



MARINE OMRÅDER 2020

NOVANA

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 475

2021



AARHUS
UNIVERSITET

DCE – NATIONALT CENTER FOR MILJØ OG ENERGI

MARINE OMRÅDER 2020

NOVANA

Videnskabelig rapport fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi

nr. 475

2021

Jens Würgler Hansen
Signe Høgslund
Annette Bruhn
Jacob Carstensen
Karsten Dahl
Anders Galatius
Cordula Göke
Jørgen L. S. Hansen
Jens Würgler Hansen
Signe Høgslund
Dorte Krause-Jensen
Line Kyhn
Martin M. Larsen
Stiig Markager
Christian Mohn
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. 475
Kategori:	Rådgivningsrapporter
Titel:	Marine områder 2020
Undertitel:	NOVANA
Forfattere:	Jens Würbler 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:	September 2021
Redaktion afsluttet:	December 2021
Faglig kommentering:	Medarbejdere i Miljøstyrelsen, Per Andersen, Institut for Ecoscience, Aarhus Universitet Kommentarer fra Miljøstyrelsen findes her: http://dce2.au.dk/pub/komm/SR475_komm.pdf
Kvalitetssikring, DCE:	Anja Skjoldborg Hansen
Sproglig kvalitetssikring:	Charlotte Hviid
Finansiell støtte:	Miljøministeriet
Bedes citeret:	Hansen J.W. & Høgslund S. (red.) 2021. Marine områder 2020. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, 192 s. - Videnskabelig rapport fra DCE nr. 475. http://dce2.au.dk/pub/SR475.pdf . Gengivelse tilladt med tydelig kildeangivelse
Sammenfatning:	Overvågningen i 2020 bekræftede de senere års observation af en stagnerende udvikling eller tilbagegang blandt flere biologiske parametre, mens enkelte biologiske parametre viste fremgang. Havmiljøet var i 2020 præget af, at der var en stor afstrømning af ferskvand fra land i starten af året og dermed en stor tilførsel af næringsstoffer. I de indre danske farvande var transporten af kvælstof fra bundvandet til overfladevandet mindre i 2020 end i 2019 men stadig betydelig. Det betød relativt høje koncentrationer af kvælstof og fosfor i starten af året, mens koncentrationerne generelt var relativt lave resten af året især i fjorde og kystvande. Årsmidlen for algevæksten var lidt højere end gennemsnittet for de senere år, og mængden af klorofyl var høj og sigtdybden lav. Bundvandstemperaturen var den hidtil højest registrerede, hvilket var medvirkende til en tidlig start på iltvind. Iltvindets udbredelse i september var på niveau med udbredelsen i 2016 og den største siden 2008. I fjorde og kystvande var ringe iltforhold årsag til dårlig tilstand hos bundfaunaen i flere undersøgelsesområder. I de åbne indre farvande vidner bundfaunaens artssammensætning om, at der generelt ikke er problemer med eutrofiering ift. bundfaunaen, men at der i nogle områder er negative påvirkninger af fysiske forstyrrelser fra bundtrawling. Årets observationer af ålegræs bekræfter de seneste års stagnation i en ellers positiv udvikling, der for nogle områder er vendt til tilbagegang. Makroalger (tang) har vist fremgang i kystvande de seneste 10 år, mens fremgangen er stagneret i de øvrige farvands typer. 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. For flere tungmetaller var indholdet i muslinger og fisk i 2020 over miljøkvalitetskravene men under grænseværdierne for fødevarer. Bromerede flammehæmmere målt i fisk blev fundet i koncentrationer over miljøkvalitetskravene, mens de andre organiske stoffer var under miljøkvalitetskravene men for en dels tilfælde over niveauet for bag-grundsvurdingskriterierne. 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, AU Silkeborg
Foto forside:	Planter på lavt vand i Roskilde Fjord. Foto Karsten Dahl
ISBN:	978-87-7156-648-2
ISSN (elektronisk):	2244-9981
Sideantal:	192
Internetversion:	Rapporten er tilgængelig i elektronisk format (pdf) som http://dce2.au.dk/pub/SR475.pdf
Supplerende oplysninger:	Version september 2022. Første version 2021. Rapporten er opdateret med ny figur 7.2, da den tidligere figur var fejlbehæftet. Se figurtekst til figur 7.2 for uddybning.

Indhold

Forord	5
Sammenfatning	6
Summary	8
1 Indledning	10
Del 1 – Påvirkninger af de danske farvande	16
2 Klimatiske forhold	18
3 Hydrografi	28
Del 2 – Tilstand og udvikling i miljø- og naturkvaliteten	44
4 Næringsstofkoncentrationer	45
5 Planteplankton og vandets klarhed	60
6 Iltforhold	75
7 Bundplanter - ålegræs og makroalger	86
8 Bundfauna	98
9 Havpattedyr - sæler og marsvin	112
10 Undervandsstøj	127
11 Miljøfarlige stoffer	128
12 Marint affald	144
13 Ikke-hjemmehørende arter	146
14 Sedimentkemi	147
Del 3 – Overordnede betragtninger	149
15 Tilstand og udvikling	150
16 Ordliste	158
17 Referencer	165
Bilag 1 - Inddeling af vandkemistationer i farvandstyper	176
Bilag 2 – Beregning af årsmidler og månedsmidler	183
Bilag 3 - Beskrivelse af korrektioner for variationer i afstrømning	185
Bilag 4: Områder og farvandstyper bundplanter	189
Bilag 5: Miljøfarlige stoffer: Definitioner og forkortelser	191

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 efteråret 1988. Nærværende rapport omfatter data til og med 2020.

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 fagdatacentre og Miljøstyrelsen (MST). Fagdatacentret for grundvand er placeret hos De Nationale Geologiske Undersøgelser for Danmark og Grønland (GEUS), fagdatacentret for punktkilder hos MST, mens fagdatacentre 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, Det Marine Fagdatacenter, 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 2020. 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 2020', som udgives i et samarbejde mellem DCE, GEUS og MST.

Sammenfatning

Overvågningen I 2020 bekræftede de senere års observation af en stagnerende udvikling eller tilbagegang blandt flere biologiske parameter, mens enkelte biologiske parametre viste fremgang.

Sæsonfordelingen af nedbøren var karakteriseret ved, at der var usædvanlig meget nedbør i februar og usædvanlig lidt i september, resten af året fulgte nedbøren i grove træk mønsteret for den normale sæsonvariation. Ferskvandsafstrømningen fra land var høj i starten af året pga. det usædvanlig våde efterår 2019 og den meget våde start på 2020, mens afstrømningen var forholdsvis lav i årets sidste måneder. Sæsonvariationen af kvælstoftilførslen til havet fulgte samme mønster som afstrømningen.

Koncentrationerne af kvælstof var især relativt høje i overfladevandet i starten af året som følge af den store afstrømning og opblanding af bundvand. Fra april og året ud var koncentrationerne af kvælstof derimod relativt lave især i fjorde og kystvande. Koncentrationerne af fosfor var de fleste måneder på niveau med langtidsmidlen, dog var koncentrationen noget under langtidsmidlen gennem sensommeren og det meste af efteråret i fjorde og kystvande. Koncentrationen af silicium var usædvanlig høj i marts i fjorde og kystvande og april-juni samt oktober-december i de åbne indre farvande formodentlig pga. lavt optag i kiselalger i disse perioder og påvirkning fra udstrømmende Østersøvand. Årsmidlerne for kvælstof og fosfor har ikke ændret sig væsentligt i en længere årrække, og koncentrationerne i 2020 svarede til niveau for de senere år. Hydrografiske beregninger viser, at der under vandets strømning gennem de indre danske farvande i 2020 var en betydelig transport af kvælstof fra bundvandet til overfladevandet, men transporten var mindre end i 2019.

Kombinationen af høj temperatur i bundvandet, stor næringsstofftilførsel fra årets start, relativt svag vind i foråret og en sen afslutning på det forudgående års iltsvind bevirkede, at iltsvindet startede tidligt i en række områder. Iltsvindet var udbredt og meget intenst i 2020. I de lavvandede områder bevirkede kraftig vind dog en markant men midlertidig forbedring af iltforholdene i juli. I de dybere områder forbedredes iltforholdene først væsentligt efter flere dages sammenhængende blæst i starten af november. Udbredelsen midt i september var sammen med udbredelsen i 2016 den største siden 2008. Beregninger af bundvandets opholdstid viser, at det sydlige Lillebælt er særlig sårbart over for udvikling af iltsvind.

Kritiske iltforhold var årsag til dårlig tilstand hos bundfaunaen i nogle af undersøgelsesområderne i fjorde og kystvandene, dog kan bundtrawling være en medvirkende årsag til den dårlige tilstand i området ved Løgstør. I de åbne indre farvande vidner bundfaunaens artssammensætning om, at der generelt ikke er problemer med eutrofiering ift. bundfaunaen, men at der i nogle områder er negative påvirkninger af fysisk forstyrrelse fra bundtrawling.

Sæsonvariationen af algevæksten er ufuldstændig beskrevet i 2020, da der pga. corona-nedlukningen af overvågningen mangler data fra foråret. Den estimerede årsproduktion var sammenstillet med niveauet for de senere år lidt over middel for fjorde og kystvande og noget over middel for de åbne

indre farvande. I begge farvandstyper var mængden af klorofyl og sigtddybden svarende til niveauet i 1990'erne. Generelt er miljøtilstanden i vandsøjlen blevet forringet siden 2012.

Dybdeudbredelsen og dækningsgraden af ålegræs udviklede sig generelt positivt i en årrække efter 2007. De senere år er udviklingen stagneret med en negativ tendens for de seneste år både for dybdeudbredelsen og dækningsgraden. De seneste 10 år er dækningsgraden for makroalger (tang) øget i kystvande, mens udviklingen er stagneret i inderfjorde, yderfjorde, Limfjorden og på stenrev. I 2020 var dækningsgraden for makroalger på stenrev i de åbne farvande næsten på niveau med de hidtil bedste år i 1997 og 2019.

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. I de indre farvande indikerede bestandsoptællingen i 2020 en markant tilbagegang, mens den akustiske overvågning viste øget aktivitet af marsvin lokalt i Lillebælt. Bestanden af marsvin i den indre Østersø er kritisk truet.

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 undtagen én. Niveauet af klorede pesticider fx DDT i de undersøgte fisk var under miljøkvalitetskravene, men størstedelen var over baggrundsvurderingskriterierne. Niveauet af tjærestoffer lå generelt under baggrundsvurderingskriterierne. Der blev ikke påvist TBT i muslinger i 2020.

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 overvågnings-program, at havmiljøet responderer positivt på en reduceret belastning, men at ændringer på økosystem-niveau sker langsomt.

Summary

The monitoring in 2020 confirmed the observation in recent years of a stagnant development or decline of several biological parameters, while a few biological parameters showed progress.

The seasonal distribution of the precipitation was characterised by an unusually heavy rainfall in February and unusually low rainfall in September; the rest of the year the precipitation followed roughly the pattern of the normal seasonal variation. Freshwater runoff from land was high at the beginning of the year due to the unusually wet autumn in 2019 and the very wet start of 2020, while the runoff was relatively low in the last months of the year. The seasonal variation of the nitrogen input to the sea followed the same pattern as the runoff.

The concentrations of nitrogen were in particular relatively high in the surface water in the beginning of the year as a result of the large runoff and the mixing of bottom water. From April and the rest of the year, however, the concentrations of nitrogen were relatively low, especially in fjords and coastal waters. In most months, the concentrations of phosphorus were on level with the long-term mean, but the concentration was somewhat below the long-term mean during late summer and for most of the autumn in fjords and coastal waters. The concentration of silicon was unusually high in March in fjords and coastal waters and in April-June as well as October-December in the open inner waters, presumably due to low uptake by silica algae during these periods and influence from outflowing Baltic water. The annual means of nitrogen and phosphorus have not changed significantly for a number of years, and the concentrations in 2020 corresponded to the level in recent years. Hydrographic calculations show that, during the water flow through the inner Danish waters in 2020, there was a significant transport of nitrogen from the bottom water to the surface water, but the transport was lower than in 2019.

The combination of high temperatures in the bottom water, large nutrient inputs in the beginning of the year, relatively weak winds in spring and a late end of the previous year's oxygen depletion led to an early onset of oxygen depletion in a number of areas. The oxygen depletion was widespread and intense in 2020. However, in the shallow areas, strong winds resulted in a significant but temporary improvement of the oxygen conditions in July. The oxygen depletion in the deeper areas did not improve markedly until after a period of several consecutive days of strong winds in the beginning of November. Along with the distribution in 2016, the distribution in mid-September was the largest since 2008. Calculations of the retention time of bottom water show that the southern Little Belt is particularly vulnerable to the development of oxygen depletion.

Critical oxygen conditions were the cause of the poor state of the bottom fauna in some of the study areas in the fjords and coastal waters, although bottom trawling can be a contributory factor to the poor condition in the area near Løgstør. In the open inner waters, the composition of the bottom fauna shows that there generally are no problems with eutrophication in relation to the bottom fauna, but in some areas negative effects due to physical disturbance from bottom trawling appear.

A complete description of the seasonal variation of algae growth in 2020 cannot be made due to absence of spring data as a result of the Corona lockdown of the monitoring. The estimated annual production was – compared with the level of the last few years – a little above the mean for fjords and coastal waters and somewhat above the mean for the open inner waters. In both types of water, the concentrations of chlorophyll and Secchi depth corresponded with the level in the 1990s. In general, the environmental state of the water column has deteriorated since 2012.

The depth distribution and coverage of eelgrass generally developed positively for a number of years after 2007. In recent years, the development has been stagnant with a negative trend, both in terms of depth distribution and coverage. For the past 10 years, the coverage of macroalgae (seaweed) has increased in coastal waters, while the trend has stagnated in inner fjords, outer fjords, the Limfjord and on stone reefs. In 2020, the coverage of macroalgae on stone reefs in open waters was almost equal to that of the best years so far – 1997 and 2019.

The number of harbour seals has grown steadily since they were protected in the 1970s, but in recent years it has stabilised or declined in most areas, which indicates that the population has reached the level of environmental sustainability. The number of visiting grey seals has increased significantly since 2005, but in recent years breeding has been limited (< 10 pups/year). The number of porpoises in the habitat areas in the North Sea is stable, whereas it is declining in the Skagerrak. In the inner Danish waters, the counting in 2020 indicated a significant decline, whereas the acoustic surveillance showed increased local porpoise activity in the Little Belt. The population of porpoises in the inner Baltic Sea is critically endangered.

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 except one. The level of chlorinated pesticides, e.g. DDT, in the fish studied was below the environmental quality requirements, but for most it was above the background values. The level of tar substances was generally below the background values. TBT was not detected in mussels in 2020.

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 nutrient input (eutrophication), the state of the environment is also affected negatively by e.g. fisheries, climate change and 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 rette op på vandmiljøet i Danmark ved at reducere tilførslen af kvælstof og fosfor fra landbrug, renseanlæg og industri 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. Senest blev der i 2016 indgået en ny politisk aftale 'Landbrugspakken' om reguleringen af landbrugsproduktionen, som bl.a. tillod en øget brug af gødning. Indsatsen til forbedring af havmiljøet er beskrevet i vandplanerne (2009-2015, 2015-2021, 2021-2027) og i havstrategierne (2012-2018, 2018-2024).

For at kunne følge effekten af forvaltningsinitiativerne på vandmiljøet vedtog folketetinget i 1987, at der skulle etableres et landsdækkende overvågningsprogram for en række fysiske, kemiske og biologiske variable (indikatorer). Indikatorerne skulle være nogle, der i særlig grad påvirkes af vandmiljøets 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 variable i overvågningsprogrammet generelt var gode til at beskrive effekter af eutrofiering på vandmiljøets kvalitet og dermed også anvendelige til at dokumentere forbedringer som følge af Vandmiljøplan I. En international evaluering i 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 (*Svendsen m.fl. 2004*) iværksat med biodiversitet og naturtyper som nye elementer i overvågningsprogrammet. Det efterfølgende overvågningsprogram, NOVANA 2011-2015 (plus 2016 som overgangsår), var tilpasset implementeringen af vandramme- og habitatdirektivet samt i en vis udstrækning havstrategidirektivet. Det nuværende overvågningsprogram, NOVANA 2017-2021, 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. Dette for

at 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 i form af undervandsstøj, marint affald, ikke-hjemmehørende arter etc. (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 ud fra følgende kriterier:

- 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.

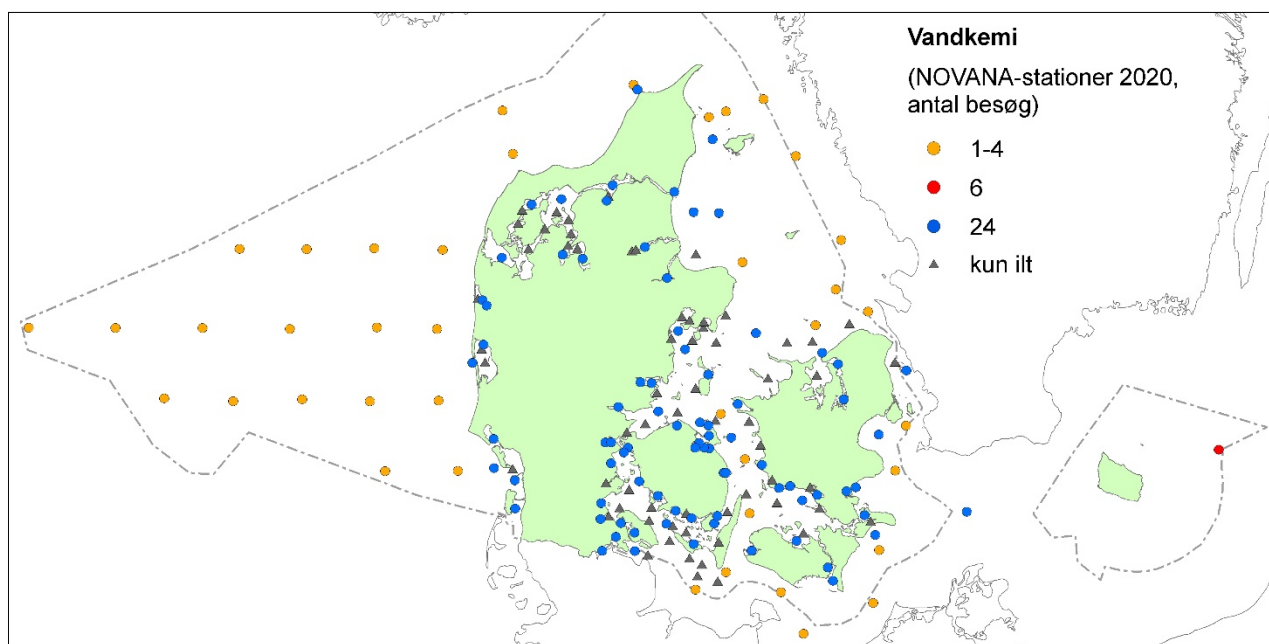
I forlængelse af de overordnede formål skal overvågningen levere datagrundlaget til at:

- beskrive den kvantitative udvikling i en række væsentlige fysiske, kemiske og biologiske variable, som bl.a. omfatter blomsterplanter, makroalger, plankton, bundfauna, havpattedyr, vandkemi og miljøfarlige stoffer
- belyse kvantitative sammenhænge mellem næringsstofftilførsel 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 affødt af menneskelige aktiviteter
- etablere kvantitative sammenhænge mellem tilførsler og koncentrationer af udvalgte miljøfarlige stoffer i sedimenter og biota i udvalgte områder af kystvandene.

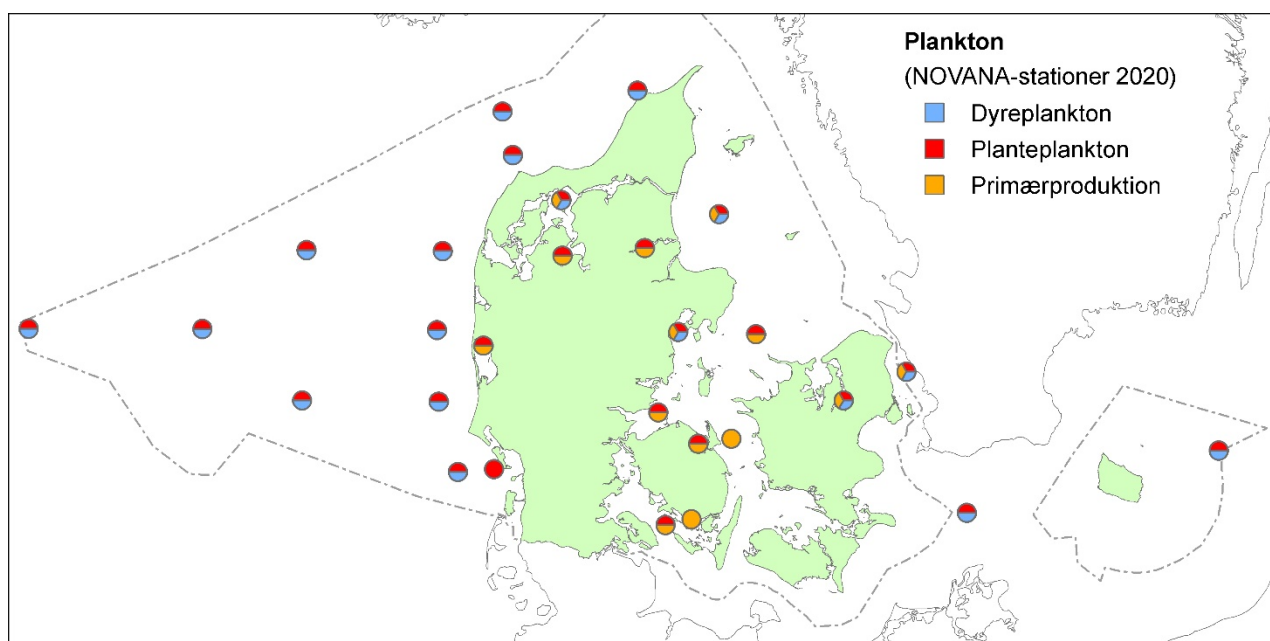
Områder og prøvetagningsprogram

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.

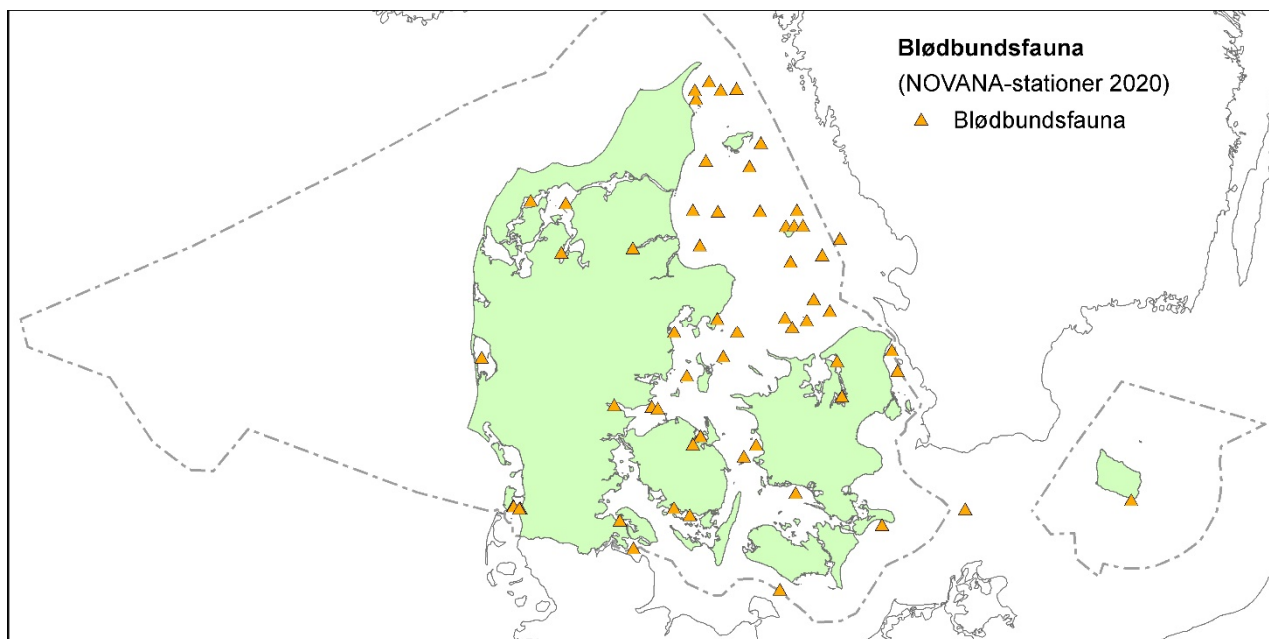
I de forskellige områder og på de forskellige stationstyper er der fokus på følgende tre overordnede elementer: 1) fysiske og kemiske forhold i vandsøjlen, 2) biologiske forhold i vandsøjlen og 3) kemiske og biologiske forhold på bunden. *Figur 1.1-1.6* viser placeringen for forskellige parametre af de NOVANA-stationer, hvor der foreligger data i 2020. Langt størstedelen, men ikke nødvendigvis alle overvågningsdata fra 2020, 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.



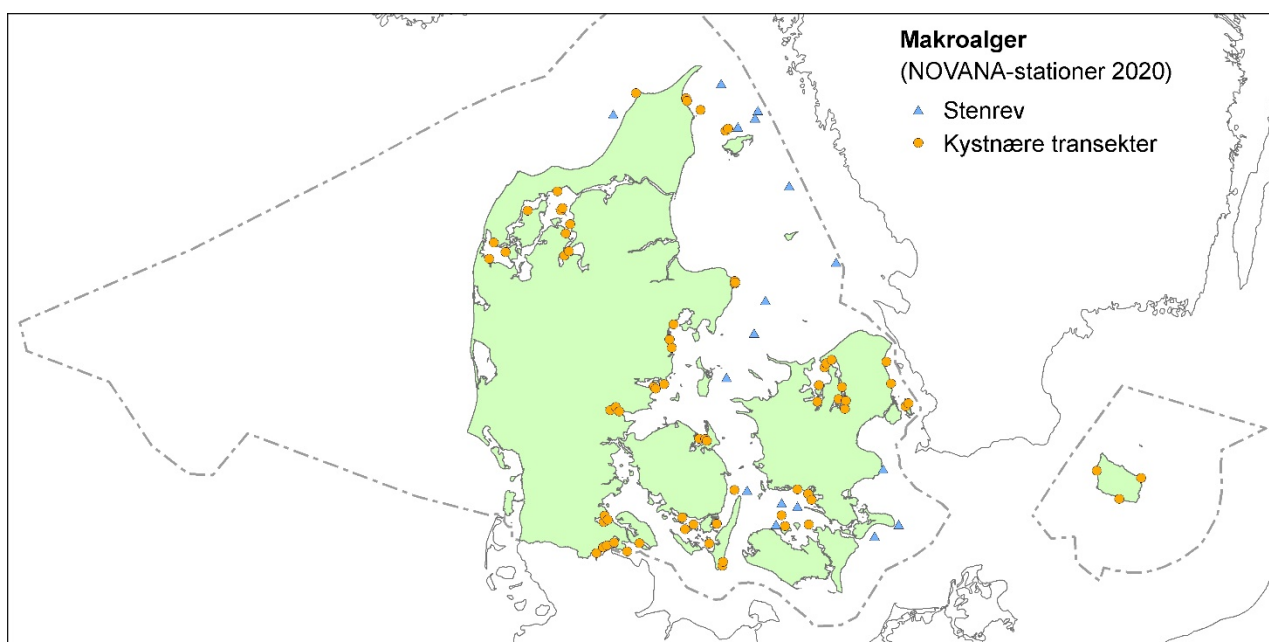
Figur 1.1. Prøvetagningsstationer for vandkemi-, saltholdigheds-, temperatur-, sigtdybde-, klorofyl- og fluorescensmålinger besøgt i 2020. Den årlige overvågningsfrekvens er angivet i symbolforklaringen. Overvågningen af stationen ved Bornholm fordeles i et samarbejde med nabolandene (Tyskland, Sverige 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.



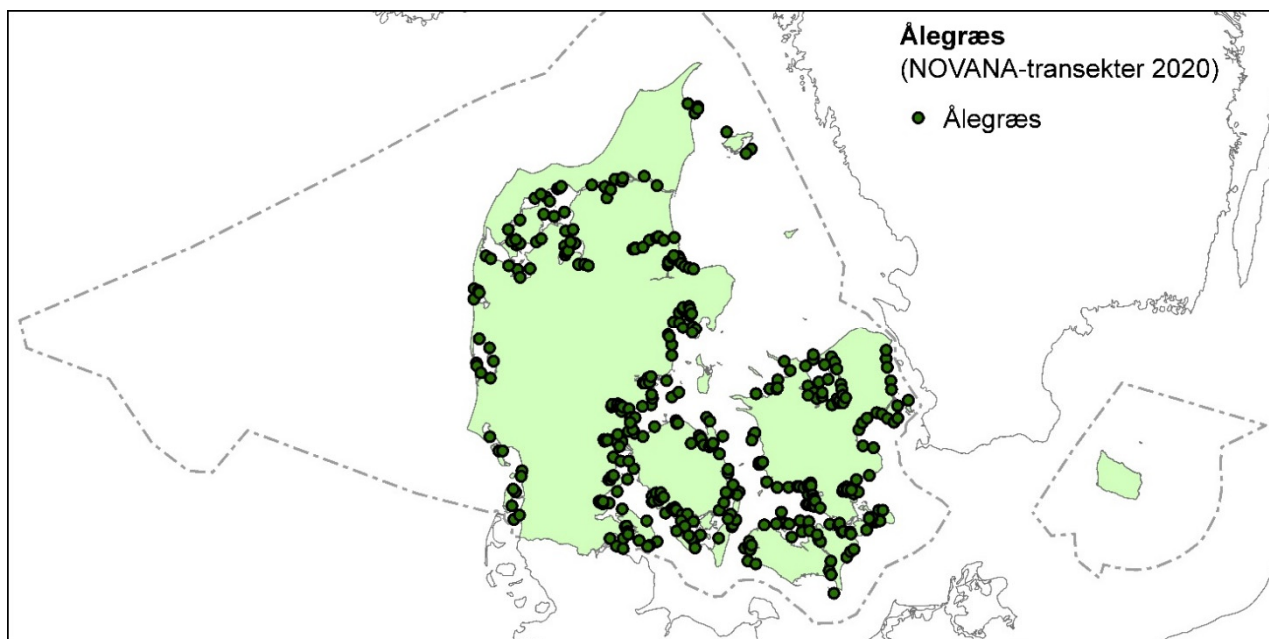
Figur 1.2. Prøvetagningsstationer for dyreplankton, planteplankton og primærproduktion besøgt i 2020. Plankton overvåges 20 gange på et år undtagen på stationen øst for Bornholm, som overvåges 6 gange årligt, og de 10 åbenvandsstationer i Nordsøen, som overvåges to gange årligt. Afgrænsning af de danske farvandsområder er angivet ved den stiplede linje (EEZ-grænse, Exclusive Economic Zone).



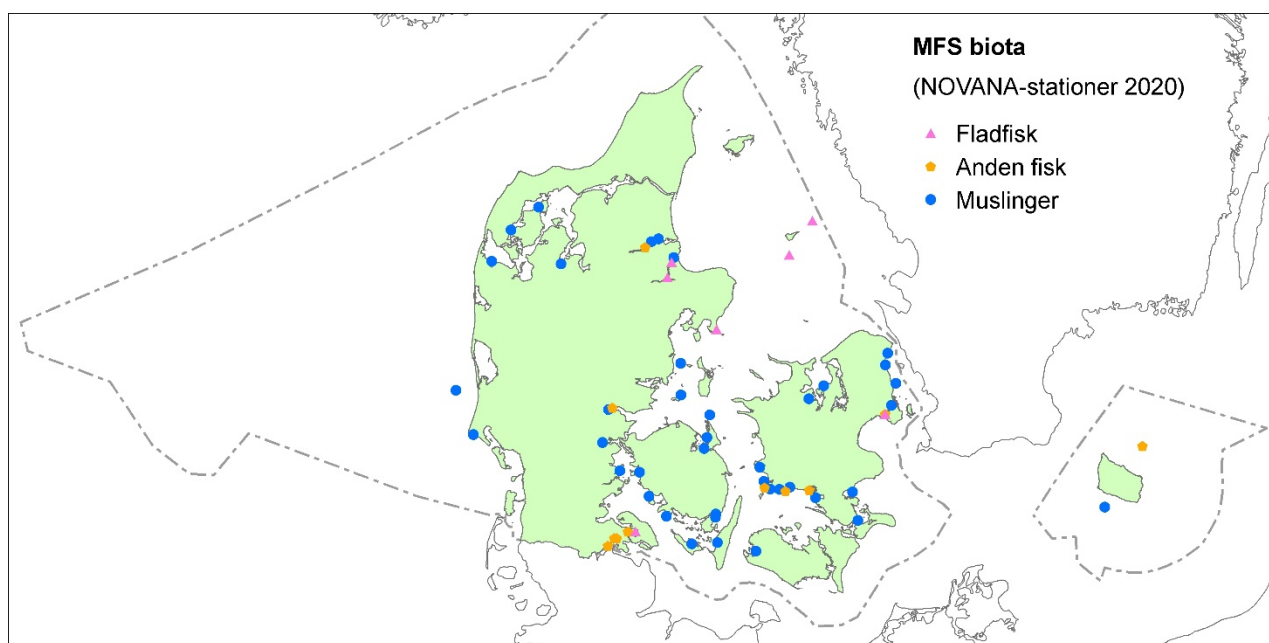
Figur 1.3. Prøvetagningsstationer til undersøgelse af bundfauna besøgt i 2020. Bundfauna overvåges en gang årligt i perioden marts-maj. Afgrænsning af de danske farvandsområder er angivet ved den stiplede linje (EEZ-grænse, Exclusive Economic Zone).



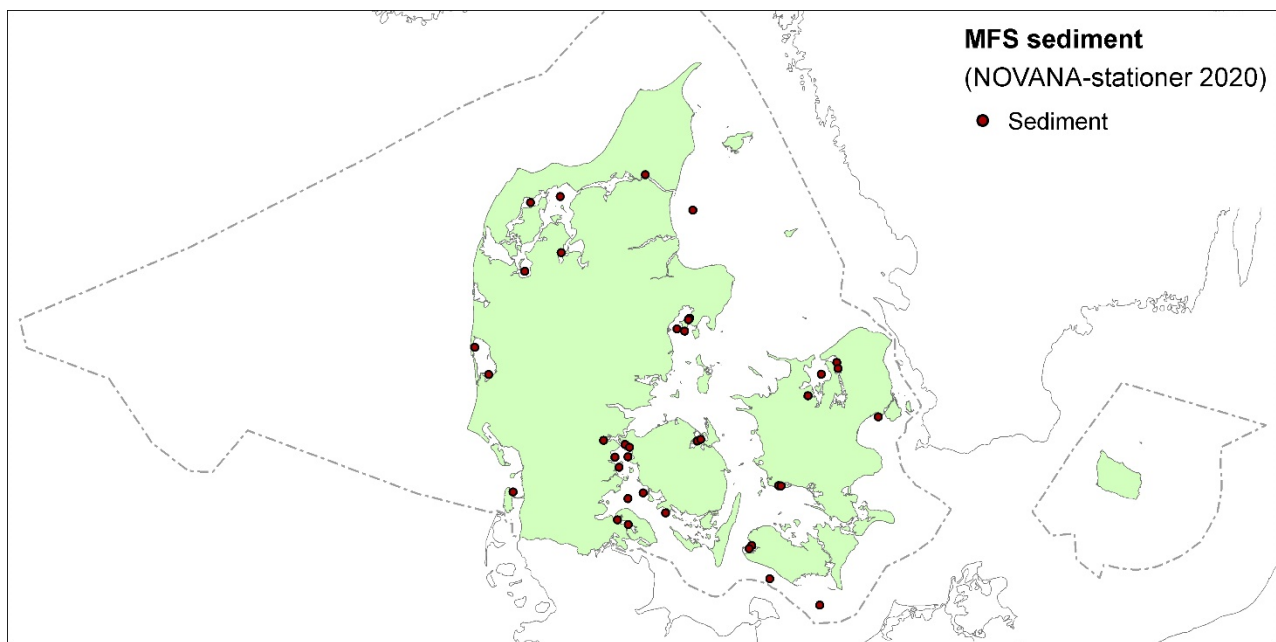
Figur 1.4. Prøvetagningsstationer til undersøgelse af makroalger kystnært samt på stenrev og boblerev besøgt i 2020. Makroalger overvåges en gang årligt i perioden juni-august. Afgrænsning af de danske farvandsområder er angivet ved den stiplede linje (EEZ-grænse, Exclusive Economic Zone).



Figur 1.5. Prøvetagningsstationer til undersøgelse af ålegræs besøgt i 2020. 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. Prøvetagningsstationer til undersøgelse af miljøfarlige stoffer (MFS) i biota besøgt i 2020. Afgrænsning af de danske farvandsområder er angivet ved den stiplede linje (EEZ-grænse, Exclusive Economic Zone).



Figur 1.7. Prøvetagningsstationer til undersøgelse af miljøfarlige stoffer (MFS) i sedimenter i 2020. 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, klappning 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 vandsøjlets 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 planteplankton 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 fra overfladevandet, 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 skaldyrsgiftning 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 øger resuspensionen af bunden og mindsker kystbeskyttelsen. Endelig kan eutrofiering være årsag til, at der en gang imellem opskylles store mængder plantemateriale, hvilket forringer strandenes rekreative værdi. Eutrofiering påvirker således både struktur og funktion af økosystemets komponenter og resulterer ofte i uklart vand, en lavere biodiversitet, et mere sårbart miljø og en forringet rekreativ værdi.

Siden 1980'erne og frem til 2000'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 bevirket en betydelig reduktion af koncentrationen af fosfor og kvælstof i havmiljøet. Den mindskede tilførsel af næringsstoffer har bevirket forbedringer for nogle miljøindikatorer, fx bundfauna, mens andre miljøindikatorer, fx ålegræs, ikke har responderet særlig tydeligt endnu. Dette indikerer, at der er behov for yderligere reduktion i tilførslen af næringsstoffer for at opnå en god miljøtilstand. Reetablering af en god miljøtilstand er dog en kompliceret proces, hvis forløb 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 ødelægger havbundens struktur, øger iltforbruget og påvirker de bundlevende organismer negativt. Fiskeri kan også indirekte påvirke havmiljøets følsomhed over for andre presfaktorer som iltvind 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 overlevelsessevne. 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 økosystemet.

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 iltvind og indvandring af nye arter. Samspillet mellem de direkte og de indirekte effekter af klimaforandringer fører til forstyrrelser i de naturlige forhold, som fx kan påvirke fødekæderne.

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

Miljøtilstanden i de marine områder er kraftigt påvirket af de klimatiske forhold. 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.



En varm sommerdag i juni 2020 ved Kulhuse Strand. Foto: Jacob Carstensen.

Metoder og datagrundlag

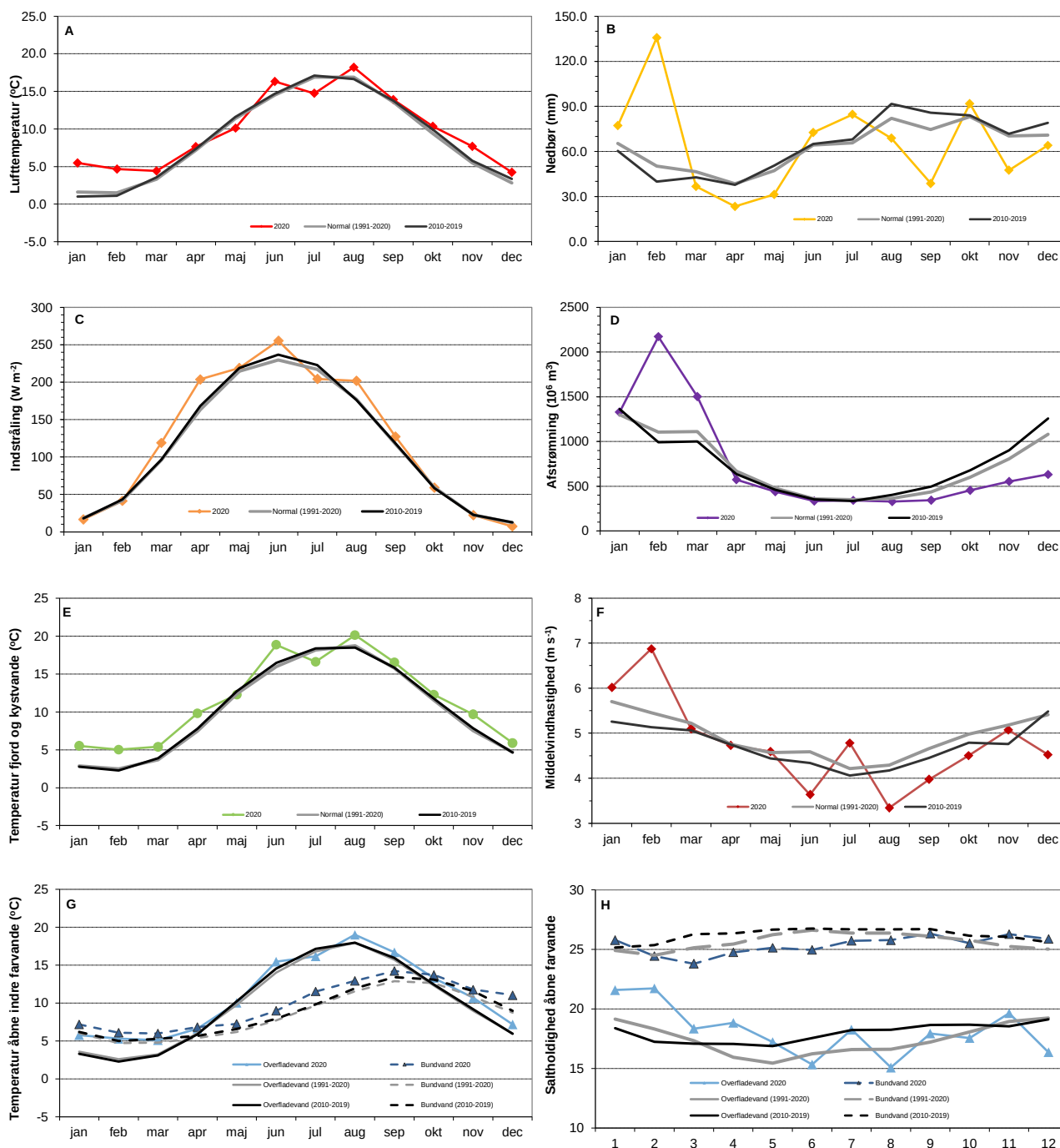
Vejrforholdene i Danmark i 2020 beskrives med arealvægtede gennemsnit af lufttemperatur, nedbør og vind for Jylland og øerne fra Danmarks Meteorologiske Instituts klimarapport for 2020 (*Rubek m.fl. 2021*), samt middel vandtemperaturer og saltholdigheder beregnet ud fra de nationale overvågningsdata. Disse værdier er sammenholdt med den nye meteorologiske normalperiode 1991-2020 (anvist af World Meteorological Association) og seneste referenceperiode (10 foregående år, 2010-2019). Derudover er der anvendt data for vind og total indstråling målt ved Sprogø (1977-1997) (Sund og Bælt Holding) og Risø (1995-2020) (Institut for Vindenergi, DTU), H.C. Ørsted Institutet i København (1993-2020) 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. I april blev der kun indsamlet ganske få profiler af temperatur og saltholdighed i fjorde og kystvande pga. corona-nedlukningen af overvågningen, og derfor er månedsmidlerne mere usikkert bestemt. I de åbne indre farvande er månedsmidlerne udelukkende bestemt ud fra data fra SMHI. Ferskvandsafstrømningen er sammensat af beregninger for både de målte og de umålte oplande, hvor afstrømningen for det umålte opland er beregnet ud fra GEUS DK-model (*Thodsen m.fl. 2020*).

Sæsonvariation i 2020

Vinter (januar - februar)

De to vintermåneder var meget milde med en gennemsnitlig lufttemperatur på 5,1 °C, hvilket er 3,5 °C varmere end normalperioden (1991-2020) og 4,0 °C varmere end seneste tiårs referenceperiode (2010-2019) (*figur 2.1*). Der blev kun registreret et fåtal af frostdøgn. Det var også en meget våd vinter med

samlet 213 mm nedbør mod 116 mm i normalperioden og 100 mm i referenceperioden. Specielt februar var meget våd med 136 mm, hvilket er ny rekord for denne måned (siden registreringernes start i 1874) og næsten tre gange over normalen (50 mm).



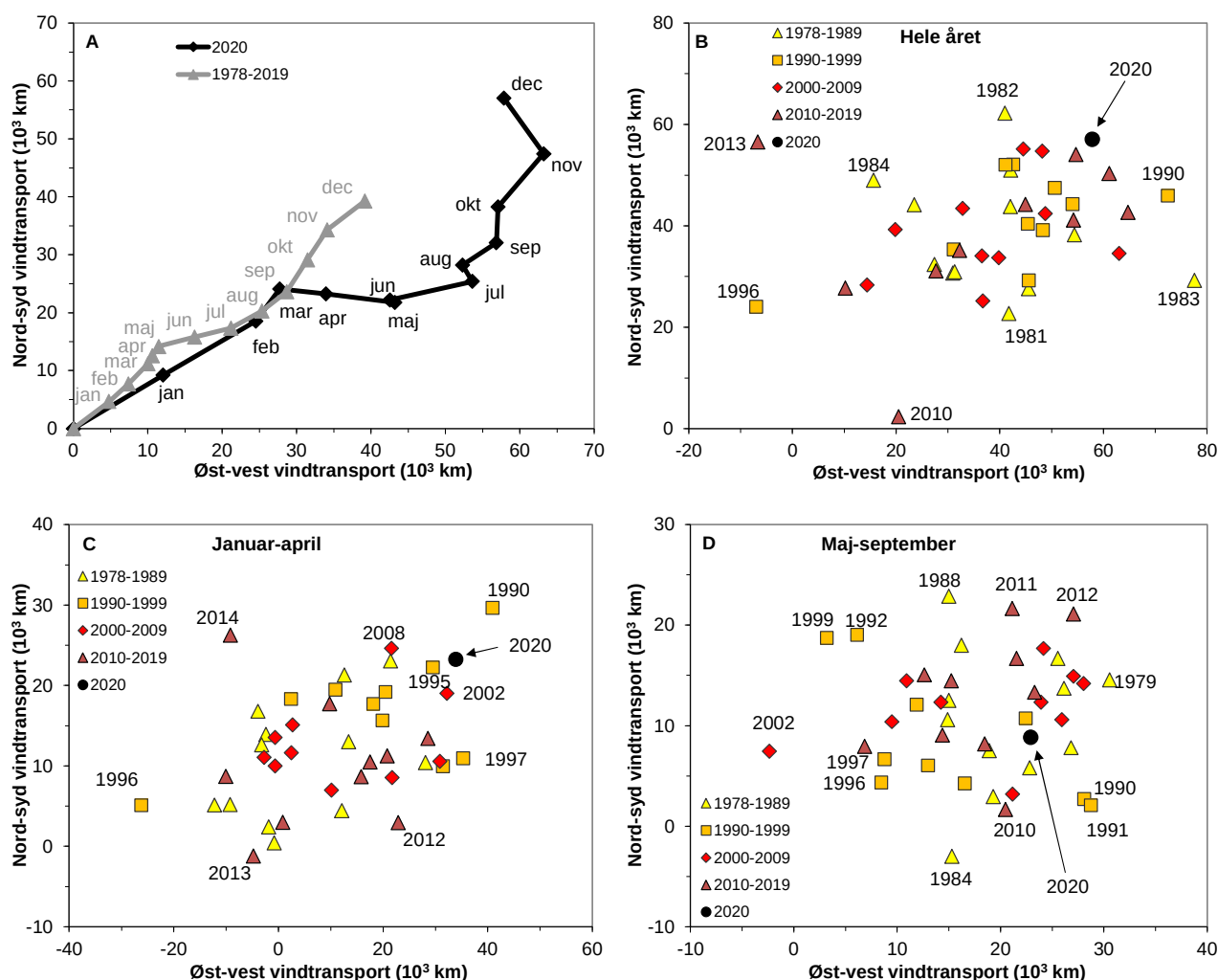
Figur 2.1. Årsvariation i 2020 sammenholdt med normalperioden (1991-2020) og seneste referenceperiode (2010-2019) for A) lufttemperatur, B) nedbør, C) indstråling, D) afstrømning, E) vandtemperatur for stationer i fjorde og kystvande, F) middelvindhastighed, og G-H) vandtemperatur og saltholdighed for overflade- og bundvand for stationer i de åbne indre farvande. Datakilder: DMI (A, B og F), HCØ (C), DCE og Miljøstyrelsen (D, E, G og H).

Ligeledes var vinteren solfattig med kun 86 soltimer mod normalt 121 (data ikke vist), mens indstrålingen var på niveau med normalen. Ligesom nedbør var afstrømningen meget højere i vintermånederne, specielt februar, sammenlignet med normalperioden (46 % højere) og referenceperioden (49 % højere). Vindhastigheden ($6,5 \text{ m s}^{-1}$) var noget højere end både normalperioden ($5,6 \text{ m s}^{-1}$)

s^{-1}) og referenceperioden ($5,2 \text{ m s}^{-1}$). Specielt februar var meget blæsende med tre storme, som passerede landet henholdsvis d. 9., 22-23. og 25 februar. Vinden kom hovedsageligt fra sydvest i de to vintermåneder med en usædvanlig stor vindtransport (figur 2.2). Den kraftige vind fra sydvest har sandsynligvis reduceret udstrømningen fra Østersøen betragteligt.

Temperaturen i fjorde og kystvande var omkring $2,6 \text{ }^{\circ}\text{C}$ varmere end både normalperioden og referenceperioden med en gennemsnitstemperatur på $5,3 \text{ }^{\circ}\text{C}$ (figur 2.1). Overfladevandet i de åbne indre farvande var omkring $2,5 \text{ }^{\circ}\text{C}$ varmere end både normalperioden og referenceperioden med en gennemsnitstemperatur på $5,5 \text{ }^{\circ}\text{C}$. Bundvandet havde en gennemsnitstemperatur på $6,6 \text{ }^{\circ}\text{C}$, hvilket er over $1 \text{ }^{\circ}\text{C}$ varmere end både normalperioden og referenceperioden.

Saltholdigheden i overfladevandet var noget højere end normalt, hvilket i kombination med dominerende vinde fra vest og de relativt varme havtemperaturer indikerer, at de åbne indre farvande var domineret af vandmasser fra Nordsøen. De kraftige vinde i vintermånederne har formentlig også medført en større blanding af overflade- og bundvand, hvilket kan ses som en mindre forskel i saltholdigheden mellem de to vandmasser.



Figur 2.2. Retningsbestemt netto vindtransport beregnet som vektorsummen af øst-vest og nord-syd hastighedskomponenten (x-akse: positiv værdi = vind hovedsageligt fra vest, y-akse: positiv værdi = vind hovedsageligt fra syd). A) Årsvariation i 2020 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, DTU Vindenergi, H.C. Ørsted Institutet.

Forår (marts - maj)

I marts faldt lufttemperaturen og var kun 1,1 °C varmere end normalen, og i de følgende to måneder fulgte temperaturen den normale sæsonvariation (*figur 2.1*). Samlet var lufttemperaturen 7,4 °C for foråret som helhed, hvilket er på niveau med både normalen (7,3 °C) og referencen (7,5 °C). Foråret var meget solrigt med 710 solskinstimer mod 555 solskinstimer i normalperioden (data ikke vist). Specielt marts og april var meget solrige med en indstråling 25 % højere end normalen. Derimod afveg soltimer og indstråling i maj ikke fra normalen. Det solrige vejr var akkompagneret af lave nedbørsmængder i alle tre måneder, hvor der samlet faldt 91 mm mod 132 og 131 mm i henholdsvis normal- og referenceperioden. Selvom der ikke faldt megen regn i de tre forårsmåneder, så var afstrømningen i marts stadig meget høj efter den regnfulde februar. Samlet var afstrømningen 11% over normalen og 20% over referenceperioden. Vinden var relativt normal i alle tre forårsmåneder og kom hovedsageligt fra vest (*figur 2.2*). I midten af marts blev landet ramt af et stormvejr, som mest påvirkede den østlige del af landet.

Havtemperaturen i fjorde og kystvande fulgte mønsteret for lufttemperaturen med lidt højere temperaturer i marts og april (ca. 2 °C over normalen) og normale temperaturer i maj. Overfladevandet i de åbne indre farvande var også forholdsvis varmt i marts (næsten 2 °C over normalen), hvorimod havtemperaturen nærmede sig normalen i april og maj. Temperaturen i bundvandet var 1,2 °C varmere end normalen og udviste kun en svag opvarmning fra ca. 6 °C til ca. 7 °C i løbet af de tre måneder.

Saltholdigheden faldt markant i marts, hvilket skyldes de faldende vindhastigheder kombineret med et skift i vindretningen fra sydvest til vest, hvorved tilbageholdte vandmasser i Østersøen med lavere temperatur og saltholdighed har kunnet trænge ud i de åbne indre farvande. Til trods for dette var saltholdigheden i overfladen dog stadig forholdsvis høj i løbet af foråret, hvilket delvist skyldes den kraftige blanding af vandsøjlen under stormene i februar. Vindhændelserne bevirkede også, at bundvandet var mindre saltholdigt end normalt i de tre måneder. De kraftige vinde i februar medførte også en større erosion af springlaget, som i løbet af forårsmånederne blev flyttet ca. 5 m ned i vandsøjlen i de åbne indre farvande og først reetablerede sig på en normal dybde i august måned (data ikke vist).

Sommer (juni - august)

Sommeren 2020 varierede mellem varme perioder i juni og august og en forholdsvis kold juli (*figur 2.1*). I juli var temperaturen 2,5 °C koldere end normalperioden, mens den i juni og august var ca. 1,5 °C varmere end normalen. Samlet var sommeren derfor kun lidt varmere end normalt. Denne sæsonvariation kunne også tydeligt ses i antallet af soltimer og lysindstråling, som var højere i juni og august men lavere i juli. Nedbøren var forholdsvis jævnt fordelt mellem sommerens tre måneder, hvor der samlet faldt 226 mm mod 212 mm i normalperioden og 224 mm i referenceperioden. Men hvor nedbøren i juli var spredt ud over hele måneden, så faldt den mere som skybrud i juni og august. Afstrømningen var normal med næsten samme mængde i alle tre måneder, og samlet var afstrømningen svagt under normalen og referencen, henholdsvis 6% og 8%. Vindhastigheden var i middel (3,9 m s⁻¹), hvilket er lidt lavere end normalperioden (4,4 m s⁻¹) og referenceperioden (4,2 m s⁻¹). Der var en del mere vind i juli end i juni og august. I juli kom vinden mest fra vest, hvorimod vinden kom fra skiftende retninger i juni og august.

Havtemperaturerne i fjorde og kystvande samt overfladevandet i de åbne indre farvande viste samme tendenser som lufttemperaturen med relativt høje temperaturer i juni og august og relativt lave temperaturer i juli (*figur 2.1*). I juni og august var havtemperaturen typisk 1-2 °C over normalperioden, hvorimod juli var omkring 1 °C koldere end normalt. Derimod var temperaturen i bundvandet ca. 1,5 °C varmere end normalt i alle tre måneder. Saltholdigheden i overfladen i de åbne indre farvande var lavere end normalt i de to vindstille måneder juni og august, hvilket indikerer en større udstrømning fra Østersøen. Kraftigere vinde fra vest i juli medførte omvendt en større påvirkning af vand fra Nordsøen. Saltholdigheden i bundvandet steg i løbet af sommermånederne, og en kraftigere lagdeling etablerede sig (data ikke vist for lagdeling).

Efterår (september - december)

Lufttemperaturen var normal i september og oktober, hvorimod året sluttede lidt varmere end normalperioden (*figur 2.1*). For efteråret som helhed var lufttemperaturen 1,2 °C varmere end normalperioden og 0,8 °C varmere end referenceperioden. Antallet af soltimer i efteråret fordelte sig som normalt, og der blev registreret 330 soltimer mod 339 i normalperioden (data ikke vist). Solindstråling var også på et normalt niveau med 53,9 W m⁻² mod 52,8 W m⁻² i normalperioden. Der faldt mindre regn end normalt, og specielt september var forholdsvis tør med kun 39 mm, hvilket er halvdelen af det normale. Samlet faldt der 242 mm over de fire måneder, hvilket er 19 % under normalperioden og 24 % under referenceperioden. Afstrømningen var ligeledes lav som følge af det relativt tørre efterår med en middelfastrømning, som var 32 % under normalperioden og 40 % under referenceperioden. Vindhastigheder var lavere end for normalperioden i alle fire måneder med et gennemsnit på 4,5 m s⁻¹ mod 5,1 m s⁻¹ i normalperioden og 4,9 m s⁻¹ i referenceperioden. Vinden kom hovedsageligt fra sydlige retninger, og der blev ikke registreret nogen storme (*figur 2.2*).

Havtemperaturen var varmere end normalt i alle måneder for fjorde og kystvande samt overflade- og bundvand i de åbne indre farvande. Der var ingen markante udsving mellem månederne. I fjorde og kystvande samt overfladevandet i de åbne indre farvande var temperaturen 1,2 °C varmere end normalt, og bundvandstemperaturen var 1,4 °C varmere end normalt. Temperaturen i bundvandet var dog mere end 2 °C varmere end normalt i december. Det kan skyldes, at bundvandet ikke er blevet tilstrækkeligt fornyet af afkølet overfladevand grundet den relativt svage vind og deraf reducerede opblanding af vandsøjlen. Dominerende vinde fra syd og lavere saltholdighed i overfladevandet indikerer en større udstrømning af Østersøvand i december, hvilket kan have reduceret den indadgående transport i bundlaget. En stor forskel i saltholdighed mellem overflade og bundvand antyder en kraftigere lagdeling i de åbne indre farvande i december.

Året som helhed

I 2020 var den gennemsnitlige lufttemperatur på 9,8 °C, hvilket er det næstvarmeste år siden registreringerne påbegyndtes i 1874, kun overgået af 2014. Dette er ca. 1 °C højere end både normal- og referenceperioden. Gennemsnitstemperaturen dækker dog over store variationer hen over året, hvor specielt januar, februar, juni, august og november var relativt varme, hvorimod maj og juli var relativt kolde.

Antallet af soltimer i 2020 (1.819 timer) var 9 % højere end normalen (1.669 timer). Indstrålingen var 8 % højere end normalen. Specielt foråret var meget solrigt med rekordmange soltimer. Til gengæld var vinteren solfattig.

Der faldt i alt 773 mm regn i 2020, hvilket er på niveau med både normalperioden (759 mm) og referenceperioden (777 mm). Nedbørsmængden var ulige fordelt henover året med usædvanlig meget regn i vintermånederne og et forholdsvis tørt forår. Februar satte rekord som den vådeste februar måned siden registreringernes start i 1874, hvorimod september var forholdsvis tør.

Afstrømningen var på niveau med referenceperioden og normalperioden. Afstrømningen var stor i starten af året på grund af den høje vinternefbør, men var normal fra april frem til august, hvorefter afstrømningen faldt til under normalen.

Middelvindhastigheden i 2020 ($4,8 \text{ m s}^{-1}$) var på niveau med normalperioden ($4,9 \text{ m s}^{-1}$) og referenceperioden ($4,7 \text{ m s}^{-1}$). Det blæste dog over normalen i vintermånederne, hvor der var fire storme. Derimod var vindforholdene roligere i juni, august, september og december, mens det blæste noget mere end normalt i juli. Vinden blæste kraftigt fra sydvest i årets to første måneder, men skiftede til vestlige retninger i løbet af foråret og sommeren, for derefter at skifte til hovedsageligt sydlige retninger i efteråret. De kraftige vinde fra sydvest i årets første måneder har formentlig medført en større transport af næringsholdigt vand fra den sydlige del af Nordsøen til Skagerrak, hvorefter den skiftende vindretning til vest i april kan have ført disse vandmasser ind i de åbne indre farvande. Vindtransporten fra sydvest var generelt stor sammenlignet med andre år, hvilket især skyldes vindforholdene i januar og februar.

Vandet var $1,5 \text{ }^{\circ}\text{C}$ varmere end normalen i fjorde og kystvande, $1,2 \text{ }^{\circ}\text{C}$ varmere i overfladen i de åbne indre farvande og $1,3 \text{ }^{\circ}\text{C}$ varmere i bundvandet i de åbne indre farvande. Overfladevandet i de åbne indre farvande var især relativt varmt i årets første tre måneder, hvilket skyldes en større påvirkning fra Nordsøen som følge af de dominerende sydvestlige vinde. Bundvandet var konsekvent varmere end normalen i alle årets måneder.

Langtidsudvikling

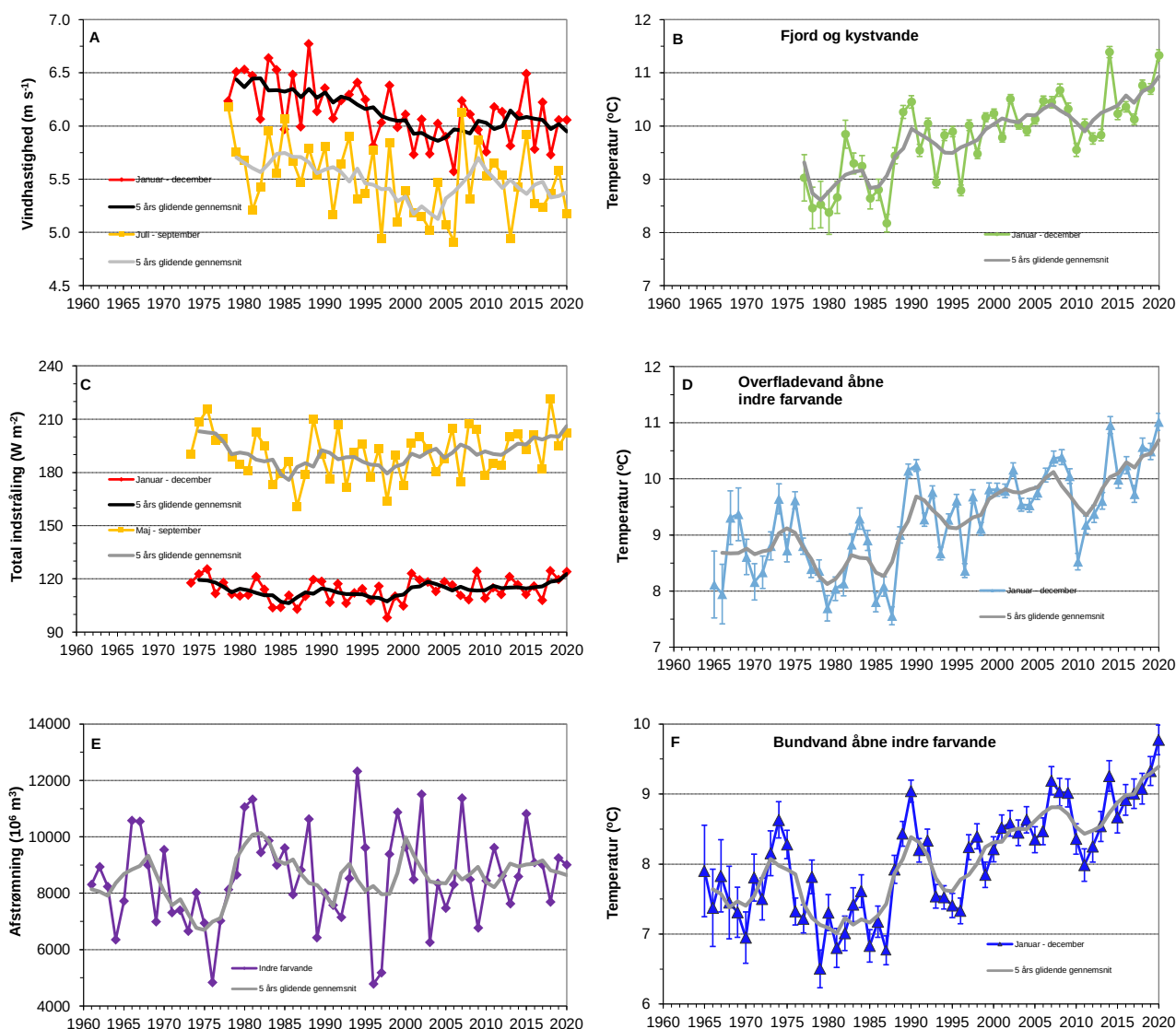
Den årlige middelvindhastighed er aftaget fra $6,4 \text{ m s}^{-1}$ i 1980'erne til $6,0 \text{ m s}^{-1}$ siden omkring 2000 (*figur 2.3A*), og middelvinden for hele 2020 ($6,1 \text{ m s}^{-1}$) var derfor normal for tendensen i de senere år. Middelvindhastigheden for juli-september ($5,2 \text{ m s}^{-1}$) var den næstlaveste siden 2006, idet kun 2013 havde mindre vind i sommerperioden ($4,9 \text{ m s}^{-1}$). 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 2020 fulgte overordnet dette generelle mønster, dog med en større vindtransport end normalt (*figur 2.2A & B*). Specielt vindtransporten først på året (januar-marts/april) var markant fra sydvestlige retninger (*figur 2.2A & C*), hvorimod vindtransporten i maj-september, som har betydning for transporten og opblandingen af bundvand i de åbne indre farvande i relation til iltsvind, var normal (*figur 2.2D*).

