



DIREKTORATET FOR  
NATURFORVALTNING



DN-utredning 3-2010

# Naturindeks for Norge 2010

# Naturindeks for Norge 2010

DN-utredning 3-2010

Utgiver:

Direktoratet for naturforvaltning

Dato: September 2010

Antall sider: 164

Emneord: biologisk mangfold, tilstand, naturindeks, ferskvann, hav, kystvann, myr, åpent lavland, fjell, skog

Keywords: biodiversity, condition, state, Nature Index, freshwater, sea, coastal waters, mire, semi-natural habitats, mountain, forest

Bestilling:

Direktoratet for naturforvaltning,  
postboks 5672 Sluppen, 7485 Trondheim  
Telefon: 73 58 05 00  
Telefaks: 73 58 05 01  
[www.dirnat.no/publikasjoner](http://www.dirnat.no/publikasjoner)

Refereres som: Nybø S. (red.).

Naturindeks for Norge 2010.

DN-utredning 3-2010. Kapitler siteres som (eksempel): Pedersen, H.C. & Eide, N. 2010. Fjell. I: Nybø S. (red.).

Naturindeks for Norge 2010

ISBN (Trykt): 978-82-7072-405-5

ISBN (PDF): 978-82-7072-419-2

ISSN (Trykt): 0804-1504

ISSN (PDF): 1891-4616

Foto omslag: Dag H. Karlsen

Layout: Guri Jermstad AS

Trykk: Skipnes



EKSTRAKT:

Formålet med å etablere en naturindeks for Norge er å få en oversikt over den samlede utviklingen til biologisk mangfold og avklare hvorvidt vi klarte å stanse tapet av biologisk mangfold innen utgangen av 2010. Arbeidet er det første forsøket på å etablere en helhetlig indeks for Norge, og deltakere fra mange forskningsdisipliner har bidratt i prosjektet.

For å lage indeksen har man valgt ut en rekke indikatorer som samlet skal gi et representativt bilde av tilstanden til biologisk mangfold. Naturindeksen inkluderer indikatorer som reflekterer bestandsendringer hos arter, men også indirekte indikatorer (som for eksempel død ved). Det er totalt benyttet ca 309 indikatorer som dekker viktige aspekter ved biologisk mangfold.

Data om indikatorene er samlet inn fra eksperter som har gitt estimater av indikatorverdier på flere tidspunkter på grunnlag av ekspertvurderinger, overvåkingsdata eller bestandsmodeller. For å kunne sette sammen dataene til en indeks, har en referansetilstand blitt beregnet for hver indikator. Referansetilstanden reflekterer en økologisk bærekraftig tilstand for indikatoren, og indikatorverdiene viser eventuelle avvik fra denne tilstanden.

Denne utredningen dokumenterer data-grunnlaget for hver enkelt indikator som inngår i datasettet.

ABSTRACT:

The Nature Index (NI) is established to get an overview of the state and development of biodiversity within the major ecosystems of Norway. It includes marine, limnic and terrestrial ecosystems. The aim of the index is to measure if Norway manages to halt the loss of biodiversity by the end of 2010.

A number of indicators are chosen to represent the state of biodiversity. 125 scientists from various disciplines of research have contributed with data, expert judgements or modeled data for 309 indicators representing different aspects of biological diversity, such as trophic levels, key species and threatened and common species. In order to assemble all the data to an index, a reference value has been estimated for each indicator. The reference value reflects an ecological sustainable value for the indicator, and the indicator values displays eventual divergence from this state. This report describes how data on reference values, uncertainty and values for 1950, 1990, 2000 and 2010 has been set for each indicator. Furthermore, this report documents the data sources for each of the indicators that are included in the data set.

# Forord

Arbeidet med å etablere en Naturindeks for Norge ble nedfelt i Regjeringserklæringen til Stoltenberg i 2005 Soria Moria 1, og bekreftet i Soria-Moria 2 i 2009. Formålet med naturindeksen var "å innføre en naturindeks for Norge, for å danne et bilde av utviklingstrender i naturen inkludert kulturlandskapet". Hovedformålet med naturindeksen er først og fremst å få et overblikk over utviklingen av biologisk mangfold i Norge presentert på en oversiktlig måte. Samtidig skal naturindeksen identifisere viktige kunnskapsbehov for å kunne følge utviklingen framover. Den politiske målsetningen har gjort Norge til et foregangsland innen etablering av samleindekser for biologisk mangfold, og Norge er, så vidt vi vet, det eneste landet i verden som per 2010 innfører en naturindeks som skal oppdateres med jevne mellomrom.

Arbeidet med å utvikle rammeverket for naturindeks startet høsten 2007. Rammeverket bygger på internasjonale tilnærminger, men det er gjort et betydelig utviklingsarbeid for å forbedre tidligere tilnærminger. I 2008 ble det gjennomført et pilotprosjekt i Midt-Norge for å teste ut datainnsamling, beregning og presentasjonsform innenfor det foreslåtte rammeverket. Dette arbeidet ga nyttig lærdom for etablering av denne første Naturindeks for Norge.

På oppdrag fra Miljøverndepartementet har Direktoratet for Naturforvaltning ledet arbeidet med å utvikle en Naturindeks for Norge. Alle de store forskningsinstituttene som gjennomfører overvåking av biologisk mangfold har vært involvert i prosjektet. De involverte instituttene er (instituttkoordinatorene i parentes): Bioforsk (Ann Norderhaug-åpent lavland), Havforskningsinstituttet (Gro van der Meeren – hav og kystvann), Norsk institutt for naturforskning (Olav Skarpaas - landmiljø, Ann Kristin Schartau – ferskvann), Norsk institutt for vannforskning (Markus Lindholm- ferskvann, Eivind Oug – kystvann), Norsk institutt for skog og landskap (Jan Erik Ørnelund Nilsen -skog). I alt har ca 125 personer levert data eller ekspertvurdering til 309 indikatorer fordelt på 9 økosystemer. Videre har en egen statistikkgruppe vært tilknyttet prosjektet. Gruppen har gitt råd om den matematiske behandlingen av data, og vært ledet av Olav Skarpaas, NINA. Gregoire Certain, NINA har gjennomført alle matematiske analyser og produsert kart og figurer til rapporten, et meget omfattende arbeid. Arbeidet har vært gjennomført etter råd fra statistikkgruppen. Takk til alle disse personene og det store arbeidet som er lagt ned av mange. Videre ønsker DN å takke alle forfattere til kapitlene i denne utredningen og alle som har deltatt i kvalitetssikringen av denne utredningen. Signe Nybø (DN) har vært prosjektleder for arbeidet.

Videre har Naturindeksprogrammet innledet samarbeid med SSBs forskningsprosjekt "Sustainable development indicators (SDI) in the context of the precautionary principle". En spesiell takk til Per Arild Garnåsjordet og Lulie Aslaksen (SSB) som har vært gode inspiratorer for arbeidet og koplingen opp mot samfunnsvitenskapen.

DN ser på dette som starten på et langsiktig arbeid med å måle endringer i naturen, og som et hjelpemiddel til å prioritere hvor tiltak for å forbedre miljøet skal settes inn. Videre er arbeidet med naturindeks viktig for å prioritere oppbyggingen av kunnskapsgrunnlaget for biologisk mangfold. Alle rapporter og bakgrunnsdata om naturindeks legges ut på [www.dirnat.no/naturindeks](http://www.dirnat.no/naturindeks).

Direktoratet for naturforvaltning, september 2010

Janne Sollie

Direktør

# Sammendrag

Denne rapporten presenterer den første Naturindeks for Norge. Naturindeksen skal gi et overblikk over utviklingen for biologisk mangfold, og skal bidra til å måle om tapet av biologisk mangfold stanser, slik Norge har forpliktet seg til i internasjonale avtaler. Naturindeksen bygger på internasjonale metoder for lignende indekser, og videreutvikler disse. Naturindeksen beregner tilstand for biologisk mangfold i de store økosystemene. For hvert av økosystemene er det valgt ut et sett med indikatorer som representerer det biologiske mangfoldet. Indikatorene er arter eller såkalte indirekte indikatorer som sier noe om potensialet for biologisk mangfold. Død ved er et eksempel på en slik indirekte indikator. Naturindeksen består av 309 indikatorer fordelt på 9 økosystemer: havbunn, hav-pelagisk, kystvannbunn, kystvann-pelagisk, ferskvann, åpent lavland, skog, myr-kilde-flommark, samt fjell. For mange av økosystemene har det vært problematisk å framskaffe et tilstrekkelig datamateriale med den følge at grunnlaget for å beregne tilstandsendringer er ujevnt og til dels gir usikre resultater. Dette er likevel den mest omfattende sammenstillingen av data om biologisk mangfold som er gjort i Norge, og vi mener at det gir en god pekepinn på tilstanden i de store økosystemene.

Resultatene viser at tilstanden for biologisk mangfold i 2010 er god i havet, i kystvann, ferskvann og fjell (NI=0,69-0,80). Verdien 1 representerer referansetilstand for alle indikatorer i det studerte økosystemet. Åpent lavland og skog har samlet sett dårligst tilstand av alle de store økosystemene (NI=0,43-0,44), mens myr-kilde-flommark har en noe bedre tilstand (NI=0,55). Åpent lavland består i hovedsak av gamle kulturmarker som er avhengig av skjøtsel, så som beiting, lyngbrenning eller slått. Mangel på skjøtsel og husdyr på beite har gjort at det er en omfattende gjengroing av kystlynghei og gras- og urterik mark, noe som medfører at arealene av disse økosystemene blir mindre. Tilstanden på det gjenværende arealet er dessuten gjennomgående dårlig. For skog skyldes den relativt dårlige tilstanden en kombinasjon av skogbruk (reduerte mengder død ved og gamle trær) og lave rovviltbestander. Videre er elg- og hjortebestanden så høy at den i enkelte områder har negativ innvirkning på annet

biologisk mangfold. Tilstanden i skog er dårligst i Midt-Norge og Hedmark. Myr har vært utsatt for omfattende grøfting, uttak av torv og nydyrking siden 1930-tallet, og det er stor geografisk variasjon i tilstanden til økosystemet myr-kilde-flommark. I tillegg er enkelte myrtyper spesielt følsomme for langtransportert nitrogen, klimaforandringer og motorisert ferdsel på barmark. Fjellet har generelt god tilstand, mens i enkelte sentrale fjellområdene i Sør-Norge er tilstanden dårligere. Dette skyldes kombinasjoner av faktorer som tilførsel av langtransportert forurensning, endring i arealbruk (mindre setring, økt kraft-, veg- og hyttebygging), samt klimaendringer. Generelt sett er tilstanden for biologisk mangfold i Norge bedre enn mange andre steder ellers i verden.

Naturindeksen er beregnet for 1990, 2000 og 2010 for å illustrere utviklingen i økosystemene de siste 20 år. Både i havet og i ferskvann har det samlet sett for Norge blitt en forbedring i tilstanden, med henholdsvis 8 % for havbunn, 11 % for hav-pelagisk og 10 % for ferskvann. Forbedret forvaltning av de kommersielle fiskebestandene har blant annet bidratt til at tilstanden for biologisk mangfold er forbedret eller stabil i alle de store havområdene. Unntaket er Skagerrak der det har vært en forverring for artene som lever i vannmassene (pelagisk). Her kan det være problemer med overfiske og eutrofiering. I ferskvann henger forbedringen sammen med en rekke målrettede forvaltningstiltak for å forbedre miljøtilstanden. På Sørlandet, Østlandet og Vestlandet har tilstanden i ferskvann blitt betydelig forbedret siden 1990 (15-24 %). Den internasjonale avtalen om å redusere utslippene av forbindelser som gir sur nedbør (Gøteborgprotokollen) og kalkingen for å motvirke forsuringen, har bidratt til forbedringen. Forbedringen er i hovedsak reflektert for én indirekte indikator (tålegrenser for forsuring). Den biologiske responsen på redusert forsuring er svakere, men hittil mangler gode biologiske indikatorer til å tallfeste det. I kystvann kan vi ikke påvise noen betydelig endring fra 1990 til 2010 for landet samlet sett, men det har vært en stor forbedring i naturindeksen for kystvann-pelagisk på Østlandet (19,7 %) og Sørlandet (8,3 %) i perioden. Forbedringen gjenspeiler økt rensing av avløpsvann og redusert langtransport av næringssalter fra sydlige Nordsjøen, men beregningen bygger på få indikatorer og er derfor noe usikker. I samme

område har tilstanden i kystvann-bunn blitt redusert (Østlandet: 11,0 %, Sørlandet: 15,8 %). Dette skyldes i hovedsak eutrofiering, hvor forbedring inntrer senere enn i vannmassene, arealinngrep i sensitive kystområder og beskatning av fiskebestander.

Tilstanden i kystvann-bunn er i 2010 fortsatt mindre god langs Nordlandskysten på grunn av kråkebollenes nedbeiting av taeskogen, men nedbeitingen er vesentlig mindre i Midt-Norge i 2010 enn i 1990. Årsakene til denne nedbeitingen er uklar. For skog var det ikke mulig å beregne en samlet utvikling av naturindeksen fra 1990 til 2010. Dette skyldes mangel på data for viktige indikatorer i 1990. For de andre terrestriske økosystemene, har det vært en forverring i naturindeksen fra 1990 til 2010. Den største forverringen har vært i åpent lavland, med en tilbakegang på 12 %. Tilbakegangen er størst på Østlandet, på hele 16 %. Fjell og myr-kilde-flommark har hatt en tilbakegang på henholdsvis 4,1 % og 5,2 %. For myr-kilde-flommark er tilbakegangen mest markert i Nord-Norge, der de klimafølsomme palsmyrene smelter relativt raskt. Også for fjell har vi den største tilbakegangen (6,7 %) i Nord-Norge. Den mest dramatiske tilbakegangen har vi samlet sett for åpent lavland. Her er naturindeksen redusert med 12,0 % i perioden, og reduksjonen er forholdsvis lik over hele landet.

Arbeidet med naturindeksen dokumenterer at kunnskapsgrunnlaget for biologisk mangfold er mangelfullt. Kunnskapen om virveldyr (fisk, fugl, pattedyr) er relativt god, men for sopp, lav, moser, karplanter og invertebrater er kunnskapen svært mangelfull. Bedre overvåkingsdata av planter og invertebrater er påkrevd i alle økosystemer, men også mer geografisk dekkende overvåkingsdata for de fleste indikatorer er nødvendig. Bedre kunnskapsgrunnlag vil gi sikrere vurderinger av endringer i biologisk mangfold, og dermed mer presis og målrettet forvaltning. Denne utredningen gir en prioritert oversikt over kunnskaps-hull som bør fylles for å forbedre kunnskapsgrunnlaget for forvaltningen, men også for å få en forbedret naturindeks når denne skal oppdateres i 2015.

Forskerne som har bidratt med data til naturindeksen, har svart på spørsmål om hvordan de tror utviklingen vil bli for deres indikatorer fram mot 2020. Der de har vurdert utviklingen som negativ, har forskerne også pekt på hvor det haster å gjennomføre tiltak, og om det vil være lett eller vanskelig å gjennomføre nødvendige tiltak. Forskerne som har vurdert indikatorer for åpent lavland, er mest bekymret for utviklingen, og de mener det haster med å få gjennomført tiltak for å opprettholde en god tilstand her. Samtidig mener de slike tiltak vil være forholdsvis enkle å gjennomføre (i det minste fra et faglig perspektiv) hvis de gjennomføres nå. For andre hovedtyper av økosystemer er forskerne til dels mindre bekymret for utviklingen eller mer usikre på hvordan utviklingen vil bli, samtidig som de ikke er like sikre på at tiltak for å gjenopprette en gunstig tilstand er mulig eller haster.

# Summary

This report presents the first Nature Index of Norway. The Nature Index is intended to give an overview of the development of biological diversity and to help measure whether the loss of biological diversity is being stopped, as Norway has pledged in international agreements. The Nature Index is based on international methods for similar indices and develops them further. It calculates the state of biological diversity in larger ecosystems and a set of indicators has been selected for each ecosystem to represent its biological diversity. These indicators are either species or indirect indicators that indicate the potential for biological diversity for several species. Dead wood is an example of such an indirect indicator. The Nature Index consists of 309 indicators distributed over 9 broad ecosystems: seabed, sea-pelagic, coastal waters-seabed, coastal waters -pelagic, freshwater, open lowland, forest, mires-spring-floodplain and mountain. Obtaining sufficient data material for some of these ecosystems has been a problem, with the result that the basis for calculating the index gives somewhat uncertain results. This is, however, the most comprehensive comparison of data on biological diversity that has ever been made in Norway, and we believe that it provides a good pointer to the state of major ecosystems.

The results show that the state of biological diversity in 2010 is good in the sea, in coastal waters, in freshwater and in the mountains (NI = 0.69-0.80), where NI= 1 indicates reference state for all indicators in the given ecosystem. Overall, open lowland and forests have the poorest state of all the major ecosystems (NI = 0.43-0.44), while mires-spring-floodplain is in somewhat better state (NI = 0.55). Open lowland consists mainly of semi-natural ecosystems, that is old cultivated meadows and coastal heathlands that is dependent on management, such as grazing, heather burning or haymaking. The lack of management and grazing animals has led to considerable encroachment of coastal heathlands and grass- and herb rich pastures, which means that the areas of such habitats become smaller. The state of the remaining areas is also consistently poor. The relatively poor state of forest is due to a combination of forestry (reduced quantities of dead wood and old trees) and low numbers of predators. Furthermore, numbers of moose and red deer are so high

that in some areas this is having a negative effect on other biological diversity. The state of forests is poorest in Central Norway and Hedmark. Mires have been exposed to comprehensive ditching, turf cutting and cultivation since the 1930s and there is a great geographic variation in the state of the mires-spring-floodplain ecosystem. Some types of mires are particularly vulnerable to long-distance nitrogen, climate change and motorised transport on ground when it is not covered by snow. The mountains are generally in good state, but the state is poorer in some central mountain areas in South Norway. This is due to combinations of factors such as long-distance pollution, changes in land use (less use of summer pastures and increased powerlines, road and holiday home development) and climate change. In general, the state of biological diversity in Norway is better than in many other parts of the world.

The Nature Index has been calculated for 1990, 2000 and 2010 to illustrate developments in the ecosystems over the last 20 years. Both the sea and freshwater have seen an overall improvement of states in Norway, at 8 % for seabed, 11 % for sea-pelagic and 10 % for freshwater. Improved management of commercial fish stocks has among other things helped the state of biological diversity to improve or stabilise in all the major sea areas. The exception is the Skagerrak, which has seen a worsening for species that live in open water (pelagic). There may be problems with overfishing and eutrophication here. In freshwater, the improvement is linked to a number of specific management measures to improve environmental states. In southern areas and in Eastern and Western Norway, the state of freshwater has substantially improved since 1990 (15-24 %). The international agreement on reducing emissions of compounds that lead to acid rain (the Gothenburg Protocol) and liming to combat acidification have contributed to this improvement. The improvement has been mainly reflected in one indirect indicator (critical level of acidification). The biological response to reduced acidification is weaker, but to date we lack good biological indicators to quantify this. For coastal waters, we cannot identify any significant change from 1990 to 2010 for the country as a whole, but there has been a great improvement in the Nature Index for coastal waters-pelagic in Eastern Norway (19.7 %) and Southern areas (8.3 %) over the period. This improvement reflects the increased

purification of sewage and reduced long-distance effects of nutrient salts from the southern North Sea, but the calculation is based on few indicators and is therefore uncertain. In the same areas, the state of coastal waters-seabed has deteriorated (11.0 % in Eastern Norway and 15.8 % in Southern areas). This is mainly due to eutrophication, which causes improvements to take effect later than in open water, impacts on sensitive coastal areas, and overexploitation of fish stocks.

The state of coastal waters-seabed along the Nordland coast remains less good in 2010 due to the kelp forest being overgrazed by sea urchins, but this overgrazing is much less marked in Central Norway in 2010 than in 1990. The causes of this overgrazing are unclear. It was not possible to calculate an overall trend for the Nature Index between 1990 and 2010 for forest. This is due to a lack of data for key indicators in 1990. For the other terrestrial ecosystems, there has been a deterioration in the Nature Index from 1990 to 2010. The greatest deterioration has been in open lowland, with a reduction of 12 %. This reduction is greatest in Eastern Norway, as much as 16 %. Mountains and mires-spring-floodplain have seen a reduction of 4.1 % and 5.2 % respectively. The reduction for mires-spring-floodplain has been most marked in Northern Norway, where the climate sensitive palsa bogs are slowly melting. North Norway also has the greatest reduction for mountains (6.7 %). The most dramatic deterioration we have seen overall has been for open lowland. Here the Nature Index has declined by 12.0 % during the period and this reduction is relatively similar all over the country.

Work on the Nature Index has demonstrated that the information basis for biological diversity is deficient. Information about vertebrates (fish, birds, mammals) is relatively good, but the amount of information for fungi, plants and invertebrates is very poor. Better surveillance data for plants and invertebrates is needed for all ecosystems, but surveillance data that gives better geographical coverage is also needed for most indicators. A better information base will allow more secure assessments of changes in biological diversity and thereby more precise and better targeted management. This report gives a prioritised summary of gaps in our knowledge that must be filled in order to improve the information base for management, but also to allow for an improved Nature Index when it is updated in 2015.

The researchers who have provided data for the Nature Index have responded to questions about what trends they think there will be in their indicators by 2020. Where they have foreseen a negative trend, the researchers have also pointed out where measures are most urgently needed and whether the implementation of such measures will be straightforward or difficult. The researchers who have assessed indicators for open lowland are the most concerned about future trends and they believe that measures must urgently be introduced to maintain a good standard here. They also believe that such measures will be relatively easy to implement (at least from a technical perspective) if they are introduced now. For other major ecosystem types, the researchers are either less concerned about developments or less certain about what these developments will be. They are also less certain about whether measures to re-establish favourable states are either possible or urgent.

# Innhold

Forord.....	3
Sammendrag.....	4
Summary.....	6
1 Naturindeks, hovedresultater og kunnskapsbehov.....	9
2 Hav (bunn og pelagisk).....	25
3 Kystvann (bunn og pelagisk).....	46
4 Ferskvann.....	60
5 Åpent lavland.....	70
6 Skog.....	79
7 Myr-kilde-flommark.....	94
8 Fjell.....	109
9 Hva tror forskerne om den framtidige utviklingen for biologisk mangfold, sett i et føre-var perspektiv?.....	124
10 Muligheter og begrensninger med naturindeksen.....	136
11 Konklusjoner og veien videre.....	141
12 Referanser alle kapitler.....	142
Vedlegg 1: Kort om beregningsmetoden.....	149
Vedlegg 2: Indikatorliste.....	154



# 1 Naturindeks, hovedresultater og kunnskapsbehov

Forfattere: Signe Nybø<sup>1</sup>, Gregoire Certain<sup>2</sup>, Olav Skarpaas<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Direktoratet for naturforvaltning, Postboks 5672 Sluppen, NO- 7485 Trondheim

<sup>2</sup>Norsk institutt for naturforskning, Postboks 5685 Sluppen, NO- 7485 Trondheim

## 1.1 Biologisk mangfold, bærekraftig utvikling og Naturindeks

Jordens biologiske mangfold er av stor betydning for mennesker. Mangfoldet er enormt, og vi har dårlig oversikt. Hva vet vi egentlig om utviklingen til biologisk mangfold? Hva er hovedtrendene? I denne rapporten presenterer vi Naturindeks for Norge – som både er en indikator (tall) og et rammeverk som gir oversikt over utviklingen og knytter forbindelsen til menneskelig påvirkning og trusselfaktorer. Dette innledningskapitlet setter biologisk mangfold i sammenheng med bærekraftig utvikling.

Den omfattende teknologiske og økonomiske utviklingen har, sammen med befolkningseksplosjonen i det siste århundret, medført at presset mot økosystemene er dramatisk. I følge Millennium Ecosystem Assessment (2005) er endringene i jordbruk, skogbruk og fysiske inngrep den største globale trusselen mot det biologiske mangfoldet på landjorda, mens i havet er fiskeriene den største trusselen. I ferskvann er endringer i vannregimer, fremmede arter og forurensning, og da særlig eutrofiering, de største trusslene. Klimaendringer er en økende trussel for alle økosystemene.

Det biologiske mangfoldet på jorda er så stort og omfattende at ingen har oversikt over alle arter som eksisterer (Boks 1-1). Så langt er mellom en og to millioner arter beskrevet, men man regner med at mellom fem og 15 millioner arter fremdeles er uopdaget (Artsdatabankens nettsider). Utryddelsen av arter går i dag raskere enn vi klarer å beskrive nye arter, og utryddeshastigheten er mellom 100-1000 ganger raskere enn for 0,5-13 millioner år siden (Millennium Ecosystem Assessment 2005).

**Boks 1-1.** Biologisk mangfold er mangfoldet av økosystemer, arter og genetiske variasjoner innenfor artene, og de økologiske sammenhengene mellom disse komponentene. (Naturmangfoldloven).

**Boks 1-2.** Økosystemene bidrar med mange typer nytteverdier for menneskene. Disse omtales gjerne som økosystemtjenester. Eksempler på økosystemtjenester er:

- Produkter: mat, bygningsmaterialer, brensel, vann
- Regulerende mekanismer: klimaregulering, rensing av vann, luft og jord, regulering av skadedyr, flomregulering
- Kulturelle opplevelser: Estetiske opplevelser, hellige og religiøse steder, friluftsliv, frisk luft, kunnskap om naturen
- Støttefunksjoner som er nødvendig for å produsere andre økosystemtjenester, for eksempel jorddannelse, pollinering, primærproduksjon, oksygenproduksjon, sirkulasjon av næringsstoffer

(Millennium Ecosystem Assessment 2005)

Konflikten mellom omfanget og tap av arter og naturtyper er et etisk spørsmål, men også et eksistensielt spørsmål. Menneskene er direkte avhengig av økosystemtjenestene som det biologiske mangfoldet produserer (Boks 1-2). Marin fisk er for eksempel den viktigste animalske proteinkilden til en milliard mennesker (ten Brink *et al.* 2009). Behovet for mer mat øker i takt med befolkningsveksten. I dag er vi 6.8 milliarder mennesker, og prognosene fra FN sier at verdens befolkning kommer til å stabiliseres på 9.3 milliarder i 2050, altså en økning på 39 % fra dagens nivå (State of World Population Report 2009). Allerede i dag benyttes 35 % av jordens areal til matvareproduksjon, og presset på arealene vil øke ytterligere.

Fram til 2050 vil det være behov for å øke matvareproduksjonen med 70 %, dersom matvanene ikke legges om. Samtidig er menneskene avhengig av rent vann. Allerede i dag går 70 % av ferskvann til jordbruksproduksjon, og rent vann er, og vil bli, en mangelvare mange steder. For mange av økosystemene har vi ikke tilstrekkelig kunnskap om hvilke elementer av det biologiske mangfoldet som er nødvendig for å sikre vannforsyning og matproduksjon. Det vi vet er at det er billigere å forebygge tap av biologisk mangfold, enn å restaurere det (<http://www.teebweb.org>). For å forebygge tap, trengs verktøy for å knytte endringer i biologisk mangfold til årsaker.

I Norge er trusselbildet trolig svært likt det internasjonale, men omfanget av påvirkningene er mindre her i landet enn i de tettest befolkede områdene i verden. Klimaendringer og fremmede arter kan komme til å få større betydning som trusselfaktorer i framtida, men per i dag har vi ikke gode nok verktøy for å måle hva som utgjør de største truslene mot det biologiske mangfoldet i Norge. Et viktig formål med Naturindeksen er å se utviklingen i biologisk mangfold i sammenheng med menneskelig påvirkning og trusselfaktorer.

### 1.1.1 Bærekraftig utvikling

Bærekraftig utvikling er fundamentert på tre grunnsteiner som alle må være i god tilstand for at kravet om bærekraftig utvikling skal være oppfylt: økonomi, sosiale forhold og miljø/økologi. Selv om utviklingen i biologisk mangfold er mest direkte knyttet til miljøforhold og økologisk bærekraftig utvikling, har biologisk mangfold betydning for alle de tre grunnsteinene. Statistisk sentralbyrå (SSB) utgir årlige rapporter som omtaler indikatorer for bærekraftig utvikling i Norge i forhold til politikkområdene i regjeringens strategi for bærekraftig utvikling (Brunvoll & Smith (red.) 2010).

Økonomiske sider av bærekraftig utvikling. I Norge måles den økonomiske siden av bærekraftig utvikling bl.a. med nasjonalinntekten per innbygger og et generasjonsregnskap (Brunvoll & Smith (red.) 2010). Et problem med de økonomiske indikatorer for bærekraft er at dagens rådende økonomiske modeller måler forbruk og produksjon ut fra bruttonasjonalprodukt og ikke inkluderer økosystemtjenestene som biologisk mangfold produserer eller de faktiske økologiske kostnadene ved å ødelegge natur og økosystemer (ten Brink *et al.* 2009). Insektenes arbeid for å pollinere frukt, bær og andre nyttevekster

**Boks 1-3.** Bærekraftig utvikling er en utvikling som sikrer behovene til dagens generasjon uten å sette framtidige generasjoners behov i fare (Verdenskommisjonen for miljø og utvikling 1987).

slik at menneskene får en variert matproduksjon, er et eksempel på slike økologiske tjenester. Andre eksempler er skogenes evne til å binde CO<sub>2</sub> for klimastabilisering, og ferskvannsorganismenes bidrag til å rense vann (boks 1-2). Negative økologiske konsekvenser kan blant annet knyttes til at økosystemene presses så hardt at det inntreffer kritiske punkt, såkalte "tipping points", hvor økosystemene kolliderer og totalt skifter funksjon (Leadley *et al.* 2010). Eksempler på økosystemer som kan nærme seg slike kritiske punkt, er Amazonas' skoger og havet (på grunn av havforsuringen). Studier av bærekraftig utvikling med hovedvekt på økonomiske forhold kan undervurdere behovet for kunnskap om økologisk bærekraft, ikke minst for å identifisere og synliggjøre alvorlige trusler som tap av biologisk mangfold. På sikt kan svekkelse av økologisk bærekraftig utvikling også føre til meget negative konsekvenser for den økonomiske utviklingen.

Sosiale sider av bærekraftig utvikling. I Norge måles den sosiale siden av bærekraftig utvikling med indikatorer knyttet til sosiale ulikheter i økonomi, utdanningsnivå, utstøting fra arbeidsliv, og helse og velferd (Brunvoll & Smith (red.) 2010). I tillegg kan den globale dimensjonen av bærekraftig utvikling knyttes til det sosiale aspektet. To indikatorer brukes til å måle denne dimensjonen: bistand og import fra utviklingsland. Biologisk mangfold har avgjørende betydning for verdens matvareproduksjon, og dermed stor direkte betydning for menneskenes helse og velferd. I løpet av 25-50 år vil verdens matbehov doubles. Mye av matproduksjonen i verden kommer fra naturlige økosystemer, dvs. fra områder uten aktiv dyrking av mat. Mangel på mat og skjev fordeling av mat kan føre til sult, sosial uro, kortere levealder og gjennomgripende redusert livskvalitet. Biologisk mangfold har også stor direkte betydning for menneskelig velbefinnende som kilde til naturopplevelse gjennom rekreasjon, estetiske og kulturelle opplevelser og friluftsliv.

Miljømessige/økologiske sider ved bærekraftig utvikling. I Norge måles den miljømessige/økologiske siden av bærekraftig utvikling med indikatorer for klima og forurensning, energiforbruk, naturressurser, helse- og miljøfarlige kjemikalier, kulturminner og biologisk mangfold (Brunvoll & Smith (red.) 2010). Tre indikatorer for biologisk mangfold inngår i det nasjonale indikatorsettet - hekkende fugl i fjell, skog og kulturlandskap, og vannkvalitet for henholdsvis ferskvann og kystvann. For å styrke grunnlaget for å vurdere utviklingen av biologisk mangfold i Norge, har årets bærekraftsrapport fra SSB inkludert informasjon om utviklingen for arter i den norske rødlisten, omfanget av villmarkspreget natur, og utviklingen i viktige sjøfuglbestander, med tall for krykkje, lunde, ærfugl og toppskarv.

I Naturindeksen inngår datasettene for disse tre indikatorene, men i tillegg inngår en rekke andre datasett for biologisk mangfold. Finansdepartementet skal starte arbeidet med å revidere de norske indikatorene for bærekraftig utvikling rundt årsskiftet 2010/2011, og det vil da bli vurdert om Naturindeksen skal bli en del av det nasjonale indikatorsettet. Naturindeksen skal gi et helhetlig bilde på tilstanden til biologisk mangfold i Norge og vil kunne gi et viktig bidrag til å vurdere utviklingen av biologisk mangfold i et bærekraftsperspektiv.

I 2002 ble verdens ledere enige om å redusere tapet av biologisk mangfold innen 2010, og målet inngår i FNs tusenårs utviklingsmål. Norge har sammen med EU styrket dette utsagnet i en egen avtale: Tapet av biologisk mangfold skal stoppes innen 2010 (Ministermøte i Kiev, Ukraina 2003). Det er nå erkjent at tapet av biologisk mangfold ikke kan stoppes innen 2010 og at nye internasjonale og nasjonale tiltak må iverksettes for å nå dette målet (se chairmans report fra Trondheimskonferansen 2010 <http://www.trondheimconference.org>). Arbeidet med å etablere en Naturindeks for Norge er et ledd i å etablere et måleverktøy for denne politiske beslutningen. Regjeringen Stoltenberg erklærte i Soria Moria erklæringen i 2005 at det skulle lages en Naturindeks for Norge. Formålet med indeksen var å *"innføre en naturindeks for Norge, for å danne et bilde av utviklingstrender i naturen inkludert kulturlandskapet."* I sin andre regjeringsperiode, bekrefter Regjeringen målsettingen om å utvikle en Naturindeks for Norge (Soria Moria 2009). Hovedformålet med Naturindeksen er å få et overblikk over utviklingen til det biologiske mangfoldet i Norge og å identifisere påvirkningsfaktorer. I tillegg vil man få

bedre oversikt over mangler i kunnskapsgrunnlaget om biologisk mangfold, og dermed kunne bidra til at det iverksettes nødvendig kartlegging og overvåking av norsk natur.

