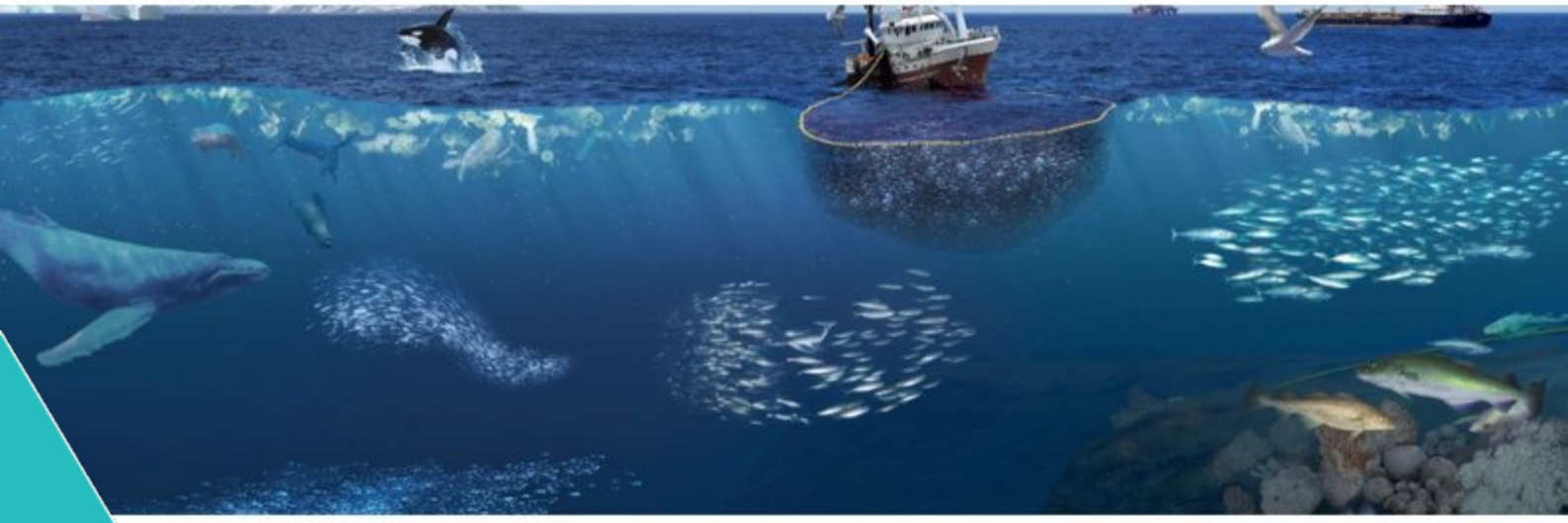
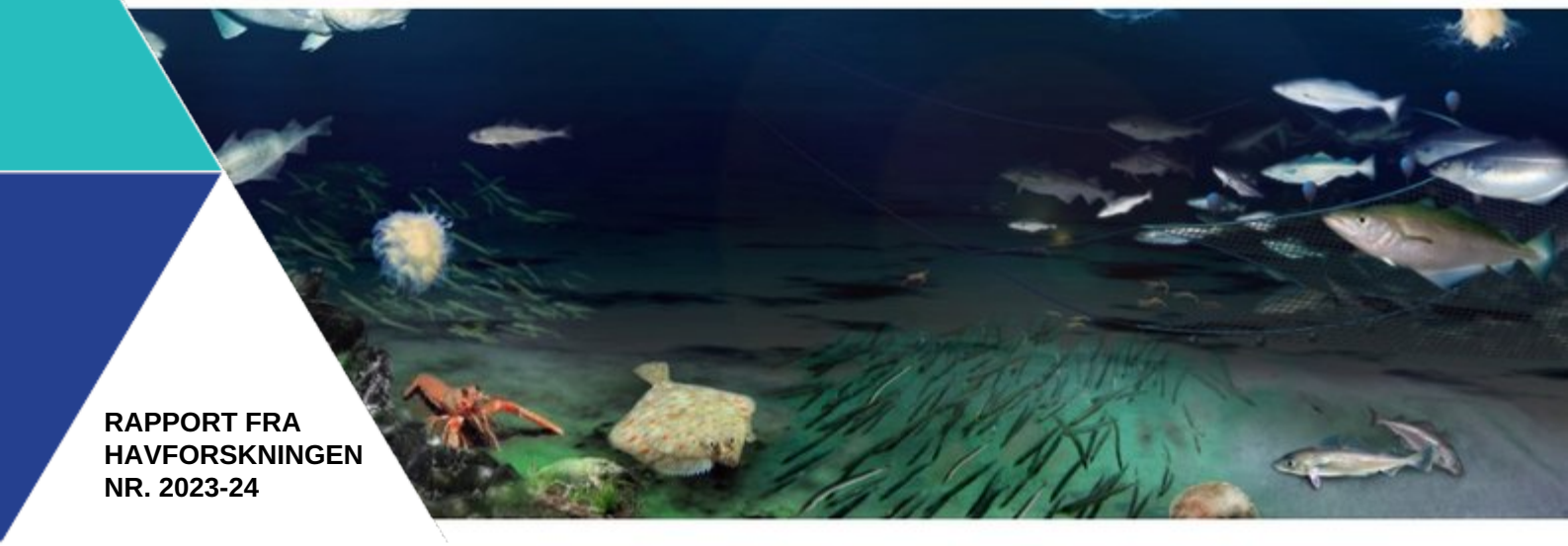
STATUS FOR MILJØET I NORSKE HAVOMRÅDER

Rapport fra Overvåkingsgruppen 2023

Redaktør(er): Ida Vee, Sylvia Frantzen, Gro van der Meeren og Per Arneberg (HI)





RAPPORT FRA HAVFORSKNINGEN NR. 2023-24

Tittel (norsk og engelsk):

Status for miljøet i norske havområder

Status of the environment in Norwegian marine areas

Undertittel (norsk og engelsk):

Rapport fra Overvåkingsgruppen 2023

Report from the Advisory Group on Monitoring 2023

Rapportserie:	År - Nr.:	Dato:
Rapport fra havforskningen	2023-24	29.03.2023

ISSN:1893-4536

Forfatter(e):

Jon Albretsen, Per Arneberg, Karen Assmann (HI), Philipp Assmy (NP), Pernilla Bohlin-Nizzetto (NILU), Knut Yngve Børsheim, Melissa Chierici (HI), Kai Håkon Christensen (MET), Padmini Dalpadado (HI), Markus Diesing (NGU), Lars Christian Espenes (Sdir), Tone Falkenhaug (HI), Per Fauchald (NINA), Sylvia Frantzen, Anne Kirstine Frie (HI), Sebastian Gerland, Bjørn Einar Grøsvik (HI), Hege Gundersen (NIVA), Kjell Gundersen (HI), Kasper Hancke (NIVA), Eldbjørg Heimstad (NILU), Vivian Husa, Randi Ingvaldsen, Anders Jelmert (HI), Henning Hensen (NGU), Louise Kiel Jensen (NP), Martin Jensen (OD), Josefina Johansson (HI), Hanne Johnsen (NP), Lis lindal Jørgensen (HI), Kit Kovacs (NP), Øystein Leiknes (Mdir), Deanna Marie Leonard (HI), Svein-Håkon Lorentsen (NINA), Erik Askov Mousing, Kjell Magnus Norderhaug (HI), Elisabet Rosendal (Mdir), Jorge Sanchez-Borque (OD), Merete Schøyen (NIVA), Øystein Skagseth (HI), Hilde Kristin Skjerdal (DSA), Mette Skern-Mauritzen, Morten D Skogen (HI), Kristine Orset Stene (Mdir), Guldborg Søvik (HI), Terje Thorsnes (NGU), Gro van der Meeren, Ida Vee (HI) og Cecilie H. von Quillfeldt (NP)
Redaktør(er): Ida Vee, Sylvia Frantzen, Gro van der Meeren og Per Arneberg (HI)

Godkjent av: Forskningsdirektør(er): Geir Huse Programleder(e): Maria Fossheim

Distribusjon:

Åpen

Prosjektnr:

15165

Oppdragsgiver(e):

Styringsgruppen for de helhetlige forvaltningsplanene for norske havområder

Oppdragsgivers referanse:

Mandat for gruppen for overvåking av de marine økosystemer (Overvåkingsgruppen), KLD, 23. august 2021

Program:

Barentshavet og Polhavet

Forskningsgruppe(r):

Økosystemprosesser, Fremmed- og smittestoff (FRES), Bunnsamfunn, Plankton, Sjøpattedyr, Bentiske ressurser og prosesser, Oseanografi og klima

Antall sider:

208

Samarbeid med

Norsk institutt for vannforskning

Norsk institutt for naturforskning

NORGES
GEOLOGISKE
UNDERSØKELSE
NGU

NILU
Norsk institutt for luftforskning
Norwegian Institute for Air Research

Meteorologisk
institutt

FISKERIDIREKTORATET

OLJEDIREKTORATET

Sjøfartsdirektoratet
Norwegian Maritime Authority

DSA
Direktoratet
for strålevern og
atomsikkerhet

Sammendrag (norsk):

I denne rapporten gir Overvåkingsgruppen, for første gang, en felles vurdering av miljøtilstanden i Barentshavet og havområdene utenfor Lofoten, Norskehavet og Nordsjøen med Skagerrak. Det er også første rapport som bruker resultater fra det nylig utviklede fagsystemet for vurdering av økologisk tilstand. I denne rapporten dekkes to hovedtemaer: (1) Dominerende trekk i status og utvikling i økosystemet i alle tre havområdene, basert på vurderingene av økologisk tilstand, Overvåkingsgruppens rapport om forurensning fra 2022, indikatorer fra Overvåkingsgruppen som ikke er dekket under vurdering av økologisk tilstand, samt rapporter og annen relevant informasjon fra forskning, og (2) en vurdering av karbonbinding i marint plankton, marine vegetasjonstyper og marine sedimenter. I tillegg er det gitt en oppsummering for endringer i ytre påvirkning, vurdering av kunnskapsbehov samt en vurdering av indikatorverdier i forhold til referanseverdier og tiltaksgrenser. Vurderingen av dominerende trekk i utvikling og tilstand av miljøet som er gitt i kapittel 2, utgjør Overvåkingsgruppens bidrag til Faglig forums samlerapport om det faglige grunnlaget for revisjon og oppdatering av de helhetlige forvaltningsplanene for norske havområder.

Dominerende trekk i status og utvikling i økosystemene i forvaltningsplanområdene

I vurderingen av økologisk tilstand er avvik fra god økologisk tilstand definert som avvik fra referansetilstanden «intakt natur». «Intakt natur» innebærer at økosystemet ikke er betydelig påvirket av moderne industrielle aktiviteter, inkludert menneskeskapte klimaendringer. Det betyr at det som i realiteten er vurdert, er graden av menneskeskapt påvirkning. Disse vurderingene gjør det i større grad enn i tidligerere vurderinger mulig å vurdere i hvilken grad endringer skyldes menneskeskapt påvirkning, hvordan påvirkning på én del av økosystemet kan spres til andre deler samt hvor sikre konklusjonene er. Vurderingene av økologisk tilstand er gjort for henholdsvis den arktiske og den subarktiske delen av norsk sektor av Barentshavet, det pelagiske økosystemet i Norskehavet og den norske delen av Skagerrak og Nordsjøen unntatt de dypere delene av Norskerenna. Klima og andre aspekter av det fysiske miljøet er inkludert som en del av økosystemet i vurderingene.

På bakgrunn av lange tidsserier (50-70 år) ser vi at klimaet har endret seg i alle de tre forvaltningsplanområdene som følge av menneskeskapt påvirkning. Dette gjør seg gjeldende som økt temperatur, minkende havis (i Barentshavet), havforsuring og formørking av vannet (i Nordsjøen og Skagerrak). I vurderingen av økologisk tilstand for den arktiske (nordlige) delen av Barentshavet og for den subarktiske (sørlige) delen av Barentshavet er det konkludert med begrenset observert menneskeskapt påvirkning, men det er ikke belegg for å si at helheten i økosystemet er påvirket. For den arktiske delen av Barentshavet omfatter de observerte endringene svake tendenser til økt primærproduksjon og tidligere algeoppblomstring om våren, og en tendens til endret næringsnett med nedgang for toppredatorer og sjøfugl. For den subarktiske delen av Barentshavet er det ikke påvist menneskeskapte forandringer utover klimaendringer. For Norskehavet, der kun den pelagiske delen av systemet er vurdert, inkluderer de menneskeskapte endringene nedgang i bestandene av makrell og norsk vårgytende sild, knyttet til fiske over anbefalte kvoter gjennom mange år, og nedgang i bestander av sjøfugl. Det er imidlertid stor usikkerhet knyttet til om vurderingene for Barentshavet og Norskehavet betyr at påvirkningene virkelig er begrenset i disse områdene eller om de i realiteten er betydelige, men ikke registrert fordi mange av tidsseriene er for korte (mindre enn 20 år). For Norskehavet mangler også flere sentrale indikatorer. Mareano har kartlagt store deler av Norskehavet, både på sokkelkanten og kontinentalsokkelen, og har oppdaget flere sårbare bunnhabitater som korallrev, korallskog (både på hardbunn og bløtbunn), svampehager og sjøfjærsamfunn. Per i dag er det likevel ingen overvåking av bunnlevende organismer i Norskehavet, og dermed ikke mulig å rapportere på endringer. Det er også særlig usikkerhet om mulige endringer i begge økosystemene før rundt år 2000. I denne perioden endret klimaet seg betydelig, men mye av den biologiske overvåkingen var enda ikke igangsatt. Det er forventet at klimaet vil fortsette å endre seg i stor grad i framtiden dersom utslippene av klimagasser ikke kuttes betydelig, og at omfattende endringer i så fall vil bli observert også for økosystemene i Barentshavet og Norskehavet. For Barentshavet kan det også legges til at noe av påvirkningen fra fiskerier ser ut til å ha blitt mindre de siste årene, selv om nye undersøkelser viser en betydelig grad av bunntråling på bankene sentralt i Barentshavet og sørvestover rundt Bjørnøya. Bunntrålerne flytter seg også raskt inn i nye områder som blir tilgjengelig når isen trekker seg tilbake. I vurderingen av økologisk tilstand er det konkludert med at økosystemet i den norske delen av Nordsjøen og Skagerrak er betydelig påvirket av klimaendringene og andre menneskeskapte aktiviteter, særlig fiskerier. Nordsjøen og Skagerrak er vurdert med lange tidsserier, og det er lite usikkerhet knyttet til denne konklusjonen. Endringene i Nordsjøen og Skagerrak omfatter både sentrale grupper av dyreplankton, fiskebestander, reke og bunnhabitater.

De store fiskebestandene er sentrale for dynamikken i økosystemene og er økonomisk viktige. Tilstanden for disse er gjennomgående god i Barentshavet, mens det i Norskehavet er fiske over anbefalte kvoter gjennom mange år fulgt av internasjonal mangel på enighet om kvoter for bestandene av norsk vårgytende sild og makrell. Inntil

begynnelsen av 2000-tallet var det betydelig overfiske også i Nordsjøen og Skagerrak, og flere viktige bestander, som torsk og høstgytende sild, er lave på grunn av negative effekter av klimaendringer på rekruttering. Også rekebestanden er på et lavt nivå på grunn av sviktende rekruttering. Det samme gjelder for sjøfuglarter som hekker langs kysten av Nordsjøen og Skagerrak. Fremlagte nye data viser at nedgangen er dramatisk i et økende antall bestander. For de fleste sjøfuglartene skyldes nedgangen redusert næringstilgang kombinert med klimaendringer. For en rekke truede arter og naturtyper, som også inkluderer sjøfugl og som er sentrale i forvaltningen av biologisk mangfold, har det vært en forverring av tilstanden fra 2015 til 2021. Det har også vært forbedringer, men for et betydelig lavere antall arter. Fremmede arter kan ha omfattende påvirkning på marine økosystem og er i stor grad observert langs kysten i norske farvann. Antall registrerte fremmede arter er høyest i sør, og har økt de siste ti årene.

Tilførslene av mange av miljøgiftene som overvåkes i luft, har avtatt siden målingene startet fra 1990-tallet og utover, men nedgangen har til dels flatet ut de siste årene. Nedgangen reflekteres bare delvis i nivåene som måles i sedimenter og i biologiske prøver. Det er fremdeles radioaktiv forurensning i havområdene som skyldes Tsjernobyl-ulykken, men nivåene er lave og synkende og avtar fra sør mot nord. Sjømat i de norske havområdene har nivåer av miljøgifter stort sett under grenseverdier for mattrygghet. I noen tilfeller der det forekommer overskridelser av slike grenseverdier, er det gjort tiltak for å forhindre at fisken omsettes. Av de tre undersøkte havområdene, er det Barentshavet som generelt sett har de laveste forurensningsnivåene, med unntak av enkelte stoffer som HCB. Overvåkning av isbjørn og sjøfugl i Barentshavet viser likevel at miljøgiftene øker i konsentrasjon oppover i næringskjeden og kan påvirke toppredatorer. Sultende isbjørn kan være særlig sårbar for effekter av miljøgifter på fettmetabolismen. I Norskehavet er konsentrasjonene av de fleste stoffene som overvåkes, på nivå med Nordsjøen, Barentshavet eller et sted imellom, men en direkte sammenligning er vanskelig. Spekkhoggere i Norskehavet har påvist høye nivåer av miljøgifter som kan redusere både helsetilstand og reproduksjonsevne. Det er ukjent hvorfor noen sjømatarter som fiskes i Norskehavet i enkelte områder har uvanlig høye nivåer av miljøgifter, over grenseverdier for mattrygghet. Nordsjøen og Skagerrak er generelt mer forurenset enn de andre havområdene, men nivåene av de fleste miljøgifter i sjømatarter fra forvaltningsplanområdet er likevel under grenseverdiene for mattrygghet. Overvåking viser at fisk nær petroleumsinstallasjoner i Nordsjøen påvirkes av forurensning av polyaromatiske hydrokarboner (PAH). Det mangler indikatorer for nivåer og effekter av miljøgifter i sårbare toppredatorer som sjøfugl og sjøpattedyr i Nordsjøen, og det er heller ingen overvåking av metaller i sedimenter.

Karbonbinding i marint plankton, marine vegetasjonstyper og marine sedimenter

Det er i kapittel 3 presentert et spesialtema om karbonbinding i marint plankton, marine vegetasjonstyper og marine sedimenter. En gjennomgang av karbonbinding i marint miljø, viser at bare en liten del av planktonet, men en ukjent del av det organiske materialet fra den blå skogen synker ned på dypt vann og lagres permanent i sedimentene. Beregning av karbonlageret i sedimenter er gjort for Nordsjøen og Skagerrak, men mangler for de to andre havområdene. Viktige kunnskapshull er knyttet til prosessene rundt binding, omsetning, transport og lagring av blått karbon samt hvordan disse påvirkes av, og er med på å motvirke klimaendringer.

Sammendrag (engelsk):

This is the first report where the Advisory Group on Monitoring (AGM) is publishing simultaneous assessments of the ecosystem status and trends for all three management plan sea areas: the Barents Sea-Lofoten area, the Norwegian Sea and the North Sea and Skagerrak. This is also the first report that includes results from the newly developed Panel-based Assessment of Ecosystem Condition (PAEC). This report addresses two major themes: (1) Dominating features in the status and trends of the ecosystems in each of the sea areas, based mainly on the results from the PAEC assessments, the AGM report on pollution (2022), as well as scientific papers and reports of relevance for the sea areas, and AGM indicators and other results not included in the PAEC assessments , (2) an in-depth discussion on carbon-binding in marine plankton, vegetation and sediments. The report also includes a summary of changes in external environmental impacts, identification of knowledge gaps for improved assessments, and an overview of indicators with reference values and action limits. The assessments of ecosystem condition given in chapter 2, is also AGM's contribution to the summary report from the Forum for Integrated Ocean Management as part of the knowledge base for the revision and updating of the next management plan for Norwegian marine areas.

Dominating aspects of status and development of the ecosystems in the management plan areas

In the PAEC method, the assessments of the indicators are based on a defined reference state (intact nature) and the extent of deviation observed from this reference state. "Intact nature" is defined as an ecosystem that little impacted by modern industrial activities, including human-induced climate change. Compared with previous AGM

assessments, this method provides increased opportunities for assessing the degree to which actual ecosystem changes are caused by human impact, how impacts may spread to other parts of the ecosystem as well as assessing degree of uncertainty in the conclusions. The assessments have been done for the Norwegian parts of the Arctic Barents Sea and the sub-Arctic Barents Sea, respectively, the pelagic ecosystem in the Norwegian Sea and the Norwegian part of the North Sea and Skagerrak, excluding the deeper parts of the Norwegian Trench in the latter area. Climate and other components of the abiotic environment are considered as parts of the ecosystem in the assessments.

Based on long time series (50-70 years), anthropogenic climate change is detected in all three areas. This is reflected in increased sea temperatures, decreasing sea ice (Barents Sea), ocean acidification, and darkening of water (North Sea and Skagerrak). In the assessments of the Barents Sea areas (Arctic and sub-Arctic), it is concluded that although there is limited evidence for human impact, there is no evidence that the ecosystem as a whole is impacted. In the Arctic Barents Sea, the observed changes are weak tendencies of increased primary production and earlier phytoplankton spring blooms, as well as changes in food webs with negative impacts on top predators. No evidence for human-induced changes apart from those from climate change were found in the sub-Arctic Barents Sea. In the pelagic ecosystem of the Norwegian Sea, human induced changes include reduced stocks of mackerel and Norwegian spring-spawning herring caused by fisheries above the advised quata levels, and a dramatic decline in sea bird populations. However, for both the Barents Sea and the Norwegian Sea there is substantial uncertainty over whether impact from anthropogenic activities really is limited or whether it is substantial but not detected because many of the time series are too short (<20 years). For the Norwegian Sea, key indicators are also lacking. The seabed mapping program Mareano has surveyed large parts of the Norwegian Sea, in particular the coastal shelf and the shelf edge, detecting numerous vulnerable benthic habitats such as deep sea coral reefs, coral forests (both on hard and soft seafloor), sponge gardens, and sea pen communities. Still, hardly no monitoring of benthic organisms has been established in the Norwegian Sea, and it is therefore not possible to report on any changes. It is also particular uncertainty about possible changes in both ecosystems prior to ca. 2000. During this period the climate changed significantly, but much of the biological monitoring had not yet been initiated. If the climate emissions continue at the present level, climate change is expected to continue in the future and the ecosystems of the Barents Sea, and the Norwegian Sea are expected to respond with substantial changes. The fishing fleet in the Barents Sea is reduced by number of vessels in the last decades, which is expected to ease the impacts from bottom-trawling. However, new sea floor surveys of the Norwegian part of the Barents Sea have registered multiple tracks from bottom-trawling, including in the central part of the Barents Sea and southwestwards around Bear Island. As the ice retracts, new potential areas for trawling will be made available. In the PAEC assessment of the Norwegian part of the North Sea and Skagerrak, this ecosystem was assessed to be substantially impacted by both climate change and other human activities, in particular fisheries. In these areas, long time-series are available, resulting in an assessment with a high degree of certainty. Deviations from the reference state were detected for the key ecosystem components of zooplankton, fish stocks, deep-sea shrimp and benthic habitats.

The large fish stocks are central parts of the ecosystem dynamics and also economically important. The condition of these are overall in good condition in the Barents Sea, while in the Norwegian Sea fishing has been over the advised quota levels for many years due to lack of international agreement on quotas for the stocks of herring and mackerel. In the North Sea and Skagerrak, over-exploitation was substantial before 2000. By 2022 the fishing mortality on important stocks such as North Sea cod, whiting and haddock is at the lowest seen in the available time series. Whiting has improved but to lesser degree cod and haddock. This may be a negative effect of climate change. Autumn-spawning herring have not recovered, partly due to negative effects of climate change on recruitment. The deep-sea shrimp stocks are also at a low level due to weak recruitment. Furthermore, data that have recently been assembled show that the populations of sea bird species breeding along the North Sea and Skagerrak coasts have been dramatically reduced over the last decades. For most sea bird species, the decline is linked to reduced food availability combined with climate change. For a number of endangered species and habitats, including sea birds of significance to the management of biological diversity, the situation has deteriorated from 2015 to 2021. There were also some improvements, but for a much lower number of species. Non-indigenous species may have strong impacts on marine ecosystems and are in Norwegian waters largely observed along the coast. The number of non-indigenous species registered is highest in Southern Norway and has increased during the last ten years.

Inputs of pollution measured in air have decreased since the 1990s, when the monitoring started, but have partly levelled off in the last few years. The decline is only partly reflected in the levels measured in sediments and biota. There is still radioactive pollution in the oceans, caused by the the Chernobyl accident, but at low levels, decreasing

from south to north. Seafood from the Norwegian seas is in general found to have pollution levels well below the maximum levels for food safety. In cases where the maximum levels have been exceeded, measures have been taken to keep the fish in question off the marked. Of the three studied sea areas, the Barents Sea generally has the lowest level of pollution, except for some pollutants including HCB. Even so, monitoring of polar bears and seabirds in the Barents Sea shows that the contaminants increase in concentration towards the top of the food chain and may affect top predators. In the Norwegian Sea, concentrations of most monitored pollutants are at similar levels as in the North Sea, the Barents Sea or intermediate, but a direct comparison is difficult. Killer whales, in the Norwegian sea, have been shown to have high levels of contaminants that can reduce both their health and reproductive capacity. It is unknown why some seafood species, harvested in the Norwegian Sea, in some cases and areas have had unusually high levels of contaminants, above maximum levels for food safety. The North Sea and Skagerrak is generally more polluted than the other sea areas, yet levels of contaminants in seafood species from the management plan area are below maximum levels for food safety. Monitored fish near oil and gas installations in the North Sea show some pollution by poly-aromatic hydrocarbons (PAH). However, there are no indicators and little knowledge about the levels and effects of contaminants in seabirds and sea mammals from this area, and there is no monitoring of metals in sediments.

Carbon-binding in marine plankton, vegetation and sediments

In chapter 3, an in-depth discussion on carbon-binding in marine plankton, vegetation and sediments is given. A review of carbon-binding in the marine environment shows that only a small part of the plankton, and an unknown part of the organic matter from the blue forest sinks and contributes to permanent carbon-binding in the deep-sea sediments. An estimation of the carbon storage is presented for the North Sea and Skagerrak but is still to be done for the Norwegian Sea and the Barents Sea. The chapter further discusses important knowledge gaps related to understanding the processes of binding, cycling, transport and storage of blue carbon, and how these processes are impacted by, or may mitigate, climate change.

Innhold

1 Innledning 11

2 Dominerende trekk i utviklingen av økosystemene 13

2.1 Økologisk tilstand i norske havområder 14

2.1.1 *Innledning* 14

2.1.2 *Økologisk tilstand i Barentshavet og Lofoten* 14

2.1.3 *Økologisk tilstand i Norskehavet* 19

2.1.4 *Økologisk tilstand i Nordsjøen og Skagerrak* 21

2.2 Utvikling i klima 24

2.2.1 *Klimatilstand i Barentshavet* 28

2.2.2 *Klimatilstand i Norskehavet* 28

2.2.3 *Klimatilstand i Nordsjøen og Skagerrak* 28

2.2.4 *Fremtidsbilder for klima* 30

2.3 Effekter av variasjon i havklima 32

2.3.1 *Primærproduksjon* 34

2.3.2 *Dyreplankton* 34

2.3.3 *Bunndyr* 35

2.3.4 *Fisk* 36

2.3.5 *Sjøfugl* 36

2.3.6 *Sjøpattedyr* 36

2.4 Utvikling av fiskebestander i norske havområder 40

2.4.1 *Barentshavet* 40

2.4.2 *Norskehavet* 40

2.4.3 *Nordsjøen og Skagerrak* 42

2.5 Utvikling av sjøfuglbestander i norske havområder 43

2.5.1 *Innledning* 43

2.5.2 *Bestandsendringer pelagisk overflatebeitende sjøfugler 2011-2022, alle havområder* 43

2.5.3 *Bestandsendringer pelagisk dykkende sjøfugler 2011-2022, alle havområder* 44

2.5.4 *Bestandsendringer kystbundne overflatebeitende sjøfugler 2011-2022, alle havområder* 45

2.5.5 *Bestandsendringer kystbundne dykkende sjøfugler 2011-2022, alle havområder* 47

2.5.6 *Påvirkningsfaktorer* 47

2.6 Forurensning i norske havområder 49

2.6.1 *Kort oppsummering for hvert havområde* 50

2.7 Endring i rødlistestatus for truede arter og naturtyper 51

2.8 Fremmede arter 53

2.9 Oppsummering 54

3 Spesialtema: Karbonbinding i marint plankton, marine vegetasjonstyper og marine sedime 55

3.1 Sammendrag 55

3.2 Innledning 55

3.3 Kunnskapsgrunnlaget for karbonbinding for Norge 59

3.3.1 *Marint plankton* 59

3.3.2 *Marin vegetasjon* 61

3.3.3 *Marine sedimenter* 64

3.4 Kunnskapshull 66

3.4.1 *Marint plankton* 66

3.4.2 *Marin vegetasjon* 66

3.4.3 *Marine sedimenter* 66
3.5 Overvåkning 67
3.5.1 *Marint plankton* 67
3.5.2 *Marin vegetasjon* 67
3.5.3 *Marine sedimenter* 67
4 Utfyllende om status for de ulike delene av økosystemet 68
4.1 Barentshavet 68
4.1.1 *Klima* 68
4.1.2 *Plankton* 71
4.1.3 *Havisbiota* 71
4.1.4 *Bunnlevende organismer* 72
4.1.5 *Fiskebestander* 82
4.1.6 *Sjøpattedyr og sjøfugl* 83
4.1.7 *Fremmede arter* 84
4.1.8 *Truede arter og naturtyper* 84
4.1.9 *Påvirkning av aktivitet i forvaltningsplanområdet* 91
4.2 Norskehavet 93
4.2.1 *Klima* 93
4.2.2 *Plankton* 94
4.2.3 *Bunnlevende organismer* 96
4.2.4 *Fiskebestander* 106
4.2.5 *Sjøpattedyr og sjøfugl* 108
4.2.6 *Fremmede arter* 112
4.2.7 *Truede arter og naturtyper* 112
4.2.8 *Påvirkning av aktivitet i forvaltningsplanområdet* 119
4.3 Nordsjøen og Skagerrak 121
4.3.1 *Klima* 121
4.3.2 *Bunnlevende organismer* 122
4.3.3 *Sjøpattedyr og sjøfugl* 122
4.3.4 *Fremmede arter* 124
4.3.5 *Truede arter og naturtyper* 126
4.3.6 *Påvirkning av aktivitet i forvaltningsplanområdet* 130
5 Ytre påvirkning 132
5.1 Klima, havforsuring og forurensning 132
5.2 - Fremmede arter 132
6 Kunnskapsbehov 133
6.1 Kunnskapsbehov knyttet til forurensning 133
6.2 Kunnskapsbehov knyttet til økologisk tilstand 135
6.2.1 *Barentshavet* 135
6.2.2 *Norskehavet* 140
6.2.3 *Nordsjøen og Skagerrak* 144
7 Vurdering av indikatorverdier i forhold til referanseverdier og tiltaksgrense 148
7.1 Indikatorer for fisk 148
7.2 Indikatorer for sjøfugl 150
7.3 Indikatorer for truede arter og naturtyper 150
7.4 Indikatorer for forurensede stoffer 150
8 Referanser 153

9 Appendiks 177

1 - Innledning

Som en del av oppfølgingen av de helhetlige forvaltningsplanene for norske havområder, skal Overvåkingsgruppen rapportere om status i miljøet i havområdene Barentshavet, Norskehavet og Nordsjøen og Skagerrak hvert fjerde år.

Formålet med rapporten er å beskrive hovedtrekk i status og vesentlige utviklingstrekk for miljøet i alle de tre havområdene. Rapporten er basert på resultater fra vurderingene av økologisk tilstand for de tre havområdene (Arneberg m.fl., 2023a, b, Siwertsson m.fl., 2023), Overvåkingsgruppens rapport om forurensning i norske havområder (Frantzen m.fl., 2022), Overvåkingsgruppens indikatorer som publiseres elektronisk og oppdateres løpende på Miljøstatus sine nettsider (Miljøstatus), samt annen relevant informasjon fra overvåking og forskning. ICES er kilde til informasjon om kommersielle fiskebestander på tvers av alle de overfornevnte kildene.

En vurdering av dominerende trekk i utviklingen av økosystemene i de tre havområdene er gitt i kapittel 2. Her er det først gitt en beskrivelse av hovedkonklusjonene fra vurdering av økologisk tilstand som er utdypet med en mer detaljert vurdering av utvikling av klima i de tre havområdene. Deretter følger en vurdering av effekter av variasjon i klima på de forskjellige delene av økosystemene. Dette har vært behandlet i den nylig avlagte rapporten om risikoanalyse om virkninger av klimaendringer på norske havområder (Sandø m.fl., 2022) og i vurderingene av økologisk tilstand. Basert på arbeidet med økologisk tilstand er det her gitt en oppsummering av tema som ikke har vært fullt dekket av klimarisikorapporten. Kapittelet inneholder også en mer detaljert vurdering av tilstand og utvikling for sjøfuglbestandene, samt en oppsummering av vurderingen av forurensning før det avslutningsvis er gitt en oppsummering av utviklingen for både rødlistede arter og fremmede arter. Overvåkingsgruppen har tidligere vurdert fremtidig utvikling av klima i sine rapporter. Dette er nå grundig behandlet i klimarisikorapporten og det henvises her til denne (Sandø m.fl., 2022).

Kapittel 2 inngår i sin helhet i fellesrapporten fra Faglig forum og Overvåkingsgruppen: Faggrunnlaget for helhetlige forvaltningsplaner for norske havområder 2023 – hovedrapport.

I Overvåkingsgruppens miljøstatusrapporter er et kapittel avsatt til utdypende beskrivelse av ett eller flere utvalgte spesialtema. I denne rapporten er spesialtemaet karbonbinding i norske havområder. Dette er gitt i kapittel 3.

Etter at overvåkingsgruppen i 2021 fikk nytt mandat er gruppens arbeid i omstilling. Det preger også denne rapporten. I det nye mandatet er resultatene fra arbeidet med vurdering av økologisk tilstand gitt en sentral rolle, og som nevnt ovenfor er hovedtrekkene for tilstanden oppsummert ved hjelp av dette arbeidet. Overvåkingsgruppens indikatorer er en annen viktig informasjonskilde. Mange, men ikke alle, inngår i vurderingene av økologisk tilstand, direkte eller indirekte ved å være tematisk dekket. I kapittel 4 er det derfor gitt en oppsummering for de indikatorene som ikke er dekket av vurderingene av økologisk tilstand. I løpet av 2023 vil Overvåkingsgruppens indikatorsett bli revidert, og samordning med indikatorene brukt i vurderingen av økologisk tilstand vil være et tema da.

Kapittel 5 oppsummerer ytre påvirkning. Med henvisning til andre steder i rapporten, er det gitt en kort oversikt om ytre påvirkning av klimaendringer, havforsuring, forurensning og fremmede arter.

Sentrale kunnskapsbehov er oppsummert i kapittel 6.

Også i årets rapport er det vurdert om referanse- og tiltaksgrenser er overskredet for indikatorene der dette er relevant. Dette er beskrevet i kapittel 7.

En rekke institusjoner har bidratt til denne rapporten, enten ved å levere data til indikatorene eller på andre måter til utforming av teksten. Disse er angitt på omslagssiden.

2 - Dominerende trekk i utviklingen av økosystemene

Dette kapittelet gir en sammenfatning av de viktigste trekkene i utviklingen av økosystemene i de tre forvaltningsplanområdene. Denne rapporteringen har tidligere hovedsakelig vært basert på Overvåkingsgruppens indikatorer, supplert med informasjon fra forskning og annen rapportering (Faglig forum for norske havområder, 2019). Der det er sett betydelig endringer i de etablerte indikatorene siden forrige statusrapport er dette presentert, sammen med annen ny informasjon av betydning. Likevel er den helhetlige vurderingen av økosystemene hovedsakelig basert på de nye vurderingene av økologisk tilstand (Arneberg m.fl., 2023a, b, Siwertsson m.fl., 2023). Disse er basert på (Jepsen m.fl., 2020) der analyser av overvåkingsdata brukes for å avdekke endringer i økosystemene og forskningslitteratur brukes omfattende for å forstå endringene. Disse vurderingene gjør oss bedre i stand til å angi i hvilken grad endringer skyldes menneskeskapt påvirkning, hvordan effekter av påvirkning kan spres i økosystemet samt hvor sikre vi er på konklusjonene som trekkes. Flere av de opprinnelige indikatorene er inkludert i denne nye vurderingsmetoden og derfor ikke presentert hver for seg som de ble tidligere. I tillegg er det supplert med informasjon fra en egen rapport om forurensning i norske havområder som Overvåkingsgruppen avla i 2022 (Frantzen m.fl., 2022), en nylig avlagt rapport om risiko fra klimaendringer (Sandø m.fl., 2022) samt annen informasjon fra overvåking, forskning og annen rapportering. Mye av denne supplerende informasjonen er å finne i de øvrige kapitlene i rapporten.

Nedenfor er det først gitt en oppsummering av resultatene fra vurdering av økologisk tilstand for hvert havområde (kapittel 2.1). Et sentralt funn er at klimaendringer er en viktig påvirkningsfaktor i alle de tre havområdene. I kapittel 2.2 er det derfor gitt en egen vurdering av utvikling i klima nå og i framtiden, og i kapittel 2.3 en oppsummering av kunnskapen en har om hvordan variasjon i klima kan påvirke de ulike gruppene av organismer i økosystemene. De to neste kapitlene oppsummerer og drøfter tilstand for to sentrale grupper av organismer, fisk (kapittel 2.4) og sjøfugl (kapittel 2.5). De store fiskebestandene er sentrale for dynamikken av økosystemene, økonomisk viktige samt gjenstand for betydelig påvirkning fra lokale aktiviteter i forvaltningsplanområdene gjennom fiskeriene. Et stort antall av sjøfuglbestandene har i lang tid vært i betydelig nedgang og kan som toppredatorer samtidig ses på som generelle indikatorer for tilstanden i økosystemene. I kapittel 2.6 er det gitt en oppsummering av tilstand og utvikling for forurensning som kan påvirke både økosystemene og hvor trygg sjømat er. De to siste kapitlene oppsummerer tilstand og utvikling for truede arter og naturtyper (kapittel 2.7), som er sentrale i forvaltning av biologisk mangfold, og fremmede arter (kapittel 2.8) som kan ha betydelig påvirkning på økosystemene og følgelig er sentrale i ulike deler av forvaltningen. Avslutningsvis gis det en oppsummering av hovedpunktene fra kapittelet.

2.1 - Økologisk tilstand i norske havområder

Hovedtrekkene i miljøtilstand er beskrevet ved hjelp av resultatene fra vurderingene av økologisk tilstand ved at hovedkonklusjonen er gitt for hvert havområde. For ytterlige og mer detaljert informasjon henvises det til de tre rapportene for vurdering av økologisk tilstand (Arneberg m.fl., 2023a,b, Siwertsson m.fl., 2023) samt rapporteringene for de av Overvåkingsgruppens indikatorer som ikke har vært inkludert i vurderingene av økologisk tilstand (se kapittel 4).

2.1.1 - Innledning

I vurderingen av økologisk tilstand er avvik fra god økologisk tilstand definert som avvik fra referansetilstanden «intakt natur». «Intakt natur» er utfyllende beskrevet i Nybø og Evju (2017) og innebærer at økosystemet ikke er betydelig påvirket av moderne industrielle aktiviteter, inkludert menneskeskapte klimaendringer. Det betyr at det som i realiteten er vurdert, er graden av menneskeskapt påvirkning. Nedenfor er resultatene derfor delvis beskrevet som grad av endring forårsaket av menneskeskapt påvirkning og delvis beskrevet som avvik fra referansetilstanden (som altså betyr det samme). Begrepet "avvik fra god økologisk tilstand" kan lett misforstås og blir derfor ikke benyttet her.

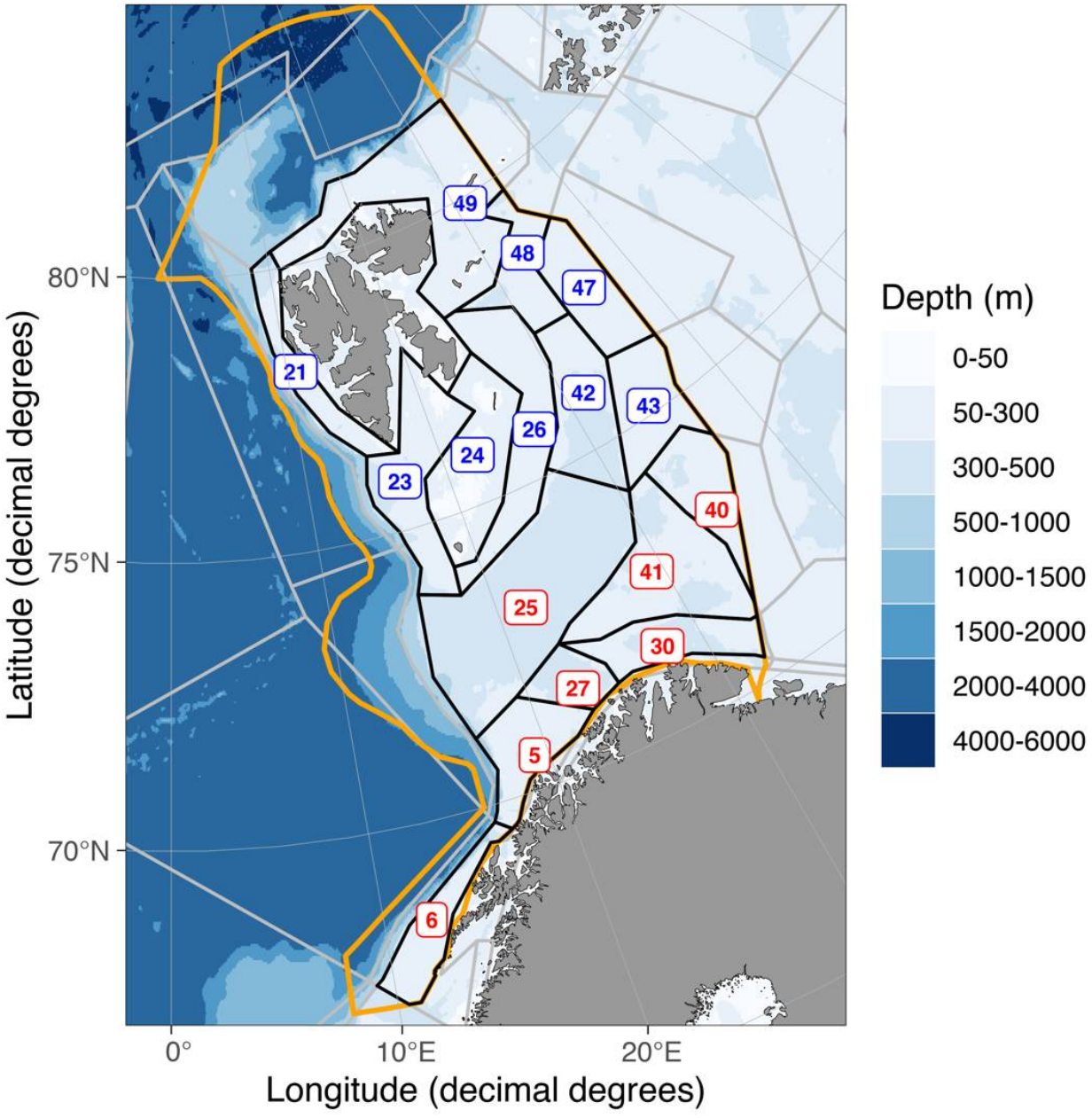
Vurderingene av økologisk tilstand har fulgt den etablerte fagpanelmetoden (Jepsen m.fl., 2020) og er utført av forskerpaneler. Disse har vært satt sammen av 34 deltakere for Barentshavet, 15 for Norskehavet og 24 for Nordsjøen og Skagerrak og med deltakelse fra til sammen sju vitenskapelige institusjoner (Havforskningsinstituttet, Norsk Polarinstitutt, Norsk institutt for naturforskning (NINA), Akvaplan-niva og universitetene i Tromsø, Bergen og Oslo). For å strukturere vurderingene har sju *økosystemegenskaper* blitt definert. Til sammen skal disse dekke de vesentligste trekkene ved strukturer og prosesser i økosystemene. De sju egenskapene er: *Primærproduksjon*, *Fordeling av biomasse mellom trofiske nivåer (nivåer i næringskjeden), Funksjonelle økologiske grupper innen trofiske nivå (reflekterer økologiske funksjoner som er til stede, som ulike typer byttedyr eller predatorer), Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer (for eksempel korallrev), Landskapsøkologiske mønstre (for eksempel geografisk utbredelse av ulike typer habitater), Biologisk mangfold* og *Abiotiske faktorer* (*som inkluderer klima*). Videre er vurderingen bygget opp på en hierarkisk måte. Det velges først ut et sett av indikatorer som er relevante for å beskrive tilstanden for de sju økosystemegenskapene. For hver indikator beskrives det så hvordan vi forventer at den skal endre seg som følge av påvirkning fra de viktigste menneskeskapte driverne, og hvilke konsekvenser slike forandringer kan forventes å ha for resten av økosystemet samt hvor sikre vi er på dette. I neste fase brukes tidsseriedata og trendanalyser for hver indikator til å vurdere i hvilken grad en indikator har endret seg som følge av påvirkning. Beskrivelsene av kunnskap om indikatorene og informasjon om utvikling i påvirkningsfaktorene brukes som støtteinformasjon. Funnene for hver indikator integreres deretter for hver økosystemegenskap for å vurdere i hvilken grad økosystemegenskapen som helhet er påvirket, samt beskrive hva påvirkningen/endringene består i. I det siste steget gjøres det en kvalitativ vurdering for økosystemet som helhet. Det er lagt vekt på å beskrive usikkerheten knyttet til alle steg av vurderingene.

I kapitlene for hvert havområde nedenfor er vurderingen for økosystemet som helhet gitt først og deretter en mer detaljert beskrivelse for hver av de sju økosystemegenskapene. Resultatene for noen sentrale enkeltindikatorer er inkludert her, men for en fullstendig rapportering for alle indikatorene henvises det til rapportene fra arbeidet med vurdering av økologisk tilstand (Arneberg m.fl., 2023a,b, Siwertsson m.fl., 2023) og for en oppsummering til appendiks, tabell 9.2 – 9.5. For Barentshavet er det i tillegg til resultatene fra vurdering av økologisk tilstand gitt en vurdering av bunntråling som påvirkningsfaktor.

2.1.2 - Økologisk tilstand i Barentshavet og Lofoten

Vurderingen av økologisk tilstand for Barentshavet omfatter sokkelområdene i den norske delen av havområdet.

Sokkelskråningen (mot vest og nord) og kystnære områder og fjorder på Svalbard er innenfor fagsystemet for vurdering av økologisk tilstand definert som egne økosystemtyper (Nybø og Evju, 2017), og er ikke inkludert her. Videre er det for sokkelområdene identifisert to separate økosystemtyper, en arktisk og en subarktisk (Nybø og Evju, 2017). Avgrensningen for de to områdene er vist i figur 2.1.2.1. Det er gjort separate vurderinger for de to økosystemtypene (Siwertsson m.fl., 2023), men resultatene er nedenfor presentert samlet.



Figur 2.1.2.1 Kart som viser avgrensning til det subarktiske og det arktiske økosystemet. De svarte linjene viser grensene for polygoner definert i økosystemmodellen Atlantis (Hansen m.fl., 2016) som er brukt for å vurdere om det er geografisk variasjon i endringer i indikatorer innad i de to systemene. Polygoner som er definert som del av det subarktiske systemet er angitt med røde tall mens polygoner i det arktiske systemet er angitt med blå tall. Avgrensingen mellom de to systemene følger det som antas å ha vært posisjonen til polarfronten under et upåvirket klima.

Som nevnt ovenfor, er det arktiske og det subarktiske sokkeløkosystemet i norsk del av Barentshavet vurdert her. Basert på lange overvåkingsserier som startet rundt 1970, har forskerpanelet for Barentshavet konkludert

med at klimaet og det fysiske miljøet i disse økosystemene er betydelig påvirket av menneskeskapte drivere, særlig gjennom økt temperatur og minkende arealer dekket av sjøis. Panelet har også identifisert klimaendringer som en potensielt viktig påvirkningsfaktor for mer enn 80% av alle indikatorene i vurderingen. Det meste av data for de biologiske komponentene av økosystemet er imidlertid tilgjengelig kun fra 2004 og fremover. Dette er en periode med svakere oppvarming enn fra 1970 til tidlig 2000-tallet, og de biologiske komponentene viste kun moderate endringer. Basert på disse dataene konkluderte forskerpanelet med at det er belegg for å si at det er begrenset menneskeskapt påvirkning i det arktiske økosystemet som helhet og ingen belegg for å si at det subarktiske systemet som helhet er påvirket. Forskerpanelet understreker imidlertid at det er betydelig usikkerhet knyttet til denne konklusjonen på grunn av de korte tidsseriene for de biologiske indikatorene. Fordi oppvarmingen av Barentshavet er forventet å fortsette i framtiden, er det forventet at betydelige endringer vil bli observert også for de biologiske komponentene i økosystemene. I tillegg til menneskeskapte klimaendringer er fiskerier en annen viktig antropogen påvirkningsfaktor, og noe av denne påvirkningen ser ut til å ha blitt mindre i de senere årene.

I mer detalj er de observerte endringene som følge av menneskeskapt påvirkning dette:

For både det arktiske og det subarktiske systemet er det påvist betydelige endringer for økosystemegenskapen *Abiotiske faktorer*, som omfatter klimaindikatorene. Temperaturen har økt i begge økosystemene, og dette knyttes til menneskeskapte klimaendringer. Av samme grunn har vinterutbredelse av sjøis og ferskvannsinnhold avtatt betydelig i den arktiske delen. Styrken på den vertikale lagdelingen av vannsøylen har avtatt i den arktiske delen og økt i den subarktiske delen. Det er viktig å merke seg at det før forskerpanelet ble etablert var blitt tatt en avgjørelse om at perioden 1961–1990 skulle betraktes som representativt for et klima som var uberørt av menneskeskapte klimaendringer. Vurderingen er derfor basert på sammenligninger med denne perioden. Klimaet var imidlertid sannsynligvis påvirket allerede før perioden 1961-1990, og den menneskeskapte påvirkningen på temperatur, sjøis og de andre klimaindikatorene kan derfor være større enn det som er pekt på i denne vurderingen.

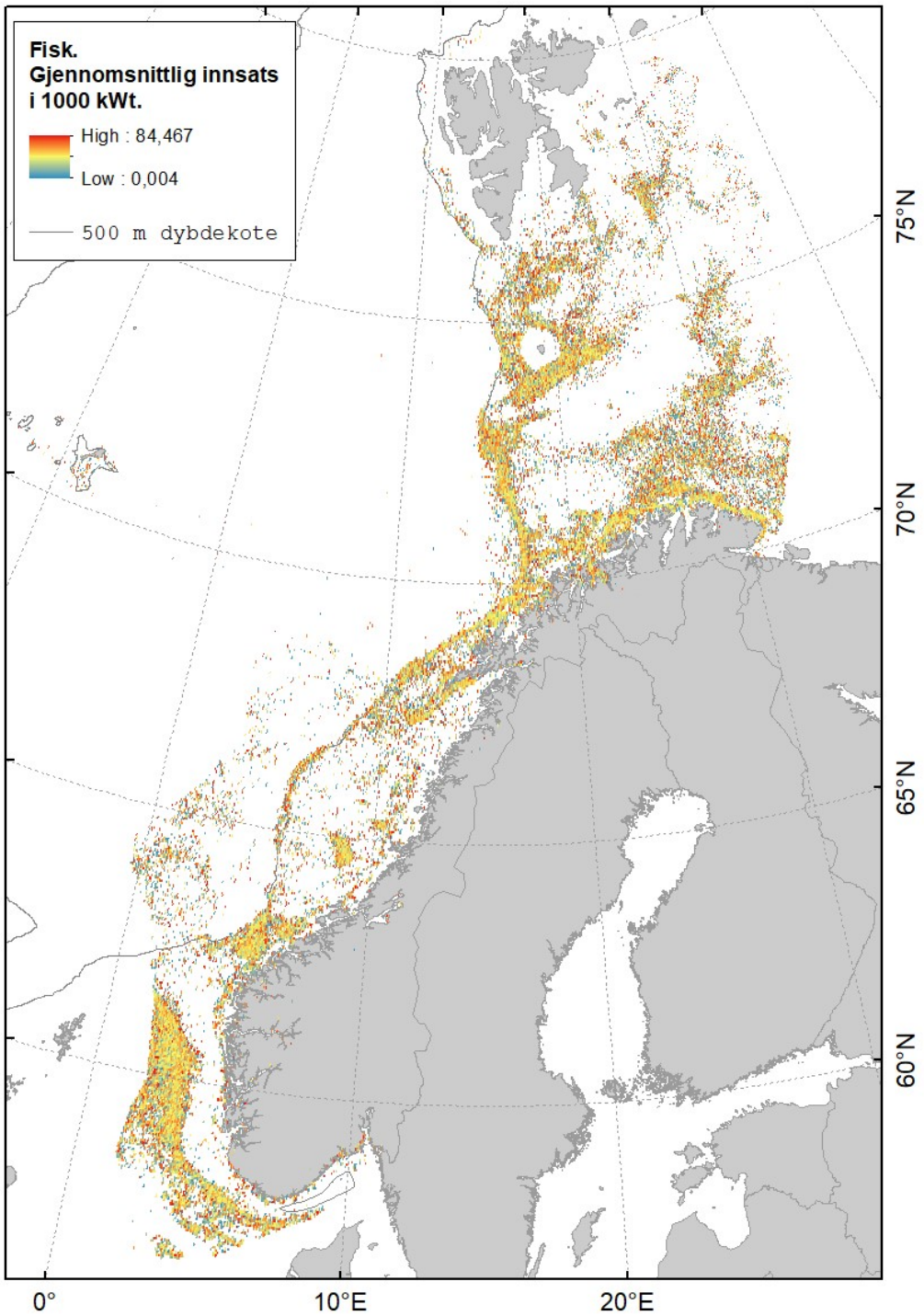
Klimaendringer er en viktig påvirkningsfaktor i både den arktiske og den subarktiske delen av den norske sektoren i Barentshavet og har derfor sannsynligvis forårsaket endringer i både struktur og funksjon i økosystemene, særlig i den arktiske delen. For eksempel er størrelse på habitattyper definert av vanntemperatur (målt som størrelse av områder dekket av arktiske vannmasser) og sjøis betydelig påvirket i den arktiske delen, som vurdert for økosystemegenskapen *Landskapsøkologiske mønstre* for begge økosystemene. I den arktiske delen er det også noe belegg for å si at det er en økning i årlig primærproduksjon og tidligere start av våroppblomstringen. Som vurdert for økosystemegenskapen *Fordeling av biomasse mellom trofiske nivåer* er det også belegg for at klimaendringer og tidligere overhøsting har bidratt til begrensede endringer i formen på den trofiske pyramiden (dvs. med generelt mye biomasse i bunnen av næringskjeden og mindre på toppen) gjennom en nedgang i toppredatorer. Dette har sannsynligvis betydning for trofisk kontroll i det arktiske næringsnettet. På grunn av negativ påvirkning fra klimaendringer på arktiske arter av fisk, sjøfugl og sjøpattedyr, ble det vurdert at det er begrenset avvik fra referansetilstanden for økosystemegenskapen *Biologisk mangfold* for det arktiske systemet. Det er noen indikasjoner på at dette tapet av arktisk biodiversitet har påvirket økosystemegenskapen *Funksjonelle grupper innen trofiske nivåer*, men viktige økosystemfunksjoner ser ut til å ha blitt opprettholdt. Her er det viktig å merke seg at funksjoner som går tapt på grunn av nedgang i arktiske arter kan bli erstattet av boreale (sørligere) arter som spres inn i arktiske områder, fordi boreale økologiske grupper ofte har større funksjonell diversitet enn arktiske grupper. Andre økosystemegenskaper i det arktiske området viser ingen avvik fra referansetilstanden. Som omtalt ovenfor er det imidlertid viktig å understreke at lengder på tidsserier er et sentralt tema. Spesielt er det viktig at i motsetning til de lange tidsseriene for klimaindikatorene (hvor mange går fra 1970 til 2020), er de biologiske

økosystemkomponentene hovedsakelig vurdert med data fra 2004 til 2020, en periode dominert av naturlig variasjon heller enn tydelige langtidstrender, men som likevel representerer et system som nok allerede er påvirket av klimaendringer.

Også for det subarktiske systemet er tidsseriene brukt for de fleste biologiske indikatorene som fisk, bunndyr og dyreplankton korte og dekker kun de siste tiårene. I tråd med dette er det vurdert at det ikke er belegg for menneskeskapt påvirkning for noen av de biologiske økosystemegenskapene basert på disse begrensede dataene. Usikkerheten knyttet til denne vurderingen er imidlertid større for det subarktiske enn for det arktiske økosystemet, fordi det er flere menneskeskapte drivere i den subarktiske delen. Mens tap av havis som følge av klimaendringer er en dominant driver i den arktiske delen (hvor langvarige effekter av tidligere overhøsting av sjøpattedyr også spiller en rolle), finnes det ikke en enkelt påvirkningsfaktor med tilsvarende betydning i det subarktiske økosystemet. I dette systemet må en som regel vurdere hva den samlede effekten av flere antropogene drivere kan være, noe som er mer komplekst og som tenderer til å gi mer usikre konklusjoner.

I tillegg til resultatene fra vurdering av økologisk tilstand for Barentshavet, følger her noen ytterligere momenter om bunntråling. Bunntråling er den menneskelige aktiviteten som i geografisk utstrekning har størst påvirkning på havbunnen (Hiddink m.fl., 2017, Sciberras m.fl., 2018). I vurderingen for Barentshavet er det inkludert tre indikatorer for bunndyr som kan påvirkes av bunntråling. For perioden 2004–2020 er det ingen tegn til større endringer for disse indikatorene som kan knyttes til bunntråling, men det er usikkerhet knyttet til vurderingene (Siwertsson m.fl., 2023). For vurderingen av Nordsjøen og Skagerrak ble en indikator for størrelse på områder som ikke er betydelig påvirket av bunntråling, inkludert. Data for indikatoren ble hentet fra et publisert arbeid som viser at kun en liten del av Nordsjøen er upåvirket (Pitcher m.fl. (2022), se omtale av resultat for Nordsjøen nedenfor. Siden slike estimater ikke er tilgjengelige for Barentshavet (Pitcher m.fl., 2022), har ikke en tilsvarende indikator vært inkludert i vurdering av økologisk tilstand her. Det er imidlertid nylig avlagt en rapport om effekter av bunntråling i norske havområder (Løkkeborg m.fl., 2023), og det henvises derfor til denne for utdypende informasjon. Noen sentrale momenter fra rapporten er:

- I Barentshavet finnes de mest intensive fiskeriene med bunntrål langs kysten av Finnmark, i den sørøstlige delen, rundt Bjørnøya (spesielt i sør), samt sør for Spitsbergen. I de sentrale delene av Barentshavet er det tilnærmet ingen trålaktivitet.
- Når det gjelder effekter på bunnfauna er det godt dokumentert at bunntråling har stor påvirkning på habitater som er dominert av store, fastsittende, sentvoksende og langtidslevende organismer som koraller, svamper og sjøfjær. For bunndyrsamfunn på bløtbunn er det store usikkerheter om effekter.



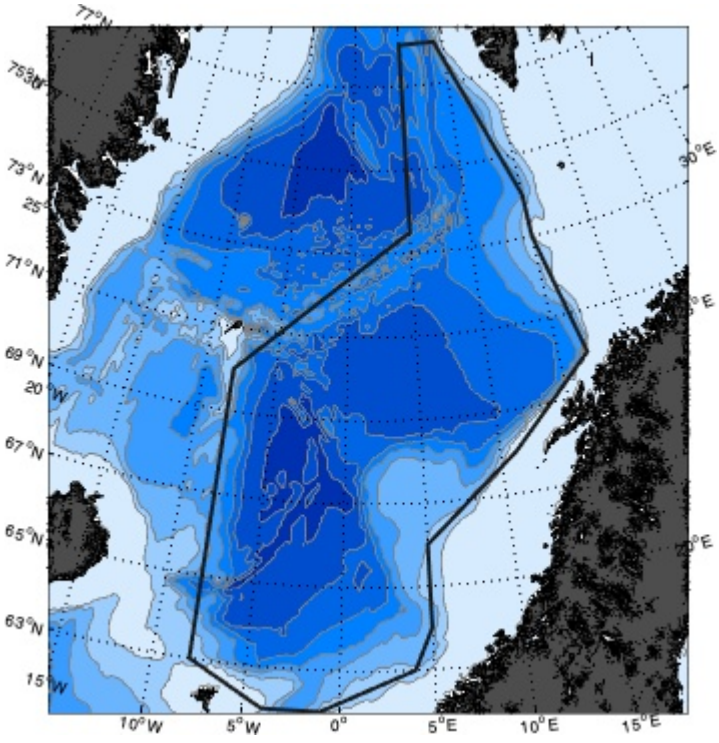
Figur 2.1.2.2 Gjennomsnittlig innsats (intensitet) i det norske fiskeriet med bunntrål etter fisk (gitt som 1000 kW x antall timer) for perioden 2015–2021 for fartøy >15 m. Den grå linjen viser 500-meters dybdekote. Kilde: (Løkkeborg m.fl., 2023, korrigert kart).

I tillegg til vurderingene i trålrapporten (Løkkeborg m.fl., 2023) er det verd å merke seg at et nylig publisert arbeid har vist at trålfiskerier raskt flytter inn i områder hvor havisen har trukket seg tilbake, og at spredning av tråling inn i uberørte områder derfor må forventes som en følge av fortsatt oppvarming av Barentshavet (Fauchald m.fl., 2021). Det ble i 2019 ble innført en lov som regulerer fiskeriinnsatsen nord i Barentshavet.

2.1.3 - Økologisk tilstand i Norskehavet

I grunnlagsarbeidet for vurdering av økologisk tilstand er det identifisert 11 økosystemtyper i Norskehavet (Nybø og Evju, 2017). Det er utført vurdering for ett av disse, *Pelagisk vannmasser sør for den arktiske fronten*. Det er verdt å merke seg at for de fleste av de andre 10 økosystemtypene finnes det lite eller ingen overvåkingsdata, og de har i liten grad vært inkludert i Overvåkingsgruppens rapportering tidligere. Vurderingen av økosystemtypen *Pelagiske vannmasser sør for den arktiske fronten* dekker derfor i stor grad temaene som har vært omfattet av Overvåkingsgruppens rapporter tidligere. Unntaket er for enkelte arter og økologiske grupper knyttet til sokkelen og sokkelskråningen utenfor norskekysten. Resultater for disse er gitt i kapittel 4.2.

Økosystemtypen *Pelagiske vannmasser sør for den arktiske fronten* (heretter omtalt som det pelagiske økosystemet) er her definert som de øvre 800 meter av vannsøylen i de dypere delene av Norskehavet. Horisontalt er vurderingsområdet i øst avgrenset av 1000-meters dybdekoten, i nordvest av Mohns rygg og i vest og sør av kanten av Norskehavsbassenget (figur 2.1.3.1).



Figur 2.1.3.1 Kart over område for vurdering av økologisk tilstand i det pelagiske økosystemet i Norskehavet.

Forskerpanelet har konkludert med at det er belegg for begrenset menneskeskapt påvirkning på det pelagiske økosystemet i Norskehavet. Det er stor usikkerhet knyttet til om dette betyr at påvirkningen virkelig er begrenset, eller at mer omfattende påvirkning ikke er påvist fordi viktige indikatorer mangler i vurderingen og mange tidsserier er for korte. Det tydeligste belegget for klimaendringer er økning i temperatur observert over de siste 70 år. Det er også tegn på økt havforsuring. Klimaendringer har potensial til å påvirke primærproduksjon og dyreplanktonsamfunn, men tidsseriene for disse gruppene er for korte til å vurdere dette. Fiske over anbefalte kvoter over flere år har bidratt til nedgang i bestandene av makrell og norsk vårgytende sild, og det er også tydelig observerte nedganger i bestander av sjøfugl. Med fortsatte klimaendringer og muligens fortsatte uttak over anbefalt kvoteråd, er det forventet at ytterligere menneskeskapt påvirkning vil bli observert.

I mer detalj er de observerte endringene som følge av menneskeskapt påvirkning dette:

Indikatorene for økosystemegenskapen *Abiotiske faktorer* viser at det er belegg for begrenset avvik fra referansetilstanden (som for klima er definert som perioden 1961-1990). Dette er hovedsakelig på grunn av en økning i varmeinnhold som er knyttet til menneskeskapte klimaendringer og som er observert med en 70 år lang tidsserie. Denne endringen kan ha store konsekvenser for økosystemet. Til tross for korte tidsserier (11 år) er det også observert tegn på økt havforsuring (redusert pH og metning av aragonitt). Det er knyttet stor usikkerhet til de biologiske konsekvensene av dette.

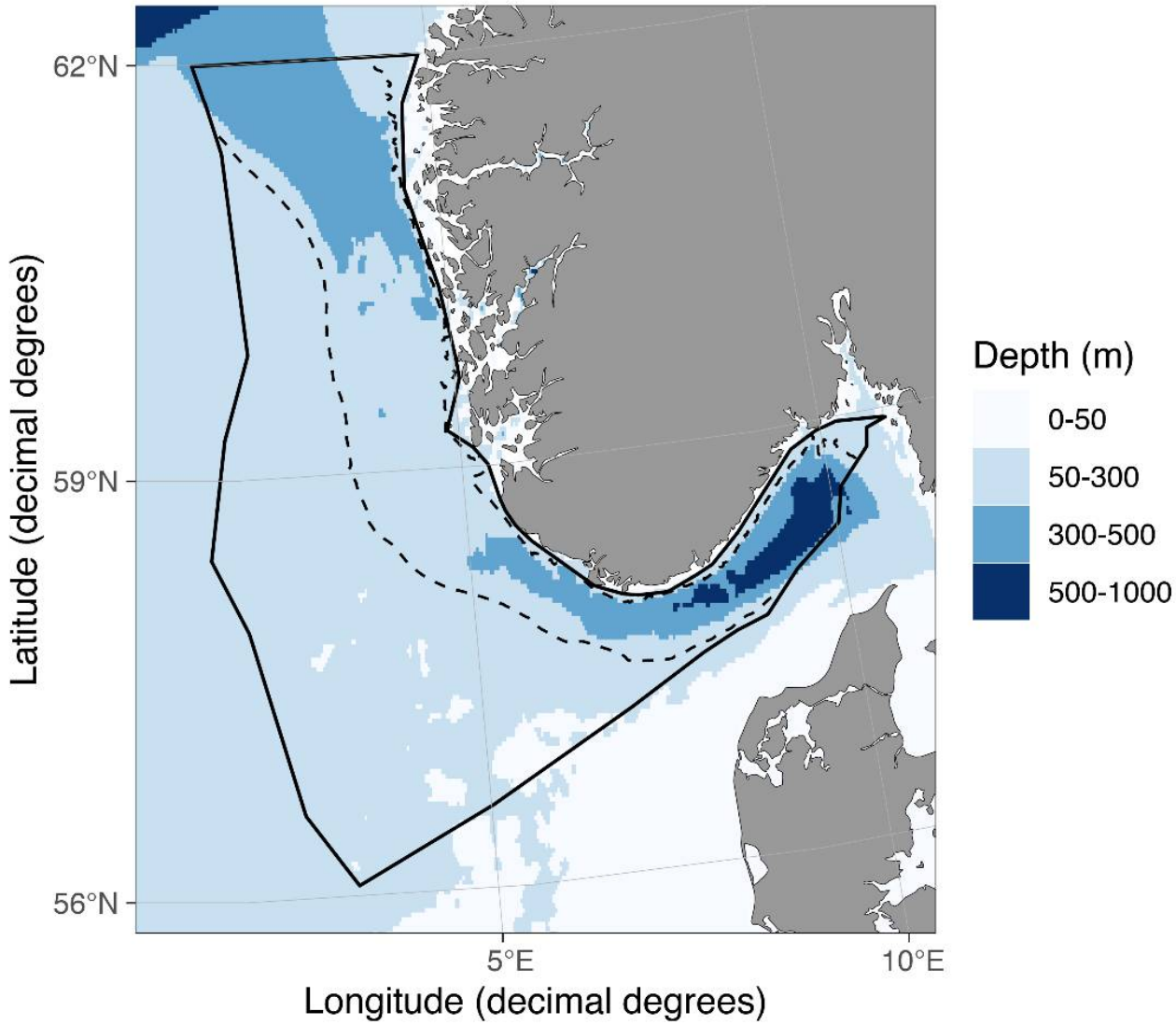
Den betydelige nedgangen i sjøfuglbestandene har vært knyttet til oppvarmingen av Norskehavet. Bortsett fra sjøfuglene er det ingen andre observerte endringer for indikatorene i denne vurderingen som med rimelig sikkerhet kan tilskrives klimaendringer. Dette kan skyldes både at det er for få indikatorer for noen økosystemegenskaper og at tidsseriene for mange av indikatorene er for korte for å kunne gjøre meningsfulle vurderinger. For eksempel er store endringer i temperatur forventet å forårsake betydelige endringer i dyreplanktonsamfunn. Slike endringer har vært observert i Nordsjøen, hvor lange tidsserier med god taksonomisk oppløsning for dyreplankton (69 år) er tilgjengelige. Selv om samme type tidsserier er tilgjengelige også for Norskehavet, er de for korte (8 år) for å gjøre meningsfulle vurderinger av endringer forårsaket av menneskeskapt klimaoppvarming.

For økosystemegenskapen *Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer* er det belegg for begrenset avvik fra referansetilstanden. Dette er knyttet til nedgang i bestandene av makrell og norsk vårgytende sild, som er forårsaket av at uttaket har vært langt over anbefalt totalt uttak etter at den internasjonale kvotedelingsavtalen brøt sammen i 2013. Hvis dette fortsetter, vil situasjonen bli alvorlig, særlig for sildebestanden, som er en av nøkkelkomponentene i det pelagiske økosystemet.

En bør merke seg at økosystemegenskapene *Biologisk mangfold* og *Funksjonelle økologiske grupper innen trofiske nivåer* ikke kunne vurderes på grunn av mangel på informasjon. De korte tidsseriene for dyreplankton som er diskutert ovenfor bidro til dette sammen med total mangel på indikatorer for alle andre grupper (for eksempel fisk, sjøfugl og sjøpattedyr) for disse økosystemegenskapene.

2.1.4 - Økologisk tilstand i Nordsjøen og Skagerrak

Vurderingen av økologisk tilstand for Nordsjøen og Skagerrak omfatter hele forvaltningsplanområdet bortsett fra havbunn og vannsøyle under 200 meters dyp i Norskerenna (figur 2.1.4.1), som anses å utgjøre et annet økosystem enn de grunnere områdene (Nybø og Evju, 2017).



Figur 2.1.4.1 Kart over område for vurdering av økologisk tilstand i Nordsjøen og Skagerrak. Områder dypere enn 200 meter i Norskerenna, som ikke er inkludert, er markert med stiplet linje. Merk at vannsøyle over 200 meter i dette området er inkludert.

Forskerpanelet for Nordsjøen og Skagerrak har konkludert med at økosystemet i den norske delen av Nordsjøen er betydelig påvirket av menneskeskapte aktiviteter. Det er lite usikkerhet om dette. Klimaendringene påvirker de abiotiske delene av økosystemet betydelig, særlig gjennom økt temperatur. Sammen med andre påvirkningsfaktorer, særlig fiskerier, har dette betydelige effekter på resten av økosystemet. Konsekvensene er størst for sentrale fiskebestander og andre funksjonelt viktige arter samt bunnhabitater. Det er også tegn på at menneskelig påvirkning har forårsaket endringer i artsmangfold og økologiske funksjoner samt i fordeling av

biomasse i næringskjeden. Med fortsatte klimaendringer og videre utvikling av industrielle aktiviteter, vil Nordsjøen fortsette å være et system med sterkt påvirkningspress i fremtiden.

I mer detalj er de observerte endringene som følge av menneskeskapt påvirkning dette:

Indikatorene under økosystemegenskapen *Abiotiske faktorer* viser et betydelig avvik fra referansetilstanden. Dette er på grunn av endringer i temperatur som forbindes med menneskeskapte klimaendringer og som har betydelige konsekvenser for resten av økosystemet. Det har også vært en betydelig formørking av vannet, sannsynligvis på grunn av økt avrenning av organisk materiale fra land. Også dette er knyttet til klimaendringer og kan påvirke flere prosesser i økosystemet, som tidspunkt for våroppblomstring og interaksjoner mellom predatorer og byttedyr. Til tross for korte tidsserier (9 år) er det også tegn på økt grad av havforsuring (redusert pH og metning av aragonitt), men det er knyttet stor usikkerhet til de biologiske konsekvensene av dette. Konsentrasjonen av næringssalter har tidligere vært forhøyet på grunn av menneskeskapte utslipp, men har avtatt de siste tiårene som følge av forbedret forvaltning av avrenning fra landbruk og andre terrestriske kilder.

Den største økningen i temperatur skjedde på slutten av 1980-tallet som en markert oppvarming på 1°C over langtidsgjennomsnittet over noen få år. En viktig biologisk respons til dette var en endring i de artene av dyreplankton som utgjør en hovedforbindelse mellom planteplanktonet, som står for primærproduksjonen, og høyere nivåer i næringskjeden. I den «kalde» tilstanden til økosystemet dominerte hoppekrepsarten raudåte, *Calanus finmarchicus.* Denne arten hibernerer om vinteren og skaper en stor produksjonstopp om våren når den gyter. Som følge av oppvarmingen har det vært et skifte i retning av at arten *Calanus helgolandicus* nå dominerer. Denne arten beiter gjennom hele året, gyter om sommeren og høsten og gir ingen markert produksjonstopp. Temperaturøkningen har også ført til en generell nedgang av dyreplankton i slektene *Paracalanus* og *Pseudocalanus*. Til sammen har disse endringene i dyreplanktonsamfunnet hatt en rekke konsekvenser for hvilken type mat som er tilgjengelig for arter lenger opp i næringskjeden og tiden på året den er det.

De to indikatorene for dyreplankton som er beskrevet ovenfor (*Calanus*-arter og *Paracalanus/Pseudocalanus*-arter) står for en viktig del av det betydelige avviket fra referansetilstanden som er observert for økosystemegenskapen *Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer*. Denne økosystemegenskapen er i vurderingen representert med 20 indikatorer; 16 relatert til rekruttering og biomasse hos fisk og 2 til reker. Av disse 20 indikatorene, viser 18 begrensede eller betydelige avvik fra referansetilstanden. For fiskebestandene er et overfiske på 1980- og 1990-tallet en betydelig bidragsyter til dette. Overfisket ble redusert og etter hvert stanset som følge av implementeringen av en ny fiskeripolitikk i EU i 2003, men gjenoppbygging av bestandene er blitt hemmet av dårlig rekruttering på 2000- og 2010-tallet. Dyreplanktongruppene som er beskrevet ovenfor er viktige næringskilder for fiskelarver. For torsk og sild, som er velstuderte arter, har rekrutteringssvikten blitt klart knyttet til de klimadrevne endringene i dyreplanktonsamfunnet. For andre arter, som er mindre studert, er det betydelig usikkerhet knyttet til årsakene til rekrutteringssvikten. For reke var det rekrutteringssvikt som fikk bestanden til å kollapse, etterfulgt av fiskepress som ikke var bærekraftig. Tobis i den nordlige delen av Nordsjøen (Vikingbanken) har ikke kommet seg etter tidligere overfiske og er på et lavt nivå. I den sørlige delen av norsk sone i Nordsjøen er tobisbestanden gjenoppbygget.

Et annet viktig aspekt ved den menneskelige påvirkningen i økosystemet er den store andelen av sjøbunn og bunndyrsamfunn som er påvirket av bunntråling. Dette er grunnlaget for at det er vurdert at det er betydelig avvik fra referansetilstanden for økosystemegenskapen *Landskapsøkologiske mønstre.* Denne påvirkningen kan ha konsekvenser for hvor komplekse bunnhabitatene er samt for økologisk funksjon og produktivitet i bunndyrssamfunnene, men dette har ikke kunnet bli vurdert direkte på grunn av manglende data og indikatorer.

For økosystemegenskapen *Fordeling av biomasse mellom trofiske nivåer,* som reflekterer formen på den trofiske pyramiden i økosystemet, er det vurdert at det er begrensede avvik fra referansetilstanden. Dette er på grunn av nedgang i bestandsstørrelser av den sentrale gruppen dyreplankton, planteetende hoppekreps (reflekterer i stor grad de samme klimadrevne endringene som er beskrevet for *Calanus-, Paracalanus- og Pseudocalanus*-artene ovenfor), og nedgang for fiskespisende sjøfugl, antakelig forårsaket av en kombinasjon av fiskerier og klimaendringer. Nedgangen i sjøfuglbestandene er dramatisk, men siden sjøfugl utgjør en liten del av biomassen i økosystemet under referansetilstanden, så er endringene for planteetende hoppekreps den viktigste årsaken til endringen i formen av den trofiske pyramiden. Det er usikkerhet knyttet til vurderingen av denne økosystemegenskapen fordi tidsserien er kort for det laveste nivået i næringskjeden (primærprodusenter) og midlere nivå (fisk), mens det ikke er indikatorer for bunndyr (midlere nivå) og sjøpattedyr (øverste nivå i næringskjeden). Det er sannsynlig at de to sistnevnte økosystemgruppene var til stede i større antall under referansetilstanden. Så noterte også fagpanelet at klimadrevne endringer i biomasse av fisk (som er indikasjoner for når det gjelder mange av de funksjonelt viktige artene beskrevet ovenfor) kan bli kompensert av innvandring av sørlige arter og på den måten opprettholde det relative bidraget av fisk til den trofiske pyramiden.

Også for økosystemegenskapen *Funksjonelle grupper innen trofiske nivåer* er det vurdert at det er begrenset avvik fra referansetilstanden. Dette er igjen knyttet til endringer i dyreplanktonsamfunnet, hvor lange tidsserier viser at den viktige gruppen hoppekreps har vært en endring i retning av mindre arter. Dette er forventet å ha betydelige effekter på hoppekrepsens predatorer, som inkluderer larver og større individer hos mange fiskearter. Disse effektene kan potensielt spres til andre deler av økosystemet. I tillegg har det vært en betydelig økning i mengde av plankton som er planktoniske kun deler av livssyklusen (for eksempel larver til bunndyr) og en nedgang i mengden av plankton som er planktoniske hele livet (for eksempel hoppekreps og andre arter som er referert til som dyreplankton her). Det er ikke observert endringer for biomasse av fisk med «langsom» livshistorie (arter som vokser langsomt og kjønnsmodnes sent) sammenlignet med biomasse av fisk med «rask» livshistorie (arter som vokser raskt og kjønnsmodnes tidlig). Tidsseriene for disse data på fisk er imidlertid korte (2000-) og dekker ikke vesentlige endringer som har vært i klima og fiskepress. Dette bidrar til usikkerhet i vurderingen.

