes, begraves eller transporteres bort ved fysisk forstyrrelse. Hvis tabsprocesserne er konstante, vil puljerne respondere på ændringer i den organiske tilførsel, som igen er bestemt af planktonproduktionen og tilførsel fra land.

Det er velkendt, at en stor planktonproduktion giver en øget sedimentation af organisk stof, og dermed kan forhøje bundens indhold af organisk stof og tilknyttede kvælstof- og fosforpuljer. Det kan man bl.a. se i sedimentkerner fra Roskilde Fjord, hvor kulstofakkumuleringen har været stigende fra ca. 1950 og frem (*Clarke m.fl. 2006*).

I starten af 1990'erne, da produktionen af planteplankton var højere end nu (se *kapitel 5*), var der en forhøjet tilførsel af organisk materiale til de danske sedimenter ift. den tilførsel, der har været de seneste to årtier. I løbet af de ca. 20 år mellem de to overvågningsperioder (1999-2003 og 2017-2021) har der ikke været nogen entydig faldende eller stigende tendens i planktonproduktionen (*kapitel 5)*. Det betyder, at et evt. fald i puljerne fra den første overvågningsperiode til den næste periode vil være en afvikling af den forhøjede tilførsel fra starten af 1990'erne eller tidligere.

At puljerne ikke har ændret sig fra 1999-2003 til 2017-2021, viser derfor, at omsætningen af den let omsættelige pulje af organisk stof og næringsstoffer, som blev tilført i første halvdel af 1990'erne og tidligere, må være sket før perioden 1999-2003, hvor overvågningen startede. Dvs. i løbet af de første 4-5 år, efter at planktonproduktionen blev reduceret.

Den relativt hurtige afvikling af den omsættelige del af det tilførte organiske stof underbygges af observationer fra andre kystområder (*Testa m.fl. 2022; Tucker m.fl. 2014; Martens & Valklump, 1984*), laboratorieforsøg (*Valdemarsen, m.fl. 2015*) og modelstudier (*Testa m.fl. 2022; Soetaert & Middelburg 2009*). Disse observationer peger i retning af, at langt den største omsætning af sedimenteret organisk stof foregår inden for de første 2-5 år, efter det tilføres sedimentet. Sedimenterne har således ikke en nævneværdig langtidshukommelse, når det gælder frigivelse af kvælstof tilført med det sedimenterende organiske stof.

Overvågning af de danske kystnære sedimenter peger på, at størstedelen af det omsættelige kvælstof, der blev tilført sedimentet i perioden op til midten af 1990'erne er omsat og frigivet enten som frit kvælstof, ammonium eller nitrat, inden overvågningen af sedimentpuljerne blev påbegyndt i perioden 1999-2003.

Sedimentets forsinkede frigivelse af næringsstoffer – den interne belastning - er tidligere blevet brugt som en mulig forklaring på, at TN-koncentrationer i fjorde og kystvande har været aftagende gennem 2000'erne og 2010'erne, selvom den eksterne tilførsel af kvælstof ikke faldt i samme takt i tidsrummet (*Riemann m.fl.*

2016). Dette tilsyneladende forsinkede fald i vandets TN-koncentration har dog vist sig at være et resultat af analyseproblemer i forbindelse med målinger af TN især i perioden 2004 til 2017 (*Carstensen 2020).* Når TN-data korrigeres viser det, at TN-koncentrationerne i højere grad følger den eksterne tilførsel af kvælstof, og at der dermed ikke forekommer betydende forsinkede kvælstoffrigivelser fra sedimentet på en 10-20 årig skala.

Dybdeprofilerne af organisk stof for de enkelte områder viser heller ikke signifikante forskelle mellem de to perioder. Tendenserne i de enkelte områder er vekslende. Det er illustreret i *figur 14.3 A&B*, der viser indholdet af organisk stof for de to områder (Sydfynske Øhav og Odense Fjord, Ydre), hvor forskellen mellem de to perioder er størst.

Der ses heller ikke signifikante tendenser mellem de to perioder i dybdeprofilerne for totalt kvælstof for det enkelte område. Dette gælder også, hvis man forholder mængden af kvælstof til mængden af organisk stof i stedet for tørstof (data ikke vist). Dvs., at der ikke kan detekteres en signifikant udtydning af kvælstofpuljen ift. kulstof i løbet af perioden.

Det samme gør sig gældende for indholdet af totalt fosfor i dybdeprofilerne. Dybdeprofilerne for jernbundet fosfor viser heller ikke signifikante ændringer over perioden; dog er der her en generel tendens til et faldende indhold i hver dybde. Dette kan tolkes som en tendens, der dog ikke er signifikant, til at havbunden er blevet mere reduceret i januar og februar, hvor prøvetagningen foregår i løbet af perioden. Tendensen underbygges af langtidsudviklingen i længden af iltsvindssæsonen, der i nogle kystnære områder øges og kan strække sig helt ind i januar (*kapitel 6*).

I Danmark domineres sommermånedernes næringsstoftilførsel til bundvandet i flere fjorde og kystvande af recirkulerede næringsstoffer fra sedimentet (*Knudsen-Leerbeck m.fl. 2017*). Sedimentpuljernes størrelse kan ikke i sig selv belyse størrelsen af næringsstoftilførslen fra sedimentet i de enkelte områder, men ændringer i puljerne over tid kan vise, om der foregår ændringer i udvekslingen mellem sediment og vandsøjle. Overvågningen af de danske sedimenter indikerer, at frigivelsen af næringsstoffer fra sedimenterne, set over den seneste 20-årige periode, ikke har ændret sig. Dette stemmer overens med, at 'sedimentets hukommelse' kun strækker sig over nogle få år, og at der ikke er sket en væsentlig ændring i tilførslerne fra land (*Thodsen m.fl. 2023*), næringsstofkoncentrationer (*se kapitel 4*) eller i primærproduktion (*se kapitel 5*) siden starten af 2000'erne.

Sammenfatning

- Indholdet af organisk stof og næringsstoffer var meget variabelt inden for hvert af de 20 undersøgte områder, og der var derfor ingen statistisk signifikante forskelle i puljerne mellem områderne.

- Der kan ikke detekteres signifikante ændringer i havbundens puljer af organisk stof og næringsstoffer fra 1999-2003 til 2017-2021.

- De stabile puljer fra 1999-2003 til 2017-2021 indikerer, at den forhøjede primærproduktion i starten af 1990'erne ikke længere resulterer i en større frigivelse af næringsstoffer fra sedimentet.

15. Havfugle

Ib Krag Petersen & Ramus Due Nielsen

Den nationale marine overvågning af fugle med kobling til Danmarks havstrategi har i 2020 og 2021 udelukkende omhandlet en række optællinger af fugle foretaget fra fly. Optællingerne blev gennemført som Distance Sampling-linjetransekt-optællinger.

I 2021 blev der foretaget tre optællinger fra fly med det primære formål at registrere fældende havdykænder i tre områder i de indre danske farvande (Smålandsfarvandet, Sejerøbugten og Aalborg Bugt). Smålandsfarvandet (mere specifikt Omø Stålgrunde) og Sejerøbugten blev dækket d. 4. august. Aalborg Bugt blev dækket i sin helhed af to fly d. 11. august.

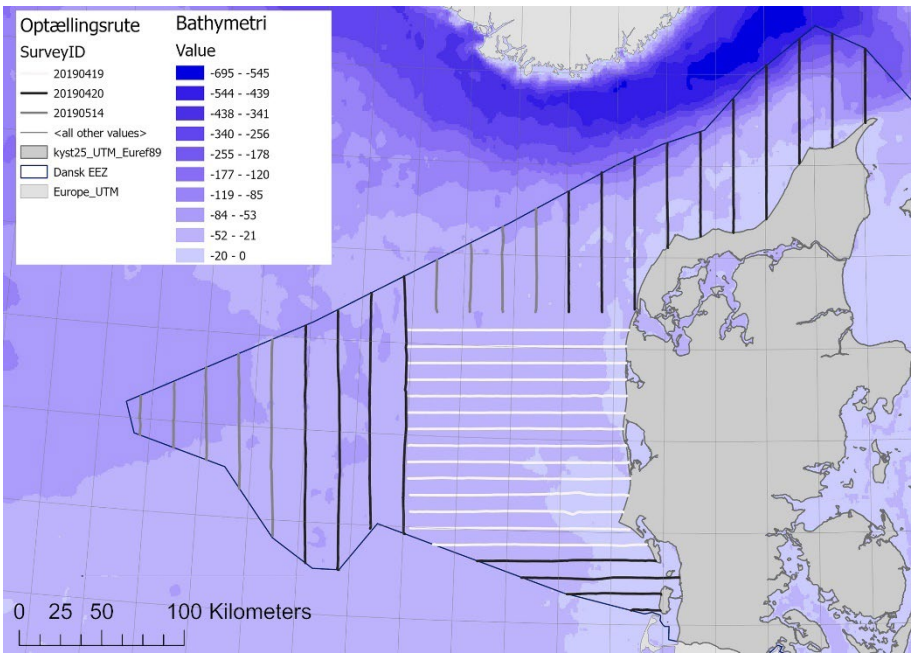
Sideløbende med ovennævnte optællinger foretages der en række lignende optællinger. De her beskrevne optællinger koordineres med trækfugle-programmet under NOVANA og dækker områder og tidspunkter, hvorfra det blev skønnet, at der var behov for yderligere informationer om fugles antal og fordeling.

I nedenstående områder og perioder er der gennemført flyoptællinger af fugle ud over NOVANA-programmets trækfugleovervågning:

Aalborg Bugt, Sejerøbugten og Smålandsfarvandet
- September 2014 (kun Aalborg Bugt).
- August 2015 (kun Aalborg Bugt).
- Juli til september 2016 (Aalborg Bugt og Smålandsfarvandet).
- Juli og august 2017.

Nordsøen
- April 2016. Udvalgte dele af østlige Nordsø.
- April 2017. Udvalgte dele af østlige Nordsø.
- April 2019. Den danske del af Nordsøen (*figur 1*, *Petersen m.fl. 2019*).
- September – november 2022: Den danske del af Nordsøen.

Farvandet øst for Bornholm
- Oktober 2019 (*Petersen & Sterup 2020*).
- August og december 2022.



Figur 15.1. Undersøgelsesområdet i den danske del af Nordsøen med angivelse af de gennemførte optællingstransekter og de tilhørende waypoints. Den danske EEZ (Exclusive Economic Zone) er angivet, og områdets bathymetri er også vist.

Del 3 Overordnede betragtninger

Jens Würgler Hansen

I Danmark er der intet sted længere end ca. 50 km til kysten. Danmarks kyststrækning er på godt 7.000 km, hvilket sammenlignet med andre lande er meget i forhold til landets størrelse. Det betyder, at der er en tæt kontakt mellem land og hav og derfor en meget stor og for mange områder relativ hurtig transport af vand og stof fra land til fjorde og kystvande. Desuden er de danske farvande generelt lavvandede og påvirkes derfor lettere af tilførsler end dybe havområder med stort vandvolumen.

De danske farvande er karakteriseret ved en stor variation i fysisk-kemiske såvel som biologiske forhold. De indre farvande ligger i overgangszonen mellem den brakke Østersø og den salte Nordsø. De repræsenterer således et vidt spænd af forskellige økosystemer fra små lukkede nor med stillestående vand og lav saltholdighed til åbne farvandsområder med stor gennemstrømning og høj saltholdighed. Desuden er de danske farvande kendetegnet ved en stor dynamik som følge af den markante påvirkning fra land, de mange gennemstrømningsområder og den store år til år variation i de klimatiske forhold.

Menneskelige aktiviteter har stor indflydelse på miljø- og naturkvaliteten i havet. Den høje befolkningstæthed, den intensive udnyttelse af det åbne land samt den industrielle produktion resulterer i tilførsel af næringsstoffer og miljøfarlige stoffer fra Danmark og nabolandene til de danske farvandsområder. Hertil kommer påvirkningen fra forskellige aktiviteter på havet bl.a. fiskeri, klapning og råstofudvinding. Desuden påvirker også klimaforandringerne havmiljøet.

Det danske overvågningsprogram er i overensstemmelse med vandrammedirektivet, havstrategidirektivet og habitatdirektivet tilrettelagt med fokus på eutrofiering, miljøfarlige stoffer og beskyttede naturtyper og arter. Grundet ovenfor omtalte tætte kontakt mellem land og hav, den store variation og dynamik samt den anselige belastning med forurenende stoffer, er der i Danmark behov for et relativt omfattende overvågningsprogram med mange målestationer og en høj prøvetagningsfrekvens.

Det nationale overvågningsprogram (NOVANA) har til formål at tilvejebringe et fyldestgørende datagrundlag for en overordnet beskrivelse af påvirkning, tilstand og udvikling i miljø- og naturforholdene samt en vurdering af, om miljømålsætningerne er opfyldt. Det forudsætter, at overvågningen er koordineret og landsdækkende, og at metoder og procedurer for prøvetagning, analyser, dataoverførsel og rapportering er opdateret, harmoniseret og entydigt beskrevet.

Den viden, som erhverves om miljøtilstanden i kraft af overvågningsprogrammet, er afgørende for at kunne vurdere effektiviteten af politisk besluttede miljøforbedrende tiltag. Kun med et fagligt, geografisk og sæsonmæssigt dækkende overvågningsprogram er det muligt at bibeholde en videnbaseret forvaltning af det danske havmiljø.

16. Tilstand og udvikling

Jens Würgler Hansen & Signe Høgslund

Denne sammenfatning giver et landsdækkende billede af miljø- og naturtilstanden i de marine områder i 2021. Desuden diskuteres årsagssammenhænge og udvikling siden iværksættelsen af den første vandmiljøhandlingsplan i slutningen af 1980'erne.

Klimatiske forhold

I 2021 var lufttemperaturen på niveau med langtidsnormalen (1991-2020) og lidt under gennemsnittet for den seneste tiårige referenceperiode (2011-2020). Temperaturen var således gennemsnitlig med kun mindre afvigelser fra det forventede hen over året.

Vinden var meget svag og nåede kun de normale niveauer i april, august og oktober. Vinden kom hovedsageligt fra vest i det første halvår, og skiftede til en mere sydvestlig retning i andet halvår. De svage vinde fra vest i første halvår har formodentlig reduceret Den Jyske Kyststrøm. Tiltagende vind i marts og især april tilførte vand fra Nordsøen, der resulterede i en delvis udskiftning af bundvandet

Solindstrålingen var på et normalt niveau. Februar, april, juni og juli var solrige, mens maj og august var solfattige.

Overordnet set var 2021 nedbørsmæssigt et normalt år. Nedbøren fulgte i store træk det normale sæsonmønster - dog var maj usædvanlig våd, mens februar og juni var relativt tørre. Trods et gennemsnitligt niveau af nedbør var ferskvandsafstrømningen fra land lavere end langtidsmidlerne. Det skyldes hovedsagelig, at den store regnmængde i maj kun gav anledning til en mindre stigning i afstrømningen, da en stor del af nedbøren blev optaget af planterne på land.

Havtemperaturen i de danske farvande er steget næsten 2 ^{o}C over de sidste ca. 40 år. I 2021 var vandtemperaturen i gennemsnit ca. 0,5 ^{o}C højere end normalen, men noget lavere end de rekordhøje niveauer i 2014 og 2020.

Hydrografi

Vandtransporten i de indre farvande er beskrevet for otte tværsnit, som opdeler farvandene i fem bassiner. Transporten er yderligere opdelt i et overfladelag (øverste 15 m) og et bundlag (vanddybder > 15 m).

Nettoudstrømningen fra Kattegat til Skagerrak i overfladelaget er meget større end den samlede indstrømning i hele vandsøjlen til Kattegat fra Østersøen inkl. ferskvandstilførslen til de indre danske farvande. Forskellen skyldes en stor nettoindstrømning fra Skagerrak til Kattegat i bundlaget, som for størstedelens vedkommende opblandes til overfladelaget under transporten ned gennem de indre danske farvande. Det opblandende vand strømmer tilbage ud af Kattegat som overfladevand sammen med tilførslen fra Østersøen og ferskvandtilførslen. Disse strømninger udgør den såkaldte estuarine cirkulation i de åbne indre farvande. I 2021 betød opblandingen af bundvand, at volumen af nettoudstrømningen i overfladelaget under passagen gennem de

indre danske farvande blev forøget to en halv gang i forhold til den samlede nettoudstrømning fra Østersøen.

Nettostrømningen fra bundlaget til overfladelaget medfører en opadrettet transport af næringsstoffer i vandsøjlen. Denne vertikale transport fra bundlaget til overfladelaget giver en betydelig tilførsel af næringsstoffer til overfladelaget, som har betydning for væksten af planteplankton og dermed resten af fødekæden især i de åbne indre farvande. Størrelsen af den vertikale vandtransport i planteplanktonnets hovedvækstperiode (april-september) var i 2021 lidt mindre end gennemsnittet for 2000-2020. Den vertikale transport var størst i Kattegat og Bælthavet.

Bundvandets opholdstid varierer meget mellem de forskellige bassiner. Opholdstiden er længst i det sydlige Lillebælt, hvilket er en væsentlig årsag til, at området er sårbart i forhold til at udvikle iltsvind.

Koncentrationer af næringsstoffer

Månedsmidlerne af koncentrationerne af opløst uorganisk kvælstof (DIN) og total kvælstof (TN) var forholdsvis lave i langt de fleste måneder af 2021, hvilket skyldes den relativ lille afstrømning fra land i slutningen af 2020 og i starten af 2021. I fjorde og kystvande var koncentrationen af DIN den hidtil lavest registrerede i marts, april, august og september, hvilket også var tilfældet for koncentrationen af TN i marts og april. Både i fjorde og kystvande samt i de åbne indre farvande var koncentrationen af DIN og TN dog relativ høj i januar. Det skyldes de rolige vindforhold i december 2020 og januar 2021, som resulterede i en relativ større betydning af afstrømning fra land grundet mindre vandudskiftning i de indre farvande.

Månedsmidlerne af opløst uorganisk fosfor (DIP) var generelt lave i 2021 i fjorde og kystvande undtagen i februar. I overfladevandet i de åbne indre farvande var koncentrationen af DIP høj i starten af året, hvilket som for DIN og TN skyldes den relativt større betydning af afstrømning fra land. Sæsonmønsteret for koncentrationen af total fosfor (TP) var omtrent som for DIP både i fjorde og kystvande og i de åbne indre farvande. Generelt var koncentrationen af TP lav, og den hidtil laveste registrerede i seks måneder i fjorde og kystvande og en enkelt måned i de åbne indre farvande.

Månedsmidlerne af koncentrationerne af DIN og TN i bundvandet i de åbne indre farvande var relativt lave gennem næsten hele året. Månedsmidlerne af koncentrationerne af DIP og TP i bundvandet var relativt høje i årets start, hvilket formodentlig skyldes rolige vindforhold, som har reduceret udskiftningen af bundvandet samt frigivelse af fosfat fra havbunden under det udbredte iltsvind i efteråret 2020.

Månedsmidlerne af koncentrationen af opløst silicium i fjorde og kystvande var i 2021 på niveau med langtidsmidlen. Månedsmidlerne af koncentrationen af opløst silicium i overfladevandet af de åbne indre farvande var usædvanlig høje i januar og i april-juni. Det skyldes i stor udstrækning varierende påvirkninger fra henholdsvis Nordsøen, Østersøen og bundvandet, hvor opblanding af bundvand og udstrømning fra Østersøen giver høje koncentrationer.

Årsmidlerne for koncentrationerne af kvælstof og fosfor er faldet markant siden 1989, hvilket er en effekt af vandmiljøplanerne og tilsvarende aktiviteter i nabolandene. Koncentrationerne har dog ikke udviklet sig væsentligt for

kvælstof siden 2003 og for fosfor siden 1998. Årsmidlerne for kvælstof og fosfor, undtagen DIP, var i 2021 dog i den lave ende af niveauerne målt de seneste mange år. Det relativt høje niveau af DIP skyldes formodentlig en kombination af et mindre optag af fosfat i planteplankton som følge af en lav algevækst samt effekten af et metodeskift for opbevaring af prøver.

I den danske del af Nordsøen og Skagerrak var kvælstof- og fosfor-koncentrationerne i 2021 normale. De totale koncentrationer af fosfor og kvælstof faldt frem til henholdsvis omkring 2000 og 2010. Herefter har niveauerne stabiliseret sig, dog har TP ligget på et lavere niveau i 2018-2021.