## 1.2 Tilstanden for biologisk mangfold i Norge, en oversikt

Vi gir her en oversikt over tilstand for biologisk mangfold i de store økosystemene slik det framkommer gjennom naturindeksen (metoden er sumrisk presentert i Boks 1-4). Kapitlene 2-8 beskriver utviklingen over tid i hvert enkelt økosystem, og hvilke indikatorer og trusselfaktorer som ligger bak utviklingen. Dette kapitlet gir kun en grov sammenligning av økosystemene.

Naturindeksen angir økosystemenes tilstand på en skala mellom 0 og 1, der 1 betyr at økosystemet er i referansetilstanden, mens 0 betyr at økosystemet har svært dårlig tilstand for biologisk mangfold. Der vi viser Norgeskart, betyr rødt svært dårlig tilstand, mens blått er svært god tilstand (referansetilstand). Fargene oransje, gult og grønt viser en gradvis forbedring mot blått (svært god tilstand). I tillegg til økosystemenes tilstand er det også viktig å vite hvor mye areal som gjenstår.

**Boks 1-4.** Naturindeksen måler tilstand og utvikling til biologisk mangfold i de store økosystemene basert på et stort utvalg indikatorer. Indikatorene er naturlig forekommende arter, diversitetsindekser med mer. Indikatorverdiene er basert på ekspertvurderinger, overvåkingsdata eller modeller. Indikatorene er skalert slik at de måler avvik fra en referansetilstand, som er spesifisert som en økologisk bærekraftig tilstand for indikatoren. Naturindeksen er et gjennomsnitt av de skalerte verdiene og får verdier mellom 1 (referansetilstand) og 0 (svært dårlig tilstand). Naturindeksen kan beregnes på tvers av for eksempel kommuner, økosystemer og taksonomiske grupper. For utdyping se vedlegg 1, samt Certain & Skarpaas (2010).

## Livet er ikke det verste man har...

*Forfattere: Guri Sandvik og Tore Høyland*

*Direktoratet for naturforvaltning, Postboks 5672, NO-7485 Trondheim*

Har du tenkt over hvilken innsats som egentlig ligger bak en cappucino på kaffebar?

Naturen er verdens største leverandør av varer og tjenester, og mye av arbeidet den utfører, koster oss ingenting. Om du betalte 40 kroner for en kaffe, hvor mye ville du betalt, dersom jordsmonnet skulle hatt betaling for å rense seg selv, biene for å bestøve blomsten og kaffeplanten for å vokse?

### Hva er timelønnen for en bie?

En bie surrer fra tre til tre i Hardanger, hvor frukt-hagene står i full blomst. Med seg på ferden bringer den støv fra blomstene på ett tre, til et annet. Bien gjør fruktbonden en uvurderlig tjeneste, uten å kreve ham for én krone. Uten svermingen ville ikke blomstene blitt bestøvet, dermed ville det heller ikke

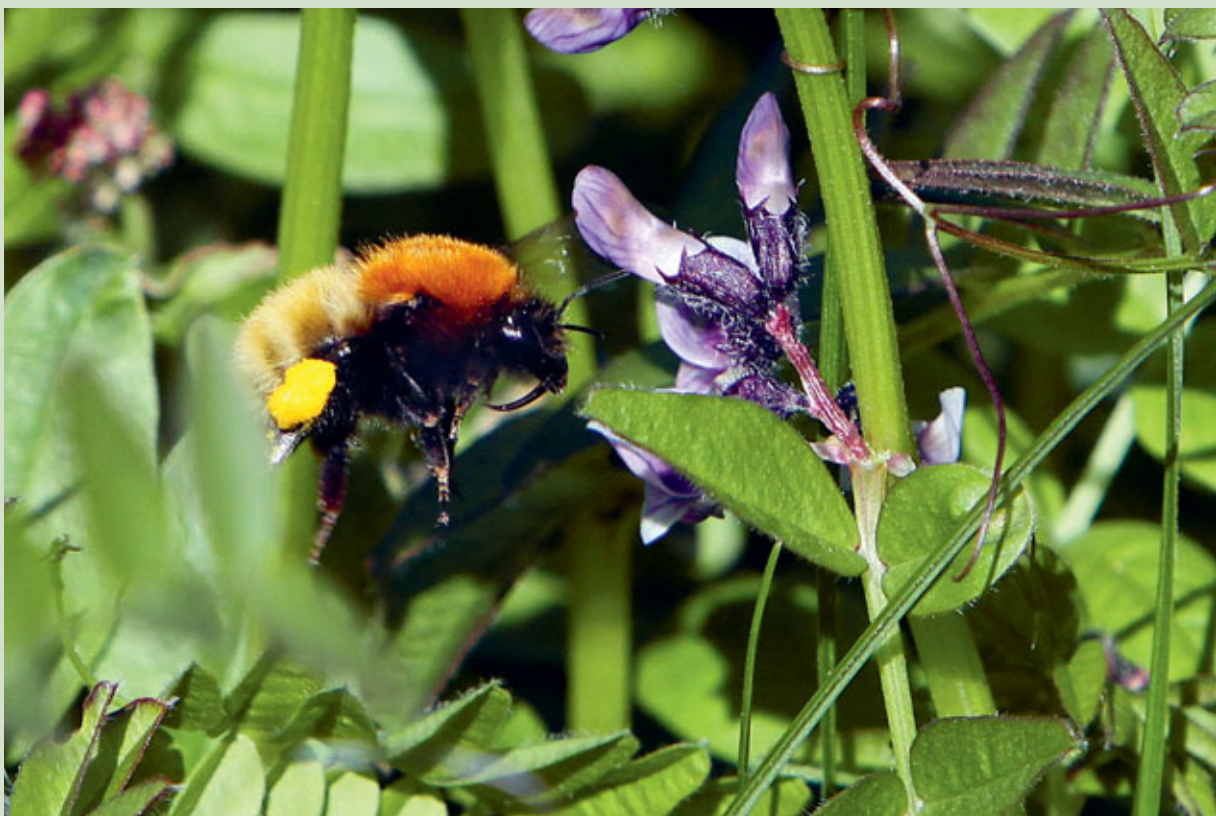
blitt noen epler, som du tidlig om høsten kan sette tennene i, kanskje på en helt annen kant av landet.

Honningbien står for opp mot 80 prosent av bestøvningen i verden, men biene opplever mange trusler, og det blir færre av dem i Europa og Nord-Amerika. Verdien av insekter som pollinerer avlinger, spesielt frukt og grønnsaker, er estimert til over ett tusen milliarder kroner årlig i den globale matproduksjonen. Vi risikerer alvorlig matvarekrise dersom biene dør.

Biene er viktige også i Norge. Rips, solbær og nesten alt av frukt og bær som vi spiser blir bestøvet av ville bier. Men hver fjerde av Norges nær 200 biearter er utrydningstruet. 14 biearter og én humleart er allerede tapt.

Årsakene til at biene forsvinner er mange, som at åpne marker gror igjen, landbruksarealene gjødsles og sprøytes, og at veier og bygninger legger beslag på stadig flere områder.

I Kina har de allerede begynt å la mennesker gå fra blomst til blomst for å pollinere. Hva blir prisen for et eple, dersom hardangerbonden må ta seg av pollineringen selv?



Figur 1.1 Mosehumle.

Foto: Jan Ove Gjershaug

## Den egentlige prisen for fisk

Hvert år, mellom februar og april, strømmer gytemoden torsk til havområdene utenfor Lofoten. Dit har den svømt i uminnelige tider for å gyte. Fiskere har fulgt fisken, og lofotfisket har vært det viktigste sesongfisket i Norge.

Planteplankton er bitte små og viktige arter i torskens liv, fordi torsken spiser raudåte, som igjen spiser planteplankton. Mange arter planteplankton er avhengige av kalk, som de trekker ut fra havvannet. Nå er det fare på ferde, fordi økt innhold av CO<sub>2</sub> i havet gjør det surere, slik at kalkforbindelsene ødelegges og planktonets viktigste byggestein forsvinner.

Hvis det går dårlig med planktonet, vil det også gå dårlig med mange fiskearter.

Norge er en fiskerinasjon, og vi tjener store summer hvert år på å hente opp fisk fra havet. I 2008 utgjorde inntektene fra fiskeriene 12,2 milliarder kroner. Men vi utelater verdien av naturens tjenester fra regnskapet, som havets evne til å produsere mat til fisken, gytingen fra fisken og dens velutviklede overlevelsesstrategi. Hva får naturen i betaling for torskens prøving og feiling opp gjennom tidene? Får den risikotillegg?

Det er vist at svært mange fiskebestander som vi tjener penger på, vil kollapse slik at det ikke kan drives kommersielt fiske på dem innen 40 år. Det betyr et dobbelt tap: verken mat på bordet, eller inntekter. Men ikke minst betyr det tap i form av et svekket økosystem og redusert naturmangfold. Kan vi ta den risikoen?

## ... om litt er kaffen klar

Naturindeksen for Norge hjelper oss til å se hvordan naturen utvikler seg og gir indikasjoner på hva som kommer til å skje framover. Den hjelper oss også til å se sammenhengen mellom utviklingen i samfunnet, måten vi lever og organiserer livet vårt på, og naturmangfoldet. Slik kan indeksen hjelpe oss til å ta politiske beslutninger som kommer barna våre til gode.

Cappuccinoen på bordet foran deg er skapt av mye mer enn baristaens kyndige blanding av espresso, melk og melkeskum, og slik er det med alt vi nyter av mat og drikke. Naturen har gjort en stor jobb i forkant, og den er avhengig av at alle ledd leverer som de skal, alt fra den minste, til den største bidragsyteren.

Ikke minst er naturen avhengig av at mennesker ser verdien av dens arbeid, og at vi vet å ta vare på den. For hvem kommer til å tape mest på at arter forsvinner og mangfoldet blir mindre? Er det naturen, eller er det oss mennesker?

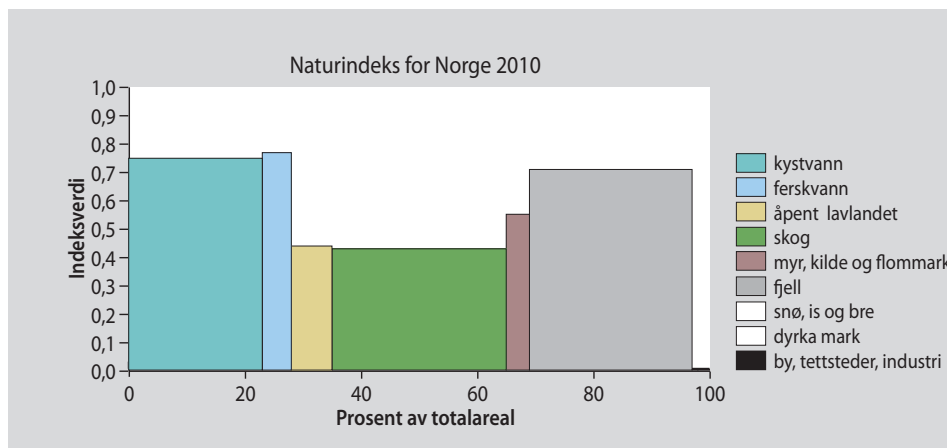
### 1.2.1 Norske økosystemers tilstand og areal

Figur 1.2 viser areal og tilstand til de store økosystemene. Kystvann, skog og fjell har de største arealene, mens ferskvann, åpent lavland, myr-kilde-flommark har alle et areal på under 7 % av det totale arealet (Fig. 1.2). Samlet sett utgjør arealene som går til byer, tettsteder og industri mindre enn en prosent av totalarealet, mens dyrka mark utgjør 2 %. Legg merke til at når andelen av areal er beregnet, så er kystvann ut til 1 nautisk mil utenfor grunnlinja inkludert. Dette gjør at prosenttallene til hver av landarealenhetene er mindre enn når vi kun tar utgangspunkt i Norges landareal, noe som ofte gjøres. Arealene her er hentet fra offisielle N50 kart og GIS modellering (Blumentrath & Hanssen 2010), og er lagt ut på naturindeksens nettside ([www.dirnat.no/naturindeks](http://www.dirnat.no/naturindeks)). Kapittel 2-8 beskriver hvordan utviklingen i tilstanden har vært for de ulike økosystemene.

Tilstanden i kystvann, hav, ferskvann og fjell i 2010 er relativt god (NI=0,69-0,80). Åpent lavland og skog har samlet sett dårligst tilstand av alle de store økosystemene (NI=0,43-0,44), mens myr-kilde-flommark har en noe bedre tilstand (NI=0,55) (Fig. 1.2). Samlet sett er forholdene i åpent lavland mest bekymringsfulle. Her er det både lite areal og dårlig tilstand. Åpent lavland består i hovedsak av gamle kulturmarker, dvs. områder som er sterkt påvirket av menneskenes aktiviteter som slått, husdyrbeite og lyngbrenning (Kap. 5). Mange av disse områdene gror i dag igjen, og både arealet og tilstand til de

gjenværende arealene minker. Mens man i åpent lavland mangler drift og skjøtsel for å opprettholde det biologiske mangfoldet, er omfanget av nåværende eller tidligere menneskelig utnyttelse av skog og myr-kilde-flommark hovedårsaken til at tilstanden er lav her. Lave bestander av ulv, bjørn og gaupe sammen med for høye bestander av elg og hjort i enkelte områder, avspeiler et skogøkosystem som er sterkt modifisert av menneskenes forvaltning av disse artene. Samtidig har skogbruket stor innvirkning på det biologiske mangfoldet (Kap. 6). For myr-kilde-flommark, er det i hovedsak tidligere tiders bruk som forårsaker dårlig tilstand. Omfattende torvteking, nydyrking og grøfting har ført til store endringer i økosystemet (Kap. 7). I dag foregår det lite omlegging av myr til dyrka mark eller skog gjennom grøfting, men tidligere tiders påvirkninger er i realiteten irreversible i et 100 års perspektiv. Videre er enkelte myrtyper sårbare for nedfall av langtransportert nitrogen og klimaendringer.

Tilstanden i norske fjell er relativt god (Fig. 1.2), men trusselbildet er økende (Kap. 8). Artene som lever i fjellet er tilpasset ekstreme klimaforhold, og kan derfor være spesielt sårbare når de blir utsatt for ytterligere påvirkninger. Klimaendringer, flere veier og bygninger er økende trusler mot det biologiske mangfoldet i fjellet. I ferskvann er tilstanden relativt god, og den har forbedret seg vesentlig siden 1990 (Kap. 4). I kystvann er tilstanden generelt god, men den viktige taeskoen med oppvekstområder for fisk og andre arter, er endret i flere områder (Kap. 3).



Figur 1.2 Tilstand for biologisk mangfold i de store økosystemene, her målt med naturindeksen (y-aksen) og prosent areal av de ulike økosystemene (x-aksen). Totalarealet omfatter kystvann ut til 1 nautisk mil utenfor grunnlinja, ferskvann og hele landarealet.

## 1.2.2 Variasjon i naturindeksen innenfor Norge

Over har vi beskrevet tilstanden for biologisk mangfold i Norge generelt. Vi vet imidlertid at det er store variasjoner innenfor Norge. Vi har derfor beregnet tilstand og areal til ulike regioner i Norge (Fig. 1.3).

Figur 1.4 beskriver i store trekk denne variasjonen både for areal og tilstand for arealet ut til 1 nm utenfor grunnlinja, mens figur 1.5 beskriver tilstanden for havområdene. Til slutt presenterer vi de samme resultatene i form av kart (Fig. 1.6). I disse kartene vises ikke arealet av økosystemene, kun variasjoner i tilstand i de arealene vi har i 2010.



**Figur 1.3** Regioninndeling som er benyttet i naturindeksen. Regioninndeling: Nord-Norge (Finnmark, Troms, Nordland), Midt-Norge (Nord-Trøndelag, Sør-Trøndelag, Møre og Romsdal), Vestlandet (Sogn og Fjordane, Hordaland, Rogaland), Sørlandet (Vest-Agder, Aust-Agder, Telemark, Vestfold), Østlandet (Hedmark, Oppland, Østfold, Oslo og Akershus, Buskerud).

Figur 1.4 illustrerer at andelen areal av kystvann er størst i Nord-Norge og avtar sørover. Tilstanden for biologisk mangfold i vannmassene i kystvann er god i hele landet, mens for bunnlevende arter er tilstanden dårligst i Midt-Norge og Nord-Norge (se Kap. 3). Dette har sammenheng med nedbeitingen av tareskog på kysten fra Trøndelagsfylkene og nord til Lofoten (se også Fig. 1.5 og Kap. 4).

Andelen ferskvann er forholdsvis lik i de fem regionene, rundt 5 % (Fig. 1.4). Tilstanden i ferskvann er jevnt over god, med en gjennomsnittsindeks på 0,77. Tilstanden i ferskvann er dårligst på Sørlandet (NI=0,67).

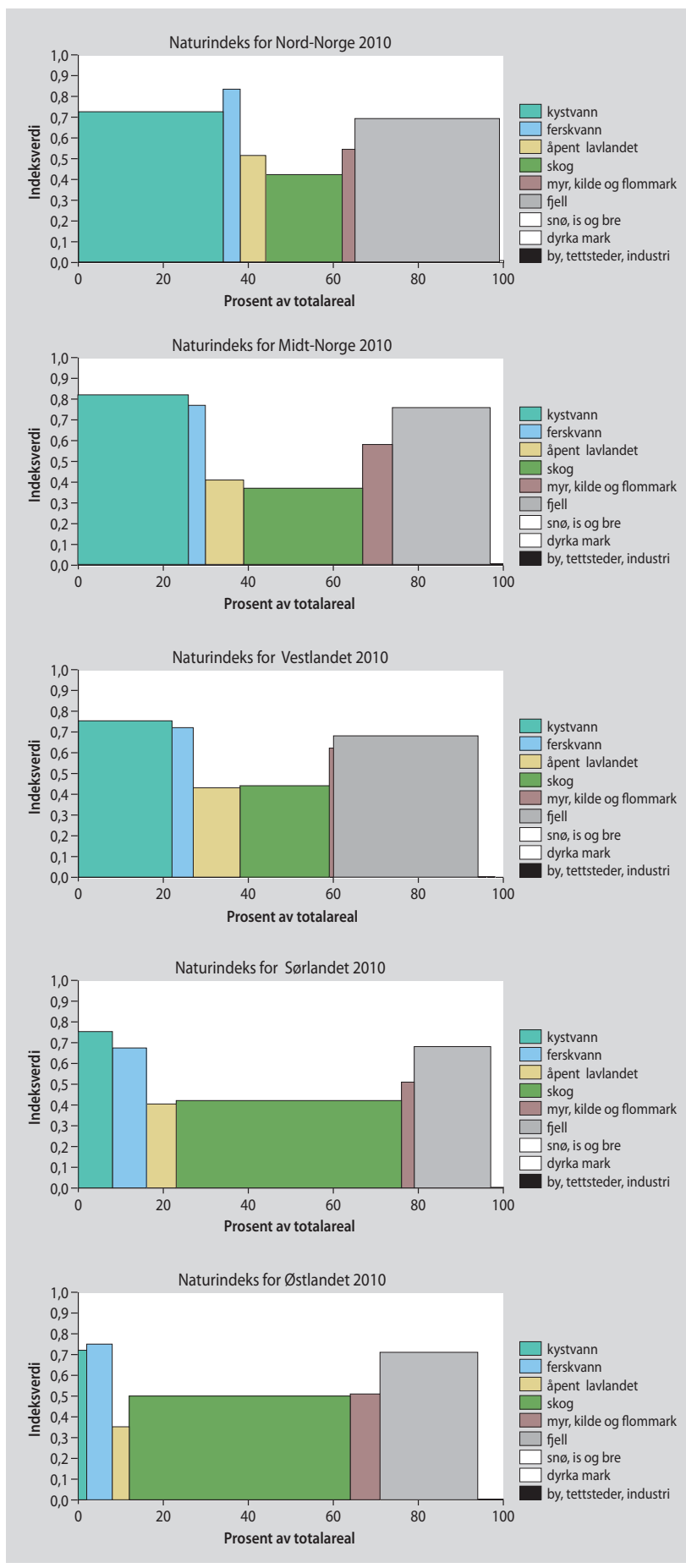
Vestlandet og Midt-Norge har størst gjenværende arealandel av åpent lavland, henholdsvis 11 og 9 %. Arealandelen er lavest på Østlandet (4 %). Det angitte arealet av åpent lavland inkluderer all åpen mark nedenfor skoggrensa som ikke er dyrka mark, industri, infrastruktur eller byer og tettsteder. Kulturmarkene kystlynghei og gras- og urterik mark inngår i åpen mark i lavlandet, og det er i hovedsak tilstanden til disse arealene som er vurdert. Tilstanden er jevnt over dårlig i alle regionene (< 0,52), og dårligst på Østlandet (NI=0,36). Gjengroingen går saktere i nord, grunnet det kalde klimaet, og tilstanden i åpent lavland er følgelig noe bedre her (NI=0,52) (Fig. 1.4 og 1.6).

Videre viser figur 1.4 at arealandelen av skog er minst i Nord-Norge og øker sørover. I Nord-Norge er arealandelen på 18 %, på Sørlandet 53 %. Tilstanden i skog er dårligst i Midt-Norge (NI=0,37) (se Kap. 6).

Midt-Norge og Østlandet har høyest andel av myrkilde-flommark (7 %), mens på Vestlandet er kun 1 % av arealet myr. Tilstanden i myrkilde-flommark varierer mer innenfor regionene enn for de øvrige økosystemene (Fig. 1.6). Generelt har myr på Østlandet og Sørlandet den dårligste tilstanden (NI=0,51 for begge regionene).

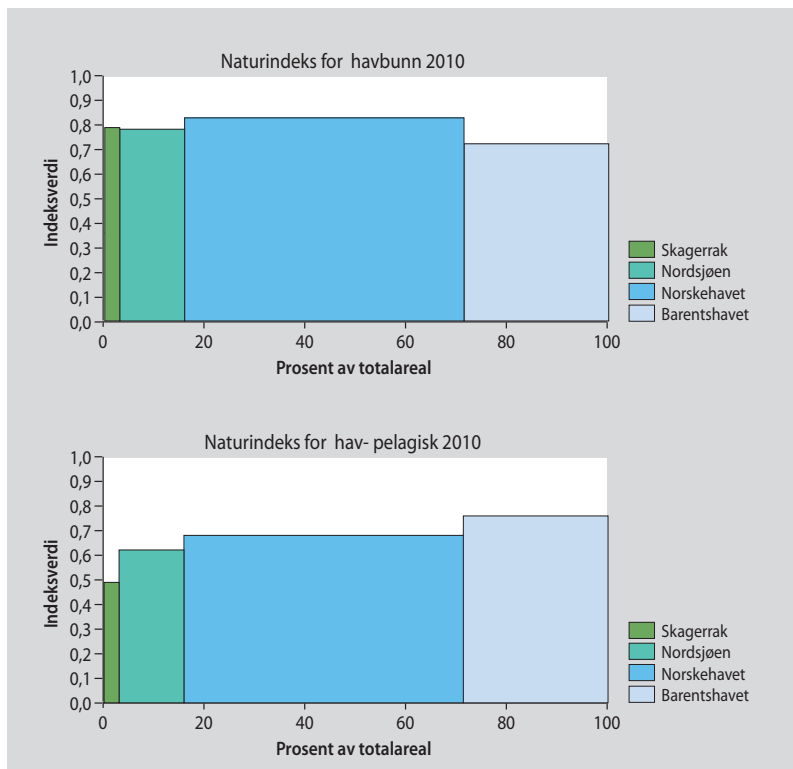
Nord-Norge og Vestlandet har den høyest arealandel av fjell av alle regionene, i begge regionene er arealandelen 34 % (Fig. 1.4). Østlandet og Midt-Norge består av 23 % fjell, mens Sørlandet har 18 % fjell. På regionnivå er det små forskjeller i tilstanden i fjellet.

Norge har en lav andel dyrka mark, kun 2 % når man inkluderer arealet av kystvann i beregningene (3 % av landarealet). Østlandet har høyest andel dyrka mark (5 %), etterfulgt av Sørlandet og Midt-Norge (3 %), Vestlandet (2 %) og Nord-Norge (1 %). For



**Figur 1.4** Tilstand for biologisk mangfold i de store økosystemene i ulike regioner i Norge (y-aksen) og prosent areal av de ulike økosystemene (x-aksen). Totalarealet omfatter kystvann ut til 1 nautisk mil utenfor grunnlinja, ferskvann og hele landarealet.





**Figur 1.5** Tilstand for biologisk mangfold i de store havområdene i Norge, her målt med naturindeksen (y-aksen) og prosent areal av de ulike havområdene i forhold til totalarealet (x-aksen). I totalarealet inngår områder i norsk økonomisk sone inn til grunnlinja, eksklusive området rundt Svalbard, Jan Mayen og Sørishavet; øverst: naturindeks for bunnlevende organismer, nederst: naturindeks for organismer som lever i vannmassene (pelagisk).

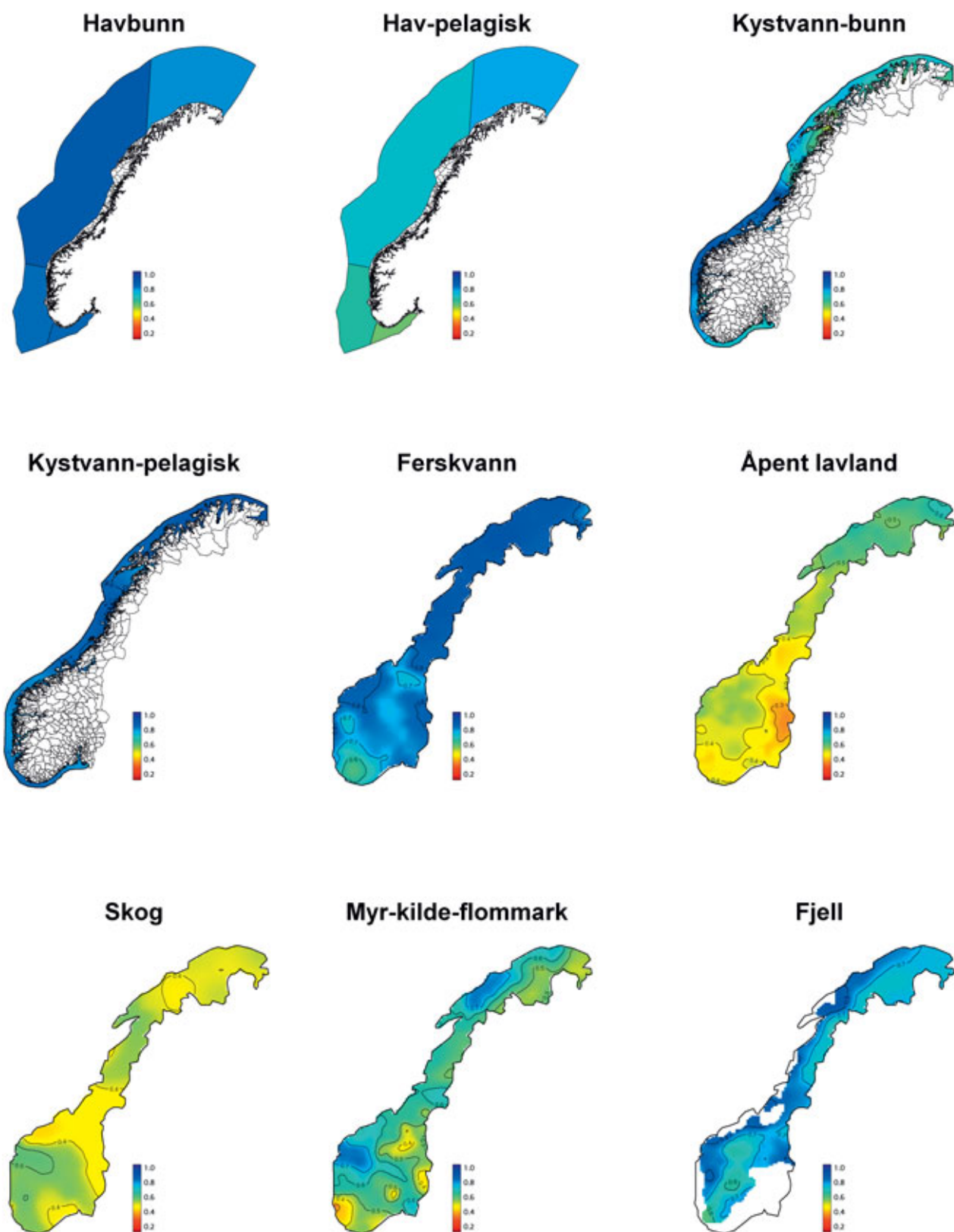
disse arealene er ikke naturindeks beregnet. Norsk institutt for skog og landskap skal i løpet av 2010 foreslå innretning og datagrunnlag for en naturindeks for gårdslandskapet. Forslaget vil gi grunnlag for å vurdere om det skal utarbeides en naturindeks for denne arealtypen. Arealet av byer, tettsteder og industri er 1 % på Østlandet og Sørlandet, og mindre enn dette i øvrige regioner.

Norge har store havområder innenfor sin økonomiske sone, totalt 870 000 km<sup>2</sup> (fra grunnlinja ut til 200 nautiske mil). Det marine arealet som inngår i kystvann er på 94 000 km<sup>2</sup> (1 nautisk mil utenfor grunnlinja og innover). Til sammenligning er landarealet 324 000 km<sup>2</sup>, altså er det marine arealet ca. 3 ganger så stort som landarealet. Norskehavet er det desidert største havområdet og utgjør over halvparten av havarealet, 56 % (Fig. 1.5), etterfulgt av Barentshavet (29 %), Nordsjøen (13 %) og Skagerrak (3 %).

Det er beregnet naturindeks for det biologiske mangfoldet tilknyttet vannmassene (pelagisk) og bunnlevende arter i havet. Datagrunnlaget for de bunnlevende artene er vesentlig dårligere enn for artene i vannmassene (pelagiske arter). Dette henger sammen med at det er vanskelig og dyrt å undersøke tilstanden på havbunnen. Naturindeksen

indikerer likevel at tilstanden i bunnforholdene er svært god havområdene sett under ett (NI=0,79), og bedre enn for vannmassene i 2010 (NI=0,69) (Fig. 1.5). Tilstanden for bunnforholdene er bedre i det dype Norskehavet, enn i de mer grunne områdene i Barentshavet, Nordsjøen og Skagerrak (se også Fig. 1.6). De store fiskeriene i havet foregår i vannmassene og dette påvirker alle arter som lever her, både direkte via fiske, men også indirekte via endrede næringskjeder. Tilstanden i vannmassene er best i Barentshavet (NI=0,76), noe dårligere i Norskehavet (NI=0,68) og Nordsjøen (NI=0,62), og dårligst i Skagerrak (NI=0,49).

Figur 1.6 gir en samlet oversikt over tilstand for biologisk mangfold i de ulike økosystemene som er undersøkt. Kartene viser at det er ulike regionale mønstre for økosystemene. Videre viser oversikten tydelig at skog og åpent lavland har dårligst tilstand for biologisk mangfold. Utvikling over tid og årsaks-sammenhenger diskuteres i kapitlene 2-8.



Figur 1.6 Tilstand for biologisk mangfold målt med naturindeksen i de store økosystemene i 2010.

### 1.2.3 Norges biologiske mangfold i et globalt perspektiv

Utviklingen for arter og naturtyper i verden er nedslående. Butchart *et al.* (2010) har satt sammen det som finnes av data for indikatorene under Konvensjonen for biologisk mangfold. Av de 10 indikatorene som måler endring i tilstanden til biologisk mangfold, er det ingen som globalt sett viser en forbedring siden 1970. Noen lyspunkter er det. For noen artsgrupper er det forbedringer i enkelte områder. Et eksempel på dette er at tallrikheten på vannfugler i gjennomsnitt har økt med 44 % i Nord-Amerika og Europa siden 1980. Samtidig øker alle de negative påvirkningsfaktorene i omfang, der ressursforbruket ("ecological footprint") øker mest (Butchart *et al.* 2010). Det økologiske fotavtrykket viser for eksempel at Europa forbruker dobbelt så mye ressurser som vi produserer (Global Footprint Network 2008). Det er likevel gledelig at innsatsen for å forbedre tilstanden til biologisk mangfold har økt vesentlig (Butchart *et al.* 2010). Lovverk for beskyttelse av naturmangfoldet har blitt styrket i mange land, antallet verneområder har økt og sertifiseringen av skogbruket har økt. Dessverre har ikke disse tiltakene vært tilstrekkelig til å stabilisere forholdene. I Norge har vi i den senere tid også hatt en tilsvarende styrking av lovverk og økt verneinnsats, uten at vi foreløpig kan spore dette som en positiv utvikling i naturindeksen.

Det europeiske miljøbyrået (EEA) vurderer miljøtilstanden i Europa. Tapet av biologisk mangfold i marine økosystemer i Europa er betydelig, og det er ingen tegn til forbedringer slik det tolkes ut i fra et relativt dårlig datagrunnlag (EEA 2010). Hele 45 % av de kommersielle fiskebestandene er under biologisk sikre nivåer. At en fiskeart er innenfor "biologisk sikker bestand" innebærer at bestanden ikke blir lavere over tid<sup>1</sup>.