Solindstrålingen i 2020 for året som helhed var den fjerdehøjeste siden registreringernes start i 1974 og på niveau med 2018 (*figur 2.3C*). For perioden maj-september var solindstrålingen i 2020 på niveau med de senere år. Indstrålingen for året som helhed og i sommerperioden var høj i midten af 1970'erne i

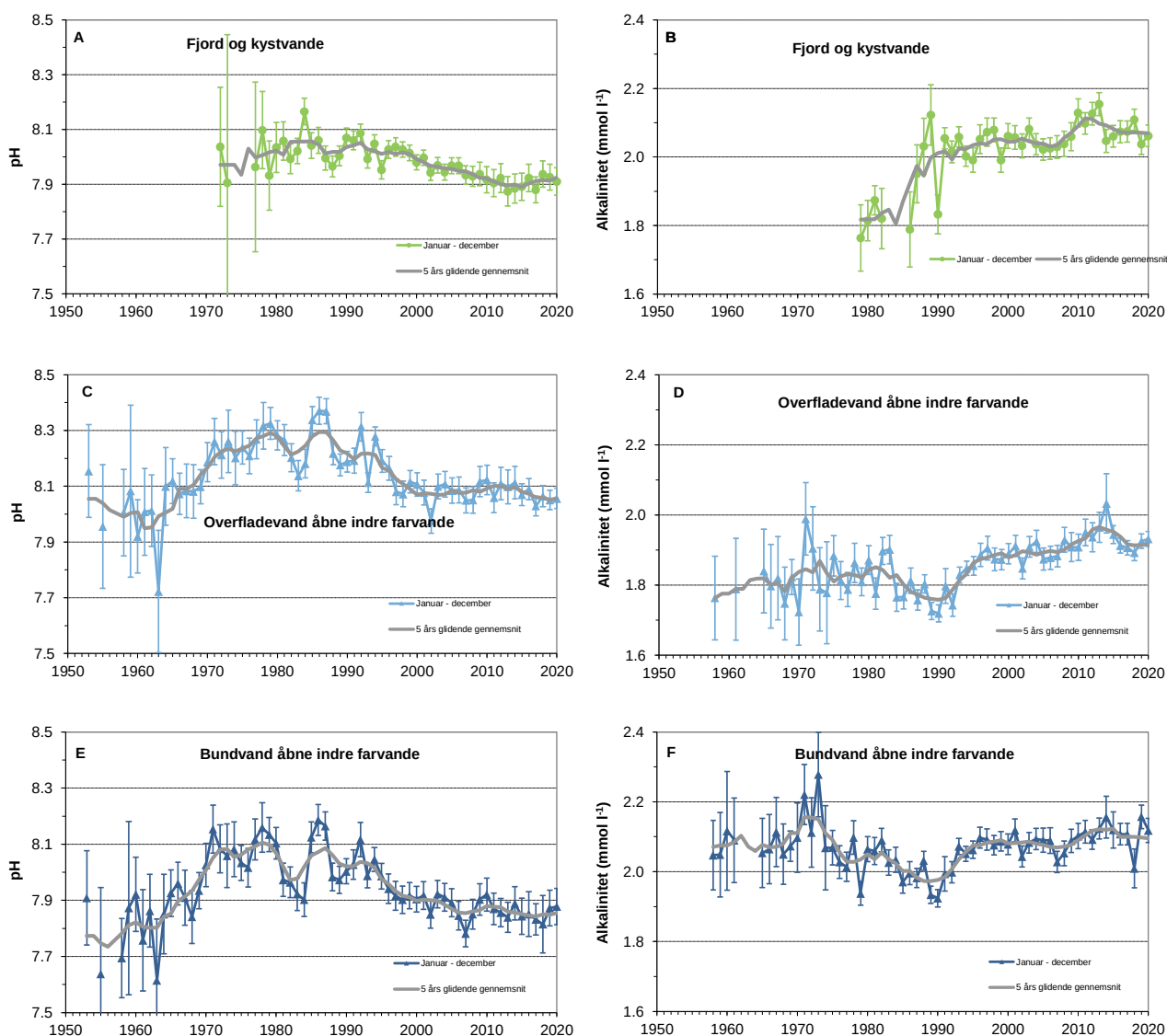
modsatning til de solfattede 1980'ere. Siden er indstrålingen steget igen og har nu nået det samme niveau som i 1970'erne.

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. m³ om året, som faldt til ca. 7.500 mio. m³ i de relativt tørre 1970'ere, hvorefter niveauet steg til ca. 9.400 mio. m³ i de våde 1980'ere. Siden 1990 har afstrømningen i middel været omkring 8.900 mio. m³ 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 2020 (9.006 mio. m³) var lidt højere end middelniveauet, både i forhold til hele perioden og perioden siden 2000.



Figur 2.3. Tidslig udvikling for A) vindhastighed, B) vandtemperatur i fjorde og kystvande, C) indstråling, D) overfladevands-temperatur i de åbne indre farvande, E) afstrømning til de indre danske farvande og F) bundvandstemperatur i de åbne indre farvande. Middelterperaturer er angivet med 95 % konfidensgrænser. Datakilder: Sund og Bælt Holding, DTU Vindenergi (A), H. C. Ørsted Institutet (C), DCE og Miljøstyrelsen (B, D, E og F).

Temperaturen i de danske farvande er steget med næsten 2 °C i løbet af de sidste ca. 40 år, og efter fire relativt kolde år (2010-2013) slog havtemperaturen alle tidligere rekorder i 2014 (*figur 2.3B, D & E*). I 2020 var temperaturen i de indre åbne farvande den hidtil højest registrerede for både overflade- og bundvand, og temperaturen i fjorde og kystvande var kun lidt højere i 2014. For første gang er overfladevandet i de åbne indre farvande som årsmiddel varmere end 11 °C. Bundvandstemperaturen tog et kraftigt spring opad i 2020 med en stigning på 0,5 °C i forhold til 2019, hvilket formentlig skyldes, at der igennem det meste af året var en stor påvirkning fra de relativt varme vandmasser fra Nordsøen. Temperaturudviklingen i de forskellige danske farvande minder om hinanden. Temperaturstigningen foregår som gradvist stigende oscillationer, og der har været en særlig markant opvarmning siden 2010.



Figur 2.4. Årsmiddel ($\pm$ 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, Miljøstyrelsen og 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 CO₂ 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 CO₂ 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 CO₂ 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 CO₂ 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 komponenter, 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

- I år anvendes den nye normalperiode (1991-2020), som er mere repræsentativ for det nuværende klima end den tidligere normal (1961-1990).
- I 2020 var lufttemperaturen 1,1 °C varmere end normalperioden (1991-2020) og 1,0 °C varmere end referenceperioden (2010-2019). Det varme år skyldes hovedsageligt usædvanlig høje temperaturer i januar, februar, juni, august og november. Derimod var vejret i juli forholdsvis koldt.
- Vindhastigheden var på niveau med normal- og referenceperioden, men med kraftigere vind i februar og juli og svagere vind i juni, august, september og december. Vinden kom fra sydvest i starten af året, skiftede til vestlige retninger i løbet af forår og sommer, og gik i syd i efterårsmånederne. Den kraftige vind fra sydvest i årets første måneder har tilbageholdt udstrømningen fra Østersøen og medført en øget blanding mellem overflade og bundvand i de åbne indre farvande, hvilket medførte et dybere liggende springlag i forårsmånederne. Udstrømning fra Østersøen var mere markant i de vindstille måneder juni og august samt i efteråret, hvor vinden hovedsageligt kom fra syd.
- Nedbørsmængden i 2020 var gennemsnitlig for året som helhed, men februar var rekordvåd, og foråret var meget tørt. Desuden var nedbøren i september omtrent det halve af normalen.
- Afstrømningen fra land var høj i årets første tre måneder. Derefter faldt afstrømningen til niveauet for normalperioden fra april frem til august, og resten af året var afstrømningen under niveauet for normalperioden. Samlet var afstrømningen i 2020 lidt højere end niveauet for referenceperioden og normalperioden.
- Antallet af solskinstimer i 2020 var 9 % over normalen. Specielt marts, april, juni og august var meget solrige. Derimod var juli solfattig.
- Havtemperaturerne i 2020 var 1,2-1,5 °C højere end normalen og specielt årets første måneder samt juni og august var relativt varme. Temperaturen i bundvandet var konsekvent højere end normalen i alle måneder, og årsmidlen var den hidtil højeste registrerede.

- Havtemperaturen er generelt steget næsten 2 °C i løbet af de sidste ca. 40 år. I 2020 var temperaturen den hidtil højest registrerede for overflade- og bundvandet i de åbne indre farvande, og den næsthøjeste for fjorde og kystvande. Bundvandstemperaturen steg med ca. 0,5 °C i 2020 i forhold til de hidtil varmeste år, hvilket skyldes en stor påvirkning af vandmasser fra Nordsøen. Opvarmningen af havet 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.

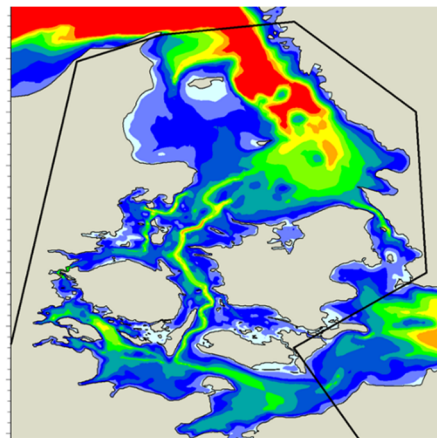
3 Hydrografi

Jørgen L. S. Hansen & Christian Mohn

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. Resten af organismerne 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 helt 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 startet et helt andet sted, nemlig i den centrale Østersø, hvor blågrønalgerne hyppigt forekommer i opblomstringer. Hvis vandsøjlen under en opblomstring er stabil og lagdelt, så 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 henholdsvis 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 området. Hvis opholdstiden derimod er kort, vil næringsstofferne blive fordelt over et større område, før planteplanktonet når at optage og omsætte dem. 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 strømningsmøn-



Figur 3.1. Dybdekonturer i de indre farvande. Modelområdet anvendt i IDF-modellen er afgrænset med sorte streger.

stret og vandudskiftningen i et område bestemmer, hvor langt larverne spredes, og hvor stor en udveksling der sker mellem larveplanktonnet 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 (alle former for plankton) oftest stærkt forbundne (høj *konnektivitet*) og ligner hinanden i deres sammensætning. Det gælder især i kystnære områder, hvor høj konnektivitet, alt andet lige, forventes at være associeret med en høj biodiversitet (Josefson & Hansen 2004).

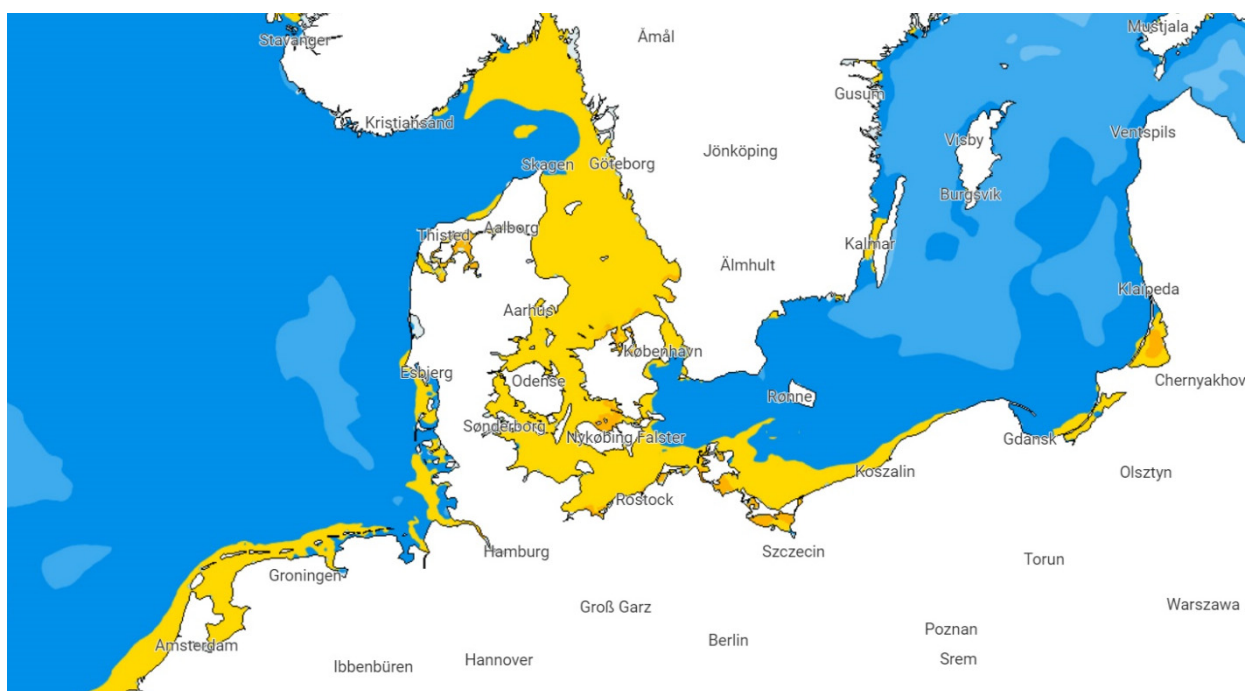
Ved at anvende 3D-hydrodynamiske modeller kan man bestemme vandets opholdstid og udveksling med andre områder, og ved at anvende sporstoffer og følge dem i modellen kan man bestemme konnektiviteten mellem forskellige områder, dvs. i hvor høj grad havstrømmene forbinder de biologiske samfund i forskellige 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 for hvordan havmiljøet generelt udvikler sig. Lagdelingen opstår som følge af forskelle i temperatur og / eller saltholdighed i vandsøjlen.

En temperaturlagdeling (*termoklin*) er ofte sæsonbetinget og opstår, når overfladevandet opvarmes i sommerhalvåret og derved får en lavere densitet end bundvandet. Et saltspringlag (*haloklin*) opstår i blandingszonen mellem to vandmasser med forskellig saltholdighed. Her vil det saltere vand med højere densitet skubbe sig ind under det ferskere vand. Når der er opstået en saltlagdeling i den øvre belyste del af vandsøjlen, vil overfladelaget hurtigere varme op (om foråret) og køle ned (om efteråret). I den del af de indre danske farvande, hvor vandmasserne er saltlagdelte, ser man således en hurtigere opvarmning / nedkøling og dermed større sæsonudsving i overfladelagets temperatur, end det er tilfældet i både Nordsøen og Østersøen, hvor vandmasserne kommer fra (figur 3.2).

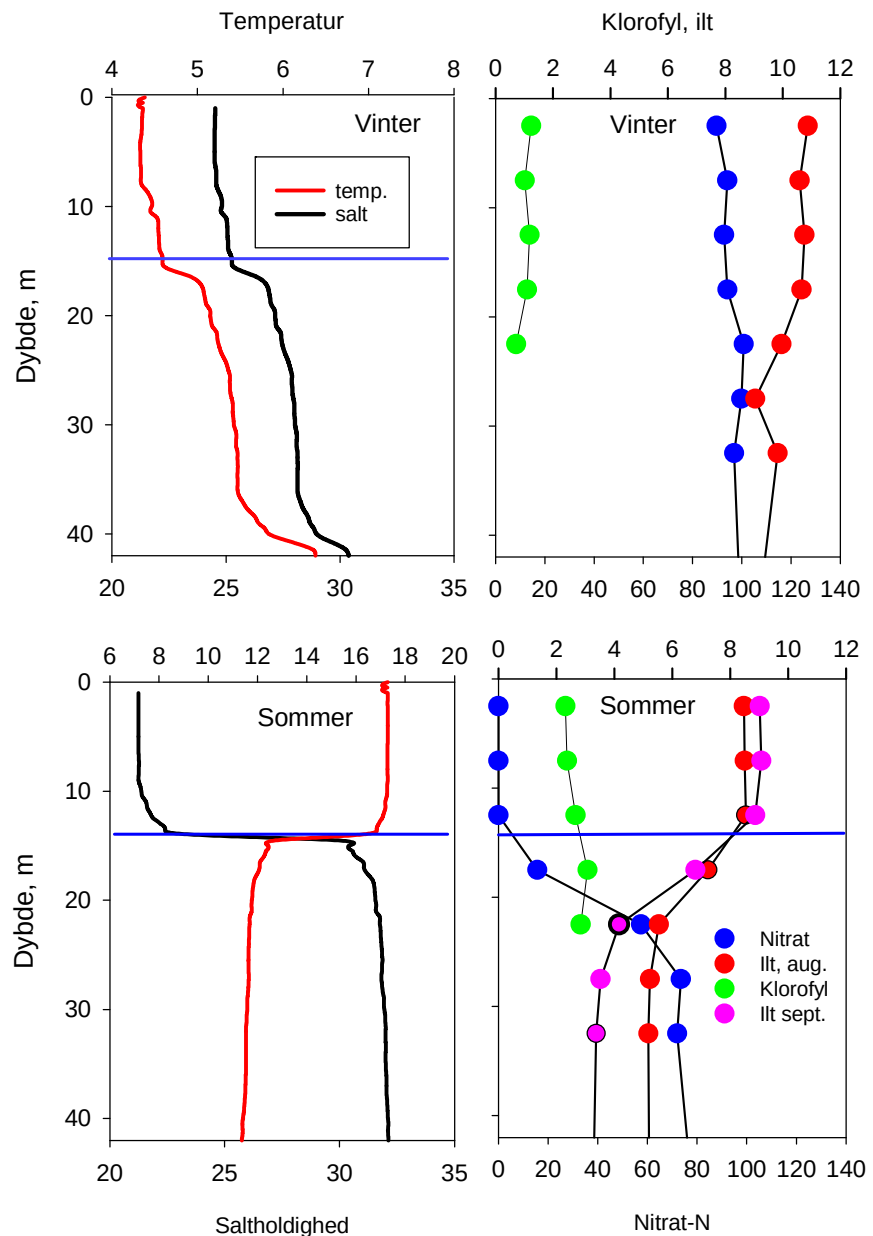
Lagdelingen har naturligvis betydning for springlaget som levested, idet overgangszonen dermed ikke repræsenterer et "gennemsnit" mellem Østersøen og Nordsøen, men derimod et levested med særegne karakteristika.

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 også frigøres næringsstoffer. Når der er lagdeling af vandsøjlen i sommerhalvåret, vil der også hurtigt opstå en lagdeling i vandkemien (*kemoklin*) med næringsfattigt og veliltet vand i overfladelaget og næringsrigt vand under springlaget, hvor der tillige kan opstå iltmangel. Etableringen af kemoklinen starter som regel i forbindelse med forårsopblomstringen i de indre danske farvande således som eksemplificeret med 2008-data fra NOVANA-overvågningsprogrammet (figur 3.3).



Figur 3.2. 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 hurtigere opvarmning i den del af de indre danske farvande mellem Skagen og Darss- og Drogden-tærsklerne, hvor vandsøjlen hovedsageligt er lagdelt grundet forskellig saltholdighed i overflade- og bundvand. Kilde: DMI

Figur 3.3. Dybdeprofiler af nitrat-N, ilt og klorofyl samt CTD-profiler af saltholdighed og temperatur på station 925 ud for Griben mellem Bælthavet og Kattegat om vinteren (februar, øverste panel) og sommeren (august/sep-tember, nederste panel) i 2008. Venstre panel viser dybdeprofiler af saltholdighed (sort linje, nederste akse) og temperatur (rød linje, øverste akse). Højre panel viser profiler af klorofyl (grøn, $\mu\text{g/l}$, øverste akse), ilt (rød, mg/l øverste akse) og nitrat-N (blå, $\mu\text{g/l}$ nederste akse). Placeringen af springlaget er angivet med blå linje. Data er fra NOVANA-programmet.

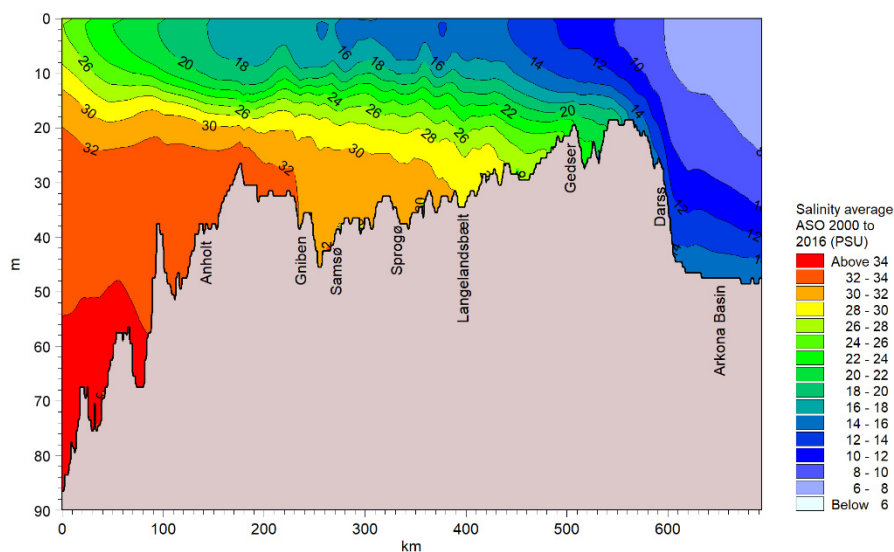


I vinterperioden, før forårsopblomstringen, er klorofyl (som er en proxy for planteplanktonnets biomasse), ilt og næringsstofferne silikat og nitrat som regel jævnt fordelt ned gennem vandsøjlen. Efter forårsopblomstringen er det begrænsende næringsstof (nitrat) brugt helt op i overfladelaget, og andre 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 at 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 temperaturforskul på 5 °C svare til en forskel i saltholdighed på ca. 1 promille. Nedbrydningen af lagdelingen, dvs. blandingen af vandsøjlen, er, hvis man ser bort fra produktionen i selve kemoklinen, en begrænsende faktor for planteplanktonnets vækst i overfladelaget grundet næringsstoffbegrænsning. Nedbrydning af lagdelingen er desuden i mange tilfælde afgørende for ilttilførslen fra overfladevandet til bundvandet. Det kræver tilførsel af energi (fx en vindhændelse) at blande en lagdelt vandsøjle, og jo dybere lagdelingen ligger, desto større input af vindenergi kræves der, fordi den turbulente blandingsenergi gradvis udslukkes 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. Pga. af den *medrivning* der opstår, når strømmingen i overflade- og bundlaget er forskellige, sker der dog en vis opblanding det meste af tiden, som bringer næringsstoffer op fra bundvandet og ilt den anden vej fra overfladelaget og ned i bundlaget. I vækstsæsonen bliver næringsstofferne hurtigt brugt af planteplanktonnet i det belyste overfladelag, 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 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 strømming, 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 strømming i overflade- og bundlaget samtidigt med, at der sker 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 3.4).

Figur 3.4. Årsmiddel for saltholdighed langs et tværsnit gennem de indre danske farvande fra Skagerrak til Bornholm. Bemærk at springlaget forekommer mindre skarpt end i figur 3.3. 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, der med havstrømmene føres 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 stimulerer planteplanktonnets vækst. Ud fra kendskab til stofkoncentrationerne og mængden af vand, der strømmer ud og ind af området, kan man opstille et stofbudget, som beskriver, hvordan hydrodynamikken i sig selv påvirker vandkemien i et område. Det kan være et nyttigt redskab i analyser af langtidstrends i miljøforhold og deres bagvedliggende årsager.

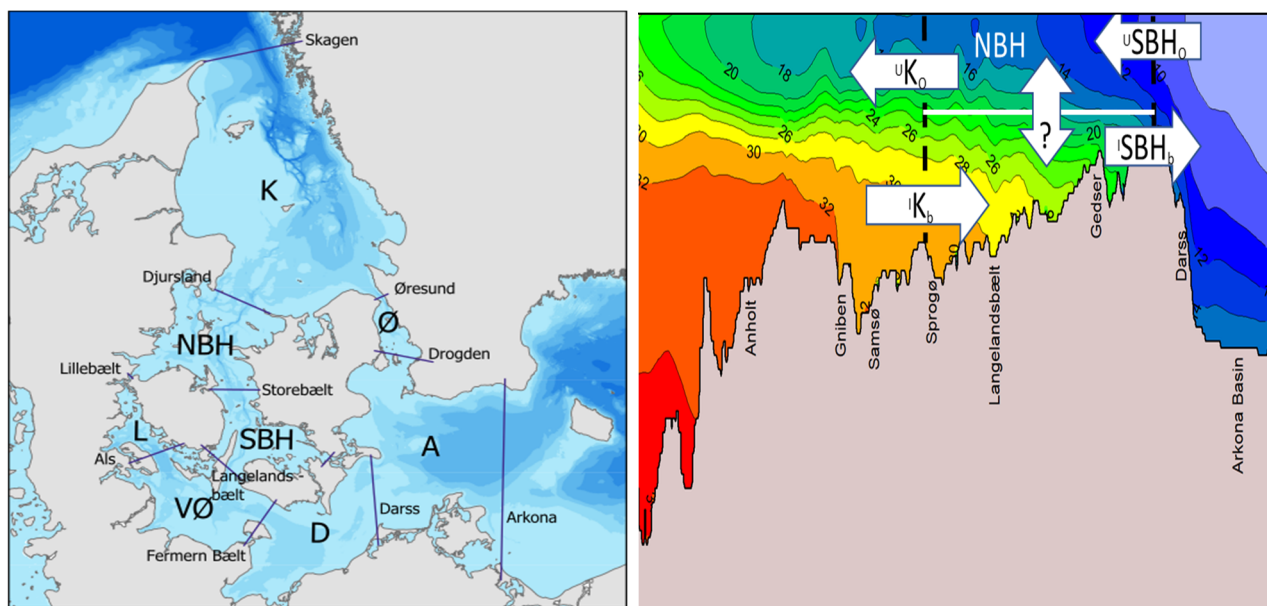
Dette års rapportering fokuserer på en generel karakteristik af strømningsmønstre og opholdstider af vandet i de syv bassiner i de indre danske farvande, der forbinder vandtransporterne mellem Østersøen og Skagerrak

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 2000-2020 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 (*figur 3.1*) og er baseret på 2017-version af MIKE 3 HD FM modellen udviklet af DHI (DHI, 2017). Generelt har modellen en finere horisontal opløsning i kystvand end i åbent farvand. I 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, og for udvalgte vandområder, er der endvidere foretaget en modellering af vandets klorofylindhold ved at koble økologisk modellering til den hydrografiske model. 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 i lighed med sidste års rapport, beregnet for en række tværsnit gennem de indre danske farvande. De er placeret i det nordlige Kattegat (Skagen), Djursland-Odden, Lillebælt, Als-Fyn, Langelandsbælt, Storebælt, Femern Bælt, Darss-tærsklen, Øresunds-tragten, Drogden, og gennem Arkona (*figur 3.5, 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 3.5, højre panel*). Herudfra er den vertikale transport mellem de to vandlag beregnet under antagelse af et konstant volumen.

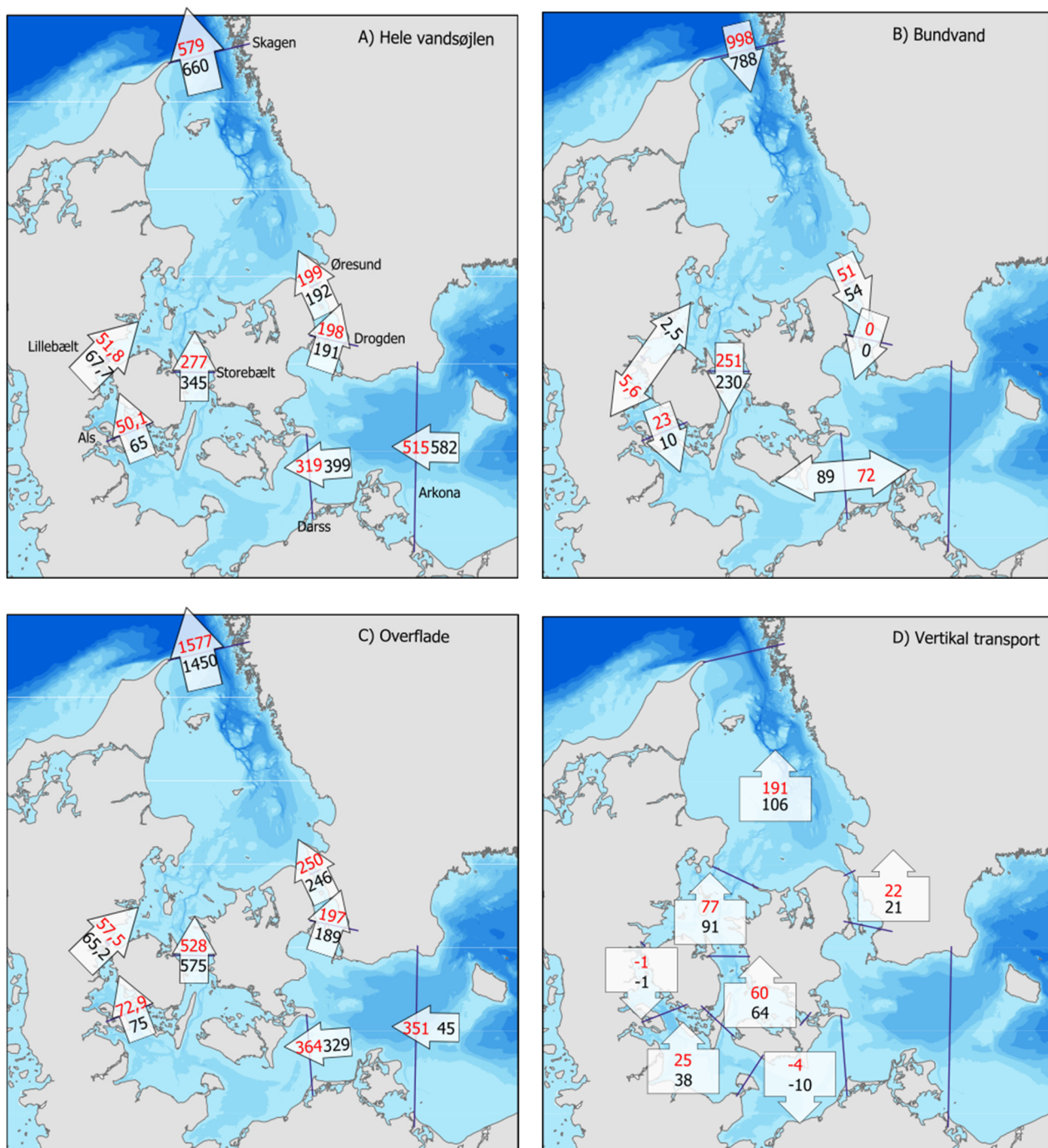


Figur 3.5. Venstre: Placering og afgrænsning af bassinerne Kattegat (K), Øresund (Ø), sydlige Lillebælt (L), nordlige Bælthav (NBH), sydlige Bælthav (SBH) og vestlige Østersø (VØ), Darss (D) og Arkona (A). Højre: Princip for beregning af den vertikale transport i et bassin eksemplificeret med det nordlige Bælthav. Den 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. 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 transporter er opgivet i kubikkilometer (km^3), der er det samme som en milliard kubikmetre (10^9 m^3). I 2020 var nettoudstrømningen fra Østersøen til de indre danske farvande ca. 582 km^3 , og den samlede udstrømning fra Kattegat til Skagerrak var ca. 660 km^3 (figur 3.6A). Differencen på 78 km^3 kan forklares med ferskvandstilførsel undervejs (dvs. afstrømning fra land til de fem bassiner + nedbør – fordampning fra havoverfladen). Begge volumentransporter var højere end årsmiddelværdierne for perioden 2000-2020 (515 km^3 hhv. 579 km^3). Af det vand, der strømmede ind i Arkona (A) fra Østersøen, strømmede 399 km^3 ud gennem Femern Bælt og 192 km^3 strømmede ud gennem Øresund. Fra Femern Bælt strømmede 345 km^3 videre nordpå gennem Storebælt og 65 km^3 strømmede ud gennem Lillebælt. Disse transporter var højere end gennemsnittet for perioden 2000-2020 herunder også ferskvandstilskuddet på 78 km^3 (gennemsnit på 64 km^3). I Øresund var udstrømningen i 2020 (192 km^3) dog mindre end gennemsnittet for 2000-2020 (199 km^3).



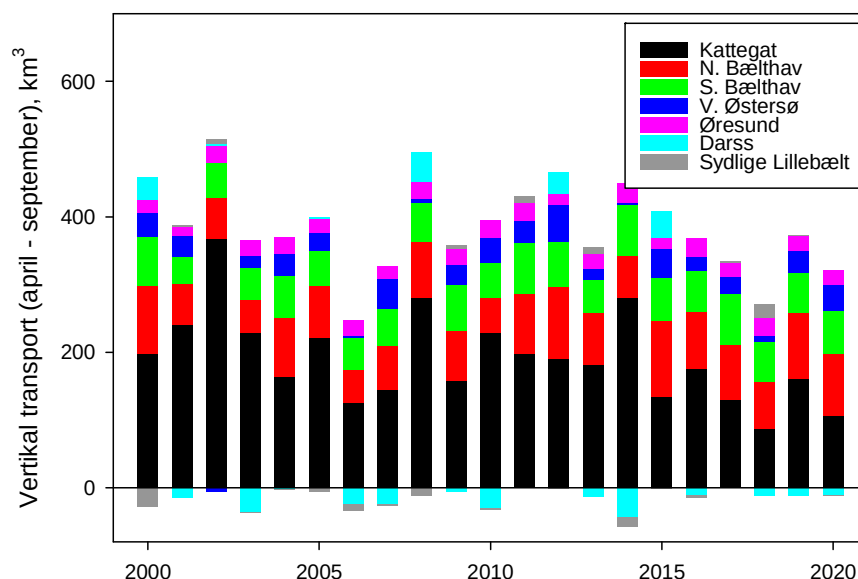
Figur 3.6. (A) Modellerede årlige nettovandtransporter (km³) igennem syv tværsnit i de indre danske farvande for hele vandsøjlen. (B) Nettotransporten i bundvandslaget under de øverste 15 m af vandsøjlen. (C) Transporter i overfladelaget fra overfladen og ned til 15 m. (D) Den vertikale transport beregnet som differensen mellem indstrømning og udstrømning i bundvandslaget for de syv bassiner (ti tværsnit, Arkonabassinet ikke medtaget) i perioden april til september (planktonets vækstsæson). Pilenes retning angiver retningen af nettotransporten. Røde tal angiver årlig middelværdi for vækstsæsonen i perioden 2000–2020, og sorte tal angiver transporterne i 2020.

Vandtransporter i overflade- og bundlag

I 2020 var nettoudstrømningen fra Kattegat til Skagerrak i det 15 m tykke overfladelag på 1.450 km^3 (figur 3.6C). Det er ca. 2,2 gange så meget vand som den samlede nettoudstrømning fra Østersøen inkl. ferskvandstilskuddet til de indre danske farvande ($582 + 78 = 660 \text{ km}^3$). Det skyldes, at der i samme periode strømmede 788 km^3 vand ind i de indre danske farvande som bundvand i den del af vandsøjlen, der er under den fastsatte dybdegrænse på 15 m (figur 3.6B). Indstrømningen på 788 km^3 i 2020 var lavere end gennemsnittet for 2000–2020, der er på ca. 1.000 km^3 . Størstedelen af den samlede overfladeudstrømning fra de indre danske farvande til Skagerrak er således oprindeligt bundvand, som er blevet blandet op i overfladelaget. Dette strømningsmønster med modsatrettet strømning i overflade- og bundlaget i de indre danske farvande, 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. Forhold på 2,2 mellem nettoudstrømningen i overfladelaget og nettoudstrømningen i hele vandsøjlen, var i 2020 mindre end gennemsnittet på 2,7 for perioden 2000–2020. Det betyder, at der i 2020 blev blandet relativt mindre bundvand op i overfladelaget end normalt i de indre danske farvande. I planktonets hovedvækstperiode (april - september) var den samlede vertikale transport 320 km^3 i de indre danske farvande, hvor gennemsnittet for 2000-2020 var på 374 km^3 . Det område, hvor denne vertikale transport sker, går fra Skagen til de to tærskler ved Drogden og Darss. Fordelingen af denne vertikale transport på de syv bassiner (figur 3.6D) viser, at den største transport skete i Kattegat, det nordlige og sydlige Bælthav og i Øresund. I 2020 var den vertikale transport væsentlig mindre end gennemsnittet for 2000-2020 for Kattegat (106 km^3 mod 191 km^3), mens transporten i det nordlige og sydlige Bælthav samt den vestlige Østersø var lidt højere end normalt.

I perioden 2000–2020 var gennemsnittet for den samlede vertikale transport i de indre danske farvande (området mellem Skagen og de to tærskler Drogden og Darss) på 938 km^3 , for hele året. I den del af året, der udgør vækstsæsonen (april til september) var den gennemsnitlige transport på 385 km^3 og varierede mellem 238 km^3 og 506 km^3 (figur 3.7). I vækstsæsonen strømmer der i gennemsnit 419 km^3 bundvand ind i de indre danske farvande, og under bundvandets transport mod Østersøen transporteres 191 km^3 op i overfladelaget i Kattegat, yderligere 77 km^3 transporteres op i det nordlige Bælthav, 60 km^3 i det sydlige Bælthav og 25 km^3 i den vestlige Østersø. I Øresund er den gennemsnitlige transport på 22 km^3 , mens der i bassinerne Darss og det sydlige Lillebælt er en nedadgående nettovandtransport på henholdsvis 3 og 1 km^3 . Ifølge denne beregning vil de resterende ca. 9 % (44 km^3) af bundvandsindstrømningen fortsætte og strømme over tærsklerne ind i Østersøen (Arkonabassinet). Som tidligere anført, er disse transporter et underestimat, fordi der anvendes en fast dybdegrænse mellem overflade og bundlag. Indstrømningen til Østersøen er ligeledes 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 meget stor del af indstrømningen til Østersøen ofte i forbindelse med enkeltstående stormhændelser, hvor vandstand og springlag hæves.

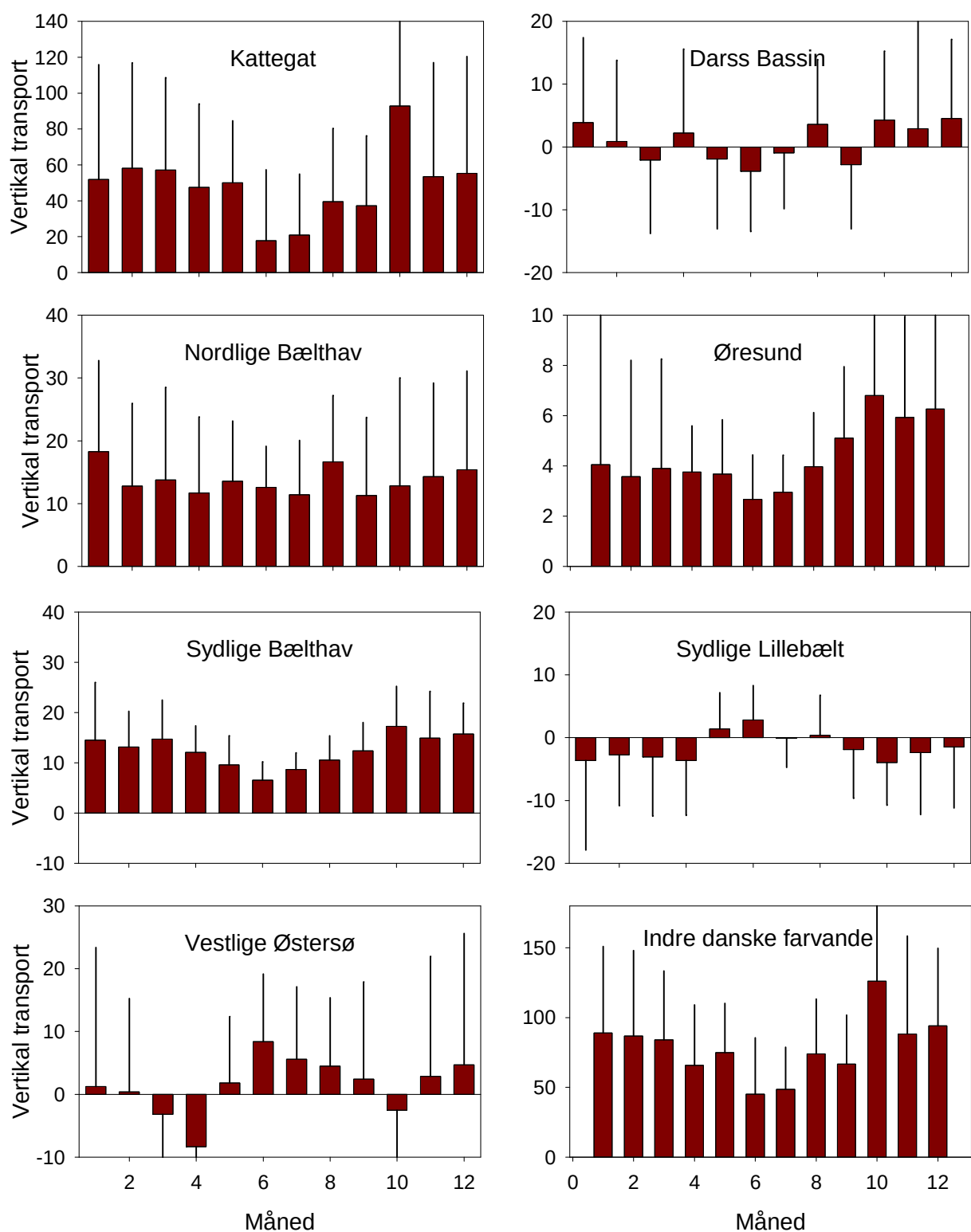
Figur 3.7. Årlig vertikal transport i planktonets hovedvækstperiode fra april til september (2000-2020) fordelt på de syv bassiner; Kattegat, nordlige Bælthav, sydlige Bælthav, vestlige Østersø, Darss, sydlige Lillebælt samt Øresund.



Modelkørslerne for 2000-2020 viser, at der ud over den mellemårige forskel i den samlede vertikale transport, forekommer sæsonvariation for de enkelte bassiner (figur 3.8). Generelt er transporterne højest i vinterhalvåret. Det gælder 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, og 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 meget lille midt på sommeren (juni – juli), mens der i de fleste år er en stor vertikal transport i oktober måned.

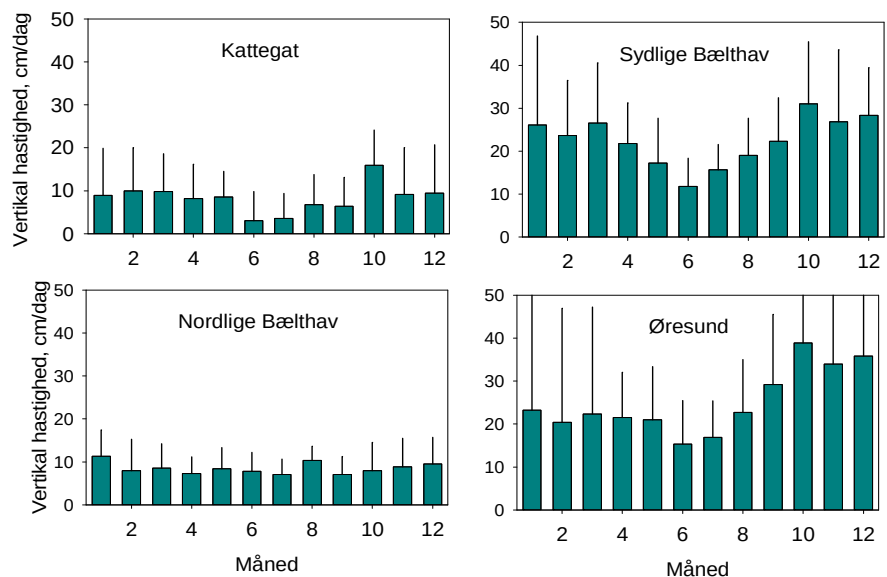
Den vertikale volumentransport skal ses i forhold til arealet af den flade, som transporten sker henover. Den gennemsnitlige vertikale hastighed på tværs af saltspringlaget (som antages at ligge i 15 meters dybde) kan dermed beregnes som den samlede fluks (volumentransport per dag) divideret med arealet af fladen i 15 m dybde. I de fire bassiner, hvor vandtransporten er opadgående dvs. Kattegat, nordlige Bælthav, sydlige Bælthav og Øresund, forekommer de højeste vertikale hastigheder i 2020 i det sydlige Bælthav og i Øresunds-bassinet med hastigheder på 20-40 cm / dagen (figur 3.9). Det skyldes de høje horisontale strømhastigheder i Øresund og i Bælthavet, der forårsager en medrivning af bundvandet (figur 3.10). 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.

I Øresund og det sydlige Bælthav svarer den gennemsnitlige vertikale netto-transport 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, og at den vertikale transport især sker, når den horisontale strømhastighed er stor som ved ind- og udstrømningshændelser. Hvis det er tilfældet, så vil det bundvand og de næringsstoffer, der blandes op med bundvandet, generelt hurtigt blive spredt i overfladelaget.

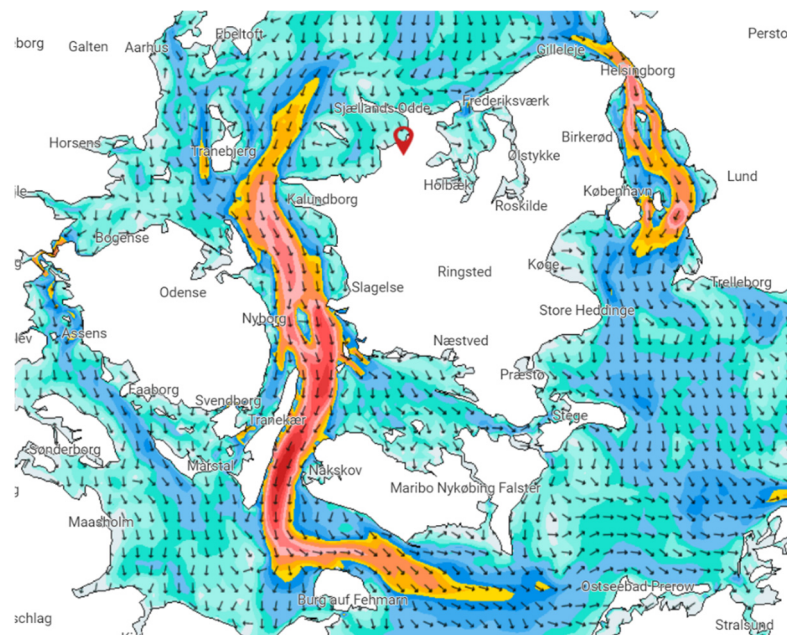


Figur 3.8. Sæsonvariationer (gennemsnit for 2000-2020) i den vertikale volumentransport (km^3) gennem en horisontal flade i 15 meters dybde i de syv bassiner i de indre danske farvande samt for det samlede område gående fra Skagen til de to tærskler ved Drogden og Darss. Positive værdier er opadrettede transport. Usikkerhedsbjælker angiver standardafvigelsen for perioden 2000-2020.

Figur 3.9. Gennemsnitlig (2000-2020) månedlig vertikal hastighed i de fire bassiner: Kattegat, nordlige Bælthav, sydlige Bælthav samt Øresund. Bjælkerne angiver standardafvigelse for perioden 2000-2020.

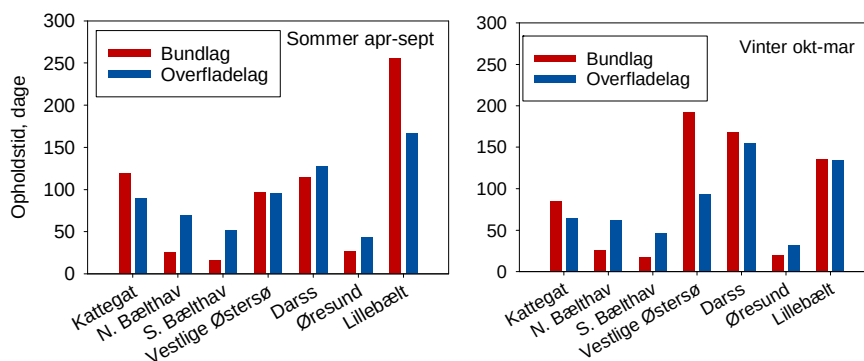


Figur 3.10. Modelberegninger af strømhastighed i overfladelaget. Indstrømningshændelsen 12. oktober 2021 kom i forbindelse med en lavtryks Passage. Højeste strømhastigheder (rød) var ca. 4 kb (~7 km/time). Kilde: DMI

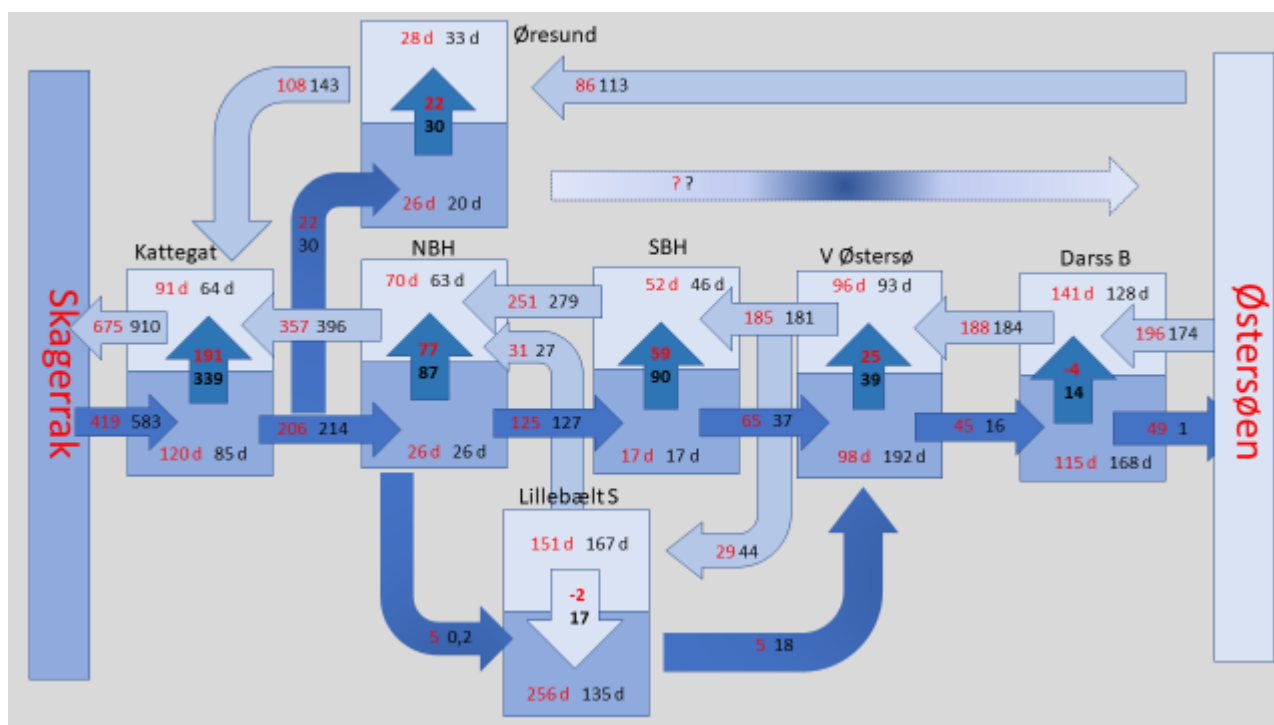


Ud fra vandtransporterne mellem de enkelte bassiner og bassinernes volumen, kan den gennemsnitlige opholdstid i bassinernes overflade- og bundlag bestemmes (volumen divideret med transport). Opholdstiden, beregnet på månedsbasis, varierer mellem de enkelte bassiner med karakteristiske forskelle mellem vinter- og sommerhalvåret. De strømfyldte bassiner i Bælthavet og Øresund har den korteste opholdstid, mens bundvandet i det sydlige Lillebælt har en meget lang opholdstid især i sommerhalvåret (figur 3.11 og 3.12). De fleste bassiner har den længste opholdstid om sommeren grundet de generelt lavere vandtransporter. Men i de to sydlige bassiner, vestlige Østersø og Darss, er bundvandets opholdstid længst om vinteren.

Figur 3.11. Opholdstid i bund- og overfladelaget i de syv bassiner i de indre danske farvande i planktons hovedvækstsæson april-september (venstre) og i vinterhalvåret (højre).



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 3.12). 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 km³ vand, der strømmer ind som bundvand fra Skagerrak og derefter strømmer ud som overfladevand sammen med den udstrømning, der sker fra Østersøen (515 km³).



Figur 3.12. Modelberegnet vandudveksling mellem syv bassiner i de indre danske farvande fra Skagerrak til Østersøen. Østersøen er i denne sammenhæng 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 transporten er angivet i km³, der angiver middelværdien for perioden 2000-2020 summeret over henholdsvis transporten for planteplanktonnets hovedvækstperiode fra april til september (røde tal) og for vinterhalvåret fra oktober til marts (sorte tal). Den vertikale transport beskriver transporten henover en horisontal flade i 15 meters dybde. Bundvandets opholdstid i dage (angivet inden i boksene) er beregnet på månedsbasis og røde og sorte tal angiver henholdsvis opholdstiden som gennemsnit for hovedvækstperioden og vinterhalvåret. Der er ikke taget højde for ferskvandstilførslen i beregningerne af den vertikale transport, hvilket giver en samlet usikkerhed på 25-30 km³ for alle transporterne i begge halvårsperioder.

Under bundvandets sydgående transport gennem disse bassiner mod Østersøen, opblandes bundvandet gradvist i overfladelaget som beskrevet ovenfor. Det giver anledning til vertikale transporter, der er karakteristiske for de enkelte bassiner og den samlede vertikale og horisontale strømning bestemmer tilsvarende karakteristiske opholdstider i bund- og overfladelaget.

I planteplanktonnets vækstperiode, hvor der er etableret en kemoklin mellem det *autotrofe* overfladelag (positiv nettoprimærproduktion) og det *heterotrofe* bundlag (overvejende respiration af organisk stof), 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 uorganiske kvælstof ($\text{DIN} = \text{NO}_3^- + \text{NH}_4^+$) opbrugt i overfladelaget i sommerhalvåret, mens der stadig findes DIN i bundvandet i form af nitrat i Kattegat. I Bælthavet, Øresund og Lillebælt udgøres DIN af en blanding af ammonium og nitrat.

I overfladelaget vil det tilførte DIN (nitrat og ammonium) hurtigt blive optaget af planteplankton, og den derved opbyggede biomasse vil blive transporteret med strømmen i overfladelaget, indtil puljen af opbygget organisk stof synker ud af overfladelaget og nedbrydes under iltforbrug i bundlaget eller på havbunden. Puljerne af opløst og partikulært organisk kvælstof (hhv. forkortet DON og PON) vil, på grund af de dominerende strømretninger i overflade og bundlag, netto blive transporteret i nordlig retning mod Skagerrak med overfladestrømmen. PON-puljen vil gradvist synke ud af overfladelaget under nedbrydning og under frigivelse af ammonium (NH_4^+), mens DON-puljen ikke synker, men transporteres videre med overfladelaget. Det ammonium, der frigives fra PON-puljen i overfladelaget, vil hurtigt blive optaget af planteplankton igen (re-cyklet produktion). Når PON synker ned i bundlaget, vil den frigivne ammonium blive transporteret (tilbage) med strømmen i sydlig retning mod Østersøen sammen med puljen af nitrat-N, der strømmer ind fra Skagerrak. Det samlede resultat vil være en nettotransport af organisk kvælstof i retning mod Skagerrak og en transport af DIN i retning af Østersøen. På grund af opblandingen af bundvand vil der samtidigt foregå en opadgående nettotransport af DIN og nedadgående transport af PON pga. sedimentationen af organisk materiale. 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 følger bundvandstransporten i de bassiner, der forbinder Skagerrak med Østersøen i nedstrøms retning dvs. Kattegat, Nordlige Bælthav, sydlige Bælthav, vestlige Østersø og Darss, så sker der en tredobling af ammoniumkoncentrationen under bundvandets passage af bassinerne i det nordlige og sydlige Bælthav. Dette fænomen 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 fra overfladelaget lokalt. Bundvandet strømmer herefter videre til næste bassin, hvor der tilføres yderligere ammonium osv. Nedbrydningsprocesserne medfører herudover et gradvist fald i iltkoncentration i bundvandets strømningsretning. I overfladelaget er klorofylkoncentrationen (dvs. biomassen af planteplankton) tilsvarende forhøjet med en faktor to i det nordlige og sydlige Bælthav samt vestlige Østerø. En mulig forklaring på begge fænomener kan være, at strømningsmønstret og vandets opholdstider i disse bassiner passer med de økologiske

omsætningstider i kvælstofcyklus. Dvs. at organisk bundet kvælstof transporteres ca. lige så lang mod nord med overfladestrømmen, før det synker ud, som det efterfølgende transporteres mod syd med bundvandet, før det er omsat til DIN og atter blandes op i overfladevandet. Effekten af vandtransporterne mellem Østersøen og Skagerrak, på de vandkemiske gradienter, blev analyseret i sidste års havrapport med data fra NOVANA-programmet 2002–2019 (Hansen & Høgslund 2021).

Strømningsmønstret i de indre danske farvande er med til at forme de enkelte bassiners karakteristiske vandkemiske 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 (figur 3.12). Den meget lange opholdstid af bundvandet i det sydlige Lillebælt om sommeren kan således forklare områdets store følsomhed for at udvikle iltsvind, ligesom de forhøjede koncentrationer af ammonium og klorofyl i Bælthavet, formodentlig kan forklares med hydrodynamikken i området. Det skal dog bemærkes, at både de beregnede netto-vandtransporter og de vandkemiske data fra NOVANA-overvågningen er integreret over forholdsvis lange tidsperioder. Det er derfor usikkert og ikke afprøvet, om det er muligt at relatere år til år variationerne i hydrografien til de årlige variationer, der forekommer i de indikatorer, der beskriver vandmiljøets tilstand. Det må forventes at år til år variationerne i de hydrografiske forhold påvirker de forskellige bassiner forskelligt. Det kan derfor blive nødvendigt at analysere de forskellige bassiner hver for sig. Eksempelvis var hydrografien i 2020 kendetegnet ved relativt små volumentransporter. Indstrømningen af bundvand var ca. 80 % af års-gennemsnittet. Det gav anledning til vertikal transport i Kattegat, som kun var omkring 55 % af gennemsnittet for 2000-2020. Længere sydpå i Bælthavet var den vertikale transport omkring eller lidt over langtidsgennemsnittet. Som en (meget usikker) tolkning af hvordan disse hydrografiske forhold kan have påvirket havmiljøet i de forskellige bassiner, kan den lavere vertikale transport have bidraget til en lidt mindre samlet primærproduktion end i et gennemsnitligt år. En større andel af produktionen kan være foregået i Bælthavet, hvor den vertikale transport var på gennemsnitligt niveau. På grund af den mere sydlige placering af den vertikale transport kan dette have bidraget til mere effektiv re-cykling af næringsstofferne. Endeligt kan de lavere transporthastigheder i bundvandet have bidraget til lidt længere opholdstider og dermed dårligere iltforhold.

Sammenfatning

- En kortlægning af vandtransporterne gennem syv bassiner i de indre danske farvande viser store forskelle mellem bassiner i vandets opholdstid og i den vertikale transport. Cirkulationen af bundvandet varierer fra år til år og fordeler sig forskelligt mellem bassinerne. De enkelte bassiners karakteristiske opholdstider, vertikale transport og placering i forhold til den overordnede vandudveksling mellem Østersøen og Skagerrak er med til at forme de geografiske forskelle, der kan observeres i vandkemi og økologiske processer.
- I 2020 var den samlede vandtransport gennem de indre danske farvande mindre end gennemsnittet for 2000-2020.
- Bundvandsindstrømningen til Kattegat fra Skagerrak var i 2020 på 788 km³, hvilket er ca. 210 km³ mindre end gennemsnittet for 2000-2020.

- Bundvandets opholdstid om sommeren var længst i det sydlige Lillebælt, hvilket er en væsentlig årsag til områdets store følsomhed for at udvikle iltsvind. I vækstsæsonen var den vertikale vandtransport i de indre danske farvande ca. 82 % af gennemsnittet for 2000-2020. I Kattegat var den vertikale transport kun ca. 55 % af gennemsnittet.
- Der er indikation på, at den reducerede vertikale transport har medført et tilsvarende mindre tilskud af næringsstoffer fra bundvandet til det produktive overfladelag i 2020 end i et gennemsnitsår. Det forhold, at andelen af den vertikale transport i højere grad er sket i Bælthavet, kan dog have bidraget til, at disse næringsstoffer i højere grad er blevet re-cyklet mellem overfladelaget og bundvandslaget.
- I planteplanktonnets hovedvækstperiode (april-september), hvor der er etableret en kemoklin i de indre danske farvande, sker der en nettoudstrømning af organiskbundet kvælstof fra de indre danske farvande til Skagerrak i overfladelaget samtidigt med, at der sker en nettoindstrømning af uorganisk kvælstof (DIN) via bundvandsindstrømningen.
- 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.

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 vejræssige 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 årsagssammenhænge. Påvirkningerne er dynamiske, og miljøindikatorerne responderer ved en variation 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 indikatorer i denne rapport ved at korrigere for variationer i klimaet. Klimakorrigerede værdier er således velegnede til at beskrive udviklingen i den ikke-klimarelaterede miljøpåvirkning, 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. En videreudvikling af klimakorrektionerne til at omfatte andet end afstrømning vil derfor kunne forbedre beskrivelsen af den ikke-klimarelaterede menneskeskabte miljøpåvirkning og dermed tydeliggøre effekten af de miljøforbedrende tiltag.

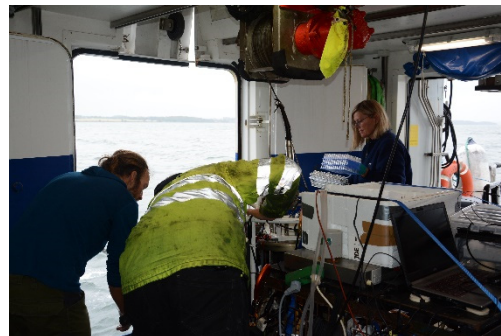
Bilag 3 indeholder en kort beskrivelse af principperne for den anvendte afstrømningskorrektur i denne rapport.

I analyserne af variation 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. Udviklingen lokalt kan i nogle tilfælde være forskellig fra udviklingen beskrevet for farvandstyper eller nationalt.

4 Næringsstofkoncentrationer

Jacob Carstensen

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 bidrager desuden til at understøtte



Laboratoriearbejde til søs. Foto: Jens Würgler Hansen.

klassifikationen af de biologiske elementer i de europæiske direktiver. Koncentrationerne af kvælstof (N) og fosfor (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 vandsøjlen næringsstoffer, som for størstedelen dog frigives igen, når organismene dør og mineraliseres. Den opløste, uorganiske del af kvælstof (DIN) og fosfor (DIP) 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

Kapitlet bygger på data fra det nationale program for overvågning af vandmiljøet og naturen (NOVANA) i perioden 1989-2020. 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 SMHI.

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 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.

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 resultater for de organiske fraktioner for perioden 2004-2018 og for høje resultater for 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*). Klimakorrigerede årsmidler er beregnet ud fra ferskvandsafstrømningen (*Bilag 3*). Den tidlige udvikling er analyseret ved lineær regression for perioden 1989-2020 og for de seneste 10 år.