Sedimentkemi

Den bløde havbund, som også kaldes sediment, er en vigtig del af det marine økosystem, og sedimentets store lager af organisk stof og næringsstoffer har en regulerende funktion i økosystemet. Sedimentets puljer af organisk stof, totalt kvælstof, total fosfor og jernbundet fosfor er blevet undersøgt med ca. 20 års mellemrum i tyve forskellige fjorde- og kystområder.

Over den tyveårige periode (fra 1999-2003 til 2017-2021) kunne der ikke detekteres signifikante ændringer i havbundens puljer af organisk stof og næringsstoffer. Det skyldes bl.a., at indholdet af organisk stof og næringsstoffer var meget variabelt inden for hvert af de 20 undersøgte områder. Resultaterne tyder dog på, at størstedelen af det omsættelige kvælstof, der blev tilført sedimentet i perioden op til midten af 1990'erne, er omsat og frigivet enten som frit kvælstof, ammonium eller nitrat, inden overvågningen af sedimentpuljerne blev påbegyndt i perioden 1999-2003. De stabile puljer indikerer således, at den forhøjede primærproduktion i starten af 1990'erne ikke længere resulterer i en større frigivelse af næringsstoffer fra sedimentet.

Planteplankton og vandets klarhed

Rolige vindforhold og høj lysindstråling gav en tidlig og kraftig opblomstring i 2021. Det betød, i kombination med en lav afstrømning i slutningen af 2020, at koncentrationen af opløst uorganisk kvælstof var lav i foråret, hvilket gav en relativ lav algevækst resten af året. Algevæksten var lav både i fjorde og kystvande og i de åbne indre farvande, og årets samlede algevækst var blandt de lavest målte i overvågningsperioden. I begge farvandstyper var vandet generelt mere klart end normalt, og i de åbne indre farvande var klorofylkoncentrationen lav fra april til og med september, imens koncentrationen var tættere på langtidsmidlen i fjorde og kystvande.

Generelt har algevæksten været faldende siden 1980, hvilket skyldes de reducerede tilførsler af næringsstoffer. Det sidste årti er faldet i algevæksten stoppet og afløst af en tendens til stigning, som dog ikke er signifikant. I perioden 2012 til 2020 har kvælstoftilførslen i algernes vækstsæson været stigende, hvilket kan forklare tendensen med en øget algevækst.

I det seneste årti er koncentrationen af klorofyl steget både i fjorde og kystvande og i de åbne indre farvande, og har de senere år været på niveau med koncentrationen i 1990'erne. Sigtdybden er i samme periode aftaget både i fjorde og kystvande og i de åbne indre farvande.

Samlet var tilstanden i vandsøjlen i 2021 væsentlig bedre end i 2020 med lavere algevækst og lavere klorofylkoncentration samt klarere vand. Årsagen til forbedringen i forhold til 2020 var en lav afstrømning og dermed tilførsel af især kvælstof siden september 2020 og frem til sommeren 2021. Samtidig

har rolige vindforhold i 2021 bevirket, at færre næringsstoffer er bragt op fra bundvandet. Set over hele perioden fra 1989 til 2021 er udviklingen i vandsøjlen positiv, men det seneste årti er tendensen vendt og viser en forringelse af miljøtilstanden i vandsøjlen.

Iltforhold

Iltsvindet i 2021 startede i de fleste områder noget senere på året end i 2020, hvor iltsvindet startede usædvanlig tidligt. I september var iltsvindet udbredt og intenst i de områder, som typisk er påvirket på den tid af året.

Den senere start på iltsvindet i 2021 sammenlignet med 2020 skyldes en kombination af flere ting herunder tidspunktet for iltsvindets ophør i 2020, tilførslen af næringsstoffer, udskiftning af bundvand i foråret og temperaturen i bundvandet. Iltsvindet udviklede sig relativt langsomt de fleste steder grundet det relativt kølige forår og en del vind i slutningen af juli og midt i august. Fra sidst i august til sidst i september blev iltsvindets udbredelse og intensitet øget markant. Sidst i september og i starten af oktober blæste det kraftigt, hvilket forbedrede iltforholdene i de mere lavvandede områder, men ikke på dybere vand. I de dybere områder reduceredes iltsvindet først markant efter flere dages sammenhængende blæst sidst i november, hvor der dog fortsat var udbredte områder med moderat iltsvind.

Iltsvindet i de danske farvande var i 2021 særlig udbredt og intenst i Mariager Fjord, Knebel Vig, det sydlige Lillebælt, de sydøstjyske fjorde, Det Sydfynske Øhav og i Femern Bælt. I de tilstødende tyske vandområder blev der registreret udbredt kraftigt iltsvind i Mecklenburg Bugt og Lübeck Bugt. I september var der desuden udbredt moderat iltsvind i Aarhus Bugt og Arkonabassinet, og iltsvindsmodellen indikerede udbredt kraftigt iltsvind i Kiel Bugt. I flere områder blev bundvandet iltfrit, hvilket medførte, at der i nogle af områderne blev frigivet giftig svovlbrinte fra bunden. I Sebber Lo i Limfjorden blev der midt i juli registreret opskyl af døde bunddyr og fisk.

Iltsvindets udbredelse i september var i 2021 den tredjestørste siden 2008. Knap halvdelen af iltsvindsarealet var påvirket af kraftigt iltsvind. Udbredelsen af iltsvind i september har været signifikant stigende siden 2010. Det viser, at iltsvind fortsat kan udvikle sig markant i større områder, og at de indre danske farvande er sårbare over for eutrofiering og klimaforandringer.

Iltsvindet er siden midten af 1980'erne især forværret i det sydlige Lillebælt og omgivende farvande, hvorimod der har været status quo i Øresund. I det sydlige Lillebælt er udviklingen gået mod en tidligere start og en senere afslutning af iltsvindet. Det har bevirket, at iltsvindssæsonen er blevet godt to måneder længere.

Iltindholdet i bundvandet i de danske farvande har overordnet udvist en tendens til et fald vurderet for hele overvågningsperioden. I fjorde og kystvande, har iltindholdet dog været forholdsvis stabilt i en længere årrække, mens udviklingen i de åbne indre farvande har været noget mere variabel. I 2021 var iltindholdet relativ højt i begge farvandstyper. Udviklingen af iltindholdet i bundvandet er imidlertid karakteriseret ved store regionale forskelle.

Bundplanter

Over den tre årtier lange overvågningsperiode er ålegræssets maksimale dybdegrænse reduceret signifikant i fjordene, mens den er uændret i kystvandene. Der er desuden en tendens til, at ålegræsset dækker en mindre del af bunden

langs de undersøgte transekter. I samme periode er dybdegrænsen for hovedudbredelsen øget med 11 % i kystvandene, men reduceret med 13 % i inderfjordene. Der er ikke sket nogen signifikant udvikling i dybdegrænsen for hovedudbredelsen i yderfjorde og Limfjorden.

I 2021 viste ålegræsset fremgang i inderfjorde og yderfjorde sammenlignet med 2020. Over de seneste 10 år (2012-2021) er ålegræssets maksimale dybdegrænse rykket ind på signifikant lavere vanddybde i Limfjorden (23 % reduktion) og kystvande (5 % reduktion), mens der ikke er sket nogen signifikant ændring i de to øvrige farvandstyper. Den positive udvikling i starten af 10'erne er således vendt eller stagneret.

Ålegræssets dybdeudbredelse afhænger i vid udstrækning af vandets klarhed, hvilket afspejles i, at den tidslige udvikling i store træk svarer til udviklingen i sigtdybden. De seneste års reduktion i ålegræssets udbredelse er i tråd med relativt lave sigtdybder og høje klorofylkoncentrationer. Bundtrawling efter muslinger påvirker også ålegræssets dybdeudbredelse i nogle områder.

Overordnet er det kumulerede makroalgedække øget i kystvande, yderfjorde, inderfjorde og på stenrev i den samlede overvågningsperiode (1990-2021), mens det er reduceret med 61 % i Limfjorden. Gennem de seneste 10 år (2012-2021) er udviklingen stagneret i samtlige farvandstyper og på stenrev.

Videoundersøgelser af dybe stenrev i Nordsøen og Skagerrak viste oprette makroalger ned til 36 meters dybde. Fordelingen af faunaen på revene indikerer dog, at der forekommer fysiske forstyrrelser af havbunden på flere af revene.

Bundfauna

Diversiteten i bundfaunasamfundene viser, at bundfaunaen i 2021 var i dårlig tilstand i 6 ud af 35 undersøgte områder i fjorde og kystvande. Den dårlige tilstand kan i fire af områderne relateres til ringe iltforhold ved og i bunden.

I de åbne indre farvande var bundfaunaen generelt i god tilstand med en artsrigdom på samme høje niveau som i midten af 1990'erne, hvor den var højest. Stationerne var for størstedelens vedkommende kendetegnet ved forekomst af følsomme arter, hvilket vidner om, at der generelt ikke er problemer med eutrofiering ift. bundfauna i de åbne indre danske farvande. Der er dog en tendens til, at der er relativt flere eutrofieringstolerante arter i den vestlige Østersø, samt på de stationer i Kattegat og Bælthavet, der ligger på dybder omkring springlagsdybden. Bundfaunaindekset DKI v.2 viste også god tilstand på et flertal af stationerne i de åbne indre farvande, men artsrigdommen var lav på to stationer, der begge ligger på dybt vand i henholdsvis det centrale og det nordlige Kattegat. Her er fysisk forstyrrelse fra bundtrawling den mest sandsynlige forklaring på den lave artsrigdom. Disse områder forventes naturligt at have en høj artsrigdom, hvilket er dokumenteret af data fra midten af 1990´erne.

Data for perioden 2015-2021 viser, at Nordsøen er kendetegnet ved en lille variation i tæthed, biomasse og artsdiversitet fra år til år. Analyser af artsrigdommen sammenholdt med den lave individtæthed indikerer, at bundfaunasamfundet i Nordsøen er forstyrret. Artssammensætningen viser også, at hydrografien har stor indflydelse på fordelingen af bundfaunasamfundene i Nordsøen.

Sæler og marsvin

Spættet sæl er den mest almindelige sælart i Danmark, og den har haft bestandsfremgang i alle områder siden jagtfredningen i 1977. Det er anslået, at der var ca. 2.000 dyr i 1976. Der taltes ca. 8.600 sæler på hvilepladserne i 2021, hvilket ikke inkluderer de sæler, der er til havs under optællingen. Siden 2015 er antallet af spættet sæl i Danmark faldet som følge af en kraftig tilbagegang i Vadehavet, og samtidig er udviklingen i Kattegat stagneret. Det tyder på, at populationerne af spættede sæler i Danmark nærmer sig eller har nået den økologiske bæreevne i de enkelte områder, eller at de presses af andre faktorer, som fx forstyrrelser eller konkurrence fra gråsælen.

Gråsælen var frem til 1800-tallet en almindelig sælart i de danske farvande, hvor den ynglede frem til ca. 1900. Efter at have været udryddet i Danmark i ca. 100 år er gråsælen nu genindvandret og begyndt at yngle igen. Antallet af gråsælunger i 2021 viste dog en kraftig tilbagegang ift. 2017, hvilket er bekymrende for en art i ugunstig bevaringsstatus. Antallet af besøgende gråsæler er stigende, og i 2021 blev der i Kattegat registreret 104 individer i Østersøpopulationens fældesæson, 182 i Nordsøpopulationens fældesæson, 331 i Vadehavet og 1.311 i Østersøen. Det forventes, at den generelle stigning i antallet af besøgende gråsæler fortsætter i alle områder i de kommende år.

Marsvin er Danmarks mest almindelige hval, og den eneste som med sikkerhed yngler i landet. I den sydlige Nordsø blev antallet af marsvin i 2021 estimeret til 4.250 dyr med en tæthed på 0,8 marsvin/km^2. Dette niveau har været stabilt for området siden 2011. I Skagerrak blev der estimeret til at være 6.325 marsvin og en tæthed på 0,52 marsvin/km^2. Dette er højere end i 2020, men overordnet ses en negativ trend fra 2017 og frem.

Den akustiske overvågning af marsvin fra 2012 til 2021 viste en signifikant fremgang i fem ud af seks Natura 2000-områder.

Havpattedyrenes spæktykkelse anvendes som indikator for den ernæringsmæssige tilstand. Der blev i overvågningsperioden 2018-2021 indsamlet spækmål på 96 spættede sæler, 22 gråsæler og 78 marsvin. For spættede sæler i Kattegat var der et signifikant fald i spæktykkelse i forhold til perioden 2000-2018. For de øvrige arter og forvaltningsområder var der ingen signifikant udvikling i spæktykkelse.

Miljøfarlige stoffer

Målinger af miljøfarlige stoffer viste i 2021, ligesom tidligere år, at indholdet af metaller var under grænseværdierne for fødevarer. Kviksølvkoncentrationerne i muslinger og fisk indikerer, at der er en generel risiko for økosystemeffekter af kviksølv i det danske havmiljø med væsentlig miljørisiko for fiskespisende fugle og pattedyr. Koncentrationerne af cadmium og bly i muslinger var i de fleste tilfælde over miljøkvalitetskravene fastsat nationalt.

Indholdet af tjærestofferne (PAH) bliver undersøgt i muslinger. I de fleste prøver var PAH-indholdet under baggrundsvurderingskriterierne, med phenanthren som en undtagelse.

Blandt organiske miljøfremmede stoffer er det især de bromerede flammehæmmere (PBDE), der kan udgøre en risiko for fiskespisende dyr og mennesker. Der blev fundet PBDE i alle undersøgte fisk, især BDE 47 og BDE 209 forekom hyppigt.

Indholdet af chlorerede pesticider (DDT, gamma-HCH og HCB) og dioxiner/furaner og dioxinlignende PCB'er oversteg ikke miljøkvalitetskravene. Blandt DDT-målingerne lå 60 % over baggrundsvurderingskriterierne. Indholdet af organiske fluorerede forbindelser i fisk (PFAS) var under EU's miljøkvalitetskrav.

I mange danske havne blev der påvist intersex i strandsnegle, og niveauet var korreleret til TBT-indholdet i blåmuslinger fra de samme områder. Der var også fortsat tegn på hormonforstyrrelser forårsaget af TBT i dværgkonk. Målinger af lysosomal membranstabilitet og PAH-specifikke effektindikatorer viste økotoksikologiske effekter der afviger fra baggrundsniveau på de undersøgte stationer.

Diskussion

Sammenlignet med 2020 var 2021 kendetegnet ved en mindre afstrømning og roligere vindforhold, som resulterede i en lavere algevækst, mere klart vand og mindre klorofyl. Overvågningen af de danske farvande gennem det seneste årti viser dog, at den overordnede positive udvikling, der herskede frem mod 2012, er stagneret eller i tilbagegang for flere biologiske parametre (fx ålegræs, klorofyl, algevækst og makroalger). I vandsøjlen er forholdene på niveau med situationen i sidste halvdel af 1990'erne. Ved bunden minder status for bundplanterne om situationen for 10 år siden, mens bundfaunaen er i positiv udvikling i de åbne indre farvande.

Koncentrationerne af opløste uorganiske næringsstoffer i de danske farvande i 2021 var, lige som i de senere år, meget lave sammenlignet med niveauet i slutningen af 1980'erne og starten af 1990'erne. De reducerede koncentrationer af næringsstoffer er afgørende for en positiv udvikling af de biologiske parametre. Trods den markant reducerede tilførsel af næringsstoffer og de deraf affødte lavere næringsstof-koncentrationer er tilstanden dog stadig ikke tilfredsstillende for langt de fleste af de overvågede biologiske parametre. Der er således behov for yderligere reduktion i tilførslen af næringsstoffer for at opnå en god miljøtilstand.

Trods en relativ langsom udvikling endte iltsvindet i 2021 med at være udbredt og intenst, hvilket viser, at havmiljøet stadig er sårbart. Temperaturen er steget næsten 2 °C over de sidste ca. 40 år og forventes at stige yderligere i årene fremover, hvilket vil fremme udviklingen af iltsvind. Klimaforandringerne kan derfor få afgørende indflydelse ikke bare på iltsvind, men på miljøtilstanden generelt.

Reduktionen i tilførslen af næringsstoffer til vandsøjlen siden slutningen af 1980'erne forventes at resultere i lavere primærproduktion (algevækst), mindre planteplankton, større sigtdybde, mindre iltsvind og større udbredelse af bundplanter. I overensstemmelse hermed har der i en periode været en positiv udvikling i miljøtilstanden for flere økologiske parametre. Denne udvikling er dog stagneret eller endda forværret de senere år for en del parametre.

Miljøtilstanden bestemmes af et komplekst samspil af faktorer, hvor næringsstoffer kun er en af dem. Intensivt fiskeri kan fx påvirke størrelsesfordelingen og dominansen af fiskearter og dermed sammensætningen af planteplankton, ligesom den fysiske forstyrrelse af havbunden ved fiskeri med bundtrawl påvirker havbundens struktur, funktion og biodiversitet samt øger iltforbruget. Tilstedeværelsen af ikke-hjemmehørende arter påvirker artssammensætning og dermed fødekæder. Miljøfarlige stoffer kan også have en negativ effekt på de biologiske parametre. Desuden påvirker klimaforandringer havmiljøet

bl.a. i form af stigende temperatur, som fx mindsker iltindholdet i vandet, og dermed øger risikoen for iltsvind og frigivelsen af næringsstoffer fra havbunden. Sidst men ikke mindst har grundliggende strukturændringer (fx bundforhold, lyssvækkelse og artssammensætning) i økosystemet som følge af mangeårig eutrofiering været medvirkende til den forsinkede respons på den reducerede tilførsel af næringsstoffer.

De danske marine økosystemer er fortsat følsomme over for påvirkninger fra fx næringsstoffer, miljøfarlige stoffer og fiskeri. De klimatisk betingede ændringer øger yderligere behovet for reduktioner i tilførsler af næringsstoffer og andre tiltag for at opnå en god miljøtilstand. Forskningen viser, at selv hvis de væsentligste påvirkninger reduceres, vil de marine økosystemer ikke nødvendigvis vende tilbage til den oprindelige tilstand, men i stedet finde en ny balance. Økosystemer, som har været hårdt belastet gennem en længere årrække, vil ofte have en betydelig tidsforsinkelse i deres respons på forbedrede forhold. Udviklingen mod en god miljøtilstand er derfor en proces, der kan tage mange år, og klimaforandringer vil kunne forsinke eller helt forhindre, at tidligere tilstande opnås. Dette komplekse økologiske samspil er vigtigt at dokumentere og forstå som grundlag for fremtidens miljøforvaltning.

17 Ordliste

A

alkalinitet – er et mål for vandets indhold af basiske ioner og dermed dets evne til at neutralisere syre.

ammoniak (NH_3) – 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 (NH_4+) – er en kvælstofforbindelse, der indgår som en positiv ion i salte. Ammonium kan uden brug af energi omdannes til gassen ammoniak, NH_3.

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

antibegroningsmidler – 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'.

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.

B

BAC – Background Assessment Criteria - baggrundsvurderingskriterium. OSPAR-værktøj til statistisk vurdering af om koncentrationen af et miljøfarligt stof er tæt på eller under baggrundskoncentrationen. Værdien er fastsat ud fra en 'baggrundskoncentration' (muslinger fra uforurenet område eller sedimentsøjler dateret til præindustrialiseret tid), eller lav koncentration for organiske stoffer. Til den lave værdi (LC) eller baggrundsværdien (BC) lægges analyseusikkerheden for at få et tal at foretage de statiske sammenligninger med.

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

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.

bufferkapacitet – se svovlbrintebufferkapacitet.

bundfauna – dyr som lever på og i havbunden.

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-variabel – 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.

CYP1A – en familie af cytochromer, hvor niveauet øges/ induceres ved eksponering til især PAH og dioxiner. Biomarkør for tidlige tegn på uønskede effekter i fisk. Måles vha. EROD-metode.

D

DDT – pesticid, dichlordiphenyltriklorethan. Forbudt i Nordeuropa, bruges stadig mod malariamyg i troperne. Persistent og med mulighed for lufttransport.