Av 12 kommersielle fiskebestander i det østlige Arktis (Barentshavet med tilstøtende havområder), er 3 av bestandene under sikre biologiske nivåer (EEA 2010). De største truslene mot biologisk mangfold i hav og kystvann er eutrofiering, forurensning, forsøpling, overfiske, fremmede arter, klimaendringene og havforsuringen. Problemet med fremmede arter er økende. Havforsuringen er et problem både for organismer som har et kalkrikt skall, for eksempel koraller, krepsdyr og noen planktongrupper, men vil også redusere havets evne til å binde CO<sub>2</sub> og motvirke klimaendringene (Burkill *et al.* 2009). Økt temperatur i havet har endret sammensetningen av fisk og invertebrater i Nordsjøen der flere varmekjære arter forekommer enn tidligere (EEA 2010). Det er gjort mange tiltak for å redusere punktutslipp av nitrogen og fosfor. Likevel er eutrofiering et problem i Europas farvann, mye grunnet diffuse utslipp. Videre har det vist seg at forsøpling direkte kan skade vilt, inkludert toppredatorer. Det er eksempler på at albatrost inntar så mye plastfragmenter i dietten, at det har forårsaket død. EUs marine strategi vil bidra til mer bærekraftig forvaltningen av havområdene. Naturindeksen viser at tilstanden til de norske marine økosystemene gjennomgående er god (Fig. 1.6), og at tilstanden synes å ha forbedret seg i alle havområder fra 1990 til 2010. Trenden er ikke entydig for Norskehavet (Kap. 2).

Av de store økosystemene i Europa, er ferskvannsavhengige økosystemer de mest endrede (EEA 2010). I ferskvann finnes 25 % av alle verdens virveldyr, hovedsakelig fisk (IUCN 2008). Over 75 % av nedbørsfeltene i Europa er truet av mange negative påvirkninger samtidig, og således er biodiversiteten her truet (se EEA 2010). De største truslene mot ferskvannsavhengige økosystemer er forurensning, habitatødeleggelser, fragmentering, klimaendringer og fremmede arter. Imidlertid er forurensningsgraden gått ned siden 1992, mye på

---

<sup>1</sup>Biologisk sikre bestander er definert som at gytebestanden (SSB) er høyere enn en biomasse definert som føre var-referansepunkt (Bpa) eller når dødeligheten til fisk (F), et uttrykk for andel av bestanden som fiskes, er lavere enn et definert føre-var referansepunkt for dødeligheten av fisk (Fpa)

grunn av ulike EU direktiver (EEA 2010). På global basis er også ferskvann betraktet som det mest truede økosystemet (CBD 2010). Naturindeksen for ferskvann er i positiv utvikling i Norge. Mye av denne forbedringen skyldes aktive forvaltningstiltak, ikke minst knyttet til å redusere effektene av sur nedbør (se Kap. 4). Innføringen av vanndirektivet i Norge har som mål å forbedre tilstanden ytterligere. Utviklingen i Norge viser derfor at det er mulig å snu den negative trenden.

Mange arter har ekstensivt drevne jordbruksområder som sine viktigste habitater. Dette er områder som har vært brukt til jordbruksformål, som regel uten å være pløyd eller dyrket på annen måte (kulturmarker, jamfør Naturtyper i Norge (Halvorsen *et al.* 2008). Siden mekaniseringen av jordbruket, har mange av disse artene gått tilbake. I Europa har for eksempel fugler som lever i jordbrukslandskapet gått tilbake med 50 % siden 1980 (EEA 2009). Tilbakegangen skyldes særlig mekanisering av jordbruket i Øst-Europa med økende bruk av kunstgjødsel og pesticider, mens i Vest-Europa har mye land blitt liggende brakk med påfølgende gjen groing. Dette har medført at habitatene har blitt mer uegnet for fugl som lever i kulturlandskapet både i Øst- og Vest-Europa. I Norge viser bærekraftindikatoren for hekkende fugl en negativ utvikling i kulturlandskapet de senere år (Brunvoll *et al.* 2009). En lignende utvikling sees i Finland, Danmark og Sverige (Normander *et al.* 2006). I Europa har det vært en svært stor tilbakegang hos sommerfugler på gras- og urterik mark. Bestandene er redusert med 70 % siden 1990 (EEA 2010). Tilbakegangen skyldes hovedsakelig intensivering av jordbruket i flate områder og opphør av tradisjonell bruk som holder vegetasjonen lav i brattlendt terreng og i våte områder. Gjennom naturindeksprogrammet er det nylig satt i gang registreringer av sommerfugler og humler i Norge, og vi kan dermed finne ut om utviklingen er likedan her. På samme måte som i Europa, synes åpent lavland å ha dårlig tilstand og lite gjenværende areal i Norge (Fig. 1.2).

Arealet med skog har økt i Europa de siste 20 år, hvorav 8 % er vernet hvis man ser bort fra Russland som har en lavere andel av vernede skoger (EEA 2010). Arbeidet med å sertifisere skogbruket er positivt for biologisk mangfold, og 37 pan-europeiske land deltar i arbeidet med å få til et sertifiseringssystem som skal gi et bærekraftig skogbruk. Til tross for mange initiativ for å hindre tap av biologisk mangfold i skog, er det vanskelig for Europa

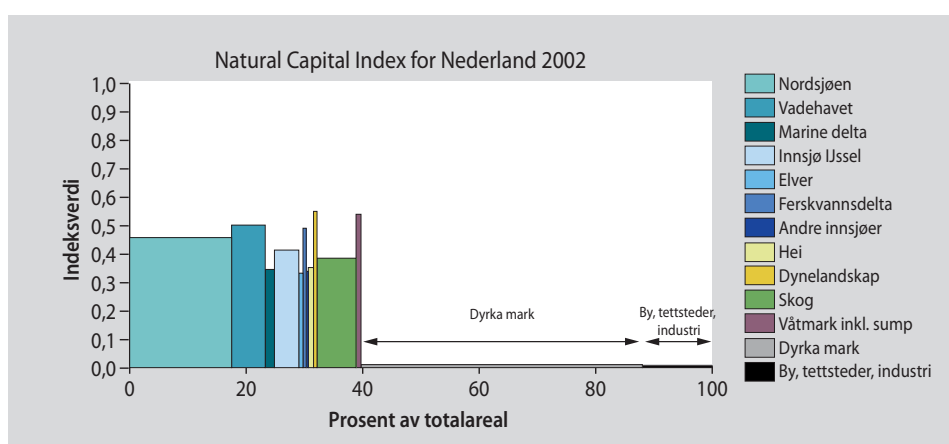
å stanse tapet. Av de 73 skogshabitatene på EUs Habitatliste, som ligger innenfor verneområdene, har kun 21 % god tilstand. Videre er kun 15 % av artene som står på Habitat og Fugledirektivenes liste vurdert å ha god tilstand. Siden 1970-årene har det vært en stor strukturendring i det Nord-Amerikanske og Europeiske skogbruket. Stor mekaniseringsgrad og utsetting av skogsdriften til store kontraktører har medført at antallet skogsarbeidere har falt dramatisk. De fleste eksperter mener at uavhengige kontraktører ignorerer biodiversiteten (EEA 2010). Habitatødeleggelse, ikke-bærekraftig bruk, fremmede arter, forurensning og økt mengde næringsstoffer er hovedtruslene mot europeiske skoger. Klimaendringer vil påvirke skogene, bl.a. ved endret sykdomsforhold, vindfelling og endret nedbørsmonster. Naturindeks for skog viser at tilstanden for biologisk mangfold er dårlig også i Norge. Dette bekreftes også av rødlista, der 48 % av artene som er truet, finnes i skog (Kålås *et al.* 2006).

Myr dannes der fordampingen av vann er mindre enn tilsiget av vann. Sverige, Finland, Island og Norge som er kalde land der fordampingen er lav, har dermed de største myr-arealene i Europa (utenom Russland) og et spesielt ansvar for å ta vare på disse økosystemene. Norge har et stort mangfold av myrtyper, på grunn av sitt varierte landskap. Myr er viktige leveområder for insekter, amfibier, moser og fugl. Grøfting er den enkeltfaktoren som har ført til størst endring i myrenes tilstand og areal. Det har vært en omfattende tørrlegging av myr som har foregått i alle de nordiske landene. I Finland har 55 % av myrarealet blitt grøftet siden 1950, på Island 30 % (Normander *et al.* 2006). Det har også vært et stort omfang av grøfting i Norge (Kap. 7). Nedbørsmyrer som får alt sitt vann fra nedbøren er spesielt sårbare for luftforurensning, og særlig nitrogennedfall. Tilstanden til myr i Norge varierer veldig. Myrer i lavlandet har spesielt dårlig tilstand og med lite gjenværende areal (Kap. 7). Myr-kilde-flommark er beskyttet gjennom Ramsarkonvensjonen, men det finnes ikke noe EU-direktiv som beskytter disse økosystemene.

Fjelløkosystemene er sårbare for påvirkninger. Artene som lever der er tilpasset et ekstremt klima, og menneskeskapt påvirkning kan føre til at artene ikke takler endrede miljøforhold. For eksempel kan et varmere høstklimate eller nitrogennedfall føre til at fjellplantene vokser lengre enn vanlig utover høsten, noe som medfører at de blir dårligere til å tåle vinterens kulde - mindre kuldeterolante

(Aarrestad & Stabbetorp 2010). Økt infrastruktur, turisme, endret jordbrukspraksis (opphør) og klimaendringer er ansett som de største truslene i Europa (EEA 2010). 27 % av klodens landareal er klassifisert som fjell, i Norge er ca. 37 % av landarealet fjell, 28 % av arealet hvis man inkluderer kystvann, Fig. 1.2. Habitatødeleggelse, klimaendringer, endringer i jordbrukspraksis, infrastruktur, masseturisme og forurensning er de viktigste faktorene som truer fjelløkosystemet i Europa (se EEA 2010). En gjennomgang av utviklingen for biologisk mangfold i de nordiske landene, viste at kunnskapsnivået for fjell var så lavt at det ikke lot seg gjøre å vurdere tilstanden (Normander *et al.* 2006). Naturindeksen for fjell viser at tilstanden i norske fjell er relativt god.

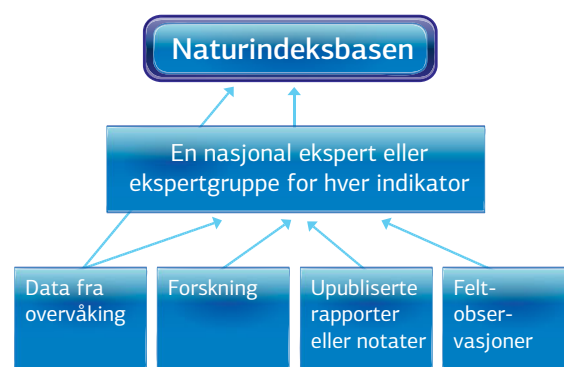
Figur 1.7 viser tilstanden for biologisk mangfold og areal i Nederland i 2002. Naturindeksen bygger på den nederlandske metoden, men er noe annerledes, men resultatene er likevel sammenlignbare på grovt nivå (se Vedlegg 1). Generelt ser vi at tilstanden til økosystemene i Norge er bedre enn i Nederland. I Norge er tilstanden til alle økosystemene unntatt skog og åpent lavland bedre enn 0,5, mens i Nederland er tilstanden til alle økosystemene vurdert som lavere enn 0,5, med unntak av sumparealer og dynelandskap, der tilstanden var opp mot 0,6 i 2002 (Fig. 1.7). Videre ser vi at i Nederland er store deler av arealet sterkt bearbeidet, der ca. 60 % av arealet benyttes til dyrka mark, industri, byer og tettsteder. I Norge utgjør dette arealet kun 2 % (Fig. 1.2).



**Figur 1.7** Figuren viser Natural Capital Index for Nederland i 2002 (RIVM 2002). X-aksen viser prosentandel areal (%) av de store økosystemene i Nederland. Arealet omfatter alt areal ut til 12 nautiske mil (territorialgrensen), og omfatter således noe større kystareal enn den norske figuren (Fig. 1.2). Y-aksen viser tilstand i økosystemene beregnet etter NCI metoden. Figuren er oversatt og omtegnet til norsk med tillatelse fra Ben ten Brink.

### 1.2.4 Prioriterte kunnskapsbehov

Naturindeksen skal representere tilstanden for biologisk mangfold i alle de store økosystemene og presentere resultatene på en oversiktig og lett-fattelig måte. Kunnskapen om indikatorene hentes fra ulike kilder (Fig. 1.8), og dette gir grunnlag for ekspertvurderingene og data som legges inn i naturindeksbasen. Der det eksisterer gode overvåkingsdata, legges disse direkte i naturindeksbasen (Fig. 1.8). Selv når overvåkingsdataene er gode, må eksperter vurdere hvilke data som skal inngå i naturindeksbasen.



**Figur 1.8** Prinsippskisse for hvordan data samles inn til naturindeksbasen.

Her skal vi se nærmere på behovene for økt kunnskap på generelt nivå (se også Kap. 10), mens kapitlene 2-8 gir en mer detaljert beskrivelse av datamanglene knyttet til hvert hovedøkosystem. Selve rammeverket, dvs. beregningsmåten, for naturindeksen anser vi som tilnærmet ferdig utviklet. Videre blir det trolig behov for å utvide og/eller revidere enkelte indikatorer som inngår i dagens naturindeks (se punkt 3 nedenfor). Det er et stort behov for å øke kunnskapsgrunnlaget fram mot 2015 når naturindeksen skal revideres. Nedenfor beskriver vi de viktigste elementene som vil øke presisjonen og utsagnskraften til indeksen. Under omtalen av tilstand er kunnskapsbehovene satt opp i prioritert rekkefølge. Når datasettene forbedres, vil disse inngå i revisjon av naturindeksen.

Tilstand måles ved den samlede utviklingen i indikatorsettet. Vi må understreke her at kunnskap om referanseverdier er nødvendig for alle indikatorer. Referanseverdien for en indikator skal fungere som et fast "punkt" som utviklingen måles i forhold til. Imidlertid skal man ikke legge for stor vekt på om referanseverdiene er "feil", det viktigste er at de verdiene som er etablert, blir fastholdt over tid og at disse verdiene tilfredsstillende definisjonen som er gitt for etablering av referanseverdi (se vedlegg 1).

Følgende innsats er nødvendig for å dekke viktige kunnskapsbehov knyttet til tilstanden til økosystemene:

1. Etablerte indikatorer med godt datagrunnlag: Det er viktig å videreføre de store overvåkingsprogrammene for rovvilt, sjøfugl, terrestriske fugl (TOV-E), relevante indikatorer i Landskogtakseringen, marine fiskebestander, laks og "biologisk overvåking knyttet til forsuring og kalking", samt statistikk knyttet til jaktbart vilt (fugl og hjortevilt). Disse programmene har, eller vil få, god geografisk dekning, de gir enten heldekkende data eller arealrepresentative data. Videre gir overvåkingsprogrammet "TOV" viktige bidrag til å vurdere referanseverdier og naturlige svingninger i terrestre miljø. De vil også være egnet til å vurdere hvor mye av det biologiske mangfoldet som kan representeres ved indirekte indikatorer. Det må vurderes om noen av overvåkingsprogrammene kan modifiseres eller tilrettelegges slik at man får informasjon om flere arter når overvåkingen likevel gjennomføres. For marin overvåking er det særlig viktig å bygge på etablerte programmer da logistikken er svært dyr.

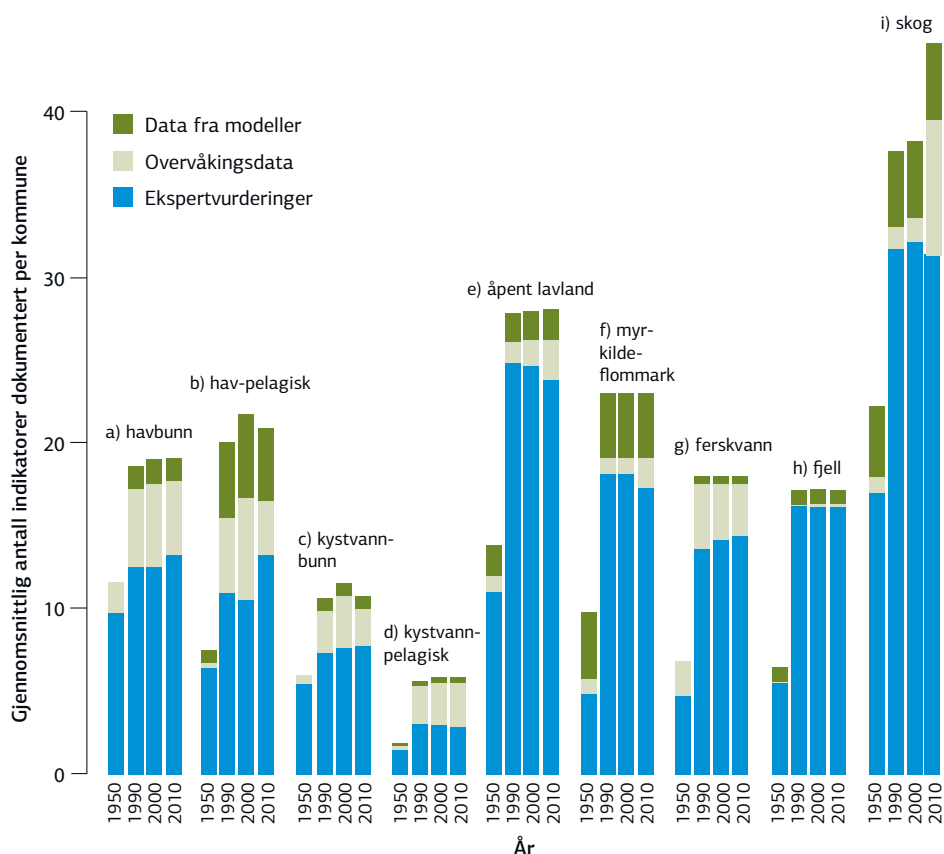
2. Etablerte indikatorer med dårlig datagrunnlag og/eller som er ekspertvurdert: For å ekspertvurdere en indikator er det nødvendig med et minimum av kunnskap. Figur 1.9 viser at ekspertvurderinger er brukt i stor grad. Det er særlig behov for å etablere overvåking for invertebrater, sopp, lav, moser og planter i fjell, myr-kilde-flommark og åpent lavland. For amfibier bør kunnskapsgrunnlaget utvides. Skog har et relativt bra kunnskapsgrunnlag forutsatt at overvåking av indikatorene som er i dagens naturindeks videreføres, bl.a. i landskogtakseringen. I ferskvann og kystvann skal vanndirektivet finansiere overvåking av mange biologiske kvalitetselementer (=indikatorer i NI sammenheng). I dag dekker ikke bevilgningene kravene til overvåking for å følge opp vanndirektivet. Dette får også negative konsekvenser for datagrunnlaget til naturindeksen. Kystvann ser så langt ut til å være svært nedprioritert i vanndirektivovervåkingen, og dette er meget uheldig også for naturindeksen. Det som inngår i kategorien overvåkingsdata for kystvann er flere sjøfugl, så overvåkingen av vannlevende organismer er svært lavt. Videre er det svært få ekspertvurderinger for kystvann sammenlignet med andre økosystemer (Fig. 1.9). Dette kan ha sammenheng med at kunnskapsgrunnlaget er såpass lavt at det er vanskelig å gi ekspertvurderinger. I havet må datagrunnlaget for invertebrater økes. For overvåkingsprogrammer med skjev geografisk dekning, for eksempel der overvåkingen kun er lagt til problemområder, må det utvikles en felles tilnærming for hvordan slike data skal inngå i naturindeksen. Eventuell ny overvåking må baseres på standardiserte og etablerte metoder der dette finnes. For all ny overvåking må det tilstrebes et mest mulig statistisk holdbart innsamlingsdesign slik at generalisering til relevante geografiske områder er mulig (kostnadseffektivt). Ny biologisk mangfold- overvåking vil bli satt i gang for eksempel gjennom naturindeksprogrammet, oppfølgingsprogram for verneområder, vanndirektivet, oppfølging av de marine forvaltningsplanene, nasjonalt program for kartlegging og overvåking av biologisk mangfold og handlingsplaner for prioriterte arter og utvalgte naturtyper.

3. Utvide indikatorsettet: Generelt er kunnskapen om bestandsendringer på lavere trofiske nivå dårlig (se indikatorliste på naturindeksens nettside <http://www.dirnat.no/naturindeks>). Ved beregning av naturindeksen vektes trofiske grupper like mye, noe som justerer for skeivheten i indikatorutvalget med hensyn på trofiske grupper (vedlegg 1). Likevel er det behov for å øke kunnskapen om lavere trofiske nivå i alle økosystemene, for eksempel for invertebrater, sopp og planter. Videre er kunnskapsgrunnlaget betraktelig dårligere for enkelte økosystemer enn for andre. I kystvann er kunnskapsgrunnlaget dårligst. Videre kan det være nødvendig å inkludere nye indikatorer som reflekterer andre viktige aspekter ved det biologiske mangfoldet som ikke inngår i Naturindeks 2010.

Areal. I tillegg til å kunne vurdere tilstanden i et økosystem, er det nødvendig med en oppdatering av hvor store arealer vi har av de ulike økosystemene. I dag kan arealet av de store økosystemene bare

oppdateres gjennom Statens kartverks kontinuerlige oppdatering av kartgrunnlaget. Dette er utilfredsstillende, fordi kartverkets oppdatering skjer kontinuerlig og ikke samtidig for hele Norge. På sikt kan det bli ønskelig å gjøre en større fininndeling av arealene for naturindeks, og da er det nødvendig med mer detaljerte kart. Europa sender nå opp egne avanserte miljosatellitter fra 2011. Norge deltar i samarbeidet om GMES (Global Monitoring for Environment and Security). Dette samarbeidet bør resultere i at det minst hvert 5. år lages arealdekkkart som viser både utbredelse og areal til de store økosystemene, men også en finere inndeling av disse, for eksempel ulike myrtyper, de ulike alpine soner i fjellet, skogtyper og arealenheter i åpent lavland, inkludert kystlynghei og gras- og urterik mark.

Effektive databaser og tilgjengelighet på data. De fleste av de dataene som inngår i naturindeksen, er finansiert gjennom offentlige midler, og særlig gjennom tildelinger til overvåkingsprogrammer.



**Figur 1.9** Gjennomsnittlig antall indikatorer som er dokumentert i naturindeksen per kommune fordelt på datatype og de respektive årstallene: modellbasert, basert på overvåkingsdata eller ekspertvurdert. For hav angir søylene gjennomsnittlig antall dokumenterte indikatorer per havområde. Antall dokumenterte indikatorer per kommune innebærer bl.a. at vurderinger fra en nabokommune eller eventuelt et fylke også gjelder for den gitt kommunen.

Ved etablering av den første naturindeks for Norge har det vært brukt mye ressurser på å grave fram disse dataene og få gjort dem tilgjengelig for naturindeksbasen. Dette er svært arbeidskrevende, og vi anbefaler sterkt at det utvikles datalagringssystemer som gjør at ekspertene som har ansvar for hver sine indikatorer, får lett tilgang til alle relevante data. Videre må en framtidig naturindeksbase gjøre det mulig å hente data direkte online fra instituttens databaser. Dette innebærer at alle departementer som finansierer relevant overvåking, hovedsakelig Miljøverndepartementet, Fiskeri- og kystdepartementet og Landbruks- og matdepartementet, setter krav om at overvåkingsdataene skal lagres slik at det blir enkelt å få oppdatert kunnskapsstatus for de indikatorene som inngår i naturindeks.

Følgeforskning. Naturindeksen viser tilstand og utvikling for biologisk mangfold i de store økosystemene, og den skal være et redskap for politikere og andre til å målrette tiltak for å stanse tapet av biologisk mangfold. Vi peker her på noen forskningsområder som bør prioriteres videre. Vi innsner imidlertid at flere nye fokusområder trolig vil komme opp når indeksen er lansert og tatt i bruk.

- Hvordan skal operative politiske mål settes? Naturindeksen gir et mål (tall) på tilstand i naturen, men hvilke mål (tall) skal samfunnet ha for en akseptabel naturindeks? Dette knytter seg til å utvikle en bedre forståelse av sammenhengen mellom naturindeksens verdi og den økologiske tilstanden – hvilken verdi for naturindeksen representerer en tilstand som er god nok? Her kan arbeidet med vanddirektivet gi innsikt i hva slags vurdering og datagrunnlag som er nødvendig for å kunne svare på slike spørsmål også for terrestriske økosystemer. For marine økosystemer er det relevant å undersøke om naturindeksen responderer på endringer i forvaltningsregimene.
- Hvordan er sammenhengen mellom omfanget av påvirkninger og endringer i indikatornivåene? Studier av dose-respons forhold. Slik kunnskap kan benyttes til å vurdere hvor store påvirkninger som kan aksepteres uten at det går vesentlig ut over det biologiske mangfoldet. Enkelte dose-respons forhold bør prioriteres, da det ikke er realistisk å kunne favne over alle kombinasjoner av påvirkninger og indikatorer. Effekten av de samlede arealendringene på biologisk mangfold bør prioriteres, inklusive effekter av fragmentering.
- Hvordan redusere usikkerheten i beregningene? Det er behov for forskning på overvåkingsmetoder som fanger opp ulike typer usikkerhet og kan bidra til validering av ekspertvurderinger (se Kap. 11.1).
- Sammenhengen mellom naturindeksen og økonomi/ økosystemtjenester. I hvilken grad reflekterer indikatorene i naturindeksen egenskaper ved økosystemene som er viktige for å opprettholde økosystemenes leveranse av ulike typer økosystemtjenester og hvilken samfunnsøkonomisk verdi har slike tjenester?



## 2 Hav (bunn og pelagisk)

Forfattere: Gro I. van der Meeren<sup>1</sup>, Svein-Håkon Lorentsen<sup>2</sup>, Hein Rune Skjoldal<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Havforskningsinstituttet, Postboks 1870 Nordnes, NO- 5817 Bergen

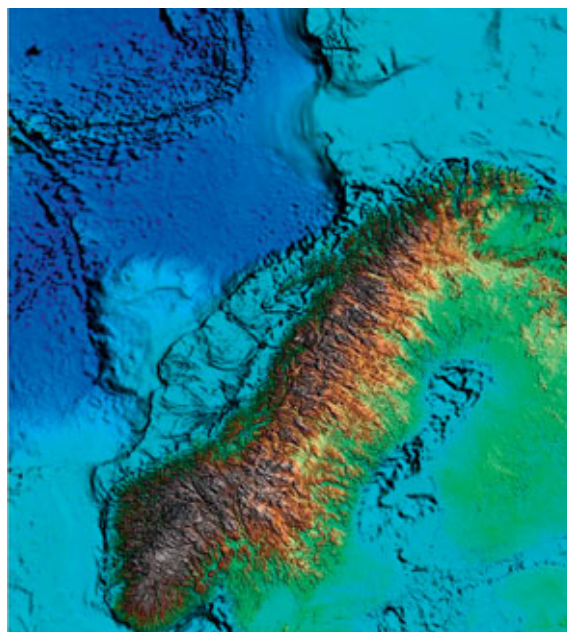
<sup>2</sup>Norsk Institutt for naturforskning, Postboks 5685 Sluppen, NO- 7485 Trondheim

Med faglig bidrag fra G. Huse, A. Aglen, O. Bjelland, E. Eriksen, T. Falkenhaug, J.H. Fosså, J. Gjøsæter, H.Ø. Hansen, K. Helle, Å. Høines, T. Jakobsen, T. Johannesen, T. Knutsen, C. Kvamme, W. Melle, E.K. K.T. Nilssen, Stenevik, S. Tjelmeland, E. Torstensen, T. Vollen, N. Øien, T.A. Øigård (alle Havforskningsinstituttet)

I en ny undersøkelse av global marin biodiversitet er det vist at det i østre Atlanterhavet er registrert 12 270 ulike arter; 28 % planteplankton og storalg, 18 % krepsdyr, 13 % børstemark, 11 % bløtdyr, mens fisk utgjør 9 % og andre ryggradsdyr utenom fisk bare 2 % (Webber *et al.* 2010). Undersøkelsen viser også at det er i dyphavet og på dypere sjøbunn færrest arter er kjent. I utkanten av østre Atlanterhavet ligger den norske økonomiske sone med en enorm utstrekning som dekker havområder fra den grunne og tempererte Nordsjøen, via det dype norskehavet til polare havområder under isen i Barentshavet (Fig. 2.1). Området omfatter fire havområder, Skagerrak, Nordsjøen, Norskehavet og Barentshavet som hver for seg har helt spesielle karaktertrekk, men også fellestrekk som klart skiller dem fra andre naturtyper. Beskrivelsene nedenfor er hentet fra Gjøsæter *et al.* 2009; Gjøsæter *et al.* 2010; Sunnanå *et al.* 2010.

### 2.1 Grenser mellom havområder

Grensene for de fire norske havområdene i naturindeksprogrammet er hovedsaklig satt opp i overensstemmelse med det norske havforvaltningsregimet. Det er ingen geografiske grenser under vann. De oppsatte grensene er tilnærmet lik de naturlige grensene som settes av lys, temperatur, saltholdighet, næringsalter og vannbevegelser. De fysiske faktorene styrer hvor organismene opptrer og hvordan de klarer seg. Havstrømmer renner fra det ene området inn i det andre, mens de skifter



Figur 2.1 Topografisk kart over store deler av de norske havområdene, unntatt Skagerrak og deler av Nordsjøen. Grafikk: Havforskningsinstituttet

karakter etter hvert som de kommer nordover og blandes. Om dette fysiske grunnlaget for fordeling av arter endrer seg, så vil det få konsekvenser. Svømmende, mobile arter i vannsøylen kan raskt finne seg nye områder både i og utenfor norsk sone der forholdene er gode. Arter som er avhengige av faste, geografiske lokaliteter i deler av sin livssyklus, kan derimot rammes hardt. Det er en av grunnene til at det ofte er blant sjøfugl de første tegnene på økosystemendringer kan påvises. De er lojale mot sine faste hekkeplasser og avhengig av at maten i sjøen kommer nær nok.

### 2.2 Barentshavet

#### 2.2.1 Utforming

Barentshavet er havområdet nord og øst for nordspissen av Andøya, der forvaltningsområdet strekker seg sørover til utenfor Lofoten. Det er et relativt grunt sokkelhav; bare 230 m dypt i gjennomsnitt. De dypeste områdene i vest er gjennomskåret av dype renner inn fra Norskehavet mens lengre øst finnes mange banker med dyp på bare 50 m. Barentshavet kan deles inn i tre soner: Isfrie områder, områder med vinterisdekke og områder som alltid er isdekket. Iskanten befinner seg alltid i området med vinterisdekke og flytter seg mellom og gjennom år, avhengig av hvor mye isen fryser til eller smelter. Når iskanten trekker seg nordover om våren og

sommeren gir dette grunnlag for en meget stor produksjon av planteplankton ("havets gress") i det smeltevannsstabiliserte området. Dette gir gode levevilkår for store mengder sjøpattedyr, sjøfugl og fisk. Iskantsamfunnet er av svært stor betydning for produksjonen i Barentshavet, og særlig for den høyarktiske næringskjeden som blant annet inkluderer hvalross og isbjørn.

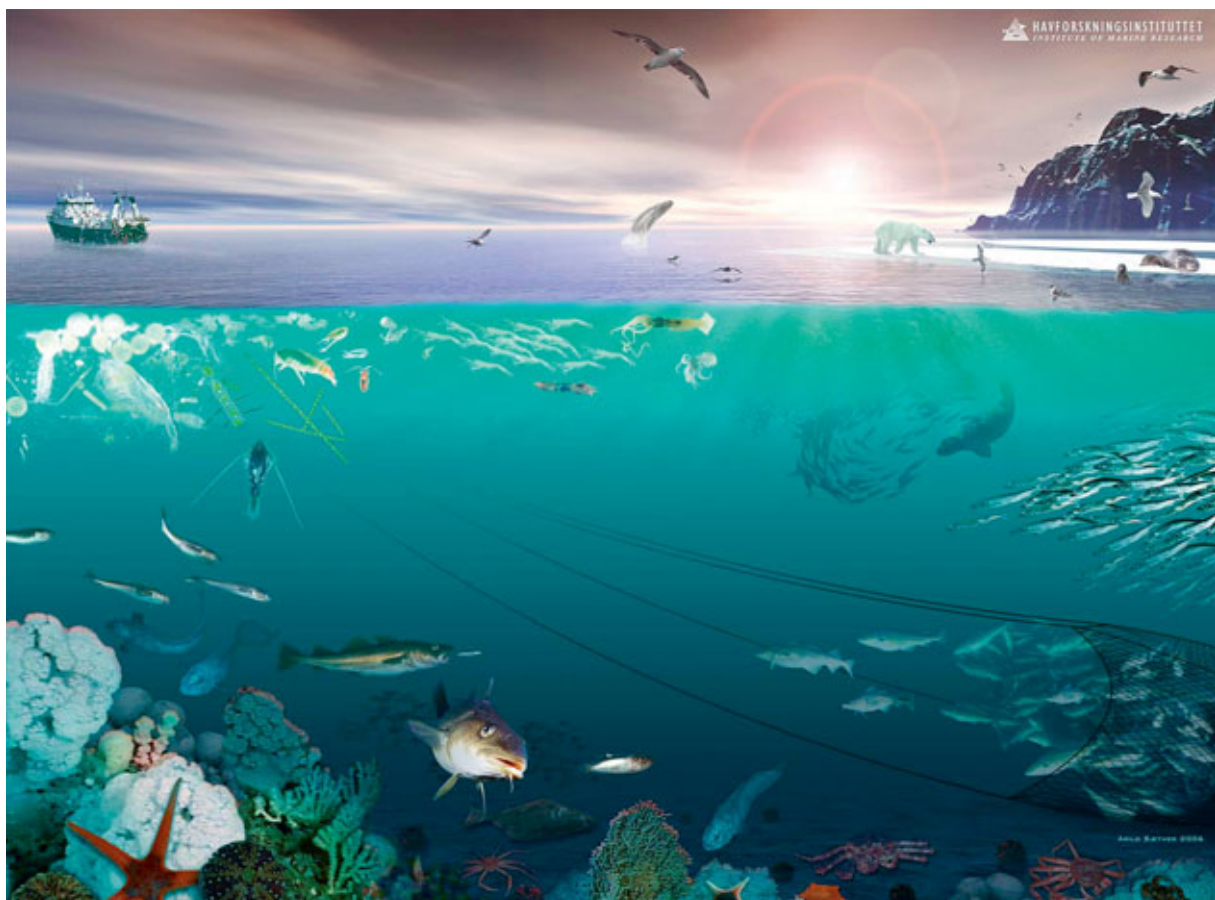
### 2.2.2 Strømforhold

Havstrømmene er sterkt påvirket av det undersjøiske landskapet og vannmassene. Vi skiller mellom kystvann, atlantehavsvann og arktisk vann. Kystvannet (kyststrømmen) kommer hovedsakelig fra Østersjøen, Nordsjøen og med tilførsel fra norske elver på veien opp langs norskekysten. Det er ferskere enn atlantehavsvannet og følger kysten nordover og videre østover. Fra sørvest kommer Den norske atlantehavsstrømmen; varmt, salt atlantehavsvann som dels følger kontinentalsokkelen nordover langs Svalbard og dels kommer inn i selve Barentshavet. Hvert sekund strømmer det 2 millioner tonn atlantehavsvann inn i Barentshavet, dobbelt så mye som det som renner ut av alle elvene i verden.