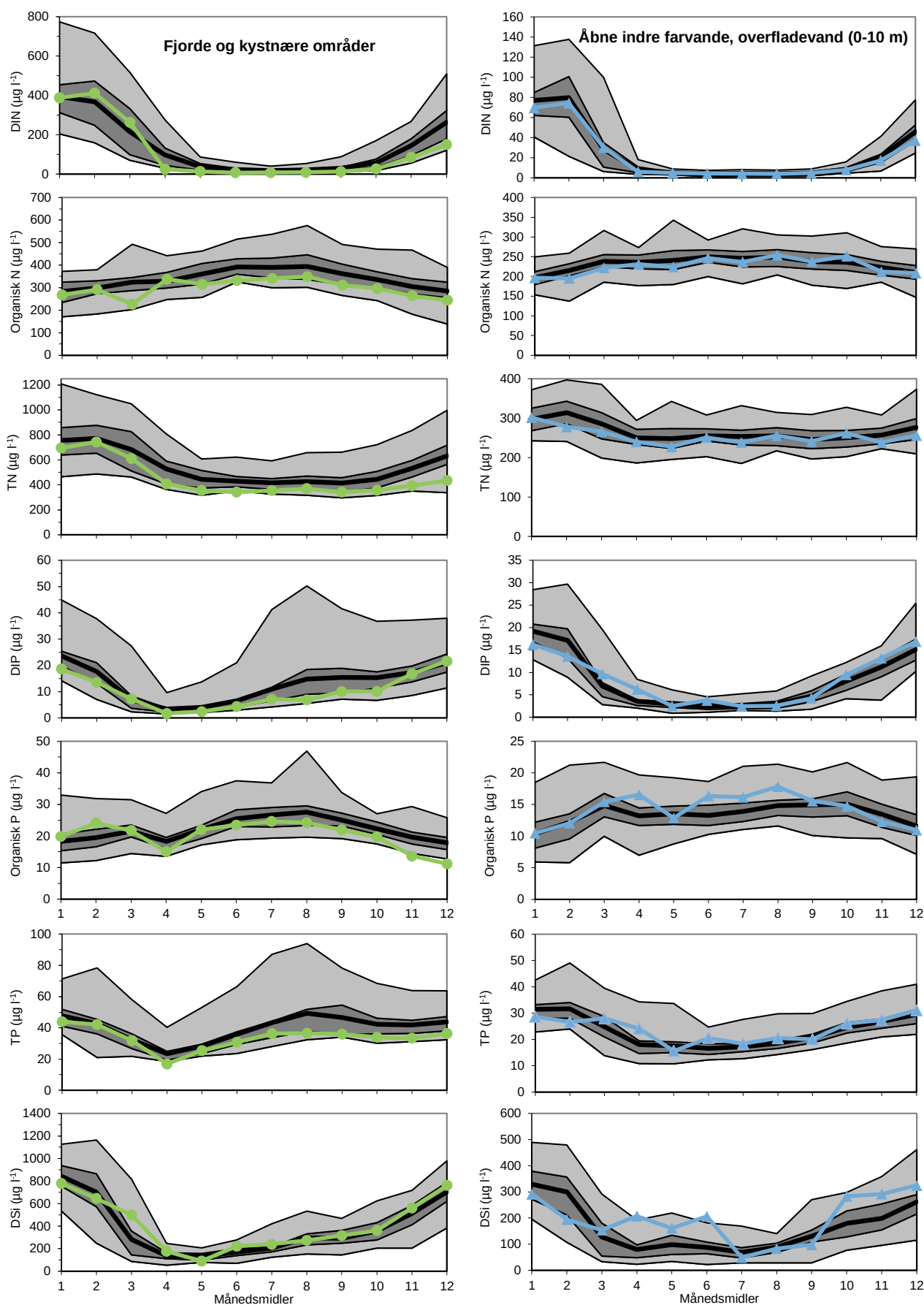
I 2020 blev der indsamlet færre prøver mellem marts og maj på grund af den første corona-nedlukning. I april blev der således kun indsamlet prøver fra seks stationer fra fjorde og kystvande omkring Fyn. Dette betyder, at månedsmidlerne for disse tre måneder, specielt april, er mere usikkert bestemt end for de andre måneder. I de åbne farvande blev der under nedlukningen ikke indsamlet data i NOVANA-programmet, så månedsmidler er udelukkende bestemt på basis af data fra SMHI.

Sæsonvariation i 2020

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 2020 var også forholdsvis lave for de uorganiske næringsstoffer. For at vurdere sæsonfordelingen er månedsmidlerne for 2020 i fjorde og kystvande samt de åbne indre farvande sammenholdt med fordelingen af månedsmidlerne for langtidsmidlen (1989-2019) (*figur 4.1*).

Koncentrationen af DIN i fjorde og kystvande var relativ høj i årets første tre måneder, hvilket skyldes den store afstrømning fra land i starten af året (*kapitel 2*). Fra april og året ud var DIN-koncentration relativ lav og lå tæt på de hidtil laveste månedsmidler, og DIN-koncentrationen i april var faktisk den hidtil laveste. De lave DIN-koncentrationer (april-december) skyldes den lave afstrømning i disse måneder kombineret med optag af næringsstoffer i tilknytning til algeres vækst (*kapitel 5*). Samme mønster gjorde sig i store træk gældende for TN-koncentrationen, hvorimod organisk N fulgte det forventede sæsonmønster med lidt højere niveauer om sommeren. Organisk N var dog markant lavere i marts måned, hvilket kan skyldes en større sedimentation end normalt.



Figur 4.1. Månedsmiddelkoncentrationer af DIN, organisk N, TN, DIP, organisk P, TP og DSi i 2020 for fjorde og kystvande (0-10 m, ●) og overfladevandet i de åbne indre farvande (0-10 m, ▲) sammenholdt med langtidsmidlen (1989-2019). Variationen i langtidsmidlen er angivet med minimum og maksimum (lysegrå), nedre og øvre kvartil (mørkegrå) samt middelværdien (fed sort linje).

DIN-koncentrationen i overfladen i de åbne indre farvande fulgte i 2020 det normale mønster, og månedsmidlerne var på niveau med langtidsmidlerne i alle måneder (indenfor nedre og øvre kvartil). I februar og marts var DIN-koncentrationerne forholdsvis høje, sammenlignet med tendensen fra de senere år og på trods af et relativt større optag fra fytoplankton i januar og februar (*kapitel 5*). Dette skyldes en stor afstrømning fra land og kraftig blæst i vintermånederne (*kapitel 2*), som har tilført større mængder af DIN fra bundvandet. Både organisk N og TN-koncentrationen lå omkring langtidsmidlen igennem hele året uden større afvigelser fra det forventede sæsonmønster.

DIP-koncentrationen i fjorde og kystvande var generelt lav igennem det meste af året, dog var månedsmidlerne for marts, november og december på niveau med langtidsmidlerne. De relativt høje koncentrationer i marts skyldes en forholdsvis begrænset forårsopblomstring (*kapitel 5*) på trods af stor tilgængelighed af uorganiske næringsstoffer og gode lysforhold (*kapitel 2*). De relativt høje DIP-koncentrationer i november og december kan derimod ikke umiddelbart forklares i sammenhæng med de andre næringsstofkoncentrationer og meteorologiske variable, så det er mest sandsynligt, at den markante stigning i november 2020 skyldes ændringen i prøvehåndteringen fra køl til frysning, som formentlig forårsager en vis omdannelse af organisk bundet P til fosfat. Dette underbygges af uændrede TP-koncentrationer, hvorimod organisk P i november og december var rekordlave. Der var ingen markant stigning i DIP-koncentrationen i sensommeren og efteråret, som det tidligere kunne ses i år med udbredt iltsvind i fjorde og kystvande (*kapitel 6*). De forholdsvis lave DIP-koncentrationer i 2020, på trods af udbredt iltsvind i fjorde og kystvande (*kapitel 6*), skyldes formentlig, at fosfor-puljerne i sedimentet (specielt den jern-bundne del) er mindre end for årtier tilbage (*Riemann m.fl. 2016*). TP-koncentrationen lå lige under langtidsmidlen gennem det meste af året med undtagelse af april, som havde den hidtil laveste månedsmiddel. Tilsvarende var organisk P for denne måned ligeledes lav. Det skal bemærkes, at månedsmidler for april er bestemt på ganske få observationer og dermed væsentlig mere usikre end de andre månedsmidler.

DIP-koncentrationen i de åbne indre farvande i 2020 var omkring $15 \mu\text{g l}^{-1}$ i starten og slutningen af året. I foråret faldt DIP-koncentrationen gradvist, dog knapt så markant som tidligere år. De relativt høje koncentrationer i marts og april skyldes formentlig en større vindstimuleret opblanding af bundvand, som indeholder relativt meget DIP. Dermed var der et 'overskud' af DIP i april, hvor DIN-koncentrationen nåede i bund. DIP-koncentrationen var lav frem til september, hvorefter den gradvist steg en del de efterfølgende måneder. Denne kraftige stigning skyldes delvist opblanding af bundvand med høje DIP-koncentrationer og lave DIN-niveauer, hvilket har reduceret DIP-optaget i forbindelse med efterårsopblomstringen. Det markante spring i DIP-koncentrationen i fjorde og kystvande fra oktober til november ses ikke i de åbne indre farvande, da en stor del af målingerne kommer fra SMHI, som ikke har foretaget metodeændring. Organisk P og TP fulgte stort set det forventede sæsonmønster, dog med lidt højere niveauer i april og sommermånederne, hvorimod niveauet i maj var noget lavere. Månedsmidlerne for april er usikkert bestemt på grund af få data som følge af corona-nedlukningen. Det relativt lave niveau i maj kan skyldes en større sedimentation af alger og detritus. De højere niveauer i juni-august skyldes formentlig en større påvirkning af Østersøvand, som har højere koncentrationer af organisk materiale.

DSi-koncentrationen i fjorde og kystvande var normal i vintermånederne, men var relativt høj i marts. Resten af året var DSi-koncentrationen på niveau

med langtidsmidlen. Faldet i DSi-koncentrationen i marts og april var kun omkring det halve af faldet i DIN på molbasis, hvilket indikerer, at forårsopblomstringen kun delvist bestod af kiselalger (*kapitel 5*). Den forholdsvis lave DSi-koncentration i maj kan skyldes en lav afstrømning kombineret med et højt optag fra bentiske mikroalger.

DSi-koncentrationen i de åbne indre farvande var forholdsvis lav i årets første tre måneder, hvilket formentlig skyldes en større opblanding af bundvand, som normalt har lidt lavere DSi-koncentrationer på dette tidspunkt af året (*figur 4.2*). De relativt høje niveauer i april-juni skyldes formentlig et lavt optag fra kiselalger, men i juli-september faldt niveauet markant, hvilket højst sandsynligt skyldes et skift i planktonsamfundet mod flere kiselalger. I oktober steg DSi-koncentrationen markant og forblev relativt høj resten af året. De stigende koncentrationer kan skyldes en større påvirkning af Østersøvand. De afvigende sæsonvariationer i DSi-koncentration i 2020 indikerer en anderledes sammensætning af planktonsamfundet i løbet af året end normalt.

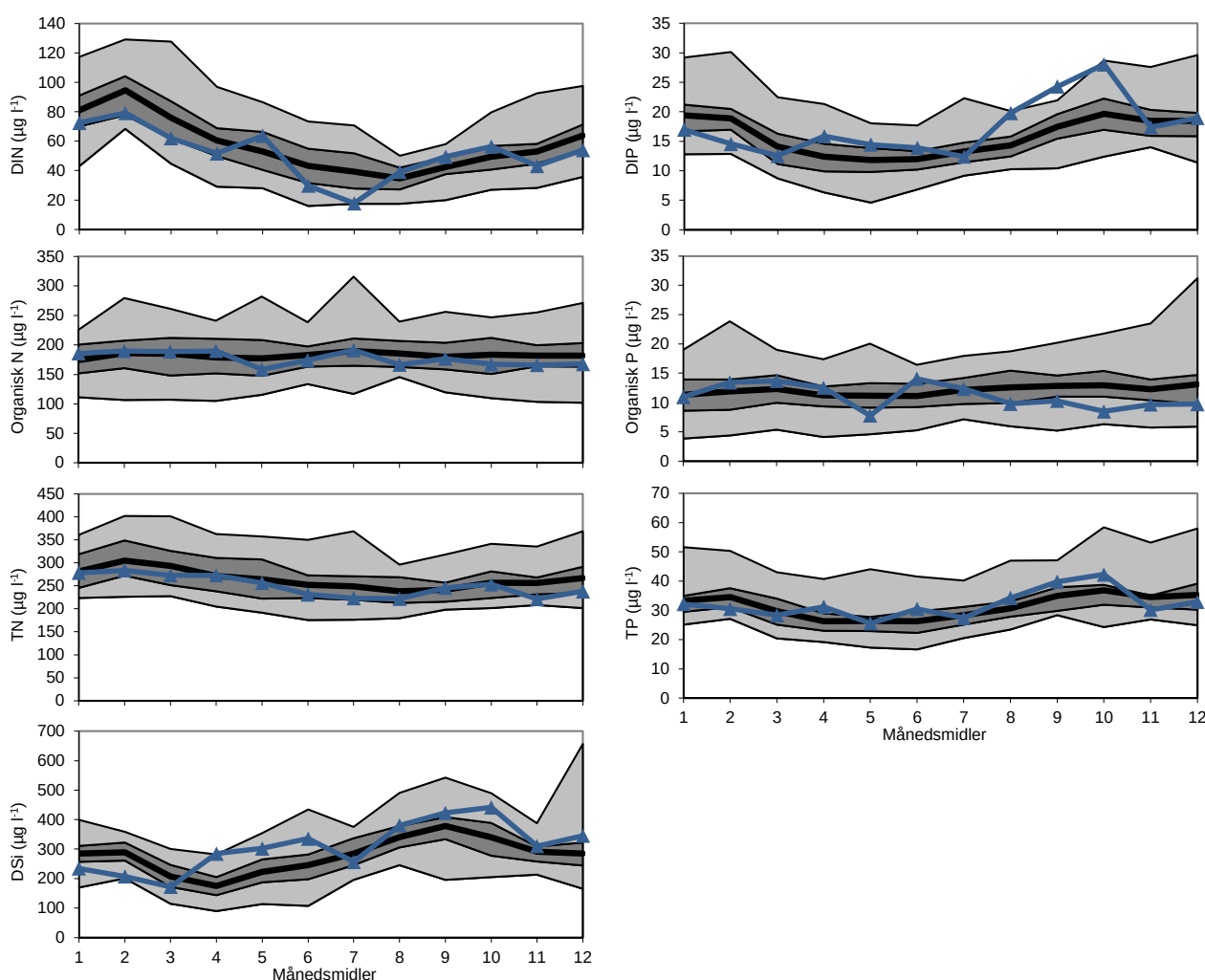
Bundvand

DIN-koncentrationen i bundvandet i det nordlige Kattegat var generelt lav ($\sim 100 \mu\text{g l}^{-1}$ mod normalt $\sim 150 \mu\text{g l}^{-1}$) i januar og februar (data ikke vist), hvilket sammen med en saltholdighed omkring 33-33,5 ‰ indikerer, at bundvandet hverken var påvirket af vandmasser fra den sydlige eller centrale del af Nordsøen. Der har formentligt, på trods af de meget kraftige vinde, været en ringe udskiftning af bundvandet i starten af året. Dette stemmer overens med, at de kraftige vinde fra sydvest har transporteret Nordsøvand langs den jyske vestkyst ind i Skagerrak, hvor strømmen er bøjet af mod nord for at følge den svenske og norske kyst. Samtidig har vinden presset Østersøens vand væk fra Bælt-havet, hvilket har reduceret de advektive transporter. Som konsekvens af dette vindmønster har der været en begrænset fornyelse af bundvandet i de indre danske farvande. Den normale advektive transport og fornyelsen af bundvandet er derfor først startet i marts og april med svagere vinde og skiftende vindretning. I marts observeredes DIN-koncentrationer omkring $150 \mu\text{g l}^{-1}$ i det nordlige Kattegat og en saltholdighed over 33,5 ‰ på dybder over 40 m, hvilket er signatur for vand fra den centrale Nordsø, og i april observeredes DIN-koncentrationer mellem 150 og $200 \mu\text{g l}^{-1}$ på 30-50 m ved Anholt med en saltholdighed på omkring 32-33 ‰, hvilket indikerer vandmasser med ophav i den sydlige Nordsø transporteret med Den Jyske Kyststrøm. Denne vandmasse kunne spores i Øresund ved Ven i maj, hvor der blev målt DIN-koncentrationer over $200 \mu\text{g l}^{-1}$. Manglen på NOVANA-data fra forårsperioden gør det ikke muligt at vurdere, om denne vandmasse også er trængt ned i Storebælt. Samlet set har der i 2020 været en påvirkning fra Den Jyske Kyststrøm på bundvandet i de åbne indre farvande, men denne påvirkning er kommet senere på foråret end normalt på grund af den kraftige sydvestenvind i årets første måneder.

DIN-koncentrationen i bundvandet flugtede med den nedre kvartil i syv af årets måneder. I maj var DIN-koncentrationen noget højere, hvilket skyldes en større påvirkning af Den Jyske Kyststrøm som beskrevet ovenfor. I juli var DIN-koncentrationen tæt på at være rekordlav, hvilket formentlig skyldes, at den forholdsvis kraftige vind fra vestlige retninger har øget fornyelsen af bundvandet med overfladevand fra Skagerrak, som på dette tidspunkt har lave DIN-koncentrationer. De relative høje DIN-koncentrationer i august-oktober skyldes sandsynligvis en større N-frigivelse fra sedimentet i forbindelse med det mere udbredte iltsvind i 2020 (*kapitel 6*). Månedsmidlerne for organisk N og TN i 2020 afveg ikke væsentligt fra langtidsmidlerne.

DIP-koncentrationen i årets første tre måneder var forholdsvis lav, hvilket stemmer overens med, at der kun skete en beskedent tilførsel af næringsrigt vand fra Nordsøen. DIP-koncentrationen steg i de efterfølgende måneder med den stigende transport af næringsholdigt Nordsøvand ind i de åbne indre farvande. Der blev observeret meget høje DIP-koncentrationer fra august til oktober, hvor månedsmidlen for september var den hidtil højeste, hvilket skyldes en stor frigivelse af DIP i forbindelse med det udbredte iltsvind (kapitel 6). Organisk P var forholdsvis lav i maj, hvilket formentlig er relateret til sedimentation af forårsopblomstringen. Størstedelen af organisk P er partikulært, og sedimentation af alger fra overfladen medriver andre partikler på deres vej ned gennem vandsøjlen. Udover relativt høje TP-koncentrationer i disse måneder med iltsvind, så afveg månedsmidlerne for organisk P og TP i 2020 ikke væsentligt fra langtidsmidlerne ud over et mindre dyk i organisk P i maj, formodentlig som følge af en større sedimentation af alger og detritus.

DSi-koncentrationen fulgte stort set mønsteret for DIP-koncentrationen, med lave værdier i årets første tre måneder på grund af reduceret indstrømning fra Nordsøen, som derefter steg markant i april-juni, hvor de advektive transporter blev genoptaget i fuldt omfang. Endvidere var der forhøjede DSi-koncentrationer i august-oktober, hvor frigivelse fra sedimenter akkumulerer i bundvandet pga. reduceret advektiv transport.

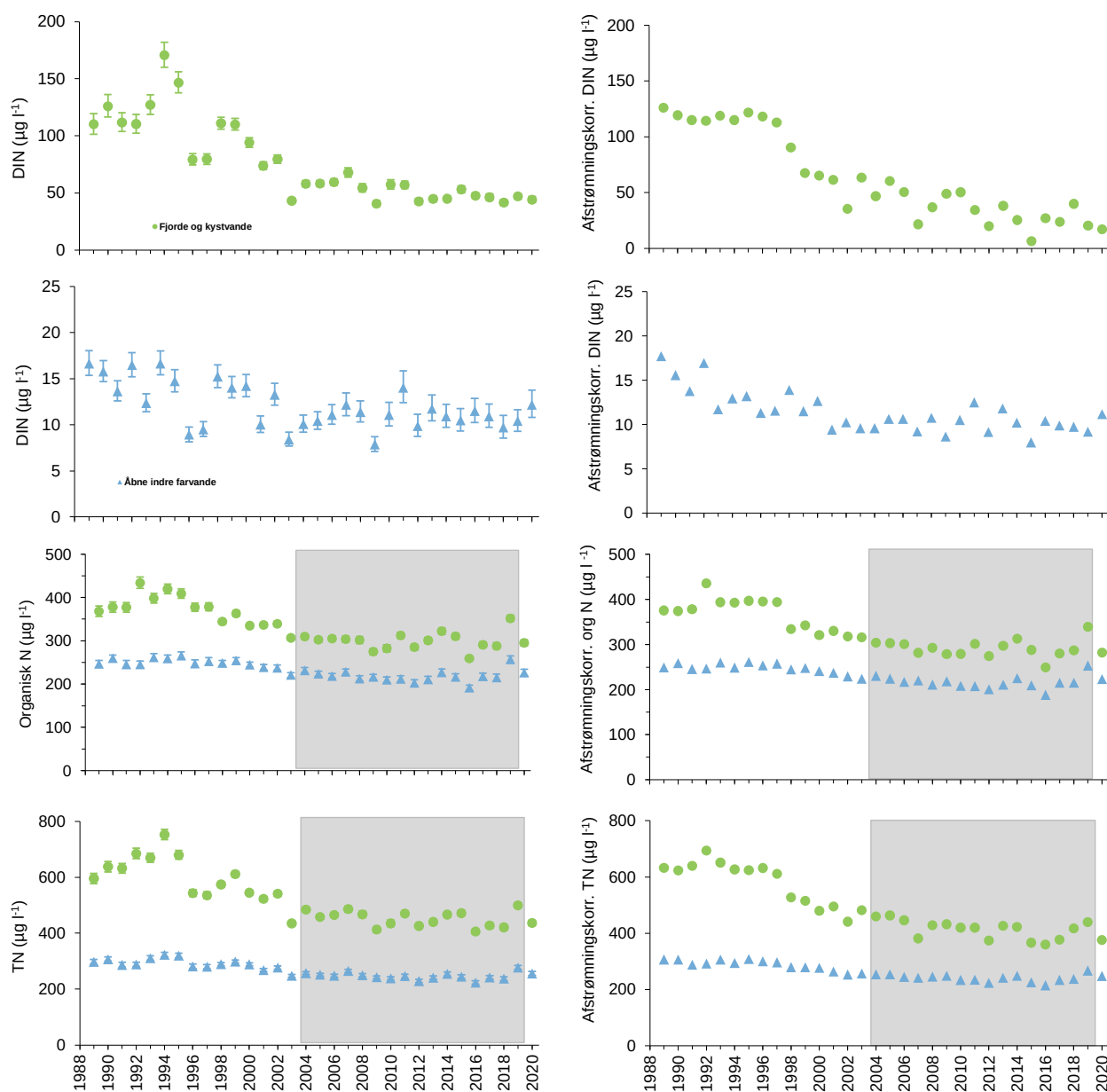


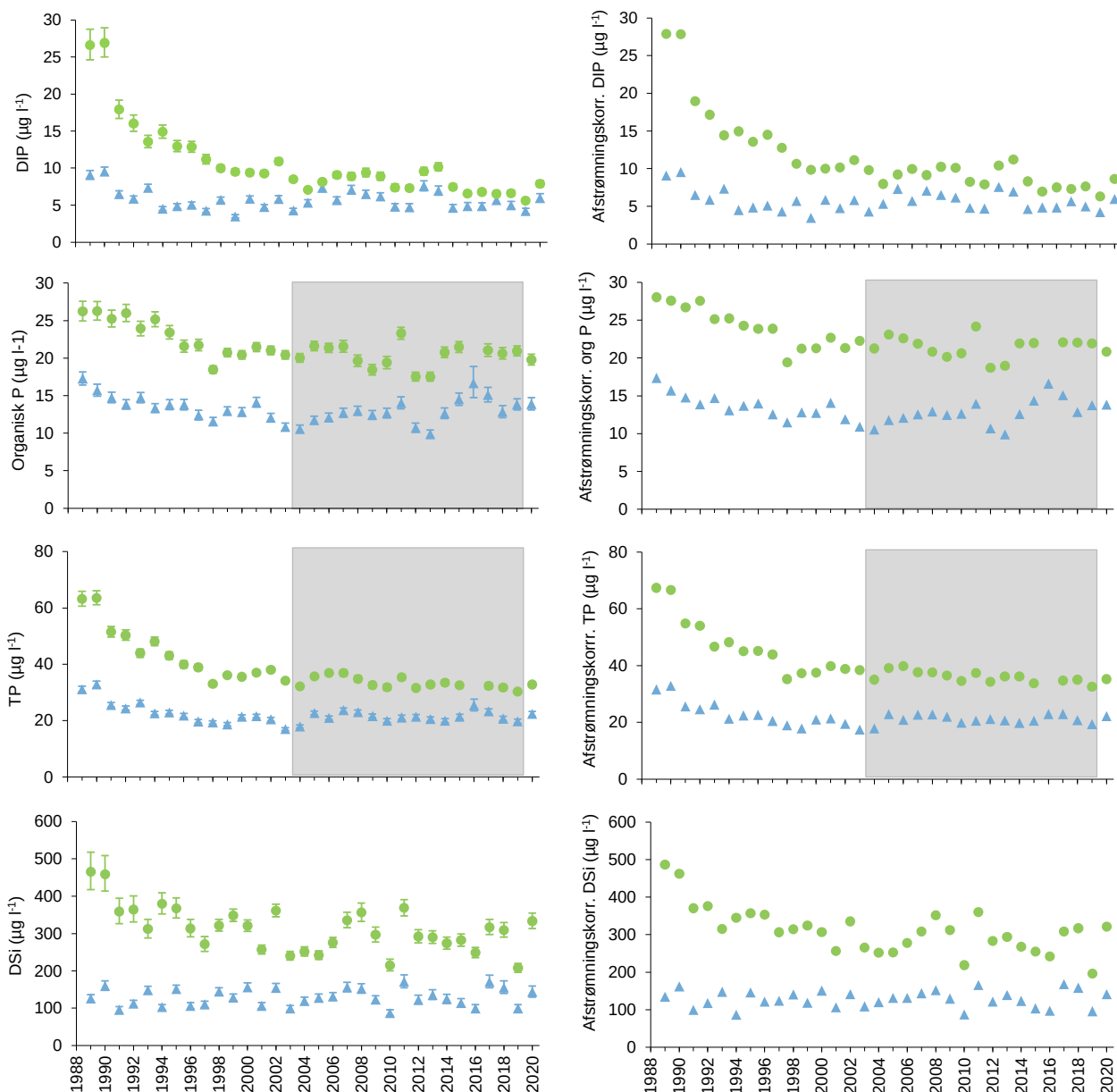
Figur 4.2. Månedsmiddelkoncentrationer af DIN, DIP, DSi, organisk N og P, TN og TP i 2020 for bundvandet (≥ 15 m) i de åbne indre farvande sammenholdt med langtidsmidlen (1989-2019). Variationen i langtidsmidlen er angivet med minimum og maksimum (lysegrå afgrænsning), nedre og øvre kvartil (mørkegrå afgrænsning) samt middelværdien (fed sort linje).

Tidlig udvikling i fjorde og kystvande

Kvælstofkoncentrationerne er generelt faldet siden midten af 1990'erne, hovedsageligt som følge af regulering af landbrugsproduktionen. I 2020 var årsmidlen for DIN-koncentrationen $44 \mu\text{g l}^{-1}$, hvilket svarer til gennemsnittet af de seneste 10 år (figur 4.3). Koncentrationen faldt markant fra 1994 og frem til 2003, hvorefter niveauet har ligget rimelig konstant med årsmidler på 40-60 $\mu\text{g l}^{-1}$. DIN-koncentrationen i 2020 var reduceret med 65 % i forhold til middelniveauet for 1989-1994. Koncentrationerne af organisk N og TN faldt fra 1994 og frem til 2003, og har ikke ændret sig markant siden. Årsmidlerne i 2020 afveg således heller ikke fra gennemsnitsniveauerne siden 2000.

Korrigeres der for år til år variationerne i afstrømningen, var kvælstofkoncentrationerne i 2020 på niveau med de seneste 10-15 år. Sammenlignes de afstrømningskorrigerede kvælstofniveauer i 2020 med middelniveauet for 1989-1994, er der sket et fald på 85 %, 28 % og 41 % for henholdsvis DIN, organisk N og TN.



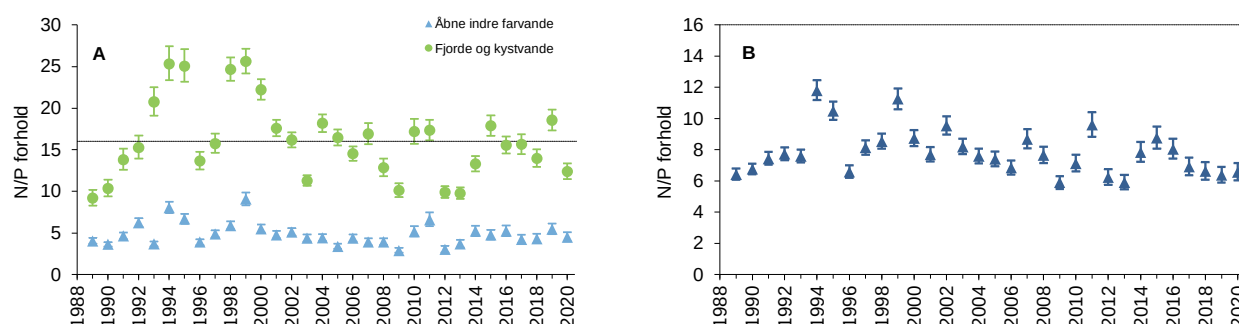


Figur 4.3. Årsmiddelkoncentrationer ($\pm$ 95 % konfidensgrænser) og afstrømningskorrigerede årsmiddelkoncentrationer for DIN, DIP, DSI, organisk N og P, TN og TP for fjorde og kystvande (0-10 m, ●) og overfladevandet (0-10 m) i de åbne indre danske farvande (0-10 m, ▲). For DIN er fjorde og kystvande afbildet adskilt fra åbne farvande og med forskellige y-akser. Perioden med potentielle systematiske afvigelser for de genoprettede målinger af organisk N og P samt TN og TP er markeret med gråt.

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 2020 var på niveau med gennemsnittet for årsmidler siden 2000, men dog lidt højere end de forudgående seks år. Den relativt høje DIP-koncentration i 2020, sammenlignet med de senere år, kan skyldes et mindre optag af DIP som følge af øget N-begrænsning samt metode-skift i slutningen af året. I forhold til 1989 er DIP reduceret med 70 % i 2020. Koncentrationerne af organisk P og TP har været stabile siden 1998, og i 2020 var årsmidlerne på niveau med gennemsnitskoncentrationen for denne periode.

DSi-koncentrationen har varieret mellem 200 og 400 $\mu\text{g l}^{-1}$ siden starten af 1990'erne, og årsmidlen i 2020 (333 $\mu\text{g l}^{-1}$) var i den høje ende. 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). Det forholdsvis høje niveau i 2020 skyldes formodentlig kombination af alle tre faktorer med moderat påvirkning fra Nordsøen, større kvælstofbegrænsning igennem det meste af året, og et reduceret optag fra kiselalger (*kapitel 5*).

Molforholdet mellem årsmidler af DIN-koncentrationer og DIP-koncentrationer toppede i 1999 og har i de senere år stabiliseret sig lige omkring Redfield-forholdet 16:1 (*figur 4.4A*). Dette er en konsekvens af de to forskellige tidlige 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 2020 var molforholdet forholdsvis lavt, og det skyldes større N-begrænsning kombineret med øget tilførsel af DIP fra bundvandet i de åbne indre farvande.

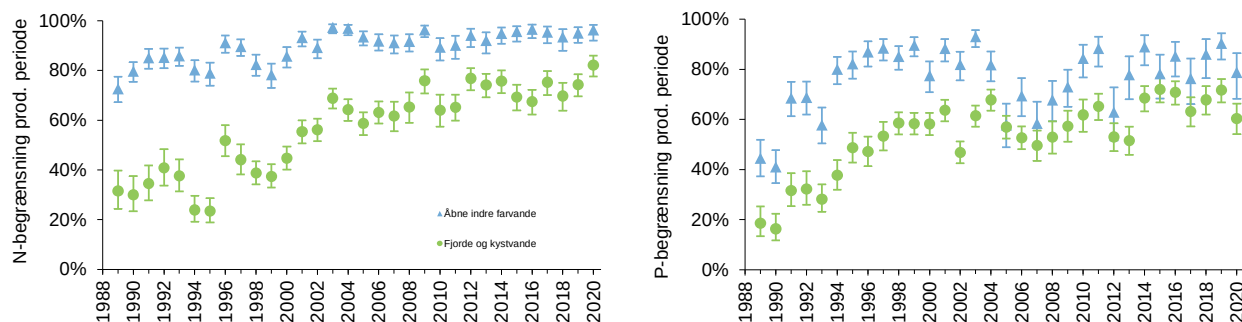


Figur 4.4. Molforhold mellem årsmidlen ($\pm 95\%$ konfidensgrænser) for opløst uorganisk kvælstof (DIN) og opløst uorganisk fosfor (DIP) i A) for fjorde og kystvande (0-10 m, ●) og overfladevandet i de åbne indre farvande (0-10 m, ▲), og B) bundvand (≥ 15 m) i åbne indre farvande (▲). Den stiplede linje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

Kvælstof er blevet potentielt mere begrænsende siden midten af 1990'erne, mest markant i perioden fra 1998 til 2003 (*figur 4.5*). Kvælstofbegrænsningen i 2020 var den hidtil højeste med 82% af den produktive periode, hvilket er noget højere end et gennemsnittet for 2003-2019, hvor kvælstof var potentielt begrænsende for primærproduktionen i ca. 70 % af den produktive periode.

Fosfor blev potentielt mere begrænsende fra 1989-1998, hvorefter fosfor har været potentielt begrænsende i 50-70 % af den produktive periode. Den potentielle fosforbegrænsning i 2020 var, i modsætning til N-begrænsningen, relativt lav (60%). Den relativt lave fosforbegrænsning i 2020 skyldtes hovedsageligt en større kvælstofbegrænsning, som har reduceret optaget af fosfor, kombineret med en øget tilførsel af DIP fra bundvandet i de blæsende måneder først på året (*kapitel 2*).

Både de ukorrigerede og de afstrømningskorrigerede næringsstofkoncentrationer udviste alle signifikante fald i perioden 1989-2020 (*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 2000.



Figur 4.5. Årsmiddel ($\pm$ 95 % konfidensgrænser) for potentiel begrænsning forårsaget af kvælstof og fosfor 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 ($28 \mu\text{g l}^{-1}$ for DIN (til venstre) og $6,2 \mu\text{g l}^{-1}$ for DIP (til højre)).

Table 4.1. Trendanalyser for udviklingen i næringsstoffer siden starten af det nationale overvågningsprogram i 1989 og for de seneste 10 år angivet ved hældningskoefficienten ($\text{mg l}^{-1} \text{år}^{-1}$) 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.

Område	Næringsstof	Ukorrigerede		Afstrømningskorrigerede	
		1989-2020	2011-2020	1989-2020	2011-2020
Fjorde og kystnære områder	DIN	-3,138 (<0,0001)	-0,624 (0,2547)	-3,819 (<0,0001)	-0,779 (0,5210)
	Org. N	-3,867 (<0,0001)	0,626 (0,8344)	-4,191 (<0,0001)	0,552 (0,8487)
	TN	-8,351 (<0,0001)	-0,437 (0,9012)	-9,898 (<0,0001)	-0,791 (0,8242)
	DIP	-0,424 (<0,0001)	-0,259 (0,0983)	-0,431 (<0,0001)	-0,258 (0,1307)
	Org. P	-0,172 (<0,0001)	0,045 (0,8408)	-0,182 (<0,0001)	0,048 (0,8171)
	TP	-0,735 (<0,0001)	-0,250 (0,1093)	-0,758 (<0,0001)	-0,244 (0,1345)
	DSi	-3,600 (0,0010)	-4,313 (0,4116)	-4,136 (0,0001)	-4,435 (0,4203)
Overfladevand, åbne indre farvande	DIN	-0,147 (0,0009)	-0,132 (0,3769)	-0,174 (<0,0001)	-0,126 (0,4266)
	Org. N	-1,522 (<0,0001)	2,930 (0,1313)	-1,594 (<0,0001)	2,947 (0,1258)
	TN	-2,355 (<0,0001)	2,123 (0,2230)	-2,565 (<0,0001)	2,173 (0,2092)
	DIP	-0,044 (0,0992)	-0,115 (0,3674)	-0,044 (0,0984)	-0,115 (0,3683)
	Org. P	-0,036 (0,2710)	0,273 (0,2373)	-0,038 (0,2464)	0,273 (0,2287)
	TP	-0,152 (0,0149)	0,096 (0,6387)	-0,170 (0,0063)	0,085 (0,5571)
	DSi	-0,219 (0,6367)	-1,108 (0,7268)	0,078 (0,8616)	-1,075 (0,7450)
Bundvand, åbne indre farvande	DIN	-0,534 (0,0023)	-1,038 (0,2675)	-0,663 (<0,0001)	-1,008 (0,1829)
	Org. N	-2,133 (<0,0001)	3,983 (0,0570)	-2,238 (<0,0001)	4,007 (0,0507)
	TN	-3,100 (<0,0001)	2,681 (0,0839)	-3,406 (<0,0001)	2,752 (0,0212)
	DIP	-0,066 (0,1304)	0,006 (0,9668)	-0,065 (0,1351)	0,006 (0,9679)
	Org. P	-0,146 (0,0010)	0,426 (0,1060)	-0,150 (0,0008)	0,427 (0,0972)
	TP	-0,258 (0,0009)	0,469 (0,0229)	-0,259 (0,0009)	0,469 (0,0218)
	DSi	0,596 (0,2644)	-0,418 (0,8532)	0,266 (0,5499)	-0,524 (0,8137)

Tidlig udvikling i overfladevand i de åbne indre farvande

Årsmidlen af DIN-koncentrationen i overfladevandet i de åbne indre farvande i 2020 var den næsthøjeste siden 2002 (figur 4.3). Det lidt højere niveau i 2020 skyldes hovedsageligt en større opblanding af bundvand i årets første måneder. Generelt har DIN-niveauet ligget stabilt omkring $10 \mu\text{g l}^{-1}$ siden 2000, og denne tendens følges med en årsmiddel på $12,2 \mu\text{g l}^{-1}$ i 2020. Koncentrationerne af organisk N og TN i 2020 var lidt højere end gennemsnittet for årene siden 2000. Sammenholdt med perioden 1989-1994 var koncentrationerne af DIN, organisk N og TN i 2020 reduceret med henholdsvis 20 %, 10 % og 15 %.

DIP-koncentrationen i 2020 var højere end de forudgående seks år, hvilket skyldes større opblanding af bundvand i starten af året, og en formodet påvirkning fra metodeskiftet i slutningen af året. DIP-koncentrationen har ligget i intervallet 4-8 $\mu\text{g l}^{-1}$ siden 1994. Udsving mellem de enkelte år skyldes hovedsageligt ændringer i fosforniveauerne i Østersøen foruden variabel kvælstofbegrænsning i kystzonen, som påvirker eksporten af fosfat til de åbne farvande. Koncentrationerne af organisk P og TP i 2020 var lidt højere end gennemsnittet for årene siden 2000.

DSi-koncentrationen i 2020 (144 $\mu\text{g l}^{-1}$) lå ca. 10 % over gennemsnittet for hele perioden. De lidt højere værdier i 2020 skyldes formentlig en større opblanding af bundvand i årets første måneder og et relativt mindre optag fra kiselalger. (kapitel 5). DSi-koncentrationerne har generelt ikke udviklet sig siden starten af vandmiljøplanernes overvågningsprogram i slutningen af 1980'erne, og normalt ligger årsmiddelkoncentrationen mellem 100 og 150 $\mu\text{g l}^{-1}$.

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 2020 (4,5) svarer til det gennemsnitlige niveau siden 2000.

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 2020 var kvælstofbegrænsningen på 96 %. Den potentielle fosforbegrænsning i den produktive periode var 79 % i 2020, hvilket er lidt lavere end de senere år, hvilket skyldes en større tilførsel af fosfat fra bundvandet samt den øgede 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.

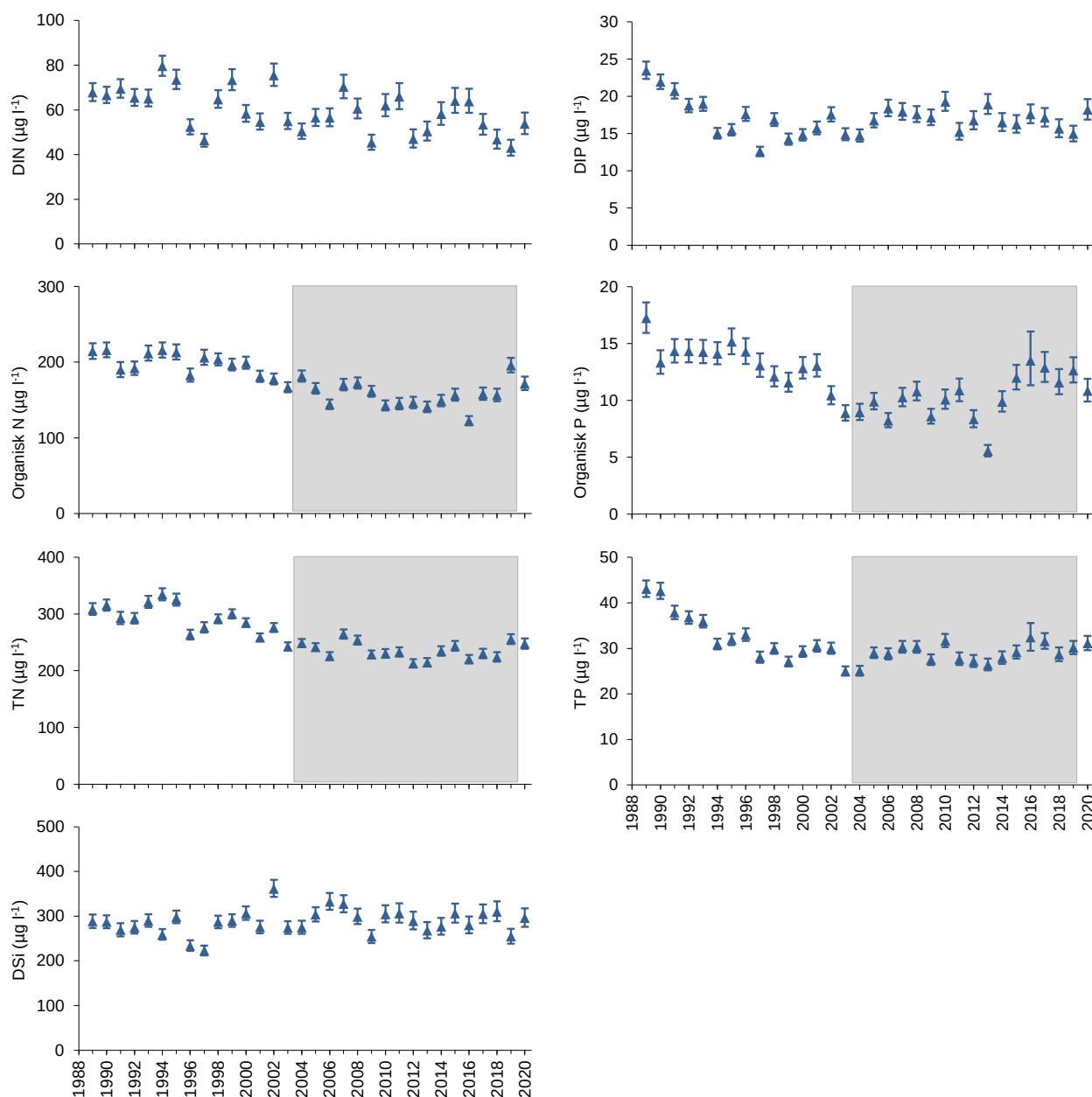
Tidlig udvikling i bundvand i de åbne indre farvande

DIN-koncentrationen i bundvandet i de åbne indre farvande i 2020 (54 $\mu\text{g l}^{-1}$) var gennemsnitlig for perioden siden 2000 men højere end de seneste tre år (figur 4.6). Det lidt højere niveau i 2020 skyldes formentlig en moderat påvirkning af næringsholdigt vand fra Den Jyske Kyststrøm. Koncentrationerne af organisk N og TN var også relativt høje sammenlignet med perioden siden 2000.

DIP-koncentrationen faldt frem mod 1997 til omkring 13 $\mu\text{g l}^{-1}$, fulgt af en stigende tendens op til 2005, hvorefter niveauet har været på 17-19 $\mu\text{g l}^{-1}$ (figur 4.6). DIP var i 2020 den højeste siden 2013, hvilket hovedsageligt skyldes en stor frigivelse af fosfat fra sedimentet under det udbredte iltsvind i efteråret (kapitel 6). Koncentrationerne af organisk P og TP var også forholdsvis høje i 2020 sammenholdt med årene siden 2003. Dette er dog ikke tilfældet for DIP.

For de seneste 10 år er der enkelte stigende tendenser, men disse er svage og baseret på usikre tal grundet forskelle i analysemetoder (se omtale i afsnittet om metoder og datagrundlag).

Niveauet for koncentrationen af DSi har været rimelig stabilt i hele perioden siden 1989 (figur 4.6). Niveauet i 2020 ($296 \mu\text{g l}^{-1}$) var på niveau med gennemsnittet for hele perioden ($288 \mu\text{g l}^{-1}$).



Figur 4.6. Årsmiddelkoncentration ($\pm 95\%$ konfidensgrænser) af DIN, organisk N, TN, DIP, organisk P, TP og 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 2020 på 6,6. Molforholdet har i perioden siden 1989 varieret mellem 6 og 12 men ligget på et rimelig stabilt niveau på omkring 6,5 de sidste fire år (figur 4.3B).

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 er en svag tendens til stigende TP i de seneste 10 år. Der har ikke været nogen generel tendens for DSi for perioden som helhed eller de seneste 10 år.

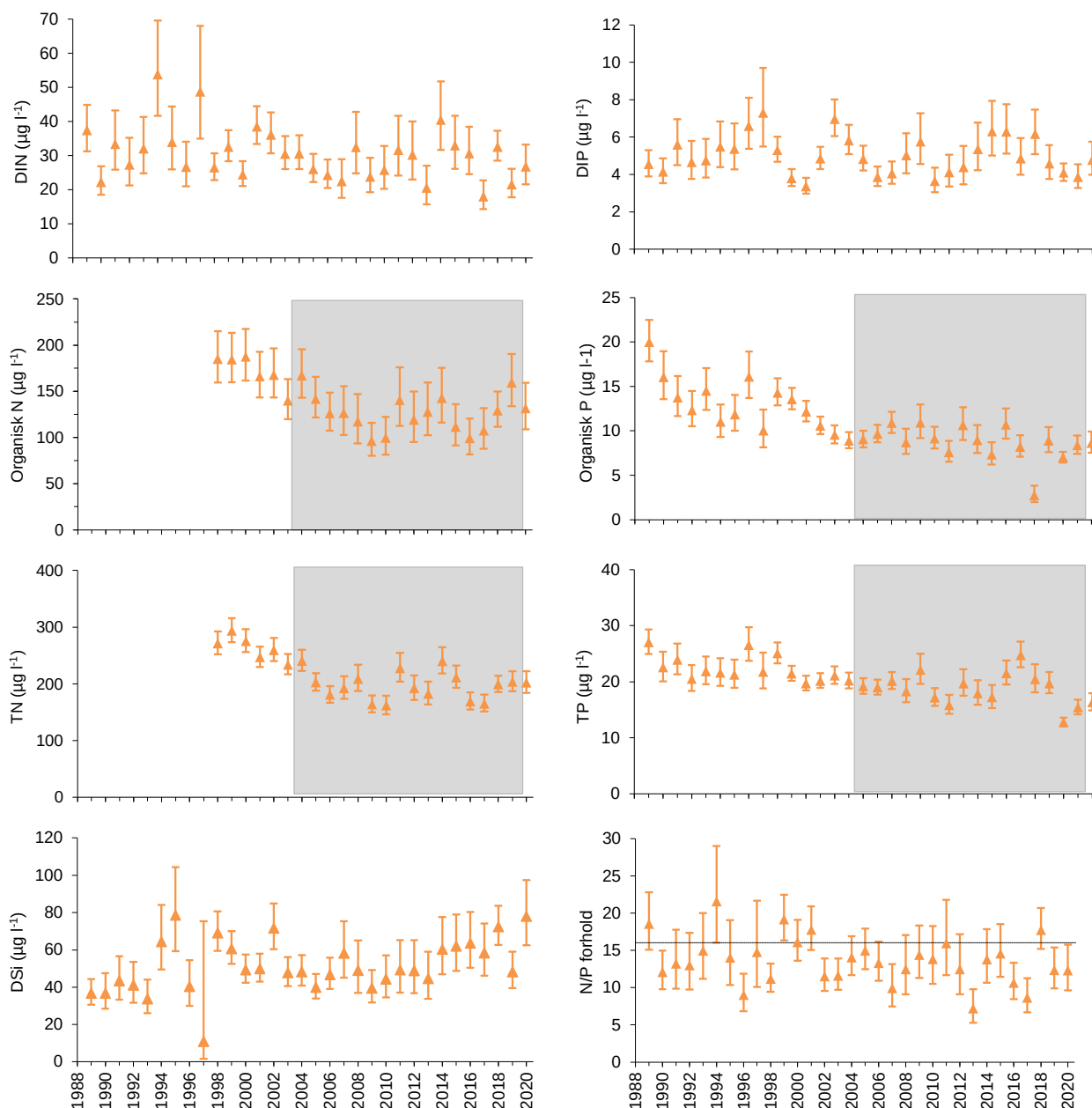
Tidslig udvikling i overfladevand i Nordsøen og Skagerrak

Næringsstofkoncentrationer i Nordsøen og Skagerrak er analyseret på basis af NOVANA-stationer 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 DIN-koncentrationen har siden 1989 ligget i intervallet 20-40 $\mu\text{g l}^{-1}$ undtagen nogle enkelte år (*figur 4.7*). I 2020 var DIN-koncentrationen (27 $\mu\text{g l}^{-1}$) lidt lavere end gennemsnittet for hele perioden (31 $\mu\text{g l}^{-1}$) og gennemsnittet for årene siden 2000 (29 $\mu\text{g l}^{-1}$). Den kraftige vind i årets første måneder medførte relativt høje DIN-koncentrationer i februar og marts, som følge af øget transport af næringsholdige vandmasser fra den sydlige Nordsø, men derefter var koncentrationerne forholdsvis lave igennem resten af året (data ikke vist). Koncentrationerne af organisk N og TN faldt fra 1998 og frem til omkring 2010, hvorefter niveauet har været lidt højere. Årsmidlerne for organisk N og TN i 2020 var på niveau med gennemsnittet siden 2010.

Årsmidlen for DIP-koncentrationen har siden 1989 ligget i intervallet 4-6 $\mu\text{g l}^{-1}$ langt de fleste år. I 2020 var årsmidlen 4,8 $\mu\text{g l}^{-1}$, hvilket er på niveau med gennemsnittet for hele perioden (5,0 $\mu\text{g l}^{-1}$). DIP-koncentrationen var relativt høj i februar og marts som følge af den kraftige vind og vandtransport fra den sydlige Nordsø, men var efterfølgende forholdsvis lav resten af året (data ikke vist). DIP-koncentrationen følger nogle svingninger, som kan skyldes tilsvarende cykliske variationer i afstrømningen fra de store floder med udløb i den sydlige Nordsø. Organisk P og TP er faldet fra 1989 frem til omkring 2000, hvorefter niveauerne har varieret omkring henholdsvis 9 $\mu\text{g l}^{-1}$ og 19 $\mu\text{g l}^{-1}$. Organisk P og TP var lidt højere i august (data ikke vist), hvor klorofylniveauet tilsvarende var relativt højt (data ikke vist).

Årsmidlen for DSi-koncentrationen steg i perioden 1989-1995 og har efterfølgende næsten alle år ligget i intervallet 40-60 $\mu\text{g l}^{-1}$ frem til og med 2013. Derefter er DSi-koncentrationen steget jævnt, med undtagelse af 2019, og årsmidlen for 2020 (78 $\mu\text{g l}^{-1}$) var på niveau med koncentrationen i 1995, som er den højeste for hele perioden. De kraftige vinde fra sydvest i vintermånederne og de dominerede sydlige vinde i efteråret medførte høje DSi-koncentrationer i februar-marts og efterårsmånederne som følge af større påvirkning fra den ferskvandspåvirkede sydlige Nordsø (data ikke vist), hvilket samlet resulterede i en høj årsmiddelkoncentration.



Figur 4.7. Årsmiddelkoncentration ($\pm 95\%$ konfidensgrænser) af DIN, organisk N, TN, DIP, organisk P, TP og DSI i overfladevandet (0-10 m) for Nordsøen og Skagerrak samt DIN/DIP molforholdet. Årsmidlerne for 2007-2013 er udelukkende baseret på målinger fra kystnære stationer. Den stiplede linje angiver Redfield-forholdet. 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 har igennem perioden ligget omkring, om end hovedsageligt under, Redfields forhold. DIN / DIP forholdet i 2020 (12,3) var gennemsnitlig for perioden siden 1989.

Sammenfatning

- Koncentrationerne af opløst uorganisk kvælstof og total kvælstof i 2020 var forholdsvis høje i årets første tre måneder, hvilket skyldes en stor afstrømning og stor opblanding af bundvand i de åbne indre farvande. Fra april og året ud var månedsmidlerne derimod relativt lave.
- Fosfatkoncentrationerne i 2020 var generelt lave i fjorde og kystvande med undtagelse af marts, november og december pga. en større opblanding af vandsøjlen i marts og en formodet påvirkning fra metodeskiftet for de sidste to måneder. I de åbne indre farvande var fosforkoncentrationerne forholdsvis høje i forårs månederne, hvilket skyldes større opblanding af bundvand efter kraftig vind i vintermånederne.
- Koncentrationerne af opløst uorganisk fosfor og total fosfor i bundvandet i de åbne indre farvande var lavere end normalt i årets start på grund af beskeden tilførsel af næringsrigt vand fra Nordsøen. Koncentrationerne steg kraftigt i august-oktober som følge af frigivelse fra havbunden grundet udbredt iltsvind.
- Månedsmidlerne i 2020 for koncentrationen af opløst silicium var forholdsvis høje i marts i fjorde og kystvande, hvilket indikerer et mindre optag fra kiselalger. I de åbne indre farvande var koncentration usædvanlig høj fra april-juni og oktober-december, hvilket skyldes en kombination af mindre optag fra kiselalger og større påvirkning af udstømmende Østersøvand.
- Kraftige vinde fra sydvest i årets første tre måneder bevirkede, at vandmasser fra den sydlige Nordsø transporteret via Den Jyske Kyststrøm kun i beskedent omfang trængte ind som bundvand i de indre åbne farvande. Derimod kunne signaturer af Den Jyske Kyststrøm spores i april og maj.
- Den potentielle kvælstofbegrænsning i fjorde og kystvande var i 2020 den hidtil højeste. I de åbne indre farvande var den potentielle kvælstofbegrænsning ligeledes høj, og siden 2001 har den potentielle kvælstofbegrænsning været over 90 % af den produktive periode.
- Den potentielle fosforbegrænsning i 2020 i fjorde og kystvande såvel som de åbne indre farvande var forholdsvis lav, hvilket 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 koncentration siden 2003.
- 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.
- 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 vore 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 2020 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

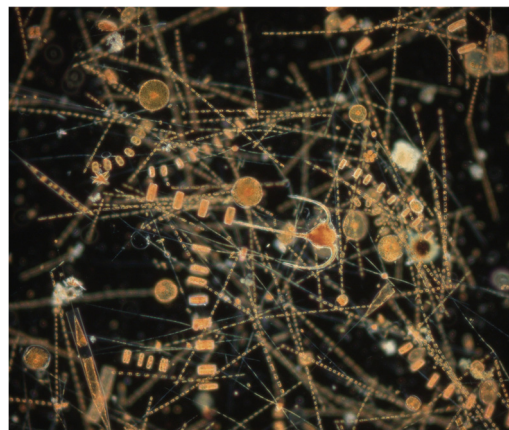
Stiig Markager & Jacob Carstensen

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. I begyndelsen af vækstsæsonen (forårsperioden) er fosfor det primært begrænsende næringsstof, men hurtigt bliver kvælstof mest begrænsende (Christensen m.fl. 2020). I fjorde kan fosfor være begrænsende i en længere periode om foråret, mens det i de åbne områder stort set er kvælstof, der er begrænsende efter nogle få uger om foråret med fosforbegrænsning.

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 udefra, fra land eller som atmosfærisk deposition, eller genereres internt ved nedbrydning af organisk stof i vandet eller i havbunden. Specielt havbunden er vigtig, da der her ligger store mængder næring. Således findes 96% af kvælstoffet i de indre farvande i de øverste 20 cm af havbunden, mens vandsøjlen (ca. 17 m) kun indeholder 4% (Jørgensen et al. 2014). Ud over betydningen for den nuværende miljøtilstand, er havbundes 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 er fx 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



Planteplankton i Lillebælt i februar måned, hvor der ses forskellige kiselalger, og enkelte furealger. Foto: Per Andersen.

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 næringsstofftilførslers påvirkning af havmiljøet.

De negative miljøeffekter af næringsstofftilførsler starter med stimuleringen af planteplanktonets vækst. Hele komplekset af næringsstofftilførsler, årsagssammenhænge og effekter på miljøet kaldes ofte eutrofiering, og konsekvenserne er velbeskrevet fx i form af store mængder 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 ofte være en tendens til, at flere næringsstoffer også giver flere dyr og dermed mere græsning, som kan betyde at højere tilførsler af næringsstoffer ikke fuldt ud betyder mere planteplankton, 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 muddret op i vandet som små organiske partikler, der absorberer og spreder lys. 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 overvågning af eutrofiering.

Generelt kan alle tre parametre: planteplanktons vækst, biomassen af planteplankton fx som 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*). Den langsomst reagerende parameter 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 næringsstofftilførsler, 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 1975-2020 (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 2013, 2014, 2015a og 2015b).

Data fra overfladevandsdatabasen ODA og svenske data fra SMHI (Sveriges Meteorologiska och Hydrologiska Institut) er benyttet til at beskrive udviklingen af planteplankton (klorofyl) og lyssvækkelse (sigtdybde) fra 1989 og frem til og med 2020. 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 (figur 5.1). Disse data, kombineres med målinger af lyssvækkelse og planteplanktons fordeling ned gennem vandsøjlen, således at man får et mål for algevæksten pr. areal af havoverfladen ($\text{mg kulstof m}^{-2} \text{ d}^{-1}$). 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 2020 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. Dette kan udjævnnes 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 ($\text{mg kulstof m}^{-2} \text{ dag}^{-1}$) i figur 5.2 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 5.2 og 5.3) er udført som PP-%.

$$\text{PP-\% (station, år)} = \text{PP (station, år)} / \text{PP-middel (station)} \times 100 \quad (\text{ligning 1})$$

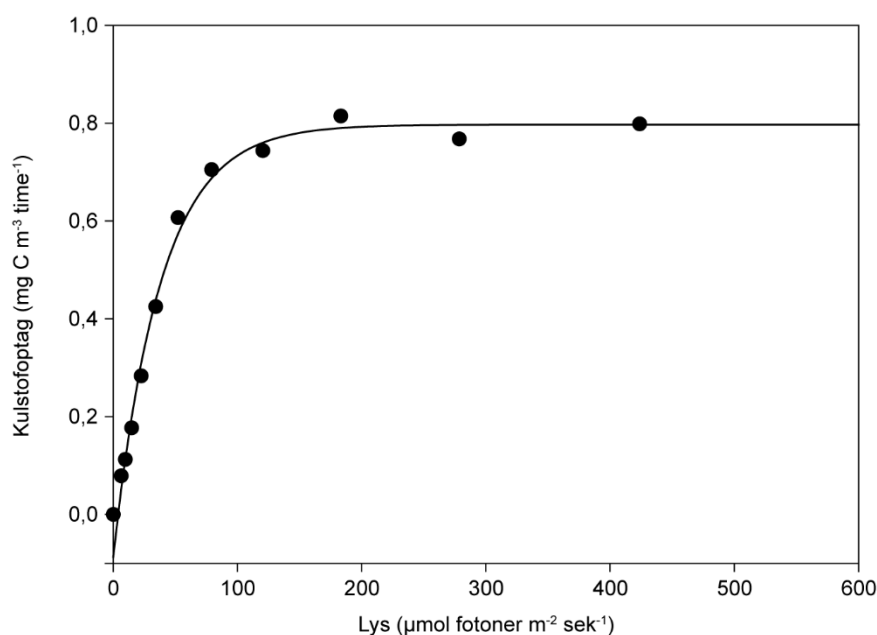
I 1998 blev metoden for måling og beregning af algevæksten ændret på en række punkter. Effekterne af disse ændringer, baseret på sammenligninger af data beregnet med begge metoder for 2013, er en stigning i arealproduktionen på 13 %. Værdier fra før 1998 er derfor øget med 13 %.

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. 2021b.

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 denne samme med ca. 20 prøvetagninger pr. år. Fra 1998 til 2009 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. Det betød et lidt lavere antal besøg pr. station i 2020. I gennemsnit blev de 14 stationer besøgt 17,4 gange i 2020 mod normalt ca. 20 gange. Mere alvorligt er det, at perioden uden målinger netop falder sammen med forårsopblomstring af planteplankton, som normalt ligger i marts og april. Det betyder, at billedet af sæsonvariationen for 2020 mangler hele eller dele af forårsopblomstringen. Endvidere betyder det, at estimatet af årsproduktionen er påvirket, i det årsproduktionen beregnes ved lineær interpolation mellem målingerne. Fagligt er det en god metode, når der ikke er for lang tid imellem målingerne, og de er jævnt fordelt over vækstsæsonen, men med en afbrydelse på 2 måneder om foråret, er der potentielt en effekt på estimatet af årsproduktionen. Denne effekt er estimeret for hver af de 14 stationer som forskellen mellem den absolutte produktion i 2020 i perioden uden prøvetagning (maksimalt fra 13. februar til 18. maj) og den gennemsnitlige arealproduktion i samme periode de foregående 10 år (Tabel 5.1). Korrektionen varierer fra -34,0 til +41,1 g kulstof m^{-2} og udgør i gennemsnit 39 % af gennemsnitsproduktionen for perioden. Korrektionen udgør fra -16 til +13 % af årsproduktionen for de 14 stationer (gennemsnit: 0,8 %).

Figur 5.1. Eksempel på sammenhæng mellem lys og kulstofoptagelse hos planteplankton (Ringsgaarbassinet syd for Fyn, 1. februar 2016, 10 m's dybde). Punkterne er målte værdier, og linjen er den tilpassede kurve.



Tabel 5.1 Korrektion af årsværdi for planteplanktons vækst i 2020 pga. manglende prøvetagning under COVID19 nedlukning fra den 11. marts til midt i maj. De anførte værdier er beregnet som forskellen i primærproduktion mellem 2020 og gennemsnittet de foregående 10 år for hver station (positive værdier = lavere produktion i 2020 end de foregående 10 år) for den periode, hvor prøvetagningen var afløst. Den korrigerede værdi for planteplanktons vækst i hele 2020 er herefter = beregnet værdi + korrektion.

Station	Start på periode (sidste prøvetagning inden nedlukning)	Slut på periode (første prøvetagning efter nedlukning)	Korrektion (g kulstof m ⁻²)
Aarhus Bugt (170006)	4/3	15/5	2,76
Sydlig Lillebælt (6300043)	27/2	13/5	-3,73
Ringgaards Bassinet (6500051)	9/3	13/5	-34,0
Romsø (6700053)	5/3	18/5	0,5
Odense Fjord (6900017)	2/3	14/4	3,1
Ven (431)	6/3	15/5	5,8
Aalborg Bugt (409)	13/2	13/5	9,9
Mariager Fjord (5503)	25/2	12/5	41,1
Ringkøbing Fjord (1)	9/3	13/5	-5,9
Roskilde Fjord (60)	3/3	14/5	27,9
Nordlig Lillebælt (6870)	5/3	18/5	12,7
Løgstør Bredning (3708)	10/3	14/5	-3,9
Skive Fjord (3727)	20/2	15/5	-16,8
Griben (20925)	9/3	13/5	0,8

Prøvetagningen for klorofyl og sigtdybde var, ligesom prøvetagning for næringsstoffer (*kapitel 4*), også påvirket af COVID-19 nedlukningen i 2020, men i mindre grad end målingerne af algevækst. Der findes således data for alle måneder. Dog kan både sæsonmønster og årsmiddelværdier være påvirket, da de forskellige stationer ikke indgår med samme vægt som normalt i perioden under nedlukningen fra marts til maj.

Sæsonvariation 2020

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 materiale. 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 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 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*).

Fjorde og kystvande

Billedet af planteplanktonets vækst i 2020 er ufuldstændigt pga. de manglende observationer i foråret. Algevæksten i 2020 fulgte middelværdien for tidligere år for de måneder, hvor vi har data (*figur 5.2*). En eventuel høj vækst i marts pga. den høje afstrømning i februar (se kapitel 2) kan ikke observeres pga. den manglende prøvetagning. En gennemgang af data for de enkelte stationer viser ikke noget usædvanligt for 2020.

Klorofylkoncentrationen beskriver koncentrationen af planteplankton i vandet. Mængden af planteplankton bestemmes af forholdet mellem algevæksten (beskrevet ovenfor) og tabet pga. græsning fra dyr og sedimentation. De gennemførte prøver fra 2020 viser høje koncentrationer af klorofyl i begyndelsen af året, især i februar måned med en middelværdi på 3,8, $\mu\text{g Chl l}^{-1}$ (middel for 1990-2019: 2,9, 75 % percentilen: 3,3 $\mu\text{g Chl l}^{-1}$), hvilket skyldes en rekord høj afstrømning af ferskvand (*figur 2.1*) og tilhørende tilførsel af næringsstoffer (se *figur 4.1*). I april lå klorofylkoncentrationen lidt under middel, hvorefter den fulgte middelværdien med mindre udsving resten af året. Tidligere års mønster (*Hansen m.fl. 2019*), hvor klorofylkoncentrationen i en del måneder ligger under langtidsmidlen, ses således ikke i 2020.