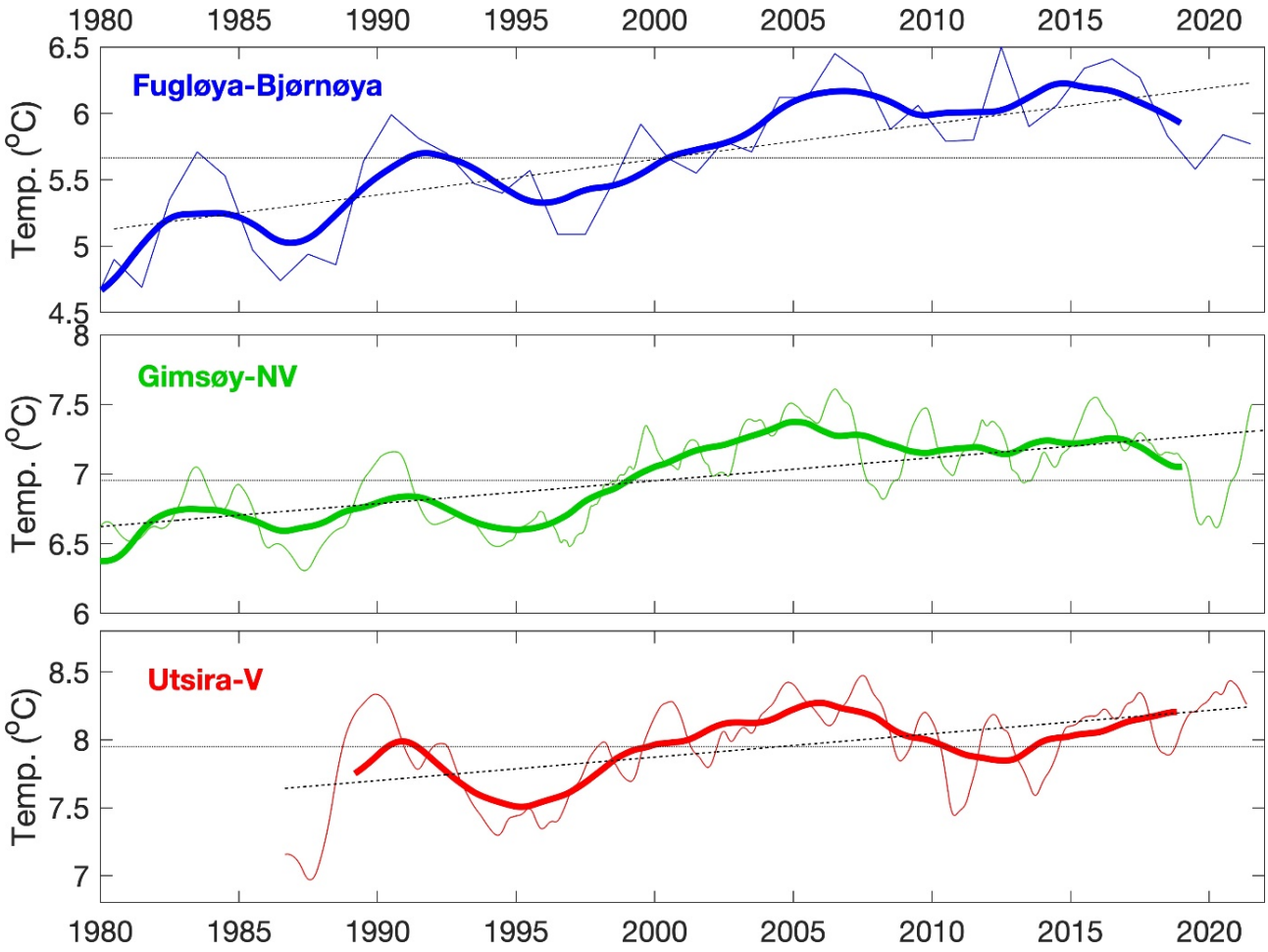
For økosystemegenskapen *Biologisk mangfold* er det vurdert at det er begrenset belegg for menneskeskapt påvirkning. Basert på lange tidsserier er det observert moderate endringer for dyreplanktonarter, med en tendens til at arter som er sårbare for økning i temperatur til å opptre litt mindre hyppig og arter som drar nytte av temperaturøkning til å opptre litt oftere. For ulike grupper av fisk er det ikke observert endringer i artsforekomster, men dette er vurdert med betydelig kortere tidsserier som ikke dekker de større endringene som har vært i klima og fiskepress. Dette bidrar til usikkerhet i vurderingen.

Det ble ikke observert endringer for de to indikatorene for økosystemegenskapen *Primærproduksjon* (årlig produksjon og tidspunkt for våroppblomstring). Også her er tidsseriene korte og dekker ikke endringene som har vært i påvirkningsfaktorene (temperatur, lysregime og næringssalter). Dette betyr at vi ikke kan utelukke at det har vært endring som kan knyttes til menneskeskapt påvirkning.

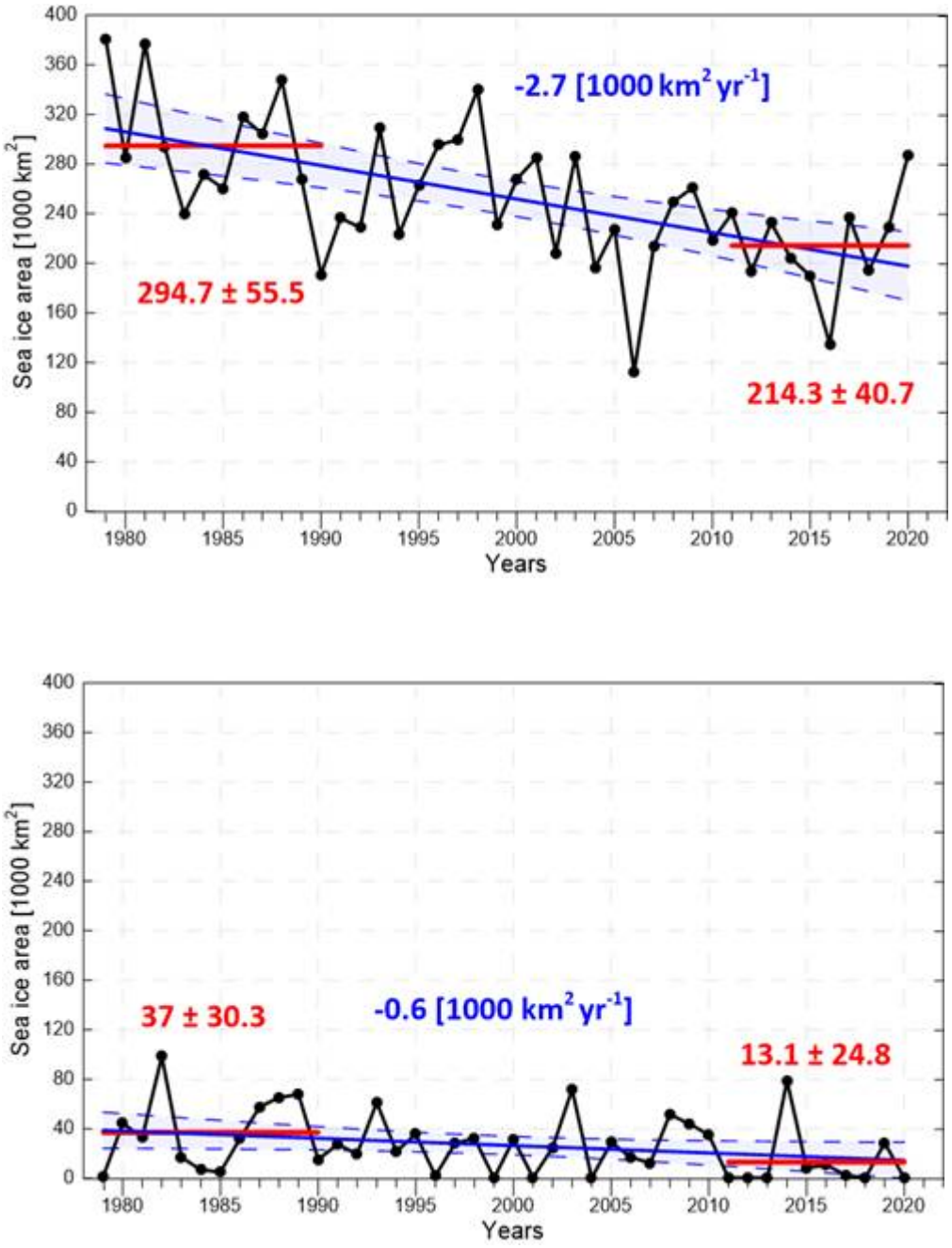
2.2 - Utvikling i klima

I alle de tre havområdene har det gjennomgående blitt varmere de siste 40 årene (figur 2.2.1. og dette knyttes tydelig til menneskeskapte klimaendringer (Pörtner m.fl., 2019). I Barentshavet har mengden havis avtatt de siste 40 årene av samme grunn (figur 2.2.2, Onarheim m.fl. (2018)). Samtidig er det betydelig naturlig variasjon i klimaet (Pörtner m.fl., 2019) som kan gi nedkjøling eller forhøyet oppvarming når en ser over et kortere tidsrom (figur 2.2.1). De siste årene har det således vært en nedkjøling i Barentshavet, og temperaturen er nå nær langtidsgjennomsnittet for perioden 1991–2020 (figur 2.2.1 og https://ocean.ices.dk/core/iroc#). I Norskehavet har det også blitt noe kaldere, men mindre enn en skulle forventet ut fra naturlige tiårssvingninger i klimaet (Mork m.fl., 2019), og temperaturen er fortsatt over eller nær langtidsgjennomsnittet (https://ocean.ices.dk/core/iroc#). Temperaturen i dypvannet i Nordsjøen følger stort sett de samme trendene som i Norskehavet, og selv om temperaturen har økt de siste tiårene, så har det ikke vært noen tydelige endringer de siste fire årene (figur 2.2.1).

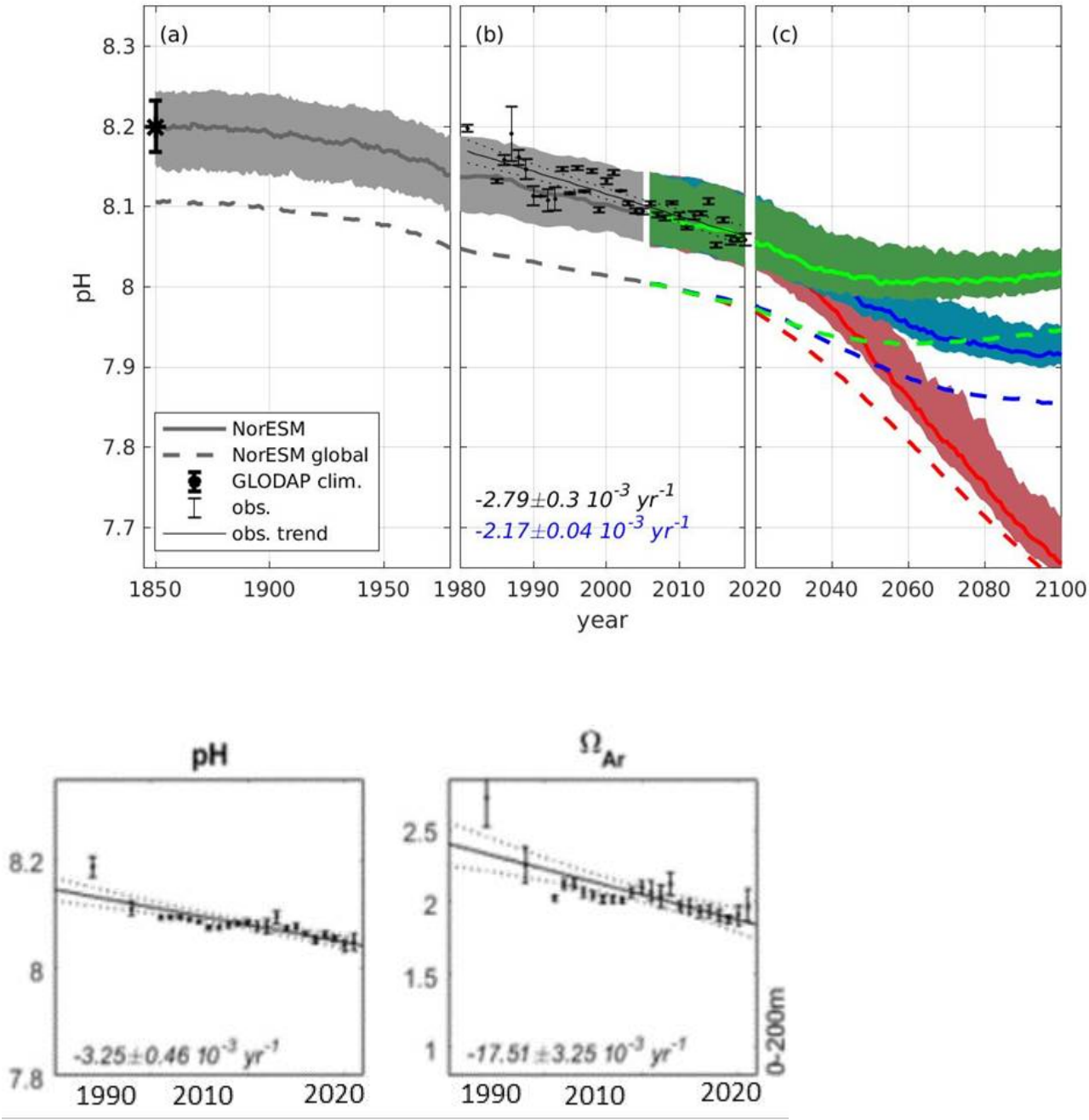
Havforsuring overvåkes med indikatorer for pH og metning av aragonitt (som er en kalsiumforbindelse som brukes av marine organismer til å bygge skjelett og skall, og lavere metning av aragonitt kan hemme bygging av disse strukturene). Til tross for relativt korte tidsserier er det målbare nedganger i begge disse indikatorene i retning av økt havforsuring (figur 2.2.3). Samlet nedgang i de nordiske havene (Norskehavet, Grønlandshavet og Islandshavet) mellom 1990 til 2020 ligner i gjennomsnitt nedgangen i andre havområder (ca. -0.002/ år, Copernicus (https://www.copernicus.eu/en), men det er store regionale forskjeller. I de øvre lagene i Norskehavet avtok pH ca. dobbelt så raskt (-0.0034/år) i perioden 1996 til 2020 (Fransner m.fl., 2022, Skjelvan m.fl., 2022), og det er lignende nedgang i pH i de dype delene av Nordsjøen (-0.004/år, Skagerrak) (Skjelvan m.fl., 2021). I Barentshavsåpningen avtok pH ved samme takt som øvrige havområder (-0.002/år, Copernicus). Nedgangen vises i alle havområder, men det er ulike faktorer som ser ut til å styre dem. Graden av nedgang i pH og aragonittmetning i Barentshavet ser ut til følge økningen i konsentrasjonen av CO_2 i atmosfæren, mens for nedgangen i Nordsjøen og Norskehavet bidrar endring i vannmasser eller ferskvannstilførsel (Skjelvan m.fl., 2021) til økt havforsuring i tillegg til opptak av CO_2 fra atmosfæren.



Figur 2.2.1 I store trekk varierer temperatur i de norske havområdene i takt. Figuren viser temperatur, midlet mellom i 50–200 m dyp, i kjernen av atlantisk vann på tre snitt i henholdsvis Nordsjøen (Utsira-V), Norskehavet (Gimsøy) og Barentshavet (Fugløya-Bjørnøya). Den tynne linjen viser årsmidler, mens den tykke linjen viser dataene som har blitt glattet med fem års midler og den stiplede linjen lineær trend. Kilde: Klimastatus (https://www.hi.no/hi/temasider/hav-og-kyst/klimaet-i-havet/klimastatus).



Figur 2.2.2 Areal dekket av havis innenfor en boks som dekker hele delen av norsk del av Barentshavet som er isdekket (81.65-73.64°N; 8.21-38.0°E) for årene 1979–2020. Det øverste panelet viser areal dekket i april, når isutbredelsen normalt er på sitt maksimale. Det nederste panelet viser areal dekket i september, når utbredelsen normalt er på sitt minste. Heltrukken blå linje viser lineær trend, blå tall estimert årlig endring og blå stiplede linjer område for 95% konfidens for lineær trend. Røde linjer og tall viser gjennomsnittsverdier og standardavvik for periodene 1979–1990 og 2011–2020. Kilde: Norsk Polarinstitutt, samme data som MOSJ /Miljøstatus.



Figur 2.2.3 Øvre paneler viser pH utvikling i Norskehavet, Grønlandshavet og Islandshavet (0-200 m) basert på middelverdi av observasjoner (1990 til 2020) og modeller for perioden fra 2020 til 2100 (fra Fransner m.fl. (2022)). Nedre paneler viser observert utvikling i pH og aragonittmetning i Norskehavet (0-200 m) basert på observasjoner på stasjon M mellom 1990 til 2020 (fra Skjelvan m.fl. (2022)).

Havklimaet i Norskehavet er nært knyttet til egenskapene til det atlantiske vannet som strømmer inn fra sør med den norske atlanterhavsstrømmen (Mork m.fl., 2014, Asbjørnsen m.fl., 2020). Således vil langtidsvariasjoner (> 5 år) i Norskehavet følge den generelle klimautviklingen i Nord-Atlanteren med noen års tidsforsinkelse (Hatun m.fl., 2005). Ved siden av denne koblingen til Nord-Atlanteren, er mellomårlige variasjoner i Norskehavet sterkt påvirket av variasjon i varmetap fra havet til atmosfæren (Mork m.fl., 2019) og variasjon i innstrømning av relativt kaldt og ferskt arktisk vann fra Islands- og Grønlandshavet (Skagseth m.fl., 2022).

Havklimaet i Barentshavet er i stor grad bestemt av temperatur og mengde av det atlantiske vannet som

strømmer inn fra Norskehavet (Sandø m.fl., 2010). Temperaturen bestemmes i Norskehavet og har økt betydelig de siste 40 årene, mens mengden innstrømmende vann har vært stabil (Ingvaldsen m.fl., 2021, Orvik, 2022). I tillegg påvirkes havklimaet av varmetap og blanding med andre vannmasser i Barentshavet, men påvirkningen har blitt svakere de siste 20 årene (Barton m.fl., 2018, Skagseth m.fl., 2020). Havklimaet i det nordlige (arktiske) Barentshavet er i tillegg sterkt påvirket av is og utveksling i øst og nord (Lind m.fl., 2018). Isen påvirker varmetap og energioverføring mellom hav og atmosfære og nedgangen i is har ført til oppvarming av både hav og atmosfære (Lind m.fl., 2018, Isaksen m.fl., 2022).

Havklimaet i Nordsjøen kan overordnet deles mellom det atlantiske dypvannet i nordlige Nordsjøen og Norskerenna og nordsjøvannet i sokkelområdene. Nordsjøvannet er sterkt påvirket av været lokalt og varierer betydelig mellom sesonger og år. Dypvannet derimot er sterkt påvirket av den norske atlanterhavsstrømmen som kommer inn i Norskehavet, og der en forgreining går sørover inn i nordlige Nordsjøen langs sokkelkanten på vestsiden av Norskerenna. Denne grenen av atlanterhavsvannet påvirker alt dypvann i Nordsjøen og Skagerrak, og de forhøyede temperaturene de siste 40 årene henger sammen med økningen som er registrert i Norskehavet (se f.eks. Schrum m.fl. (2016) og Sheehan m.fl. (2017)).
Utviklingen i klima for de enkelte havområdene er beskrevet i større detalj nedenfor.

2.2.1 - Klimatilstand i Barentshavet

I både det sørlige og nordlige Barentshavet har det siden 1970 vært en gjennomsnittlig økning i temperatur på rundt 0.3 °C per tiår, det vil si rundt 1.5 °C oppvarming over de femti årene en har gode data for (figur 2.2.1). Oppvarmingen er størst i nord og øst på grunn av redusert varmetap om vinteren og større soloppvarming om sommeren i områder som tidligere var dekket av tett is (Skagseth m.fl., 2020, Timmermans og Marshall, 2020, Ingvaldsen m.fl., 2021).

Ferskere innstrømmende atlantisk vann fra Norskehavet har økt ferskvannsmengden i det sørlige Barentshavet (https://ocean.ices.dk/core/iroc#), mens mindre is i den nordlige delen har ført til en betydelig reduksjon i ferskvannsmengde i det området (Lind m.fl., 2018). De siste årene har imidlertid disse trendene blitt noe reversert.
Havis forekommer i hovedsak kun i den nordlige (arktiske) delen av Barentshavet. Området dekket av havis i april måned, tiden på året hvor isutbredelse er på sitt største, har i gjennomsnitt avtatt med rundt 27 000 km² per tiår de siste 40 årene i den norske delen av Barentshavet (figur 2.2.2). Parallelt med nedkjølingen de siste fire årene har det vært en økning i den maksimale isutbredelsen. For september, når isdekket normalt er på sitt minste, har det vært en gjennomsnittlig nedgang på rundt 6000 km² per tiår, og området har vært helt isfritt i mange av årene siden 2010 (figur 2.2.3). Det har ikke vært noen økning i minimumsisutbredelse de siste fire årene.

2.2.2 - Klimatilstand i Norskehavet

I Norskehavet økte temperaturen med 1^{o}C og saltholdigheten med 0.1 psu fra 1980 til omtrent 2005 knyttet til sirkulasjonsendringer i Nord-Atlanteren (Hatun m.fl., 2005). Etter dette har Norskehavet vært relativt varmt. Dette på tross av økt innblanding av relativt kaldt og ferskt arktisk vann fra vest (Mork m.fl., 2019, Holliday m.fl., 2020, Skagseth m.fl., 2022) som har ført til nedgang i saltholdigheten. Årsaken til at det atlantiske vannet ikke har vist tilsvarende nedgang i temperatur som for saltholdighet er at den generelle avkjølingen av det atlantiske vannet på sin vei nordover har blitt redusert (Mork m.fl., 2019, Skagseth m.fl., 2020).

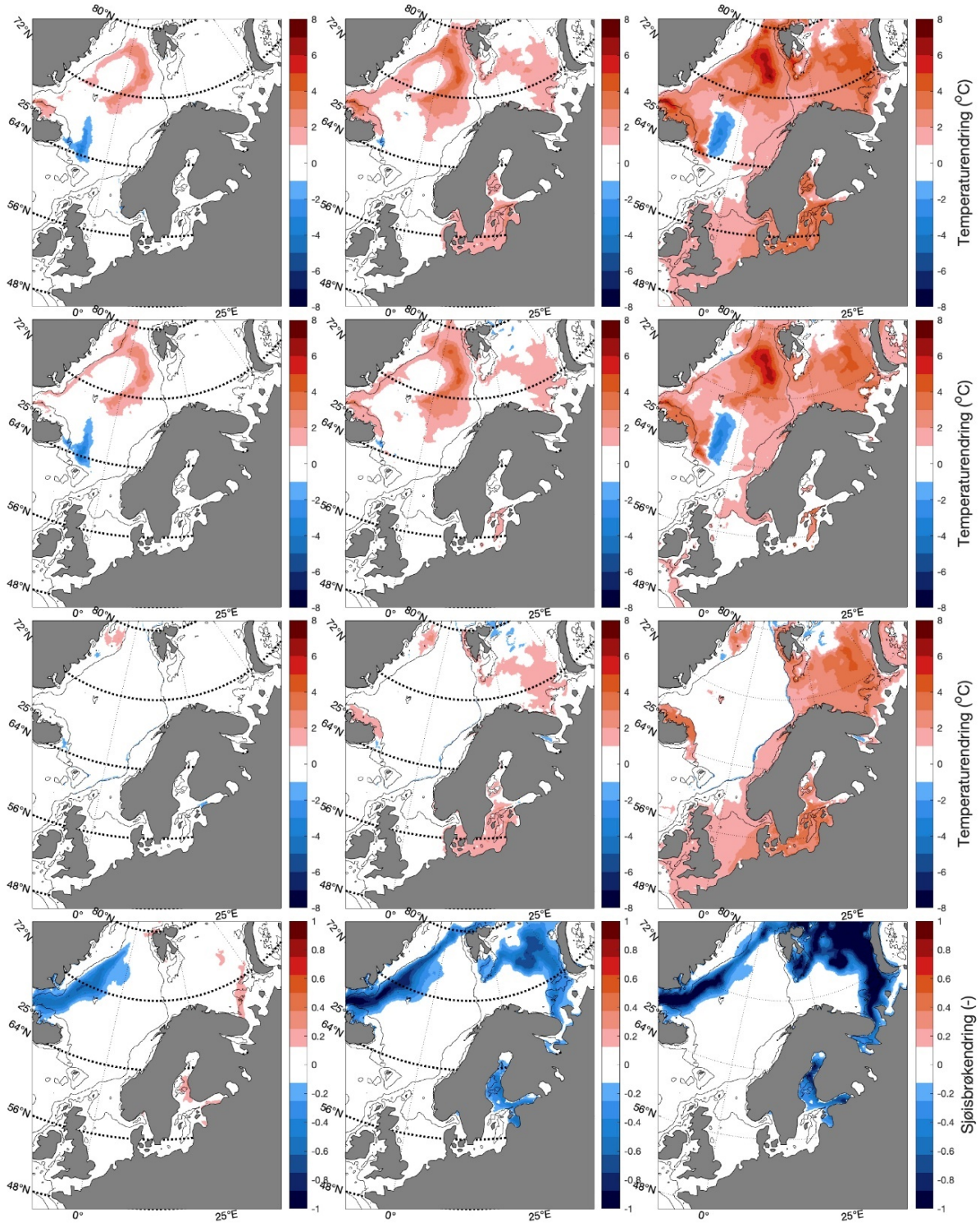
2.2.3 - Klimatilstand i Nordsjøen og Skagerrak

På slutten av 1980-tallet økte temperaturen i både overflatevannet og dypvannet i Nordsjøen med rundt 1 °C (Albretsen m.fl., 2012) og har siden ligget på dette nivået. Studier har vist en mulig reduksjon av innstrømningen av atlantisk vann i fremtidens klima som kan gjøre at deler av Nordsjøen blir mer lagdelt med tilhørende økt

ansamling av næringsstoffer og forhøyet primærproduksjon (Holt m.fl., 2018), selv om framtidsscenarioene må betraktes som usikre (Tinker m.fl., 2016). Avrenning av næringssalter i hovedsak fra store elver med utløp sør i Nordsjøen førte i flere tiår til forhøyede nivåer av næringssalter i havområdet. Effektive forvaltningstiltak har gjort avrenning av næringssalter mindre, og det er nå ansett at nivåene ikke lenger er forhøyde i forvaltningsplanområdet. Økt avrenning av biologisk materiale fra landområder har bidratt til lavere lysgjennomtrenging fra overflaten og ned i dypet (havformørking), noe som kan ha påvirket primærproduksjonen (Opdal m.fl., 2019).

2.2.4 - Fremtidsbilder for klima

Dette er grundig belyst i den nylig avlagte rapporten om risikoanalyse for norske havområder fra virkninger av klimaendringer (Sandø m.fl., 2022). Fremskrevet utvikling i temperatur og iskonsentrasjon fra 2015 til 2100 er vist i figur 2.2.4.1 for de tre utslippsscenarioene SSP1-2.6, SSP2-4.5 og SSP5-8.5. Som en kan se er de forventede endringene i temperatur for det laveste utslippsscenarioet (SSP1-2.6) små, men svært store for det høyeste scenarioet (SSP5-8.5). For det høyeste scenarioet er det også forventet at havisen vil forsvinne nesten helt i 2100. I rapporten er det også utarbeidet framskrivninger for pH og oksygeninnhold i vannet, samt for nivåer av primær- og sekundærproduksjon, og det henvises til rapporten for dette.



Figur 2.2.4.1 Romlig fordeling av endringer i temperatur (°C) på overflaten, 100 m og bunn, samt iskonsentrasjon i mars for SSP1-2.6, SSP2-4.5, og SSP5-8.5 (venstre-høyre) i perioden 2015–2100. Projeksjonene er nedskalert fra modellen NorESM2 ved å bruke modellen NEMO NAA10km. Kilde: Sandø m.fl. (2022).

2.3 - Effekter av variasjon i havklima

Her er det gitt en oppsummering av kunnskap om hvordan variasjon i klima kan påvirke ulike grupper i økosystemene (merk at dette ikke er en vurdering av hvordan disse gruppene har endret seg de siste årene).

Variasjon i klima har gjennomgripende effekter på økosystemene i norske havområder. Arbeidet med indikatorene i vurderingene av økologisk tilstand (Arneberg m.fl., 2023a,b, Siwertsson m.fl., 2023) illustrerer dette. For hver indikator har det vært gjort en gjennomgang av forskningslitteraturen for å svare på:

- Hva er de viktigste mulige påvirkningsfaktorene for indikatoren?
- Hvordan forventes indikatorverdiene å endre seg med økende påvirkning fra disse?
- Hvor sikker er kunnskapen om mulig påvirkning?

I tabell 2.3.1 er det oppsummert hvor mange indikatorer de ulike påvirkningsfaktorene er identifisert som mulig viktige for. Klimaendringer er identifisert som mulig viktig påvirkningsfaktor for 86% av alle indikatorene i den arktiske delen av Barentshavet, 81% i den subarktiske delen, 82% i Norskehavet og for 93% av indikatorene i Nordsjøen og Skagerrak. Det vil si at kun for et mindretall (7-18%) av indikatorene i de ulike havområdene er klimaendringer ikke identifisert som mulig viktig påvirkningsfaktor. For 37–62% av alle indikatorene i de forskjellige havområdene er det vurdert at kunnskap om sammenhengen mellom økte klimaendringer og endringer i indikatoren anses som sikker. Til sammenligning er de tilsvarende tallene for fiskeri at dette er identifisert som mulig viktig påvirkningsfaktor for 14–56% av indikatorene i de tre havområdene og at kunnskapen anses som sikker for 14–36% av dem. For forurensning er tallene henholdsvis 0–24% og 0–6% og for fangst (tidligere og nåværende og kun for Barentshavet) 10–11% og 7–11%.

I rapporten om risikoanalyse for virkninger av klimaendringer på norske marine økosystemer (Sandø m.fl., 2022), er det belyst hvordan klimaendringer kan påvirke 13 bestander av utvalgte nøkkelarter av plankton, fisk og skalldyr. Dette er gjort ved at en har; (1) vurdert hvordan hver art er sensitiv for endring i ulike aspekter av havklima (for eksempel temperatur i ulike vannlag, pH og sjøiskonsentrasjon dere det er relevant), (2) brukt de modellerte framskrivingene for tre utslippsscenarioer beskrevet ovenfor (kapittel 2.2.4) og (3) økosystemmodellering der en har sett på effekten disse endringene i klima har på de ulike artene. Resultatene fra dette er kort oppsummert nedenfor. De fremskrevne endringene er beskjedne for det laveste av utslippsscenarioene, og det er derfor lagt mest vekt på de to scenarioene med høyest utslipp, SSP2-4.5, og SSP5-8.5, der førstnevnte er nær det realistiske scenarioet gitt dagens innleverte nasjonale planer (United Nations, 2023).

I arbeidet med økologisk tilstand, er noen forhold i tillegg belyst i større dybde. Dette er basert på gjennomgang av relevant forskningslitteratur. Nedenfor er det gitt en oppsummering av denne tilleggsinformasjonen. Merk at selv om det fokuseres på effekter av menneskeskapte klimaendringer, vil også viktige effekter av naturlig klimavariasjon bli dekket, siden effekter av en nedkjøling som regel vil være motsatt av effekter av oppvarming.

*Tabell 2.3.1 Informasjon fra vurdering av påvirkningsfaktorer for de til sammen 145 indikatorene som inngår i vurdering av økologisk tilstand i Barentshavet (arktisk og subarktisk del), Norskehavet og Nordsjøen med Skagerrak. For hver påvirkningsfaktor (omtalt som driver; klimaendringer, fiskeri, fangst (tidligere og nåværende) og forurensning) er det oppgitt hvor mange indikatorer hvor den aktuelle påvirkningsfaktoren er oppgitt som en av de viktigste (merk at noen indikatorer har oppgitt flere viktige drivere, for eksempel klimaendringer og fiskeri). Det er også oppgitt hvor mange indikatorer hvor kunnskapen om forbindelsen mellom den aktuelle påvirkningsfaktoren og indikatoren er angitt som sikker. * På grunn av kapasitetsbegrensninger ble det ikke inkludert indikatorer for sjøpattedyr for Norskehavet og Nordsjøen med Skagerrak. ** Inkluderer også menneskeskapt avrenning av næringssalter fra land. Kilder: (Arneberg m.fl., 2023a, b, Siwertsson m.fl., 2023).*

	Antall indikatorer i vurderingen	**Antall Indikatorer med klimaendringer som driver**	**Antall indikatorer med klimaendringer som driver og hvor kunnskap om dette anses som sikker**	**Antall indikatorer med fiskeri som driver**	**Antall indikatorer med fiskeri som driver og hvor kunnskap om dette anses som sikker**	**Antall indikatorer med fangst (tidligere og nåværende) som driver**	**Antall indikatorer med fangst (tidligere eller nåværende) som driver og hvor kunnskap om dette anses som sikker**	**Antall indikatorer med forurensning som driver**	**Antall indikatorer med forurensning som driver og hvor kunnskap om dette anses som sikker**
Barents-havet arktisk del	42	36 (86%)	26 (62%)	6 (14%)	6 (14%)	4 (10%)	3 (7%)	2 (5%)	1 (2%)
Barents-havet subarktisk del	36	29 (81%)	18 (50%)	12 (33%)	11 (31%)	4 (11%)	4 (11%)	2 (6%)	2 (6%)
Norskehavet	22	18 (82%)	6 (37%)	8 (36%)	5 (23%)	*	*	0	0
Nordsjøen og Skagerrak	45	42 (93%)	20 (44%)	25 (56%)	16 (36%)	*	*	11** (24%)	2 (4%)

2.3.1 - Primærproduksjon

Effekter av klimaendringer på primærproduksjon forventes å være ulike i områder med sesongmessig isdekke (det vil si nordlige deler av Barentshavet og Norskehavet), sammenlignet med områder som ikke har havis som et naturlig forekommende element. I områder med havis foregår primærproduksjon både i alger som sitter fast under isen (isalger) og i planktoniske alger (planteplankton). Mens en nedgang i isdekke vil gi en nedgang i produksjonen i isalger, forventes produksjonen i planteplanktonet å øke på grunn av økt tilgang til lys og en lengre vekstsesong (Dalpadado m.fl., 2014, 2020, Arrigo og van Dijken, 2015, Yool m.fl., 2015, Mueter m.fl., 2021). Tilgang til næringssalter, som er en begrensende faktor for primærproduksjon (Randelhoff m.fl., 2015, Tremblay m.fl., 2015), kan også øke når isdekket minker, fordi mindre isdekke gir mindre lagdeling og dermed økt innblanding av næringsrikt dypvann til øvre vannlag der det er nok lys til fotosyntesen. I områder med årlig isdekke vil smelting av is tilføre betydelige mengder ferskvann (Lind m.fl., 2018). Siden ferskvann er lettere enn saltvann gir dette et øvre vannlag som mindre lett blandes med det saltere vannet fra dypere vannlag slik at en får mindre tilførsel av næringssalter til de øvre vannlagene hvor de kan brukes i fotosyntesen. Denne sterke lagdelingen kan svekkes når isen minker. På den måten kan fravær av is over flere år gi økt tilgang av næringssalter til øvre vannlag. Samlet gir det som er beskrevet her en forventning om at total primærproduksjon vil øke når isdekket minker. Tidligere smelting av is forventes å også gi tidligere start av våroppblomstring fordi tilstrekkelig lysmengder til vannsøylen oppstår tidligere (Dalpadado m.fl., 2020). I tillegg forventes artssammensetning av planteplankton å endres. Oppvarming av vannmassene kan føre til økte mengder av mer varmekjære planteplanktonarter (Neukermans m.fl., 2018, Oziel m.fl., 2020), og for den siste perioden med sterk oppvarming i Barentshavet er det indikasjoner på at slike endringer har skjedd (Orkney m.fl., 2020).

I områder uten naturlig forekommende havis forventes klimaendringer gjennomgående å gi en tendens til nedgang i primærproduksjonen, men det er usikkerhet forbundet med dette. Når overflatetemperaturen øker forventes det å bli en større forskjell i temperatur mellom øverste og dypere vannlag. Fordi varmere vann har lavere tetthet enn kjøligere vann (så lenge temperaturen er over ca. 4°C) vil det da oppstå en sterkere lagdeling av vannsøylen. I tillegg kan økt nedbør som følge av klimaendringer gi lavere saltinnhold i overflatevannet og bidra til en sterkere lagdeling (Holt m.fl., 2018, Pörtner m.fl., 2019, Drinkwater m.fl., 2021). Deler av den økte ferskvannstilførselen vil komme gjennom økt avrenning fra elver (som følge av økt nedbør over land), og dette vil være særlig viktig i Nordsjøen og Skagerrak, som er omsluttet av store landområder (se Sætre (2007)). Samlet kan dette gi redusert oppblanding av vann med mye næringssalter fra dypere vannlag og dermed svekke primærproduksjon (Randelhoff m.fl., 2020, Sandø m.fl., 2021, Hordoir m.fl., 2022). Det kan også føre til formørking av vannsøylen, noe som kan gi senere start på våroppblomstringen (Opdal m.fl., 2019).

Lagdeling påvirkes også av vind fordi kraftigere bølger vil bidra til at lagdeling brytes ned. Fordi den økte fuktigheten i atmosfæren som følger med økte klimaendringer også kan føre til kraftigere vinder (Makarieva m.fl., 2013), kan denne prosessen bli påvirket av klimaendringer. I områder tidligere dekket av havis i det nordligere Barentshavet kan også det at vannflaten blir eksponert for vind føre til økt blanding av vannsøylen og dermed økt tilførsel av næringssalter. Forholdet er komplekst og er drøftet inngående i klimarisikorapporten (Sandø m.fl., 2022).

I tråd med det som er beskrevet ovenfor finner en i modelleringen i klimarisikorapporten at klimaendringer generelt forventes å gi en økning i primærproduksjon i det nordlige områdene (de arktiske og polare delene av Barentshavet) og en nedgang i sør (Nordsjøen) (Sandø m.fl., 2022).

2.3.2 - Dyreplankton

Hoppekrepsen raudåte (*Calanus finmarchicus*) utgjør et viktig bindeledd mellom primærproduksjon og fisk, samt andre organismer på høyere nivå i næringskjeden. Den har derfor en sentral rolle i norske marine økosystemer,

og effektene av klimaendringer på arten er drøftet inngående og modellert i klimarisikorapporten. Under de to høyeste utslippsscenarioene, peker modellresultatene mot en reduksjon av raudåte i Nordsjøen, men økning i Norskehavet og Barentshavet. Med andre ord forventer en fra disse analysene at arten skal påvirkes negativt av klimaendringer i sør og positivt lenger nord (Sandø m.fl., 2022).

Andre viktige arter i *Calanus*-slekten er *C. glacialis, C. hyperboreus og C. helgolandicus,* der de to førstnevnte er arktiske arter mens den siste er en sørlig art. I Nordsjøen har det vært et skifte fra dominans av *C. finmarchicus* til at arten *C. helgolandicus* nå dominerer. Artene har ulike preferanser for temperatur, med *C. finmarchicus* som den «kuldekjære» arten og *C. helgolandicus* som den «varmekjære» (Bonnet m.fl., 2005, Melle m.fl., 2014, Strand m.fl., 2020), og skiftet i dominans knyttes til økningen i temperatur som skjedde på 1980-tallet (Beaugrand, 2004, Montero m.fl., 2021). I Nordsjøen har det også vært en nedgang i den samlede biomassen av hoppekrepsslektene *Pseudocalanus* og *Paracalanus* (Alvarez-Fernandez m.fl., 2012, Johannessen m.fl., 2012). Dette er blitt knyttet til nedgang i primærproduksjon, som igjen er blitt knyttet til klimaendringer (Pitois og Fox, 2006, Capuzzo m.fl., 2018). Disse endringene har hatt konsekvenser for rekruttering i viktige fiskebestander. Dette er omtalt i kapittel 2.3.4 om fisk.

I Barentshavet er *C. glacialis* forbundet med arktiske vannmasser og isdekkede områder (Aarflot m.fl., 2018). *C. hyperboreus* er en arktisk dypvannsart og opptrer ikke i høye tettheter i Barentshavet (Aarflot m.fl., 2018). Med oppvarming og tap av havis forventes den relative mengden av *C. glacialis* å avta i åpne arktiske havområder (Weydmann m.fl., 2014, Aarflot m.fl., 2018, Møller og Nielsen, 2020), mens kystbestander av arten har vært observert å være stabile (Hop m.fl., 2019, Møller og Nielsen, 2020). Også for større dyreplankton er det observert effekter av variasjon i klima. For krill har det vært observert en betydelig økning parallelt med oppvarmingen i Barentshavet (Eriksen m.fl., 2017), mens mengden pelagisk amfipoder har avtatt (Stige m.fl., 2019). De arktiske dyreplanktonartene er generelt mer fettrike enn sørlige arter, og nedgangen i de arktiske artene forventes å ha en negativ effekt på mange av de arktiske artene høyere i næringskjeden, som er avhengige av fettrike matkilder. Eksempler inkluderer lodde (*Mallotus villosus*), alkekonge (*Alle alle*) og grønlandshval (*Balaena mysticetus*) (Rogachev m.fl., 2008, Karnovsky m.fl., 2010, Dalpadado og Mowbray, 2013).

I Norskehavet ser variasjon i innstrømming av arktisk vann fra nordvest ut til å påvirke mengden av den arktiske arten *C. hyperboreus* (Skagseth m.fl., 2022).

2.3.3 - Bunndyr

Snøkrabbe (*Chionoecetes opilio*) i Barentshavet er eneste arten av bunndyr som er vurdert i klimarisikorapporten. Resultatene fra analysene og modelleringen peker mot at snøkrabbe kan påvirkes positivt under de to høyeste utslippsscenarioene.

Det er indikatorer for bunndyr i vurderingen av økologisk tilstand for Barentshavet (Siwertsson m.fl., 2023), men av kapasitetshensyn ikke for Nordsjøen og Skagerrak (Arneberg m.fl., 2023a). Det er derfor vurdering kun for Barentshavet her. For bunndyr generelt er temperatur og dybde vist å være de viktigste faktorene som bestemmer hvor ulike arter forekommer i Barentshavet (Jørgensen m.fl., 2022). I de nordlige og østlige delene av Barentshavet dominerer arktiske arter mens boreale arter dominerer i vest og sør. Mellom disse regionene er det et grenseområde som forflytter seg som følge av endringer i temperatur, og parallelt med oppvarmingen som skjedde mellom 2005 og 2017 flyttet det seg 275 km ved Spitsbergenbanken og 90 km i det sentrale Barentshavet (Zakharov m.fl., 2020). Som omtalt i kapittel 2.1.2 flytter bunntrålfiskerier inn i områder som har blitt tilgjengelige etter at havisen har trukket seg tilbake (Fauchald m.fl., 2021). Dette er en viktig indirekte effekt av klimaendringer for bunndyr. Det vises til kapittel 2.1.2 for en kort drøftelse av hvordan bunndyr kan påvirkes av bunntråling.

2.3.4 - Fisk

Rekruttering i fiskebestander kan påvirkes indirekte av klimaendringer gjennom endringer i dyreplanktonsamfunnet. Et godt studert eksempel er endringene i dyreplanktonsamfunnet i Nordsjøen beskrevet ovenfor. Torsk og sild er to velstuderte arter her, og for begge artene er det robust belegg for at rekruttering har minket betydelig som følge av at endringene i dyreplanktonsamfunnet gir dårlige tilgang til mat for de yngste livsstadiene (Beaugrand, 2004, Beaugrand og Ibanez, 2004, Alvarez-Fernandez m.fl., 2012, Beaugrand m.fl., 2014). Tilsvarende nedgang i rekruttering har vært observert også for en rekke andre fiskearter i Nordsjøen i samme tidsrom, men disse artene er mindre studert, slik at en ikke på samme måte kan knytte dette med sikkerhet til endringene i dyreplanktonsamfunnet (Arneberg m.fl., 2023a).

I klimarisikorapporten (Sandø m.fl., 2022) er effekter av klimaendringer drøftet og modellert for torsk i Nordsjøen og Barentshavet, nordsjøsild, norsk vårgytende sild, nordøstatlantisk makrell, lysing, lodde i Barentshavet og polartorsk. Torsk i Nordsjøen og nordsjøsild forventes å påvirkes negativt i de to høyeste utslippsscenarioene, og de negative effektene forventes å bli sterkest for torsk, hvor direkte effekter av økt temperatur på modning av gonader samt forventet nedgang i mengde raudåte som fødeemner for larver (se del om dyreplankton ovenfor) er viktige mekanismer. For polartorsk er det ikke forventet store endringer ved det mellomste scenarioet, men betydelige negative effekter ved de høyeste utslippene. Polartorsk gyter under sjøis, og mens iskanten er forventet å bli lengre ved det midlere utslippsscenarioet, er havisen forventet å forsvinne nesten helt ved de høyeste utslippene, og dette regnes som svært negativt for polartorsken (Sandø m.fl., 2022). For de andre fiskebestandene er det forventet positive effekter i de to høyeste utslippsscenarioene. For eksempel er det forventet til dels betydelige positive effekter for torsk i Barentshavet ved det høyeste utslippsscenarioet. Det er særlig en forventet stor økning i primærproduksjon som bidrar til dette i analysene, og selv om nedgang i pH (økt havforsuring) forventes å kunne ha negative effekter på overlevelse av torskelarver, er dette forventet å bli mer enn oppveiet av økning i primærproduksjon. Også lodde forventes å påvirkes positivt av samme grunn. I Norskehavet er det forventet at de to store pelagiske bestandene av makrell og norsk vårgytende sild vil påvirkes positivt, hvor direkte effekter av økt temperatur bidrar til dette i analysene for makrell, mens økning i produksjon av mat (dyreplankton) bidrar mest for sild. For lysing i Nordsjøen er det forventet positive effekter for de to høyeste utslippsscenarioene. Den viktigste bakgrunnen for dette er at arten forventes å vokse raskere under høyere temperaturer, og at det vil oppveie de negative effektene av forventet nedgang i produksjon av dyreplankton her. For lysing langs norskekysten forventes både økning i temperatur og forventet økning i produksjon av dyreplankton å påvirke bestanden positivt.

2.3.5 - Sjøfugl

Klimaendringer har vært trukket fram som en av flere faktorer som har bidratt til omfattende nedgang i bestander av sjøfugl i norske havområder. Kunnskapen en har om dette er oppsummert i kapittelet om sjøfugl nedenfor (kapittel 2.4, se særlig kapittel 2.4.6 om påvirkningsfaktorer) og derfor ikke utdypet videre her.

2.3.6 - Sjøpattedyr

Sjøpattedyr har kun vært inkludert i vurderingen av økologisk tilstand for Barentshavet, og kunnskapsgjennomgangen her er derfor begrenset til dette havområdet. Arktiske arter forventes å påvirkes negativt av klimaendringer, mens positiv påvirkning forventes for subarktiske arter.

Arktiske arter

For de arktiske artene skjer påvirkningen direkte gjennom tap av havis for de artene som er avhengige av dette som habitat eller indirekte ved at næringstilgangen endres. Klimaendringer er nå gjennomgående den viktigste påvirkningsfaktoren for disse artene. Bestandsstørrelsene er forventet å minke for alle de isavhengige artene,

ofte som følge av en kombinasjon av effekter av klimaendringer og forurensning (Laidre m.fl., 2015, Kovacs m.fl., 2021). En rekke av artene er allerede rødlistet (se kapittel 4.1.8). Det er verdt å merke seg at bestandene av noen av artene er på lave nivåer på grunn av tidligere fangst og er i vekst etter fredning. Veksten forventes imidlertid til å gå mot et lavere nivå enn om ikke artene hadde vært negativt påvirket av klimaendringene.

Ringsel (*Pusa hispida*) er spesielt utsatt for negativ påvirkning fra klimaendringer på grunn den unike reproduksjonsbiologien til arten. Ungene fødes og ammes i snøhuler på sjøisen (Kovacs m.fl., 2011). De viser ikke tegn til fleksibilitet rundt dette og har etter det massive tapet av havis på Svalbard trukket seg tilbake til små arktiske refuger. Arten ernærer seg av byttedyr tilknyttet sjøis og er lite fleksible også rundt dette (Hamilton m.fl., 2016, Bengtsson m.fl., 2020). Følgelig ser de ut til å arbeide hardere for å finne mat rundt Svalbard etter at isutbredelsen har avtatt (Hamilton m.fl., 2015, 2016, 2018).

Storkobbe (*Erignathus barbatus*) er en annen viktig istilknyttet selart. Også denne føder på is, men ser ut til å kunne skifte fra sjøis til is fra kalvende breer (Kovacs m.fl., 2020a). Dette er likevel ikke en langsiktig løsning, siden breene på Svalbard er i rask tilbakegang, og breer som nå kalver etter hvert vil bli landfaste. Storkobbe er relativt fleksible når det gjelder diett og ser ut til å næringsmessig kunne tilpasse seg til et økosystem med mindre sjøis (Young m.fl., 2010, Hindell m.fl., 2012, Wang m.fl., 2016).

Grønlandssel (*Pagophilus groenlandicus*) og klappmyss (*Cystophora cristata*) som beiter i Barentshavet, føder unger på isen i Kvitsjøen og områdene vest for Grønland (klappmyss kun sistnevnte). Grønlandssel fangstes fortsatt og er den mest tallrike selarten i Barentshavet. Lave nivåer av reproduksjon, enkelte av de siste årene, har vært knyttet til økt ungedødelighet på grunn av dårlige isforhold i Kvitsjøen, i kombinasjon med konkurranse om næring med den store bestanden av nordøstarktisk torsk (Stenson m.fl., 2020). Klappmyss ble tidligere fangstet hardt, og bestanden som beiter i Barentshavet har ikke økt etter fredningen i 2007 (ICES, 2019a). Klappmyss fangstes fortsatt på Sørøst-Grønland, og noe av denne fangsten er antakelig fra bestanden som forekommer i Barentshavet (Artsdatabanken, 2021). Det har vært betydelig tap av havis i hele utbredelsesområdet til arten (Stenson og Hammill, 2014, Spreen m.fl., 2020), og i området vest for Grønland er isflakene mindre og mer ustabile, noe som sannsynligvis påvirker ungeoverlevelsen. På grunn av endringen i isutbredelse har kasteområdene i tillegg blitt flyttet nærmere kysten av Grønland hvor klappmyss i alle aldre er mer utsatt for predasjon fra isbjørn (Øigård m.fl., 2014), og forekomst av klappmyss i dietten til både isbjørn og spekkhogger i dette området har økt (Foote m.fl., 2013, McKinney m.fl., 2013). Næringsmessig ser klappmyss ut til å spesialisere seg på arktisk fisk og har begrenset evne til å bytte til andre typer byttedyr når klimaet endres (Enoksen m.fl., 2017), noe som bidrar til sårbarhet for klimaendringer.

På Svalbard finnes det en isolert bestand av steinkobbe (*Phoca vitulina*). Dette er i utgangspunktet en sørlig art som forekommer langs den sørlige kysten av Barentshavet (og sørligere områder). Arten påvirkes positivt av klimaendringer (Blanchet m.fl., 2014) og er nå i spredning nordover langs kysten av Spitsbergen, hvor den nå opptrer i fjorder som har skiftet fra å være rent arktiske til nå å være preget av varmere vannmasser og betydelig mindre sjøis (Storrie m.fl., 2018, Bengtsson m.fl., 2020). Steinkobbe kan konkurrere med ringsel og storkobbe om mat og forsterke de negative effektene av klimaendringer på disse artene (Wathne m.fl., 2000, Hamilton m.fl., 2019).

Felles for alle de arktiske selartene er at klimaendringene også kan føre med seg økt spredning av virus, bakterier og andre parasitter som ikke har vært en del av deres evolusjonære historie og som de derfor har dårlig immunitet mot (se for eksempel VanWormer m.fl. (2019)).

Hvalross (*Odobenus rosmarus*) ble jaktet nesten til utryddelse før den ble fredet i 1952 (Gjertz m.fl., 1998, Weslawski m.fl., 2000), og bestanden på Svalbard er nå i vekst (Lydersen m.fl. (2008), Kovacs m.fl. (2014)

https://mosj.no/indikator/dyreliv/dyreliv-i-havet/hvalross/). Arten ernærer seg av bunndyr, og veksten skjer til tross for at produksjonen av bunndyr sannsynligvis er negativt påvirket av tap av havis rundt Svalbard (Kovacs m.fl., 2015). Veksten forventes å fortsette, men mot et betydelig lavere nivå enn om havisutbredelsen hadde vært uendret (Kovacs m.fl., 2014). På et punkt i fremtiden forventes bestandsstørrelsen igjen å avta på grunn av de negative effektene av klimaendringene på bunndyr (se Ershova m.fl. (2019), Bluhm m.fl. (2020)).

Også grønlandshval (*Balaena mysticetus*) ble nærmest utryddet av omfattende fangst som startet allerede på 1600-tallet (Allen og Keay, 2006). Arten har vært fredet siden 1931, men er fortsatt vurdert til å være på et svært lavt nivå i Barentshavet (Allen og Keay, 2006). Det er uklart om bestanden er i vekst eller minker, men den forventes å avta i fremtiden på grunn av artens sterke tilknytning til sjøis (Stafford m.fl., 2012, Kovacs m.fl., 2020b). At arten er spesialisert på arktisk dyreplankton bidrar også til sårbarheten for klimaendringer. Grønlandshval kommuniserer med lyd over store avstander, og effektene av klimaendringer kan derfor samvirke med effekter av støy fra skipstrafikk og andre kilder (Reeves m.fl., 2014, Blackwell og Thode, 2021).

Narhval (*Monodon monoceros*) i Barentshavet er tett knyttet til havis (Vacquié-Garcia m.fl., 2017, Ahonen m.fl., 2019), og klimaendringer er antatt å bli den viktigste påvirkningsfaktoren for arten. Selv om det ikke foregår fangst i Barentshavet, fangstes arten på Øst-Grønland (Sills m.fl., 2020), og utvekslingen mellom områdene er ukjent. Arten er også antatt å være spesielt sårbar for menneskeskapt undervannsstøy (Laidre m.fl., 2015), og fangst og støy kan derfor samvirke med klimaendringer for denne arten.

Hvithval (*Delphinapterus leucas*) ble fangstet ned til lave nivåer og bestanden i Barentshavet er fortsatt liten. Arten er knyttet til havis og tap av havis er forventet å gi ytterligere bestandsnedgang (Kovacs m.fl., 2021). Det er også bekymring for høye nivåer av miljøgifter hos hvithval (Andersen m.fl., 2001, Wolkers m.fl., 2004, Andersen m.fl., 2006, Wolkers m.fl., 2006, Villanger m.fl., 2020), som sammen med klimaendringene kan bidra til nedgang i bestanden.

Isbjørn (*Ursus maritimus*) var gjenstand for omfattende fangst før fredningen i 1973. Etter dette har bestanden vokst, og den delen som er knyttet til Svalbard er nå estimert til å være stabil eller svakt økende. Istilknyttede selarter er viktig næring for isbjørn, og de negative effektene på disse artene gjør at også isbjørn påvirkes negativt av klimaendringer. Det er allerede tegn på at reproduksjon er negativt påvirket, og i fremtiden forventes bestandsstørrelsen å avta igjen (Stern og Laidre, 2016, Aars m.fl., 2017, Kovacs m.fl., 2021).

Subarktiske arter

Både blåhval (*Balaenoptera musculus*) og finnhval (*Balaenoptera physalus*) påvirkes positivt av klimaendringer, og for begge artene er dette sannsynligvis den viktigste endringsdriveren (Kaschner m.fl., 2011, Kovacs m.fl., 2021). Begge artene ble kraftig desimert av omfattende fangst i siste halvdel av 1800-tallet og deler av 1900-tallet i det nordøstlige Atlanterhavet. Blåhvalbestanden er i vekst etter fredningen midt på 1900-tallet (Pike m.fl., 2019) og finnhval antas å ha hentet seg helt eller delvis inn til nivåene fra før fangsten (Víkingsson m.fl., 2015, Leonard og Øien, 2020a, b). Klimaendringer forventes å påvirke begge artene positivt gjennom økt pelagisk produksjon, en antatt konsekvens av mindre sjøis (Dalpadado m.fl., 2012). Særlig kan den økte mengden krill som har vært observert parallelt med oppvarmingen av Barentshavet (Eriksen m.fl., 2017) være viktig. Både blåhval og finnhval utvider sitt utbredelsesområde nordover etter som havisen trekker seg tilbake, og kan komme til å forlenge de sesongmessige oppholdene i norske farvann (Storrie m.fl., 2018, Ahonen m.fl., 2021, Bengtsson m.fl., 2022).

Fangst var tidligere den viktigste menneskeskapte påvirkningen for knølhval (*Megaptera novaeangliae*) og vågehval (*Balaenoptera acutorostrata*). Etter fredning i 1955 har det ikke vært fangst på knølhval i Nord-Atlanteren, og for vågehval drives det bærekraftig fangst som ikke fører til endring av bestandsnivået. Begge

artene er pelagisk beitende, er fleksible med hensyn til næringsvalg og er antatt å kunne tilpasse seg endringer i næringsnettet (Berta og Lanzetti, 2020). Klimaendringer er vurdert å være den viktigste menneskeskapte påvirkningen for begge artene. Oppvarming og tap av havis forventes å gi spredning nordover av ulike pelagiske byttedyr (Dalpadado m.fl., 2012, Eriksen m.fl., 2017) og det antas derfor at både knølhval og vågehval vil utvide utbredelsen nordover. Siden 1995 har antall knølhval om sommeren i Barentshavet økt fra nærmest null til rundt 5000 individer (Leonard og Øien, 2020b, a) mens det for vågehval, hvor bestanden har vært stabil i denne perioden, har vært en nær dobling av antall individer i Barentshavet (se Bengtsson m.fl. (2022) for observasjoner på Svalbard).

Med fortsatt oppvarming forventes spekkhogger (*Orcinus orca*) å øke i antall, og dersom viktige byttedyr som makrell og sild spres nordover, forventes spekkhogger å følge etter (Bentley m.fl., 2017). Økning i sesongmessig forekomst av pelagisk beitende hvalarter og mindre beskyttelse for istilknyttede hvalarter kan også øke næringsgrunnlaget for spekkhogger. Samtidig har spekkhogger høye nivåer av miljøgifter som kan dempe veksten i bestandene (Jepson m.fl., 2016). Også pelagisk beitende arter som kvitnos (*Lagenorhynchus albirostris*) og nise (*Phocoena phocoena*) kan påvirkes positivt av økt pelagisk produksjon knyttet til klimaendringer, men disse vil sannsynligvis bli negativt påvirket av andre arter som trekker nordover, som kvitskjeving (*Lagenorhynchus acutus*) og gulflankedelfin (*Delphinus delphis*).

2.4 - Utvikling av fiskebestander i norske havområder

I økologisk tilstandsanalysene er de fleste fiskeindikatorene integrert i opptil flere av de vurderte fenomenene. Men gitt fiskens særskilte rolle i verdiskaping er tilstand, trend for reproduksjon og biomasse for indikatorartene (funksjonelt viktige arter), og særlige nøkkelarter utenom, nevnt i tabellene under for alle tre havområder (Barentshavet tabell 2.4.1, Norskehavet tabell 2.4.2, Nordsjøen og Skagerrak tabell 2.4.3). Det er særlig klima som direkte og indirekte påvirker utviklingen, i tillegg til noen arter der fiskeriene har direkte målbar påvirkning.

2.4.1 - Barentshavet

Tabell 2.4.1 Oversikt over tidligere etablerte indikatorer knyttet til økologisk status eller nøkkelarter i Barentshavet, som har tydelige tendenser til endringer siden 2018. Disse tabellene bruker siste oppdaterte versjon av bestandsberegningene (2022-2023).

Indikator/ nøkkelart	Trend, bestandsrekruttering og biomasse
Lodde (*Mallotus villosus*)	Bestanden var på et middels nivå i 2021. Usikre data for 2022.
Nordøstarktisk torsk (*Gadus morhua*)	Synkende bestand som i 2022 er på middels nivå.
Nordøstarktisk hyse (*Melanogrammus aeglefinus*)	Synkende bestand som i 2022 er på middels nivå
Polartorsk (*Boreogadus saida*)	Etter bestandsreduksjon siden 2000, ble det observert mye polartorsk i 2020 og 2021. Usikre data for 2022.
Rødfisk (uerarter) (*Sebastes* sp.)	Selv om bestanden av snabeluer er på et høyt nivå, er vanlig uer nedadgående og på kritisk nivå. Det er felles bestand og vurdering for Barentshavet og Norskehavet.
0-gruppe fisk, distribusjon, biomasse	Ingen klare trender i tidsseriene for arktiske Barentshavet, men synkende biomasse i den subarktiske delen av Barentshavet. Siste sterke rekruttering som er bekreftet for NVG sild var i 2016, men det ble også observert mye 0-gruppe NVG sild i 2022. 0-gruppe fisk er klekket samme år.

2.4.2 - Norskehavet

Tabell 2.4.2 Oversikt over tidligere etablerte indikatorer knyttet til økologisk status eller nøkkelarter i Norskehavet, som har tydelige tendenser til endringer siden 2018. Disse tabellene bruker siste oppdaterte versjonen av bestandsberegningene (2022-2023).

Indikator/ nøkkelart	Trend, bestandsrekruttering og biomasse
Makrell (*Scomber scombrus*)	Bestanden er i relativt god forfatning, med god rekruttering. Bestanden er likevel beskattet utover anbefalte kvoteråd siden 2020 og mindre enn den kunne ha vært.
Norsk vårgytende sild (*Clupea harengus*)	Det har siden 2008 vært nedgang i bestanden, mye på grunn av svakere rekruttering. Siste bekreftede sterke årsklasse er 2016. Når fiskeriene har tatt ut mer enn 30% over kvoterådene siden 2013, er også fiskeriene delaktig i å svekke bestanden.
Kolmule (*Micromesistius potassou)*	Det er en langtidstrend mot sterkere bestand. Selv om fiskeriene tar ut i overkant av kvoterådene, virker det som det er en robust bestand.
Nordøst-arktisk sei (*Pollachius virens*)	Bestanden er på nær historisk høyt nivå i 2022.
Rødfisk (uerarter) (*Sebastes* sp.)	Selv om bestanden av snabeluer er på et høyt nivå, er vanlig uer nedadgående og på kritisk nivå. Det er felles bestand og vurdering for Barentshavet og Norskehavet.

Fiskepresset på makrell, sild og kolmule har vært høyere enn anbefalt de siste årene, dette skyldes i stor grad

mangel på bindende internasjonale avtaler for fisket i Norskehavet.

2.4.3 - Nordsjøen og Skagerrak

Tabell 2.4.3 Oversikt over tidligere etablerte indikatorer knyttet til økologisk status eller nøkkelarter i Nordsjøen og Skagerrak, som har tydelige tendenser til endringer siden 2018. Disse tabellene bruker siste oppdaterte versjonen av bestandsberegningene (2022- 2023).

Indikator/ nøkkelart	Trend, bestandsrekruttering og biomasse
Makrell (*Scomber scombrus*)	Det gjøres ikke separat bestandsvurdering for makrell i Nordsjøen og Skagerrak, den inngår i en felles bestandsvurdering for all makrell fra Biscaya til det nordlige Norskehavet. Fisket på den komponenten av makrell som gyter i Nordsjøen har i mange år vært strengt begrenset i tid og rom og det antas at denne komponenten fortsatt er i dårlig forfatning. Sommer og høst vandrer den vestlige bestanden av makrell inn i Nordsjøen og Skagerrak og det antas at mesteparten av makrellfisket i dette området tas fra denne bestanden. Tilstanden for den vestlige bestanden er beskrevet under Norskehavet.
Nordsjøtorsk (*Gadus morhua*)	Bestand og rekruttering er lav, men det er tegn til økning i nord. Den sørlige delen av Nordsjøtorsken er i kritisk tilstand grunnet økt vanntemperatur som hindrer gjenoppretting av bestanden etter den ble overfisket". Fiskedødeligheten har gått nedover de siste årene for torsk, og er nå på det laveste nivået i tidsserien. tidsserien. Økt vanntemperatur legger press på bestanden.
Nordsjøhyse (*Melanogrammus aeglefinus*)	Fiskedødeligheten har gått nedover de siste årene for hyse, og er nå på det laveste nivået i tidsserien. Bestanden er nå høy på grunn av flere sterke årsklasser de siste årene. Økt vanntemperatur legger press på bestanden.
Nordsjøsei (*Pollachius virens*)	Det er påvist nedgang i bestand og rekruttering, men årsakene er uvisse. Det kan være klima, fiskeri, men også at seien fordeler seg slik at overvåkingstokt ikke blir fullt ut dekkende. Bestanden kan se ut til å stabilisere seg på et lavt nivå.
Havsil (Tobis) (*Ammodytes marinus*)	Etter ti år med lav rekruttering mellom 2000 og 2010, er bestanden nå styrket i sentrale Nordsjøen. Bestanden på Vikingbanken er fortsatt svært lav.
Øyepål (*Trisopterus esmarki*)	Bestanden varierer rundt et middels nivå, på grunn av variabel rekruttering og at arten er kortlivet.
Hvitting (*Merlangius merlangus*)	Fiskedødeligheten har gått nedover de siste årene for hvitting, og er nå på det laveste nivået i tidsserien. Bestanden er på et middels nivå og rekrutteringen er noe under middels. Økt vanntemperatur legger press på bestanden.
Nordsjøsild (*Clupea harengus*)	Bestanden har ikke fullt ut bygget seg opp igjen etter overfisket for 50 år siden det klimatiske regimeskiftet de siste 50 årene. Varmere klima som påvirker planktonet de beiter på, vil gi svakere ressursgrunnlag for bestandsoppbygging og rekruttering. Bestanden er på et relativt lavt, men stabilt nivå.

2.5 - Utvikling av sjøfuglbestander i norske havområder

2.5.1 - Innledning

Norske havområder huser rundt 5 millioner hekkende par av sjøfugl. Dette representerer ca. 25% av alle sjøfuglene i Europa (Karpouzi m.fl., 2007), og Norge har dermed et betydelig forvaltningsansvar for Europeiske sjøfugler. I perioden 1950–2010 er det estimert at antallet av verdens sjøfugler er redusert med 70% (Paleczny m.fl., 2015), mens bestanden av norske sjøfugler er estimert å ha gått tilbake med 80% i perioden 1970–2020 (Anker-Nilssen m.fl., 2015, Fauchald m.fl., 2015a,b, SEAPOP unpubl. data). Situasjonen for norske sjøfugler er kritisk, og av 54 arter som regnes som typiske sjøfugler er 34 (63%) på den norske rødlista (Artsdatabanken, 2021). Tre av disse er kritisk truet, 8 er sterkt truet, 17 er klassifisert som sårbar og 6 er nær truet. Bestandsutvikling de siste 40 årene for noen viktige arter i Barentshavet, Norskehavet og Nordsjøen er vist i 2.5.3.1 og 2.5.4.1.

Sjøfugl deles gjerne inn i økologiske grupper basert på hvor og hvordan de finner mat; pelagisk overflatebeitende (havhest *Fulmarus glacialis*, havsule *Morus bassanus* og krykkje *Rissa tridactyla*), pelagisk dykkende (alke *Alca torda*, lomvi *Uria aalge*, polarlomvi *U. lomvia*, alkekonge *Alle alle* og lunde *Fratercula arctica*), kystbundne overflatebeitende (storjo *Stercorarius skua*, makrellterne *Sterna hirundo*, rødnebbterne *Sterna paradisaea*, polarmåke *Larus hyperboreus*, svartbak *L. marinus*, gråmåke *L. argentatus* og sildemåke *L. fuscus*) og kystnær dykkende (storskarv *Phalacrocorax carbo*, toppskarv *Gulosus aristotelis*, ærfugl *Somateria mollissima* og teist *Cepphus grylle*). Bestandsovervåkingsdata fra siste tiårsperiode (2011–2021) viser få tegn til bedring i bestandsstatus. Artene i nesten alle de økologiske gruppene har fortsatt negativ bestandsutvikling. Det er de pelagisk overflatebeitende artene som viser størst nedgang, fulgt av kystbundne dykkende og pelagisk dykkende sjøfugl. Artene i den økologiske gruppen kystbundne overflatebeitende har holdt seg stabil (tabell 2.5.1.1). En nærmere omtale av bestandsendringer hos arter i disse økologiske gruppene omtales i de påfølgende kapitlene.

Tabell 2.5.1.1 Bestandsutvikling (årlig rate, %) i perioden 2011–2021 for arter i de økologiske gruppene pelagisk overflatebeitende sjøfugl (POv), pelagisk dykkende sjøfugl (PDy), kystbundne overflatebeitende sjøfugl (KOv) og kystbundne dykkende sjøfugl (KDy) fordelt på havområder. Fra Hanssen m.fl. (2022).

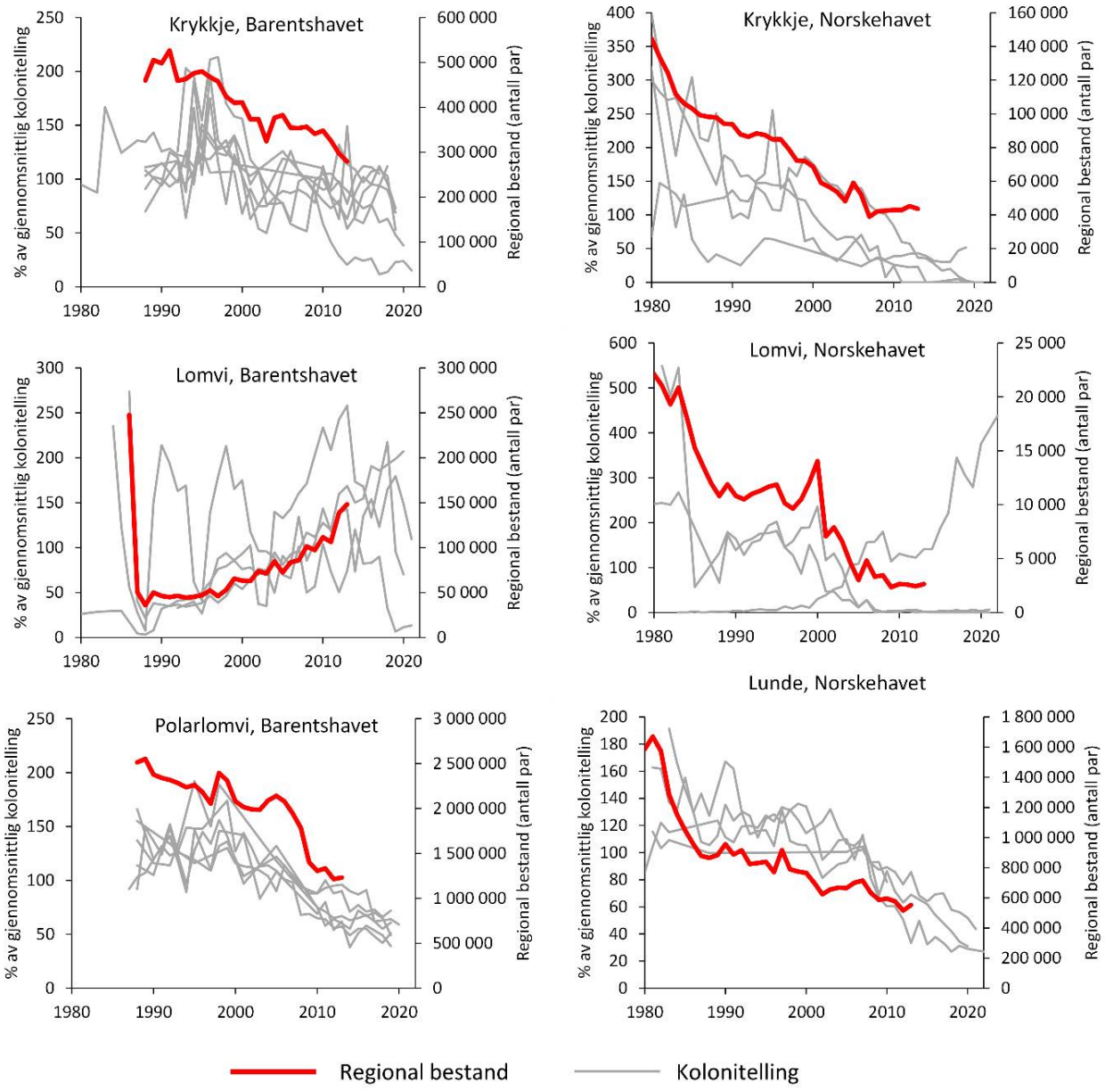
	POv	PDy	KOv	KDy
Barentshavet	6%	-5%	2%	-5%
Norskehavet	-11%	-1%	1%	-7%
Nordsjøen og Skagerrak	-27%		-3%	4%

2.5.2 - Bestandsendringer pelagisk overflatebeitende sjøfugler 2011-2022, alle havområder

Arter i denne gruppen er de som har vist størst tilbakegang de siste tiårene. Dette gjelder spesielt for havhest. Arten er på vei ut som hekkefugl i Nordsjøen og Skagerrak og den har gått kraftig tilbake på to (Røst og Sklinna) av de tre lokalitetene som overvåkes i Norskehavet. Koloniene på Spitsbergen er stabile mens koloniene på Bjørnøya er i økning. Krykkjebestandene i alle havområdene, med unntak av overvåkede bestander på Spitsbergen, Bjørnøya og i Ålesund («by-koloni») er i kraftig tilbakegang. Arten er borte eller nesten borte i alle de største fuglefjellene, og de mest livskraftige koloniene finnes nå i tilknytning til byer og tettsteder (tabell 2.5.1.1, Hanssen m.fl. (2022)). Havsulene gjør det bra i alle havområdene, og økningen er størst på Bjørnøya. Arten ble tilsynelatende hardt rammet av høypatogen fugleinfluensa i 2022, men det gjenstår å se effekten av dette på hekkebestandene.

2.5.3 - Bestandsendringer pelagisk dykkende sjøfugler 2011-2022, alle havområder

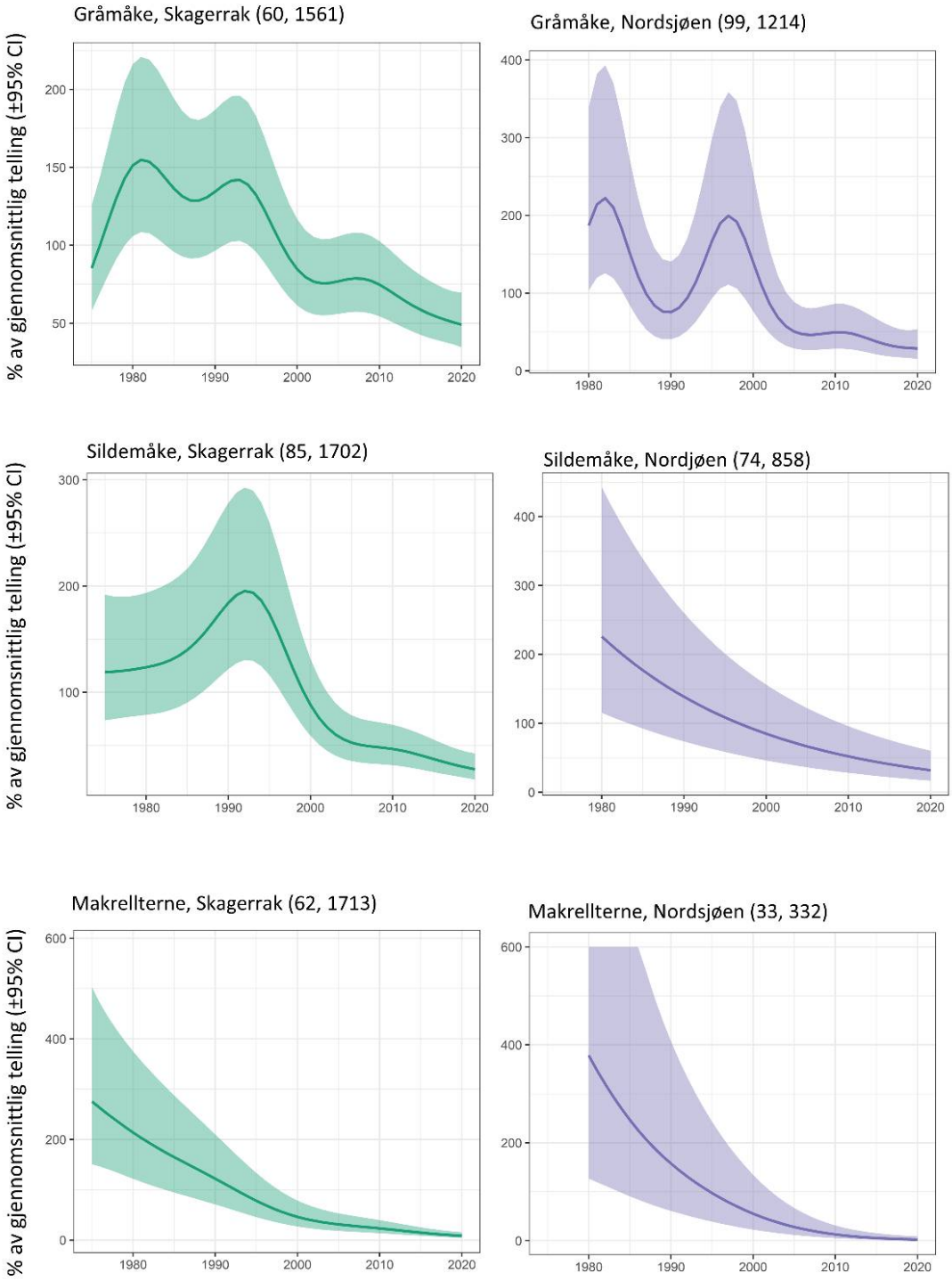
Alkebestanden har vært i tilbakegang i Barentshavet, mens den er stabil eller svakt økende i to kolonier i Norskehavet. Lomvibestanden i Barentshavet øker på Bjørnøya, men er i tilbakegang på Hornøya og stabil på Hjelmsøya. I Norskehavet er lomvikolonien på Jan Mayen i tilbakegang, mens de øker på Røst og Sklinna (figur 2.5.3.1). Polarlomvibestandene i Barentshavet og i Norskehavet er i nedgang (figur 2.5.3.1). Lundebestanden er stabil i Barentshavet, mens den er i nedgang i Norskehavet (figur 2.5.3.1) (Hanssen m.fl., 2022).



Figur 2.5.3.1 Bestandsutvikling for krykkje, lomvi, polarlomvi og lunde i Norskehavet og Barentshavet. Tykk rød strek viser estimert bestandsstørrelse, tynne grå streker viser bestandsovervåking i enkeltkolonier. Kilder: Regional bestand fra (Fauchald m.fl., 2015a), data fra bestandsovervåking er hentet fra seapop.no.

2.5.4 - Bestandsendringer kystbundne overflatebeitende sjøfugler 2011-2022, alle havområder

For de kystbundne overflatebeitende sjøfuglene er storjobestanden stabil på Bjørnøya (Barentshavet), i økning på Hjelmsøya (Barentshavet) og på Jan Mayen og Røst (Norskehavet), og stabil på Runde (Norskehavet/Nordsjøen). Alle koloniene av svartbak-, gråmåke- og sildemåke som overvåkes i Norskehavet og Nordsjøen og Skagerrak er stabile eller i tilbakegang (figur 2.5.4.1. (Hanssen m.fl., 2022)).



Figur 2.5.4.1 Bestandsutvikling for gråmåke, sildemåke og makrellterne i fuglereservater i Skagerrak og Nordsjøen. Figurene viser gjennomsnittlige trender med 95% konfidensintervall. Antall kolonier og tellinger er gitt i parentes. Kilde: (Arneberg m.fl., 2023a).

2.5.5 - Bestandsendringer kystbundne dykkende sjøfugler 2011-2022, alle havområder

Storskarvkoloniene som overvåkes i Barentshavet er stabile, det samme er to av tre kolonier i Norskehavet, mens en er i tilbakegang. Koloniene langs Skagerrakkysten er i økning. For toppskarv er begge koloniene i Barentshavet i tilbakegang. I Norskehavet er to kolonier stabile, og en i tilbakegang, mens de i Nordsjøen og Skagerrak er i økning. Ærfuglbestandene i Barentshavet og Nordsjøen og Skagerrak er stabile, mens bestanden i Norskehavet er i nedgang. Teistbestanden i Norskehavet ser ut til å være stabil mens det mangler data for bestandene i de andre havområdene (Hanssen m.fl., 2022).

2.5.6 - Påvirkningsfaktorer

Mange av de negative endringene for de fleste sjøfuglartene skyldes redusert næringstilgang kombinert med klimaendringer. Endringer i næringstilgangen for sjøfugl kan skyldes mange faktorer, for eksempel lavere produksjon av byttedyr, naturlig predasjon på yngre årsklasser av fisk (f.eks. torsk som spiser ungsild som spiser lodde), uttak av fiskeressurser eller sekundæreffekter av klimarelaterte endringer (f.eks. Sandvik m.fl. (2005), Reiertsen m.fl. (2012), Sandvik m.fl. (2012), Sandvik m.fl. (2014)). Overfiske av den atlantoskandiske sildestammen på slutten av 1960-tallet (Dragesund m.fl., 2008) resulterte i flere år med redusert gyting og produksjon av 0-gruppe sild, et viktig næringsemne for en rekke sjøfuglarter langs norskekysten (f.eks. Anker-Nilssen og Øyan (1995), Sætre m.fl. (2002), Cury m.fl. (2011)). I tillegg påvirker varmere hav også sammensetningen av dyreplankton slik at den mer varmekjære, men ikke fullt så energirike arten hoppekrepsen *C.helgolandicus* har tatt over for den mer kuldetolerante og mer energirike raudåta *C. finmarchicus* (Reygondeau og Beaugrand, 2011). Den negative påvirkningen dette har på fisk er allerede beskrevet i kapittel 2.1 (Fauchald m.fl., 2015b). Denne endringen i planktonsamfunnene påvirker for øyeblikket Nordsjøen mest, men det er ventet at den vil spre seg nordover og påvirke økosystemene i Norskehavet og Barentshavet enten direkte eller indirekte (Frederiksen m.fl., 2013). I de siste årene er det observert makrell som har spredt seg langt nord i Barentshavet. Denne spiser store mengder dyreplankton og små fisk, og er en viktig konkurrent i sjøfuglenes matfat. Den eneste sjøfuglarten som kan utnytte makrellen er havsule, og den har nå spredt seg nordover i Barentshavet, og hekker på Bjørnøya.