Vannmengden og temperaturen i vannet fra Norskehavet endrer seg fra år til år og har mye å si for hvor varmt det er i selve Barentshavet. Fra nord og øst kommer det kaldt, mindre salt smeltevann inn i Barentshavet. Der det varme vannet fra sør og vest møter det kalde vannet fra nord og øst oppstår den såkalte polarfronten, der temperatur og saltinnhold endrer seg mye over korte avstander. På grunn av vannmassefordelingen er polarfronten særdeles rik på mineraler som gir gode vekstvilkår for plante- og dyreplankton. Isdekket i Barentshavet varierer også mye både gjennom året og mellom år. Den sørvestlige delen er isfri også om vinteren, men i den østlige delen kan det i sjeldne tilfeller være isdekket helt sør til kysten.

### 2.2.3 Økosystemet

Næringskjedene i Barentshavet beskrives som relativt enkle og korte, særlig de som omfatter nøkkelarter som lodde, ungsild og polartorsk (Fig. 2.2). Disse artene har høy biomasse og blir beitet av torsk, hyse, sjøfugl, sel og hval. I perioder og områder der disse nøkkelartene ikke er dominerende ser vi mer komplekst næringsnett.



Figur 2.2 Typiske representanter for ulike trofiske grupper i Barentshav-økosystemet. Grafikk: Havforskningsinstituttet.

Mengden av planteplankton er størst i en kort periode om våren. Selv om våroppblomstringen bare varer en kort periode på ett sted, flytter områdene seg etter hvor stabiliteten i vannmassene oppstår for eksempel på grunn av lokal oppvarming av overflaten, eller av smeltevann fra isen når iskanten trekker seg nordover i havet.

Dyreplankton, "havets insekter og småkryp", består av mange dyregrupper som pilormer, snegler, børstemark, ulike maneter og en mengde krepsdyrslag, som særlig omfatter viktige næringsarter. I tillegg finnes larvestadier av fisk. Variasjonen i dyreplankton er stor fra år til år. Produksjonen er dels styrt av dyrene som vokser og forplanter seg i Barentshavet, dels av at det kommer mer dyreplankton inn med Den norske atlantehavsstrømmen og dels av beitepress fra planktonspisere.

Det er mange arter som lever av dyreplankton. Både økonomisk viktige pelagiske fiskearter og yngel av mange andre fiskeslag og maneter, sjøfugler som alkekonge, og bardehval spiser mye dyreplankton. Det finnes nær 200 fiskearter i Barentshavet, og torsken her blir vurdert som en nøkkelart. Her hekker også ca. 7 millioner par sjøfugl (17 arter). Når den ikke-hekkende delen av bestanden inkluderes, representerer dette ca. 20 millioner individer. Av disse hekker ca. 2,5 millioner par langs norskekysten nord for polarsirkelen, og 4,5 millioner på Svalbard, Franz Josef Land, Novaya Zemlya og den russiske fastlandskysten. Hovedtyngden av sjøfuglene i Barentshavet er alkefugler.

Omtrent 80 % av tilgjengelig biomasse i Barentshavet finner veien til organismer som lever på, og nede i, bunnen. Det finnes mer enn 3000 arter av bunnlevende organismer i Barentshavet. De lever fastsittende oppå bunnen der det er fjell, nedgravd i muddret eller de vandrer eller svømmer rundt på eller like over bunnen. Mengden av bunndyr varierer mye fra sted til sted og særlig er det funnet store konsentrasjoner i de områdene der isdannelse og -smelting foregår. Dette har trolig sammenheng med at det er her den mest intense produksjonen av plante- og dyreplankton skjer.

## 2.3 Norskehavet

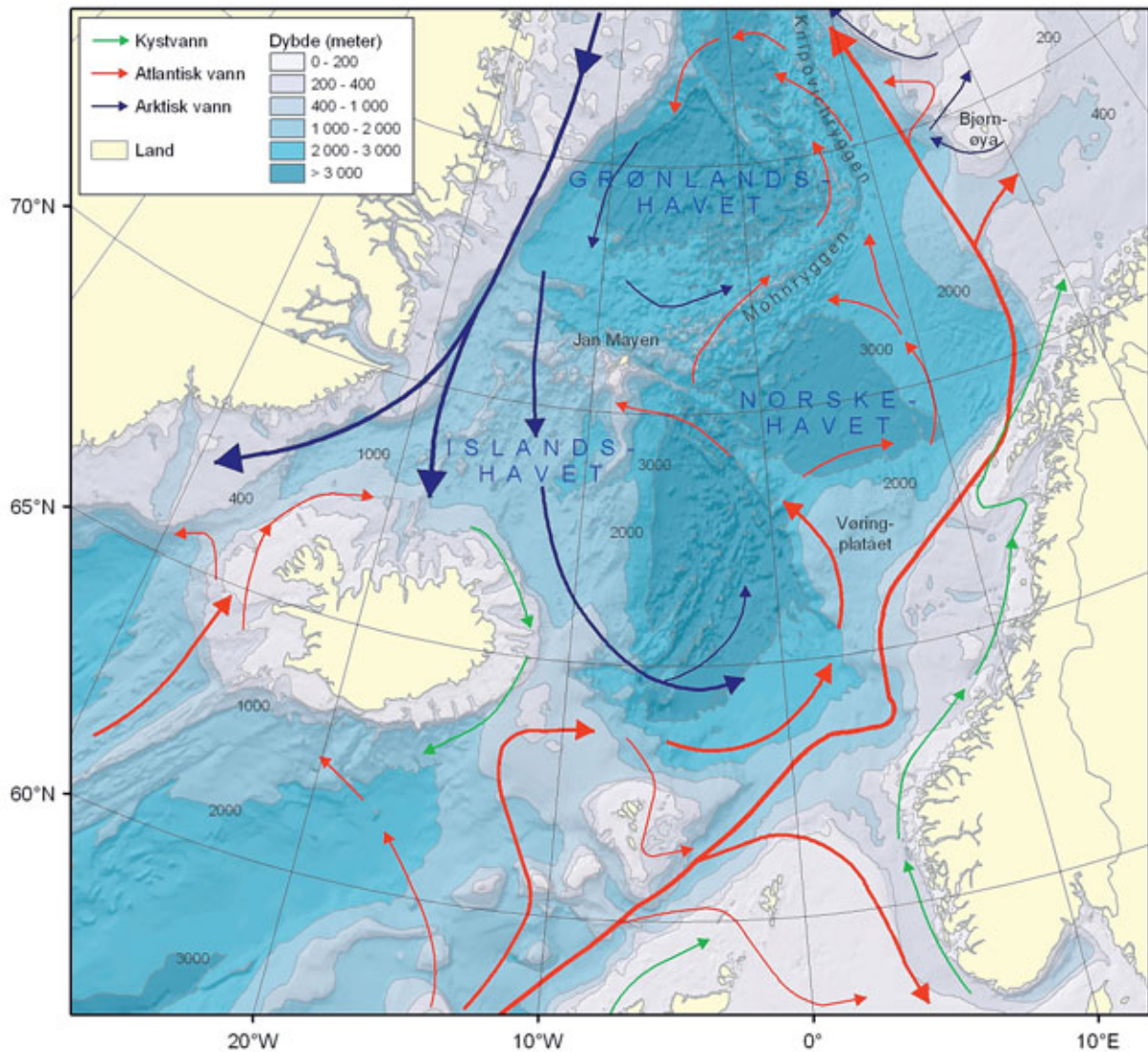
### 2.3.1 Utforming

Havområdet fra Stadt til nordspissen av Andøya kalles Norskehavet. Norskehavet er, noe avhengig av hvordan en avgrenser det, på rundt 1,1 millioner km<sup>2</sup> og et totalt volum på ca 2 millioner km<sup>3</sup>. Det domineres av to dyphavs basseng, separert fra Grønlandshavet i nord av undersjøiske fjellrygger og i vest av det noe grunnere Islandshavet. Middeldypet i Norskehavet er ca 1800 m og dyphavs bassengene har dybder på mellom 3000 og 4000 m med et største målt dyp på 4020 m. Ryggen mellom Skottland og Grønland, som danner grensen mot Atlanterhavet, er for det meste grunnere enn 500 m.

### 2.3.2 Strømforhold

Strømsystemet i Norskehavet bestemmes i stor grad av bunntopografien (Fig. 2.3). Varmt og salt vann fra Atlanterhavet strømmer inn hovedsakelig mellom Færøyene og Shetland, og mellom Færøyene og Island, og fortsetter nordover som Den norske atlantehavsstrømmen.

Hovedstrømmen følger kanten av kontinentalskråningen, men det er også en ytre strømgren lengre fra sokkelen. På vestsiden av området strømmer kaldt og ferskere vann fra Polhavet sørover (Østgrønlandsstrømmen). Disse hovedstrømmene avgir vann til sidegrener inn mot de sentrale delene av området. Hovedgrenen av Den norske atlantehavsstrømmen fortsetter nordover til midt mellom det norske fastlandet ved Troms og Bjørnøya der strømmen deler seg og fortsetter inn i Barentshavet. Hvert sekund renner det omtrent 8 millioner tonn varmt og salt vann fra Atlanterhavet inn i Norskehavet. Denne transporten tilsvarer 8 ganger summen av alle verdens elver, og må balanseres av en tilsvarende transport ut igjen til Atlanterhavet. Det utstrømmende vannet er tyngre og betydelig kaldere (bunnvann). Det innstrømmende atlantehavsvannet avgir store varmemengder til atmosfæren, noe som er avgjørende for det milde klimaet i Nord-Europa. Langs norskekysten går Den norske kyststrømmen som strekker seg fra overflaten og ned til 50 til 100 m. Den norske kyststrømmen har lavere saltholdighet enn atlantehavsvannet. Norskehavet er preget av stor årlig og sesongmessig klimavariasjon, i stor grad påvirket av variasjoner i det innstrømmende varme atlantehavsvannet. Variasjonene i



Figur 2.3 Kart over hovedstrømmene i norske havområder. Atlanterhavsstrømmen (rød), Den norske kyststrømmen (grønn) og arktisk vann (blå). Grafikk: Havforskningsinstituttet.

havklima og vannmassefordeling styres i hovedsak av den storstilte fordelingen av lufttrykk over Nordatlanten og tilhørende vindforhold.

### 2.3.3 Økosystemet

Økosystemet i Norskehavet har relativt lav biodiversitet, men de dominerende livsformene finnes i svært store mengder. Næringskjedene er dermed nokså enkle, men de har høy produksjon. Vinteravkjølingen gir en vertikal omrøring av vannmasser som bringer næringsalter opp i den øvre, belyste del av vannsøylen, slik at de blir tilgjengelige for planteplanktonet. Disse ørsmå algene driver rundt i vannmassene og er en viktig komponent på det nederste trinnet i næringskjeden. De finnes i enorme

mengder under den intense, men korte våroppblomstringen. Bindeleddet mellom dette "havets gress" og fiskebestandene er en rekke ulike arter dyreplankton.

Den store planktonproduksjonen er viktig for fisk, sjøfugl og sjøpattedyr. 14 arter forekommer i Norskehavet, blant annet vågehval, blåhval, finnhval og knølhval. Man regner med at det hekker ca. 1,3 millioner par sjøfugl i Norskehavet. Av disse er alkefuglene generelt og særlig lunden mest tallrik.

Mesopelagisk fisk (dyptlevende pelagisk fisk) er tallrik i Norskehavet, særlig artene laksesild og nordlig lysprikkfisk. Disse små, saktevoksende fiskene finnes over store deler av området og inne i de dypeste fjordene. Store bestander av norsk vårgytende (NVG)

sild, kolmule og makrell finnes også i Norskehavet, særlig om sommeren (Fig. 2.4). Ingen av disse tre bestandene tilbringer hele livet sitt i Norskehavet, noe som gjør det vanskelig å avgrense marine økosystemer.

Deler av makrellbestandene vandrer vanligvis inn i det sørlige Norskehavet på sommerbeite, mens hovedområdene er lenger sør og vest. Det har i de senere år også vært innsig lenger mot nord, helt opp mot Barentshavet. Kolmule finnes over det meste av Norskehavet, men gytingen foregår i stor grad på sokkelen og banker vest for De britiske øyer. Silda beiter i Norskehavet om sommeren, gyter langs norskekysten og yngelen vokser for det meste opp i Barentshavet. Mengden fiskespisende fisk i Norskehavet er lav. Unntaket er storsei, som ofte følger etter sildestimene på sommerbeite. I tillegg finnes det en del blåveite og breiflabb i tilknytning til kontinentalsokkelen.

Bunnfaunaen i Norskehavet er variert på grunn av den store dybdevariasjonen. De store bassengene er dominert av dyphavsfauna, mens det på

kontinentalsokkelen langs Norskekysten finnes store korallrev med en svært høy diversitet blant annet av fastsittende bunndyr og fisk.

## 2.4 Nordsjøen og Skagerrak

### 2.4.1 Utforming

Skagerrak og Nordsjøen er havområdet fra Kattegat og nordover til Stadt. Inkludert fjorder og elveutløp, har Nordsjøen et overflateareal på ca. 750 000 km<sup>2</sup>. Det er et meget grunt hav sammenlignet med både Norskehavet og Barentshavet. To tredjedeler av Nordsjøen er grunnere enn 100 m. Den dypeste delen er Norskerenna nær norskekysten som har dybder på over 700 m.

### 2.4.2 Strømforhold

Hovedvannmassene i Nordsjøen og Skagerrak har sin opprinnelse i det salte atlantisk vannet som strømmer inn fra Norskehavet og gjennom Den engelske kanal, samt ferskvannstilførsel fra land. Om vinteren er omrøringen stor i de fleste områdene, slik at det



Figur 2.4 Sildestim i Norskehavet, med innblanding av makrell.

Grafikk: Havforskningsinstituttet.

blir liten forskjell mellom øvre og nedre vannmasser. Dette hindrer at oksygenverdiene blir kritisk lave for bunntilknyttede organismer. De sørøstlige delene av Nordsjøen blir tilført store mengder næringssalter fra tyske elver. Dette medfører høy produksjon av alger, og stor omsetning av organisk materiale som fører til lavt oksygenivå langs danskekysten, spesielt i august/ september. Om sommeren gjør oppvarmingen i øvre vannlag at det blir et klart temperatursprang på 20–50 m dyp.

Skagerrak tilføres store mengder ferskvann fra Østersjøen og elver. Det lette ferskvannet legger seg derfor som et vannlag over atlantehavsvannet. Vannmassene i Nordsjøen strømmer hovedsakelig mot klokken, og nesten alt vannet må innom Skagerrak før det fortsetter nordover som en del av Den norske kyststrømmen. Rundt 70 % av vannmassene i Nordsjøen strømmer innom Skagerrak og ut av Nordsjøen som en del av kyststrømmen.

### 2.4.3 Økosystemet

I grunne havområder som Skagerrak og Nordsjøen representerer er ofte prosessene på bunnen og oppe i vannmassene nær koblet, noe som bidrar til høy produktivitet (Fig. 2.5). Om vinteren er planteplanktonproduksjonen begrenset av lite lys og lav temperatur. Om våren, med bedre lysforhold og redusert vertikal blanding, ligger forholdene til rette for en oppblomstring av planteplankton, som er grunnlaget for hele den videre næringskjeden via dyreplankton og fisk til topp-predatorer som sjøfugl, sel og hval.

Dyreplanktonet i kystnære og sørlige områder domineres av små, altetende arter som er lite egnet som fiskeføde, men som kan tåle mye forurensning og skiftende miljø. Lenger nord tilføres dyreplankton med atlantehavsvannet. Blant bunndyrene er det et skille mellom sør og nord. De sørlige områdene er dominert av frittlevende arter. I nord er artene i større grad fastsittende. Tallet på arter er høyere i nord enn i sør. Generelt er det også større mengder nær kysten enn lenger ute.



Figur 2.5 Typiske representanter for ulike trofiske grupper i Nordsjø-økosystemet. Grafikk: Havforskningsinstituttet

Der finnes en rekke bestander av planktonspisende fiskeslag også i Nordsjøen inkludert norsk høstgytende sild (NHG-sild), makrell, tobis og brisling. Andre arter som nordsjøtorsk, hyse og sei spiser plankton når de er små og endrer gradvis dietten til fisk og bunndyr når de blir større. Grovt sett kan Nordsjøen deles i fire områder: I nord, med dybder på 100–200 m, finner vi de beste bestandene av voksen torsk, sei, sild, hyse og øyepål. Om høsten opptrer makrell og taggmakrell. I Norskerenna finner vi voksen sild og makrell nær overflaten, mens dypet er oppvekstområdet for kolmule, og tilholdssted for dyphavsarter som vassild, skolest og svarthå. I de sentrale delene av Nordsjøen opptrer ungsild, og brisling forekommer. Torskefiskene domineres av hvitting og hyse. Store deler av dette området er generelt mindre fiskerikt enn lenger nord, og er preget av lav primærproduksjon. I øst, med dybder på 50–100 m, finnes oppvekstområder for sild og torsk. Her er det også viktige tobisområder, og det er hovedområdet for flatfisk.

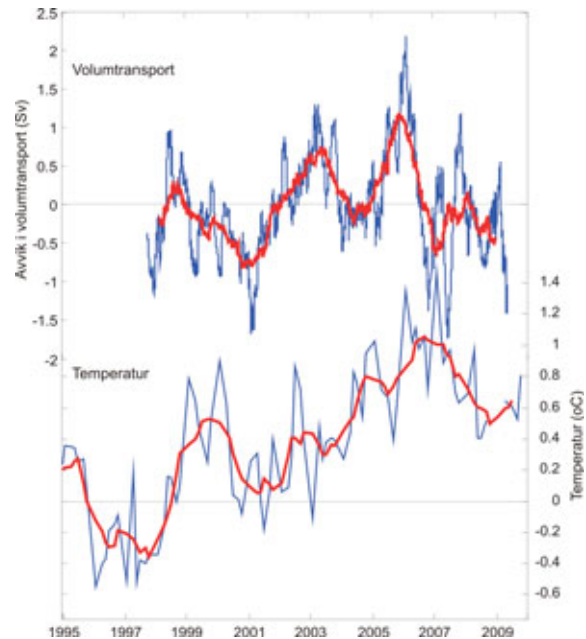
Nordsjøen og Skagerrak huser ca. 250 000 hekkende par med sjøfugl, hovedsakelig dominert av måkefugl og ærfugl. Havområdet har også store bestander av steinkobbe og nise.

#### 2.4.4 Menneskelig påvirkning

Økosystemet i Nordsjøen og Skagerrak skiller seg ut fra Barentshavet og Norskehavet ved at det i mye større grad er påvirket av menneskelig aktivitet. Dette er et av de mest trafikkerte sjøområdene i verden, med noen av verdens største havner. Her foregår et stort fiskeri, utvinning av olje og gass, uttak av sand og grus og dumping av mudder. Rundt hele Nordsjøen ligger det tett befolkede og høyt industrialiserte land. Til sammen bor det ca. 184 millioner mennesker i nedslagsområdet til dette økosystemet, og det påvirkes av utslipp fra bebyggelse, jordbruk og industri. Utslippene tilføres i stor grad fra elvene som renner ut i Nordsjøen, og via innstrømningen fra Østersjøen.

### 2.5 Generelle utviklingstrekk

Fysiske forhold som strøm, vannmassestype, lys, temperatur og næringssaltinnhold er av stor betydning for tilstanden i økosystemene. Dette er påvirkningsfaktorer som ikke direkte måles av Naturindeksen. Det er dokumentert en trend med stigende sjøtemperatur de siste tiårene (Fig. 2.6).



**Figur 2.6** Avvik i vanntransport til Barentshavet (Volumrapport) og sjøtemperatur i Barentshavet (Temperatur) siden 1995, rød linje er 1 års middelværdi, blå linje er 3 måneders glidende middelværdi.

I Nordsjøen er dette en mulig årsak til blant annet et skifte i planktonsamfunnet fra å være dominert av hoppekrepsen rauåte (*Calanus finmarchicus*) til en mer sørlig art (*Calanus helgolandicus*) og en rekke andre mer småvokste hoppekrepsarter som opprinnelig var vanligere i sørlige Nordsjøen.

Andre faktorer er menneskelig påvirkning, som ved siden av næringssalttilførsel (eutrofiering) også omfatter fiskeri, skipsfart og inngrep og installasjoner på havbunnen i form av rørlegging og olje- og gassleting og -produksjon. For havet er det fiskeriene som til nå har hatt størst påvirkning, mens eutrofiering er mer knyttet til kyst. Unntaket er i Nordsjøen, som også er sterkt preget av utslipp fra de store europeiske elvene.

Fiskeriene påvirker særlig de kommersielle artene men også annen fisk gjennom bifangst. Bunnsamfunn påvirkes fysisk gjennom tråling. Det er gjennom lang tid innhentet bestandsdata på de viktigste kommersielle artene. Disse dataene blir analysert og modellbehandlet og ender opp i en vurdering av bestandsstyrke og påfølgende råd om fiskerikvoter. Etter innføringen av Havressursloven, er en rekke nye, også ikke-kommersielle arter aktuelle for overvåking. Tidsseriene for disse artene er korte og det er i Naturindeksdatabasen helst faglige vurderinger

av den historiske utviklingen som er benyttet her. For nøkkelelementer med særlig stor betydning er plante- og dyreplankton ført opp i form av biomasse (g/m<sup>2</sup> overflate). Mer detaljert informasjon finnes hos planktonforskerne men denne er ikke ferdig operasjonalisert. Utvikling av indikatorer for spesifikke artsdata på utvalgte, viktige dyreplanktonarter er i gang. I databasen er det ofte et femårs-snitt som ligger til grunn for den verdien som oppgis for hvert av årene, unntatt for plankton, sjøpattedyr, fugl og ekspertvurderingene (Skarpaas *et al.* 2010). Sjøfuglene er tilknyttet det marine miljøet gjennom hele året, og er således gode indikatorer for tilstanden i de marine økosystemene.

### 2.5.1 Hav pelagisk

Totalt i "Hav pelagisk" er det tatt inn 28 indikatorer: Planteplankton, dyreplankton samlet, og krill spesielt, 11 beinfiskarter og to brusfiskarter, fire hvalarter og to selarter, samt seks sjøfuglarter. Det er for mange arters del en overlappende utbredelse mellom kyst og hav, og bunn og vannsøyle (pelagialen). Dette er nærmere omtalt under "Hav bunn" nedenfor. I vannmassene mellom hav og kyst er det overlapp mellom lysing, makrell, taggmakrell, sei, lomvi, polarlomvi, lunde, havhest, krykkje og sildemåker, der alle hovedsakelig er regnet med for hav, men i en mindre grad også for kyst. Prioriterte nøkkelgrupper er pelagisk dykkende og overflatebeitende sjøfuglarter, lodde, sild, krill, dyreplankton generelt og planteplankton.

En stor del av dataene for de utvalgte artene som ligger til grunn for naturindeksene for hav er fra produktivetsdata og bestandsberegninger for de kommersielle fiskebestandene, samt overvåking av hekkebestandene av sjøfugl. Utviklingstrekkene må sees på bakgrunn av hvor mye innsats det er lagt i datainnsamling, og at det er en relativt kraftig økning i økosystemovervåkingen etter 2005. Da ble både havforskningsinstituttets økosystemtokt, som henter prøver fra alle trofiske nivå, og sjøfugl-overvåknings- og kartleggingsprogrammet SEAPOP startet.

1950

Så mye som 77,8 % (Skagerrak) til 100 % (Barentshavet) av indikatordata er her basert på ekspertvurdering (Fig. 2.7). Det finnes tilgjengelig for denne rapporten bare 1-2 arter sør for Barentshavet som ble dataregistrert; torsk og sild. Andre data som måtte finnes er i liten grad overført til digitale databaser, og mange av de benyttede indikatorene ble ikke undersøkt, særlig fra Barentshavet.

På grunnlag av lite konkrete data, men med antakelsen at den menneskelige påvirkningen inntil 1950 var begrenset av andre verdenskrig, mindre effektive hjelpemidler og mindre båter, er tilstanden for langt de fleste indikatorartene vurdert som god i 1950 med en samlet naturindeks på 0,88 for alle havområder. Bare Skagerrak var under 0,8, med en indeks på 0,76 (Fig. 2.8a).

Denne tidlige perioden er derfor for mange indikatorer også benyttet til fastsetting av referansenivå.

1990

I 1990 var innsatsen i havforskningen blitt klart bredere og ekspertvurderingene varierer nå fra 41,2 % for Skagerrak opp til 60,7 % i Norskehavet (Fig. 2.7). Det er en klar økning i indikatorer som legges inn i Naturindeksbasen som data. Igjen er det de kommersielle fiskeartene, samt sjøpattedyr, som er best undersøkt. I Skagerrak og Nordsjøen er henholdsvis 17 og 18 indikatorer tatt med, men det er så stor overlapp mellom Nordsjø- og Skagerrakbestander av fisk og sjøpattedyr at det er vanskelig å vurdere dem separat (Fig. 2.7). Tilstanden i Nordsjøen påvirker tilstanden i Skagerrak og vice versa. I Barentshavet er det nå 20 indikatorer mens Norskehavet topper med 28 indikatorer.

Naturindeksene for disse havområdene er nå vurdert på et bedre grunnlag, og antyder at naturtilstandene er betydelig stresset i forhold til 1950. For Barentshavet er indeksen 0,57, Nordsjøen 0,54 og Skagerrak 0,44 (Fig. 2.8b). Norskehavet er noe bedre, med en samlet naturindeks på 0,65.

2000

I 2000 var datasettene enda bedre for flere arter på grunn av økning i antall arter som var innlagt i tidsserieovervåking gjennom 90-tallet. Norskehavet og Nordsjøen hadde mest ekspertuttalelser, henholdsvis 54,8 % og 52,6 % (Fig. 2.7) mens de andre regionene benyttet datasett for 60,9 (Barentshavet) og 55,6 % (Skagerrak) av indikatorene. Antall indikatorer som ble lagt inn var også noe høyere for Norskehavet (31) og Barentshavet (23), mens bare en ny indikator var lagt til for Skagerrak og Nordsjøen (Fig. 2.7).

Fiskeriforvaltningen var på dette tidspunktet godt inne i en utvikling og forbedring som antas å ha vært en betydelig del av årsaken til en klar forbedring av naturindeksen i Norskehavet (0,74) og Barentshavet (0,66) (Fig. 2.8c). Det var ingen forbedring i indeksen for Skagerrak (0,41) og bare en svak oppgang i Nordsjøen (0,57).



2010

Under innleggingen av data for 2010 var det for en god del indikatorer ikke opparbeidete datasett for Norskehavet, så der ble det en liten økning i andel ekspertbidrag (62,1 %) (Fig. 2.7). I andre havregioner er det nå fra 50 % (Nordsjøen) ned til 42,9 % (Skagerrak) og 36,4 % for Barentshavet. Det er likevel viktig å merke seg at ekspertuttalelsene nå er basert på forskernes egne erfaringer, mens uttalelsene for 1950 vil være mer usikre da de er basert på historisk kunnskap mer enn egen erfaring. I Norskehavet ble det av samme grunn også færre datasett levert på indikatorer, så antallet sank til under 30 (Fig. 2.7). Det er likevel fremdeles det havområdet med flest indikatorer (29).

Naturindeksen er stadig bedre i Barentshavet (0,71) og Norskehavet (0,66) mens Nordsjøen igjen har en liten økning til 0,59, og nå også med en oppgang i Skagerrak (0,49) (Fig. 2.8d). Nedgangen i Norskehavet er særlig grunnet nedgang i nøkkelindikatoren dyreplankton (se også temaindeks "Krill og dyreplankton").

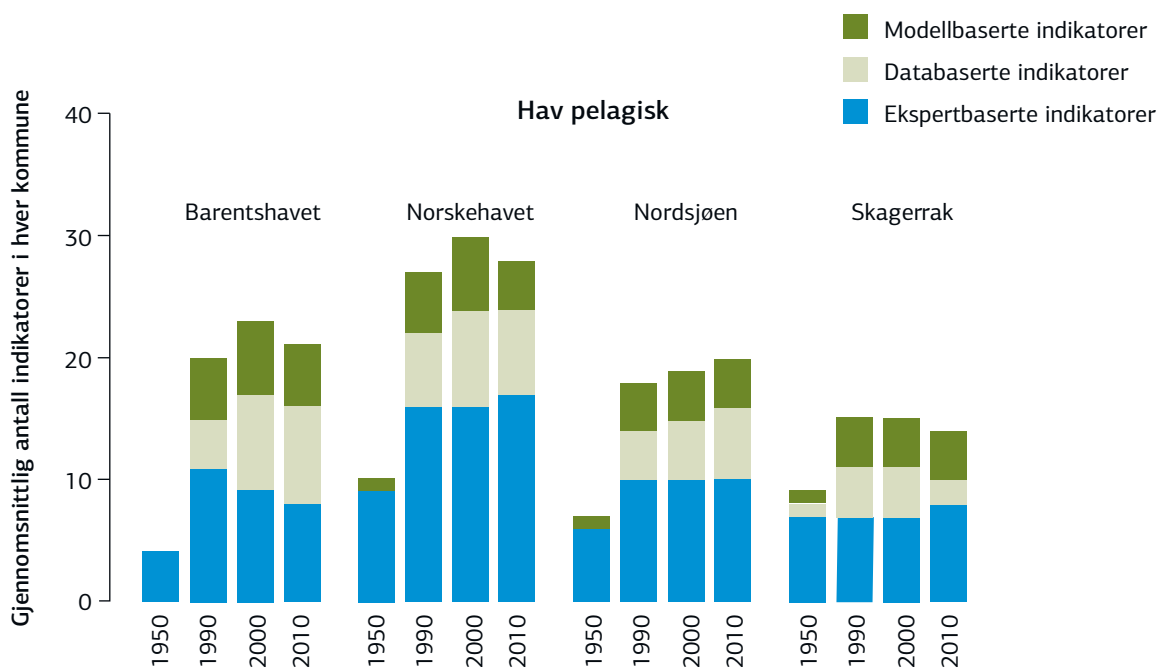
En dramatisk utvikling som avviker fra den samlede indekstutviklingen mellom 2000 og 2010 er hos sjøfuglene, særlig i Barentshavet og Norskehavet (Fig. 2.9). Etter stabile indekser i 1990 og 2000 på ca.

0,8 (Fig. 2.9a, b) har det vært en dramatisk nedgang til henholdsvis 0,5 og 0,4 i 2010 (Fig. 2.9c). For sjøfuglgruppen er de største bestandstilbakegangene observert for lomvi, sildemåke, krykkje, lunde (som inngår i Fig. 2.9) og eksemplifisert for lomvi (Fig. 2.10). Lomvi og krykkje har gått kraftig tilbake de siste 30-40 årene. Bestandene er nå under 30 % av hva de var på starten av 1980-tallet. Sviktende næringstilgang er antatt viktig årsak, men det sammensatte årsaksforholdet er ukjent.