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. Sæsonmønsteret for vandets klarhed fulgte billedet for klorofyl men med omvendt fortegn. Sigtdybden i februar var således meget lav (3,4 m, middel tidligere år 3,9 og 25 procent percentilen 3,6 m) og dermed lavere end 25 procent percentilen. Årsagen skal findes i den høje afstrømning i februar, som både tilfører opløste humusstoffer, der farver vandet brunt, og næringsstoffer som giver algevækst og dermed, som beskrevet ovenfor, høje klorofylkoncentrationer. Tre storme i februar har også bidraget negativt ved at hvirvle mudder (sedimenteret materiale) op fra fjordbunden. I december var vandet usædvanligt klart (5,0 m, middel tidligere år 4,5 og 75 procent percentilen 4,9 m), hvilket passer med en lav afstrømning hen over efteråret og rolige vindforhold.

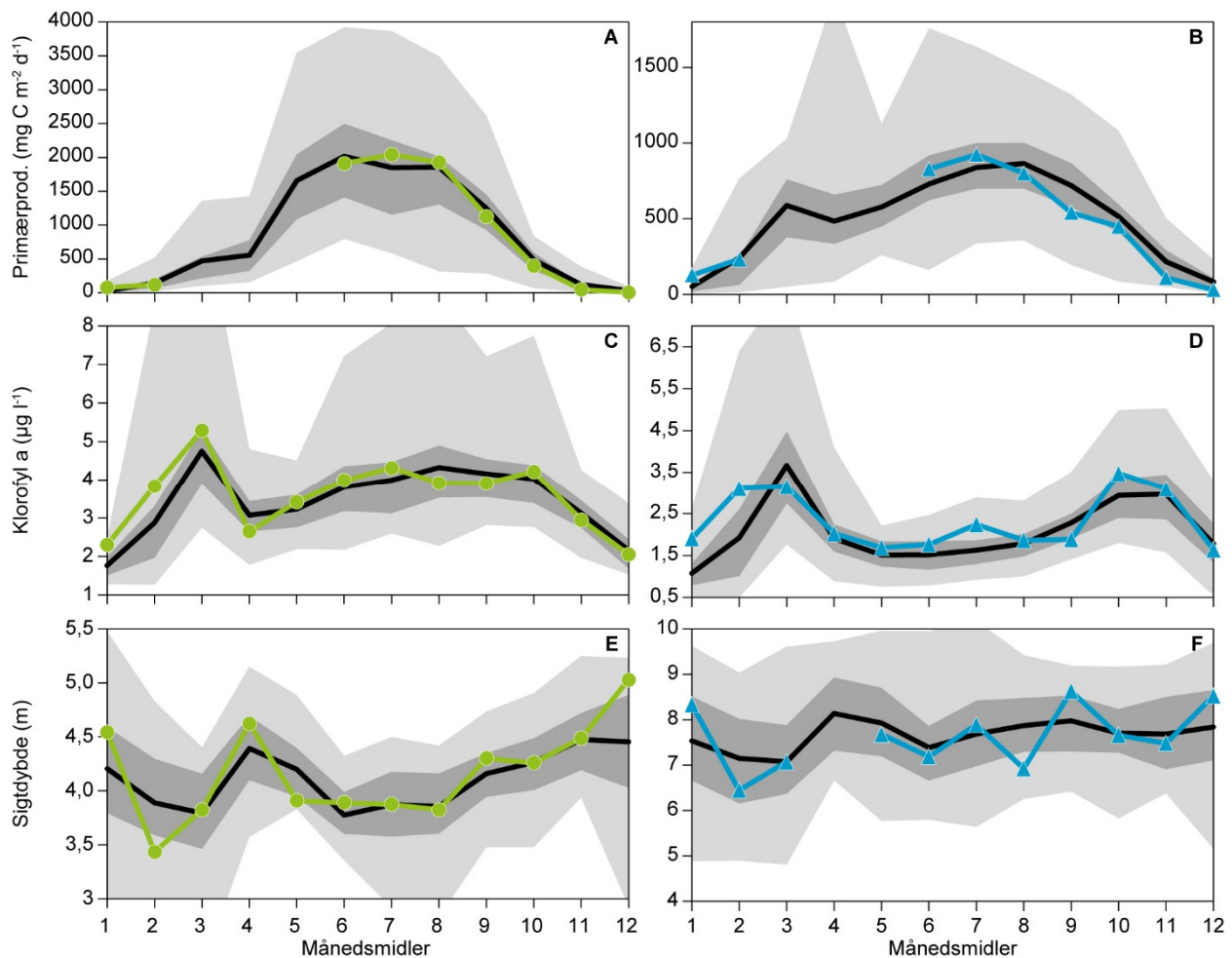
Åbne indre farvande

For de åbne havområder gælder samme forhold som for fjorde og kystnære farvande; at data er mangelfulde for marts, april og maj. De senere år har algevæksten ligget omkring 25 procent percentilen gennem sommeren, som følge af den overordnet lavere tilførsel af næringsstoffer siden midt 1980'erne. I 2020 ses tilsvarende lave observationer af algevæksten dog kun fra september og året ud (*figur 5.2*). I januar, juni og juli var algevæksten højere end middelværdien de foregående år. Sæsonfordelingen var relativt ens for alle stationer og tæt på den normale sæsonfordeling for hver enkelt station.

Klorofylkoncentrationen i de åbne indre farvande fulgte overordnet mønsteret for fjordene med høje koncentrationer i februar (*figur 5.2*) med en middelværdi på 3,10, $\mu\text{g Chl l}^{-1}$ (middel for 1990-2019: 1,93, 75 procent percentilen: 2,60 $\mu\text{g Chl l}^{-1}$). Også i juli var der høje koncentrationer med en middelværdi over 75% percentilen. Den kan skyldes de blæsende forhold i juli, som har

gjort den omrørte del af vandsøjlen dybere og tilført næringsstoffer til det belyste overfladelag. Resten af året var klorofylkoncentrationerne omkring værdien for de tidligere år. Ligesom for algevæksten er dette unormalt, idet vi de senere år har observeret koncentrationer under middelværdien i de fleste måneder. I 2020 ses det kun i marts, september og december.

Vandets klarhed i 2020 er vist på *figur 5.2*. Observationerne følger sæsonmønstret fra fjorde og kystvande, med særdeles uklart vand i februar (6,44 m, middelværdi tidligere år 7,15 og 25 procent percentilen 6,16 m). Desuden ses værdier under langtidsmiddelværdien i flere de følgende måneder.



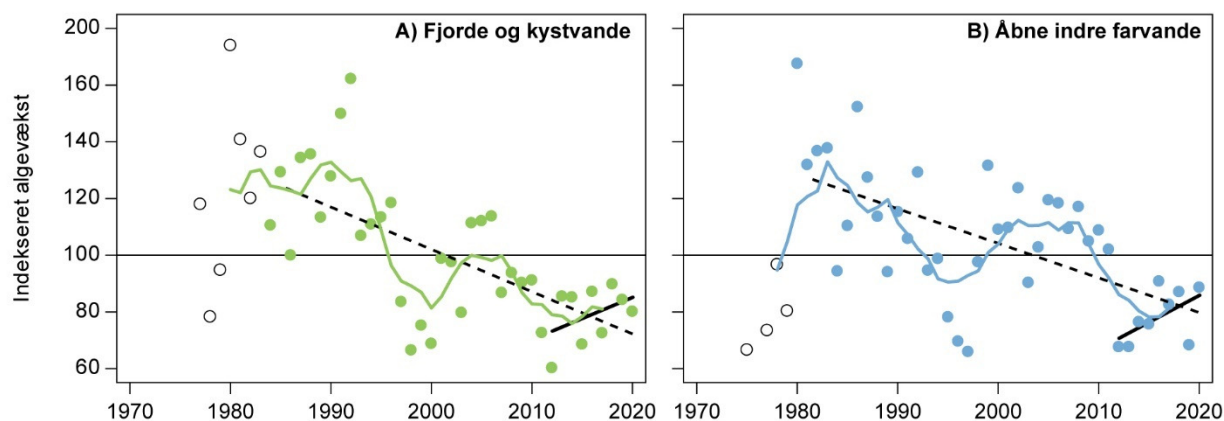
Figur 5.2. Månedsmidler for 2020 for algevækst/primærproduktion (A, B), koncentration af alger/planteplankton målt som klorofyl a (C, D) og sigtdybde (E, F) for fjorde og kystvande (●, venstre kolonne) og åbne indre farvande (▲, højre kolonne). Variationer i forhold til langtidsmidlen (1989-2020 for klorofyl a og sigtdybde, 1975/1977-2020 for algevækst) er angivet med minimum og maksimum (lysegrå afgrænsning), nedre og øvre kvartil (mørkegrå afgrænsning) samt middelværdien (fed sort linje). Bemærk at skalaen på y-aksen ikke er den samme for fjorde/kystvande og åbne indre farvande. Bemærk at ikke alle vertikale akser starter i nul.

Tidslig udvikling

Fjorde og kystvande

Algevæksten i 2020 var på 289 g kulstof $\text{m}^{-2} \text{år}^{-1}$ (gennemsnit for de 6 stationer, vist som indekseret værdi i *figur 5.3 A*), hvilket er en mindre stigning i forhold til 2019, hvor produktionen var 273 g kulstof $\text{m}^{-2} \text{år}^{-1}$. Gennemsnitsværdien dækker over et fald i Ringkøbing Fjord (fra en meget høj værdi i 2019) og i Limfjorden, mens algevæksten steg fra 2019 til 2020 i Odense, Roskilde og Mariager

fjorde. Indeks-værdien var 80, hvilket er lidt lavere end for 2019, hvor den var 84, dvs. algevæksten var 4 % lavere i 2020 end i 2019. Forskellen i ændring fra 2019 til 2020 mellem absolut værdi (stigende) og indeks-værdi (faldende) skyldes en markant højere produktion i Mariager Fjord i 2020, idet denne fjord har en algevækst, som er ca. 4 gange større end i de andre fjorde. Det absolutte gennemsnit påvirkes mest af udsving i enkelte stationer med høje absolutte værdier, mens indeks-værdien påvirkes lige meget af alle stationer.



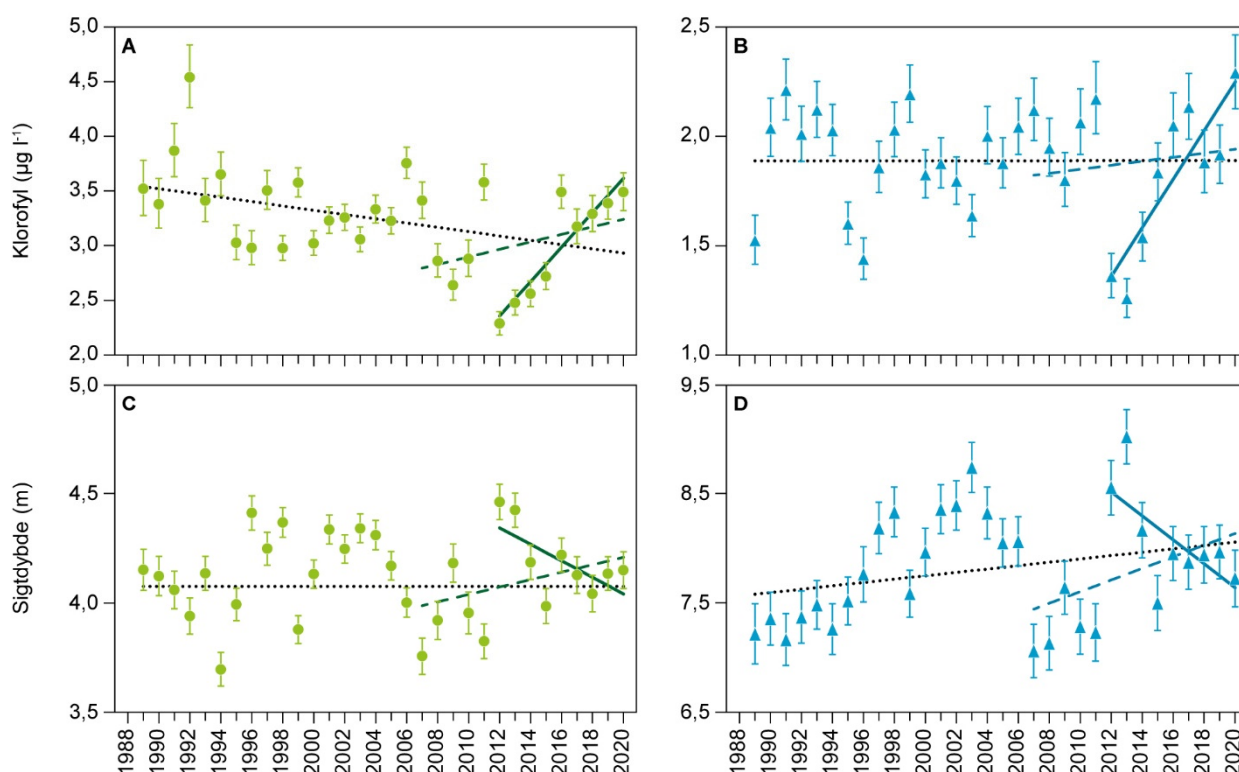
Figur 5.3. Tidslig udvikling for algevækst i A) fjorde og kystvande og B) åbne indre farvande. Åbne symboler: År med data fra få stationer (ikke medtaget ved beregning af lineær regressionslinje). Farvede symboler: Øvrige år. Linjer repræsenterer 7 års glidende gennemsnit, stiplede linje den lineære udvikling for hele perioden og fuld linje den lineære stigning fra 2012 og frem. Metoden til indeksering af algevækst er beskrevet i afsnittet 'Metoder og datagrundlag'.

Klorofylkoncentrationen i 2020 var på $3,5 \mu\text{g l}^{-1}$ og dermed lidt højere end i 2019). Siden 2012 har der, bortset fra 2016, været en jævn stigning i klorofylkoncentrationen. Samlet er klorofylkoncentrationen steget med 53 % siden 2012 og er nu den samme som i 1990'erne (middelværdi for 1990-99 er $3,49 \mu\text{g l}^{-1}$ (figur 5.4). Stigningen siden 2012 er på $0,16 \pm 0,03$ (Std. Err.) $\mu\text{g Chl l}^{-1} \text{år}^{-1}$ ($p < 0,0001$). Set over hele perioden fra 1989 og frem har der været et svagt fald i koncentrationen på $0,02 \mu\text{g l}^{-1} \text{år}^{-1}$, hvilket er et signifikant fald ($p = 0,02$). For en sammenligning med ændringerne i sigtddybden er der også beregnet en ændring for perioden 2007 til i dag. Her er klorofylkoncentrationen steget med $0,034 \pm 0,028 \mu\text{g Chl l}^{-1} \text{år}^{-1}$ (ikke signifikant).

Sigtddybden var 4,1 m i 2020, hvilket er det samme som i 2019 (figur 5.4 C). Tilbage i 1990 var sigtddybden også 4,1 m. Overordnet er der altså ikke sket nogen udvikling i vandets klarhed de sidste 31 år. Siden 2007 har der været en tendens til en positiv udvikling, i det sigtddybden er steget med $0,017 \text{ m år}^{-1}$ ($\pm 0,013$, Std. Err, $p = 0,22$), hvilket ikke er signifikant. Omkring 2012 vender denne tendens og siden 2012 er sigtddybden faldet med $0,038 \text{ m år}^{-1}$ ($\pm 0,017$, Std. Err, $p = 0,058$), dvs. faldet netop ikke er signifikant. Det samlede fald siden 2012 er på 0,31 m svarende til 7 %. Mønsteret for sigtddybden er således et spejlbillede af klorofyl koncentrationen over de senere år.

Tilførslen af næringsstoffer er en afgørende faktor for udviklingen i algevæksten. Det gælder både mængden af tilførte næringsstoffer og timingen af tilførslen i forhold til algerne 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

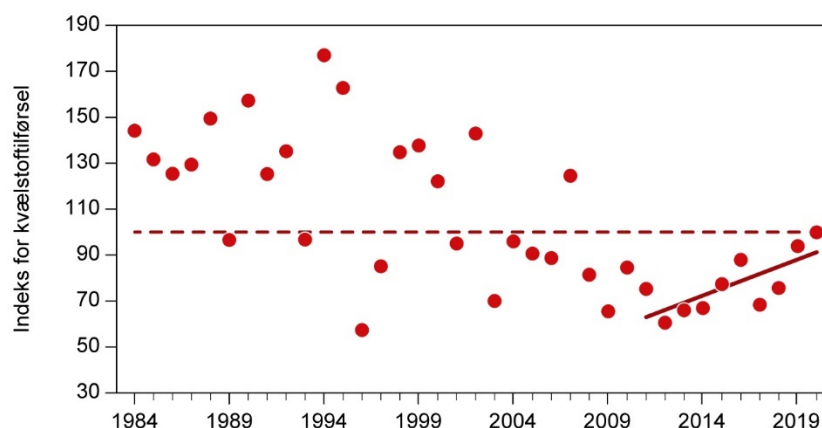
enkelte år styres af nedbør og afstrømning. Da år til år variationen i nedbør og afstrømning overordnet er regionale for Nordeuropa, styres den aktuelle årlige miljøtilstand i vandsøjlen af år til år variationen i nedbør.



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). Årsmiddel ± 95% konfidensgrænser. Bemærk at skalaen på y-aksen ikke er den samme for fjorde/kystvande og åbne indre farvande. Fuldt optrukne linjer angiver udviklingen siden 2012, stiplede linjer angiver udviklingen siden 2007.

I 2020 var afstrømningen for hele året tæt på det normale (*Thodsen m.fl. 2021b*), men den var skævt fordelt med en meget høj afstrømning i februar måned efterfulgt af et relativt tørt forår og efterår. En høj afstrømning af ferskvand transporterer mange næringsstoffer fra land og ud i havet. Det som påvirker havmiljøet mest, er afstrømningen i starten af året, idet næringsstofferne så kan stimulere algevæksten i hele vækstsæsonen. Kvælstoftilførslen fra dansk land er estimeret til 57.000 tons i kalenderåret 2020 (*Thodsen m.fl. 2021b*). Det er væsentligt lavere end den rekordstore tilførsel i 2019 på 74.000 tons kvælstof. (*Thodsen m.fl. 2021*). Samlet er de absolutte kvælstoftilførsler i algernes vækstsæson steget siden 2011 (se figur 5.5) Det afgørende for havets miljøtilstand er puljen af biologisk aktivt kvælstof (*Jørgensen et al. 2014*). Denne pulje bestemmes af balancen mellem tilførsler og tabsprocesser som fx denitrifikation og transport ud af systemet. Begge processer 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 efter 2011 kan derfor ses som den miljømæssige effekt af en årrække med høje og stigende kvælstoftilførsler (figur 5.5).

Figur 5.5 Udvikling i indeks for absolut kvælstoftilførsel fra dansk land for perioden februar til august. Indeks 100 er lig gennemsnit for perioden (----). Linje viser signifikant lineær stigning siden 2011 på 3,1 % pr. år. (std. err. $\pm$ 1,02, $p=0,015$).



I beregningerne af effekten af kvælstoftilførsler (figur 5.5, 5.7 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 101 for 2020 (100 svarer til gennemsnittet siden 1990) og 96 i 2019. Dvs. påvirkningen af kvælstof fra land var lidt højere i 2020 sammenlignet med 2019, og er nu på niveau med den gennemsnitlige kvælstoftilførsel i hele undersøgelsesperioden med start i 1984 (figur 5.5).

Figur 5.3 viser udviklingen i algevæksten siden ca. 1980. Generelt har algevæksten været faldende med -1,67 % pr. år siden 1980, hvilket skyldes de reducerede tilførsler af især fosfor (fra ca. 1985 og frem), men også at kvælstoftilførslerne blev ca. halveret fra 1994 til 2011. Siden 2011 har de absolutte kvælstoftilførsler i algernes vækstsæson været signifikant stigende (figur 5.5). Denne stigning i tilførslerne af kvælstof kan forklare, at faldet i algevæksten stopper og afløses af en tendens til en stigning fra 2010 og frem (tabel 5.2). Se nedenfor for en nærmere analyse af sammenhængen mellem kvælstoftilførsler og algevækst.

Tabel 5.2. Statistisk analyse af den tidlige 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 fjerde og åbne indre farvande for de angivne årstal og frem til 2020. 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. Siden omkring 2010-12 har tilførslen af kvælstof været stigende (se figur 5.5), hvorfor udviklingen er analyseret separat for 2012 og frem.

Periode	Fjerde		Åbne indre farvande	
	Ændring/år (%)	Signifikans (P-værdi)	Ændring/år (%)	Signifikans (P-værdi)
1975 $\geq$	-1,30	< 0,0001	-0,46	0,10
1980 $\geq$	-1,67	< 0,0001	-1,22	< 0,0001
1985 $\geq$	-1,57	< 0,0001	-0,99	0,0021
1990 $\geq$	-1,60	0,0002	-0,82	0,034
1995 $\geq$	-0,72	0,087	-0,73	0,16
1998 $\geq$	-0,34	0,47	-1,95	0,0002
2000 $\geq$	-0,90	0,083	-2,09	0,0003
2005 $\geq$	-1,60	0,029	-2,95	0,0008
2010 $\geq$	0,51	0,61	-1,21	0,39
2012 $\geq$	1,49	0,27	1,90	0,12

Åbne indre farvande

Algevæksten i de åbne indre farvande var på 169 g kulstof $\text{m}^{-2} \text{år}^{-1}$ i 2020 (vist som indekssværdi i *figur 5.3B*). Det er en stigning på 20 % i indekssværdien ift. 2019 og stigningen genfindes med samme størrelse på alle otte åbenvandsstationer. Stigningen kommer efter et tilsvarende fald mellem 2018 og 2019 og bringer dermed algevæksten tilbage på niveau med 2018. Tendensen for udviklingen i algevæksten er stigende siden 2012, 1,9 % pr. år, men tendensen er ikke signifikant ($p=0,12$, *tabel 5.2 og figur 5.3*).

Klorofylkoncentrationen i 2020 var rekordhøj. Middelværdien på 2,29 $\mu\text{g l}^{-1}$ (*figur 5.4B*), var 20 % højere end i 2019 og den højeste som er målt siden den marine overvågning startede i 1974. Denne stigning forstærker den stigning der har været siden 2012 med en hældning på 0,11 $\mu\text{g l}^{-1} \text{år}^{-1} \pm 0,024$ (Std. Err., $p=0,0025$). Set over hele perioden er der ingen udvikling i koncentrationen. Ændringen siden 2007 er også beregnet for konsistens med analysen for fjorde og kystnære områder, men viser ikke en signifikant ændring.

Sigtdybden var 7,7 m i de åbne farvande i 2020 (*figur 5.4D*). Der er et fald på 0,24 m i forhold til 2019 og siden 2012 er sigtdybden faldet næsten en meter (0,83 m). Tendensen er et fald på 0,11 m år^{-1} siden 2012 (*figur 5.4D*). Faldet er næsten signifikant ($p=0,05$). Set over hele perioden har sigtdybden været stigende (0,032 m år^{-1} , $p<0,0001$).

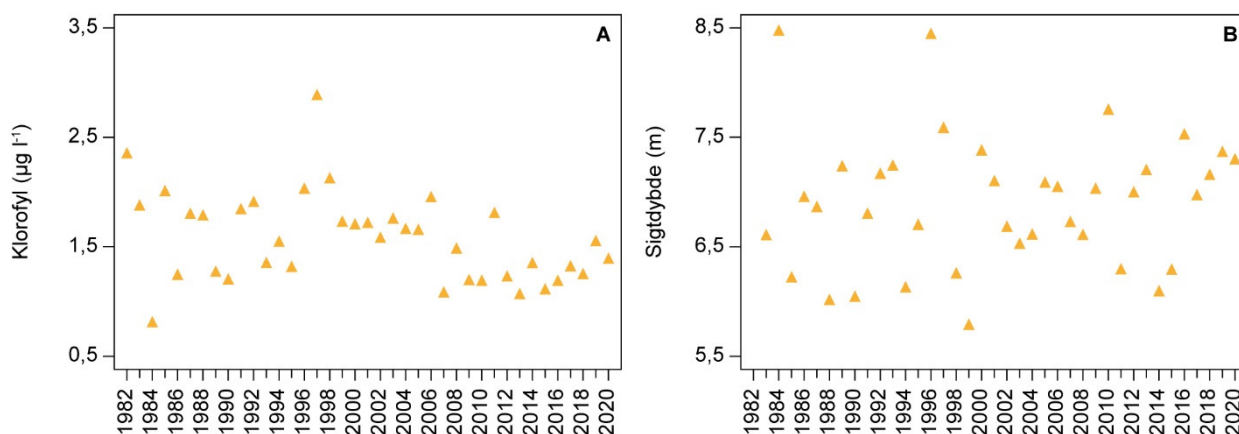
Samlet var tilstanden i 2020 dårligere end i 2019 med højere algevækst, højere klorofyl koncentrationer og mere uklart vand. Det er især bekymrende, at klorofylkoncentrationen nu er højere end nogensinde målt.

Nordsøen

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

Klorofylkoncentrationen er vist på *figur 5.6A*. Overordnet har klorofylkoncentrationen været svagt faldende over hele perioden fra 1982 til 2020 ($-0,013 \mu\text{g klorofyl l}^{-1} \text{år}^{-1}$ (Std. Err. $\pm 0,005$, $p = 0,03$). 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. Overordnet var niveauet stabilt fra 1982 til 2006 med en middelværdi på 1,73 $\mu\text{g klorofyl l}^{-1}$. I perioden 2007 til 2012 var niveauet lavere, 1,30 $\mu\text{g klorofyl l}^{-1}$. Fra 2013 er der en tendens til en stigning (0,045 $\mu\text{g klorofyl l}^{-1} \text{år}^{-1}$ (Std. Err. $\pm 0,019$, $p = 0,053$). I 2020 var koncentrationen 1,40 $\mu\text{g klorofyl l}^{-1}$, hvilket var lidt lavere end i 2019. Det overordnede fald i klorofylkoncentrationen afspejler en støt faldende tilførsel af næringsstoffer fra de fleste lande omkring Nordsøen.

Sigtdybden i Nordsøen er i gennemsnit på 6,9 m (*figur 5.5 B*). 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 2009. Sigtdybden i 2020 var 7,3 m, hvilket var 0,07 m lavere end i 2019.



Figur 5.6. A) Årsmidler for koncentrationen af klorofyl A) og sigtdybde 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 5.2) 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 5.3 og figur 5.7 A og C), og derefter vurdere effekter af udviklingen i kvælstoftilførsler på algevæksten (figur 5.7 B og 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.

Analysen viser, at der er en signifikant positiv sammenhæng mellem kvælstoftilførsler og algevækst for de åbne indre farvande for alle tre undersøgte perioder (tabel 5.3). Den tilsvarende analyse for fjorde og kystvande viser samme mønster for data fra henholdsvis 1984 og 1990 og frem til 2020. På figur 5.7 er sammenhængen vist for alle data fra 1984 og frem. De generelt lavere kvælstoftilførsler de sidste 10 år viser sig ved, at alle punkter fra 2010 til 2019 (sorte symboler) er under 100 for kvælstoftilførsler. Bemærk at indeks for kvælstoftilførslerne i 2020 (gult symbol) er over 100, dvs. at i 2020 blev der tilført mere kvælstof end middelværdien for perioden 1990 – 2020 for månederne februar til august.

Tabel 5.3. Statistisk analyse af sammenhængen mellem kvælstoftilførsler i vækstperioden 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 2020. Statistisk signifikante trends er fremhævet med gråtone. Perioden fra 1984 er valgt, da det er det først 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.

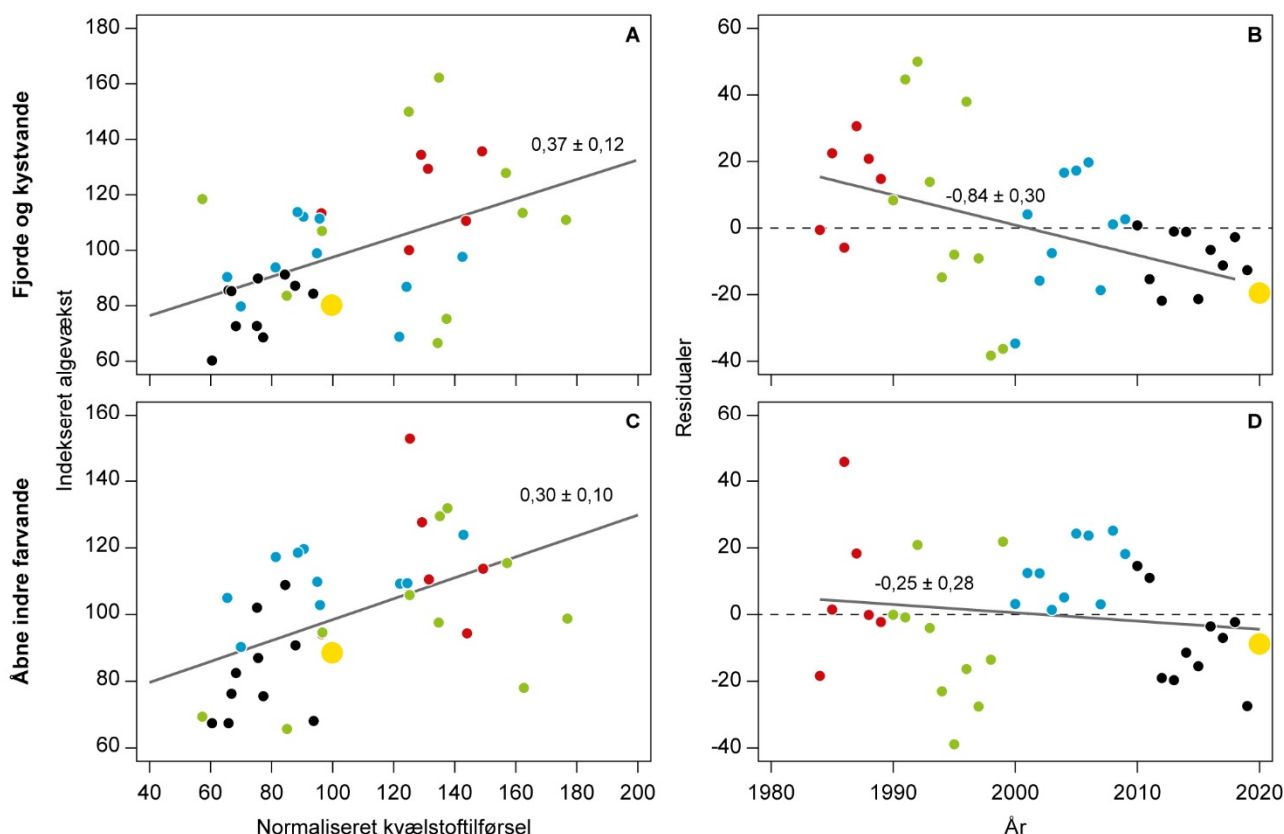
	Fjorde og kystvande				Åbne indre farvande			
	N-koef.	P-værdi	Lys-koef.	P-værdi	N-koef.	P-værdi	Lys-koef.	P-værdi
1984 ≥	0,37	0,0034	0,36	0,67	0,30	0,005	-0,14	0,60
1990 ≥	0,31	0,02	0,85	0,27	0,28	0,009	0,13	0,84
1998 ≥	0,12	0,40	1,01	0,11	0,50	0,003	0,46	0,50

De signifikante koefficienter for sammenhængen mellem tilførsler og algevækst er mellem 0,28 og 0,50 %/% (tabel 5.3). Det vil sige, at når kvælstoftilførslen reduceres med 1 % reduceres algevæksten med 0,28-0,50 %. Usikkerheden omkring sammenhængen stammer fra andre faktorer, som påvirker algevæksten, 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 kvælstoftilførsel og indstrålingen, og repræsenterer dermed andre forhold. Analysen af residualer viser en nedadgående tendens, som er signifikant for fjorde og kystnære områder (figur 5.7B og D). Dvs., at der er en nedadgående tendens, som ikke er forklaret med en nedgang i den nuværende 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 puljer af næringsstoffer, primært i sedimentet men også i opløst organisk stof i de frie vandmasser (Jørgensen m.fl. 2014), gradvist udtømmes efter en længere årrække med tilførsler, som ligger på et lavere niveau end i 1980'erne, hvor tilførslerne toppede.

Faldet i algevækst over tid kan dermed deles op i en umiddelbar effekt på ca. 0,37 % pr. procent ændring i kvælstoftilførsler og et fald på 0,84 % 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 (-0,25 % år⁻¹) men ikke signifikant. Dog er udviklingen i residualerne siden 2004 ca. den samme som for fjorde og kystnære områder.

Samlet bekræfter analysen tidligere års konklusion om, at tilførsler fra dansk land har en signifikant effekt på algevæksten i danske farvande, og at den kvantificerer den umiddelbare effekt til omkring 0,3 til 0,5 % pr. procent ændring i tilførslerne. Residualanalysen viser, at der i tillæg er en forsinket effekt over en årrække. Pga. af de stingende tilførsler af kvælstof siden 2011 modvirker de to effekter hinanden og den samlede effekt er en mindre stigning i algevæksten siden 2012 (Tabel 5.2).



Figur 5.7. 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 er 100 for hver station. Farverne angiver hver dekade: rød 1980-1990, grøn 1991-2000, blå 2001-2010, sort 2011-2017. 2020 er markeret med gult. A og C viser sammenhængen mellem indekseret kvælstoftilførsler og indekseret algevækst, og hældninger er angivet som procent ændring i algevækst pr. procent ændring i kvælstoftilførsel $\pm$ standardfejl (se også tabel 5.2). 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).

7 Sammenfatning

- Miljøtilstanden i de åbne indre farvande var dårligere i 2020 end året før, med stigende algevækst, klorofylkoncentration og faldende sigtdybde. Forværringen skyldes hovedsageligt de generelt stigende tilførsler af kvælstof siden 2011 og de meget høje tilførsler i 2019 og i begyndelsen af 2020. Det er bemærkelsesværdigt at klorofylkoncentrationen i 2020 er den højst målte nogensinde i de åbne indre farvande.
- For fjorde og kystnære områder var der også en forværring af tilstanden i forhold til 2019, men mindre udtalt end i de åbne indre farvande. Tendensen er dog klart negativ siden 2012.
- Set over hele perioden fra 1990 til 2020 er udviklingen stadig klart positiv, men siden 2012 har der været en forringelse af miljøtilstanden i vandsøjlen, som hovedsageligt skyldes de generelt stigende tilførsler af kvælstof siden ca. 2011. Analyser af algevæksten viser dog, at denne er faldende, i forhold til det forventede ud fra tilførslerne af kvælstof, hvilket viser, at der stadig er en forsinket positiv effekt af de reduktioner i næringsstofftilførslerne, som skete fra slut 1980'erne og frem, som betyder en faldende intern recirkulering af næringsstoffer.
- I Nordsøen er der et svagt fald i klorofylkoncentrationen set over de sidste 40 år, men en stigende tendens set over de sidste 8 år.

- Prøvetagningen var afbrudt i 2020 fra midt i marts til midt i maj pga. COVID-19 nedlukningen. Det betyder, at det er svært at vurdere sæsonmønstret for 2020. Effekten på årsværdier for algevæksten er estimeret og de rapporterede værdier er korrigeret (*tabel 5.1*).

6 Iltforhold

Jens Würgler Hansen & Jacob Carstensen

Iltsvind opstår, når iltforbruget i bundvandet er større end ilttilførslen. Iltforbruget skyldes bunddyrs samt bakteriers og andre mikroorganismers respiration ved nedbrydning af organisk stof. Forbruget afhænger af mængden og nedbrydeligheden af det organiske stof og 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 forekommer hovedsageligt fra juli til november, men i nogle kystvande opstår iltsvind ofte før juli.



Et efterhånden ikonisk iltsvindsbillede: Liglagen, svovlskyer i bundvandet og døde bunddyr.
Foto: Peter Bondo Christensen.

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 i form af stigende temperatur, øget nedbør og ændrede vindforhold påvirker også iltforholdene. 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 næringsstoffer og organisk stof og styrker også lagdelingen af vandsøjlen. Vindforholdene påvirker opblandingen af vandmasserne samt vandstrømmene og dermed ilttilførslen til bundvandet.

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 omrøring og svag strøm kan føre til lagdeling af vandsøjlen og utilstrækkelig ilttilførsel til bunden. Iltsvind opstår derfor typisk i forbindelse med stille, varme perioder med temperaturlagdeling og/eller saltlagdeling af vandsøjlen. Ved temperaturlagdeling flyder varmere og dermed lettere overfladevand oven på koldere og dermed tungere bundvand. Ved saltlagdeling er overfladevandet mindre salt og dermed lettere end bundvandet. 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 således 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. Klimaforandringer vil som oftest forstærke effekten af eutrofiering.

Iltindholdet i bundvandet er af afgørende betydning for livsbetingelserne for bundplanter, bunddyr og bundlevende fisk. Larvestadiet af nogle bunddyr og fisk samt voksne individer af særligt følsomme arter påvirkes af lavt iltindhold (4-6 mg l⁻¹), selv når iltkoncentrationen er over grænsen for iltsvind. Ved moderat iltsvind (2-4 mg l⁻¹) søger mange fisk og mere mobile bunddyr væk fra de ramte områder, og under længere perioder med kraftigt iltsvind (< 2 mg l⁻¹) begynder bunddyrene at dø. Kraftigt iltsvind kan opstå pludseligt, hvis vind og strøm flytter iltfattigt vand fra et område til et andet, hvorved også fisk og mobile bunddyr kan blive fanget i det iltfattige vand.

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 reduceres 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 liglaget 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. Liglaget repræsenterer derfor den sidste barriere, inden svovlbrinte frigives til vandfasen. Den ændrede stofomsætning i forbindelse med iltsvind medfører også 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) ophører. Bunddyrenes bioturbation 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 korigeret 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 farvande (Rytter *m.fl.* 2017).

Ændringer i iltsvindets sæsonmønster er undersøgt på to stationer med sammenlignelige hydrografiske forhold. Den ene station er placeret i den sydlige del af Lillebælt nordvest for Ærø (st. FYN6300043) og den anden i Øresund syd for Ven (st. KBH431). For de to stationer er årets første og sidste iltsvindsepisode bestemt ud fra en tidlig interpolation af iltkoncentrationerne ved bunden den første dag og den sidste dag i året, hvor iltkoncentrationerne er under henholdsvis 4 mg/l og 2 mg/l.

Iltsvind i 2020

Overordnet status

I 2020 opstod der flere steder iltsvind ret tidligt på året. Det første iltsvind uden for de mere eller mindre permanente iltsvindsområder blev registreret midt i maj i det sydlige Lillebælt, Flensborg Fjord, og Det Sydfynske Øhav (Hansen & Rytter 2020A). Da overvågningen var nedlukket fra midt i marts til midt i maj pga. corona-restriktioner, er iltsvindet formodentlig startet endnu tidligere end registreret i de nævnte områder. I den indre del af Flensborg Fjord var der således iltfrit i bundvandet allerede ved den første måling midt i maj, hvilket er usædvanligt tidligt og forudsætter, at der har været kraftigt iltsvind i området noget tid. I Limfjorden, hvor overvågningen først blev genoptaget efter corona-nedlukningen i starten af juni, blev der ved den første måling konstateret kraftigt iltsvind i nogle områder, hvilket indikerer, at iltsvindet er startet allerede sidst i maj.

Den tidlige start på årets iltsvind skyldes en kombination af en relativt kort periode til geniltning af havbunden, høj vandtemperatur fra årets start, en reduceret udskiftning af bundvandet i de indre farvande i årets første måneder, og en stor tilførsel af næringsstoffer først på året efterfulgt af en forholdsvis solrig marts og april uden specielt meget vind (*kapitel 2 & 4*). I det sydlige Lillebælt og omgivende farvande var der i 2019 udbredt iltsvind til langt hen i november og på enkelte lokaliteter endda helt ind i december. Det gav en kort periode til geniltning af havbunden, hvilket gjorde havbunden i området mere sårbar over for udvikling af iltsvind i 2020. Desuden har de svage vinde i marts og april hæmmet opblandingen af vandsøjlen og dermed mindsket tilførslen af iltholdigt vand fra overfladen til bunden. Endelig har de usædvanligt høje vandtemperaturer reduceret opløseligheden af ilt og stimuleret omsætningen af organisk stof og derved øget iltforbruget.

Iltsvindet tog til i styrke og udbredelse i løbet af juni. Blæst først i juli forbedrede iltforholdene i de lavvandede områder og bremsede iltsvindets udvikling i de dybere områder. Iltsvindet forstærkedes igen i august og september især i de områder, som er relativt udsatte for iltsvind. En del steder blev der registreret iltfrie forhold i bundvandet, hvilket førte til frigivelse af næringsstoffer og giftig svovlbrinte fra bunden (Hansen & Rytter 2020A&B). Midt i september var iltsvindet meget intenst og udbredt i store dele af de indre farvande syd for Djursland (*figur 6.1*).

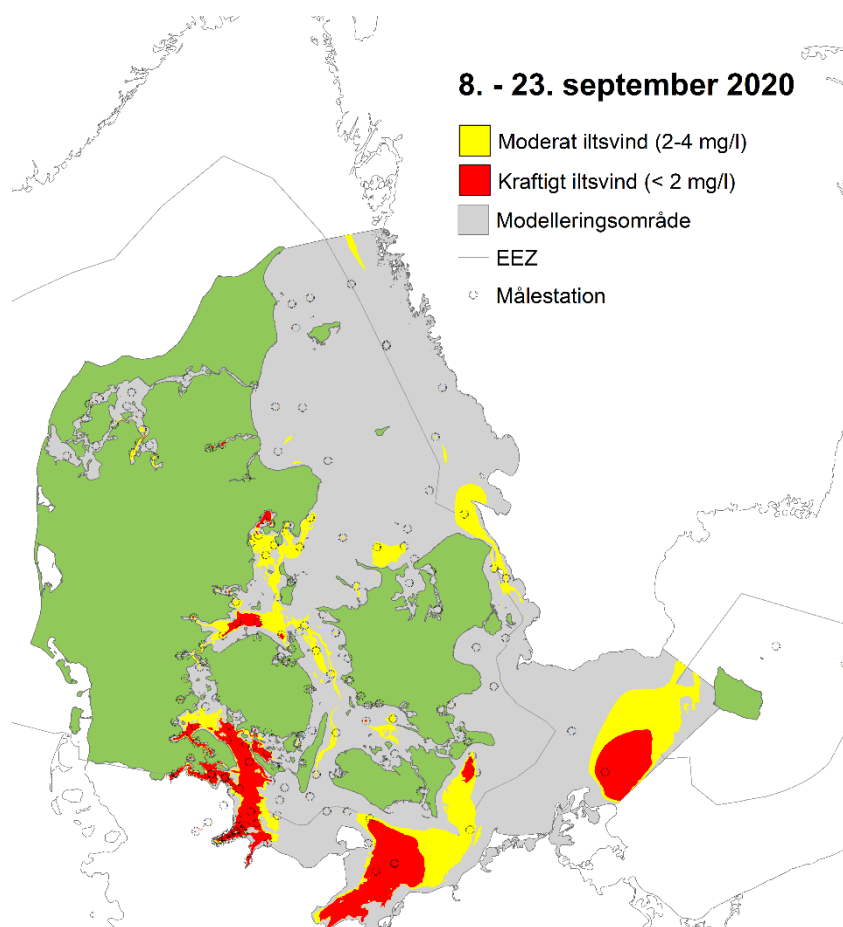
I løbet af oktober svækkede hyppigere blæst og faldende vandtemperatur iltsvindet en del i de mere lavvandede områder, mens effekten var mindre i de dybere områder (Hansen & Rytter 2020C). Kraftig blæst i flere sammenhængende dage i starten af november reducerede iltsvindets udbredelse væsentligt,

og midt i november var iltsvindet næsten helt forsvundet (Hansen & Rytter 2020D).

Iltsvindet i de danske farvande var i 2020 særlig udbredt og intenst i Limfjorden, Mariager Fjord, Knebel Vig, det nordlige Bælthav, 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 Kiel Bugt, Mecklenburg Bugt, Lübeck Bugt og Arkonabassinet. Iltsvindsovervågningen dækker ikke alle lavvandede områder i kystvandene. Der kan således lokalt opstå iltsvind, som ikke fremgår af den nationale iltsvindsovervågning.

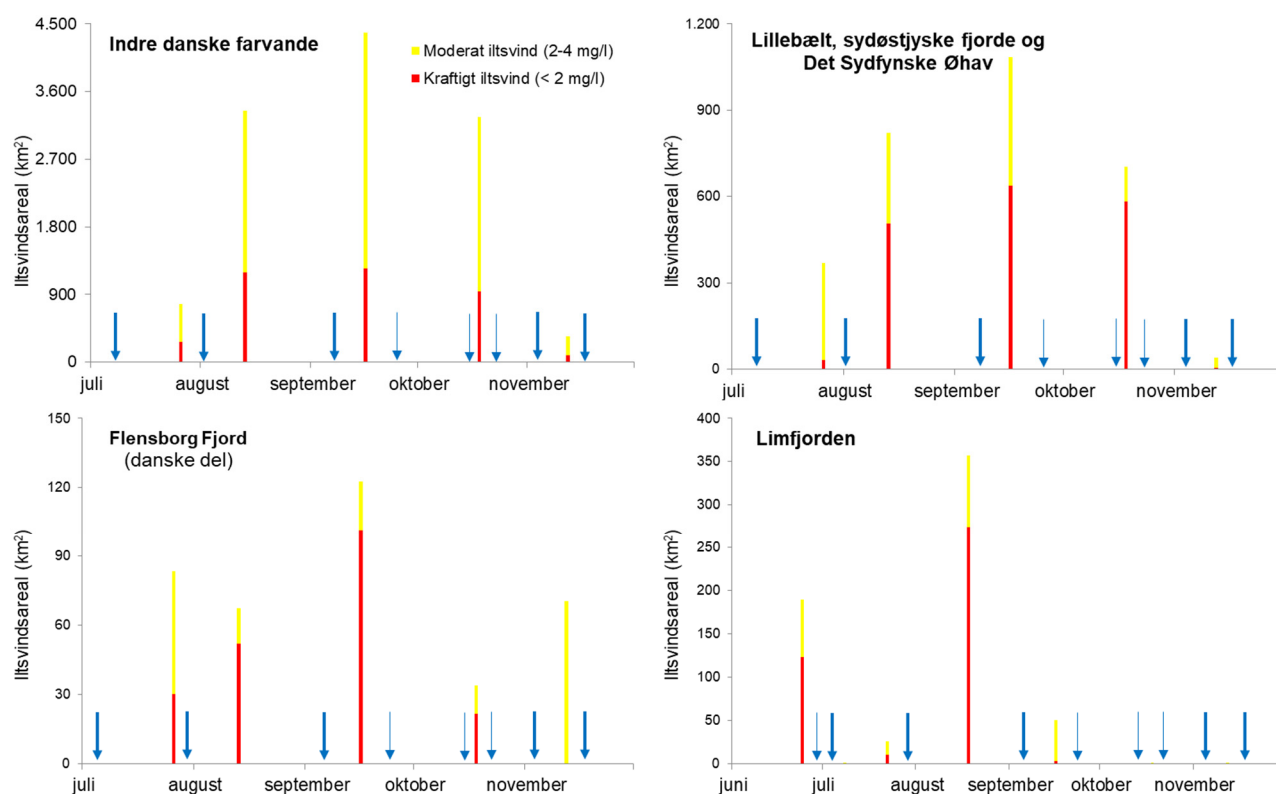
De fleste områder i de indre farvande blev berørt af iltsvind i 2020. Dog blev der kun registreret sporadisk iltsvind af meget begrænset udstrækning i den centrale og nordlige del af Kattegat. Desuden blev Smålandsfarvandet samt Køge og Faxe Bugt kun berørt i mindre omfang.

Figur 6.1. Kortet viser den modellede udbredelse af iltsvind medio september 2020. EEZ står for 'Exclusive Economic Zone' og afgrænser de danske farvande (Hansen & Rytter 2020B).



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 modelberegne arealer for de samlede indre danske farvande og for områderne Lillebælt/sydøstjyske Fjorde/Det Sydfynske Øhav, Flensborg Fjord og Limfjorden. Vindhændelser, som har styrke til at mindske iltsvindets udbredelse betydeligt i de lavvandede områder og svække lagdelingen i de dybere områder, er markeret i figuren.



Figur 6.2. Udvikling i arealet af moderat iltsvind (2-4 mg l⁻¹) og kraftigt iltsvind (< 2 mg l⁻¹) i 2020 i de indre danske farvande og i tre udvalgte delområder. Arealerne er opgjort for sidst i juli samt medio august, september, oktober og november – for Limfjorden er arealet også opgjort sidst i juni, dvs. før rapporteringsperioden for iltsvind. Pilene angiver vindhændelser med døgnmiddelvind, højeste 10 minutters middelvind og maksimale vindstød større end henholdsvis 6, 17 og 22 m s⁻¹. Såfremt vindhændelsen varede mere end et døgn er det markeret med en tykkere pil. Bemærk forskellig skala på y-akserne.

Indre danske farvande: Juli var relativ kølig og blæsende, hvilket bremsede iltsvindets udvikling, som i en del områder var værre i slutningen af juni (dvs. før iltsvindsrapporteringen – se fx omtale af Limfjorden nedenfor) end sidst i juli. Vejrskifte til varme og svage vinde bevirkede, at iltsvindets udbredelse og styrke blev markant større fra sidst i juli til midt i august. Iltsvindet blev yderligere forstærket efterfølgende og toppede i september, hvorefter iltsvindet langsomt aftog. Først i efteråret blev vindhændelserne tilstrækkelig hyppige, kraftige og/eller langvarige til at mindske iltsvindet. Desuden medvirkede den faldende vandtemperatur også til at svække iltsvindet. Andelen af kraftigt iltsvind (< 2 mg l⁻¹) var forholdsvis stabil og udgjorde 26-36 % af det samlede iltsvindsareal, hvilket var mindre end i 2019 (42-56 %).

Lillebælt, sydøstjyske fjorde og Det Sydfynske Øhav (max-dybde ca. 40 m): I Lillebælt var iltsvindet som normalt begrænset til den sydlige del, hvor der var et forholdsvis stabilt udbredt iltsvind, hvilket også var tilfældet i Det Sydfynske Øhav. I Haderslev og Aabenraa Fjord var iltsvindet mere dynamisk, men i perioder meget intenst. Vindhændelsen i starten af september var ikke tilstrækkelig kraftig og langvarig til at mindske iltsvindets udbredelse. Det skyldes de forholdsvis store dybder i store dele af området, hvorfor vandsøjlen kræver meget vindenergi for at blive fuldt opblandet. I starten af november var middelvinden fire dage i træk hård til stormende kuling og der var vindstød af stormstyrke. Den megen vind tilførte nyt og iltholdigt vand til bunden, hvilket næsten helt afsluttede årets iltsvind. Området omfatter flere af de såkaldte sårbare områder, som er områder, der rammes af iltsvind hvert år. De sårbare områder er også karakteriseret ved, at andelen af kraftigt iltsvind ofte er høj – for dette område 60-80 % i 2019, hvilket også var tilfældet i 2020 for august-oktober, mens andelen i juli og november var på knap 10 %.

Flensborg Fjord (danske del, max-dybde godt 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. Trods vindhændelsen i starten af juli var iltsvindet således veletableret igen sidst i juli. Midt i august var iltsvindet reduceret lidt i udbredelse pga. vindhændelsen allersidst i juli, men alligevel var iltsvindet intensiveret i form af en langt større andel kraftigt iltsvind. Blæsten i starten af september har formodentlig bidraget til at øge iltsvindets udbredelse midt i september, idet vestenvinden har presset overfladevandet mod øst, hvilket kan have udløst en tilbagestrømning af meget iltfattigt bundvand fra det sydlige Lillebælt ind i Flensborg Fjord. Midt i september var $\frac{3}{4}$ af fjordbunden og næsten $\frac{2}{3}$ af vandsøjlen påvirket af iltsvind, heraf langt størstedelen af kraftigt iltsvind. En yderligere tilførsel af iltfattigt bundvand fra det sydlige Lillebælt, efter den kraftige og langvarige vind i starten af november og en samtidig vindinduceret ændring fra kraftigt til moderat iltsvind, er sandsynligvis forklaringen på den relativt store udbredelse af moderat iltsvind midt i november.

Limfjorden (max-dybde ca. 20 m): Limfjorden er et relativt lavvandet og øst-vestvendt stræde med gennemstrømning af især vand fra Nordsøen. Det bevirker, at Limfjorden er et meget dynamisk iltsvindsområde, hvor iltsvind opstår og forgår hurtigt. Iltsvind etableres typisk tidligt i Limfjorden, hvilket også var tilfældet i 2020, hvor der allerede i starten af juni var udbredt kraftigt iltsvind flere steder, som bredte sig til et større område i løbet af juni. Blæsten i slutningen af juni og først i juli fjernede fuldstændig iltsvindet, som kun blev reetableret i mindre omfang i løbet af den blæsende og kølige juli. I august bredte iltsvindet sig igen i Limfjorden, og midt i august var store områder påvirket, og godt $\frac{3}{4}$ af iltsvindsarealet udgjordes af kraftigt iltsvind. Den megen vind i starten af september reducerede iltsvindets udbredelse markant, og de sidste rester af iltsvind forsvandt i slutningen af september og starten af oktober.

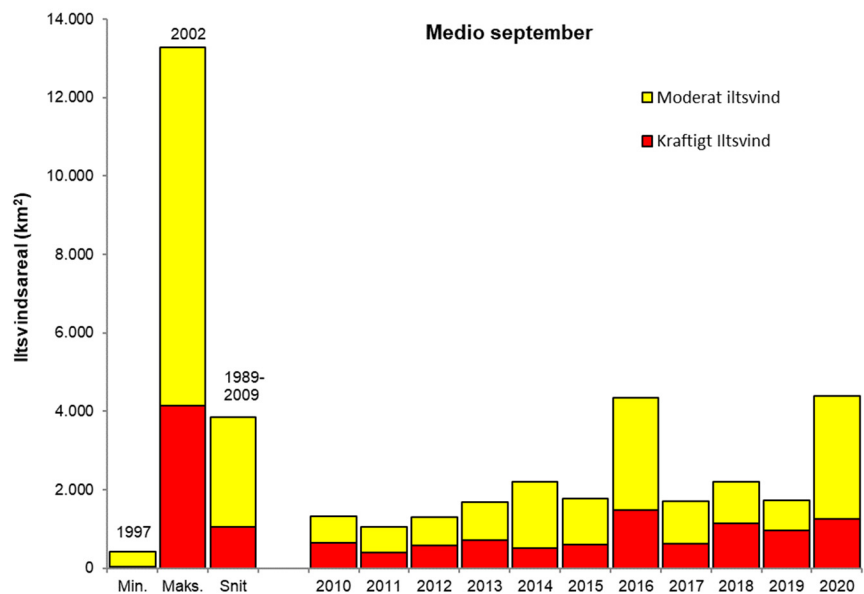
Udvikling i arealudbredelsen af iltsvind 1989-2020

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 uheldig 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 og lave temperaturer i bundvandet.

I 2020 var udbredelsen af iltsvind i indre de danske farvande medio september på niveau med 2016 og markant større end de forudgående tre år og perioden 2009-2015, hvor især 2010-2012 var kendetegnet ved generelt gode iltforhold. Udbredelsen i 2020 var sammen med 2016 på niveau med gennemsnittet for 1989-2009 og den største siden 2008. Da udbredelsen i 2008 var markant højere end for 2004-2007 betyder det, at udbredelsen i 2020 er i top tre siden 2004, dvs. i en periode på 17 år. Som nævnt tidligere er forklaringen på den store udbredelse i september 2020 formodentlig en kombination af et efterslæb i geniltningen af havbunden pga. den sene afslutning af iltsvindssæsonen i 2019, en stor og algevækst-stimulerende næringsstoftilførsel i starten af 2020, høj vandtemperatur, og nogle forudgående måneder, der, bortset fra juli, var relativt solrige, varme og vindsvage.

Den relativt store udbredelse af iltsvind i 2016 og 2020 viser, at iltsvind fortsat kan brede sig over større områder og blive meget intenst, hvis de eutrofieringsmæssige og vejrmæssige forhold stimulerer udviklingen af iltsvind.

Figur 6.3. Udvikling i areal af moderat iltsvind (2-4 mg l⁻¹) og kraftigt iltsvind (< 2 mg l⁻¹) medio september i de indre danske farvande for perioden 2010-2020 samt den største og mindste registrerede arealudbredelse i overvågningsperioden 1989-2020 og gennemsnittet for perioden 1989-2009. Til sammenligning har Fyn et areal på ca. 3.000 km² og Sjælland et areal på ca. 7.000 km².



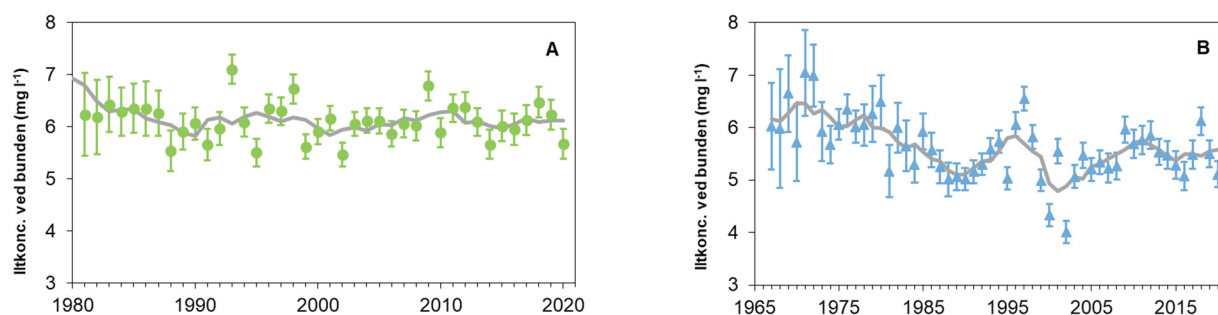
Tidlig udvikling i bundvandets iltforhold

Fjorde og kystvande samt åbne indre farvande

I fjorde og kystvande var iltkoncentrationen ved bunden i 2020 noget lavere end de forudgående fem år og blandt de laveste værdier i hele overvågningsperioden (figur 6.4). I de åbne indre farvande var der også et markant fald i bundvandets iltkoncentration i 2020 til et niveau under gennemsnittet for overvågningsperioden (6,5 mg/l). De relativt lave iltkoncentrationer i 2020 skyldes bl.a. den rekordhøje bundvandstemperatur i 2020 samt den sene afslutning af iltsvindssæsonen i 2019, der har betydning for iltforholdene i 2020. Men også vindforholdene og graden af lagdeling af vandsøjlen er af stor betydning for iltkoncentrationen i bundvandet.

Iltforholdene i bundvandet har endnu ikke responderet fuldt ud på reduktionen i tilførslen af næringsstoffer siden slutningen af 1980'erne, hvilket formodentlig skyldes en kombination af strukturelle forandringer i økosystemet (såsom ændrede fysiske-kemiske-biologiske forhold), øget lagdeling, højere temperatur, frigivelse af næringsstoffer fra havbunden og en reduceret genopbygning af sedimentets bufferkapacitet mod iltsvind, dvs. iltning af havbunden (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 1989-90, 2002-03 og 2014-16 er formodentlig relateret til variationer i klimatiske forhold og vandstrømme, 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 $\pm$ 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 0,013-0,047 mg O₂ l⁻¹ år⁻¹. Udviklingen er modsat i området bestående af de sjællandske fjorde og Smålandsfarvandet, hvor der er en statistisk signifikant stigning i bundvandets iltkoncentration på 0,028 mg O₂ l⁻¹ år⁻¹.

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.

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	29	4	1989-2020	0,2535	0,012
Limfjorden	41	9	1980-2020	0,0674	-0,020
Østjyske fjorde	48	11	1972-2020	0,5278	-0,003
Fynske fjorde og Det Sydfynske Øhav	43	3	1977-2020	0,0063	-0,022
Sjællandske fjorde og Smålandsfarvandet	35	13	1985-2020	0,0075	0,028
Kattegat	55	18	1966-2020	0,2758	-0,005
Nordlige Bælthav og Storebælt	49	9	1970-2020	0,0289	-0,018
Lillebælt og Femern Bælt	55	6	1965-2020	0,0003	-0,032
Øresund	54	4	1967-2020	0,0344	-0,013
Østersøen	53	9	1966-2020	<0,0001	-0,047

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). I de sidste 10 år er iltkoncentration i bundvandet kun steget i Limfjorden samt i området

betegnet Sjællandske Fjorde og Smålandsfarvandet. Faktisk er udviklingen i iltkoncentrationen forværret i fire ud af ti områder de seneste 10 år sammenlignet med udviklingen for hele overvågningsperioden. Tre af disse fire farvande er de kendte 'problemområder' i form af sårbare fjorde og kystvande samt bælteerne. Ændringen i bundvandets iltkoncentration er dog ikke statistisk signifikant i nogen af de ti områder, hvilket viser, at variationen er stor mellem årene og udviklingen ikke entydig.

Tabel 6.2 Lineære 10-års-trendanalyser (2011-2020) af udviklingen i middelkoncentrationen af ilt i bundvandet delt op på områder. Trends er statistisk signifikante, når $P < 0,05$, hvilket ikke var tilfældet for nogen af områderne. Ændringen i udviklingen i forhold til langtidstrenden (tabel 6.1) er angivet med $\leftrightarrow$ (uændret), $\uparrow$ (forbedret), $\downarrow$ (forringet). Symbolerne for 'forbedret' og 'forringet' er anvendt, når udviklingen i iltindholdet i et område er henholdsvis øget eller reduceret med $\geq 50\%$ 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 ($\text{mg l}^{-1} \text{år}^{-1}$)	Ændring ift. langtidstrend
Vestjyske fjord- og kyststationer	4	0,6347	-0,016	$\downarrow$
Limfjorden	9	0,5165	0,062	$\uparrow$
Østjyske fjorde	11	0,6574	-0,015	$\downarrow$
Fynske fjorde og Det Sydfynske Øhav	3	0,3803	-0,055	$\downarrow$
Sjællandske fjorde og Smålandsfarvandet	13	0,6077	0,039	$\leftrightarrow$
Kattegat	18	0,9290	-0,003	$\leftrightarrow$
Nordlige Bælthav og Storebælt	9	0,3538	-0,084	$\downarrow$
Lillebælt og Femern Bælt	6	0,6771	-0,033	$\leftrightarrow$
Øresund	4	0,4541	-0,048	$\leftrightarrow$
Østersøen	9	0,3746	-0,026	$\uparrow$

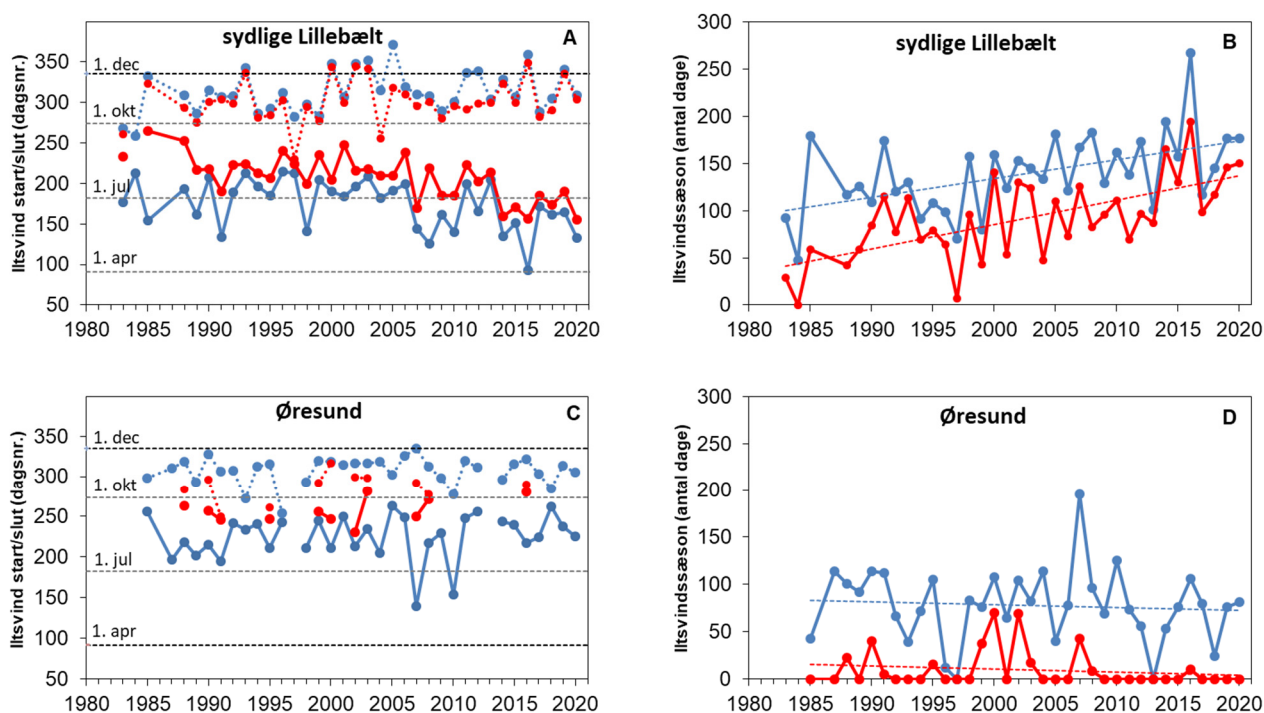
Udviklingen på udvalgte stationer

Ændringer i iltsvindets sæsonmønster er undersøgt på en station i henholdsvis det sydlige Lillebælt og i Øresund. 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 markant 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 iltsvindet i Lillebælt ofte først ophørt i løbet af december.