Delprogram for luft under NOVANA - det nationale luftkvalitetsovervågningsprogram. Landsdækkende måleprogram i byerne (tidligere kaldt **LMP).**

denitrifikation – at omdanne eller reducere nitrat (NO_3^-) til luftformigt kvælstof (N_2).

deposition – se atmosfærisk nedfald.

detritus – dødt organisk materiale

DEVANO-programmet (DEcentral VAnd og NaturOvervågning) – understøtter miljømålsloven og er en væsentlig aktivitet i forbindelse med opfyldelse af forpligtigelserne i vandrammedirektivets operationelle overvågning og Natura 2000-direktivernes behov. I DEVANO indgår 5 delprogrammer for henholdsvis søer, vandløb, kystvande, grundvand og naturtyper.

diffuse kilder – større geografiske områder (åbent land og områder med spredt bebyggelse), hvorfra næringssalte 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.

dinoflagellater – eller 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.

dioxin – oprindelig navnet på 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin; dækker nu en række lignende klorerede forbindelser, der typisk opstår i forbindelse med afbrænding af plasticholdige stoffer men også naturlige processer. Dioxinerne er måske de mest giftige og bioakkumulerbare forbindelser man kender, med grænseværdier i fødevarer i pg g^{-1} fedt.

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

DMU – Danmarks Miljøundersøgelser (nu Aarhus Universitet).

DSi – opløst uorganisk silicium, dvs. silikat, som kiselalger bruger til opbygning af deres kiselskal.

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 og består blandt andet af vandlopper og ciliater.

E

EAC – Ecotoxicological Assessment Criteria. Økotoksikologisk vurderingskriterium som bruges af OSPAR til vurdering af risikoen for graden af forurening af miljøfarlige stoffer ud fra deres koncentration i miljøet.

eDNA – miljøDNA, på engelsk 'environmental DNA' er indsamlet genetisk materiale, som bruges til at beskrive tilstedeværelsen af organismer i et område.

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

emission – udslip til luft.

EMEP – European Monitoring and Evaluation Programme er et internationalt forskningsbaseret overvågningsprogram, som arbejder under FN konventionen for at begrænse langtrækkende grænseoverskridende luftforurening (LRTAP).

epifyt – en plante, som vokser på en anden plante uden at tage næring fra denne. Epifytter er meget udbredt i regnskove og i næringsrige vandmiljøer. I vandmiljøet gror epifytter i form af alger på havgræsser og tang.

EQS – Ecological Quality Standard er et vandkvalitetskriterium fastsat i EU's vandrammedirektiv. Overholdelse af EQS-kriterier regnes som opnåelse af 'god økologisk tilstand', som er målsætningen for vandrammedirektivet. EQS gælder generelt for vandfasen, bortset fra 3 stoffer (kviksølv, hexachlorbenzen og hexachlorobutadien), hvor EQS er fastsat for biota.

ERL – Effect Range Low. US-EPA udviklet kriterium der angiver den nedre grænse for koncentrationen af et miljøfarligt stof, hvor det ikke vurderes at udgøre en risiko for uønskede effekter på miljøet.

EROD – Ethoxyresorufin-O-deethylase er en biomarkør, der måler aktivitet af afgiftsenzymer i fisk. Et mål for CYP1A der induceres/øges ved eksponering til især PAH og dioxiner.

estuarie - overgangszone mellem ferskvand og saltvand.

estuarine cirkulation - modsatrettet strømning i overflade- og bundlag grundet en gradvis blanding, hvor det salte bundvandslag gradvist blandes op i overfladelaget og dermed driver en indadgående strømning mens vandet i overfladelaget strømmer ud af estuariet.

eutrofiering – at tilføre organisk stof eller næringsstoffer, dvs. at gøre et område næringsrigt. Det kan være en naturlig proces, men udtrykket bruges hyppigst om menneskeskabte tilførsler af organisk stof eller 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.

fauna – dyr.

fedt – indholdet af fedt (lipid) er typisk 1-2 % i muslinger og 20-30 % i fiskelever. Mange organiske forureninger opkoncentreres i fedtvæv, fx PCB og dioxin, og ofte angives indholdet af disse stoffer omregnet til fedtbasis.

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 trådlignende 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.

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.

G

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

græsningstryk – fjernelse af planktonalgebiomasse pr. tidsenhed af græssere.

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

H

habitatdirektivet – EU-direktiv fra 1992 der forpligter EU's medlemsstater til at bevare naturtyper og arter, som er af betydning for EU.

haloklin - adskillelse af to vandlag grundet forskel i densitet som følge af forskellig saltholdighed.

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

HCBD – hexachlorbutadien.

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 (www.helcom.fi).

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.

I

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

iltoptag – 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 – synlige kønsændringer i havsnegle, hvor hunnen udvikler hanlige kønskarakterer som penis og sædleder i tillæg til hunnens normale kønskarakterer. Skyldes hormonforstyrrelser pga. miljøgiften TBT.

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 – synlige kønsændringer i alm. strandsnegl, hvor hunnens normale kønskarakterer (pallial ovidukt) omdannes til hanlige karakterer som prostatakirtel. Skyldes hormonforstyrrelser pga. miljøgiften TBT.

ISI – intersex-indeks er et mål for, hvor fremskredent udviklingen af intersex er i alm. strandsnegl.

K

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.

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

kongener - stoffer med sammenlignelig struktur og kemiske egenskaber.

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.

kvartil – en fjerdedel af et datasæt. For eksempel er den nedre kvartil den mindste observation, hvor alle de observationer der er mindre end den, udgør mindst en fjerdedel af datasættet.

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.

kvælstofdeposition – proces hvormed atmosfæriske kvælstofpartikler aflægges via nedbør eller vind i havet eller på land. Se også tørdeposition og våddeposition.

L

lagdeling – se skilleflade.

landovervågning – overvågning af næringsstoftab og dyrkningspraksis i repræsentative landbrugsdominerede oplandsområder.

lipid – se fedt.

M

makroalger – store alger, tang.

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

matrice – noget der analyseres i typisk sediment, blåmuslingekød, fiskemuskel eller lever. Matricen kan enten være 'frisk', dvs. inklusive det naturlige vandindhold (VV-basis) eller tørret ved fjernelse af vandet ved tørring i ovn eller frysetørrer (TS-basis), eller eventuelt baseret på indholdet af fedt for dyr eller organisk kulstof for sediment.

medrivning - den blanding der sker på grænsen mellem to vandlag (springlaget), når de to vandlag strømmer i forskellig retning eller med forskellig hastighed.

metabolisme – stofskifte. Summen af alle kemiske processer der foregår i en organisme.

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

mg/kg = mg kg^{-1} – også kaldet ppm (parts per million) eller µg/g; angiver antallet af mg af en analysant i 1 kg af matricen (fx blåmuslinger eller sediment). kg kan erstattes af l for målinger i vand, mg l^{-1}.

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

µg/kg = µg kg^{-1} – også kaldet ppb (parts per billion) eller ng/g; angiver antallet af µg af en analysant i 1 kg af matricen (fx blåmuslinger eller sediment). kg kan erstattes af l for målinger i vand, µg l^{-1}.

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

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

miljøfarlige 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.

miljøfremmede stoffer – anvendes om stoffer, der er industrielt produceret og som ikke forekommer naturligt i miljøet. Anvendes ofte som 'slang' for organiske forureninger, også PAH og dioxiner, der kan forekomme ved naturlige processer som fx skovbrande. Inkluderer IKKE metaller. Se også miljøfarlige stoffer.

miljøkvalitetskrav – konkrete miljøkrav for tilstanden i et vandområde opstillet af myndigheder. Typiske kvalitetskrav er koncentrationsgrænser for miljøfremmede stoffer i sediment eller organismer.

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.

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

ng – forkortelse for nanogram, dvs. 1/1.000.000.000 g (10^{-9} g).

ng/kg = ng kg^{-1} – også kaldet ppt (parts per trillion) eller pg/g; angiver antallet af ng af en analysant i 1 kg af matricen (fx blåmuslinger eller sediment). kg kan erstattes af l for målinger i vand, ng l^{-1}.

NIS – ikke-hjemmehørende arter, på engelsk non-indigenous species (NIS), er arter, der forekommer uden for deres naturlige udbredelsesområde.

nitrat (NO_3^-) – er et vigtigt kvælstofholdigt næringsstof og den kemiske form, planter optager det meste af deres kvælstof i. Nitrat er saltet af salpetersyre.

nl – forkortelse for nanoliter, dvs. 1/1.000.000.000 l (10^{-9} l).

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

normalisator – en parameter, der kan anvendes til at forudsige det 'naturlige' indhold af analysanter.

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).

næringssalte – 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

oligotrofiering – den modsatte proces af eutrofiering, dvs. at et miljø bliver mere næringsfattigt.

opportunistisk art – er en art, hvis levevis er tilpasset omskiftelige forhold med en hurtig vækst og en hurtig reproduktionsrespons.

OSPAR – Oslo-Paris Kommissionen, samarbejde om Nordsøens havmiljø (www.ospar.org).

organisk – organiske forbindelser er forbindelser, der indeholder grundstoffet kulstof. Undtaget er dog karbonater og kulilter. 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.

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

oxidativ nedbrydning – kemisk opdeling af sammensatte stoffer til deres bestanddele ved hjælp af en elektronoverførsel fra fx ilt og frigørelse af energi.

P

PAH – polycycliske aromatiske hydrocarboner er tjærestoffer fra bl.a. forbrændingsprocesser og oliespild.

PCB – polychlorerede biphenyler, kemisk stofgruppe med klor-atomer, der bl.a. dannes ved afbrænding af plast i saltholdige miljøer. Anvendtes 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.

pg – forkortelse for pikogram, dvs. 1/1.000.000.000.000 g (10^{-12}g).

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

pl – forkortelse for pikoliter, dvs. 1/1.000.000.000.000 l (10^{-12}l).

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

redoksforhold – hvor iltet sedimentet er.

reduktionsmålsætning – målsætningerne i Vandmiljøplan I og II med hensyn til reduktion af udledninger, udslip og tab af kvælstof og fosfor betegnes 'reduktionsmålsætninger'.

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 køkkensalt.

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.

SMHI – Sveriges meteorologiska och hydrologiska institut.

springlag – se skilleflade.

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.

T

TBT – tributyltin er et biocid, der er blevet tilsat skibsmalinger for at forhindre begroning på skibe.

termoklin - adskillelse af to vandlag grundet forskel i densitet som følge af forskellig temperatur.

tilsyn – den overvågning, som 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.

TS – tørstofbasis; angiver også indholdet af tørstof; fx 15 % TS for muslingekød viser, at der er 85 % vand og 15 % tilbage, når vandet er fjernet.

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). Bruges ofte som 'slang' for giftige metaller, dvs. letmetallet zink (Zn) og metalloider (halvmetaller) som arsen (As).

tærskelfjord – fjord som er forholdsvis lavvandet ved udmundingen til havet. Udmundingen danner derfor en slags tærskel til et dybere bassin længere inde i fjorden. En tærskelfjord kan lettere blive udsat for iltsvind, da tærsklen medfører en reduceret udskiftning af bundvandet i fjorden.

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

U

uorganisk – mineralske stoffer. Se organisk.

US-EPA – United States Environmental Protection Agency – den amerikanske miljøstyrelse. Står bag udviklingen af ERL-vurderingskriterier.

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 Vandmiljøplan I med fokus på yderligere virkemidler til begrænsning af kvælstofudvaskning fra dyrkede arealer.

Vandmiljøplan III – opfølgning på Vandmiljøplan I og II med fokus på fosfor fra dyrkede arealer. Landbrugets fosforoverskud skal halveres og kvælstofudvaskningen reduceres med yderligere 13 % frem til 2015.

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

VDSI – Vas deferens sekvens indeks er et mål for, hvor fremskredent udviklingen af imposex er i konksnegle. Vas deferens betyder sædleder.

VV – vådvægtsbasis.

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

Z

zooplankton – se dyreplankton.

Å

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

18 Referencer

Bartsch, I., Wiencke, C., Bischof, K., Buchholz, C.M., Buck, B.H., Eggert, A., Feuerpfeil, P., Hanelt, D., Jacobsen, S., Karez, R., Karsten, U., Molis, M., Roleda, M.Y., Schubert, H., Schumann, R., Valentin, K., Weinberger, F. & Wiese, J. 2008: The genus *Laminaria sensu lato*: recent insights and developments. - European Journal of Phycology 43(1): 1-86.

Beca-Carretero, P., Olesen, B., Marbà, N., & Krause-Jensen, D. 2018: Response to experimental warming in northern eelgrass populations: comparison across a range of temperature adaptations. Marine Ecology Progress Series, 589, 59-72.

Bendtsen, J. & Hansen, J.L.S. 2013: A model of life cycle, connectivity and population stability of benthic macro-invertebrates in the North Sea-Baltic Sea transition zone. Ecological modelling 267: 54-65.

Berg, M., Birnbaum, L.S., Denison, M., De Vito, M., Farland, W., Feeley, M., Fiedler, H., m.fl. (2006) The 2005 World Health Organization Re-evaluation of Human and Mammalian Toxic Equivalency Factors for Dioxins and Dioxin-like Compounds. Toxicol Sci 93(2): 223–241. doi: 10.1093/toxsci/kfl055

Bodewes, R., Bestebroer, T.M., van der Vries, E., Verhagen, J.H., Herfst, S., Koopmans, M.P., Fouchier, R.A.M., Pfankuche, V. M., Wohlsein, P., Siebert, U., Baumgärtner, W. & Osterhaus, A.D.M.E. 2015: Avian influenza A (H10N7) virus-associated mass deaths among harbor seals. - Emerging Infectious Diseases 21: 4. http://dx.doi.org/10.3201/eid2104.141675.

Borja, A., Franco, J. & Perez, V. 2000: A marine biotic index to establish the ecological quality of soft bottom benthos within European estuarine and coastal environments. - Marine Pollution Bulletin 40: 1100-1114.

Borja, A., Josefson, A.B., Miles, A., Muxika, I., Olsgaard, F., Phillips, G., Rodriguez, J.G. & Rygg, B. 2007: An approach to the intercalibration of benthic ecological status assessment in the North Atlantic eco-region, according to the European Water Framework Directive. - Marine Pollution Bulletin 55: 42-52.

Borja A., Marin S.L., Muxika I., Pino L. & Rodriguez J.G. 2015: Is there a possibility of ranking benthic quality indices to select the most responsive to different human pressures. Marine Pollution Bulletin 97: 85-94.

Boynton, W. R., Ceballos, M. A. C., Bailey, E. M., Hodgkins, C. L. S., Humphrey, J. L., & Testa, J. M. 2018: Oxygen and Nutrient Exchanges at the Sediment-Water Interface: a Global Synthesis and Critique of Estuarine and Coastal Data. *Estuaries and Coasts, 41*(2), 301-333.

Bruhn, A., Høgslund, S., Dahl, K., Krause-Jensen, D., Lundsteen, S., Rasmussen, M.B. & Windelin, A. 2022: Ålegræs og anden vegetation på kystnær blød bund. Teknisk anvisning nr. M18 fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet. 28 s.

Bruhn A, Flindt MR, Hasler B, Krause-Jensen D, Larsen MM, Maar M, Petersen JK og Timmermann K. 2020: Marine virkemidler – beskrivelse af virkemidlernes effekter og status for vidensgrundlag. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 126. - Videnskabelig rapport nr. 368 http://dce2.au.dk/pub/SR368.pdf.

Canfield, D. E. (1994). Factors influencing organic-carbon preservation in marine-sediments. *Chemical Geology, 114* (3-4), 315-329.

Carr, J., D'Odorico, P., McGlathery, K. & Wiberg, P. 2010: Stability and bistability of seagrass ecosystems in shallow coastal lagoons: Role of feedbacks with sediment resuspension and light attenuation. - Journal of Geophysical Research 115: G03011. doi 10.1029/2009JG001103.

Carstensen, J. 2020: Bestemmelse af forskelle mellem oxidationsmetoder for målinger af total kvælstof i marine prøver. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 26 s. - Fagligt notat nr. 2020|67 https://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/Udgivelser/Notatet_2020/N2020_67.pdf.

Carstensen, J., Krause-Jensen, D., Dahl, K. & Henriksen, P. 2008: Macroalgae and phytoplankton as indicators of ecological status of Danish coastal waters. National Environmental Research Institute, University of Aarhus. 90 pp. - NERI Technical Report No. 683.

Carstensen, J., Andersen, J.H., Gustafsson, B.G. & Conley, D.J. 2014a: Deoxygenation of the Baltic Sea during the last century. - Proceedings of the National Academy of Sciences 111: 5628-5633.

Carstensen, J., Krause-Jensen, D. & Josefson, A. 2014b: Development and testing of tools for intercalibration of phytoplankton, macrovegetation and benthic fauna in Danish coastal areas. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 85 pp. - Scientific Report from DCE – Danish Centre for Environment and Energy No. 93.

Christensen, J.P.A., H. Knudsen-Leerbeck, A. Erichsen & K. Timmermann. 2020: Kortlægning af marine vandområders fosforfølsomhed.

Clarke, A. L., Weckstrom, K., Conley, D. J., Anderson, N. J., Adser, F., Andren, E. &Vaalgamaa, S. 2006: Long-term trends in eutrophication and nutrients in the coastal zone. Limnology and Oceanography, 51(1), 385-397. doi:10.4319/lo.2006.51.1_part_2.0385.

Dahl, K. 2005: Effekter af fiskeri på stenrevs algevegetation. Et pilotprojekt på Store Middelgrund i Kattegat. Danmarks Miljøundersøgelser. 16 s. - Faglig rapport fra DMU nr. 526.

Dahl, K. & Carstensen, J. 2008: Tools to assess conservation status on open water reefs in Nature-2000 areas. National Environmental Research Institute, University of Aarhus. 25 pp. - NERI Technical Report No. 663.

Dahl, K. & Lundsten, S. 2018: Makroalger og hårdbundsfauna på sten- og boblerev, Teknisk anvisning, DCE. 28 pp.

Dahl, K., Göke, C., Lundsteen, S., Carstensen, J., Al-Hamdani, Z., Leth, J.O., Havesteen, C.W. & von Qualen, S. 2011: Seabed and habitat mapping in the Hatter Barn area - a high risk area for shipping in the Danish Straits. BaltSeaPlan - www.baltseaplan.eu. 54 pp. - BaltSeaPlan Report, no. 27. http://www.baltseaplan.eu/index.php/Reports-and-Publications;809/1#seabed.

Dahl, K., Andersen, H.B., Norden, O. G., Göke, C., Tonetta, D. 2020: Indvandring og biodiversitet på det nye stenrev ved Livø. 180 udg. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 2020. 60 s.

Danielsson, S., Benskin, J., Bignert, A., Bizkarguenaga, E., de Wit, C., Egebäck, A-L., Eriksson, U., Faxneld, S., Hjelmquist, P., Johansson, A-M., Jones, D., Kruså, M., Kylberg, E., Mechedal, J., Nyberg, E., Sundbom, M. 2018: Distribution and conversions of metal- and POP concentrations among various tissues in herring. Naturhistoriska riksmuseet Report nr. 2: 2018. 57 s.

de los Santos, C.B., Krause-Jensen, D., Alcoverro, T., Marbà N., Duarte, C. M., van Katwijk, M.M., Pérez, M., Romero, J., Sánchez-Lizaso, J.L., Roca, G., Jankowska, E., Pérez-Lloréns, J.L., Fournier, J., Montefalcone, M., Pergent, G., Ruiz, J.M., Cabaço, S., Cook, K., Wilkes, R.J., Moy, F.E., Muñoz-Ramos Trayter, G., Seglar Arañó, X., de Jong, D.J., Fernández-Torquemada, Y., Auby, I., Vergara, J.J. & Santos, R. 2019: Recent trend reversal for declining European seagrass meadows. – Nature Communications 10: 3356. https://doi.org/10.1038/s41467-019-11340-4.

DHI 2017: MIKE 21 & MIKE 3 Flow Model FM. Hydrodynamic and Transport Module. Scientific documentation. http://manuals.mikepoweredbydhi.help/2017/Coast_and_Sea/MIKE_321_FM_Scientific_Doc.pdf

Dietz, R., Teilmann, J., Damsgaard Henriksen, O. & Laidre, K. 2003: Movements of seals from Rødsand seal sanctuary monitored by satellite telemetry. Relative importance of the Nysted Offshore Wind Farm area to the seals. National Environmental Research Institute. - NERI Technical Report 429. 44 pp.

Dietz, R., Galatius, A., Mikkelsen, L., Nabe-Nielsen, J., Rigét, F.F., Schack, H., Skov, H., Sveegaard, S., Teilmann, J. & Thomsen, F. 2015: Marine mammals – Investigations and preparation of environmental impact assessment for Kriegers Flak. Report commissioned by EnergiNet.dk. 184 pp.

Doney, S.C. 2010: The growing human footprint on coastal and open-ocean biogeochemistry. - Science 328: 1512-1516.