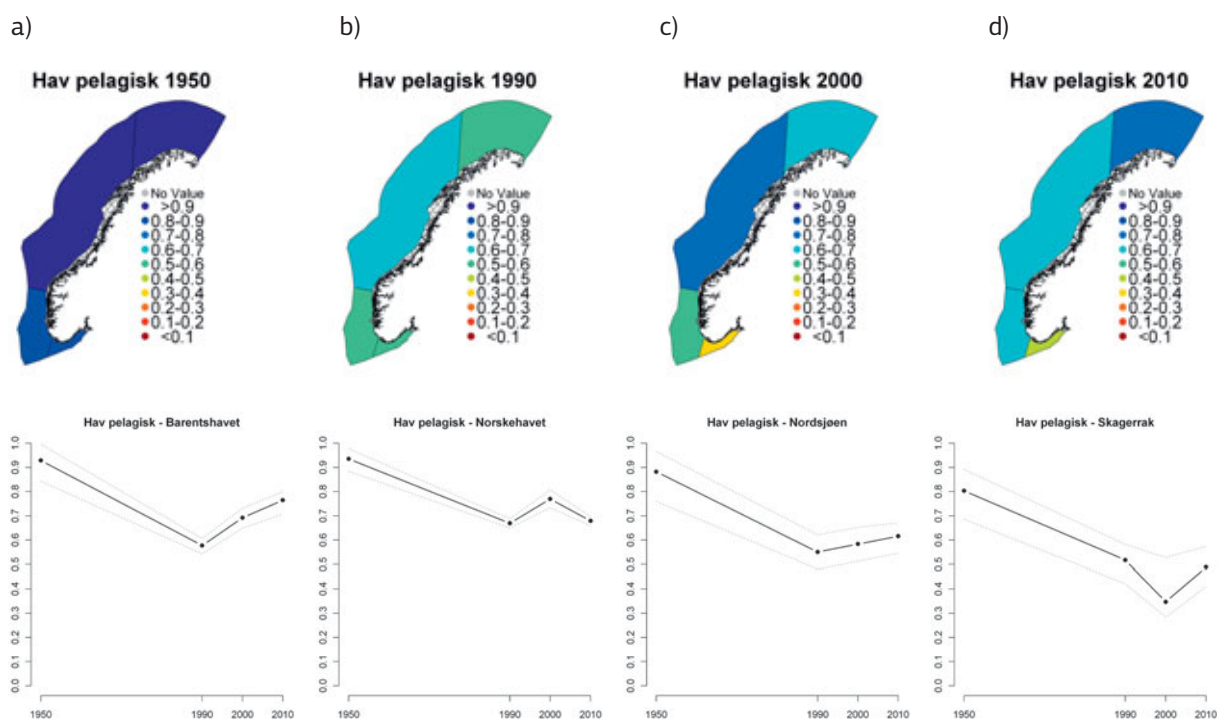
## 2.5.2 Hav bunn

Totalt i "Hav bunn" er det tatt inn 26 indikatorer; derav ingen planter fordi det i dypet ikke er tilstrekkelig lys til vekst, seks evertebrater på bunnen (benthos) derav tre samfunnsrelaterede; en skjellart (haneskjell) og to krepsdyrarter, 17 beinfiskarter og en bruskfiskart. Torsk, dypvannsreker, svampesamfunn, korallrev og bløtbunnsamfunn er valgt som prioriterte nøkkelgrupper.

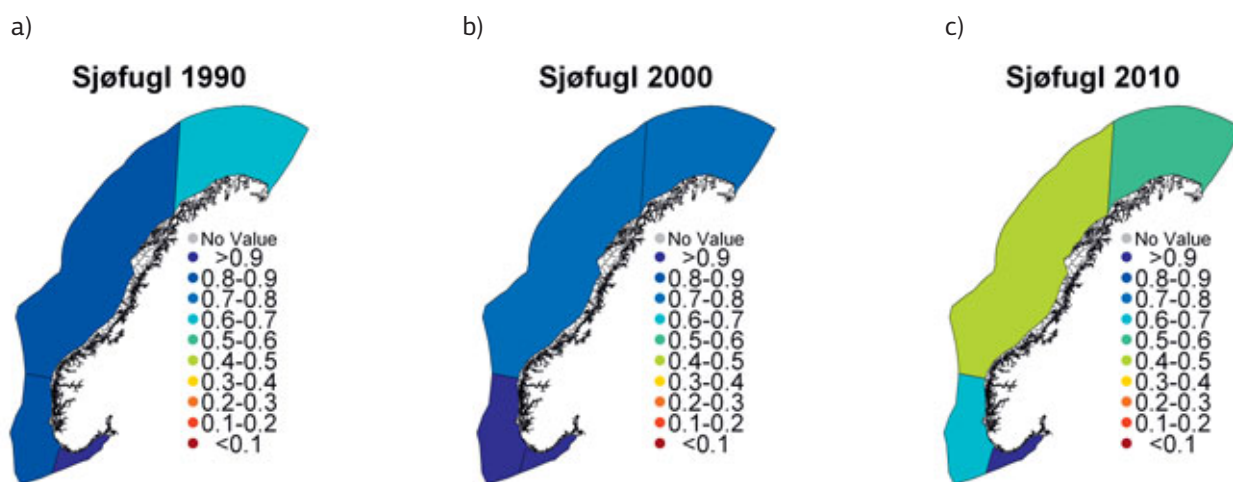
Dypvannsreker, blåsteinbit, kveite, uerartene, torsk og øyepål opptrer både i vannmassene (pelagialen) og på bunnen. Disse artene er med i naturindeksen for begge habitatene. Reke, blåsteinbit, torsk og øyepål er likevel mer langs bunnen enn oppe i vannmassene.



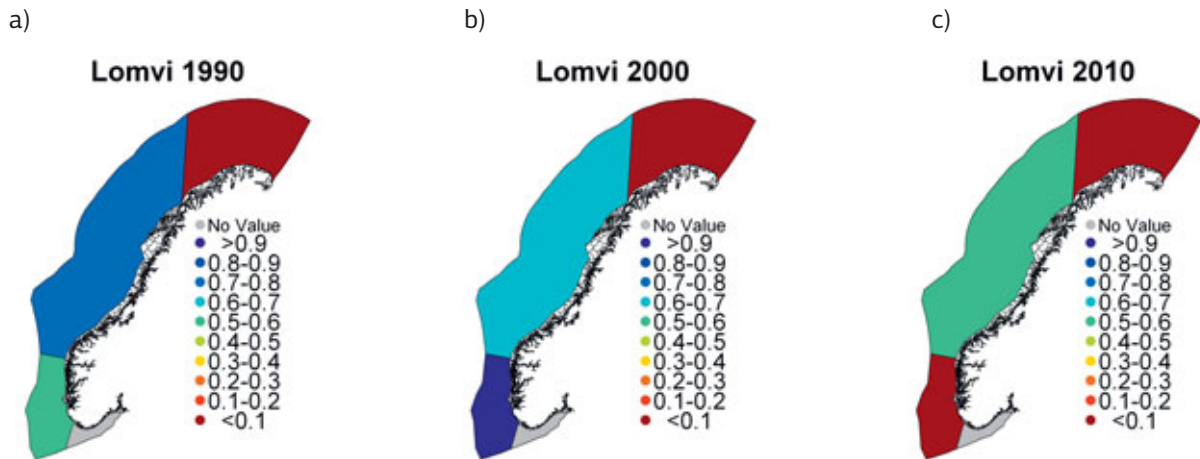
Figur 2.7 Gjennomsnitt antall indikatorer og andel ekspert-, data- og modellbaserte datasett for "Hav pelagisk".



Figur 2.8 Tilstand for biologisk mangfold av indikatorer i havets vannmasser (Hav pelagisk), som er lagt inn i naturindeksdatabasen; kart for 1950 (a), 1990 (b), 2000 (c) og 2010 (d) og utviklingstrender for 1950 (e), 1990 (f), 2000 (g) og 2010 (h).



Figur 2.9 Sjøfugl, kart for 1990 (a), 2000 (b), 2010 (c). Det er ingen kjente data eller ekspertvurderinger fra 1950.



Figur 2.10 Trend i naturindeks for sjøfuglen lomvi for 1990 (a), 2000 (b) og 2010 (c). Det er ingen kjente data eller ekspertvurderinger fra 1950.

I tillegg har svært mange arter en tilknytning til kyst for gyting, klekking og i yngelfase. Disse er i denne rapporten ikke tatt med på kyst, men følgende arter har utbredelse både i kyst og hav også når de vokser til: sjøkreps, breiflabb, brosme, gråsteinbit, hvitting, lange, og skater. Det er bare skater, breiflabb og gråsteinbit som regnes som mer kystnære, men likevel såpass vanlig i havet at de også må trekkes inn i "Hav bunn"-indeksen. Dette er en svært grov tilnærming. Også andre arter forekommer i mindre forekomster i flere havhabitat.

I likhet med "Hav pelagisk", er en stor del av dataene for "Hav bunn" basert på systematiske toktdata som benyttes for å modellere artenes produktivitet, og regulære fiskeriundersøkelser. Derfor preges også naturindeksen for "Hav bunn" av utviklingen i de kommersielle fiskeartene og av trenden gjennom perioden fra 1950 til 2010. Som for "Hav pelagisk", må utviklingstrekkene sees på bakgrunn av hvor mye innsats det ble lagt i datainnsamling, der det har vært en kraftig økning i antall arter siden 2005.

#### 1950

I likhet med "Hav pelagisk", er de aller fleste indikatoredata basert på ekspertvurdering, fra 75 % i Barentshavet til 76,9 %, 91,7 % og 100 % i henholdsvis Nordsjøen, Skagerrak og Norskehavet (Fig. 2.11). Tilgjengelige data i egnet form for denne rapporten dekker bare 8 arter fra Barentshavet og 12-13 arter i de andre regionene. Andre data som måtte finnes er i liten grad overført til digitale databaser. Mange av de benyttede indikatorene ble ikke undersøkt eller er nå under opparbeiding og digital registrering, særlig fra Barentshavet.

Samme vurdering ble i stor grad fulgt av ekspertene også for Hav bunn og tilstanden der i 1950; på grunnlag av lite konkrete data, men ut i fra at den menneskelige påvirkningen inntil 1950 var begrenset av andre verdenskrig, mindre effektive hjelpemidler og mindre båter, er tilstanden i langt de fleste indikatorartene vurdert som god i 1950 med en samlet naturindeks på 0,93, som også er tilnærmet likt for alle havområdene (Fig. 2.12a).

Denne tidlige perioden er derfor for mange indikatorer benyttet som verdi for referanseverdiene.

#### 1990

I 1990 var innsatsen i havforskningen også for bunnarter økt i innsats og omfang. Flere databaserte indikatorer var tilgjengelige for Naturindeksbasen, som fra nå av blir liggende på mellom 17 til 20 indikatorer for alle havområdene (Fig. 2.11). Igjen var det de kommersielle fiskeartene som ble best undersøkt. Ekspertvurderingene omfattet likevel mellom 52,6 og 58,8 % av datasettene fra henholdsvis Nordsjøen og Skagerrak. Kvalitative datasett utgjorde derimot 84,2 % for Norskehavet og 73,7 % for Barentshavet (Fig. 2.11).

Naturindeksene for disse havområdene er nå vurdert på et bedre grunnlag. Både for Norskehavet og Nordsjøen/Skagerrak er det beregnet en redusert indeks på henholdsvis 0,78, 0,79 og 0,70 (Fig. 2.12b). Barentshavet fikk en noe dårligere indeks (0,63), særlig på grunn av evalueringen av en reduksjon i rekebestanden.

2000

I 2000 var det liten endring i datatilgangen, med samme fordeling mellom antall indikatorindekser og ekspertuttalelser som i 1990 (Fig. 2.11).

Fiskeriforvaltningen var på dette tidspunktet i full gang med en utvikling fra en-arts- til flerartsforvaltning. Tegnene på forbedringer som spores for "Hav pelagisk" for Norskehavet og Barentshavet (Fig. 2.8c) er ikke tilstede for "Hav bunn", der samlet 2000-indeks er innenfor konfidensintervallet for 1990-indeksene (Fig. 2.12c).

2010

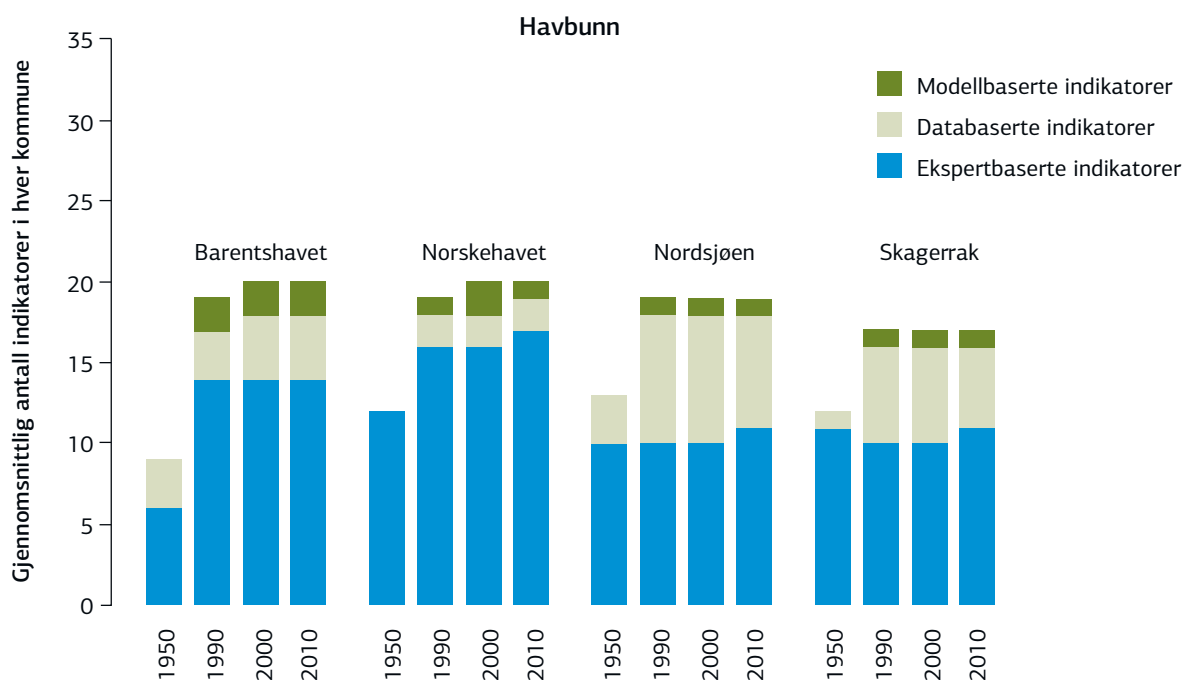
Under innleggingen av data for 2010 er det noen indikatorer som ikke ble opparbeidet i tide, så der ble det en liten økning i andel ekspertbidrag for alle regioner unntatt Nordsjøen der det i stedet er nedgang i registrerte indikatorer (Fig. 2.11). Også her er det viktig å merke seg at disse ekspertuttalelsene er basert på forskernes egne erfaringer som vi anser som sikrere enn uttalelsene for 1950 da de er basert på historisk kunnskap. Antall indikatorer er stort sett i de samme kategorier som i 2000 (Fig. 2.11).

Naturindeksen er fremdeles tilnærmet stabil for Nordsjøen og Skagerrak (henholdsvis 0,78 og 0,79), men med en økning i Norskehavet (0,83) og klar oppgang i Barentshavet (0,73) (Fig. 2.12d). Det er særlig en reduksjon i rekefiskeriene og i trål-innsats generelt som trekker naturindeksen opp i Barentshavet.

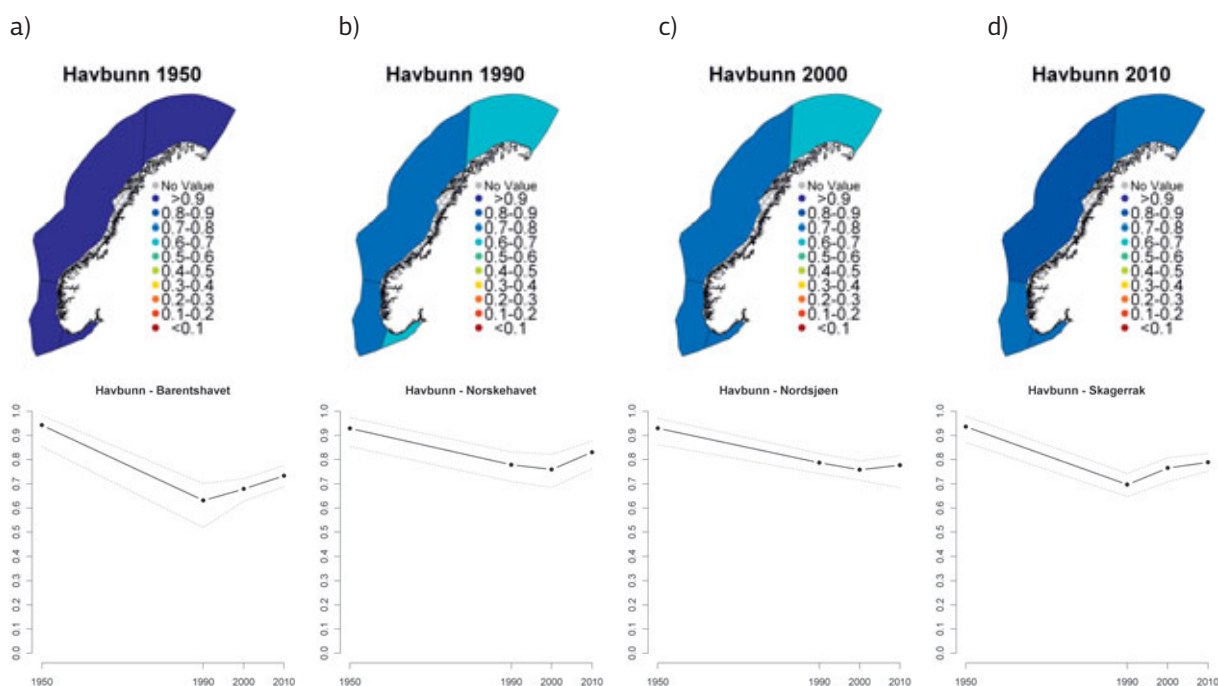
Siden antall indikatorer er såpass lavt og andel ekspertvurderinger så høyt, er den videre presentasjon i temaene om utvikling og sammenhenger i havet basert på pelagiske og bare noen få bunn- og mulithabitat indikatorer. Aggregerte bunnfisk har såpass gode tidsserier til grunn for naturindeksberegningene at de er inkludert her.

### 2.5.3 Samlet vurdering av utviklingen; økosystemene sett under ett

Når vi ser på samlet naturindeks for pelagisk og sammenlikner med bunn, så viser naturindeksen at bunnen har jevnt over høyere og jevnere indekstall gjennom de siste 20 årene mens det pelagiske habitatet har større svingninger og derfor tidvis en lavere indeks. Pelagiske bestander, da særlig stimfisk som sild og lodde, har naturlige store og



Figur 2.11 Gjennomsnitt antall indikatorer og andel ekspert-, data- og modellbaserte datasett for "Hav bunn".



**Figur 2.12** Tilstand for biologisk mangfold av indikatorer ved bunnen, som er lagt inn i naturindeksdatabasen; kart for 1950 (a), 1990 (b), 2000 (c) og 2010 (d) og utviklingstrender for 1950 (e), 1990 (f), 2000 (g) og 2010 (h).

til dels raske svingninger. Disse artene er i volum og diett sentrale for hele økosystemet og har derfor blitt tillagt økt verdi som nøkkelarter. De trekker dermed mye i samlet indeks. Det er sannsynligvis dette som er det viktigste elementet i svingningene i den pelagiske naturindeksen. Slike svingninger er altså en naturlig dynamikk som alltid vil prege det pelagiske økosystemet (se temaene "Artene i havet påvirker hverandre" og Hvilken rolle har fisk i næringskjeden?). På bunnen er de fleste nøkkelindeksene samfunnsrelaterte. Både svamp og korall er svært gamle og stabile samfunn. Raske svingninger i disse samfunnene skjer bare ved katastrofale ødeleggelser av slike samfunn. Det vil ta svært lang tid for å bygge dem opp igjen, så økning i indeksen for hav bunn vil naturlig være sen. Dessverre har vi enda ikke tidsserier på disse gruppene som er lange nok til å si noe om utviklingen på bunnen.

Den gode tilstanden i 1950 må vurderes kritisk, siden den baserer seg på færre indikatorer der et flertall av disse er basert på ekspertvurdering. Svært få ble direkte målt. Det er også viktig å huske at trendanalysene for hav bunn og hav pelagisk under ett, så vel som for hvert havområde, er behengt med en betydelig usikkerhetsgrad. De beregnede naturindeksendringene for de siste 20 årene er såpass små at alle ligger nær eller innenfor usik-

kerhetsgrensene. Påstander om en utvikling til det bedre eller verre kan derfor ikke forsvares.

### Konfidensintervall (Usikkerhet i vurderingene)

For noen indikatorer, herunder sjøfugl, er trendanalysene langt sikrere enn for de fleste andre grupper. De samlede vurderingene av "Hav pelagisk" for Barentshavet og Norskehavet i 2010 er sikrere enn for Nordsjøen og Skagerrak. De nordlige havområdene har det høyeste antall indikatorer og er samtidig det økosystemet som, samlet sett, er minst påvirket av menneskelig aktivitet. Havområdene i Nordsjøen og særlig Skagerrak er i mye større grad påvirket av menneskelig aktivitet. For "Hav bunn" er det en større usikkerhet i nord enn i sør, med minkende usikkerhet for Barentshavet i det siste tiåret men fremdeles stor usikkerhet for Norskehavet.

I alle havområder, bortsett fra pelagisk i Barentshavet, er det en større sikkerhet i den samlede naturindeksen i 2010 enn i 1950, noe som gjenspeiler økt grad av kunnskap for vurdering av indeksverdiene, samt langt bedre datagrunnlag for de fleste indikatorene. Likevel er usikkerheten gjennomgående stor og det er behov for både å utvikle indikatorsettene og fortsette dette over lang tid for å få flere tidsserier på plass.

Det gjenstår å teste i hvilken grad naturindeksen viser en korrekt fremstilt utvikling i havet. Dette vil bli gjort i forbindelse med arbeid for å forbedre og utvikle naturindeksmodellen. Sentralt står det å kvalitetssikre analyseresultatene fra dette prosjektet og sammenlikne dem med allerede etablerte analyseresultat som også beskriver tilstanden i marine miljø og bestander. Før disse testene er gjennomført anbefales det ikke å benytte naturindekser for havet til å trekke faste konklusjoner på utviklingen. Dette er det viktig å ha i minne når kart og trender diskuteres i dette kapittelet.

## 2.6 Temaindekser med tilhørende historier

### 2.6.1 Krill og dyreplankton i vannmassene

Som beskrevet i innledningen vil energien fra sollyset og oppløste næringsstoffer i havvann samles i planteplankton. Ca. 50 % av den globale karbonomsættningen foregår i havets flytende (pelagiske) alger (plankton). Norge har et enormt havareal, og derfor en utrolig stor energirikdom å forvalte.

Selv om mesteparten av plankton dør og faller til bunns som næring for mikroorganismer, bunn-dyr og dyptlevende organismer er det pelagiske næringsnett som er best kjent. En stor del av planteplanktonet blir spist av dyreplankton. I Barentshavet er særlig krepsdyr, hoppekreps som raudåte, krill og marflo (amfipoder), viktige arter. Dessuten finnes pilormer, snegler, børstemark, maneter og andre krepsdyrslag og larvestadier av fisk. Både planteplankton og dyreplankton er nøkkelgrupper, da alt annet liv er avhengig av disse gruppene og sammensetningen av dem.

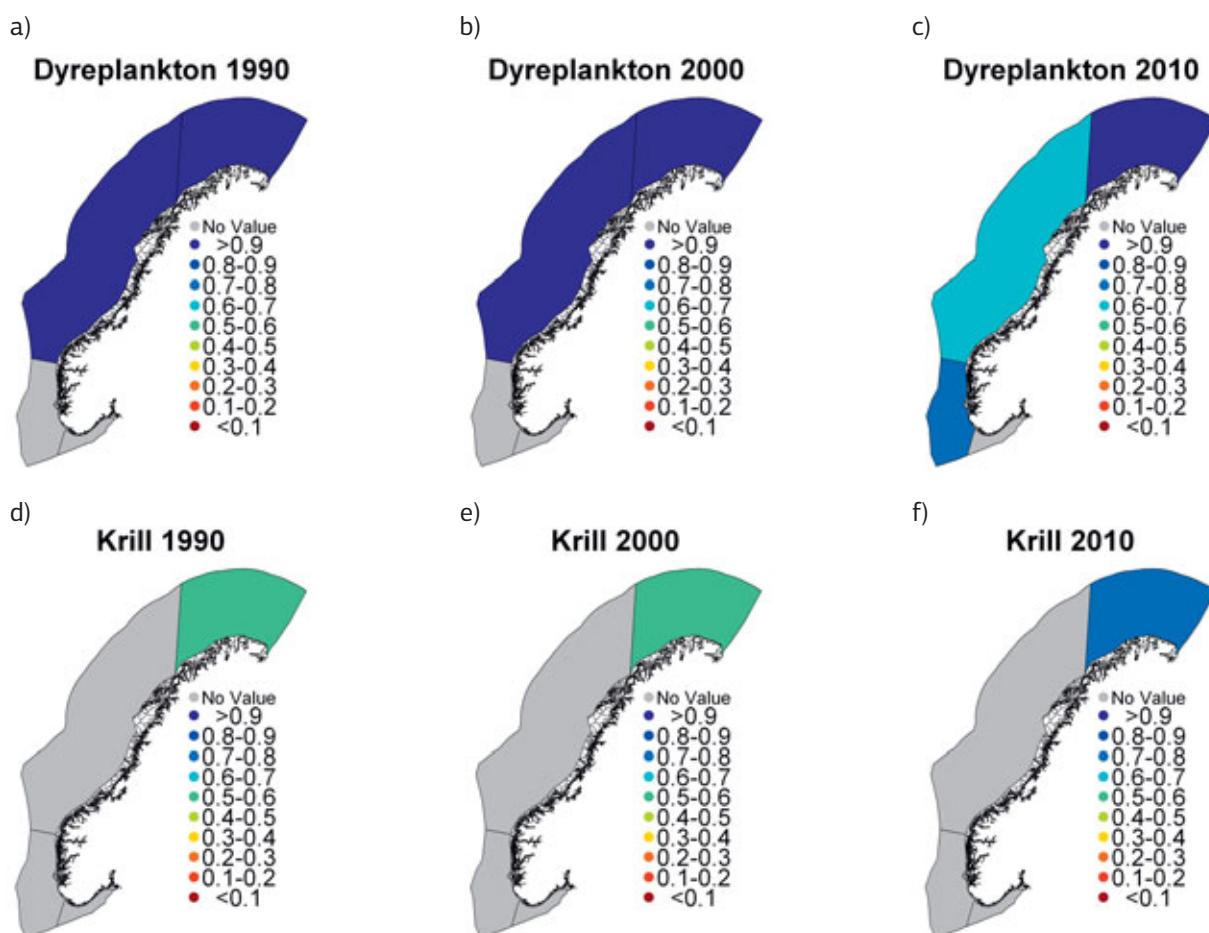
Overvåking av plankton i havet har foregått i lang tid, blant annet gjennom programmet "The Continuous Plankton Recorder" (CPR). Samlerne henger under en rekke skip i internasjonal fart og filtrerer sjøvannet mens skipet går fra havn til havn. Dataene samles inn fra forskjellige havområder, med vekt på Nordøst -Atlanteren. Innsamlingsprogrammet drives av The Sir Alistair Hardy Foundation for Ocean Science (SAHFOS) i England. Dessverre har det foreløpig ikke vært anledning å hente ut data fra norske farvann til naturindeksdatabasen. I stedet er det benyttet mengde (biomasse) data fra faste målestasjoner og tokt på tvers av havområdene. De eksisterende databasene utvides nå gjennom

artsbestemmelser kombinert med vekt, antall og størrelsesmål. Historiske prøver er lagret men det koster tid og penger å få dette på plass.

For arter som lever av dyreplankton er art, størrelse og utbredelse viktigere enn hvor mye som finnes samlet sett. Det er arter som små blekkspruter i familien Gonatus, krepsdyr som rauåte, amfipoder (relativt store planktoniske tanglus) og krill (Fig. 2.13). I denne første utgaven av naturindeksdatabasen viser naturindeksen utviklingen innen samlegruppa "Dyreplankton" gjennom 20 år, mens krill i tillegg til å inngå i fellegruppen har blitt ekspertvurdert (Fig. 2.14). Krill har gått fra en noe redusert naturindeks i 1990 og 2000 til en god tilstand i 2010 mens dyreplankton samlet sett generelt har hatt en god tilstand hele tiden. Krill kan være en mulig indikator på framveksten av den etter hvert store sildestammen som vokste opp i Barentshavet på 1990- og tidlig på 2000-tallet, samtidig som krillindeksen er antatt relativt lav. Siden 2004 er den erstattet av en voksende loddebestand i Barentshavet. Den voksne silda beiter nå i store mengder i Norskehavet (naturindeks 1,0 i 2010), der det samtidig er påvist en redusert mengde dyreplankton (fra 1,0 i 1990-2000 til 0,6 i 2010).



Figur 2.13 Krill i stim. Foto: Havforskningsinstituttet



Figur 2.14 Utviklingskart for dyreplankton for 1990 (a), 2000 (b) og 2010 (c) og for krill for 1990 (d), 2000 (e), og 2010 (f). Ingen vurdering eller data er gitt for 1950.

Nå har det også vært endringer i temperaturforholdene i denne perioden, så det er ikke mulig på grunnlag av naturindeksene å trekke faste konklusjoner. Naturindekskartene viser likevel til at dette er en mulighet som vi bør se nærmere på.

## 2.6.2 Artene i havet påvirker hverandre

### Samspill mellom arter i Barentshavet

I Barentshavet er det en rekke pelagiske fiskearter som lodde, sild og polartorsk som spiser plankton. Likevel er naturindeksen for plankton stabil (Fig. 2.14a-c). Norsk vårgytende sild (NVG sild), lodde og nordøstarktisk torsk (skrei) er nøkkelfaktorer i de marine økosystemene i Norskehavet og Barentshavet (Fig. 2.15a-c) og avhengig av planktonet. Voksensilda gyter utenfor kysten av Midt-Norge og yngelen følger kyststrømmen nordover langs kysten og inn i Barentshavet der den tilbringer de første 3-4 årene av sitt liv. Enkelte år produseres meget store årsklasser av sildeyngel. Ungsilda vil da gjøre så store innhugg i bestandene av loddelarver og

yngel at den totale loddestammen svekkes (Fig. 2.16) (Arneberg *et al.* 2009). Også deler av dyreplanktonet blir merkbart påvirket (Fig. 2.14d-f; 2.16a). Dette skjedde sist i 2002-2004. Det er typisk at slike årskull med sild kommer sporadisk og relativt sjeldent. Gytebestanden av både den vandrende skreien og lodde har vokst etter 2000 (Fig. 2.16b; 2.16c). Sild og lodde er svært næringsrike og er derfor viktige for torsk og arter som spiser fisk. Utviklingen av torskebestanden i Barentshavet er derfor god og gytebestanden er per 2010 nær rekordstor, mye på grunn av økt næringstilgang og sjøtemperatur. Bardehvalarter, som vågehval, finnhval og knølhval, høster av dyreplankton og småfisk, og har i 2010 en god naturindeksverdi (Fig. 2.16d).



Foto: © Bård Bredesen/Naturarkivet.no

**Figur 2.15** Arter som inngår i næringsnettet i Barentshavet: Lodde (a), sild (b), nordøstarktisk torsk (skrei) (c) og lomvi (d).

Illustrasjon: Havforskningsinstituttet. Foto: Geir Systad

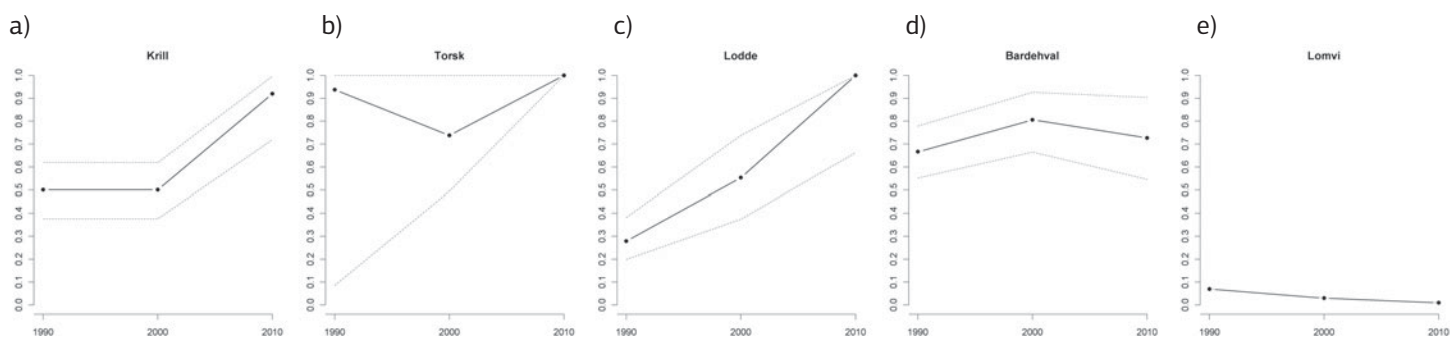
Mange sjøfuglarter er også avhengige av å finne fisk eller plankton av rett kvalitet og mengde nær hekkeplassen for å få unger på vingene. Blant våre fiskepisende sjøfuglarter som finner maten i pelagiske områder finner vi lomvi (Fig. 2.15d), polarlomvi og lunde. For lomvien har hekkebestandene vært svært lave i Barentshavet gjennom hele perioden fra tidlig på 1980-tallet og fram til 2010 (Fig. 2. 10; 2.16e). Hekkebestandene i de største fuglefjellene, Hjelmsøya og Vedøy (Røst), er nå (2010) på et nivå som tilsvarer 1-5 % av bestandene på slutten av 1980-tallet. Hekkebestanden av lunde har også gått tilbake, spesielt gjelder dette bestanden på Norges største koloni for arten, Røst. Polarlomvien har nærmest forsvunnet som hekkefugl i fastlands-Norge, mens den har holdt seg relativt stabil i mange kolonier på Svalbard. Disse typiske sjøfuglene legger små eggkull og lever lenge, og er derfor tilpasset et uforutsigbart næringsgrunnlag. Problemet er at når først en bestand er svekket av langvarig næringsmangel, vil det ta svært lang tid på å bygge den opp igjen, selv om næringstilgangen øker.

Årsaken til tilbakegangen i lundebestanden på Røst er hovedsakelig kollapsen i den Atlantoskandiske sildestammen på slutten av 1960-tallet. Lundene på

Røst er avhengige av sildeyngelen som flyter forbi i kyststrømmen for å få fram unger. I mange år ble det ikke ble produsert unger i det hele tatt, og etter hvert sørget den naturlige dødeligheten av voksenfugl for at bestanden gikk tilbake. I de siste 10 årene, da silda har kommet tilbake, har bestanden vært relativt stabil på rundt en tredel av bestanden i 1979. For de andre koloniene er årsakene til endringene mer usikker men er sannsynligvis relatert til endringer i forekomsten av næring.