Tidsrummet mellem starten på årets første og afslutningen på årets sidste iltsvind udgør iltsvindssæsonen. I det sydlige Lillebælt er der en tendens til, at sæsonlængden for både moderat og kraftigt iltsvind er udvidet med ca. to måneder siden midten af 1980'erne, mens iltsvindssæsonens 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 dybvandede, 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 strømmer via Storebælt. Bundvandet i Lillebælt har således været længere undervejs og er derfor mindre iltholdigt, end det som tilføres Øresund.

Ovenstående forklarer, hvorfor Lillebælt er mere udsat for iltsvind end Øresund. Men det forklarer ikke, hvorfor iltsvindholdene har udviklet sig negativt i Lillebælt, mens de har været stabile i Øresund. Forklaring på udviklingen i det sydlige Lillebælt er ret kompleks, idet der formodentlig er mange faktorer involveret herunder ændringer i tilførslen af næringsstoffer, trawlfiskeri, bunddyr og vindmønstre. Det ser ud til, at området er kommet ind i en dårlig spiral, hvor forholdene det ene år forværrer forholdene det efterfølgende. Det er et mønster, som indikerer, at havbunden spiller en central rolle, idet utilstrækkelig geniltning af havbund fra en iltsvindssæson til den næste har en selvforstærkende effekt på iltsvindholdene.



Figur 6.5. Venstre kolonne: Tidlig udvikling i dagsnummer for start (fuldt optrukket) og slut (stiplet) for henholdsvis moderat (blå) og kraftigt (rød) iltsvind i det sydlige Lillebælt nordvest for Ærø (station FYN6300043, A) og i Øresund syd for Ven (station KBH1431, C). Bemærk, at y-akse starter ved dagsnummer 50. Højre kolonne: Tidlig udvikling i længden af iltsvindssæsonen for moderat (blå) og kraftigt (rød) iltsvind i sydlige Lillebælt (B) og Øresund (D). Stiplede linjer angiver trendlinjer (lineær regression) for sæsonlængden for moderat (blå) og kraftigt iltsvind (rød).

Sammenfatning

- Iltsvindet var udbredt og meget intenst i 2020. I de lavvandede områder forbedredes iltsforholdene markant men midlertidigt i tilknytning til kraftig vind først i juli og forsvandt næsten helt efter kraftig blæst først i september. I de dybere områder reduceredes iltsvindet først markant efter flere dages sammenhængende blæst i starten af november.
- Iltsvindet i 2020 startede meget tidligt på året som en konsekvens af høj vandtemperatur, stor næringsstofftilførsel fra årets start, svag vind og en sen afslutning på iltsvindet i 2019.
- Iltsvindet forårsagede iltfrie forhold i bundvandet og frigivelse af svovlbrinte fra havbunden i en del områder.
- Iltsvindsarealet i de danske farvande midt i september 2020 var sammen med 2016 det største siden 2008. Godt en fjerdedel af iltsvindsarealet var påvirket af kraftigt iltsvind.

- Iltindholdet i bundvandet i fjorde og kystvande har været forholdsvis stabilt siden slutningen af 1980'erne. Iltindholdet i 2020 var blandt de laveste siden starten af 1980'erne.
- Iltindholdet i bundvandet i de åbne indre farvande har overordnet været faldende siden midten af 1960'erne, men har siden midten af 1980'erne varieret omkring det samme niveau. Iltkoncentrationen i 2020 var under gennemsnittet for hele perioden.
- I de regionale farvande er der i langt de fleste områder sket et fald i iltkoncentrationen i bundvandet siden starten af overvågningen. Denne tendens er generelt ikke forbedret de sidste 10 år. Det er især i fjorde og kystvande samt i bæltene, at der er en forstærket negativ udvikling.
- 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 udviklingen gået mod en tidligere start og en senere afslutning af iltsvindet, hvilket har øget iltsvindssæsonen med ca. to måneder.

7 Bundplanter - ålegræs og makroalger

Dorte Krause-Jensen, Annette Bruhn, Karsten Dahl & Jacob Carstensen

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 organis-



Rørhinde på stenet bund ved Helnæs. Foto: Peter Bondo Christensen.

mer. 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 virker desuden, ligesom skovene på land, som 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). 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. Et fald i tilførslen af næringsstoffer til havmiljøet vil føre til en reduktion i mængden af planteplankton i vandsøjlen og reduceret påvækst på vegetationen. Dermed når mere lys havbundens planter. Herved vil ålegræs og makroalger få 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 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 skrab 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 1989-2020. 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 (*Potamogeton pectinatus*).

Senere i kapitlet følger analyser af tilstanden og udviklingen i makroalgers dækning i fjorde og kystvande for perioden 1990-2020. Analyserne omfatter kun fasthæftede makroalger og ikke forekomster af drivende makroalger. Kapitlet slutter med en gennemgang af udviklingen i makroalgers dækning samt natur- og miljøtilstanden på udvalgte stenrev i Natura 2000-områder i Kattegat.

Metoder og datagrundlag

Vækstvilkårene for ålegræs og makroalger i form af lysnædtrængning 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 1989-2020. Data er indsamlet efter retningslinjerne i de tekniske anvisninger for NOVANA for det marine miljø (Bruhn *m.fl.* 2017). 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. dybde-

interval 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 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 samtlige 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: $X_{ijk} = \text{område}_i + \text{år}_j + e_{ijk}$, 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. $Y_{ijk} = \text{område}_i + \text{år}_j + \text{dybde}_{ijk} + e_{ijk}$. 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 tidlige udvikling i middelværdierne for dybdegrænse og dækningsgrad er analyseret vha. lineær regressionsanalyse for den samlede overvågningsperiode (1989-2020) og for de seneste ti år (2011-2020) (JMP 14.0, 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 1989-2020. 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 'makroalgerne kumulerede 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. Tidligere rapporter har omfattet makroalgerne 'totale dækningsgrad', dvs. den samlede dækning set ovenfra (0-100 %), som en supplerende indikator, men da den kumulerede dækningsgrad er den mest følsomme af de to indikatorer, er der i denne rapport udelukkende fokuseret på den. Dog er makroalgerne 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 (1990-2020, dog 1994-2020 for stenrev), samt for de seneste ti år (2011-2020) (JMP 14.0, SAS Inc.). P-værdier $< 0,05$ betragtes som signifikante.

Ålegræs

Tidslig udvikling i ålegræssets dybdeudbredelse

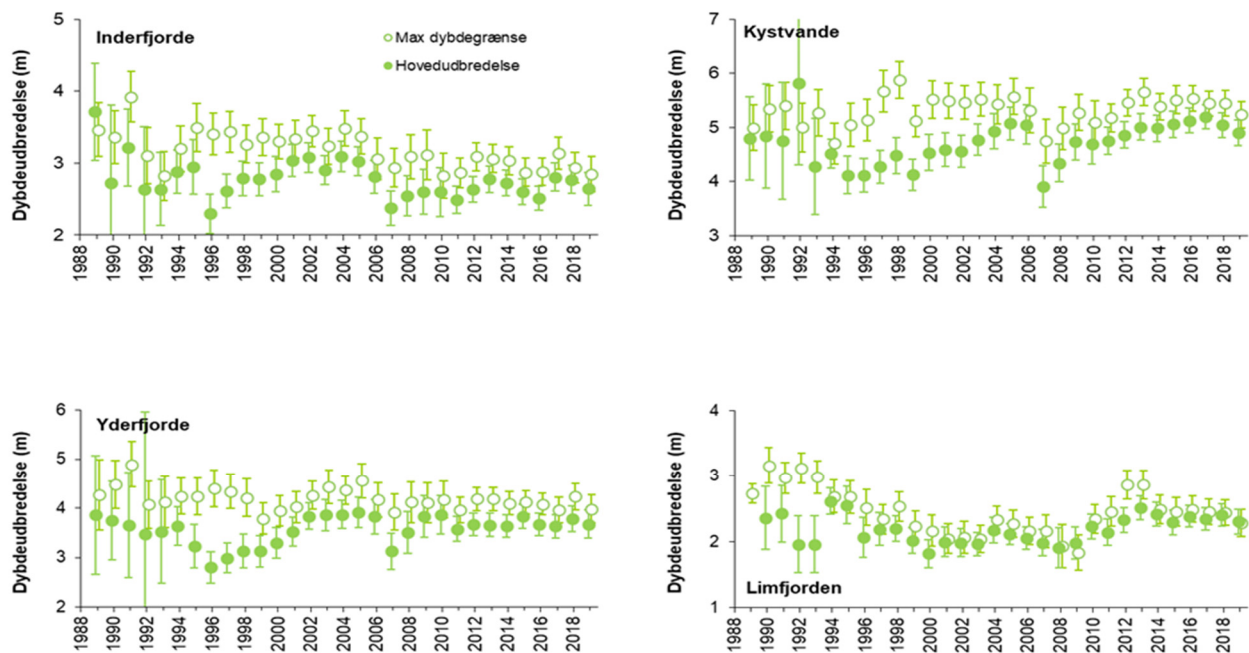
Ålegræssets maksimale dybdeudbredelse (årsmidler) i perioden 1989-2020 var størst i kystvande (4,7-5,8 m), mindre i yderfjorde (3,8-4,9 m) og mindst i inderfjorde (2,8-3,9 m) og i Limfjorden (1,8-3,2 m) (figur 7.1).

Dybdegrænsen for hovedudbredelsen (årsmidler) fulgte samme mønster som den maksimale dybdeudbredelse, især efter metodeskiftet i 2001. Hovedudbredelsen var således størst i kystvande (4,1-5,8 m), mindre i yderfjorde (2,8-3,9 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 1989-2020 ses en signifikant tilbagegang i ålegræssets maksimale dybdegrænse i inderfjorde (17 %), yderfjorde (7 %) og Limfjorden (18 %). 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 mindre i inderfjorde (13 %) mens den er blevet større og ligger 10% dybere i kystvande. Der er ikke nogen signifikant udvikling i yderfjorde og Limfjorden. 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.

Over de seneste 10 år (2011-2020) er ålegræssets maksimale dybdegrænse rykket ind på signifikant lavere vanddybde i Limfjorden (28 % reduktion), mens der ikke er nogen signifikant udvikling i de andre farvandstyper. I kystvandene dækker dette over to modsatrettede tendenser: Udviklingen var generelt positiv frem til 2013, men er siden afløst af en stagnation/reduktion af den maksimale dybdegrænse, som er tiltagende tydelig.



Figur 7.1. Dybdegrænsen for ålegræssets maksimale udbredelse (○) og hovedudbredelse (●) i perioden 1989-2020 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 hovedudbredelsesdybden og den maksimale dybdeudbredelse ikke er registreret konsekvent for alle transekter, og at de to typer af observationer dermed ikke altid er samhörrende. Bemærk forskellige y-akser. Bilag 4 viser, hvilke områder der indgår i beregningerne for hhv. inderfjorde, yderfjorde, kystvande og Limfjorden.

Ålegræssets hovedudbredelse viser ingen signifikant udvikling i nogen farvandstyper 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*).

Ålegræssets dækning i dybdeintervaller

Udviklingen i ålegræssets dækningsgrad er analyseret for 1-2, 2-4 og 4-6 m's dybde for inder- og yderfjorde og kystvande, samt for 1-2 og 2-4 m's dybde 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 næringsstofftilførslen.

Ålegræssets dækningsgrad er typisk størst på relativt lavt vand og mellem-dybder (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 1-41 % af bunden på de undersøgte transekter i kystvande, 5-50 % i yderfjorde, 3-38 % i inderfjorde og 0-31 % i Limfjorden i perioden 1989-2020 (*figur 7.2*).

Set over hele overvågningsperioden (1989-2020) er der tendens til, at ålegræsset dækker en stadigt 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. I de seneste 10 år (2011-2020) er dækningsgraden faldet på 4-6 m i yderfjorde, mens der ikke er nogen signifikant udvikling i andre dybdeintervaller eller områder. Ligesom for ålegræssets dybdegrænse er der derfor tale om en generelt negativ udvikling både over den lange tidshorisont og gennem det seneste årti, specielt siden 2013.

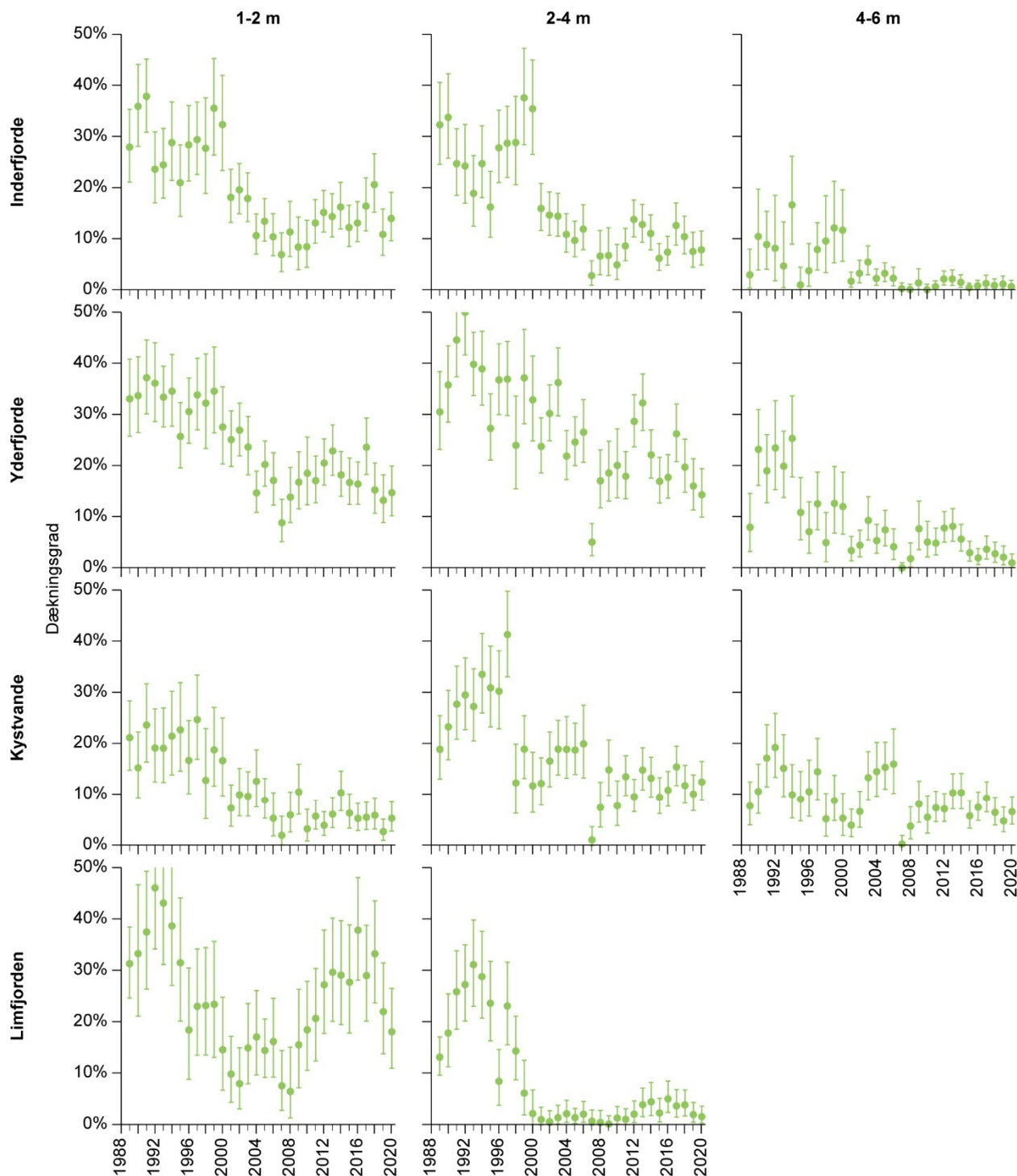
Ålegræssets udvikling samlet set

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 tidlige 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 °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 hede-bølgerne i somrene 2014 og 2018 viser dog ikke direkte sammenfald mellem hede-bølgerne, 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 sigt-dybde i de første 7 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*).



Figur 7.2. Ålegræssets dækningsgrad i perioden 1989-2020 for inder- og yderfiorde, kystvande og Limfjorden (middel $\pm$ 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. inderfiorde, yderfiorde, kystvande og Limfjorden. Figuren er opdateret september 2022, i det panelerne med dækningsgrader på 2-4 m dybde i Kystvande og Limfjorden var forbyttet i den oprindelige version.

Stigende havtemperaturer øger derfor behovet for effektiv forvaltning af ålegeæsenge. Beskyttelse af ålegræsenge mod kendte og lokalt kontrollerbare 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*), i 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

I 2020 var makroalgernes kumulerede dækning på de fastsatte modelleringsdybder følgende: 47-95 % på 10 m's dybde i kystvande og lidt lavere, 24-74 %, på samme dybde i yderfjorde. I inderfjorde var den kumulerede dækning 27-94 % på 5 m og i Limfjorden lidt lavere, 19-80 %, på bare 3 m modelleringsdybde (*figur 7.3*). På stenrev, hvor modelleringsdybden var 15 m, lå den kumulerede dækning på 21-52 %.

Gennem overvågningsperioden (1990-2020) er der sket en signifikant positiv udvikling i algernes kumulerede dækning i inderfjorde, yderfjorde, kystvande og på stenrev, mens udviklingstendensen er signifikant negativ i Limfjorden. 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 ved og på 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.

De overordnede udviklingstendenser 1990-2020 viser, at det kumulerede makroalgedække er øget med 48 % i kystvande, 52 % i yderfjorde, 95 % i inderfjorde og 114 % på stenrev, mens det er reduceret med 52 % i Limfjorden. Gennem de seneste 10 år (2011-2020) har der været en signifikant fremgang i den kumulerede dækning i kystvande (19 %), mens udviklingen i yder- og inderfjorde, Limfjorden og på stenrev er stagneret.

Makroalgers tilstand på udvalgte rev i Natura 2000-områder i 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 til at estimere den algedækning, der repræsenterer grænsen mellem fx gunstig og ikke gunstig beva-

ringsstatus 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 kvælstoftilførslen er ændret, mens klimatiske forhold og græsningsstryk 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.

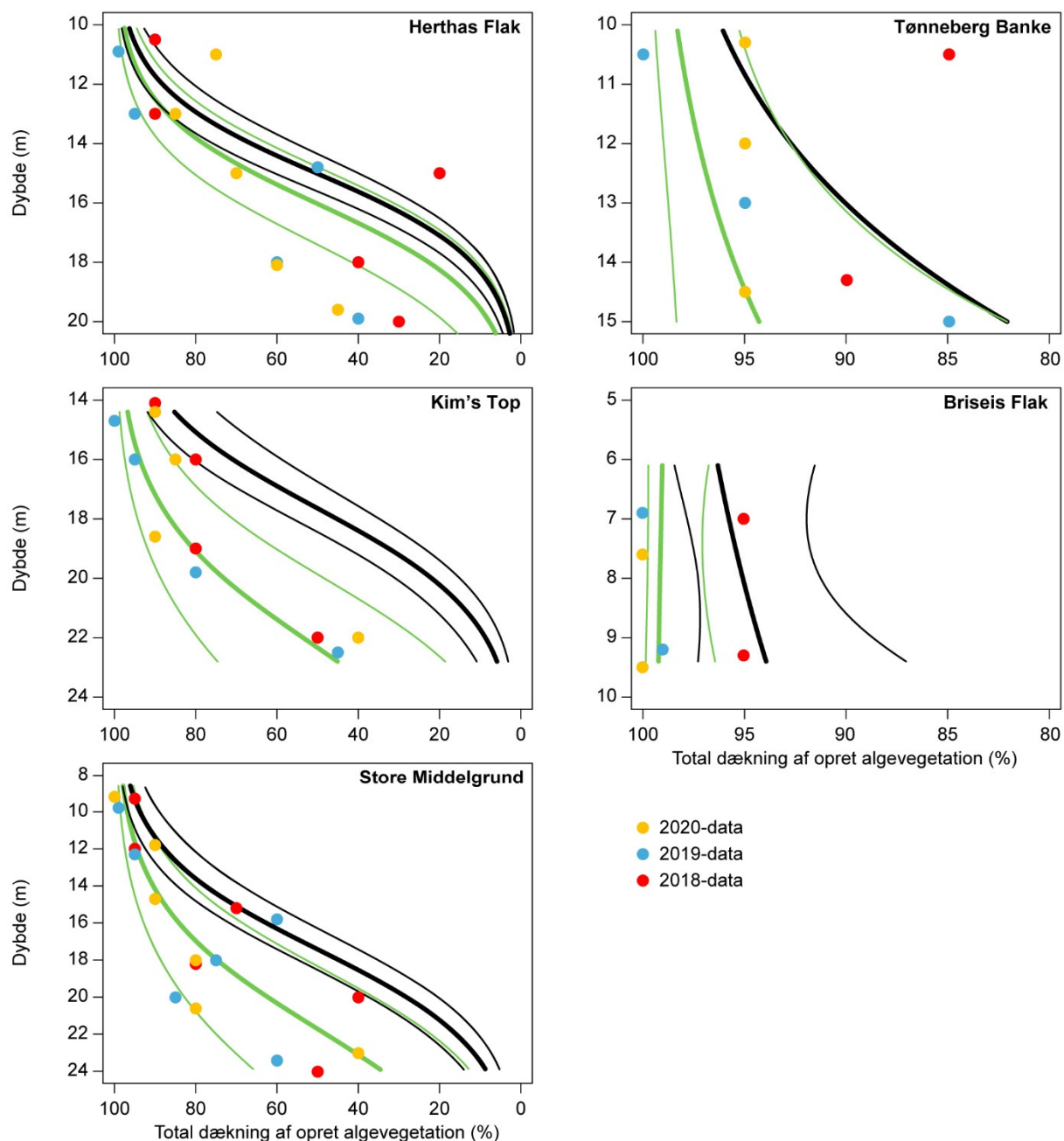
Dækningsgraderne af algevegetationen på de fem udvalgte stenrev var i 2020 meget høj, og næsten på niveau med 2019 og 1997 som var to meget tørre år med lille udvaskning af næringssalte (*figur 7.4*). Næsten halvdelen af observationer af dækningsgraden i 2020 var på niveau med eller bedre end de modellerede udbredelser ved en stærkt reduceret kvælstoftilførsel svarende til referencelignende forhold. Det indikerer bedre lysforhold på de pågældende rev, end sigtddybden for de åbne farvande generelt tyder på.

På Store Middelgrund blev fysiske forstyrrelser (sandsynligvis forårsaget af trawlfiskeri) dokumenteret på 15 og 18 m's dybde i 90'erne og 00'erne, hvilket havde en betydelig negativ indvirkning på både makroalgernes og epifaunens udbredelse. Trawlfiskeri er nu forbudt, og i de senere år har algedækningen 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, men dækningsgraden var forbedret markant på denne dybde i 2018, 2019 og 2020.F

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 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 gennem de seneste år.



Figur 7.4 Totale dækningsgrader af den oprette algevegetation på undersøgelsesstationer på fem rev i Kattegat for 2018-2020 (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.

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 1989-2020 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 ind på lavere vand i inderfjorde, mens ålegræsset har spredt sig til større dybde langs åbne kyster. Hovedudbredelsen har været uændret i de andre farvandstyper.
- Gennem det seneste årti er ålegræssets maksimale dybdeudbredelse uændret, bortset fra i Limfjorden, hvor den er rykket ind på lavere vand. Hovedudbredelsen er uændret i alle farvandstyper.
- For perioden 1989-2020 er der generel tendens til, at ålegræsset dækker en stadig mindre del af bunden langs de undersøgte transekter, og gennem det seneste årti er dækningsgraden reduceret signifikant på større dybde i yderfjordene.
- Set over hele overvågningsperioden (1990-2020) 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.
- Den totale algedækning på de undersøgte fem stenrev i Natura 2000-områder i Kattegat var næsten på niveau med algedækningerne i 1997 og 2019, som var de hidtil bedste inden for den samlede overvågningsperiode fra 1991-2020.
- Mens makroalgerne har reageret positivt på faldet i eutrofiering gennem overvågningsperioden som helhed, hæmmer samspillet mellem flere presfaktorer (muslingeskrab, opvarmning og fortsat eutrofiering) tilsyneladende en positiv udvikling for ålegræs.

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 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 næringsstofftilførslen gennem de seneste år.

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 1989-2020 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 ind på lavere vand i inderfjorde, mens ålegræsset har spredt sig til større dybde langs åbne kyster. Hovedudbredelsen har været uændret i de andre farvandstyper.
- Gennem det seneste årti er ålegræssets maksimale dybdeudbredelse uændret, bortset fra i Limfjorden, hvor den er rykket ind på lavere vand. Hovedudbredelsen er uændret i alle farvandstyper.
- For perioden 1989-2020 er der generel tendens til, at ålegræsset dækker en stadig mindre del af bunden langs de undersøgte transekter, og gennem det seneste årti er dækningsgraden reduceret signifikant på større dybde i yderfjordene.
- Set over hele overvågningsperioden (1990-2020) 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.
- Den totale algedækning på de undersøgte fem stenrev i Natura 2000-områder i Kattegat var næsten på niveau med algedækningerne i 1997 og 2019, som var de hidtil bedste inden for den samlede overvågningsperiode fra 1991-2020.
- Mens makroalgerne har reageret positivt på faldet i eutrofiering gennem overvågningsperioden som helhed, hæmmer samspillet mellem flere presfaktorer (muslingeskrab, opvarmning og fortsat eutrofiering) tilsyneladende en positiv udvikling for ålegræs.

8 Bundfauna

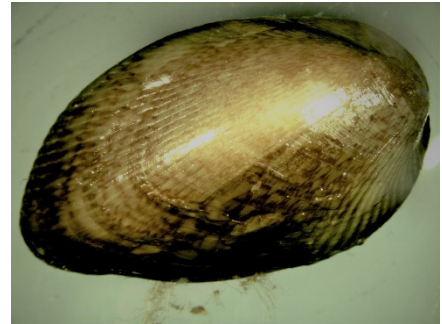
Jørgen L. S. Hansen

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 til- og funktioner i det marine 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.

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 suspendede materiale. Den planteproduktion, der sker på selve havbunden af benthiske 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 (sediment-æderne). 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, ilttingsgrad 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



Muslingen *Musculus subpictus* har et specielt samliv med søpunge. Muslingen finder vej ind i søpungens bughule, hvor den er godt beskyttet og samtidig lever af den strøm af fødepartikler som søpungens ventilation bærer med sig. Foto: Helle Buur.

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 nedbrydes langsommere. Alt i alt stabiliserer bioturbation omsætningen i havbunden og mindsker 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 artsdiversitetsmål.

Både artsdiversiteten og sammensætningen af følsomme og tolerante arter er mål, der kan anvendes til at beskrive og indekser 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 de fleste andre europæiske lande (Hering 2010; Borja *m.fl.* 2015), både anvender artsrigdommen og sammensætningen. Disse 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, der

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 2020 omfattede NOVANA-programmet prøvetagning af 60 forskellige områder eller stationer i de danske farvande, hvor der i alt blev taget 1362 prøver med haps (1308) og smørstikkeprøver (54), hvor hapsen har et prøvetagningsareal på 143 cm² og hvor smørstikken har et areal på 79 cm². 22 af disse lokaliteter er punktstationer i de indre danske farvande, mens de resterende er prøvetagningsområder. På punktstationerne blev der taget mellem 5 og 10 delprøver, mens der i et prøvetagningsområde typisk blev taget 42 prøver, der er fordelt ud over området på 42 forskellige positioner. Alle smørstikkeprøver blev taget i Vadehavet i Lister Dyb.

Langt de fleste af både prøvetagningsområderne og punktstationerne ligger i vandrammedirektivets vandområder. De øvrige prøvetagningslokaliteter ligger i de åbne områder i den vestlige Østersø, Bælthavet, Øresund og Kattegat, som er omfattet af Havstrategien. Der blev ikke taget prøver i den åbne del af Nordsøen i 2020 på grund af corona-restriktioner. På grund af de forskellige prøvetagningsdesign, rapporteres de 22 punktstationer i de åbne dele af de indre danske farvande samlet som en del af havstrategidirektivovervågningen. På disse punktstationer findes der lange tidsserier på 30-35 år, hvor der igennem hele denne periode er anvendt samme metode og prøvetagningsdesign. Disse stationer beskriver den tidslige udvikling af bundfaunaen.

Datamaterialet, der danner baggrund for denne rapportering, omfatter samlet set 54.987 individer fordelt på mindst 386 forskellige arter eller artsgrupper og ca. 11.387 registreringer af artsspecifik tæthed i prøverne. 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 det endelige dataformat er artsspecifik tæthed for hver prøve. Der er også målt biomasse som vådvægt og tørvægt, men disse data er under revision og medtages ikke i denne rapportering.

I lighed med tidligere år, er denne rapportering, delt op i følgende to afsnit idet der ikke vil være rapportering af Nordsøen og Skagerrak:

- 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 består af et stationsnet med 42 stationer.
- II) Tilstanden i de åbne dele af de indre danske farvande (primært Kattegat), hvor der findes lange tidsserier, som er blevet videreført under Havstrategiens overvågningsprogram.

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 saltindhold 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 (vadehavet) til 28,3 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 omfatter området fra Læsø til tærsklerne ved Dars (Femern Bælt) og Drogden (Øresund). Under saltspringlaget er havbunden dækket af vand med høj saltholdighed, der har sin oprindelse i Nordsøen og Skagerrak (*kapitel 3*).

Individtæthed

Den gennemsnitlige individtæthed var ca. 3.055 (median 2.279, Lister dyb ikke medtaget i medianberegning) individer pr. m⁻² og varierede fra 350 individer m⁻² i Als Fjord til 20.769 individer m⁻² i Seden Strand, hvor de høje tætheder især skyldtes dyndsneglen *Hydrobia ulvae*. Ud over Seden Strand blev der fundet meget høje tætheder i Aalbæk Bugt (8.473 individer m⁻²), hvor det var slangestjernen *Amphiura filiformis* og muslingen *Mysella bidentata* (*Kurtiella bidentata*), der antalsmæssigt var de dominerende arter.

Artsrigdom

Artsrigdommen, opgjort som henholdsvis antallet af arter i den enkelte hapsprøve (S₁) og som det samlede artsantal for alle 42 prøvetagninger i hvert område (S₄₂), 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 S₄₂, give et overestimat på op til et par procent af artsrigdommen.

I 2020 var det gennemsnitlige antal arter i en hapsprøve (S₁) 7,8 for alle områder, men som det har været tilfældet de tidligere år, var der stor variation fra område til område (*tabel 8.1*). Den laveste artsrigdom (S₁) blev fundet i Als Fjord (S₁ = 2,2), det sydfynske øhav (S₁ = 2,4), Løgstør området (S₁ = 2,9) og Mariager Fjord (S₁ = 3,2). I Lister Dyb hvor prøverne tages med den mindre smørstikke (prøveareal = 79 cm²), var der ligeledes flere prøver med kun et enkelt eller ingen dyr. I lighed med de tidligere år blev de højeste værdier for artsrigdom fundet i Kattegatområdet, som i data fra 2020 var repræsenteret med 7 områder: De højeste værdier blev fundet i Aalbæk Bugt (S₁ = 15,8), Aalborg Bugt (S₁ = 15,3) og Djursland øst (S₁ = 14,2).

Det samlede antal arter i de 42 prøver, der tages i hvert område (S₄₂) varierede på tilsvarende vis fra 13 arter i Ringkøbing Fjord til 110 og 104 arter i henholdsvis Aalbæk Bugt og Aalborg Bugt (*tabel 8.1*).

Fordelingen af artsantallet i henholdsvis 1 og 42 prøver viser det samme tydelige mønster som tidligere år: De stationer, der ligger i de åbne områder har den højeste artsrigdom sammen med de områder, der støder op til Kattegat og/eller har en stor vandudveksling med Kattegat eller Bælthavet (f.eks. Aalbæk Bugt, Ålborg Bugt, Hesselø Bugt, Djursland øst, Hevring Bugt og Kattegat sydøst). Dette mønster skyldes antageligt stor udveksling af larveplankton (meroplankton) mellem områderne og med resten af det generelt artsrige Kattegat (*Josefson & Hansen 2004*).

Tabel 8.1. Bundfaunastationsområder (lokaliteter) i kystnære områder indsamlet i 2020. Dybden angiver gennemsnitsdybden for området. Prøveantal angiver, hvor mange haps-prøver eller prøver taget med smørstikke (Lister Dyb), der er taget i området. Artsrigdommen er angivet som gennemsnitligt antal arter i én haps-prøve (S_1) og som det samlede antal for alle 42 prøver i prøvetagningsområdet (S_{42}). Artsdiversiteten er udtrykt med Shannon-diversiteten (H'). Individueltæthed er angivet som antal individer pr. kvadratmeter. Data markeret med gråt indgår ikke i beregningen af gennemsnit, fordi prøveantallet afviger fra 42 eller fordi prøvestørrelsen afviger.

Lokalitet	Dybde (m)	Prøve- antal	S_1 antal arter	S_{42} antal arter	Diversitet (H')	Tæthed (m^{-2})
Hesselø Bugt øst	8,9	42	8,7	57	2,7	1360
Kattegat SØ	16,4	42	9,4	76	2,7	1522
Aalbæk Bugt	17,1	42	15,8	110	2,5	8473
Aalborg Bugt	11,7	46	15,3	104	3,3	3273
Sydfynske Øhav	15,1	42	2,4	24	0,6	844
Århus Bugt	14,5	42	13,5	56	3,0	3686
Århus Bugt syd	13,0	41	5,8	71	1,9	1196
Als fjord	20,9	42	2,2	22	0,7	350
Anholt	7,1	42	10,3	52	2,9	2016
Dueodde	15,1	42	6,1	15	1,7	3775
Hjelm Bugt	19,1	42	4,2	25	1,2	2050
Karrebæksminde Bugt	12,7	42	6,1	29	1,4	2962
Musholm Bugt	11,1	42	6,4	39	1,3	3998
Ringkøbing Fjord	1,9	42	3,9	13	1,4	1588
Roskilde bredning	4,9	21	7,0	24	1,5	4932
Odense Fjord	3,4	29	10,1	67	2,4	4384
Seden strand	0,8	13	9,5	39	1,7	20769
Frederiksværk Bredning	6,1	21	4,2	26	1,1	1585
Hesselø Bugt	8,9	42	10,8	68	2,6	2737
Øresund (12 sm)	19,3	42	8,6	56	2,2	2216
Flensborg Fjord	27,2	42	4,1	31	1,3	1823
Faaborg Fjord	8,2	42	4,4	37	0,9	5026
Hevring Bugt	12,0	42	12,2	83	2,9	2571
Djursland øst	15,8	42	14,2	99	2,8	3545
LI (Samsø)	19,9	42	9,7	63	2,5	2279
Læsø Syd	4,6	42	8,9	48	2,5	1743
Løgstør området	7,7	42	2,9	30	0,9	816
Mariager Fjord	6,7	42	3,2	22	0,9	1400
Skive området	3,9	42	8,3	41	2,4	2935
Vejle Fjord	7,0	42	7,5	49	2,4	1582
Vejle yderfjord	12,9	42	6,7	51	1,3	3939
LISD0012 (Lister Dyb)	0	13	5,0	12	1,3	6894
LISD0015 (Lister Dyb)	0	12	2,1	8	0,7	506
LISD0017 (Lister Dyb)	0	11	1,8	8	0,7	392
LISD0022 (Lister Dyb)	0	13	4,6	13	1,6	3397
LISD0025 (Lister Dyb)	0	7	1,1	4	0,1	325
LISD0027 (Lister Dyb)	0	1	1,0	1	0,0	127
Gennemsnit	-	-	7,8	50,8	1,9	3055

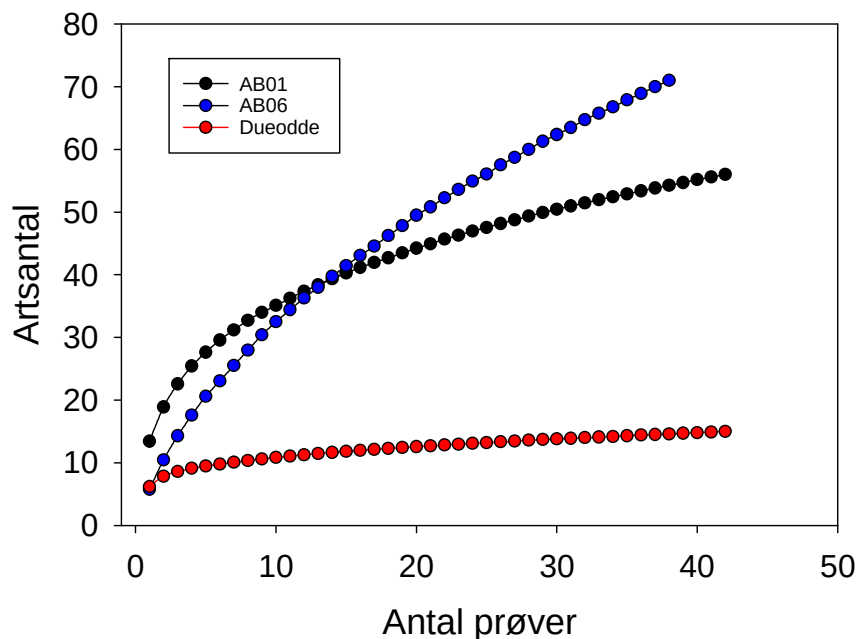
Det er imidlertid ikke kun placeringen i forhold til Kattegat, der har betydning for det samlede artsantal i alle prøver. Et andet forhold, der har stor betydning for den samlede artsrigdom (S_{42}), er havbundens heterogenitet i prøvetagningsområdet. Dvs. områdets variation i sedimenttype, dybde, eksponering mm. Således vil man forvente at finde flest arter i et stort prøvetagningsområde, som f.eks. Odense Fjord eller Ringkøbing fjord, hvor stationerne er fordelt jævnt over hele fjordområderne. Da de 31 stationsnet i kystvandene dækker forskellige arealer og områder med varierende grad af heterogenitet i prøvetagningsområdet, kan den lokale tilstand af bundfaunasamfundet bedst vurderes og sammenlignes ud fra det gennemsnitlige artsantal i de enkelte prøver (S_1). Hvis f.eks. en lille del af et prøvetagningsområde bliver ramt af iltsvind, mens resten af området er i god tilstand, vil man forvente, at færre og andre mere tolerante arter kommer til at dominere i det påvirkede område. Dermed kan det samlede artsantal (S_{42}) ligefrem stige, hvis de tolerante arter ikke var i området i forvejen. Denne fejlkilde vil ikke opstå, hvis S_1 anvendes i sammenligninger på tværs af områder. Her vil det gennemsnitlige artsantal afspejle den gennemsnitlige tilstand på alle prøvetagningslokaliteterne i et område (Hansen 2018).

Artsantallet i 42 prøver (S_{42}) repræsenterer en andel af den (ukendte) artspulje, der er i et område. Hvor godt den samlede artsrigdom i 42 prøver afspejler et områdes samlede artspulje, kan man vurdere ud fra en såkaldt art-areal kurve (eller artsakkumulationskurve) hvor den kumulerede artsrigdom plottes mod prøveantallet (figur 8.1). Hvis kurven hurtigt flader ud mod stigende prøveantal, giver prøvetagningen et relativt godt billede af den samlede artspulje i området, da yderligere prøvetagning kun vil øge artsantallet marginalt. Dette er fx tilfældet for prøvetagningsområdet Dueodde vist på figur 8.1.

Artspuljen i et område, er de arter man vil kunne finde i den enkelte prøve (S_1). Hvis S_1 er lav, samtidigt med at S_{42} også er lav, kan den lave artsrigdom i den enkelte prøve skyldes, at der generelt er få arter i hele det område prøven repræsenterer. Det er f.eks. tilfældet i Østersøen på grund af den lave saltholdighed. Et eksempel er prøvetagningsområdet Dueodde ved Bornholm, hvor der findes ca. 6 arter pr. prøve ($S_1 = 6,1$). Her er den lave artsrigdom i prøverne sandsynligvis begrundet i lav artsrigdom i hele området ($S_{42} = 15$). De enkelte prøver fra Dueodde rummer altså en meget stor andel af den samlede artspulje, og miljøforholdene er sandsynligvis gode, selvom der er få arter i prøverne.

Hvis S_1 derimod er lav samtidigt med at S_{42} er høj, er det mere sandsynligt at den lave artsrigdom skyldes dårlige miljøforhold. For de to områder i Århus Bugt (Århus Bugt, AB01) og Århus Bugt syd (AB06) har AB06 samlet set flere arter end AB01 ($S_{42} = 71$ mod $S_{42} = 56$), hvorimod AB01 har mere end dobbelt så mange arter i den enkelte prøve som AB06 ($S_1 = 13,5$ mod $S_1 = 5,8$). Det tyder på, at den lave værdi for S_1 , som er sammenlignelig med S_1 værdien for Dueodde, skyldes en relativt dårligere miljøtilstand lokalt på AB06 end AB01 (figur 8.1). Forholdet mellem S_{42} og S_1 (dvs. $S_{42}:S_1$) i stationsområderne AB06, AB01 og Dueodde er henholdsvis 12, 4,1 og 2,5.

Figur 8.1. Artsakkumulerings kurver for prøvetagningsområderne Dueodde ved Bornholm, AB01 i Århus Bugt og AB06 i Århus Bugt syd. Det gennemsnitlige artsantal i den enkelte prøve (S1) er henholdsvis 6,1 (Dueodde), 5,8 (AB06) og 13,5 (AB01).



Diversitet- og følsomhedsindeks

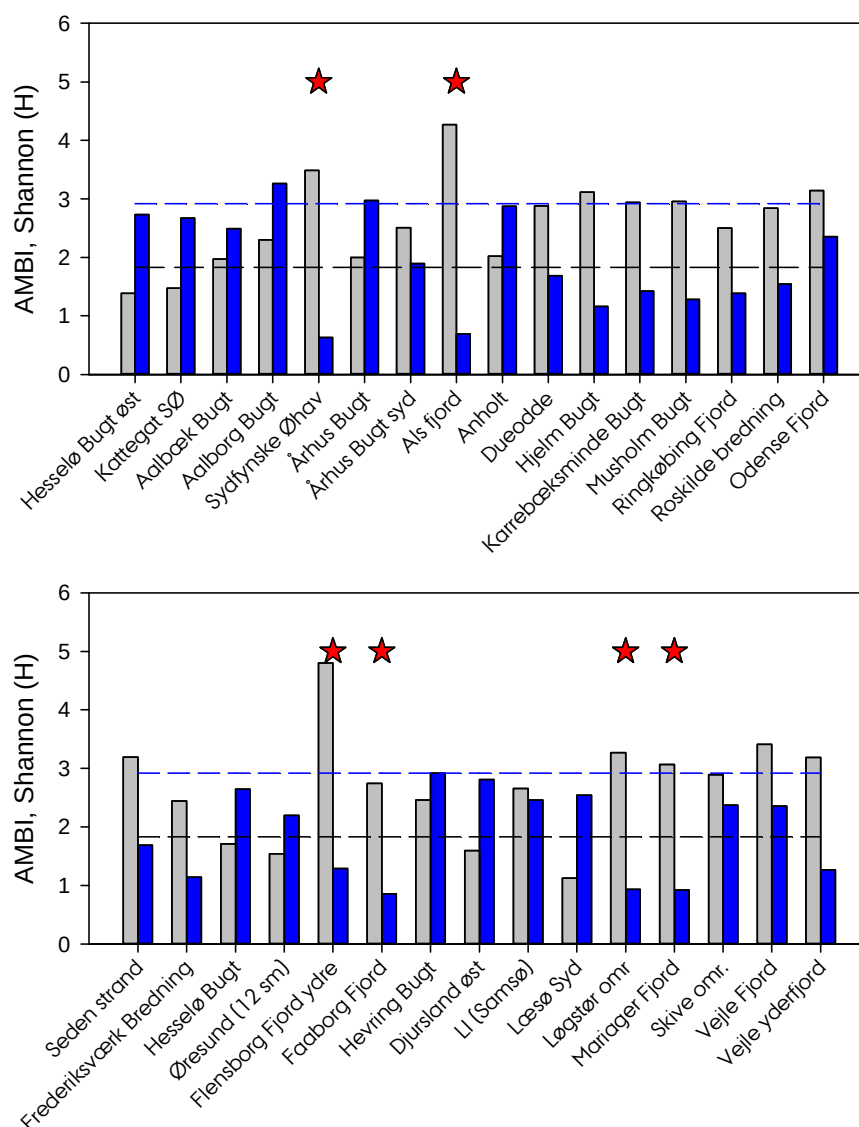
Følsomhedsindekset, AMBI, som teoretisk kan spænde fra 0 til 7, viste værdier fra ca. 1,1 (Læsø syd) til ca. 4,8 (Flensborg Fjord) (figur 8.2). Lave værdier for AMBI indikerer gode miljøforhold, som tillader, at arter der især er følsomme overfor organisk berigelse (forurening), kan være i området. Modsat 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 af eutrofiering såsom iltsvind. Hvis AMBI er lav og diversiteten er lav, er det sandsynligvis andre miljøforhold, der er årsagen til den lave diversitet.

Artsdiversiteten, udtrykt som Shannon-diversiteten varierede fra 0,6 (Sydfynske øhav) til 3,3 (Ålborg Bugt) og var i gennemsnit på 1,9. I de kystnære områder forventes artsdiversiteten typisk at ligge mellem 1 og 3,5. I 2020 var der dog flere områder med værdier på under en. Det var, ud over Sydfynske øhav, Als Fjord, Fåborg Fjord, Løgstør området og Mariager fjord.

En samlet vurdering af tilstanden i de 31 kystnære områder, baseret på både AMBI og Shannon-diversiteten (H') viser, at der var seks områder hvor artsdiversiteten var lav, samtidigt med at AMBI-værdien var høj (figur 8.2). Det tyder på at bundfaunaen var i en dårlig tilstand. Fem af disse områder havde også en lav artsrigdom (tabel 8.1). I Flensborg Fjord var faunasamfundet stærkt domineret af forureningstolerante arter og her var AMBI-værdien steget fra 4,2 i 2019 til 4,8 i 2020 (stigende dominans af forureningstolerante arter). Børsteormen *Capitella capitata*, der er kendt for at dominere i områder, der er påvirket af iltsvind, udgjorde således næsten halvdelen af faunaen i Flensborg fjord og det bekræfter, at den ringe tilstand skyldes påvirkning fra iltsvind, der er udbredt i fjorden (kapitel 6). Artsdiversiteten var derimod steget i Flensborg Fjord i forhold til sidste års rapportering (1,1 mod 0,4 i 2019), og det forhold, at artsdiversiteten stiger samtidigt med at andelen af forureningstolerante arter også stiger tyder på, at der i 2020 var en genindvandring af fauna i gang i Flensborg Fjord, dog uden at fjordens tilstand var blevet afgørende forbedret. I Als Fjord, Mariager Fjord, Fåborg Fjord, det Sydfynske

Øhav og Løgstør området, er iltsvind (*kapitel 6*) ligeledes en sandsynlig forklaring på faunaens dårlige tilstand. For Limfjorden, der i 2020 er repræsenteret med Løgstør området, har bundfaunaen i en årrække været i en dårligere tilstand end forventet ud fra den relativ høje saltholdighed og vindeksponering, der forventes at bidrage til ventilationen af bundvandet. Her kan bundtrawling være en medvirkende årsag til den dårlige tilstand. I Frederiksværk Bredning hvor bundfaunaen var i ringe tilstand i 2019, er der sket en forbedring af diversiteten i 2020 (fra 0,4 til 1,1). I de seks områder, hvor bundfaunaens tilstand var dårlig 2020, var ratioen $S_{42}:S_1$ høj (6,8 - 10,3) sammenlignet med gennemsnittet for de øvrige områder (6,1), hvilket yderligere bestyrker hypotesen om dårlig miljøtilstand. I de øvrige 25 områder er variationen i AMBI og Shannon-diversiteten forventelig og kan skyldes naturlige forhold, der udspringer af områdernes meget forskellige typologi.

Figur 8.2. Gennemsnitlig Shannon-diversitet (blå søjler) og AMBI-indeksværdi (grå søjler) for haps-prøver for hver af de 31 kystnære områder hvor prøvetagningen er sket med hapsbundhenter (143 cm²). 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 dårlig.



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 Arkona (vestlige Østersø).

De fleste af disse stationer har været prøvetaget årligt siden 1994 med en konsistent metode. For nogle af stationerne går prøvetagningen tilbage til 1985.

Individtæthed

I 2020 blev der i alt taget 130 prøver på de 22 punktstationer i de åbne indre danske farvande (tabel 8.2). Den gennemsnitlige individtæthed var ca. 2.675 m⁻² (median 2.598 m⁻²) og spændte fra omkring 651 individer m⁻² i Arkona (st. 444) til mere end 8.592 individer m⁻² ved Anholt (st. 42). Den meget høje tæthed på station 42 skyldtes, ud over rundorme (nematoder), hovedsageligt krebsdyret, *Tanaissus lilljeborgi* (1384 m⁻²) og cordaten *Branchiostoma lanceolatum*. De høje tætheder af både *Tanaissus* og *Branchiostoma* er bemærkelsesværdige. Begge arter forekommer især på stationer med groft og veliltet sand (hovedsageligt stationerne 42, P26 og 155) men tætheden på 432 m⁻² af *Tanaissus* var ca. 10 gange højere end i 2019 og for *Branchiostoma* var tætheden på 657 m⁻² ca. 5 gange højere end i 2019. Station 409 havde den næsthøjeste samlede tæthed, men her var det i lighed med året før (2019) phoroniden, *Phoronis* der var den dominerende art.

På station 444 i Arkona i den vestlige Østersø observerer man ofte lave tætheder på grund af tilbagevendende iltsvind. Tætheden på 651 individer i 2020 var ca. det dobbelte af tætheden på samme station i 2019 og ca. den samme tæthed som i 2018. De dominerende arter var her dyndsneglen *Hydrobia*, krebsdyret *Diastylis lucifera* og muslingen *Macoma balthica*. For alle stationerne tilsammen var den gennemsnitlige tæthed i 2020 lidt lavere end i 2019 (3.181 individer m⁻²). Den lavere tæthed i 2020 skyldtes især de tre arter; Phoroniden *Phoronis*, slangestjernen *Amphiura* og den lille musling, *Mysella*, som alle var dominerende i 2019, men var gået tilbage i 2020. Ser man bort fra disse arter, var tætheden i 2020 nogenlunde den samme som i 2019 (figur 8.3).

Artsrigdom

Artsrigdommen (S_1) varierede fra i gennemsnit 5,1 (Arkona) til 25 i Storebælt (Station 939). På begge stationer var der sket en stigning i forhold til 2019, hvor artsrigdommen var henholdsvis 2,3 og 21. Gennemsnittet for alle lokaliteterne var på 13,4 arter pr. haps-prøve, hvilket er nøjagtigt det samme som gennemsnittet i 2019 (13,4). I lighed med de foregående år, havde stationerne i Bælthavet (939, 14) en stor artsrigdom (S_1) med henholdsvis 25 og 16,2 arter pr. prøve. Station 42 ved Anholt var bemærkelsesværdig med en artsrigdom på 23 arter pr. prøve. Det er en af de højeste værdier, der er fundet blandt gruppen af stationer, der ligger på de mere sandede sedimenter. I lighed med de foregående år var artsrigdommen lavere end forventet på stationerne 413 og 16N21, der begge ligger på dybt vand i henholdsvis det centrale og det nordlige Kattegat. Her kan de fysiske forstyrrelser fra bundtrawling også forklare, at artsrigdommen på stationerne er lavere end forventet ud fra områdets typologi. Disse områder forventes 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 1,83. Det var nøjagtigt den samme værdi som i 2019. Det vidner om, at der generelt ikke er problemer med eutrofiering ift. bundfauna i de åbne indre danske farvande.

Som det er set de tidligere år, er der 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, 14, 42 og 49), hvor bunden indeholder relativt mere organisk materiale. Det har dog vist sig, at saltholdigheden også har en effekt på AMBI-værdien således, at de arter der er tolerante overfor organisk berigelse, fortrinsvis er tilpasset lidt lavere saltholdighed. Det vil sige, at det kan være 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 2*).

Tabel 8.2. Bundfaunastationer (lokaliteter) med angivelse af prøvetagningsdybde i indre danske farvande indsamlet i 2019. Salt angiver den forventede (modellerede) saltholdighed, som er anvendt til beregning af DKI (v. 3). Tæthed angiver individtætheden pr. kvadratmeter, artsrigdom angiver det gennemsnitlige antal fundne arter i én haps-prøve (S_1). AMBI er beregnet for individuelle haps-prøver. H' angiver den gennemsnitlige Shannon-diversitet for en haps-prøve. DKI-værdien er beregnet for hver enkel hapsprøve og er angivet med $\pm$ standardafvigelsen.

Lokalitet	Antal prøver	Salt	Dybde m	Tæthed m ²	S_1	AMBI	H'	DKI v.3
Bælthavet 14	5	17,2	17,5	2675	16,2	1,7	3,2	0,86 $\pm$ 0,1
Kattegat 42	5	17,4	14,8	8592	23	2,6	3,3	0,83 $\pm$ 0,07
Kattegat 49	5	28,1	23,2	4091	15,4	2,1	3,2	0,69 $\pm$ 0,02
Kattegat 155	5	18,7	12,9	1982	13,8	1,9	3,5	0,88 $\pm$ 0,04
Kattegat 158	5	32,4	35	1246	7	1,6	2,4	0,56 $\pm$ 0,15
Kattegat 409	5	22,7	14,5	6001	14,2	1,8	1,9	0,65 $\pm$ 0,03
Kattegat 413	10	32,5	50,4	1253	6,5	1,4	1,9	0,56 $\pm$ 0,07
Arkona 444	10	23	47,2	651	5,1	2,6	2,1	0,63 $\pm$ 0,07
Storebælt 939	10	26	37,3	3503	25	1,7	4,2	0,85 $\pm$ 0,04
Femern Bælt 952	5	20	27,7	2647	10,2	2,7	2,6	0,69 $\pm$ 0,04
Kattegat 1402	5	30,7	27	2548	15	1,7	3,1	0,68 $\pm$ 0,04
Kattegat 1416	5	30,9	24	2845	14,6	1,7	3,0	0,67 $\pm$ 0,08
Kattegat 16N21	5	31,4	27,8	1062	7,6	1,7	2,5	0,59 $\pm$ 0,08
Kattegat P6	5	32,2	31,6	1401	13,2	1,7	3,4	0,69 $\pm$ 0,08
Kattegat P11	5	31,9	28,1	3949	18,4	1,6	3,2	0,7 $\pm$ 0,05
Kattegat P21	5	23,2	13,9	1727	9,2	2,8	2,7	0,62 $\pm$ 0,11
Kattegat P23	5	22,3	23,2	3595	15,6	1,6	3,2	0,8 $\pm$ 0,05
Kattegat P26	5	24	18,9	2449	16,2	1,2	3,6	0,84 $\pm$ 0,07
Kattegat P35	5	26,6	23,5	4260	13,4	1,5	2,7	0,7 $\pm$ 0,03
Kattegat P46	5	28	15,5	4303	15,6	2,1	3,2	0,69 $\pm$ 0,05
Kattegat P9	5	32	29,3	1614	12,8	1,8	3,3	0,68 $\pm$ 0,05
Øresund S31	10	25	18,3	2534	11,7	1,2	2,8	0,74 $\pm$ 0,04
Gennemsnit	-			2675	13,4	1,83	2,92	0,71 $\pm$ 0,11

Artsdiversiteten (Shannon, H') og beregninger af DKI på de enkelte hapsprøver viser generelt, og i overensstemmelse med artsrigdommen, relativt høje værdier og indikerer dermed relativt gode forhold på et flertal af stationerne (*tabel 8.2*). Den gennemsnitlige Shannon-diversitet var 2,92 hvilket er lidt højere end i 2019 (2,70) og den gennemsnitlige værdi for DKI (v.3) var tilsvarende lidt højere end i 2019 (0,71 mod 0,67). De laveste værdier for miljøkvaliteten af bundfaunaen (DKI v.3) forekom i 2020 i det centrale Kattegat (station 413) og i det nordlige Kattegat (station 158) med værdier på 0.56 på begge lokaliteter. I de tidligere år, har det været stationerne i Femern Bælt og Arkona

(stationerne 952 og 444), der har ligget i bunden med de laveste værdier. Men på begge disse stationer var artsrigdommen, diversiteten og miljøkvalitetsindekset steget i 2020.

De lave værdier for DKI på stationerne 413, 158 og 16N21 skal ses i forhold til at AMBI er ret lav (gode miljøforhold) på alle stationer og normalt ville bidrage til høje værdier for DKI. Det forhold, at artsrigdommen og AMBI-værdien begge er lave samtidigt med at DKI er på et moderat/lavt niveau, kan tolkes som et udtryk for, at bundfaunaen påvirkes negativt af fysisk forstyrrelse fra bundtrawling snarere end eutrofiering. Dette er beskrevet tidligere (Hansen 2018; Hansen & Blomqvist 2018) og i overensstemmelse med Sköld m.fl. (2018).

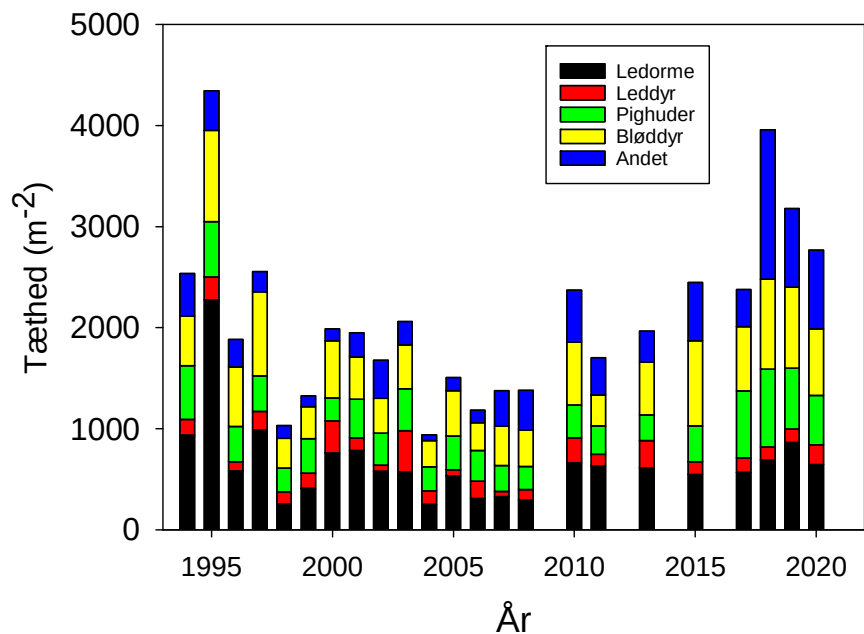
I 2020 blev der fundet meget høje værdier for DKI og dermed god tilstand på stationerne: 14, 42, 155, 939, P23, P26 og S31. Det var især de stationer der ligger omkring springlaget og har sandede sedimenter at tilstanden var bedst.

Tidslig udvikling i de åbne indre farvande

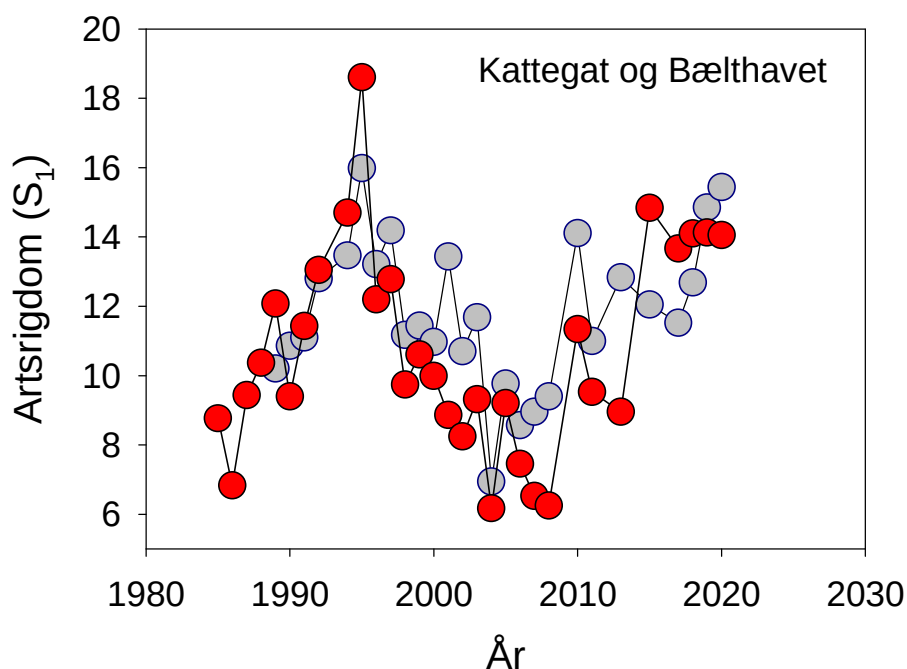
De 19 stationer i Kattegat, Bælthavet og Øresund har tidsserier på 32-36 år, hvor der er anvendt den samme prøvetagningsmetodik siden 1985. Der har været årlig prøvetagning med undtagelse af årene 2009, 2012, 2014 og 2016 hvor der ikke var programsat prøvetagning. I 2020 var individtætheden ca. 2.675 individer pr. kvadratmeter som gennemsnit for hele området, hvilket var et fald på ca. 450 m⁻² i forhold til 2019. De seneste år (2015 – 2020) har hestesko-ormen *Phoronis* været dominerende på de mere sandede stationer, og har under gruppen "andet" bidraget meget til den samlede tæthed, og de mellemårlige variationer i denne periode skyldes i høj grad ændringer i tætheden af *Phoronis*. I hele perioden fra 1994 til 2020 viser den samlede tæthed af bundfaunaen et totoppet forløb med høje tætheder i starten af perioden (1994 – 1997) efterfulgt af et gradvist fald gennem en tiårig periode (1998 – 2008) med lave tætheder på omkring 1500 individer m⁻², hvorefter tætheden atter er steget til omkring 2000 til 3000 individer i perioden 2010 – 2020 (figur 8.3). I hele perioden har sammensætningen af de taksonomiske hovedgrupper været nogenlunde konstant, hvor ledorme, leddyr, pighuder, bløddyr og "andre dyrerækker" har udgjort henholdsvis 31 %, 8 %, 18 %, 25 %, og 18 % af den samlede tæthed. Det er kun gruppen af ledorme, der har udgjort en relativt mindre andel de senere år, hvor den procentuelle andel er gået ned fra 31 % til 25 % mens gruppen af "andet", er gået tilsvarende frem grundet især *Phoronis*.

Den gennemsnitlige artsrigdom i 2020 i en haps-prøve (S₁) på de stationer der ligger i Kattegat, Bælthavet og Øresund, var 15,5 arter pr. prøve, for de stationer der ligger på sandbund og relativt lavt vand og tilsvarende 14 arter pr. prøve for gruppen af stationer på den dybe mudderbund (figur 8.4). Artsrigdommen i 2020 var dermed på samme høje niveau som ved de fire foregående indsamlinger siden 2015. I denne periode har artsrigdommen nået samme høje niveau, som i midten af 1990'erne da den sidst toppede (figur 8.4). I perioden 2004 til 2008 var artsrigdommen kun det halve af niveauet i 1995 og i den nutidige periode fra 2015 og frem til 2020. Som det er beskrevet i tidligere havrapporter, så har udviklingen i artsrigdommen i hele perioden været meget ensartet på tværs af stationer. Det betyder, at man for de fleste stationers vedkommende, kan finde 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 (2013 - 2020) en jævn stigning. Den sidste periode med stigning i artsrigdommen varierer dog meget mellem stationerne.

Figur 8.3. Individttæthed af bundfaunaen i de åbne dele af de indre danske farvande fordelt på taksonomiske hovedgrupper.