Duarte, C. M., Hendriks, I. E., Moore, T.S., Olsen, Y.S., Steckbauer, A., Ramajo, L., Carstensen, J., Trotter, J.A. & McCulloch, M. 2013: Is Ocean Acidification an Open-Ocean Syndrome? Understanding the drivers and impacts of pH variability in the coastal ocean. - Estuaries and Coasts 36: 221-236.

Duarte, C. M., Losada, I. J., Hendriks, I. E., Mazarrasa, I., & Marbà, N. 2013: The role of coastal plant communities for climate change mitigation and adaptation. Nature Climate Change, 3(11), 961-968.

Duarte, C.M., Agusti, S., Barbier, E., Britten, G.L., Castilla, J.C., Gattuso, J.P., Fulweiler, R.W., Hughes, T.P., Knowlton, N., Lovelock, C.E., Lotze, H.K., Predragovic, M., Poloczanska, E., Roberts, C. & Worm, B. 2020, 'Rebuilding marine life', *Nature*, vol. 580, no. 7801, pp. 39-51. https://doi.org/10.1038/s41586-020-2146-7

EFSA 2011. Scientific opinion on polybrominated Diphenyl Ethers (PBDEs) in food. EFSA journal 2011;9(5): 2156.

Erftemeijer, P.L.A. & Lewis, R.R.R. 2006: Environmental impacts of dredging on seagrasses: A review. Marine Pollution Bulletin 52(12): 1553-1572. doi:10.1016/j.marpolbul.2006.09.006.

Erichsen A. C., Timmermann K., Christensen J. P. A., Kaas, H., Markager, S., Møhlenberg, F. 2017: Development of models and methods to support the Danish River Basin Management Plans. Scientific documentation. Aarhus University, Department of Bioscience and DHI, 191 pp.

Erichsen. A.C., Closter, R.M., Hansen, J.W., Carstensen, J., Timmermann K., Christensen J.H., Tornbjerg, H. 2019: Modelanalyser og hydrografisk rapportering. Afsluttende rapport. DHI. 59 pp.

EU 2006: KOMMISSIONENS FORORDNING (EF) Nr. 1881/2006 af 19. december 2006 om fastsættelse af grænseværdier for bestemte forurenende stoffer i fødevarer, L 364 Den Europæiske Unions Tidende, 20.12.2006.

EU 2008: DIRECTIVE 2008/105/EC OF THE EUROPEAN PARLIAMENT AND OF THE COUNCIL of 16 December 2008 on environmental quality standards in the field of water policy, amending and subsequently repealing Council Directives 82/176/EEC, 83/513/EEC, 84/156/EEC, 84/491/EEC, 86/280/EEC and amending Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council.

EU 2011: KOMMISSIONENS FORORDNING (EU) Nr. 1259/2011 af 2. december 2011 om ændring af forordning (EF) nr. 1881/2006 for så vidt angår grænseværdier for dioxiner, dioxinlignende PCB'er og ikke-dioxinlignende PCB'er i fødevarer. L 320/18 Den Europæiske Unions Tidende 3.12.2011.

EU 2013: EUROPA-PARLAMENTETS OG RÅDETS DIREKTIV 2013/39/EU af 12. august 2013 om ændring af direktiv 2000/60/EF og 2008/105/EF for så vidt angår prioriterede stoffer inden for vandpolitikken. Den Europæiske Unions Tidende L 226/1, 23.8.2013.

EU 2014: COMMON IMPLEMENTATION STRATEGY FOR THE WATER FRAMEWORK DIRECTIVE (2000/60/EC). Guidance Document No. 32 on Biota Monitoring (the Implementation of EQS_{biota}) under the Water Framework Directive. - Technical Report - 2014 – 083.

Faxneld, S., Danielsson, S. & Nyberg, E. 2014: Distribution of PFAS in liver and muscle of herring, perch, cod, eelpout, arctic char, and pike from limnic and marine environments in Sweden. - Report no. 9. Swedish Museum of Natural History, Department of Environmental Research and Monitoring. 33 pp. http://nrm.diva-portal.org/smash/get/diva2:767385/FULLTEXT01.pdf.

Feld L, Metcalfe RA & Strand J. 2022. Overvågning af marint affald i Danmark i 2021 – Mængder, sammensætning og trends. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 20 s. – Teknisk rapport nr. 222, http://dce2.au.dk/pub/TR222.pdf.

Fietz, K., Galatius, A., Frie, A.K., Teilmann, J., Dietz, R., Jensen, L.F., Graves, J.A., Hall, A., McConnell, B., Gilbert, M.T.P. & Olsen, M.T. 2016: Fall and rise -of grey seal (*Halichoerus grypus*) populations in northern Europe – genetic and demographic consequences of local extinctions and re-colonizations. – Molecular Ecology 25 (17): 4097-4112.

Fossing, H. & Hansen, J.W. 2018: Vandkemi. Teknisk anvisning nr. M02 fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet. 15 s.

Galatius, A., Kyhn, L.A. & van Beest, F. 2018: Spæktykkelse som indikator for tilstand hos danske havpattedyr. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 40 s. - Videnskabelig rapport fra DCE nr. 269. https://dce2.au.dk/pub/SR269.pdf.

Galatius, A., Teilmann, J., Dähne, M., Ahola, M., Westphal, L., Kyhn, L. A., Pawliczka, I., Olsen, M. T., & Dietz, R. 2020: Grey seal *Halichoerus grypus* recolonisation of the southern Baltic Sea, Danish Straits and Kattegat. *Wildlife Biology*, *2020*(4). https://doi.org/10.2981/wlb.00711.

Galatius, A., Abel, C., Brackmann, J., Brasseur, S., Jeß, A., Meise, K., Meyer, J., Schop, J., Siebert, U., Teilmann, J., Thøstesen, C.B. 2021. EG-Marine Mammals harbour seal surveys in the Wadden Sea and Helgoland 2021. Common Wadden Sea Secretariat, Wilhelmshaven, Germany. https://www.waddensea-worldheritage.org/sites/default/files/2021_Harbour_Seal_Report.pdf.

Hammer, K.J., Borum, J., Hasler-Sheetal, H., Shields, E.C., Sand-Jensen, K. & Moore, K.A. 2018: High temperatures cause reduced growth, plant death and metabolic changes in eelgrass *Zostera marina*. - Marine Ecology Progress Series 604: 121-132.

Hammond, P., Lacey, C., Gilles, A., Viquerat, S., Börjesson, P., Herr, H., Macleod, K., Ridoux, V., Santos, M. and Scheidat, M. 2021: Estimates of cetacean abundance in European Atlantic waters in summer 2016 from the SCANS-III aerial and shipboard surveys (revised version).

Hansen, J.L.S & Josefson, A. 2005: Biodiversitet på sedimentbunden i de indre danske farvande. - I: Ærtebjerg m.fl. 2005: Marine områder 2004 – Tilstand og udvikling i miljø- og naturkvaliteten. NOVANA. Danmarks Miljøundersøgelser. 94 s. – Faglig rapport fra DMU nr. 551, s. 57-62.

Hansen, J.L.S., Dinesen, G., Bastardie, F. & Eigaard, O.R. 2016: Notat om 3effekter af fiskeri med bundslæbende redskaber på bundfaunaen i de indre danske farvande. Notat fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi.

Hansen, J.W. (red.) 2012: Marine områder 2011. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 154 s. - Videnskabelig rapport fra DCE nr. 34. Marine områder 2011 (dmu.dk)

Hansen J.W. & Høgslund S. (red.) 2019: Marine områder 2018. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 156 s. - Videnskabelig rapport fra DCE nr. 355. http://dce2.au.dk/pub/SR355.pdf.

Hansen J.W. & Høgslund S. (red.) 2021: Marine områder 2019. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 174 s. - Videnskabelig rapport fra DCE nr. 418. http://dce2.au.dk/pub/SR418.pdf.

Hansen J.W. & Høgslund S. (red.) 2021: Marine områder 2020. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, 194 s. -Videnskabelig rapport fra DCE nr. 475. http://dce2.au.dk/pub/SR475.pdf.

Hansen JW & Rytter D. 2021 A: Iltsvind i danske farvande i juli-august 2021. Rådgivningsnotat fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 61, Aarhus Universitet. 24 s.

Hansen JW & Rytter D. 2021 B: Iltsvind i danske farvande i 26. august – 22. september 2021. Rådgivningsnotat fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr.71, Aarhus Universitet. 23 s.

Hansen JW & Rytter D. 2021 C: Iltsvind i danske farvande i 23. september – 27. oktober 2021. Rådgivningsnotat fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 72, Aarhus Universitet. 22 s.

Hansen JW & Rytter D. 2021 D: Iltsvind i danske farvande i 28. oktober- 24. november 2021. Rådgivningsnotat fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. 89, Aarhus Universitet. 20 s.

Härkönen, T., Harding, K.C. & Heide-Jørgensen, M.-P. 2002: Rates of increase in age-structured populations: A lesson from the European harbour seals. - Canadian Journal of Zoology 80(9): 1498-1510.

Härkönen, T., Dietz, R., Reijnders, P., Teilmann, J., Harding, K., Hall, A., Brasseur, S., Siebert, U., Goodman, S.J., Jepson, P.D., Rasmussen, T.D. & Thompson, P. 2006: A review of the 1988 and 2002 phocine distemper virus epidemics in European harbour seals. - Diseases of Aquatic Organisms 68: 115-130.

Härkönen, T., Brasseur, S., Teilmann, J., Vincent, C., Dietz, R., Abt, K., Reijnders, P., Thompson, P., Harding, K. & Hall, A. 2007b: Status of grey seals along mainland Europe from the Southwestern Baltic to France. -NAMMCO Scientific Publications 6: 57-68.

Härkönen, T., Bäcklin, B.M., Barrett, T., Bergman, A., Corteyn, M., Dietz, R., Harding, K.C., Malmsten, J., Roos, A. & Teilmann, J. 2008: Mass mortality in harbour seals and harbour porpoises caused by an unknown pathogen. - Veterinary Record 162: 155-156.

HELCOM. (2018). Reproductive disorders: malformed embryos of amphipods. HELCOM supplementary indicator report. (Issue July).

HELCOM (2022) HELCOM assessment, foreløbige resultater fra arbejdsgruppen EG-HAZ. Publiceres i 2023.

Hering, D., Borja, A., Carstensen, J., Carvalho, L., Elliott, M., Feld, C.K., Heiskanen, A.-S., Johnson, R.K., Moe, J., Pont, D., Solheim, A.L. & van de Bund,

W. 2010: The European Water Framework Directive at the age of 10: A critical review of the achievements with recommendations for the future - Science of the Total Environment 408(19): 4007-4019. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2010.05.031.

Hoegh-Guldberg, O., Lovelock, C., Caldeira, K., Howard, J., Chopin, T., & Gaines, S. 2019: The ocean as a solution to climate change: Five opportunities for action.

Høgslund, S., Dahl, K., Krause-Jensen, D., Lundsteen, S., Rasmussen, M.B. & Windelin, A. 2014: Makroalger på kystnær hårdbund. Teknisk anvisning nr. M12 fra DCE -Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet. 27 s.

ICES WGBEC Report 2012: Report of the Working Group on Biological Effects of Contaminants (WGBEC) (figshare.com).

Jakobsen, H.H. & Fossing, H. 2015: Fytoplankton. Teknisk anvisning nr. M09 fra DCE - National Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet. 29 s.

Jakobsen, H.H. &Markager, S 2016: Carbon-to-chlorophyll ratio for phytoplankton in temperate coastal waters: Seasonal patterns and relationship to nutrients. -Limnology and Oceanography, 61. 5 1853-1868.

Jensen, L.F., Galatius, A. & Teilmann, J. 2015: First record of a new born grey seal pup (*Halichoerus grypus*) in the Danish Wadden Sea since the 16th century. Marine Biodiversity Records 8. https://doi.org/10.1017/S1755267215001062.

Josefson, A.B. & Hansen, J.L.S. 2004: Species richness of benthic macrofauna in Danish estuaries and coastal areas. - Global Ecology and Biogeography 13: 273-288.

Josefson, A.B., Blomqvist, M., Hansen, J.L.S., Rosenberg, R. & Rygg, B. 2009: Assessment of marine quality change in gradients of disturbance: Comparison of different Scandinavian multi-metric indices. - Marine Pollution Bulletin 58: 1263-1277.

Jørgensen, B.B. 1996: Material flux in the sediment. I Eutrophication in Coastal Marine Ecosystems, Jørgensen, B.B. & Richardson, K. (red.). American Geophysical Union Washington DC USA.

Jørgensen, L., Markager, S. & Maar, M. 2014: On the importance of quantifying bioavailable nitrogen instead of total nitrogen. Biogeochemistry 117, 455-472. doi: 10.1007/s10533-013-9890-9.

Jørgensen, BB., Wenzhöfer, F., Egger, M. & Glud, RN. 2022: Sediment oxygen consumption: Role in the global marine carbon cycle. Earth-Science Reviews 228: 103987.

Kaas, H. & Markager S. (red.) 1998: Teknisk anvisning for marin overvågning. Danmarks Miljøundersøgelser.

Kindeberg, T., Orberg, S. B., Rohr, M. E., Holmer, M., & Krause-Jensen, D. 2018: Sediment Stocks of Carbon, Nitrogen, and Phosphorus in Danish Eelgrass Meadows. Frontiers in Marine Science, 5. doi:10.3389/fmars.2018.00474.

Knudsen-Leerbeck, H., Mantikci, M., Bentzon-Tilia, M., Traving, S. J., Riemann, L., Hansen, J. L. S., Markager, S. 2017: Seasonal dynamics and bioavailability of dissolved organic matter in two contrasting temperate estuaries Biogeochemistry, 134, 217-236, /doi:10.1007/s10533-017-0357-2.

Krause-Jensen, D., Pedersen, M. F., & Jensen, C. 2003: Regulation of eelgrass (Zostera marina) cover along depth gradients in Danish coastal waters. *Estuaries*, *26*(4), 866-877.

Krause-Jensen, D., Carstensen, J. & Dahl, K. 2007: Total and opportunistic algal cover in relation to environmental variables. - Marine Pollution Bulletin 55: 114-125.

Krause-Jensen, D. & Duarte, C. M. 2016: Substantial role of macroalgae in marine carbon sequestration. Nature Geoscience, 9(10), 737-742.

Krause-Jensen, D., Duarte, C.M., Sand-Jensen, K., Carstensen, C. Century-long records reveal shifting challenges to seagrass recovery. 2020: Global Change Biology doi.org/10.1111/gcb.15440

Krog, J.S., Hansen, M.S., Holm, E., Hjulsager, C.K., Chriél, M., Pedersen, K., Andresen, L.O., Abildstrøm, M., Jensen, T.H. & Larsen, L. E. 2015: Influenza A (H10N7) virus in dead harbor seals, Denmark. – Emerging Infectious Diseases 21: 4. http://dx.doi.org/10.3201/eid2104.141484.

Kyhn, L.A. & Galatius, A. 2018: Spæklagets tykkelse hos danske marsvin og sæler. Teknisk anvisning nr. M31 fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet. 40 s. https://pure.au.dk/portal/files/131307790/TA_M31_Sp_klagets_tykkelse_hos_danske_marsvin_og_s_ler_ver1.pdf.

Kyhn, L.A., van Beest, F., Galatius, A. 2022: Spæktykkelse hos tre danske havpattedyr 2019-2021. Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi. Nr. 253. Aarhus Universitet, Roskilde, Denmark, 42 s. http://dce2.au.dk/pub/TR253.pdf

Lange, T., N. S. Oncken, N. Svane, R. C. Steinfurth, E. Kristensen, and M. R. Flindt. 2022. Large-scale eelgrass transplantation: a measure for carbon and nutrient sequestration in estuaries. Marine Ecology Progress Series 685: 97-109.

Larsen, M.M. 2017b: Miljøfarlige stoffer i sediment. Teknisk anvisning M24, vers. 2, fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet.

Larsen, M.M. 2019: Omregning af indhold af miljøfarlige stoffer i forskellige organer i fisk. Med særlig fokus på kviksølv. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 44 s. - Teknisk rapport nr. 144.http://dce2.au.dk/pub/TR144.pdf.

Larsen, M.M. & Bossi, R. 2021: Omregning af indhold af PFAS mellem muskel og lever i fisk. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 44 s. - Teknisk rapport nr. 199. http://dce2.au.dk/pub/TR199.pdf.

Larsen, M.M. & Strand, J. 2017: Miljøfarlige stoffer i fisk. Teknisk anvisning M25, vers. 2, fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet. 16 s.

Lefcheck, J.S., Orth, R.J., Dennison, W.C., Wilcox, D.J., Murphy, R.R., Keisman, J. et al. 2018: Long-term nutrient reductions lead to the unprecedented recovery of a temperate coastal region. – Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 115: 3658-3662. https://doi.org/10.1073/pnas.1715798115.

Little, C. & Kitching, J.A. 1996: The biology of rocky shores. Oxford University Press Inc., New York, 240 pp.

Lundsteen S., Dahl, K and Tendal O.S. 2008: Biodiversity on boulder reefs in the central Kattegat - Balance Interrim report nr. 15.

Lundsteen, S. & Dahl, K. 2016: Fauna på kystnær hårdbund. Teknisk anvisning nr. M17 fra DCE - National Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet. 23 s.

Lusher, A., Singdahl-Larsen, C., Franqois Jaccard, P., van Bavel, B., & Valestrand, L., Harvey, E.T., & Andersen, J.H. 2021: Frequent sampling of microplastic particles in surface waters in the open parts of the Kattegat and Great Belt, Denmark. Report from NIVA Denmark Water Research, REPORT SNO. 7601-2021, https://niva.brage.unit.no/niva-xmlui/bitstream/handle/11250/2735983/7601-2021+high.pdf?sequence=2.

Lyngsgaard, M. M., Markager, S. & Richardson, K. 2014: Changes in the vertical distribution of primary production in response to land-based N-loading. Limnology and Oceanography 59, (5) 1679-1690.

Lyngsgaard, M.M., S. Markager, K. Richardson, E.F. Møller & H. H. Jakobsen. 2017: How well does chlorophyll explain the seasonal variation in phytoplankton activity? Estuaries and Coasts, 40, 1263-1275, DOI 10.1007/s12237-017-0215-4.

Lønborg, C. & Markager, S. 2021: Nitrogen in the Baltic Sea: Long-term trends, a budget and decadal time lags in responses to declining inputs. Estuarine, Coastal and Shelf Science, 261, doi.org/10.1016/j.ecss.2021.107529.

Markager, S., Vincent W. & Tang E.Y. 1999: Carbon fixation by phytoplankton in high Arctic lakes: Implications of low temperature for photosynthesis. - Limnology and Oceanography 44: 597-607.

Markager, S. & Fossing, H. 2014a: Fluroscens. Teknisk anvisning nr. M05, ver 1, fra DCE – National Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet. 10 s.

Markager, S. & Fossing, H. 2014b: Klorofyl *a* koncentration. Teknisk anvisning nr. M07, vers. 2, fra DCE - National Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet. 18 s.

Markager, S. & Fossing, H. 2015a: Lyssvækkelse. Teknisk anvisning nr. M06, vers. 3, fra DCE – National Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet. 17 s.

Markager, S. & Fossing, H. 2015b: Primærproduktion. Teknisk anvisning nr. M08, vers. 2, fra DCE – National Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet. 18 s.

Martens, C. S., & Valklump, J. 1984: Biogeochemical cycling in an organic-rich coastal marine basin . 4. an organic-carbon budget for sediments dominated by sulfate reduction and methanogenesis. Geochimica Et Cosmochimica Acta, 48(10), 1987-2004. doi:10.1016/0016-7037(84)90380-6.

McCrackin, M.L., Jones, H.P., Jones, P.C. & Moreno-Mateos, D. 2017: Recovery of lakes and coastal marine ecosystems from eutrophication: A global meta-analysis. – Limnology and Oceanography 62: 507-518.

Miljø- og Fødevareministeriet 2017: BEK nr. 1625 af 19/12/2017. Bekendtgørelse om fastlæggelse af miljømål for vandløb, søer, overgangsvande, kystvande og grundvand (erstatter BEK 439 fra 2016).

Miljøstyrelsen 1989: Vandmiljøplanens overvågningsprogram. Miljøprojekt nr. 115, 64 s.

Miljøstyrelsen 1993: Vandmiljøplanens overvågningsprogram 1993-1997. Redegørelse fra Miljøstyrelsen nr. 2/1993, 168 s.

Miljøstyrelsen 2000: NOVA. Nationalt program for overvågning af vandmiljøet 1998-2003. - Redegørelse fra Miljøstyrelsen nr. 1/2000, 397 s.