Klimaeffektene kan også påvirke sjøfuglbestandene direkte, og høyere frekvens av ekstremvær kan påvirke både overlevelse og hekkesuksess. Endringer i klimatiske forhold påvirker også oseanografiske forhold som bestemmer tilgjengeligheten av for eksempel fiskelarver for hekkende sjøfugl. Dette kan føre til endringer i tidspunkt for hekking og en “mismatch» mellom tilgangen på mat og sjøfuglenes hekkesesong (Durant m.fl., 2003, 2004). En global studie viser at sjøfuglbestander ikke justerer hekketidspunkt i takt med endret sjøtemperatur, noe som gjør dem potensielt sårbare med hensyn til «timing» i forhold til byttedyr (Keogan m.fl., 2018). En oppfølgende studie for arktiske sjøfugler viste imidlertid at arter med lang hekkesesong i større grad endret hekketidspunkt som følge av tidligere vår (Descamps m.fl., 2019). Lomvi og polarlomvi ankommer koloniene tidligere, men justerer ikke starten på hekkesesongen (Merkel m.fl., 2019). En studie der man har modellert driften av fiskelarver langs kysten viser at de viktigste fuglekoloniene er lokalisert ved områder med naturlig opphopning av fiskeyngel (Sandvik m.fl., 2016). Hvis klimaendringer endrer oseanografiske forhold i så stor grad at det påvirker driften og retensjonsområdene for torskelarver vil dette kunne få store konsekvenser for sjøfuglbestandene ikke bare i Barentshavet, men langs hele kysten.

Det er målt høye nivåer av miljøgifter i fugleegg (bl.a. i de arktiske artene polarmåke og ismåke *Pagoplina eburnea*, f.eks. (Erikstad m.fl., 2011, Lucia m.fl., 2015, Chastel m.fl., 2022, Herzke m.fl., 2023, og resultatene gir grunn til bekymring for miljøgifter som påvirkningsfaktor for sjøfugl i norske havområder. Miljøgifter kan påvirke sjøfugl på forskjellig vis, for eksempel gjennom lavere reproduksjon, skjev kjønnsfordeling hos avkom og økt dødelighet (se Bustnes m.fl. (2015) og referanser i denne).

En økende bestand av havørn (*Haliaeetus albicilla*) påvirker klippehekkende fugl (f.eks. lomvi og krykkje) negativt (Hipfner m.fl., 2012). For eksempel er lomviene som tidligere hekket på åpne fjellhyller på Hjelmsøya nå borte, og det er en økende bestand som hekker skjult i steinur.

2.6 - Forurensning i norske havområder

I 2022 publiserte Overvåkingsgruppen rapporten «Forurensning i de norske havområdene – Barentshavet, Norskehavet og Nordsjøen» som sammenstiller kunnskap om forurensningstilstanden i de tre forvaltningsplanområdene med hovedvekt på miljøgifter og radioaktiv forurensning (Frantzen m.fl., 2022). Rapporten oppsummerer resultater fra Overvåkingsgruppens indikatorsett, som består av 43 indikatorer for forurensning og fire indikatorer for potensielt forurensende menneskelig aktivitet i havområdene. Rapporten inneholder også annen relevant kunnskap. Det ble også gjort en evaluering av indikatorsettet og de ulike indikatorenes egnethet til å vurdere tilstand, utvikling og effekter på mattrygghet og miljøkvalitet.

Nivåene av miljøgifter som kvikksølv, PCB, PBDE og DDT i organismer er generelt høyest i Nordsjøen og lavest i Barentshavet, med noe variasjon. Også i sediment er nivåene av de miljøgiftene som måles høyest i Nordsjøen. Nivåene som måles i sedimenter er for mange metaller og PAH høyere i Barentshavet enn i Norskehavet, som antas å skyldes et naturlig høyere bakgrunnsnivå i Barentshavet. Størstedelen av tilførslene av miljøgifter til havområdene er fra luft, og målinger i luft ved målestasjoner i de ulike havområdene i dag viser nokså lik tilførsel over de ulike områdene. Tilførsler fra land og spredning av «gammel» forurensning har trolig større betydning for nivåene av miljøgifter i næringskjeden i Nordsjøen og til dels i Norskehavet, enn i Barentshavet. Motsatt er det noen miljøgifter, deriblant klorerte pesticider som heksaklorbenzen (HCB), cis- og transklordan med flere, som øker fra sør mot nord i biologiske prøver og dermed har de høyeste nivåene målt i Barentshavet. Luftmålinger viser også at HCB øker fra sør til nord med høyeste nivåer på Svalbard.

Tilførslene av mange av miljøgiftene via luft har avtatt siden målingene startet fra 1990-tallet og utover, men nedgangen har til dels flatet ut de siste årene. Nedgangen reflekteres bare delvis i nivåene som måles i sedimenter og i biologiske prøver fra ulike deler av næringskjeden. For eksempel for kvikksølv er nivåene som måles i fisk og sjøpattedyr stabile eller økende på tross av nedgang i lufttilførsel, og nivåene i de øverste sedimentlagene er også stabile. For mange av de organiske miljøgiftene er det en tydeligere nedgang i biologiske prøver, og særlig nivået av PBDE har vist en klar nedgang siden rundt 2005.

Sjømat i de norske havområdene er trygg å spise, da nivåer av miljøgifter i spiselige deler av de fleste arter er under grenseverdier for mattrygghet. I noen tilfeller der det forekommer overskridelser av slike grenseverdier, er det gjort tiltak for å forhindre at den aktuelle fisken kommer på markedet. For eksempel er det et område ved Ytre Sklinnadjupet i Norskehavet, der det er forbud mot fiske av atlantisk kveite på grunn av høye nivåer av både kvikksølv og dioksiner og dioksinlignende PCB. Det er også et generelt utkastpåbud for atlantisk kveite større enn 100 kg.

Miljøkvalitetsstandarder (Environmental Quality Standards, EQS) er grenseverdier satt av miljømyndighetene for å beskytte de mest sårbare delene av økosystemet, som toppredatorene sjøfugl og sjøpattedyr. Nivåene av kvikksølv, PCB og PBDE i de fleste indikatorartene overskrider miljøkvalitetsstandardene, som ikke er arts- eller vevsspesifikke. Lodde og polartorsk i Barentshavet og blåskjell langs kysten mot Barentshavet var imidlertid innenfor miljøkvalitetsstandarden for kvikksølv ved siste måling. Nivåer av miljøgifter over miljøkvalitetsstandarden i arter på lavt nivå i næringskjeden antas å potensielt kunne påvirke toppredatorer ved at konsentrasjonene øker oppover i næringskjeden. Derfor egner miljøkvalitetsstandarden seg til å vurdere nivåene i arter på lavt nivå i næringskjeden, mens arter høyere i næringskjeden med naturlig høyere konsentrasjoner alltid vil overskride standarden for enkelte stoffer. For disse artene er derfor miljøkvalitetsstandarden dårligere egnet. For andre stoffer var alle indikatorene innenfor miljøkvalitetsstandardene. I 2021 ble det i det nasjonale overvåkingsprogrammet «Miljøgifter i kystområdene – MILKYS» gjort totalt 315 vurderinger av miljøkvalitetsstandarder for 20 miljøgifter, og miljøkvalitetsstandarder ble overskredet for 21% av alle miljøgiftene i blåskjell og for 36% av miljøgiftene i torsk (Schøyen m.fl., 2022).

Det er forskning som tyder på at sjøfugl og sjøpattedyr i Barentshavsområdet er påvirket av miljøgifter, og spesielt sultende isbjørn kan være særlig sårbar for effekter av miljøgifter på fettmetabolismen. I Nordsjøen viser overvåking at fisk nær petroleumsinstallasjoner påvirkes av PAH-forurensning.

Det er fremdeles radioaktiv forurensning i havområdene som skyldes Tsjernobyl-ulykken. Nivået av cesium-137 som måles i både sjøvann, tang og flere fiskearter, er lave og synkende. Nivåene er høyest i sør på grunn av utstrømming fra Østersjøen, og avtar nordover. I tang måles også technetium-99, som i hovedsak stammer fra utslipp fra Sellafield, og også her er det lave og synkende nivåer.

2.6.1 - Kort oppsummering for hvert havområde

Av de tre undersøkte havområdene, er det Barentshavet som generelt sett har de laveste forurensningsnivåene, med unntak av enkelte stoffer som HCB. Overvåkning av isbjørn og sjøfugl i Barentshavet viser likevel at miljøgiftene øker i konsentrasjon oppover i næringskjeden og kan påvirke toppredatorer.

I Norskehavet er konsentrasjonene av de fleste stoffene som overvåkes på nivå med Nordsjøen, Barentshavet eller et sted imellom, men en direkte sammenligning er vanskelig. Det er ukjent hvorfor noen sjømatarter som fiskes i Norskehavet i enkelte tilfeller og områder har uvanlig høye nivåer av miljøgifter, over grenseverdier for mattrygghet.

Nordsjøen og Skagerrak er generelt mer forurenset enn de andre havområdene, men nivåene av de fleste miljøgifter i sjømatarter fra forvaltningsplanområdet er likevel under grenseverdiene for mattrygghet. Det mangler indikatorer for nivåer og effekter av miljøgifter i sårbare toppredatorer som sjøfugl og sjøpattedyr i dette havområdet, og det er heller ingen overvåking av metaller i sedimenter.

2.7 - Endring i rødlistestatus for truede arter og naturtyper

I 2021 kom en ny utgave av rødliste for truede norske arter (Artsdatabanken, 2021). Den avløste rødlista fra 2015 (Artsdatabanken, 2015), som bidro til forrige samlede faglige grunnlag for oppdatering og revisjon av forvaltningsplanene. Siden forrige faglige grunnlag er det også kommet ny utgave av rødliste for truede naturtyper (Artsdatabanken, 2018), som avløste vurderingen fra 2011 (Artsdatabanken, 2011). I tabell 2.7.1 er det gitt en oppsummering av hovedtrekkene i endring i rødlistestatus for pattedyr, sjøfugl og fisk og enkelte andre artsgrupper, samt antall rødlistede naturtyper i de tre havområdene. Det er tatt utgangspunkt i arter og naturtyper som vurderes å være relevante for forvaltningsplanområdene i de tre havområdene. Merk at Artsdatabankens rødlistevurderinger er nasjonale, og at enkelte arter og naturtyper derfor forekommer i flere havområder og følgelig også flere ganger i tabellen. Mer detaljert informasjon er gitt i kapitlene 4.1.8, 4.2.7 og 4.3.5.

Det har vært en klar utvikling i retning av en mer alvorlig situasjon for truede arter og naturtyper siden 2015/2011. For 29 av de totalt 138 oppføringene i tabell 2.7.1 (21%) er det vurdert å ha vært en reell forverring av situasjonen mens det for kun 7 oppføringer (5%) er vurdert å ha vært en reell forbedring. For en rekke arter og naturtyper er rødlistestatus endret fordi en har fått bedre informasjon, og dette fordeler seg relativt jevnt mellom at situasjonen er vurdert som mer alvorlig (20 oppføringer) og som bedre (16 oppføringer).

Utviklingen er samlet sett vurdert som mest negativ for sjøfugl. Av de totalt 50 oppføringene i tabell 2.7.1, er det vurdert å ha vært en reell forverring for 19 (38%) fra 2015 til 2021. For kun 2 oppføringer (4%) er det vurdert å ha vært en reell forbedring av situasjonen. For pattedyr er det vurdert å ha vært en reell forverring for 3 av 18 oppføringer (17%) og forbedring for 1 (6%), mens tallene for fisk er forverring for 4 av 28 oppføringer (14%) og ingen reelle forbedringer. For truede naturtyper er det like mange oppføringer hvor situasjonen er vurdert som reelt sett verre enn som bedre (2 av 18 oppføringer for hver kategori, 11%).

Når man setter sammen en tabelloversikt så vil det følge noe usikkerhet basert på utvalg og representativitet. Rødlistene er nasjonale rødlister, og det følger informasjon om artenes forekomst i havområdene. Artsdatabankens faktaark sammen med rødlistenes søkefunksjoner er brukt til å vurdere representative arter og naturtyper for hvert havområde (Artsdatabanken, 2018, 2021). Likevel er det noe usikkerhet da havforvaltningsplanenes administrative grenser ikke fullstendig tilsvarer artsdatabankens grenser for havområder. I tillegg kan det være kunnskapsmangler om stedlig tilstedeværelse. Ikke alle arter er utelukkende tilknyttet havområdene, for eksempel er det tatt med noen arter; bergand, gulnebblom, sjøorre og stellerand som ikke er typiske sjøfugler da de ikke lever i/av havet (marint miljø) hele året.

Tabell 2.7.1 Antall rødlistede arter av pattedyr, sjøfugl, fisk og andre arter som er spesielt relevante for forvaltningsplanene, samt antall rødlistede naturtyper i de tre havområdene. For hver kategori er det oppgitt antall arter eller naturtyper som har endret status mellom 2015 og 2021 og begrunnelsen for dette. Kilder: (Artsdatabanken, 2011, 2015, 2018, 2021).

Havområde	Gruppe	Antall rødlistede arter eller naturtyper i 2021	Vurdert som mer alvorlig i 2021 på grunn av reell forverring	Vurdert som mer alvorlig i 2021 på grunn av ny informasjon	Vurdert som mindre alvorlig i 2021 på grunn av reell forbedring	Vurdert som mindre alvorlig i 2021 på grunn av ny informasjon
Barentshavet	Pattedyr	11	1	1	1	3
	Sjøfugl	21	8	4	0	1
	Fisk	10	2	2	0	1
	Andre arter	3	0	0	0	0
	Naturtyper	10	1	0	1	0
Norskehavet	Pattedyr	5	1	0	0	2
	Sjøfugl	14	6	2	1	1
	Fisk	9	1	2	0	1
	Andre arter	11	0	1	2	3
	Naturtyper	4	0	0	0	1
Nordsjøen og Skagerrak	Pattedyr	2	1	0	0	1
	Sjøfugl	15	5	3	1	1
	Fisk	9	1	2	0	1
	Andre arter	10	0	4	0	0
	Naturtyper	4	1	0	1	0

2.8 - Fremmede arter

Utvikling i tilstand for fremmede arter er omtalt i kapitlene 4.1.7 (Barentshavet), 4.2.6 (Norskehavet) og 4.3.4 (Nordsjøen og Skagerrak). Her er det gitt en oppsummering av dette med noe tilleggsinformasjon om endringer siden forrige faglige grunnlag.

Det er registrert flest fremmede arter i de kystnære delene av norske havområder. Dette er antakelig en følge av at det er betydelig flere observasjoner langs kysten, og at det er et større tilfang av passende habitater der de fleste fremmede marine arter er tilpasset et liv i kystnære og grunne habitater.

I 2022 er det i Barentshavet registrert seks fremmede arter (Miljøstatus, 2022a). I Norskehavet var det i 2012 registrert 9 fremmede arter (Miljøstatus, 2022c). I 2018 hadde tallet økt til 17, blant annet på grunn av videre spredning av stillehavsøsters (*Magallana gigas*), pukkellaks (*Oncorhynchus gorbuscha*) og tre arter mosdyr. Antallet økte ikke videre til 2022, men det er trolig et spørsmål om tid før japansk sjøpung (*Didemnum vexillum,* «havnespy») spres inn i området. I norsk del av Nordsjøen og Skagerrak var det i 2018 registrert 39 fremmede arter. I 2022 hadde tallet økt til 44. Økningen at flere nye arter for Norge har blitt registrert i dette området de seinere årene, som et resultat av egenspredning eller menneskeskapt spredning fra bestander lenger sør i Europa (Miljøstatus, 2022b). At det er observert betydelig flere fremmede arter langs kysten av Sør-Norge enn Midt-Norge og Nord-Norge, skyldes sannsynligvis mer omfattende skipstrafikk og annen menneskelig aktivitet i sør, samt at havstrømmer i sør i større grad bidrar til spredning av fremmede arter som allerede er etablert andre steder i Europa.

Viktige enkeltarter er pukkellaks, kongekrabbe (*Paralithodes camtschaticu*s), snøkrabbe (*Chionoecetes opilio*) og stillehavsøsters.

Pukkellaks er en av de få registrerte fremmede artene som finnes i åpent hav. Den er spredd fra Russland, hvor den har blitt overført fra Stillehavet til vestlige områder. I 2017 ble det for første gang gjort betydelig registreringer av pukkellaks i elver og langs kysten av hele Norge (Berntsen m.fl., 2018). I 2019 gikk antall registreringer videre opp i Troms og Finnmark, men ned i områdene fra Nordland og sørover (Berntsen m.fl., 2020). Det er vurdert at bestanden av pukkellaks er så stor at den kan påvirke økosystemet.

Kongekrabben forekommer i all hovedsak i de store fjordene i Øst-Finnmark, og i mindre grad i åpne havområder langs kysten. Det har vært små endringer i utbredelse av kongekrabbe de siste årene. Også for kongekrabbe er det vurdert at bestanden er tilstrekkelig stor til å påvirke økosystemet.

Snøkrabbe ble registrert i det østlige Barentshavet for første gang i 1996 og har siden spredd seg vestover inn i norsk sektor, og er nå utbredt over store deler av Barentshavet. Snøkrabben er hjemmehørende i et område fra vest av Grønland til det nordlige Stillehavet, og det har vært omdiskutert hvordan arten har spredd seg til Barentshavet (se Dahle m.fl. (2022) for en oppsummering). Nye genetiske analyser tyder på at snøkrabben har spredd seg naturlig til Barentshavet og derfor ikke bør klassifiseres som en fremmed art (Dahle m.fl., 2022). Det har ikke vært større endringer i utbredelsen av snøkrabbe i Barentshavet siden 2017.

Stillehavsøsters forekommer på grunne områder og er derfor sterkt kystbundet. Arten kan danne svært tette bestander og endre kystnære habitater. Den er etablert langs kysten av Skagerrak og Nordsjøen opp til Bergen. Langs vestlandskysten kan etableringen være i en tidlig fase (Husa m.fl., 2022). Enkelte individer av arten er funnet på Sunnmøre og grensen til Trøndelag, noe som indikerer at den er i ferd med å spres videre nordover (A. Jelmert (Havforskningsinstituttet), pers. komm.). Kalde vintre og varme somre kan gi forhøyet dødelighet, og arten kan se ut til å ha vært gjennom «flaskehalser» (episoder med lav tetthet) mange steder (Husa m.fl., 2022).

2.9 - Oppsummering

På bakgrunn av lange tidsserier (50-70 år), er det vist at klimaet har endret seg i alle de tre forvaltningsplanområdene som følge av menneskeskapt påvirkning. For Norskehavet og den arktiske (nordlige) delen av Barentshavet er det konkludert med at det er belegg for å si at det er begrenset menneskeskapt påvirkning og for den subarktiske (sørlige) delen av Barentshavet ikke belegg for å si at helheten i økosystemet er påvirket. Det er imidlertid stor usikkerhet knyttet til om dette betyr at påvirkningen virkelig er begrenset i disse områdene eller om den i realiteten er betydelig, men ikke er registrert fordi mange av tidsseriene er for korte (mindre enn 20 år) til å fange opp hvordan økosystemene har endret seg som følge av menneskeskapt påvirkning. For Norskehavet mangler også flere sentrale indikatorer. Fordi klimaendringer er identifisert som mulig viktig påvirkningsfaktor for mer enn 80% av indikatorene brukt i vurderingene av økologisk tilstand, er det særlig usikkerhet om mulige endringer i økosystemene som kan ha skjedd fram mot rundt år 2000. I denne perioden endret klimaet seg betydelig, men mye av den biologiske overvåkingen var enda ikke satt i gang. Det er forventet at klimaet vil fortsette å endre seg i stor grad i framtiden, dersom utslippene av klimagasser ikke kuttes betydelig, og at omfattende endringer i så fall vil bli observert også for økosystemene i Barentshavet og Norskehavet. I vurderingen av økologisk tilstand er det konkludert med at økosystemet i den norske delen av Nordsjøen og Skagerrak er betydelig påvirket av dette og andre menneskeskapte aktiviteter, særlig fiskerier. Nordsjøen og Skagerrak er vurdert med lange tidsserier, og det er lite usikkerhet knyttet til denne konklusjonen.

De store fiskebestandene er sentrale for dynamikken i økosystemene og er økonomisk viktige. Tilstanden for disse er gjennomgående god i Barentshavet, men i Norskehavet er de store bestandene av norsk vårgytende sild og makrell påvirket av fiske pver anbefalte kvoter gjennom mange år. Inntil begynnelsen av 2000-tallet var det fisket over anbefalte kvoter gjennom mange år i Nordsjøen og Skagerrak, og flere viktige bestander, som Nordsjøtorsk og Nordsjøsild er ikke blitt gjenoppbygget på grunn av negative effekter av klimaendringer på rekruttering. Også rekebestanden er på et lavt nivå på grunn av sviktende rekruttering. De store bestandene av sjøfugl er interessante indikatorer for endring i økosystemene fordi de er på toppen av næringskjedene. På grunn av den langvarige nedgangen i bestandene som har vart over flere tiår, er de gitt utvidet plass i denne rapporten. Det er ingen tegn til stans i bestandsnedgangene, og for arter som hekker langs kysten av Nordsjøen og Skagerrak er det nå fremlagt nye data som viser dramatisk nedgang i en rekke bestander. Mange av de negative endringene for de fleste sjøfuglartene skyldes redusert næringstilgang, kombinert med klimaendringer. For truede arter og naturtyper, som er sentrale i forvaltningen av biologisk mangfold, har det vært en forverring av tilstanden for en rekke arter fra 2015 til 2021. Flest er registrert for sjøfugl. Det har også vært forbedringer, men for et betydelig lavere antall arter. Fremmede arter kan ha omfattende påvirkning på marine økosystem og er i stor grad observert langs kysten i norske farvann. Antall registrerte fremmede arter er høyest i sør, og har økt de siste ti årene. Også for den siste fireårsperioden er det økning i Nordsjøen og Skagerrak.

Miljøgifter kan påvirke både økosystemene og hvor trygg sjømat er. Nivåene av miljøgifter er generelt høyest i Nordsjøen og lavest i Barentshavet. Tilførselen har gjennomgående minket siden overvåkingen startet fra 1990-tallet og utover, men nedgangen har til dels flatet ut de siste årene. Nedgangen reflekteres bare delvis i nivåene som måles i sedimenter og i biologiske prøver. Sjømat i de norske havområdene har nivåer av miljøgifter stort sett under grenseverdier for mattrygghet. Nivåene øker oppover i næringskjeden og kan påvirke toppredatorer som isbjørn og sjøfugl.

3 - Spesialtema: Karbonbinding i marint plankton, marine vegetasjonstyper og marine sedimenter

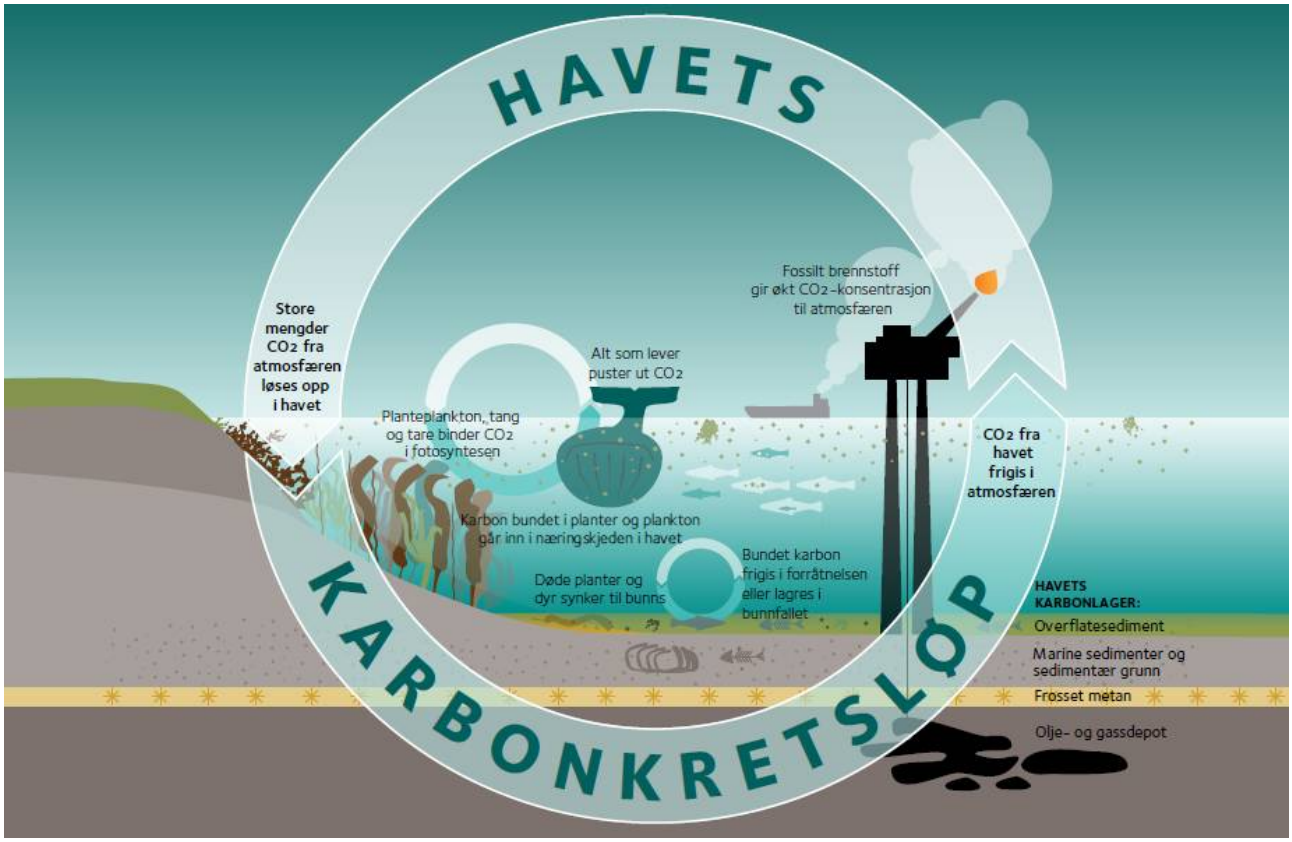
3.1 - Sammendrag

Her presenteres kunnskapsgrunnlaget om blått karbon i forvaltningsplanområdene for Barentshavet, Norskehavet og Nordsjøen og Skagerrak. Store mengder CO_2 tas opp av havet og bindes i plankton og blå skog, som omfatter vegetasjonen i havet som tang, tare og ålegras, gjennom fotosyntesen. Bare en liten del av planktonet og en ukjent del av det organiske materialet fra den blå skogen synker ned på dypt vann og lagres permanent i sedimentene. Beregning av karbonlageret i sedimenter er gjort for Nordsjøen og Skagerrak, men mangler for de to andre havområdene. Det diskuteres kunnskapshull knyttet til prosessene rundt binding, omsetning, transport og lagring av blått karbon samt hvordan disse påvirkes av, og er med på å motvirke, klimaendringer.

3.2 - Innledning

Havet tar opp omtrent en fjerdedel av alt karbon mennesker slipper ut i atmosfæren (IPCC, 2021). Karbondioksid (CO_2) løses opp i havoverflaten og tas opp i sjøvannet gjennom fysiske, kjemiske og biologiske prosesser. Det marine karbonkretsløpet i figur 3.1.1 viser hvordan karbonet beveger seg gjennom levende og ikke-levende deler av det marine miljøet. Nord-Atlanteren er et havområde som tar opp mye CO_2 i forbindelse med dypvannsdannelse, der overflatevann transporterer CO_2 til dypere vannlag. Karbon er en viktig del av en mengde makromolekyler som proteiner, fett, nukleinsyrer og karbohydrater, og er en sentral «byggestein» i levende organismer. I likhet med planter på land omdanner mikroalger (planteplankton), makroalger (tang og tare) og ålegras CO_2 til organisk karbon gjennom fotosyntesen, og er derfor en effektiv mekanisme for å ta opp CO_2 fra atmosfæren. Karbon bindes midlertidig ikke bare i stående biomasse med aktiv omsetning. Det lagres også mer permanent ved at organisk materiale, som ikke spises eller på annen måte omsettes i økosystemene, begraves i sedimenter og lagres der over lang tid. Korttidsbundet og langtidslagret karbon i havet defineres i denne rapporten som *blått karbon*.

I dette kapittelet har vi gått gjennom kunnskapsgrunnlaget om blått karbon med fokus i plankton og blå skog (tang, tare og ålegras) i Barentshavet, Norskehavet og Nordsjøen og Skagerrak. Karbon i levende og døde organismer defineres som (korttids) *bundet*, og karbon i havbunnen som ikke omsettes og dermed er deponert i havbunnssedimentene defineres som (langtids) *lagret* karbon. Organisk karbon i sediment omsettes gjennom bakteriell nedbrytning i de øvre lag og bare ned til en viss dybde, der omdanningsprosessene er langsomme nok til at det organiske karbonet blir langtidslagret. Et annet ord for langtidslagret karbon er *karbonsekvestrering*.



Figur 3.3.1 Karbonkretsløpet i havet (fra Miljødirektoratet (2019), grafikk: Tibe T).

Plankton spiller en viktig rolle i karbonfiksering i havet og noe av karbonet som bindes av planteplankton synker til dyphavet og fjernes effektivt fra utveksling med atmosfæren. Det meste av planteplanktonet blir imidlertid føde for dyreplankton, som igjen blir spist av større organismer. Under denne prosessen utgjør karbon deler av ekskrementer, detritus eller døde celler som inngår i en vertikal transport mot dypet, en såkalt biologisk karbonpumpe. Dyreplankton (figur 3.3.2) kan redusere den vertikale transporten av karbonholdig materiale ved predasjon på primærprodusentene, men kan også øke den ved å produsere fekalpellets (ekskrementer fra dyreplankton) som synker raskere mot dypet enn planteplanktonet selv (Reigstad m.fl., 2011). Det antas at det globalt sedimenterer 0,1-1 % av det organiske karbon som tas opp ved havoverflaten gjennom fotosyntesen. Det øvrige remineraliseres gjennom respirasjon og CO_2 utveksles med atmosfæren (Bopp m.fl., 2017).

I nordlige farvann er planktonorganismene generelt større enn i sørlige havområder (Benedetti m.fl., 2021), og derfor synker både døde organismer og deres ekskrementer raskere og til større dyp, enn i sørlige områder. Karbon som er fanget i dyphavet forblir der i lang tid på grunn av stratifisering (lagdeling) av vannmassene, som forhindrer karbontransport mellom dyphavet og vannet i havoverflaten. Dersom klimaendringer fører til endringer i artssammensetning av plante- og dyreplankton (figur 3.3.2) og store arter erstattes av mindre, som synker langsommere (Neukermans m.fl., 2018, Brun m.fl., 2019), vil transporten av karbon til dyphavet kunne bli redusert.

Figur 3.3.2. Kiselalger (venstre) er vanlige mikroalger i det norske kystvannet og er ofte dominerende under våroppblomstringen (Foto: Havforskningsinstituttet- Jan Henrik Simonsen). Dyreplankton (høyre) fra norske farvann. Kilde: The ICES/PICES, 6th International Zooplankton production Symposium, 2016. Raudåte, krill, amfipode, vingesnegl og manet (Foto: Kurt Tande, Nils Aukan og Havforskningsinstituttet).

Marin vegetasjon i den fotiske sonen av havbunnen i Norge (dvs. de områder hvor lyset kan trenge ned) domineres av brunalger. Brunalger kan være enten tang, som danner smale belter i og rett nedenfor strandsonen, eller tare, som danner tareskoger på grunne hardbunnsområder langs kysten nedenfor tidevannssonen og så langt ned som lyset når, fra 5 til omtrent 30 m. Norge har en stor del av Europas samlede tareskoger (Araújo m.fl., 2016). Sukkertare danner skoger i indre bølgebeskyttede områder, og stortare dominerer på den ytre delen av kysten som er mer bølgeeksponert (figur 3.3.3). Det er også antatt at tare binder mye blått karbon. Enkelte tarearter vokser svært raskt og produserer store mengder organisk materiale, som tilfører kystøkosystemene karbon når algene bytter ut bladet sitt hvert år. Det er i liten grad kjent hvor mye av produksjonen av organisk tarematerialе som konsumeres av dyr og mikroorganismer, og transportveiene for taren fra tareskogen til havbunns-sedimentene er i liten grad kvantifisert. For tang er kunnskapen om bidrag til både kort- og langtidslagring av karbon i stor grad ukjent. Tang og tares rolle i det marine karbonkretsløpet og for reguleringen av havets CO_2-opptak, og dermed klimarolle, er uansett antatt å være betydelig globalt sett og har derfor blitt kalt «The elephant in the blue carbon room» (Krause-Jensen m.fl., 2018).

Ålegras er en av de få blomsterplanter som lever i havet. Denne naturtypen danner tette enger i grunne og beskyttede bløtbunnsområder og kan finnes på fin mudderbunn, men også grovere sandbunn (figur 3.3.3). Plantene er flerårige, men visner om høsten og frigir bladene sine, før det vokser fram nye blad på våren. Organisk materiale fra plantene havner på bunnen av ålegrasengene der det brytes ned av bakterier eller begraves uten å nedbrytes. På denne måten bidrar ålegress til karbonlagring i kystnære områder.

Figur 3.3.3 Stortare (Laminaria hyperborea, venstre) danner tette skoger på fjellbunn i bølgeeksponerte områder (foto: Havforskningsinstituttet). Tang (diverse arter, midten) vokser i tidevannssonen og tåler både bølgeeksponering og tørrlegging (foto: NIVA). Ålegras (Zostera marina, høyre) er blant få blomsterplanter som lever i havet, der de kan danne store undervannsenger (foto: NIVA).

Organisk karbon som blir bundet i plankton og planter gjennom fotosyntese går inn i næringskjeden i havet. Det meste av alt organisk karbon som produseres (ca. 50 milliarder tonn C per år globalt) blir konsumert av mikroorganismer og dyr og, veldig forenklet, blir til slutt redusert til uorganisk CO_2 gjennom respirasjonen. En mindre andel synker ned til havbunnen i form av døde planter og dyr. Omsetningen av organisk karbon til uorganisk karbon fortsetter i overflatesedimentet, men denne prosessen blir mindre effektiv over tid og med økende dybde i sedimentet. Bare en brøkdel av det karbonet som blir organisk bundet gjennom fotosyntesen, ca. 0,1 til 1 % av det som produseres globalt, unngår omsetningen tilbake til uorganisk CO_2 og lagres i marine sediment på lang sikt (Bopp m.fl., 2017, Middelburg, 2019). Denne andelen er imidlertid høyere i kystnære strøk (Smeaton og Austin, 2019). På denne måten flyttes karbon fra det aktive overflatekarbonkretsløpet til det langsommere geologiske karbonkretsløpet (Keil, 2017).

3.3 - Kunnskapsgrunnlaget for karbonbinding for Norge

3.3.1 - Marint plankton

Av hovedelementene i bløte deler i plankton er andelen karbon (C) i forhold til nitrogen (N) og fosfor (P), det såkalte C: N: P forholdet, relativt stabilt i planteplankton (108:15.5:1) og i dyreplankton (103:16.5:1) (Redfield m.fl., 1963). Det er beregnet at picofytoplankton (veldig små plankton, <2µ m) står for 90 % av karbonfikseringen i Atlanterhavet (Poulton m.fl., 2006). I utgangspunktet blir størstedelen av karbonet som er bundet i plankton gjennom fotosyntese omsatt og, selv om det alltid vil være en stående biomasse, er potensialet for endringer i planktonets karbonlagringsevne lav. Totalt for norske farvann er primærproduksjonen for planteplankton estimert til drøyt 224 000 000 tonn C per år (tabell 3.2.1.1).

Det finnes få publiserte målinger av primærproduksjon i norske farvann fordi disse er vanskelige og kostbare å gjennomføre. I tillegg varierer produksjonen mye både i tid og rom. Estimatene er dermed hovedsakelig basert på numeriske modeller eller beregnet fra satellittdata. Primærproduksjon oppgis som brutto eller netto primærproduksjon, hvor netto er lik brutto primærproduksjonen minus planktonets egen respirasjon. Estimert netto primærproduksjon i Nordsjøen og Skagerrak er i gjennomsnitt ca. 120-140 g C m^{-2} $år^{-1}$ over hele området, men med stor romlig variasjon (Skogen og Moll, 2000). Netto primærproduksjonen for Norskehavet er estimert til ca. 80 g C m^{-2} $år^{-1}$ (Rey, 2004, Skogen m.fl., 2007), mens den er noe høyere i kyststrømmen, ca. 80-120 g C m^{-2} $år^{-1}$ (Rey, 2004). I Barentshavet varierer anslagene for primærproduksjon mye (44-113 g C m^{-2} $år^{-1}$) avhengig av hvilken vannmasse og region som er undersøkt (Dalpadado m.fl., 2014). Siden den stående biomassen av planteplankton til enhver tid er relativt lavt sammenlignet med den totale produksjonen gjennom året, er karbon lagret i korttidsbundet biomasse ikke vist i tabell 3.2.1.1.

Økende havtemperatur og issmelting har ført til at produksjonen av planteplankton i arktiske havområder, inklusiv Barentshavet, har økt de siste tiårene (Dalpadado m.fl., 2020, Lewis m.fl., 2020). Disse studiene viser at årsakene til den økte primærproduksjonen er større i områder med åpent vann med en lengre vekstsesong. Økt primærproduksjon i disse områdene vil også kunne føre til økt karboneksport til dypet.

*Tabell 3.2.1.1 Beste tilgjengelige estimater av primærproduksjonen for plankton per havområde. Det er ikke funnet publiserte estimater på langtidslagring (sekvestrering) av planteplankton. * Primærproduksjon i Norskehavet er kun estimert for forvaltningsområdet. Enhetene 1000 tonn C kan ganges med 3,67 for omregning til CO_2 -ekvivalenter (1000 tonn CO_2e) (Dalpadado m.fl., 2020, Lewis m.fl., 2020).*

Havområde	Areal (km^2)	Primærproduksjon (1000 tonn C per år)	Langtidslagring (1000 tonn C per år)
Nordsjøen	142 205	18 500	Ukjent
Norskehavet*	1 165 880	93 500	Ukjent
Barentshavet	1 019 550	82 000	Ukjent
Totalt	2 327 635	224 000	Ukjent

Klimaendringer kan lede til forandringer i fysiske faktorer, som igjen har en innvirkning på biologien i havet. Derfor kan for eksempel en sterk lagdeling av de øvre vannlagene, på grunn av endret isutbredelse og vannsirkulasjon, ha stor betydning for primærproduksjonen og karbonsyklus.

Når det gjelder dyreplankton, har undersøkelser vist at dyreplankton i tempererte områder i Nord-Atlanteren fjerner signifikant mindre CO_2 fra atmosfæren nå enn hva det gjorde for 55 år siden, mest på grunn av lavere biomasse og antall arter per volum (Brun m.fl., 2019). I kalde havområder, hvor det er en stor biomasse av større dyreplanktonarter, finner vi også en relativt større aktiv transport av karbon mot dypet, blant annet på

grunn av at noen større dyreplankton overvintrer i dyphavet (Darnis og Fortier, 2012).

3.3.2 - Marin vegetasjon

Beste tilgjengelige kunnskap om utbredelse av tareskog kommer fra romlig sannsynlighetsmodellering basert på miljøforhold og feltdata som har blitt samlet i alle tre havområder (Frigstad m.fl. (2021), H. Gundersen m.fl. (2021); tabell 3.2.2.1). Tallene viser at arealene for tareskog er størst i Norskehavet og mindre i Nordsjøen og Skagerrak og Barentshavet. Modellen er begrenset av kvaliteten på grunnlagsdataene som inngår i den. For eksempel varierer kvaliteten på dybdedata langs kysten (Norderhaug m.fl., 2020b, 2021). Datagrunnlaget er best for stortareskog, som er den dominerende skogdannende tarearten som høstes i Nordsjøen og Skagerrak og Norskehavet. Datagrunnlaget for modellering av utbredelse av sukkertare er svakere. Ålegrasforekomstene i Norge er delvis kartlagt gjennom Nasjonalt program for kartlegging av biologisk mangfold (Bekkby m.fl., 2013). Forekomster av tangsamfunn har ikke vært kartlagt i Norge.

Kunnskapsgrunnlaget om biomasse og produksjon for blå skog Stående biomasse av stortare (korttidsbundet karbon) er bare modellert for mindre områder i Norskehavet (Norderhaug m.fl., 2020b, 2021 van Son m.fl., 2020). Frigstad m.fl. (2021) kombinerte derfor romlig sannsynlighetsmodellering av tare med feltdata om tarens biomasse for å anslå stående biomasse (tabell 3.2.2.1). Det finnes nye data om bundet karbon i ålegrasenger (inkludert stående biomasse i bunnen) fra Skagerrak (tabell 3.2.2.1, Gagnon (Under utarbeidelse) og Norskehavet (Röhr m.fl., 2018). For øvrige havområder og for tangsamfunn mangler det data. Data om årlig produksjon av blått karbon fra tareskog er kjent for Norskehavet (tabell 3.2.2.1; Pedersen m.fl. (2020), Pessarrodona m.fl. (2022)). Produksjonsdata for ålegrasenger og tangsamfunn mangler for alle havområder.

Det er ikke kjent hvor mye karbon fra blå skog som lagres i norske farvann hvert år. Siden tareskog vokser på fjellbunn, og dermed ikke sedimenteres i sitt eget habitat (tabell 3.2.2.1), vil langtidslagringen påvirkes av transport ut av habitatet og omsetningsprosesser. Under 10 % av primærproduksjonen konsumeres av sekundærkonsumenter i tareskoger i Norskehavet (Norderhaug og Christie, 2011). Resten fraktes ut av tareskogen med bølger og strøm. En ukjent del havner i tangvoller, brytes ned av bakterier (Filbee-Dexter m.fl., 2022), spises av kråkeboller (Filbee-Dexter m.fl., 2020a) eller av bunnlevende, detritusspisende organismer (Vilas m.fl., 2020). Transportmønstre avhenger blant annet av størrelsen på tarepartiklene og nærhet til kysten (Wernberg og Filbee-Dexter, 2018, Filbee-Dexter m.fl., 2020a). Nedbrytningshastigheten avhenger av temperatur, og karbonlagringen av blå skog er sannsynligvis større i Arktis enn i varmere hav lengre sør (Filbee-Dexter m.fl., 2022). I en pilotstudie i Frohavet har metoder for kvantifisering av karbon spesifikt fra tare i havbunnen blitt testet via DNA-teknikker (Frigstad m.fl. (2021); tabell 3.2.2.1).

Nye data viser at karbonbeholdningen i den øverste meteren av sedimentene inne i ålegrasenger er høy i Nordsjøen og Skagerrak, med en gjennomsnittsverdi på 280 tonn/ha, men med betydelig variasjon mellom lokaliteter (1,9-509 tonn/ha, Gagnon (Under utarbeidelse)). Det finnes mindre data fra Norskehavet, men en enkelt prøve fra Bodø er tilgjengelig, og her var beholdningen 56 tonn/ha. Data om akkumulasjonsrater i ålegrasenger mangler for Norge. Frigstad m.fl. (2021) brukte beste tilgjengelige kunnskap om tang, tare og ålegress, regelbasert romlig modellering og ekspertbaserte antagelser der data mangler, til å lage et budsjett som indikerer karbonlagringspotensialet for blå skog i Norge og Norden. Det estimeres at norsk blå skog, altså tang, tare og ålegress til sammen, dekker rundt 10 000 km^2 av havbunnen langs kysten (tabell 3.2.2.1). Den stående biomassen på det beregnede arealet representerer et kortsiktig karbonlager på i underkant av 6 millioner tonn karbon (ca. 150 millioner tonn levende biomasse) og det ble antatt at i overkant av 10 % av dette lagres hvert år.

Over store områder i Vest- og Midt-Norge er tareskogen i god tilstand. I nordlige deler av Norskehavet og i Barentshavet er det meste av tareskogen beitet ned av kråkeboller, sannsynligvis på grunn av overfiske på kråkebollens predatorer fram mot 1970-tallet (Norderhaug m.fl., 2020a). Man forventer at denne situasjonen vil

sakte forbedre seg i årene fremover, ettersom klimaendringer og ekspanderende krabbepopulasjoner reduseres (Christie m.fl., 2019b). På grunn av økt nedbrytningshastighet vil imidlertid karbonlagringskapasiteten potensielt reduseres med global oppvarming, (Filbee-Dexter m.fl., 2022). I Nordsjøen og Skagerrak er tareskogen truet av klimaendringer, som hetebølger (Filbee-Dexter m.fl., 2020b) i kombinasjon med økt mengde næringssalter, formørking og nedslamming som resultat av avrenning fra land (Christie m.fl., 2019a).

Tabell 3.2.2.1 Beste tilgjengelige estimater av dekket areal, mengde karbon bundet i levende biomasse, samt anslag for langtidslagring av karbon (sekvestrering) for tareskog, tangsamfunn og ålegrasenger fordelt på havområdene. Tallene i sort er basert på data med relevans for det enkelte havområde: Areal og biomasse av tareskog fra Frigstad m.fl. (2021), produksjon for tareskog fra Pedersen m.fl. (2020), biomasse ålegras i Norskehavet basert på Röhr m.fl. (2018) og Nordsjøen og Skagerrak på Gagnon (Under utarbeidelse). Grå tall er basert på ekspertvurderinger, regelbasert modellering og data fra andre områder med relevans for norske farvann Frigstad m.fl. (2021). Enheter for karbonlagring er gitt i 1000 tonn karbon per havområde. Enhetene 1000 tonn C kan ganges med 3,67 for omregning til CO_2 -ekvivalenter (1000 tonn CO_2e).

	Havområde	Tareskog	Tangsamfunn	Ålegrasenger	Totalt
Areal (km^2)	Barentshavet	1113	Ukjent	3,6	Ukjent
	Norskehavet	4959	Ukjent	16,3	Ukjent
	Nordsjøen-Skagerrak	1345	Ukjent	70	Ukjent
	Totalt	**7417**	3090	90	10597
Korttidsbundet biomasse (1000 tonn C) *	Barentshavet	746	Ukjent	Ukjent	Ukjent
	Norskehavet	3323	Ukjent	Ukjent	Ukjent
	Nordsjøen-Skagerrak	901	Ukjent	8	Ukjent
	Totalt	**4969**	927	7,1	5904
Karbonbeholdning i havbunnen (t/ha) øverste meter	Barentshavet	0*	0*	Ukjent	Ukjent
	Norskehavet	0*	0*	56	Ukjent
	Nordsjøen-Skagerrak	0*	0*	280	Ukjent
	Totalt	**0***	**0***	**Ukjent**	**Ukjent**
Karboninnhold i havbunnen (1000 tonn C) øverste meter	Barentshavet	0*	0*	Ukjent	Ukjent
	Norskehavet	0*	0*	90	Ukjent
	Nordsjøen-Skagerrak	0*	0*	1900	Ukjent
	Totalt	**0***	**0***	**Ukjent**	**Ukjent**
Produksjon (g C per m^2 per år)	Barentshavet	Ukjent	Ukjent	Ukjent	Ukjent
	Norskehavet	500	Ukjent	Ukjent	Ukjent
	Nordsjøen-Skagerrak	Ukjent	Ukjent	Ukjent	Ukjent
	Totalt	309(150-580)	290(±280)	330(±115)	**Ukjent**
Langtidslagringrater (1000 tonn C per år)	Barentshavet	Ukjent	Ukjent	Ukjent	Ukjent
	Norskehavet	Ukjent	Ukjent	Ukjent	Ukjent
	Nordsjøen-Skagerrak	Ukjent	Ukjent	Ukjent	Ukjent
	Totalt	503 (141–601)	117 (33–139)	4,6 (+/- 1.3)	624

* Tare og tang vokser på fjellbunn der karbon ikke lagres, men fraktes ned på dyp sedimentbunn (tabell 3.2.3.1).

* * For ålegressenger er omsatt karbon og karbon lagret i død biomasse sedimentert i ålegrasenger ikke medregnet

3.3.3 - Marine sedimenter

Her vurderes bunnsediment på kontinentalsokkelen innen områder for forvaltningsplanene. Unntatt er dyphavet (dyphavsslette og marint fjellandskap) og kystnære områder, inkludert fjorder. Flere globale studier tyder på at fjorder er viktige områder for organisk karbonlagring (Smith m.fl., 2015, Cui m.fl., 2016), selv om estimater av lagringsrater muligens er for høy (Smeaton og Austin, 2019). Dessverre har vi ingen god oversikt over betydningen av norske fjorder for organisk karbonlagring.

Globalt sett er marine sediment et av de største lagrene for organisk karbon og spiller en nøkkelrolle i å regulere klimaendringer på lang sikt. Langtidslagring av organisk karbon i marine sediment er den primære mekanismen som flytter organisk karbon fra det aktive overflatekarbonkretsløpet (i havet, atmosfæren, på land og i overflatesediment på havbunnen) til det langsommere geologiske karbonkretsløpet i dypere havbunnsedimenter (Keil, 2017), som vi her har definert som langtidslagret. På lang sikt fører denne prosessen til netto CO_2-fjerning fra atmosfæren og oksygentilførsel motsatt vei (Berner, 1989).

Av de tre områdene for forvaltningsplanene er Nordsjøen og Skagerrak best undersøkt med hensyn på beholdning og lagring av organisk karbon. Det ble estimert at overflatesedimentene (øverste ti centimeter) i hele Nordsjøen og Skagerrak inneholder 231 millioner tonn organisk karbon (Diesing m.fl., 2021). Av dette finnes 80,7 millioner tonn C i det norske forvaltningsplanområdet for Nordsjøen og Skagerrak (tabell 3.2.3.1). Organisk karbonlagringsraten i hele Nordsjøen og Skagerrak ble estimert til 1,4 millioner tonn per år (Diesing m.fl., 2021) og stemmer godt overens med et tidligere estimat på 1,1 millioner tonn per år (de Haas m.fl., 2002). Størstedelen av denne lagringen skjer i norske havområder (0,96 millioner tonn per år) og særlig i Norskerenna. Samtidig er usikkerheten av disse estimatene høy, med omtrent ±50 % for beholdninger og ±100 % for lagringsrater.

Tabell 3.2.3.1 Beste tilgjengelige kunnskap om organisk karbon i marine sediment (unntatt dyphav). Tallene til Nordsjøen og Skagerrak er basert på Diesing m.fl. (2021). Vær oppmerksom at Diesing m.fl. (2021) har brukt avgrensningen av Nordsjøen og Skagerrak ifølge International Hydrographic Organization, som avviker av avgrensningene av forvaltningsområdene i Norge. Derfor ble forvaltningsområdet Nordsjøen og Skagerrak ikke fullstendig kartlagt. Det finnes estimater av karbonlagring i Barentshavet i litteraturen (se tekst), men tallene varierer sterk, og områdene estimatene er basert på avviker av forvaltningsområdet Barentshavet i stor grad. Enhetene 1000 tonn C kan ganges med 3,67 for omregning til CO_2 -ekvivalenter (1000 tonn CO_2e).

Havområde	Areal(km^2)	Kartlagt areal mhp. organisk C (km^2)	Karbon-beholdning øverste 0,1 m (t/ha)	Karbon-innhold øverste 0,1 m (1000 tonn C)	Karbon lagringsraten (1000. tonn C per år)	Karbon-lagring (1000 tonn CO_2 e per år)
Nordsjøen-Skagerrak	142 205	124 690	6,47	80 700	960	3 520
Norskehavet	351 058	0	Ukjent	Ukjent	Ukjent	Ukjent
Barentshavet-Lofoten	949 261	0	Ukjent	Ukjent	Ukjent	Ukjent
Totalt	**1 442 524**	**124 690**	**Ukjent**	**Ukjent**	**Ukjent**	**Ukjent**

I dag har vi ingen kunnskap om organisk karbonbeholdninger i bunnsediment i Norskehavet og Barentshavet. Lagringsraten av organisk karbon i Norskehavet er ukjent, mens estimater på lagringsraten i Barentshavet varierer sterkt og ligger mellom 2,8 (Stein and Macdonald 2004) og 9,2 millioner tonn per år (Kivimäe m.fl., 2010). Disse estimatene inkluderer russiske farvann, mens det vestlige Barentshavet utgjør 0,33 millioner tonn per år (Pathirana m.fl., 2014). Av samme grunn er status og trender av organisk karbon i bunnsediment ukjent.

Det forventes nye estimater av karbonbeholdninger fra Norskehavet og Barentshavet i løpet av året, utviklet under bunnkartleggingsprogrammet Mareano.

Kalsiumkarbonat ($CaCO_3$)-kretsløpet gir et viktig bidrag til de globale karbonbudsjettene over geologiske tidsskalaer, men dets betydning for CO_2 -lagring er uklar (Macreadie m.fl., 2017). Habitater dominert av kalkdannende organismer (f.eks. korallrev) bidrar til transport av karbon til sedimentene. Dannelsen av kalk frigjør imidlertid CO_2, og derfor er disse økosystemene sannsynligvis netto CO_2 -kilder i stedet for lagringsmiljøer (Lovelock og Duarte, 2019). Økningen i atmosfærisk CO_2 har ført til havforsuring med synkende metning av $CaCO_3$ (aragonitt og kalsitt). Dette påvirker alle kalkdannende organismer på grunn av redusert kalkdannelse og økt oppløsningshastighet (Doney m.fl., 2009, Andersson og Gledhill, 2013).

Mange aspekter av miljøtilstanden i de norske havområdene er god, men den påvirkes i økende grad av klimaendringer. Dette er særlig observert i Nordsjøen og i Barentshavet, hvor en har den beste overvåkingen av økosystemene (Arneberg m.fl., 2018, Arneberg m.fl., 2020). Påvirkningen fra klimaendringer og havforsuring kommer sannsynligvis til å øke betydelig (Klima- og Miljødepartementet, 2019). Nordsjøen og særlig Skagerrak er blant verdens mest intenst bunntrålte områder (Amoroso m.fl., 2018) og det er kjent at vedvarende bunntråling har negativ påvirkning på biomasse, produksjon og artssammensetning av bunndyr (Jennings m.fl., 2001, Tillin m.fl., 2006, Hiddink m.fl., 2017). En oppsiktsvekkende studie hevdet nylig at påvirkningen av bunntråling på bunnsedimenter også frigjør store mengder av CO_2 hvert år (Sala m.fl., 2021). Dette vil kunne føre til økt havforsuring, redusert bufferkapasitet (evnen til å ta opp CO_2 fra atmosfæren) og utslipp av CO_2 til atmosfæren. Nyere studier peker likevel på at effekten av bunntråling på karbonlagring i bunnsedimenter er mer kompleks (Epstein m.fl., 2022) og organisk karbon er mindre sårbart overfor fysiske forstyrrelser (Smeaton og Austin, 2022) enn som antatt av Sala m.fl. (2021).

3.4 - Kunnskapshull

I dette kapittelet har vi avdekket store kunnskapshull i forståelsen av lagring av blått karbon i norske farvann. I tillegg er kunnskapsgrunnlaget for plankton, blå skog og sedimenter forskjellig og lite sammenlignbare. Plankton beregnes som årlig produksjon, mens stående biomasse varierer svært mye og bidrar lite. For blå skog er kunnskapen primært knyttet til stående areal og biomasse av tareskog, mens andre nøkkeltall mangler i stor grad. For både plankton og blå skog er andel lagret karbon i stor grad ukjent. For sedimenter er karbonbeholdninger og lagringsrater i Norskehavet og Barentshavet ukjent og det er vanskelig å skille mellom ulike kilder til karbon i sediment. I tillegg er det betydelige kunnskapshull som er diskutert for hvert tema under.

3.4.1 - Marint plankton

Vi har begrenset kunnskap om hvor stor del av årlig primærproduksjon som synker ned til større dyp og blir lagret i dyphavssedimentene. Vi vet dog at effekten av endringer i planktonets samfunnsstruktur (artssammensetningen) kan ha en effekt på den biologiske pumpen og dermed havets evne til å lagre karbon (se kapittel 3.2.1). Noen grupper av planteplankton (kiselalger og dinoflagellater) danner hvilesporer, som kan synke raskt og til store dyp, men det er ukjent hvilken rolle de har i transporten av karbon til dyphavssedimentene i norske farvann (e.g. Jensen m.fl. (2017)).

3.4.2 - Marin vegetasjon

Det mangler grunnleggende kartlegging, både når det gjelder ålegress (delvis kartlagt) og tang (ikke kartlagt) i Norge. Det marine grunnkartprogrammet og andre kartleggingsprogrammer blir derfor viktige i arbeidet med å forstå blå skogs klimarolle, som antas å være betydelig (Frigstad m.fl., 2021). De viktigste kunnskapshullene for tareskog knyttes til grunnlagsdata for modellering av arealer og biomasse (bundet karbon). Viktige kunnskapshull omfatter videre viten om transport og omsetningsprosesser (som mengden organisk karbon som eksporteres ut av tang- og tareskoger) hvor biomassen transporteres, hvor mye som synker til bunns, og andelen som til slutt langtidslagres i havbunnen.

For ålegras mangler norske tall på nedbrytnings-, sedimenterings- og sekvestreringsrater, noe som antas å variere mye, gitt de mange ulike miljøforholdene ålegras lever under og dataene som foreligger om forskjeller i karbonbeholdning (Gagnon, Under utarbeidelse). I tillegg vet man at marin vegetasjon frigir en betydelig del av primærproduksjonen som løst organisk stoff (gulstoff, oppløste organisk materiale), men prosessene for omsetning, nedbryting og langtidslagring av dette løste stoffet er i store trekk ukjent (Abdullah og Fredriksen, 2004).

3.4.3 - Marine sedimenter

Det mangler gode tall på beholdningen av organisk karbon og lagringsrater i Norskehavet og Barentshavet, men det jobbes med dette under Mareano-programmet. De første estimater av karbonbeholdninger kan forventes i løpet av 2023. Likevel vet vi veldig lite om status og trender i de tre områdene for forvaltningsplanene. Bunnsedimenter i fjordene har sannsynligvis en stor betydning for organisk karbonlagring, men det mangler kvantifisering av beholdninger og lagringsrater. Vi har en del kunnskap om opprinnelsen (ulike marine og terrestriske kilder) av organisk karbon basert på isotopmålinger (f. eks. Faust og Knies (2019)), men det mangler omfattende målinger av miljø-DNA som kan skille ulike kilder av organisk karbon fra hverandre (Ortega m.fl., 2020, d'Auriac, 2021). Vi trenger også mer innsikt i rollen kalkdannende organismer betyr med hensyn til lagring av organisk karbon, og i hvilken grad slike økosystemer utgjør netto lagringsmiljøer eller ikke. Kunnskapen om sårbarhet av organisk karbon lagret i overflatesediment til naturlige og menneskelige forstyrrelser, for eksempel bunntråling, er også begrenset. Sammenhengene er komplekse, og vi trenger mer kunnskap før vi kan kvantifisere påvirkninger av menneskelige fysiske forstyrrelser på organisk karbon i havbunnen (Epstein m.fl., 2022, Smeaton og Austin, 2022).

3.5 - Overvåkning

3.5.1 - Marint plankton

Havforskningsinstituttet gjennomfører den mest omfattende overvåkningen av plankton i norske havområder, hovedsakelig ved å følge den sesongmessige utviklingen av biomasse og artssammensetning. Karboninnhold i organismene er til nå ikke gjenstand for systematisk overvåkning. Nasjonalt har d et vært utført relativt få undersøkelser av karbonbudsjetter og karbonoverføringer mellom trofiske nivåer i norske farvann, og i dag er det ikke etablert noen systematisk overvåkning av karbontransport eller karbonbinding i noen av våre havområder. Undersøkelser i det nordlige Barentshavet (Reigstad m.fl., 2011) viser at mindre planktonorganismer og spesielt mengden av herbivort plankton er viktig for karbontransporten til bunndyr som lever i sedimentene.

Satellittmålinger av klorofyll-a og modellberegninger er godt egnet til å kvantifisere primærproduksjon, og kan i tillegg gi informasjon om viktige fysiske drivere for produktivitet i ulike havområder. I tillegg kan nye, spesifikke feltundersøkelser bidra til økt forståelse av karbontransport og forholdet mellom grupper på lavere trofisk nivå, inkludert partikler som synker ned til bunndyr på dypere vann. En kombinasjon av modellering og feltundersøkelser vil sammen kunne gi økt kunnskap om økologiske koblinger og karbontransport, og en økt forståelse av hvordan fremtidige klimaendringer vil påvirke økosystemene i våre havområder (Skogen m.fl., 2021).

3.5.2 - Marin vegetasjon

Det er per i dag ikke noe etablert nasjonalt program for overvåking av karbonlagring eller omsetning i Norge, hverken for (korttids) binding eller (langtids) lagring. Havforskningsinstituttet overvåker tarebiomasse i forbindelse med taretråling i Nordsjøen sør til Rogaland, og Norskehavet nord til Nordland. Her samles data om biomasse og produksjon fra tare. I Barentshavet har vi ikke slik overvåking. Gjennom ØKOKYST-programmet overvåkes økologisk status for makroalger og ålegress i et fast stasjonsnett (Miljødirektoratet, 2022). Nye metoder for overvåking av utbredelse og biomasse av marin vegetasjon er i rask utvikling (Norderhaug m.fl., 2020b, van Son m.fl., 2020). Både overvåking med akustikk for bestemmelse av tarebiomasse, og bildeanalyse og maskinlæring basert på luftfoto tatt med droner, viser lovende resultater (Norderhaug m.fl. (2021); www.seabee.no). En kombinasjon av modeller og effektive overvåkningsmetoder vil kunne gi storskala overvåkning i fremtiden. I tillegg må det utvikles kvantitative overvåkningsmetoder for å skille opprinnelse for karbon i sedimenter (d'Auriac, 2021).

3.5.3 - Marine sedimenter

Innhold av organisk karbon i bunnsediment måles under Mareano sitt kjemiprogram sammen med en rekke andre parametere som fysiske egenskaper, uorganiske og organiske komponenter. Resultater fra disse analysene blir sammenstilt i årlige rapporter fra Norges geologiske undersøkelser (fysiske egenskaper og uorganiske komponenter) og fra Havforskningsinstituttet (organiske forbindelser). Mareano er et kartleggings- og ikke overvåkningsprogram, men eksisterende data vil kunne brukes som en baseline (https://mareano.no/kart-og-data/kjemidata).

Hvis det etableres et overvåkningsprogram med hensyn på organisk karbon i marine sedimenter er det ønskelig å måle følgende parametere: organisk karboninnhold og tørrvekt av sediment (for å kunne beregne beholdninger), sedimentasjonsrater (for lagringsrater), karbon- og nitrogenisotoper og miljø-DNA (for opprinnelse) og reaktivitet (carbon reactivity index; Smeaton og Austin, 2022). Når det gjelder bunntråling, er det mulig å estimere påvirkningen på havbunnen fra Vessel Monitoring System data. OSPAR har publisert kart over intensiteten av bunntrålingspåvirkningen i årene 2009 – 2017 (odims.ospar.org/) som også omfatter norske havområder

4 - Utfyllende om status for de ulike delene av økosystemet

Kapittelet er i hovedsak basert på OVG-indikatorer som ikke er tatt inn i grunnlaget for vurdering av økologisk tilstand. Indikatorer som ble dekket av forurensningsrapporten (Frantzen m.fl., 2022) vil heller ikke ha egen rapportering her. For noen av temaene der indikatorene ikke er tilstrekkelig dekkende, er det innhentet annen tilgjengelig informasjon. Tabell 9.1 i appendiks viser en oversikt over alle indikatorene i OVG og hvilke som dekkes av grunnlaget for vurdering av økologisk tilstand og forurensingsrapporten.

4.1 - Barentshavet

Hovedtrekkene for den økologiske tilstanden i arktisk og subarktisk del av Barentshavet er gitt i kapittel 2, basert på vurdering av økologisk tilstand. For utdypende informasjon for hver enkelt indikator som er vurdert i arbeidet med økologisk tilstand, vises det til tabell 9.2 – 9.5 i appendiks og til de ulike rapportene fra dette arbeidet (Arneberg m.fl., 2023a, b, Siwertsson m.fl., 2023).

For Barentshavet inngår følgende indikatorer i vurderingen av økologisk tilstand og er derfor ikke inkludert i dette kapitlet:

- Temperatur, saltholdighet og næringssalter i Barentshavet (kun egen rapportering på temperatur)
- Havisutbedelse i Barentshavet
- Biomasse og produksjon av planteplankton i Barentshavet
- Våroppblomstring av planteplankton i Barentshavet
- Artssammensetning dyreplankton i Barentshavet
- Dyreplanktonbiomasse i Barentshavet
- Lodde i Barentshavet
- Nordøstarktisk torsk i Barentshavet
- Vanlig uer
- Snabeluer (indikator for økologisk tilstand i Norskehavet)
- Lomvi i Barentshavet
- Polarlomvi i Barentshavet
- Krykkje i Barentshavet
- Lunde i Barentshavet

Forurensningsindikatorene er gitt i Frantzen m.fl., (2022). Dette kapitlet beskriver også annen publisert kunnskap som ikke er tilstrekkelig beskrevet av indikatorer eller gitt i kapittel 2.

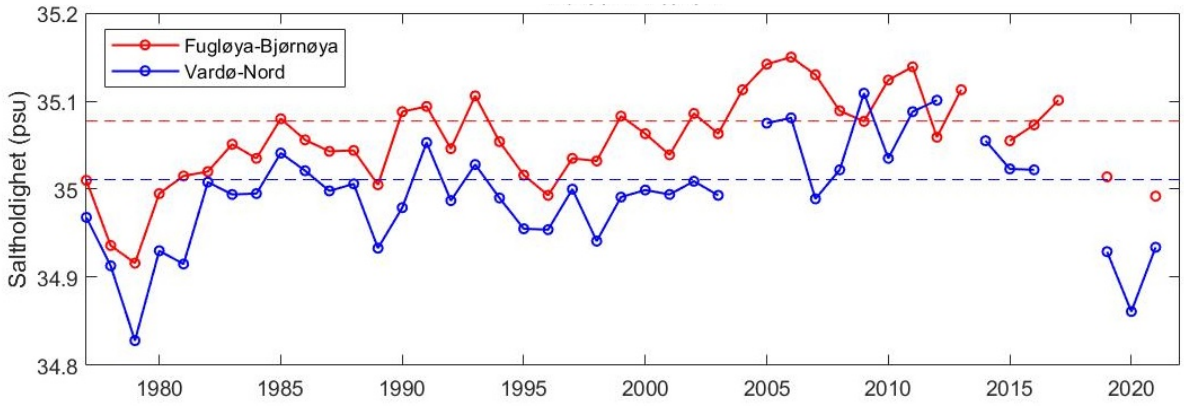
4.1.1 - Klima

Status for temperatur og næringssalter i Barentshavet er også inkludert i vurdering av økologisk tilstand, så for indikatoren «Temperatur, saltholdighet og næringssalter i Barentshavet» er bare saltholdighet og næringssalter inkludert i dette kapitlet. Transport av atlanterhavsvann inn i Barentshavet er også tatt med her da det ikke er

tatt med i vurderingen av økologisk tilstand i kapittel 2.

Saltholdighet og næringssalter

Som beskrevet i kapittel 2.2, har d en gjennomsnittlige sjøtemperaturen i Barentshavet hatt en generell økning siden 1977. De høyeste havtemperaturene ble observert i 2015-2016, etterfulgt av en periode med avtagende temperatur (0,4-0,5^{o}C). Saltholdigheten har også økt, men har vært avtagende siden 2011 (figur 4.1.1.1). Årsaken til endringer i havtemperatur og saltholdighet skyldes for det meste observerte endringer i atlanterhavsvannet fra Norskehavet.

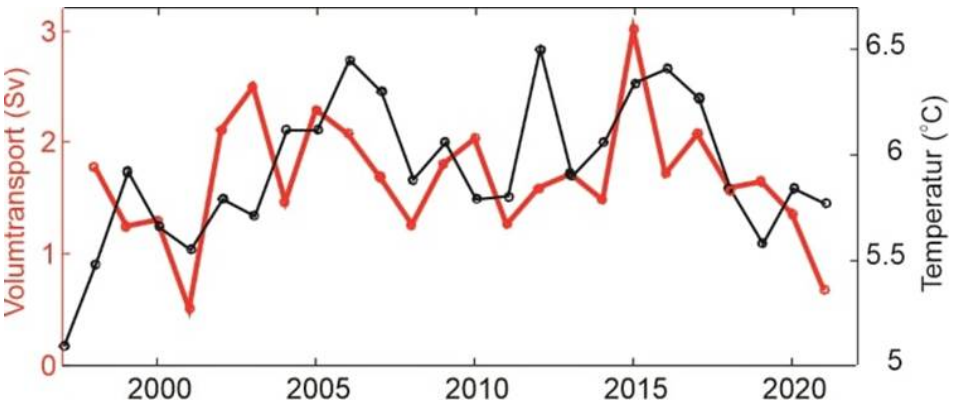


4.1.1.1 Saltholdighet i kjernen av atlanterhavsvannet i snittene Fugløya-Bjørnøya (rød) og Vardø-Nord (blå) på senvinteren til og med 2021. De stiplede linjene viser langtidsmiddelet (1991-2020). Kilde: Havforskningsinstituttet/Miljøstatus.

Næringssaltene i overflatelaget er brukt opp av planteplanktonet i løpet av våren og sommeren, men nedenfor 200 meters dyp er det bare ytterst små variasjoner. På vinteren er det små forskjeller i næringssaltkonsentrasjonen mellom dypene på grunn av god omrøring av vannmassene. Konsentrasjonen til noen av næringssaltene, (spesielt silikat i atlantisk vann) var nedadgående fram til 2018. Etter det har det vært en svak økning i silikatkonsentrasjonen. Økningen sammenfaller med en stabilisering av sjøtemperatur og saltholdighet. Undersøkelser i Norskehavet og Barentshavet viser at årsaken til nedgangen i silikat kan forklares med blandingsforholdene mellom vannmassene som strømmer inn i De nordiske hav fra Nord-Atlanteren lenger sør (K. Gundersen m.fl., 2021).

Transport av atlanterhavsvann inn i Barentshavet

Innstrømning av vann fra Atlanterhavet til Barentshavet varier mye gjennom året, og mellom forskjellige år (figur 4.1.1.2). Den totale innstrømningen til Barentshavet er på 3 millioner tonn per sekund og mesteparten av dette (ca. 2 millioner tonn per sekund) er atlanterhavsvann. Vanligvis er innstrømmingen størst om vinteren og minst om våren. År med høy vanntransport inn i Barentshavet (figur 4.1.1.2) er ofte fulgt av år med høyere vanntemperatur i Barentshavet. Siden 2015 har vanninnstrømmingen til Barentshavet vært avtagende med tilhørende nedgang i vanntemperatur. Atlanterhavsvannet transporterer dyreplankton og fiskelarver inn i Barentshavet, og variasjonen i innstrømming er en viktig årsak til for eksempel observerte forskjeller i styrken på de ulike årsklassene.



Figur 4.1.1.2 Innstrømming av atlanterhavsvann (volumtransport, rød linje) og overflatetemperatur (svarte symboler og svart linje) i Barentshavet (Fugløya–Bjørnøya-snittet) til og med 2021. 1 Sv (Sverdrup) er lik 1 million tonn per sekund. Kilde: Havforskningsinstituttet/Miljøstatus.

4.1.2 - Plankton

Indikatorvurderingen i dette kapittelet omfatter kun artssammensetning av planteplankton i Barentshavet da indikatoren ikke er tatt med i vurderingen av økologisk tilstand i kapittel 2.

Artssammensetning av planteplankton i Barentshavet

Planteplankton kan grovt deles inn i fire hovedgrupper; kiselalger (diatoméer), dinoflagellater, flagellater/monader og coccolithoforider (kalkalger). På våren i Barentshavet dominerer diatoméer, der slektene *Chaetoceros, Fragilariopsis, Skeletonema* og *Thalassiosira* er framtredende. I Barentshavet finner en også flagellaten *Phaeocystis pouchetii*, som i enkelte år kan forekomme i store mengder. I iskantsonen finner en i tillegg andre slekter som for eksempel *Fossulaphycus* som kan være blant de dominerende tidlig i en oppblomstring. Om sommeren og høsten blir flagellater (for eksempel *Dinobryon*) og dinoflagellater (for eksempel slektene *Protoperidinium*, *Scrippsiella*, *Tripos* og *Gymnodinium*) mer vanlig. Det er imidlertid stor variasjon i tid og rom og enkelte områder kan fortsatt domineres av diatoméer, men da med andre arter enn om våren.

Det finnes fortsatt ingen gode langtids-serier for artssammensetningen til planteplankton i Barentshavet, og det er ikke observert en negativ påvirkning fra skadelige alger i dette havområdet slik som i andre havområder. I åpent hav vil artssammensetningen påvirkes av endringer i innstrømningen av nord-atlantisk og arktisk vann. Barentshavet har derfor en blanding av arktiske kaldtvannsarter (nord-østre delen) og mer varmekjære arter fra Norskehavet (sør-vestre delen). Planteplankton påvirkes av klimaendringer (temperatur og endringer i fysiske forhold), som igjen kan påvirke tilgang til næringssalter og lys brukt i fotosyntesen. Det relative forholdet mellom ulike næringssalter (og spesielt tilgangen til silikat) er med på å bestemme artssammensetningen av planteplankton i Barentshavet («bottom-up control»). Nedbeiting av planteplankton-biomassen er stor («top-down control») og styres av artssammensetning og mengde beitende dyreplankton som er til stede i Barentshavet gjennom året. En god rekruttering og oppvekst av dyreplankton er viktig for vekst hos kommersielle fiskearter som beiter på plankton.

4.1.3 - Havisbiota

Det er ingen indikator for havisbiota, men siden det er en viktig del av økosystemet er det tatt med kunnskap fra WGIBAR (ICES, 2021b, 2022d). Arter på lavere trofisk nivå som er assosiert med havis i hele eller deler av livssyklusen, kalles isbiota. Isbiota er en viktig komponent i det arktiske marine økosystemet og inkluderer artsrike samfunn, der mer enn 2000 arter er identifisert blant gruppene bakterier, archaea og alle hovedgruppene av alger, protozoer (encellede dyr, som ciliater), virvelløse dyr (f.eks. nematoder, flatormer og amfipoder) og fisk (polartorsk)(Hassett og Gradinger, 2016, Bluhm m.fl., 2017a, Bluhm m.fl., 2017b, Ehrlich m.fl., 2020, Gradinger, 2020). Fisk er imidlertid utelatt fra denne beskrivelsen da det dekkes andre steder i rapporten.

Havisegenskaper (f.eks. års- eller flerårsis) og område (f.eks. kyst eller åpent hav) avgjør hvilken type samfunn av isbiota som forekommer (Syvertsen, 1991, Gradinger m.fl., 2010, Fernández-Méndez m.fl., 2018, Hop m.fl., 2020, Hegseth og von Quillfeldt, 2022), selv om isdrift og havstrømmer blander samfunn og gir mer eller mindre sammenlignbare artssammensetninger over store deler av Arktis. Det er ingen regelmessig overvåking av havisbiota. Tilgjengelige data for statusoppdateringer er avhengig av forskningsprogrammer og -prosjekter (f.eks. N-ICE, MOSAiC og Arven etter Nansen), noe som betyr at det er en mangel på baselinedata og at det i tillegg er variabel prøvetakingsinnsats over tid og rom. Tidligere og pågående forskningsaktiviteter inkluderer identifisering av isbiotasamfunn i ulike geografiske områder, beskrivelse av endringer i samfunn i form av produksjon, artsantall og/eller samfunnsstruktur, samt å relatere endringer i isbiota til endringer i relevante

miljøfaktorer og integrerte effekter av endringer i økosystemet (f.eks. Poulin m.fl., 2011, Kohlbach m.fl., 2016, Hop m.fl., 2021).

Klimaendringer har ført til en nedgang i havisutbredelse og -tykkelse. Flerårsis blir erstattet med årsis, noe som også har konsekvenser for det isassosierte økosystemet (Melnikov m.fl., 2002, Barber m.fl., 2015, Ehrlich m.fl., 2020). Den tykkere og mer strukturelt komplekse flerårsisen har andre og mer artsrike samfunn enn det som er tilfelle for årsis. Samfunn i årsis har mindre tid til å utvikle seg fordi den reetableres hvert år (Ehrlich m.fl., 2020). Infiltrasjonssamfunn (issamfunn i overgangen mellom snø og isoverflaten) som tidligere var sjeldent i Arktis, observeres nå oftere (McMinn og Hegseth, 2004, Fernández-Méndez m.fl., 2018). Dette skyldes at det er mer overvann på grunn av tynnere is med relativt mer snø oppå enn tidligere. Samtidig forekommer underis-samfunn som er løst festet til undersiden av isen, sjeldnere (Barber m.fl., 2015, Hegseth og von Quillfeldt, 2022). Dette fordi de løsner lett når isen i større grad enn tidligere driver over varmere vann.

Det er velkjent at endringer i haviskonsentrasjon og -tykkelse påvirker det istilknyttede økosystemet, og vi forventer at artssammensetning og livssyklusen til mange av artene vil endres som følge av klimaendringer (Olsen m.fl., 2017). Grunnet den tette koblingen mellom næringsnett i havis og i vannmassene, i tillegg til havbunnen i grunne områder, vil endringer i havis også få konsekvenser for karbondynamikk og pelagiske og bentiske økosystemers funksjon (Kohlbach m.fl., 2016, 2021, Flores m.fl., 2019).

4.1.4 - Bunnlevende organismer

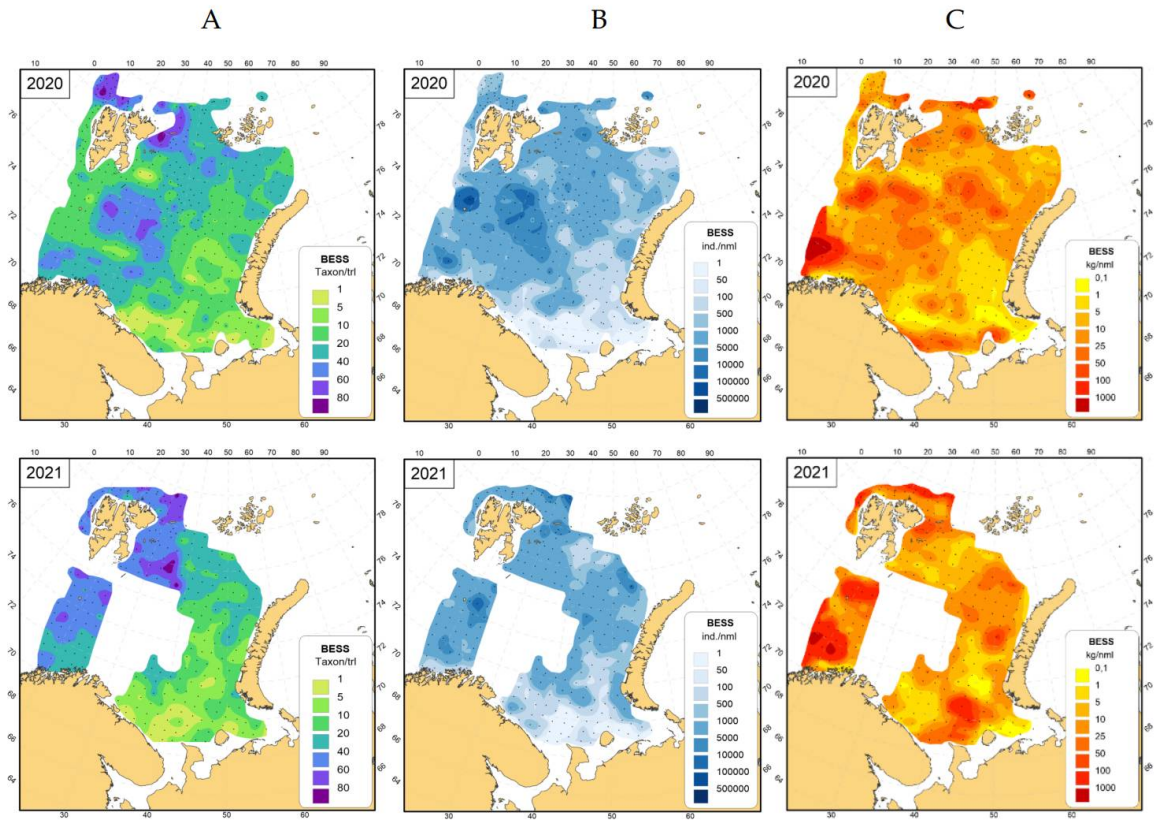
Bunnlevende organismer er bare i begrenset grad inkludert i vurderingen av økologisk tilstand i kapittel 2 og er utdypet videre her.

Bunndyr i Barentshavet

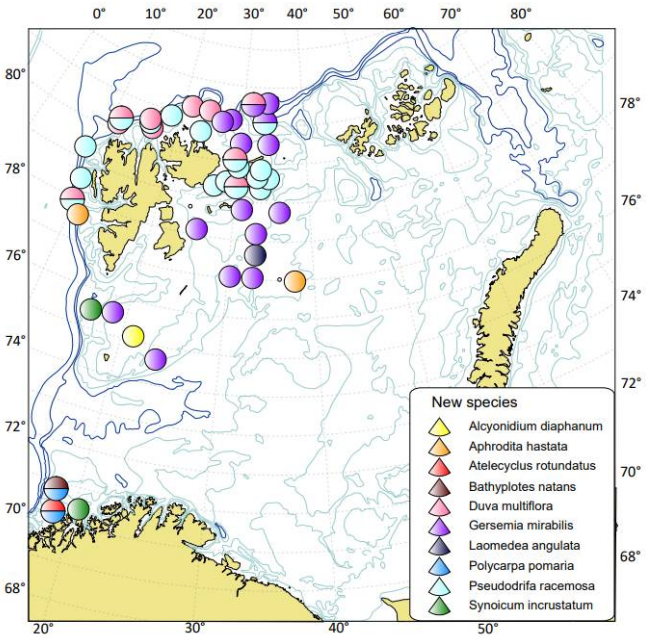
Indikatoren bunndyr i Barentshavet har ikke blitt oppdatert siden 2019, men oppdatert kunnskap er kommet frem som resultat av det årlige norsk-russiske økosystemtoktet i Barentshavet senest i 2021, og ble rapportert i rapporten fra WGIBAR i 2022 (ICES, 2022d). Det ble ikke tatt prøver av bunndyr fra midtre del av Barentshavet og det er derfor mangel i datasettet fra 2021. Området hvor det ble identifisert store bunnlevende dyr fra bunntrål i 2021 er vist i figur 4.1.4.1. Figuren viser hovedresultatene for det norsk-russiske økosystemtoktet både i 2021 og 2020.