Årsaken til den store tilbakegangen i lomvibestanden er mer usikker, men flere faktorer er mulige, som drukning i garn, næringsmangel, klimaendringer og en voksende havørnbestand som forstyrrer rugende fugl med stadige angrep. Når fuglene skremmes ut fra hyllene drar de ofte med seg egg eller unger.

Naturindeksen bekrefter at i Barentshavet er topredatorene avhengig av tilgang på visse arter fisk som næring. Med naturindeksene er det mulig å presentere slike trender på en felles mal for disse svært ulike artene. Dette gir oss gode muligheter for å se etter uønskete utviklingstrekk, og kanskje i særlig grad mulige samspillfaktorer som bør undersøkes nærmere.



**Figur 2.16** Utviklingstrender for krill (a), torsk (skrei) (b), lodde (c), bardehval (d) og lomvi (e) i Barentshavet.



### 2.6.3 Hvilke rolle har fisk i næringskjeden?

Det er ofte antatt at energifordelingen i økosystemet går fra de mikroskopiske algene og oppover i systemet gjennom beitere og opp til rovdyrene. Dessuten er det vist i noen økosystem at store rovdyr kan i betydelig grad påvirke økosystem ovenfra og nedover. I Barentshavet er økosystemet i vannmassene grovt sett bygd opp fra plankton, fulgt av planktonbeitere som bardehval, noen sjøfuglarter og pelagisk stimfisk fisk, og toppredatorer som fiskespisende fisk, sel og sjøfugl som fanger fisk (Fig. 2.16; 2.17). Det er en relativt høy og stabil produksjon av dyreplankton, med naturindeks rundt 0,7 (Fig. 2.14a-c; 2.17a). De store svingningene som opptrer høyere oppe i kjeden, må altså skyldes andre påvirkninger.

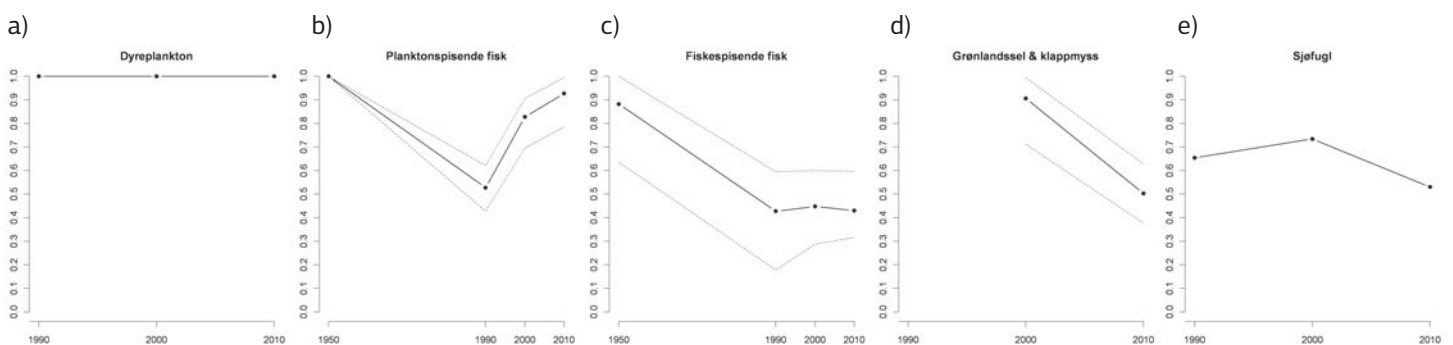
En viktig pådriver i Barentshavet ligger i midt-sjiktet; de stimlevende, vandrende og dynamiske fiskeartene, særlig sild i form av sildelarver og – yngel (Sunnanå *et al.* 2010). Sild er ikke inkludert i naturindeksene i Barentshavet, der lodde er en viktig representant for planktonspisende arter (Fig. 2.17b). Begge arter skifter på å opptre i enorme mengder og er viktig næring for fiskespisende fisk, sel og sjøfugl. Mengdene kan være så store at de også påvirker biomassen av dyreplankton (Arneberg *et al.* 2009). NVG sild i Norskehavet var rundt 2010 beregnet til en naturindeks nær det optimale (1,0) i Norskehavet. Det kan ha en betydning for den reduksjonen som sees i planktonindeksen der (2.14c).

Toppredatoren skrei har også hatt en markert oppgang mellom 2000 og 2010 (Fig. 2.16b). Indeksen for fiskespisende fisk generelt er ikke så positiv (Fig. 2.17c). Denne blir trukket ned av arter som kveite, blåkveite, uerarter og steinbitarter, i stor

grad dyptlevende arter som har scoret lavt på naturindeksen over de siste tiårene. Disse artene bruker lang tid på å vokse, reprodusere og bygge opp bestander. I tillegg blir de utsatt for fiskeri, til tross for den dårlige tilstanden, om enn med strenge kvotebegrensninger. Også sel (Fig. 2.17d) og sjøfugl (Fig. 2.9; 2.17e) har hatt en negativ utvikling mellom 2000 og 2010, til tross for en økt mengde lodde i havområdet. Dette er diskutert nærmere i egne underkapittel for Barentshavet og betydning av isdekke. Toppredatorene har likevel liten betydning for utviklingen av stimfisk og plankton. Grunnlaget for denne produktiviteten er nedenfra gjennom planktonproduksjonen, men planktonbeitende fisk opptrer i så varierende mengder at det er de som i størst grad påvirker både rovdyrene og dyreplanktonproduksjonen (Arneberg *et al.* 2009).

Naturindeksene er i grove trekk en realistisk trend for de økologiske gruppene som er lagt inn. En tidsserie på bare 20 år er for kort til å kunne være sikker på at samspill og viktige drivkrefter i økosystemet kan påvises når vi inkluderer arter med lang livstid og sen reproduksjon som stor eller dyptlevende fisk, sjøpattedyr og sjøfugl. Utviklingen påvirkes dessuten i stor grad av klimatiske forhold.

Naturindekstrender antyder at store endringer kan skje raskt i noen tilfeller. Da er det viktig å benytte data som gir et riktig bilde i naturindeksdatabasen. Dette er utfordrende, siden vi mangler oversikt over hva som er naturlige og menneskepåførte endringer, og siden datasettene inn til nylig er samlet og behandlet først og fremst for å gi fiskeriråd, ikke for å se på samspill i havet. Som informasjonsverktøy kan naturindeksene bidra til at samspill i havet får den oppmerksomhet som er nødvendig for å kunne forstå de komplekse prosessene i marine økosystem.



Figur 2.17 Sammenlikning av utviklingen 1990-2010 for representanter for ulike trofiske grupper: samlet dyreplankton (a), planktonspisende fisk (b), fiskespisende fisk (c), sel (d) og sjøfugl (e). Merk at tidsskalaen er 1990 til 2010 for alle grupper unntatt for plankton- og fiskespisende fisk, som strekker seg tilbake til 1950.

## 2.6.4 Er det forskjell på fisk som lever nær bunnen og i vannsøylen?

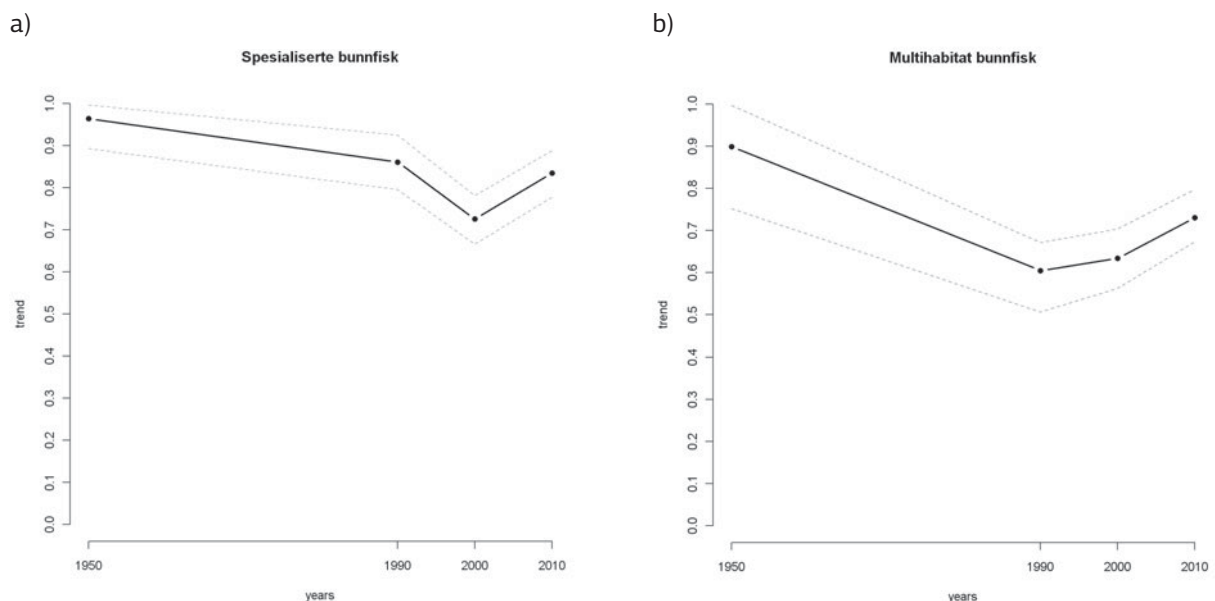
I tillegg til naturlige endringer i økosystemet er det en betydelig fiskeriaktivitet i norske havområder. I Nordsjøen for eksempel, er det en rekke land som fisker på de samme stammene, der EU har andre fiskeriregler enn Norge. Slike steder er det særlig vanskelig å skille mellom påvirkninger fra de ulike aktørene i økosystemet, inkludert mennesket.

Relativt grunne havområder som Skagerrak, Nordsjøen og Barentshavet trålfiskes mer og mindre hyppig. Trålen har en betydelig påvirkning på bunnforhold og påvirker bunnorganismer på forskjellig vis. For å dempe skadevirkningene på bunn og uønsket bifangst er det stadig utvikling av bedre teknologi. Det er samtidig mangler i kunnskapen om bunn-tilknyttete økosystem.

En enkel hypotese er at tråling kan svekke tilstanden for bunnlevende fiskearter. I naturindeks-databasen for Nordsjøen er "spesialisert bunnfisk" (breiflabb, brosme, hvitting, hyse, lange, rødspette, skolest og skater) gruppert for å lage en trend fra 1950 til 2010 (Fig. 2.18a). Det er også laget en trend for "multihabitat fisk" (kveite, lysing, tobis, nordsjøtorsk (torsk) og øyepål), som i tillegg til bunnen utnytter vannsøylen for matsøk (fig 2.18b).

Disse naturindeksene viser at tilstanden for de spesialiserte bunnfiskene er vurdert som noe god og bedre enn de multihabitatlevende artene. Altså kan det tenkes at bunntråling ikke har en negativ effekt på bunnfisk. Tanken må likevel forbli en tanke. Det er å misbruke Naturindeksene om en benytter dem for å trekke slike slutninger. Sammenlikningen er basert på indekser for grupper som er sammensatt av ulike arter som bortsett fra å være mer eller mindre spesialiserte bunnfisk har ulike livsstrategier, atferder, habitatsvalg og miljøkrav og i tillegg ulikt fiskeripress. Med så mange variabler involvert er det for tilfeldig å sette dem sammen kun ut i fra om de beiter på bunnen eller ikke.

Når artene blir for tilfeldig akkumulert som her, så vil de artene som det er best data og mest kunnskap om kunne dominere og skjule den egentlige utviklingen for de lite undersøkte artene. Det er bunnarter (spesialiserte arter) som har hatt en langvarig negativ utvikling, som uerarter, steinbit, blåkveite, breiflabb og skater, men som på grunn av den gode utviklingen hos brosme, hvitting og hyse ikke i særlig grad slår ut når alle samles. For de multihabitat artene har de fleste, bortsett fra kveite og til dels torsk, en rask livssyklus og dynamisk bestandsutvikling. Aggregeringen mellom sentmodnende og rasktmodnende arter visker ut forskjellene i bestandsdynamikken, kunnskap som er avgjørende i forvaltningssammenheng. Eventuelle direkte fiskerirelaterte effekter kan altså ikke påvises, og slett ikke skilles fra naturlige variasjoner.

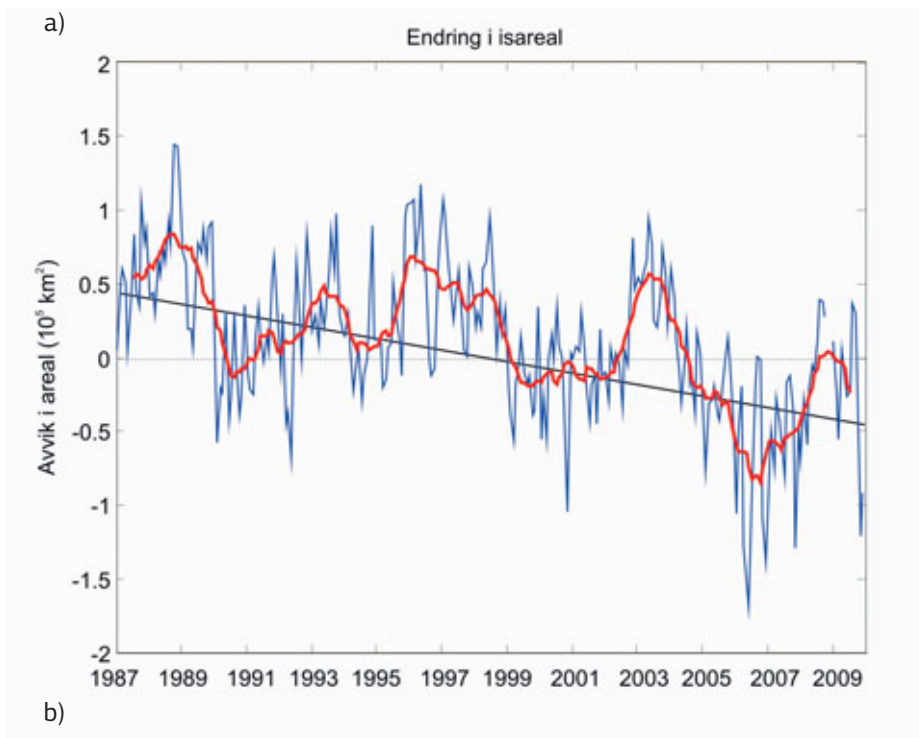


**Figur 2.18** Utviklingen fra 1950 til 2010 for en aggregert indeks for spesialiserte bunnfisk i Nordsjøen (breiflabb, brosme, hvitting, hyse, lange, rødspette, skolest og skater) (a) og multihabitat fiskearter (kveite, lysing, tobis, torsk og øyepål) (b).

Naturindeksene for hav basert på de indikatorene som inngår pr i dag, egner seg ikke for hypotese-testing, og det er heller ikke meningen med naturindeksene. Med en grundig utvelgelse av indikatorer for å minimere "nøytralisering" ved aggregering, vil naturindeksene være godt egnet til å vise trender for nøye utvalgte grupper. Om det viser seg å være påfallende stor forskjell i trender mellom gruppene, så er det et tydelig signal om at det er behov for å se nærmere på forholdene rundt artene i disse gruppene og se etter menneskeskapte eller naturlige påvirkningsfaktorer.

## 2.6.5 Er selene i nord påvirket av klimaendringene?

Det har de siste 30 årene vært en jevn nedgang i isdekke i Barentshavet forårsaket av økning i sjø- og lufttemperatur (Fig. 2.19a). Selartene klappmyss og grønlandssel (Fig. 2.19b) er polare arter som lever hele sitt liv i havet og er avhengig av is når de skal kaste (føde). Naturindeksen viser høyest produksjon rundt år 2000, da også isutbredelsen er høyere enn ti år før og etter. I 2006 og 2007 var isutbredelsen den laveste som er målt. Den siste modellerte sel-ungeproduksjonen er også den laveste for perioden 1990 til 2010. I naturindeksdatabasen er dataene for sel gitt med et bredt konfidensintervall (Fig. 2.17d).



**Figur 2.19** Utviklingen i maksimal isutbredelse i april måned (a) fra 1979. I tillegg til den lineære trenden for isdekning (rød linje), viser tynn blå linje månedsmiddelerdien og tykk blå linje treårs-middelerdien. Figur fra Sunnanå et al. 2010.

Foto: Grønlandssel med unge. Havforskningsinstituttet, Tore Haug.

Reproduksjon for klappmyss og grønlandssel i Barentshavet 2000-2010 er vist i figur 2.17d.

Det er igjen ikke mulig å si om det er noen direkte sammenheng basert bare på trenden i naturindeksene. Mattilgang, sykdom, konkurranseforhold og annet kan også ha betydning. Trenden viser likevel at det har vært en negativ utvikling som kan være koblet til klimaendringer. En så dramatisk nedgang bidrar til å styrke forståelsen for behovet for konkret forskningsinnsats rettet mot levetilstandene for artene, for å fastslå årsakene til en slik utvikling.

## 2.7 Datagrunnlaget og kunnskapsmangler

*Havforskningsinstituttet har i over 100 år samlet data, fysiske og biologiske, fra det marine miljøet. Det eksisterer en stor mengde data i form av ubehandlede innsamlete biologiske prøver, rådata, sorterte data og modellerte data og rapporter og publikasjoner. NINA har drevet overvåking av sjøfugl siden 1980-tallet og har data i en form som lett lot seg inkorporere i naturindeksen.*

Til nå er det stort sett bestandsutvikling som har vært overvåket hos et utvalg norske sjøfuglarter. Med etableringen av overvåkings- og kartleggingsprogrammet SEAPOP (oppstart i Nord-Norge 2005, Sør-Norge 2007/2008) er det nå satt i gang overvåking av parametre som voksenoverlevelse (som sier noe om forholdene gjennom vinterhalvåret), hekkesuksess (som gir oss data på hvor mange unger som produseres) og diettvalg (som gir oss data på tilgjengeligheten av næring, både artsutvalg og størrelse på den fisken fuglene spiser). Dette er parametre som i framtiden vil gi oss et mye bedre grunnlag for å vurdere årsakene til de bestandsendringene vi observerer i våre sjøfuglbestander.

Det er et stort tilfang av data allerede, særlig ved Havforskningsinstituttet. Mye er i form og opparbeidelse ikke tilgjengelig uten en kostbar og tidkrevende innsats. For de dataene som er opparbeidet og lagret i åpne databaser, er disse ofte basert på forutsetninger og tiltenkt formål som ikke uten videre gjør dem egnet for Naturindeksdatabasen. Utvalget av indikatorer, datatype og sikkerheten til datasettene ble derfor preget av den snevre tidsrammen. Med dagens status for datatilgang og datasett er det en del mangler som bør utbedres i en revidert naturindeks.

Det er for eksempel vanskelig i naturindeksmodellen å få til en god presentasjon av arter som har en rask og svært stor dynamikk i bestandsutviklingen, som sild, brisling og lodde. Loddebestanden har variert betydelig i mengde innimellom de tre observasjonstidspunktene (Fig. 2.16c). Den tilsynelatende veksten i bestanden som figuren viser gir ikke et godt bilde av hvordan situasjonen har vært for lodda i denne perioden. NHG sild i Nordsjøen og Skagerrak har en negativ utvikling som ikke kommer fram i naturindeksen. Data på sild og brisling er i naturindeksdatabasen beregnet ut fra 5-årsnitt, noe som har vist seg å være uheldig for arter med så store og raske naturlige bestandssvingninger.

Det ble i utgangspunktet lagt vekt på å få med data fra alle funksjonelle nivåer av økosystemet, men utvalget er ikke så gjennomarbeidet og tilpasset som ønskelig. Arbeidet med denne førsteutgaven er viktig for å bedre forstå hva slags data som egner seg i en revidert og utbedret versjon.

Gjennom utviklingen av de helhetlige økosystembaserte forvaltningsplanene er det nå etablert forskningsprogram på bunnkartlegging (MAREANO) og sjøfugl (SEAPOP), samtidig som Havforskningsinstituttet systematisk samler inn data fra alle funksjonelle nivåer av økosystemet. De nye dataseriene som nå etableres vil få en stor betydning i framtiden om de får gå lenge nok.

Havforskningsinstituttet ønsker å bidra til utviklingen av naturindeksene ved å legge vekt på flere og mer detaljerte analyser av datamaterialet i etterkant av at hovedrapporten foreligger for å finne forbedringspunktet. Det vil også bli sett på hva slags data og i hvilken form andre institutter har levert data til naturindeksdatabasen og vurdert i hvilken grad de fungerer i en felles analyseramme. Vi vil forsøke å se om det er noe å vinne på å "marinisere" naturindeksen, blant annet ved å se på veiing av arter/areal/volum. Det bør legges vekt på å samordne indikatorer som nyttes i ulike sammenhenger, som ressursrådgiving, miljørådgiving og ren beskrivelse av naturtilstand.

Det gjenstår en grundigere debatt om valg av referanseverdier for marine naturindekser. Det blir viktig å sammenstille resultater fra naturindeksanalysene med kjente resultater fra etablerte og etterprøvede modeller der de finnes for utvalgte indikatorer. Det er også et ønske om å se på muligheter

for aggregering av arter eller forhold mellom arter i spesifikke habitat. I punktet inngår også utvikling og uttesting av artsindekser der det er relevant. Dette er særlig aktuelt for evertebrater, med særlig fokus på marin plankton og bunndyr. Målet må være å få et kostnadseffektivt sett med indikatorer og samtidig minske usikkerheten rundt datasettene.

## 2.8 Egne tema

### 2.8.1 Naturindeksen som formidling:

Naturindekser er en metode som egner seg meget godt til enkel og lett tilgjengelig formidling av tilstanden for økosystem. De presenteres som lett-fattelige og enkle figurer og åpner for dialog med publikum og brukere uten faglig bakgrunn.

Den viser trender og utviklinger i store trekk og er derfor nyttig til å vise hvor det vil være behov for økt forskningsinnsats eller understøtte annen overvåking som melder om behov for tiltak.

Tilgangen på data og antall indikatorer formidler også tydelig hvor behovet for grunnkunnskap er til stede, som i dyphavet og på havbunnen.

### 2.8.2 Naturindeksen som påviser av kunnskapshull:

Under utviklingen av databasen ble det tidlig klart at det er en skjev fordeling av data på de ulike seksjonene i økosystemet. Kommersielt og samfunnsmessig viktige ressurser har blitt overvåket og forvaltet i lang tid og gode data og modeller finnes. Det kommer klart fram at det er behov for mer langtidsbasert datainnsamling, særlig på bunndyr og ikke-kommersielle fiskearter. Det er i gang utvikling av planktonprøver og historiske bunndyrprøver fra Barentshavet. Det er også gode muligheter for fremtidig overvåking av Barentshavets bunndyrforhold, om Mareano-programmets kartlegging følges opp med overvåking av faste stasjoner.

Oversikten over type data som er benyttet og antall indikatorer (Fig. 2.7; 2.11) viser at det er områder der kunnskap og overvåking mangler. Det samme kan påvises ved å se på oversikter over antall indikatorer innen ulike plante- og dyregrupper. Det er viktig å være klar over at det ikke er gjort på kort tid å fylle kunnskapshull. Det må etableres tilstrekkelig lange tidsserier før de har noen betydelig relevans for en naturindeksdatabase.

### 2.8.3 Naturindeksen for forvaltningen:

Det er viktig å poengtere at naturindeksen, slik som den her framstår, har en klar begrensning og er ikke direkte egnet til forvaltningsformål. Den er på grunn av standardisering av til dels svært ulike datatyper og aggregering av disse, ikke egnet som verktøy for å analysere prosesser og årsaker til utvikningstrender som den påviser.

Forvaltningsdata må basere seg på grundig forskning som utføres etter anerkjent vitenskapelig metodikk, med en rigorøs sammenstilling og analyse av relevante data og fakta, tolkning av data ved bruk av litteratur og eksisterende kunnskap, og faglig akseptert dokumentasjon av alle fakta, forutsetninger og konklusjoner. En forutsetning for å kunne sammenstille og vurdere samlet påvirkning fra mange aktiviteter, er at virkningene fra hver enkelt aktivitet og påvirkningsfaktor blir grundig behandlet. Dette er en vurdering av miljøkonsekvenser ("impact assessment") som gjøres i mange sammenhenger og hvor det er mye erfaring og metodisk kunnskap å bygge på innen marin forskning.

### 2.8.4 Behov for langsiktighet i drift og vedlikehold av naturindeksdatabasen:

Naturen, ikke minst i havet, er svært dynamisk, med kort- og langsiktige svingninger i forholdet mellom artene fra dag til dag, måned til måned, år til år og i lange svingninger som kan gå over århundrer. Naturindeksdatabasen vil være av begrenset verdi nå, med sitt korte tidsspenn, men vil ha økt verdi over tid.

## 3 Kystvann (bunn og pelagisk)

Forfattere: Eivind Oug<sup>1</sup>, Hartvig Christie<sup>1</sup>, Wenche Eikrem<sup>1</sup>, Gro I. van der Meeren<sup>2</sup>, Kjell Tormod Nilssen<sup>2</sup>, Svein-Håkon Lorentsen<sup>3</sup>

<sup>1</sup>Norsk institutt for vannforskning, Gaustadalléen 21, NO- 0349 Oslo

<sup>2</sup>Havforskningsinstituttet, Postboks 1870 Nordnes, NO- 5817 Bergen

<sup>3</sup>Norsk institutt for naturforskning, Postboks 5685 Sluppen, NO- 7485 Trondheim

Norge har en kystlinje på ca. 2500 km målt langs den såkalte grunnlinjen fra svenskegrensen til Grense Jakobselv. Grunnlinjen trekkes mellom ytterpunktene på landformasjoner som stikker opp over vannflaten. Målt langs land inkludert øyer, fjorder og bukter er kystlinjen mer enn 80 000 km, som tilsvarer to ganger jordens omkrets ved ekvator. Som kystvann regnes i denne forbindelse alle indre farvann og sjøområdene innenfor en nautisk mil (1852 m) utenfor grunnlinjen. Denne avgrensningen er en praktisk grense som er definert i forbindelse med EUs vanddirektiv og som derfor vil bli benyttet i framtidig miljøovervåking av norsk kystvann.

Kystvannet omfatter et spekter av naturtyper fra fjæresonen til store dyp (1301 m dyp i Sognefjorden). Vannmassene utgjøres i hovedsak av den norske kyststrømmen som strømmer nordover langs hele kysten, og Atlanterhavsvann utenfor og under denne (Brattegard & Holthe 1995; Rinde *et al.* 1998). Vannet i kyststrømmen oppblandes med tilført ellevann og har lavere saltinnhold enn Atlanterhavsvannet. Inne i fjordene kan vannmassene være markert sjiktet med et ferskvannspreget overflatelag som kan bli betydelig oppvarmet om sommeren, og et betydelig saltere dypvann som holder lav temperatur året rundt. Organismesamfunnene i de frie vannmassene er preget av forholdsvis korte næringskjeder fra planteplankton og dyreplankton til fisk, sjøfugl og sjøpattedyr. Produksjonen i vannmassene står i nær forbindelse med havområdene omkring, men er generelt høyere i kystvannet på grunn av tilførsler av næringsemner fra land.

Bunnsystemene i kystvannet kan grovt inndeles i hardbunn (fjell og stein) og bløtbunn (leire, mudder, sand, grus). Utformingen bestemmes av lokale

strømforhold og bølgepåvirkning. I tillegg til bunnforholdene er faktorer som lys, oksygentilgang, saltholdighet og temperatur avgjørende for hvilke organismer som forekommer. I norske farvann er det tilstrekkelig lys for plantevekst ned til 30-40 meter dyp. Hardbunn på grunt vann domineres av tang, tare og andre fastsittende alger, mens bløtbunn kan ha tett vegetasjon av sjøgress. Bunnområder med velutviklet vegetasjon av tare eller sjøgress har stor biologisk produksjon og er ofte svært artsrike. I fjorder og indre kystområder hvor det tilføres ferskvann er saltholdigheten ofte nedsatt i de øverste vannlagene. Disse systemene kan ha helt spesielle organismsamfunn. I brakkvann med permanent nedsatt saltholdighet kan få arter klare seg, men disse er gjerne spesialiserte og finnes ikke andre steder.

Det foreligger ikke sikre tall for antall arter i kystvannet, men overslag antyder opp mot 10 000 arter. Disse inkluderer mer enn 1000 encellede alger, hvorav drøyt 700 lever fritt i vannmassene, og 1000-2000 encellede dyr, omkring 500 fastsittende flercellede alger og opp mot 5000 flercellede virvelløse dyr (Brattegard & Holthe 2001; Bakken *et al.* 2005). Av fisk forekommer omkring 150 arter i kystvannet, hvorav riktignok en god del er tilfeldige gjester fra mer sydlige farvann. Av fugl er det omkring 60 arter som i større eller mindre grad er knyttet til kysten, mens det for pattedyr kan regnes et titall arter av sel, hval og landpattedyr (oter, mink).

Kystsonen har stor betydning for produksjon av marint materiale, for rekreasjon og opplevelse og for produksjon av oppdrettsorganismer. Samtidig er kystsonen utsatt for en rekke påvirkninger fra menneskelig virksomhet. De viktigste påvirkningene utgjøres av forurensninger, overgjødning av næringssalter (eutrofi), ødeleggelse av arters leveområder og overbeskatning av bestander. I senere år er man blitt klar over at ødeleggelse av leveområder er viktigere enn tidligere antatt og rammer både arter i spesielle miljøer og vanlig forekommende arter som i deler av sin livssyklus er knyttet til visse naturtyper. I tillegg er kystvannet i endring som følge av stigende temperatur og mulig framtidig forsuring. Nye trusler kommer også fra fremmede arter som i økende grad finner innpass i kystsonen. Kystsonen er utsatt både for langtransporterte påvirkninger som forurensning og næringssalter som tilføres med havstrømmer og fra lokale kilder ved utslipp til sjø.



Fig 3.1 Brunalger i tidevannssonen.

Foto: Trine Bekkby

## 3.1 Generelle utviklingstrekk

### 3.1.1 De frie vannmasser i kystsonen

De frie vannmasser i kystsonen er representert ved i alt 29 indikatorer. Disse omfatter planteplankton, dyreplankton biomasse, maneter, fisk, sjøfugl og sjøpattedyr. Fugl er den mest omfattende gruppen med i alt 20 arter (inkludert to underarter), mens fisk og sjøpattedyr er representert ved henholdsvis tre og to arter. Flere arter har overlappende utbredelse med hav pelagisk og noen få arter overlapper med bunnområder i kystsonen. Artene som overlapper med hav er havhest, havsule, storjo, alke, lomvi, polarlomvi, lunde og spekkhogger. Artene som også forekommer i bunnhabitater i kystsonen er rognkjeks/rognkall, tobis, havert og steinkobbe. Flere sjøfugl er også knyttet til terrestrisk miljø. Dette gjelder spesielt måker hvor fiskemåke, gråmåke og svartbak har lik andel for kystvann og åpent landskap. Alle artene som overlapper med andre hovednaturtyper teller med redusert vekt i indeksen for vannmasser i kystsonen.

Ved beregning av indeksverdiene for kystvann er planteplankton og dyreplankton biomasse valgt ut som nøkkelementer blant indikatorene. Dette er fordi disse representerer lave trofiske nivåer samtidig som de sammenfatter samlet utvikling for mange arter. Imidlertid har ingen av disse data for hele kysten. Dyreplankton registreres på noen få faste lokaliteter som må benyttes som representative for lengre kyststrekninger. Planteplankton har tettere nett av målinger, men det foreligger bare data for større deler av norskekysten etter 2006 etter at automatisert registrering fra skip i rutefart ble satt i verk. Også for indikatorene for fisk og fugl er det flere som bare har data for deler av norskekysten. Manglende data for fylker og kyststrekninger gjenspeiler langt på vei overvåkningsvirksomheten i kystvannet, som i stor grad har vært preget av lokale eller regionale problemstillinger.

Dagens tilstand i vannmassene i kystsonen er i hovedsak god med små eller moderate avvik fra forventet naturtilstand (Fig. 3.2). Det er litt nedsatt kvalitet i Sør-Norge og i nordre Nordland, mens det

er lite avvik fra naturtilstanden i Midt-Norge, Troms og Finnmark. Det må i denne sammenheng presiseres at vurderingen for de fleste områder av landet gjelder for ytre kystsoner. Tilstanden i lokale indre kystområder og innover i fjordene kan avvike ganske meget fra det generelle bildet. I Sør-Norge er det eutrofiering (overgjødning) som er hovedgrunnen til avvik i naturtilstanden, mens det i nordre Nordland er nedgang i bestander for kystfisk og sjøfugl.