Miljøstyrelsen 2022: (hjemmeside tilgået d. 5/12/2022) https://mst.dk/service/nyheder/nyhedsarkiv/2022/jun/miljoestyrelsen-undersoeger-for-pfas-i-havvand-disse-lokaliteter-undersoeges/

Muxika, I., Borja, A. & Bonne, W. 2005: The suitability of marine biotic index (AMBI) to new impact sources along European coasts. - Ecological indicators 5: 19-31.

Olsen, M.T., Andersen, L.W., Dietz, R., Teilmann, J., Härkönen, T. & Siegismund, H. R. 2014: Integrating genetic data and population viability analyses for the identification of harbor seal (*Phoca vitulina*) populations and management units. - Molecular Ecology 23: 815-831.

OSPAR 2005: 2005 Assessment of data collected under the Co-ordinated Environmental Monitoring Programme (CEMP). OSPAR Commission. - Assessment and Monitoring Series, Publication Number 2005/235, 115 pp. http://www.ospar.org/documents?v=7017.

OSPAR 2009: CEMP assessment report: 2008/2009. Assessment of trends and concentrations of selected hazardous substances in sediments and biota. Monitoring and Assessment Series, Publication Number 390/2009, 78 pp. http://qsr2010.ospar.org/media/assessments/p00390_2009_CEMP_assessment_report.pdf.

OSPAR 2013: JAMP Guidelines for Monitoring of Contaminants in Seawater (Agreement 2013-03). https://www.ospar.org/documents?d=32946.

OSPAR. 2022: https://dome.ices.dk/ohat (hjemmeside tilgået d. 5/12/2022)

Pastor, A. Mariani, P., Erichsen, A.C., Hansen, F.T. and Hansen J.L.S. 2018: Modeling dispersal and spatial connectivity of macro-invertebrates in Danish waters: an ABM approach. Regional studies in Marine Science 20: 0-14.

Pedersen, M.F. & Borum, J. 1997: Nutrient control of estuarine macroalgae: growth strategy and the balance between nitrogen requirements and uptake. - Marine Ecology Progress Series 161: 155-163.

Petersen, I.K., Sterup, J. & Nielsen, R.D. 2019. Optællinger af vandfugle i den danske del af Nordsøen og Skagerrak, april og maj 2019. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi,26 s. - Teknisk rapport nr. 158 http://dce2.au.dk/pub/TR158.pdf.

Petersen, I.K. & Sterup. J. 2020: Optælling af vandfugle i farvandet øst for Bornholm. Oktober 2019. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 14 s. Notat nr. 2020|11. https://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/Udgivelser/Notatet_2020/N2020_11.pdf.

Pulido, C. & Borum, J. 2010: Eelgrass (Zostera marina) tolerance to anoxia. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology, 385(1-2), 8-13.

Queirós, A.M., Strong, J.A., Mazik, K.,Carstensen, J., Bruun, J., Somerfield, P.J., Bruhn, A. ,Ciavatta, S., Flo, E., Bizsel, N., Özaydinli, M., Chuševe,˙ R., Muxika, I., Nygård, H., Papadopoulou, N., Pantazi, M. & Krause-Jensen, D. 2016: An objective framework to test the quality of candidate indicators of good environmental Status. – Frontiers in Marine Science 3: 73. doi: 10.3389/fmars.2016.00073.

Riemann, B., Carstensen, J., Dahl, K., Fossing, H., Hansen, J.W., Jakobsen, H.H., Josefson, A.B., Krause-Jensen, D., Markager, S., Stæhr, P.A., Timmermann, K., Windolf J. & Andersen, J.H. 2016: Recovery of Danish coastal ecosystems after reductions in nutrient loading: A holistic ecosystem approach. - Estuaries and Coast 39: 82-97. doi 10.1007/s12237-015-9980-0.

Rubek, F., Scharling, M., Cappelen, J. 2022: Danmarks klima 2021 – with English summary. DMI Rapport 22-01. http://www.dmi.dk.

Rytter, D., Carstensen, J. & Hansen, J.W. 2017: Opdatering af iltsvindsmodel. Notat fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 13 s.

Rytter D, Carstensen J & Hansen JW 2021. Forbedret iltsvindsmodel. Rådgivningsnotat nr. 60 fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet 14 s. https://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/Udgivelser/Notater_2021/N2021_60.pdf

Sand-Jensen, K. & Borum, J. 1991: Interactions among phytoplankton, periphyton and macrophytes in temperate freshwater and estuaries. - Aquatic Botany 41: 137-175.

Sherwood, E.T., Greening, H.S., Johansson, J.R., Kaufman, K. & Raulerson, G.E. 2017: Tampa Bay (Florida, USA): Documenting seagrass recovery since the 1980's and reviewing the benefits. - Southeastern Geographer 57: 294-319.

Soetaert, K., & Middelburg, J. J. 2009: Modeling eutrophication and oligotrophication of shallow-water marine systems: the importance of sediments under stratified and well-mixed conditions. Hydrobiologia, 629(1), 239-254. doi:10.1007/s10750-009-9777-x

Strand, J. (2013). Biologisk effektmonitering i fisk. DCE Teknisk anvisning. In DCE - Danish Centre for Environment and Energy (Issue TA. nr. M26). https://bios.au.dk/fileadmin/bioscience/Fagdatacentre/MarintFagdatacenter/TekniskeAnvisninger2011_2015/TA_M26_Biologisk_effektmonitering_i_fisk__ver_1_.pdf

Sveegaard, S., Galatius, A., Dietz, R., Kyhn, L. A., Koblitz, J. C., Amundin, M., Nabe-Nielsen, J., Sinding, M. H. S., Andersen, L. W., & Teilmann, J. 2015: Defining management units for cetaceans by combining genetics, morphlogy, acoustics and satellite tracking. *Global Ecology and Conservation*, *3*, 839-850. https://doi.org/10.1016/j.gecco.2015.04.002

Svendsen, L.M., Bijl, L. van der, Boutrup, S. & Norup, B. (red.) 2004: NOVANA. Det nationale program for overvågning af vandmiljøet og naturen. Programbeskrivelse - del 2. Danmarks Miljøundersøgelser. 128 s. - Faglig rapport fra DMU nr. 508.

SYKE, NILU, IOW, BNI & Deltares 2017: International evaluation of the Danish marine models – Performed by the panel of international experts. Miljø- og Fødevareministeriet 10. oktober 2017, 46 s.

Søndergaard, N.-O., Joensen, A.H., Hansen, E.B. 1976: Danske Vildtundersøgelser 26: 1-80.

Tairova, Z. & Strand, J. 2022: Biological effect measurements in Gammarus spp. and Corophium volutator as indicators of toxic effects of hazardous substances in Danish coastal waters. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 24 pp. Technical Report No. 237. http://dce2.au.dk/pub/TR237.pdf.

Tegner, M.J. & Dayton, P.K. 2000: Ecosystem effects of fishing in kelp forest communities. - ICES Journal of Marine Science 57 (3): 579-589.

Testa, J.M., W.R. Boynton, C.L.S. Hodgkins, A.L. Moore, E.M. Bailey & J. Rambo. 2022: Biogeochemical states, rates and exchanges exhibit linear responses to large nutrient load reductions in a shallow, eutrophic urban estuary. Limnology and oceanography, 9999, 1-14.

Thodsen, H., Tornbjerg, H., Bøgestrand, J., Larsen, S.E., Ovesen, N.B., Blicher-Mathiesen, G., Rolighed, J., Holm, H. & Kjeldgaard, A. 2021a: Vandløb 2019 - Kemisk vandkvalitet og stoftransport. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi,74 s. - Videnskabelig rapport nr. 452 http://dce2.au.dk/pub/SR452.pdf

Thodsen, H., Tornbjerg, H & Larsen, S.E. 2020: Udvikling i afstrømningsnormaliseret total-kvælstof transport fra målt opland mellem 2018 og 2019. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, Rådgivningsnotat nr. 64, 6 s.

Thodsen, H., Tornbjerg, H., Rolighed, J., Larsen, S.E., Ovesen, N.B., Blicher-Mathiesen, G., Bøgestrand, J. & Kjeldgaard, A. 2023: Vandløb 2021. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, xx s. - Videnskabelig rapport nr. xxx (under udarbejdelse).

Timmermann, K., Markager, S. & Gustafsson, K. 2010: Streams or Open Sea? Tracing sources and effects of nutrient loadings in a shallow estuary with a coupled 3D hydrodynamic-ecological model. Journal of Marine Systems 82: 111-121.

Timmermann, K., Christensen, J., Murray, C. & Markager, S. 2015: Modeller for Danske Fjorde og Kystnære Havområder – del 3. Statistiske modeller og metoder til bestemmelse af indsatsbehov. - Notat fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 26 s.

Tougaard, J. 2020: Impulsive noise sources. Activities in the Danish EEZ reported for 2017 to the ICES impulsive noise register. DCE rapp. nr. 140.

Unger B, Nachtsheim D, Martínez N R, Siebert U, Sveegard S, Kyhn L A, Balle J D, Teilmann J, Carlström J, Owen K, Gilles A, 2021: MiniSCANS-II: Aerial survey for harbour porpoises in the western Baltic Sea, Belt Sea, the Sound and Kattegat in 2020. Report. University of Veterinary Medicine Hannover, Büsum, Germany. pp. 26.

Vang, T. & Hansen, J.W. 2015: Ilt i vandsøjlen. Teknisk anvisning nr. M04 fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet. 12 s.

Viquerat, S., Herr. H., Gilles. A., Peschko, V., Siebert, U., Sveegaard, S., Teilmann, J. 2014: Abundance of harbour porpoises (*Phocoena phocoena*) in the western Baltic, Belt Seas and Kattegat. Marine Biology. 161:745-754. https://doi.org/10.1007/s00227-013-2374-6.

Valdemarsen, T., Quintana, C. O., Kristensen, E., & Flindt, M. R. 2014: Recovery of organic-enriched sediments through microbial degradation: implications for eutrophic estuaries. Marine Ecology Progress Series, 503, 41-58. doi:10.3354/meps10747

Valdemarsen, T., Quintana, C. O., Flindt, M. R., & Kristensen, E. 2015: Organic N and P in eutrophic fjord sediments - rates of mineralization and consequences for internal nutrient loading. Biogeosciences, 12(6), 1765-1779. doi:10.5194/bg-12-1765-2015

van Bavel B., Lusher A.L., Jaccard P.F., Pakhomova S., Singdahl-Larsen S., 2020: Monitoring of microplastics in Danish marine waters using the Oslo-Kiel ferry as a ship-of-opportunity. Report from NIVA Denmark REPORT S.NO.7524-2020. https://niva.brage.unit.no/niva-xmlui/bitstream/handle/11250/2678966/7524-2020_trykk.pdf?sequence=1&isAllowed=y.

Van Franeker, J.A., Kühn, S., Pedersen, J. & Hansen, P.L. 2018: Fulmar Litter EcoQO monitoring in Denmark 2002-2017. Report for the Danish Environmental Protection Agency. Wageningen Marine Research Den Helder, the Netherlands. 25 pp.

Van Loon, W., Hanke, G., Fleet, D., Werner, S., Barry, J., Strand, J., Eriksson, J., Galgani, F., Gräwe, D., Schulz, M., Vlachogianni, T., Press, M., Blidberg, E. and Walvoort, D., 2020: A European Threshold Value and Assessment Method for Macro Litter on Coastlines. EUR 30347 EN, Publications Office of the European Union, Luxembourg, 2020, ISBN 978-92-76-21444-1, doi:10.2760/54369, JRC121707.

Wernberg, T., Krumhansl, K., Filbee-Dexter, K., & Pedersen, M. F. 2019: Status and trends for the world's kelp forests. In World seas: An environmental evaluation (pp. 57-78). Academic Press.

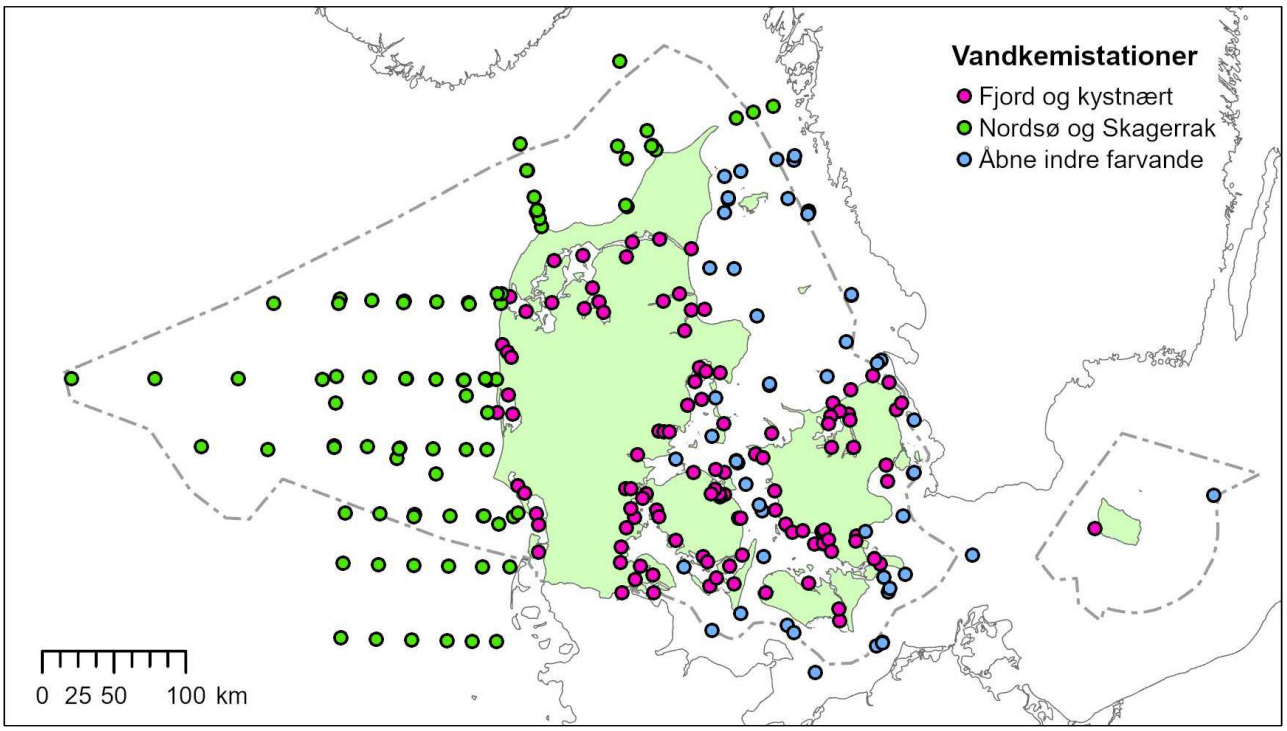
Westrich, J. T., & Berner, R. A. 1984: The role of sedimentary organic-matter in bacterial sulfate reduction - the g-model tested. Limnology and Oceanography, 29(2), 236-249.

WHO 2005: The 2005 World Health Organization Reevaluation of Human and Mammalian Toxic Equivalency Factors for Dioxins and Dioxin-Like Compounds. – Toxicological Sciences 2006, 93(2): 223-241.

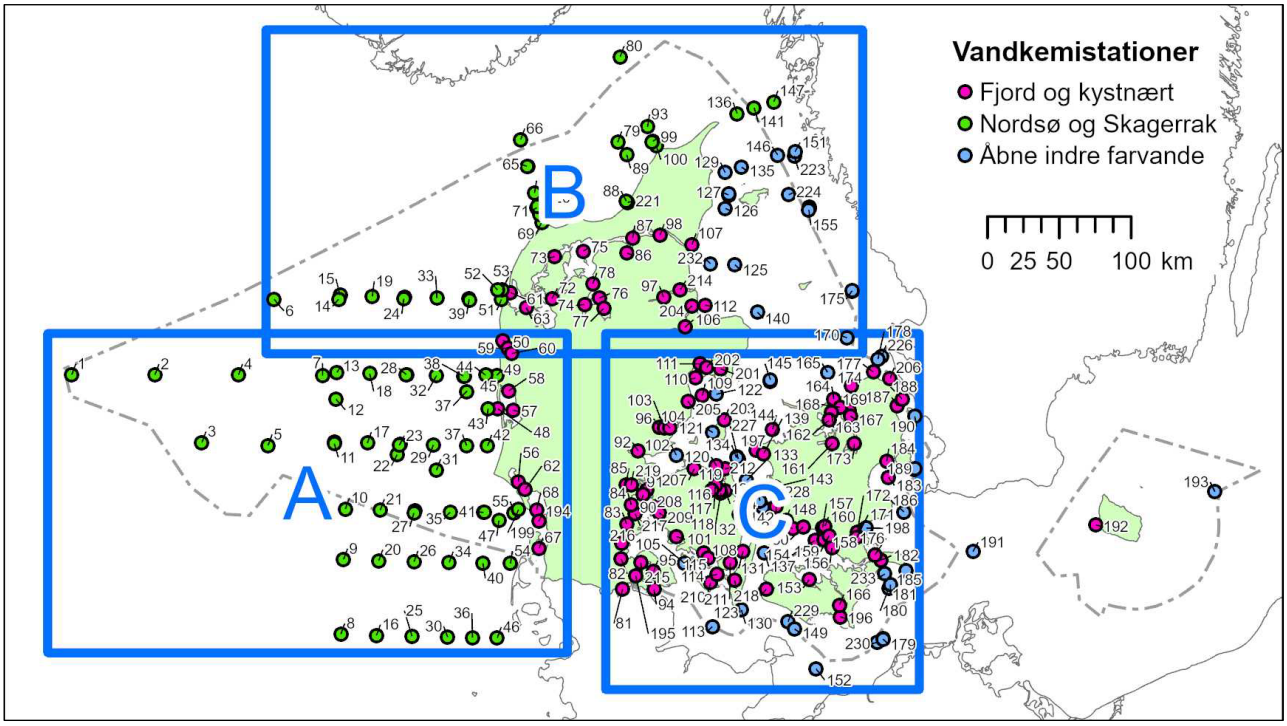
Bilag 1: Inddeling af vandkemistationer i farvandstyper

Cordula Göke, Jacob Carstensen & Jens Würgler Hansen

Inddeling af vandkemistationer i farvandstyper
Vandkemistationerne i kapitlerne om klima og næringsstoffer er inddelt i de tre farvandstyper 'Fjorde og kystvande', 'Åbne indre farvande' og 'Nordsøen-Skagerrak'. Denne opdeling er foretaget, fordi de tre farvandstyper adskiller sig fra hinanden og derfor i en vis udstrækning kan have forskellig tidslig udvikling, hvilket tydeliggøres ved denne opdeling og giver grundlag for en diskussion af forskelle mellem områderne.



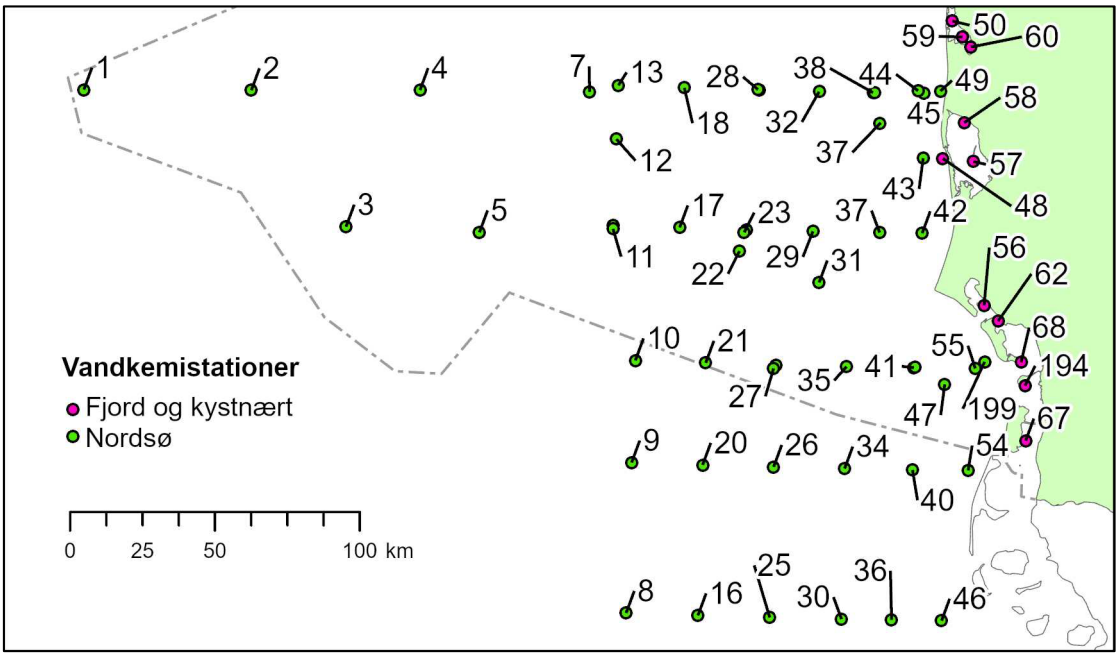
Figur B1.1. Opdeling af vandkemistationer i farvandstyper.