Et mindre antall taksonomiske grupper og arter ble registrert i 2021, grunnet mangel på dekning, men den romlige fordelingen av antall arter per stasjon i 2021 var stort sett den samme som langtidsmønsteret. Det ble registrert et høyt antall arter i den nordvestlige delen av Barentshavet, og lave tall i sørøst (figur 4.1.4.1 A). Antall individer per nautisk mil eller stasjon var lavere i 2021 enn i 2020, mens biomassen var høyere. Til tross for de mellomårlige forskjellene i areal dekket av stasjoner under økosystemtoktet, viser overvåkingsserien av den romlige biomassefordelingen av store bunnlevende dyr relativt stabile storskalamønstre.

Det ble i 2021 registrert ti nye arter under det norsk-russiske økosystemtoktet i Barentshavet ((ICES, 2019b, 2022d) og figur 4.1.4.2). Med unntak av to sjøpungarter som tidligere er blitt registrert på kystnære lokaliteter ved Svalbard (Gulliksen m.fl., 1999), var disse arter som ikke tidligere har vært registrert i Barentshavet. To krabbe-arter ble registrert i sørvest og kan ha spredt seg nordover på grunn av en oppvarmingsperiode. Tre av artene som ble registrert er bløtkoraller fra Nephteidae-familien (*Duva multiflora*, *Pseudodrifa racemose*, *Gersemia mirabilis*) som antakeligvis har blitt registrert for første gang grunnet økt taksonomisk kunnskap og ikke nødvendigvis fordi artene er nye i området.



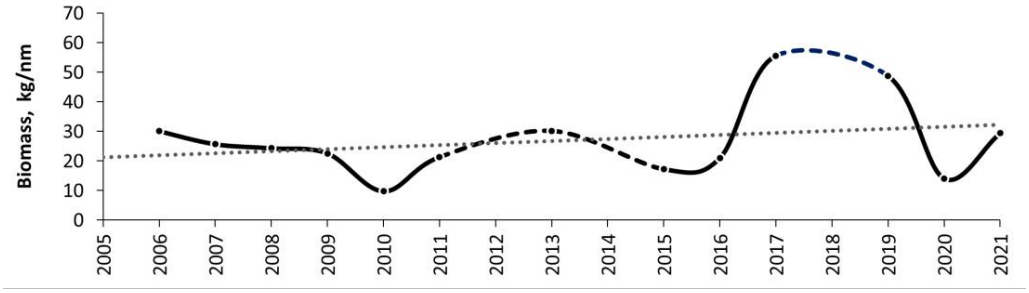
Figur 4.1.4.1 A) Antall taksonomiske grupper per stasjon, B) antall individer og, C) biomasse per nautisk mil på henholdsvis Økosystemtokt 2020 (øvre rad) og 2021 (nedre rad). Dypvannsreken Pandalus borealis (en semi-pelagisk art) er ekskludert. Kilde: ICES (2022d)



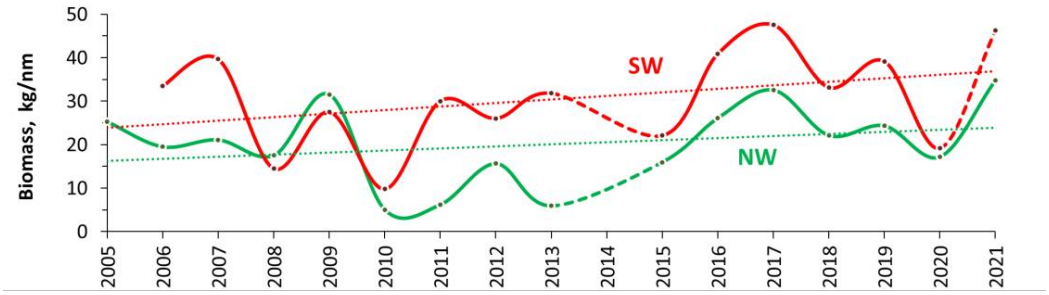
Figur 4.1.4.2 Store bunnlevende dyrearter registrert for første gang i 2021 i Barentshavet og nærliggende farvann siden Økosystemtoktet startet i 2005. Kilde: ICES (2022d).

For å beregne hvordan biomassen av store bunnlevende dyr varierer over tid, ble endringer mellom år av gjennomsnittlig biomasse beregnet for det totale Barentshavet og regioner i sørvest og i nordvest (figur 4.1.4.3). Tidsperioden 2006-2021 viser en moderat, positiv trend med økende biomasse av store bunnlevende dyr beregnet for hele Barentshavet og i sørvest, men i litt mindre grad i nordøst (figur 4.1.4.3c).

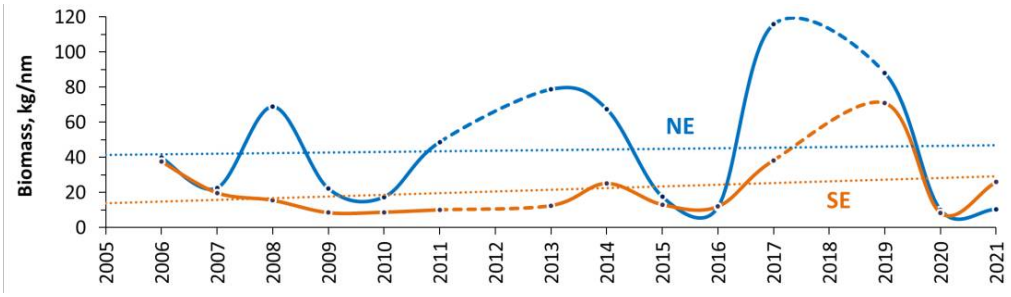
A)



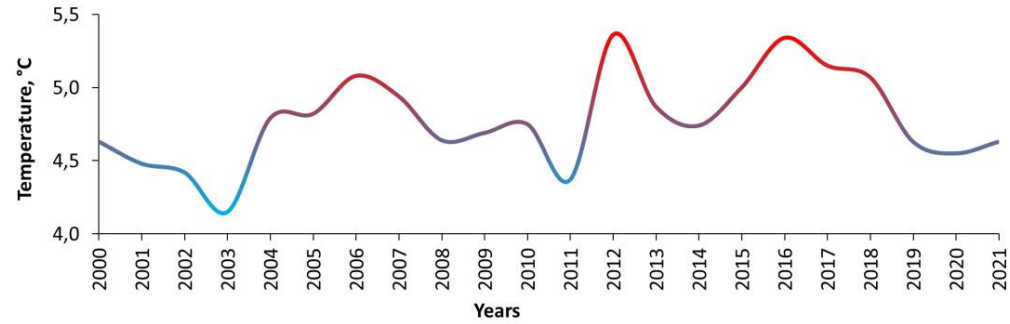
B)



C)



D)



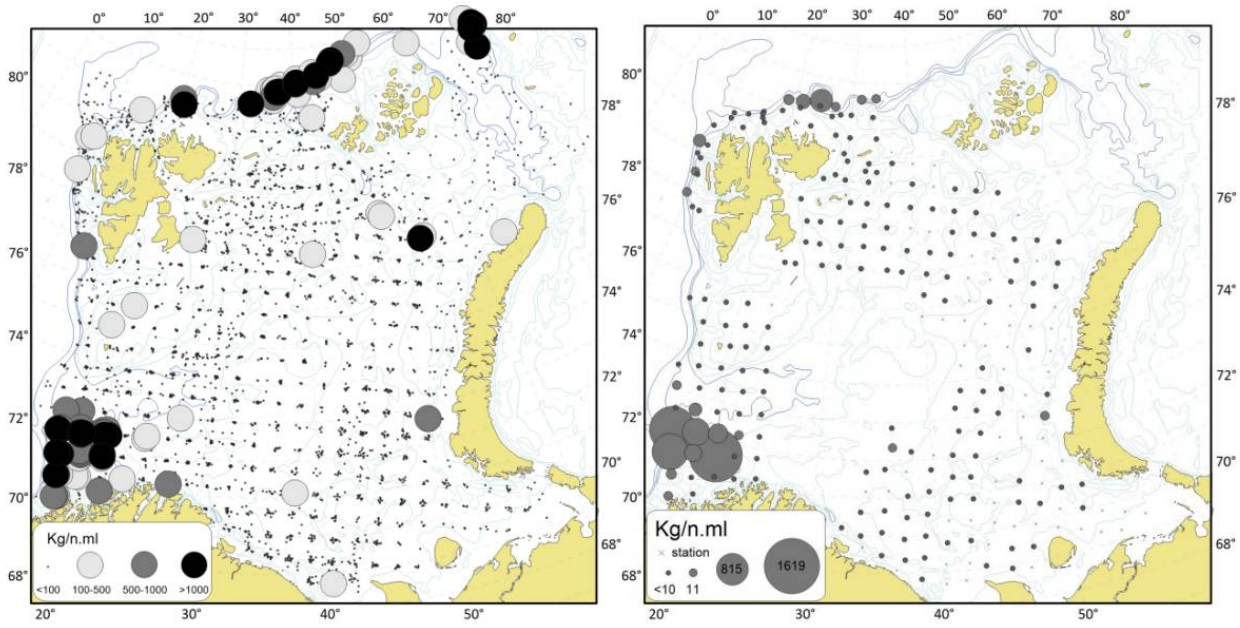
Figur 4.1.4.3 Årlige variasjoner av gjennomsnittlig biomasse av store bunnlevende dyr. A) I hele Barentshavet, B) i sørvest (SW) og nordvest (NW). C) i sørøst (SE) og nordøst (NE). De stiplede linjene viser år uten benthos-dekning og derfor tilnærmet trend. Punktlinjene er lineære trendlinjer. Biomasse av Pandalus borealis og all fangst over 1 tonn er ekskludert. Temperaturvariasjon (°C) er vist i D. Kilde: ICES (2022d).

De største biomassene over tid ble observert nordøst i Barentshavet, fulgt av sørvest, nordvest, og sørøst (figur 4.1.4.3 B og C). Den største økningen i biomasse ses i sørøst og sørvest, etterfulgt av nordvest og minst i nordøst. Svingningene i biomasse av store bunnlevende dyr ser ut til å følge svingningene i temperatur med en tidsforskyvning på 7 år. Økning av biomasse i 2021 kan derfor være et resultat av den økende temperaturen fram til 2015.

Korallrev, hornkoraller og svamper i Barentshavet

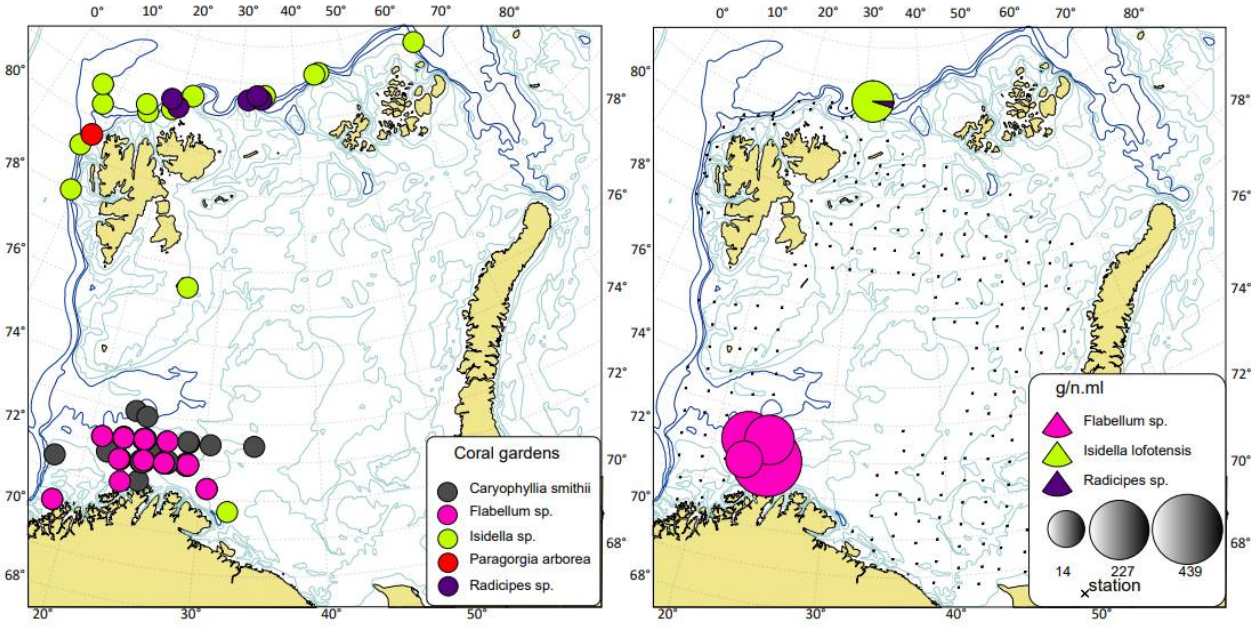
Indikatoren korallrev, hornkoraller og svamper i Barentshavet har ikke blitt oppdatert siden 2019, men oppdatert kunnskap er kommet frem som resultat av det årlige norsk-russiske økosystemtoktet i Barentshavet senest i 2021, og ble rapportert i rapporten fra WGIBAR i 2022 (ICES, 2022d). Det er tre grupper bunndyrarter i Barentshavet som karakteriseres som indikatorer for sårbare habitater: svampspikelbunn, korallskoger og sjøfjærbunn (Buhl-Mortensen m.fl., 2019, Kenchington m.fl., 2019, Burgos m.fl., 2020).

Svamper er vidt utbredt i Barentshavet, men er en utfordrende gruppe å identifisere og er derfor vist i biomasse for å se på de årlige variasjonene over tid (figur 4.1.4.4). De største mengdene av svamp er registrert i den sørvestlige delen av sokkelen og i den nordlige sokkelkanten med arter av *Geodia slekten, Stryphnus panderosus* og *Steletta rhaphidiophora*. I den sørvestlige delen av sokkelen har tre stasjoner blitt registrert med flere tonn biomasse av svamp per tråling, hvor *Geodia barretti* og *G. macandrewii* dominerer.



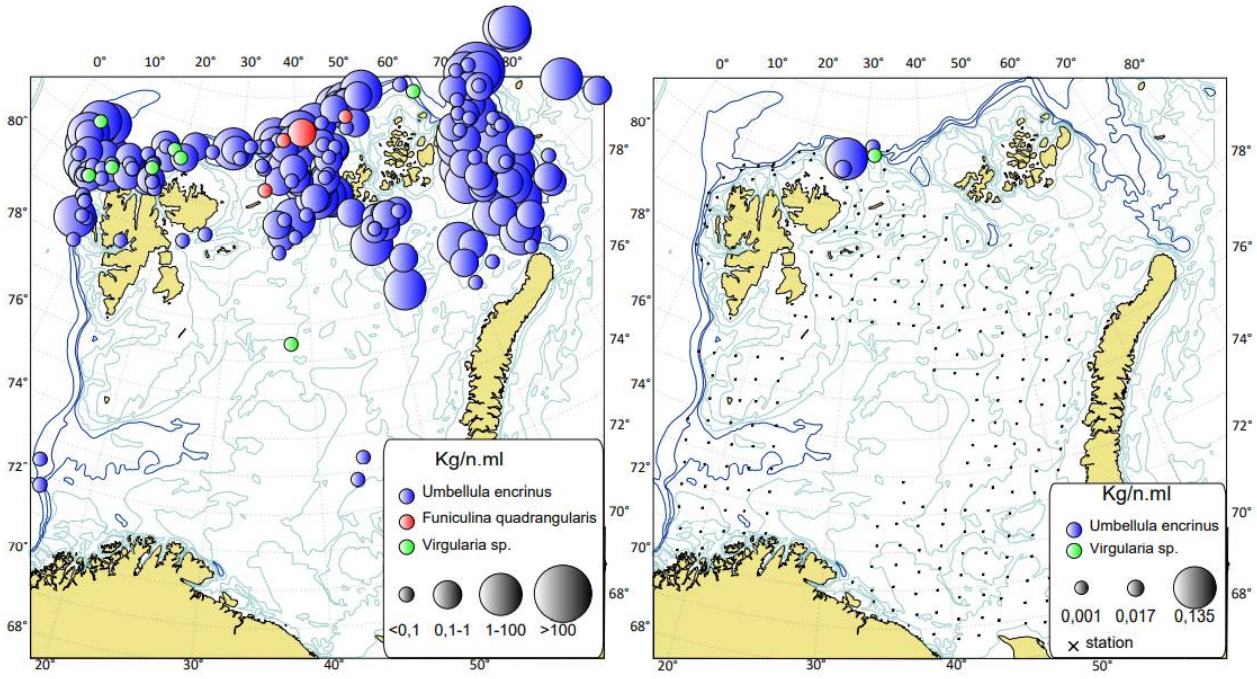
Figur 4.1.4.4 Fordeling av svamper i Barentshavet i henhold til Økosystemtoktet 2005-2020 (venstre) og i 2021 (høyre). De sorte punktere angir stasjonsdekning, og viser at stasjoner nord i russisk sone og det sentrale Barentshavet manglet i 2021. Kilde: ICES (2022d)

Overvåkingsserien for korallskoger på Barentshavets sokkel for 2005-2020 viser at korallskoger består av *Caryophilia smithii* og *Flabellum* sp., hornkoraller *Isidella lofotensis* (bambuskorall) og *Radicipes* sp. (grisehalekorall), og *Paragorgia arborea* (koralltre) (Fig.4.1.4.5, venstre). I 2021 ble koppkoraller identifisert som *Flabellum* sp. (79-439 g/nm tråling) og funnet i den sørvestlige delen av sokkelen på 226-393 m dyp (figur 4.1.4.5, høyre). Grisehalekorallen *Radicipes* sp. og bambuskorallen *I. lofotensis* ble funnet på øvre delen av kontinentalskråningen nord for Spitsbergen på 773 m dyp (figur 4.1.4.5, høyre).



Figur 4.1.4.5 Koppkoraller og hornkoraller i Barentshavet ifølge observasjoner fra Økosystemtoktet 2005-2020 (til venstre) og i 2021 (til høyre). De sorte punktere angir stasjonsdekning. Nord-russisk sone og sentrale Barentshavet mangler i 2021. Kilde: ICES (2022d).

Det er funnet tre arter av sjøfjær (Pennatulacea) innenfor Barentshavets sokkel: *Umbellula encrinus*, *Funiculina quadrangularis* og *Virgularia mirabilis* (figur 4.1.4.6, venstre). Blant disse artene danner dypvannsjøfjær *U. encrinus* ganske tette ansamlinger som kan karakteriseres som det sårbare habitatet «dypvann sjøfjærbunn». Hovedfeltene til *U. encrinus* er lokalisert nord av Barentshavets sokkelkant, innenfor 109-1334 m dyp (hovedsakelig >200–300 m). De tetteste konsentrasjonene av *Umbellula* ble registrert på Yermak-platået og i området rundt øygruppen Franz Josef Land, hvor biomassen når mer enn 100 kg/nm tråling. *F. quadrangularis* og *V. mirabilis* ble kun registrert på noen få stasjoner (få gram og få individer per nautisk mil).

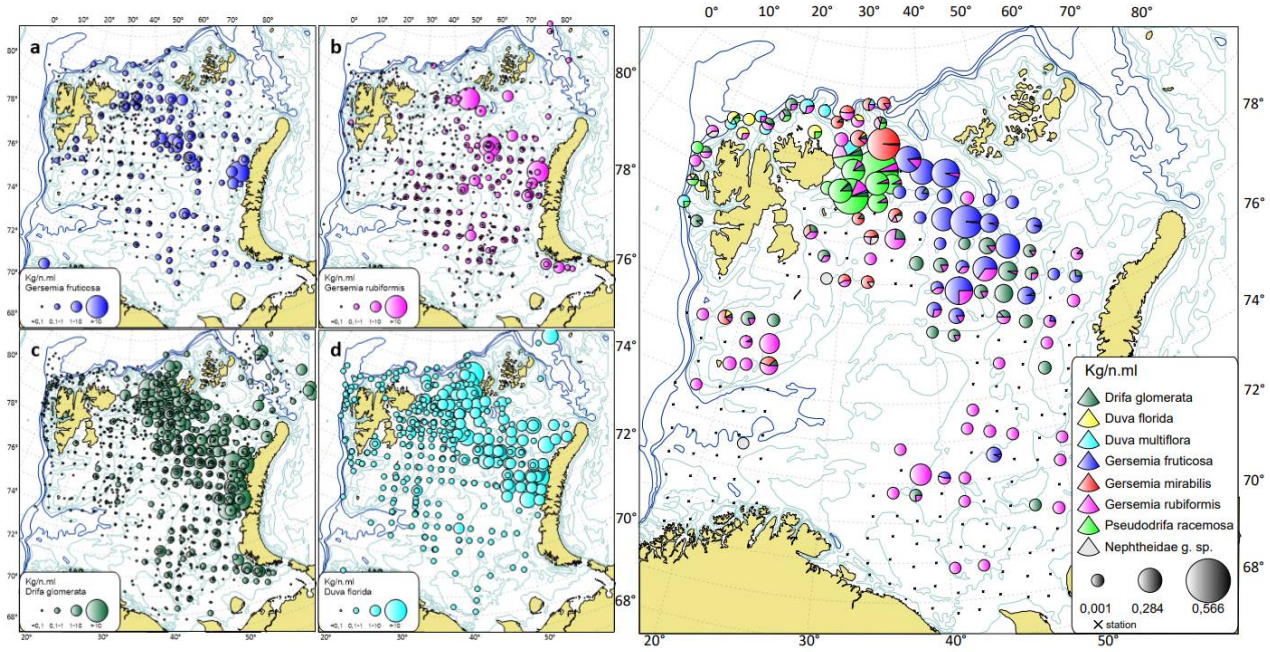


Figur 4.1.4.6 Biomasse-fordeling (kg/n.ml) av sjøfjær i Barentshavet i henhold til Økosystemtoktet 2005–2020 (venstre) og i 2021 (høyre) De svarte punktere angir stasjonsdekning. Stasjoner i nord-russisk sone og det sentrale Barentshavet manglet i 2021. Kilde: ICES (2022d).

Andre sårbare grupper av store bunnlevende dyr i Barentshavet

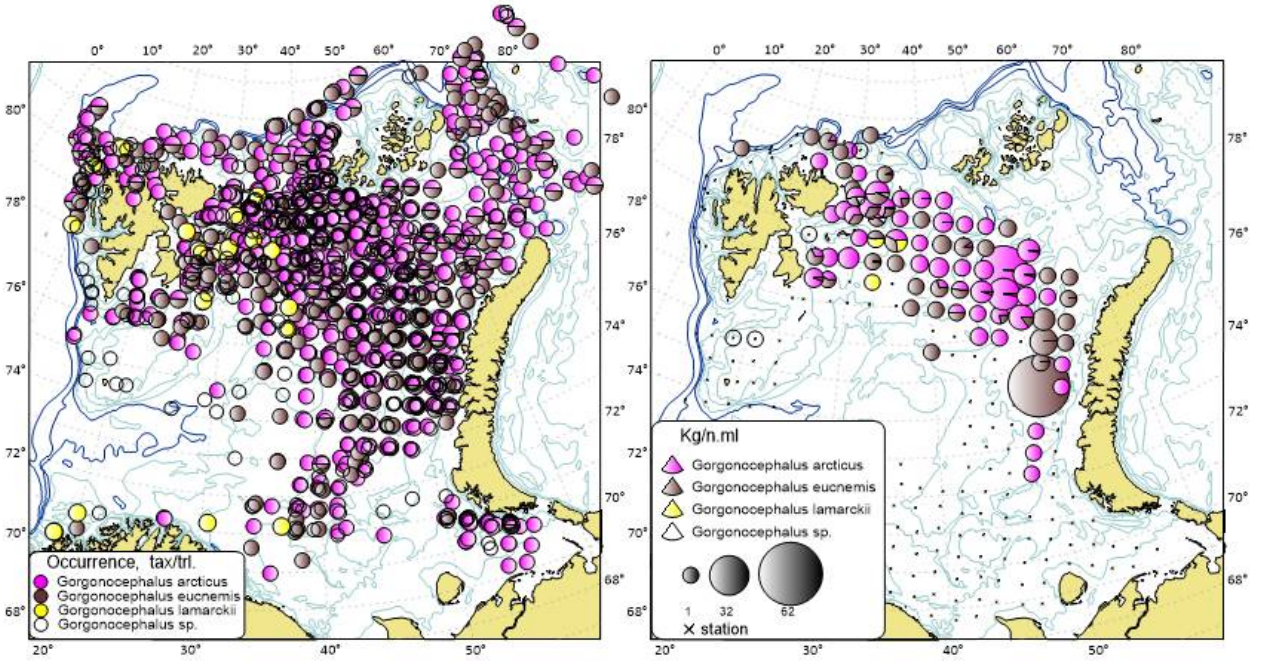
Flere andre arter av store bunnlevende dyr er vidt utbredt på Barentshavets sokkel og er sårbare for bunntråling (Jørgensen m.fl., 2015). Blant dem er bløtkorallene fra Nephtheidae-familien (blomkålkoraller), store slangestjerner av slekten *Gorgonocephalus* (medusehode) og oppreiste og skjøre fjærstjerner (sjøliljer uten stilker) av ordenen Comatulida.

Ifølge Økosystemtoktet 2005–2020 er fire arter av bløtkoraller i Nephtheidae-familien vidt utbredt innenfor hele sokkelen av Barentshavet; *Drifa glomerata, Duva florida, Gersemia fruticosa* og *G. rubiformis* (figur 4.1.4.7). I 2021 ble det identifisert sju arter av bløtkoraller i Nephtheidae-familien (figur 4.1.4.7, høyre) blant dem er det tre arter som aldri har blitt registret tidligere; *G.mirabilis*, *D. multiflora* og *Pseudodrifa racemosa*. Årsaken til at disse artene er registrert først nå, er at kunnskapen og verktøyene til å kunne artsbestemme dem har blitt bedre.



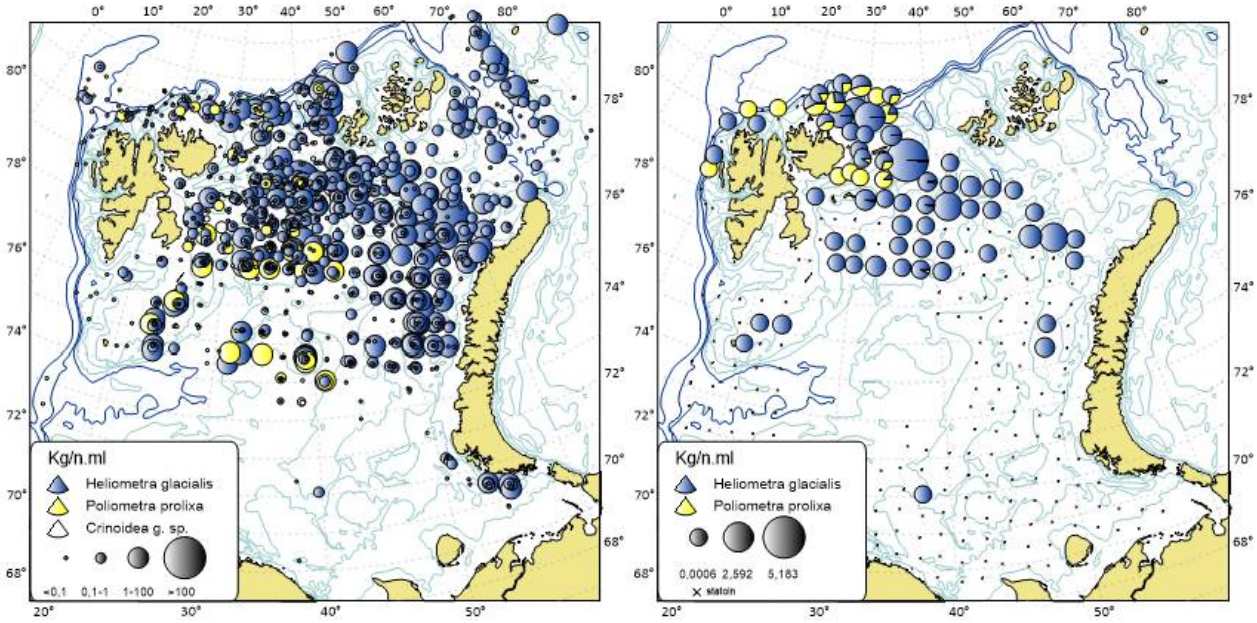
Figur 4.1.4.7 Biomassefordeling (kg/n.ml) av bløtkoraller. (a) Gersemia fruticosa, (b) G. rubiformis, (c) Drifa glomerata og (d) Duva florida innenfor Barentshavets sokkel i henhold til Økosystemtoktet 2005-2020, og i 2021 €. De svarte punktere angir stasjonsdekning. Nord-russisk sone og sentrale Barentshavet mangler data fra 2021. Kilde: WGIBAR, ICES (2022).

Fordelingen av slangestjernearter av slekten *Gorgonocephalus* (Medusahode) er nært forbundet med bestander av bløtkoraller. Begge disse taksonomiske gruppene er mest tallrike i den nordøstlige delen av Barentshavet (figur 4.1.4.7 og 4.1.4.8). Ifølge Økosystemtoktet 2005–2021 ble det funnet tre arter av *Gorgonocephalus* - slekten på Barentshavets sokkel, hvor *G. arcticus* og *G. eucnemis* var vidt utbredt innenfor hoveddelen av Barentshavet, mens *G. lamarckii* ble registrert i den sørvestlige delen av sokkelen (figur 4.1.4.8).



4.1.4.8 Forekomst av slangestjerner av slekten Gorgonocephalus (Medusahode) i Barentshavet i henhold til Økosystemtoktet 2005–2020 (venstre) og deres biomassefordeling (kg/nm) i 2021 (høyre). De svarte punktene angir stasjonsdekning, hvor nordrussisk sone og det sentrale Barentshavet mangler i 2021. Kilde: WGIBAR, ICES (2022).

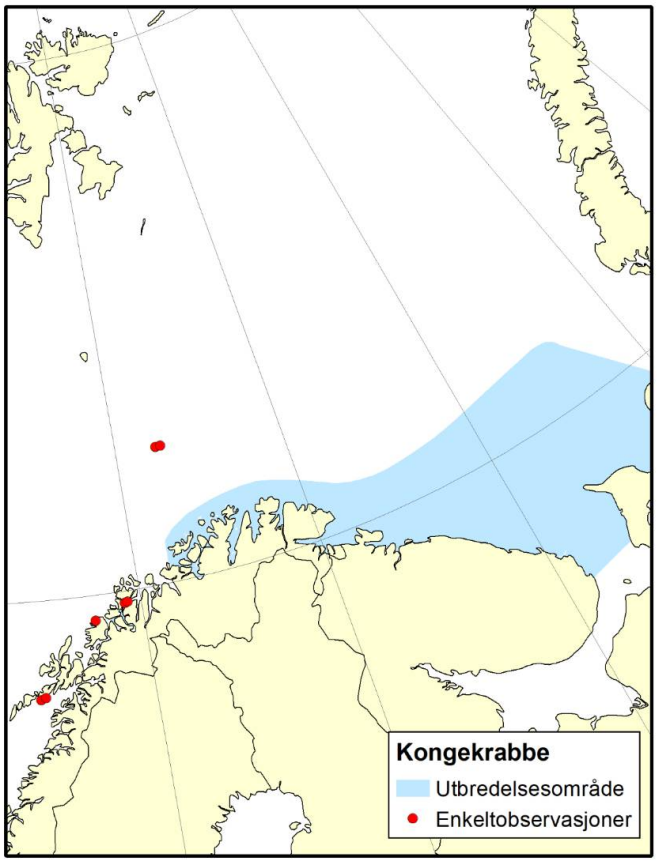
En annen gruppe med rike forekomster i Barentshavet er de store, oppreiste og skjøre fjærstjernene (ikke-stilket sjølilje), Comatulida, som åpenbart passer til kriteriene for sårbare taksonomiske grupper. To arter av fjærstjerner er fordelt på sokkelen i Barentshavet. *Heliometra glacialis* er størst og har størst forekomster i den nordlige og sentrale delen av Barentshavet. Den mindre *Poliometra prolixa* har færre forekomster og har sin hovedutbredelse i farvannet nord og øst for Spitsbergen (figur 4.1.4.9, venstre). I 2021 ble fjærstjerner registrert på 68 av 254 stasjoner under Økosystemtoktet.



4.1.4.9 Biomassefordeling (kg/nm) av fjærstjerner Heliometra glacialis og Poliometra prolixa i Barentshavet i henhold til økosystemtoktet 2005–2020 (øverst) og 2021 (nederst). De svarte punktere angir stasjonsdekning, hvor nord-russisk sone og det sentrale Barentshavet mangler i 2021. Merk forskjell på skala på de ulike figurene. Kilde: WGIBAR, ICES (2022).

Kongekrabbe

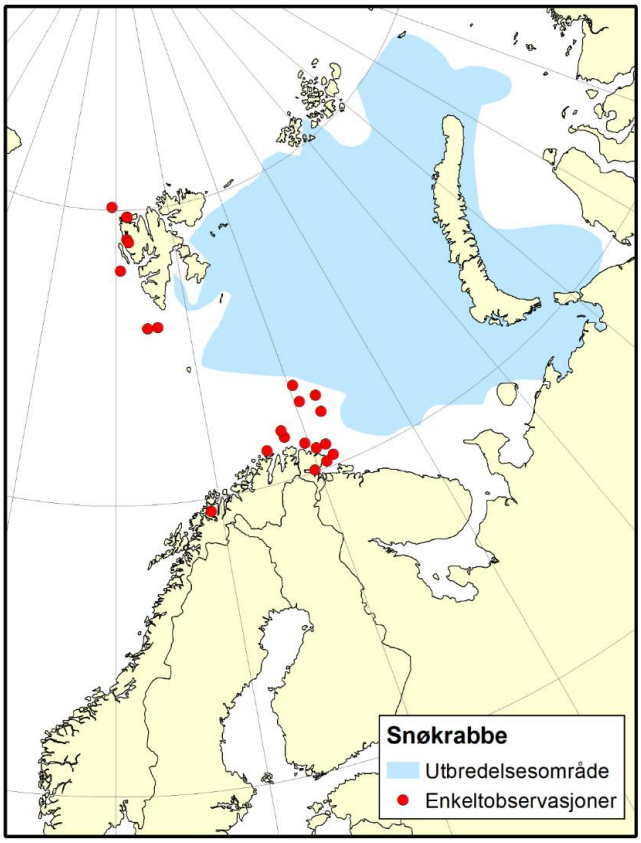
Bestanden av kongekrabbe (*Paralithodes camtschaticus*) øst for Nordkapp har endret seg lite de siste årene. Det er her i kyst- og fjordområdene det foregår et kvoteregulert fiske etter kongekrabbe. I kystområdet vest for Nordkapp holdes videre spredning og bestanden av kongekrabbe lav ved hjelp av et fritt fiske. Det observeres jevnlig enkeltkrabber i flere områder i Vest-Finnmark og Troms, særlig rundt Tromsø observeres og fanges det kongekrabbe hyppig. Opphavet til denne delen av bestanden er ukjent (figur 4.1.4.10).



Figur 4.1.4.10 Status for utbredelse av kongekrabbe i Barentshavet, både på norsk og russisk sokkel og innrapporterte enkeltobservasjoner. Kilde: Havforskningsinstituttet.

Snøkrabbe

Snøkrabben (*Chionoecetes opilio*) er i dag utbredt over store deler av Barentshavet, og hovedsakelig på russisk sokkel (figur 4.1.4.11). Utbredelse av den delen av bestanden som er på norsk sokkel har ikke endret seg betydelig siden 2017. Det er fortsatt høyest tetthet av snøkrabbe i nord, nordvest og sør for Sentralbanken. I tillegg til den kontinuerlige utbredelsen av snøkrabbe, gjøres det enkeltfunn av arten rundt Spitsbergen.



Figur 4.1.4.11 Status for sammenhengende utbredelse av snøkrabbe i Barentshavet og Karahavet, med enkeltobservasjoner utenfor utbredelsesområdet Kilde: Havforskningsinstituttet.

Dypvannsreke

I den seneste tiårsperioden har bestanden av dypvannsreke (*Pandalus borealis*) i Barentshavet ligget på et stabilt, middelshøyt nivå. Bestandsvurderingen av reke i Barentshavet har blitt revidert i 2022 (ICES, 2022a), noe som resulterte i mer konservative bestandsestimater og referansepunkter enn tidligere. Totalfangsten i fiskeriet ligger fortsatt under den anbefalte kvoten.

Haneskjell

Undersøkelser i 2019/2020 viste at forekomstene av haneskjell (*Chlamys islandica*) på tre felt sør og nord av Bjørnøya, og på Spitsbergenbanken er tilbake på et nivå som er sammenlignbart med bestanden før oppstart av fiskeriet i slutten av 1980-årene. Haneskjellfisket ble stengt på 1990-tallet på grunn av overfiske. Tidligere høsting foregikk med skrape, en redskapstype med store påvirkninger på havbunnen og bunnlevende organismer. Et prøvefiske med nyutviklet, mer skånsomme redskap begynte høsten 2022. De neste årene skal bestandenes og bunnsamfunnenes respons på høstingen overvåkes.

4.1.5 - Fiskebestander

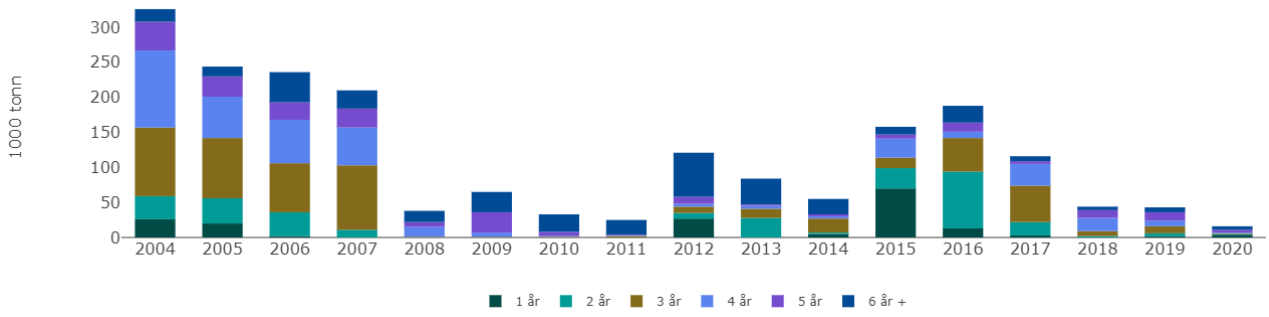
Indikatorvurderingene i dette kapittelet omfatter artsindikatorer som ikke er inkludert i økologisk statusvurderingene i kapittel 2. Det er derfor status for et redusert antall artsindikatorer sammenliknet med tidligere statusrapporter. Som presentert i kapittel 2.1 og i ICES-gruppen WGIBAR sine analyser (ICES, 2022d), har det vært store endringer generelt i fiskebestandene i Barentshavet. Her presenteres særlig utviklingen for de kommersielle artene som er oppført som indikatorarter i den helhetlige forvaltningsplanen for Barentshavet.

Torskefisk

Torskefiskene, inkludert indikatorarten nordøstarktisk torsk (*Gadus morhua*), men også de store kommersielt utnyttede bestandene av sei (*Pollachius virens*) og hyse (*Melanogrammus aeglefinus*) har fremdeles sterke bestander. Det er imidlertid forventet at nedgangen som har vært i de siste årene for torsk og hyse vil fortsette i de kommende årene, blant annet på grunn dårlig rekruttering til disse to bestandende.

Kolmule i Barentshavet

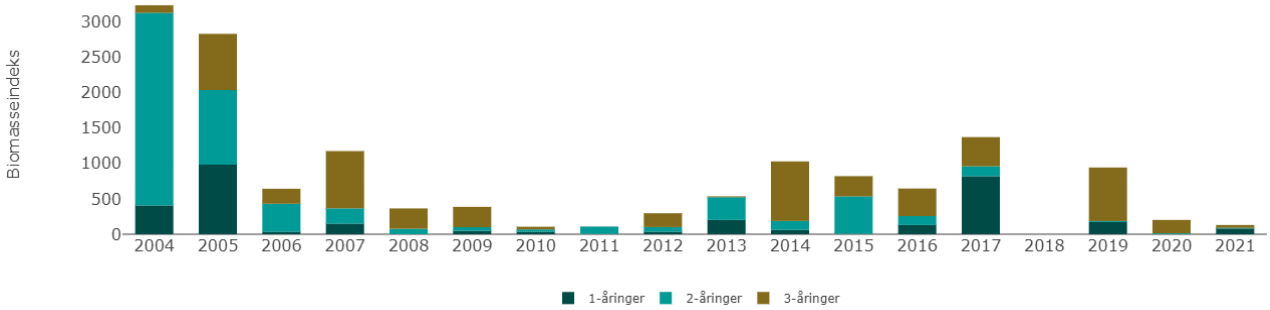
Kolmule (*Micromestistius poutassou*) forekommer hovedsakelig i Norskehavet, og det er for tiden ubetydelige mengder av den i Barentshavet (figur 4.1.5.1). Kolmulen økte trolig i utbredelse og mengde i Barentshavet fra 1996 til 2004, samtidig som det i samme periode var en betydelig inntrengning av atlantisk vann i det sørvestre Barentshavet. Etter dette har det vært en klar nedgang. Fra 2008 har mengde kolmule variert på et lavt nivå, men med en topp i 2016.



Figur 4.1.5.1 Utvikling i bestand av kolmule i Barentshavet fra 2004-2020, fordelt på ulike aldersgrupper. Kilde: Havforskningsinstituttet/Miljøstatus

Ungsild i Barentshavet

Antall ungsild i Barentshavet (norsk vårgytende sild, NVG-sild, *Clupea harengus*) varierer med en nedgang fra 2020 til 2021 i forhold til perioden 2013 til 2019. Biomassen av sild i Barentshavet har også blitt redusert siden 2020 i forhold til samme periode (figur 4.1.5.2). Mendgden sild i Barentshavet er nå på et lavt nivå, etter en midlertidig oppgang på grunn av en sterk årsklasse i 2016 som nå har vandret ut av Barentshavet.



Figur 4.1.5.2 Biomasse av ulike årsklasser av ungsild (NVG-sild) i Barentshavet, fra 2004 til og med 2021. B iomasseindeks er en indeks som beregnes basert på forskningstokt som måler mengden av fisk ved hjelp av ekkoloddregistreringer kombinert med trålprøver av fisken. Kilde: Havforskningsinstituttet/Miljøstatus.

Blåkveite

Indikatoren for bestanden av blåkveite er felles for både Norskehavet og Barentshavet, da det er samme bestand i de to havområdene. Status for blåkveite er beskrevet i kapittel 4.2.6. Mesteparten av blåkveita i Barentshavet er å finne i dypet langs Eggakanten.

4.1.6 - Sjøpattedyr og sjøfugl

Sjøpattedyr og sjøfugler er omtalt i kapittel 2.3.6. Det er derfor bare romlig fordeling av sjøfugl som er lagt til her med ytterligere informasjon.

Romlig fordeling av sjøfugl i Barentshavet

Denne indikatoren overvåker forekomst og utbredelse av sjøfugl i Barentshavet utenom hekkeperioden. Data innhentes gjennom økosystemtoktet i Barentshavet i september hvert år. På denne tiden er Barentshavet et viktig næringsområde for sjøfugl. Noen arter er overflatebeitende som havhest (*Fulmarus glacialis*), krykkje og polarmåke, mens alkekonge, lunde, lomvi og polarlomvi er dykkende arter. De overflatebeitende artene blir gjerne tiltrukket av fartøyet og vil derfor bli overestimert, mens de dykkende arter ofte unnviker båten og blir underestimert. Det kan foreløpig ikke korrigeres for disse feilene, så estimatene skal oppfattes som indekser. Forekomsten av havhest, krykkje og gråmåke har minket i det vestlige Barentshavet de siste ti årene mens det ikke er signifikante trender for de andre artene. Endringer i de pelagiske fiskebestandene som lodde, polartorsk og ungsild forventes å påvirke sjøfuglene direkte som viktige næringsemner, og indirekte ved at de påvirker mengden dyreplankton. Overvåkingen viser generelt en nordlig forskyvning av sjøfuglforekomsten i Barentshavet. Dette gjelder spesielt krykkje, havhest og polarmåke, men også polarlomvi og alkekonge. Dette sammenfaller med et varmere hav, mindre is og en generell «borealisering» av økosystemet.

4.1.7 - Fremmede arter

Fremmede arter i Barentshavet

Antallet fremmede arter er ujevnt fordelt langs Norskekysten. Det er betydelig flere fremmede arter langs kysten av Sør-Norge enn Midt-Norge og Nord-Norge. I sørlige deler av landet er også de fremmede artene typisk knyttet til kysten, mens flere av artene i Nord-Norge/Barentshavet også finnes i åpent hav. I Barentshavet var det fram til 2022 registrert 5 fremmede arter, kongekrabbe, snøkrabbe, klengemeduse (*Gonionemus vertens*) spøkelseskreps (*Caprella mutica*), og pukkellaks (*Oncorhynchus gorbuscha*) (Husa m.fl., 2022, Artsdatabanken, 2023).

En ny genetisk undersøkelse av snøkrabben (Dahle m.fl., 2022) tyder på at arten har vandret inn i Barentshavet «ved egen hjelp», og skal dermed ikke regnes som fremmed art (men som en art som har utvidet sitt leveområde). Det er fremdeles noe usikkert om amfipoden *Ischyrocerus commensalis* er en hjemlig art i Barentshavet, eller om den har fulgt med kongekrabben inn i Barentshavet (Dvoretsky og Dvoretsky, 2009). Arter hvor en ikke kjenner til opprinnelig leveområde kalles «kryptogene». Til sammen utgjør dette 4 fremmede- og 1 kryptogen art. To av disse artene, kongekrabbe og pukkellaks, finnes i stort antall, og kan karakteriseres som AIS, (Aquatic Invasive Species), dette er fremmede arter som har så stor bestand at det klart påvirker økosystemet (Falk-Petersen m.fl., 2011).

Kongekrabbe er samtidig en svært verdifull ressurs, og det er utviklet et fiske etter arten. Dette fisket har lokalt stor betydning i Øst-Finnmark. Kongekrabbe og pukkellaks har sannsynligvis kommet til norsk sektor av Barentshavet ved naturlig egenspredning vestover etter introduksjon i Russland/Sovjetunionen. Spøkelseskreps og klengemeduse har sannsynligvis etablert seg i Barentshavet ved hjelp av naturlig spredning eller ved hjelp av transport fra sør.

4.1.8 - Truede arter og naturtyper

Truede arter og naturtyper i Barentshavet

Tabellene 4.1.8.1 til 4.1.8.6 viser et utvalg arter og naturtyper som vurderes å være relevante for forvaltningsplanområdet og som er vurdert i forhold til hvor truet de er. Alger er utelatt, og av virvelløse dyr er bare koralldyr og leddormer tatt med. Marine naturtyper på grunt vann er ikke tatt med. For fugl har vi holdt oss til arter som lever marint hele året samt et utvalg arter med marin tilknytning deler av året eller i deler av livssyklusen.

Tabellene viser truede arter og hvilken truethetskategori artene ble plassert i rødlistene fra 2006, 2010, 2015 og 2021. Arter vurdert som kritisk truet (CR), sterkt truet (EN) eller sårbare (VU) regnes som truet. Tabellene viser også hva slags menneskelig og naturlig påvirkning som kan ha betydning for artene. For arter som er markert grønn er situasjonen i 2021 vurdert som mindre alvorlig enn i 2015. Det kan skyldes en reell bedring i situasjonen, men ofte at ny informasjon gjør at den er vurdert som mindre alvorlig uten at det har skjedd en reell bedring. For de som er farget med rødt er det vurdert at det har vært en forverring i utviklingen. Også her skyldes det i noen tilfeller at en har fått mer kunnskap. Arter uten fargemarkering har uendret status.

Fra 2015 til 2021 har tilstanden blitt forverret for 18 av de 45 artene, 45 % av artene på rødlista for Barentshavet (tabell 4.1.8.1 – 4.1.8.5). Av disse er det 12 sjøfuglarter, to sjøpattedyrarter og fire fiskearter. For til sammen sju av artene skyldes den forverrede statusen ny eller endret kunnskap. Seks arter har tilsynelatende hatt en positiv utvikling, men for fem av disse skyldes det ny eller endret kunnskap. Arter som nå vurderes som sterkt eller kritisk truet inkluderer tre hvalarter (grønlandshval, hvithval og klappmyss), 9 fuglearter og 7 fiskearter.

Bare to naturtyper i Barentshavet ble vurdert i 2011, mens åtte flere truede naturtyper ble lagt til på rødlisten i

2018 (tabell 4.1.8.6). Grisehalekorallbunn fikk fra 2011 til 2018 forverret status fra sårbar til sterkt truet, mens korallrev viste forbedring, fra sårbar til nær truet.

Tabell 4.1.8.1 Truede sjøpattedyrarter i Barentshavet og Lofoten. CR = Kritisk truet, EN = sterkt truet, VU = Sårbar, NT: Nær truet, LC = Livskraftig, DD = Datamangel, NA = Ikke egnet, skal ikke vurderes. Grønn farge: Forbedring fra 2015 til 2021. Rød farge: Forverring fra 2015 til 2021. Kilde: Artsdatabanken/Miljøstatus

Art	Rødlistevurdering				Påvirkningsfaktorer
	2006	2010	2015	2021	
Grønlandshval *Balaena mysticetus*		CR	CR	EN*	Påvirkning på habitat, klimaendringer
Blåhval *Balaenoptera musculus*	NT	NT	VU	VU	Høsting (historisk)
Klappmyss *Cystophora cristata*	VU	EN	EN	EN	Høsting (historisk), klimaendringer
Hvithval *Delphinapterus leucas*		DD	DD	EN*	Forurensning, klimaendringer
Havert *Haliochoerus grypus*		LC	LC	VU	Høsting, tilfeldig mortalitet
Oter *Lutra lutra*	VU	VU	VU	LC *	
Narhval *Monodon monoceros*	DD	EN	EN	VU*	Forurensning, klimaendringer
Hvalross *Odobenus rosmarus*	VU	VU	VU	VU	Høsting, tilfeldig mortalitet
Steinkobbe, Svalbard *Phoca vitulina*	VU	VU	VU	NT	Forurensning
Ringsel *Pusa hispida*		LC	VU	VU	Klimaendringer
Isbjørn *Ursus maritimus*		VU	VU	VU	Påvirkning på habitat, forurensning, klimaendringer, menneskelig forstyrrelse

*Endret kategori på grunn av ny/endret kunnskap

Tabell 4.1.8.2 Truede sjøfuglarter i Barentshavet og Lofoten. CR = Kritisk truet, EN = sterkt truet, VU = Sårbar, NT: Nær truet, LC = Livskraftig, DD = Datamangel, NA = Ikke egnet, skal ikke vurderes. Grønn farge: Forbedring fra 2015 til 2021. Rød farge: Forverring fra 2015 til 2021. Kilde: Artsdatabanken/Miljøstatus

Art	Rødlistevurdering				Påvirkningsfaktorer
	2006	2010	2015	2021	
Alke *Alca torda*		VU	EN	VU*	Forurensning, høsting, tilfeldig mortalitet, påvirkning fra stedegne arter, klimaendringer
Alke, Svalbard *Alca torda*	NT	EN	EN	EN	Forurensning, tilfeldig mortalitet
Bergand *Aythya marila*		VU	VU	EN	Påvirkning på habitat, forurensning, høsting, tilfeldig mortalitet, fremmede arter, klimaendringer, menneskelig forstyrrelse, påvirkning utenfor Norge
Hettemåke *Chroicocephalus ridibundus*		NT	VU	CR	Påvirkning på habitat, fremmede arter, påvirkning fra stedegne arter, menneskelig forstyrrelse
Lunde *Fratercula arctica*	VU	VU	VU	EN*	Forurensning, tilfeldig mortalitet, fremmede arter, påvirkning fra stedegne arter, klimaendringer, påvirkning utenfor Norge
Havhest *Fulmarus glacialis*		NT	EN	EN	Forurensning, høsting, tilfeldig mortalitet, påvirkning fra stedegne arter, påvirkning utenfor Norge
Gulnebblom *Gavia adamsii*		NT	NT	VU*	Påvirkning på habitat, forurensning, tilfeldig mortalitet, klimaendringer, påvirkning utenfor Norge
Gråmåke *Larus argentatus*		LC	LC	VU	Høsting, tilfeldig mortalitet, påvirkning fra stedegne arter, menneskelig forstyrrelse
Fiskemåke *Larus canus*		NT	NT	VU	Påvirkning på habitat, forurensning, høsting, fremmede arter, menneskelig forstyrrelse
Polarmåke *Larus hyperboreus*		NT	NT	VU	Forurensning, påvirkning fra stedegne arter
Sjøorre *Melanitta fusca*		NT	VU	VU	Påvirkning på habitat, forurensning, høsting, tilfeldig mortalitet, fremmende arter, påvirkning fra stedegne arter, klimaendringer, menneskelig forstyrrelse, påvirkning utenfor Norge
Ismåke *Pagophila eburnea*	EN	VU	VU	VU	Forurensning, klimaendringer
Stellerand *Polysticta stelleri*		VU	VU	VU	Forurensning, tilfeldig mortalitet, klimaendringer, påvirkning utenfor Norge
Krykkje *Rissa tridactyla*	VU	EN	EN	EN	Forurensning, høsting, påvirkning fra stedegne arter, klimaendringer
Ærfugl *Somateria mollissima*		LC	NT	VU	Forurensning, høsting, tilfeldig mortalitet, fremmende arter, påvirkning fra stedegne arter, klimaendringer, menneskelig forstyrrelse
Tyvjo *Stercorarius parasiticus*		NT	NT	VU	Fremmede arter, påvirkning fra stedegne arter, menneskelig forstyrrelse
Makrellterne *Sterna hirundo*	VU	VU	EN	EN	Påvirkning på habitat, fremmede arter, påvirkning fra stedegne arter, menneskelig forstyrrelse, påvirkning utenfor Norge
Lomvi *Uria aalge*		CR	CR	CR	Påvirkning på habitat, tilfeldig mortalitet, påvirkning fra stedegne arter, klimaendringer, menneskelig forstyrrelse, påvirkning utenfor Norge
Polarlomvi *Uria lomvia*	NT	VU	EN	CR*	Forurensning, høsting, tilfeldig mortalitet, påvirkning fra stedegne arter, klimaendringer, påvirkning utenfor Norge

Polarlomvi, Svalbard *Uria lomvia*	NT	NT	NT	VU	Påvirkning på habitat, forurensning, høsting, tilfeldig mortalitet, klimaendringer
Sabinemåke *Xema sabini*		EN	VU	EN*	Menneskelig forstyrrelse

*Endret kategori på grunn av ny/endret kunnskap

Tabell 4.1.8.3 Truede fiskearter i Barentshavet og Lofoten. CR = Kritisk truet, EN = Sterkt truet, VU = Sårbar, NT: Nær truet, LC = Livskraftig, DD = Datamangel, NA = Ikke egnet, skal ikke vurderes. Grønn farge: Forbedring fra 2015 til 2021. Rød farge: Forverring fra 2015 til 2021. Kilde: Artsdatabanken/Miljøstatus.

Art	Rødlistevurdering				Påvirkningsfaktorer
	2006	2010	2015	2021	
Ål *Anguilla anguilla*	CR	CR	VU	EN	Påvirkning på habitat, forurensning, høsting (opphørt, kan inntreffe igjen), påvirkning på habitat, tilfeldig mortalitet, fremmede arter, påvirkning utenfor Norge
Polartorsk *Boreogadus saida*		LC	NT	EN	Tilfeldig mortalitet, påvirkning fra stedegne arter, klimaendringer
Brugde *Cetorhinus maximus*	NA	EN	EN	EN	Forurensning, høsting, tilfeldig mortalitet
Stillehavssild *Clupea pallasii*			NT	EN*	Høsting, tilfeldig mortalitet, påvirkning fra stedegne arter
Storskate *Dipturis batis*	DD	CR	CR	CR	Høsting (uregulert), tilfeldig mortalitet
Håbrann *Lamna nasus*	VU	VU	VU	VU	Forurensning, høsting (Kvoteråd = 0), tilfeldig mortalitet, klimaendringer
Arktisk niøye *Lehtenteron camtschaticum*		DD	NT	VU*	Forurensning, høsting (opphørt, kan inntreffe igjen), tilfeldig mortalitet, klimaendringer.
Blålange *Molva dypterygia*	VU	EN	EN	EN	Forurensning, høsting, tilfeldig mortalitet, menneskelig forstyrrelse
Vanlig uer *Sebastes norvegicus*	VU	EN	EN	EN	Forurensning, høsting, tilfeldig mortalitet, menneskelig forstyrrelse
Pigghå *Squalus acanthias*	CR	CR	EN	VU*	Høsting (Kvoteråd = 0), klimaendringer, tilfeldig dødelighet

*Endret kategori på grunn av ny/endret kunnskap

Tabell 4.1.8.4 Truede koralldyrarter i Barentshavet og Lofoten. CR = Kritisk truet, EN = Sterkt truet, VU = Sårbar, NT: Nær truet, LC = Livskraftig, DD = Datamangel, NA = Ikke egnet, skal ikke vurderes. Kilde: Artsdatabanken/Miljøstatus.

Art	Rødlistevurdering				Påvirkningsfaktorer
	2006	2010	2015	2021	
Grisehalekorall *Radicipes gracilis*			VU	VU	Påvirkning på habitat

Tabell 4.1.8.5 Truede leddormarter i Barentshavet og Lofoten. CR = Kritisk truet, EN = Sterkt truet, VU = Sårbar, NT: Nær truet, LC = Livskraftig, DD = Datamangel, NA = Ikke egnet, skal ikke vurderes. Kilde: Artsdatabanken/Miljøstatus.

Art	Rødlistevurdering				Påvirkningsfaktorer
	2006	2010	2015	2021	
Harmothoe oculinarum				VU	Påvirkning på habitat
Sclerolinum contortum				VU	Påvirkning på habitat

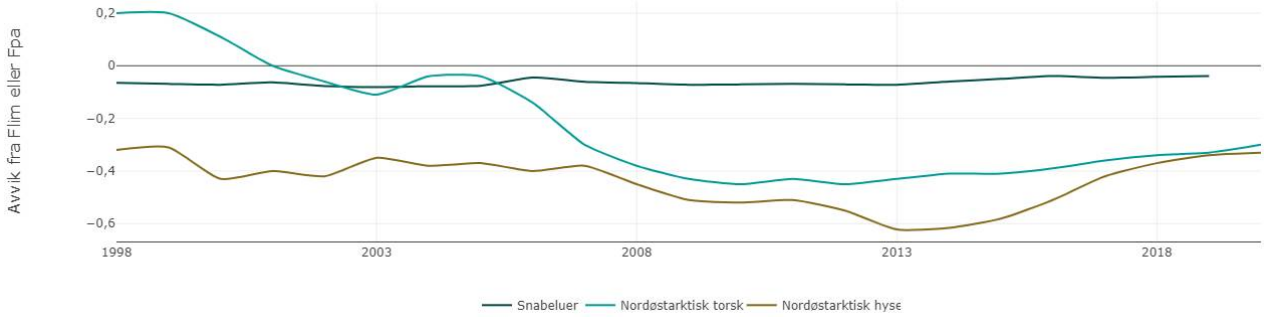
Tabell 4.1.8.6 Truede naturtyper i havområdet Lofoten og Barentshavet. CR = Kritisk truet, EN = Sterkt truet, VU = Sårbar, NT: Nær truet. Grønn farge: Forbedring fra 2011 til 2018. Rød farge: Forverring fra 2011 til 2018. Kilde: Artsdatabanken/Miljøstatus.

Marine naturtyper	Rødlistevurdering		Påvirkningsfaktorer
	2011	2018	
Grisehalekorall-skogbunn	VU	EN	Påvirkning på habitat
Kaldtvanns-bassenger (Svalbard kystvann)		EN	Påvirkning av klimatiske endringer, fremmede arter/predatorer
Korallrev	VU	NT	Påvirkning på habitat
Polar havis (Svalbard kystvann)		CR	Klimatiske endringer/temperatur
Isskurt sublitoral fastbunn (Svalbard kystvann)		VU	Klimatiske endringer/temperatur
Isskurt fjæresone-fastbunn (Svalbard kystvann)		VU	Klimatiske endringer/temperatur
Brakk sand- og grusbunn (Svalbard kystvann)		VU	Klimatiske endringer/erosjon
Nordlig fingertarebunn		VU	Påvirkning fra stedegne arter/predatorer
Nordlig sukkertareskog		EN	Påvirkning fra stedegne arter/predatorer
Eksponert blåskjellbunn		VU	Påvirkning fra klimatiske endringer, stedegne arter /parasitter og fremmede arter/konkurrenter, forurensning

4.1.9 - Påvirkning av aktivitet i forvaltningsplanområdet

Fiskedødelighet i Barentshavet

Situasjonen er god for alle bestandene, da de i mange år har blitt høstet bærekraftig. De siste årene har fiskedødeligheten for torsk og hyse økt og er nå i overkant av føre-var-nivået. Imidlertid er gytebestanden for begge artene godt over føre-var-nivået.



Figur 4.1.9.1 Fiskedødelighet i Barentshavet fra 1998 til og med 2020, for torsk og hyse som avvik fra kritisk fiskedødelighetsnivå (F_{lim}) og for snabeluer (Sebast es mentella); avvik fra føre-var-nivået (F_{pa}). Kilde: Havforskningsinstituttet/Miljøstatus.

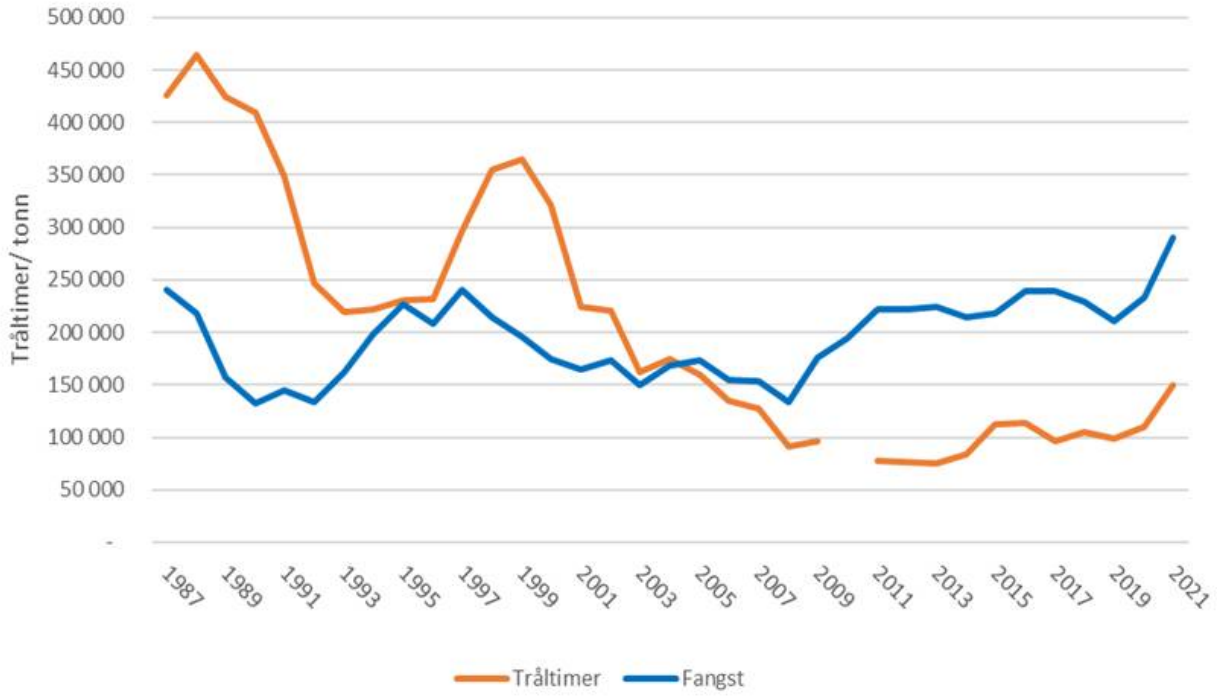
Bunntråling i Barentshavet

Det har vært en nedgang i antall tråltimer i Barentshavet fra 80-tallet til 2010, deretter en svak økning (figur 4.1.9.2). Nedgangen fra 1987 til 2013 skyldes i første rekke en sterk reduksjon i antall trålere, hovedsakelig som følge av strukturtiltak for å redusere overkapasitet i flåten. Flåten består i dag av vesentlig større og mer moderne og effektive fartøy sammenlignet med årene rundt 1990.

Nedgangen i årene etter 2000 skyldes redusert innsats i trålfisket etter reke pga. økte drivstoffutgifter og lave priser som ga redusert lønnsomhet. Økningen etter 2010 skyldes økt innsats i fisket etter reke og snabeluer, og teinefiske etter snøkrabbe. Fisket foregår særlig på Svalbardbanken, Storbanken og Sentralbanken i tillegg til de kystnære bankene. Mareanos bunnundersøkelser nord og vest av Svalbard sommeren 2022, viste imidlertid trålspor etter en uventet høy trålaktivitet på dyp mellom 200 og 400 m og mellom 600 og 800 m dyp, typisk dyp for rekefisket (P Buhl-Mortensen, HI-nyheter 2022).

Trålaktiviteten påvirkes av størrelsen på de årlige kvoter, som igjen vil være en konsekvens av bestandssituasjonen for de kvotebelagte artene trålerne fisker på. Oppbygging av store bestander av torsk og annen bunnfisk har bidratt til en sterk økning i fangst per tråltime, og tilsvarende reduksjon i antall tråltimer. Denne tendensen er reversert de siste årene.

Trålaktiviteten i et havområde kan dessuten påvirkes av både vær og tilgjengelighet på fisk, dvs. hvor konsentrert den fiskbare del av bestanden står i havet. Disse forholdene kan dermed gi tilfeldige variasjoner fra år til år i fordelingen av den samlede trålinnsatsen mellom de tre havområdene, slik de er definert i forvaltningsplanarbeidet.



Figur 4.1.9.2 Fangst med trål og det samlede antall tråltimer i det norske trålfisket i Barentshavet, målt fra når trålen settes i sjøen til den trekkes. Figuren dekker trålfisket i årene fra 1987 til og med 2021. Bruddet i linjen for tråltimer i 2010 er på grunn av overgang fra dagbokdata til elektronisk innsendte fangstopplysninger som ble gjennomfør dette året. Kilde: Fiskeridirektoratet/Miljøstatus.

4.2 - Norskehavet

Hovedtrekkene for den økologiske tilstanden i de pelagiske vannmassene i Norskehavet er gitt i kapittel 2, basert på vurderingen av økologisk tilstand. For utdypende informasjon for hver enkelt indikator som er vurdert i arbeidet med økologisk tilstand, vises det til tabell 9.2 – 9.5 i appendiks og til rapporten fra dette arbeidet (Arneberg m.fl., 2023b).

For Norskehavet inngår følgende indikatorer i vurderingen av økologisk tilstand og er derfor ikke inkludert her:

- Temperatur, saltholdighet og næringssalter i Norskehavet (kun egen rapportering på temperatur og næringssalter)
- Havforsuring i Norskehavet
- Biomasse av planteplankton i Norskehavet
- Våroppblomstring av planteplankton i Norskehavet
- Dyreplanktonbiomasse i Norskehavet
- Kolmule i Norskehavet
- Norsk vårgytende sild i Norskehavet
- Snabeluer
- Vanlig uer (indikator i økologisk tilstand for Barentshavet)
- Makrell i Norskehavet
- Krykkje i Norskehavet
- Lomvi i Norskehavet
- Lunde i Norskehavet

Forurensningsindikatorene er gitt i Frantzen m.fl. (2022). Dette kapitlet beskriver også annen publisert kunnskap som ikke er beskrevet av indikatorer eller i kapittel 2.

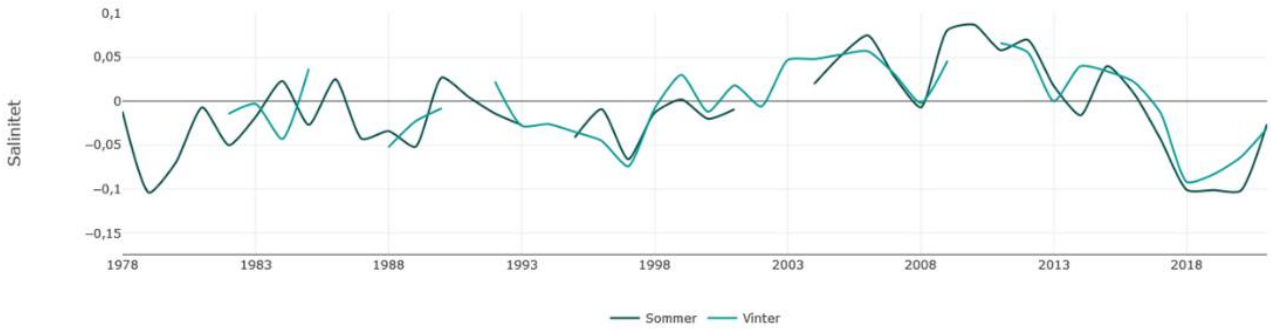
4.2.1 - Klima

Status for temperatur og næringssalter i Norskehavet er inkludert i vurderingen av økologisk tilstand, så for indikatoren «Temperatur, saltholdighet og næringssalter i Norskehavet» er bare saltholdighet inkludert i dette kapitlet. Transport av atlanterhavsvann inn i Norskehavet er også tatt med her da indikatoren ikke er tatt med i vurderingen av økologisk tilstand i kapittel 2.

Saltholdighet i Norskehavet

I Norskehavet økte temperaturen med 1^{o}C og saltholdigheten med 0.1 psu fra 1980 til omtrent 2005 og økningen er relatert til sirkulasjonsendringer i Nord-Atlanteren (Hatun et al., 2005). Etter dette har Norskehavet vært relativt varmere enn det kalkulerte gjennomsnittet (1981-2010). Dette på tross av økt innblanding av relativt kaldt og ferskt arktisk vann fra vest (Mork et al., 2019; Holliday et al., 2020; Skagseth et al., 2022) som har ført til nedgang i saltholdigheten, men hvor denne trenden igjen har snudd i de senere årene (figur 4.2.1.1). Årsaken til at det atlantiske vannet ikke har vist tilsvarende nedgang i temperatur som for saltholdighet er at den generelle avkjølingen av det atlantiske vannet på sin vei nordover har blitt redusert (Mork et al., 2019; Skagseth

et al., 2020).

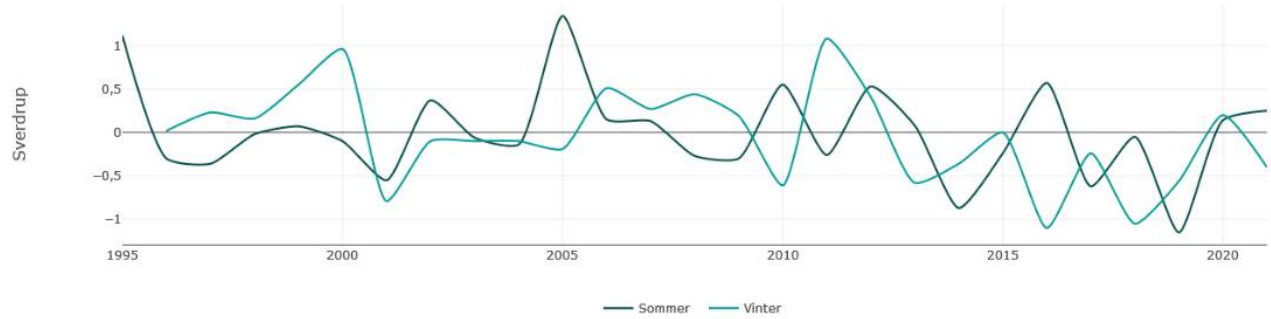


Figur 4.2.1.1 Gjennomsnittlig saltholdighet på Gimsøysnittet fra 1978 til og med 2021. Kilde: Havforskningsinstituttet/Miljøstatus.

Transport av atlanterhavsvann inn i Norskehavet

Vinteren 2021 strømmet det 4,7 Sverdrup (1 million m^3 vann = 1 Sverdrup) atlanterhavsvann per sekund inn i Norskehavet. Dette var 0,4 Sverdrup mindre vann per sekund enn middelverdien (figur 4.2.1.2). Fra 2006–2008 til 2018 var det en nedgang i innstrømmingen av atlanterhavsvann om vinteren, der 2016 og 2018 hadde de laveste vinterverdiene i tidsserien. Deretter steg vinterverdiene kraftig de neste to årene, men sank noe igjen i 2021. Sommeren 2021 strømmet det 4,2 Sverdrup atlanterhavsvann per sekund inn i Norskehavet, noe som var like over middelverdien. Også innstrømmingen om sommeren hadde en nedadgående trend fra 2005, men har det siste tiåret vekslet mellom å være over eller under middelverdien. Laveste innstrømming var sommeren 2019, da det strømmet inn 2,8 Sverdrup vann per sekund. Dette var 1,2 Sverdrup mindre vann per sekund enn middelverdien. Året etter steg imidlertid innstrømmingen til over middelverdien.

Innstrømming av atlanterhavsvann inn i Norskehavet påvirkes først og fremst av vindfeltene i Norskehavet og det nordlige Atlanterhavet, og påvirker igjen temperatur, saltholdighet og næringssaltkonsentrasjoner.



Figur 4.2.1.2 Innstrømming av atlanterhavsvann til Norskehavet. Måleenheten er Sverdrup, der 1 Sverdrup tilsvarer innstrømming av 1 million kubikkmeter vann per sekund. Figuren viser avvik fra vinter- og sommermidler for perioden 1995–2021 (Vinter = 5,1; Sommer = 4,0 Sverdrup). Kilder: Geofysisk institutt, Universitetet i Bergen, og Havforskningsinstituttet/Miljøstatus

4.2.2 - Plankton

Indikatorvurderingen i dette kapittelet omfatter artssammensetning av planteplankton i Norskehavet og varmekjære dyreplankton i Norskehavet, da de ikke er tatt med i vurderingen av økologisk tilstand i kapittel 2.

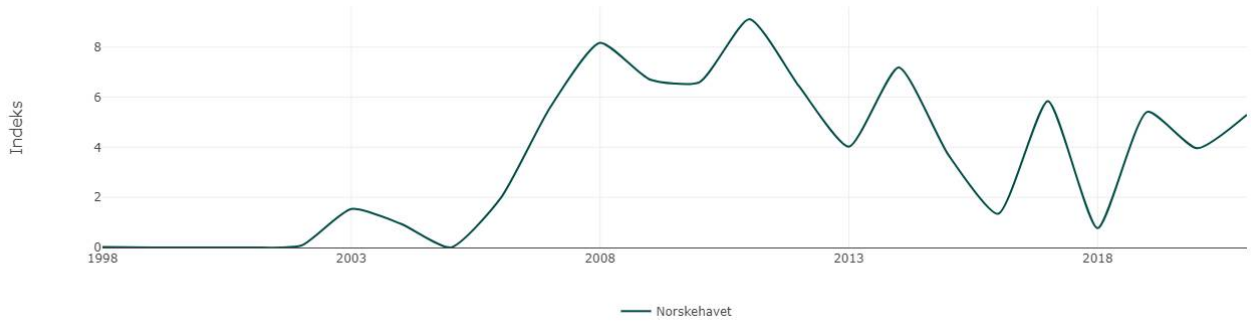
Artssammensetning av planteplankton i Norskehavet

Planteplankton kan grovt deles inn i fire hovedgrupper; kiselalger (diatoméer), dinoflagellater, flagellater/monader og coccolithophorider (kalkalger). På våren dominerer diatoméer, ofte med slektene *Chaetoceros* og *Thalassiosira*. I de nordlige delene av Norskehavet finner vi også masseforekomster av flagellaten *Phaeocystis* sp. om våren. Om sommeren er planteplanktonsamfunnet dominert av små flagellater, og i enkelte år forekommer også kalkalgen *Emiliania huxleii*. Om høsten finner vi dinoflagellater (for eksempel *Gymnodinium* sp., *Ceratium* sp. og *Scrippsiella* sp.) i tillegg til kiselalger. Dette er den perioden av året man hyppigst finner varmekjære arter. Det finnes fortsatt ingen gode langtids-serier for artssammensetningen til planteplankton i Norskehavet. Planteplankton kan påvirkes av klimaendringer, forsuring, endringer i næringssaltkonsentrasjoner og miljøgifter. Det er fremdeles ikke helt klart hva som fører til masseoppblomstringer av skadelige planteplanktonarter (Harmful Algal Blooms). Det er rapportert massedød av oppdrettslaks på grunn av skadelige alger utenfor norskekysten, og dette har i noen år hatt store negative konsekvenser for norsk akvakulturnæring.

Varmekjære dyreplankton i Norskehavet

Gode eller dårlige år med vekst hos dyreplankton, eller endringer i artssammensetningen, kan ha betydning for vekst og overlevelse hos kommersielt viktige fiskearter høyere oppe i næringskjeden.
Dyreplanktonet er følsomt for klimaendringer og kan brukes som en økosystem-indikator. Flere arter av hoppekreps (*Calocalanus* spp.*, Eucalanus elongatus, Mesocalanus tenuicornis, Pareuchaeta hebes*), og vingesneglen *Cymbulia peroni*, er eksempel på sørlige, varmekjære arter som er observert i Norskehavet. Den varmekjære arten *Calanus helgolandicus* har økt i antall i Nordsjøen og langs vestlandskysten i senere år. I Norskehavet lever den i utkanten av sitt utbredelsesområde, og *C. helgolandicus* er derfor ofte brukt som indikator på endringer i havklima. Etter 2006 ble det observert en kraftig økning av sørlige arter i Norskehavet (figur 4.2.2.1). Etter 2011 har det vært en generell nedgang, men vi ser også store forskjeller mellom årene.

Endringene i forekomsten av sørlige, varmekjære arter i Norskehavet kan skyldes økningen i havtemperaturen, blant annet som en følge av økt vanntransport fra Nord-Atlanteren, og dette er med på å skyve utbredelsesområdet til varmekjære arter nordover. Endringene i artssammensetningen av dyreplankton, som er observert de siste ti årene, har i liten grad påvirket resten av økosystemet. Varmekjære arter er foreløpig i mindretall, men dersom havtemperaturen fortsetter å øke så kan disse artene etter hvert også få en økologisk betydning.