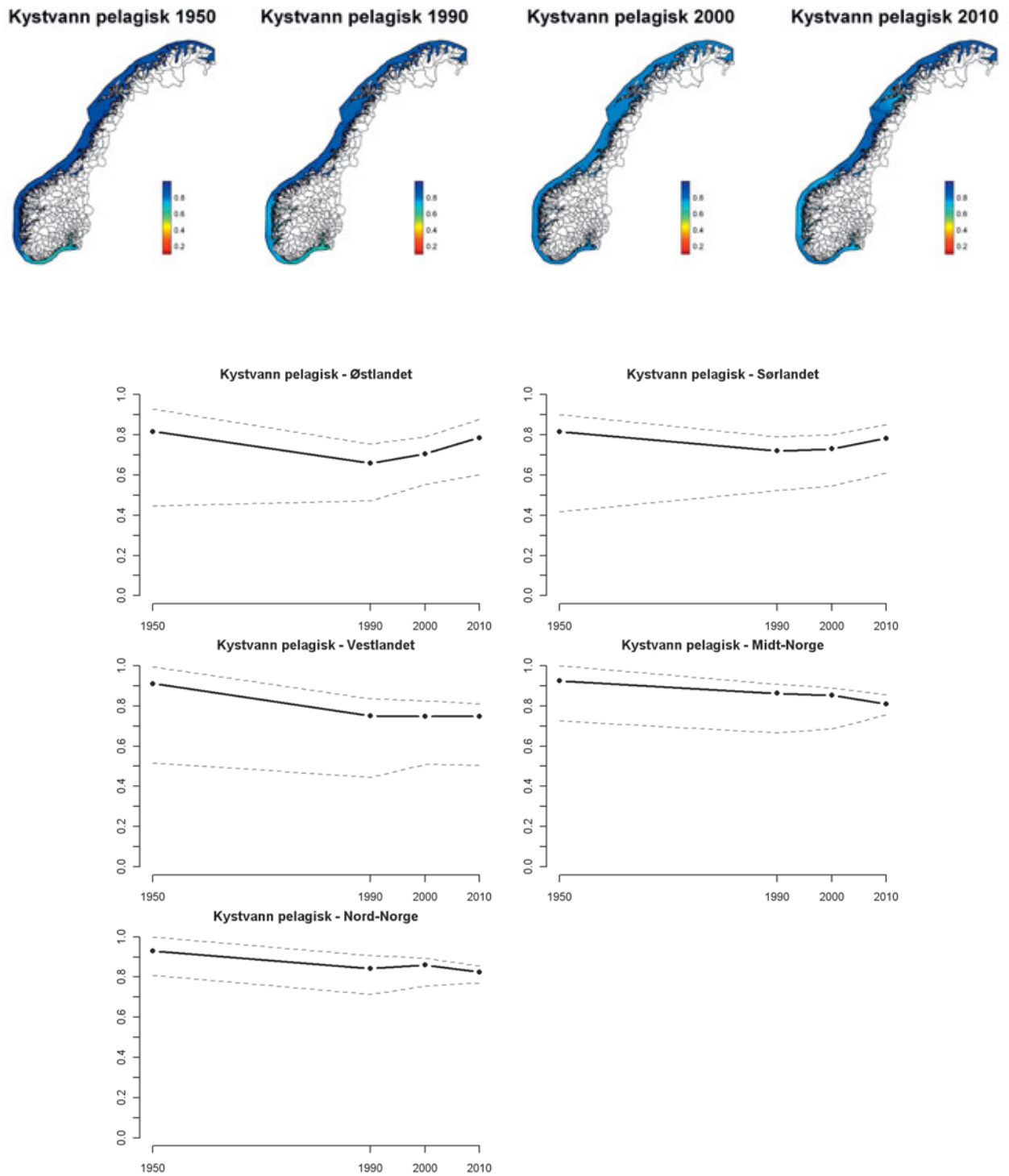
I 1950 ble tilstanden vurdert som god for hele kyststrekningen. Denne vurderingen er imidlertid usikker og bygger på få indikatorer. I 1990 og 2000 var det tydelig avvik fra naturtilstanden i indre Skagerrak og Oslofjorden som følge av eutrofiering. Dette skyldes både lokale tilførsler av næringssalter fra kommunale avløpsanlegg, avrenningsvann fra landbruksområder og langtransporterte næringssalter fra Østersjøen og sydlige Nordsjøen. Etter at myndighetene på 1980- og 1990-tallet stilte strengere krav til rensing, har tilførselene til sjøområdene avtatt. Spesielt har tiltakene hatt positiv effekt i områdene omkring Oslofjorden. Dette vises tydelig på utviklingen for planteplankton (se nedenfor) og har ført til en generell forbedring av vannkvaliteten. Langtransporterte tilførsler av næringssalter fra sydlige Nordsjøen har dessuten avtatt i perioden 2000-2007 (Norderhaug *et al.* 2010). Dette reflekteres i en økning av indeksverdiene både for Østlandet og Skagerrak fra 1990 til 2010 (Fig. 3.2). Pågående overvåking i de ytre kystområdene viser imidlertid at forholdene er komplekse og at responsene for ulike vannkvalitetsparametre er varierende (Norderhaug *et al.* 2010). Det kan synes som om naturindeksen, som for dette kystområdet er basert på få indikatorer (Kap. 3.3), gir et for positivt inntrykk av endringene i vannkvaliteten.

I Midt-Norge og i Nord-Norge har det vært en nedgang i naturindeksen for de frie vannmassene fra 1990 til 2010. I disse områdene gjenspeiler dette nedgang for flere arter av kystfisk og sjøfugl. Spesielt har det vært sterk nedgang for pelagisk beitende sjøfugl som lomvi og lunde og overflatespisende sjøfugl som sildemåke og krykkje, mens fiskespisende kystbundne arter som storskarv og toppskarv har holdt seg stabile. Lomvi har gått kraftig tilbake i de siste 30-40 årene. Hekkebestandene i de største fuglefjellene på Hjelmsøya, Vedøy (Røst) og Runde er nå på et nivå som tilsvarer 1-5 % av bestandene

på slutten av 1980-tallet. Dette kan ha flere årsaker som næringsmangel, drukning i garn og klimaendringer. Hekkebestanden av lunde gikk tilbake etter kollapsen i den atlantiskandiske sildestammen på slutten av 1960-tallet, men har i de siste 10 årene vært relativt stabil på rundt en tredel av bestanden i 1979. Også den nordnorske underarten av sildemåke (*Larus fuscus fuscus*) er kraftig redusert (85 % reduksjon) siden tidlig på 1970-tallet og er nå nesten utryddet. Situasjonen ser ut til å ha stabilisert seg de siste 10-årene, men det er ennå ingen tegn til økning i bestanden. For krykkje er hekkebestandene 15-30 % av hva de var på begynnelsen av 1980-tallet. Den negative bestandsutviklingen er observert i hele Nord-Atlanteren, noe som tyder på at årsakene til endringene er relatert til store og omfattende økosystemendringer, muligens knyttet til klimaendringer. Selv om nedgangen for arter som lomvi og lunde er betydelige, blir endringene i naturindeksen ikke tilsvarende store fordi disse artene overlapper med hav og teller med lavere vekt for kystvann (30 % andel i kystvann). For disse artene vil derfor de synlige endringene i kystsonen i stor grad representere hva som skjer i havområdene.

Sett på kommunenivå har indeksverdien falt i et flertall av kommunene (Fig. 3.3). Gjennomsnittet over kystkommunene på landsbasis viser en nedgang på 2,4 % i perioden 1990-2010. Nedgangen har vært størst på Nord-Vestlandet og i nordre Nordland, mens det på Vestlandet sør for Stad ikke har vært endring. På Østlandet og Skagerrak-kysten har det vært en økning i indeksverdien med henholdsvis 19,7 % på Østlandet og 8,3 % på Sørlandet.





**Figur 3.2** Tilstand i de frie vannmassene i kystsonen, beregnet for periodene 1950 og 1990-2010. Øverst: Integreerte verdier som viser indeksverdi i forhold til forventet naturtilstand. Nederst: trenddiagrammer for regioner i Norge som viser gjennomsnittlig indeksverdi (95 % konfidensintervall) for periodene 1950, 1990, 2000 og 2010.

Gjennomsnittlig endring mellom 1990-2010

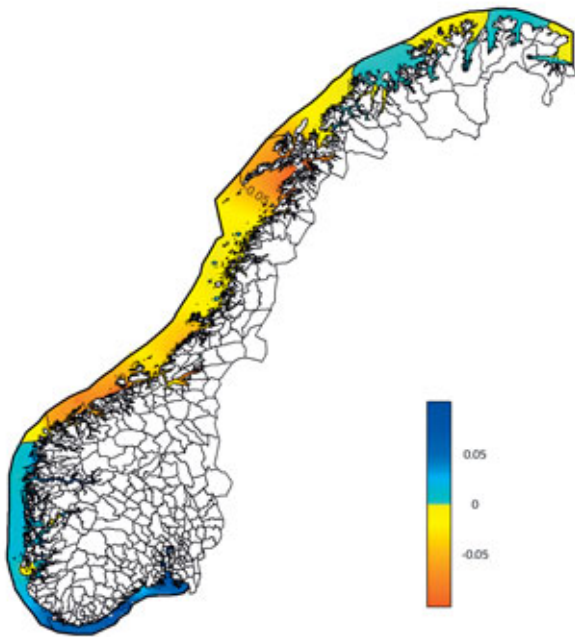


Fig 3.3 Endring i naturindeks per kommune i perioden 1990-2010 i de frie vannmassene i kystsonen. Blå farge viser positiv utvikling, rød-gul farge viser negativ utvikling.

### 3.1.2 Bunnsystemer i kystsonen

Bunnsystemene i kystsonen er representert ved i alt 36 indikatorer. Disse omfatter fastsittende alger, karplanter (dvergsivaks og ålegras), koralldyr, skjell, krepsdyr, kråkeboller, fisk, sjøfugl og pattedyr. Fisk er den mest omfattende gruppen med i alt ti arter, fulgt av sjøfugl med fem og alger og bløtdyr med fire. Noen arter av fisk og sjøfugl overlapper med andre naturtyper. Dette gjelder ål, sjøorre og svartand som overlapper med ferskvann, pigghå og lyr som overlapper med hav bunn, og teist og ærfugl som har en andel i åpent lavland.

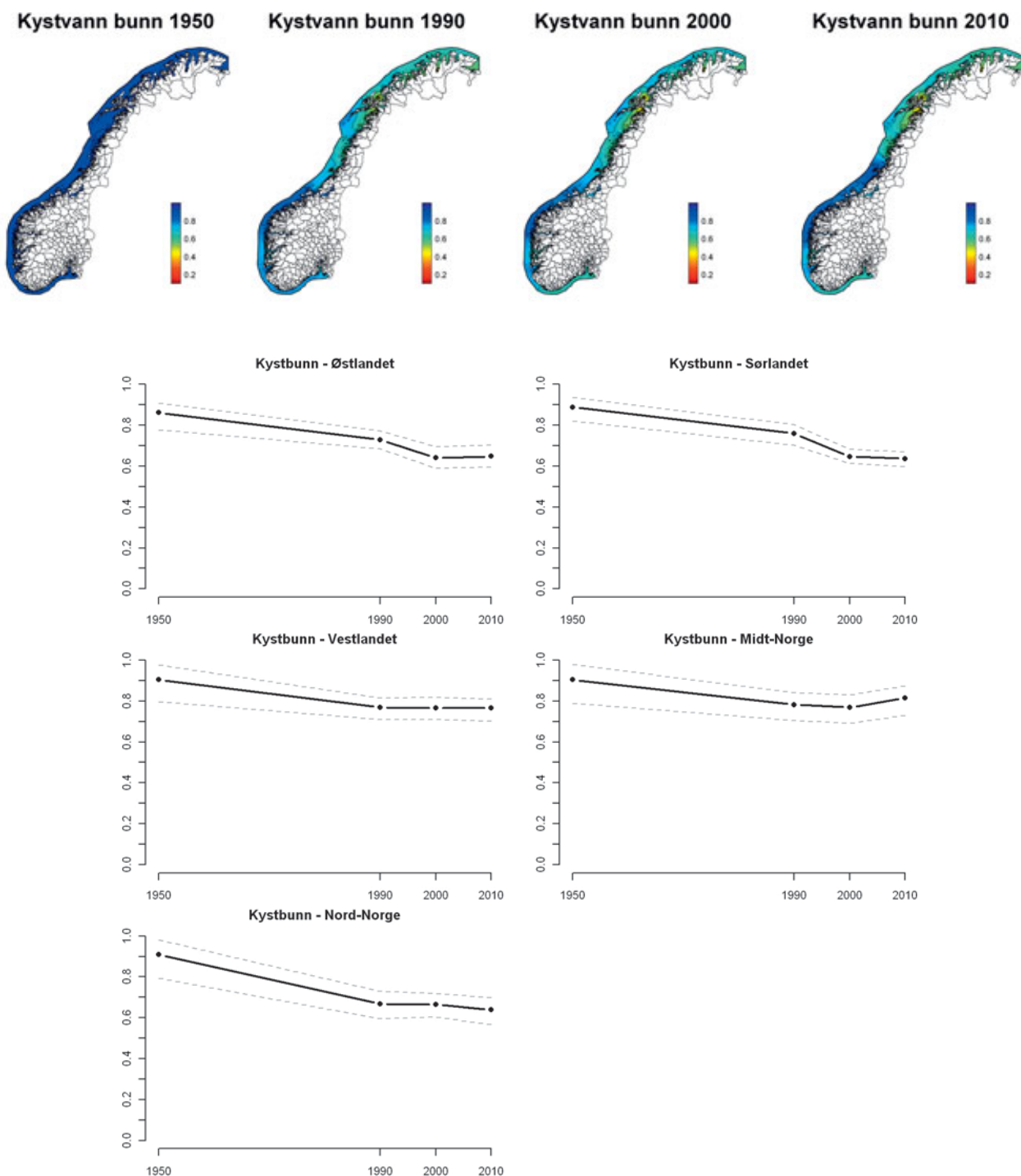
Ved beregning av indeksverdiene for bunnsystemer i kystsonen er indikatorer som representerer arts- mangfold i organismesamfunn og indikatorer for arter som utgjør habitat for andre arter, definert som nøkkelementer. Til den første gruppen hører arts- mangfold på bløtbunn, vegetasjonsindeks for fastsittende alger og nedre voksegrense for fastsittende alger. Til den andre gruppen regnes habitatdannende arter som dypvannkorall, stortare, sukkertare og svamp. Disse artene er store og vokser opprett fra

bunnen og danner derved et tredimensjonalt miljø som gir levested for en rekke småarter. I indre kyst- områder er spesielt tareskogen viktig som system ved at den huser et rikt samfunn av smådyr, har høy produksjon og utgjør viktige beite- og oppvekst- områder for fisk og sjøfugl.

Litt mer enn halvparten av indikatorene har data fra alle hovedregioner i Norge. Det er imidlertid ikke lagt inn verdier for alle fylker, som er tilfelle for flere av indikatorene for arts- mangfold. Disse indikatorene er punktmålinger som strengt tatt bare har gyldighet for lokaliteten der registreringen er foretatt. Det innebærer derfor en grad av usikkerhet dersom enkeltobservasjoner gjøres gjeldende for større geografiske områder enn kommunen. Det er også flere indikatorer som bare har gyldighet for ytre kyst og hvor det ikke er gitt verdier for indre fjordområder. Av nøkkelementene er det bare arts- mangfold bløtbunn og stortare som har verdier for hele kysten. Indikatorene for algevegetasjon omfan- ter kyststrekningen Rogaland – Troms, mens nedre voksegrense bare omfatter Skagerrak. Sukkertare har verdier for Skagerrak og spredt på Vestlandet, mens svamp har noen få verdier på Vestlandet.

Dagens tilstand i bunnsystemene er god på nordre Vestlandet og i midt-Norge, mens det er avvik fra naturtilstanden i Skagerrak, sørlige Vestlandet og i Nord-Norge (Fig. 3.4). Som nevnt ovenfor må det presiseres at vurderingen for de fleste områder av landet gjelder for ytre kystsonen. Avvikene i Skager- rak og på sørlige Vestlandet skyldes mindre god tilstand for mange indikatorer, for eksempel sukker- tare, sandskjell, hummer og kystfisk. Årsakene er i mange tilfeller ikke klarlagt, men det synes som om eutrofiering, arealinngrep i sensitive kystom- råder og beskatning er viktige faktorer. I de senere årene har det også vært økt sjøtemperatur (som- mertemperatur) og økt partikkelavrenning fra land. Fra Nord-Vestlandet og nordover er det spesielt tilstanden for stortare som slår ut. Denne arten er i indre kystområder sterkt nedbeitet av kråkeboller. Beitingen har meget stort utslag for arts- mangfoldet i disse områdene (se nedenfor).

I 1950 ble tilstanden vurdert som god for hele kyst- strekningen. Denne vurderingen er imidlertid noe usikker og bygger på lavere antall indikatorer enn fra 1990 og utover. I alle fall er vurderingen tvilsom for Østlandsområdet hvor Oslofjorden og mange andre fjordområder allerede var betydelig påvirket av forurensninger fra befolkning og industri. I Nord-



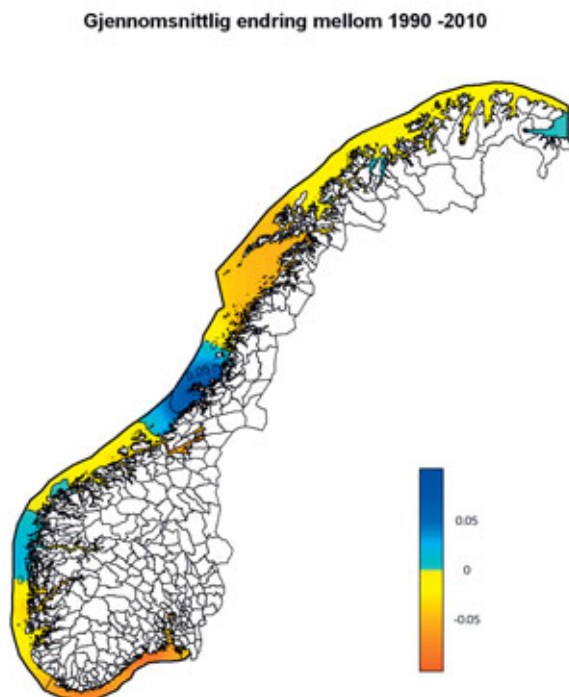
**Figur 3.4** Tilstand i bunnsystemene i kystsonen, beregnet for periodene 1950 og 1990-2010. Øverst: Integreerte verdier som viser indeksverdi i forhold til forventet naturtilstand. Nederst: trenddiagrammer for regioner i Norge som viser gjennomsnittlig indeksverdi (95 % konfidensintervall) for periodene 1950, 1990, 2000 og 2010.

Norge er endringen fra 1950 til 1990 mer realistisk med sikte på at nedbeitingen av tareskogen startet først på 1970-tallet. I perioden fra 1990 til 2010 har det vært en generell nedgang for alle områder av landet med unntak for midt-Norge hvor tilstanden

er blitt bedre. Denne bedringen har sammenheng med gjenvekst av tareskogen i de områdene som tidlig ble nedbeitet. Gjenveksten startet på slutten av 1980-tallet i Midt-Norge og har gradvis bredt seg nordover til Nordland.

I en rekke fjorder hvor det har vært tungindustri som smelteverk og gruvedrift over lengre tid, er bunn-økosystemene lokalt sterkt påvirket av miljøgifter, avgangsmasse og andre forurensninger (Miljøstatus 2010). I nyere tid har det vært gjennomført omfattende rensetiltak som har redusert utslippene til et minimum av hva de var, men forurensningene har ikke avtatt i takt med utslippsreduksjonene. I mange områder er dette en følge av at miljøgifter fra tidligere utlipp ligger lagret i bunnsedimentene og gradvis lekker ut, såkalte "gamle synder". Dette fører til en sekundær forurensning som synes å kunne vedvare lenge. Mange områder har kostholdsråd som følge av dette. I naturindeksen er det ikke lagt inn indikatorer for de mest forurensede områdene. Dette er primært fordi tungt forurensede områder er små i utstrekning og lett ville få en overrepresentasjon for de kommunene det gjelder for. Generelt er imidlertid bildet at de fjordene det gjelder for, har en dårligere tilstand enn kystområdene utenfor.

Sett på kommunenivå har indeksverdien falt i et flertall av kommunene (Fig. 3.5). Gjennomsnittet over kystkommunene på landsbasis viser en nedgang på 2,8 % i perioden 1990-2010. Forandringene



**Fig. 3.5** Endring i naturindeks for perioden 1990-2010 for bunnsystemene i kystsonen. Blå farge viser positiv utvikling, rød-gul farge viser negativ utvikling.

har vært størst på Sørlandet (15.8 % nedgang) og Østlandet (11 % nedgang), mens det har vært en mindre nedgang i Nord-Norge (4,5 % nedgang). På Vestlandet har det ikke vært endring, mens det i Midt-Norge har vært en forbedring på 5 %.

## 3.2 Temaindeks med tilhørende historier

### 3.2.1 Påvirkninger i vannmasser - overgjødning og planteplankton i Oslofjord-området

Mange fjorder og kystområder i Norge som ligger nær til befolkningssentra og landbruksområder har over mange år vært preget av overgjødning (eutrofiering) fra forhøyde tilførsler av næringsalter. De direkte virkningene er økt vekst av planteplankton i vannmassene og sterk begroing av hurtigvoksende trådformede alger i strandsonen og på grunt vann (Miljøstatus 2010). Indirekte fører dette til nedsett lysgjennomgang i vannmassene, forandring av bunnmiljøet i strandsonen og økt nedfall av organisk materiale til dypere vannlag. Forandringene på grunt vann gir dårligere levestandard for mange tilknyttede organismer, som videre påvirker næringsgrunnlag og oppvekstområder for fisk og sjøfugl. I dypere vannlag blir det ofte oksygenvikt som følge av at oksygenforbruket øker ved nedbrytningen av det organiske materialet som faller ned.

Tilstanden i Oslofjorden og tilgrensende områder har vært dårlig over mange år. I tillegg til lokale kilder tilføres langtransporterte næringsalter med havstrømmer fra sydlige Nordsjøen og Østersjøen. I de senere årene har tilstanden blitt bedre, i indre Oslofjord betydelig bedre, som en følge av tiltak for å redusere tilførslene av næringsalter (Kap 3.1). I figur 3.6 er forandringene i naturindeksen for kystvann pelagisk vist på kommunenivå for området. Endringene er størst i indre og midtre Oslofjord. Indeksen reflekterer i stor grad nedgangen i vekst av planteplankton (klorofyll), som er definert som nøkkelelement for kystvann pelagisk.

I figur 3.7 er utviklingen i indre Oslofjord vist mer i detalj. Tilførslene av næringsalter var lave tidlig på 1900-tallet, men økte etter hvert som en følge av voksende befolkning og utbygging av kommunale avløpssystemer. Tilførslene var på det høyeste omkring 1970, men avtok deretter som en følge av rensing av kommunalt avløpsvann. Reduksjonen gjaldt først bare for fosfor, men etter at det også ble stilt

## Kystvann - pelagisk Oslofjord

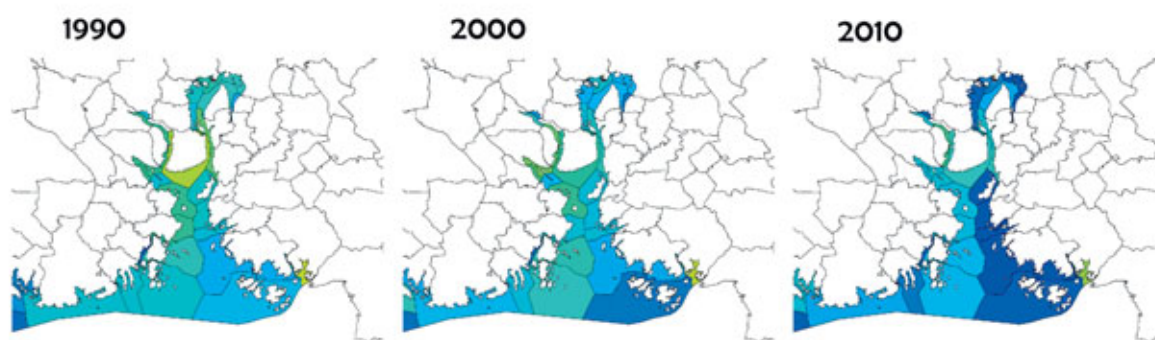
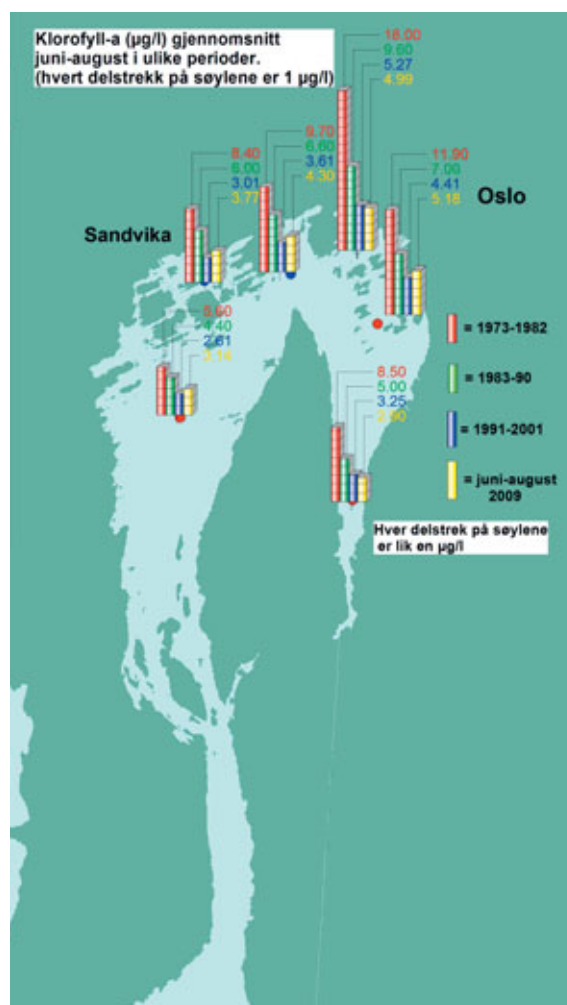
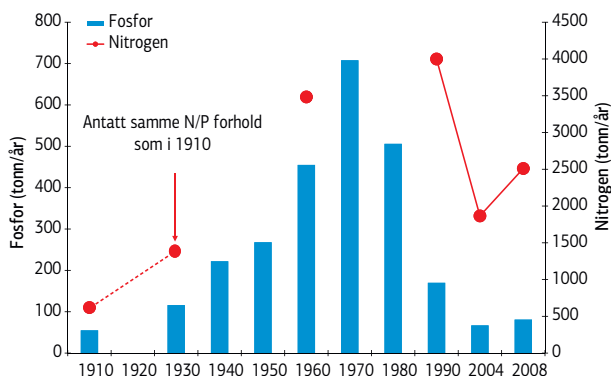


Fig 3.6 Tilstand i kystvann-pelagisk i kommuner ved Oslofjorden og nære kystområder.

krav om rensing av nitrogen på 90-tallet, har nitrogentilførslene falt betydelig. Etter 2004 er det igjen en svak økning, som settes i forbindelse med stadig økende befolkning i Oslo. Parallelt med økningen i næringssalter utover 1900-tallet var det en økt vekst av planteplankton i hele fjorden samtidig som miljøtilstanden generelt ble dårligere. Etter hvert som rensing av avløpsvannet førte til at tilførslene av fosfor og nitrogen ble redusert, har veksten av planteplankton avtatt. Dette er spesielt markert nær Oslo havn hvor mengden av algeklorofyll i sommermånedene har blitt redusert med omkring to tredeler fra 70-tallet. Samtidig med reduksjonen i planteplankton har oksygenforholdene blitt bedre i deler av indre Oslofjord. Dette har hatt positive effekter, blant annet har bestanden av reker tatt seg noe opp på tradisjonelle rekefelt i fjorden (Berge *et al.* 2010). På tidlig 1900-tall var det imidlertid et rikt fiske etter reker i indre Oslofjord. Dette er et tegn på at tilstanden for omkring hundre år siden var

klart bedre enn hva den er i dag. Det er nok derfor et stykke igjen, og vil kanskje kreve spesielle tiltak, å bringe fjorden tilbake til den tilstand den hadde før utbyggingen av moderne avløpssystemer tok til.



Figur 3.7 Venstre figur: Beregnede tilførsler av næringssalter til indre Oslofjord i perioden 1910-2008. Høyre figur: gjennomsnittlig biomasse av planteplankton målt ved konsentrasjon av klorofyll (chl a) på prøvetakingsstasjoner i indre Oslofjord i perioden 1973-2009. Fra Berge *et al.* (2010).

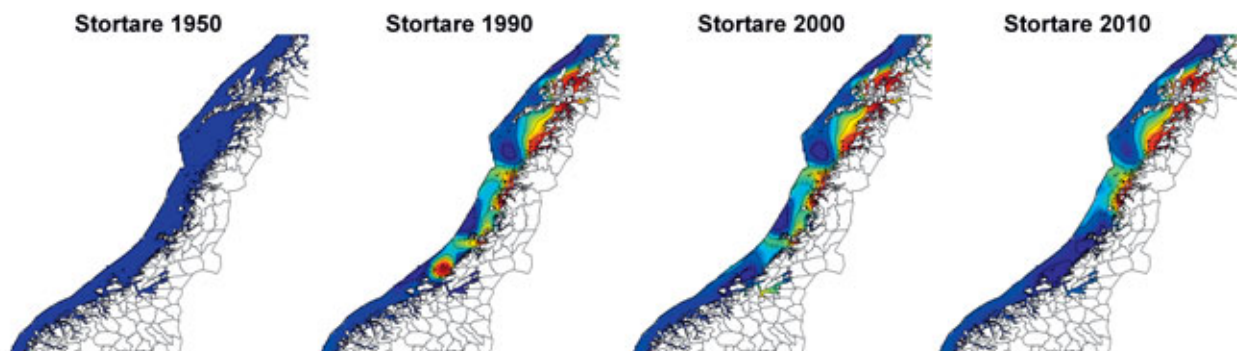
### 3.2.2 Tareskog og økosystemet på hardbunn

Hardbunn fra og med tidevannssonen og ned til ca 30 m dyp er normalt dominert av fastsittende alger som omfatter en artsrik sammensetning fra store arter som tang og tare til små brun-, grønn- og rødalger av ulik form. Disse algesystemene er beregnet å dekke et areal på størrelse med dyrket mark i Norge, ca 10 000 km<sup>2</sup>. Den viktigste arten er stortare som danner tette skoger fra like under nivået for lavvann til omkring 20 meter dyp og dekker rundt halvparten av det ovennevnte arealet. Stortareskogene er svært produktive og kan årlig produsere langt over 10 kg plantemateriale pr m<sup>2</sup>. Samtidig er tareskogene leveområde for et rikt dyreliv hvor for eksempel krepsdyr, snegl og andre smådyr kan finnes i tettheter på over 100 000 individer pr m<sup>2</sup>. Smådyrene utnyttes som næringsdyr av større krepsdyr, fisk og andre topp predatorer langs kysten. Tareskogene er viktige oppvekstområder for yngel av lyr, sei og kysttorsk. På grunt vann kan andre arter som sukkertare og tang (grisetang, sagtang) ha tilsvarende funksjon som stortare og danne sammenhengende skoger eller belter. I tillegg til å være habitat for et stort antall arter eksporterer tareskogene næring til nærliggende økosystemer ved direkte eksport av organisk materiale opp til stranda eller ut på dypet, eller ved at dyr fra andre systemer kommer inn og henter ut næring fra tareskogene.

Tareskogene har vært utsatt for nedbeiting av kråkeboller langs hele kysten fra Midt-Norge og nordover. Nedbeitingen er forårsaket av den grønne kråkebolla (drøbak-kråkebolle) som forekommer i svært høye tettheter og spiser opp alt av vegetasjon og fastsittende dyr den kommer over. Når tareskogen er

beitet ned, medfører det at alle andre planter og dyr blir borte og bunnområdene forvandles til undervannsørkener der nesten ingen andre organismer enn kråkeboller finnes. Årsakene til nedbeiting er ikke kjent. I andre områder av verden hvor tilsvarende nedbeiting har funnet sted, har dette vært forklart ved overbeskatning på predatorer som kan holde kråkebollene i sjakk, men liknende forklaringer har bare vært spekulasjoner i Norge. Det kan tenkes at det er et sett av faktorer som ved sammentreff påvirker ulike stadier i kråkebollens livssyklus, og som det i så fall er vanskelig å påvise så mange år etter. På de nedbeitete områdene har kråkebollene dominert i rundt 40 år, og det kan synes som om det varige og stabile tareskogsystemet har tippet over til et nytt stabilt system der det kan være andre faktorer som opprettholder kråkebollenes dominans enn de som førte til at kråkebollene tok over.

Langs hele kyststrekningen der kråkebollebeiting foregår, er nedbeitingen sterkest på beskyttede områder i skjærgården og innover i fjordene (Fig. 3.8). Det antas at vannbevegelsen i ytre kystområder er for sterk til at kråkebollene klarer å holde seg der og at nedbeitingen derfor er mindre. Det kan også tenkes at tareskogene i de ytre strøk inneholder flere av kråkebollenes fiender. Nedbeitingen startet omkring 1970 og skjedde langs hele kysten av Midt-Norge og Nord-Norge. Rundt 1990 ble det oppdaget gjenvekst av tareskog i sør ved Hitra og Frøya. Senere har det vært gradvis gjenvekst nordover til et godt stykke opp på Helgelandskysten (2009). Denne gjenveksten synes å være noe flekkvis og den ser ut til å starte i bølgeutsatte farvann mens kråkeboller fortsatt dominerer i beskyttede strøk.



Figur 3.8 Utvikling og tilstand for tareskog i Midt-Norge og Nordland.

Forekomstene av stortare er beregnet med en modell basert på digitale sjøkart (georeferert informasjon om dybde) og GIS modellering. Modellen benytter ikke-biologiske faktorer som dyp, helning, bunnformasjoner og eksponering til å beregne sannsynlig forekomst av stortare. Modellen har oppløsning på 25 x 25 m og beregnet forekomstene i hver kommune (Rinde *et al.* 2009). Feltvalidering av modellen har vist at treffprosenten er høy (70-80 %). Graden av nedbeiting er også modellert med utgangspunkt i feltdata for forekomst av kråkeboller. I tillegg er det lagt inn en faktor for høsting i de områdene hvor det foregår taretråling.