Figur B1.2. Afgrænsning af kortudsnit med opdeling af vandkemistationer i farvandstyper og med angivelse af stationsnumre for A) vestlige Danmark, B) nordlige Danmark og C) østlige Danmark undtagen farvandene rundt om Fyn.

Tabel B1.1. Numre og navne for vandkemistationer i farvandene rundt om Bornholm (figur B1.2). Der kan af historiske årsager være flere stationsnavne tilknyttet samme lokation (nummer på kort).

Nr. på kort	Stationsnavn
191	444
	DMU444
192	BRK1040050
193	105
	BRKBMPK2



Figur B1.3. Vandkemistationer i det vestlige Danmark (kortudsnit A) med angivelse af stationsnumre og farvandstyper.

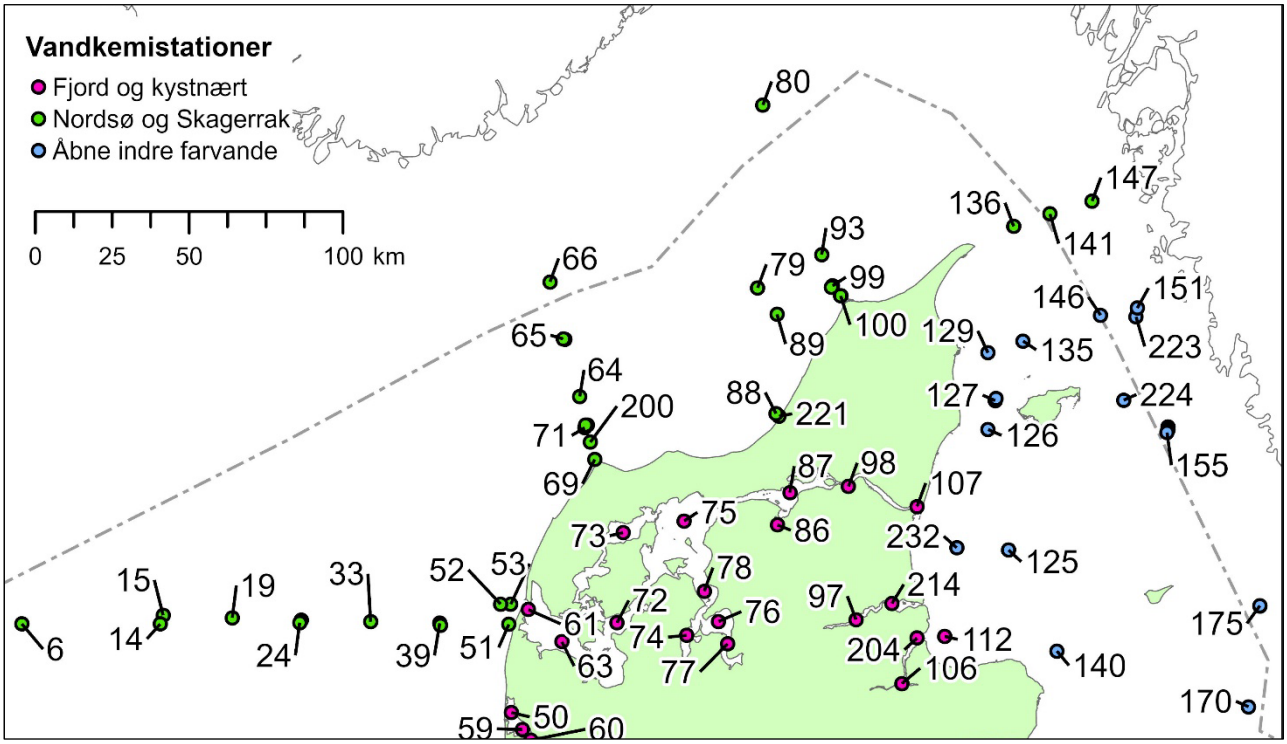
Tabel B1.2. Numre og navne for vandkemistationer i det vestlige Danmark (*figur B1.3*). Der kan af historiske årsager være flere stationsnavne tilknyttet samme lokation (nummer på kort).

Nr. på kort	Stationsnavn
1	DMU1077
2	DMU1076
3	DMU1048
4	DMU1075
5	DMU1047
7	DMU1074
8	1085
9	1064
10	1056
11	1046
	DMU1046
12	1075
13	1074
16	1084
17	1045
18	1073
20	1063

Nr. på kort	Stationsnavn
21	1055
22	1047
23	1044
	DMU1044
25	1083
26	1062
27	1054
	DMU1054
28	1072
	DMU1072
29	1043
	DMU1043
30	1082
31	1048
32	1071
	DMU1071
34	1061

Nr. på kort	Stationsnavn
35	1053
	DMU1053
36	1081
37	1042
	DMU1042
38	1035
	DMU1035
40	1060
41	1052
	DMU1052
42	1041
43	RKB44
44	RKB42
45	1034
46	1080
47	RIB1510009
48	RKB43

Nr. på kort	Stationsnavn
49	RKB41
50	RKB21
54	1059
55	1086
56	RIB1610002
57	RKB10
58	RKB1
59	RKB22
60	RKB23
62	RIB1610008
67	SJY3
68	RIB1620014
194	RIB1630016
199	RIB1510007



Figur B1.4. Vandkemistationer i det nordlige Danmark (kortudsnit B) med angivelse af stationsnumre og farvandstyper.

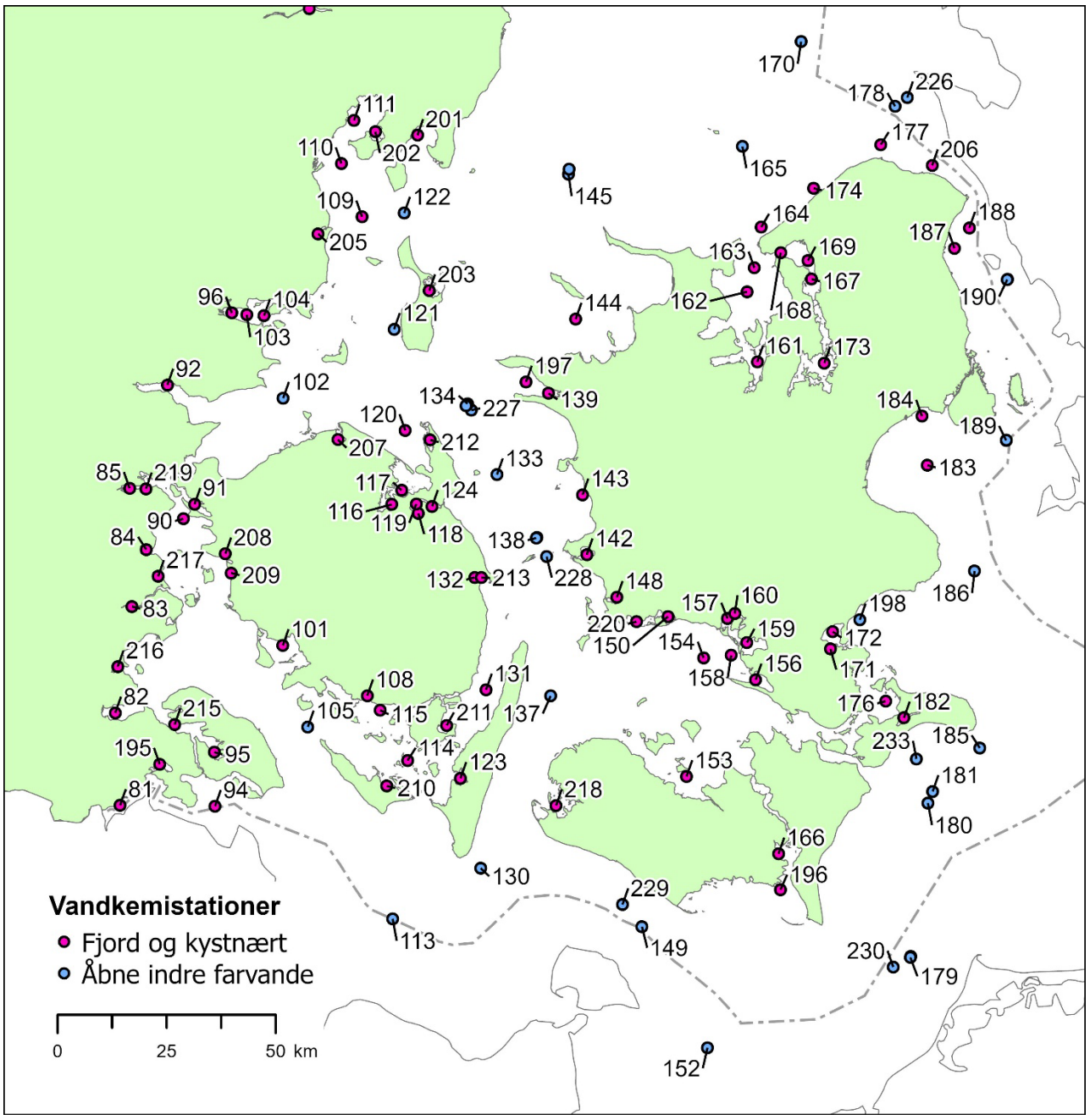
Tabel B1.3. Numre og navne for vandkemistationer i det nordlige Danmark (*figur 1.4*). Der kan af historiske årsager være flere stationsnavne tilknyttet samme lokation (nummer på kort).

Nr. på kort	Stationsnavn
6	DMU1027
14	DMU1026
15	1027
19	1026
24	1025
	DMU1025
33	1024
	DMU1024
39	1023
	DMU1023
50	RKB21
51	1022
52	RKB63
53	RKB62
59	RKB22
60	RKB23
61	RKB59
63	VIB3702-00001
64	1131
65	1133
	DMU1133
66	1135

Nr. på kort	Stationsnavn
69	1019
71	1130
	DMU1130
	VIB2300-23102
72	VIB3705-00001
73	VIB3723-00001
74	VIB3727-00001
75	VIB3708-00001
76	VIB3728-00001
77	VIB3729-00001
78	VIB3726-00001
79	1106
80	1006
86	NOR6602
87	VIB3711-00001
88	NOR1106

Nr. på kort	Stationsnavn
89	1104
93	1102
97	NOR5503
98	VIB3713-00001
99	1101
	DMU1101
	NOR7725
100	1013
	NOR7715
106	ARH230902
107	NOR4411
112	ARH190004
125	409
	DMU409
126	NOR403
127	403
	DMU403
129	1009
	DMU1009
135	1008
	DMU1008
136	1005

Nr. på kort	Stationsnavn
140	415
	DMU415
141	1002
146	1007
	DMU1007
147	1004
151	1001
	DMU1001
155	405
	905
	DMU905
170	418
	DMU418
175	413
	DMU413
200	VIB2300-23101
204	ARH230905
214	NOR5501
221	NOR1102
223	401
224	404
232	NOR4410



Figur B1.5. Vandkemistationer i det østlige Danmark undtagen farvandene rundt om Bornholm (kortudsnit C) med angivelse af stationsnumre og farvandstyper.

Tabel B1.4. Numre og navne for vandkemistationer i det østlige Danmark undtagen farvandene rundt om Bornholm (*figur B1.5).* Der kan af historiske årsager være flere stationsnavne tilknyttet samme lokation (nummer på kort).

Nr. på kort	Stationsnavn
81	SJYKFF2
82	SJY15
83	SJYHADF0008
84	SJYhadf008
85	VEJ0003350
90	FYN6100021
91	FYN0018112
92	VEJ0004273
94	SJYKFF5
95	SJY12

Nr. på kort	Stationsnavn
96	VEJ0005790
101	FYN0018232
102	FYN6100014
103	VEJ0006089
104	VEJ0006489
105	FYN6300043
108	FYN0018361
109	ARH170117
110	ARH170006
111	ARH170002

Nr. på kort	Stationsnavn
113	DMUN3
	N3
114	FYN6500062
115	FYN6500051
116	FYN6910008
117	FYN6900017
118	FYN0018841
119	FYN0018843
120	FYN6940622
121	432

Nr. på kort	Stationsnavn
122	427
123	FYN0018571
124	FYN0018825
130	450
	DMU450
131	FYN6500053
132	FYN0018752
133	FYN6700053
134	935
	DMU935

Nr. på kort	Stationsnavn
137	443
	DMU443
138	939
	DMU939
139	VSJ41008
142	VSJ44011
143	VSJ43020
144	VSJ30006
145	925
	DMU925
148	VSJ51013
149	952
	DMU952
150	VSJ53016
152	DMUM2
	M2
153	STO0201061
154	STO0101015
156	STO0104002
157	STO0102006
158	STO0101047
159	STO0103052
160	STO0102013
161	VSJ10006
162	VSJ10003
163	FRB8000
164	FRB1993
165	922
	DMU922
166	STO0601056
167	FRB8550
168	FRB75
169	FRB65
170	418
	DMU418
171	STO0802023
172	STO0802008
173	ROS60
174	FRB1937
176	STO0704010
177	FRB1939
178	921
	DMU921
179	954
	DMU954
180	449
	DMU449
181	STO0901032
182	STO0703006
183	ROS1727
184	KBH1723

Nr. på kort	Stationsnavn
185	STO0901008
186	441
	DMU441
187	FRB1877
188	FRB2013
189	1728
	DMU1728
190	431
	DMU431
195	SJYFF31
196	STO0501059
197	VSJ41007
198	STO0801008
201	ARH160031
202	ARH170142
203	ARH220103
205	ARH250031
206	FRB9000

Tabel B1.5. Navne og numre for vandkemistationer i Danmark.

Stationsnavn	Nr. på kort	X UTM	Y UTM	Kort-ud-snit
1001	151	651098	6381422	B
1002	141	622715	6412029	B
1004	147	636440	6416185	B
1005	136	610943	6407973	B
1006	80	529417	6447375	B
1007	146	639196	6379140	B
1008	135	613969	6370743	B
1009	129	602562	6366913	B
1013	100	554773	6385476	B
1019	69	474779	6332305	B
1022	51	446859	6278762	B
1023	39	424378	6279107	B
1024	33	401898	6279571	B
1025	24	379419	6280156	B
1026	19	356943	6280860	B
1027	15	334468	6281686	B
1034	45	437902	6225080	A
1035	38	420309	6225371	A
1041	42	437205	6176854	A
1042	37	422553	6177090	A
1043	29	399530	6177560	A
1044	23	376509	6178153	A
1045	17	353489	6178867	A
1046	11	330472	6179703	A
1047	22	374202	6170795	A
1048	31	401646	6159884	A
105	193	943545	6144867	D
1052	41	434422	6130517	A
1053	35	411154	6130923	A
1054	27	386829	6131479	A
1055	21	362507	6132169	A
1056	10	338186	6132993	A
1059	54	453090	6095037	A
1060	40	433900	6095280	A
1061	34	410447	6095688	A
1062	26	385929	6096246	A
1063	20	361413	6096938	A
1064	9	336899	6097765	A
1071	32	401681	6225758	A
1072	28	380985	6226283	A
1073	18	355117	6227080	A
1074	13	332356	6227912	A
1075	12	331630	6209369	A
1080	46	443920	6043209	A
1081	36	426665	6043454	A
1082	30	409411	6043765	A
1083	25	384609	6044326	A
1084	16	359808	6045023	A
1085	8	335010	6045854	A
1086	55	455576	6130254	A
1101	99	551750	6388220	B
1102	93	548526	6398784	B
1104	89	533989	6379432	B
1106	79	527719	6388008	B
1130	71	472332	6343453	B
1131	64	469885	6352747	B
1133	65	465025	6371341	B
1135	66	460210	6389940	B
1728	189	734328	6160686	C
401	223	650702	6378622	B
403	127	604962	6351382	B
404	224	646676	6351547	B
405	155	661100	6342802	B
409	125	609251	6302861	B
413	175	690983	6284623	B
415	140	624970	6270074	B
418	170	687313	6251948	B, C
421	226	711664	6239154	C
427	122	596333	6212723	C
431	190	734622	6197599	C
432	121	594002	6186137	C
435	227	611718	6167628	C
439	228	628968	6134139	C
441	186	727088	6130849	C
443	137	629898	6102245	C
444	191	774986	6103263	D
449	180	716389	6077733	C
450	130	613847	6062841	C
452	229	646362	6054497	C
454	230	708450	6040209	C
905	155	661137	6341874	B
921	178	708869	6237145	C
922	165	673859	6227974	C
925	145	633999	6221608	C

Stationsnavn	Nr. på kort	X UTM	Y UTM	Kort-ud-snit
935	134	610842	6169090	C
939	138	626727	6138528	C
952	149	650838	6049446	C
954	179	712449	6042623	C
ARH160031	201	599369	6230538	C
ARH170002	111	584825	6233938	C
ARH170006	110	581914	6224084	C
ARH170117	109	586671	6211870	C
ARH170142	202	589715	6231375	C
ARH190004	112	588514	6274838	B
ARH220103	203	602072	6194974	C
ARH230902	106	574581	6259482	B
ARH230905	204	579549	6274289	B
ARH250031	205	576585	6207983	C
BRK1040050	192	860663	6121823	D
BRKBMPK2	193	943545	6144867	D
DMU1001	151	651098	6381422	B
DMU1007	146	639196	6379140	B
DMU1008	135	613969	6370743	B
DMU1009	129	602562	6366913	B
DMU1023	39	424615	6278447	B
DMU1024	33	401898	6279571	B
DMU1025	24	378863	6279299	B
DMU1026	14	333537	6278844	B
DMU1027	6	288520	6278915	B
DMU1035	38	420827	6225404	A
DMU1042	37	422592	6214700	A
DMU1043	29	399530	6177560	A
DMU1044	23	375780	6177208	A
DMU1046	11	330476	6178459	A
DMU1047	5	284365	6177155	A
DMU1048	3	238312	6179122	A
DMU1052	41	434681	6130637	A
DMU1053	35	411154	6130923	A
DMU1054	27	385941	6130277	A
DMU1071	32	401681	6225758	A
DMU1072	28	380575	6226431	A
DMU1074	7	322391	6225602	A
DMU1075	4	263847	6226250	A
DMU1076	2	205620	6226203	A
DMU1077	1	147774	6226389	A
DMU1101	99	552053	6388650	B
DMU1130	71	471534	6342556	B
DMU1133	65	464526	6371419	B

Stationsnavn	Nr. på kort	X UTM	Y UTM	Kort-ud-snit
DMU1728	189	734349	6160780	C
DMU403	127	605144	6352129	B
DMU409	125	609251	6302861	B
DMU413	175	690975	6284809	B
DMU415	140	624970	6270074	B
DMU418	170	687313	6251948	B, C
DMU431	190	734575	6197504	C
DMU441	186	727088	6130849	C
DMU443	137	629898	6102245	C
DMU444	191	774976	6103250	D
DMU449	180	716389	6077733	C
DMU450	130	613847	6062841	C
DMU905	155	660786	6341043	B
DMU921	178	708865	6237158	C
DMU922	165	673859	6227974	C
DMU925	145	634112	6222757	C
DMU935	134	610497	6168618	C
DMU939	138	626573	6138375	C
DMU952	149	650838	6049446	C
DMU954	179	712350	6042432	C
DMUM2	152	665863	6021754	C
DMUN3	113	593672	6051248	C
FRB1877	187	722469	6204670	C
FRB1937	174	690161	6218413	C
FRB1939	177	705581	6228373	C
FRB1993	164	678178	6209523	C
FRB2013	188	725877	6209308	C
FRB65	169	688892	6201844	C
FRB75	168	682641	6203673	C
FRB8000	163	676603	6200190	C
FRB8550	167	689703	6197625	C
FRB9000	206	717367	6223626	C
FYN0018002	207	581118	6160886	C
FYN0018112	91	548254	6146120	C
FYN0018152	208	555318	6134769	C
FYN0018172	209	556642	6130375	C
FYN0018232	101	568491	6113791	C
FYN0018322	210	592315	6081663	C
FYN0018361	108	587852	6102289	C
FYN0018571	123	609231	6083406	C
FYN0018691	211	606065	6095493	C
FYN0018752	132	612484	6129346	C
FYN0018825	124	602718	6145625	C
FYN0018841	118	599576	6144010	C