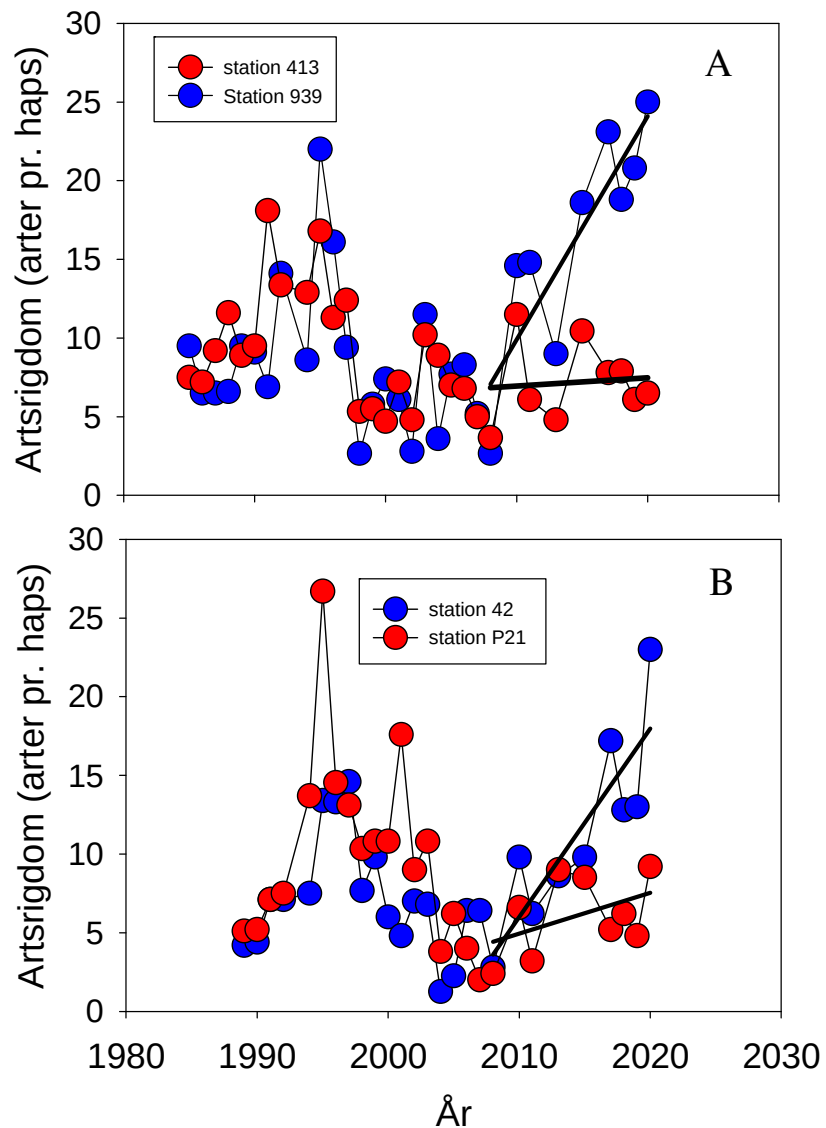
Figur 8.4. Udviklingen i artsrigdom på 19 stationer i Kattegat, Bælthavet og Øresund i perioden 1985-2020. Grå symboler angiver stationer der ligger på dyb mudder bund mens røde symboler angiver den gennemsnitlige artsrigdom på de stationer, der ligger på lavere vand med mere sandet bund.



Det er bemærkelsesværdigt, at langtidssvingningerne i bundfaunaens artsrigdom i perioden 1985-2020 har foregået synkront på næsten alle de 22 prøvetagningsstationer, fordi det er forskellige bundfaunasamfund, der forekommer på disse stationer. Udviklingen i artsrigdommen på den enkelte station reguleres af forholdet mellem tilgang af nye arter (rekruttering) i forhold til de arter, der forsvinder over tid. Den mest sandsynlige forklaring på disse synkrone langtidssvingninger i artsrigdommen er, som det også er blevet fremført i tidligere havrapporter, at der i perioder med lav artsrigdom har været meget mindre rekruttering generelt i bundfaunasamfundet, snarere end øget dødelighed blandt de voksne bunddyr (dvs. de bunddyr der allerede har etableret sig på bunden). Det kan man se på fordelingen af arternes levealder. S sammensætningen af arter ændres i de perioder hvor artsrigdommen

går tilbage, og bliver domineret af arter med høj levealder. For udviklingen i hele det samlede område, er det endnu uvist om disse synkrone udsving skyldes forhold i selve bundfaunasamfundet eller, om det skyldes ændringer i fordelingen og intensiteten af bundtrawlingen, der er den dominerende presfaktor i de åbne farvande.

Figur 8.5 A) Udviklingen i artsrigdom på station 939 og 413 beliggende på mudderbund og **B)** tilsvarende udvikling på stationerne 42 og P21 beliggende på sandbund. Linjer repræsenterer lineær regression perioden 2008 – 2020. For stationerne 939 og 42 er hældningerne signifikante ($P = 0,003$ for begge stationer). Bemærk den parallelle udvikling i perioden 1989 til 2008 for stationerne 939 og 413 henholdsvis stationerne 42 og P21.



Selvom de forskellige stationer generelt viser samme udvikling i artsrigdommen, så er der store forskelle i hvor kraftigt denne udvikling slår igennem fra station til station. Der er en gruppe af stationer i det åbne del af Kattegat, hvor der kun har været en meget lille stigning i artsrigdommen i perioden (2008 - 2020). Det er de stationer, der generelt har været udsat for en stor trawlaktivitet, som f.eks. 413, 16N21 og 158. I modsætning hertil, er der stationer hvor der er foregået en meget kraftig stigning som f.eks. station 939, der ligger på mudderbund og station 42 på sandbund (figur 8.5). En samlet tolkning af både den generelle tidslige udvikling i hele området og udviklingen på de enkelte stationer kan være, at den generelle udvikling er styret af mellemårlige variationer i mængden af larveplankton i vandmasserne i de indre danske farvande, mens det er graden af fysisk forstyrrelse af overfladesedimentet på de enkelte stationer, der er afgørende for larveplanktonnets evne til at rekruttere

bundfaunasamfundet. Den høje artsrigdom på f.eks. 939 og P42 viser, at artsrigdommen kan være væsentligt højere end gennemsnittet på ca. 14 arter pr. prøve. Eksemplerne viser også, at det næppe er konkurrence mellem de forskellige arter, der i perioder har begrænset artsrigdommen i de indre danske farvande.

Sammenfatning

- I 2020 var bundfaunaen i ret dårlig tilstand i 6 af de undersøgte områder i de kystnære farvande. I fem af disse tilfælde relateres det til dårlige iltforhold eller dårlige redox-forhold i sedimentet.
- I de åbne indre danske farvande var bundfaunaen generelt i god tilstand med en artsrigdom på samme niveau som perioden i midten af 1990'erne, hvor den var højest.
- Stationerne 952 og 444 i henholdsvis Femern Bælt og i Arkona var i bedre tilstand i 2020 end i 2019.
- I perioden fra 2008 og frem til 2020 er der sket en betydelig stigning i artsrigdom og artsdiversitet i de åbne indre danske farvande. Det gælder dog ikke for en række stationer i Kattegat, hvor bundfaunaen er fastholdt i en dårlig tilstand, hvilket sandsynligvis skyldes bundtrawling.

9 Havpattedyr - sæler og marsvin

Line Kyhn, Anders Galatius, Signe Sveegaard & Jonas Teilmann

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 sæler og marsvin skal der udpeges beskyttede områder, de såkaldte Natura 2000-områder. Marsvin skal derudover beskyttes i hele deres udbredelsesområde, og sælarterne kan kræve yderligere forvaltningstiltag, hvis overvågningen viser, at deres udbredelse er i tilbagegang.



Gråsæler ved Christiansø. Foto: Anders Galatius

Metoder og datagrundlag

Natura 2000-områder

I henhold til habitatdirektivet er der for spættet sæl og gråsæl udpeget hhv. 22 og 12 Natura 2000-områder (*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. Disse områder har indgået i den nationale overvågning af spættet sæl i Kattegat og Vadehavet siden 1976 (standardiseret optælling siden 1979), i Limfjorden og Østersøen siden 1990 og for gråsæler standardiseret siden 2011 og 2014 i henholdsvis Kattegat, Limfjorden, Østersøen og Vadehavet. Uden for Natura 2000-områderne overvåges desuden enkelte lokaliteter, hvor få sæler forekommer på land.

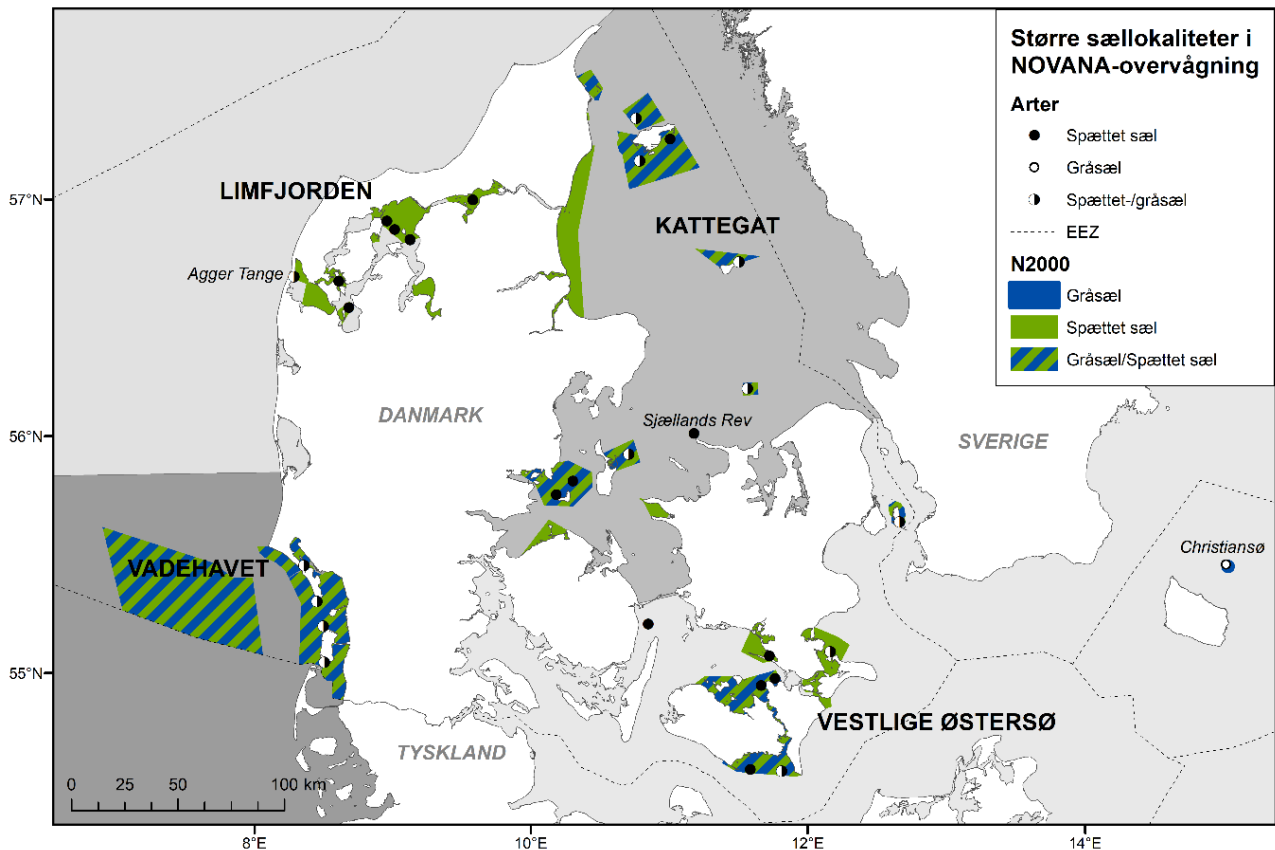
I 2010 blev 16 Natura 2000-områder udpeget for marsvin, som siden 2011 har været en del af det nationale overvågningsprogram. I 2020 har Miljøstyrelsen foreslået ændringer i udpegningsgrundlaget for de eksisterende marine habitatområder, og har i denne anledning tilføjet marsvin på 20 nye områder. For marsvin afrapporteres her primært de nyeste data. Øvrige data findes i de tidligere rapporter over den marine overvågning.

Siden 2015 overvåges havpattedyrs spækttykkelse i hele Danmark som indikator for ernæringstilstanden.

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 gråsælpopulationer:

- 1) I februar/marts yngler gråsælerne i østersøpopulationen, hvor ungerne tælles i Østersøen og Kattegat i samarbejde med Sverige, Estland og Finland under HELCOMs koordinering.
- 2) I marts-april fælder gråsælerne i nordsøpopulationen, som optælles i Vadehavet 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, Østersøen og Vadehavet i en koordineret indsats med Sverige, Tyskland og Holland.
- 5) December er yngleperiode for gråsæler i nordsøpopulationen, som optælles i Vadehavet i samarbejde med Tyskland og Holland under det Trilaterale Vadehavssamarbejde.



Figur 9.1. Kort over Natura 2000-områder for spættet sæl og gråsæl i danske farvande. Større kolonier med spættet sæl og lokaliteter, hvor der fast observeres gråsæler, er vist med henholdsvis hvide og sorte cirkler eller en hvid/sort 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. Bemærk at spættet sæl har en koloni på Sjællands Rev uden for habitatområderne. Eneste område, hvor der kun findes gråsæler, er ved Christiansø nordøst for Bornholm.

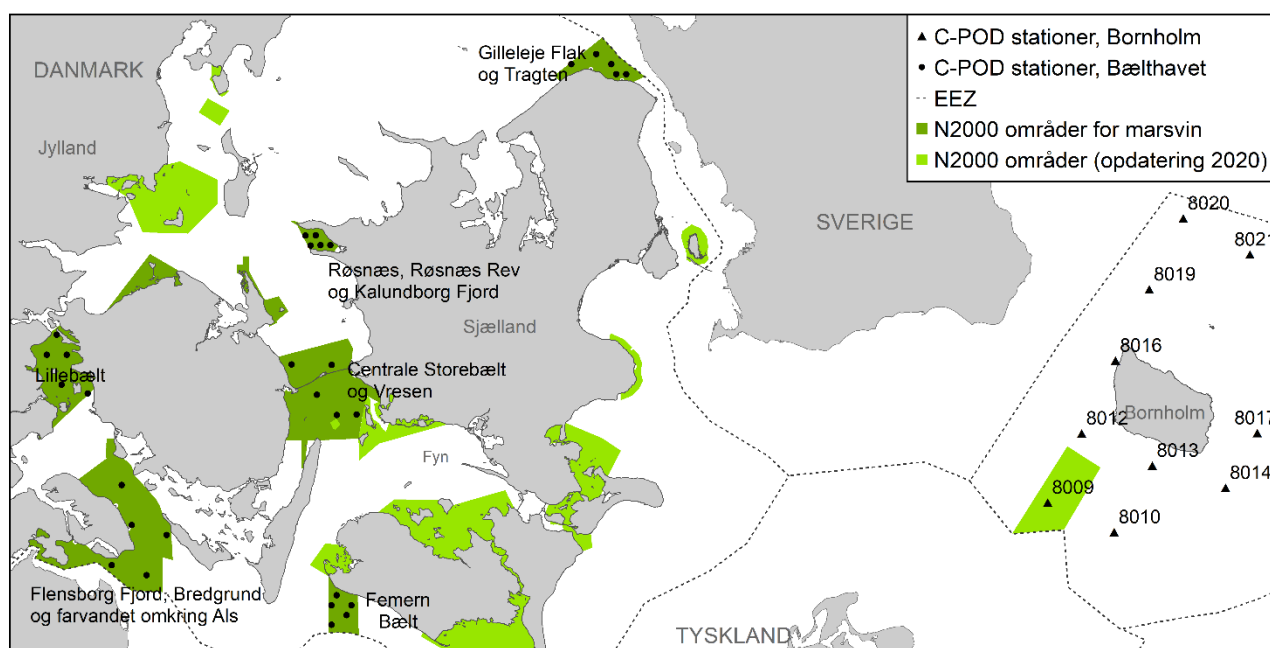
Overvågning af marsvin

I NOVANA-perioden 2017-2021 udføres følgende overvågning:

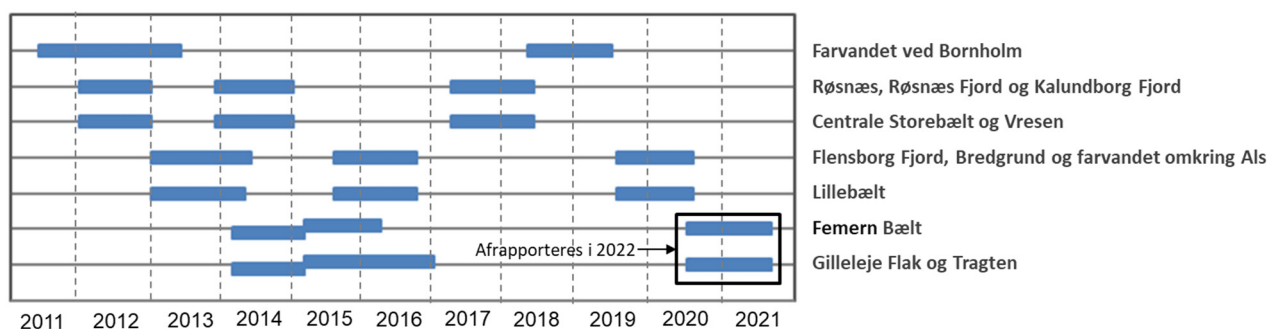
- 1) I Skagerrak (tre Natura 2000 områder) og Nordsøen (to Natura 2000 områder) er der siden 2011 udført en årlig optælling af marsvin fra fly i alle fem Natura 2000 områder i juli/ august.
- 2) I de indre danske farvande overvåges de seks vigtigste Natura 2000 områder for marsvin med stationære akustiske lyttestationer (C-PODs, fem i hvert område, figur 9.2). Akustisk overvågning af marsvin giver et bedre billede af marsvinenes brug af området end andre metoder, da monitoringen foregår døgnet rundt, hele året. Til gengæld har metoden en relativt lav rumlig opløsning, idet marsvin kun kan høres < 500 m fra lyttestationerne. Hvert Natura 2000 område overvåges i en sammenhængende periode på ca. 1 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 af døgnet. Herefter udregnes et gennemsnit for de fem stationer i hvert område og til sidst et gennemsnit af %PPM / døgn for hver måned.

For at teste forskelle mellem perioder i hvert område benyttes en binomial 'mixed effects' model (med de 5 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 års rapport afrapporteres således for "Lillebælt" og "Flensborg Fjord, Bredgrund og farvandet omkring Als".



Figur 9.2. Placering af akustiske dataloggere (C-PODs) i de seks vigtigste Natura 2000-områder i de indre farvande samt de 10 stationer ved Bornholm. EEZ (Exclusive Economic Zone) indikerer afgrænsningen af de danske farvande.



Figur 9.3. Perioder med gennemførte og planlagte akustiske optagelser i seks Natura 2000-områder 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. Den tredje udlægningsperiode i Femern Bælt og Gilleleje Flak og Tragten afrapporteres i 2022.

- 3) I farvandet omkring Bornholm lever både marsvin fra Østersø- og Bælt-havspopulationen. Østersøpopulationen er vurderet som kritisk truet og blev optalt til 500 individer under SAMBAH projektet 2011-2013. I 2018-2019 blev der igen udlagt 10 lyttestationer (C-PODs) omkring Bornholm, der kan sammenlignes med optagelserne under SAMBAH og kan indikere ændringer siden 2011-2013. I modsætning til de seks Natura 2000 områder analyseres marsvinelydene fra Bornholm som antal dage, hvor marsvin blev detekteret (marsvine-positive dage = PPD) per måned pga. af den meget lavere tæthed af marsvin.
- 4) I 2020 udførtes en total optælling af populationen i de indre danske farvande (Bælt-havspopulationen) i samarbejde med Tyskland og Sverige, som fortsættelse af rækken af SCANS surveys 1994-2016 (*Hammond m.fl. 2021; Viquerat m.fl. 2014*). Optællingen fulgte standardmetoden for 'line transect distance sampling' (*Buckland m.fl. 2001*), og udførtes fra fly med boblevinduer i begge sider (Partenavia P68), hvilket giver de to observatører mulighed for at se havoverflade direkte under flyet. Flyet holdes i 600 fod (183 m) og i en konstant hastighed på 100 knob. GPS position logges automatisk, og observationer og vejrforhold indtastes løbende i database i programmet VOR (*Hammond et al. 1995*). Ved at benytte en model der inkluderer vejr, observatør, afstand, fly og gruppestørrelse i programmet, estimeres den samlede populationsstørrelse.

Overvågning af spæktykkelse

Spæktykkelse på sæler og marsvin er blevet målt siden 2015. Spæktykkelse er indikator for ernæringsmæssig tilstand under HELCOM, og formålet med at måle spæktykkelse i Danmark er derfor at fastsætte grænseværdier for og vurdere 'god miljøtilstand' for hver art i hvert forvaltningsområde, hvor det er muligt at skaffe data.

Spæktykkelse måles på enten døde eller levende dyr efter metoder beskrevet i *Kyhn & Galatius (2018)*. Levende marsvin og sæler er fanget i forbindelse med mærkningsprojekter foretaget af Institut for Bioscience, Aarhus Universitet. På levende dyr måles spæktykkelse med et transportabelt ultralydsapparat. Døde dyr omfatter strandede marsvin og sæler (ukendt dødsårsag), 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 i mm med tommestok. Spæktykkelsen måles samme steder på både døde og levende dyr.

Resultater fra overvågningen

Spættet sæl

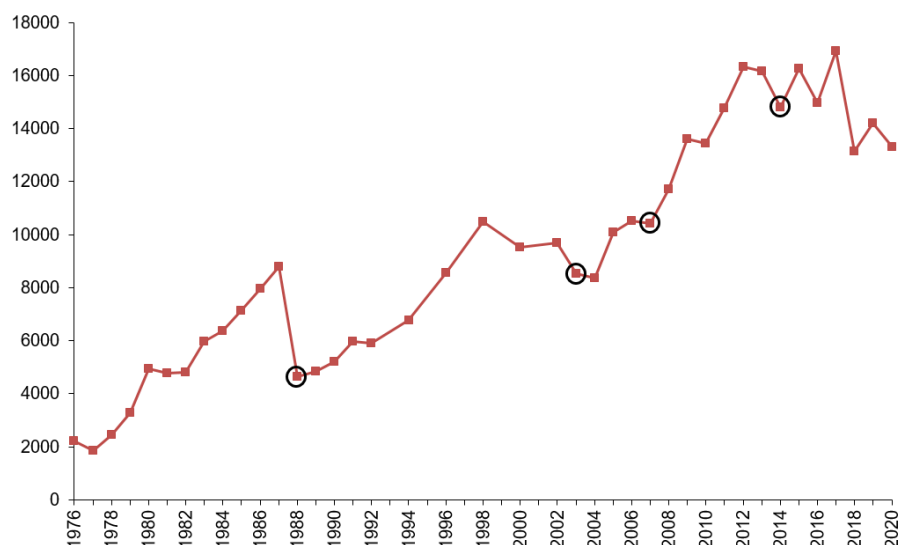
Nationalt

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 farvande i primært yngletiden (figur 9.1; Olsen m.fl. 2014).

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 bestanden i gennemsnit med 11 % hvert år i hele Danmark. Efter 2002-epidemien og frem til 2014 var den gennemsnitlige årlige bestandsstigning 6 %. Siden 2015 har der været en tilbagegang på gennemsnitligt 4 % per år. Det totale estimerede antal spættede sæler i Danmark var i 2020 13.300. Siden 2015 er det kun i de små populationer i den vestlige Østersø og den centrale Limfjord at antallet af spættede sæler er vokset (figur 9.4).

Potentielt kan de store PDV-epidemier vende tilbage med > 10 års intervaller, når andelen af sæler uden livslang immunitet (dvs. født efter 2002) når en vis størrelse, og virus er til stede. PDV-virus formodes at komme fra de store arktiske sælbestande, hvor viruset cirkulerer og sælerne har tilvænnet sig viruset uden eller med meget lille dødelighed, på samme måde som mennesker har tilvænnet sig mæslinger, som nu sjældent er dødelig. En teori er, at gråsæler, der bevæger sig mere omkring end spættet sæl, smittes længere nordpå og bringer smitten sydpå. Ingen af de omtalte epidemier ser ud til at have været dødelig for gråsælerne, selvom det er påvist, at de blev smittet af PDV i 1988 og 2002 (Härkönen m.fl. 2006; Härkönen m.fl. 2007a).

Figur 9.4. Det totale antal spættet sæl i Danmark i perioden 1976-2020 – opgjort ud fra tællinger på landgangspladser samt den estimerede andel af sæler i vandet (32 % i Vadehavet, Ries m.fl. 1998, 43 % i øvrige farvande, Härkönen m.fl. 1999). Den første optælling efter epidemierne i 1988, 2002, 2007 og 2014 er markeret med cirkler.

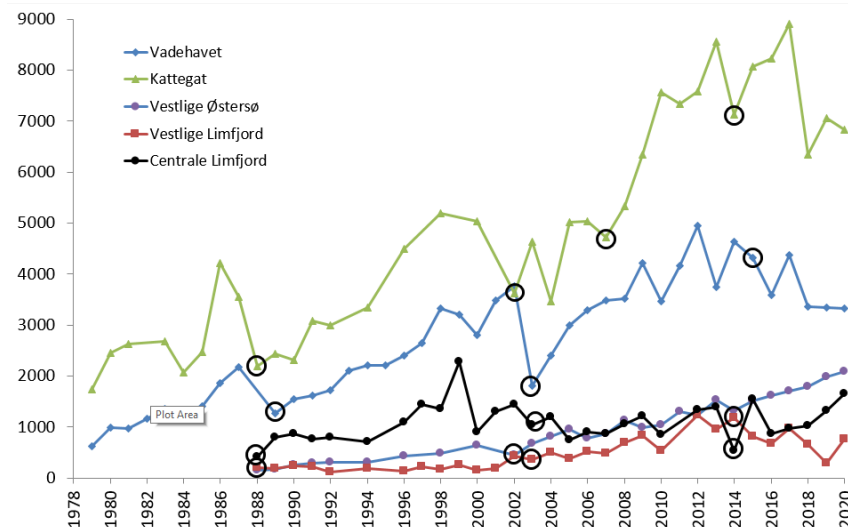


Det er uvist, i hvilket omfang de senere års fremgang for gråsælen vil påvirke de spættede sæler (se omtale af gråsæler nedenfor). Da gråsælen er større og mere aggressiv, samtidig med at der er et stort overlap mellem arternes fødepræferencer og landgangspladser, er en negativ påvirkning af antallet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

Vadehavet

Spættet sæl lever langs hele Vadehavets kystlinje og deles således med Tyskland og Holland. I 2020 blev det totale antal spættede sæler estimeret til 3.400 i den danske del af Vadehavet (figur 8.5). De spættede sæler i Vadehavet blev hårdt ramt af PDV-epidemierne i 1988 og 2002. Siden 2002 er bestanden i den danske del af Vadehavet vokset med gennemsnitligt 13 % årligt frem til 2012, svarende til den teoretisk maksimale rate for spættet sæl (*Härkönen m.fl. 2002*). Siden 2015 er bestanden i den danske del af Vadehavet gået tilbage med gennemsnitligt 5 % per år. Udviklingen fra omkring 2007 tyder på, at populationen i Vadehavet har nået miljøets bæreevne, og at populationen vil stabilisere sig på det niveau, der er observeret de sidste 10 år (gennemsnit: ca. 4.000, range: ca. 3.300-5.000), hvis forholdene omkring bestanden ikke ændrer sig. Spættet sæl yngler i alle dele af det danske Vadehav, og i 2020 blev der talt 429 unger, hvilket er det laveste antal registreret siden ungetællingerne startede i 2008. På nær et lavt tal i 2018 har antallet af unger i det danske Vadehav ellers været stigende siden 2012. De 429 unger udgør 13 % af den estimerede bestand i det danske Vadehav. Ved en stabilisering af bestanden omkring miljøets bæreevne er det forventeligt at ungeproduktionen reduceres. Det talte antal unger er et minimumsestimat af ungeproduktionen, da ungerne fødes over en længere periode og ikke er på land samtidig.

Figur 9.5. Antal spættet sæl i Danmark delt op på Vadehavet, vestlige og centrale Limfjord, Kattegat og den vestlige Østersø i perioden 1979-2020 – opgjort ud fra tællinger i fældeperioden i august på landgangspladser korregeret for den estimerede andel af sæler i vandet (32 % i Vadehavet, *Ries m.fl. 1998*, 43 % i øvrige farvande, *Härkönen m.fl. 1999*). Den første optælling efter epidemierne i 1988, 2002, 2007 og 2014 er markeret med cirkler.



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 estimeret 1.550 sæler i den centrale del, men kun 1.050 individer i 2017, uden at der er fundet usædvanligt mange døde sæler. I 2020 estimeredes 1650 sæler i den centrale del af Limfjorden (*figur 9.5*). Den gennemsnitlige årlige vækstrate over de seneste fem år var 5 % i den centrale del af Limfjorden, men pga. af de store fluktuationer er denne rate behæftet med stor usikkerhed.

Fra 2016 er der foretaget ungetællinger i Limfjorden, og usædvanligt for de danske områder er der i alle årene talt flere sæler i yngleperioden end i fældeperioden. Samtidig er andelen af talte unger ift. bestandsestimatet generelt højere end i andre områder, 54 % i 2016, 28 % i 2017, 25 % i 2018, 40% i 2019 og 17 % i 2020 (287 unger) i den centrale del af Limfjorden. 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 2015 er bestanden øget med 5 % pr. år (igen med stor usikkerhed). I 2020 estimeredes bestanden i den vestlige Limfjord til 750 individer (*figur 9.5*). Her fødes kun meget få unger, i 2020 taltes 14, 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 2020 estimeredes en bestand på 6.800 spættede sæler i den danske del, hvilket er det næstlaveste antal siden 2009 (*figur 9.5*). Fra epidemien i 2002 til 2011 har den gennemsnitlige årlige vækstrate i den danske del været 11 %. Siden da er væksten aftaget og i de seneste fem år har vækstraten været negativ (-5 %), hvilket tyder på, at populationen nærmer sig eller har nået miljøets bæreevne. Man kan således forvente en stabilisering af populationen omkring det nuværende niveau, hvis forholdene for sælerne ikke ændrer sig. Spættet sæl yngler i hele den danske del af Kattegat, og i 2020 blev der talt 1.864 unger svarende til 27 % af den estimerede bestand, hvilket er det næsthøjeste i de seneste 6 år, hvor ungeandelen har fluktueret mellem 14 og 31 %. 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 2020 blev populationen estimeret til at bestå af 2.100 individer, hvilket er det hidtil højest registrerede antal (*figur 9.5*). Fra 2002 til 2011 voksede bestanden med gennemsnitligt 13 % årligt. I de seneste fem år er denne rate reduceret til 6 %, hvilket kunne indikere, at populationen nærmer sig miljøets bæreevne. En anden mulig tolkning er dog, at gråsælernes genetablering i dette område påvirker bestanden af spættede sæler negativt. I begge tilfælde, kan vi forvente en stabilisering eller evt. nedgang i antallet af spættede sæler i området i de kommende år. Der tælles ikke unger af spættet sæl i den vestlige Østersø, fordi ungerne ikke kan optælles pålideligt fra fly på de spredte stenlokaliteter.

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

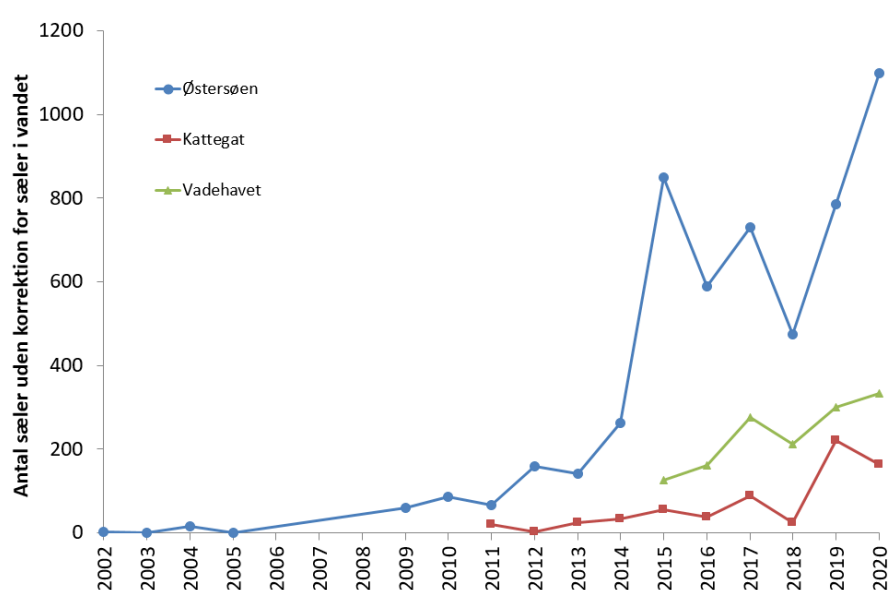
er gråsælen i løbet af de sidste 20 år genindvandret og forekommer nu regelmæssigt på lokaliteter i Kattegat, Østersøen og Vadehavet. På Rødsand ved Gedser er der siden 2003 observeret nyfødte gråsælunger næsten hvert år, og der er i de senere år også observeret gråsælunger på Læsø, Anholt, ved Samsø og i Vadehavet (*Härkönen m.fl. 2007b; Jensen m.fl. 2015*). I Danmark forekommer to adskilte populationer af gråsæler, den ene fra Nordsøen med hovedudbredelse omkring Storbritannien og i det tyske og hollandske Vadehav, og den anden 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. 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 mere forstyrrelse (*Galatius et al. 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

Der er i den vestlige Østersø (Rødsand) udført forsøgsvisse optællinger i gråsælernes fældeperiode fra slutningen af maj til starten af juni i 2002-2005, hvor der blev registreret fra 0 til 12 individer (*figur 8.6*). Gråsælen kom fast tilbage til Christiansø i 2010 og her findes de største forekomster af gråsæl i Danmark, i 2011-2019 er 33-99 % af gråsælerne i Danmark blevet registreret her. I 2020 blev der talt 1098 gråsæler i den danske Østersø, heraf 989 på Christiansø og 109 på Rødsand. 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 områder hvor der tælles flere gange.

Figur 9.6. Antal talte gråsæler i den danske del af Østersøen i perioden 2002-2020, i den danske del af Kattegat i 2011-2020 og i den danske del af Vadehavet fra 2015-2020 – opgjort ud fra tællinger fra fly på hvilepladserne i fældeperioden fra slutningen af maj til starten af juni i Østersøen og Kattegat og i slutningen af marts og i april i Vadehavet (tal angiver faktiske tællinger, da man ikke kender andelen af sæler i vandet). 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.



Kattegat

I Kattegat blev der fra 1979 til 2006 samlet for perioden observeret færre 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, i 2020 taltes 163 gråsæler i Kattegat (*figur 8.6*).

Vadehavet

Optællinger af fældende gråsæler indledtes i 2015, hvor der i april blev talt 126 individer i Vadehavet. Antallet har siden haft en stigende tendens, og i 2020 taltes 333 sæler (*figur 8.6*).

Gråsælunger

Fra 2003 til 2020 er der årligt observeret op til 14 levende gråsælunger på danske lokaliteter i Østersø-gråsælernes yngleperiode i februar-marts og i nogle år én i Vadehavet i december. 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 2020 blev der registreret 6 unger i de indre farvande, alle på Rødsand. Sammen med de 5 unger der registreredes i 2018 og de 6 i 2019 er dette en betydelig nedgang i forhold til de 14 unger, der blev registreret på 4 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, eller at der har været dødelighed blandt de ynglende hunner 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, og resultaterne fra de kommende år vil vise, om dette er udtryk for en reel stagnation eller tilbagegang i gråsælernes yngleaktivitet i Danmark. Der blev også registreret 3 unger i det ydre Knudedyb i Vadehavet i januar 2021. Hidtil er der kun registreret enkelte unger i Vadehavet, og dette kan være starten på dannelsen af en egentlig ynglekoloni i det danske Vadehav.

Antallet af gråsæler over hele landet kan ikke forklares med den beskedne reproduktion fra danske ynglende gråsæler. Det må derfor skyldes en indvandring af gråsæler fra den nordlige del af Østersøen og fra Holland og Tyskland (*Galatius et al. 2020*). Gråsælerne i Kattegat kommer fra både østersø- og nordsøpopulationerne (*Fietz m.fl. 2016*). Årsagen til ændringen i udbredelsen er muligvis bedre fødetilgang 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, har bestanden af ynglende danske gråsæler været minimum 30, da de får én unge om året. Den seneste udvikling med færre fødsler er bekymrende og har ikke noget at gøre med det stigende antal af gråsæler, der er på kortere eller længere visit i danske farvande og formodes at returnere til deres oprindelige fødested, når de selv skal yngle.

Marsvin

Marsvinet er Danmarks mest almindelige hval, og den eneste der med sikkerhed yngler her. Baseret på studier af morfologi, genetik og satellitmærkning opdeles marsvin i de danske farvande i minimum tre populationer: 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 et al. 2015).

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

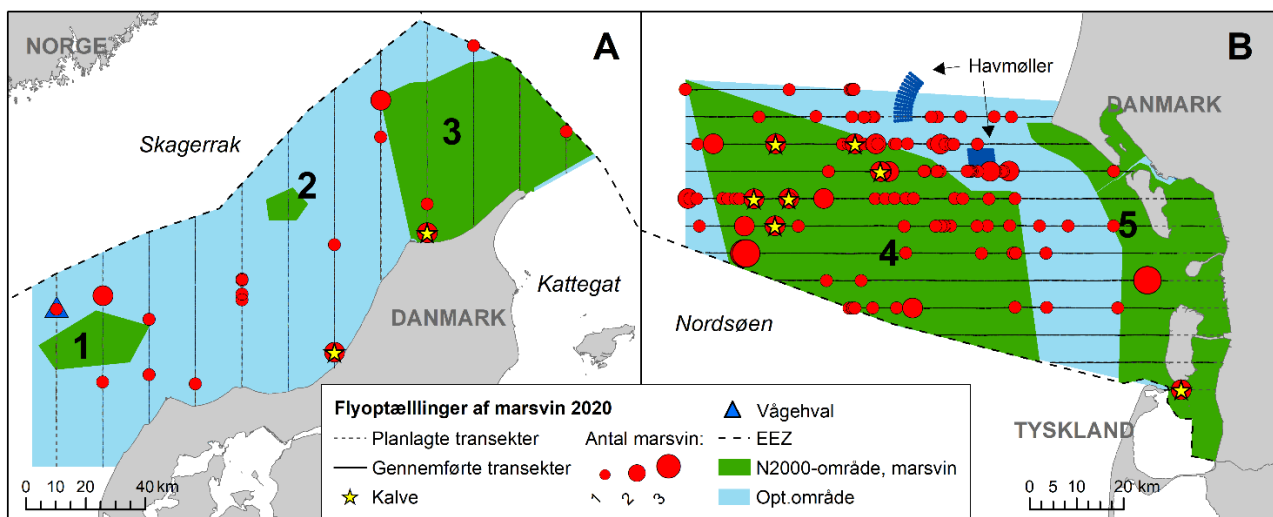
Marsvin overvåges både inden for Natura 2000-områderne og inden for de tre populationsområder. Marsvin bevæger sig over store områder, der strækker sig ud over de danske grænser. Derfor er det afgørende med en koordineret indsats med vores nabolande for at fastlægge en status for populationerne.

Flyovervågning

Flyoptællingen i Nordsøen blev udført den 7. august 2020. I alt observeredes 147 marsvin (heraf 6 kalve) i grupper med op til tre individer i hver gruppe og en gennemsnitlig gruppestørrelse på 1,20 dyr (tabel 9.1, figur 9.7). Observationerne af marsvin fordeler sig i hele området med 74 % af observationerne inden for det store Natura 2000-område 'Sydlig Nordsø' og 6 % inden for 'Vadehavet med Ribe Å, Tved Å og Varde Å vest for Varde'. Alle kalve-observationer var inden for et af de to Natura 2000 områder.

Tabel 9.1. Data og resultater for optælling af marsvin i optællingsområdet i den sydlige Nordsø (7. august 2020) og i Skagerrak (10. juli 2020). Optællingsområderne er vist i figur 9.7. CV angiver variationskoefficienten for antal marsvin og tæthed per km².

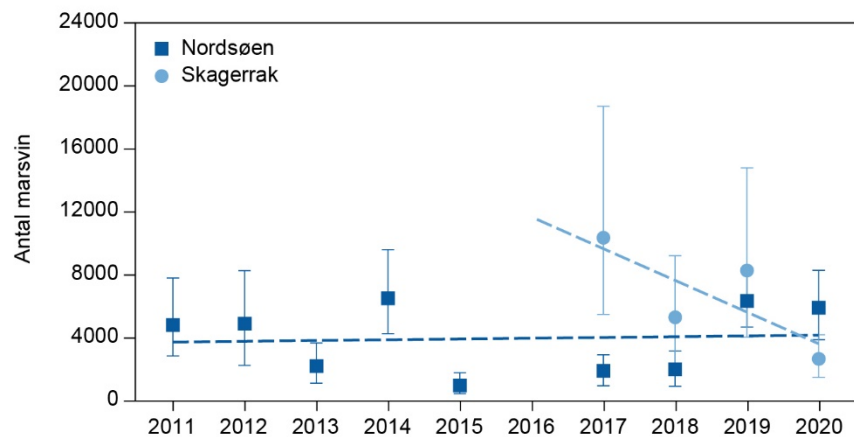
Optællings- område	Areal (km ²)	Transekt- længde (km)	Antal observationer		Antal marsvin (95 % konfidens- interval)	Tæthed (marsvin/km ²) (95 % konfidens- interval)	Gnst. gruppestr.	CV
			Voksne	Kalve				
Skagerrak	12.164	804	22	2	2674 (1513-4216)	0,22 (0,12-0,35)	1,22	0,26
Nordsøen	5.345	837	147	7	5929 (3895-8310)	1,11 (0,73-1,55)	1,20	0,19



Figur 9.7. Optælling af marsvin fra fly i A) Skagerrak den 10. juli 2020 og B) Nordsøen den 7. august 2020. De grønne områder (med numre) indikerer Natura 2000-områderne: 1) Gule Rev, 2) Store Rev, 3) Skagens Gren og Skagerrak, 4) Sydlig Nordsø og 5) Vadehavet med Ribe Å, Tved Å og Varde Å vest for Varde. EEZ (Exclusive Economic Zone, stiple linje) angiver afgrænsningen af de danske farvandsområder. Opt.område = optællingsområde.

Antallet af marsvin i hele optællingsområdet i den sydlige Nordsø blev estimeret til 5.345 dyr (95 % konfidensinterval: 3895-8310) med en tæthed på 1,20 marsvin / km² (tabel 9.1). Antallet af marsvin er sammenligneligt med estimeret fra 2019, men væsentlig højere end estimeret fra 2015-2018 på ca. 2.000 dyr, men på samme niveau som i 2014 (figur 9.8). Med estimeret fra 2020 er den ellers overordnede let nedadgående trend i antallet af marsvin i Nordsøen fra 2011 og frem ændret til, at antallet overordnet er stabilt på omkring 4000 marsvin. Udsvingene på de enkelte estimer kan være en konsekvens af årlige forskelle i temperatur, havstrømme, timing for byttedyrsmigration, der kan have indflydelse på årets estimat, og det er derfor essentielt med en lang tidsserie for at kunne vurdere den overordnede udvikling i marsvins forekomst og brug af områderne.

Figur 9.8. Antal marsvin estimeret i optællingsområderne i hhv. Nordsøen (2011-2020) og Skagerrak (2017-2020). Vertikale linjer angiver 95 % konfidensinterval. Stiplet linje angiver faldende tendens for Skagerrakpopulationen imens niveauet for Nordsøpopulationen er uændret over perioden. For kort over områderne se figur 9.7.



Flyoptællingen i Skagerrak blev udført den 10. juli (figur 9.7, tabel 9.1). I alt observeredes 22 marsvin (heraf 2 kalve) fordelt i grupper med op til to individer i hver gruppe. Dette er væsentligt lavere end tidligere undersøgelser. Den gennemsnitlige gruppestørrelse var 1,22 dyr, og sammenlignelig med 2019.

Observationerne af marsvin fordeler sig i hele området, men kun 4 marsvin observeredes inden for det store Natura 2000-område 'Skagens Gren og Skagerrak' og ingen i de to Natura 2000 områder 'Gule Rev' og 'Store Rev'.

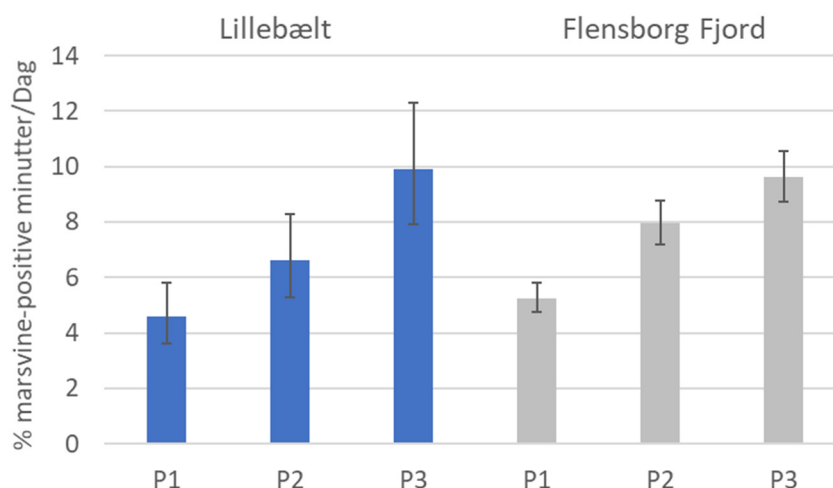
I Skagerrak er der tidligere (2011-2015) optalt med en lidt anden metode, og udregning af det totale antal dyr er derfor ikke mulig. Data for 2011-2017 er rapporteret og sammenlignet relativt i de tidligere havrapporter. I denne rapport vises kun optællingsestimater for 2017-2020. I 2020 estimeredes 2674 marsvin (95 % konfidensinterval: 1513-4216) og en tæthed på 0,22 marsvin / km² (figur 9.8, tabel 9.1). Dette er en betydelig nedgang fra tidligere estimeret og overordnet ses en negativ trend fra 2017 og frem. Det skal dog bemærkes, at denne slags trendlinjer er meget følsomme over for yderpunkter, og flere estimer er derfor nødvendige for at bestemme trenden med sikkerhed.

Passiv akustisk overvågning i indre danske farvande

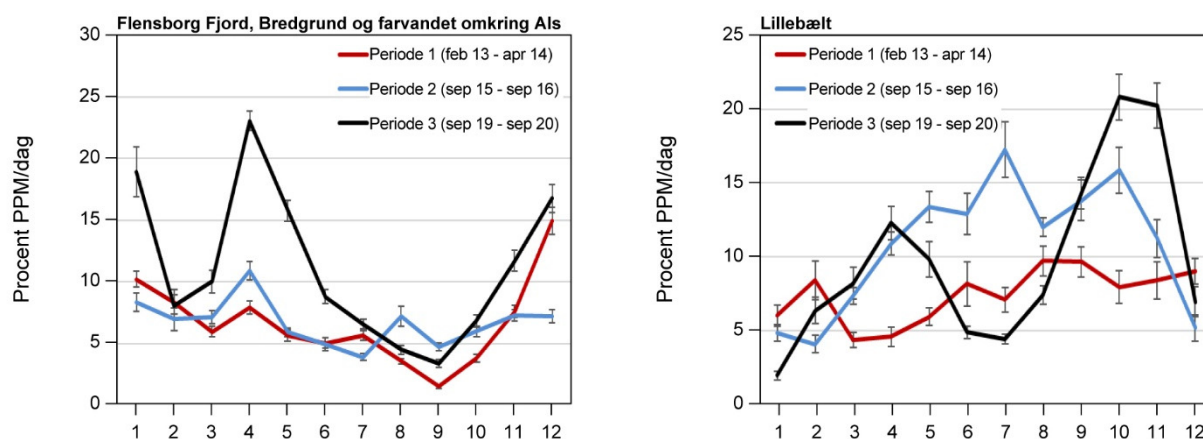
Fra september 2019 til september 2020 blev der foretaget akustisk overvågning i "Flensborg Fjord, Bredgrund og farvandet omkring Als" og "Lillebælt". Dette er den tredje overvågningsperiode, i det disse to områder tidligere er overvåget akustisk i hhv. februar 2013 - april 2014 (periode 1) og september 2015 - september 2016 (periode 2) (figur 9.3).

I begge områder ses en generelt stigende trend fra periode 1 og frem (figur 9.9). I "Flensborg Fjord, Bredgrund og farvandet omkring Als" viser den statistiske sammenligning af andel PPM (marsvine-positive minutter / dag) per måned i de tre perioder en signifikant stigning fra periode 1 til 2 ($p < 0,05$) og 1 til 3 ($p < 0,05$) men ikke en signifikant forskel mellem periode 2 og 3 ($p > 0,05$). I Lillebælt er periode 3 signifikant større end både periode 1 og 2, og periode 2 er signifikant større end periode 1 ($p < 0,05$).

Figur 9.9. Statistisk sammenligning af passiv akustisk overvågning i Natura 2000 områderne "Lillebælt" og "Flensborg Fjord, Bredgrund og farvandet omkring Als". Andel marsvinepositive minutter per dag for 3 perioder i hvert område. Periode 1: feb. 2013 – apr. 2014, periode 2: sep. 2015 – sep. 2016, periode 3: sep. 2019 – sep. 2020. Vertikale linjer angiver 95 % konfidensinterval. For kort over områderne se figur 9.2.



Andelen af minutter af døgnet med registreringer af marsvin (% PPM / dag) varierer mellem de to områder og over året, men følger overordnet set årstidsvariationen fra tidligere overvågningsperioder (figur 9.10). I Lillebælt ses dog et stort dyk i marsvinetektioner fra juni til august og en efterfølgende stor stigning i oktober og november. I "Flensborg Fjord, Bredgrund og farvandet omkring Als" afviger januar, april og maj ved at have højere antal marsvine-positive minutter end tidligere set.



Figur 9.10. Gennemsnit for marsvine-positive minutter per døgn (PPM) i procent over året for de fem akustiske lytteposter udlagt i Natura 2000 områderne "Flensborg Fjord, Bredgrund og farvandet omkring Als" og "Lillebælt". Data er vist for de tre overvågningsperioder (2012-2020). Vertikale linjer indikerer standardafvigelse fra middelværdien.

Populationsoptælling af marsvin i indre danske farvande

I perioden 24. juni – 10. juli 2020 udførtes en visuel flyoptælling af hele Bælt-havspopulationen af marsvin. Området på 5358 km² dækker det anbefalede forvaltningsområde for denne population (Sveegaard *et al.* 2015) og den samlede populationsstørrelse blev opgjort til 17.301 marsvin (95 % konfidensinterval = 11.695-25.688; CV = 0.20). Dette er en væsentlig reduktion i den opgjorte populationsstørrelse som dog ikke statistisk set er lavere, end tidligere optællinger for denne population, idet estimatet i de to seneste tællinger i hhv. 2012 (MiniSCANS) og 2016 (SCANS-III) har ligget på 40.000-42.000 individer. Denne halvering er umiddelbart bekymrende, men da optællingen forventes gentaget under SCANS-IV i 2022 og da den akustiske overvågning i Lillebælt, Flensborg Fjord (afrapporteret her), Storebælt og Kalundborg Fjord (afrapporteret i Hansen *m.fl.* 2021) indikerer en stigning i antallet af marsvin i disse områder, anbefales det at afvente SCANS-IV resultatet inden en indsats besluttet. For flere detaljer se Unger *et al.* 2021.

Spæktykkelse

I 2018 blev der udgivet en omfattende rapport over spæktykkelse hos danske havpattedyr bygget på alle data indsamlet i Danmark, Sverige og Tyskland indtil 2017, og der henvises til denne rapport for gennemgang af det samlede dataset for spæktykkelse (Galatius *m.fl.* 2018). Her rapporteres data indsamlet i 2020 i Danmark og dermed et meget mindre dataset i forhold til den tidligere rapport. Datasættet, der præsenteres her, danner ikke et meningsfuldt grundlag for at lave gennemsnitsberegninger per art, forvaltningsområde eller år.

Formålet med opmåling af spæktykkelse er på sigt, at have nok data til etablering af grænser for 'god miljøtilstand'. Det er på denne måde et pilotprojekt, der læner sig op ad HELCOMs arbejdsgruppe for Havpattedyrsundhed under EG MAMA. Det kræver et stort datasæt, at etablere grænseværdier, da spæktykkelsen varierer naturligt med årstid, køn, alder og reproduktiv status. Endvidere er der forskel mellem forskellige bestande, hvor hver art i Danmark er opdelt i flere bestande. Hvis dyret er sygt, vil det også påvirke spæktykkelsen. For at få et godt indtryk af den naturlige variation skal der indsamles data på tværs af de faktorer, der bidrager til den naturlige variation, indtil spæktykkelsen kan beskrives kvantitativt med en rimelig standardafvigelse for hvert forvaltningsområde og hver art. Derfor samarbejder DCE med nabolandene Sverige og Tyskland om et større samlet datasæt der indgår i afrapporteringen for projektet, men ikke her, da analyserne endnu ikke er udført. Her rapporteres derfor kun antallet af indsamlede dyr per forvaltningsområde og fundmetode.

Der blev i 2020 målt spæktykkelse fra i alt 19 marsvin heraf 14 strandede, 2 som vides bifangede i fiskeriet samt 3 levende marsvin fanget i bundgarn, der efter opmåling sættes fri (se tabel 9.2). Kategorien 'strandet' dækker over ukendt dødsårsag, hvilket kan inkludere dyr døde som bifangst i fiskegarn, men hvor det ikke vides på tidspunktet, hvor dyret bliver fundet.

Tabel 9.2. Oversigt over opmålte havpattedyr i 2020 fordelt på dødsårsag ved tidspunktet for at de blev fundet.

Dødsårsag	Spættet sæl	Gråsæl	Marsvin	I alt
Reguleret	18	8		26
Aflivet	5	0		5
Strandet	5	2	14	21
Bifanget	5	0	2	7
Levende fanget	7	15	3	25
Total	40	25	19	84

I 2020 blev spæktykkelse målt på 40 spættede sæler heraf 5 strandede, 5 bifangede, 5 aflivede, 18 regulerede spættede sæler, samt 7 levende spættede sæler fanget ifm. fangst til satellitmærkningsprojekter (tabel 9.2). Størstedelen af dyrene er fra forvaltningsområderne vestlige Østersø, Kattegat og Limfjorden. Dvs. at den store population i Vadehavet stort set ikke er repræsenteret i 2020.

I 2020 blev der fanget 12 levende gråsæler ved Christiansø og 3 gråsæler i Limfjorden, som fik målt deres spæktykkelse med ultralyd. Herudover blev der målt spæk på 2 strandede og 8 regulerede gråsæler.

Bemærk at mange af de målte dyr enten er fanget levende eller regulerede (tabel 9.2). Det er altså en mindre del af datasættet, der kommer fra dyr indsamlet langs kysterne. Dette er en bevidst prioritering, da regulerede dyr formodes at være sunde og repræsentative for den vilde bestand, hvor det ikke altid er tilfældet med strandede dyr, der kan være tynde som resultat af sygdom.

Tabel 9.3. Oversigt over opmålte dyr per art og forvaltningsområde i 2020. na betyder at forvaltningsenheden er irrelevant for arten. 0 betyder at der ikke blev indsamlet nogen individer af arten i denne forvaltningsenhed.

Område	Spættet sæl	Gråsæl	Marsvin	I alt
Limfjorden	7	3	na	
Vestlige Østersø	25	22	na	
Kattegat	8	0	2	
Bælthavet	na	na	16	
Vadehavet	0	0	na	
Østersøen	na	na	1	
Total	40	25	19	84

I alt blev 84 dyr opmålt i 2020. Fordeling på forvaltningsområde er vist i tabel 9.3. Til sammenligning opmålt 61 dyr i 2019 og 98 havpattedyr i 2018 (50 marsvin, 40 spættede sæler, 8 gråsæler). Det større antal i 2018 skyldtes bidrag fra vores nabolande. Der er endnu ikke nok datapunkter for spæktykkelse pr. art, alder, køn, område og sæson til at etablere grænser for 'god miljøtilstand' og spæktykkelsesmål vises ikke her, da de sandsynligvis ikke vil være repræsentative for et enkelt år, grundet den lille datamængde. I efteråret 2021 af-rapporteres data for projektperioden 2019-2021.

Sammenfatning

- Spættet sæl er den mest almindelige sælart i Danmark og har haft en bestandsfremgang fra ca. 2.000 dyr i 1976 til ca. 13.300 dyr i 2020, hovedsageligt som følge af jagtfredningen i 1977 samt oprettelsen af en række sælreservater med adgangsforbud. Siden 2015 er antallet af spættet sæl i Danmark faldet med 4 % om året.
- De lave eller negative vækstrater i 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 ukendte faktorer, som f.eks. fødemangel, forstyrrelser eller konkurrence med gråsælen.
- Gråsæler der besøger Danmark har vist fremgang i de seneste 10 år, og i Danmark i 2020 blev der registreret 163 individer i Kattegat, 333 i Vadehavet og 1098 i Østersøen. Det forventes, at den generelle stigning i antallet fortsætter i alle områder i de kommende år.
- I 2020 blev der kun observeret 6 gråsælunger på én af de fire undersøgte lokaliteter i Østersøregionen. Dette er en stor tilbagegang ift. 2017, hvilket er bekymrende for en art i ugunstig bevaringsstatus. I Vadehavet blev der født tre gråsælunger i forhold til højst en unge i tidligere år.
- Den akustiske overvågning af marsvins ekkolokaliseringslyde i "Flensborg Fjord, Bredgrund og farvandet omkring Als" og "Lillebælt" viste et signifikant stigende antal akustiske detektioner fra 2013 til 2020.
- I den sydlige Nordsø blev antallet af marsvin i 2020 estimeret til 5.345 dyr med en tæthed på 1,20 marsvin/km². Dette niveau er stabilt for området siden 2011. I Skagerrak estimeredes 2.674 marsvin i 2020 og en tæthed på 0,22 marsvin/km². Dette er en betydelig nedgang fra tidligere år og overordnet ses en negativ trend siden 2017.
- Hele bælthavsbestanden af marsvin blev opgjort til 17.301 individer. Dette er en halvering i forhold til tidligere optællinger i 2012 og 2016.

10 Undervandsstøj

Jakob Tougaard

Impulsstøj (havstrategidirektivets kriterium D11C1)

Miljøstyrelsen koordinerer indsamling af indberetninger af aktiviteter, der udsender kraftige impulslyde, såsom nedramning af pæle, vindmøllefundamenter mm., seismiske undersøgelser hvor der anvendes luftkanoner (air-guns), undervandsekspllosioner, 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 foretager faglig kvalitetskontrol af indberetningerne og indrapporterer dataene til OSPARs og HELCOMs fælles impulsstøjregister, drevet af ICES. Dataene afrapporteres i en selvstændig datarapport, uden egentlige faglige konklusioner.

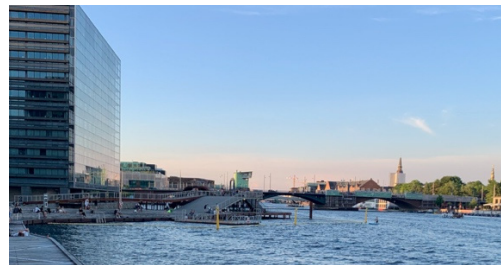
Vedvarende lavfrekvent undervandsstøj (havstrategidirektivets kriterium D11C2)

DCE varetager overvågning af lavfrekvent undervandsstøj for Miljøstyrelsen i henhold til teknisk anvisning TA M32. Denne overvågning er i 2020 foregået som kontinuerlige optagelser i frekvensområdet 20 Hz – 20 kHz på fire stationer i de indre danske farvande: centrale Kattegat (Anholt), nordlige Storebælt (Hjelm), sydlige Lillebælt (Helnæs) og vestlige Østersø (Stevns) samt en station i Nordsøen: Horns Rev. Målingerne er analyseret og kvalitetssikret i henhold til den tekniske anvisning, og indrapporteret til HELCOMs database for vedvarende undervandsstøj, drevet af ICES. Dataene afrapporteres i en selvstændig datarapport, uden egentlige faglige konklusioner.

11 Miljøfarlige stoffer

Martin M. Larsen 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 overlevelsessevne. De miljøfarlige stoffer indgår i EU's liste over prioriterede stoffer, der kan have betydning for miljøtilstanden i havmiljøet.



Kalvebod Bølgen og maritime nyttehave, Københavns havn. 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 udspecificering 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 2020

Den marine overvågning omfatter både årlige analyser af indholdet af tungmetaller og en række organiske miljøfremmede stoffer i sediment, muslinger og /eller fisk (*tabel 11.1*) samt måling af biologiske effekter i muslinger (lysosomal stabilitet), fisk (PAH metabolitter, EROD og reproduktiv succes), og fra 2020 suppleret med indledende undersøgelser af reproduktiv succes i amphipoder. Fra 2017 er overvågningsprogrammet justeret, så hver parameter fortrinsvis kun måles i én matrice (fx metaller kun i muslinger, mod tidligere både muslinger, fisk og sediment; dog måles kviksølv fortsat i både muslinger og fisk).

De biologiske effekter af miljøfarlige stoffer undersøges ved forskellige biologiske effektindikatorer i marine snegle, muslinger, amphipoder og fisk. Overvågningen af imposex/intersex i havsnegle blev udsat fra 2019 til 2020, og samtidig blev programmet ændret, så der indsamles strandsnegle tæt på havne i lige år og konksnegle i åbne farvande i ulige år. Tidligere er der kun indsamlet konksnegle i ulige år. Data indgår derfor ikke i rapporten i år, men rapporteres næste år sammen med en pilotundersøgelse af effekter i amphipoder, der foretages i løbet af 2020 og 2021. Biologiske effekter og sediment behandles ikke i årets rapport, da der kun er få stationer, så de indgår kun hvert andet år, dog opgøres prøvetagningen hvert år. Data for miljøfarlige stoffer i sediment blev rapporteret sidste år.

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*). Nærværende rapport omfatter fortrinsvis data fra 2020.

Det er blevet svært at fange ålekvabber, da de ofte er udkonkurreret af den invasive art sortmundet kutling (*Neogobius melanostomus*) i den vestlige del af Østersøen, og ikke yngler i de varme somre. Siden 2016 er der derfor i stedet anvendt sortmundet kutling i Karrebæk Fjord og Smålandsfarvandet i undersøgelser af miljøfarlige stoffer. I 2020 var fordelingen mellem arterne således: Tre stationer med sortmundet kutling, otte stationer med ålekvabber (på en af ålekvabbe stationerne blev der også udtaget skrubber til måling for PFAS og Hg), syv rødspætte stationer og tretten skrubbe stationer. Der er således udtaget skrubber på ca. halvdelen af stationerne, og ålekvabber og rødspætter på ca. ¼ af stationerne. Der er målt biologiske effekter på muslinger fra to stationer og på fisk fra en station.

Muslingers indhold af miljøfarlige stoffer anvendes som generel indikator for belastningen med miljøfarlige stoffer som tungmetaller, PAH og TBT i havmiljøet, da muslinger generelt opkoncentrerer 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 en velegnet indikator, da de er stationære og mangler kapacitet til at nedbryde de fleste organiske miljøfremmede stoffer, modsat fisk der forholdsvis nemt metaboliserer og derved nedbryder fx PAH'er.

For at vurdere omfanget af ophobning, som i sidste ende kan udgøre en risiko for de øverste led i fødekæden, analyseres der også for miljøfarlige stoffer i fisk. De bundlevende fisk ålekvabbe (alternativt sortmundet kutling), rødspætte og skrubbe er valgt som gode områdespecifikke monitoringsorganismer 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 miljømatricer som bundlevende biota og sediment.

Tabel 11.1. Oversigt over stofgrupper og biologiske effekter og antal stationer, der er analyseret i marine prøver som en del af NOVANA-programmet for sediment, muslinger og fisk i 2020. Hos fisk måles kun PFOS i lever og PAH metabolitter i galde, alle øvrige stoffer i muskel. Sediment og biologiske effekter behandles ikke yderligere i denne rapport.

Stofgruppe/biologisk effekt	Sediment	Muslinger ⁴	Fisk ⁴
Antal stationer i alt	37	41	17
Kviksølv (Hg)	-	46 ⁴	18 ⁴
Andre metaller ¹	-	46	-
Organotinforbindelser (TBT m.m.)	-	10	-
Tjærestoffer (PAH'er) ²	-	46	-
Phthalater og alkylphenoler	41	-	-
Dioxin, furaner og dioxinlignende PCB'er	-	-	9
Klorerede pesticider og alm. PCB'er	-	-	16
Bromerede flammehæmmere ³	-	-	16
Perfluorerede alkylerede stoffer (PFAS, lever)	-	-	17
Ålekvabbe reproduktiv succes	-	-	1
PAH metabolitter	-	-	1
CYP1A enzymaktivitet (EROD)	-	-	1
Ålekvabbe yngel udvikling	-	-	1
Lysosomal stabilitet	-	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 skaldyrskrav.

² Polyaromatiske (3-7 aromatringer) og aromatiske (naphthalen) hydrocarboner/kulbrinter.

³ PBDE og HCBDD.

⁴ Flere replikater for muslinger eller arter/køn for fisk betyder, at der er flere resultater end stationer

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 (*Miljø- og Fødevareministeriet 2017*) er der anført miljøkvalitetskrav for metaller i vandfasen, og for enkelte metaller i biota (*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 for de indre danske farvande, især i Bælthavet og Øresund. For de parametre, der måles i NOVANA programmet er vandfasen ikke optimal, da der sker en kompleks udveksling mellem vandfase, sediment og biota (OSPAR 2013), og detektionsgrænserne for de organiske stoffer ofte ikke er tilstrækkelige til at måle i mere åbne farvande. Det vil kræve flere (op til 12) prøvetagninger pr. år for at der kan foretages sammenligninger med EQS værdier for vand.

Baggrund for analyser af organiske miljøfremmede stoffer

Fra 2017 er analysestrategien ændret, så stofgrupper fortrinsvis analyseres i én udvalgt matrice. Mange af de organiske mere fedtopløselige 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. Perfluorforbindelserne ophobes ikke på samme måde i fedtholdigt væv / matricer.