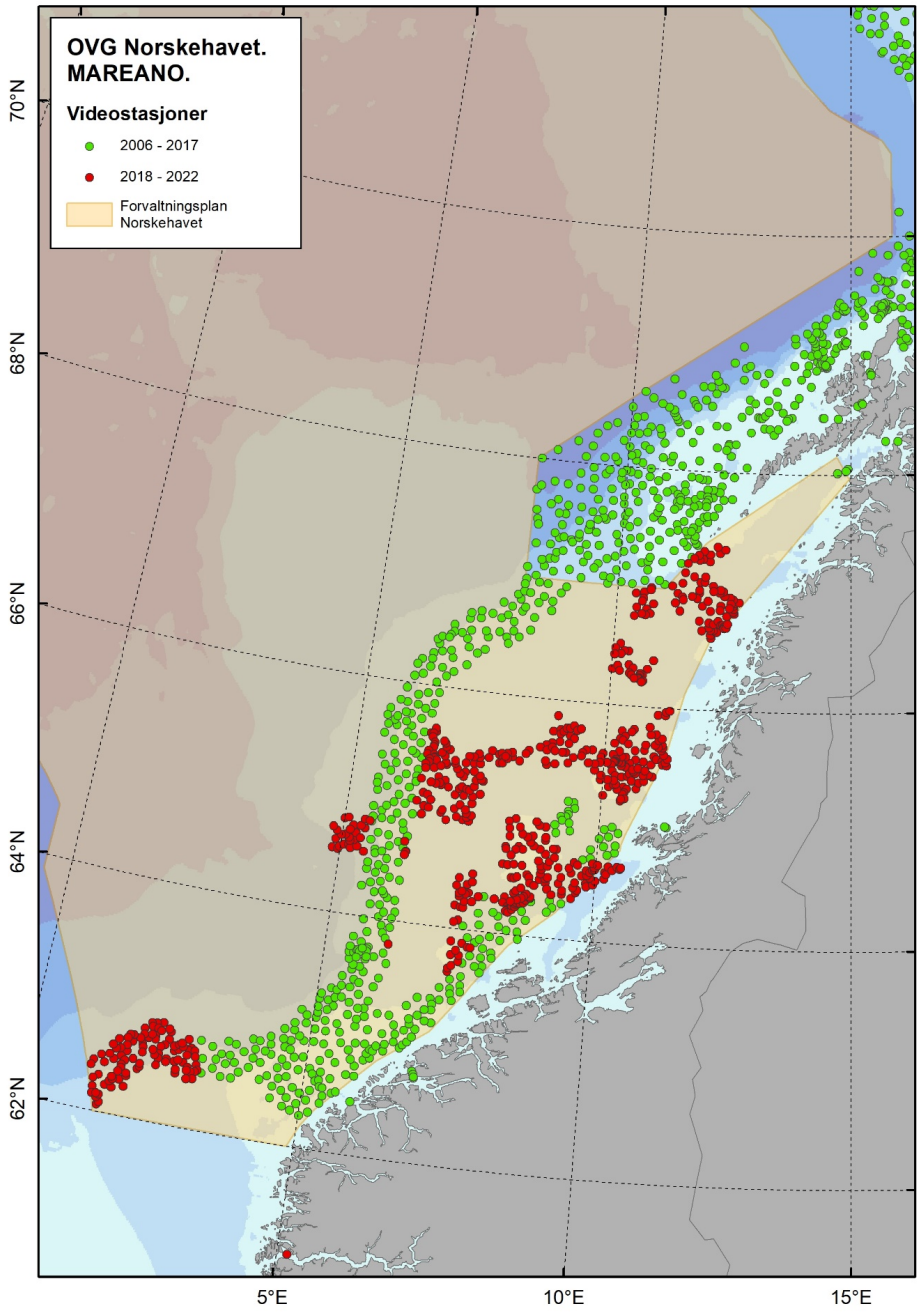


Figur 4.2.2.1 Utvikling i innslag av utvalgte varmekjære dyreplankton i det sørlige Norskehavet fra 1998 til 2021. Kilde: Havforskningsinstituttet/Miljøstatus

4.2.3 - Bunnlevende organismer

Utenom kunnskapen som bunnkartleggingsprogrammet Mareano samler inn er informasjon om dyrelivet på bunnen i norske havområder lite dekket og det finnes per i dag ingen indikator for bunnlevende organismer i Norskehavet. Siden 2017 har Mareano kartlagt flere områder i Norskehavet (figur 4.2.3.1). På kontinentalsokkelen er følgende områder undersøkt med video og prøver tatt med ulike redskaper: Trænadjupet, Trænabanken, Sklinnabanken, Garsholbanken, Haltenbanken, Sula området og Frøyabanken. På sokkelkanten og øvre deler av skråningen er nordlig del av Storegga og Aktivneset undersøkt på samme måter tatt med ulike redskaper: Trænadjupet, Trænabanken, Sklinnabanken, Garsholbanken, Haltenbanken, Sula området og Frøyabanken. På sokkelkanten og øvre deler av skråningen er nordlig del av Storegga og Aktivneset undersøkt på samme måte.

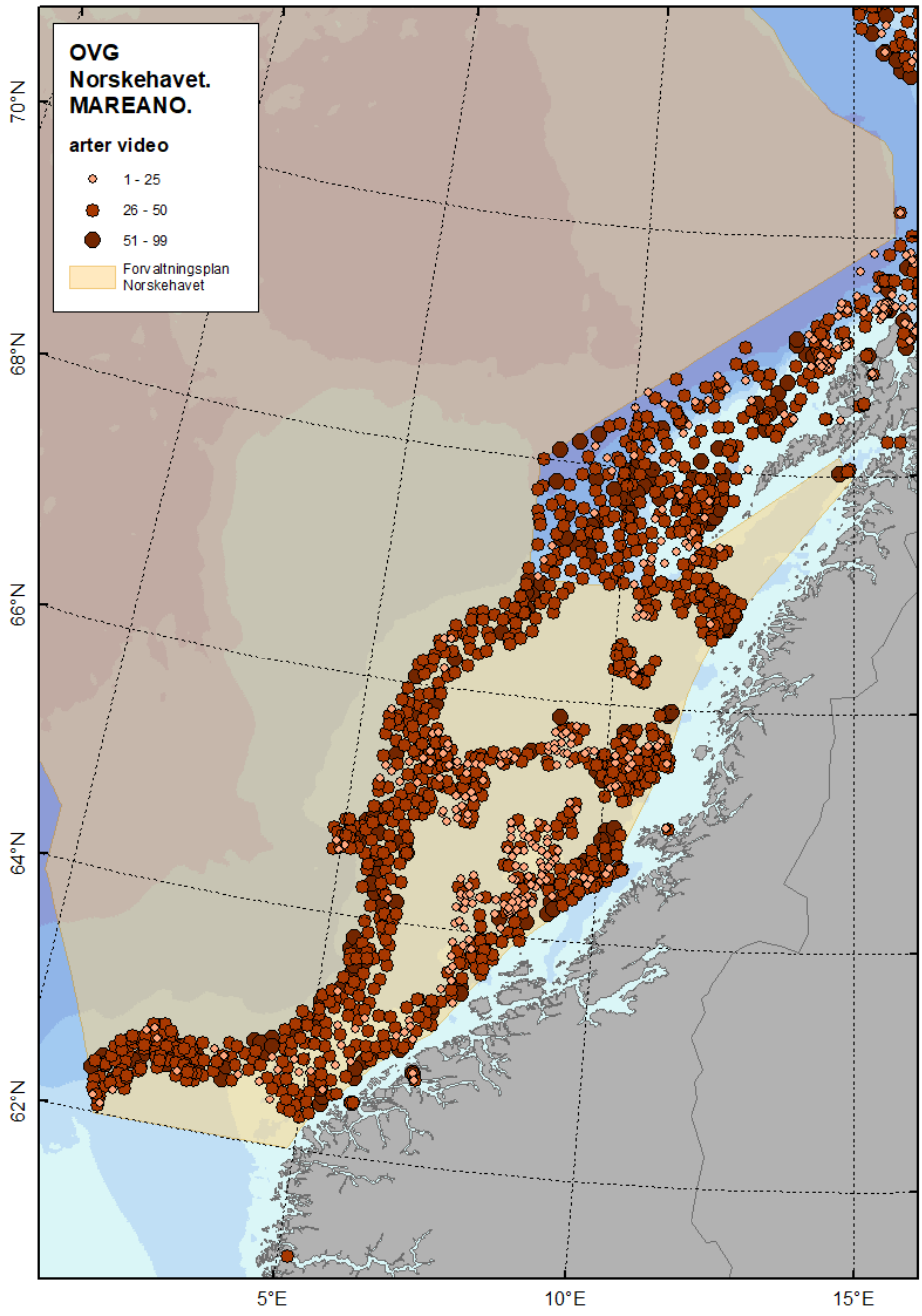
Resultatene er sammenstilt og presentert på karttjenesten til Mareano, med ulike tema for bunnlevende organismer (biomangfold, sårbare arter, sårbare naturtyper, biotoper), og indikatorer for menneskelig påvirkning som antall observerte trålspor og søppel registrert.



Figur 4.2.3.1 Kart over lokaliteter i Norskehavet som Mareano-prosjektet har undersøkt for bunnlevende organismer. Kilde: Mareano

Biologisk mangfold

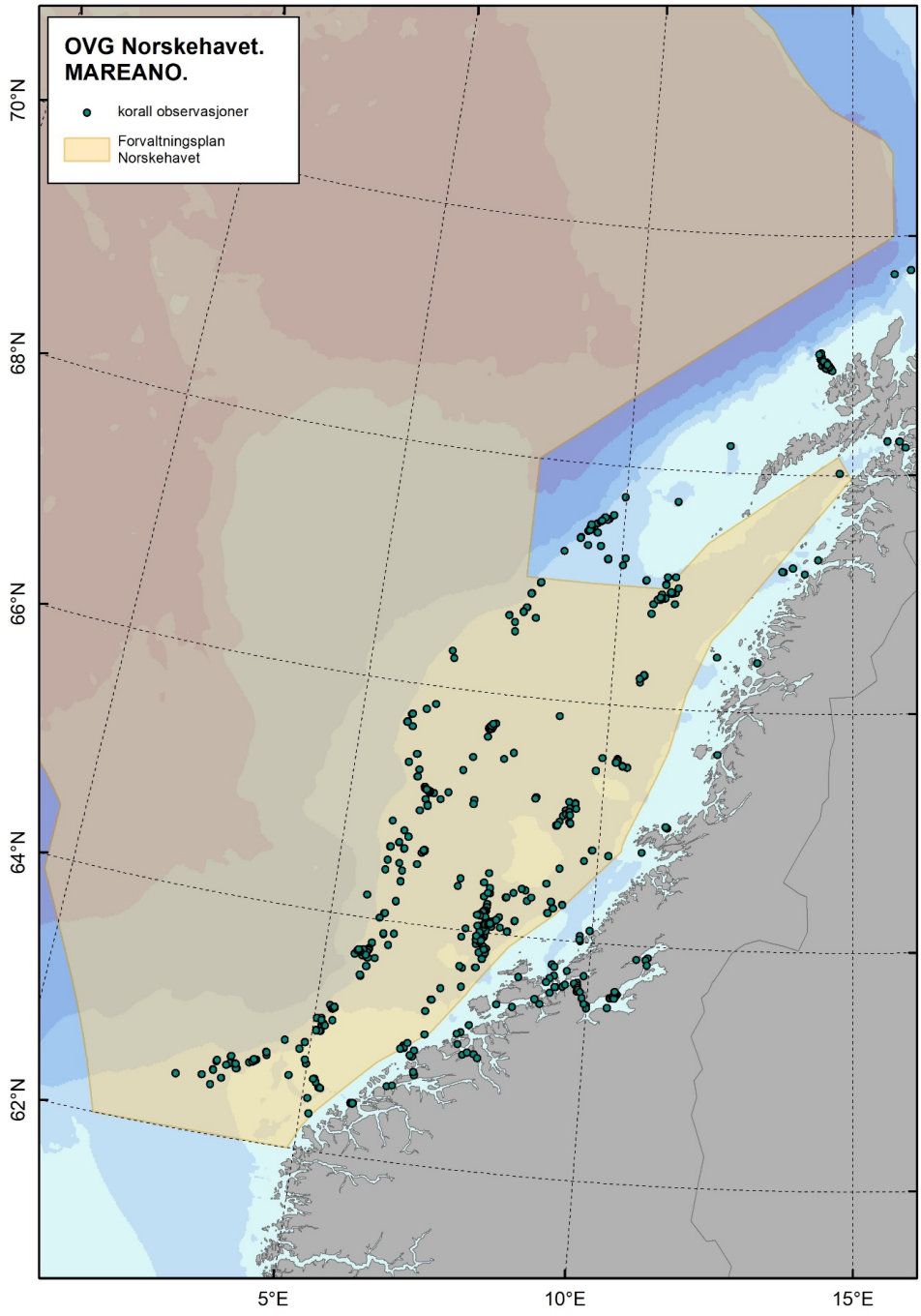
Antall observerte taksonomiske grupper, identifiserte arter og uidentifiserte arter navngitt til laveste mulige taksonomiske nivå, per videolinje er en god indikator for mangfoldet av epifauna på havbunnen (figur 4.2.3.2). Det er særlig i områder med skrånende bunn på kontinentalsokkelen og øvre deler av sokkelskråningen mangfoldet er høyest (figur 4.2.3.2). Områder som peker seg ut er korallrevsområder som Røstbanken, Storegga og Mørebankene.



Figur 4.2.3.2 Oversikt over antall observerte taksonomiske grupper i de delene av Norskehavet hvor Mareano har kartlagt havbunnen. Kilde: Mareano

Korallrev

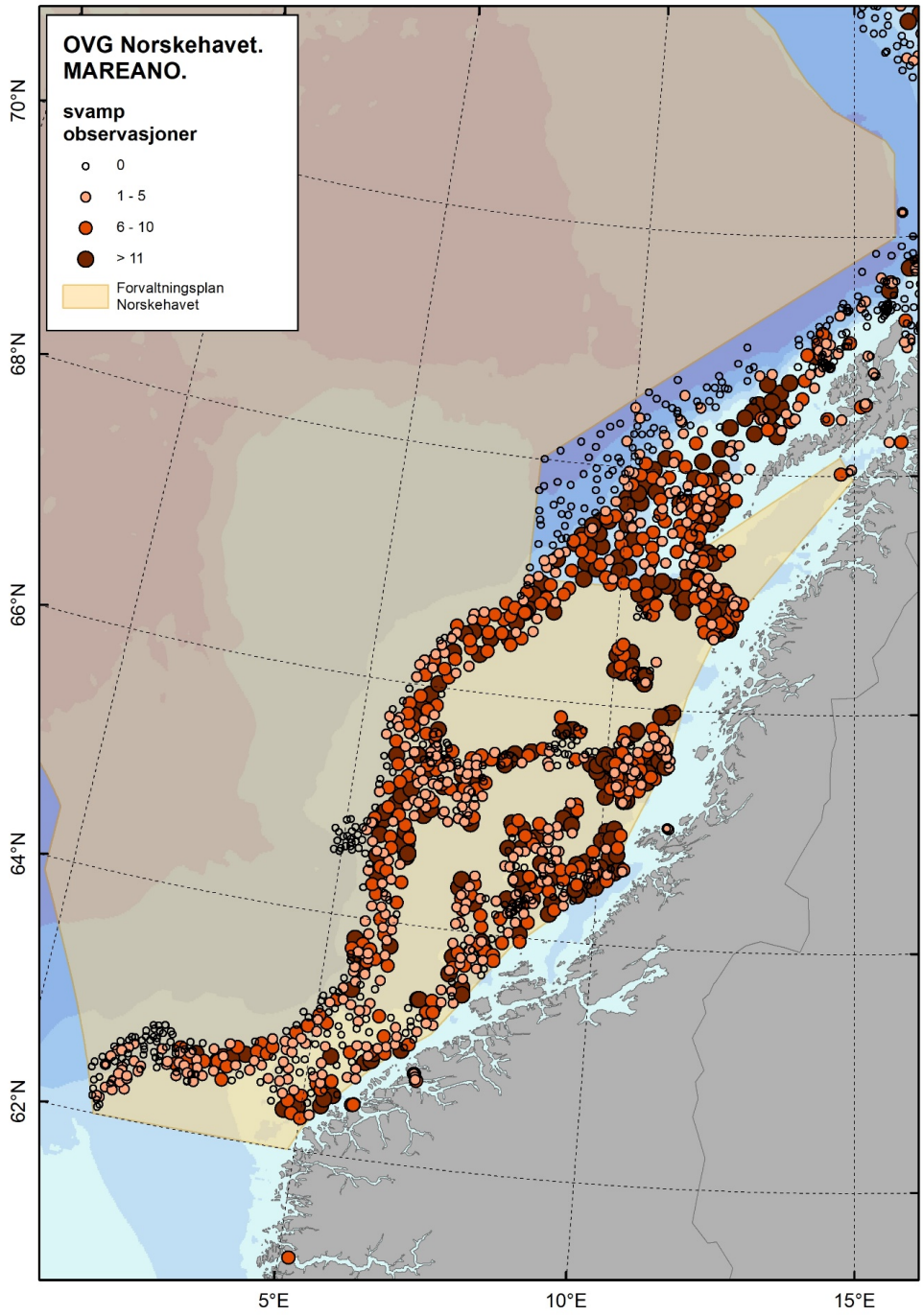
Siden 2017 har Mareano oppdaget mange nye korallrev og figur 4.2.3.3 viser bekreftede korallrev, områder som er undersøkt med undervannsvideo eller innsamlet med bunnredskap ved tidligere undersøkelser. I tillegg til disse er det indikasjoner på mange flere korallrev fra detaljert dybdekartlegging med multistråleekkolodd, det reelle antallet korallrev er foreløpig ikke kjent, men de dataene som finnes viser tydelig utbredelsen av kjerneområdene for korallrev. Områder med kupert undervannsterreng på mellom 200 og 400 m dyp er spesielt rike på korallrev og slike områder finner vi langs sokkelkanten, på morenerygger og ved andre geologiske strukturer.



Figur 4.2.3.3 Verifiserte korallrev i Norskehavet. Kartet er basert på informasjon fra mange forskjellige kilder som fiskere, petroleumsindustrien, tidligere vitenskapelige publikasjoner samt Mareano, som har oppdaget de fleste av korallrevene. Kilde: Mareano.

Svamphager

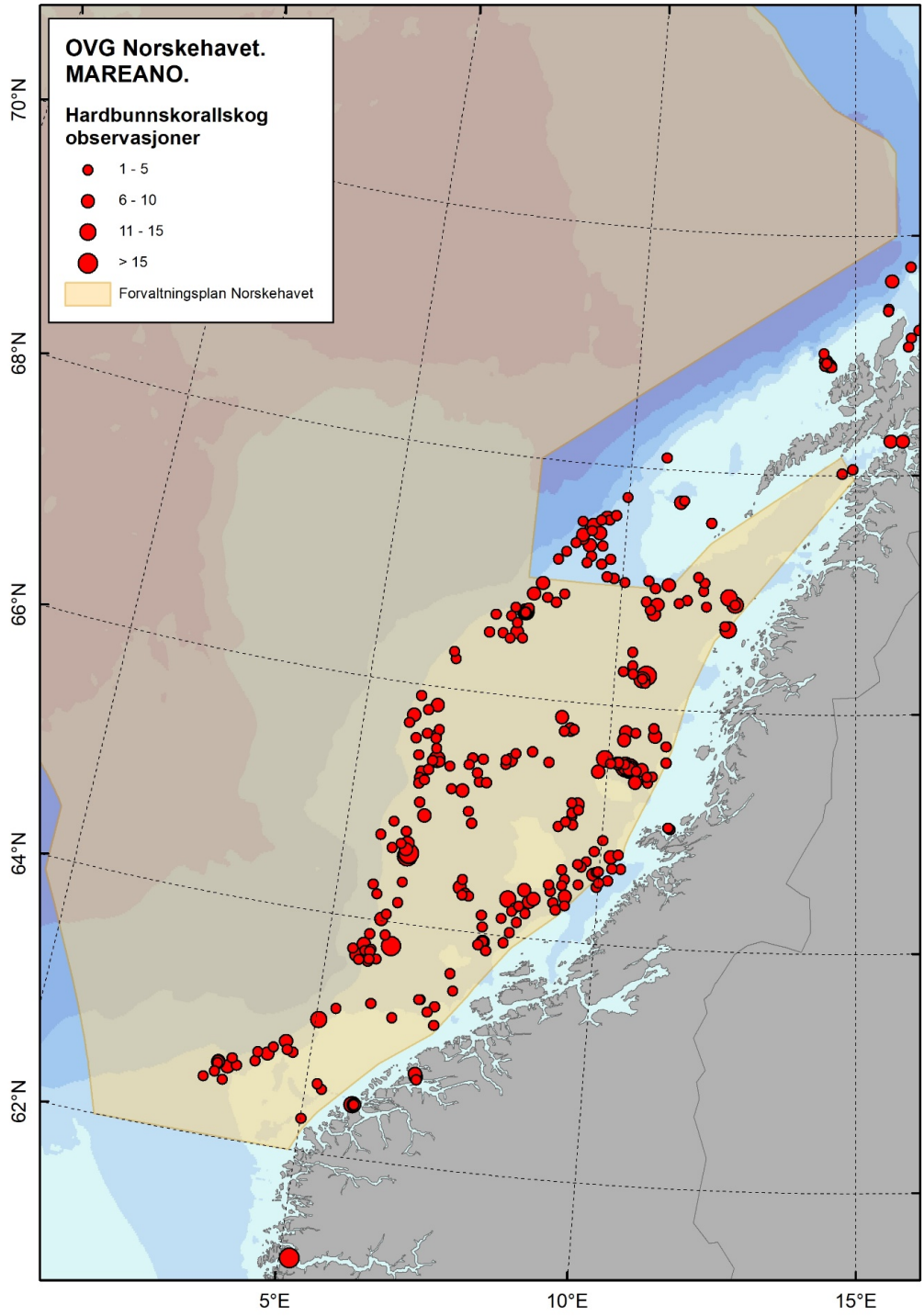
Figur 4.2.3.4 viser relativ mengde svamper på Mareanos videolokaliteter. Svamper er en artsrik gruppe og er generelt mer vanlig enn andre arter som danner sårbare naturtyper (f.eks. korallskog, korallrev). En sammenstilling av resultater fra detaljert videoanalyse vil gi bedre grunnlag for å vurdere kjerneområder for svampehabitater.



Figur 4.2.3.4 Oversikt over fordeling av svamp i Norskehavet basert på observasjoner i felt. Størrelse og farge på symbolene indikerer antall observasjoner per videolinje. Kilde: Mareano.

Hardbunnskorallskog

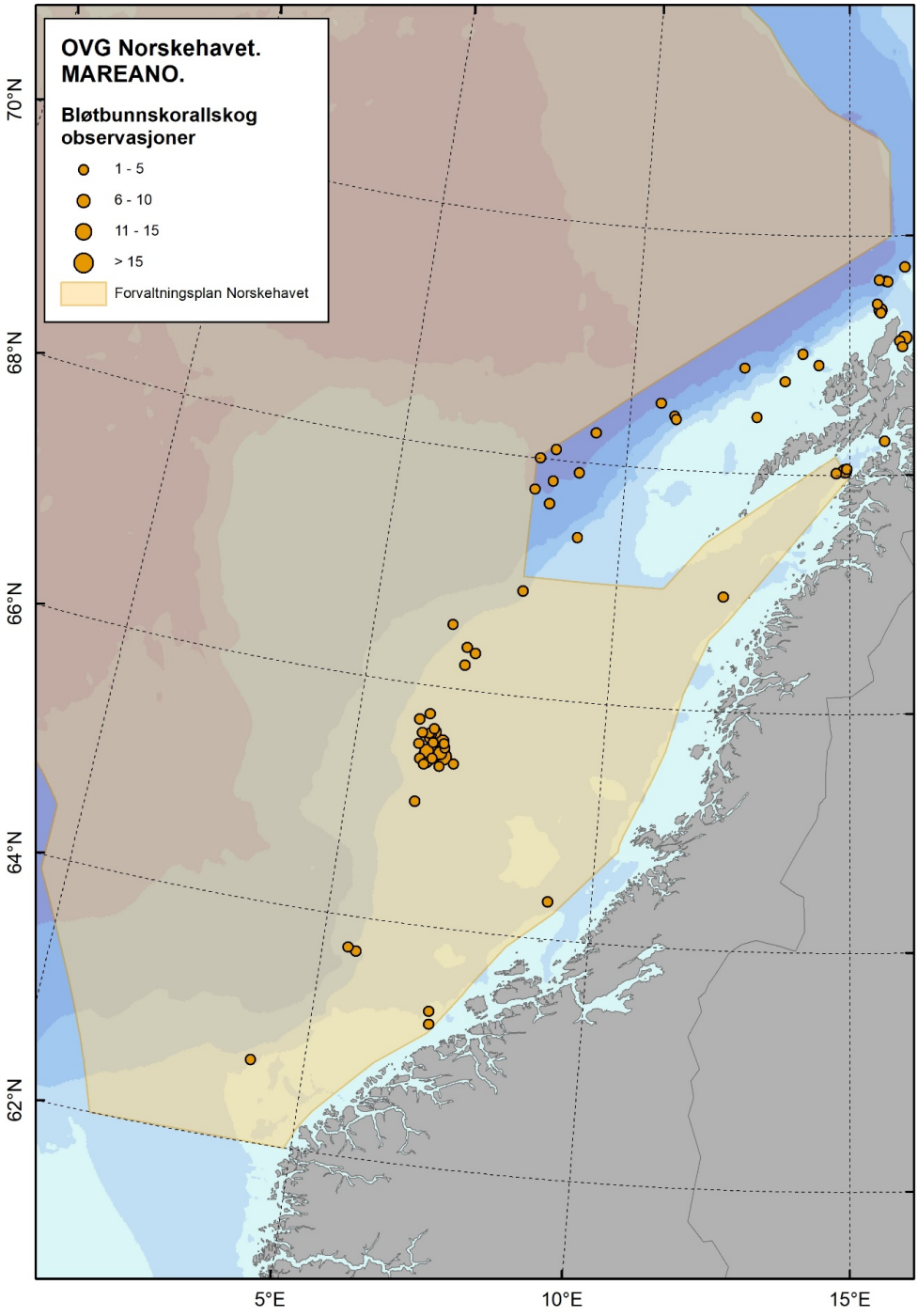
Hardbunnskorallskog utgjøres av koraller som kan danne korallskog på hardbunn (hovedsakelig *Paragorgia arborea, Primnoa resedaeformis*, og *Paramuricea placomus*). Hvor tett slike koraller må forekomme for å kunne kalles korallskog er ikke klart definert, men foreløpige analyser av Mareanos resultater indikerer at i slike områder står det mer enn 10 kolonier per 100 m². Slike tettheter finner man først og fremst i områder med korallrev.



Figur 4.2.3.5 Oversikt over foredling av koraller som kan danne korallskog på hardbunn (hovedsakelig Paragorgia arborea, Primnoa resedaeformis, og Paramuricea placomus) i Norskehavet basert på observasjoner i felt. Størrelse på symbolene indikerer antall observasjoner per videolinje. Kilde: Mareano.

Bløtbunnskorallskog

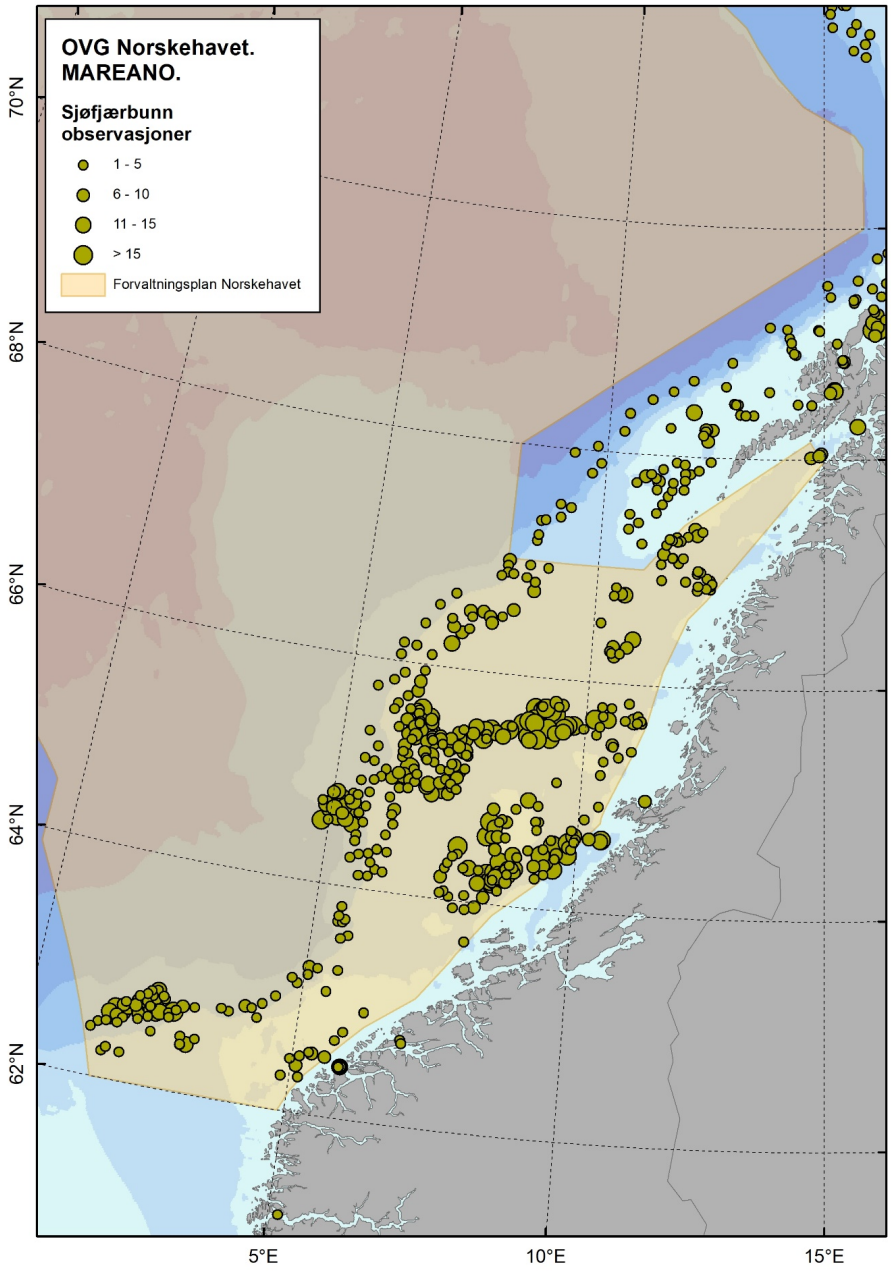
I Norskehavet er det kun bambuskorall (*Isidella lofotensis*) som kan danne relativet tette bestander av bløtbunnskorallskog med mer enn 50 kolonier per 100 m². Skjoldryggen peker seg ut som et unikt område hvor man finner de største kjente forekomstene av bambuskorall på kontinentalsokkelen i Norskehavet. Utenom dette området er funn av bambuskorall spredt, og representerer sjelden tettheter som kan kalles korallskog.



Figur 4.2.7.6 Forekomst av koraller som kan danne korallskog på bløtbunn (i Norskehavet dreier dette seg kun om Isidella lofotensis) basert på observasjoner i felt. Kilde Mareano.

Sjøfjærsamfunn

Sjøfjær er en gruppe koralldyr (Anthozoa) som finnes nær sagt over alt på bløt bunn dypere enn ca. 50 m. Langt færre steder opptrer de så tett at man kaller forekomstene for sjøfjærsamfunn. I de senere år har Mareano notert forekomster av sjøfjærsamfunn som områder hvor sjøfjær blir observert hyppigere enn hvert femte sekund ved en fart på 0,7 knop. Disse forekommer først og fremst på bløt bunn (slam og sandig slam) i trau og renner på kontinentalsokkelen og øvre del av sokkelskråningen. På større dyp (>700m) forekommer den store (<2 m høy) sjøfjæren *Umbellula encrinus* i mer spredt enn de vanligste artene i slektene (*Kophobelemnon, Virgularia* og *Funiculina*) som utgjør sjøfjærsamfunn på grunnere vann.



Figur 4.2.3.7 Relativ mengde sjøfjær basert på observasjoner i felt. Størrelsen på symbolene indikerer antall observasjoner per videolinje. De to høyeste kategoriene (>11 sjøfjær per videolinje) sammenfaller med Mareanos definisjon av sjøfjærbunn (>50 sjøfjær/ 100m^2). Kilde: Mareano.

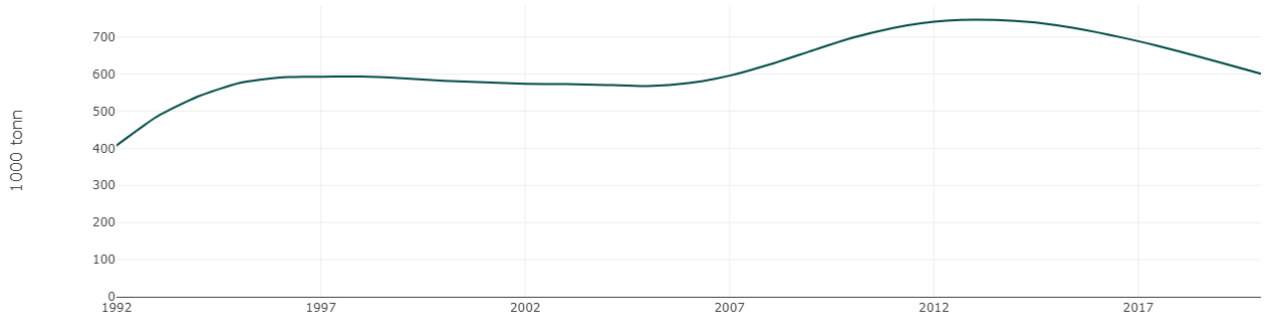
4.2.4 - Fiskebestander

Som presentert i kapittel 2.2 og i siste rapport fra Det internasjonale havforskningsrådet (ICES) sin arbeidsgruppe for Norskehavet (WGINOR)(ICES, 2022e), har det vært store endringer generelt i fiskebestandene i Norskehavet. Her er det presentert særlig om de kommersielle artene som er oppført som indikatorarter i den helhetlige forvaltningsplanen for Norskehavet, men som ikke er vurdert i fagsystemet for økologisk tilstand.

Blåkveite

Blåkveite (*Reinhardtius hippoglossoides*) hadde en over gjennomsnittet god rekruttering i 2021, men den langsiktige trenden er svakt nedadgående siden 2014 (figur 4.2.4.1). Den fangstbare mengden blåkveite, definert som fisk på 45 cm eller større, steg i hovedsak jevnt fra 1992 og fram til 2014.

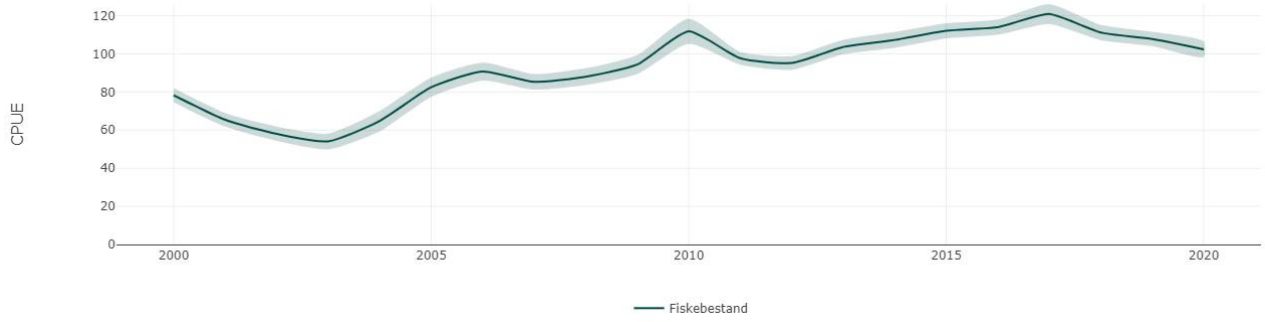
De siste årene har vi sett en svakt nedadgående trend i biomasse. Fangstene økte kreftig fra 2009 til 2018 men har nå stabilisert seg. Fangstraten er økende. Modellkjøringer viser at dagens fangstrate vil redusere bestanden noe, men ikke til under beregnet føre-var nivå på 500 000 tonn de nærmeste årene. Det er samme bestand i Barentshavet og Norskehavet.



Figur 4.2.4.1. Utvikling i bestanden av blåkveite fra 1992 til 2020. Kilde: Havforskningsinstituttet/Miljøstatus.

Brosme i Norskehavet

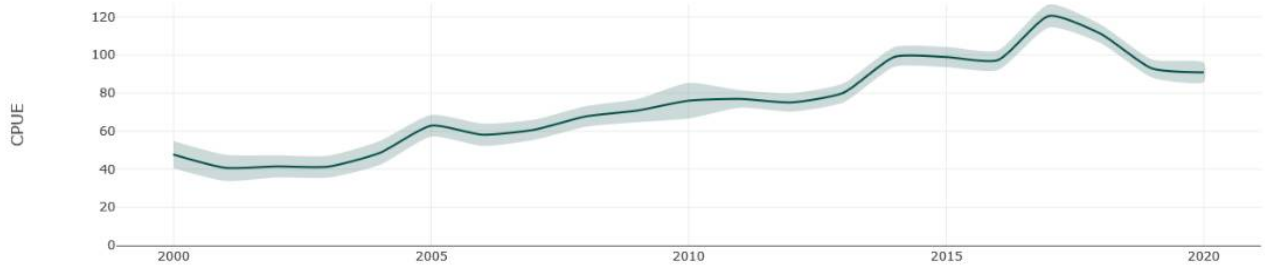
Brosme (*Brosme brosme*) i Norskehavet ser ut til å ha nedadgående trend i bestandsindeks (fangst per enhet innsats, figur 4.2.4.2) de siste årene. Dataene fra 2000 til 2020 viser en positiv utvikling for brosmen i Norskehavet, men med en liten nedgang i 2018 og 2020. Nedgangen i nordøstarktisk torsk og mindre torskekvoter kan ha ført til økt fiskepress.



Figur 4.2.4.2 Bestandsindeks (CPUE) for brosme i Norskehavet fra 2000 til og med 2020. CPUE er «catch per unit effort» (fangst per enhet innsats). Kilde: Havforskningsinstituttet/Miljøstatus.

Lange i Norskehavet

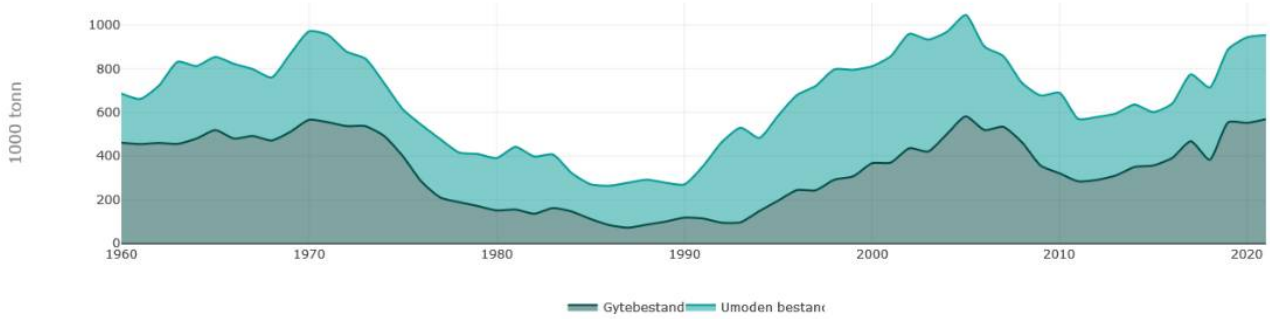
Lange (*Molva molva*) i Norskehavet viste økende bestandstall mellom 2004 og 2017 (figur 4.2.4.3). Siden har det vært en negativ trend, som kan skyldes økt fiskepress.



Figur 4.2.4.3 Bestandsindeks (CPUE) for lange i Norskehavet mellom 2000 og 2020. CPUE er «catch per unit effort» (fangst per enhet innsats). Kilde: Havforskningsinstituttet/Miljøstatus.

Nordøstarktisk sei i Norskehavet

Nordøstarktisk sei i Norskehavet har en varierende bestand, men er for tiden nesten like stor som i 2007, da den var på et historisk høyt nivå (figur 4.2.3.6). Gytebestanden av nordøstarktisk sei har gått mye opp og ned, men har vært over føre-var-nivået på 220 000 tonn siden 1996. Bestanden har dermed god reproduksjonsevne.



Figur 4.2.3.6 Utvikling i gytebestand og umoden bestand av nordøstarktisk sei fra 1960 til og med 2021. Kilde: Havforskningsinstituttet/Miljøstatus.

4.2.5 - Sjøpattedyr og sjøfugl

Innenfor temaet sjøpattedyr og sjøfugl i Norskehavet, har Overvåkingsgruppen en indikator for sjøpattedyr, det er klappmyss i Norskehavet. Avsnittet om andre sjøpattedyr i Norskehavet er derfor basert på annen publisert kunnskap. For sjøfugl presenteres indikatorene som ikke er tatt med i vurderingen av økologisk tilstand, det vil si toppskarv (*Gulosus aristotelis*) i Norskehavet og ærfugl (*Somateria mollissima)* i Norskehavet.

Sjøpattedyr i Norskehavet

Sjøpattedyrfaunaen i den atlantiske delen av Norskehavet er dominert av hval. Noen oppholder seg i Norskehavet gjennom hele livssyklusen, som nise (*Phocoena phocoena*, spekkhogger (*Orcinus orca*), kvitnosdelfin (*Lagenorhyncus albirostris*) og nebbhval (*Hyperoodon ampullatus*). Andre er primært er til stede om sommeren, som vågehval (*Balaenoptera acutorostrata*) og andre bardehvaler. Gjennom de siste ca. 30 årene har det vært gjennomført systematiske sommertellinger av vågehval i alle norske havområder. Dette har gitt informasjon om forekomst og fordelingsmønster både for målarten og mange andre arter (Leonard og Øien, 2020b, a, Solvang og Planque, 2020).

Den totale vågehvalbestanden i Nordøstatlanteren har vært stabil, men forekomsten i Norskehavet har gått noe ned til fordel for Barentshavet i løpet de siste 10–15 årene (Solvang og Planque, 2020). Knølhval (*Megaptera novaeanglia*) og finnhval (*Balaenoptera physalus*) har økt markant i Nordøstatlanteren siden de første tellingene på slutten av 1980-tallet (Moore m.fl., 2019), men bestandene i norske farvann har vært stabile over de siste 20 årene (Leonard og Øien, 2020b, a). Blåhvalen (*Balaenoptera musculus*) er fortsatt på et lavt bestandsnivå i hele Nordøstatlanteren (Pike m.fl., 2009, 2019, Leonard og Øien, 2020a, b). Årsaken til dette er ikke kjent, men denne arten ser ut til å være mer avhengig av tette krepsdyrforekomster enn de tidligere nevnte artene. En annen krepsdyrspesialist er nordatlantisk retthval (*Eubalaena glacialis*), som primært beiter på raudåte (*Calanus finnmarchicus*) (Baumgartner m.fl., 2017). Nordatlantisk retthval antas å ha blitt helt borte fra Norskehavet rundt begynnelsen av 1900 tallet på grunn av hvalfangst (Jacobsen m.fl., 2006). I dag finnes det rundt 370 individer av denne arten som lever ved kysten av det nordøstlige USA og i Canada (Pace, 2021). I de senere tiårene har det imidlertid blitt registrert flere individer av Nordatlantisk retthval i gamle sommerbeiteområder rundt Island,

Sørøstgrønland og Nord-Norge (Jacobsen m.fl., 2006, Mellinger m.fl., 2011, Monsarrat m.fl., 2015). Teoretisk sett skulle Norskehavet fortsatt være et veldig gunstig habitat for denne arten (Monsarrat m.fl., 2016). Seihval (*Balaenoptera borealis*) antas også å være spesielt knyttet til raudåte, men har vært fåtallig i Norskehavsområdet siden storhvalfangsten på 1800 og 1900 tallet (Leonard og Øien, 2020b, a). I de senere år er det imidlertid gjort flere observasjoner rundt Svalbard (Storrie m.fl., 2018, Øien, 2023).

Spermhvaler (*Physeter macrocephalus*), nebbhvaler og grindhvaler (*Globicephala melas*) er utpregede dypdykkere og denne atferd gir større usikkerhet i bestandsestimatene. Observasjonsraten av spermhval i Norskehavet har tidligere vært stabil, men har de siste 30 årene vært nedadgående. Det er tegn på at nebbhvalbestanden har tatt seg noe opp over de seneste 20 årene (Leonard og Øien, 2020a, b). Høy sårbarhet overfor menneskeskapt støy er årsak til bekymring for denne arten samt for flere andre hvalarter (Sivle m.fl., 2021). Den mest tallrike tannhvalarten i Norskehavet er kvitnos, men den opptrer nesten bare i grenseområdet inn mot Barentshavet. Nise er også forholdsvis tallrik og er mer utbredt i kystområdene som grenser til Norskehavet. Denne arten er spesielt sårbar for bifangst og for Norskehavet isolert sett ser bifangsten ikke ut til å være bærekraftig (NAMMCO-North Atlantic Marine Mammal Commission, 2022).

Bestandsestimater for spekkhogger har vist betydelig variasjon over tid, men ingen klar trend (Leonard og Øien, 2020a, b). Denne arten beiter primært på sild og makrell i Norskehavet, men noen få grupper tar også en del sel. De selspisende spekkhoggerne har veldig høye nivåer av miljøgifter, som kan påvirke disse dyrenes helsetilstand og reproduksjonsevne (Andvik m.fl., 2020). På grunn av høy posisjon i næringskjeden og dårlig evne til å nedbryte en del stoffer er tannhvaler generelt mer utsatt for å akkumulere høye nivåer av miljøgifter enn andre sjøpattedyr.

Kystområder som grenser til Norskehavet, er viktige habitater for de relativt små norske bestandene av selartene havert (*Halichoerus grypus*) og steinkobbe (*Phoca vitulina*). Regelmessig overvåking siden slutten av 1990-tallet viser en generell nedgang i ungeproduksjonen av havert og totalbestanden av steinkobbe innenfor Norskehavsområdet (Øien, 2023). Bifangst i breiflabbgarn antas å være en del av årsaken til denne utviklingen.

Klappmyss i Norskehavet

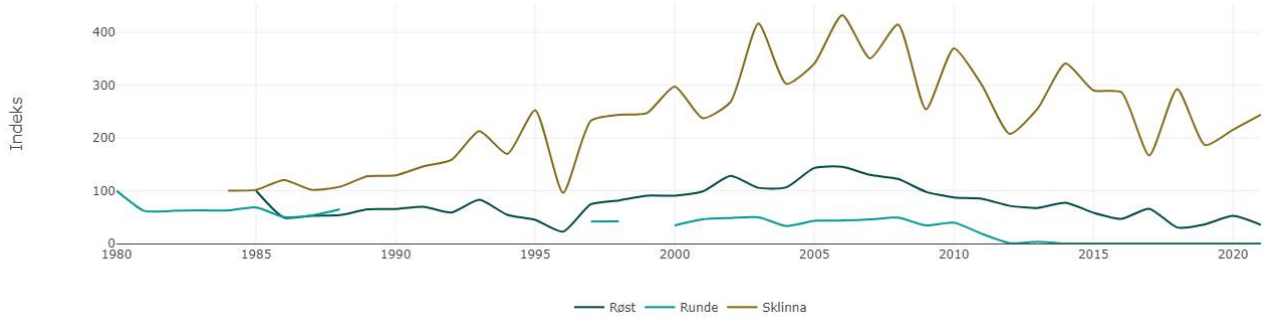
Modellering av størrelsen av klappmyssbestanden i Vesterisen viser en kraftig nedgang fra 1946 til 1980. Modellen viser en bestand på rundt 1,4 millioner dyr i 1946, men kun 200 000 dyr i 1980 og 90000 ved første fullskala flytelling i 2005. Den siste flytellingen i 2018 ga et bestandsestimat på 80000 og viser dermed ingen tegn på vekst etter fangstforbudet som ble innført fra 2007.

Frem til 1980-tallet har fangsten sannsynligvis vært den viktigste påvirkningsfaktoren for klappmyssbestanden, men deretter skyldes nedgangen sannsynligvis endringer i reproduksjonsrater og naturlig dødelighet. Begge kan påvirkes av endringer i tilgang til byttedyr. Lite er imidlertid kjent om bestandsutviklingen til flere av klappmyssens kjente byttedyrarter, som for eksempel blekksprutarten *Gonatus fabricius*. Is- og strømforhold er sannsynligvis også av stor betydning for klappmyssbestanden. Minking i isutbredelsen utenfor Nordøstgrønland de siste tiårene har blant annet medvirket til større predasjonstrykk fra isbjørn på klappmyss. Mindre stabilitet i pakkisen kan også øke klappmyssens energikostnader i forbindelse med hårfelling som helst skal foregå utenfor vannet. Tilgang på en stabil hvileplattform er sannsynligvis også viktig for avvente unger, når de skal begynne å finne næring selv.

Toppskarv i Norskehavet

Hekkebestandene av toppskarv har utviklet seg ulikt i de forskjellige koloniene i Norskehavet (figur 4.2.4.1). På Runde i Møre og Romsdal er det registrert en kraftig tilbakegang i hekkebestanden siden 1975 og arten har

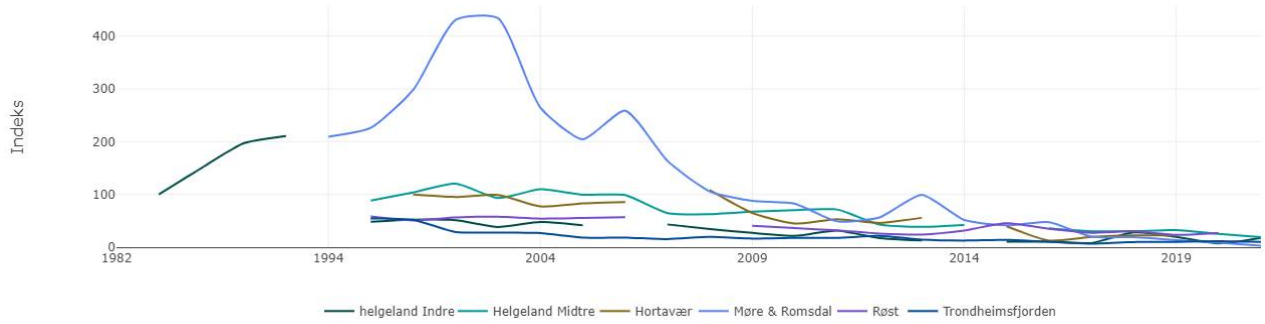
forsvunnet fra den viktigste hekkeplassen som talte 5000 par i 1975, og hekker nå kun spredt på øya. På Sklinna nord i Trøndelag er hekkebestanden tredoblet siden overvåkingen startet i 1984. Den var på sitt høyeste i 2006 med over 3100 par. Hekkebestanden har vist en svak tilbakegang siden 2010. På Røst har hekkebestanden vært stabil i perioden 1985-2020, men har gått noe tilbake siden 2011. Toppskarven påvirkes av et bredt spekter av mekanismer, men de fleste er en direkte respons på endringer i næringstilgang, som delvis kan være klimapåvirket. Arten er også sårbar for forstyrrelser fra firbeinte rovdyr (oter, mink, hunder og katter) og mennesker. Den forlater reiret hvis den blir forstyrret, slik at reir med egg eller unger blir liggende åpent og tilgjengelig for blant annet kråker og måker.



Figur 4.2.4.1 Bestandsutvikling for toppskarv i Norskehavet mellom 1980 og 2021. Kilde: NINA/ Miljøstatus

Ærfugl i Norskehavet

Hekkebestandene av ærfugl i Norskehavet har gått kraftig tilbake på hele strekningen fra Møre og Romsdal til Røst (figur 4.2.4.2). På Mørekysten har hekkebestanden gått tilbake siden midten av 1980-tallet, og tilbakegangen er dobbelt så stor i den siste 10-årsperioden som i perioden fra 1986 til 2021. Bestanden på Mørekysten er nå 15 % av det den var i 1986. I Trondheimsfjorden har hekkebestanden gått tilbake med 90 % siden 1982 mens den i Leka kommune i Trøndelag er redusert med 80 % siden 2001. I de indre delene av Ranafjorden (Indre Helgeland) og i de midtre områdene av Helgelandskysten er bestanden redusert med henholdsvis 90 og 75 % i perioden etter 2000. Hekkebestanden på Røst er redusert med rundt 75 % siden 1988. Ærfuglbestandens størrelse påvirkes direkte eller indirekte av rovdyr og rovfugler som mink, ravn, måker og havørn som tar egg, unger eller voksenfugl. Fra Midt-Norge og nordover eksisterte det en gammel tradisjon med drift av beskyttede egg- og dunvær for ærfugl. Da dette tok slutt, var ikke ærfuglen lenger like beskyttet. Rovdyr og rovfugl er sannsynligvis en stor, men ikke kvantifisert påvirkning. Menneskelige forstyrrelser fører ofte til at rugende hunner forlater reiret og at rovdyr deretter tar egg og unger.



Figur 4.2.4.2 Bestandsutvikling for ærfugl i Norskehavet fra 1986 til 2021. Kilde: NINA/ Miljøstatus.

4.2.6 - Fremmede arter

Fremmede arter i Norskehavet

Antallet fremmede arter er ujevnt fordelt langs Norskekysten. Det er betydelig flere fremmede arter langs kysten av Sør-Norge enn Midt-Norge og Nord-Norge. Med unntak av sjøfasen til pukkellaks, er de påviste fremmede artene i Norskehavet stort sett knyttet til kysten, i likhet med fremmede marine arter i Sør-Norge.

I Norskehavet var det fram til 2022 registrert mellom 15 og 20 fremmede arter (Husa et al., 2022). Det ble tatt ett eksemplar av kongekrabbe på Namdalskysten i 2005, (Artsdatabanken), men det ble antatt at dette var et eksemplar fra en ulovlig utsetting. Det hittil sørligste funnet av kongekrabbe som kan være resultat av egenspredning er ved Skrova i Lofoten, men det er diskutabelt om dette tilhører Barentshavet eller Norskehavet. (Artskart, Artsdatabanken).

Det er også gjort enkeltfunn av Amerikansk hummer (*Homarus americanus*) i Norskehavet ved Ålesund tidlig på 2000-tallet, (Artsdatabanken. Faktaark: Amerikansk hummer), men det er senere ikke gjort flere funn så langt nord.

Enkelte individer av stillehavsøsters (*Magallana gigas*) er funnet spredt på Sunnmøre og grensen til Trøndelag, noe som indikerer at denne arten er på videre spredning nordover. (A. Jelmert, HI, pers komm).

Japansk sjøpung *(Didemnum vexilllum)* er foreløpig ikke funnet i Norskehavet, men det er sannsynligvis et spørsmål om tid før den vil spre seg dit. Arten har ett stort spredningspotensial og spres som begroing på skip.

Funn av kongekrabbe i/nær Norskehavet vil sannsynligvis øke sannsynligheten for spredning av amfipoden *Ischyrocerus commensalis*, som lever på kongekrabbe (Se Dvoretsky og Dvoretsky, 2009)

4.2.7 - Truede arter og naturtyper

Truede arter og naturtyper i Norskehavet

Tabell 4.2.6.1 – 4.2.6.8 viser et uttrekk av arter fra Norsk rødliste vurdert som truet (CR, EN, VU) i en eller flere av vurderingene 2006, 2010, 2015, 2021 og hva slags menneskelig påvirkning som en antar har betydning for artene. Artene markert med grønt hadde en forbedring i utviklingen fra 2015 til 2021. De som er markert med rødt hadde en forverring i utviklingen. For noen av artene som viser endring skyldes dette ny eller endret kunnskap.

En art av sjøpattedyr (havert), 8 sjøfuglarter og 3 fiskearter samt korallen *Swiftia pallida* fikk forverret sin tilstand fra 2015 til 2021, 28,3 % av totalt 41 arter som er rødlistevurdert. For to av fiskeartene skyldtes dette ny eller endret kunnskap.

Hettemåke, lomvi, storskate og nebbskate er nå vurdert som kritisk truet. Fiskeartene vanlig uer, blålange, brugde og ål ble vurdert som sterkt truet sammen med klappmyss, grønlandshval, fire fuglearter (inkludert lunde) og algen grønnkrans. Norskehavets forekomster av vanlig uer, lundefugl og klappmyss utgjør en viktig andel av artenes totale bestander i europeisk og global målestokk. Forvaltningen av disse forekomstene kan derfor ha betydning for arten også internasjonalt. Målsettingen om at truede og sårbare arter og nasjonale ansvarsarter skal ha livskraftige bestander, er ikke nådd. Det er fremdeles mange sårbare arter og nasjonale ansvarsarter som ikke er på livskraftige nivåer, i henhold til Norsk rødliste for arter 2021.

Tabell 4.2.6.9 viser hvilke naturtyper i Norskehavet-området som er truet. Nordlig sukkertareskog er nå vurdert til sterkt truet. Denne naturtypen er utsatt for intens kråkebollenedbeiting, en regional påvirkning. Tareskogen, inkludert sukkertareskog, er et 3D-system med stort artsmangfold av alger og dyr, og de er blant klodens mest

produktive økosystemer.

Tabell 4.2.6.1 Truede sjøpattedyrarter i Norskehavet. CR = Kritisk truet, EN = sterkt truet, VU = Sårbar, NT: Nær truet, LC = Livskraftig, DD = Datamangel, NA = Ikke egnet, skal ikke vurderes. Grønn farge: Forbedring fra 2015 til 2021. Rød farge: Forverring fra 2015 til 2021. Kilde: Artsdatabanken/Miljøstatus.

Art	Rødlistevurdering				Påvirkningsfaktorer
	2006	2010	2015	2021	
Blåhval *Balaneoptera musculus*	NT	NT	VU	VU	Høsting (historisk)
Grønlandshval *Balaena mysticetus*	CR	CR	CR	EN*	Klimaendringer, påvirkning på habitat
Klappmyss *Cystophora cristata*	VU	EN	EN	EN	Høsting, klimaendringer
Oter *Lutra lutra*	VU	VU	VU	LC*	
Havert *Haliochoerus grypus*		LC	LC	VU	Høsting (regulert, uregulert), tilfeldig mortalitet

* Endret kategori på grunn av ny/endret kunnskap

Tabell 4.2.6.2 Truede fuglearter i Norskehavet. CR = Kritisk truet, EN = sterkt truet, VU = Sårbar, NT: Nær truet, LC = Livskraftig, DD = Datamangel, NA = Ikke egnet, skal ikke vurderes. Grønn farge: Forbedring fra 2015 til 2021. Rød farge: Forverring fra 2015 til 2021. Kilde: Artsdatabanken/Miljøstatus.

Art	Rødlistevurdering				Påvirkningsfaktorer
	2006	2010	2015	2021	
Alke *Alca torda*		VU	EN	VU*	Forurensning, høsting, tilfeldig mortalitet, påvirkning fra stedegne arter, klimaendringer
Teist *Cepphus grylle*	NT	VU	VU	NT	Påvirkning på habitat, forurensning, høsting, tilfeldig mortalitet, fremmede arter, klimaendringer
Hettemåke *Chroicocephalus ridibundus*		NT	VU	CR	Påvirkning på habitat, fremmede arter, påvirkning fra stedegne arter, menneskelig forstyrrelse
Lunde *Fratercula artica*	VU	VU	VU	EN*	Forurensning, høsting, tilfeldig mortalitet, fremmede arter, påvirkning fra stedegne arter, klimatiske endringer, påvirkninger utenfor Norge
Havhest *Fulmarus glacialis*		NT	EN	EN	Forurensning, høsting (indirekte via næringsdyr) tilfeldig mortalitet, påvirkning fra stedegne arter, klimaendringer, påvirkning utenfor Norge
Gulnebblom *Gavia adamsii*		NT	NT	VU*	Påvirkning på habitat, forurensning, tilfeldig mortalitet, klimatiske endringer, påvirkning utenfor Norge
Stormsvale *Hydrobates leucorhous*		NT	NT	VU	Påvirkning på habitat, forurensning, påvirkning fremmede arter, stedegne arter
Gråmåke *Larus argentatus*		LC	LC	VU	Høsting, tilfeldig mortalitet, påvirkning stedegne arter, menneskelig forstyrrelse,
Fiskemåke *Larus canus*		NT	NT	VU	Påvirkning på habitat, forurensning, høsting, fremmede arter, predasjon, menneskelig forstyrrelse
Krykkje *Rissa tridactyla*	VU	EN	EN	EN	Forurensning, høsting, påvirkning fra stedegne arter, klimaendringer
Ærfugl *Somateria mollissima*		LC	NT	VU	Forurensning, høsting, tilfeldig mortalitet, fremmede arter, påvirkning fra stedegne arter, klimatiske endringer, menneskelig forstyrrelse
Tyvjo *Stercorarius parasiticus*		NT	NT	VU	Fremmede arter, påvirkning fra stedegne arter, menneskelig forstyrrelse, påvirkning utenfor Norge

Makrellterne *Sterna hirundo*	VU	VU	EN	EN	Påvirkning på habitat, fremmede arter, påvirkning fra stedegne arter, menneskelig forstyrrelse, påvirkning utenfor Norge
Lomvi *Uria aalge*	CR	CR	CR	CR	Påvirkning på habitat, forurensning, høsting, tilfeldig mortalitet, påvirkning fra stedegne arter, klimaendringer, menneskelig forstyrrelse, påvirkning utenfor Norge

* Endret kategori på grunn av ny/endret kunnskap

Tabell 4.2.6.3 Truede fiskearter i Norskehavet. CR = Kritisk truet, EN = sterkt truet, VU = Sårbar, NT: Nær truet, LC = Livskraftig, DD = Datamangel, NA = Ikke egnet, skal ikke vurderes. Grønn farge: Forbedring fra 2015 til 2021. Rød farge: Forverring fra 2015 til 2021. Kilde: Artsdatabanken/Miljøstatus.

Art	Rødlistevurdering				Påvirkningsfaktorer
	2006	2010	2015	2021	
Ål *Anguilla anguilla*	CR	CR	VU	EN	Påvirkning på habitat forurensning, høsting, tilfeldig mortalitet, fremmede arter, påvirkning utenfor Norge
Brugde *Cetorhinus maximus*	NA	EN	EN	EN	Forurensning, høsting, tilfeldig mortalitet
Storskate *Dipturus batis*	DD	CR	CR	CR	Høsting (uregulert), tilfeldig mortalitet (bifangst)
Svartskate *Dipturus nidarosiensis*		NT	DD	VU*	Høsting (uregulert), tilfeldig mortalitet (bifangst), påvirkning stedegne arter (predatorer)
Håbrann *Lamna nasus*	VU	VU	VU	VU	Forurensning, høsting (Kvoteråd = 0), tilfeldig mortalitet, klimaendringer
Nebbskate *Leucoraja fullonica*		NT	DD	CR*	Høsting (uregulert), tilfeldig mortalitet
Blålange *Molva dypterygia*	VU	EN	EN	EN	Forurensning, høsting, tilfeldig mortalitet, menneskelig forstyrrelse
Vanlig uer *Sebastes norvegicus*	VU	EN	EN	EN	Forurensning, høsting, tilfeldig mortalitet, menneskelig forstyrrelse
Pigghå *Squalus acanthias*	CR	CR	EN	VU*	Forurensning, høsting (Kvoteråd = 0), tilfeldig mortalitet, klimaendringer

* Endret kategori på grunn av ny/endret kunnskap

Tabell 4.2.6.4 Truede krepsdyrarter i Norskehavet. CR = Kritisk truet, EN = sterkt truet, VU = Sårbar, NT: Nær truet, LC = Livskraftig, DD = Datamangel, NA = Ikke egnet, skal ikke vurderes. Grønn farge: Forbedring fra 2015 til 2021. Rød farge: Forverring fra 2015 til 2021. Kilde: Artsdatabanken/Miljøstatus.

Art	Rødlistevurdering				Påvirkningsfaktorer
	2006	2010	2015	2021	
Exitomelita sigynae				VU	Påvirkning på habitat
Hummer *Homarus gammarus*		NT	LC	VU*	Påvirkning på habitat, høsting
Monoculodes bousfieldi				VU	Påvirkning på habitat

* Endret kategori på grunn av ny/endret kunnskap

Tabell 4.2.6.5 Truede bløtdyrarter i Norskehavet. CR = Kritisk truet, EN = sterkt truet, VU = Sårbar, NT: Nær truet, LC = Livskraftig, DD = Datamangel, NA = Ikke egnet, skal ikke vurderes. Grønn farge: Forbedring fra 2015 til 2021. Rød farge: Forverring fra 2015 til 2021. Kilde: Artsdatabanken/Miljøstatus.

Art	Rødlistevurdering				Påvirkningsfaktorer
	2006	2010	2015	2021	
Speilskjell *Yoldia amygdalea*		NT	VU	LC*	Påvirkning på habitat
Vanlig sandskjell *Mya arenaria*	VU	VU	VU	LC*	Påvirkning på habitat, høsting

* Endret kategori på grunn av ny/endret kunnskap

Tabell 4.2.6.6 Truede koralldyrarter i Norskehavet. CR = Kritisk truet, EN = sterkt truet, VU = Sårbar, NT: Nær truet, LC = Livskraftig, DD = Datamangel, NA = Ikke egnet, skal ikke vurderes. Grønn farge: Forbedring fra 2015 til 2021. Rød farge: Forverring fra 2015 til 2021. Kilde: Artsdatabanken/Miljøstatus.

Art	Rødlistevurdering				Påvirkningsfaktorer
	2006	2010	2015	2021	
Swiftia pallida		NT	DD	VU*	Påvirkning på habitat, tilfeldig mortalitet

* Endret kategori på grunn av ny/endret kunnskap

Tabell 4.2.6.7 Truede leddormarter i Norskehavet. CR = Kritisk truet, EN = sterkt truet, VU = Sårbar, NT: Nær truet, LC = Livskraftig, DD = Datamangel, NA = Ikke egnet, skal ikke vurderes. Grønn farge: Forbedring fra 2015 til 2021. Rød farge: Forverring fra 2015 til 2021. Kilde: Artsdatabanken/Miljøstatus

Art	Rødlistevurdering				Påvirkningsfaktorer
	2006	2010	2015	2021	
Harmothoe oculinarium **(Flerbørstemark)**				VU	Påvirkning på habitat
Nicomache (Loxochona) lokii **(Flerbørstemark)**				VU	Påvirkning på habitat
Paramytha schanderi **(Flerbørstemark)**				VU	Påvirkning på habitat
Pavelius smileyi **(Flerbørstemark)**				VU	Påvirkning på habitat
Sclerolinum contortum **(Flerbørstemark)**				VU	Påvirkning på habitat

Tabell 4.2.6.8 Truede arter i Norskehavet. Alger. CR = Kritisk truet, EN = sterkt truet, VU = Sårbar, NT: Nær truet, LC = Livskraftig, DD = Datamangel, NA = Ikke egnet, skal ikke vurderes. Grønn farge: Forbedring fra 2015 til 2021. Kilde: Artsdatabanken/Miljøstatus

Art	Rødlistevurdering				Påvirkningsfaktorer
	2006	2010	2015	2021	
Ceramium deslongchampsii		EN	EN	NT*	Påvirkning på habitat, forurensning, fremmede arter
Grønnkrans *Chara baltica*	VU	EN	EN	EN	Påvirkning på habitat, forurensning
Hårkrans *Chara canescens*	VU	EN	VU	NT	Påvirkning på habitat, forurensning
Nordlandsglattkrans *Tolypella normaniana*	EN	EN	VU	NT*	Påvirkning på habitat, forurensning

* Endret kategori på grunn av ny/endret kunnskap

Tabell 4.2.6.9 Truede naturtyper i Norskehavet. Kilde: CR = Kritisk truet, EN = sterkt truet, VU = Sårbar, NT: Nær truet, LC = Livskraftig, DD = Datamangel, NA = Ikke egnet, skal ikke vurderes. Grønn farge: Forbedring fra 2011 til 2021. Kilde: Artsdatabanken/Miljøstatus

Marine naturtyper	Rødlistevurdering		Påvirkningsfaktorer
	2011	2018	

Nordlig sukkertareskog		EN	Påvirkning fra stedegne arter
Nordlig fingertarebunn		VU	Påvirkning fra stedegne arter
Eksponert blåskjellbunn		VU	Påvirkning fra stedegne arter, klimatiske endringer
Korallrev	VU	NT	Habitatpåvirkning

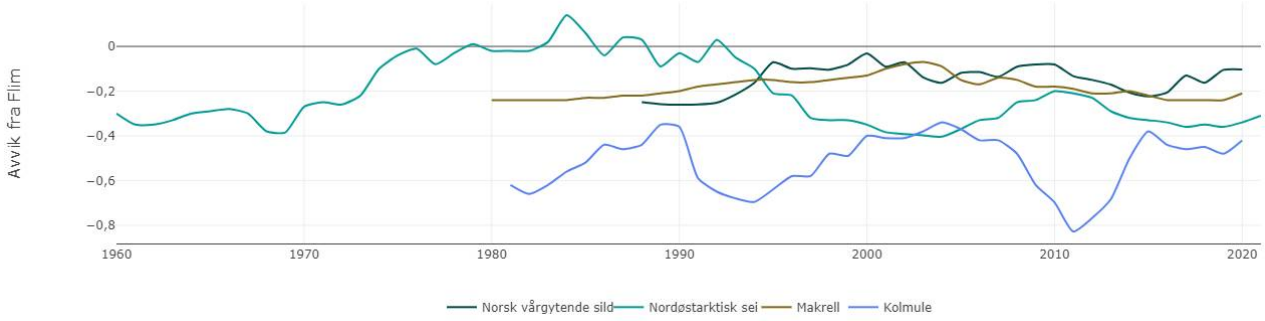
4.2.8 - Påvirkning av aktivitet i forvaltningsplanområdet

Fiskedødelighet i Norskehavet

Fiskedødelighet er et mål på hvor stor andel av en fiskebestand som fiskes opp (figur 4.2.8.1). Hvis fiskedødeligheten er beregnet til å være lavere enn føre-var-nivået (F_{pa}), sier vi at bestanden høstes bærekraftig. Hvis den derimot er over føre-var-nivået, men lavere enn det som ICES har definert som kritisk fiskedødelighetsnivå (F_{lim}), er det en risiko for at bestanden ikke høstes bærekraftig. Da er det økt sjanse for at bestanden kan havne under gytebestandens føre-var nivå.

Fiskepress varierer over tid, og i dag har de fleste store kommersielle fiskebestander i Norskehavet et lavere fiskepress enn på slutten av 1990-tallet (figur 4.2.8.1).

Fiskedødeligheten for nordøstarktisk sei var høyere enn F_{lim} på 1980-tallet, men har siden begynnelsen av 1990-årene vært godt under F_{lim}. Fiskedødeligheten for de øvrige indikatorartene NVG-sild, makrell (*Scomber scombrus*) og kolmule har vært under F_{lim} i hele perioden fra 1980-tallet og fremover (figur 4.2.8.1). Til tross for at fiskedødeligheten er under grenseverdien viser resultater fra vurderingen av økologisk tilstand, likevel at dagens fiskepress på sild og makrell er så høyt at det over tid kan gi negative effekter på begge bestandene om det ikke reduseres (kapittel 2).



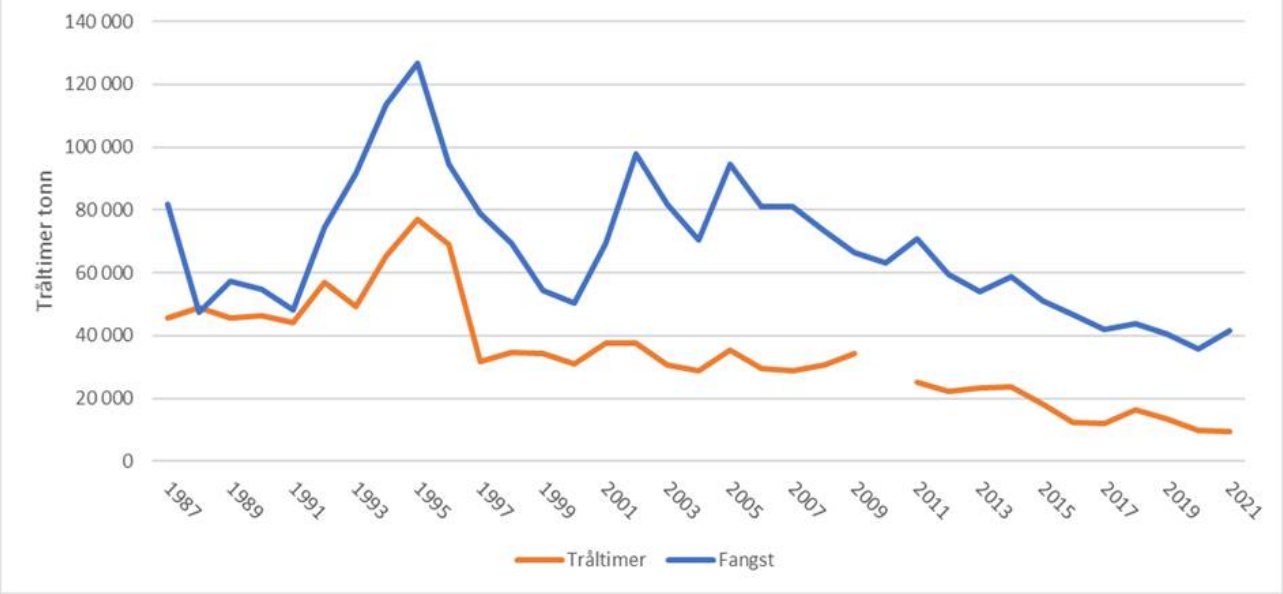
Figur 4.2.8.1 Beregnet fiskedødelighet (F) benyttet for de aktuelle artene for Norskehavet. Avviket er beregnet ved å trekke gjeldende verdi for øvre grense for fiskedødelighet (F_{lim}) fra beregnet F. Kilde: Havforskningsinstituttet/Miljøstatus

Bunntråling i Norskehavet

Antall timer med bunntråling i Norskehavet avtok betydelig fra 1987 til 2013 (figur 4.2.8.2). Dette skyldtes i første rekke en sterk reduksjon i antall trålere, blant annet som en følge av strukturtiltak for å redusere overkapasitet i flåten. Flåten består i dag av vesentlig større og mer moderne og effektive fartøy sammenlignet med årene rundt 1990. Nedgangen i antall tråltimer har imidlertid fortsatt også etter 2013 og har vist en stabil nedgang også over overgangen fra registrering basert på dagbøker til og med 2009 og digitalt siden 2011.

Trålaktiviteten påvirkes av størrelsen på de årlige kvotene, som igjen vil være en konsekvens av bestandssituasjonen for de kvotebelagte artene trålerne fisker på. Oppbygging av store bestander av torsk og annen bunnfisk har bidratt til en sterk økning i fangst per tråltime, og tilsvarende reduksjon i antall tråltimer.

Trålaktiviteten i et havområde kan dessuten påvirkes av både vær og tilgjengelighet på fisk, det vil si hvor konsentrert den fiskbare delen av bestandene står i havet. Dette er forhold som kan gi tilfeldige variasjoner fra år til år i fordelingen av den samlede trålinnsatsen mellom de tre havområdene, slik de er definert i forvaltningsplanarbeidet.



Figur 4.2.8.2 Fangst med trål og det samlede antall tråltimer i det norske trålfisket i Norskehavet, målt fra når trålen settes i sjøen til den trekkes. Figuren dekker trålfisket i årene fra 1987 til og med 2021. Kilde: Fiskeridirektoratet/Miljøstatus

4.3 - Nordsjøen og Skagerrak

Hovedtrekkene for den økologiske tilstanden i Nordsjøen er gitt i kapittel 2, basert på vurderingen av økologisk tilstand. For utdypende informasjon for hver enkelt indikator som er vurdert i arbeidet med økologisk tilstand, vises det til tabell 9.2 – 9.5 i appendiks og til rapporten fra dette arbeidet (Arneberg m.fl., 2023a).

For Nordsjøen og Skagerrak inngår følgende indikatorer i vurderingen av økologisk tilstand og er derfor ikke inkludert her:

- Havforsuring i Nordsjøen og Skagerrak
- Sjøtemperatur i Nordsjøen og Skagerrak
- Transport av vannmasser i Nordsjøen og Skagerrak
- Næringssalter i Skagerrak
- Biomasse og produksjon av planteplankton i Skagerrak
- Våroppblomstring av planteplankton i Nordsjøen
- Artssammensetning dyreplankton Nordsjøen
- Dyreplanktonbiomasse i Nordsjøen
- Nordsjøsild
- Torsk i Nordsjøen
- Sei i Nordsjøen
- Hyse i Nordsjøen
- Øyepål i Nordsjøen
- Tobis i Nordsjøen

Forurensningsindikatorene er gitt i Frantzen m.fl., (2022). Dette kapitlet beskriver også annen publisert kunnskap som ikke er beskrevet av indikatorer eller i kapittel 2.

4.3.1 - Klima

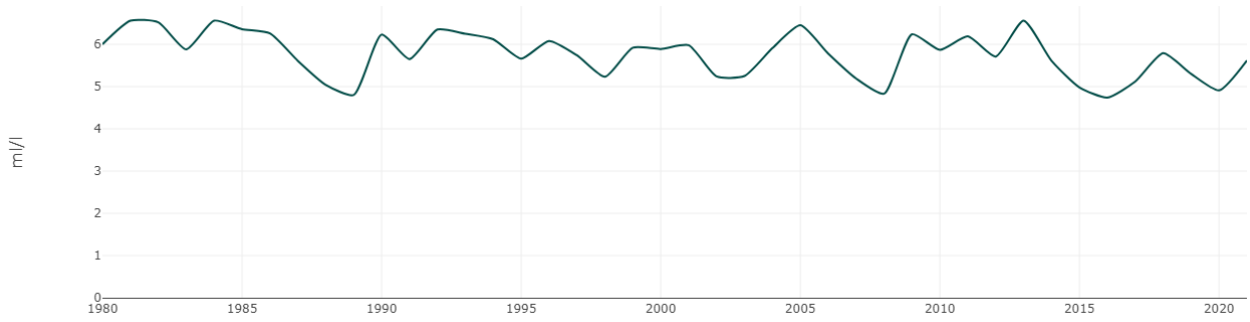
Indikatorvurderingen i dette kapittelet omfatter kun oksygen i bunnvannet i Skagerrak da indikatoren er ikke tatt med i vurderingen av økologisk tilstand i kapittel 2.

Oksygen i bunnvannet i Skagerrak

Topografi, strømforhold og vannutskiftning vil påvirke oksygenkonsentrasjonen i bunnvann, men det er som oftest gode oksygenforhold i alle våre havområder. Likevel, organiske partikler som akkumuleres, spesielt i dyphavsbassengene der bakterier forbruker oksygen for å bryte ned materialet, kan til tider av året føre til lavere oksygenmengder. Oksygenkonsentrasjonen i bunnvann er en god indikator på den organiske belastningen i et område, og lave oksygenverdier kan også påvirke antall og artssammensetningen av bunndyr. De laveste oksygenkonsentrasjonene måles ofte sent på høsten eller tidlig på vinteren, før nedkjølt, oksygenrikt overflatevann blander seg med bunnvannet.

Oksygenforholdene i bunnvannet i Skagerrak (Norskerenna) må anses som gode. Data fra 1980 og fram til i

dag viser at det foregår regelmessige utskiftninger av dypvannet (figur 4.3.1.1). Noen kortere perioder har ikke hatt så mye utskifting (1988-1989, 2005-2008, 2013-2016), men er etterfulgt av perioder der dypvannet er blitt skiftet ut. Hele perioden (1980–2021) viser at det er en generell, men svak nedgang i oksygen i bunnvann i Skagerrak.



Figur 4.3.1.1 Oksygen i bunnvannet i Skagerrak, målt på snittet Torungen-Hirtshals fra 1980 til og med 2021. Måleenhet er milliliter per liter (ml/L). Kilde: Havforskningsinstituttet/Miljøstatus

4.3.2 - Bunnlevende organismer

Det finnes ingen indikator og ingen fast overvåking av bunndyr i Nordsjøen og Skagerrak, med unntak av dypvannsreker. For bunndyr i Nordsjøen og Skagerrak er det derfor kun tilstanden for dypvannsreker som er vurdert. Bestanden lå på et rekordlavt nivå i 2012, økte fram til 2016, men er i 2022 igjen på et svært lavt nivå. Bestanden har siden 2011 ligget under føre-var-nivået. Rekrutteringen har de siste fjorten årene vært lavere enn tidligere år, med unntak av to gode årsklasser. Det er uvisst hva årsaken til den lavere rekrutteringen er.

I Nordsjøen deles dypvannsreke i tre bestander: én i Norskerenna/Skagerrak, én på Fladengrunn og én i Farndypet (ICES, 2022b). De to sistnevnte bestandene er små og har ikke vært fisket på mange år. Havforskningsinstituttets reketokt dekket Fladengrunnen i 2021 og hadde et par svært gode hal der (ICES, 2021a). Det er ukjent om det fremdeles finnes reker i Farndypet. Det er kun bestanden i Skagerrak/Norskerenna som har en årlig bestandsvurdering (ICES, 2022c). Rekrutteringen har i de siste fjorten årene vært lavere enn i tidligere år, med unntak av gode årsklasser i 2013 og i 2021. Bestanden lå på et rekordlavt nivå i 2012, økte fram til 2016 etter den gode rekrutteringen i 2013, men ligger i 2022 igjen på et svært lavt nivå. Utbredelsen har minket, og tettheten av reker i Norskerenna vest av Rogaland og Hordaland er nå svært lav. Nylige tokt viser at reken også har forsvunnet fra fjordområdene i Vestland fylke (Zimmermann m.fl., 2021). Da arten er kortlivet i Nordsjøområdet trenger bestanden jevnlige gode årsklasser for å bygge seg opp igjen.

4.3.3 - Sjøpattedyr og sjøfugl

Innenfor temaet sjøpattedyr og sjøfugl i Nordsjøen og Skagerrak, har Overvåkingsgruppen ingen indikator for sjøpattedyr. Avsnittet om andre sjøpattedyr i Nordsjøen og Skagerak er derfor basert på annen publisert kunnskap. For sjøfugl presenteres indikatorene som ikke er tatt med i vurderingen av økologisk tilstand, det vil si toppskarv, ærfugl og storskarv (*Phalacrocorax carbo)* i Nordsjøen og Skagerrak.

Sjøpattedyr i Nordsjøen og Skagerrak

Sjøpattedyrsamfunnet i Nordsjøen domineres av den lille tannhvalen nise med en estimert forekomst på rundt 91000 dyr basert på nyere tellinger (NAMMCO-North Atlantic Marine Mammal Commission, 2022). Særlig

hunnene antas å være relativt stedbundne utover året, men tellinger over de siste 30 årene har likevel vist at tyngdepunktet for niseutbredelsen kan endre seg betydelig over ganske få år (f.eks. Hammond m.fl. (2013), Leonard og Øien (2020a, b)). Dette skyldes sannsynligvis primært endringer i byttedyrfordeling, men reelle endringer i tallrikhet kan også spille en rolle. Disse kan for eksempel skyldes bifangst eller variasjon i naturlig dødelighet og reproduksjonsrater (se f.eks. (NAMMCO og Havforskningsinstituttet, 2019)). Basert på tilgjengelige data, ser bifangsten innenfor forvaltningsplanområdet for Nordsjøen og Skagerrak imidlertid ikke ut til å ha ført til bestandsnedgang i dette området (NAMMCO-North Atlantic Marine Mammal Commission, 2022).