Stationsnavn	Nr. på kort	X UTM	Y UTM	Kort-ud-snit
FYN0018843	119	599105	6146171	C
FYN0018881	212	602296	6160807	C
FYN6100014	102	568575	6170379	C
FYN6100021	90	545693	6142773	C
FYN6300043	105	574231	6095149	C
FYN6500051	115	590791	6098982	C
FYN6500053	131	615080	6103623	C
FYN6500062	114	597090	6087459	C
FYN6600007	213	613986	6129307	C
FYN6700053	133	617597	6152867	C
FYN6900017	117	595721	6149297	C
FYN6910008	116	593487	6146066	C
FYN6940622	120	596566	6162980	C
KBH1723	184	715027	6166255	C
M2	152	665863	6021754	C
N3	113	593672	6051248	C
NOR1102	221	534657	6346271	B
NOR1106	88	533685	6347172	B
NOR403	126	602582	6342041	B
NOR4410	232	592439	6303568	B
NOR4411	107	579509	6316973	B
NOR5501	214	571374	6285490	B
NOR5503	97	559681	6280260	B
NOR6602	86	534133	6311033	B
NOR7715	100	554694	6385419	B
NOR7725	99	551661	6388144	B
RIB1510007	199	458813	6132541	A
RIB1510009	47	445036	6124807	A
RIB1610002	56	458605	6151982	A
RIB1610008	62	463423	6146560	A
RIB1620014	68	471393	6132386	A
RIB1630016	194	472749	6124328	A
RKB1	58	451721	6215013	A
RKB10	57	454870	6201660	A
RKB21	50	447671	6250088	A, B
RKB22	59	451207	6244573	A, B
RKB23	60	454015	6241109	A, B
RKB41	49	443503	6225930	A
RKB42	44	435846	6226038	A
RKB43	48	444342	6202729	A
RKB44	43	437580	6202821	A
RKB59	61	453157	6283530	B
RKB62	53	447452	6285249	B
RKB63	52	444187	6285291	B

Stationsnavn	Nr. på kort	X UTM	Y UTM	Kort-ud-snit
ROS1727	183	716245	6155017	C
ROS60	173	692643	6178399	C
SJY12	95	552761	6089362	C
SJY13B	215	543694	6095682	C
SJY15	82	530080	6098366	C
SJY19	216	530647	6108931	C
SJY3	67	472965	6105319	A
SJYFF31	195	540271	6086623	C
SJYHADF0008	83	533904	6122704	C
SJYhadf008	84	537195	6135735	C
SJYKFF2	81	531181	6077184	C
SJYKFF5	94	552955	6077005	C
SJYLBBR0006	217	539904	6129597	C
STO0101015	154	664962	6110922	C
STO0101047	158	671291	6111551	C
STO0102006	157	670444	6119971	C
STO0102013	160	672113	6121090	C
STO0103052	159	674892	6114421	C
STO0104002	156	676898	6105925	C
STO0201061	153	661040	6083806	C
STO0302051	218	631131	6077153	C
STO0501059	196	682587	6057891	C
STO0601056	166	682135	6066117	C
STO0703006	182	710894	6097229	C
STO0704010	176	706702	6101042	C
STO0801008	198	700793	6119658	C
STO0802008	172	694533	6116968	C
STO0802023	171	694048	6113006	C
STO0901008	185	728286	6090325	C
STO0901016	233	713762	6087825	C
STO0901032	181	717473	6080387	C
VEJ0003350	85	533381	6149744	C
VEJ0003749	219	537114	6149629	C
VEJ0004273	92	542025	6173380	C
VEJ0005790	96	556788	6189874	C
VEJ0006089	103	560238	6189457	C
VEJ0006489	104	564207	6189236	C
VIB2300-23100	69	474779	6332305	B
VIB2300-23101	200	473302	6337881	B
VIB2300-23102	71	471829	6343456	B
VIB3702-00001	63	464073	6273107	B
VIB3705-00001	72	481996	6279207	B
VIB3708-00001	75	503801	6312267	B
VIB3711-00001	87	538184	6321458	B

Stationsnavn	Nr. på kort	X UTM	Y UTM	Kort-ud-snit
VIB3713-00001	98	557245	6323533	B
VIB3723-00001	73	484020	6308511	B
VIB3726-00001	78	510356	6289515	B
VIB3727-00001	74	504653	6275183	B
VIB3728-00001	76	514988	6279659	B
VIB3729-00001	77	517961	6272436	B
VSJ10003	162	674905	6194717	C
VSJ10006	161	677266	6178674	C
VSJ30006	144	635642	6188482	C
VSJ41007	197	624244	6174080	C
VSJ41008	139	629396	6171494	C
VSJ43020	143	637214	6148253	C
VSJ44011	142	638170	6134547	C
VSJ51013	148	645070	6124801	C
VSJ52021	220	649585	6119233	C
VSJ53016	150	656817	6120411	C

Bilag 2: Beregning af års- og månedsmidler

Jacob Carstensen

Næringsstofkoncentrationer, klorofyl og sigtdybde

Tresidet variansanalyse for stations-, måneds- og årsvariation

Koncentrationer af næringsstoffer blev analyseret ved hjælp af en tresidet variansanalyse. Alle koncentrationer er før analysen blevet logaritmisk transformeret af følgende årsager:

- Stations-, måneds- og årsvariation (tre faktorer) forventes at have en multiplikativ effekt på koncentrationerne af næringsstoffer, klorofyl og sigtdybde, hvilket betyder, at sæsonvariationen skalerer med år til år variationen og stationer. Dette har erfaringsmæssigt vist sig at være en bedre beskrivelse end additive effekter. Ved logaritmisk transformation kan multiplikative effekter analyseres med en additiv model.
- Store koncentrationer har større variationer end små koncentrationer. Ved logaritmisk transformering opnås varianshomogenitet.
- Residualerne fra en variansanalyse uden transformation vil have en højreskæv fordeling. Ved logaritmisk transformation bliver residualerne fra variansanalysen tilnærmelsesvis normalfordelte.

De logaritmisk transformerede koncentrationer deles op i variationer, som kan tilskrives stationsafhængighed (STATION), sæsonvariation (MÅNED) og år til år variation (ÅR). Der er kun medtaget hovedeffekter i modellen, dvs. ingen krydseffekter.

$$\log(C) = STATION_i + ÅR_j + MÅNED_k + e_{ijk,}$$

hvor $e_{ijk} \in N(0,\sigma^2)$

Hovedeffekterne, som estimeres ved hjælp af modellen, har følgende fortolkning:

- $STATION_i$ er middelniveauet for de enkelte stationer, når der er taget højde for år til år variationen og sæsonvariationen.
- ÅRj er middelniveauet for de enkelte år, som indgår i analysen, når der er taget højde for den stationsafhængige variation og sæsonvariationen.
- MÅNEDk er middelniveauet for årets 12 måneder, når der er taget højde for den stationsafhængige variation og år til år variationen.

Hovedvariationerne er signifikante for alle næringsstoffer og klorofyl. Residualerne fra variansanalysen er dernæst afbildet i histogrammet, hvilket har vist, at residualerne tilnærmelsesvist er normalfordelte.

Efterfølgende er de estimerede hovedeffekter transformeret tilbage vha. eksponentialfunktionen. Hvis α er middelværdien og β er spredningen på de estimerede hovedeffekter af de log-transformerede data, bliver den geometriske middelværdi μ for de ikke transformerede data:

$$\mu = e^{exp(\alpha)}$$

Et approksimativt 95 % konfidensinterval for den geometriske middelværdi fås som:

$$[\exp(\alpha - 2 \times \beta) ; \exp(\alpha + 2 \times \beta)]$$

Eksempelvis estimerer variansanalysen, at middelniveauet for log(DIN) i fjorde og kystvande i 2021 var normalfordelt N(3,56;0,0282), hvilket ved transformationen ovenfor giver, at middelniveauet for DIN er 35,05 µg N l^{-1} med et 95 % konfidensinterval på 33,13-37,09.

Bilag 3 - Anvendte korrektioner for variationer i afstrømning

Jacob Carstensen

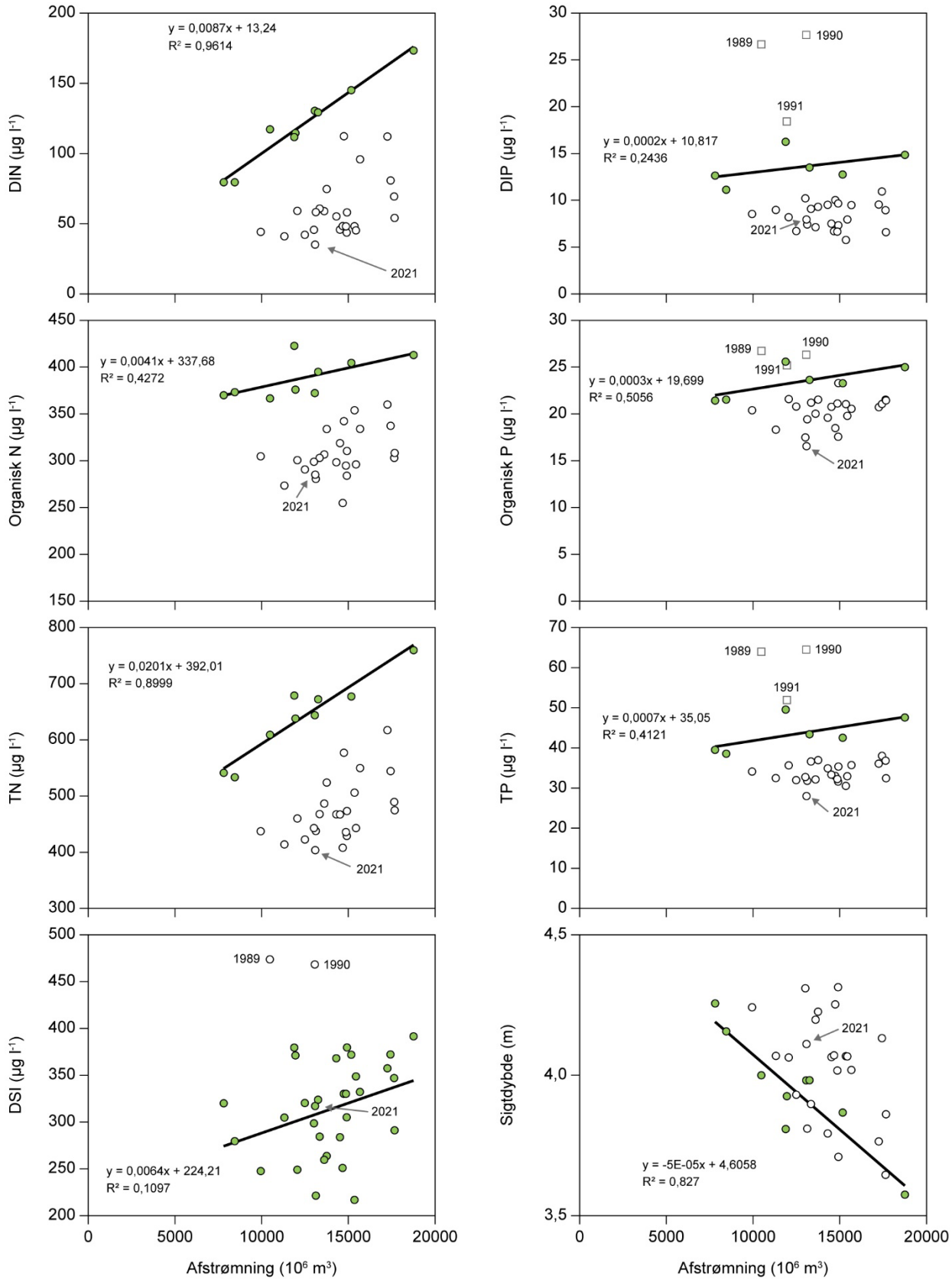
Ferskvandsafstrømningen er den vigtigste klimatiske faktor, som påvirker næringsstofkoncentrationerne, og afstrømningen blev derfor anvendt til at korrigere for klimatiske variationer. Der er udvalgt perioder for de forskellige næringsstoffer, hvor der med rimelighed kan forventes at være en forholdsvis entydig sammenhæng mellem koncentrationer og ferskvandsafstrømning.

Relationen mellem afstrømning og middelkoncentrationerne af opløst uorganisk kvælstof (DIN) på basis af årene 1989-97 var særdeles gode i fjorde og kystvande (*figur B3.1*), hvilket er forventeligt, idet størstedelen af kvælstoftilførslen stammede fra diffuse kilder og dermed afstrømningen. Det må ligeledes forventes, at virkemidlerne i Handlingsplanen for Bæredygtigt Landbrug (vedtaget i 1991) først har haft en effekt på den diffuse tilførsel af kvælstof og fosfor fra midten af 1990'erne, hvorfor årene efter 1997 er udeladt af relationen for både kvælstof og fosfor. For opløst uorganisk fosfor (DIP) er data fra 1989-1991 også udeladt, da punktkildebidraget stadig var relativt stort. Det markante skift omkring 1998 er ikke observeret for opløst uorganisk silicium (DSi), men til gengæld er 1989 og 1990 udeladt, da detektionsgrænserne for mange af målingerne på amtsstationerne var meget høje og derfor påvirker middelkoncentrationerne.

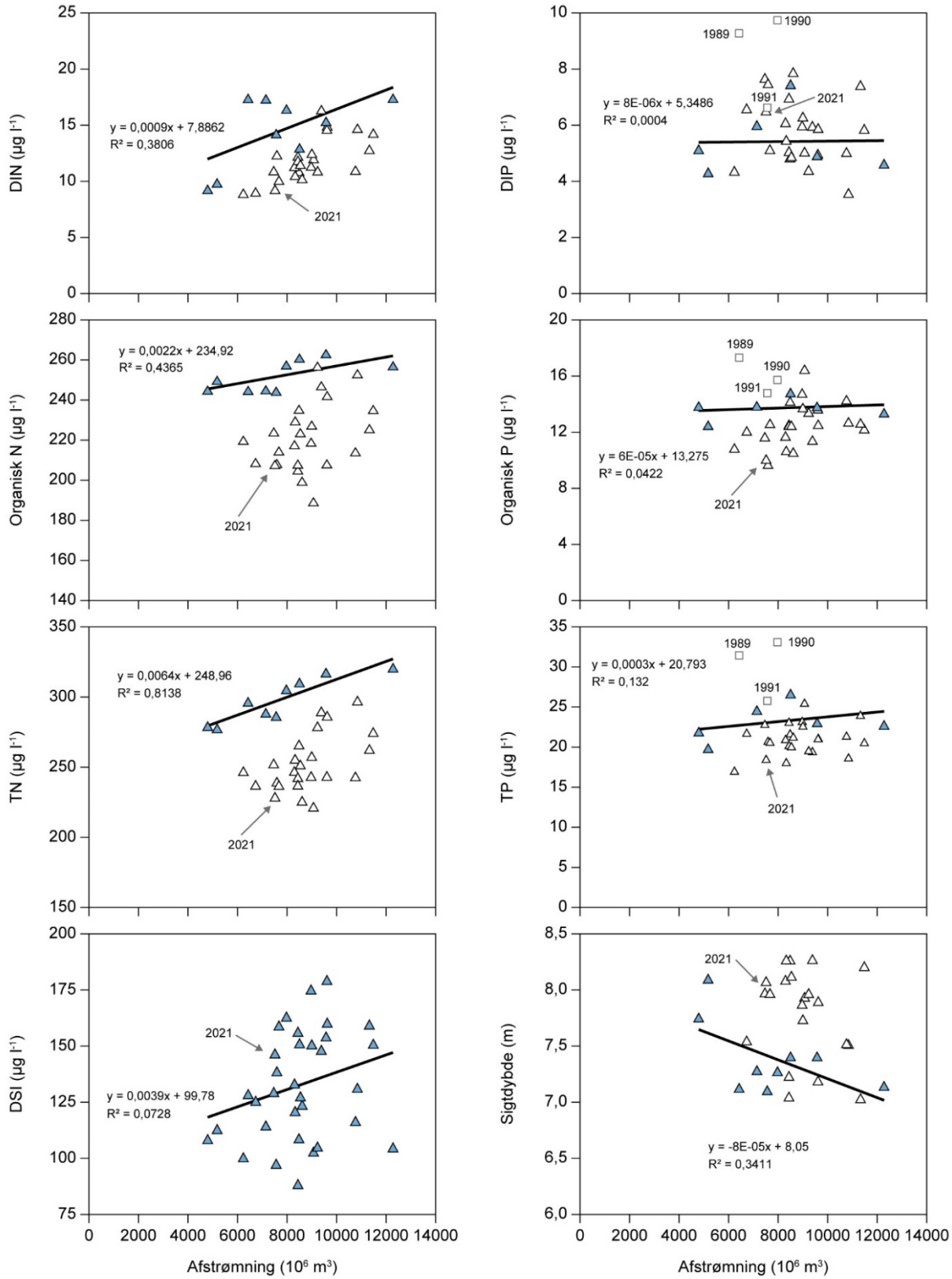
Da næringsstofkoncentrationerne i fjorde og kystvande havde et meget karakteristisk skift i forhold til afstrømningen efter 1997, blev de samme kriterier for valg af data til bestemmelse af relationer benyttet for overfladevand (0-10 m) i de åbne indre farvande (DIN: 1989-97; DIP: 1992-97). For DIN og DIP var relationerne bedre for de udvalgte år end for hele perioden, men relationerne var dog ikke statistisk signifikante (*figur B3.2*). Alle år blev benyttet for DSi, da der ikke var noget karakteristisk skift omkring 1998.

I de åbne indre farvandes bundvand (≥ 15 m) blev de samme kriterier for valg af data til bestemmelse af relationer benyttet som for overfladevand (DIN: 1989-97; DIP: 1992-97; DSi: 1989-2021). For DIN og DSi gav dette statistisk signifikante sammenhænge med afstrømningen, hvorimod DIP ikke viste nogen stærk sammenhæng i forhold til afstrømningen (*figur B3.3*).

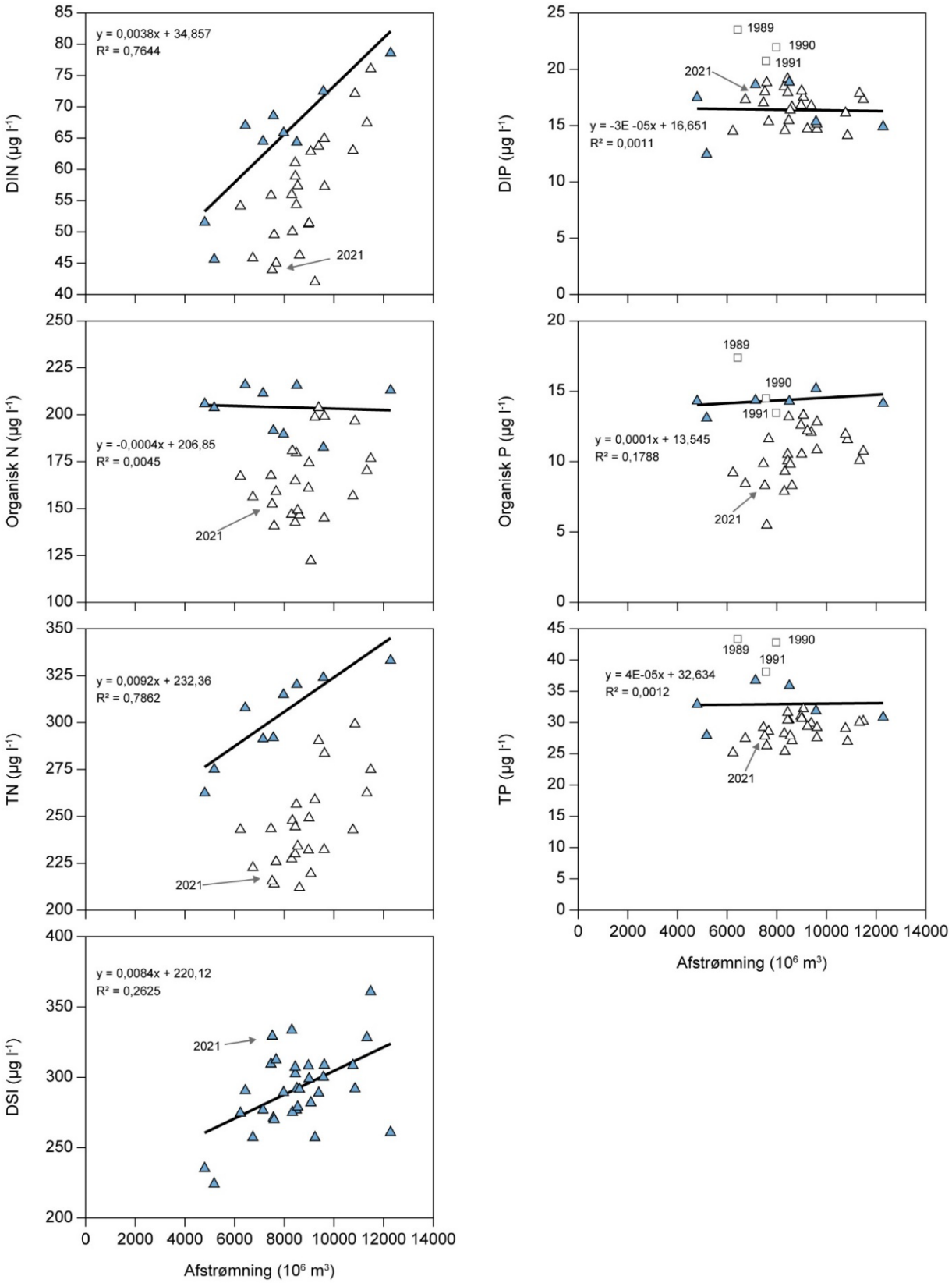
For sigtdybde er valgt de samme kriterier som for kvælstof, da sigtdybden er stærkt koblet til mængden af TN i vandet, både for fjorde og kystvande samt de åbne indre farvande.