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 flammehæmmere og er blevet brugt i brandbekæmpelse, organotinforbindelser og dioxiner / furaner og dioxinlignende stoffer. Koncentrationen af PFAS i fiskenes muskelvæv er ofte under detektionsgrænsen. PFAS og organotinforbindelser måles i leveren, da fiskene især opkoncentrerer stofferne her. 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*). For de klorerede pesticider HCH, HCB og DDT vurderes der at være 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 dioxinlignende forbindelser (congener, dvs. stoffer med sammenlignelig struktur og kemiske egenskaber) 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.

Sammenligning af målte koncentrationer med vurderingskriterier

Ved vurderingen af data er der ikke taget hensyn til organismernes placering i fødekæden (trofisk niveau) i sammenligning mellem måldata og grænseværdier, ligesom der heller ikke er foretaget korrektion for forskellen mellem kviksølv i muskelvæv og hele fisken. Korrektion til hele fisk ville ændre værdierne med en faktor 0,8-1,2, i gennemsnit 0,93 for alle fiskearter, der indgår i overvågningsprogrammet (jf. 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, men værdierne kan også anvendes på andre arter. EQS for PAH'er gælder dog for muslinger, da fisk nedbryder PAH'er og derfor ikke er egnet til måling 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 og Deskriptor 8 i EU's havstrategidirektiv, og som standard i OSPAR og HELCOM regi.

For sum-parametre (WHO-TEQ¹ og summen af PCB og PBDE'er) anvendes *detektionsgrænsen* som grænse for, om der anvendes 0 eller den målte værdi ved beregning af summen. Dette er en afvigelse i forhold til vandrammedirektivet og overvågningsbekendtgørelsen (BEK. 1001 af 29/06/2016), hvor *kvantifikationsgrænsen* angives som grænsen for, hvornår der anvendes 0 ved beregning af sum. Da kvantifikationsgrænsen 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, så medtagning af et eller to stoffer med koncentrationer på detektionsgrænseniveau i beregning af summen er nok til, at summen er over miljøkvalitetskravet. OSPAR og HELCOM anvender heller ikke kvantifikationsgrænsen i deres vurderinger.

¹ Flg. Dioxiner og furaner 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

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 2020.

Reference	Musling		Muslinger			Fisk (muskel)			
	DK MKK ¹	BAC ⁹	EAC ⁹	EQS ⁷	Fødevarer	BAC ⁹	EAC ⁹	EQS ⁷	Fødevarer
	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
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	-	-	-	-	-	-
Tributyltin (TBT) ⁴		5	12	-	-	-	-	-	-
Phenanthren		11	1.700	-	-	-	-	-	-
Pyren		9	100	-	-	-	-	-	-
Benz[a]anthracen		2,5	80	-	-	-	-	-	-
Chrysene		8,1		-	-	-	-	-	-
Fluoranthren		12,2	110	30	-	-	-	-	-
Benzo(a)pyren		1,4	600	5	5	-	-	-	-
Benzo(b,k) fluoranthren		-	-	5	-	-	-	-	-
Benzo(g,h,i) perylen		2,5	110	5	-	-	-	-	-
Indeno(1,2,3- cd) pyren		2,4	-	5	-	-	-	-	-
Methylnaphthalener (Σ)	2.400	-	-	-	-	-	-	-	-
PAH (Σ4) ⁵		-	-	-	35	-	-	-	-
DDT (p,p-DDE)		0,63	10	-	-	0,1	50 ⁸	10	-
Hexachlorbenzen (HCB)		-	-	-	-	-	-	-	-
Hexachlorcyclohexan (γ-HCH)		0,97	1,45	-	-	-	1,1 ⁸	9,1 ⁸	-
Perfluorooctansulfonsyre (PFOS)		-	-	-	-	-	-	-	0,0035
Dioxin+furaner				0,0012 ^{QS}	0,0035			0,0065	0,0065
Dioxiner+ furaner + DL-PCB ³		-	-	0,0065	0,0065	-	-		75
Non-DL PCB/ Sum ICES 6					75			-	-
CB118		0,6	1,2	-	-	0,1	24 LV ⁶	-	-
CB153		0,6	80	-	-	0,1	1.600 LV ⁶		75
PBDE (Σ6)	-	-	-	-	-	-	-	0,0085	-
Hexabromcyclododecan (HBCDD)	-	-	-	-	-	-	-	167	-

¹Miljøkvalitetskrav (MKK), Miljø- og Fødevareministeriet (2017).

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

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

⁴Nyt svensk vurderingskriterium for TBT i sediment, som er afledt i henhold til EU's retningslinjer på baggrund af data fra økotoxikologiske 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.

⁵PAH (Σ4): Sum af benzo(a)pyren, benz(a)anthracen, benzo(b)fluoranthren og chrysen, non-DL PCB (Σ6): sum af PCB28, 52, 101, 138, 153 og 180), PBDE (Σ6): sum af BDE28, 47, 99, 100, 153 og 154.

⁶Angivet med enhed normaliseret i forhold til lipidindhold (LV) i stedet for til vådvægt (VV).

⁷EQS 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.

⁸OSPAR EAC for γ-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).

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

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

Resultater fra overvågningen i 2020

Data er anvendt, som de foreligger i ODA i september 2021 for de kemiske parametre. Data er kvalitetssikret af både MST og M-FDC, og datasættet vurderes at være komplet i forhold til de stationer, det har været muligt at udtage fisk og muslinger på.

Metaller, PAH'er og TBT i muslinger

Kviksølv

EQS for kviksølv er den eneste EQS fastsat for metaller i biota (fisk). I 2020 var kviksølvkonzentrationen i 39 % af muslingeprøverne over EQS (tabel 11.3). Dette ligger på niveau med målingerne i 2019 men er lavere end andelen i de øvrige år fra 2012 til 2018 (39-48 %). Kun ca. 10 stationer pr. år er stationer, hvor den tidlige udvikling direkte kan følges, 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 (2) vil medføre en EQS af størrelsesordenen 3,5 µg/kg VV, som er under den lavest målte muslingekonzentration (4,3 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, tørstof omregnet til vådvægt vha. det gennemsnitlige tørstofindhold på 13 % i danske muslinger) og EU's eller nationale miljøkvalitetskrav (EQS for kviksølv eller MKK for cadmium, bly) og fødevarergrænseværdier fra tabel 11.2. Opgørelsen viser den procentvise andel af analyserede prøver (n = 46). 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 (%)	55	57	27
Større end EQS/MKK* (%)	39	57*	68*
Større end EU fødevarer (%)	0	0	0

* MKK = miljøkvalitetskrav (danske)

Blåmuslinger fra Kalvebod nyttehave (Københavns Havn) havde det højeste indhold af kviksølv og var 5 gange højere end EQS uden korrektion for trofisk niveau, efterfulgt af Holsteinborg Nor, Basnæs Nor og Dybsø fjord, der lå en faktor 2,3-2,4 over EQS. Ingen var dog over fødevarergrænseværdien, med en god margin på en faktor 5 fra nyttehavens niveau på 96 µg/kg vv.

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 57 % og 68 % af prøverne over MKK, som svarer til BAC for cadmium og er ca. det halve af BAC for bly ved omregning efter gennemsnitlige tørstofindhold (13%, tabel 11.3). Ligesom de tidligere år blev der ikke fundet indhold af metaller, der var over kvalitetsgrænserne for fødevarer i muslinger.

PAH'er

De fleste PAH'er findes på de 41 muslingestationer undersøgt i 2020. Af de PAH'er der er kriterier for, blev de påvist i mindst 74 % af prøverne, lavest for indeno-(1,2,3-cd)pyren (tabel 11.4 og 11.5)). I de fleste af prøverne var PAH indholdet under BAC, undtagen phenanthren og fluoranthen, og i de fleste tilfælde var niveauerne under EQS, OSPARs EAC og EU's fødevarekrav (tabel 11.4), kun benzo(b+j+k)fluoranthen lå over EQS-værdien for 7 % (5 prøver) og 2 % af fluoranthen prøverne var over EAC.

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

Tabel 11.4. Indholdet af udvalgte PAH'er (tjærestoffer) i muslinger 2020 sammenholdt med BAC, EQS, EAC og EC (EU-fødevaregrænseværdier). Opgørelsen viser den procentvise andel af analyserede prøver (n = 46). Resultater > DG angiver, hvor mange resultater der er fundet 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)perylene	Indeno(1,2,3-cd)pyren
Resultater > DG (%)	100	100	77	93	74	60
Større end BAC (%)	100	2	0	ikke def.	0	0
Større end EQS (%)	ikke def.	ikke def.	0	7	0	0
Større end EAC (%)	0	2	0	ikke def.	0	ikke def.
Større end EU fødevare (%)	ikke def.	ikke def.	0	ikke def.	ikke def.	ikke def.
EQS-grænser normaliseret til 1 % lipid i henhold til EU (2014).						
Over EQS (%)	ikke def.	ikke def.	0	2	0	ikke def.

Organotin og TBT

Koncentrationerne af TBT i muslinger var ikke over detektionsgrænsen for nogle af de ni prøver analyseret for TBT, ligesom der hverken blev påvist nedbrydningsprodukterne di- eller monobutyltin.

Tabel 11.5. Indholdet af tributyltin (TBT) og tjærestoffer (PAH) i muslinger sammenholdt med OSPARs BAC- og EAC-kriterier, samt nationale MKK. Opgørelsen er baseret på den procentvise andel af analyserede prøver (n = 46 for PAH'er, 10 for TBT). 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	TBT	Naphthalen	Sum af methyl-naphthalener	Anthracen	Pyren	Benz[a]-anthracen
Resultater > DG (%)	0	92 [§]	0	19	100	63
Større end BAC (%)	0	ikke def.	ikke def.	ikke def.	0	7
Større end EAC (%)	0	0	ikke def.	0	0	0
Større end MKK (%)	ikke def.	0	0	0	ikke def.	ikke def.

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

Kviksølv og organiske miljøfarlige stoffer i fisk

Både metaller og en række bioakkumulerbare organiske miljøfremmede stoffer blev analyseret i fire fiskearter: ålekvabbe, skrubber, sortmundet kutling og rødspætte, som i 2020 blev indsamlet ved hhv. 8, 6, 3 og 1 station(er) i de danske farvande - i alt 17 stationer med én station hvor der er analyseret på både ålekvabber og skrubber. Alle stoffer blev analyseret i puljeprøve bestående af

muskel/filét eller lever fra 2-25 individer. For skrubbe og rødspætte analyseres puljede prøver af 2-10 individer (Randers Fjord indre er den eneste station med kun 2 individer, ellers mindst 6). For sortmundet kutling og ålekvabber analyseres på puljer af op til 20 til 25 fisk for at få nok prøvemateriale - i et enkelt tilfælde dog kun 6 sortmundet kutling fra Christiansø Øst, og 12 -14 ålekvabbe individer fra Kalvebod Brygge og Agersø (Storebælt).

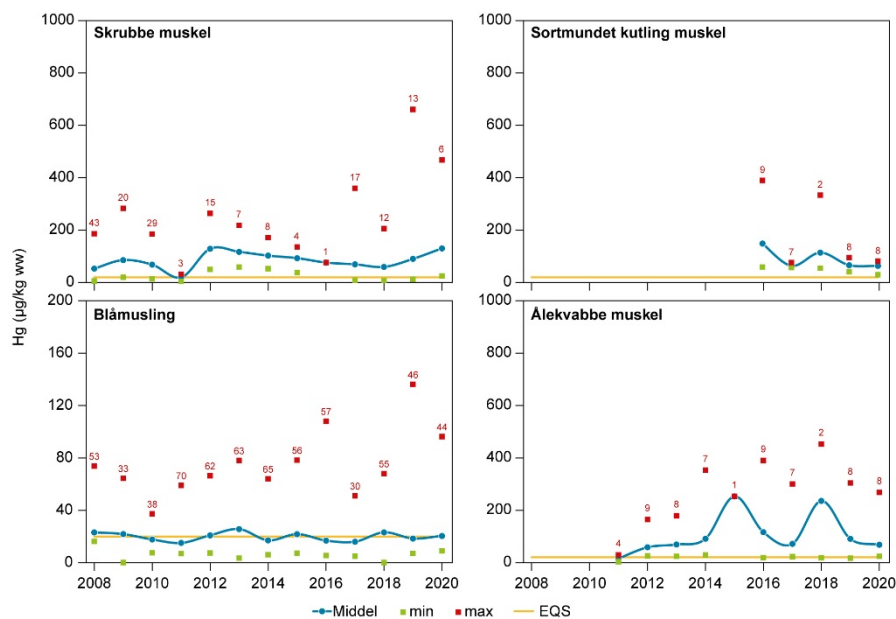
Kviksølv

NOVANA programmet måler kun kviksølv i fiskemuskel, og der er i 2020 ikke foretaget supplerende målinger af andre metaller.

Indholdet af kviksølv i fisk oversteg i alle 18 analyserede muskelprøver EQS-værdien på $20 \mu\text{g kg}^{-1}$ vådvægt (tabel 11.6). EQS-værdien ligger samtidig under OSPARs BAC-værdi, som blev overskredet i 61 % af prøverne. Resultaterne var på op til 23 gange EQS-værdien. Den højeste værdi var i skrubber og ålekvabber fra Køge Bugt (syd for Kalveboderne), ligesom det var for kviksølv i blåmuslinger fra Københavns havneområde. En af de målte prøver (skrubber fanget syd for Kalveboderne) var tæt på fødevaregrænseværdien på $500 \mu\text{g kviksølv kg}^{-1}$ vådvægt. Ålekvabber fra Agersø i Storebælt var næsthøjest på ca. 50 % af EC. For de øvrige prøver var det maksimale indhold $90 \mu\text{g/kg VV}$, 5 gange under fødevaregrænseværdien, men mindst 20 % over EQS-værdien. På denne baggrund vurderes det, at kviksølv stadig udgør en væsentlig miljørisiko for fiskespisende fugle og pattedyr i de danske farvande, men ikke som fødevarer for mennesker.

Ser man på udviklingen siden 2008 er gennemsnitskoncentrationen af kviksølv i blåmuslinger, ålekvabber og sortmundet kutling nogenlunde konstant (figur 11.1), hvorimod der ser ud til at være en stigning i skrubber de seneste år, som dog kan tilskrives prøver fra Kalveboderne og de relativt få skrubber fanget i 2020, der er outliers i forhold til de øvrige prøver. Udviklingen fra 2008 til 2019 er gennemgået mere detaljeret i (Boutrup *et al*, 2021), der også danner baggrund for disse figurer.

Figur 11.1. Udvikling i indhold af kviksølv i blåmuslinger og fisk. Antallet af prøver det enkelte år er angivet over maksimum værdierne. Bemærk de høje værdier for skrubber de sidste år, som kan tilskrives prøver fra Kalvebod. EQS værdien markeret med gult er i alle tilfælde $20 \mu\text{g/kg VV}$, også for muslinger.



Tabel 11.6. Indholdet af miljøfarlige stoffer i fisk 2020 med EU fastsatte EQS eller EC, sammenholdt med BAC, EQS, EAC og EC (EU-fødevarergrænseværdier). Opgørelsen viser den procentvise andel af analyserede prøver (n = 16 for dioxin og andre organiske stoffer og 18 for Hg). Resultater > DG angiver, hvor mange resultater der er fundet over detektionsgrænsen.

Tilstand	Hg	PFOS	p,p'-DDE (DDT)	Sum PBDE ^s	Sum HBCDD ^s
Resultater > DG (%)	100	100	100	86	72
Større end BAC (%)	61	ikke def.	80	Ikke def	ikke def.
Større end EQS (%)	100	0 [#]	Ikke def	64 (100)	0
Større end EAC (%)	ikke def.	ikke def.	0	Ikke def	ikke def.
Større end 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 42 µg/kg som den omregnede grænseværdi for lever ville være).

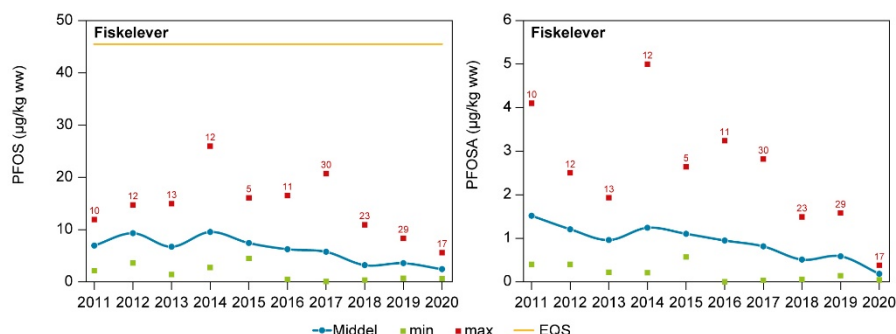
^s: Hvis et af tallene i summen er detekteret, tælles prøven som over detektionsgrænsen. Hvis den halve detektionsgrænse ligger til grund for beregning af summen, vil alle PBDE'er være over EQS.

Organiske miljøfarlige stoffer - PFAS

Fra 2011 er der analyseret for fluorerede forbindelser (generelt benævnt PFAS). Der eksisterer en EQS-værdi for et enkelt PFAS stof; PFOS i fisk, baseret på beskyttelse af mennesker ved indtag af fisk (dvs. muskel), men PFOS analyseres i lever i NOVANA regi, da leveren er det væsentligste deponeeringsorgan. Der var i 2020 ingen observationer af koncentrationer i lever over EQS'en på 9,1 µg/kg vådvægt, og i forhold til muskelvæv var niveauet 4,6 gange under EQS'en. Der foretages ikke normalisering af PFAS til lipid, da PFOS ikke opkoncentreres i det fedtholdige væv, ligesom mange andre biomagnificerende stoffer. Der er i 2021 kommet ekstra fokus på anvendelsen af PFOS i brandhæmmende skum, som især på øvelsespladser har været brugt i større mængder, med udgangspunkt i brandskolen ved Korsør (Ingeniøren, 2021). De højeste niveauer af PFOS er fundet i Storebælt ved Agersø (5,5 µg/kg), fulgt af Augustenborg Fjord og Anholt Nord (begge 4,7 µg/kg). Middelværdien for alle 17 prøver var 2,4±1,5 µg/kg og ingen andre prøver var over den samlede middelværdi + en standardafvigelse.

Ses på udviklingen af PFOS i fiskelever fra starten af programmet til nu er der en tendens til faldende højeste koncentration og gennemsnit (figur 11.2). Antallet af prøver der indgår i gennemsnittet er angivet over den højeste værdi. Der er ikke konstateret nogen overskridelser af EQS omregnet fra muskel til lever med en faktor 5 (se nedenfor), og de seneste to år heller ikke overskridelser af EQS'en uden omregning til lever.

Figur 11.2. Udvikling i to perfluorerede forbindelser i fiskelever (alle arter) med ingen og få værdier under detektionsgrænsen. Antallet af prøver for det enkelte år er angivet over maksimum.

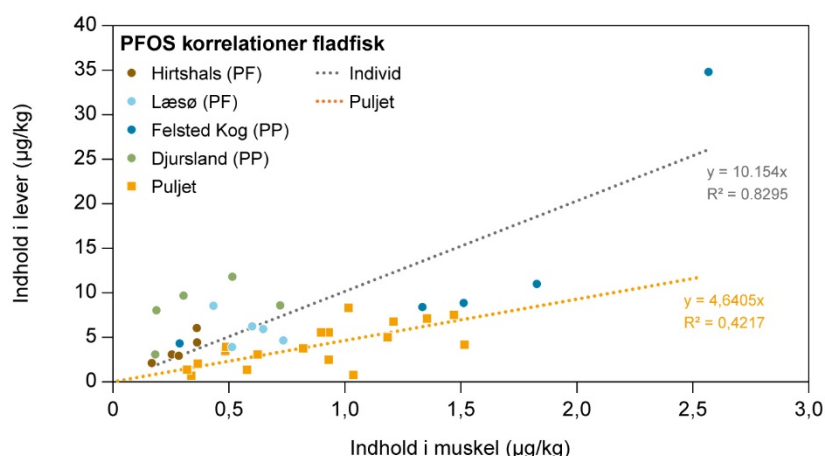


For at etablere en omregningsfaktor fra muskel til lever af EQS værdien blev der i 2020 gennemført en retrospektiv undersøgelse af indholdet af PFAS i muskler fra udvalgte stationer udtaget i 2018-2020. Arterne rødspætter, skrubber og ørred blev undersøgt fordi ålekvalper og aborrer er undersøgt i

Sverige. Der blev derfor fokuseret på fladfisk og ørred for at udvide kendskabet til forholdet mellem lever og muskel for andre arter (tabel 11.7). Omregningen af EQS værdien fra muskel til lever er nødvendig, fordi EQS værdien for PFOS er baseret på fødevarekriterier, som normalt gælder for muskel, og overvågningen af PFAS generelt har været foretaget i lever, da indholdet her er meget højere. Der viste sig at være lidt forskel i hvilke PFAS'er der kunne måles i de to organer, men for PFOS var alle målte værdier over detektionsgrænsen, og det var derfor muligt at sammenligne værdierne i muskel og lever direkte. Regressionslinjerne er fastsat ud fra den forventning, at hvis der ikke er PFOS i det ene organ, vil der heller ikke være det i det andet (og ingen resultater under detektionsgrænsen).

Det viste sig, at der var signifikant forskel på hældningen mellem målinger foretaget på enkelt individer og målinger foretaget på puljede prøver, der er en blanding af materiale fra flere individer (*figur 11.3*). Der var ingen forskel på rødspætter og skrubber, hverken på individ eller puljede prøver. For individuelle fiskeprøver var der heller ingen forskel mellem ørred og fladfisk, mens der for puljede prøver var ca. en faktor 10 lavere koncentrationer i muskel end i lever for ørreder. I fladfisk lå forholdet omkring 5. Der er ingen umiddelbar forklaring på disse forskelle, men de fleste svenske undersøgelser indikerede en faktor mellem 10 og 20 i aborre, ålekvabber, torsk og sild (*tabel 11.7*).

Figur 11.3. Korrelation mellem PFOS koncentrationen i lever og muskel for fladfisk fra fire stationer. Individ data (runde symboler) og puljede data (firkantede symboler) er vist sammen med hældningskoefficient og r^2 værdi. Flad-fiske arter: PF= skrubber (plat. Flesus), PP = rødspætter (Pleu. P.) (fra Larsen & Bossi 2021).



Den lavere ratio kan dog skyldes, at enkelte højere leverkoncentrationer i puljede prøver ikke bidrager så meget til den samlede koncentration, hvis leverne samtidig er små. For leverpuljer anvendes hele leveren fra hvert individ, hvorimod der fra muskelen blandes delprøver fra samme område på hver fisk (under rygfinnen), men med ens vægt uanset fiskens størrelse (se evt. Larsen & Bossi 2021 for yderligere diskussion af resultaterne). Der var ingen signifikante korrelationer mellem fiskenes længde og PFOS indhold i muskel eller lever, og dermed ikke noget der tyder på en størrelses- eller aldersbetinget opkoncentrering af PFOS i fladfisk eller ørreder.

Tabel 11.7. Sammenligning af ratio og foreslåede EQS værdier for PFOS indhold i lever og muskel i individer eller puljede fiskeprøver (se Larsen & Bossi 2021 for nærmere forklaring). N pool angiver antal prøver i den puljede analyse.

Art	n pool	Lever:Muskel ratio	Korrelation af Lever:Muskel (L:M)	Foreslået EQS _{Lever} ug/kg ww	Reference
Aborre	14	17,5	L:M korreleret	159	Faxneld et al 2014
Ålekvalbe	6	11,1, 95% CI 6,0 - 16	L:M korreleret	55 ^{\$}	Faxneld et al 2014
Torsk	4	12,5	ingen korrelation	114	Faxneld et al 2014
Aborre limnisk (reference st.)	17	18,8	L:M korreleret	171	Faxneld et al 2014
Sild	10	19,0	L:M korreleret	173	Faxneld et al 2014
Aborre marin/limnisk/Sild samlet	41	18,4, 95% CI: 17,0 – 20,4	Stærkt lineær sammenhæng	155 ^{\$}	Faxneld et al 2014
Skrubber	10	3,8±0,6	Moderat lineær sammenhæng	40	Larsen & Bossi 2021
Rødspætter	10	5,5±0,4	Moderat lineær sammenhæng	50	Larsen & Bossi 2021
Fladfisk samlet	20	4,6±0,4	L:M korreleret	42	Larsen & Bossi 2021
Ørred	10	10,1±1,02	L:M korreleret	92	Larsen & Bossi 2021
Alle Ørred og individ fladfisk samlet	40	9,8±0,6	L:M korreleret	89	Larsen & Bossi 2021
Art (individ)	n fisk				
Sild	12	21,0	Baseret på ligning	191	Danielsson et al 2018
Skrubber	10	10,1±1,4	L:M korreleret	92	Larsen & Bossi 2021
Rødspætter	10	9,7±1,3	L:M korreleret	88	Larsen & Bossi 2021
Fladfisk samlet	20	9,8±0,6	L:M korreleret	89	Larsen & Bossi 2021
Ørred	10	9,7±0,8	L:M moderat	88	Larsen & Bossi 2021

\$: Den laveste værdi af 95 %- konfidensinterval for ratioen er foreslået ud fra forsigtighedsprincippet.

Organiske miljøfarlige stoffer – Bromerede Flammehæmmere (PBDE)

Blandt de organiske miljøfremmede stoffer fremstod især de bromerede flammehæmmere i form af PBDE som stoffer, der i dag kan udgøre en risiko for fiskespisende dyr. PBDE blev målt i 16 muskelprøver, og fundet i alle prøver. Især BDE 47 og BDE 209 påvises (i 88 og 75 % af prøverne), herudover blev kun BDE 100, 99 og 154 påvist (i 50 %, 31 % hhv. 6 % af prøverne). 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 5 prøver under EQS værdien, svarende til at 64 % er over EQS værdien før normalisering. Den højeste værdi var på stationen Anholt Nord, som lå en faktor 11 over EQS værdien. Normaliseres til lipid indhold på 5 % (EU standard) stiger summen med en faktor 4-36, og bringer Als Sund (laveste lipid indhold) op på 1,1 µg/kg, en faktor 120 over EQS værdien, mens både Anholt Nord og Agersø stationerne ligger på 0,7 – 0,8 µg/kg PBDE ved 5 % lipid normalisering. 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 kræftisiko på under 1 milliontedel. Selv EU's fødevareorganisation (EFSA) har vurderet, at de ikke er tilstrækkelige og har vurderet at PBDE i 2011 ikke udgjorde en sundhedsrisiko (EFSA, 2011). Samtidig er niveauet omkring eller under detektionsgrænsen for de bedste metoder, der pt. anvendes til analyserne (laveste individuelle detektionsgrænse i NOVANA er 0,004 µg/kg for BDE'erne).

Udover summen af de 6 bromerede flammehæmmere måles også HBCDD i tre former, alpha, beta og gamma, hvor alpha-HBCDD blev påvist i alle prøver og gamma-HBCDD kun påvist i en prøve. Ingen af summerne af HBCDD'er er over EQS værdien.

Organiske miljøfarlige stoffer – klorerede forbindelser (PCB og dioxin)

For klorerede pesticider (DDT, gamma-HCH, HCB) er der ingen overskridelser af EQS/EAC værdierne, men for DDT (målt som nedbrydningsproduktet p,p'-DDE) er kun 1 af 5 prøver under BAC (tabel 11.8).

For PCB'erne er der fastlagt EAC værdier baseret på lipid basis, og for dioxiner og dioxin-lignende PCB'er har verdenssundhedsorganisationen (WHO) fastsat nogle risikofaktorer mellem de enkelte stoffer (congener) og det mest giftige dioxin, så man kan summere alle dioxiner og furaner sammen til en toksikologisk ækvivalent, WHO-TEQ, ved at gange denne faktor på de enkelte kongener 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 (d.l.) PCB'er. Som for PBDE'erne vil alle prøver, der måles for dioxin være over fødevarekriteriet hvis kongener under detektionsgrænsen indsættes i WHO-TEQ formelen som den halve detektionsgrænse.

For de almindelige PCB'er, der ikke har dioxinlignende effekter, er summen af de 6 og PBC 153 ikke eller kun i 7 % over fødevare eller EAC kriterierne. For de d.l. PCB som PBC 118 og summen af WHO-TEQ dioxin+dioxin lignende PCB'er i 57-89 % over EAC eller fødevarekriteriet (tabel 11.8), og der er i alle tilfælde målt værdier af mindst et af d.l. PCB'erne over detektionsgrænsen. De "rigtige" dioxiner og furaner, WHO-TEQ dioxin, er kun detekteret i 2 af 9 prøver, og de ligger begge under fødevarekriteriet, men ikke under EQS værdien for sekundær forgiftning.

Tabel 11.8. Indholdet af klorerede miljøfarlige stoffer i fisk 2020 med EU fastsatte EQS eller EC, sammenholdt med BAC, EQS, EAC og EC (EU-fødevaregrænseværdier). Opgørelsen viser den procentvise andel af analyserede prøver (n = 9 for dioxin og 16-17 for andre organiske stoffer). Resultater > DG angiver, hvor mange resultater der er fundet over detektionsgrænsen.

Tilstand	WHO-TEQ Dioxin ^s	WHO-TEQ dioxin+d.l.PCB ^s	ICES-6 PCBs	PCB 118	PCB153
Resultater > DG (%)	22	100	100	100	100
Større end BAC (%)	61	ikke def.	71	29	50
Større end EQS ^s (%)	22	ikke def.	0	Ikke def	Ikke def
Større end EAC (%)	ikke def.	ikke def.	ikke def.	57 (lipid basis)	7 (lipid basis)
Større end EC ^s (%)	0	89	0	Ikke def	ikke def.

^s: hvis 2 af tallene er over DG i summen af WHO-TEQ vil resultatet være større end EQS/EC.

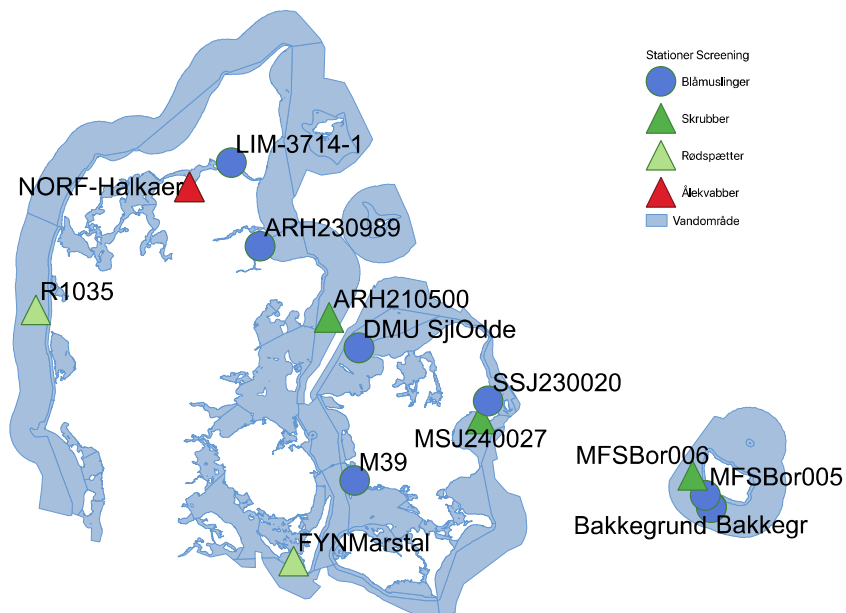
Screening for miljøfarlige stoffer

Inden for Nordsøkonventionen (OSPAR) er der i 2019-2020 gennemført et fælles screeningsprojekt "CONNECT" for alle lande omkring Nordsøen, ligesom der i Østersøkonventionen (HELCOM) arbejdes på en tilsvarende screening i 2021. Prøverne analyseres i Athen på National and Kapodistrian University of Athens, som har lavet tilsvarende screeninger i NORMAN samarbejdet og derfor leverer data til en større database. Under CONNECT projektet er der i alt analyseret 32 prøver fra 8 lande. Fra dansk side blev der i 2020 fremsendt 12 NOVANA prøver fra 2018-2020 prøvetagningerne til screening på vegne af Miljøstyrelsen (figur 11.4), bestående af 2 reference stationer (en for OSPAR

og en for HELCOM) og yderligere 4 prøver af fisk og blåmuslinger til screening. Herudover blev prøver fra en muslingestation ved udløbet fra et renseanlæg fremsendt, men uden for CONNECT projektet. Screeningen består af 63 kendte stoffer der kvantificeres, og derudover foretages en "non-target" screening, der er kvalitativ for ca. 2.500 stoffer ("suspect screening") og generel for ca. 65.000 ikke identificerede stoffer ("wide scope screening"). Alle data fra projektet er tilgængelige i NORMANs Digital Sample Freezing Platform (DSPF) for retrospektiv analyse, hvis nogle af stofferne senere identificeres. Der anvendes både væske- og gaskromatografiske metoder med højopløst massespektrometrisk detektion, og en standardiseret forbehandling af prøverne for at gøre fremtidig anvendelse af DSPF muligt.

Der blev påvist 24 af OSPARs 67 "wide scope screening" stoffer i de danske prøver og 67 af OSPARs 76 påviste stoffer i "suspect screening". Af de i alt 91 påviste stoffer var der 24 overfladebehandlingsstoffer (fordelt på anvendelse i både fødevarer, industri- og farmaceutiske produkter), 22 industrikemikalier, 19 farmaceutiske stoffer, og 21 (syv af hver) ftalater, landbrugsstoffer (inkl. plantebeskyttelse) og metaboliske stoffer og endelig fire personlige pleje produkter. Der er påvist 63 forskellige stoffer i fisk, og 68 i muslinger, i mange tilfælde dog kun i en til to prøver. Oversigt over de mest fundne stoffer (i mindst 4 prøver) er angivet i tabel 11.9. Det er bemærkelsesværdigt, at fiskestation 1, som var udset som referencestation, faktisk var den mest forurenede. Det kan skyldes transport af forurening fra de store tyske floder, der løber ud i Vadehavet, via den jyske kyststrøm, op til R1035 ved Hvide Sande. Muslingereferencestationen DMU SjlOdde ved Sjællands Odde er også høj for et industri- og landbrugskemikalie, men umiddelbart burde der ikke være kilder i nærheden.

Figur 11.4. Screeningsstationer og arter. For fisk (trekanter) er R1035 og MFSbor006 udlagt som baggrundsstationer, for blåmuslinger DMU SjlOdde og Bakkegrund (kombineret prøver fra 3 stationer nær Bornholm)



Indikationerne fra screeningen er, at især methylparaben (fundet i alle prøver) og 4-acetamido-antipyrene (nedbrydningsprodukt af metamizole, der har været anvendt som bedøvelsesmiddel, febernedsættelse og anti-inflammatorisk middel efter operationer) forekommer i stort set alle prøver, fulgt af PAH'erne pyren og lidt færre prøver med chrysen. Lidocain findes i håndkøb som lokalbedøvelse, og lidocaine-N-oxide som blev fundet i muslinger er metabolit af lido-

cainen. For de fleste stofgrupper i wide scope screening er det mest muslinger, stofferne findes i. De fleste muslingestationer er mere kystnære end fiskestationerne, og muslinger er dårligere til at udskille stofferne, så især de mere vandopløselige stoffer kan forventes at blive tilbageholdt i muslingerne, hvorimod de mere fedtopløselige vil forventes at tilbageholdes bedre i fisk.

De fundne stoffer kan være inspiration til udviklingen af overvågningsprogrammet, og identifikation af stoffer der kan være et problem i det marine miljø. Det kræver en nærmere vurdering, om de bør indgå i den fremtidige overvågning, eller om det er specifikke kilder, der er skyld i at stofferne har høje værdier på enkelte stationer. Understøttende målinger fra renseanlæg kan også lægges til grund for identifikation af stofgrupper, der går direkte igennem renseanlæggene.

Der er nogen forskel på resultaterne fra screeningen og NOVANA resultaterne (op til en faktor 5) for PAH'erne, men i de fleste tilfælde er de (semi)kvantitative screeningsresultater indenfor en faktor 2 af NOVANA resultaterne for PAH'er i muslinger. PFOS og PCB'er i fisk blev ikke detekteret i screeningen, hvorimod der er målte værdier i NOVANA programmet. Dette viser, at screeningsmetodernes styrke er at detektere en bred vifte af stoffer og give et overblik over deres forekomst, hvorimod bestemmelse af tidstrends og sammenligning med EQS eller MKK værdier kræver mere følsomme og præcise metoder, som dem der anvendes i NOVANA.

Tabel 11.9. Stofgrupper og klasser der er fundet i mindst 4 af de 13 prøver (F= fisk, M=blåmusling). Resultater er angivet som < (for ikke detekteret), P for påvist (under kvantificeringsgrænsen) og K for kvantificeret. For "wide scope" screeningen af 67 stoffer er der ikke foretaget klassificering (grønne stofnavne), men for "suspect screening" af 76 stoffer er koncentrationerne farvekodet efter værdi i forhold til en "PNEC" værdi fastsat af NORMAN. Gule og røde farver indikerer potentielt problematiske stoffer. For fisk er reference stationerne for OSPAR (O) og HELCOM (H) dem med flest fundne stoffer (8 hhv. 9). For muslinger var der færrest fundne stoffer på referencestationerne. Dog er OSPAR reference station den med de højeste niveauer for 2 af stofferne der lå over PNEC.

Prøvetype		F (O)	F (H)	F	F	F	F	M (O)	M (H)	M	M	M	M	M
Prøvenr.		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13
Reference station for		O	H					O	H					
Stof	Brug													
Methylparaben	Personlig	K	K	K	K	K	K	K	K	K	K	K	K	K
Pyrene	Industri	<	K	<	<	K	K	K	K	K	K	K	K	K
Antipyrine- 4-Acetamido	Farma	P	P	K	K	K	K	K	P	K	K	K	<	<
N,N-Dimethyldodecylamine	Industri	K	P	K	K	P	P	<	<	K	K	<	K	<
Chrysene	Industri	<	<	<	<	<	<	<	K	K	K	<	K	K
Lidocaine-N-oxide	Farma	<	<	<	<	<	<	K	K	<	K	<	K	<
Acetyl tributyl citrate	Farma	K	<	<	<	<	<	<	K	K	K	K	K	K
Alminoprofen	Landbrug	K	<	<	<	<	<	<	K	K	K	K	K	K
Nicotine met 3-166	Landbrug	<	K	<	<	K	<	<	K	K	K	K	K	<
2-Methylpyridine	Overflade	<	<	<	<	<	<	K	<	K	K	K	K	K
CAPRYLOYL SALICYLIC ACID	Metabolit	<	<	<	K	<	<	<	K	K	<	K	K	K
Nicotine met 8-194	Farma	<	<	<	<	<	<	K	K	<	K	K	K	K
2-[1-(4-hydroxyphenyl)-1-methyl-ethyl]-Phenol	Farma	<	<	<	<	<	<	K	K	K	K	K	K	<
Butyrophenone	Industri	<	<	<	<	<	<	K	K	<	K	K	K	K
Hexanoic acid, 2-ethyl-, hexadecyl ester	Industri	K	<	<	K	<	<	<	K	K	K	K	<	<
N,N-Bis(2-hydroxyethyl)-4-pyridine-carboxamide	Ftalat	<	<	<	K	<	<	K	K	<	K	K	K	<
9-?-D-ribofuranosyl-9H-purine	Industri	<	<	<	<	<	<	<	K	<	K	K	K	K
Hexadecyl hydrogen phthalate	Ftalat	K	<	<	<	<	<	<	K	<	K	K	<	K
Indole-3-acetic acid	Industri	<	<	<	<	<	<	<	K	K	K	<	K	K
Phenallymal	Landbrug	<	<	<	K	<	<	K	K	<	<	<	K	K
2-Quinolinecarboxylic acid, 4-hydroxy-	Industri	<	<	<	<	<	<	<	K	K	<	<	K	K
Nicotine met 12-326	Ftalat	<	<	<	<	<	<	<	<	K	<	K	K	K
Valerophenone	Industri	K	<	<	K	<	<	<	<	K	K	<	<	<
Amines, C15-alkyldimethyl, N-oxides	Farma	<	<	<	K	<	<	<	<	K	K	<	K	<
Pentaethylene glycol monododecyl ether	Industri	<	K	<	<	K	K	K	<	<	<	<	<	<
N-(2-Hydroxyethyl)octa-Decanamide	Farma	<	K	<	<	K	K	K	<	<	<	<	<	<
PPG n8	Overflade	<	K	<	<	K	K	K	<	<	<	<	<	<
Phenoxyethyl caprylate	Industri	<	K	<	<	<	<	<	K	<	K	K	<	<

Sammenfatning

- Indholdet af kviksølv var over EQS i alle fiskeprøver og 39 % af de 46 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 59-68 % over MKK værdien, men under Fødevaregrænseværdierne.
- Modsat sidste år blev der ikke påvist TBT på muslingestationerne fra 2020.
- Mange PAH'er blev påvist i alle muslingeprøver. Nogle PAH'er blev dog kun påvist i en mindre andel, fx antracen med færrest påvisninger i 19 % af prøverne. Koncentrationerne var i de fleste tilfælde på baggrundsniveau, undtagen for benz(a)anthracen (7% over BAC), og en prøve over EAC for fluoranthen og en anden prøve var over EQS for benzo(b+j+k)fluoranthren efter lipidnormalisering.
- Der blev påvist bromerede flammehæmmere som summen af 6 BDE'er i 14 prøver, hvoraf 2 var under EQS-værdien når værdier under detektionsgrænsen sættes til 0. Alfa-HBCD blev påvist i alle prøver. EQS værdien bliver generelt anset for at være meget lav, og EFSA anser ikke fødevarer for at være farlige selvom den overskrides.
- BDE 209 indholdet viste meget højere værdier i flere fiskeprøver. Særligt ved Karrebæksminde og Ebeltoft Vig var BDE 209 værdierne høje. Den højeste sum-BDE blev fundet i Østersøen vest for Arkona.
- For dioxin var 2 af 9 prøver af fiskemuskler over EQS-værdien, med et dioxinindhold op til 13 gange over EQS-værdien (fødevarebaseret). Den dioxinlignende PCB 118 var over EAC værdien for 57 % af prøverne.
- Screening undersøgelse påviste 28 ud af 75 målte stoffer i mindst 4 prøver fisk og/eller muslinger. Af de påviste stoffer lå 10 omkring NORMANs forventede "ingen-effekt koncentration" og 7 stoffer over NORMANs grænse. Det var to personlig pleje produkter, fire lægemidler og to industrikemikalier.

12 Marint affald

Jakob Strand

Den nationale marine overvågning af marint affald med kobling til Danmarks Havstrategi I og II har frem til 2020 omhandlet følgende indikatorer:

- Marint affald på referencestrande i Danmark (mængder og sammensætning af affaldsstykker pr. 100 meter)
- Marint affald på havbunden (antal affaldsstykker pr. km²)
- Mikroaffald / mikroplastik i sediment, havvand og fisk
- Plastik i maveindholdet i strandede mallemukker

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 2020 samt en kort sammenfatning af DCE-rapporten.

Marint affald langs strande (DCE, KIMO Danmark)

Feld, L., Metcalfe, R.D. & Strand, J. 2020. National monitoring of marine litter in Denmark 2020. Amounts and composition of beach litter on reference beaches. Aarhus University, DCE - Danish Centre for Environment and Energy, 13 s. – Scientific note no. 2020|94, https://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/Udgivelser/Notatet_2020/N2020_94.pdf

Sammenfatning

Rapporten beskriver resultaterne for forekomst og sammensætning af marint affald udført på seks referencestrande i Danmark i 2020. Resultaterne af overvågningen viste, at plastik udgjorde størstedelen af alle de registrerede affaldsgenstande med et gennemsnit på 83% (ekskl. paraffin/voks). Medianantallet af affaldsgenstande pr. 100 m strand var 42 genstande for de danske referencestrande, men der blev observeret en stor variation mellem de enkelte feltundersøgelser og mellem strande med generelt større affaldsmængder ved strande i den vestlige del af Danmark i forhold til den østlige del. Mængderne af marint affald lå i alle områderne over den nye tærskelværdi på 20 affaldsgenstande pr. 100 m strand, som er blevet foreslået af EU TG-ML (Technical Group for Marine Litter) og vedtaget af koordinationsgruppen for EU's Havstrategidirektiv. Top 15-listerne over de hyppigst forekommende affaldsgenstande viste, at den mest almindelige type affaldsgenstand var plastikfragmenter i størrelsesintervallet 2,5-50 cm, som rangerede højest på Top 15-listen for den regionale vurdering af strandene tilhørende Kattegat og Nordsøen/Skagerrak og som nummer to for Østersøstrandene. Ud over dette var også polystyrenfragmenter i intervallet 2,5-50 cm, stykker af andre typer skumplast og slik/chips-indpakninger til stede på Top 15-listerne for alle tre regioner. Engangsplastik (SUP) blev også fundet relativt hyppigt på de danske strande, hvor 4-5 forskellige typer SUP-genstande forekom på Top 15-listerne for både Nordsøen/Skagerrak, Kattegat og Østersøen.

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. Monitoringen 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 DTUaqua 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 og 2020, men data fra indsamlingerne er endnu ikke rapporteret.

Mikroaffald/mikroplastik i havvand (NIVA Danmark)

Der er i et testforsøg i 2019-2020 undersøgt for indholdet af mikroplastik i havvand fra de indre danske farvande, hvor prøverne er blevet indsamlet med en FerryBox på Oslo-Kiel-færgen.

Data for testforsøget er rapporteret i:

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

Amy Lusher, Cecilie Singdahl-Larsen, Pierre Francois Jaccard, Bert van Bavel, & Louise Valestrand, E. Therese Harvey & Jesper H. Andersen. 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>

Mikroaffald/mikroplastik i fisk eller anden biota

Ingen planlagt overvågning i 2020.

Affald i mallemukker (Wageningen University, NL)

Der var ingen national overvågning i 2020.

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>

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 (miljøDNA).

14 Sedimentkemi

Signe Høgslund

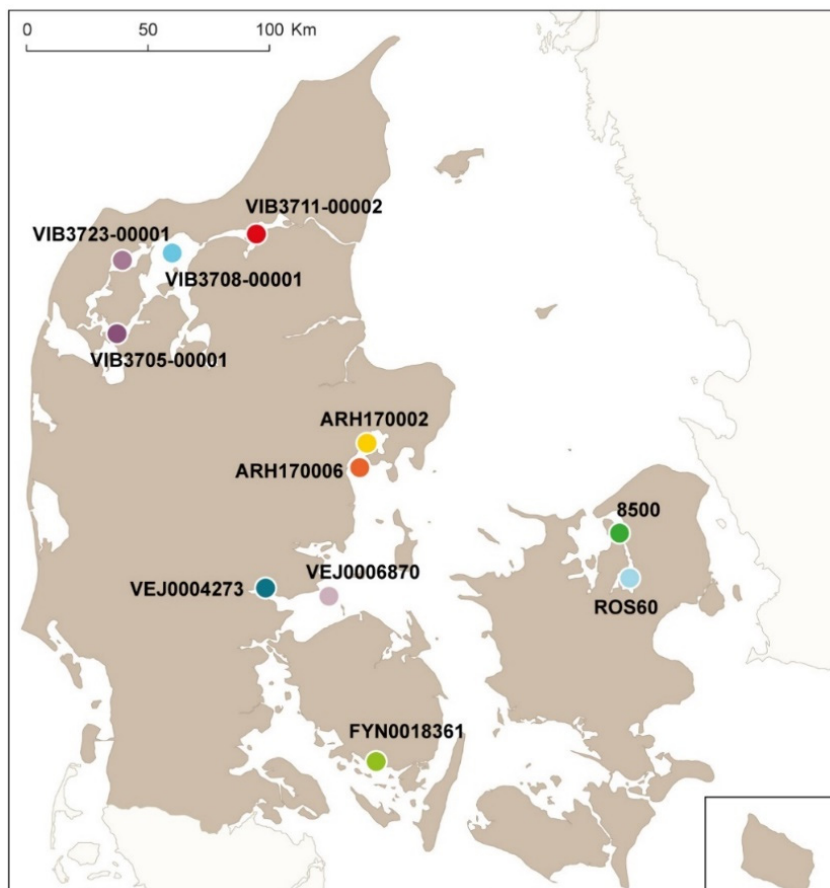
Overvågningen af marine sedimenter dækker 28 stationer, der besøges to gange i løbet af den femårige overvågningscyklus. Hvert år besøges således 11-12 stationer, hvor der indsamles sedimentkerner. På hver station måles total kvælstof (TN), total fosfor (TP), jernbundet fosfor (FeP), tørstof, vægtfylde og organisk indhold (glødetab) i et dybdeprofil, der i syv dybder dækker de øverste 10 centimeter af sedimentet.

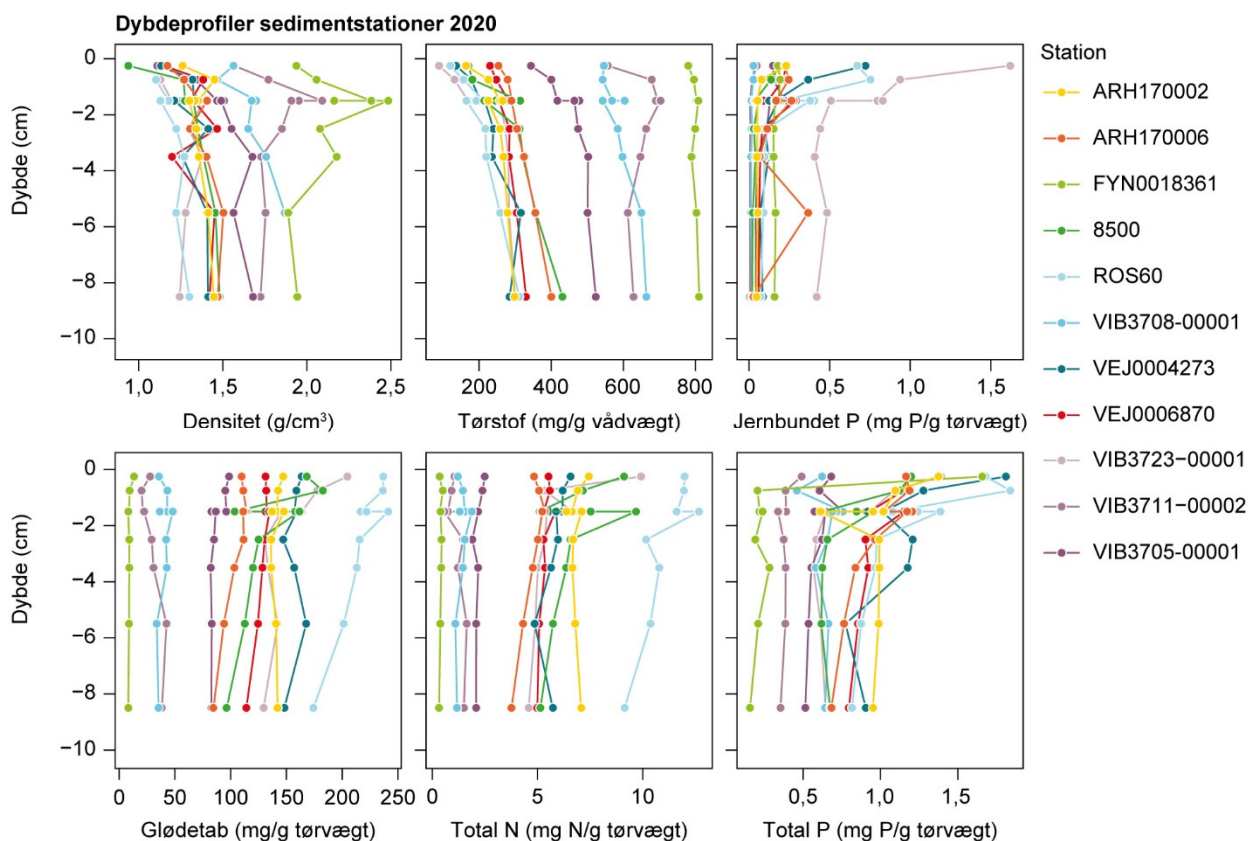


Et sediment med god bioturbation indeholder en mosaik af reducerede og oxiderede zoner. Foto: Signe Høgslund.

Dybdeprofiler for stationer besøgt i 2020 (figur 14.1) er vist i figur 14.2. Resultaterne er gennemgået i Høgslund (2021) - herunder gives en kort sammenfatning af notatet.

Figur 14.1. Kort over stationer besøgt i 2020 med angivelse af stationsID.





Figur 14.2. Dybdeprofiler for de 11 stationer undersøgt i 2020. Værdierne på Y-aksen angiver afstanden fra sedimentoverfladen. I dybden 1-2 cm er bestemmelserne foretaget i triplikat.

Tre af årets stationer ARH17002, ARH17006 samt VEJ0004273 er tidligere besøgt i denne programperiode. Værdierne for de seks parametre på de tre stationer var på niveau med målingerne foretaget i 2019. Men der var et højere fosforindhold af både total fosfor og jernbundet fosfor i overfladen på VEJ0004273 (Vejle Fjord) i 2020 sammenlignet med 2019. På stationen ARH170006 (Mols Hoved) var der en tendens til lavere indhold af totalt fosfor og jernbundet fosfor i overfladesedimentet i forhold til 2019.

I årets dataset var der bemærkelsesværdige høje værdier af jernbundet fosfor på station VIB3723-00001 i Thisted Bredning sammenlignet med tidligere målinger foretaget i 1999 og 2003.

Station ROS60 i Roskilde Fjord havde højt indhold af organisk stof og total kvælstof. Det organiske stofindhold (glødetab), lå over tidligere målte værdier (1999-2004) på stationen.

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. Farvandene 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. Endvidere 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. Endvidere påvirker klimaforandringerne også 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.

Overvågningsprogrammet (NOVANA) har til formål at tilvejebringe et datagrundlag for en overordnet beskrivelse af påvirkning, tilstand og udvikling i miljø- og naturforholdene samt en vurdering af, om miljømålsætningerne for de forskellige vandområder 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 afbalanceret og et geografisk samt sæsonmæssigt dækkende overvågningsprogram er det muligt at bibeholde en videnbaseret forvaltning af det danske havmiljø.

15 Tilstand og udvikling

Jens Würgler Hansen & Signe Høgslund

Denne sammenfatning giver et landsdækkende billede af miljø- og naturtilstanden i de marine områder i 2020. Desuden diskuteres årsagssammenhænge og udvikling siden iværksættelsen af den første vandmiljøhandlingsplan i slutningen af 1980'erne.

Klimatiske forhold

I 2020 var det varmt med en gennemsnitlig lufttemperatur på 1,1 °C over langtidsnormalen (1991-2020) og 1,0 °C over gennemsnittet for den seneste tiårige referenceperiode (2010-2019). Det var således det næstvarmeste år siden registreringerne startede i 1874, kun overgået af 2014. Temperaturen var især relativ høj i januar, februar, juni, august og november.

Den dominerende vindretning opgjort for hele året var fra sydvest. I starten af året var der kraftig vind fra sydvest, som skiftede til vestlige retninger i løbet af forår og sommer og gik i syd i efterårsmånederne. Denne sæsonudvikling i vindretningerne har formodentlig medført en transport af næringsholdigt vand fra den sydlige del af Nordsøen til de åbne indre farvande. Den gennemsnitlige vindhastighed i 2020 var på niveau med langtidsnormalen og referenceperioden. Det blæste relativt meget i januar, februar og juli, mens vinden var relativt svag i juni, august, september og december.

Antallet af solskinstimer i 2020 var 9 % over normalen. Især foråret var meget solrigt, mens vinteren var solfattig.

Overordnet set var 2020 nedbørmæssigt et meget normalt år. Nedbøren var dog ulige fordelt henover året med usædvanlig meget regn i vintermånederne og et forholdsvis tørt forår. Februar satte rekord som den vådeste februar måned siden registreringernes start i 1874, hvorimod september var meget tør.

Havtemperaturen i de danske farvande er steget næsten 2 °C i løbet af de sidste ca. 40 år. I 2020 var temperaturen i gennemsnit 1,2-1,5 °C højere end normalen. Temperaturen var den hidtil højest registrerede for overflade- og bundvandet i de åbne indre farvande, og den næsthøjeste for fjorde og kystvande.

Hydrografi

Hydrografien i de indre danske farvande er beskrevet på baggrund af modelberegninger af transport af vand udført af DHI. Transporten er beskrevet for otte tværsnit, som opdeler de indre danske farvande 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 2020 resulterede opblanding 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 kvælstof i vandsøjlen. Størrelsen af den opadrettede vandtransport fra bundlaget til overfladelaget var 15-25 % mindre i 2020 end i 2019 og gennemsnittet for 2000-2020. Denne vertikale transport giver en betydelig tilførsel af kvælstof fra bundlaget til overfladelaget, som har betydning for væksten af planteplankton og dermed resten af fødekæden især i de åbne indre farvande.

Bundvandets opholdstid varierede meget mellem de forskellige bassiner. Opholdstiden om sommeren var længst i det sydlige Lillebælt, hvilket er en væsentlig årsag til områdets store følsomhed for at udvikle iltsvind.

Koncentrationer af næringsstoffer

Månedsmidlerne af opløst uorganisk kvælstof (DIN) og total kvælstof (TN) var forholdsvis høje og på niveau med langtidsmidlen de første tre måneder af 2020, hvilket skyldes en stor afstrømning fra land og en stor opblanding af bundvand i de åbne indre farvande. Fra april og året ud var månedsmidlerne relativt lave, og koncentrationen af DIN i fjorde og kystvande var den hidtil lavest registrerede for april.

Månedsmidlerne af opløst uorganisk fosfor (DIP) var generelt lave i 2020 i fjorde og kystvande undtagen i marts, november og december, hvilket skyldes en større opblanding af bundvandet i marts og en formodet påvirkning fra et metodeskift for årets sidste to måneder. Den større opblanding af bundvand gav også relativt høje koncentrationer af DIP i de åbne indre farvande i marts og april. Koncentrationerne af total fosfor (TP) lå på niveau med eller under langtidsmidlerne i fjorde og kystvande, dog med den hidtil lavest registrerede koncentration for april. I de åbne indre farvande lå koncentrationen af TP generelt omkring niveauet for langtidsmidlen.

Månedsmidlerne af DIP og TP i bundvandet i de åbne indre farvande var lavere end normalt i starten af 2020 på grund af beskeden tilførsel af næringsrigt vand fra Nordsøen. Koncentrationerne steg kraftigt i august-oktober som følge af frigivelse fra havbunden grundet udbredt iltsvind. Koncentrationerne af DIN og TN var på niveau med eller under langtidsmidlen undtagen i maj, hvor DIN var forøget som følge af vand tilført fra den sydlige Nordsø via Den Jyske Kyststrøm.

Månedsmidlerne af opløst silicium i fjorde og kystvande var i 2020 på niveau med langtidsmidlen undtagen et højere niveau i marts, hvilket indikerer en mindre forårsopblomstring af kiselalger end normalt. I de åbne farvande var forholdene mere variable formodentlig som følge af skiftende påvirkning fra opblanding af bundvand først på året, mindre opblomstring af kiselalger end normalt marts-juni og tilførsel af vand fra Østersøen oktober-december.

Årsmidlerne for koncentrationerne af kvælstof og fosfor er faldet markant siden 1989, hvilket er en effekt af vandmiljøplanerne og tilsvarende aktiviteter i vores nabolande. Koncentrationerne har dog ikke udviklet sig væsentligt for kvælstof siden 2003 og for fosfor siden 1998. Årsmidlerne for kvælstof og fosfor i 2020 svarede til niveauet for de seneste mange år.

Reduktionen i næringsstofkoncentrationerne siden 1989 har bevirket, at både kvælstof og fosfor er potentielt begrænsende for den planktoniske primærproduktion (algevæksten) i en stor del af vækstperioden. Det var også tilfældet i 2020, hvor den potentielle kvælstofbegrænsning var på det hidtil højeste niveau i fjorde og kystvande og et af de højeste i de åbne indre farvande. Det bevirkede en reduktion i den potentielle fosforbegrænsning i begge farvandstyper. En yderligere reduktion i koncentrationen af begge næringsstoffer forventes at begrænse algevæksten yderligere.

I den danske del af Nordsøen og Skagerrak var kvælstof- og fosforkoncentrationerne i 2020 normale. De totale koncentrationer af kvælstof og fosfor faldt frem til henholdsvis omkring 2010 og 2000, hvorefter niveauerne har stabiliseret sig.

Planteplankton og vandets klarhed

Overvågningen af planteplanktonets vækst i løbet af 2020 var ufuldstændig pga. den manglende prøvetagning i foråret forårsaget af COVID 19 situationen.

I februar måned var der høje klorofylkoncentrationer og meget lav sigtddybde både i fjorde og kystvande og i de åbne indre farvande. Dette var et resultat af høj afstrømning i februar med tilhørende høj næringsstofftilførsel og algevækst samt resuspension som følge af kraftig blæst.

I fjorde og kystvande lå klorofylkoncentrationen lidt under middel i april, hvorefter den fulgte langtidsmidlen med mindre udsving resten af året. I de åbne indre farvande var der høje klorofylkoncentrationer i juli, sandsynligvis forårsaget af de blæsende forhold, der har tilført næringsstoffer fra bunden til de øverste vandlag, hvor lysforholdene tillader algevækst. Resten af året var klorofylkoncentrationerne omkring værdien for de tidligere år.

I det seneste årti har der været en stigning i klorofylkoncentrationen både i fjorde og kystvande og i de åbne indre farvande. Siden 2012 er klorofylkoncentrationen steget med 53 % i fjorde og kystvande. Sigtdybden er i samme periode aftaget både i fjorde og kystvande og især i de åbne indre farvande. I 2020 var klorofylkoncentrationen i de åbne indre farvande den højeste målte siden starten af den marine overvågning.

Generelt har algevæksten været faldende siden 1980, hvilket skyldes de reducerede tilførsler af især fosfor, men også at kvælstoftilførslerne blev ca. halveret fra 1994 til 2011. Det sidste årti er faldet i algevæksten stoppet og afløst af en tendens til stigning fra 2010 og frem. I denne periode har kvælstoftilførslen i algerne vækstsæson været stigende, hvilket kan forklare den ændrede algevækst. Analyser af algevæksten og kvælstoftilførsler i vækstsæsonen viser dog, at der stadig er en forsinket positiv effekt af de reduktioner i næringsstofftilførslerne, som skete fra slut 1980'erne og frem.

Samlet var tilstanden i 2020 dårligere end i 2019, med højere klorofylkoncentrationer, mere uklart vand og stigende algevækst i de åbne indre farvande. Set over hele perioden fra 1989 til 2020 er udviklingen stadig positiv, men det seneste årti er tendensen vendt og viser en forringelse af miljøtilstanden i vandsøjlen.

Iltforhold

Iltsvindet i 2020 startede tidligt i flere områder og var udbredt og meget intenst hen over sommer og efterår.

Den tidlige start på iltsvindssæsonen skyldes en kombination af høj vandtemperatur, stor næringsstofftilførsel fra årets start, svag vind i marts og april og en sen afslutning på forrige års iltsvind. I de lavvandede områder forbedredes iltforholdene markant men midlertidigt i tilknytning til kraftig vind først i juli og forsvandt næsten helt efter kraftig blæst først i september. I de dybere områder reduceredes iltsvindet først markant efter flere dages sammenhængende blæst i starten af november.

Iltsvindet i de danske farvande var i 2020 særlig slemt i Limfjorden, Mariager Fjord, Knebel Vig, det sydlige Lillebælt, de sydøstjyske fjorde, Det Sydfynske Øhav og i Femern Bælt. Der blev også registreret udbredt iltsvind i Aarhus Bugt, hvilke ikke sker særlig ofte længere. I flere områder blev bundvandet iltfrit, hvilket medførte, at der i nogle af områderne blev frigivet giftig svovlbrinte fra bunden.

Arealudbredelsen af iltsvind midt i september var i 2020 sammen med 2016 det største siden 2008. Godt en fjerdedel af iltsvindsarealet var påvirket af kraftigt iltsvind. Det viser, at iltsvind fortsat kan udvikle sig markant i større områder i perioder med svage vinde og høje temperaturer, og at de indre danske farvande er sårbare over for bl.a. eutrofiering og klimaforandringer.

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 udviklingen gået mod en tidligere start og en senere afslutning af iltsvindet. Det har bevirket, at iltsvindssæsonen er blevet ca. 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 2020 var iltindholdet markant lavere end de seneste år 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 og der er en tendens til, at ålegræsset dækker en mindre del af bunden langs de undersøgte transekter. I samme periode er dybdegrænsen for hovedudbredelsen blevet signifikant mindre i inderfjorde (13 %), mens den er blevet større og ligger 10 % dybere i kystvande. Der er ikke sket nogen signifikant udvikling i dybdegrænsen for hovedudbredelsen i yderfjorde og Limfjorden.

Over de seneste 10 år (2011-2020) er ålegræssets maksimale dybdegrænse rykket ind på signifikant lavere vanddybde i Limfjorden (28 % reduktion), mens der ikke er nogen signifikant udvikling i de andre farvandstyper. I kystvandene dækker dette over to modsatrettede tendenser: Fra 2008 til 2013 var der tegn på en positiv udvikling i ålegræssets dybdegrænse og til dels også i ålegræssets dækningsgrad, hvilket formodentligt var en begyndende respons på faldet i kvælstofftilførslerne siden starten af 90'erne. Denne udvikling i ålegræssets dybdegrænse er enten stagneret eller vendt i en negativ retning gennem de seneste år.