Det er bekymring for effekter av miljøgifter på tannhvaler som nise, men det finnes lite data fra norske områder (Jepson m.fl., 2016). Andre tann hvalarter som spekkhoggere og kvitnosdelfiner (*Lagenorhyncus albirostris)* ses også jevnlig innen området, men er få i antall (Hammond m.fl., 2017, Leonard og Øien, 2020a, b). Sommerforekomsten av vågehval (*Balaenoptera acutorostrata)* i Nordsjøen er betydelig, men har variert sterkt over de siste 30 årene med tellinger (Øien, 2023). Estimatet for siste telleperiode, 2014-2019, var 17 792, nesten tre ganger høyere enn i de to foregående telleperiodene. Betydelige antall haverter fra den store britiske bestanden forekommer i området og antas å utgjøre 80 % av havertfangstene i området, som utgjør opp til 60 dyr i året (Øigård m.fl., 2012, Øien, 2023). Ungeproduksjonen av havert i forvaltningsplanområdet har siden slutten av 1990-tallet ligget stabilt på rundt 35–40 unger med en estimert totalbestand på rundt 200 dyr (Øien, 2023). Den totale bestanden av steinkobbe i forvaltningsplanområdet ble i 2022 estimert til minimum 1689 dyr, hvilket er over en fordobling fra det siste estimatet fra perioden 2016–2021 (Øien, 2023). Norske myndigheters målnivå for hele forvaltningsplanområdet er 710 steinkobber. Arten forvaltes imidlertid i 6 mindre delområder. Alle disse har bestander over de fastsatte målnivåene med et mulig unntak for Rogalandsområdet, som lå under målnivået ved de siste tellingene.

Toppskarv i Nordsjøen og Skagerrak

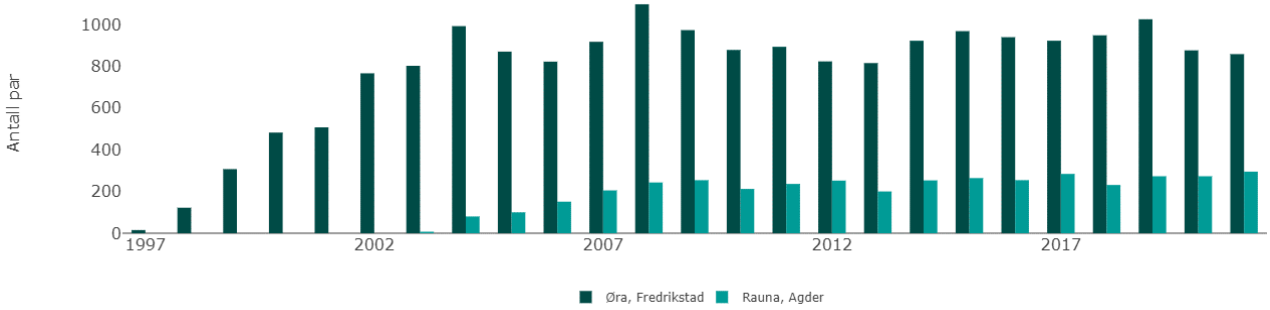
Toppskarven er i frammarsj langs Skagerrakkysten. Det finnes nå små hekkebestander i Vestfold og Telemark og i Agder, der det overvåkes to kolonier som samlet har økt i perioden 2011–2021.

Den samlede hekkebestanden i Rogaland har økt siden 1979, mens bestanden på Kjør utenfor Sola var stabil i perioden 2009–2021. Toppskarven påvirkes av et bredt spekter av mekanismer, men de fleste er en direkte respons på endringer i næringstilgang, som delvis kan være klimapåvirket. Arten er også sårbar for forstyrrelser fra firbeinte rovdyr (oter, mink, hunder og katter) og mennesker. Den forlater reiret hvis den blir forstyrret, slik at reir med egg eller unger blir liggende åpent og tilgjengelig for blant annet kråker og måker.

Storskarv i Nordsjøen og Skagerrak

H ele den norske bestanden av en underart av storskarv, mellomskarven, finnes innenfor forvaltningsplanområdet for Nordsjøen og Skagerrak. De første norske koloniene ble etablert i 1997, og de hekker nå i ca. 30 kolonier på til sammen ca. 4000 par på strekningen Østfold – Rogaland. Underarten har økt kraftig i hele Europa de siste 30 årene, sannsynligvis på grunn av økt beskyttelse av hekkekoloniene (figur 4.3.2.1). De norske hekkefuglene har sannsynligvis kommet hit fra danske og svenske kolonier.

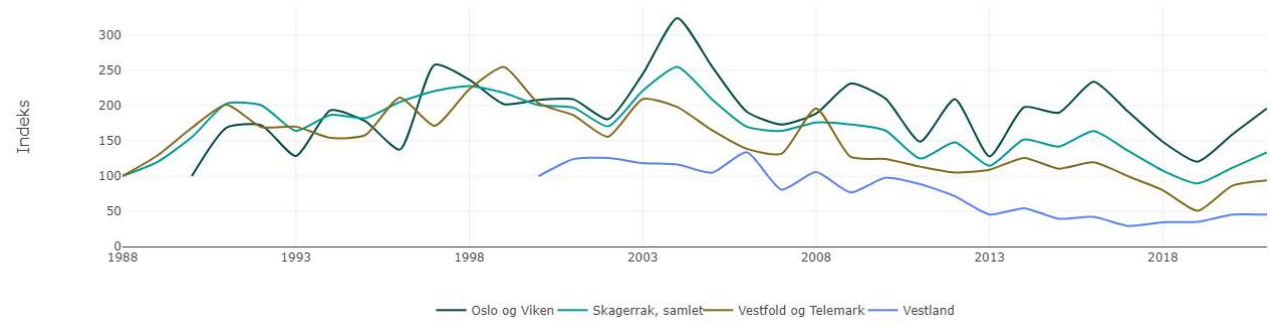
Storskarven påvirkes av et bredt spekter av mekanismer, men de fleste er en direkte respons på endringer i næringstilgang, som delvis kan være klimapåvirket. Arten er også sårbar for forstyrrelser fra firbeinte rovdyr (oter, mink, hunder og katter) og mennesker. Den forlater reiret hvis den blir forstyrret, slik at det blir liggende åpent for blant annet kråker og måker. Storskarvkolonier som forstyrres jevnlig sprer seg utover og etablerer nye kolonier.



Figur 4.3.2.1 Utvikling i hekkebestanden av storskarv (underart mellomskarv) i Nordsjøen og Skagerrak fra 1997 til og med 2021. Kilde: NINA/ Miljøstatus

Ærfugl i Nordsjøen og Skagerrak

Langs Skagerrakkysten var u tviklingen i hekkebestanden av ærfugl i mange av fylkene generelt positiv fram til rundt 2005 (figur 4.3.2.2). Etter dette har den gått noe tilbake, slik at langtidstrenden for Skagerrak samlet i perioden 1988–2021 er stabil. I den siste 10-års perioden har hekkebestandene i Vestfold og Telemark og Agder gått noe tilbake, men vært stabil i de andre fylkene. Hekkebestandene i Oslofjorden (tidligere Oslo og Akershus og Buskerud) har økt i perioden 2010–2020. I Vestland har hekkebestanden gått tilbake i hele overvåkingsperioden fra 2000. Ærfuglbestandens størrelse påvirkes direkte eller indirekte av rovdyr og rovfugler som mink, ravn, måker og havørn som tar egg, unger eller voksenfugl. Menneskelige forstyrrelser fører ofte til at rugende hunner forlater reiret og at rovdyr tar egg og unger.



Figur 4.3.2.2 Utvikling i hekkebestandene av ærfugl i ulike fylker i Nordsjøen og Skagerrak fra 1988 til og med 2021. Kilde: NINA/ Miljøstatus

4.3.4 - Fremmede arter

Fremmede arter i Nordsjøen og Skagerrak

Nordsjøen og Skagerrak er det hav- og kystområdet som har høyest forekomst av fremmede arter i Norge. Dette skyldes sannsynligvis kombinasjonen av to faktorer: 1) Stor antropogen påvirkning (først og fremst stor skipstrafikk) som gir stor tilførsel av fremmede arter, og 2) havstrømmer som bidrar til sekundærspredning av arter som allerede er etablert i andre deler av Europa. Begge faktorer bidrar til høyere tilførsel av spredningsstadier.

En betydelig del av de fremmede artene som er registrert, er knyttet til kystnære hard- og bløtbunnssamfunn

(Husa m.fl., 2022). Dette er en trend som også finnes for de fleste andre hav- og kystområder. Det er sannsynligvis en konsekvens av flere faktorer; hyppigere undersøkelser og undersøkelser som dekker større områder, støtte fra publikumsobservasjoner, samt større tilfang av habitater som passer noen organismers transportvei (f.eks. vil påvekstorganismer på skipsskrog være tilpasset grunne hardbunnshabitater).

4.3.5 - Truede arter og naturtyper

Truede arter og naturtyper i Nordsjøen og Skagerrak

Tabell 4.3.5.1 – 4.3.5.7 viser rødlistede arter som forekommer i Nordsjøen og Skagerrak. Kategoriene CR, EN og VU er vurdert som truet. Tabellen inkluderer også arter som var vurdert som truet ved forrige rødlistevurdering, men som i lista fra 2021 er vurdert å ha sikre bestander. Grønn markering angir bedring i tilstand, rød angir forverring.

Antall truede arter i Nordsjøen-Skagerrak økte i perioden 2006–2015 og ytterligere 2021. For 16 arter av 33, 48,5 %, er situasjonen vurdert å være verre i 2021 enn i 2015, åtte av disse er fuglearter, tre fiskearter, en korallart, to krepsdyrart og en leddorm. For 9 av disse er statusen endret på grunn av ny eller endret kunnskap. Situasjonen er fortsatt kritisk for lomvi og storskate og nå er også nebbskate og hettemåke vurdert som kritisk truet. Fiskearter som blålange, vanlig uer, brugde, ål og fuglearter som krykkje, makrellterne, dvergdykker, lunde og havhest, samt to leddormarter er sterkt truet. Ærfugl som før var vanligere, har hatt en ytterligere nedgang og er nå blitt truet.

Flere marine naturtyper på dypt og grunt vann er truet (tabell 4.3.5.8). Bambuskorallskogbunn er nå vurdert i kategorien sterkt truet både i Nordsjøen og Skagerrak. Denne naturtypen domineres av bambuskorall som er begrenset til enkelte dype fjorder og enkelte små forekomster på norsk kontinentalsokkel. I likhet med andre hornkoraller så er bambuskorall en skjør art som lett kan rives opp av bunnen eller brekke ved fysiske forstyrrelser. Det er observert et rikt liv av assosierte arter på og rundt korallen. I Nordsjøen er bunntråling (reketråling) svært vanlig innenfor utbredelsesområdet, derfor kan denne naturtypen lett skades av tråling. Også sukkertareskog er sterkt truet.

Tabell 4.3.5.1 Truede sjøpattedyrarter i Nordsjøen og Skagerrak. CR = Kritisk truet, EN = sterkt truet, VU = Sårbar, NT: Nær truet, LC = Livskraftig, DD = Datamangel, NA = Ikke egnet, skal ikke vurderes. Rød farge: Forverring fra 2015 til 2021. Grønn farge: Forbedring fra 2015 til 2021. Kilde: Artsdatabanken/Miljøstatus.

Art	Rødlistevurdering				Påvirkningsfaktorer
	2006	2010	2015	2021	
Havert *Halichoerus grypus*		LC	LC	VU	Høsting, tilfeldig mortalitet
Oter *Lutra lutra*	VU	VU	VU	LC*	

*Endret kategori på grunn av ny/endret kunnskap

Tabell 4.3.5.2 Truede sjøfuglarter i Nordsjøen og Skagerrak. CR = Kritisk truet, EN = sterkt truet, VU = Sårbar, NT: Nær truet, LC = Livskraftig, DD = Datamangel, NA = Ikke egnet, skal ikke vurderes. Rød farge: Forverring fra 2015 til 2021. Grønn farge: Forbedring fra 2015 til 2021. Kilde: Artsdatabanken/Miljøstatus

Art	Rødlistevurdering				Påvirkningsfaktorer
	2006	2010	2015	2021	
Alke *Alca torda*		VU	EN	VU*	Forurensning, høsting (indirekte via artens næring), tilfeldig mortalitet, påvirkning fra stedegne arter, klimaendringer
Hettemåke *Chroicocephalus ridibundus*		NT	VU	CR	Påvirkning på habitat, forurensning, fremmede arter, påvirkning fra stedegne arter, menneskelig forstyrrelse
Lunde *Fratercula arctica*		VU	VU	EN*	Forurensning, høsting (indirekte via artens næring), tilfeldig mortalitet, fremmede arter, påvirkning fra stedegne arter, klimaendringer, påvirkning utenfor Norge
Havhest *Fulmarus glacialus*	LC	NT	EN	EN	Påvirkning fra stedegne arter/predatorer og byttedyr
Gulnebblom *Gavia adamsii*		NT	NT	VU*	Påvirkning på habitat, forurensning, tilfeldig mortalitet, klimaendringer, påvirkning utenfor Norge
Gråmåke *Larus argentatus*		LC	LC	VU	Høsting, tilfeldig mortalitet, påvirkning stedegne arter, menneskelig forstyrrelse
Fiskemåke *Larus canus*	LC	NT	NT	VU	Påvirkning på habitat, forurensning, høsting (faunakriminalitet), fremmede arter, menneskelig forstyrrelse
Sjøorre *Melanitta fusca*		NT	VU	VU	Påvirkning på habitat, forurensning, høsting (faunakriminalitet),tilfeldig mortalitet, fremmede arter, påvirkning fra stedegne arter, menneskelig forstyrrelse, klimaendringer, påvirkning utenfor Norge
Krykkje *Rissa tridactyla*		EN	EN	EN	Forurensning, høsting (faunakriminalitet, indirekte via artens næring), påvirkning fra stedegne arter, klimaendringer
Ærfugl ***Somateria mollissima***		LC	NT	VU	Forurensning, høsting, tilfeldig mortalitet, fremmede arter, påvirkning fra stedegne arter, klimaendringer
Tyvjo *Stecorarius parasiticus*		NT	NT	VU	Fremmende arter, påvirkning fra stedegne arter, menneskelig forstyrrelse, påvirkning utenfor Norge
Makrellterne *Sterna hirundo*		VU	EN	EN	Påvirkning på habitat, fremmede arter, påvirkning fra stedegne arter, menneskelig forstyrrelse, påvirkning utenfor Norge
Dvergdykker *Tachybaptus ruficollis*		NT	VU	EN*	Påvirkning på habitat, påvirkning fra stedegne arter, klimaendringer, naturkatastrofer (ekstreme temperaturer)
Lomvi *Uria aalge*	CR	CR	CR	CR	Påvirkning på habitat, forurensning, høsting, tilfeldig mortalitet, påvirkning fra stedene arter, klimaendringer, menneskelig forstyrrelse, påvirkning utenfor Norge
Teist *Cepphus grylle*	NT	VU	VU	NT	Påvirkning på habitat, forurensning, høsting (indirekte via næringssdyr), tilfeldig mortalitet, fremmede arter, klimaendringer

*Endret kategori på grunn av ny/endret kunnskap

Tabell 4.3.5.3 Truede fiskearter i Nordsjøen og Skagerrak. CR = Kritisk truet, EN = sterkt truet, VU = Sårbar, NT: Nær truet, LC = Livskraftig, DD = Datamangel, NA = Ikke egnet, skal ikke vurderes. Rød farge: Forverring fra 2015 til 2021. Grønn farge: Forbedring fra 2015 til 2021. Kilde: Artsdatabanken/Miljøstatus

Art	Rødlistevurdering				Påvirkningsfaktorer
	2006	2010	2015	2021	
Ål *Anguilla anguilla*		CR	VU	EN	Påvirkning på habitat, forurensning, høsting, tilfeldig mortalitet, fremmede arter, påvirkning utenfor Norge
Brugde *Cetorhinus maximus*	NA	EN	EN	EN	Forurensning, høsting opphørt (kan inntreffe igjen), tilfeldig mortalitet
Storskate *Dipturus batis*	DD	CR	CR	CR	Høsting, tilfeldig mortalitet
Svartskate *Dipturus nidarosiensis*	DD	NT	DD	VU *	Høsting, tilfeldig mortalitet, påvirkning fra stedegne arter
Håbrann *Lamna nasus*	VU	VU	VU	VU	Forurensning, høsting (Kvoteråd = 0), tilfeldig mortalitet, klimaendringer
Nebbskate *Leucoraja fullonica*	DD	NT	DD	CR *	Uregulert fangst, tilfeldig mortalitet/bifangst
Blålange *Molva dypterygia*	VU	EN	EN	EN	Forurensning, høsting, tilfeldig mortalitet, menneskelig forstyrelse
Vanlig uer *Sebastes norvegicus*	VU	EN	EN	EN	Forurensning, høsting, tilfeldig mortalitet, menneskelig påvirkning
Pigghå *Squalus acanthias*	CR	CR	EN	VU *	Forurensning, høsting (Kvoteråd = 0), tilfeldig mortalitet, menneskelig påvirkning

*Endret kategori på grunn av ny/endret kunnskap

Tabell 4.3.5.4 Truede koralldyrarter i Nordsjøen og Skagerrak. CR = Kritisk truet, EN = sterkt truet, VU = Sårbar, NT: Nær truet, LC = Livskraftig, DD = Datamangel, NA = Ikke egnet, skal ikke vurderes. Rød farge: Forverring fra 2015 til 2021. Grønn farge: Forbedring fra 2015 til 2021. Kilde: Artsdatabanken/Miljøstatus

Art	Rødlistevurdering				Påvirkningsfaktorer
	2006	2010	2015	2021	
Koralldyr *Swiftia pallida*		NT	DD	VU*	Påvirkning på habitat, tilfeldig mortalitet

*Endret kategori på grunn av ny/endret kunnskap

Tabell 4.3.5.5 Truede krepsdyrarter i Nordsjøen og Skagerrak. CR = Kritisk truet, EN = sterkt truet, VU = Sårbar, NT: Nær truet, LC = Livskraftig, DD = Datamangel, NA = Ikke egnet, skal ikke vurderes. Rød farge: Forverring fra 2015 til 2021. Grønn farge: Forbedring fra 2015 til 2021. Kilde: Artsdatabanken/Miljøstatus

Art	Rødlistevurdering				Påvirkningsfaktorer
	2006	2010	2015	2021	
Gammarus inaequicauda		VU	VU	VU	Påvirkning på habitat
Hummer *Homarus gammarus*		NT	LC	VU*	Påvirkning på habitat
Brakkvannsreke *Palaemonetes varians*		VU	NT	VU*	Påvirkning på habitat

*Endret kategori på grunn av ny/endret kunnskap

Tabell 4.3.5.6 Truede leddormarter i Nordsjøen og Skagerrak. CR = Kritisk truet, EN = sterkt truet, VU = Sårbar, NT: Nær truet, LC = Livskraftig, DD = Datamangel, NA = Ikke egnet, skal ikke vurderes. Rød farge: Forverring fra 2015 til 2021. Grønn farge: Forbedring fra 2015 til 2021. Kilde: Artsdatabanken/Miljøstatus

Art	Rødlistevurdering				Påvirkningsfaktorer
	2006	2010	2015	2021	
Alkmaria romijni		VU	VU	EN*	Påvirkning på habitat, forurensning
Harmothoe oculinarum				VU	Påvirkning på habitat
Manayunkia aestuarina				VU	Påvirkning på habitat, forurensning
Parophryotrocha isochaeta				EN	Påvirkning på habitat, forurensning

*Endret kategori på grunn av ny/endret kunnskap

Tabell 4.3.5.7 Truede karplante-arter i Nordsjøen og Skagerrak. CR = Kritisk truet, EN = sterkt truet, VU = Sårbar, NT: Nær truet, LC = Livskraftig, DD = Datamangel, NA = Ikke egnet, skal ikke vurderes. Rød farge: Forverring fra 2015 til 2021. Grønn farge: Forbedring fra 2015 til 2021. Kilde: Artsdatabanken/Miljøstatus

Art	Rødlistevurdering				Påvirkningsfaktorer
	2006	2010	2015	2021	
Stivt havfruegras *Najas marina*		EN	EN	EN	Påvirkning på habitat
Dvergålegras *Zostera noltei*		EN	EN	EN	Påvirkning på habitat

Tabell 4.3.5.8 Truede marine naturtyper i Nordsjøen og Skagerrak. EN = sterkt truet, VU = Sårbar, NT: Nær truet. Rød farge: Forverring fra 2015 til 2018. Grønn farge: Forbedring fra 2015 til 2018. Kilde: Artsdatabanken/Miljøstatus

Marine naturtyper	Rødlistevurdering		Påvirkningsfaktorer
	2011	2018	
Korallrev	VU	NT	Klimatiske endringer, påvirkning på leveområde
Bambuskorall-skogbunn		EN	Påvirkning på habitat
Sørlig sukkertareskog Sukkertareskog Nordsjøen-Skagerrak	Nordsjøen: VU Skagerrak EN	EN	Forurensning, klimaendringer
Eksponert blåskjellbunn	EN	VU	Forurensning, fremmede arter, påvirkning fra stedegne arter, klimaendringer

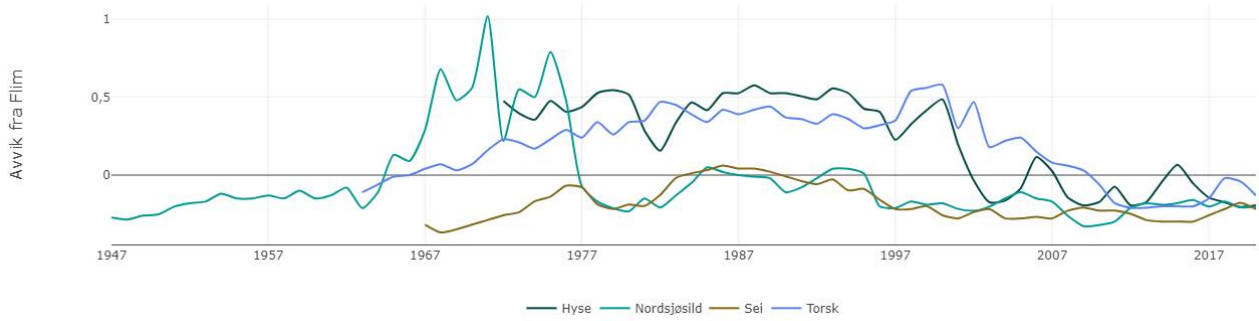
4.3.6 - Påvirkning av aktivitet i forvaltningsplanområdet

Fiskedødelighet i Nordsjøen og Skagerrak

I dag har de fleste kommersielle fiskebestander i Nordsjøen et lavere fiskepress enn ved årtusenskiftet, men noen bestander har også de siste fem årene hatt et relativt høyt fiskepress (figur 4.3.6.1). Dette gjelder for eksempel nordsjøtorsk.

Fiskedødeligheten for nordsjøhysa har også vært høyere enn kritisk fiskedødelighetsnivå (F_{lim}), men er avtakende. Derfor er det ingen umiddelbare grunner til å innføre forvaltningstiltak for nordsjøhysa utover de som allerede er på plass. Fiskedødeligheten har gått nedover de siste årene for hyse og er nå på det laveste nivået i tidsserien for alle disse fire bunnfiskbestandene.

Avvikene mellom beregnet fiskedødelighet (F) og de satte grensene for føre-var og kritisk fiskedødelighet er relativt små. Selv om beregnet fiskedødelighet for alle de fire indikatorbestandene torsk, sei, hyse og sild har vært under F_{lim} det siste tiåret og situasjonen ikke lenger er så bekymringsfull, ligger fortsatt F for nordsjøtorsk og nordsjøhyse relativt ofte rundt eller over føre-var-grensen (F_{pa}). Fiskedødeligheten har gått nedover de siste årene også for torsk, hvitting og rødspette, og er nå på det laveste nivået i tidsserien for alle disse fire bunnfiskbestandene.

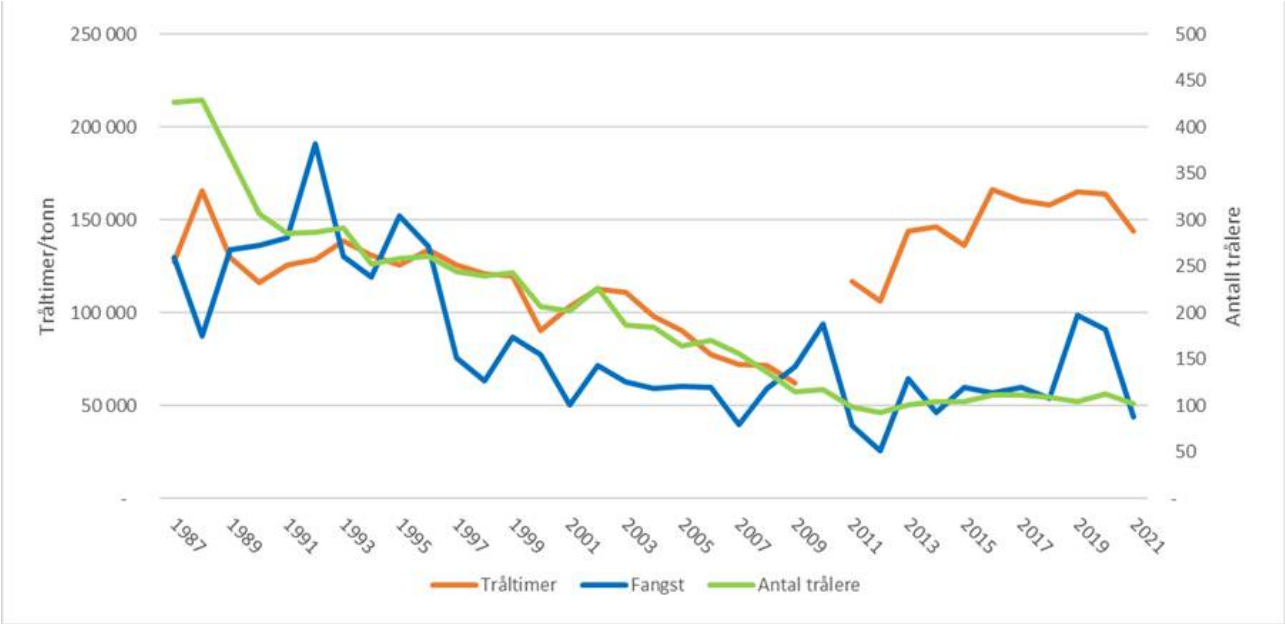


Figur 4.3.6.1 Fiskedødelighet for fire viktige bestander i Nordsjøen og Skagerrak fra 1947 til og med 2020. Grafen viser avviket fra kritisk fiskedødelighetsnivå (F_{lim}). Avviket er beregnet ved å trekke gjeldende kritisk verdi for fiskedødelighet (F_{lim}) fra beregnet fiskedødelighet (F). Positive verdier indikerer dermed fiskedødelighet over kritisk verdi. Kilde: ICES/Miljøstatus

Bunntråling i Nordsjøen og Skagerrak

Antall timer med bunntråling i Nordsjøen avtok betydelig fra 1987 til 2009 (figur 4.3.6.2). Dette skyldes i første rekke en sterk reduksjon i antall torsketrålere og reketrålere, blant annet som en følge av strukturtiltak for å redusere overkapasitet i flåten. Flåten består i dag av vesentlig større og mer moderne fartøy sammenlignet med årene rundt 1990. Det er vanskelig å direkte sammenlikne tråltimer fram til 2009 og etter 2011, da timene ble rapportert fra dagbøker, mens de etter en overgangsperiode i 2010, ber blitt digitalt registrert siden 2011. Deltakelsen i trålfisket etter reke har nesten blitt halvert i løpet av de siste 20 årene.

Trålaktiviteten vil påvirkes av størrelsen på de årlige kvotene, som igjen vil være en konsekvens av bestandssituasjonen for de kvotebelagte artene trålerne fisker på. Trålaktiviteten i et havområde kan dessuten påvirkes av både vær og tilgjengelighet på fisk, dvs. hvor konsentrert den fiskbare del av bestandene står i havet. Disse forholdene kan derfor gi tilfeldige variasjoner fra år til år i fordelingen av den samlede trålinnsatsen mellom de tre havområdene, slik de er definert i forvaltningsplanarbeidet.



Figur 4.3.6.2 Fangst, deltakelse og det samlede antall tråltimer per år fra 1987 til og med 2021, målt fra når trålen settes i sjøen til den trekkes. Kilde: Fiskeridirektoratet/Miljøstatus

5 - Ytre påvirkning

Endringer i ytre påvirkning er, vurdert for klima, fremmede arter, forurensning og havforsuring, som er slik det har vært gjort i Overvåkingsgruppens tidligere rapporter.

5.1 - Klima, havforsuring og forurensning

Utvikling for klima og havforsuring er oppsummert i kapittel 2.2. Utvikling for forurensning er oppsummert i kapittel 2.6, basert på Overvåkingsgruppens separate rapport om temaet (Frantzen m.fl., 2022)

5.2 - Fremmede arter

Fremmede arter er omtalt under økologisk tilstand i kapittel 2.8 og utdypet videre i kapitlene 4.1.7, 4.2.6 og 4.3.4.

6 - Kunnskapsbehov

Her er det gjengitt kunnskapsbehov slik de er identifisert i vurderingen av tilstand for forurensning (Frantzen m.fl., 2022) og vurdering av økologisk tilstand (Arneberg m.fl., 2023a, b, Siwertsson m.fl., 2023).

6.1 - Kunnskapsbehov knyttet til forurensning

- Det er behov for en regelmessig overvåking av nivåene av metaller i sedimenter i Nordsjøen og Skagerrak.
- Målinger av miljøgifter i sjøvann er mangelfullt i alle områder. Per i dag er det bare regelmessige målinger av radioaktivitet i sjøvann. Målinger av miljøgifter i vann er krevende på grunn av lave konsentrasjoner.
- I tillegg er det for liten kunnskap om konsentrasjoner av miljøgifter på de laveste nivåene i næringskjeden, som i plante- og dyreplankton. Dette er vesentlig kunnskap som kan gi mer informasjon om hvordan stoffene inntrer og overføres oppover i næringskjeden.
- Klimaet er i endring, og økende temperaturer kan påvirke tilførsel og spredning av miljøgifter til havmiljøet, for eksempel ved tining av permafrost eller havis eller ved økt nedbør og avrenning. Samtidig medfører økte temperaturer at arter forflytter seg og økosystemene endrer seg, med medfølgende endringer i dietten til mange arter (Fossheim m.fl. 2015). Det er behov for økt kunnskap og forståelse av hvordan pågående og fremtidige klimaendringer påvirker og vil påvirke nivåer og effekter av miljøgifter i økosystemene.
- Det er et stort behov for å se nærmere på opptak, akkumulering og mulige effekter av radioaktiv forurensning i havmiljøet.
- Vi har fortsatt lite kunnskap om effekter av miljøgifter hos marine pattedyr og sjøfugl. På grunn av praktiske og etiske grunner kan vi ikke studere effekter av miljøgifter i disse høyt utviklede organismegruppene gjennom kontrollerte laboratorieforsøk hvor grupper av dyr får ulike doser av miljøgifter. Dagens kunnskap om effekter av miljøgifter hos marine pattedyr og sjøfugl er basert på sammenhenger mellom miljøgiftnivåer og fysiologiske parameter for eksempel hormonnivåer. Disse er målt i blodprøver (marine pattedyr og sjøfugl) eller fettbiopsier (bare marine pattedyr). Imidlertid er det ofte vanskelig å tolke slike sammenhenger og usikkerhet om årsak-virkningssammenheng. En alternativ tilnærming er å bruke modellorganismer, men en utfordring er at artsspesifikke forskjeller kan føre til feilaktige fortolkninger. Moderne teknikker som cellekulturer og funksjonelle genetiske studier gir bedre muligheter for å etablere årsak-virkning sammenhenger, men gir ikke informasjon om effekter av miljøgifter på populasjonsnivå. Ville dyr er også utsatt for en cocktail av titalls eller hundrevis av forskjellige miljøgifter og deres omdanningsprodukter, noe som gjør det vanskeligere å finne ut hvilke miljøgifter som har størst potensial for å svekke helsen.
- Det er også for liten kunnskap om effekter av de lave nivåene av miljøgifter som vi finner i fisk og andre marine organismer.
- Det har de senere år blitt større og større fokus på marin forsøpling og mikroplast. Det arbeides både med å få overblikk over problemets omfang, utvikling av standardiserte analysemetoder for mikro- og nanoplast samt å se på hvilke effekter problematikken kan ha for marine organismer. Det bør utvikles gode, omforente indikatorer for marin forsøpling og mikroplast for alle norske havområder og iverksettes overvåkingsserier med standardisert metodikk.
- Faglig forum har laget en oversikt over kunnskapsbehov som har kommet fram i tidligere rapporter fra Overvåkingsgruppen eller Faglig forum. I tillegg til kunnskapsbehov som allerede er nevnt her, nevnes en

rekke kunnskapsbehov for hvert av havområdene. Blant annet for Norskehavet «Nivåer av forurensning i forskjellige bunndyrsarter i åpent hav» og «Miljøskade av påvirkninger, for eksempel skade på svampsamfunn fra utslipp av borekaks». For Nordsjøen nevnes blant annet «Enkelte stoffer kan foreligge i forskjellige former med varierende grad av biotilgjengelighet. Kunnskap om hvilken form de aktuelle stoffene som måles foreligger i er mangelfull.». Og for Barentshavet «Modellering av hydrokjemiske og biologiske transportprosesser for å få bedre viten om hvor de største risiko til miljøet er fra miljøgifter og forurensende stoffer». Mange av kunnskapsbehovene som er nevnt for ett av havområdene er overførbare også til de andre havområdene.

6.2 - Kunnskapsbehov knyttet til økologisk tilstand

Her er kunnskapsbehovene gjengitt slik de er identifisert i vurderingene av økologisk tilstand i de tre havområdene. Kunnskapsbehovene for hvert hav (kapittel 6.2.1 til 6.2.3), er identifisert gjennom arbeidet med den faglige utredningen om økologisk tilstand og er hentet og oversatt fra fagteksten til økologisk tilstandsmetoden.

- Det har manglet en samordning mellom miljømål for økologisk status, vedtatt i forvaltningsplanene og arbeidet med å utvikle og vedta indikatorer. Det er derfor til dels store problemer å kunne rapportere på måloppnåelse, når det er manglende samsvar mellom det som måles for økologisk tilstand og de målene som er gitt. Det er behov for at indikatorer og målbeskrivelse samordnes.
- Det er ikke dedikert overvåking i SVO-områder spesielt. Kunnskapen som benyttes for å svare opp på måloppnåelse i SVOene baserer seg på større skala overvåking. Dette vil i mange tilfeller være dekkende også for SVOene, men kan gi kunnskapshull for sjeldne, sårbare og truede arter med særlige habitat- og biotopkrav.

6.2.1 - Barentshavet

Vurderingen av økosystemene i Barentshavet er til en stor grad basert på data levert fra den norske delen av det felles norsk-russiske økotoktet i Barentshavet, sammen med historiske tokt som nå inngår i økotoktet, bestandsvurderinger som gjennomføres i ICES Arctic Fisheries Working Group (AFWG), satellittovervåking av sjøis og primærproduksjon, overvåking av sjøfugl (Seapop-programmet), overvåking av polare sjøpattedyr i MOSJ programmet (Miljøovervåking Svalbard og Jan Mayen) og snittene Fugløya-Bjørnøya for plante- og dyreplankton samt et nettverk at prøvetakinger av havforsuring. Forlengelse og drift av overvåkingen er avgjørende for å fortsatt kunne gi omfattende økologisk tilstandsvurderinger også framover i tid.

I arbeidet med foreliggende vurderinger, er det identifisert ytterligere potensielle indikatorer som blir anbefalt inkludert i neste vurderingsrunde. Disse er presentert i tabell 6.2.1.1 (arktiske del av Barentshavet) og tabell 6.2.1.2 (subarktisk del av Barentshavet).

Disse tabellene inneholder også en kortfattet vurdering av hvor tilrettelagt hvert indikatorforslag er for direkte inkludering, da en rekke av dem vil trenge ytterligere tilrettelegging (se appendiks 8.1 og 8.2 i Siwertsson m.fl., (2023)). Det vil være en fordel å se på harmonisering med annen marin vurdering i Nord-Atlanteren, som OSPAR. Det må likevel påpekes at mange av OSPAR-indikatorer må vurderes i hvilken grad de er relevante for Barentshavet.

I tillegg er det i denne omgangen utelukket en rekke indikatorer på grunn av kapasitets- og ressursbegrensninger. I disse tilfellene er det tilgjengelig data, og disse bør prioriteres inkludert i neste vurderingsrunde. Dette omfatter indikatorer på biomasse av bunnfisk, biomasse av bentisk infauna (dyr som lever inne i bunnsedimentet), stabilisering av sjøbunnen ved hjelp av bentiske ryggradsløse dyr, fisk systematisert etter hva de beiter på, rekebestand og areal av bunnen som er direkte påvirket av bunntråling (tabellene 6.2.1.1 og 6.2.1.2). Det vil kreve ressurser for å få disse tilrettelagt, som finansiering av organisering og systematisering av tilgjengelig data om bentisk infauna. Noen av de indikatorene er allerede inkludert og vil trenge ytterligere investeringer for å kunne utvikle redusert usikkerhet i analysene, som for eksempel videreutvikling av bestandsestimater for sjøpattedyr i det subarktiske økosystemet i Barentshavet.

For andre indikatorkandidater mangler det data og overvåking. For å inkludere disse, må overvåking etableres. Dette vil gi muligheten for å utvikle indikatorer for indikatorer som gir informasjon om økosystemegenskaper (tabellene 6.2.1.1 og 6.2.1.2). Sentralt i dette behovet er kunnskapshull på grunn av manglende taksonomisk

informasjon om plante- og dyreplankton. Slik informasjon ville åpnet for viktige indikatorer som kan gi påvise og gi informasjon om økologiske regimeskift drevet av klimaendringer (Beaugrand m.fl., 2014, Mueter m.fl., 2021). Det kan tenkes at mer systematisk artsidentifikasjon på økotoktet vil gi data som kan benyttes til, med større grad av sikkerhet, å se på forholdet mellom arktiske og atlantiske hoppekrepsarter, i tillegg til kroppsstørrelse og plassering i den nederste delen av næringspyramiden. Sentralt i dette behovet er også kunnskapshull på grunn av mangel på data for den mikrobielle løkken (utbredelse og artssammensetning blant mikroskopiske livsformer), som har en betydelig rolle i karbonsyklusen i havet gjennom ulike årstider, blant annet som en kilde til karbon i næringsinntaket til flercellete dyr (De Laender m.fl., 2010), noe som igjen er relevant for å vurdere flere økosystemegenskaper (tabellene 6.2.1.1 og 6.2.1.2). Dette vil kreve særlig ekspertise i planteplankton, trolig utvikling av ny overvåkingsteknologi, som autonome overvåkingsstasjoner og eDNA (Truelove m.fl., 2022). Mangel på systematisk overvåking og tidsserier på istilknyttede alger og dyr (særlig lavest nede i næringskjeden) hindrer også at dette segmentet i økosystemet kan inkluderes og vurderes. Det samme gjelder mangel på overvåking av små bunnlevende organismer, siden det er mest ryggradsløse dyr av liten størrelse som fanges i fisketråler (De Laender m.fl., 2010, Beaugrand m.fl., 2014, Mueter m.fl., 2021, Truelove m.fl., 2022).

Det er ikke tilgjengelig data som tillater vurdering og tallfesting av funksjoner som sjøpattedyr kan ha på økosystemet. Dette bør være et nytt felt for forskning og overvåking. Det kan tenkes at feltobservasjoner, som i økotoktet, kan gi noe informasjon, mens det ikke er på plass muligheter for å se på sjøpattedyrs rolle i næringssykluser gjennom årstidene uten å måle på vannkjemi sett i sammenheng med sjøpattedyrenes tetthet, fordeling og atferd. Feltobservasjoner av artene bør knyttes til kjent fordeling av byttedyrene (økotoktdata). Systematisk registrering av hvalkadaver kan gi tidlig indikasjoner på hyppighet av dødsfall og hvor det forekommer. En god mulighet for å få økt informasjon, er gjennom bestandsmodeller, basert på tilstrekkelig data om atferd og dødelighet. Forståelse og mulighet for å vurdere graden av ovenfra-og-ned kontroll av sjøpattedyr bør være høyt prioritert i økosystemmodellene.

I den nyutviklede metoden for å vurdere økologisk tilstand, som omfatter økologiske egenskaper, er det behov for å se på muligheter for å utnytte indikatorer for biologisk mangfold, i tillegg til de allerede inkluderte indikatorene for bestandstrender knyttet til arter som er følsomme for menneskelig påvirkninger. For å karakterisere Fordeling av biomasse mellom trofiske nivåer, er flere ulike trender i biomasse benyttet. Dette kan trolig også være en modell for biologisk mangfoldsindikatorer. Dette burde ses nærmere på.

Et siste område det er behov for mer kunnskap, er for å bedre forstå den kombinerte effekten av flere påvirkninger som skjer samtidig i økosystemet. Dette er nødvendig for å forbedre hvordan observert avvik fra referansetilstand på grunn av menneskelig påvirkning skal tolkes med større grad av sikkerhet. Storskala forsøk og numeriske og statistiske modellstudier vil kunne bidra til å integrere den store kunnskapsbasen, som finnes med hypoteser som kan testes i forhold til kombinerte effekter, ikke-lineære responser, synergi og varige effekter. I tillegg vil slike modeller forstå sammenhenger mellom et mangfold av påvirkninger og indikatorer som vil styrke vurderingene av ulike fenomener. Statistiske modeller som kan gjøre dette finnes i dag, men er avhengige av lange tidsserier. Med korte tidsserier kreves det videre utvikling. En mulighet er å utvikle statistiske enkeltvariable og flervariable indikator-påvirkningsmodeller som fenomenene kan bygge på. Da vil dette kunne bli modeller som også kan benyttes til vurderingen når det bare finnes korte tidsserier.

Tabell 6.2.1.1. Indikatorer for den arktiske norske delen av Barentshavet som ikke har vært inkludert i de foreliggende vurderingene. Grad av prioritet er indikert og viser til hva som er antatt mål for å kunne tilrettelegge indikatoren for å bli inkludert i neste vurderingsrunde. 1: Data finnes, kan bli med på neste vurderingsrunde, 2: Det må initieres systematisk overvåking i pågående overvåkingsaktivitet og/eller metoder eller redskap finnes som kan benyttes for å starte overvåking og datainnhenting, 3: Overvåking og/eller redskap/metodikk må utvikles. Videre anbefalinger er gitt i (Siwertsson m.fl., 2023), i appendiks 8.1 og 8.2

Økosystemegenskaper	Foreslått indikator	Muligheter for å inkludere indikatoren i neste vurdering
Primærproduksjon	Artssammensetning av planteplankton	3
Primærproduksjon	Isalger	3
Primærproduksjon	In situ primærproduksjon	2
Biomassefordeling blant trofiske nivåer	Lavtrofisk bunnfisk	1
Biomassefordeling blant trofiske nivåer	Høytrofisk bunnfisk	1
Biomassefordeling blant trofiske nivåer	Bentisk infauna (dyr som lever nede i bunnsedimentet)	1
Biomassefordeling blant trofiske nivåer	Isflora og -fauna	3
Biomassefordeling blant trofiske nivåer	Arter i den mikrobielle sløyfen	3
Funksjonelle grupper innen trofiske nivåer	Bunnlevende organismer som stabiliserer havbunnen	1
Funksjonelle grupper innen trofiske nivåer	Pattedyr som sirkulerer næringsstoffer	3
Funksjonelle grupper innen trofiske nivåer	Pattedyr-skrotter	3
Funksjonelle grupper innen trofiske nivåer	Pattedyr med ovenfra-og-ned-kontroll	3
Funksjonelle grupper innen trofiske nivåer	Kroppsstørrelse på lavtrofisk dyreplankton	2
Funksjonelle grupper innen trofiske nivåer	Fisk systematisert etter hva de beiter på	1
Funksjonelle grupper innen trofiske nivåer	Funksjonelle grupper av planteplankton	3
Funksjonelle grupper innen trofiske nivåer	Funksjonelle grupper av isflora og -fauna	3
Funksjonelle grupper innen trofiske nivåer	Funksjoner i den mikrobielle sløyfen	3
Funksjonelt viktige arter og strukturer	Isflora og -fauna	3
Funksjonelt viktige arter og strukturer	Reker	1
Funksjonelt viktige arter og strukturer	Arktiske *Calanus*	2
Funksjonelt viktige arter og strukturer	Atlantiske *Calanus*	2
Funksjonelt viktige arter og strukturer	Snøkrabbe	1

Funksjonelt viktige arter og strukturer	Arter av mikroorganismer (bakterier, sopp og virus)	3
Landskapsøkologiske mønstre	Areal påvirket av bunntråling	1
Landskapsøkologiske mønstre	Gyte- og oppvekstområder	1
Biologisk mangfold	Arktiske *Calanus*	2
Biologisk mangfold	Haier og skater/rokker	1
Biologisk mangfold	Artsmangfold av planteplankton	3
Biologisk mangfold	Artsmangfold av isflora og -fauna	3
Biologisk mangfold	Artsmangfold av mikroorganismer	3
Abiotiske faktorer	Næringssalter	1

Tabell 6.2.1.2. Indikatorer for den subarktiske norske delen av Barentshavet som ikke har vært inkludert i de foreliggende vurderingene. Grad av prioritet er indikert og viser til hva som er antatt må til for å tilrettelegge indikatoren for å bli inkludert i neste vurderingsrunde. 1: Data finnes, kan bli med på neste vurderingsrunde, 2: Det må initieres systematisk overvåking i pågående overvåkingsaktivitet og/eller metoder eller redskap finnes som kan benyttes for å starte overvåking og datainnhenting, 3: Overvåking og/eller redskap/metodikk må utvikles. Videre anbefalinger er gitt i (Siwertsson m.fl., 2023), i appendiks 8.1 og 8.2

Økosystemegenskaper	Foreslått indikator	Muligheter for å inkludere indikatoren i neste vurdering
Primærproduksjon	Artssammensetning av planteplankton	3
Primærproduksjon	In situ primærproduksjon	2
Biomasse-fordeling mellom trofiske nivåer	Arter i den mikrobielle sløyfen	3
Biomasse-fordeling mellom trofiske nivåer	Bentisk infauna	1
Biomasse-fordeling mellom trofiske nivåer	Lavtrofisk bunnfisk	1
Biomasse-fordeling mellom trofiske nivåer	Høytrofisk bunnfisk	1
Funksjonelle grupper innen trofiske nivåer	Funksjonelle grupper av planteplankton	3
Funksjonelle grupper innen trofiske nivåer	Funksjoner i den mikrobielle sløyfen	3
Funksjonelle grupper innen trofiske nivåer	Kroppsstørrelse hos lavtrofisk dyreplankton	2
Funksjonelle grupper innen trofiske nivåer	Bunnlevende organismer som stabiliserer havbunnen	1
Funksjonelle grupper innen trofiske nivåer	Fisk	1
Funksjonelle grupper innen trofiske nivåer	Pattedyr som sirkulerer næringsstoffer	3
Funksjonelle grupper innen trofiske nivåer	Pelagisk byttedyradferd påvirket av sjøpattedyr	2
Funksjonelt viktig arter og strukturer	Arter av mikroorganismer	3
Funksjonelt viktig arter og strukturer	Reker	1
Funksjonelt viktig arter og strukturer	Snøkrabbe	1
Landskapsøkologiske mønstre	Areal påvirket av bunntråling	1
Landskapsøkologiske mønstre	Gyte- og oppvekstområder	1
Biologisk mangfold	Artsmangfold av planteplankton	3
Biologisk mangfold	Artsmangfold av mikroorganismer	3
Biologisk mangfold	Haier, skater og rokker	1
Abiotiske faktorer	Næringssalter	1

6.2.2 - Norskehavet

Vurderingen av det pelagiske økosystemet i Norskehavet er basert på data fra de to internasjonale vår- og sommer økosystemtoktene i de nordiske havene (International Ecosystem Survey in the Norwegian SEA – IESNS og the International Ecosystem Summer Survey in the Nordic Seas – IESSNS) og forutgående tokt. I tillegg kommer overvåking av det fysiske miljøet med Argo-bøyer og programmet som spesifikt overvåker havforsuring, bestandsvurderinger fra ICES Working Group for Widely Distributed Stocks (WGWIDE), satellittovervåkning av primærproduksjon, overvåking av sjøfuglbestander (hekkekolonier) i SEAPOP programmet, simuleringer med NORWECOM. E2E økosystemmodellen og data fra overvåking av zooplankton gjennom CPR (Continuous Plankton Recorder) toktene. Vurderingen er muliggjort takket være investeringer i langtids- overvåkingsinitiativer og -programmer, og en videreføring og styrking av disse programmene bør være en vesentlig prioritering for fremtidige vurderinger. I tillegg til dette bør bruk av modeller utvides med målsetting om å styrke både observasjoner og modeller (Skogen m.fl., 2021).

Gjennom arbeidet med vurderingen har det vitenskapelige panelet identifisert tilleggsindikatorer som det anbefales å inkludere i neste vurdering. En oversikt over disse er gitt i tabell 6.2.2.1. I denne tabellen er det også gitt korte begrunnelser for å inkludere hver av de foreslåtte indikatorene i neste vurdering. Fremtidige evalueringer vil også ha nytte av en harmonisering med indikatorene som anvendes her og i Nordøst Atlanteren i OSPAR. I neste vurdering bør en overveie å inkludere indikatorene som anvendes av OSPAR, men relevansen av de forskjellige indikatorene for det pelagiske økosystemet i Norskehavet må evalueres.

Data på dyreplankton med høy taksonomisk oppløsning er nødvendig for å kunne vurdere sentrale effekter av klimaendringene på økosystemet, særlig om store endringer i dyreplanktonsamfunnene som har omfattende effekter av den typen en har sett i Nordsjøen. Her vil korte tidsserier av typen som har vist slike endringer i Nordsjøen (hvor slik overvåking har vært gjennomført siden 1958) være tilgjengelig gjennom CRP-dataene. En forlenging av CRP-programmet i Norskehavet bør være en prioritert aktivitet slik at det kan bygges lengre tidsserier. Havforskningsinstituttet har over lengre tid hatt zooplanktondata, med tilstrekkelig høy oppløsning blant annet i sitt faste snitt fra Svinøy, men på grunn av utilstrekkelig organisering og kvalitetssikring har disse dataene ikke vært tilgjengelig for denne vurderingen. Det bør prioriteres å få gjennomført dette til neste vurdering. Enkelte viktige zooplanktongrupper som krill, amfipoder og geleplankton blir for øyeblikket ikke overvåket i de to tidligere nevnte økosystemprogrammene, og det anbefales at disse blir inkludert.

Nivået på den årlige primærproduksjonen er hovedfaktoren som bestemmer mengden energi som blir tilført økosystemet. For store økosystemer blir primærproduksjonen anslått ved hjelp av satellittdata som er avhengig av in situ-målinger for kalibrering. Slike målinger er sjeldne for nordlige økosystemer, og det er et behov for å øke innsatsen for slike målinger i disse områdene. Det finnes også potensial for å utnytte data fra biogeokjemiske målinger som gjøres med ARGO-bøyene bedre. Data for næringssalter, lys, osv. kan bidra til bedre estimater av primærproduksjonen. Det er behov for bedre overvåking av den mesopelagiske delen av økosystemet, med undersøkelser av tilstrekkelig taksonomisk oppløsning til å registrere endringer i biodiversitet. I tillegg trengs forskning som øker kunnskapen om vekselvirkningene mellom mesopelagiske arter og resten av økosystemet.

Til slutt, det er behov for forskning på den overordnede dynamikken i økosystemet (se f.eks. Huse m.fl., (2012), Planque m.fl. (2022)) som kan forbedre forutsetningene for å forstå hvordan menneskeskapte påvirkninger kan forplante seg gjennom økosystemet. Det bør også inkludere forskning som undersøker mekanismene som styrer tilstrømming av arktisk vann inn i Norskehavet, siden dette kan være en oseanografisk nøkkelprosess med betydning for økosystemet i Norskehavet, Skagseth m.fl., (2022).

Tabell 6.2.2.1. Foreslåtte viktige manglende indikatorer for Norskehavet. Indikatorens prioritet er indikert med tallene fra 1 til 3. 1: Data finnes, og indikatoren kan inkluderes i neste vurdering, 2: Overvåking kan inkluderes i eksisterende overvåkingsprogrammer, eller relevante modellverktøy er tilgjengelige, 3: Overvåking eller modeller må utvikles. Videre anbefalinger er gitt i (Arneberg m.fl., 2023b), i appendiks 8.1.

Økosystemegenskaper	Foreslått indikator	Relevans for økosystemets egenskaper og hindre for at indikatoren er inkludert i gjeldende vurdering	Muligheter for å inkludere indikatoren i neste vurdering
Primærproduksjon	Artssammensetning av planteplankton	Variasjon i artssammensetning kan ha innvirkning på andre deler av økosystemet, særlig den typen av herbivore dyreplankton som er vellykkede beitere. I tillegg kan diatomeer ha skadelige effekter og påvirke vekst og utvikling hos hoppekreps negativt. Forholdet mellom diatomeer og dinoflagellater kan være en interessant indikator. Relevante data finnes i CPR-dataene, men har ikke blitt inkludert på grunn av kapasitetsproblemer.	3
Biomassefordeling mellom trofiske nivåer	Biomasse hos sjøpattedyr på høyt trofisk nivå	Ikke inkludert på grunn av kapasitetsmangel. Data finnes for flere hvalarter fra tokt. (Solvang m.fl., 2015, Leonard og Øien, 2020a, b)	1
Biomassefordeling mellom trofiske nivåer	Biomasse hos karnivore dyreplankton	Gruppen utgjør en vesentlig del av biomassen i økosystemet, (Skjoldal, 2004). Ikke inkludert på grunn av utilstrekkelig kvalitet på eksisterende data. Selv om noen karnivore dyreplankton analyseres i CPR, finnes hovedmengden av dyreplankton dypere enn vanlig CPR-dyp (ca. 7m) (John m.fl., 2001). I tillegg er viktige dyreplanktongrupper som amfipoder, krill og geleplankton for store til å samles effektivt av CPR.	2
Biomassefordeling mellom trofiske nivåer	Mikroorganismer	Mengden energi som strømmer gjennom den mikrobielle sløyfen kan endre økosystemets totale energiflyt, og dermed ha betydning for flere viktige økologiske prosesser. Ikke inkludert på grunn av manglende data.	3
Biomassefordeling mellom trofiske nivåer	Biomasse av mesopelagiske arter	Denne gruppen utgjør sannsynligvis en signifikant del av biomassen på nivå med sekundære forbrukere og høyere. Ikke inkludert på grunn av manglende data.	2
Funksjonelle grupper innen trofiske nivåer	Geleplankton	Variasjoner i biomasse eller forekomst av gruppen kan ha signifikante effekter på energiflyten og et betydelig antall andre arter i økosystemet. (for diskusjon, se «fenomen NI10 hos (Arneberg m.fl., 2023a).	2
Funksjonelle grupper innen trofiske nivåer	Krill	Krill er viktig både som beiter og som byttedyr. Ikke inkludert på grunn av datamangel.	2
Funksjonelle grupper innen trofiske nivåer	Indikator(er) for funksjoner utført av planteplankton	En indikator for forholdet mellom diatomeer og dinoflagellater diskutert i «*Primærproduksjon*» ovenfor. Ikke tatt med på grunn av kapasitetsproblemer.	1
Funksjonelle grupper innen trofiske nivåer	Indikator for funksjoner utført av mikroorganismer	Det bør vurderes hvordan forskjellige typer mikroorganismer bidrar til ulike økosystemfunksjoner og utvikle indikatorer basert på dette. Ikke inkludert på grunn av manglende kapasitet.	3

Funksjonelle grupper innen trofiske nivåer	Indikator for funksjoner utført av parasitter	Parasitter defineres her som alle typer infiserende organismer, det vil si at også virus og bakterier inkluderes. Parasitter utgjør en betydelig del av biodiversiteten (ca. 40 % er foreslått av (Dobson m.fl., 2008)), og kan signifikant påvirke strukturer og prosesser i økosystemet (Lafferty, 2008). Utvikling av relevante indikatorer vil kreve arbeidsinnsats. Ikke inkludert på grunn av manglende kapasitet og manglende data.	3
Funksjonelle grupper innen trofiske nivåer	Indikatorer for funksjoner utført av sjøfugl	Sjøfugl er viktige predatorer for deler av økosystemet. Ikke inkludert på grunn av manglende kapasitet.	1
Funksjonelle grupper innen trofiske nivåer	Indikator for funksjoner utført av sjøpattedyr	Sjøpattedyr er viktige predatorer i økosystemet, og skifte i funksjonelle grupper kan påvirke en rekke økologiske prosesser. Ikke inkludert på grunn av mangel på kapasitet.	2
Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer	Indikator for mikroorganismer	Bør inkluderes for å gi informasjon om den mikrobielle sløyfen. Ikke inkludert på grunn av manglende kapasitet.	3
Landskapsøkologiske mønstre	Indikator for habitat-definerende og biogenetiske strukturer	Indikatorer som er inkludert i andre PAEC vurderinger (Arneberg m.fl., 2023a, Siwertsson m.fl., 2023) ble ikke regnet som relevant for gjeldende vurdering. For eksempel: Indikatoren for områder som er upåvirket av bunntrål (som brukes i Nordsjøen) var ikke relevant, siden gjeldende vurdering er for det pelagiske økosystemet og ikke inkludere bunnhabitater. For Barentshavet ble indikatorer basert på forekomst av sjøis, og arktisk vann brukt. Liknende indikatorer var ikke relevant for gjeldende vurdering. For neste vurdering bør det legges arbeid i å identifisere andre habitatformende -definerende parametere, som for eksempel arealer med temperaturregime som er passende for pelagiske fiskearter. Dette ble ikke tatt med i gjeldende vurdering på grunn av mangel på kapasitet.	2
Biologisk mangfold	Antallet parasittiske arter som er følsomme for påvirkning fra klimaendringer, fiskerier, og andre menneskeskapte drivere.	Parasitter (inkludert bakterier og virus) kan være mye mer utsatt for utryddelser på grunn av menneskelige aktiviteter enn andre artsgrupper, (Lafferty og Kuris, 2009). Siden de utgjør en betydelig del av den totale biodiversiteten (Dobson m.fl., 2008), kan slike indikatorer ha en viktig rolle i vurderingene. Ikke inkludert på grunn av mangel på kapasitet og data.	3
Biologisk mangfold	Antall/biomasse hos arter og grupper av mikroorganismer som er følsomme for menneskeskapte drivere	Mikroorganismer kan være viktige for den samlede flyten av energi i økosystemet via den mikrobielle sløyfen. Ikke inkludert på grunn av mangel på kapasitet og data.	3
Biologisk mangfold	Antall planteplankton som er følsomme for klimaendringer og næringssaltnivå	Endringer i artssammensetningen av planteplankton kan ha betydning for struktur og prosesser i økosystemet. (Se ovenfor). Ikke inkludert på grunn av kapasitetsmangel (Data finnes i CPR- programmet.	1

Biologisk mangfold	Forekomst av sjøfugl som er følsomme for fiskeri, klimaendringer og forurensning	Sjøfugler er viktige predatorer i deler av økosystemet. Ikke inkludert på grunn av kapasitetsmangel.	1
Biologisk mangfold	Forekomst av sjøpattedyr som er følsomme for fiskeri, klimaendringer og forurensning	Sjøpattedyr er viktige predatorer i økosystemet og endringer i artssammensetningen kan påvirke flere økologiske prosesser. Ikke inkludert på grunn av kapasitetsmangel.	1

6.2.3 - Nordsjøen og Skagerrak

Vurderingen av økologisk tilstand for Nordsjøen og Skagerrak var gjennomførbart pga. lange tidsserier som overlapper perioder der klima var mindre påvirket av klimagassutslipp. Data fra CPR programmet (Continuous Plankton Recorder Survey) har vært særs viktig da det fanger opp betydningsfulle påvirkninger fra klimaendringene fra et stort antall dyreplankton arter, som påvirker en rekke prosesser i økosystemet, inkludert rekrutteringen i store fiskebestander. For å kunne forstå hvordan klimaendringer påvirker økosystemene i Nordsjøen og Skagerrak, også i fremtiden, så er det viktig at denne undersøkelsen fortsetter. Det er viktig å merke seg at CPR prøver er tatt rundt 7 meters dyp, annen informasjon fra andre deler av vannsøylen er nødvendig for å kunne validere CPR data og for å kunne gi informasjon om viktige grupper som ikke er godt nok dekket av CPR prøver, e.g. kjøttetende dyreplankton. Slik data har blitt samlet (med høy taksonomisk oppløsning) siden 2006 på økotoktet for Nordsjøen (Franzè m.fl., 2021) og tre andre områder (Torungen – Hirtshals, Utsira – Orkney Islands and Hanstholm – Aberdeen). Det er avgjørende å kunne fortsette denne overvåkingen for å kunne følge den økologiske tilstanden i Nordsjøen og Skagerrak.

Det er i tillegg viktig å gjennomføre mer forskning for å kunne utvide forståelsen av kaskade effektene disse endringene har på dyreplanktonsamfunnene, samt de trofiske interaksjonene. Det er blant annet, basert på studier av torsk og sild, en god forståelse på hvordan endringene av dyreplankton har en negativ effekt på rekrutteringen av disse artene (Beaugrand, 2004, Beaugrand og Ibanez, 2004, Alvarez-Fernandez m.fl., 2012, Beaugrand m.fl., 2014). Lignende nedganger er observert i flere andre store fiskebestander og reker, men er mindre anerkjent pga. manglende studier. Det er derfor viktig at studier som kombinerer både in-situ observasjoner og økosystemmodellering (Skogen m.fl., 2021) foretas for å kunne bedre og ikke bare øke vår forståelse av nåværende endringsmønstre, men også evnen til å vurdere fremtidige endringer i økosystemet.

Nivået på den årlige primærproduksjonen er en avgjørende faktor for mengden energi som kommer inn i økosystemet. Slike estimater for økosystemet er gjort ved å bruke estimater basert på satellitt data eller økosystemmodellering, hvor begge er avhengig av in-situ målinger av produksjon for kalibrering. Slike estimater er begrenset for økosystemer på nordlige breddegrader og det er derfor viktig med in-situ målinger av produksjon.

Bentiske ryggradsløse dyr er ikke inkludert i vurderingen av økologisk tilstand for Nordsjøen og Skagerrak grunnet mangel på data av høy kvalitet. Det finnes tilgjengelig data fra miljøovervåkingen i petroleumsindustrien, men de er ikke tilstrekkelig for utviklingen av indikatorer som er nødvendige for denne vurderingen (Ellingsen m.fl., 2017). Det er derfor nødvendig å utvikle overvåkingen av bentiske ryggradsløse dyr, noe som kan gjøres ved å blant annet implementere relevante protokoller på IBTS (International Bottom Trawl Survey).

Endringer i forekomsten av geleplankton har potensial til å sette i gang store endringer i økosystemet, inkludert redusere strømmen av energi til høyere trofiske nivåer med negative effekter på fiskebestander (Purcell og Arai, 2001, Pauly m.fl., 2009, Richardson m.fl., 2009, Condon m.fl., 2014, McConville m.fl., 2016). Det er mangel på systematisk overvåking av geleplankton i Nordsjøen grunnet mangel på standardiserte protokoller og taksonomisk kunnskap. Ved å utvikle og implementere standardiserte protokoller for all overvåking (e.g., IBTS og økotoktet for Nordsjøen) kan disse kunnskapshullene dekkes (Aubert m.fl., 2018).

Det bør merkes at IBTS er en kilde til data med god taksonomisk oppløsning for fisk (ICES, 2020). I tillegg til å gi viktig data for overvåkingen av fiskebestander, som har blitt brukt i denne vurderingen, så har det også vært mulig å utvikle indikatorer for fisk som har vært viktige for vurderingen av økosystemegenskaper på funksjonelle grupper innen biologisk mangfold.

*Tabell 6.2.3 Foreslåtte viktige manglende indikatorer for Nordsjøen og Skagerrak. Indikatorens prioritet er representert med hvor lett indikatoren kan inkluderes i vurderinger i fremtiden. 1: Data finnes, og indikatoren kan inkluderes i neste vurdering, 2: Overvåking kan inkluderes i eksisterende overvåkingsprogrammer, eller relevante modellverktøy er tilgjengelige, 3: Overvåking eller modeller må utvikles. Videre anbefalinger er gitt i (Arneberg m.fl., 2023a), i appendiks 8.1. * Videre utvikling av indikatoren er nødvendig.*

Økosystemegenskaper	Foreslått indikator	Relevans for økosystemets egenskaper og hindre for at indikatoren er inkludert i gjeldende vurdering	Muligheter for å inkludere indikatoren i neste vurdering
Primærproduksjon	Artssammensetning av planteplankton	Variasjon i artssammensetning kan ha innvirkning på andre deler av økosystemet, særlig den typen av herbivore zooplankton som er vellykkede beitere. I tillegg kan diatomeer ha skadelige effekter og påvirke vekst og utvikling hos copepoder negativt. Forholdet mellom diatomeer og dinoflagellater kan være en interessant indikator. Relevante data finnes i CPR-dataene, men har ikke inkludert på grunn av kapasitetsproblemer.	1
Biomassefordeling mellom trofiske nivåer	Biomasse hos bentiske filtrerere	Gruppen er en signifikant del av biomassen i økosystemet. Ikke blitt inkludert på grunn av kapasitetsproblemer. Det finnes data fra IBTS (ICES, 2020) og det finnes data fra overvåking av bunndyr utført av petroleumsindustrien (Ellingsen m.fl., 2017). Ikke inkludert på grunn av kapasitetsproblemer.	1
Biomassefordeling mellom trofiske nivåer	Biomasse hos bunndyr på høyt trofisk nivå	Gruppen er en signifikant del av biomassen i økosystemet. Ikke blitt inkludert på grunn av kapasitetsproblemer. Det finnes data fra IBTS (ICES, 2020) samt fra miljøovervåking av bunndyr, utført av petroleumsindustrien (Ellingsen et al., 2017). Ikke inkludert på grunn av kapasitetsproblemer.	1
Biomassefordeling mellom trofiske nivåer	Biomasse hos sjøpattedyr på høyt trofisk nivå	Ikke inkludert på grunn av kapasitetsmangel. Data finnes for flere hvalarter fra tokt (Solvang m.fl., 2015, Leonard og Øien, 2020a, b). Ikke inkludert på grunn av kapasitetsproblemer.	1
Biomassefordeling mellom trofiske nivåer	Biomasse hos karnivore zooplankton *	Gruppen utgjør en vesentlig del av biomassen i økosystemet. Ikke inkludert på grunn av utilstrekkelig kvalitet på eksisterende data. Selv om noen karnivore zooplankton analyseres i CPR, finnes hovedmengden av zooplanktonet dypere enn vanlig CPR-dyp (ca. 7m), (John m.fl., 2001). I tillegg er viktige dyreplanktongrupper som amfipoder, krill og geleplankton for store til å samles effektivt av CPR. Det finnes data fra HI sitt økosystemtokt i Nordsjøen, og tre snitt, men med kortere tidsserier (2006 og fremover (Franzè m.fl., 2021)).	1
Biomassefordeling mellom trofiske nivåer	Mikroorganismer	Mengden energi som strømmer gjennom den mikrobielle sløyfen kan endre økosystemets totale energiflyt, og dermed ha betydning for flere viktige økologiske prosesser. Ikke inkludert på grunn av manglende data.	3
Funksjonelle grupper innen trofiske nivåer	Geleplankton *	Variasjoner i biomasse eller forekomst av gruppen kan ha signifikante effekter på energiflyten og et betydelig antall andre arter i økosystemet. For videre diskusjon, se «fenomen NI10 hos (Arneberg m.fl., 2023a). Det mangler data med tilstrekkelig kvalitet fordi det ikke finnes en god nok protokoll for innsamlingen av gruppen på IBTS og andre relevante tokt. Om dette utvikles, så vil data også bli tilgjengelig.	2
Funksjonelle grupper innen trofiske nivåer	Indikator(er) for funksjoner utført av planteplankton	En indikator for forholdet mellom diatomeer og dinoflagellater, diskutert i «*Primærproduksjon*» ovenfor, kan være relevant. Data tilgjengelig fra CPR-programmet, men ikke tatt med på grunn av kapasitetsproblemer.	1

Funksjonelle grupper innen trofiske nivåer	Indikator for funksjoner utført av mikroorganismer	Det bør vurderes hvordan forskjellige typer mikroorganismer bidrar til ulike økosystemfunksjoner og utvikle indikatorer basert på dette. Ikke inkludert på grunn av manglende kapasitet.	3
Funksjonelle grupper innen trofiske nivåer	Indikator for funksjoner utført av parasitter	Parasitter defineres her som alle typer infiserende organismer, det vil si at også virus og bakterier inkluderes. Parasitter utgjør en betydelig del av biodiversiteten (ca. 40 % er foreslått av (Dobson m.fl., 2008), og kan signifikant påvirke strukturer og prosesser i økosystemet, (Lafferty, 2008). Utvikling av relevante indikatorer vil kreve arbeidsinnsats. Ikke inkludert på grunn av manglende kapasitet og manglende data.	3
Funksjonelle grupper innen trofiske nivåer	Indikatorer for funksjoner utført av sjøfugl	Sjøfugl er viktige predatorer for deler av økosystemet. Ikke inkludert på grunn av manglende kapasitet.	1
Funksjonelle grupper innen trofiske nivåer	Indikator for funksjoner utført av sjøpattedyr	Sjøpattedyr er viktige predatorer i økosystemet, og skifte i funksjonelle grupper kan påvirke en rekke økologiske prosesser. Ikke inkludert på grunn manglende kapasitet.	2
Funksjonelle grupper innen trofiske nivåer	Indikator(er) for funksjoner utført av bentiske ryggradsløse dyr	Bentiske ryggradsløse dyr er en viktig komponent i økosystemet og endringer i artssammensetningen kan ha signifikante effekter på både struktur og prosesser i økosystemet. Ikke inkludert på grunn av kapasitetsmangel. Det finnes data fra IBTS (ICES, 2020). Tilgjengelig data fra miljøovervåking av bunndyr, utført av petroleumsindustrien, er mest sannsynlig ikke av god nok kvalitet for å kunne vurdere funksjonelle grupper (Ellingsen m.fl., 2017).	1
Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer	Indikator for mikroorganismer	Bør inkluderes for å gi informasjon om den mikrobielle sløyfen. Ikke inkludert på grunn av manglende kapasitet.	3
Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer	Områder urørt fra menneskelig infrastruktur og støy	Infrastruktur etablert for olje og gas produksjon (Fujii, 2016) samt vindmølleparker, med havkabler som sender ut stabile magnetiske felt, kan ha en potensiell effekt på økologiske prosesser (Sivle m.fl., 2021, Cresci m.fl., 2022). Støy fra seismiske aktiviteter, skipstrafikk og andre menneskeskapte aktiviteter kan påvirke flere grupper av organismer (Kvadsheim m.fl., 2020, Sivle m.fl., 2020). Det burde også utvikles indikatorer i områder urørt for slike aktiviteter. Ikke inkludert på grunn av manglende kapasitet.	1
Biologisk mangfold	Biomasse av høye eller sentvoksende bunndyr	Høye, langtlevende bunndyr er spesielt sensitive til tråling. Ikke inkludert på grunn av manglende kapasitet. Det er muligheter for relevant data fra IBTS (ICES, 2020c), og fra miljøovervåking av bunndyr utført av petroleumsindustrien (Ellingsen et al., 2017). Det må vurderes hvor relevant slik data er for en PAEC vurdering.	1
Biologisk mangfold	Antall parasittiske arter som er følsomme for påvirkning fra klimaendringer, fiskerier, og andre menneskeskapte drivere	Parasitter (inkludert bakterier og virus) kan være mye mer utsatt for utryddelser på grunn av menneskelige aktiviteter enn andre artsgrupper (Lafferty og Kuris, 2009). Siden de utgjør en betydelig del av den totale biodiversiteten, Dobson m.fl., (2008), og kan ha store effekter på strukturen og prosessene i økosystemet (Lafferty, 2008), kan slike indikatorer ha en viktig rolle i vurderingene. Ikke inkludert på grunn av mangel på kapasitet og data.	3
Biologisk mangfold	Antall/biomasse hos arter og grupper av mikroorganismer som er følsomme for menneskeskapte drivere	Mikroorganismer kan være viktige for den samlede flyten av energi i økosystemet via den mikrobielle sløyfen. Ikke inkludert på grunn av kapasitetsmangel og data.	3
Biologisk mangfold	Antall planteplankton som er følsomme for klimaendringer og næringssaltnivåer	Endringer i artssammensetningen av planteplankton kan ha betydning for struktur og prosesser i økosystemet (se ovenfor). Ikke inkludert på grunn av kapasitetsmangel. Data finnes i CPR- programmet (se ovenfor).	1

Biologisk mangfold	Antall/forekomst/biomasse av arter/grupper av bunndyr som er følsomme for klimaendringer og andre menneskeskapte drivere	Bunndyr er en viktig komponent i økosystemet og endringer i artssammensetningen kan ha signifikante påvirkninger på struktur og prosesser i økosystemet. Ikke inkludert på grunn av kapasitetsmangel. Det finnes data fra IBTS (ICES, 2020c). Tilgjengelig data fra miljøovervåking, utført av petroleumsindustrien, er mest sannsynlig ikke av god nok kvalitet for å kunne vurdere artsrikdom (Ellingsen m. fl., 2017). Ikke inkludert på grunn av kapasitetsproblemer.	1
Biologisk mangfold	Forekomst av sjøfugl som er følsomme for fiskeri, klimaendringer og forurensning	Sjøfugler er viktige predatorer i deler av økosystemet. Ikke inkludert på grunn av kapasitetsmangel.	1
Biologisk mangfold	Forekomst av sjøpattedyr som er følsomme for fiskeri, klimaendringer og forurensning	Sjøpattedyr er viktige predatorer i økosystemet og endringer i artssammensetningen kan påvirke flere økologiske prosesser. Ikke inkludert på grunn av kapasitetsmangel.	1

7 - Vurdering av indikatorverdier i forhold til referanseverdier og tiltaksgrense

Indikatorverdiene i dette kapittelet omfatter artsindikatorer fra kapittel 4. Siden økologisk status nå stort sett baseres på den nye helhetlige vurderingen av økosystem, er det derfor status for et redusert antall artsindikatorer som kan sammenliknes med tidligere statusrapporter, særlig for fisk.

7.1 - Indikatorer for fisk

Indikatornavn	Havområde Barentshavet: BH Norskehavet: NH Nordsjøen og Skagerrak: NS	Referanseverdier	Tiltaksgrenser*	Status i henhold til tiltaksgrenser 2019
Lodde	BH	Føre-var grense for gytebestand	Hvis beregnet gyte-bestand er mindre enn føre-var-grensen	Kvoteråd for 2023 er satt lavt på grunn av usikkerhet om faktisk bestand, selv om lodde i norsk sone av Barentshavet har en positiv utvikling.
Kolmule	BH	Føre-var grense for gytebestand	Hvis beregnet gyte-bestand er mindre enn føre-var-grensen	Kolmule varierer på et lavt nivå. Fiskeridødeligheten er under føre-var grense
Nordøstarktisk torsk	BH	Føre-var grense for gytebestand	Hvis beregnet gyte-bestand er mindre enn føre-var-grensen	Gytebestanden i 2022 er langt tiltaksgrensen, men på grunn av dårlig rekruttering forventes nedgangen i bestanden å fortsette. Fiskeridødeligheten er under føre-var grense
Blåkveite	BH, NH	Føre-var grense for bestand	Hvis beregnet gyte-bestand er mindre enn føre-var-grensen	Bestanden er beregnet å forbli over beregnet føre-var nivå de nærmeste årene, selv om trenden i biomasse (fangstbar mengde) er svakt nedadgående siden 2014
Vanlig uer	BH, NH	Føre-var grense for bestand	Hvis beregnet gyte-bestand er mindre enn føre-var-grensen	Det er en klar reduksjon i bestanden av vanlig uer, og bestanden er nå på det laveste nivået som noen gang har vært målt og fortsatt nedadgående
Snabeluer	BH, NH	Føre-var grense for bestand		Snabeluerbestanden har blitt restituert til et bærekraftig reproduksjonsnivå. Fiskeridødeligheten er under føre-var grense
Makrell	NH	Føre-var grense for bestand	Hvis beregnet fiskeri-dødelig-het er mindre enn føre-var-grensen	Makrellbestanden er synkende men fortsatt på et høyt nivå. Fiskeridødeligheten er under føre-var grense
NVG-sild	NH	Føre-var grense for bestand	Hvis beregnet fiskeri-dødelig-het er mindre enn føre-var-grensen	Fiskeridødeligheten er under føre-var grense
Brosme	NH	Ingen grenser satt		Etter noen år med økning, er det siden 2018 vært en svak nedgang i bestanden
Lange	NH	Ingen grenser satt		Etter noen år med økning, er det siden 2018 vært en svak nedgang i bestanden

Kolmule	NH	Føre-var grense for bestand	Hvis beregnet fiskeri-dødelighet er mindre enn føre-var-grensen	Fiskeridødeligheten er under føre-var grense
Nordøstarktisk sei	NH	Føre-var grense for bestand	Hvis beregnet fiskeri-dødelighet er mindre enn føre-var-grensen	Bestanden varierer, men er for tiden høy, nær rekordnivået tidlig på 2000-tallet. Fiskeridødeligheten er under føre-var grense
Fiskedødelighetsrate	BH, NH, NS	Føre-var grense for fiskedødelighetsrate	Hvis beregnet fiskeri-dødelighet er mindre enn føre-var-grensen	Alle hav: Fiskedødeligheten holder seg under eller ved føre-var grensen
Bunntrålaktivitet	BH, NH, NS	Tråltimer	Endring i ant tråltimer	BH: svakt økende NH: Minkende NS/NS: Stabilt siden 2011

7.2 - Indikatorer for sjøfugl

Indikatornavn	Havområde Barentshavet: BH Norskehavet: NH Nordsjøen og Skagerrak: NS	Referanseverdier	Tiltaksgrenser*	Status i henhold til tiltaksgrenser 2022
Romlig fordeling av sjøfugl	BH			
Lomvi	BH, NH			Negativ utvikling
Krykkje	BH; NH			Negativ utvikling
Lunde	BH, NH			Negativ utvikling
Toppskarv	NH, NS			Negativ utvikling
Ærfugl	NH, NS			Negativ utvikling
Sildemåke	NS			Stabil, men dårlig
Storskarv	NS			Negativ utvikling

7.3 - Indikatorer for truede arter og naturtyper

Indikatornavn	Havområde Barentshavet: BH Norskehavet: NH Nordsjøen og Skagerrak: NS	Referanseverdier Ant bunntyper med: Negativ utvikling Positiv utvikling Nøytral utvikling	Tiltaksgrenser*	Status i henhold til tiltaksgrenser 2022
Truede naturtyper	BH, NH, NS	Negativ: 7 Positiv: 1 Nøytral: 1	Se Rødliste for Naturtyper 2018	Samlet sett negativ utvikling
Truede naturtyper	NH	Negativ: 3 Positiv: 1	Se Rødliste for Naturtyper 2018	Samlet sett negativ utvikling
Truede naturtyper	NS	Negativ: 3 Positiv: 1	Se Rødliste for Naturtyper 2018	Samlet sett negativ utvikling

7.4 - Indikatorer for forurensede stoffer

Tabell 7.4.1. Oversikt over indikatorartene (fisk og evertebrater) som overvåkes for forurensningsnivå og andel overskridelser ved siste måling av tre typer grenseverdier for ulike stoffer (se kap. 1.2.1): Grenseverdier for mattrygghet, miljøkvalitetsstandarder og PROREF (kun torsk og blåskjell). Forklaring på fargekodene er gitt nedenfor. BH er Barentshavet, NH er Norskehavet, NS er Nordsjøen og Skagerrak. "f" i noen av cellene for torsk og brosme betyr at nivåene i filet av fisk er vurdert opp mot grenseverdien, i motsetning til lever. Kilde: Frantzen m.fl. (2022)

Indikator	Hav-område	Kvikksølv			Kadmium			Bly			PCB6/ PCB7			Dioksiner/dioksin-liknende PCB			Dioksiner og furaner			HCB			DDT			PBDE			PFOS			Cesium 137		
Blåskjell[1]	BH																																
	NH																																
	NS																																
Reker[2]	BH																																
	NH																																
	NS																																
Torsk (lever[1])																																	
NØA torsk	BH	f																															
Kysttorsk[1]	BH	f																															
Kysttorsk[1]	NH	f																															
NS-torsk[1]	NS	f																															
Kysttorsk[1]	NS	f																															
NVG-sild (filet)	NH																																
Nordsjøsild (filet)	NS																																
Lodde	BH																																
Polartorsk	BH																																
Kolmule[4]	NH																																
Brosme (lever[3])	NH	f																															

Blåkveite (filet)	NH																																					
Tobis[4]	NS																																					
Rødspette	NS																																					
		MTG	EQS	PRO-REF	MTG	EQS	PRO-REF	MTG	EQS	PRO-REF	MTG	EQS	PRO-REF	MTG	EQS	PRO-REF	MTG	EQS	PRO-REF	MTG	EQS	PRO-REF	MTG	EQS	PRO-REF	MTG	EQS	PRO-REF	MTG	EQS	PRO-REF	MTG	EQS	PRO-REF	MTG	EQS	PRO-REF

MTG = Mattrygghetsgrense, EQS = Miljøkvalitetsstandard.
[1] Vurderingen er kun basert på stasjoner langs ytre kyst. Stasjoner nær punktkilder og inne i fjorder er utelatt. [2] Miljøkvalitetsstandarden gjelder innholdet i hele reker, mens mattrygghetsgrensen gjelder for pillede reker. [3] Enkelte stoffer er analysert i filet. Dette er angitt med «f» i tabellen. [4] For mattrygghet er nivåene vurdert opp mot grenseverdier for fôrmidler.