Figur B3.1. Årsmiddelkoncentrationer for DIN, DIP, organisk N, organisk P, TN, TP, DSi og sigtdybde i fjorde og kystvande mod afstrømning. Årene 1998-2021 er markeret med åbne cirkler for kvælstofkoncentrationer, fosforkoncentrationer og sigtdybde. For DIP er årene 1989-1991 markeret med åbne firkanter, og for DSi er årene 1989 og 1990 markeret med åbne cirkler. Relationerne angivet ved formlen for trendlinjen (sort streg) er baseret på data repræsenteret ved de fyldte farvede symboler.



Figur B3.2. Årsmiddelkoncentrationer for opløst uorganisk DIN, DIP, organisk N, organisk P, TN, TP, DSi og sigtdybde i overfladevand for åbne havområder (0-10 m) mod afstrømning. Årene 1998-2021 er markeret med åbne trekanter for kvælstofkoncentrationer, fosforkoncentrationer og sigtdybde, og for DIP er årene 1989, 1990 og 1991 markeret med åbne firkanter. Relationerne angivet ved formlen for trendlinjen (sort streg) er baseret på data repræsenteret ved de fyldte farvede symboler.



Figur B3.3. Årsmiddelkoncentrationer for DIN, DIP, organisk N, organisk P, TN, TP og DSi for bundvand (≥ 15 m) i åbne indre farvande mod afstrømning. Årene 1998-2021 er markeret åbne trekanter for kvælstof- og fosforkoncentrationer, og for DIP er desuden årene 1989, 1990 og 1991 markeret med åbne firkanter. Relationerne angivet ved formlen for trendlinjen (sort streg) er baseret på data rræsenteret ved de fyldte farvede symboler.

Bilag 4 - Områder og farvandstyper - bundplanter

Jacob Carstensen & Annette Bruhn

Inddeling af ålegræs- og makroalgetransekter i områder og farvandstyper
Ålegræs- og makroalgetransekterne inddeles i fire farvandstyper. For ålegræs i typerne 'kystvande', 'yderfjorde', 'inderfjorde' og 'Limfjorden', og for makroalger i typerne 'kystvande', 'yderfjorde', 'inderfjorde', 'Limfjorden' og 'åbne farvande (stenrev)'. Inddelingen er foretaget ud fra de vurderede lysforhold og deres forventede påvirkning af ålegræs og makroalger på basis af edet hydrologiske referencesystem. Mange af områderne indgår i flere farvandstyper, hvilket skyldes, at inddelingen er baseret på de enkelte transekter.

Ålegræstransekter

Kystvande	Yderfjorde	Inderfjorde	Limfjorden
Aarhus Bugt	Aabenraa Fjord	Aarhus Bugt	Hjarbæk Fjord
Bornholm	Aarhus Bugt	Aabenraa Fjord	Langerak
Ebeltoft Vig	Als Sund	Augustenborg Fjord	Limfjorden nord for Mors
Endelave	Bøgestrømmen	Dybsø Fjord	Limfjorden syd for Mors
Faxe Bugt	Det Sydfynske Øhav[1]	Flensborg Fjord	Lovns Bredning
Femern Bælt	Flensborg Fjord	Genner Fjord	Løgstør Bredning
Grenå Kyst	Guldborgsund	Guldborgsund	Nibe-Gjøl Bredning
Hevring Bugt	Horsens Fjord	Haderslev Fjord	Nissum Bredning
Hjelm Bugt	Kalundborg Fjord	Helnæs Bugt	Risgårde Bredning
Horsens Fjord (ud for)	Karrebæksminde Bugt	Holbæk Fjord	Skive Fjord
Jammerland Bugt	Kolding Fjord	Holckenhavn Fjord	
Kattegat centralt	Lunkebugten	Horsens Fjord	
Kattegat nord	Mariager Fjord	Isefjord Inderbredning	
Kattegat syd	Nakskov Fjord	Karrebæk Fjord	
Køge Bugt	Nyborg Fjord	Kertinge Nor/Kerteminde Fjord	
Lillebælt nord	Odense Fjord	Knebel Vig	
Lillebælt centralt	Roskilde Fjord	Kolding Fjord	
Lillebælt syd	Stavns Fjord	Korsør Nor	
Læsø	Storstrømmen	Lammefjord	
Musholm Bugt	Thurø	Lillestrand	
Nivå Bugt	Vejle Fjord	Lindelse Nor	
Nord for Sjælland	Isefjord yderbredning	Mariager Fjord	
Samsø vest		Nakkebølle Fjord	
Sejerø Bugt		Odense Fjord	
Skagerrak		Præstø Fjord	
Smålandsfarvandet		Randers Fjord	
Storebælt nord		Ringkøbing Fjord	
Storebælt syd		Roskilde Fjord	
Øresund		Tempelkrog	
Øresund nord (tragten)		Vadehavet	
Ålbæk Bugt		Vejle Fjord	

[1] Inkluderer Faaborg Fjord og andre mindre områder i Det Sydfynske Øhav.

Makroalgetransekter

Kystvande	Yderfjorde	Inderfjorde	Limfjorden	Åbne farvande (stenrev)
Aarhus Bugt	Aabenraa Fjord	Aarhus Bugt	Hjarbæk Fjord	Arkona
Bornholm	Aarhus Bugt	Aabenraa Fjord	Langerak	Kattegat centralt
Ebeltoft Vig	Als Sund	Augustenborg Fjord	Limfjorden nord for Mors	Kattegat nord
Endelave	Bøgestrømmen	Flensborg Fjord	Limfjorden syd for Mors	Kattegat syd
Faxe Bugt	Det Sydfynske Øhav	Genner Fjord	Lovns Bredning	Lillebælt centralt
Femern Bælt	Flensborg Fjord	Haderslev Fjord	Løgstør Bredning	Lillebælt syd
Grenå Kyst	Guldborgsund	Helnæs Bugt	Nissum Bredning	Skagerrak
Hevring Bugt	Horsens Fjord	Holbæk Fjord	Risgårde Bredning	Smålandsfarvandet
Hjelm Bugt	Kalundborg Fjord	Holckenhavn Fjord	Skive Fjord	Storebælt nord
Horsens Fjord (ud for)	Karrebæksminde Bugt	Horsens Fjord		Storebælt syd
Jammerland Bugt	Kolding Fjord	Isefjord Inderbredning		
Kattegat centralt	Lunkebugten	Karrebæk Fjord		
Kattegat nord	Nakskov Fjord	Kertinge Nor/Kerteminde Fjord		
Kattegat syd	Odense Fjord	Knebel Vig		
Køge Bugt	Roskilde Fjord	Kolding Fjord		
Lillebælt nord	Stavns Fjord	Lillestrand		
Lillebælt centralt	Vejle Fjord	Lindelse Nor		
Lillebælt syd	Isefjord yderbredning	Mariager Fjord		
Læsø		Nakkebølle Fjord		
Musholm Bugt		Odense Fjord		
Nivå Bugt		Præstø Fjord		
Nord for Sjælland		Randers Fjord		
Samsø vest		Ringkøbing Fjord		
Sejerø Bugt		Roskilde Fjord		
Skagerrak		Vadehavet		
Smålandsfarvandet		Vejle Fjord		
Storebælt nord				
Storebælt syd				
Øresund				
Øresund nord (tragten)				
Ålbæk Bugt				

Bilag 5 - Miljøfarlige stoffer: Definitioner og forkortelser

Definitioner

Miljøkvalitetskrav (EQS, MKK)
Definition fra bekendtgørelse 1625 om fastlæggelse af miljømål for vandløb, søer, overgangsvande, kystvande og havområder: Miljøkvalitetskrav: Den koncentration af et bestemt forurenende stof eller gruppe af forurenende stoffer i vand, sediment eller biota, som ikke bør overskrides af hensyn til beskyttelsen af menneskers sundhed og miljøet. Anvendes typisk i forbindelse med havstrategiens deskriptor 8.

Kvalitetskriterier (BAC, EAC, ERL)
Definition fra bekendtgørelse 1433 om krav til udledning af visse forurenende stoffer til vandløb, søer, overgangsvande, kystvande og havområder: Kvalitetskriterium: Den højeste koncentration af et bestemt forurenende stof eller gruppe af forurenende stoffer i vand, sediment eller biota, som skønnes ikke at medføre uacceptable negative effekter på vandøkosystemer.

Fødevaregrænseværdier
Definition fra EF Nr. 1881/2006: Der bør fastsættes lave grænseværdier, som med rimelighed kan forventes, overholdt under iagttagelse af god landbrugs-, fiskeri- og fremstillingspraksis, under hensyntagen til den risiko, der er forbundet med forbruget af de pågældende fødevarer. For forurenende stoffer, der betragtes som genotoksiske carcinogener, og i tilfælde, hvor den nuværende eksponering af befolkningen eller af sårbare befolkningsgrupper ligger tæt på eller overstiger det tolerable indtag, bør grænseværdierne sættes så lavt, som det med rimelighed er muligt. Anvendes i forbindelse med havstrategiens deskriptor 9.

Forkortelser

Forkortelse	Betydning	Anvendelse
OSPAR	Oslo-Paris-konventionen	Nordsø-havkonvention
HELCOM	Helsinki-konventionen	Østersø-konventionen
EU	Europæiske Union	Europa
NORMAN	EU netværk af referencelaboratorier, forskningscentre og relaterede organisationer for monitering af nye miljø-fremmede stoffer	Europa
US-EPA	Amerikansk miljømyndighed	Nordamerika
Vurderingskriterier		
BAC	Baggrundsvurderingskriterier (Background Assessment Criteria)	OSPAR for miljøfarlige stoffer samt ICES for biologiske effekter
EAC	Miljøvurderingskriterier (Environmental Assessment Criteria)	OSPAR for miljøfarlige stoffer samt ICES for biologiske effekter
EQS	EU-fastsatte miljøkvalitetskrav (Environmental Quality Standard)	EU
ERL	Miljøvurderingskriterium for sediment (Effect Range Low)	US-EPA, adopteret af OSPAR
MKK	Nationalt fastsatte miljøkvalitetskrav	Danmark
EC	Grænseværdi fastsat af EU's fødevareautoritet EFSA	EU/fødevarestyrelsen
PNEC	Økotoksikologisk ingen effect niveau (Predicted No effect Concentration)	Økotoksikologisk kriterium
Basis for analyse		
VV	Vådvægt	Frisk prøve, inkl. vandindhold
TV	Tørvægt	Tørret prøve, ekskl. vandindhold
LV	Lipidvægt	Relativt til fedtindhold
TOC	Total organisk kulstofindhold (Total Organic Carbon)	Relativt til indhold af naturligt organisk materiale
Miljøfarlige stoffer		
As, Pb, Cd, Cr, Hg, Ni og Zn, Ag	Tungmetaller: arsen (As), bly (Pb), cadmium (Cd), krom (Cr), kviksølv (Hg), nikkel (Ni), zink (Zn) og sølv (Ag)	
DDE, HCB, og HCH	Klorerede pesticider: dichlorodiphenyldichloroethylene (DDE, som er et nedbrydningsprodukt af DDT), hexachlorbenzen (HCB) og hexachlorocyclohexane (HCH)	
PAH	Polycykliske aromatiske hydrocarboner	
PBDE	Poly-brominated diphenyl ethers	
PFAS	Perfluorerede alkylerede stoffer	
PFDA, PFHxS, PFNA, PFOA, PFOS, PFOSA og PFUnA	Perfluorerede alkylerede stoffer: PFDA (perfluordecansyre), PFHxS (perfluorhexansulfonsyre), PFNA (perfluornonansyre), PFOA (perfluoroctansyre), PFOS (perfluoroctansulfonsyre), PFOSA (perfluoroctansulfonamid) og PFUnA (perfluorundecansyre)	
PCB og CB118	Poly-chlorerede biphenyler, som består af en række congener, herunder CB118	
TBT	Tributyltin	
TEQ	Toksicitetsækvivalenter for dioxiner, furaner og dioxinlignende PCB'er, baseret på *WHO (2005)*	
DEHP, DEP, DBP, DnOP og DINP	Phthalater: di(2-ethylhexyl) phthalate (DEHP), diethyl phthalate (DEP), di(n-butyl) phthalate (DBP), di-n-octyl phthalate (DnOP) og di-isononyl phthalate (DINP)	
NPMET og NPDET	Nonylphenol derivater: NPMET (nonylphenol monoethoxylate), og NPDET (nonylphenol diethoxylate)	
WHO-TEQ dioxin	Summen af koncentration x toxækvivalent faktor for dioxiner, med faktor 1 for 2,3,7,8-TCDD og 1,2,3,7,8-PeCDD, med en faktor 0,3 til 0,01 for de øvrige dioxiner. Faktorerne er beskrevet i WHO (2005)	
CYP1A	Aktiviteten af enzym fra cytochrome P450 familie	
EROD	Ethoxyresorufin-O-deethylase anvendes som biomarkør i fiskebioassays ved katalytisk måling af CYP1A-induktion.	

Bilag 6 - Sedimentstatistik

Metodebeskrivelse: Statistisk analyse af sedimentkarakteristika

Målingerne af sedimentkarakteristika ($Y_{ijklmno}$, alle variable er log-transformerede inden analysen) blev analyseret ved hjælp af en blandet model (mixed model), som overordnet beskriver forskellen mellem perioder (1999-2003 og 2017-2021) og områder foruden ændringer igennem sedimentprofilen (depth). Disse variationer blev beskrevet som faste (fixed) faktorer. Derudover er variationer mellem år inden for de to perioder og variationer mellem stationer inden for områder inkluderet i analysen som tilfældige variationer. I den blandede model er (ifølge standardnotation) faste faktorer skrevet med små bogstaver og tilfældige faktorer med store bogstaver):

$$\begin{aligned} Y_{ijklmno} = {} & period_i + area_j + period_i \times area_j + month_k + depth_l(area_j) \\ & + period_i \times depth_l(area_j) + YEAR_m(PERIOD_i) \\ & + AREA_j \times YEAR_m(PERIOD_i) + STATION_n(AREA_j) \\ & + PERIOD_i \times STATION_n(AREA_j) \\ & + DEPTH_l \times STATION_n(AREA_j) \\ & + PERIOD_i \times DEPTH_l \times STATION_n(AREA_j) + e_{ijklmno} \end{aligned}$$

hvor $period_i$ beskriver, om sedimentkarakteristika har ændret sig mellem de to perioder (1999-2003 og 2017-2021, to niveauer), $area_j$ beskriver variationen mellem områder (Aarhus Bugt, Flensborg Fjord, Horsens Fjord, Kås Bredning, Løgstør Bredning, Mariager Fjord, Nakkebølle Fjord, Nibe Gjøl Bredning, Nissum Fjord, Odense Fjord Indre, Odense Fjord Ydre, Ringkøbing Fjord, Roskilde Fjord Indre, Roskilde Fjord Ydre, Skive Fjord, Sydfynske Øhav, Thisted Bredning, Vejle Fjord og Øresund Nord, 20 niveauer), $period_i \times area_j$ beskriver om ændringen over tid er forskellig mellem områder, $month_k$ beskriver variationen mellem prøvetagningsmåneder, $depth_l(area_j)$ beskriver dybdeprofilen for et område, $period_i \times depth_l(area_j)$ beskriver, om dybdeprofilen har ændret sig mellem de to perioder.

Variationerne i disse faste faktorer vurderes i forhold til en række forskellige tilfældige variationer: $YEAR_m(PERIOD_i)$ beskriver den tilfældige variation mellem år inden for de to perioder, $AREA_j \times YEAR_m(PERIOD_i)$ beskriver, om denne variation mellem år også varierer mellem områder, $STATION_n(AREA_j)$ beskriver variationer mellem prøvetagningsstationer inden for et område, $PERIOD_i \times STATION_n(AREA_j)$ beskriver, om disse variationer ændrer sig mellem de to perioder, $DEPTH_l \times STATION_n(AREA_j)$ beskriver variationer i dybdeprofiler mellem stationer inden for områder, $PERIOD_i \times DEPTH_l \times STATION_n(AREA_j)$ beskriver, om disse variationer også ændrer sig mellem de to perioder, og $e_{ijklmno}$ er residualvariationen, som beskriver variationen mellem de tre replikate analyser på dybdehorisonten 1-2 cm.

Modellen blev analyseret med PROC MIXED i SAS-version 9.3, og middelværdier for de faste faktorer blev estimeret og tilbagetransformeret med eksponentialfunktionen til at repræsentere den geometriske middelværdi.

MARINE OMRÅDER 2021

NOVANA

Overvågningsresultaterne fra 2021 viste, at forholdene i vandsøjlen var bedre end i 2020. Men samlet set dokumenterer overvågningen af flere biologiske parametre en stagnerende udvikling eller tilbagegang i de seneste 10 år.

Koncentrationen af næringsstoffer var relativ høj ved årets start, og der var en tidlig og markant algeopblomstring. Resten af året var koncentrationen af næringsstoffer lav og i nogle måneder de hidtil lavest registrerede. I de indre danske farvande var den vertikale transport af næringsstoffer fra bundvandet til overfladevandet lidt mindre end langtidsmidlen, men fortsat betydelig. Algevæksten var blandt de lavest målte i overvågningsperioden, og vandet var mere klart end normalt med lav klorofylkoncentration en stor del af året i de åbne indre farvande. Bundvandstemperaturen var relativ høj, men dog markant lavere end i rekordåret 2020, hvilket var medvirkende til en senere start på iltsvindet end året før. Iltsvindet blev dog alligevel ret omfattende, og i september var iltsvindets udbredelse et af de største i mange år. I fjorde og kystvande var ringe iltforhold årsag til dårlig tilstand hos bundfaunaen i flere undersøgelsesområder. I de åbne indre farvande var der generelt ikke problemer med eutrofiering ift. bundfaunaen. I nogle områder i de åbne indre farvande var der negative påvirkninger af bundfaunaen som følge af fysiske forstyrrelser fra bundtrawling, hvilket også var tilfældet i Nordsøen. Observationer af ålegræs i 2021 viste en fremgang i fjordene og status quo i kystvande og Limfjorden sammenlignet med 2020. De seneste 10 år er en ellers positiv udvikling stagneret og for nogle områder vendt til tilbagegang. En tilsvarende udvikling er observeret for makroalgerne. Udviklingen i antallet af spættet sæl er enten stagneret eller aftaget i de forskellige overvågningsområder, hvilket indikerer, at bestanden har nået miljøets bæreevne. Antallet af gråsæl er fortsat i fremgang, mens bestanden af marsvin er stabil i nogle områder men aftagende i andre. Der var tegn på hormonforstyrrelser og økotoksikologiske effekter i flere havne. Tungmetaller og bromerede flammehæmmere blev fundet i koncentrationer over miljøkvalitetskravene. De andre organiske stoffer var under miljøkvalitetskravene, men i nogle tilfælde over niveauet for baggrundsvurderingskriterierne. De senere års udvikling har vist, at de danske farvande fortsat er meget sårbare over for påvirkninger og endnu er langt fra målet om en stabil god miljøtilstand..

ISBN: 978-87-7156-745-8
ISSN: 2244-9981