Ålegræssets dybdeudbredelse afhænger i vid udstrækning af vandets klarhed, hvilket afspejles i, at den tidlige udvikling i store træk svarer til udviklingen i sigtddybden. De seneste års reduktion i ålegræssets udbredelse er i tråd med relativt lave sigtddybder og høje klorofylkoncentrationer. Trawling og bundskrab 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 (1990-2020), mens det er reduceret med 52 % i Limfjorden. Gennem de seneste 10 år (2011-2020) har der været en signifikant fremgang i den kumulerede dækning i kystvande (19 %), mens udviklingen i yder- og inderfjorde, Limfjorden og på stenrev er stagneret.

Den positive udvikling i makroalgernes dækningsgrad i inder- og yderfjorde samt i kystvande og på stenrev siden 1990 er højst sandsynligt en konsekvens af en forbedret vandkvalitet gennem overvågningsperioden som helhed. Stagnationen i den positive udvikling for makroalgerne gennem det seneste årti hænger formentlig sammen med de senere års dårligere forhold i vandsøjlen.

Bundfauna

Diversiteten i bundfaunasamfundene viser, at bundfaunaen i 2020 var i dårlig tilstand i 6 ud af 31 undersøgte områder i fjorde og kystvandene. Den dårlige tilstand kan relateres til ringe iltforhold ved og i bunden. For Limfjorden, der i 2020 var repræsenteret ved Løgstørområdet, har bundfaunaen i en årrække været i en dårligere tilstand end forventet ud fra de fysiske forhold i området, der giver gode muligheder for ventilation og dermed iltning af bundvandet. Her kan bundtrawling være en medvirkende årsag til den dårlige tilstand. I de øvrige 25 undersøgelsesområder i fjorde og kystvande var variationerne i bundfaunaens diversitet forventelig og skyldtes formodentlig forskelle i naturlige forhold som saltholdighed og bundforhold.

I de åbne indre farvande var bundfaunaen generelt i god tilstand med en artsrigdom på samme høje niveau som i midten af 1990'erne. Stationerne var for størstedelens vedkommende kendetegnet ved forekomst af følsomme arter, hvilket vidner om, at der generelt ikke er problemer med eutrofiering i bundfauna i de åbne indre danske farvande. DKI viste også god tilstand på flere stationer, der ligger på dybder omkring springlagets placering og har sandede sedimentter. I den centrale- og nordlige del af Kattegat vidnede bundfaunaens artssammensætning dog i lighed med tidligere år om en negativ påvirkning af fysiske forstyrrelser fra bundtrawling.

Det er bemærkelsesværdigt, at langtidssvingninger i artsrigdommen i de åbne indre farvande foregår synkront mellem områder på tværs af forskelle i bundforhold, saltholdighed mm. Det er sandsynligt, at svingningerne kan relateres til udsving i rekruttering, således at der i perioder med lav artsrigdom generelt har været en meget mindre rekruttering i bundfaunasamfundene. Det er dog endnu uvist, om ændrede forhold i selve bundfaunasamfundene kan forklare hele variationen, eller om udsvingene skyldes ændringer i fordeling og intensitet af bundtrawling, der sandsynligvis er den dominerende presfaktor for bundfaunaen i de åbne indre farvande.

Sæler og marsvin

Spættet sæl er den mest almindelige sælart i Danmark. Bestanden er steget fra ca. 2.000 dyr i 1976 til ca. 13.300 dyr i 2020 overvejende som et resultat af jagt-fredningen i 1977 samt oprettelsen af en række sælreservater. I overvågnings-perioden er spættet sæl blevet ramt af store virusepidemier i 1988 og 2002, som reducerede bestanden med henholdsvis ca. 20 og 40 %, samt mindre epidemier i 2007 og 2014. Siden 2015 er antallet af spættede sæler i Danmark faldet med 4 % om året. De lave eller negative vækstrater, der blev opgjort på baggrund af årets optællinger i alle forvaltningsområderne, tyder på, at bestanden af spættede sæler i Danmark nærmer sig eller har nået den økologiske bæreevne.

Gråsælen var frem til 1800-tallet en almindelig sælart i de danske farvande, hvor den yngede frem til omkring 1900. Efter at have været udryddet i Danmark i ca. 100 år er gråsælen nu genindvandret og begyndt at yngle her igen. Gråsælen har været i fremgang de seneste godt ti år, og i 2020 blev der registreret en del gråsæler både i Vadehavet, Kattegat og især i Østersøen. I Østersøen blev der registreret 1098 individer, hvilket er det hidtil højeste antal registrerede gråsæler. Der blev observeret seks unger af gråsæl i Østersøregionen i 2020, hvilket lige som i 2019 og 2018 er et betydeligt fald i forhold til i 2017. Der blev registreret tre unger i Vadehavet i 2020, og det kan være starten på dannelsen af en egentlig ynglekoloni i den danske del af Vadehavet.

Marsvin er Danmarks mest almindelige hval, og den eneste som med sikkerhed yngler i landet. I den sydlige Nordsø blev antallet af marsvin i 2020 estimeret til 5.345 dyr med en tæthed på 1,20 marsvin / km². Dette niveau har været stabilt for området siden 2011. I Skagerrak blev der i 2020 estimeret 2.674 marsvin og en tæthed på 0,22 marsvin / km². Dette er en betydelig nedgang fra tidligere år. En international optælling af hele bælthavspopulationen af marsvin i Kattegat, Bælthavene, Øresund og den vestlige Østersø resulterede i en estimeret population på 17.301 individer. Dette er en halvering i forhold til tidligere optællinger i 2012 og 2016.

Den akustiske overvågning af marsvins ekkolokaliseringsslyde i Flensborg Fjord, Bredgrund og farvandet omkring Als samt i Lillebælt viste dog et signifikant stigende antal akustiske detektioner fra 2013 til 2020 i disse områder.

Miljøfarlige stoffer

Målinger af miljøfarlige stoffer viste i 2020, ligesom tidligere år, at indholdet af metaller var under grænseværdierne for fødevarer. Kviksølvkoncentrationerne i muslinger og fisk indikerede, at der er en generel risiko for økosystem-effekter af kviksølv i det danske havmiljø med væsentlig miljørisiko for fiske-spisende fugle og pattedyr. Koncentrationerne af cadmium og bly i muslinger var i de fleste tilfælde over miljøkvalitetskravene fastsat nationalt eller i regi af EU.

Blandt organiske miljøfremmede stoffer er det især de bromerede flamme-hæmmere (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, og sumPBDE lå for største delen af prøverne over miljøkvalitetskravet. Indholdet af chlorerede pesticider (DDT, gamma-HCH, HCB) oversteg ikke miljøkvalitetskravene, men 80 % af DDT-målingerne lå over baggrundsvurderingskriterierne.

Indholdet af perflurerede forbindelser i fisk viste en faldende tendens for de seneste 10 år, og alle prøver målt i 2020 lå under grænseværdierne.

Indholdet af tjærestofferne (PAH) bliver undersøgt i muslinger. I de fleste prøver var PAH-indholdet under baggrundsvurderingskriterierne, med phenanthren som en undtagelse. Det forbudte antibegroningsmiddel tributyltin (TBT) blev ikke påvist i muslinger fra stationer besøgt i 2020.

En bred screening for miljøfremmede stoffer i både fiske- og muslingeprøver identificerede flere nye stoffer, der bør overvejes indlemmet i overvågningen af miljøfarlige stoffer i det marine miljø.

Diskussion

Overvågningen i de danske farvande i 2020 viste, at udviklingen er stagneret eller i tilbagegang for de fleste biologiske parametre (fx ålegræs, klorofyl og algevækst), mens enkelte biologiske parametre viste fremgang i nogle områder (fx bundfaunaens artsrigdom og algernes dækning på stenrev). I vandsøjlen er forholdene forværret de seneste ca. 10 år og var 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 2020 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 næringsstofkoncentrationer er tilstanden dog stadig ikke tilfredsstillende for langt de fleste af de overvågede biologiske parametre. Det indikerer, at der er behov for yderligere reduktion i tilførslen af næringsstoffer for at opnå en god miljøtilstand.

Et periodisk udbredt og intenst iltsvind i 2020 viste, at havmiljøet stadig er sårbart, og at længerevarende ugunstige klimatiske betingelser fortsat kan udløse markante iltsvind. Desuden er temperaturen 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 sigtddybde, 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 grundlæggende 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 klimatiske 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.

16 Ordliste

Ordlisten er baseret på NPO-redegørelsen (*Miljøstyrelsen 1984*), temarapporterne om zooplankton (*Nielsens & Hansen 1999*), giftige alger (*Kaas m.fl. 1999*) og bundmaling (*Foverskov m.fl. 1999*). Ordlisten er desuden suppleret af medarbejdere fra Det Marine Fagdatacenter.

A

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

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

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

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 uforurenede område eller sedimentsøjler dateret til præ-industrialiseret 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 statistiske 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 tropene. 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 (NO₃⁻) til luftformigt kvælstof (N₂).

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 – oprindeligt navnet på 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin; dækker nu en række lignende klorerede forbindelser, der typisk opstår i forbindelse med afbrænding af plastholdige 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. Økotoxikologisk 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 - overgangszonen 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 indgående 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 køns karakterer som penis og sædleder i tillæg til hunnens normale køns karakterer. 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 køns karakterer (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 nitroge. 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 næringsstofteb 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. Matrizen 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 kulilte. Tidligere blev betegnelsen organisk stof anvendt om stof, som stammede fra levende væsner.

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

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 – polycykliske aromatiske hydrocarboner er tjærestoffer fra bl.a. forbrændingsprocesser og oliespild.

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

P – se fosfor.

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

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 saltvandsbase-ret 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.

17 Referencer

- Andersen, H. E. & Heckrath, G. (redaktører). 2020: Fosforkortlægning af dyrkningsjord og vandområder i Danmark. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 338 s. - Videnskabelig rapport nr. 397
<http://dce2.au.dk/pub/SR397.pdf>
- Andersen J.H., Knudsen S.W., Murray C., Carl H., Møller P.R. & Hesselsoe M. 2020: Ikke-hjemmehørende arter i marine områder. NIVA Danmark rapport. 42 s.
- 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
- Bendtsen, J. & Hansen, J.L.S. 2013: Effects of global warming on hypoxia in the Baltic Sea – North Sea transition zone. Ecological modelling 264: 17-26
- 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.
- Boutrup, S., Kjær, C., Johansson, L. S., Larsen, M. M., Poulsen, M. B., Bossi, R., & Frank-Gopolos, T. 2021: Miljøfarlige forurenende stoffer i vandmiljøet. NOVANA. Tilstand og udvikling 2009-2019. Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. xxx, 2021 (under udarbejdelse)

Bruhn, A., Høgslund, S., Dahl, K., Krause-Jensen, D., Lundsteen, S., Rasmussen, M.B. & Windelin, A. 2017: 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>

Buckland, A. T., Anderson, D. R., Burnham, K. P., Laake, J. L., Borchers, D. L. and Thomas, L. 2001: Introduction to Distance Sampling.

Carmen, B., Krause-Jensen, D., Alcoverro, T., Marbà, N., Duarte, C. M., Van Katwijk, M. M., ... & Santos, R. 2019: Recent trend reversal for declining European seagrass meadows. *Nature communications*, 10(1), 1-8.

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.

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., 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., Egeback, 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 sider.

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., Janowska, 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.mikepow-eredbydhi.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., ... & Lotze, H. K. 2020: Rebuilding marine life. Nature, 580(7801), 39-51.

- 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 p.
- 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. og Strand, J. 2020: Plastikfragmenters betydning for opgørelser af kildefordelingen af marint affald. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 11 s. - Notat nr. 2020|14 https://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/Udgivelser/Notatet_2020/N2020_14.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* re-colonisation of the southern Baltic Sea, Danish Straits and Kattegat. *Wildlife Biology*, 2020(4). <https://doi.org/10.2981/wlb.00711>

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.S., Benke, H., Breggren, P., Collet, A., Heide-Jørgensen, M.P., Heimlich-Boran, S., Leopold, M. and Øien, N. 1995: The distribution and abundance of harbour porpoises and other small cetaceans in the North Sea and adjacent waters, ICES.

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. 2018: Notat om usikkerheder og fejlkilder ved anvendelsen af DKI på bundfaunadata fra forskellige prøvetagningsdesign. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 10 s.

Hansen, J.L.S. & Bendtsen, J. 2013: Parameterisation of oxygen dynamics in the bottom water of the Baltic Sea- North Sea transition zone. Marine Ecology Progress Series 481: 25-39.

Hansen, J.L.S. & Bendtsen, J. (2014) Seasonal bottom water respiration in the North Sea – Baltic Sea transition zone: rates, temperature sensitivity and sources of organic material. Marine Ecology Progress series 499: 19-34.

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 & Josefson, A.B. 2019: Blødbundsfauna. Teknisk anvisning nr. M19, vers., 2 fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet 13 s.

Hansen, J.L.S., Dinesen, G., Bastardie, F. & Eigaard, O.R. 2016: Notat om effekter af fiskeri med bundsløbende redskaber på bundfaunaen i de indre danske farvande. Notat fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi.

Hansen, J.L.S. & Blomqvist, M. 2018: Effekt af bundtrawling på bundfaunasamfund i Kattegat - undersøgt med forskellige bundfaunaindeks baseret på NOVANA overvågningsdata. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 46 s. - Videnskabelig rapport fra DCE nr. 256. <http://dce2.au.dk/pub/SR256.pdf>.

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.

Hansen, J.W. (red.) 2018: Marine områder 2016. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 140 s. - Videnskabelig rapport fra DCE nr. 253. <http://dce2.au.dk/pub/SR253.pdf>.

Hansen, J.W. (red.) 2019: Marine områder 2017. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi. Videnskabelig rapport fra DCE nr. 308. <http://dce2.au.dk/pub/SR308.pdf>.

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. & Rytter, D. 2020A: Iltsvind i danske farvande i juli-august 2019. Fagligt notat fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet. 25 s.

Hansen, J.W. & Rytter, D. 2020B: Iltsvind i danske farvande i august-september 2019. Fagligt notat fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet. 22 s.

Hansen, J.W. & Rytter, D. 2020C: Iltsvind i danske farvande i september-oktober 2019. Fagligt notat fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet. 22 s.

Hansen, J.W. & Rytter, D. 2020D: Iltsvind i danske farvande i oktober-november 2019. Fagligt notat fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet. 22 s.

Härkönen, T., Hårding, K.C. & Lunneryd S.G. 1999: Age- and sex-specific behaviour in harbour seals *Phoca vitulina* leads to biased estimates of vital population parameters. - Journal of Applied Ecology 36 (5): 825-841.

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., Harding, K., Rasmussen, T.D., Teilmann, J. & Dietz, R. 2007a: Age- and Sex-specific Mortality Patterns in an Emerging Wildlife Epidemic: the Phocine Distemper in European Harbour Seals. - *PLoS ONE* 9: 1-4.

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.

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 hårbund. Teknisk anvisning nr. M12 fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet. 27 s.

Høgslund, S. 2021: Overvågning af marine sedimenter 2020. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og energi, 7 s Notat nr.2021 | 47. https://dce.au.dk/fileadmin/dce.au.dk/Udgivelser/Notater_2021/N2021_47.pdf

Ingeniøren, 2021: PFOS-forurening tvinger Korsør til vandrensning på ubestemt tid. Artikel af Christian Østergård i Ingeniøren 26/5/2021, <https://ing.dk/artikel/pfos-forurening-tvinger-korsoer-vandrensning-paa-ubestemt-tid-247081>

Jakobsen, H.H. & Fossing, H. 2015: Fytoplankton. Teknisk anvisning nr. M09 fra DCE - National Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet. 29 s.

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, 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.

Kaas, H. & Markager S. (red.) 1998: Teknisk anvisning for marin overvågning. Danmarks Miljøundersøgelser.

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., Hjulsgaard, 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.

Larsen, M.M. 2017a: Miljøfarlige stoffer i muslinger. Teknisk anvisning M22, vers. 2, fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet. 13 s.

Larsen, M.M. 2017b: Miljøfarlige stoffer i sediment. Teknisk anvisning M24, vers. 2, fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet. 13 s.

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. 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., Francois 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.
- 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. 2013: Klorofyl *a* koncentration. Teknisk anvisning nr. M07, vers. 2, fra DCE – National Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet. 10 s.
- Markager, S. & Fossing, H. 2014: Fluroscens. Teknisk anvisning nr. M05, ver 1, fra DCE – National Center for Miljø og Energi, Aarhus Universitet. 10 s.
- Markager, S. & Fossing, H. 2014: 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.

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 (erstatte 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.

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.

Müller, J.D., Schneider, B., Reher, G. 2016: Long-term alkalinity trends in the Baltic Sea and their implications for CO₂-induced acidification. *Limnology & Oceanography* 61: 1984-2002. <https://doi.org/10.1002/lno.10349>

Olsen, M.T., Andersen, L.W., Dietz, R., Teilmann, J., Härkönen, T. & Siegmund, 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>.

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.

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., Chušev, 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.

Ries, E.H., Hiby, L.R. & Reijnders, P.J.H. 1998: Maximum likelihood population size estimation of harbour seals in the Dutch Wadden Sea based on a mark-recapture experiment. – *Journal of Applied Ecology* 35: 332-339.

Rubek, F., Scharling, M., Cappelen, J. 2021: Danmarks klima 2020 – with English summary. DMI Rapport 21-01. <https://www.dmi.dk/fileadmin/Rapporter/2021/DMIRap21-01.pdf>

Rytter, D., Carstensen, J. & Hansen, J.W. 2017: Opdatering af iltvindmodel. Notat fra DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 13 s.

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.

Sköld, M., Göransson, P., Jonsson, P., Bastardie, F., Blomqvist, M., Agrenius, S., Hiddink, J.G., Nilsson, H.C. & Bartolino, V. 2018: Effects of chronic bottom trawling on soft-seafloor macrofauna in the Kattegat. – *Marine Ecology Progress Series* 586: 41-55. doi: 10.3354/meps12434.

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, morphology, 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: NO-VANA. 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.

Tegner, M.J. & Dayton, P.K. 2000: Ecosystem effects of fishing in kelp forest communities. – *ICES Journal of Marine Science* 57 (3): 579-589.

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., Rolighed, J., Larsen, S.E., Ovesen, N.B., Blicher-Mathiesen, G., Bøgestrand, J. & Kjeldgaard, A. 2021b: Vandløb 2020. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, xx s. - Videnskabelig rapport nr. xxx <http://dce2.au.dk/pub/SRxxx.pdf> (under udarbejdelse)

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.

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 teknisk rapport (under udarbejdelse).

Tougaard J. 2021: Impulsive noise sources. Activities in the Danish EEZ reported for 2020 to the ICES impulsive noise register. DCE teknisk rapport (under udarbejdelse).

Tougaard J. & Griffiths, E.T. 2022: Continuous underwater noise in Danish Waters 2020. Marine strategy framework directive criterion D11C2 and HELCOM pre-core indicator low-frequency continuous noise. DCE teknisk rapport (under udarbejdelse).

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>.

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.

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.

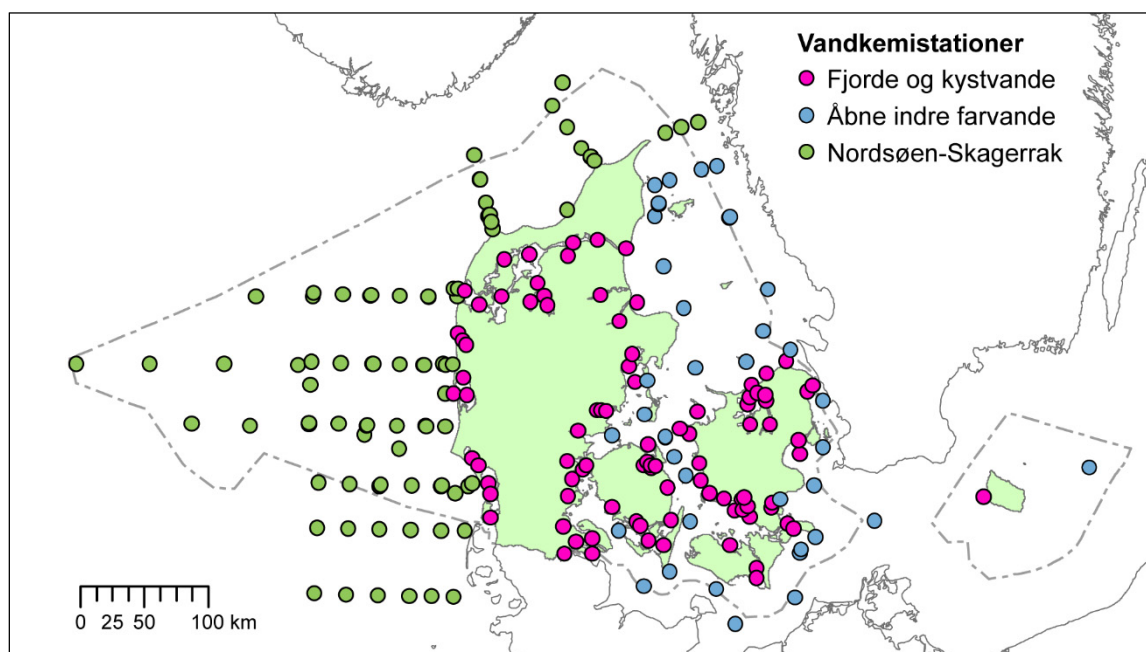
WHO 2005: The 2005 World Health Organization Reevaluation of Human and Mammalian Toxic Equivalency Factors for Dioxins and Dioxin-Like Compounds. – *Toxicological Sciences* 2006, 93(2): 223-241.

Bilag 1: Inddeling af vandkemistationer i farvandstyper

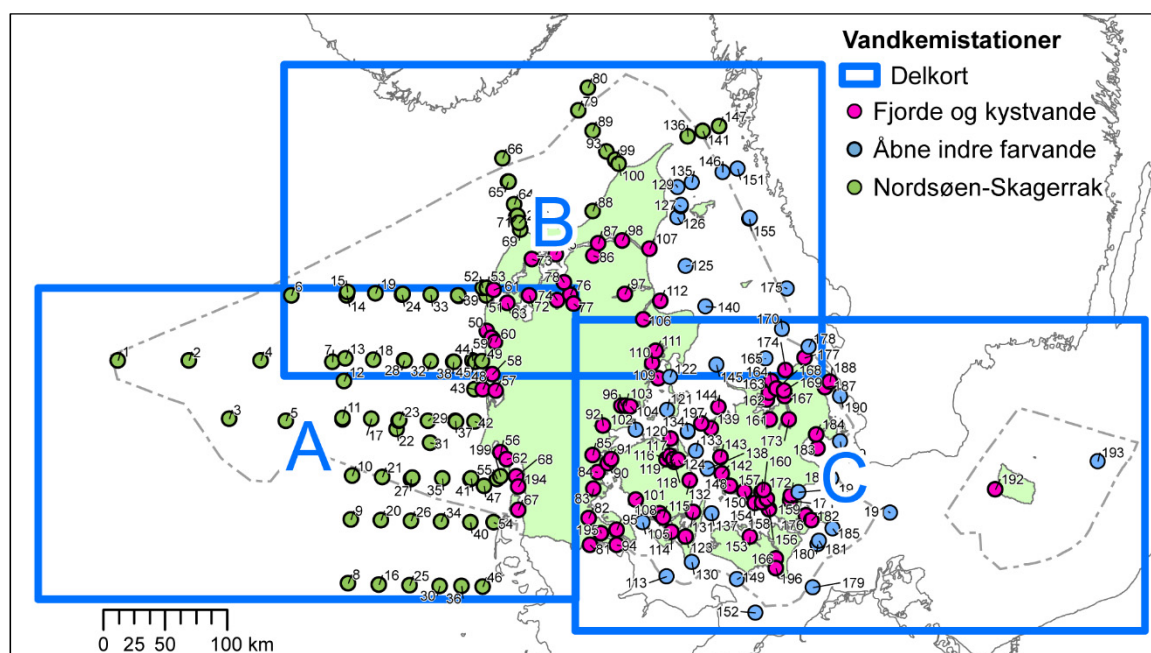
Cordula Göke, Jacob Carstensen & Jens Würigler Hansen

Inddeling af vandkemistationer i farvandstyper

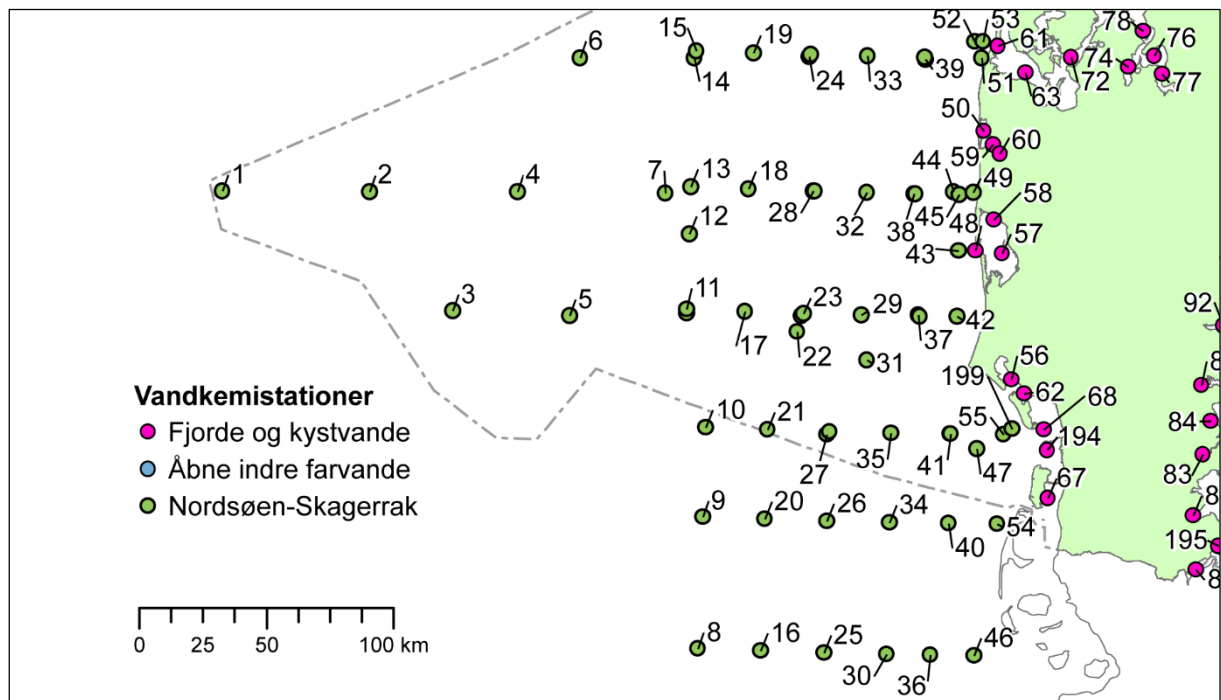
Vandkemistationerne i kapitlerne om klima og næringsstoffer er inddelt i de tre farvandstyper 'Fjorde og kystvande', 'Åbne indre farvande' og 'Nordsøen-Skagerrak'. Denne opdeling er foretaget, fordi de tre farvandstyper adskiller sig en del fra hinanden og derfor i en vis udstrækning kan have en forskellig tidslig udvikling, som tydeliggøres ved opdelingen og giver grundlag for en diskussion af forskelle mellem områderne.



Figur B1.1. Opdeling af vandkemistationer i farvandstyper.



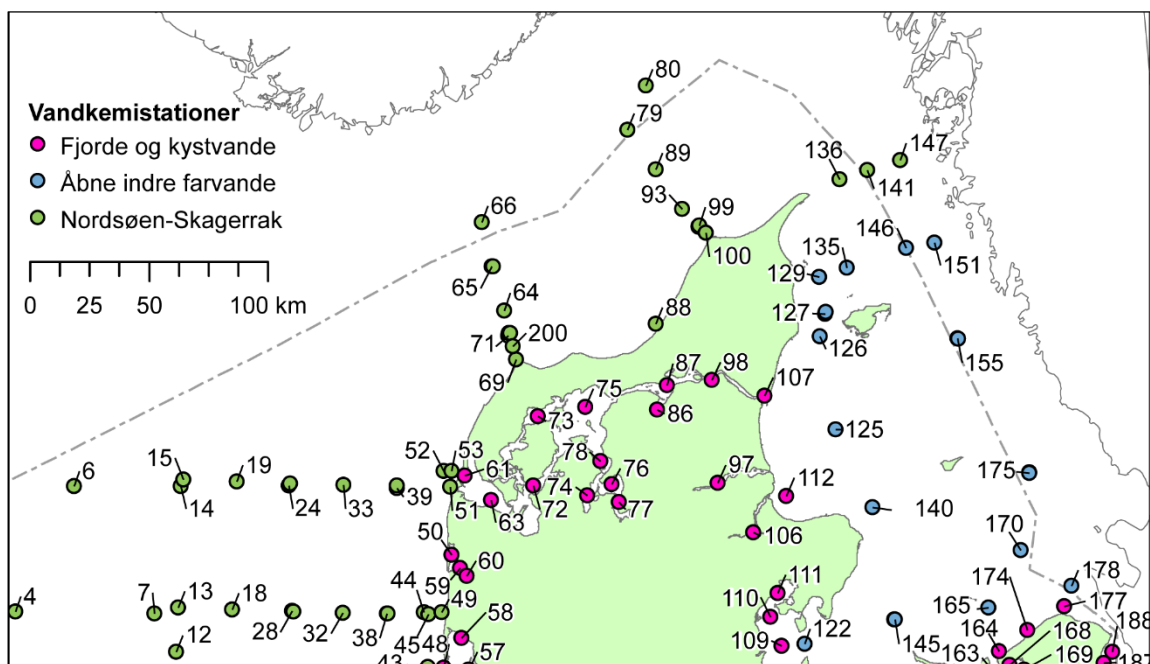
Figur B1.2. Afgrænsning af kortudsnit med opdeling af vandkemistationer i farvandstyper og med angivelse af stationsnumre.



Figur B1.3. Vandkemistationer i det vestlige Danmark (kortudsnit A) med angivelse af stationsnumre og farvandstyper.

Tabel B1.1. Numre og navne for vandkemistationer i det vestlige Danmark (figur B3.3).

Nr. på kort	Stationsnavn	Nr. på kort	Stationsnavn	Nr. på kort	Stationsnavn	Nr. på kort	Stationsnavn
1	DMU1077	21	1055	35	1053	51	1022
2	DMU1076	22	1047	35	DMU1053	54	1059
3	DMU1048	23	DMU1044	36	1081	55	1086
4	DMU1075	23	1044	37	DMU1042	56	RIB1610002
5	DMU1047	24	DMU1025	37	1042	57	RKB10
6	DMU1027	24	1025	38	1035	58	RKB1
7	DMU1074	25	1083	38	DMU1035	59	RKB22
8	1085	26	1062	39	DMU1023	60	RKB23
9	1064	27	DMU1054	39	1023	61	RKB59
10	1056	27	1054	40	1060	62	RIB1610008
11	DMU1046	28	DMU1072	41	1052	63	VIB3702-00001
11	1046	28	1072	41	DMU1052	67	SJY3
12	1075	29	1043	42	1041	68	RIB1620014
13	1074	29	DMU1043	43	RKB44	72	VIB3705-00001
14	DMU1026	30	1082	44	RKB42	74	VIB3727-00001
15	1027	31	1048	45	1034	76	VIB3728-00001
16	1084	32	1071	46	1080	77	VIB3729-00001
17	1045	32	DMU1071	47	RIB1510009	194	RIB1630016
18	1073	33	1024	48	RKB43	199	RIB1510007
19	1026	33	DMU1024	49	RKB41		
20	1063	34	1061	50	RKB21		



Figur B1.4. Vandkemistationer i det nordlige Danmark (kortudsnit B) med angivelse af stationsnumre og farvandstyper.

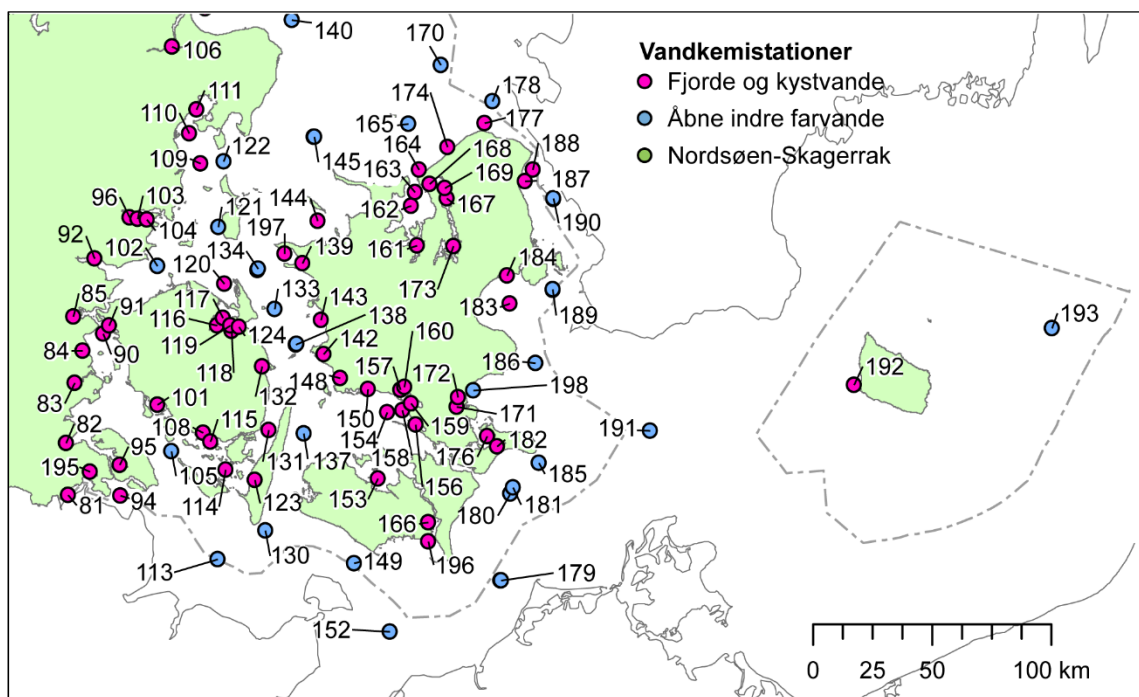
Tabel B1.2. Numre og navne for vandkemistationer i det nordlige Danmark (figur B3.4).

Nr. på kort	Stationsnavn
6	DMU1027
7	DMU1074
13	1074
14	DMU1026
15	1027
18	1073
19	1026
24	DMU1025
24	1025
28	DMU1072
28	1072
32	1071
32	DMU1071
33	1024
33	DMU1024
38	1035
38	DMU1035
39	DMU1023
39	1023
44	RKB42
45	1034
49	RKB41
50	RKB21
51	1022
52	RKB63

Nr. på kort	Stationsnavn
53	RKB62
58	RKB1
59	RKB22
60	RKB23
61	RKB59
63	VIB3702-00001
64	1131
65	DMU1133
65	1133
66	1135
69	1019
69	VIB2300-23100
71	DMU1130
71	VIB2300-23102
71	1130
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

Nr. på kort	Stationsnavn
87	VIB3711-00001
88	NOR1106
89	1104
93	1102
97	NOR5503
98	VIB3713-00001
99	NOR7725
99	1101
99	DMU1101
100	NOR7715
100	1013
106	ARH230902
107	NOR4411
110	ARH170006
111	ARH170002
112	ARH190004
125	409
125	DMU409
125	NOR409
126	NOR403
127	403
127	DMU403
129	1009
129	DMU1009
135	1008

Nr. på kort	Stationsnavn
135	DMU1008
136	1005
140	415
140	DMU415
141	1002
145	DMU925
145	925
146	1007
146	DMU1007
147	1004
151	1001
151	DMU1001
155	DMU905
155	905
165	922
165	DMU922
170	418
170	DMU418
174	FRB1937
175	DMU413
175	413
177	FRB1939
178	921
178	DMU921
200	VIB2300-23101



Figur B1.5. Vandkemistationer i det østlige Danmark (kortudsnit C) med angivelse af stationsnumre og farvandstyper.

Tabel B1.3. Numre og navne for vandkemistationer i det østlige Danmark (figur B3.5).

Nr. på kort	Stationsnavn
81	SJYKFF2
82	SJY15
83	SJYHADF0008
84	SJYhadf008
85	VEJ0003350
90	FYN6100021
91	FYN0018112
92	VEJ0004273
94	SJYKFF5
95	SJY12
96	VEJ0005790
101	FYN0018232
102	VEJ0006870
103	VEJ0006089
104	VEJ0006489
105	FYN6300043
108	FYN0018361
109	ARH170117
110	ARH170006
111	ARH170002
113	DMUN3
113	N3
114	FYN6500062
115	FYN6500051
116	FYN6910008
117	FYN6900017
118	FYN0018841
119	FYN0018843

Nr. på kort	Stationsnavn
120	FYN6940622
121	432
122	427
123	FYN0018571
124	FYN0018825
130	450
130	DMU450
131	FYN6500053
132	FYN0018752
133	FYN6700053
134	DMU935
134	935
137	443
137	DMU443
138	DMU939
138	939
139	VSJ41008
142	VSJ44011
143	VSJ43020
144	VSJ30006
145	DMU925
145	925
148	VSJ51013
149	952
149	DMU952
150	VSJ53016
152	DMUM2
152	M2

Nr. på kort	Stationsnavn
153	STO0201061
154	STO0101015
156	STO0104002
157	STO0102006
158	STO0101047
159	STO0103052
160	STO0102013
161	VSJ10006
162	VSJ10003
163	FRB8000
164	FRB1993
165	922
165	DMU922
166	STO0601056
167	FRB8550
168	FRB75
169	FRB65
170	418
170	DMU418
171	STO0802023
172	STO0802008
173	ROS60
174	FRB1937
176	STO0704010
177	FRB1939
178	921
178	DMU921
179	DMU954

Nr. på kort	Stationsnavn
179	954
180	449
180	DMU449
181	STO0901032
182	STO0703006
183	ROS1727
184	KBH1723
185	STO0901008
186	441
186	DMU441
187	FRB1877
188	FRB2013
189	1728
189	DMU1728
189	KBK1728
190	DMU431
190	431
191	444
191	DMU444
192	BRK1040050
193	BRKBMPK2
195	SJYFF31
196	STO0501059
197	VSJ41007
198	STO0801008

Tabel B1.4. Navne og numre for vandkemistationer i Danmark.

Stationsnavn	Nr. på kort	X UTM	Y UTM	Kort-ud-snit
403	127	604962	6351382	B
409	125	609251	6302861	B
413	175	690983	6284623	B
415	140	624970	6270074	B
418	170	687313	6251948	B, C
427	122	596333	6212723	C
431	190	734622	6197599	C
432	121	594002	6186137	C
441	186	727088	6130849	C
443	137	629898	6102245	C
444	191	774976	6103250	C
449	180	716389	6077733	C
450	130	613847	6062841	C
905	155	661137	6341874	B
921	178	708865	6237158	B, C
922	165	673859	6227974	B, C
925	145	634244	6222835	B, C
935	134	610842	6169090	C
939	138	626727	6138528	C
952	149	650838	6049446	C
954	179	712449	6042623	C
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	A, B
1023	39	424378	6279107	A, B
1024	33	401898	6279571	A, B
1025	24	379419	6280156	A, B
1026	19	356943	6280860	A, B
1027	15	334468	6281686	A, B
1034	45	437902	6225080	A, B
1035	38	420309	6225371	A, B
1041	42	437205	6176854	A
1042	37	422553	6177090	A
1043	29	399530	6177560	A

Stationsnavn	Nr. på kort	X UTM	Y UTM	Kort-ud-snit
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
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, B
1072	28	380985	6226283	A, B
1073	18	355117	6227080	A, B
1074	13	332356	6227912	A, B
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	544702	6395558	B
1104	89	533635	6412151	B
1106	79	521673	6428769	B
1130	71	472332	6343453	B
1131	64	469885	6352747	B
1133	65	465025	6371341	B
1135	66	460210	6389940	B
1728	189	734306	6160592	C
ARH170002	111	584826	6233938	B, C
ARH170006	110	581915	6224084	B, C
ARH170117	109	586671	6211870	C
ARH190004	112	588513	6274839	B
ARH230902	106	574581	6259482	B

Stationsnavn	Nr. på kort	X UTM	Y UTM	Kort- ud- snit
BRK1040050	192	860663	6121823	C
BRKBMPK2	193	943545	6144867	C
DMU1001	151	651098	6381422	B
DMU1007	146	639196	6379140	B
DMU1008	135	613969	6370743	B
DMU1009	129	602562	6366913	B
DMU1023	39	424567	6278231	A, B
DMU1024	33	401898	6279571	A, B
DMU1025	24	378863	6279299	A, B
DMU1026	14	333537	6278844	A, B
DMU1027	6	288520	6278915	A, B
DMU1035	38	420734	6225400	A, B
DMU1042	37	421849	6177511	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	434635	6130625	A
DMU1053	35	411154	6130923	A
DMU1054	27	385941	6130277	A
DMU1071	32	401681	6225758	A, B
DMU1072	28	380460	6226409	A, B
DMU1074	7	322294	6225420	A, B
DMU1075	4	263823	6226127	A
DMU1076	2	205607	6226067	A
DMU1077	1	147680	6226341	A
DMU1101	99	552053	6388650	B
DMU1130	71	471409	6342383	B
DMU1133	65	464526	6371419	B
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	C
DMU449	180	716389	6077733	C
DMU450	130	613847	6062841	C
DMU905	155	660786	6341043	B
DMU921	178	708865	6237158	B, C

Stationsnavn	Nr. på kort	X UTM	Y UTM	Kort- ud- snit
DMU922	165	673859	6227974	B, C
DMU925	145	634112	6222757	B, 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	B, C
FRB1939	177	705583	6228358	B, C
FRB1993	164	678178	6209523	C
FRB2013	188	725877	6209308	C
FRB65	169	688893	6201825	C
FRB75	168	682641	6203673	C
FRB8000	163	676603	6200190	C
FRB8550	167	689703	6197625	C
FYN0018112	91	548254	6146120	C
FYN0018232	101	568491	6113791	C
FYN0018361	108	587774	6102647	C
FYN0018571	123	609231	6083406	C
FYN0018752	132	612484	6129346	C
FYN0018825	124	602718	6145625	C
FYN0018841	118	599576	6144010	C
FYN0018843	119	599105	6146171	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
FYN6700053	133	617597	6152867	C
FYN6900017	117	596013	6149164	C
FYN6910008	116	593487	6146066	C
FYN6940622	120	596524	6162929	C
KBH1723	184	715027	6166255	C
KBK1728	189	734349	6160780	C
M2	152	665863	6021754	C
N3	113	593672	6051248	C
NOR1106	88	533685	6347172	B
NOR403	126	602582	6342041	B
NOR409	125	609251	6302861	B
NOR4411	107	579509	6316973	B
NOR5503	97	559681	6280260	B
NOR6602	86	534133	6311033	B

Stationsnavn	Nr. på kort	X UTM	Y UTM	Kort- ud- snit
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, B
RKB10	57	454870	6201660	A
RKB21	50	447671	6250088	A, B
RKB22	59	451209	6244572	A, B
RKB23	60	454015	6241109	A, B
RKB41	49	443503	6225930	A, B
RKB42	44	435846	6226038	A, B
RKB43	48	444342	6202729	A
RKB44	43	437580	6202821	A
RKB59	61	453157	6283530	A, B
RKB62	53	447452	6285249	B
RKB63	52	444187	6285291	B
ROS1727	183	716245	6155017	C
ROS60	173	692643	6178399	C
SJY12	95	552761	6089362	C
SJY15	82	530080	6098366	C
SJY3	67	472965	6105319	A
SJYFF31	195	540271	6086623	C
SJYHADf0008	83	533904	6122704	C
SJYhadf008	84	537195	6135735	C
SJYKFF2	81	531177	6077173	C
SJYKFF5	94	552955	6077005	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

Stationsnavn	Nr. på kort	X UTM	Y UTM	Kort- ud- snit
STO0501059	196	682092	6058273	C
STO0601056	166	682140	6066118	C
STO0703006	182	710894	6097093	C
STO0704010	176	706716	6101037	C
STO0801008	198	700793	6119658	C
STO0802008	172	694533	6116968	C
STO0802023	171	694048	6113006	C
STO0901008	185	728286	6090325	C
STO0901032	181	717473	6080387	C
VEJ0003350	85	533381	6149744	C
VEJ0004273	92	542025	6173380	C
VEJ0005790	96	556788	6189874	C
VEJ0006089	103	560238	6189457	C
VEJ0006489	104	564207	6189236	C
VEJ0006870	102	568576	6170379	C
VIB2300-23100	69	474779	6332305	B
VIB2300-23101	200	473302	6337881	B
VIB2300-23102	71	471829	6343456	B
VIB3702-00001	63	464073	6273107	A, B
VIB3705-00001	72	481996	6279207	A, B
VIB3708-00001	75	503801	6312267	B
VIB3711-00001	87	538184	6321458	B
VIB3713-00001	98	557245	6323533	B
VIB3723-00001	73	484020	6308511	B
VIB3726-00001	78	510356	6289515	B
VIB3727-00001	74	504653	6275183	A, B
VIB3728-00001	76	514988	6279659	A, B
VIB3729-00001	77	517961	6272436	A, B
VSJ10003	162	674905	6194717	C
VSJ10006	161	677230	6178654	C
VSJ30006	144	635642	6188482	C
VSJ41007	197	621802	6175266	C
VSJ41008	139	629396	6171494	C
VSJ43020	143	637214	6148253	C
VSJ44011	142	638170	6134547	C
VSJ51013	148	645070	6124801	C
VSJ53016	150	656817	6120411	C

Bilag 2: Beregning af årsmidler og måneds- midler

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.

$$\log(C) = \text{STATION}_i + \text{ÅR}_j + \text{MÅNED}_k + e_{ijk},$$

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.
- ÅR_j er middelniveauet for de enkelte år, som indgår i analysen, når der er taget højde for den stationsafhængige variation og sæsonvariationen.
- MÅNED_k 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. exponential funktionen. Hvis α er middelværdien og β er spredningen på de

estimerede hovedeffekter af de log-transformerede data, bliver den geometriske middelværdi μ for de utransformererede data:

$$\mu = \exp(\alpha)$$

Et approksimativt 95 % konfidensinterval for den geometriske middelværdi fås som:

$$[\exp(\alpha - 2 \times \beta) ; \exp(\alpha + 2 \times \beta)]$$

Eksempelvis estimeres af variansanalysen, at middelniveauet for log(DIN) i bundvandet i 2015 var normalfordelt $N(4,14;0,0442)$, hvilket ved transformationen ovenfor giver, at middelniveauet for DIN er 62,79 $\mu\text{g N l}^{-1}$ med et 95 % konfidensinterval på [57,45;68,63].

Bilag 3: Beskrivelse af korrektioner for variationer i afstrømning

Jacob Carstensen

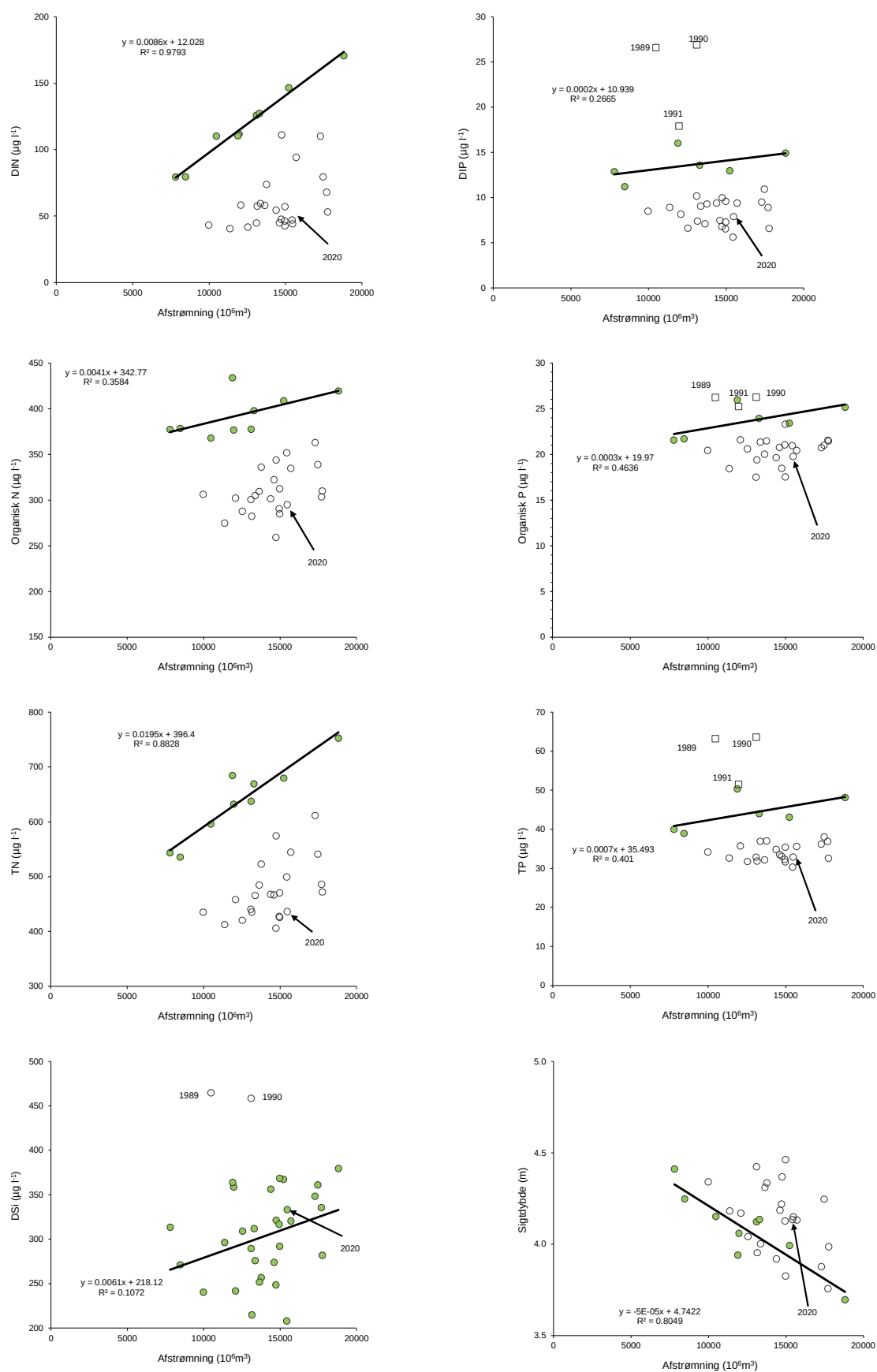
Ferskvandsafstrømningen er den vigtigste klimatiske faktor, som påvirker næringsstofkoncentrationerne, og afstrømningen blev derfor anvendt til at korrigere for klimatiske variationer. Der er udvalgt perioder for de forskellige næringsstoffer, hvor der med rimelighed kan forventes at være en forholdsvis entydig sammenhæng mellem koncentrationer og ferskvandsafstrømning.

Relationen mellem afstrømning og middelkoncentrationerne af DIN på basis af årene 1989-97 var særdeles gode i fjorde og kystvande (*figur B1.1*), 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 DIP er data fra 1989-1991 også udeladt, da punktkildebidraget stadig var relativt stort. Det markante skift omkring 1998 er ikke observeret for DS_i, men til gengæld er 1989 og 1990 udeladt, da detektionsgrænserne for mange af målingerne på amtsstationerne var meget høje og derfor påvirker middelkoncentrationerne.

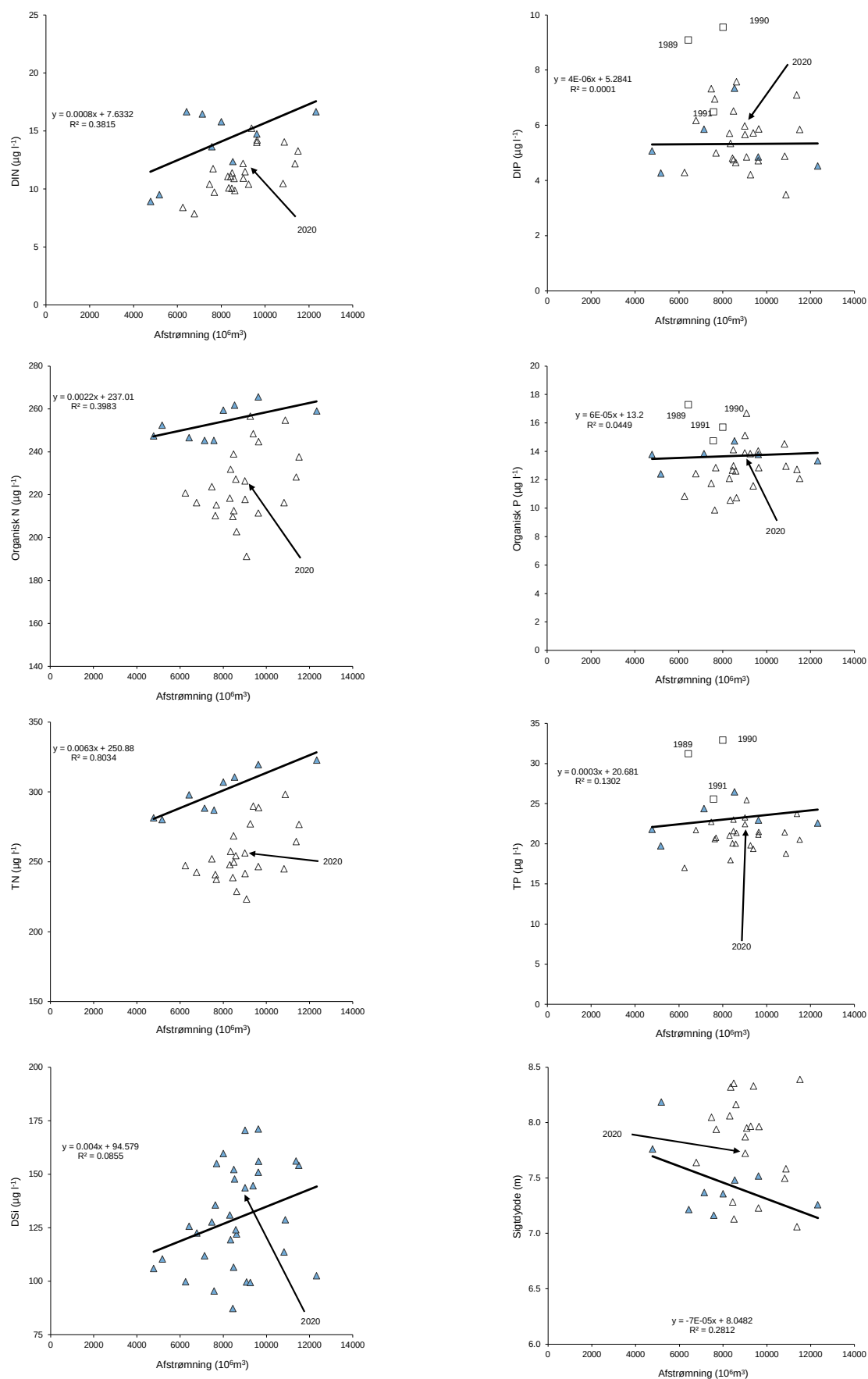
Da næringsstofkoncentrationerne i fjorde og kystvande havde et meget karakteristisk skift i forhold til afstrømningen efter 1997, blev de samme kriterier for valg af data til bestemmelse af relationer benyttet for overfladevand (0-10 m) i de åbne indre farvande (DIN: 1989-97; DIP: 1992-97). For DIN og DIP var relationerne bedre for de udvalgte år end for hele perioden, men relationerne var dog ikke statistisk signifikante (*figur B1.2*). Alle år blev benyttet for DS_i, 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; DS_i: 1989-2018). For DIN og DS_i gav dette statistisk signifikante sammenhænge med afstrømningen, hvorimod DIP ikke viste nogen stærk sammenhæng i forhold til afstrømningen (*figur B1.3*).

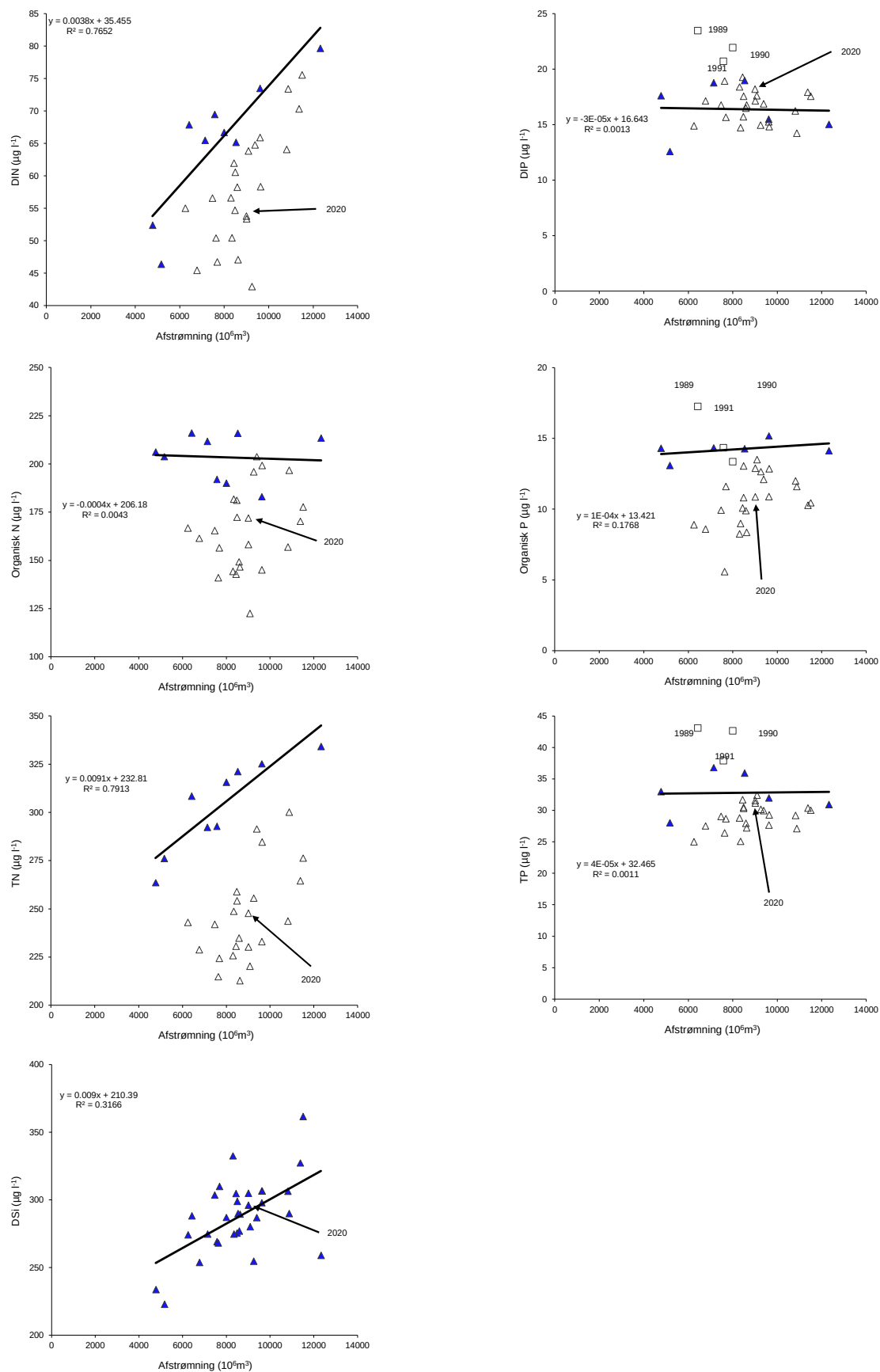
For sigtddybde er valgt de samme kriterier som for kvælstof, da sigtddybden er stærkt koblet til mængden af TN i vandet, både for fjorde og kystvande samt de åbne indre farvande.



Figur B3.1. Årsmiddelkoncentrationer for DIN, DIP, Org. N, Org. P, TN, TP, DSi og sigtdybde i fjorde og kystvande mod afstrømning. Årene 1998-2020 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 formelen for trendlinjen (sort streg) er baseret på data repræsenteret ved de fyldte farvede symboler.



Figur B1.2. Årsmiddelkoncentrationer for DIN, DIP, Org. N, Org. P, TN, TP, DSi og sigt dybde i overfladevand for åbne havområder (0-10 m) mod afstrømning. Årene 1988-2020 er markeret med åbne trekanter for kvælstofkoncentrationer, fosforkoncentrationer og sigt dybde, og for DIP er årene 1989, 1990 og 1991 markeret med åbne firkanter. Relationerne angivet ved formelen for trendlinjen (sort streg) er baseret på data repræsenteret ved de fyldte farvede symboler.



Figur B1.3. Årsmiddelkoncentrationer for DIN, DIP, Org. N, Org. P, TN, TP og DSi for bundvand (≥ 15 m) i åbne indre farvande mod afstrømning. Årene 1998-2020 er markeret åbne trekantede for kvælstof- og fosforkoncentrationer, og for DIP er desuden årene 1989, 1990 og 1991 markeret med åbne firkanter. Relationerne angivet ved formelen for trendlinjen (sort streg) er baseret på data repræsenteret 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 lavet ud fra det 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	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	Risgård 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	

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	Kattegat nord
Endelave	Bøgestrømmen	Flensborg Fjord	Mors	Kattegat syd
Faxe Bugt	Det Sydfynske Øhav	Genner Fjord	Limfjorden syd for Mors	Lillebælt centralt
Femern Bælt	Flensborg Fjord	Haderslev Fjord	Lovns Bredning	Lillebælt syd
Grenå Kyst	Guldborgsund	Helnæs Bugt	Løgstør Bredning	Skagerrak
Hevring Bugt	Horsens Fjord	Holbæk Fjord	Nissum Bredning	Smålandsfarvandet
Hjelm Bugt	Kalundborg Fjord	Holckenhavn Fjord	Risgård Bredning	Storebælt nord
Horsens Fjord (ud for)	Karrebæksminde Bugt	Horsens Fjord	Skive 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 (trag- ten)				
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
NST	Naturstyrelsen, Miljø- og Fødevareministeriet	Danmark
OSPAR	Oslo-Paris-konventionen	Nordsø-havkonvention
HELCOM	Helsinki-konventionen	Østersø-konventionen
EU	Europæiske Union	Europa
NORMAN	EU netværk af reference laboratorier, forskningscentre og relaterede organisationer for monitorering af nye miljøfremmede stoffer	Europa
US-EPA	Amerikansk miljømyndighed	Nordamerika
Vurderingskriterier		
BAC	Baggrundsvurderingskriterier (Background Assessment Criteria)	OSPAR for miljøfarlige stoffer samt ICES for biologisk effekter
EAC	Miljøvurderingskriterier (Environmental Assessment Criteria)	OSPAR for miljøfarlige stoffer samt ICES for biologisk 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 (perfluorononansyre), PFOA (perfluoroctansyre), PFOS (perfluoroctansulfonsyre), PFOSA (perfluoroc-tansulfonamid) og PFUnA (perfluorundecansyre)	
PCB og CB118	Poly-chlorerede biphenyler, som består af en række congener, herunder CB118	
TBT	Tributyltin	
TEQ	Toksisitetsækvivalenter 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.	

MARINE OMRÅDER 2020

NOVANA

Overvågningen i 2020 bekræftede de senere års observation af en stagnerende udvikling eller tilbagegang blandt flere biologiske parameter, mens enkelte biologiske parametre viste fremgang.

Havmiljøet var i 2020 præget af, at der var en stor afstrømning af ferskvand fra land i starten af året og dermed en stor tilførsel af næringsstoffer. I de indre danske farvande var transporten af kvælstof fra bundvandet til overfladevandet mindre i 2020 end i 2019 men stadig betydelig. Det betød relativt høje koncentrationer af kvælstof og fosfor i starten af året, mens koncentrationerne generelt var relativt lave resten af året især i fjorde og kystvande. Årsmidlen for alge-væksten var lidt højere end gennemsnittet for de senere år, og mængden af klorofyl var høj og sigtddybden lav. Bundvandstemperaturen var den hidtil højest registrerede, hvilket var medvirkende til en tidlig start på iltsvindet. Iltsvindets udbredelse i september var på niveau med udbredelsen i 2016 og den største siden 2008. I fjorde og kystvande var ringe iltforhold årsag til dårlig tilstand hos bundfaunaen i flere undersøgelsesområder. I de åbne indre farvande vidner bundfaunaens artssammensætning om, at der generet ikke er problemer med eutrofiering ift. bundfaunaen, men at der i nogle områder er negative påvirkninger af fysiske forstyrrelser fra bundtrawling. Årets observationer af ålegræs bekræfter de seneste års stagnation i en ellers positiv udvikling, der for nogle områder er vendt til tilbagegang. Makroalger (tang) har vist fremgang i kystvande de seneste 10 år, mens fremgangen er stagneret i de øvrige farvandstyper. 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. For flere tungmetaller var indholdet i muslinger og fisk i 2020 over miljøkvalitetskravene men under grænseværdierne for fødevarer. Bromerede flammehæmmere målt i fisk blev fundet i koncentrationer over miljøkvalitetskravene, mens de andre organiske stoffer var under miljøkvalitetskravene men for en dels 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.