	Gjennomsnittsnivå på mer enn 50% av stasjonene over grenseverdi/gjennomsnitt for alle individer over grenseverdi
	Gjennomsnittsnivå på opptil 50% av stasjoner over grenseverdi/opptil 50% av individer har nivåer over grenseverdi (men snittverdi under grenseverdi)
	Ingen stasjoner har gjennomsnittsnivåer over grenseverdi/ingen individer har nivåer over grenseverdi
	Det finnes ikke grenseverdier for dette stoffet
	Ingen data

8 - Referanser

Abdullah, M.I. og Fredriksen, S. (2004). Production, respiration and exudation of dissolved organic matter by the kelp *Laminaria hyperborea* along the west coast of Norway. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom 84(5): 887–894. 10.1017/S002531540401015Xh.

Ahonen, H., Stafford, K.M., Lydersen, C., Berchok, C.L., Moore, S.E. og Kovacs, K.M. (2021). Interannual variability in acoustic detection of blue and fin whale calls in the Northeast Atlantic High Arctic between 2008 and 2018. Endangered Species Research 45: 209–224. https://www.int-res.com/abstracts/esr/v45/p209-224/.

Ahonen, H., Stafford, K.M., Lydersen, C., de Steur, L. og Kovacs, K.M. (2019). A multi-year study of narwhal occurrence in the western Fram Strait – detected via passive acoustic monitoring. Polar Research 38, doi: 1–14. 10.33265/polar.v38.3468.

Albretsen, J., Aure, J., Saetre, R. og Danielssen, D.S. (2012). Climatic variability in the Skagerrak and coastal waters of Norway. ICES Journal of Marine Science 69(5): 758–763. 10.1093/icesjms/fsr187.

Allen, R.C. og Keay, I. (2006). Bowhead Whales in the Eastern Arctic, 1611-1911: Population Reconstruction with Historical Whaling. Environment and History 12: 89–113.

Alvarez-Fernandez, S., Lindeboom, H. og Meesters, E. (2012). Temporal changes in plankton of the North Sea: community shifts and environmental drivers. Marine Ecology Progress Series 462: 21–38. https://www.int-res.com/abstracts/meps/v462/p21-38/.

Amoroso, R.O., Pitcher, C.R., Rijnsdorp, A.D., McConnaughey, R.A., Parma, A.M., Suuronen, P. m.fl. og Jennings, S. (2018). Bottom trawl fishing footprints on the world's continental shelves. Proceedings of the National Academy of Sciences 115 (43): E10275-E10282. 10.1073/pnas.1802379115.

Andersen, G., Føreid, S., Skaare, J.U., Jenssen, B.M., Lydersen, C. og Kovacs, K.M. (2006). Levels of toxaphene congeners in white whales (*Delphinapterus leucas*) from Svalbard, Norway. Sci Total Environ 357 (1-3): 128–137. 10.1016/j.scitotenv.2005.05.014.

Andersen, G., Kovacs, K.M., Lydersen, C., Skaare, J.U., Gjertz, I. og Jenssen, B.M. (2001). Concentrations and patterns of organochlorine contaminants in white whales (*Delphinapterus leucas*) from Svalbard, Norway. Sci Total Environ 264(3): 267–281. 10.1016/s0048-9697 (00) 00765-8.

Andersson, A.J. og Gledhill, D. (2013). Ocean Acidification and Coral Reefs: Effects on Breakdown, Dissolution, and Net Ecosystem Calcification. Annual Review of Marine Science 5(1): 321–348. 10.1146/annurev-marine-121211-172241.

Andvik, C., Jourdain, E., Ruus, A., Lyche, J.L., Karoliussen, R. og Borgå, K. (2020). Preying on seals pushes killer whales from Norway above pollution effects thresholds. Scientific Reports 10(1): 11888. 10.1038/s41598-020-68659-y.

Anker-Nilssen, T., Barrett, R.T., Lorentsen, S.-H., Strøm, H., Bustnes, J.O., Christensen-Dalsgaard, S. m.fl. og Systad, G.H. (2015). SEAPOP. The 10 first years (2005-2014). Trondheim: Norsk institutt for naturforskning 2015. 58.

Anker-Nilssen, T. og Øyan, H.S. (1995). Hekkebiologiske langtidsstudier av lunder på Røst. NINA fagrapport 15. Trondheim.

Araújo, R.M., Assis, J., Aguillar, R., Airoldi, L., Bárbara, I., Bartsch, I. m.fl. og Sousa-Pinto, I. (2016). Status, trends and drivers of kelp forests in Europe: an expert assessment. Biodiversity and Conservation 25(7): 1319–1348. 10.1007/s10531-016-1141-7.

Arneberg, P., Husson, B., Siwertsson, A., Albretsen, J., Børsheim, K.Y., Denechaud, C. m.fl. og van der Meeren, G.I. (2023a). Panel-based Assessment of Ecosystem Condition of the North Sea shelf ecosystem. Rapport fra Havforskningen. 2023-17. https://www.hi.no/hi/nettrapporter/rapport-fra-havforskningen-en-2023-17

Arneberg, P., Siwertsson, A., Husson, B., Børsheim, K.Y., Fauchald, P., Hjøllo, S., m.fl. og Stenevik, E.K. (2023b). Panel-based Assessment of Ecosystem Condition of the Norwegian Sea Pelagic Ecosystem Rapport fra Havforskningen. 2023-16. https://www.hi.no/hi/nettrapporter/rapport-fra-havforskningen-en-2023-16

Arneberg, P., van der Meeren, G., Frantzen, S. og Vee, I. (2020). Status for miljøet i Barentshavet. Rapport fra Overvåkingsgruppen 2020. Rapport fra Havforskningen nr. 2020–13.

Arneberg, P., van der Meeren, G.I. og Frantzen, S. (2018). Status for miljøet og ytre påvirkning i Nordsjøen og Skagerrak – rapport fra Overvåkingsgruppen 2018. Fisken og Havet, særnummer 3-2018, Havforskningsinstituttet.

Arrigo, K.R. og van Dijken, G.L. (2015). Continued increases in Arctic Ocean primary production. Progress in Oceanography 136: 60–70. 10.1016/j.pocean.2015.05.002.

Artsdatabanken (2011). Norsk rødliste for naturtyper. https://www.artsdatabanken.no/rodlistefornaturtyper.

Artsdatabanken (2015). Norsk rødliste for arter. https://www.artsdatabanken.no/Pages/201612/Norsk_roedliste_for_arter_2015.

Artsdatabanken (2018). Norsk rødliste for naturtyper. https://www.artsdatabanken.no/pages/245369.

Artsdatabanken (2021). Norsk rødliste for arter 2021. from https://artsdatabanken.no/lister/rodlisteforarter/2021.

Artsdatabanken (2023). Artsdatabanken, kunnskap for naturmangfold. Retrieved 13 january, 2023, from https://www.artsdatabanken.no/.

Asbjørnsen, H., Årthun, M., Skagseth, Ø. og Eldevik, T. (2020). Mechanisms Underlying Recent Arctic Atlantification. Geophysical Research Letters 47 (15): e2020GL088036. https://doi.org/10.1029/2020GL088036.

Aubert, A., Antajan, E., Lynam, C., Pitois, S., Pliru, A., Vaz, S. og Thibault, D. (2018). No more reason for ignoring gelatinous zooplankton in ecosystem assessment and marine management: Concrete cost-effective methodology during routine fishery trawl surveys. Marine Policy 89: 100–108. https://doi.org/10.1016/j.marpol.2017.12.010.

Barber, D.G., Hop, H., Mundy, C.J., Else, B., Dmitrenko, I.A., Tremblay, J.-E. m.fl. og Rysgaard, S. (2015). Selected physical, biological and biogeochemical implications of a rapidly changing Arctic Marginal Ice Zone. Progress in Oceanography 139: 122–150. https://doi.org/10.1016/j.pocean.2015.09.003.

Barton, B.I., Lenn, Y.-D. og Lique, C. (2018). Observed Atlantification of the Barents Sea Causes the Polar Front to Limit the Expansion of Winter Sea Ice. Journal of Physical Oceanography 48(8): 1849–1866. 10.1175/jpo-d-18-0003.1.

Baumgartner, M.F., Wenzel, F.W., Lysiak, N.S.J. og Patrician, M.R. (2017). North Atlantic right whale foraging ecology and its role in human-caused mortality. Marine Ecology Progress Series 581: 165–181. https://www.int-

res.com/abstracts/meps/v581/p165-181/.

Beaugrand, G. (2004). The North Sea regime shift: evidence, causes, mechanisms and consequences. Progress in Oceanography 60 (2-4): 245–262. 10.1016/j.pocean.2004.02.018.

Beaugrand, G., Brander, K.M., Lindley, J.A., Souissi, S. og Reid, P.C. (2003). Plankton effect on cod recruitment in the North Sea. Nature 426 (6967): 661–664. 10.1038/nature02164.

Beaugrand, G., Harlay, X. og Edwards, M. (2014). Detecting plankton shifts in the North Sea: a new abrupt ecosystem shift between 1996 and 2003. Marine Ecology Progress Series 502: 85–104. 10.3354/meps10693.

Beaugrand, G. og Ibanez, F. (2004). Monitoring marine plankton ecosystems. II: Long-term changes in North Sea calanoid copepods in relation to hydro-climatic variability. Marine Ecology Progress Series 284: 35–47. 10.3354/meps284035.

Beaugrand, G. og Kirby, R.R. (2010). Climate, plankton and cod. Glob Chang Biol 16(4): 1268–1280. https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2009.02063.x.

Bekkby, T., Moy, F., Olsen, H., Rinde, E., Bodvin, T., Bøe, R. m.fl. og Jørgensen, N. (2013). The Norwegian Program for Mapping of Marine Habitats – Providing Knowledge and Maps for ICZMP. In.

Benedetti, F., Vogt, M., Elizondo, U.H., Righetti, D., Zimmermann, N.E. og Gruber, N. (2021). Major restructuring of marine plankton assemblages under global warming. Nature Communications 12(1): 5226. 10.1038/s41467-021-25385-x.

Bengtsson, O., Lydersen, C. og Kovacs, K.M. (2022). Cetacean spatial trends from 2005 to 2019 in Svalbard, Norway. Polar Research 41. 10.33265/polar.v41.7773.

Bengtsson, O., Lydersen, C., Kovacs, K.M. og Lindström, U. (2020). Ringed seal (*Pusa hispida*) diet on the west coast of Spitsbergen, Svalbard, Norway: during a time of ecosystem change. Polar Biology 43(7): 773–788. 10.1007/s00300-020-02684-5.

Bentley, J.W., Serpetti, N. og Heymans, J.J. (2017). Investigating the potential impacts of ocean warming on the Norwegian and Barents Seas ecosystem using a time-dynamic food-web model. Ecological Modelling 360: 94–107. https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2017.07.002.

Berner, R.A. (1989). Biogeochemical cycles of carbon and sulfur and their effect on atmospheric oksygen over phanerozoic time. Global and Planetary Change 1(1): 97–122. https://doi.org/10.1016/0921-8181 (89) 90018-0.

Berntsen, H.H., Sandlund, O.T., Thorstad, E.B. og Fiske, P. (2020). Pukkellaks i Norge, 2019. NINA Rapport 1821. Norsk institutt for naturforskning.

Berntsen, H.H., Sandlund, O.T., Ugedal, O., Thorstad, E., Fiske, P., Urdal, K. m.fl. og Uglem, I. (2018). Pukkellaks i Norge, 2017. NINA Rapport 1571. Norsk institutt for naturforskning.

Berta, A. og Lanzetti, A. (2020). Feeding in marine mammals: an integration of evolution and ecology through time., 23, a40. Palaeontologia Electronica 23: a40. https://doi.org/10.26879/951.

Blackwell, S.B. og Thode, A.M. (2021). Effects of noise. In The bowhead whale *Balaena mysticetus*: Biology and human interactions, J.C. og J.G.M. Thewissen (Ed.). London, Academic Press.

Blanchet, M.A., Lydersen, C., Ims, R.A., Lowther, A.D. og Kovacs, K.M. (2014). Harbour seal *Phoca vitulina*

movement patterns in the high-Arctic archipelago of Svalbard, Norway. Aquatic Biology 21(3): 167–181. 10.3354/ab00580.

Bluhm, B.A., Hop, H., Melnikov, I.A., Poulin, M., Vihtakari, M., Collins, E. m.fl. og von Quillfeldt, C. (2017a). Sea-ice biota. In CAFF 2017b. State of the Arctic Marine Biodiversity Report (Ed.). Akureyri, Iceland, Conservation of Arctic Flora and Fauna International Secretariat.

Bluhm, B.A., Janout, M.A., Danielson, S.L., Ellingsen, I., Gavrilo, M., Grebmeier, J.M. m.fl. og Carmack, E.C. (2020). The Pan-Arctic Continental Slope: Sharp Gradients of Physical Processes Affect Pelagic and Benthic Ecosystems. Frontiers in Marine Science 7. 10.3389/fmars.2020.544386.

Bluhm, B.A., Swadling, K. og Gradinger, R. (2017b). Sea Ice as habitat for macrograzers. In Sea ice, T.D.N ., Wiley Blackwell.

Bonnet, D., Richardson, A., Harris, R., Hirst, A., Beaugrand, G., Edwards, M. m.fl. og Fernandez de Puelles, M.L. (2005). An overview of *Calanus helgolandicus* ecology in European waters. Progress in Oceanography 65(1): 1–53. https://doi.org/10.1016/j.pocean.2005.02.002.

Bopp, L., Bowler, C., Guidi, L., Karsenti, É. og de Vargas, C. (2017). The Ocean: A Carbon Pump. http://www.ocean-climate.org/wp-content/uploads/2017/03/ocean-carbon-pump_07-2.pdf.

Brun, P., Stamieszkin, K., Visser, A.W., Licandro, P., Payne, M.R. og Kiørboe, T. (2019). Climate change has altered zooplankton-fuelled carbon export in the North Atlantic. Nat Ecol Evol 3(3): 416–423. 10.1038/s41559-018-0780-3.

Buhl-Mortensen, L., Burgos, J., Steingrund, P., Buhl-Mortensen, P., Olafsdottir, S. og Ragnarsson, S. (2019). Vulnerable marine ecosystems. Coral and sponge VMEs in Arctic and sub-Arctic waters Distribution and threats.

Burgos, J.M., Buhl-Mortensen, L., Buhl-Mortensen, P., Ólafsdóttir, S.H., Steingrund, P., Ragnarsson, S.Á. og Skagseth, Ø. (2020). Predicting the Distribution of Indicator Taxa of Vulnerable Marine Ecosystems in the Arctic and Sub-arctic Waters of the Nordic Seas. Frontiers in Marine Science 7. 10.3389/fmars.2020.00131.

Bustnes, J.O., Bourgeon, S., Leat, E.H.K., Magnusdottir, E., Strom, H., Hanssen, S.A. m.fl. og Furness, R.W. (2015). Multiple Stressors in a Top Predator Seabird: Potential Ecological Consequences of Environmental Contaminants, Population Health and Breeding Conditions. PLOS ONE 10(7). 10.1371/journal.pone.0131769.

Capuzzo, E., Lynam, C.P., Barry, J., Stephens, D., Forster, R.M., Greenwood, N. m.fl. og Engelhard, G.H. (2018). A decline in primary production in the North Sea over 25 years, associated with reductions in zooplankton abundance and fish stock recruitment. Glob Chang Biol 24(1): E352-E364. 10.1111/gcb.13916.

Chastel, O., Fort, J., Ackerman, J.T., Albert, C., Angelier, F., Basu, N. m.fl. og Yannic, G. (2022). Mercury contamination and potential health risks to Arctic seabirds and shorebirds. Science of The Total Environment 844: 156944. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.156944.

Christie, H., Andersen, G.S., Bekkby, T., Fagerli, C.W., Gitmark, J.K., Gundersen, H. og Rinde, E. (2019a). Shifts Between Sugar Kelp and Turf Algae in Norway: Regime Shifts or Fluctuations Between Different Opportunistic Seaweed Species? Frontiers in Marine Science 6. 10.3389/fmars.2019.00072.

Christie, H., Gundersen, H., Rinde, E., Filbee-Dexter, K., Norderhaug, K.M., Pedersen, T. m.fl. og Fagerli, C.W. (2019b). Can multitrophic interactions and ocean warming influence large-scale kelp recovery? Ecol Evol 9(5): 2847–2862. 10.1002/ece3.4963.

Condon, R.H., Lucas, C.H., Pitt, K.A. og Uye, S.I. (2014). Jellyfish blooms and ecological interactions. Marine Ecology Progress Series 510: 109–110. https://www.int-res.com/abstracts/meps/v510/p109-110/.

Cresci, A., Perrichon, P., Durif, C.M.F., Sørhus, E., Johnsen, E., Bjelland, R. m.fl. og Browman, H.I. (2022). Magnetic fields generated by the DC cables of offshore wind farms have no effect on spatial distribution or swimming behavior of lesser sandeel larvae (*Ammodytes marinus*). Marine Environmental Research 176: 105609. https://doi.org/10.1016/j.marenvres.2022.105609.

Cui, X., Bianchi, T.S., Savage, C. og Smith, R.W. (2016). Organic carbon burial in fjords: Terrestrial versus marine inputs. Earth and Planetary Science Letters 451: 41–50. https://doi.org/10.1016/j.epsl.2016.07.003.

Cury, P.M., Boyd, I.L., Bonhommeau, S., Anker-Nilssen, T., Crawford, R.J.M., Furness, R.W. m.fl. og Sydeman, W.J. (2011). Global Seabird Response to Forage Fish Depletion–One-Third for the Birds. Science 334 (6063): 1703–1706. 10.1126/science.1212928.

d'Auriac, M.B.A., Hancke, K., Gundersen, H., Frigstad, H., Borgersen, G. (2021). Blue Carbon eDNA – A novel eDNA method to trace macroalgae carbon in marine sediments. NIVA-rapport 7648. https://hdl.handle.net/11250/2772376.

Dahle, G., Sainte-Marie, B., Mincks, S.L., Farestveit, E., Jørstad, K.E., Hjelset, A.M. og Agnalt, A.-L. (2022). Genetic analysis of the exploited snow crab (*Chionoecetes opilio*) in the Barents Sea–possibilities of origin. ICES Journal of Marine Science 79(9): 2389–2398. 10.1093/icesjms/fsac172.

Dalpadado, P., Arrigo, K.R., Hjollo, S.S., Rey, F., Ingvaldsen, R.B., Sperfeld, E. m.fl. og Ottersen, G. (2014). Productivity in the Barents Sea – Response to Recent Climate Variability. PLOS ONE 9(5). 10.1371/journal.pone.0095273.

Dalpadado, P., Arrigo, K.R., van Dijken, G.L., Skjoldal, H.R., Bagøien, E., Dolgov, A. m.fl. og Sperfeld, E. (2020). Climate effects on temporal and spatial dynamics of phytoplankton and zooplankton in the Barents Sea. Progress in Oceanography 185: 102320. https://doi.org/10.1016/j.pocean.2020.102320.

Dalpadado, P. and Gislason, A. 2017. Sixth international zooplankton production symposium: new challenges in a changing ocean. ICES. J. Mar. Sci.74:1839-1845

Dalpadado, P., Ingvaldsen, R.B., Stige, L.C., Bogstad, B., Knutsen, T., Ottersen, G. og Ellertsen, B. (2012). Climate effects on Barents Sea ecosystem dynamics. ICES Journal of Marine Science 69(7): 1303–1316. 10.1093/icesjms/fss063.

Dalpadado, P. og Mowbray, F. (2013). Comparative analysis of feeding ecology of capelin from two shelf ecosystems, off Newfoundland and in the Barents Sea. Progress in Oceanography 114: 97–105. 10.1016/j.pocean.2013.05.007.

Darnis, G. og Fortier, L. (2012). Zooplankton respiration and the export of carbon at depth in the Amundsen Gulf (Arctic Ocean). Journal of Geophysical Research (Oceans) 117: 4013. 10.1029/2011JC007374.

de Haas, H., van Weering, T.C.E. og de Stigter, H. (2002). Organic carbon in shelf seas: sinks or sources, processes and products. Continental Shelf Research 22(5): 691–717. https://doi.org/10.1016/S0278-4343 (01) 00093-0.

De Laender, F., Van Oevelen, D., Soetaert, K. og Middelburg, J.J. (2010). Carbon transfer in a herbivore- and microbial loop-dominated pelagic food webs in the southern Barents Sea during spring and summer. Marine

Ecology Progress Series 398: 93–107. https://www.int-res.com/abstracts/meps/v398/p93-107/.

Descamps, S., Ramírez, F., Benjaminsen, S., Anker-Nilssen, T., Barrett, R.T., Burr, Z. m.fl. og Lavergne, S. (2019). Diverging phenological responses of Arctic seabirds to an earlier spring. Glob Chang Biol 25 (12): 4081–4091. https://doi.org/10.1111/gcb.14780.

Diesing, M., Thorsnes, T. og Bjarnadóttir, L.R. (2021). Organic carbon densities and accumulation rates in surface sediments of the North Sea and Skagerrak. Biogeosciences 18(6): 2139–2160. 10.5194/bg-18-2139-2021.

Dobson, A., Lafferty, K.D., Kuris, A.M., Hechinger, R.F. og Jetz, W. (2008). Homage to Linnaeus: How many parasites? How many hosts? Proceedings of the National Academy of Sciences 105 (Supplement 1): 11482–11489. 10.1073/pnas.0803232105.

Doney, S.C., Fabry, V.J., Feely, R.A. og Kleypas, J.A. (2009). Ocean Acidification: The Other CO_2 Problem. Annual Review of Marine Science 1(1): 169–192. 10.1146/annurev.marine.010908.163834.

Dragesund, O., Østvedt, O.J. og Toresen, R. (2008). Norwegian spring-spawning herring: history of fisheries, biology and stock assessment. In Norwegian Spring-spawning Herring & Northeast Arctic Cod. 100 Years of Research and Management, O. Nakken (Ed.). Trondheim, Norway, Tapir Academic Press.

Drinkwater, K.F., Harada, N., Nishino, S., Chierici, M., Danielson, S.L., Ingvaldsen, R.B. m.fl. og Stiansen, J.E. (2021). Possible future scenarios for two major Arctic Gateways connecting Subarctic and Arctic marine systems: I. Climate and physical–chemical oceanography. ICES Journal of Marine Science. 10.1093/icesjms/fsab182.

Durant, J.M., Anker-Nilssen, T., Hjermann, D.Ø. og Stenseth, N.C. (2004). Regime shifts in the breeding of an Atlantic puffin population. Ecology Letters 7(5): 388–394. https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2004.00588.x.

Durant, J.M., Anker-Nilssen, T. og Stenseth, N.C. (2003). Trophic interactions under climate fluctuations: the Atlantic puffin as an example. Proc Biol Sci 270 (1523): 1461–1466. 10.1098/rspb.2003.2397.

Dvoretsky, A.G. og Dvoretsky, V.G. (2009). Distribution of amphipods *Ischyrocerus* on the red king crab, *Paralithodes camtschaticus*: Possible interactions with the host in the Barents Sea. Estuarine, Coastal and Shelf Science 82(3): 390–396. https://doi.org/10.1016/j.ecss.2009.01.025.

Ehrlich, J., Schaafsma, F.L., Bluhm, B.A., Peeken, I., Castellani, G., Brandt, A. og Flores, H. (2020). Sympagic Fauna in and Under Arctic Pack Ice in the Annual Sea-Ice System of the New Arctic Frontiers in Marine Science 7. 10.3389/fmars.2020.00452.

Ellingsen, K.E., Yoccoz, N.G., Tveraa, T., Hewitt, J.E. og Thrush, S.F. (2017). Long-term environmental monitoring for assessment of change: measurement inconsistencies over time and potential solutions. Environmental Monitoring and Assessment 189 (11): 595. 10.1007/s10661-017-6317-4.

Enoksen, S., Haug, T., Lindstrøm, U. og Nilssen, K.T. (2017). Recent summer diet of hooded *Cystophora cristata* and harp seals *Pagophilus groenlandicus* in the drift ice of the Greenland Sea. Polar Biology 40(4): 931–937. 10.1007/s00300-016-2002-2.

Epstein, G., Middelburg, J.J., Hawkins, J.P., Norris, C.R. og Roberts, C.M. (2022). The impact of mobile demersal fishing on carbon storage in seabed sediments. Glob Chang Biol 28(9): 2875–2894. https://doi.org/10.1111/gcb.16105.

Eriksen, E., Skjoldal, H.R., Gjøsæter, H. og Primicerio, R. (2017). Spatial and temporal changes in the Barents Sea pelagic compartment during the recent warming. Progress in Oceanography 151: 206–226. 10.1016/j.pocean.2016.12.009.

Erikstad, K.E., Moum, T., Bustnes, J.O. og Reiertsen, T.K. (2011). High levels of organochlorines may affect hatching sex ratio and hatchling body mass in arctic glaucous gulls. Functional Ecology 25(1): 289–296. 10.1111/j.1365-2435.2010.01771.x.

Ershova, E.A., Descoteaux, R., Wangensteen, O.S., Iken, K., Hopcroft, R.R., Smoot, C. m.fl. og Bluhm, B.A. (2019). Diversity and Distribution of Meroplanktonic Larvae in the Pacific Arctic and Connectivity With Adult Benthic Invertebrate Communities. Frontiers in Marine Science 6. 10.3389/fmars.2019.00490.

Faglig forum for norske havområder (2019). Sammendrag av det faglige grunnlaget for revisjon og oppdatering av forvaltningsplanene for havområdene. M-1350/2019.

Falk-Petersen, J., Renaud, P. og Anisimova, N. (2011). Establishment and ecosystem effects of the alien invasive red king crab (*Paralithodes camtschaticus*) in the Barents Sea–a review. ICES Journal of Marine Science 68(3): 479–488. 10.1093/icesjms/fsq192.

Fauchald, P., Anker-Nilssen, T., Barrett, R.T., Bustnes, J.O., Bårdsen, B.J., Christensen-Dalsgaard, S. m.fl. og Systad, G.H. (2015a). The status and trends of seabirds breeding in Norway and Svalbard. Norwegian Institute for Nature research, NINA Report 1151. 84 pp.

Fauchald, P., Arneberg, P., Debernard, J.B., Lind, S., Olsen, E. og Hausner, V.H. (2021). Poleward shifts in marine fisheries under Arctic warming. Environmental Research Letters 16(7): 074057. 10.1088/1748-9326/ac1010.

Fauchald, P., Barrett, R.T., Bustnes, J.O., Erikstad, K.E., Nøttestad, L., Skern-Mauritzen, M. og Vikebø, F.B. (2015b). Sjøfugl og marine økosystemer. Status for sjøfugl og sjøfuglenes næringsgrunnlag i Norge og på Svalbard. NINA Rapport 1161. 44.

Faust, J.C. og Knies, J. (2019). Organic Matter Sources in North Atlantic Fjord Sediments. Geochemistry, Geophysics, Geosystems 20(6): 2872–2885. https://doi.org/10.1029/2019GC008382.

Fernández-Méndez, M., Olsen, L.M., Kauko, H.M., Meyer, A., Rösel, A., Merkouriadi, I. m.fl. og Assmy, P. (2018). Algal Hot Spots in a Changing Arctic Ocean: Sea-Ice Ridges and the Snow-Ice Interface. Frontiers in Marine Science 5: 75. https://www.frontiersin.org/article/10.3389/fmars.2018.00075.

Filbee-Dexter, K., Feehan, C.J., Smale, D.A., Krumhansl, K.A., Augustine, S., de Bettignies, F. m.fl. og Wernberg, T. (2022). Kelp carbon sink potential decreases with warming due to accelerating decomposition. PLOS Biology 20(8): e3001702. 10.1371/journal.pbio.3001702.

Filbee-Dexter, K., Pedersen, M.F., Fredriksen, S., Norderhaug, K.M., Rinde, E., Kristiansen, T. m.fl. og Wernberg, T. (2020a). Carbon export is facilitated by sea urchins transforming kelp detritus. Oecologia 192(1): 213–225. 10.1007/s00442-019-04571-1.

Filbee-Dexter, K., Wernberg, T., Grace, S.P., Thormar, J., Fredriksen, S., Narvaez, C.N. m.fl. og Norderhaug, K.M. (2020b). Marine heatwaves and the collapse of marginal North Atlantic kelp forests. Sci Rep 10(1): 13388. 10.1038/s41598-020-70273-x.

Flores, H., David, C., Ehrlich, J., Hardge, K., Kohlbach, D., Lange, B.A. m.fl. og Metfies, K. (2019). Sea-ice

properties and nutrient concentration as drivers of the taxonomic and trophic structure of high-Arctic protist and metazoan communities. Polar Biology 42(7): 1377–1395. 10.1007/s00300-019-02526-z.

Foote, A.D., Newton, J., Ávila-Arcos, M.C., Kampmann, M.-L., Samaniego, J.A., Post, K. m.fl. og Gilbert, M.T.P. (2013). Tracking niche variation over millennial timescales in sympatric killer whale lineages. Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences 280 (1768): 20131481. 10.1098/rspb.2013.1481.

Fransner, F., Fröb, F., Tjiputra, J., Goris, N., Lauvset, S.K., Skjelvan, I. m.fl. og Olsen, A. (2022). Acidification of the Nordic Seas. Biogeosciences 19(3): 979–1012. 10.5194/bg-19-979-2022.

Frantzen, S., Boitsov, S., Dehnhard, N., Duinker, A., Grøsvik, B.E., Heimstad, E. m.fl. og Skjerdal, H.K. (2022). Forurensning i de norske havområdene – Barentshavet, Norskehavet og Nordsjøen (Pollution in the Norwegian sea areas – Barents Sea, Norwegian Sea and North Sea). Rapport fra havforskningen nr. 2022–3.

Franzè, G., Falkenhaug, T., Nash, R., J., A., Gundersen, K., Heldal, H.E. m.fl. og Sanden, M. (2021). North Sea Ecosystem Cruise 2020, Cruise Report. Institute of Marine Research Cruise number JH2020205. Toktrapport/ Havforskningsinstituttet/ ISSN1503 6294/Nr.2–2021.

Frederiksen, M., Anker-Nilssen, T., Beaugrand, G. og Wanless, S. (2013). Climate, copepods and seabirds in the boreal Northeast Atlantic – current state and future outlook. Glob Chang Biol 19(2): 364–372. 10.1111/gcb.12072.

Frigstad, H., Gundersen, H., Andersen, G.S., Borgersen, G., Kvile, K.Ø., Krause-Jensen, D. m.fl. og Hancke, K. (2021). Blue carbon – climate adaptation, CO_2 uptake and sequestration of carbon in Nordic Blue forests. Results from the Nordic Blue Carbon Project. TemaNord 2020:541. 139.

Fujii, T. (2016). Potential influence of offshore oil and gas platforms on the feeding ecology of fish assemblages in the North Sea. Marine Ecology Progress Series 542: 167–186.

Gagnon, m.fl. (Under utarbeidelse). Carbon stocks from Norwegian seagrass meadows. Data from the NBFN SEAME project.

Garcia, T., Planque, B., Arneberg, P., Bogstad, B., Skagseth, Ø. og Tiedemann, M. (2020). An appraisal of the drivers of Norwegian spring-spawning herring (C*lupea harengus*) recruitment. Fisheries Oceanography 30(2): 159–173. 10.1111/fog.12510.

Gjertz, I., Wiig, Ø. og Øritsland N.A. (1998). Backcalculation of original population size for walruses *Odobenus rosmarus* in Franz Josef Land. Wildlife Biology 4(4): 223–230. https://doi.org/10.2981/wlb.1998.025.

Gradinger, R. (2020). Life in Arctic Sea Ice. In Encyclopedia of the World's Biomes, vol. 2, M.I. og D.A. DellaSala, Elsevier.

Gradinger, R., Bluhm, B. og Iken, K. (2010). Arctic sea-ice ridges–Safe heavens for sea-ice fauna during periods of extreme ice melt? Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography 57(1): 86–95. https://doi.org/10.1016/j.dsr2.2009.08.008.

Gulliksen, B., Palerud, R., Brattegard, T. og Sneli, J.A. (1999). Distribution of marine benthic macro-organisms at Svalbard (including Bear Island) and Jan Mayen. Figures and tabulated catalogues of species-distributions, literature and synonyms. Research Report for DN 1999–4. Directorate for Nature Management. 148.

Gundersen, H., Rinde, E., Bekkby, T., Hancke, K., Gitmark, J.K. og Christie, H. (2021). Variation in Population Structure and Standing Stocks of Kelp Along Multiple Environmental Gradients and Implications for Ecosystem

Services. Frontiers in Marine Science 8. 10.3389/fmars.2021.578629.

Gundersen, K., Lien, V.S., Møgster, J.S., Nilsen, J.E.Ø. og Vindenes, H. (2021). Declining silicate and nitrate concentrations in the northern North Atlantic. In: Copernicus Marine Service Ocean State Report. Journal of Operational Oceanography 14(5): 23–31. http://dx.doi.org/10.1080/1755876X.2021.1946240.

Hamilton, C., Kovacs, K. og Lydersen, C. (2019). Sympatric seals use different habitats in an Arctic glacial fjord. Marine Ecology Progress Series 615: 205–220. 10.3354/meps12917.

Hamilton, C.D., Kovacs, K.M., Ims, R.A. og Lydersen, C. (2018). Haul-out behaviour of Arctic ringed seals (*Pusa hispida*): inter-annual patterns and impacts of current environmental change. Polar Biology 41(6): 1063–1082. 10.1007/s00300-018-2260-2.

Hamilton, C.D., Lydersen, C., Ims, R.A. og Kovacs, K.M. (2015). Predictions replaced by facts: a keystone species' behavioural responses to declining arctic sea-ice. Biology Letters 11 (11). 10.1098/rsbl.2015.0803.

Hamilton, C.D., Lydersen, C., Ims, R.A. og Kovacs, K.M. (2016). Coastal habitat use by ringed seals *Pusa hispida* following a regional sea-ice collapse: importance of glacial refugia in a changing Arctic. Marine Ecology Progress Series 545: 261–277. 10.3354/meps11598.

Hammond, P.S., Lacey, C., Gilles, A., Viquerat, S., Börjesson, P., Herr, H. m.fl. og Øien, N. (2017). Estimates of cetacean abundance in European Atlantic waters in summer 2016 from the SCANS-III aerial and shipboard surveys. Report from SMRU consulting. https://synergy.st-andrews.ac.uk/scans3/files/2017/04/SCANS-III-design-based-estimates-2017-04-28-final.pdf.

Hammond, P.S., Macleod, K., Berggren, P., Borchers, D.L., Burt, L., Cañadas, A. m.fl. og Vázquez, J.A. (2013). Cetacean abundance and distribution in European Atlantic shelf waters to inform conservation and management. Biological Conservation 164: 107–122. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2013.04.010.

Hansen, C., Skern-Mauritzen, M., van der Meeren, G.I., Jähkel, A. og Drinkwater, K. (2016). Set-up of the Nordic and Barents Seas (NoBa) Atlantis model. Fisken og Havet, nr. 2 2016.

Hanssen, S.A., Systad, G.H.R., Moe, B., Anker-Nilssen, T., Strøm, H., Christensen-Dalsgaard, S. m.fl. og Lorentsen, S.-H. (2022). Sjøfugl i Norge 2021. Resultater fra SEAPOP-programmet. Årsbrosjyre SEAPOP. 32.

Hassett, B.T. og Gradinger, R. (2016). Chytrids dominate arctic marine fungal communities. Environmental Microbiology 18(6): 2001–2009. https://doi.org/10.1111/1462-2920.13216.

Hatun, H., Azetsu-Scott, K., Somavilla, R., Rey, F., Johnson, C., Mathis, M. m.fl. og Olafsson, J. (2017). The subpolar gyre regulates silicate concentrations in the North Atlantic. Scientific Reports 7. 10.1038/s41598-017-14837-4.

Hatun, H., Payne, M.R. og Jacobsen, J.A. (2009). The North Atlantic subpolar gyre regulates the spawning distribution of blue whiting (*Micromesistius poutassou*). Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 66(5): 759–770. 10.1139/f09-037.

Hatun, H., Sando, A.B., Drange, H., Hansen, B. og Valdimarsson, H. (2005). Influence of the Atlantic subpolar gyre on the thermohaline circulation. Science 309 (5742): 1841–1844. 10.1126/science.1114777.

Hegseth, E.N. og von Quillfeldt, C. (2022). The Sub-Ice Algal Communities of the Barents Sea Pack Ice: Temporal and Spatial Distribution of Biomass and Species. Journal of Marine Science and Engineering 10(2):

164. https://www.mdpi.com/2077-1312/10/2/164.

Herzke, D., Nikiforov, V., Yeung, L.W.Y., Moe, B., Routti, H., Nygård, T. m.fl. og Hanssen, L. (2023). Targeted PFAS analyses and extractable organofluorine – Enhancing our understanding of the presence of unknown PFAS in Norwegian wildlife. Environment International 171: 107640. https://doi.org/10.1016/j.envint.2022.107640.

Hiddink, J.G., Jennings, S., Sciberras, M., Szostek, C.L., Hughes, K.M., Ellis, N. m.fl. og Kaiser, M.J. (2017). Global analysis of depletion and recovery of seabed biota after bottom trawling disturbance. Proc Natl Acad Sci U S A 114 (31): 8301–8306. 10.1073/pnas.1618858114.

Hindell, M.A., Lydersen, C., Hop, H. og Kovacs, K.M. (2012). Pre-Partum Diet of Adult Female Bearded Seals in Years of Contrasting Ice Conditions. PLOS ONE 7(5): e38307. 10.1371/journal.pone.0038307.

Hipfner, J.M., Blight, L.K., Lowe, R.W., Wilhelm, S.I., Robertson, G.J., Barrett, R.T. m.fl. og Good, T.P. (2012). Unintended consequences: how the recovery of sea eagle Haliaeetus spp. populations in the northern hemisphere is affecting seabirds. Marine Ornithology 40: 39–52.

Holliday, N.P., Bersch, M., Berx, B., Chafik, L., Cunningham, S., Florindo-López, C. m.fl. og Yashayaev, I. (2020). Ocean circulation causes the largest freshening event for 120 years in eastern subpolar North Atlantic. Nature Communications 11(1): 585. 10.1038/s41467-020-14474-y.

Holt, J., Polton, J., Huthnance, J., Wakelin, S., O'Dea, E., Harle, J. m.fl. og Inall, M. (2018). Climate-Driven Change in the North Atlantic and Arctic Oceans Can Greatly Reduce the Circulation of the North Sea. Geophysical Research Letters 45 (21): 11,827-811,836. https://doi.org/10.1029/2018GL078878.

Hop, H., Vihtakari, M., Bluhm, B.A., Assmy, P., Poulin, M., Gradinger, R. m.fl. og Melnikov, I.A. (2020). Changes in Sea-Ice Protist Diversity With Declining Sea Ice in the Arctic Ocean From the 1980s to 2010s. Frontiers in Marine Science 7. 10.3389/fmars.2020.00243.

Hop, H., Vihtakari, M., Bluhm, B.A., Daase, M., Gradinger, R. og Melnikov, I.A. (2021). Ice-Associated Amphipods in a Pan-Arctic Scenario of Declining Sea Ice. Frontiers in Marine Science 8. 10.3389/fmars.2021.743152.

Hop, H., Wold, A., Vihtakari, M., Daase, M., Kwasniewski, S., Gluchowska, M. m.fl. og Falk-Petersen, S. (2019). Zooplankton in Kongsfjorden (1996–2016) in relation to climate change. In The Ecosystem of Kongsfjorden, Svalbard, H. Hop og C. Wiencke (Ed.). Cham., Springer International Publishing.

Hordoir, R., Skagseth, Ø., Ingvaldsen, R.B., Sandø, A.B., Löptien, U., Dietze, H. m.fl. og Lind, S. (2022). Changes in Arctic Stratification and Mixed Layer 1 Depth Cycle, A Modeling Analysis. Journal of Geophysical Research. https://doi.org/10.1029/2021JC017270.

Husa, V., Agnalt, A.-L., Berntsen, H., Falkenhaug, T., Fossøy, F., Forsgren, E. m.fl. og Sandvik, H. (2022). Alien marine species in Norway, Mapping, monitoring and assessment of vectors for introductions. Rapport fra Havforskningen; 2022 – 8.

ICES (2016). ICES Symposia Report 2016, ICES CM 2016/GEN:01. 8 pp

ICES (2019a). ICES/NAFO/NAMMCO Working Group on Harp and Hooded Seals (WGHARP). ICES Scientific Reports. 1:72.

ICES (2019b). Working Group on the Integrated Assessments of the Barents Sea (WGIBAR). ICES Scientific

Reports. https://doi.org/10.17895/ices.pub.5536

ICES (2020). Manual for the North Sea International Bottom Trawl Surveys. Series of ICES Survey Protocols SISP 10-IBTS 10, Revision 11. 102 pp. http://doi.org/10.17895/ices.pub.7562.

ICES (2021a). Northern shrimp (*Pandalus borealis*) in Division 4.a West (northern North Sea, Fladen Ground). In Report of the ICES Advisory Committee, 2021. ICES Advice 2021, pra. 27.4a. https://doi.org/10.17895/ices.advice.7835.

ICES (2021b). Working Group on the Integrated Assessments of the Barents Sea (WGIBAR). ICES Scientific Reports. 3:77. 236 pp. https://doi.org/10.17895/ices.pub.8241.

ICES (2021c). Working Group on Widely Distributed Stocks (WGWIDE). ICES Scientific Reports. 3:95. 874 pp. http://doi.org/10.17895/ices.pub.8298.

ICES (2022a). Benchmark workshop on *Pandalus* stocks (WKPRAWN). ICES Scientific Reports. 4:20. 249 pp. http://doi.org/10.17895/ices.pub.19714204.

ICES (2022b). Joint NAFO\ICES *Pandalus* Assessment Working Group (NIPAG). ICES Scientific Reports. 4:38. 25 pp. http://doi.org/10.17895/ices.pub.19692181.

ICES (2022c). Northern shrimp (*Pandalus borealis*) in divisions 3.a and 4.a East (Skagerrak and Kattegat and northern North Sea in the Norwegian Deep). In Report of the ICES Advisory Committee, 2022. ICES Advice, pra. 27.3a4a. https://doi.org/10.17895/ices.advice.19453658.

ICES (2022d). Working Group on the Integrated Assessments of the Barents Sea (WGIBAR). ICES Scientific Reports. 4:50. 235 pp. http://doi.org/10.17895/ices.pub.20051438.

ICES (2022e). Working Group on the Integrated Assessments of the Norwegian Sea (WGINOR; outputs from 2021 meeting). ICES Scientific Reports. 4:35. 48pp. https://doi.org/10.17895/ices.pub.19643271.

Ingvaldsen, R.B., Assmann, K.A., Primicerio, R., Fossheim, M., Polyakov, I.V. og Dolgov, R. (2021). Physical manifestations and ecological implications of Arctic Atlantification. Nature Reviews Earth and Environment. 10.1038/s43017-021-00228-x.

Isaksen, K., Nordli, Ø., Ivanov, B., Køltzow, M.A.Ø., Aaboe, S., Gjelten, H.M. m.fl. og Karandasheva, T. (2022). Exceptional warming over the Barents area. Scientific Reports 12(1): 9371. 10.1038/s41598-022-13568-5.

Jacobsen, K.-O., Marx, M. og Øien, N. (2006). Two-way trans-Atlantic migration of a North Atlantic right whale (*Eubalaena glacialis*). Marine Mammal Science 20: 161–166. 10.1111/j.1748-7692.2004.tb01147.x.

Jennings, S., Dinmore, T.A., Duplisea, D.E., Warr, K.J. og Lancaster, J.E. (2001). Trawling disturbance can modify benthic production processes. Journal of Animal Ecology 70(3): 459–475. https://doi.org/10.1046/j.1365-2656.2001.00504.x.

Jensen, L.Ø., Mousing, E.A. og Richardson, K. (2017). Using species distribution modelling to predict future distributions of phytoplankton: Case study using species important for the biological pump. Marine Ecology 38(3): e12427. https://doi.org/10.1111/maec.12427.

Jepsen, J.U., Arneberg, P., Ims, R.A., Siwertsson, A. og Yoccoz, N.G. (2020). Panel-based Assessment of Ecosystem Condition (PAEC). Technical protocol version 2. NINA Report 1890.

Jepson, P.D., Deaville, R., Barber, J.L., Aguilar, A., Borrell, A., Murphy, S. m.fl. og Law, R.J. (2016). PCB pollution continues to impact populations of orcas and other dolphins in European waters. Scientific Reports 6. 10.1038/srep18573.

Johannessen, T., Dahl, E., Falkenhaug, T. og Naustvoll, L.J. (2012). Concurrent recruitment failure in gadoids and changes in the plankton community along the Norwegian Skagerrak coast after 2002. ICES Journal of Marine Science 69(5): 795–801. 10.1093/icesjms/fsr194.

John, E.H., Batten, S.D., Harris, R.P. og Hays, G.C. (2001). Comparison between zooplankton data collected by the Continuous Plankton Recorder survey in the English Channel and by WP-2 nets at station L4, Plymouth (UK). Journal of Sea Research 46(3): 223–232. https://doi.org/10.1016/S1385-1101 (01) 00085-5.

Jørgensen, L.L., Pecuchet, L., Ingvaldsen, R.B. og Primicerio, R. (2022). Benthic transition zones in the Atlantic gateway to a changing Arctic ocean. Progress in Oceanography 204: 102792. https://doi.org/10.1016/j.pocean.2022.102792.

Jørgensen, L.L., Planque, B., Thangstad, T.H. og Certain, G. (2015). Vulnerability of megabenthic species to trawling in the Barents Sea. ICES Journal of Marine Science: Journal du Conseil 73 (Supplement): i84–i97. 10.1093/icesjms/fsv107.

Karnovsky, N., Harding, A., Walkusz, W., Kwaśniewski, S., Goszczko, I., Wiktor, J., Jr. m.fl. og Grémillet, D. (2010). Foraging distributions of little auks *Alle* across the Greenland Sea: implications of present and future Arctic climate change. Marine Ecology Progress Series 415: 283–293. https://www.int-res.com/abstracts/meps/v415/p283-293/.

Karpouzi, V.S., Watson, R. og Pauly, D. (2007). Modelling and mapping resource overlap between seabirds and fisheries on a global scale: a preliminary assessment. Marine Ecology Progress Series 343: 87–99. https://www.int-res.com/abstracts/meps/v343/p87-99/.

Kaschner, K., Tittensor, D.P., Ready, J., Gerrodette, T. og Worm, B. (2011). Current and Future Patterns of Global Marine Mammal Biodiversity. PLOS ONE 6(5): e19653. 10.1371/journal.pone.0019653.

Keil, R. (2017). Anthropogenic Forcing of Carbonate and Organic Carbon Preservation in Marine Sediments. Annual Review of Marine Science 9(1): 151–172. 10.1146/annurev-marine-010816-060724.

Kenchington, E., Lirette, C., Murillo, F., Beazley, L. og Downie, A.-L. (2019). Vulnerable Marine Ecosystems in the NAFO Regulatory Area: Updated Kernel Density Analyses of Vulnerable Marine Ecosystem Indicators.

Keogan, K., Daunt, F., Wanless, S., Phillips, R.A., Walling, C.A., Agnew, P. m.fl. og Lewis, S. (2018). Global phenological insensitivity to shifting ocean temperatures among seabirds. Nature Climate Change 8(4): 313–318. 10.1038/s41558-018-0115-z.

Kivimäe, C., Bellerby, R.G.J., Fransson, A., Reigstad, M. og Johannessen, T. (2010). A carbon budget for the Barents Sea. Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers 57 (12): 1532–1542. https://doi.org/10.1016/j.dsr.2010.05.006.

Klima- og Miljødepartementet (2019). Helhetlige forvaltningsplaner for de norske havområdene – Barentshavet og havområdene utenfor Lofoten, Norskehavet, og Nordsjøen og Skagerrak. Meld. St. 20 (2019–2020).

Kohlbach, D., Graeve, M., A. Lange, B., David, C., Peeken, I. og Flores, H. (2016). The importance of ice algae-produced carbon in the central Arctic Ocean ecosystem: Food web relationships revealed by lipid and stable

isotope analyses. Limnology and Oceanography 61(6): 2027–2044. https://doi.org/10.1002/lno.10351.

Kohlbach, D., Hop, H., Wold, A., Schmidt, K., Smik, L., Belt, S.T. m.fl. og Assmy, P. (2021). Multiple Trophic Markers Trace Dietary Carbon Sources in Barents Sea Zooplankton During Late Summer. Frontiers in Marine Science 7. 10.3389/fmars.2020.610248.

Kovacs, K.M., Belikov, S., Boveng, P., Desportes, G., Ferguson, S., Hansen, R.G. m.fl. og Vongraven, D. (2021). 2021 SAMBR Update and Overview of Circumpolar Arctic Scientific Monitoring – Marine Mammals. Conservation of Arctic Flora and Fauna International Secretariat, Akureyri, Iceland.

Kovacs, K.M., Krafft, B.A. og Lydersen, C. (2020a). Bearded seal (*Erignathus barbatus*) birth mass and pup growth in periods with contrasting ice conditions in Svalbard, Norway. Marine Mammal Science 36(1): 276–284. 10.1111/mms.12647.

Kovacs, K.M., Lemons, P.R.I., MacCracken, J.G. og Lydersen, C. (2015). Walruses in a time of climate change. Arctic Report Card 2015. 66–74.

Kovacs, K.M., Lydersen, C., Overland, J.E. og Moore, S.E. (2011). Impacts of changing sea-ice conditions on Arctic marine mammals. Marine Biodiversity 41(1): 181–194. 10.1007/s12526-010-0061-0.

Kovacs, K.M., Lydersen, C., Vacquiè-Garcia, J., Shpak, O., Glazov, D. og Heide-Jørgensen, M.P. (2020b). The endangered Spitsbergen bowhead whales' secrets revealed after hundreds of years in hiding. Biology Letters. 10.1098/rsbl.2020.0148.

Kovacs, K.M., Aars, J. og Lydersen, C. (2014). Walruses recovering after 60+ years of protection in Svalbard, Norway. Polar Research 33(1): 26034. 10.3402/polar.v33.26034.

Krause-Jensen, D., Lavery, P., Serrano, O., Marbà, N., Masque, P. og Duarte, C.M. (2018). Sequestration of macroalgal carbon: the elephant in the Blue Carbon room. Biology Letters 14(6): 20180236. doi:10.1098/rsbl.2018.0236.

Kvadsheim, P.H., Forland, T.N., de Jong, K., Nyquist, D., Grimsbø, E. og Sivle, L.D. (2020). Effekter av støyforurensning på havmiljø – kunnskapsstatus og forvaltningsrådgiving. FFI-rapport

Lafferty, K.D. (2008). Ecosystem consequences of fish parasites. Journal of Fish Biology 73(9): 2083–2093. 10.1111/j.1095-8649.2008.02059.x.

Lafferty, K.D. og Kuris, A.M. (2009). Parasites reduce food web robustness because they are sensitive to secondary extinction as illustrated by an invasive estuarine snail. Philosophical Transactions of the Royal Society B-Biological Sciences 364 (1524): 1659–1663. 10.1098/rstb.2008.0220.

Laidre, K.L., Stern, H., Kovacs, K.M., Lowry, L., Moore, S.E., Regehr, E.V. m.fl. og Ugarte, F. (2015). Arctic marine mammal population status, sea ice habitat loss, and conservation recommendations for the 21st century. Conservation Biology 29(3): 724–737. doi:10.1111/cobi.12474.

Leonard, D.M. og Øien, N.I. (2020a). Estimated Abundances of Cetacean Species in the Northeast Atlantic from Norwegian Shipboard Surveys Conducted in 2014–2018. NAMMCO Scientific Publications 11. https://doi.org/ 10.7557/3.4694.

Leonard, D.M. og Øien, N.I. (2020b). Estimated Abundances of Cetaceans Species in the Northeast Atlantic from Two Multiyear Surveys Conducted by Norwegian Vessels between 2002–2013. NAMMCO Scientific Publications 11. https://doi.org/ 10.7557/3.4695.

Lewis, K.M., van Dijken, G.L. og Arrigo, K.R. (2020). Changes in phytoplankton concentration now drive increased Arctic Ocean primary production. Science 369 (6500): 198–202. 10.1126/science.aay8380.

Lind, S., Ingvaldsen, R.B. og Furevik, T. (2018). Arctic warming hotspot in the northern Barents Sea linked to declining sea-ice import. Nature Climate Change. 10.1038/s41558-018-0205-y.

Lovelock, C.E. og Duarte, C.M. (2019). Dimensions of Blue Carbon and emerging perspectives. Biology Letters 15(3): 20180781. doi:10.1098/rsbl.2018.0781.

Lucia, M., Verboven, N., Strøm, H., Miljeteig, C., Gavrilo, M.V., Braune, B.M. m.fl. og Gabrielsen, G.W. (2015). Circumpolar contamination in eggs of the high-Arctic ivory gull *Pagophila eburnea*. Environmental Toxicology and Chemistry 34(7): 1552–1561. https://doi.org/10.1002/etc.2935.

Lydersen, C., Aars, J. og Kovacs, K.M. (2008). Estimating the number of walruses in Svalbard from aerial surveys and behavioural data from satellite telemetry. Arctic 61(2): 119–128. <Go to ISI>://WOS:000256894400001.

Løkkeborg, S., Bakkeplass, K., Gjøsæter, H., Genoveva, G.-M., Hvingel, C., Jørgensen, L.L. m.fl. og Rastrick, S. (2023). Effekter av bunntråling. Sammenstilling av kunnskap om bunnpåvirkning fra trål og snurrevad relevant for norske farvann. Rapport fra Havforskningen. 2023-1.

Macreadie, P.I., Serrano, O., Maher, D.T., Duarte, C.M. og Beardall, J. (2017). Addressing calcium carbonate cycling in blue carbon accounting. Limnology and Oceanography Letters 2(6): 195–201. https://doi.org/10.1002/lol2.10052.

Makarieva, A.M., Gorshkov, V.G., Sheil, D., Nobre, A.D. og Li, B.L. (2013). Where do winds come from? A new theory on how water vapor condensation influences atmospheric pressure and dynamics. Atmos. Chem. Phys. 13(2): 1039–1056. 10.5194/acp-13-1039-2013.

McConville, K., Atkinson, A., Fileman, E.S., Spicer, J.I. og Hirst, A.G. (2016). Disentangling the counteracting effects of water content and carbon mass on zooplankton growth. Journal of Plankton Research 39(2): 246–256. 10.1093/plankt/fbw094.

McKinney, M.A., Iverson, S.J., Fisk, A.T., Sonne, C., Riget, F.F., Letcher, R.J. m.fl. og Dietz, R. (2013). Global change effects on the long-term feeding ecology and contaminant exposures of East Greenland polar bears. Glob Chang Biol 19(8): 2360–2372. 10.1111/gcb.12241.

McMinn, A. og Hegseth, E.N. (2004). Quantum yield and photosynthetic parameters of marine microalgae from the southern Arctic Ocean, Svalbard. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom 84(5): 865–871. 10.1017/S0025315404010112h.

Melle, W., Runge, J., Head, E., Plourde, S., Castellani, C., Licandro, P. m.fl. og Chust, G. (2014). The North Atlantic Ocean as habitat for *Calanus finmarchicus*: Environmental factors and life history traits. Progress in Oceanography 129: 244–284. https://doi.org/10.1016/j.pocean.2014.04.026.

Mellinger, D.K., Nieukirk, S.L., Klinck, K., Klinck, H., Dziak, R.P., Clapham, P.J. og Brandsdóttir, B. (2011). Confirmation of right whales near a nineteenth-century whaling ground east of southern Greenland. Biology Letters 7(3): 411–413. doi:10.1098/rsbl.2010.1191.

Melnikov, I.A., Kolosova, E.G., Welch, H.E. og Zhitina, L.S. (2002). Sea ice biological communities and nutrient

dynamics in the Canada Basin of the Arctic Ocean. Deep Sea Research Part I: Oceanographic Research Papers 49(9): 1623–1649. https://doi.org/10.1016/S0967-0637 (02) 00042-0.

Merkel, B., Descamps, S., Yoccoz, N.G., Danielsen, J., Daunt, F., Erikstad, K.E. m.fl. og Strøm, H. (2019). Earlier colony arrival but no trend in hatching timing in two congeneric seabirds (*Uria* spp.) across the North Atlantic. Biology Letters 15 (10): 20190634. doi:10.1098/rsbl.2019.0634.

Middelburg, J.J. (2019). Carbon Processing at the Seafloor. In Marine Carbon Biogeochemistry: A Primer for Earth System Scientists, J.J. (Ed.). Cham, Springer International Publishing.

Miesner, A.K. og Payne, M.R. (2018). Oceanographic variability shapes the spawning distribution of blue whiting (*Micromesistius poutassou*). Fisheries Oceanography 27(6): 623–638. doi:10.1111/fog.12382.

Miljødirektoratet (2019). Havets rolle i klimasystemet. Faktaak. Miljødirektoratet, Miljødirektoratet. M-1374.

Miljødirektoratet (2022). Økosystemovervåking i kystvann. Retrieved 29 December, 2022, from https://www.miljodirektoratet.no/ansvarsomrader/overvaking-arealplanlegging/miljoovervaking/overvakingsprogrammer/basisovervaking/okokyst/.

Miljøstatus (2022a). Fremmede arter i Barentshavet. Retrieved 13 January 2023, from https://miljostatus.miljodirektoratet.no/tema/hav-og-kyst/havindikatorer/barentshavet/fremmede-arter/fremmede-arter-i-barentshavet/.

Miljøstatus (2022b). Fremmede arter i Nordsjøen og Skagerrak. Retrieved 13 January 2023, from https://miljostatus.miljodirektoratet.no/tema/hav-og-kyst/havindikatorer/nordsjoen-skagerrak/fremmede-arter/fremmede-arter-i-nordsjoen-skagerrak/.

Miljøstatus (2022c). Fremmede arter i Norskehavet. from https://miljostatus.miljodirektoratet.no/tema/hav-og-kyst/havindikatorer/norskehavet/fremmede-arter/fremmede-arter-i-norskehavet/.

Monsarrat, S., Pennino, M.G., Smith, T.D., Reeves, R.R., Meynard, C.N., Kaplan, D.M. og Rodrigues, A.S. (2016). A spatially explicit estimate of the prewhaling abundance of the endangered North Atlantic right whale. Conserv Biol 30(4): 783–791. 10.1111/cobi.12664.

Monsarrat, S., Pennino, M.G., Smith, T.D., Reeves, R.R., Meynard, C.N., Kaplan, D.M. og Rodrigues, A.S.L. (2015). Historical summer distribution of the endangered North Atlantic right whale (*Eubalaena glacialis*): a hypothesis based on environmental preferences of a congeneric species. Diversity and Distributions 21(8): 925–937. https://doi.org/10.1111/ddi.12314.

Montero, J.T., Lima, M., Estay, S.A. og Rezende, E.L. (2021). Spatial and temporal shift in the factors affecting the population dynamics of *Calanus* copepods in the North Sea. Glob Chang Biol 27(3): 576–586. https://doi.org/10.1111/gcb.15394.

Moore, S.E., Haug, T., Víkingsson, G.A. og Stenson, G.B. (2019). Baleen whale ecology in arctic and subarctic seas in an era of rapid habitat alteration. Progress in Oceanography 176: 102118. https://doi.org/10.1016/j.pocean.2019.05.010.

Mork, K.A., Skagseth, Ø., Ivshin, V., Ozhigin, V., Hughes, S.L. og Valdimarsson, H. (2014). Advective and atmospheric forced changes in heat and fresh water content in the Norwegian Sea, 1951–2010. Geophysical Research Letters 41 (17): 6221–6228. 10.1002/2014GL061038.

Mork, K.A., Skagseth, Ø. og Søiland, H. (2019). Recent Warming and Freshening of the Norwegian Sea

Observed by Argo Data. Journal of Climate 32 (12): 3695–3705. 10.1175/jcli-d-18-0591.1.

Mueter, F.J., Planque, B., Hunt Jr., G.L., Alabia, I.D., Hirawake, T., Eisner, L. m.fl. og Saitoh, S.-I. (2021). Possible future scenarios in the gateways to the Arctic for Subarctic and Arctic marine systems: II. prey resources, food webs, fish, and fisheries. ICES Journal of Marine Science. https://doi.org/10.1093/icesjms/fsab122.

Møller, E.F. og Nielsen, T.G. (2020). Borealization of Arctic zooplankton–smaller and less fat zooplankton species in Disko Bay, Western Greenland. Limnology and Oceanography 65(6): 1175–1188. https://doi.org/10.1002/lno.11380.

NAMMCO-North Atlantic Marine Mammal Commission (2022). Report of the Scientific Committee Working Group on Harbour Porpoise. November 2022, Oslo, Norway. Available at https://nammco.no/scientific-working-group-reports.

NAMMCO og Havforskningsinstituttet (2019). Report of Joint IMR/NAMMCO International Workshop on the Status of harbour Porpoises in the North Atlantic. 1–231.

Neukermans, G., Oziel, L. og Babin, M. (2018). Increased intrusion of warming Atlantic water leads to rapid expansion of temperate phytoplankton in the Arctic. Glob Chang Biol 24(6): 2545–2553. 10.1111/gcb.14075.

Norderhaug, K.M., Brandt, C.F., Espeland, S.H., Albretsen, J., Christensen-Dalsgaard, S., Ohldieck, M.J. m.fl. og Steen, H. (2021). Bærekraftig taretråling – Vurdering av bærekraftskriterier ved Vikna. Rapport fra Havforskningen. 2021–46. https://www.hi.no/hi/nettrapporter/rapport-fra-havforskningen-2021-46.

Norderhaug, K.M. og Christie, H. (2011). Secondary production in a *Laminaria hyperborea* kelp forest and variation according to wave exposure. Estuarine, Coastal and Shelf Science 95(1): 135–144. https://doi.org/10.1016/j.ecss.2011.08.028.

Norderhaug, K.M., Nedreaas, K., Huserbraten, M. og Moland, E. (2020a). Depletion of coastal predatory fish sub-stocks coincided with the largest sea urchin grazing event observed in the NE Atlantic. Ambio. 10.1007/s13280-020-01362-4.

Norderhaug, K.M., Son, T.C.v., Nikolioudakis, N., Thormar, J., Moy, F., Knutsen, J.A. m.fl. og Steen, H. (2020b). Biomassemodell for stortare – Ressursmodell for fremtidens forvaltning. Rapport fra Havforskningen. 2020–7. https://www.hi.no/hi/nettrapporter/rapport-fra-havforskningen-2020-7.

Nybø, S. og Evju, M., Eds. (2017). Fagsystem for fastsetting av god økologisk tilstand. Forslag fra et ekspertråd.

Olsen, L.M., Laney, S.R., Duarte, P., Kauko, H.M., Fernández-Méndez, M., Mundy, C.J. m.fl. og Assmy, P. (2017). The seeding of ice algal blooms in Arctic pack ice: The multiyear ice seed repository hypothesis. Journal of Geophysical Research: Biogeosciences 122(7): 1529–1548. https://doi.org/10.1002/2016JG003668.

Onarheim, I.H., Eldevik, T., Smedsrud, L.H. og Stroeve, J.C. (2018). Seasonal and Regional Manifestation of Arctic Sea Ice Loss. Journal of Climate 31 (12): 4917–4932. 10.1175/jcli-d-17-0427.1.

Opdal, A.F., Lindemann, C. og Aksnes, D.L. (2019). Centennial decline in North Sea water clarity causes strong delay in phytoplankton bloom timing. Glob Chang Biol 25 (11): 3946–3953. 10.1111/gcb.14810.

Orkney, A., Platt, T., Narayanaswamy, B.E., Kostakis, I. og Bouman, H.A. (2020). Bio-optical evidence for

increasing Phaeocystis dominance in the Barents Sea. Philosophical Transactions of the Royal Society A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences 378 (2181): 20190357. doi:10.1098/rsta.2019.0357.

Ortega, A., Geraldi, N.R. og Duarte, C.M. (2020). Environmental DNA identifies marine macrophyte contributions to Blue Carbon sediments. Limnology and Oceanography 65 (12): 3139–3149. https://doi.org/10.1002/lno.11579.

Orvik, K.A. (2022). Long-Term Moored Current and Temperature Measurements of the Atlantic Inflow Into the Nordic Seas in the Norwegian Atlantic Current; 1995–2020. Geophysical Research Letters 49(3): e2021GL096427. https://doi.org/10.1029/2021GL096427.

Oziel, L., Baudena, A., Ardyna, M., Massicotte, P., Randelhoff, A., Sallée, J.B. m.fl. og Babin, M. (2020). Faster Atlantic currents drive poleward expansion of temperate phytoplankton in the Arctic Ocean. Nature Communications 11(1): 1705. 10.1038/s41467-020-15485-5.

Pace, R.M. (2021). Revisions and further evaluations of the right whale abundance model: Improvements for hypothesis testing. NOAA Tech Memo NMFS-NE 269. 54pp.

Paleczny, M., Hammill, E., Karpouzi, V. og Pauly, D. (2015). Population Trend of the World's Monitored Seabirds, 1950–2010. PLOS ONE 10(6): e0129342. 10.1371/journal.pone.0129342.

Pathirana, I., Knies, J., Felix, M. og Mann, U. (2014). Towards an improved organic carbon budget for the western Barents Sea shelf. Clim. Past 10(2): 569–587. 10.5194/cp-10-569-2014.

Pauly, D., Graham, W., Libralato, S., Morissette, L. og Deng Palomares, M.L. (2009). Jellyfish in ecosystems, online databases, and ecosystem models. Hydrobiologia 616(1): 67–85. 10.1007/s10750-008-9583-x.

Payne, M.R., Egan, A., Fässler, S.M.M., Hátún, H., Holst, J.C., Jacobsen, J.A. m.fl. og Loeng, H. (2012). The rise and fall of the NE Atlantic blue whiting (*Micromesistius poutassou*). Marine Biology Research 8 (5-6): 475–487. 10.1080/17451000.2011.639778.

Pedersen, M.F., Filbee-Dexter, K., Norderhaug, K.M., Fredriksen, S., Frisk, N.L., Fagerli, C.W. og Wernberg, T. (2020). Detrital carbon production and export in high latitude kelp forests. Oecologia 192(1): 227–239. 10.1007/s00442-019-04573-z.

Pessarrodona, A., Filbee-Dexter, K., Krumhansl, K.A., Pedersen, M.F., Moore, P.J. og Wernberg, T. (2022). A global dataset of seaweed net primary productivity. Scientific Data 9(1): 484. 10.1038/s41597-022-01554-5.

Pike, D.G., Gunnlaugsson, T., Mikkelsen, B., Halldorson, S.D. og Vikingsson, G.A. (2019). Estimates of the abundance of cetaceans in the central North Atlantic based on the NASS Icelandic and Faroese shipboard surveys conducted in 2015. NAMMCO Sci. Publ. 11: 1–22.

Pike, D.G., Víkingsson, G.A., Gunnlaugsson, T. og Øien, N. (2009). A note on the distribution and abundance of blue whales (*Balaenoptera musculus*) in the Central and Northeast North Atlantic. NAMMCO Sci. Publ. 7: 19–29. 10.7557/3.2703.

Pitcher, C.R., Hiddink, J.G., Jennings, S., Collie, J., Parma, A.M., Amoroso, R. m.fl. og Hilborn, R. (2022). Trawl impacts on the relative status of biotic communities of seabed sedimentary habitats in 24 regions worldwide. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America 119(2). 10.1073/pnas.2109449119.

Pitois, S.G. og Fox, C.J. (2006). Long-term changes in zooplankton biomass concentration and mean size over

the Northwest European shelf inferred from Continuous Plankton Recorder data. ICES Journal of Marine Science 63(5): 785–798. 10.1016/j.icesjms.2006.03.009.

Poulin, M., Daugbjerg, N., Gradinger, R., Ilyash, L., Ratkova, T. og von Quillfeldt, C. (2011). The pan-Arctic biodiversity of marine pelagic and sea-ice unicellular eukaryotes: a first-attempt assessment. Marine Biodiversity 41(1): 13–28. 10.1007/s12526-010-0058-8.

Poulton, A.J., Holligan, P.M., Hickman, A., Kim, Y.-N., Adey, T.R., Stinchcombe, M.C. m.fl. og Woodward, E.M.S. (2006). Phytoplankton carbon fixation, chlorophyll-biomass and diagnostic pigments in the Atlantic Ocean. Deep Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography 53 (14): 1593–1610. https://doi.org/10.1016/j.dsr2.2006.05.007.

Purcell, J.E. og Arai, M.N. (2001). Interactions of pelagic cnidarians and ctenophores with fish: a review. Hydrobiologia 451(1): 27–44. 10.1023/A:1011883905394.

Pörtner, H.-O., Roberts, D.C., Masson-Delmotte, V., Zhai, P., Tignor, M., Poloczanska, E. m.fl. og Weyer, N.M. (eds.)(2019). IPCC Special Report on the Ocean and Cryosphere in a Changing Climate. https://www.ipcc.ch/srocc/.

Randelhoff, A., Holding, J., Janout, M., Sejr, M.K., Babin, M., Tremblay, J.-É. og Alkire, M.B. (2020). Pan-Arctic Ocean Primary Production Constrained by Turbulent Nitrate Fluxes. Frontiers in Marine Science 7. 10.3389/fmars.2020.00150.

Randelhoff, A., Sundfjord, A. og Reigstad, M. (2015). Seasonal variability and fluxes of nitrate in the surface waters over the Arctic shelf slope. Geophysical Research Letters 42(9): 3442–3449. https://doi.org/10.1002/2015GL063655.

Redfield, A.C., Ketchum, B.H. og Richards, F.A. (1963). The influence of organisms on the composition of seawater. In The Sea, v. 2. Interscience, Hill, M.N, (ed.).

Reeves, R.R., Ewins, P.J., Agbayani, S., Heide-Jørgensen, M.P., Kovacs, K.M., Lydersen, C. m.fl. og Blijleven, R. (2014). Distribution of endemic cetaceans in relation to hydrocarbon development and commercial shipping in a warming Arctic. Marine Policy 44: 375–389. https://doi.org/10.1016/j.marpol.2013.10.005.

Reiertsen, T.K., Erikstad, K.E., Barrett, R.T., Sandvik, H. og Yoccoz, N.G. (2012). Climate fluctuations and differential survival of bridled and non-bridled Common Guillemots *Uria aalge*. Ecosphere 3(6). 10.1890/es12-00031r.

Reigstad, M., Carroll, J., Slagstad, D., Ellingsen, I. og Wassmann, P. (2011). Intra-regional comparison of productivity, carbon flux and ecosystem composition within the northern Barents Sea. Progress in Oceanography 90(1): 33–46. https://doi.org/10.1016/j.pocean.2011.02.005.

Rey, F. (2004). Phytoplankton: the grass of the sea. In The Norwegian Sea Ecosystem. Trondheim, Tapir Academic Press.

Reygondeau, G. og Beaugrand, G. (2011). Future climate-driven shifts in distribution of *Calanus finmarchicus*. Glob Chang Biol 17(2): 756–766. 10.1111/j.1365-2486.2010.02310.x.

Richardson, A.J., Bakun, A., Hays, G.C. og Gibbons, M.J. (2009). The jellyfish joyride: causes, consequences and management responses to a more gelatinous future. Trends in Ecology & Evolution 24(6): 312–322. https://doi.org/10.1016/j.tree.2009.01.010.

Rogachev, K.A., Carmack, E.C. og Foreman, M.G.G. (2008). Bowhead whales feed on plankton concentrated by estuarine and tidal currents in Academy Bay, Sea of Okhotsk. Continental Shelf Research 28 (14): 1811–1826. https://doi.org/10.1016/j.csr.2008.04.014.

Röhr, M.E., Holmer, M., Baum, J.K., Björk, M., Boyer, K., Chin, D. m.fl. og Boström, C. (2018). Blue Carbon Storage Capacity of Temperate Eelgrass (*Zostera marina*) Meadows. Global Biogeochemical Cycles 32 (10): 1457–1475. https://doi.org/10.1029/2018GB005941.

Sala, E., Mayorga, J., Bradley, D., Cabral, R.B., Atwood, T.B., Auber, A. m.fl. og Lubchenco, J. (2021). Protecting the global ocean for biodiversity, food and climate. Nature 592 (7854): 397–402. 10.1038/s41586-021-03371-z.

Sandvik, H., Barrett, R.T., Erikstad, K.E., Myksvoll, M.S., Vikebo, F., Yoccoz, N.G. m.fl. og Systad, G.H. (2016). Modelled drift patterns of fish larvae link coastal morphology to seabird colony distribution. Nature Communications 7. 10.1038/ncomms11599.

Sandvik, H., Erikstad, K.E., Barrett, R.T. og Yoccoz, N.G. (2005). The effect of climate on adult survival in five species of North Atlantic seabirds. Journal of Animal Ecology 74(5): 817–831. 10.1111/j.1365-2656.2005.00981.x.

Sandvik, H., Erikstad, K.E. og Saether, B.E. (2012). Climate affects seabird population dynamics both via reproduction and adult survival. Marine Ecology-Progress Series 454: 273-+. 10.3354/meps09558.

Sandvik, H., Reiertsen, T.K., Erikstad, K.E., Anker-Nilssen, T., Barrett, R.T., Lorentsen, S.H. m.fl. og Myksvoll, M.S. (2014). The decline of Norwegian kittiwake populations: modelling the role of ocean warming. Climate Research 60(2): 91–102. 10.3354/cr01227.

Sandø, A.B., Hjøllo, S.S., Hansen, C., Skogen, M.D., Hordoir, R. og Sundby, S. (2022). Risikoanalyse for de norske havområdene om direkte og indirekte virkninger av klimaendringer på marine økosystemer under ulike utslippsscenarioer. Rapport fra havforskningen nr. 2022–41.

Sandø, A.B., Mousing, E.A., Budgell, W.P., Hjøllo, S.S., Skogen, M.D. og Ådlandsvik, B. (2021). Barents Sea plankton production and controlling factors in a fluctuating climate. ICES Journal of Marine Science 78(6): 1999–2016. 10.1093/icesjms/fsab067.

Sandø, A.B., Nilsen, J.E.Ø., Gao, Y. og Lohmann, K. (2010). Importance of heat transport and local air-sea heat fluxes for Barents Sea climate variability. Journal of Geophysical Research: Oceans 115 (C7). https://doi.org/10.1029/2009JC005884.

Schrum, C., Lowe, C., Meier, M., Grabemann, I., Holt, J., Moritz, M. m.fl. og Wakelin, S. (2016). Projected Change–North Sea. In North Sea Region Climate Change Assessment. Regional Climate Studies, Q. M. og C. F. (Ed.). Cham., Springer.

Schøyen, M., Grung, M., Lund, E., Hjermann, D., Ruus, A., Øxnevad, S. m.fl. og Bæk, K. (2022). Contaminants in coastal waters 2021. Miljøgifter i kystområdene 2021. M rapportnr. 2362/2022. NIVA-rapport 7784–2022. 176 s + vedlegg.

Sciberras, M., Hiddink, J.G., Jennings, S., Szostek, C.L., Hughes, K.M., Kneafsey, B. m.fl. og Kaiser, M.J. (2018). Response of benthic fauna to experimental bottom fishing: A global meta-analysis. Fish and Fisheries 19(4): 698–715. https://doi.org/10.1111/faf.12283.

Sheehan, P.M.F., Berx, B., Gallego, A., Hall, R.A., Heywood, K.J. og Hughes, S.L. (2017). Thermohaline forcing and interannual variability of northwestern inflows into the northern North Sea. Continental Shelf Research 138: 120–131. https://doi.org/10.1016/j.csr.2017.01.016.

Sills, J., Heide-Jørgensen, M.P., Garde, E., Hansen, R.G., Tervo, O.M., Sinding, M.-H.S. m.fl. og Reeves, R.R. (2020). Narwhals require targeted conservation. Science 370 (6515): 416–416. doi:10.1126/science.abe7105.

Sivle, L.D., Forland, T.N., de Jong, K., Nyquist, D., Grimsbø, E. og Kutti, T. (2020). Havforskningsinstituttets rådgivning for menneskeskapt støy i havet: Seismikk, elektromagnetiske undersøkelser og undersjøiske sprengninger. Rapport fra Havforskningen. 2020–1.

Sivle, L.D., Forland, T.N., deJong, K., Kutti, T., Zhang, G., Grimsbø, E. og Wehde, H. (2021). Havforskningsinstituttets rådgivning for menneskeskapt støy I havet. Kunnskapsgrunnlag, vurderinger og råd for 2021. Rapport fra havforsk-ningen 2021-4, ISSN: 1893–4536.

Siwertsson, A., Husson, B., Arneberg, P., Assmann, K., Assmy, P., Aune, M. m.fl. og Øien, N. (2023). Panel-based Assessment of Ecosystem Condition of Norwegian Barents Sea shelf ecosystems. Rapport fra Havforskningen. 2023-14. https://hi.no/hi/nettrapporter/rapport-fra-havforskningen-en-2023-14

Skagseth, Ø., Broms, C., Gundersen, K., Hátún, H., Kristiansen, I., Larsen, K.M.H. m.fl. og Søiland, H. (2022). Arctic and Atlantic Waters in the Norwegian Basin, Between Year Variability and Potential Ecosystem Implications. Frontiers in Marine Science 9. 10.3389/fmars.2022.831739.

Skagseth, Ø., Eldevik, T., Årthun, M., Asbjørnsen, H., Lien, V.S. og Smedsrud, L.H. (2020). Reduced efficiency of the Barents Sea cooling machine. Nature Climate Change 10(7): 661–666. 10.1038/s41558-020-0772-6.

Skjelvan, I., Jones, E., Chierici, M., Frigstad, H., Børsheim, K.Y., Lødemel, H.H. m.fl. og Mourges, C. (2021). Monitoring ocean acidification in Norwegian seas in 2020, Rapport, Miljødirektoratet, M-2056|2021.

Skjelvan, I., Lauvset, S.K., Johannessen, T., Gundersen, K. og Skagseth, Ø. (2022). Decadal trends in Ocean Acidification from the Ocean Weather Station M in the Norwegian Sea. Journal of Marine Systems 234: 103775. https://doi.org/10.1016/j.jmarsys.2022.103775.

Skjoldal, H.R.e. (2004). The Norwegian Sea Ecosystem. Trondheim, Tapir Academic Press.

Skogen, M.D., Budgell, W.P. og Rey, F. (2007). Interannual variability in Nordic seas primary production. ICES Journal of Marine Science 64(5): 889–898. 10.1093/icesjms/fsm063.

Skogen, M.D., Ji, R., Akimova, A., Daewel, U., Hansen, C., Hjøllo, S.S. m.fl. og van de Wolfshaar, K. (2021). Disclosing the truth: Are models better than observations? Marine Ecology Progress Series 680: 7–13. https://www.int-res.com/abstracts/meps/v680/p7-13/.

Skogen, M.D. og Moll, A. (2000). Interannual variability of the North Sea primary production: comparison from two model studies. Continental Shelf Research 20(2): 129–151. https://doi.org/10.1016/S0278-4343 (99) 00069-2.

Smeaton, C. og Austin, W.E.N. (2019). Where's the Carbon: Exploring the Spatial Heterogeneity of Sedimentary Carbon in Mid-Latitude Fjords. Frontiers in Earth Science 7. 10.3389/feart.2019.00269.

Smeaton, C. og Austin, W.E.N. (2022). Quality Not Quantity: Prioritizing the Management of Sedimentary Organic Matter Across Continental Shelf Seas. Geophysical Research Letters 49(5): e2021GL097481.

https://doi.org/10.1029/2021GL097481.

Smith, R.W., Bianchi, T.S., Allison, M., Savage, C. og Galy, V. (2015). High rates of organic carbon burial in fjord sediments globally. Nature Geoscience 8(6): 450–453. 10.1038/ngeo2421.

Solvang, H.K. og Planque, B. (2020). Estimation and classification of temporal trends to support integrated ecosystem assessment. ICES Journal of Marine Science 77 (7-8): 2529–2540. 10.1093/icesjms/fsaa111.

Solvang, H.K., Skaug, H.J. og Øien, N.I. (2015). Abundance estimates of common minke whales in the Northeast Atlantic based on survey data collected over the period 2008–2013. Paper SC/66a/RMP8 presented to the Scientific Committee of the International Whaling Commission. Unpublished.

Spreen, G., de Steur, L., Divine, D., Gerland, S., Hansen, E. og Kwok, R. (2020). Arctic Sea Ice Volume Export Through Fram Strait From 1992 to 2014. Journal of Geophysical Research: Oceans 125(6): e2019JC016039. https://doi.org/10.1029/2019JC016039.

Stafford, K.M., Moore, S.E., Berchok, C.L., Wiig, Ø., Lydersen, C., Hansen, E. m.fl. og Kovacs, K.M. (2012). Spitsbergen's endangered bowhead whales sing through the polar night. Endangered Species Research 18(2): 95–103. http://www.int-res.com/abstracts/esr/v18/n2/p95-103/.

Stenson, G.B. og Hammill, M.O. (2014). Can ice breeding seals adapt to habitat loss in a time of climate change? ICES Journal of Marine Science 71(7): 1977–1986. 10.1093/icesjms/fsu074.

Stenson, G.B., Haug, T. og Hammill, M.O. (2020). Harp Seals: Monitors of Change in Differing Ecosystems. Frontiers in Marine Science 7. 10.3389/fmars.2020.569258.

Stern, H.L. og Laidre, K.L. (2016). Sea-ice indicators of polar bear habitat. The Cryosphere 10(5): 2027–2041. 10.5194/tc-10-2027-2016.

Stige, L.C., Eriksen, E., Dalpadado, P. og Ono, K. (2019). Direct and indirect effects of sea ice cover on major zooplankton groups and planktivorous fishes in the Barents Sea. ICES Journal of Marine Science 76: I24-I36. 10.1093/icesjms/fsz063.

Storrie, L., Lydersen, C., Andersen, M., Wynn, R.B. og Kovacs, K.M. (2018). Determining the species assemblage and habitat use of cetaceans in the Svalbard Archipelago, based on observations from 2002 to 2014. Polar Research 37(1): 1463065. 10.1080/17518369.2018.1463065.

Strand, E., Bagøien, E., Edwards, M., Broms, C. og Klevjer, T. (2020). Spatial distributions and seasonality of four *Calanus* species in the Northeast Atlantic. Progress in Oceanography 185: 102344. https://doi.org/10.1016/j.pocean.2020.102344.

Syvertsen, E.E. (1991). Ice algae in the Barents Sea: types of assemblages, origin, fate and role in the ice-edge phytoplankton bloom. Polar Research 10(1): 277–288. 10.3402/polar.v10i1.6746.

Sætre, R., Ed. (2007). The Norwegian Coastal Current–Oceanography and Climate. Trondheim, Tapir Academic Press. 159.

Sætre, R., Toresen, R. og Anker-Nilssen, T. (2002). Factors affecting the recruitment variability of the Norwegian spring-spawning herring (*Clupea harengus* L.). ICES Journal of Marine Science 59(4): 725–736. 10.1006/jmsc.2002.1180.

Tillin, H.M., Hiddink, J.G., Jennings, S. og Kaiser, M.J. (2006). Chronic bottom trawling alters the functional

composition of benthic invertebrate communities on a sea-basin scale. Marine Ecology Progress Series 318: 31–45. https://www.int-res.com/abstracts/meps/v318/p31-45/.

Timmermans, M.-L. og Marshall, J. (2020). Understanding Arctic Ocean Circulation: A Review of Ocean Dynamics in a Changing Climate. Journal of Geophysical Research: Oceans 125(4): e2018JC014378. https://doi.org/10.1029/2018JC014378.

Tinker, J., Lowe, J., Pardaens, A., Holt, J. og Barciela, R. (2016). Uncertainty in climate projections for the 21st century northwest European shelf seas. Progress in Oceanography 148: 56–73. https://doi.org/10.1016/j.pocean.2016.09.003.

Tremblay, J.-É., Anderson, L.G., Matrai, P., Coupel, P., Bélanger, S., Michel, C. og Reigstad, M. (2015). Global and regional drivers of nutrient supply, primary production and CO_2 drawdown in the changing Arctic Ocean. Progress in Oceanography 139: 171–196. https://doi.org/10.1016/j.pocean.2015.08.009.

Truelove, N.K., Patin, N.V., Min, M., Pitz, K.J., Preston, C.M., Yamahara, K.M. m.fl. og Chavez, Francisco P. (2022). Expanding the temporal and spatial scales of environmental DNA research with autonomous sampling. Environmental DNA (n/a). https://doi.org/10.1002/edn3.299.

United Nations (2023). Nationally determined contributions (NDCs). from https://unfccc.int/ndc-information/nationally-determined-contributions-ndcs#:~:text=NDCs%20embody%20efforts%20by%20each,that%20it%20intends%20to%20achieve.

Vacquié-Garcia, J., Lydersen, C., Marques, T., Aars, J., Ahonen, H., Skern-Mauritzen, M. m.fl. og Kovacs, K. (2017). Late summer distribution and abundance of ice-associated whales in the Norwegian High Arctic. Endangered Species Research 32: 59–70. 10.3354/esr00791.

van Son, T.C., Nikolioudakis, N., Steen, H., Albretsen, J., Furevik, B.R., Elvenes, S. m.fl. og Norderhaug, K.M. (2020). Achieving Reliable Estimates of the Spatial Distribution of Kelp Biomass. Frontiers in Marine Science 7. 10.3389/fmars.2020.00107.

VanWormer, E., Mazet, J.A.K., Hall, A., Gill, V.A., Boveng, P.L., London, J.M. m.fl. og Goldstein, T. (2019). Viral emergence in marine mammals in the North Pacific may be linked to Arctic sea ice reduction. Scientific Reports 9(1): 15569. 10.1038/s41598-019-51699-4.

Víkingsson, G.A., Pike, D.G., Valdimarsson, H., Schleimer, A., Gunnlaugsson, T., Silva, T. m.fl. og Hammond, P.S. (2015). Distribution, abundance, and feeding ecology of baleen whales in Icelandic waters: have recent environmental changes had an effect? Frontiers in Ecology and Evolution 3(6). 10.3389/fevo.2015.00006.

Vilas, D., Coll, M., Pedersen, T., Corrales, X., Filbee-Dexter, K., Pedersen, M.F. m.fl. og Ramírez-Llodra, E. (2020). Kelp-carbon uptake by Arctic deep-sea food webs plays a noticeable role in maintaining ecosystem structural and functional traits. Journal of Marine Systems 203: 103268. https://doi.org/10.1016/j.jmarsys.2019.103268.

Villanger, G.D., Kovacs, K.M., Lydersen, C., Haug, L.S., Sabaredzovic, A., Jenssen, B.M. og Routti, H. (2020). Perfluoroalkyl substances (PFASs) in white whales (*Delphinapterus leucas*) from Svalbard – A comparison of concentrations in plasma sampled 15 years apart. Environmental Pollution 263: 114497. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.114497.

Wang, S.W., Springer, A.M., Budge, S.M., Horstmann, L., Quakenbush, L.T. og Wooller, M.J. (2016). Carbon sources and trophic relationships of ice seals during recent environmental shifts in the Bering Sea. Ecol Appl

26(3): 830–845. 10.1890/14-2421.

Wathne, J., Haug, T. og Lydersen, C. (2000). Prey preference and niche overlap of ringed seals (*Phoca hispida*) and harp seals (*Phoca groenlandica*) in the Barents Sea. Marine Ecology Progress Series 194: 233–239. 10.3354/meps194233.

Wernberg, T. og Filbee-Dexter, K. (2018). Grazers extend blue carbon transfer by slowing sinking speeds of kelp detritus. Scientific Reports 8(1): 17180. 10.1038/s41598-018-34721-z.

Weslawski, J.M., Hacquebord, L., Stempniewicz, L. og Malinga, M. (2000). Greenland whales and walruses in the Svalbard food web before and after exploitation. Oceanologia 42, – http://agro.icm.edu.pl/agro/element/bwmeta1.element.agro-article-5903241c-c00a-4847-b9d2-6eeab843e725 (Accessed 14 March 2022).

Weydmann, A., Carstensen, J., Goszczko, I., Dmoch, K., Olszewska, A. og Kwasniewski, S. (2014). Shift towards the dominance of boreal species in the Arctic: inter-annual and spatial zooplankton variability in the West Spitsbergen Current. Marine Ecology Progress Series 501: 41–52. https://www.int-res.com/abstracts/meps/v501/p41-52/.

Wolkers, H., Lydersen, C., Kovacs, K.M., Burkow, I. og van Bavel, B. (2006). Accumulation, metabolism, and food-chain transfer of chlorinated and brominated contaminants in subadult white whales (*Delphinapterus leucas*) and narwhals (*Monodon monoceros*) from Svalbard, Norway. Arch Environ Contam Toxicol 50(1): 69–78. 10.1007/s00244-004-0257-z.

Wolkers, H., van Bavel, B., Derocher, A.E., Wiig, Ø., Kovacs, K.M., Lydersen, C. og Lindström, G. (2004). Congener-Specific Accumulation and Food Chain Transfer of Polybrominated Diphenyl Ethers in Two Arctic Food Chains. Environmental Science & Technology 38(6): 1667–1674. 10.1021/es030448a.

Yool, A., Popova, E.E. og Coward, A.C. (2015). Future change in ocean productivity: Is the Arctic the new Atlantic? Journal of Geophysical Research: Oceans 120 (12): 7771–7790. https://doi.org/10.1002/2015JC011167.

Young, B.G., Loseto, L.L. og Ferguson, S.H. (2010). Diet differences among age classes of Arctic seals: evidence from stable isotope and mercury biomarkers. Polar Biol 33: 153–162.

Zakharov, D.V., Jørgensen, L.L., Manushin, I.E. og Strelkova, N.A. (2020). Barents Sea megabenthos: Spatial and temporal distribution and production. Marine Biological Journal 5(2): 19–37. 10.21072/mbj.2020.05.2.03.

Zimmermann, F., Nedreaas, K.H., Thangstad, T.H. og Søvik, G. (2021). Kartlegging av bunnfisk og reker på rekefelt i vestlandsfjorder (toktnummer 2021854). Toktrapport/Havforskningsinstituttet/ISSN 15036294/Nr. 16–2021. 41 pp.

Øien, N. (2023). Forskerutvalg om sjøpattedyr 2022. Rapport Havforskningsinstituttet. https://www.hi.no/hi/nettrapporter/rapport-fra-havforskningen-2022-XX.

Øigård, T.A., Frie, A.K., Nilssen, K.T. og Hammill, M.O. (2012). Modelling the abundance of grey seals (*Halichoerus grypus*) along the Norwegian coast. ICES Journal of Marine Science 69(8): 1436–1447. 10.1093/icesjms/fss103.

Øigård, T.A., Haug, T. og Nilssen, K.T. (2014). Current status of hooded seals in the Greenland Sea. Victims of climate change and predation? Biological Conservation 172: 29–36.

https://doi.org/10.1016/j.biocon.2014.02.007.

Aarflot, J.M., Skjoldal, H.R., Dalpadado, P. og Skern-Mauritzen, M. (2018). Contribution of *Calanus* species to the mesozooplankton biomass in the Barents Sea. ICES Journal of Marine Science 75(7): 2342–2354. 10.1093/icesjms/fsx221.

Aars, J., Marques, T.A., Lone, K., Andersen, M., Wiig, Ø., Fløystad, I.D.B. m.fl. og Buckland, S.T. (2017). The number and distribution of polar bears in the western Barents Sea. Polar Research. 36(1). 10.1080/17518369.2017.1374125

9 - Appendiks

Tabell 9.1 Oversikt over Overvåkingsgruppens indikatorer. Det er også merket hvilke indikatorer som har egen rapportering i økologisk tilstand og forurensingsrapporten og er derfor ikke rapportert i kapittel 4.

Havområde	Temanavn (Miljøstatus)	Indikatornavn (Miljøstatus)	0= ikke inkludert i økologisk tilstand 1= inkludert I økologisk tilstand 2= inkludert i forurensningsrapport
Barentshavet	Havklima	Havisutbedelse i Barentshavet	1
Barentshavet	Havklima	Temperatur, saltholdighet og næringssalter i Barentshavet	0 (temp inkludert, så kun egen rapport på saltholdighet og næringssalter)
Barentshavet	Havklima	Transport av atlanterhavsvann inn i Barentshavet	0
Barentshavet	Plankton	Artssammensetning av planteplankton i Barentshavet	0
Barentshavet	Plankton	Biomasse og produksjon av planteplankton i Barentshavet	1
Barentshavet	Plankton	Våroppblomstring av planteplankton i Barentshavet	1
Barentshavet	Plankton	Artssammensetning dyreplankton i Barentshavet	1
Barentshavet	Plankton	Dyreplanktonbiomasse i Barentshavet	1
Barentshavet	Fiskebestander	Kolmule i Barentshavet	0
Barentshavet	Fiskebestander	Ungsild i Barentshavet	0
Barentshavet	Fiskebestander	Lodde i Barentshavet	1
Barentshavet	Fiskebestander	Nordøstarktisk torsk i Barentshavet	1
Barentshavet	Fiskebestander	Blåkveite	0
Barentshavet	Fiskebestander	Vanlig uer	1
Barentshavet	Fiskebestander	Snabeluer	1
Barentshavet	Bunnlevende organismer	Bunndyr i Barentshavet	0
Barentshavet	Bunnlevende organismer	Korallrev, hornkoraller og svamper i Barentshavet	0
Barentshavet	Bunnlevende organismer	Kongekrabbe	0
Barentshavet	Sjøfugl og sjøpattedyr	Romlig fordeling av sjøfugl i Barentshavet	0
Barentshavet	Sjøfugl og sjøpattedyr	Romlig fordeling av hval i Barentshavet	0
Barentshavet	Sjøfugl og sjøpattedyr	Lomvi i Barentshavet	1
Barentshavet	Sjøfugl og sjøpattedyr	Polarlomvi i Barentshavet	1
Barentshavet	Sjøfugl og sjøpattedyr	Krykkje i Barentshavet	1
Barentshavet	Sjøfugl og sjøpattedyr	Lunde i Barentshavet	1
Barentshavet	Fremmede arter	Fremmede arter i Barentshavet	0
Barentshavet	Sårbare og truede arter	Truede arter og naturtyper i Barentshavet	0

Barentshavet	Forurensende stoffer	Strandsøppel på Svalbard	2
Barentshavet	Forurensende stoffer	Lufttilførsler av miljøgifter til Barentshavet	2
Barentshavet	Forurensende stoffer	Tilførsler av forurensninger fra elver og kystnære landområder til Barentshavet	2
Barentshavet	Forurensende stoffer	Forurensning i blåskjell langs kysten av Nordland, Troms og Finnmark	2
Barentshavet	Forurensende stoffer	Forurensning i isbjørn i Barentshavet	2
Barentshavet	Forurensende stoffer	Forurensning i lodde i Barentshavet	2
Barentshavet	Forurensende stoffer	Forurensning i sedimenter i Barentshavet	2
Barentshavet	Forurensende stoffer	Forurensning i polartorsk i Barentshavet	2
Barentshavet	Forurensende stoffer	Forurensning i reker i Barentshavet	2
Barentshavet	Forurensende stoffer	Forurensning i ringsel i Barentshavet	2
Barentshavet	Forurensende stoffer	Forurensning i polarlomvi i Barentshavet	2
Barentshavet	Forurensende stoffer	Radioaktivitet i tang langs kysten av Barentshavet	2
Barentshavet	Forurensende stoffer	Forurensning i torsk	2
Barentshavet	Menneskelig aktivitet	Fiskedødelighet i Barentshavet	0
Barentshavet	Menneskelig aktivitet	Bunntråling i Barentshavet	0
Norskehavet	Havklima	Havforsuring i Norskehavet	1
Norskehavet	Havklima	Temperatur, saltholdighet og næringssalter i Norskehavet	0 (temp og næringssalter inkludert, så kun egen rapport på saltholdighet)
Norskehavet	Havklima	Transport av atlanterhavsvann inn i Norskehavet	0
Norskehavet	Plankton	Artssammensetning av planteplankton i Norskehavet	0
Norskehavet	Plankton	Biomasse av planteplankton i Norskehavet	1
Norskehavet	Plankton	Våroppblomstring av planteplankton i Norskehavet	1
Norskehavet	Plankton	Dyreplanktonbiomasse i Norskehavet	1
Norskehavet	Plankton	Varmekjære dyreplankton i Norskehavet	0
Norskehavet	Fiskebestander	Blåkveite	0
Norskehavet	Fiskebestander	Brosme i Norskehavet	0
Norskehavet	Fiskebestander	Lange i Norskehavet	0
Norskehavet	Fiskebestander	Kolmule i Norskehavet	1
Norskehavet	Fiskebestander	Norsk vårgytende sild i Norskehavet	1
Norskehavet	Fiskebestander	Nordøstarktisk sei i Norskehavet	0
Norskehavet	Fiskebestander	Snabeluer	1

Norskehavet	Fiskebestander	Vanlig uer	0
Norskehavet	Fiskebestander	Makrell i Norskehavet	1
Norskehavet	Sjøfugl og sjøpattedyr	Krykkje i Norskehavet	1
Norskehavet	Sjøfugl og sjøpattedyr	Lomvi i Norskehavet	1
Norskehavet	Sjøfugl og sjøpattedyr	Lunde i Norskehavet	1
Norskehavet	Sjøfugl og sjøpattedyr	Toppskarv i Norskehavet	0
Norskehavet	Sjøfugl og sjøpattedyr	Ærfugl i Norskehavet	0
Norskehavet	Sjøfugl og sjøpattedyr	Klappmyss i Norskehavet	1
Norskehavet	Fremmede arter	Fremmede arter i Norskehavet	0
Norskehavet	Truede arter og naturtyper	Truede arter og naturtyper i Norskehavet	0
Norskehavet	Forurensende stoffer	Lufttilførsel av miljøgifter til Norskehavet	2
Norskehavet	Forurensende stoffer	Radioaktiv forurensning i sjøvann i Norskehavet	2
Norskehavet	Forurensende stoffer	Tilførsel av forurensninger fra elver til Norskehavet	2
Norskehavet	Forurensende stoffer	Miljøgifter i blåskjell langs kysten av Norskehavet	2
Norskehavet	Forurensende stoffer	Miljøgifter i blåkveite i Norskehavet	2
Norskehavet	Forurensende stoffer	Miljøgifter i brosme i Norskehavet	2
Norskehavet	Forurensende stoffer	Miljøgifter i klappmyss i Norskehavet	2
Norskehavet	Forurensende stoffer	Miljøgifter i kolmule i Norskehavet	2
Norskehavet	Forurensende stoffer	Forurensning i norsk vårgytende sild i Norskehavet	2
Norskehavet	Forurensende stoffer	Forurensning i reker i Norskehavet	2
Norskehavet	Forurensende stoffer	Forurensning i kysttorsk i Norskehavet	2
Norskehavet	Forurensende stoffer	Miljøgifter i toppskarvegg i Norskehavet	2
Norskehavet	Forurensende stoffer	Forurensning i sedimenter i Norskehavet	2
Norskehavet	Menneskelig aktivitet	Fiskedødelighet i Norskehavet	0
Norskehavet	Menneskelig aktivitet	Bunntråling I Norskehavet	0
Norskehavet	Menneskelig aktivitet	Oljetilførsler fra petroleumsinstallasjoner Norskehavet	2

Nordsjøen og Skagerrak	Havklima	Havforsuring i Nordsjøen og Skagerrak	1
Nordsjøen og Skagerrak	Havklima	Oksygen i bunnvannet i Skagerrak	0
Nordsjøen og Skagerrak	Havklima	Sjøtemperatur i Nordsjøen og Skagerrak	1
Nordsjøen og Skagerrak	Havklima	Transport av vannmasser i Nordsjøen og Skagerrak	1
Nordsjøen og Skagerrak	Havklima	Næringssalter i Skagerrak	1
Nordsjøen og Skagerrak	Plankton	Biomasse og produksjon av planteplankton i Skagerrak	1
Nordsjøen og Skagerrak	Plankton	Våroppblomstring av planteplankton i Nordsjøen	1
Nordsjøen og Skagerrak	Plankton	Artssammensetning dyreplankton Nordsjøen	1
Nordsjøen og Skagerrak	Plankton	Dyreplanktonbiomasse i Nordsjøen	1
Nordsjøen og Skagerrak	Fiskebestander	Nordsjøsild	1
Nordsjøen og Skagerrak	Fiskebestander	Torsk i Nordsjøen	1
Nordsjøen og Skagerrak	Fiskebestander	Sei i Nordsjøen	1
Nordsjøen og Skagerrak	Fiskebestander	Hyse i Nordsjøen	1
Nordsjøen og Skagerrak	Fiskebestander	Øyepål i Nordsjøen	1
Nordsjøen og Skagerrak	Fiskebestander	Tobis i Nordsjøen	1
Nordsjøen og Skagerrak	Sjøfugl og sjøpattedyr	Sildemåke i Nordsjøen og Skagerrak	0
Nordsjøen og Skagerrak	Sjøfugl og sjøpattedyr	Toppskarv i Nordsjøen og Skagerrak	0
Nordsjøen og Skagerrak	Sjøfugl og sjøpattedyr	Storskarv i Nordsjøen og Skagerrak	0
Nordsjøen og Skagerrak	Sjøfugl og sjøpattedyr	Ærfugl i Nordsjøen og Skagerrak	0
Nordsjøen og Skagerrak	Fremmede arter	Fremmede arter i Nordsjøen og Skagerrak	0
Nordsjøen og Skagerrak	Truede arter og naturtyper	Truede arter og naturtyper i Nordsjøen og Skagerrak	0
Nordsjøen og Skagerrak	Forurensende stoffer	Lufttilførsler av forurensninger til Nordsjøen og Skagerrak	2
Nordsjøen og Skagerrak	Forurensende stoffer	Tilførsler av forurensing fra elver og kystnære områder til Skagerak og Nordsjøen	2
Nordsjøen og Skagerrak	Forurensende stoffer	Forurensning i blåskjell i Nordsjøen	2
Nordsjøen og Skagerrak	Forurensende stoffer	Forurensning i reker i Nordsjøen	2

Nordsjøen og Skagerrak	Forurensende stoffer	Forurensning i rødspette i Nordsjøen	2
Nordsjøen og Skagerrak	Forurensende stoffer	Forurensning i tobis i Nordsjøen	2
Nordsjøen og Skagerrak	Forurensende stoffer	Forurensning i torsk i Nordsjøen	2
Nordsjøen og Skagerrak	Forurensende stoffer	Forurensning i nordsjøsild	2
Nordsjøen og Skagerrak	Forurensende stoffer	Imposex hos purpursnegl langs kysten av Skagerrak og Nordsjøen	2
Nordsjøen og Skagerrak	Forurensende stoffer	Radioaktivitet i sjøvann i Nordsjøen	2
Nordsjøen og Skagerrak	Forurensende stoffer	Radioaktivitet i tang i Nordsjøen	2
Nordsjøen og Skagerrak	Forurensende stoffer	Oljetilsølt lomvi i Sørvest-Norge	2
Nordsjøen og Skagerrak	Forurensende stoffer	Plast i havhestmager i Nordsjøen	2
Nordsjøen og Skagerrak	Forurensende stoffer	Oljepåvirket fisk i Nordsjøen	2
Nordsjøen og Skagerrak	Forurensende stoffer	Sjøbunn i Nordsjøen påvirket av hydrokarboner (THC) og barium	2
Nordsjøen og Skagerrak	Forurensende stoffer	Tilførsel av forurensning fra elver og kystnære områder til Nordsjøen og Skagerrak	2
Nordsjøen og Skagerrak	Menneskelig aktivitet	Tilførsel av olje fra petroleumsinstallasjer i Nordsjøen	2
Nordsjøen og Skagerrak	Menneskelig aktivitet	Utslipp av radioaktive stoffer fra olje og gass til Nordsjøen	2
Nordsjøen og Skagerrak	Menneskelig aktivitet	Utslipp fra kjernekraftindustri til Nordsjøen og Skagerrak	2
Nordsjøen og Skagerrak	Menneskelig aktivitet	Fiskedødelighet i Nordsjøen	0
Nordsjøen og Skagerrak	Menneskelig aktivitet	Bunntråling i Nordsjøen og Skagerrak	0

Tabell 9.2 Vurdering av fenomenene i den arktiske delen av Barentshavet. For definisjoner av kategorier og kriterier, se figur 7.2 i (Siwertsson m.fl., 2023). Vurdering av vitenskapelig belegg for fenomenet, EP, kan variere i ulike områder av det vurderte økosystemet og derfor er det presentert som to søyler. Detaljer om fenomenenes gyldighet (VP) er gitt under beskrivelsen av fenomenene for hver indikator i rapporten.

Ecosystem characteristic	Indicator	Phenomenon	Validity of Phenomenon (VP)	Evidence for Phenomenon (EP)		Comments EP
Primary productivity	Annual primary productivity [AI01]	Increasing annual primary productivity [AP01]	High	None	Low	There are indications of an increase in NPP in polygons 21, 23 and 24 (i.e., in the south and west) from standard linear analyses and Bayesian-based trend analyses. Although the p-values from the standard linear analyses indicate significant relationships, this should be treated with caution for short (i.e., 50 < observations) time series. Also, the Bayesian-based analyses, which are more robust for short time series, come with wide prediction bands, suggesting the trends are not strong. In addition, there are considerations about the robustness of the estimates themselves, as satellite based NPP estimates are severely limited by sea ice and cloud cover (opaque to optical ocean color sensors) at high latitudes. Generally, for >90% of the year all grid cells in the Barents Sea area are covered by ice or clouds in the time period 1998-2022. This introduces a considerable bias when interpolating data over large temporal and spatial gaps. Thus, the evidence for the phenomenon is assessed as “low” for polygons 21, 23 and 24, while it is assessed that there is no evidence for the phenomenon for the other polygons.
Primary productivity	Timing of spring bloom [AI02]	Earlier start of the spring bloom [AP02]	High	None	Low	Evidence set to “none” for the two westernmost polygons (21, 23 and 24) and “low” for the ones further to the east (not evaluated for 48 and 49 because of lack of data)
Biomass distribution among trophic levels	Annual primary productivity [AI01]	Increasing annual primary productivity [AP01]	High	None	Low	See above
Biomass distribution among trophic levels	Zooplankton TL < 2.5 [AI03]	Increasing biomass of zooplankton that is predominantly herbivorous [AP03]	Low	None	-	Interannual variation dominates the time series with no indications of temporal trends in the data

Ecosystem characteristic	Indicator	Phenomenon	Validity of Phenomenon (VP)	Evidence for Phenomenon (EP)		Comments EP
Biomass distribution among trophic levels	Zooplankton TL > 2.5 [AI04]	Change in biomass of zooplankton that is predominantly carnivorous [AP04]	Low	None	-	There is no evidence of decrease of amphipod occurrence due to climate change. Interannual variability dominates gelatinous zooplankton time series.
Biomass distribution among trophic levels	Benthic suspensivores [AI05]	Change in biomass of suspension feeding species [AP05]	Intermediate	None	-	There is no evidence for the suggested phenomenon based on these data; trends are weak and inconsistent
Biomass distribution among trophic levels	0-group fish [AI06]	Increasing biomass of 0-group fish (except for polar cod) [AP06]	High	None	-	No trend, but peaks in biomass of 0-group fish in warm years, especially in areas affected by fluctuations in inflow of Atlantic water (e.g., polygons 21, 23).
Biomass distribution among trophic levels	Pelagic planktivorous fish [AI07]	Decreasing biomass of pelagic planktivorous fish [AP07]	Intermediate	None	-	Time-series dominated by fluctuations in the capelin stock size, with no clear long-term trend.
Biomass distribution among trophic levels	Low trophic level seabirds [AI08]	Decreasing biomass of low trophic level seabirds [AP08]	High	Low	-	Bjørnøya population and southern polygons show negative trends, while Spitsbergen population and northern polygons show positive or U-shaped trends. This is in line with expectations for climate change and northward displacement
Biomass distribution among trophic levels	High trophic level seabirds [AI09]	Decreasing biomass of high trophic level seabirds [AP09]	High	Intermediate	-	Black-legged kittiwakes decreasing at-sea and in breeding colonies. Brünnich's guillemots show stronger negative trends in breeding colonies compared to at-sea.

Ecosystem characteristic	Indicator	Phenomenon	Validity of Phenomenon (VP)	Evidence for Phenomenon (EP)		Comments EP
Biomass distribution among trophic levels	Low trophic level mammals [AI10]	Decreasing abundance of low trophic level mammals [AP10]	Intermediate	High	-	Bowhead whales and walruses' populations remain significantly depressed from the natural ecosystem state due to past harvests. The Spitsbergen bowhead population is currently classified as Endangered because of its size and the ongoing loss of critical habitat (sea ice). The Svalbard walrus population is classified as Vulnerable, based on the same criteria, despite the current short-term increasing trend. Both populations are expected to decline in the future based on sea-ice losses and concomitant changes expected in the ecosystem
Biomass distribution among trophic levels	Generalist mammals [AI11]	Decreasing abundance of generalist mammals [AP11]	Intermediate	Intermediate	-	The certainty of the indicator is mixed due to variable availability of data. The harp seal population model suggests some recovery after overhunting during the 1950s and 1960s, but the population has not recovered to its former state. The hooded seal population has been drastically reduced and despite protection is not showing signs of recovery, likely due to climate-change impacts on the ecosystem and perhaps also some commercial fisheries interactions (i.e., red fish fisheries above the advised quota levels). For ringed, harbour and bearded seals, there are no time series data.
Biomass distribution among trophic levels	High trophic level mammals [AI12]	Decreasing abundance of high trophic level mammals [AP12]	Intermediate	Intermediate	-	Robust estimates of population size pre-harvesting are lacking for all three species considered. For polar bear, recent population estimates are close to the upper range of the past harvested statistics, which implies that the population is still well below its past levels. Similarly, white whales' current population estimates are well under past harvested number. Data for narwhals are missing to properly assess their trend.
Functional groups within trophic levels	High TL zooplankton functional groups [AI13]	Decreasing biomass of pelagic amphipods relative to gelatinous zooplankton [AP13]	Low	None	-	There is no evidence of decrease in amphipod occurrence due to climate change. Interannual variability dominates gelatinous zooplankton time series. The ratio of the two groups shows no trends.
Functional groups within trophic levels	Benthic habitat engineers [AI14]	Decreasing biomass of benthic habitat engineers [AP14]	High	Low	-	There is a slight decreasing trend in some of the polygons, but with strong interannual variability that, given that habitat engineers are expected to be relatively long-lived, reflects a patchy distribution and varied seabed habitats. Long timelines, and an analysis of sensitivity of the indicators' value to the outlier catches of *Geodia*, are needed before knowing if data are suitable for this indicator. There is thus low evidence that the phenomenon has occurred. Given the polygon-wise slight to strong decrease in most of the polygons, we may be able to suggest that the evidence for the phenomenon is regional.

Ecosystem characteristic	Indicator	Phenomenon	Validity of Phenomenon (VP)	Evidence for Phenomenon (EP)		Comments EP
Functional groups within trophic levels	Fish size [AI15]	Increasing body length at maturity across species in a fish community [AP15]	High	None	-	No overall trends. Polygon-specific data indicate a small increase in western-most polygons around Spitsbergen (21, 23).
Functional groups within trophic levels	Fish life history [AI16]	Increasing slow-life, periodic fish species [AP16]	Low	None	-	No overall trends. Relative biomass of periodic fish species increased from 2004-2014, and then decreased, possibly following the warming and cooling during this period.
Functional groups within trophic levels	Fish habitat use [AI21]	Change in proportion of benthic fish [AP17]	Low	Low	-	Weak increasing trend, mostly in northern polygons.
Functional groups within trophic levels	Seabird feeding types [AI18]	Decreasing proportion of diving to surface-feeding seabirds [AP18]	Intermediate	Insufficient	-	U-shaped trend with decrease from 2004 and then an increase from 2011 onward. However, not possible to attribute to changes in the fisheries due to short time-series.
Functional groups within trophic levels	Mammal bioturbation [AI19]	Decreasing abundance of mammals involved in bioturbation [AP19]	Low	Intermediate	-	Both walruses and white whales' recent estimates are lower than pre-harvesting estimates. No data are available on bearded seals.
Functionally important species and biophysical structures	Pelagic amphipods [AI20]	Decreasing biomass of Arctic pelagic amphipod species [AP20]	High	None	-	Increase in eastern polygons

Ecosystem characteristic	Indicator	Phenomenon	Validity of Phenomenon (VP)	Evidence for Phenomenon (EP)		Comments EP
Functionally important species and biophysical structures	Krill [AI21]	Increasing biomass of krill [AP21]	High	None	-	Interannual variation dominates the time series with no indications of temporal trends in the data.
Functionally important species and biophysical structures	Polar cod [AI22]	Decreasing biomass of the polar cod stock [AP22]	High	None	-	Increasing trend in the start of the time-series (1986) to c. 2000. Decreasing from c.2000-2019. The last two years (2020, 2021) the stock seems to have increased to high levels again.
Functionally important species and biophysical structures	Capelin [AI23]	Decreasing biomass of the capelin stock [AP23]	I nterm ediate	None	-	Time-series dominated by fluctuations and without clear long-term trend. Larger stock size in the start of the time-series (1970s) likely a result of low NEA cod stock and very low abundance of NSS herring, both at least in part caused by heavy fishing.
Functionally important species and biophysical structures	Cod [AI24]	Change in cod total stock size [AP24]	High	None	-	Decreasing trend from 1946 to early 1980s, likely caused by heavy fishing pressure. Increasing population since 1980ies as a result of less intensive fishery and ocean warming. The cod stock was at its largest in 2013, similar to levels after WWII (which can be considered a reference state due to very low fishing pressure during the war). The decrease in stock size the last years is likely related to the recent cooling in the Barents Sea and cannot be attributed to increasing human pressure.
Functionally important species and biophysical structures	Cod size structure [AI25]	Decreasing biomass of large cod [AP25]	Intermediate	None	-	Increase in proportion of large cod in the most recent period, to similar levels as the “after WWII” low fishing pressure conditions.
Functionally important species and biophysical structures	Cod distribution [AI26]	Increasing biomass of cod in the Arctic Barents Sea [AP26]	High	High	-	Average density of cod increased, especially in the beginning of the time-series (2004-2010). This can be attributed to ocean warming, but also to larger population size following reduced fishing pressure.
Landscape-ecological patterns	Bottom thermal niches [AI27]	Decreasing area of bottom cold-water temperature niches [AP27]	High	High	-	Despite strong interannual variability during the part of the reference period available, there is a strong (-1.8*1000 km2 yr-1) negative trend in the indicator when evaluating the 1970-2019 period.

Ecosystem characteristic	Indicator	Phenomenon	Validity of Phenomenon (VP)	Evidence for Phenomenon (EP)		Comments EP
Landscape-ecological patterns	Sea-ice area [AI28]	Decreasing sea-ice area in winter and summer [AP28]	High	High	-	Despite substantial interannual variability in sea-ice area, there is a clear decreasing trend (-2.7*1000 km ^{2} yr $^{-1}$) in the indicator for April in the period of 1979-2020, while for September, when sea-ice area levels in general are very low in the region, the decreasing trend is relatively weak (-0.6*1000 km ^{2} yr $^{-1}$).
Biological diversity	Arctic amphipod [AI29]	Decreasing biomass of the Arctic amphipod *Themisto libellula* [AP29]	High	Insufficient	-	Too short time-series (2014-2020) to detect trends.
Biological diversity	Cold-water benthos [AI30]	Decreasing proportion of Arctic benthos species [AP30]	High	Low	-	This phenomenon is better evaluated using the relative biomass indicator (Arctic to total biomass proportion), but the biomass data themselves are also informative. There is low-moderate evidence for this general trend, although interannual and spatial variability are high.
Biological diversity	Arctic fish [AI31]	Decreasing abundance of Arctic fish species [AP31]	High	None	Low	Low evidence for reduction in abundance of arctic fish species in north-eastern polygons (47, 48), which are normally harbouring a large amount of Arctic fish. Polygon 49 had an increase in Arctic species, indicating northward displacement. There is no overall trend. However, the abundance decreased during years with warm temperature (2010-2014) and increased in recent years coinciding with lower water temperature.
Biological diversity	Fish sensitive to fisheries [AI32]	Decreasing abundance of fish species sensitive to fisheries [AP32]	High	None	-	Weak increase in abundance in polygons north and west of Spitsbergen (21, 49).
Biological diversity	Seabirds sensitive to pollution [AI33]	Decreasing abundance of Glaucous gull [AP33]	High	Intermediate	-	Strongly long-term declining population at Bjørnøya (1987-2020), at least partly attributed to high levels of PCBs in the 1980s and 1990s, but the population has still not recovered. Less clear trends at-sea with increase from 2004-2011/12, and then decrease to 2020. Increasing population on Svalbard (2005-2020), could be expected due to reduced emissions.

Ecosystem characteristic	Indicator	Phenomenon	Validity of Phenomenon (VP)	Evidence for Phenomenon (EP)		Comments EP
Biological diversity	Arctic seabirds [AI34]	Decreasing abundance of Arctic seabird species [AP34]	High	Intermediate	-	Negative trends for breeding populations of several species (Brünnich's guillemot, little auk, glaucous gull). No clear trend at- sea
Biological diversity	Mammals sensitive to pollution [AI35]	Decreasing abundance of mammal species sensitive to pollution [AP35]	Low	Insufficient	-	There is high evidence of a decrease of white whales and polar bears, but due to a lack of data, it is not possible to assess evidence for the phenomenon for narwhals and ringed seals. In addition, it is impossible to assess the role of pollutants for in the decreases or recovery rates.
Biological diversity	Arctic mammals [AI36]	Decreasing abundance of Arctic mammal species [AP36]	Low	Intermediate	-	Polar bears, white whales, bowhead whales, walruses, hooded and harp seals have not recovered from previous overharvesting pressures. The very low population level might for some of them threaten their genetic diversity and thus their population viability; in turn affecting arctic biodiversity
Abiotic factors	Temperature [AI37]	Increasing in temperature of the water column [AP37]	High	High	-	While there is considerable interannual variability over the observational time period (1970-2019), all depth ranges display significant positive temperature trends over this period that range from 0.028 to 0.032 °C yr^{-1}
Abiotic factors	Area of water masses [AI38]	Decreasing area covered by Arctic water [AP38]	High	High	-	There is a strong (-0.8*1000 km^2 yr^{-1}) decreasing trend in the data, and the mean Arctic Water area reduced with 61 % from the reference period available (1970-1990) to the most recent period (2004-2019)
Abiotic factors	Freshwater content [AI39]	Decreasing freshwater content [AP39]	High	High	-	The freshwater content over the upper 100 m has high interannual variability, with a long-term significant decline over the period 1970–2019 of 6.8 cm m^{-2} $decade^{-1}$ for the Arctic region overall
Abiotic factors	Stratification [AI40]	Decreasing stratification of the upper water column [AP40]	High	Intermediate	-	The maximum stratification shows large interannual and decadal variability, with clearly stronger stratification in some years during 1995-2003 than before and after. Due to the non-linear changes in the indicator, the assessment of the phenomenon is highly dependent on the time periods chosen for evaluation.

Ecosystem characteristic	Indicator	Phenomenon	Validity of Phenomenon (VP)	Evidence for Phenomenon (EP)		Comments EP
Abiotic factors	Sea-ice area [AI28]	Decreasing sea-ice area in winter and summer [AP28]	High	High	-	Despite substantial interannual variability in sea-ice area, there is a clear decreasing trend (-2.7*1000 km ^{2} yr $^{-1}$) in the indicator for April in the period of 1979-2020, while for September, when sea-ice area levels in general are very low in the region, the decreasing trend is relatively weak (-0.6*1000 km ^{2} yr $^{-1}$).
Abiotic factors	pH [AI41]	Decreasing pH [AP41]	Intermediate	Intermediate	-	The linear fit in the relatively short time period from 2013 to 2020 shows a significant trend of decreasing pH of 0.0022 yr $^{-1}$ in the Arctic waters. Consequences of such changes for the ecosystem are however poorly known, and the evidence for the phenomenon is thus rated as “intermediate” rather than “high”.
Abiotic factors	Aragonite saturation [AI42]	Decreasing aragonite saturation [AP42]	Intermediate	Intermediate	-	The linear fit in the relatively short time period from 2013 to 2020 shows a trend of decreasing Ω_{Ar} of 0.0037 yr $^{-1}$ in the Arctic waters which is slower than what has been observed in the interior of the Arctic Ocean of -0.018 yr $^{-1}$. Consequences of such changes for the ecosystem are however poorly known, and the evidence for the phenomenon is thus rated as “intermediate” rather than “high”.

Tabell 9.3 Vurdering av fenomenene i den subarktiske delen av Barentshavet. For definisjoner av kategorier og kriterier, se Figur 7.2 i (Arneberg m.fl., 2023a). Vurdering av vitenskapelig belegg for fenomenet, EP, kan variere i ulike områder av det vurderte økosystemet og derfor er det presentert som to søyler. Detaljer om fenomenenes gyldighet (VP) er gitt under beskrivelsen av fenomenene for hver indikator.

Ecosystem characteristic	Indicator	Phenomenon	Validity of Phenomenon (VP)	Evidence for Phenomenon (EP)		Comments EP
Primary productivity	Annual primary productivity [SI01]	Stable and later decreasing annual primary productivity [SP01]	Intermediate	None	-	There is a weak tendency for an increase in annual primary production across the region. Thus, there is no evidence that annual net primary production has remained stable and later decreased over the last two decades.
Primary productivity	Timing of spring bloom [SI02]	Earlier start of the spring bloom [SP02]	Low	None	-	There is no clear trend in the data and thus no evidence for an earlier start of the spring bloom.
Biomass distribution among trophic levels	Annual primary productivity [SI01]	Stable and later decreasing annual primary productivity [SP01]	Intermediate	None	-	There is a weak tendency for an increase in annual primary production across the region. Thus, there is no evidence that annual net primary production has remained stable and later decreased over the last two decades.
Biomass distribution among trophic levels	Zooplankton TL < 2.5 [SI03]	Decreasing biomass of zooplankton that is predominantly herbivorous [SP03]	Low	None	-	There is no evidence that the phenomenon has occurred as there is no indication of a negative trend in either of the two time-series
Biomass distribution among trophic levels	Zooplankton TL > 2.5 [SI04]	Increasing biomass of zooplankton that is predominantly carnivorous [SP04]	Low	None	-	For gelatinous zooplankton, there is no evidence of a trend in the time series based on the fitted linear model. Similarly, for carnivorous krill, interannual variation dominates the time series with no clear trend based on the fitted linear model

Biomass distribution among trophic levels	Benthic suspensivores [AI05]	Change in biomass of suspension feeding species [SP05]	Intermediate	Low	-	All polygons show increasing trends but with high interannual variability. However, those samples include outlier catches of *Geodia*, which are characteristic for those areas, benefit from increasing temperatures, and might drive the strong slope of this indicator. Further work will assess the robustness of the slope to those outliers. This evidence for this phenomenon is thus low
Biomass distribution among trophic levels	0-group fish [SI06]	Increasing biomass of 0-group fish [SP06]	Intermediate	None	-	The observed trend is decreasing biomass of 0-group fish, while an increase was expected from climate change.
Biomass distribution among trophic levels	Pelagic planktivorous fish [SI07]	Change in biomass of pelagic planktivorous fish [SP07]	Intermediate	None	-	No trend, relatively short time-series (2004-2020). Even with the longer time-series of capelin, the pattern is dominated by fluctuations with no long-term trend.
Biomass distribution among trophic levels	High trophic level seabirds [SI08]	Change in biomass of high trophic level seabirds [SP08]	High	Intermediate	-	Common guillemot breeding population was decimated by starvation after the collapse in the capelin stock in 1986, and the decline can be attributed to fisheries. The population is recovering, but still smaller than the historic population. Atlantic puffin was negatively affected by fisheries in the period from 1960-1989, and time-series show that breeding populations are declining or stable. At-sea data show no clear trends for these species. Improved sustainability of fisheries and present recovery of common guillemot suggest that the phenomenon has limited ecosystem significance.
Biomass distribution among trophic levels	Low trophic level mammals [SI09]	Change in abundance of low trophic level mammals [SP09]	Intermediate	None	-	The timeseries used here is likely too short to fully capture the trend. An increase in fin whale sightings, however, is consistent with the trend in abundance estimates for the Barents Sea. Blue whales were not captured in the Sub-Arctic regions of the BESS survey as sightings are generally rare and they are typically sighting further north on the surveys.
Biomass distribution among trophic levels	Generalist mammals [SI10]	Change in abundance of generalist mammals [SP10]	Intermediate	None	-	These data do not show an increasing trend as expected, likely due to the short time series and the variability within the data. The sighting rates are not modelled to account for factors affecting visibility of species, though survey effort was restricted to reasonable conditions (Beaufort Sea State 4 or less and at least 1000 m of visibility).
Biomass distribution among trophic levels	High trophic level mammals [SI11]	Change in abundance of high trophic level mammals [SP11]	Intermediate	None	-	These data do not show significant trends. The certainty of the indicator is mixed due to the short time series for some species and the high levels of variability within the data.

Functional groups within trophic levels	High TL zooplankton functional groups [SI12]	Change in biomass of carnivorous krill relative to gelatinous zooplankton [SP12]	Low	None	-	There are no trends in either of the two time-series or in the ratio between them.
Functional groups within trophic levels	Benthic habitat engineers [SI13]	Decreasing biomass of benthic habitat engineers [SP13]	High	None		Most polygons show no trend. Polygons 25 and 41, which are offshore polygons with more samples, show an increasing trend. However, those samples include outlier catches of *Geodia*, which are characteristic for those areas and benefit from climate change and might drive the strong slope of this indicator. Further work will assess the robustness of the slope to those outliers. There is thus no evidence of decrease
Functional groups within trophic levels	Fish size [SI14]	Decreasing body length at maturity across species in a fish community [SP14]	Intermediate	None	-	The observed trend is increasing body length at maturation, weighted by biomass.
Functional groups within trophic levels	Fish life history [SI15]	Decreasing slow-life, equilibrium fish species [SP15]	High	None	-	The observed trend is increasing biomass proportion of the equilibrium and slow life-history strategies from 2004-2020, especially in the offshore polygons 25 and 41. This is opposite to the phenomenon specifying a decrease as a response to increasing fishing pressure.
Functional groups within trophic levels	Fish habitat use [SI16]	Change in proportion of benthic fish [SP16]	Intermediate	None	Low	Most polygons show no trend. Increasing trends in southwest (polygons 5, 27), possibly climate driven. Signs of negative trends in other polygons (e.g., 40, 41), possibly related to fishing.
Functional groups within trophic levels	Seabird feeding types [SI17]	Decreasing proportion of diving to surface-feeding seabirds [SP17]	Intermediate	Insufficient	-	U-shaped trend with decrease from 2004 then an increase from 2011 onward. However, it is not possible to attribute to changes in the fisheries due to short time-series.
Functional groups within trophic levels	Mammals top-down control [SI18]	Change in ratio of high vs low trophic level mammals [SP18]	Intermediate	None	-	These data do not show a significant trend. The certainty of the indicator is mixed due to the short time series for some species and the high levels of variability within the data.

Functionally important species and biophysical structures	Arctic *Calanus* [SI19]	Decreasing abundance of Arctic *Calanus* species [SP19]	High	Intermediate	-	There is a negative trend in the time series. It is hard to assess the ecosystem consequences of the changes in the indicator, implying that although there is high level of evidence for expected change, the evidence for occurrence of the phenomenon should be set to intermediate rather than high
Functionally important species and biophysical structures	Atlantic *Calanus* [SI20]	Increasing abundance of Atlantic *Calanus* species [SP20]	High	None	-	Although the estimated linear trend in the time series is positive, it is not significant
Functionally important species and biophysical structures	Krill [SI21]	Increasing biomass of krill [SP21]	High	None	-	There is no net change over the time period covered by the time series
Functionally important species and biophysical structures	Capelin [SI22]	Decreasing biomass of the capelin stock [SP22]	Intermediate	None	-	Time-series dominated by fluctuations and without clear long-term trend. Larger stock size in the start of the time-series (1970s) is likely a result of low NEA cod stock and very low abundance of NSS herring, both at least in part caused by heavy fishing.
Functionally important species and biophysical structures	Cod [SI23]	Change in cod total stock size [SP23]	High	None	-	Decreasing trend from 1946 to early 1980s, likely caused by heavy fishing pressure. Increasing population since 1980s as a result of less intensive fishery and ocean warming. The cod stock was at its largest in 2013, similar to levels after WWII (which can be considered a reference state due to very low fishing pressure during the war). The decrease in stock size the last years is likely related to the recent cooling in the Barents Sea, and cannot be attributed to increasing human pressure
Functionally important species and biophysical structures	Cod size structure [SI24]	Decreasing biomass of large cod [SP24]	Intermediate	None	-	Increase in proportion of large cod in the most recent period, to similar levels as the “after WWII” low fishing pressure conditions.
Functionally important species and biophysical structures	Haddock [SI25]	Change in haddock stock size [SP25]	Intermediate	Low	-	Decreasing stock in beginning of time-series (c. 1950-1980), likely caused by intensive fishing. The decrease was followed by an increase, likely caused by a combination of reduced fishing pressure and warming ocean. However, these attributions are uncertain due to very variable recruitment in haddock. Despite a decreasing trend the most recent years, the stock size seems to be somewhat higher the last two decades.

Functionally important species and biophysical structures	Redfish [SI26]	Decreasing biomass of the beaked redfish stock [SP26]	Low	None	-	The population has increased during the time for observations (1992-2019), likely due to recovery since the reduction of fishing pressure.
Landscape-ecological patterns	Bottom thermal niches [SI27]	Decreasing area of bottom cold-water temperature niches [SP27]	High	High	-	Despite strong interannual variability during, there are increasing trends in the warm-water temperature niches at bottom (3.2*1000 km ^{2} yr $^{-1}$ for T>3°C and 1.2*1000 km ^{2} yr $^{-1}$ for 0<T<3°C respectively) when evaluating the 1970-2019 period.
Biological diversity	Benthos sensitive to bottom trawling [SI28]	Decreasing biomass of benthos species sensitive to trawling [SP28]	High	None	-	The are no sign of decrease in trawl-sensitive megabenthos biomass. On the contrary there are some increasing trends that may be due to outlier data (*Geodia*) and positive effects of climate change. The areas with highest biomass of presumed trawl-sensitive taxa are also areas known for high trawling intensity (Tromsøflaket, Barents Sea opening, polygons 5, 27 and 25). Two of those polygons have very low number of stations every year. Thus, our assessment of sensitivity to trawling may require modification (e.g., expanding the OSPAR list of species sensitive to trawling to also include other species, treating *Geodia* separately)
Biological diversity	Fish sensitive to fisheries [SI29]	Decreasing abundance of fish species sensitive to fisheries [SP29]	High	None	-	No overall trend in the indicator value (2004-2020) but increase in proportion (based on abundance) of fish sensitive to increased mortality from fisheries.
Biological diversity	Mammals sensitive to pollution [SI30]	Decreasing abundance of mammal species sensitive to pollution [SP30]	Intermediate	None	-	These data do not show a significant trend. This indicator is complicated by the fact that these populations are not fixed, but highly mobile and show high seasonal variation in their distributions. To truly capture changed in abundance due to the effects of pollutions, a much longer time series is needed, as these animals are long lived.
Biological diversity	Mammal diversity [SI31]	Change in mammal species diversity [SP31]	Intermediate	None	-	These data do not show a trend, likely due to the short time series for some species and the high levels of variability within the data. The certainty of the indicator is mixed due to the short time series and the variability within the data.
Abiotic factors	Temperature [SI32]	Increasing in temperature of the water column [SP32]	High	High	-	While there is considerable interannual variability over the observational time period (1970-2019), all depth ranges display significant positive temperature trends over this period that range from 0.028 to 0.032 °C yr $^{-1}$.
Abiotic factors	Area of water masses [SI33]	Increasing area covered by Atlantic Water [SP33]	High	High	-	Despite strong interannual variability, there is an increasing trend (29*1000 km ^{2} yr $^{-1}$) in the data for the full study period (1970-2019), implying high evidence that the area of Atlantic Water has increased with warming of the climate in this region.

Abiotic factors	Stratification [SI34]	Increasing stratification of the upper water column [SP34]	Intermediate	Intermediate	-	All time-series (except polygon 6) show stronger mean stratification during 2004-2019 as compared to 1970-1990, and a few of them (including the largest polygon covering the central Sub-Arctic Barents Sea) show a significant increasing trend during the full period 1970-2019.
Abiotic factors	pH [SI35]	Decreasing pH [SP35]	High	Intermediate	-	The linear fit in the relatively short time period from 1999 to 2020 shows a significant trend of decreasing pH of 0.0025 yr-1 in the sub-Arctic waters. Consequences of such changes for the ecosystem are however poorly known, and the evidence for the phenomenon is thus rated as “intermediate” rather than “high”.
Abiotic factors	Aragonite saturation [SI36]	Decreasing aragonite saturation [SI36]	High	Intermediate	-	The linear fit in the relatively short time period from 1999 to 2020 shows a significant trend of decreasing Ω_{Ar} of 0.0083 yr^{-1} in the Sub-Arctic waters. Consequences of such changes for the ecosystem are however poorly known, and the evidence for the phenomenon is thus rated as “intermediate” rather than “high”.

Tabell 9.4 Vurdering av fenomenene i Norskehavet. For definisjoner av kategorier og kriterier, se Tabell 7.2.1 i (Arneberg m.fl., 2023b). Vurdering av vitenskapelig belegg for fenomenet, EP, kan variere i ulike områder av det vurderte økosystemet og derfor er det presentert som to søyler. Detaljer om fenomenenes gyldighet (VP) er gitt under beskrivelsen av fenomenene for hver indikator i rapporten.

Ecosystem characteristic	Indicator	Phenomenon [ID]	Validity of Phenomenon (VP)	Evidence for Phenomenon (EP)	Comments EP
Primary productivity	Annual primary productivity [NwI01]	Decreasing primary production [NwP01]	High	None	There is no evidence of a decreasing trend in the variable and thus no evidence of this phenomenon.
	Timing of the spring bloom [NwI02]	Change in timing of spring bloom [NwP02]	Low	None	There is no evidence of a decreasing or increasing trend in the variable and thus no evidence of this phenomenon.
Primary productivity	Annual primary productivity [NwI01]	Decreasing primary production [NwP01]	High	None	There is no evidence of a decreasing trend in the variable and thus no evidence of this phenomenon.
Biomass distribution among trophic levels	Mesozooplankton biomass relative to pelagic fish biomass [NwI03]	Change in relative biomass of mesozooplankton to pelagic fish OR change in biomass ratio of mesozooplankton and pelagic fish [NwP03]	Low	None	Based on the linear model, there is a declining trend in the biomass of mesozooplankton relative to biomass of pelagic fish over the entire length of the time series. However, this trend cannot be clearly attributed to anthropogenic drivers. As noted for the assessment of the mackerel (NwI06) and herring (NwI08) stock sizes, fishing above recommended levels after 2013 has contributed to declines in these stocks. Based on the Bayesian trend analysis, a non-linear model is suggested as the best fit for the variable (i.e., mesozooplankton biomass relative to pelagic fish biomass), exhibiting a decline in the first part followed by an increase in the latter part. Thus, the fisheries driven declines in mackerel and herring stocks contributes to the increase on the latter part of the time series, towards values in the beginning. Overall, the declining trend cannot be attributed to impact from anthropogenic drivers with any reasonable confidence, and it is therefore assessed that there is no evidence for the phenomenon.
Biomass distribution among trophic levels	High trophic level seabirds [NwI04]	Decreasing populations of pelagic high TL seabirds [NwP04]	High	High	The data show a strong long-term (40 years) decline (>70%) in the populations of pelagic seabirds. In several studies this decline has been linked to fisheries above the advised quota levels and climate change. It is therefore concluded that there is high evidence that the phenomenon has occurred.
Functional groups within trophic levels	Copepod body size [NwI05]	Decreasing average copepod body size [NwP05]	High	Data insufficient	The time series is too short (8 years) to assess whether there has been a change in variable that can be attributed to effects of climate change

Ecosystem characteristic	Indicator	Phenomenon [ID]	Validity of Phenomenon (VP)	Evidence for Phenomenon (EP)	Comments EP
Functionally important species and biophysical structures	Mackerel stock size [NwI06]	Decreasing mackerel stock size [NwP06]	Low	Intermediate	The early decline is likely linked to overfishing. Prolonged fisheries above the advised quota levels in the recent years is hidden by good recruitment and year classes, but the stock size should be higher with less fishing (ICES, 2021d). There is thus intermediate evidence for this phenomenon
Functionally important species and biophysical structures	Mackerel recruitment [NwI07]	Change in mackerel recruitment [NwP07]	Low	Low	After the 2000s, recruitment has improved, maybe because of climate change, but the processes are uncertain. The evidence of the phenomenon is thus assessed as low.
Functionally important species and biophysical structures	Herring stock size [NwI08]	Decreasing herring stock size [NwP08]	Intermediate	Intermediate	The development of the stock is highly influenced by variation in recruitment. Recruitment is highly variable, with low recruitment in most years and high recruitment approximately once a decade. Last year with high recruitment was 2016. Looking at the most recent years, there has been a decline in stock size after 2008. A part of this decline is due to low recruitment for most of these years. Another part of the decline is caused by fishing about 30% above recommended levels since 2013, due to a lack of quota sharing agreement between the countries involved in the fisheries after this year. The latter has resulted in an accumulated 1.5 million tonnes catch above recommended levels since 2013. Thus, while fisheries have clearly contributed to the decline in the stock, there are uncertainties about the consequences of this for other parts of the ecosystem, and the evidence of the phenomenon is therefore set to intermediate.
Functionally important species and biophysical structures	Herring recruitment [NwI09]	Decreasing herring recruitment [NwP09]	Low	None	There is no trend in the time series, and thus no evidence of a lowered recruitment due to fisheries. Rather, other factors, such as temperature and size of the mackerel stock may be influencing recruitment (Garcia et al., 2020).
Functionally important species and biophysical structures	Blue whiting stock size [NwI10]	Decreasing blue whiting stock size [NwP10]	Intermediate	None	There is an increasing trend when looking over the whole length of the time series. As for herring, the size of the stock is strongly influenced by recruitment. Recruitment show a different pattern of variation than for herring, with high or low recruitment occurring over consecutive years rather than high recruitment in single years, possibly as a result of similar between year variation in the strength of the sub-polar gyre (Hatun et al., 2009; Payne et al., 2012; Miesner and Payne, 2018). While there has been a lack of a quota sharing agreement after 2013 and consequently a considerable fishing above the recommended total allowable catch, this has not generated a decline in the stock size for the period that has followed. It is therefore assessed that there is no evidence of the phenomenon.
Functionally important species and biophysical structures	Blue whiting recruitment [NwI11]	Decreasing blue whiting recruitment [NwP11]	Low	None	There is no evidence of a decline in the time series. As described above, there is evidence that recruitment is driven by oceanographic processes. It is therefore assessed that there is no evidence of the phenomenon.

Ecosystem characteristic	Indicator	Phenomenon [ID]	Validity of Phenomenon (VP)	Evidence for Phenomenon (EP)	Comments EP
Functionally important species and biophysical structures	*Calanus finmarchicus* production [NwI12]	Decreasing *Calanus finmarchicus* production [NwP12]	Low	None	There is no evidence of a decline in the variable. Thus, it is assessed that there is no evidence of the phenomenon.
Biological diversity	Copepod species vulnerable to climate warming [Nw13]	Decreasing number of copepod species sensitive to higher temperatures [NwP13]	Low	Data insufficient	The time series is too short (8 years) to assess whether there has been a change in variable that can be attributed to effects of climate change
Biological diversity	Copepod species benefitting from climate warming [NwI14]	Increasing number of copepod species benefitting from higher temperatures [NwP14]	Low	Data insufficient	The time series is too short (8 years) to assess whether there has been a change in variable that can be attributed to effects of climate change
Abiotic factors	Heat content [NwI15]	Increasing heat content [NwP15]	High	High	There is a clear increase in temperature that is attributed to anthropogenic impact on climate. In particular, reduced levels of cooling of Atlantic water due to a warmer atmosphere, is important. The changes are expected to have significant impact on other parts of the ecosystem. The evidence for the phenomenon is thus rated as high.
Abiotic factors	Freshwater content [NwI16]	Increasing freshwater content [NwP16]	High	None	There is large natural variation in the indicator. Therefore, it is hard to assess whether the indicator has changed as a consequence of anthropogenic impact. It is therefore assessed that there is no evidence that the phenomenon has occurred, but there is considerable uncertainty associated with this due to the high natural variability.
Abiotic factors	Inflow of Arctic water [NwI17]	Change in volume of Arctic Water [NwP17]	Intermediate	Data insufficient	The time series is too short to assess whether there is a long-term trend that may be linked to anthropogenic climate change on top of natural variation.
Abiotic factors	Stratification [NwI18]	Increasing stratification [NwP18]	Intermediate	Data insufficient	The time series is too short assess whether there is a long-term trend that may be linked to anthropogenic climate change on top of natural variation. The slightly decreasing trend seen for this time series, indicating weaker stratification, is thus hard to attribute to anthropogenic climate change. It should also be noted that this weak trend is mainly driven by the two last years of the series, when stratification was lower than during the previous years. These low values could be due to increased mixing of the upper water column due to increased winds, but further analyses would be required to confirm this.

Ecosystem characteristic	Indicator	Phenomenon [ID]	Validity of Phenomenon (VP)	Evidence for Phenomenon (EP)	Comments EP
Abiotic factors	Inflow of Atlantic water [NwI19]	Decreasing inflow of Atlantic Water [NwP19]	Intermediate	Data insufficient	The time series is too short assess whether there is a long-term trend that may be linked to anthropogenic climate change on top of natural variation. The time series shows high interannual variability and no trend, which is supported by a recent publication (Orvik, 2022).
Abiotic factors	Nutrients [NwI20]	Change in concentrations of nutrients [NwP20]	Intermediate	Data insufficient	The time series is too short assess whether there is a long-term trend that may be linked to anthropogenic climate change on top of natural variation. The time series show a strong declining trend for silicate concentrations. This is likely influenced by a weakened state of the sub-polar gyre index since the mid 1990's, which affects the inflow of nutrients into the Norwegian Sea (Hatun et al., 2017). The results are low levels of silicates in the whole water column and relatively higher ratio of nitrogen to silicate.
Abiotic factors	pH [NwI21]	Decreasing pH [NwP21]	Intermediate	Intermediate	Despite a short time-series, there is a clear decreasing trend in pH. As there are considerable uncertainties about the consequences of this for other parts of the ecosystem, the evidence for the phenomenon is rated as intermediate.
Abiotic factors	Aragonite saturation [NwI22]	Decreasing aragonite saturation [NwP22]	Intermediate	Intermediate	Despite a short time-series, there is a clear decreasing trend in aragonite saturation. As there are considerable uncertainties about the consequences of this for other parts of the ecosystem, the evidence for the phenomenon is rated as intermediate.

Tabell 9.5 Vurdering av fenomenene i Nordsjøen. For definisjoner av kategorier og kriterier, se Figur 7.2 i (Arneberg m.fl., 2023a). Vurdering av vitenskapelig belegg for fenomenet, EP, kan variere i ulike områder av det vurderte økosystemet og derfor er det presentert som to søyler. Detaljer om fenomenenes gyldighet (VP) er gitt under beskrivelsen av fenomenene for hver indikator i rapporten.

Ecosystem characteristic	Indicator	Phenomenon [ID]	Validity of Phenomenon (VP)	Evidence for Phenomenon (EP)		Comments EP
Primary productivity	Annual primary productivity [NI01]	Increasing annual primary productivity [NP01]	High	None		There is no evidence of a net change over the entire length of the time series.
Primary productivity	Timing of the spring bloom [NI02]	Change in the spring bloom timing [NP02]	Intermediate	None		There is a tendency towards an earlier start of the spring bloom over the entire length of the time series.
Biomass distribution among trophic levels	Annual primary productivity [NI01]	Increasing annual primary productivity [NP01]	High	None		See above
Biomass distribution among trophic levels	Herbivorous copepods [NI03]	Decreasing abundance of herbivorous copepods [NP03]	Intermediate	High		There is a clear decline in the time series, which is seen also when the data are split into small (which contribute most to the overall pattern) and large species. The pattern for the large group is driven by Calanus I-IV and by Acartia and *Para/Pseudocalanus* for the small group. For both *Calanus* and *Para/Pseudocalanus*, the declines can be linked to climate change (for *the former* through a direct effect of temperature and possibly advection and for the latter through reduced primary production in the summer and autumn. As the change is also expected to have considerable consequences for other parts of the ecosystem, the evidence for the phenomenon is rated as high.
Biomass distribution among trophic levels	Carnivorous zooplankton [NI04]	Increasing abundance of carnivorous zooplankton [NP04]	Intermediate	Insufficient		CPR is not sampling carnivorous zooplankton well as they may avoid being sampled due to generally larger body size than herbivorous and omnivorous species and generally reside deeper in the water column than the CPR sampling depth.
Biomass distribution among trophic levels	Low trophic level fish [NI05]	Change in biomass of LTL fish [NP05]	Intermediate	None		There is a slight increase in biomass of low trophic level species according to the indicator time series, but the slope confidence interval includes 0, so we cannot say that there is a trend over this time period. There is thus no evidence of change in this indicator.

Ecosystem characteristic	Indicator	Phenomenon [ID]	Validity of Phenomenon (VP)	Evidence for Phenomenon (EP)		Comments EP
Biomass distribution among trophic levels	High trophic level fish [NI06]	Decreasing biomass of HTL fish [NP06]	Intermediate	None		The linear trend shows a slight decrease, but the slope confidence interval includes 0, so we cannot say that there is a trend over this time period. There is thus no evidence of change in this indicator.
Biomass distribution among trophic levels	High trophic level seabirds [NI07]	Decline in populations of piscivorous surface feeding seabirds [NP07]	High	High		The data show a strong long-term (40 years) decline in all populations of piscivorous surface-feeding seabirds except the great black-backed gull. The declines can be attributed to anthropogenic drivers and are assessed to have significant effects on other parts of the ecosystem. The evidence for the phenomenon is thus assessed as high.
Functional groups within trophic levels	Holoplankton vs. meroplankton [NI08]	Changes in Meroplankton vs. Holoplankton composition [NP08]	Intermediate	Intermediate		There is a clear decline in the time series that can be attributed to a positive effect of increasing temperature on larval abundance of the echinoderm *Echinocardium cordatum*. There are considerable uncertainties about consequences of the changes for other parts of the ecosystem, and the evidence for the phenomenon is therefore rated as intermediate
Functional groups within trophic levels	Copepod body size [NI09]	Reduced average copepod community body size [NP09]	High	Intermediate		There is a decline among both small and large copepods, with the large declining more rapidly than the small, resulting in an overall tendency for a decline for the ratio of abundance of large to small. The decline in the large group is driven by *Calanus* I-IV and in the small group by Acartia and Para/Pseudocalanus. The declines of both of these groups can be linked to climate change (see evaluation of phenomenon for NI03). A development towards smaller copepods is expected to have consequences in the ecosystem, for example for fish larvae. It should be noted that the data only measures change in size as a result of changes in relative species composition and that any changes within species are not measured. Given these points, the evidence for the phenomenon is rated as intermediate
Functional groups within trophic levels	Gelatinous zooplankton [NI10]	Increasing abundances of gelatinous zooplankton [NP10]	Low	Insufficient		As there is no protocol for sampling of gelatinous zooplankton in the parts of the IBTS covering the Norwegian sector of the North Sea and the time series is short, it is considered that the data are insufficient to assess the evidence of this phenomenon
Functional groups within trophic levels	Fish body size [NI11]	Decreasing fish community mean body size [NP11]	High	None		There is large interannual variability in fish community weighed body size. The linear trend is decreasing slowly, and the confidence interval of the slope shows that there might be no trend. There is thus no evidence of change in this indicator.

Ecosystem characteristic	Indicator	Phenomenon [ID]	Validity of Phenomenon (VP)	Evidence for Phenomenon (EP)	Comments EP
Functional groups within trophic levels	Fish life history [NI12]	Decreasing proportion of slow-life species and increasing proportion of fast life species [NP12]	Low	None	All three slope confidence intervals include 0 and the obtained trends are very low. There is thus no evidence of change in this indicator.
Functionally important species and biophysical structures	Calanus species [NI13]	Decrease in abundance of C. finmarchicus relative to abundance of C. helgolandicus [NP13]	High	High	There is a clear decline in the abundance of *C. finmarchicus* relative to that of *C. helgolandicus.* The time series of *C. helgolandicus* shows the most pronounced change (a significant increase), while the change in *C. finmarchicus* abundance is less pronounced (a decline that is not statistically significant). It should be noted that the decline of the latter species is less pronounced in the Norwegian sector of the North Sea than in other parts, probably due to advection from the Norwegian Sea and overwintering part of the population in the Norwegian Trench. The consequences of the changes for the other parts of the ecosystem are well documented and the evidence for the phenomenon this is assessed as high.
Functionally important species and biophysical structures	Pseudocalanus/Paracalanus species [NI14]	Declining abundance of Pseudocalanus spp. and Paracalanus spp. [NP14]	High	High	There is clear decline in the time series that can be attributed to the effects of climate change. Together, the two taxa constitute the most important group of copepods for higher trophic levels after the *Calanus* species, and the expected consequences of the changes for other parts of the ecosystem are there considered to be large and the evidence of the phenomenon assessed as high.
Functionally important species and biophysical structures	Cod stock size [NI15]	Decreasing cod stock size [NP15]	High	High	Strong fisheries pressure brought the stock to low levels until the late 1990s. Climate might currently limit the recovery of the stock (thermal pressure), also driving northward displacement out of the North Sea. There is thus high evidence of decreasing stock size because of human activities
Functionally important species and biophysical structures	Cod recruitment [NI16]	Decreasing cod recruitment [NP16]	Low	Intermediate	Interannual variability has largely decreased since the late 1990s likely due to climate change (Beaugrand m.fl., 2003, Beaugrand og Kirby, 2010). There is thus high evidence of decrease of the recruitment away from reference conditions. Although the impact on the ecosystem is potentially high (niche replacement by haddock, importance of juveniles as food items), there are considerable uncertainties about this, and the evidence for the phenomenon is therefore rated as intermediate.

Ecosystem characteristic	Indicator	Phenomenon [ID]	Validity of Phenomenon (VP)	Evidence for Phenomenon (EP)		Comments EP
Functionally important species and biophysical structures	Haddock stock size [NI17]	Decreasing haddock stock size [NP17]	Intermediate	Low		SSB was higher and very variable before 2005. It stabilized at lower levels since then but is now peaking because of good recruitment in 2019–2020. There is thus low evidence of a decline in haddock SSB.
Functionally important species and biophysical structures	Haddock recruitment [NI18]	Decreasing haddock recruitment [NP18]	Low	Intermediate		According to the assessment, recruitment has strongly decreased over the last 50 years. The low level in the 2000s are likely linked to fishing and/or climate change. However, the drivers of the current state of haddock recruitment are hard to identify. The consequences for the ecosystem are not well understood, therefore the evidence for the phenomenon is assessed as intermediate.
Functionally important species and biophysical structures	Saithe stock size [NI19]	Decreasing saithe stock size [NP19]	intermediate	Low		Although the overall trend is showing a decline when including the gadoid outburst, the recent trends are rather flat and stable. The low biomass of the last 10 years is concomitant with low recruitment. Moreover, due to little evidence of isolation from adjacent stocks, and the high mobility of saithe, it cannot be discounted that this may be linked to changes of the population spatial distribution (changing overlap between the population and the management unit domain). There is thus low evidence for a decline in Saithe SSB caused by anthropogenic activities.
Functionally important species and biophysical structures	Saithe recruitment [NI20]	Decreasing saithe recruitment [NP20]	Low	Intermediate		There is quite high evidence of a decline in Saithe recruitment, and a decrease in interannual variability, but the consequences for the ecosystem are not well understood. There is thus intermediate evidence of a decline in saithe recruitment as a consequence of anthropogenic activities.
Functionally important species and biophysical structures	Lesser sandeel stock size [NI21]	Decreasing lesser sandeel stock size [NP21]	High	None	High	Recent management alleviated the fishing pressure and good recruitment has allowed a recovery of the stock. However, in section 5r, fishing on sandeel is prohibited as the stock size is very low and does not seem to recover. There is thus no evidence of recent decline of Lesser stock size due to anthropogenic drivers in the sector 3r, but high evidence in sector 5r.
Functionally important species and biophysical structures	Lesser sandeel recruitment [NI22]	Decreasing lesser sandeel recruitment [NP22]	Intermediate	None	Insufficient	The period of low recruitment between 2000 and 2010 is likely due to fisheries above the advised quota levels. In the most recent decade, the interannual variability of recruitment is large, and the trend over the time period is not strong. There is no evidence of a decrease in lesser sandeel recruitment in sector 3r. However, there are no data available for sector 5r so here, there are insufficient evidence for a decrease in recruitment of lesser sandeel.
Functionally important species and biophysical structures	Norway pout stock size [NI23]	Stable Norway pout stock size [NP23]	intermediate	Low		There are no strong signs of increase or decrease in the Norway pout. However, interannual variation cast large uncertainties around that statement, and the stock is currently recovering from high fishing pressure before 2000s. There is low evidence for a stable stock size of Norway pout.

Ecosystem characteristic	Indicator	Phenomenon [ID]	Validity of Phenomenon (VP)	Evidence for Phenomenon (EP)		Comments EP
Functionally important species and biophysical structures	Norway pout recruitment [NI24]	Stable Norway pout recruitment [NP24]	Low	Low		There are no strong signs of increase or decrease in the Norway pout recruitment. However, interannual variation cast large uncertainties around that statement, and the stock is currently recovering from high fishing pressure before 2000s. There is low evidence for a stable recruitment of Norway pout.
Functionally important species and biophysical structures	Whiting stock size [NI25]	Decreasing whiting stock size [NP25]	Intermediate	None		The first years of the time series may cover the end of the gadoid outburst, after which the whiting SSB continues a slower decrease until the 2010s, without strong ties to fishing pressure. The current SSB trend is increasing and there is no strong evidence of it being driven by anthropogenic pressure. Whiting remains a low-interest stock with little targeted fishing.
Functionally important species and biophysical structures	Whiting recruitment [NI26]	Decreasing whiting recruitment [NP26]	Low	Low		The earliest years had the highest recruitment estimates, which in turn influenced the slope. While there is high interannual variability in whiting recruitment, no significant downward trend can be seen. There is thus low evidence of a decrease in waiting recruitment resulting from anthropogenic impacts.
Functionally important species and biophysical structures	Herring stock size [NI27]	Decreasing herring stock size [NP27]	High	Intermediate		Initial decline is likely due to fisheries up to the late 1970s. Species interactions but also climate change (since 2000s: change in zooplankton community, new predators) could be hampering the recovery of the stock despite better management. Impact on the ecosystem might have occurred during the 1980s, but there is high uncertainty about this. There is thus intermediate evidence for the decline of herring SSB.
Functionally important species and biophysical structures	Herring recruitment [NI28]	Decreasing herring recruitment [NP28]	Intermediate	Intermediate		Low levels of SSB are associated with low recruitment in the late 1970s (fisheries driven probably) and since the 2000s the recruitment is at a lower level (likely linked to climate change). This has a known impact on herring SSB. The evidence for decline of herring recruitment is thus intermediate.
Functionally important species and biophysical structures	Mackerel stock size [NI29]	Decreasing mackerel stock size [NP29]	Intermediate	Intermediate		The early decline is likely linked to overfishing. Prolonged fisheries above the advised quota levels in recent years is hidden by good recruitment and years classes, but the stock size should be higher with less fishing (WGWIDE report). There is thus intermediate evidence for this phenomenon
Functionally important species and biophysical structures	Mackerel recruitment [NI30]	Change in mackerel recruitment [NP30]	Low	Low		After the 2000s, recruitment has improved, maybe because of climate change, but the processes are uncertain. The evidence of the phenomenon is thus assessed as low.

Ecosystem characteristic	Indicator	Phenomenon [ID]	Validity of Phenomenon (VP)	Evidence for Phenomenon (EP)		Comments EP
Functionally important species and biophysical structures	Northern shrimp stock size [NI31]	Decreasing shrimp stock size [NP31]	High	Intermediate		The current stock size is very low compared to what was estimated 120 years ago. Predators' stocks are low, and higher shrimp stock levels would be expected under such conditions. Current low recruitment might be driving the low stock size. Fishing pressure is also higher now than in the past. There is a high level of evidence that the expected changes have occurred.
Functionally important species and biophysical structures	Northern shrimp recruitment [NI32]	Decreasing shrimp recruitment [NP32]	Low	Intermediate		Productivity level in the stock are now lower than expected under reference conditions. Low recruitment started to occur before the stock size decreased, so the fishing mortality might not be at levels where it becomes problematic for the recruitment. In is uncertain what is driving the current low levels of recruitment. There is thus intermediate evidence for the phenomenon.
Landscape-ecological patterns	Area unimpacted by bottom trawling [NI33]	Decreasing area unimpacted by bottom trawling [NP33]	High	High		There is clear evidence that a significant part of the assessment area is impacted by bottom trawling. This is expected to have significant ecosystem consequences. The evidence for the phenomenon is thus rated as high.
Biological diversity	Fish species vulnerable to higher temperature [NI34]	Decreasing biomass of fish vulnerable to higher temperatures [NP34]	Intermediate	None		The biomass of cold-water species has decreased then increased over the period. The trend is negative, but the confidence interval of the slope includes 0. There is thus no evidence of decrease for this indicator
Biological diversity	Fish species benefiting from higher temperature [NI35]	Increasing biomass of fish species benefitting from higher temperature [NP35]	Intermediate	None		There is only a slight increase in the biomass of warm-water species. The trend is positive, but the confidence interval of the slope includes 0. There is thus no evidence of increase for this indicator
Biological diversity	Copepod species vulnerable to higher temperature [NI36]	Decrease in number of species sensitive to higher temperatures [NP36]	Intermediate	Low		There is a tendency for a decline in the time series, but the trend is not significant as the confidence interval for the regression coefficient in the linear model includes 0. There are uncertainties associated with the consequences of the change in the indicator for other parts of the ecosystem. Thus, the evidence for the phenomenon is assessed as low.

Ecosystem characteristic	Indicator	Phenomenon [ID]	Validity of Phenomenon (VP)	Evidence for Phenomenon (EP)		Comments EP
Biological diversity	Copepod species benefiting from higher temperature [NI37]	Increase in number of “Warm-water species” [NP37]	Intermediate	Low		There is a tendency for an increase in the time series, but the trend is not significant as the confidence interval for the regression coefficient in the linear model includes 0. There are uncertainties associated with the consequences of the change in the indicator for other parts of the ecosystem. Thus, the evidence for the phenomenon is assessed as low.
Biological diversity	Fish species vulnerable to fisheries [NI38]	Decreasing biomass of fish species vulnerable to fisheries [NP38]	High	None		The biomass of fisheries-sensitive species has decreased then increased over the period. The trend is negative, but the confidence interval of the slope includes 0. There is thus no evidence of decrease for this indicator
Abiotic factors	Temperature [NI39]	Warming of the water column [NP39]	High	High		High evidence of an increase in temperature that can be linked to anthropogenic impact on the climate and high level of evidence of both observed and expected changes in the ecosystem as a consequence of this.
Abiotic factors	Stratification [NI40]	Increasing stratification of the upper water column [NP40]	High	None		There is no evidence of an increased stratification (rather the evidence points towards a decrease). It should be noted that the data can be strongly influenced by atmospheric conditions (wind) and the coverage of the survey, and thus exhibit large natural year to year variation.
Abiotic factors	Flow conditions [NI41]	Increasing inflow of Atlantic water to the North Sea [NP41]	Intermediate	None		There is no evidence of an overall change in the indicator when looking at the whole time series.
Abiotic factors	Nutrients [NI42]	Increasing concentration of nutrients [NP42]	High	None		There is a decline in both time series (PO4 and NO2-NO3, respectively), thus indicating a development towards rather than away from the reference condition. This is clearly linked to decreased anthropogenic impact through runoff from land and has also had impact on other parts of the ecosystem, such as decreased chlorophyll concentrations.
Abiotic factors	Light attenuation [NI43]	Increase in light attenuation [NP43]	High	Intermediate		There is a statistically significant increase in light attenuation through the time series. This is seen in a statistical model where the effects of season and position of sampling is taken into account (Opdal m.fl., 2019). The time series shown in the appendix does not go beyond year 2000. Unpublished results from an updated time series show that the increase may have levelled off during the last two decades (Opdal pers. comm.). As the knowledge of the consequences of change in the indicator for the rest of ecosystem is rated as less good, the overall assessment of EP is set to intermediate.

Ecosystem characteristic	Indicator	Phenomenon [ID]	Validity of Phenomenon (VP)	Evidence for Phenomenon (EP)		Comments EP
Abiotic factors	pH [NI44]	Decreasing pH [NP44]	Intermediate	Intermediate		Despite a short time series, there is a clear decreasing trend in pH. As there are considerable uncertainties about the consequences of this for other parts of the ecosystem, the evidence for the phenomenon is rated as intermediate.
Abiotic factors	Aragonite saturation [NI45]	Decreasing aragonite saturation [NP5]	Intermediate	Intermediate		Despite a short time series, there is a clear decreasing trend in aragonite saturation. As there are considerable uncertainties about the consequences of this for other parts of the ecosystem, the evidence for the phenomenon is rated as intermediate.

HAVFORSKNINGSINSTITUTTET

Postboks 1870 Nordnes
5817 Bergen
Tlf: 55 23 85 00
E-post: post@hi.no
www.hi.no