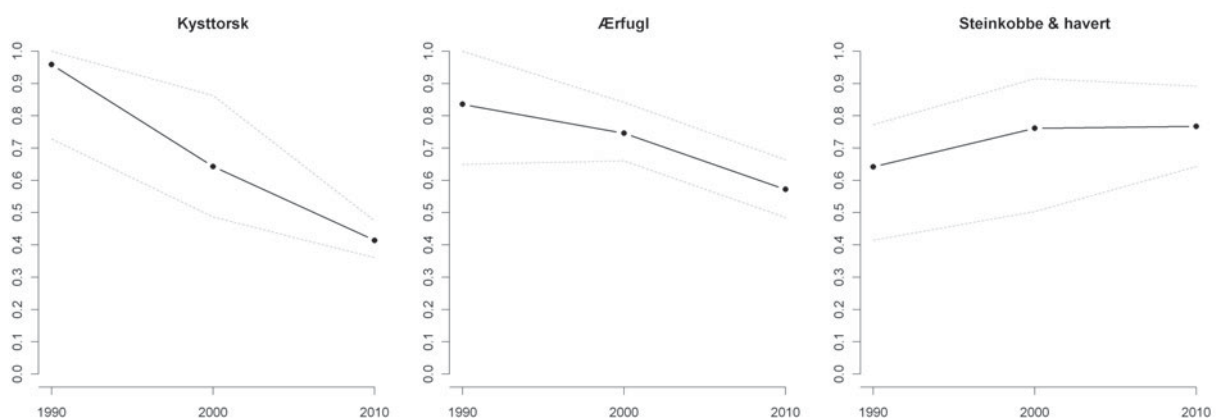
### 3.2.3 Fisk, fugl og pattedyr - har nedbeiting av tareskogen følger for arter på høyere nivå i økosystemet?

Når tareskogen nedbeites blir et av de mest artsrike og produktive miljøer i kystøkosystemet borte. Spørsmålet er derfor hvordan nedbeitingen kan påvirke arter på høyere nivåer i næringskjedene. Dette vil gjelde for mange arter av fisk som benytter tareskogen som næringsområde samtidig som de finner skjul for rovdyr, for sjøfugl som beiter på bunndyr, og sjøpattedyr som spiser fisk på grunt vann. I figur 3.9 er utviklingstrender for kysttorsk, ærfugl og steinkobbe, som er tre aktuelle arter som kan bli negativt påvirket når tareskogen nedbeites, vist for Midt-Norge og Nord-Norge. Kysttorsken, som tradisjonelt har vært en svært viktig ressurs, har gått sterkt tilbake og ble i 2006 ført opp på den norske rødlista. I motsetning til nordøstarktisk torsk (skrei) er kysttorsken svært stedbundet og prisgitt forholdene der den vokser opp. Torsken har

pelagiske egg, men etter klekking søker yngelen mot bunnen på grunt vann. Ved feltforsøk i nedbeitede områder i Porsangerfjorden i Finnmark er det nylig påvist at på arealer hvor kråkebollene fjernes og taren kommer tilbake, er det rike ansamlinger av torskeyngel mellom tareplantene. Samtidig viser kartlegging av fisk i fjorden at det er en sammenheng mellom forekomst av tare og fordelingen av ungtorsk (Bjørge *et al.* 2010). Selv om nedgangen i torskebestanden nok kan skyldes flere forhold, gir disse undersøkelsene klare signaler om betydningen av tareskogen for å opprettholde bestanden av kysttorsk. Til sammenligning er det for hyse, hvor yngelen vokser opp på dypere vann, ikke samme nedgang i bestanden som for kysttorsk.

Hekkebestanden av ærfugl har også gått tilbake i Midt- og Nord-Norge. Dette er spesielt tydelig i fjordene som overvåkes (Trondheimsfjorden og Ranafjorden). Ærfugl spiser skjell, muslinger, krabber og andre arter som gjerne finnes i tareskogsområder. Den spiser også mye kråkeboller, men om dette kan redusere bestanden av kråkeboller er usikkert.

Steinkobbe og havert har ikke hatt nedgang og har heller hatt en liten økning innen det aktuelle området. Steinkobben har imidlertid hatt nedgang på landsbasis i senere år. Begge artene er oppført på Rødlista 2006. Artene beskattes i kvoteregulert jakt. I tillegg omkommer et ukjent antall dyr som følge av bifangst i fiskeredskaper. Nedgangen for steinkobben er mest sannsynlig en følge av at den samlede beskatningen er for høy (HI 2010). Sylene tar for det mest fisk som føde, særlig sei, sild, øyepål, torsk og steinbit. Observasjoner av steinkobben viser at den ofte oppholder seg i nærheten av frisk



Figur 3.9 Utviklingstrender for kysttorsk, ærfugl og steinkobbe i Midt-Norge og Nord-Norge.

tareskog og fanger fisk der. Den kan imidlertid dykke svært dypt og hente næring også andre steder. Resultatene viser ingen sammenheng mellom nedbeitingen av tareskogen og bestanden av selene, men trolig er beskatningstrykket så vidt høyt at dette vil overskygge eventuelle effekter som har med endringer i selenes næringstilbud eller økologiske forhold å gjøre.

### 3.3 Datagrunnlaget og kunnskapsmangler

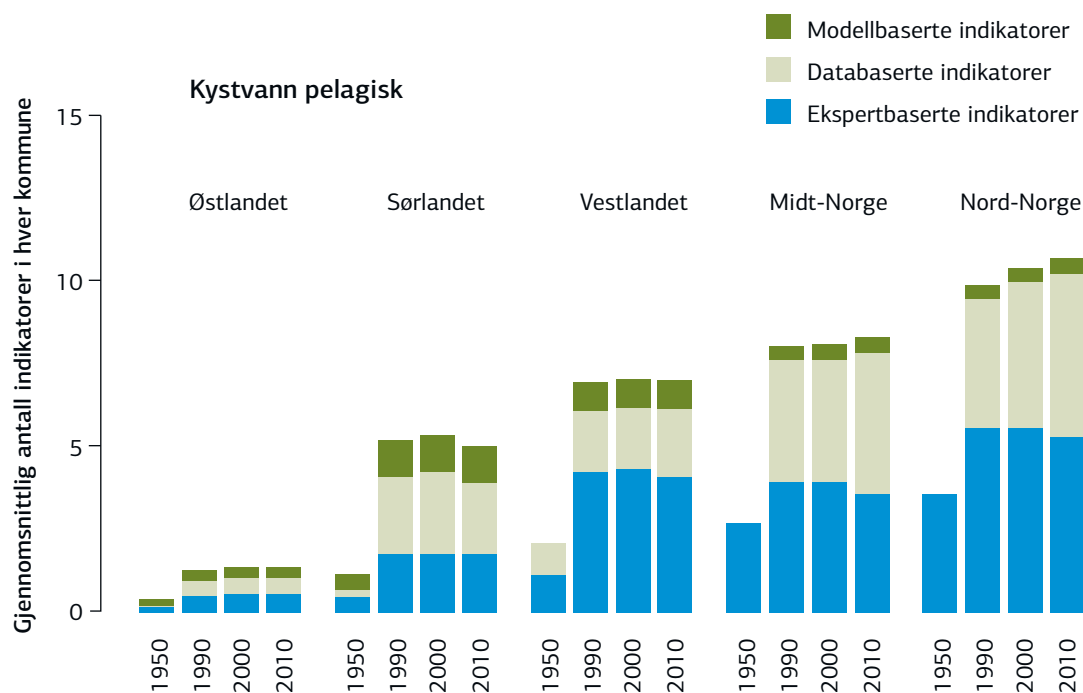
Datagrunnlaget for kystsonen er ikke tilfredsstillende. Dels er det få indikatorer, dels er utvalget av arter og organismegrupper taksonomisk ubalansert, og dels er det svært få indikatorer som har data fra lengre kyststrekninger i Norge. Sammenlignet med de andre hovednaturtypene er gjennomsnittlig antall indikatorer per kommune lavest for kystvann (Kap 1). Situasjonen er dårligst for pelagisk miljø hvor det er få indikatorer og betydelig overvekt av sjøfugl sammenholdt med andre grupper. Planteplankton, dyreplankton og fisk er bare representert ved noen få indikatorer. Bare et fåtall av indikatorene har landsdekkende verdier. Dette kommer til uttrykk i figur 3.10 som viser at de aller fleste kommunene har færre enn 10 indikatorer. Det er færrest indikatorer i indre Skagerrak, mens det er noen flere nordover langs kysten. Dette har nok sammenheng med at forholdsvis mange sjøfugl rapporteres i Nord-Norge.

Både for planteplankton og dyreplankton drives det regelmessig overvåking bare på et fåtall stasjoner. Et hovedproblem er at korttidsvariasjonene i plankton er svært store. Det må derfor gjennomføres hyppig prøvetaking gjennom et fastlagt tidsrom for å få beregne representative dataverdier som kan benyttes i tidsserier for overvåking av endringer. Noe prøvetaking kan automatiseres, men med unntak for biomasse av planteplankton (klorofyll a), er automatisert prøvetaking til nå ikke gjennomført i noen skala i norske farvann. For flere mulige indikatorer, spesielt indikatorer som representerer artssammensetning, vil det også være nødvendig å gjennomføre et utviklingsarbeid for å fastsette referansetilstand. Dette var ikke mulig å få til under det foreliggende prosjektarbeidet, men bør kunne gjennomføres til framtidige oppdateringer av naturindeksen.

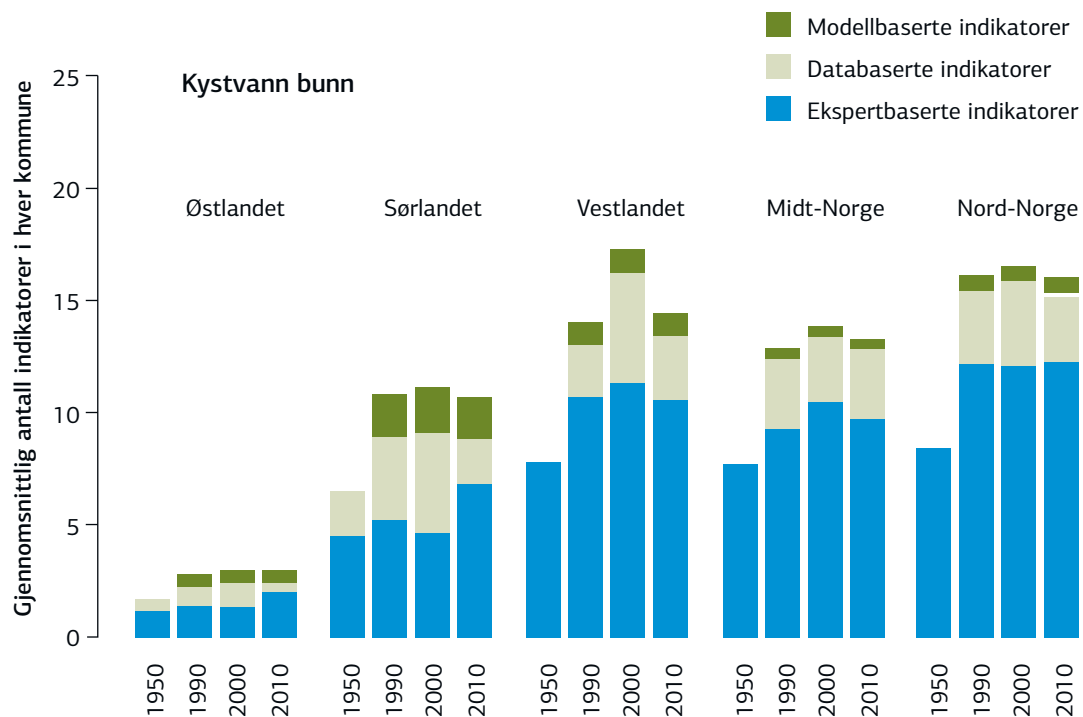
For bunnsystemer er det bedre taksonomisk balanse, men det er relativt mange indikatorer for fisk og relativt få indikatorer for fastsittende alger og virvelløse dyr. For alger og virvelløse dyr er det imidlertid benyttet flere mål for artsmangfold som i naturindeksen er definert som nøkkelparametre og som derfor vektet opp i beregningene. Figur 3.11 viser at den geografiske dekningen heller ikke for bunnsystemer er særlig god. Dette gjenspeiler at bare noen få av indikatorene er landsdekkende. Også for bunnsystemer er faste overvåkingsprogrammer i stor grad begrenset til enkelte regioner av kysten, men det foregår en rekke miljøundersøkelser som gir grunnlag for å beregne indikatorer. Heller ikke for bunnsystemer har det vært mulig å fastsette referansetilstand for alle ønskelige indikatorer.

Geografisk representativitet innebærer særlige utfordringer i kystsonen fordi naturforholdene er så sterkt varierende. Indikatorer som representerer artsmangfold for alger og virvelløse dyr, foreligger som punktmålinger på faste stasjoner. Dette er data som er spesielt innsamlet for å overvåke miljøtilstand eller tidstrender, men som er usikre med hensyn til hvilke sjøarealer de representerer. Problemet følger av at habitater og naturtyper i kystsonen er svært mangelfullt kartlagt (se nedenfor). Slike data er i utgangspunktet representative for vannforekomsten eller kommunen hvor prøvene er tatt, men i naturindeksen har de i noen tilfeller vært gjort gjeldende også for nærliggende kommuner. Dette vil innebære en grad av usikkerhet som ikke kan kontrolleres, men som må avveies mot ønsket om å øke antall indikatorer for kommunene.





Figur 3.10 Kystvann pelagisk. Gjennomsnittlig antall indikatorer som er ekspertvurdert, basert på overvåkingsdata, eller basert på modeller for hver kommune i de fem regionene på ulike tidspunkter.



Figur 3.11 Gjennomsnittlig antall indikatorer for bunnlevende organismer i kystvann der verdiene er ekspertvurdert, basert på overvåkingsdata, eller basert på modeller for hver kommune i de fem regionene på ulike tidspunkter.

## 3.4 Egne tema

### 3.4.1 Kartlegging av naturtyper i kystsonen

I forbindelse med overvåking av økologisk tilstand som skal gjennomføres under EUs vanndirektiv, og som også vil gi data til Naturindeksen, er det nødvendig å kjenne til hvilke naturtyper som finnes i vannforekomstene som skal overvåkes. Foreløpig er kartlegging av marine naturtyper kommet svært kort sammenlignet med tilsvarende kartlegging på land. Dette har selvfølgelig å gjøre med at undersjøisk natur er lite tilgjengelig og ikke kan observeres på samme måte som på land. Behovet for kunnskap om marine naturtyper er imidlertid like fullt tilstede med sikte på bruk og forvaltning av sjøområdene. Dette omfatter både naturtyper som er viktige for biomangfold og biologisk produksjon og naturtyper som er habitater for kommersielle arter.

Over flere år har det foregått et arbeid med utvikling av egnet og kostnadseffektiv kartleggingsmetodikk. Dette har vært gjennomført som del av "Nasjonalt program for kartlegging og overvåking av biologisk mangfold" som er en tverrdepartemental flerårig virksomhet. I programmet tas det sikte på at kommuner og faginstusjoner skal gå sammen om å utføre kartlegging av utvalgte naturtyper (og også forekomster av utvalgte arter) som har særlig betydning for biologisk mangfold. Kartleggingen omfatter tre hovedvirksomheter: 1) utvikling av kart med sannsynlig forekomst av ulike naturtyper basert på modellering, 2) registrering av "enkle" naturtyper som ikke krever spesiell fagkunnskap og som kan gjennomføres lokalt, og 3) registrering av naturtyper som krever avansert metodikk eller spesialkunnskap og må gjennomføres med faglig bistand. Modellene er basert på digitale kart og kunnskap om fysiske faktorer som bestemmer naturtypenes forekomst. Et eksempel på modellerte naturtyper er tareskog (stortare) som beskrevet ovenfor. Til nå har det vært gjennomført kartlegging i kommuner i Østlandsområdet, Agder-fylkene, Hordaland, Nordland, Troms og Finnmark, men det er ennå et godt stykke fram til tilfredsstillende dekning. Kartleggingen vil være grunnleggende for å velge nye indikatorer til naturindeksen, som over tid vil kunne bli landsdekkende, og samtidig karakterisere referansetilstand som basis for å overvåke utviklingen i valgte indikatorer.

### 3.4.2 Miljøovervåking – fra parametre og indikatorer til forvaltning

Innen miljøovervåking i kystvann har det over mange år vært benyttet biologiske elementer for å karakterisere miljøtilstand. Analyser av organismesamfunn i bunnsystemer er mest brukt fordi organismene sitter i ro og må være tilpasset forholdene på stedet. Spesielt har dette vært benyttet for å undersøke effekter av kommunalt avløpsvann, industriutslipp og tilførsler av næringssalter. På 1990-tallet ble det utviklet et klassifikasjonssystem for miljøkvalitet hvor artsmangfold for bunnfauna på bløtbunn ble benyttet som parameter (Molvær *et al.* 1997). Systemet opererer med fem tilstandsklasser fra meget god til meget dårlig tilstand. Systemet har vært mye brukt, men i mange tilfeller har det vist seg nødvendig å supplere med generell artskunnskap for å gi en tilfredsstillende vurdering av tilstanden i et undersøkelsesområde.

Ved innføringen av EUs vanndirektiv blir miljøovervåking i kystvannet mer økosystembasert og helhetlig. Vanndirektivet krever at det utarbeides et klassifikasjonssystem med konkrete klassegrenser for biologiske og kjemiske kvalitetselementer (parametre) som skal inngå i faste overvåkingsprogrammer. De biologiske elementene omfatter planteplankton, fastsittende alger på hardbunn og bunnfauna på bløtbunn (Veileder 01:2009). Klassene løper fra svært god økologisk tilstand til svært dårlig økologisk tilstand. Klassegrensene fastsettes ut fra avvik fra såkalt naturtilstand (referansetilstand) som må bestemmes for hvert element. På mange måter er vanndirektivet en videreføring av de tidligere klassifikasjonssystemene.

Prinsippet i vanndirektivet med å bedømme kvalitets-elementene mot en fastsatt naturtilstand er svært nær det som ligger til grunn for naturindeksen. Biologiske kvalitetselementer fra vanndirektivet kan derfor benyttes direkte i naturindeksen. Foreløpig finnes det bare data og klassifikasjonssystemer for noen få elementer. Flere av systemene utvikles gjennom internasjonal interkalibrering som tar tid. Med sikte på framtidige beregninger av naturindeksen vil det imidlertid etter hvert foreligge flere elementer som kan benyttes.

Den geografiske enheten i vanndirektivet er en såkalt "vannforekomst" som vil være en naturlig avgrenset fjord, del av fjord eller avgrenset kyststrekning. Kystvannet inndeles i vanntyper fra ytre kyst til indre fjord etter grad av eksponering og ferskvannspåvirkning, hvor en vannforekomst vil tilhøre en vanntype (Moy *et al.* 2003). I prinsippet skal naturtilstanden for hvert kvalitetselement fastsettes separat for hver vanntype. Denne geografiske inndelingen er svært forskjellig fra inndelingen i naturindeksen som har kommune som geografisk enhet. I vanndirektivet vil en kommune ofte ha flere vannforekomster og tilhøre flere vanntyper. Dette kan kreve tilpasninger når parametre fra vanndirektivet skal representere arealer i naturindeksen.

### 3.4.3 Brakkvann – små forekomster i Norge, men likevel viktige

Brakkvann er sjøvann som er oppblandet med ferskvann og har nedsatt saltinnhold. Brakkvann er ingen utbredt naturtype i Norge, men finnes i poller og fjorder som mottar ferskvann, ved store elveutløp og i innsjøer nær havet som tidvis mottar saltvann. Brakkvann er generelt artsfattige miljøer. I brakkvann finnes enkelte marine arter som kan tåle lav saltholdighet og noen få "ekte" brakkvannsformer som er spesielt tilpasset og bare finnes der. Ved lav saltholdighet finnes også enkelte ferskvannsarter som kan tåle svakt saltvann. Brakkvann blir betraktet som sensitive for miljøpåvirkninger fordi artsmangfoldet er lavt. Mange steder er brakkvannslokalitetene truet fordi disse ofte finnes nær byer og industristeder som påvirker miljøet.

Brakkvannsområdene har spesielle naturkvaliteter. Mange av artene som bare forekommer i brakkvann er rødlistet. Dette er fordi brakkvannsområdene er isolerte miljøer med små muligheter for nyrekrutering i tilfelle bestandene ødelegges. For fisk som vandrer mellom hav og ferskvann er de nødvendige overgangssoner hvor de kan tilpasse seg endringene i saltholdighetsregime. Samtidig er brakkvann ofte en inngangsport for fremmede arter. Mange fremmede arter, spesielt arter som overføres i ballastvann med skip, tåler lav saltholdighet og kan fort finne fotfeste i brakkvann hvor det er liten konkurranse fra stedegne arter.

I Norge foregår det i dag bare spredt overvåking i brakkvannsystemer. Det er derfor generelt lite tilgjengelig informasjon som kan benyttes i naturindeksen. Under vanndirektivet vil det bli utviklet egen overvåkingsmetodikk for brakkvannssystemer, såkalt overgangsvann eller "transitional waters", men det er foreløpig ikke avklart i hvilken grad dette vil bli gjort gjeldende for Norge.

## 4 Ferskvann

Forfattere: Ann Kristin Schartau<sup>1</sup>, Trygve Hesthagen<sup>1</sup>, Bjørn Mejdell Larsen<sup>1</sup>, Markus Lindholm<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Norsk institutt for naturforskning, Postboks 5685 Sluppen, NO- 7485 Trondheim

<sup>2</sup>Norsk institutt for vannforskning, Gaustadalléen 21, NO- 0349 Oslo

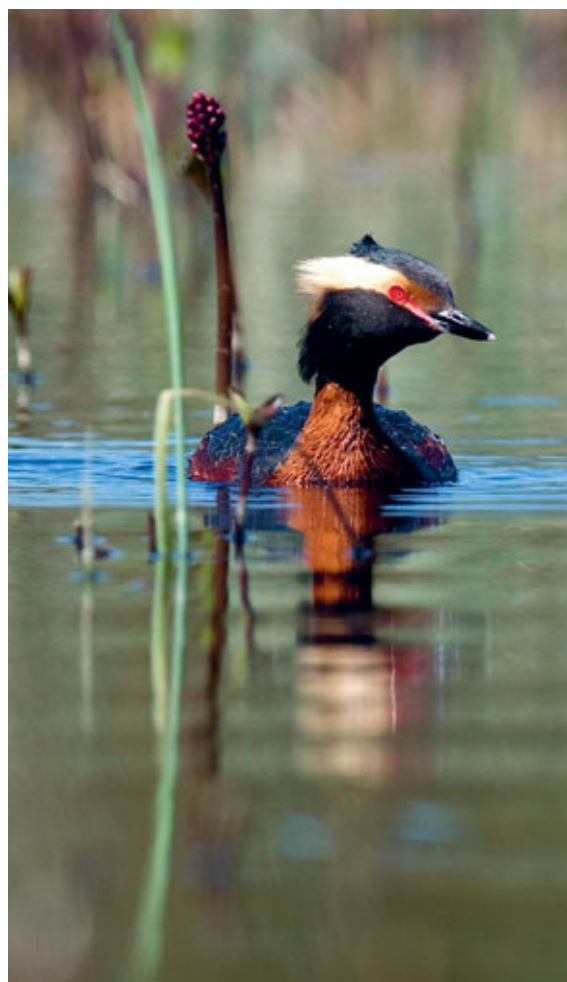
### 4.1 Biologisk mangfold i ferskvann

Rundt regnet 5 % (17 000 km<sup>2</sup>) av Norges areal består av ferskvann. Vassdragene i Norge er preget av mange, små innsjøer (<0,1 km<sup>2</sup>) og små hurtigstrømmende elver (nedbørfelt <10 km<sup>2</sup>). Økosystemtjenestene knyttet til ferskvann er forbundet med mange og dels motstridende interesser.

Limnofauna Norvegica gir en oversikt over hvilke dyrearter som har sin hovedforekomst i ferskvann i Norge, enten gjennom hele eller deler av livet (Aagaard & Dolmen 1996). Det er påvist totalt 2 800 arter, hvorav de mest artsrike gruppene tilhører invertebratene: fjærmygg (505 arter), hjuldyr (288 arter) og vannbiller (274 arter). Det er totalt registrert 42 reproduserende arter av ferskvannfisk i Norge, hvorav 32 arter forekommer naturlig. I tillegg kommer ål og skrubbe som bare tilbringer deler av livet i ferskvann. Alle de seks artene av amfibier i Norge er knyttet til ferskvann. Ferskvann er også viktig føde- og/eller ynglingsområde for rundt 80 fuglearter og seks pattedyrarter.

Det finnes ingen tilsvarende samlet artsoversikt over planter i ferskvann og deres utbredelse i Norge. Planteplankton (mikroskopiske alger som lever fritt i vannmassene) er den mest artsrike gruppen. Det er vanskelig å anslå nøyaktig hvor mange arter av planteplankton som finnes, men det er registrert ca 1 050 taksa (arter, slekter eller høyere taksonomisk nivå). Fastsittende alger har stort mangfold i rennende vann, med 900 taksa. Denne gruppen er dårlig undersøkt i stillestående vann. Totalt 18 kransalger og 97 karplanter (vannplanter) er registrert i ferskvann. I tillegg kommer en rekke arter som lever i overgangen mellom vann og land. Moser er dårligere undersøkt, men vi antar at 30-40 arter har ferskvann som sitt viktigste leveområde. Samlet for dyr og planter kjenner vi altså til ca. 5 000 taksa (arter, slekter eller høyere taksonomisk nivå) med hovedtilhold i ferskvann i Norge.

Omkring 178 arter av alle arter som lever hele eller deler av livet i ferskvann er angitt som utdødd (RE), eller truet (VU, EN, CR) i Rødlista for 2006 (Kålås et al. 2006), dvs. rundt 3,6 % av de kjente artene i ferskvann (Fig. 4.1). Størst antall truede arter i ferskvann finnes innen insektgruppene døgnfluer, vårfluer, steinfluer, øyenstikkere, biller og tovinger, samt fugl, karplanter og alger. Av kransalgene i ferskvann er hele 15 av 18 arter kategorisert som truet. Andelen av truede arter som har tilhold i ferskvann er også stor for amfibier, øyenstikkere og fisk. Rødlisting av alger er begrenset til makroalger (synlige alger). De tre mest artsrike organismegruppene i ferskvann, planktonalger, hjuldyr og fjærmygg, er ikke vurdert, da kunnskapen om artenes utbredelse og habitatkrav er for dårlig kjent.



**Figur 4.1** I ferskvann i Norge finnes minst 2 800 dyrearter og 5 000 plantearter som har sin hovedforekomst i ferskvann i Norge. Rundt 3,6 % av artene i ferskvann er rødlistet som truet (VU, EN, CR). En slik art er horndykker (*Podiceps auritus*) som i Norge er angitt som sterkt truet (Kålås m.fl. 2006).

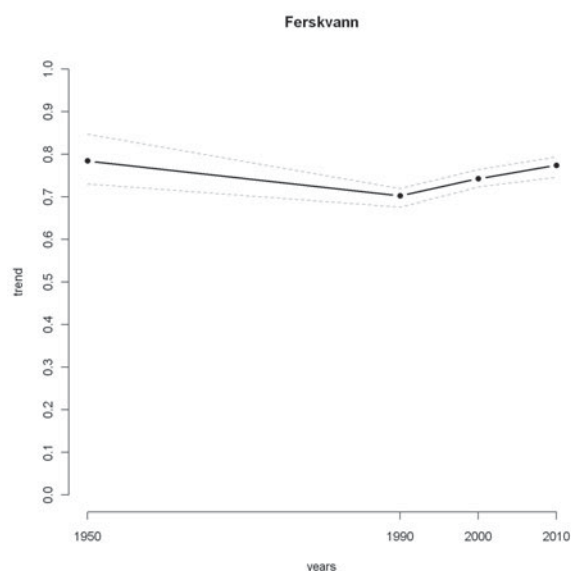
Foto: Naturarkivet

En rekke forhold er med på å endre våre ferskvannssystemer med tilhørende plante- og dyreliv. Dette omfatter fysiske inngrep (infrastruktur, vannkraftutbygging, forbygning, gjenfylling), forurensning (eutrofiering, forsurening, miljøgifter), introduksjon og spredning av nye arter, samt endringer i klima. Omkring 1/3 av innsjøarealet i Norge er påvirket av vannkraftutbygging, tilsvarende i underkant av 6 000 km<sup>2</sup>. Om lag 1 000 km<sup>2</sup> er neddemmet, og 15 av Norges 20 høyeste fossefall er regulert. I tillegg kommer et stort antall elveløp som er forbygd eller som er regulert for energiproduksjon, drikkevannsuttak, jordbruksvanning, fløting og annet. Langtransportert forurensning i form av svovel og nitrogen har ført til forsurening, og trolig også overgjødning (Eisler *et al.* 2009), av store områder i Sør-Norge. Omfanget av forsurening har avtatt de senere årene, men selv med full effekt av internasjonale avtaler vil det være betydelige arealer der naturens tålegrenser er overskredet (Larssen & Høgåsen 2003). Eutrofiering (overgjødning) fra lokale punktkilder er først og fremst et problem i tettbygde områder og i områder med intensivt jordbruk i lavlandet. Den største enkeltkilden til overgjødning er jordbruksutslipp, mens tilførsler av næringsalter fra industri og befolkning har vist en betydelig reduksjon de seneste årene (Tjomsland *et al.* 2006).

## 4.2 Generelle utviklingstrekk

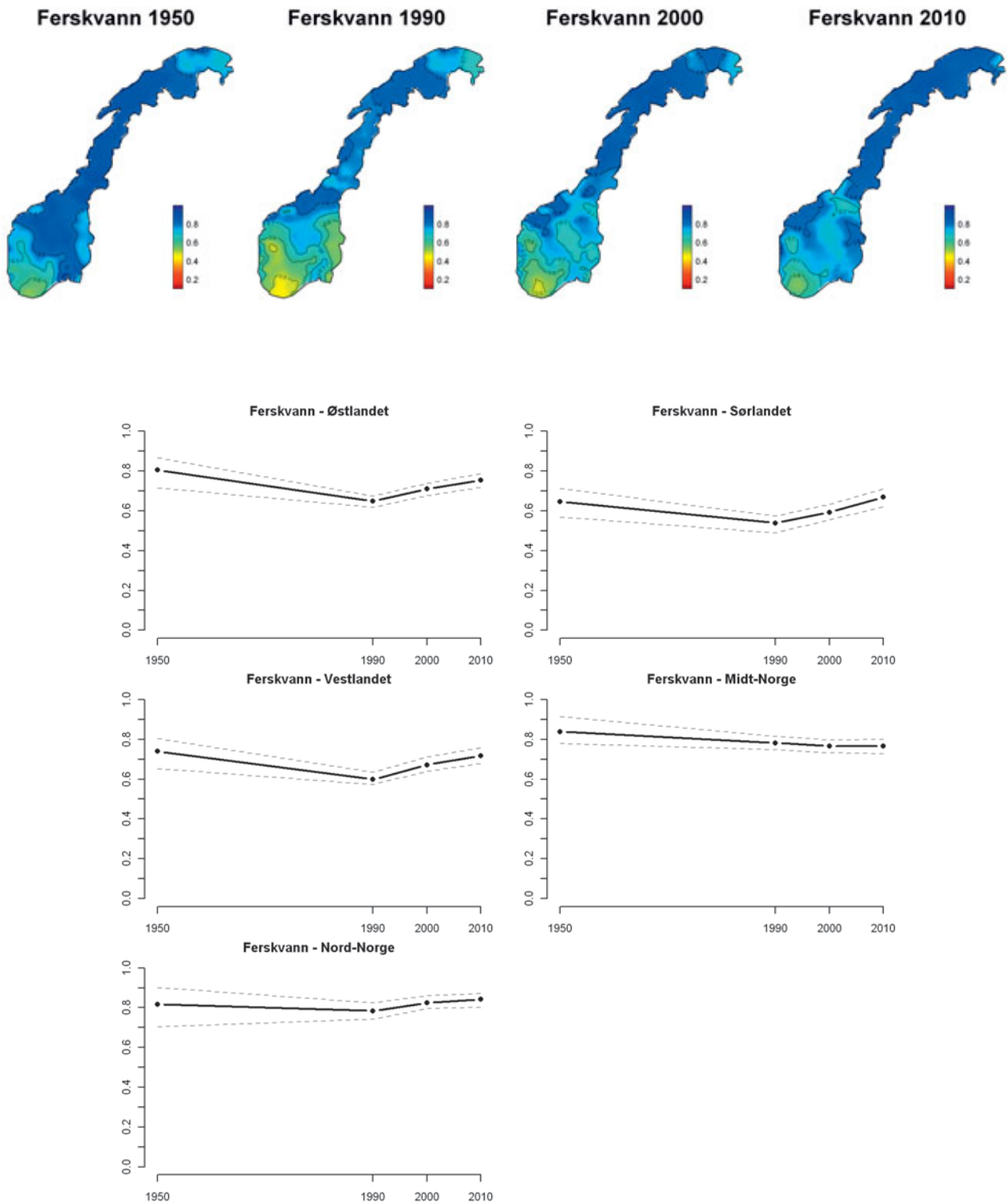
Dagens tilstand i ferskvann i Norge viser små, om enn signifikante avvik fra forventet naturtilstand (Fig. 4.2-4.3). Avviket er størst på Sørlandet og deler av Vestlandet, noe som har sammenheng med omfattende og langvarig forsurening, som følge av langtransporterte forurensninger. Ferskvann i deler av Østlandet og Midt-Norge avviker også fra naturtilstanden. Dette skyldes først og fremst omfattende vassdragsreguleringer i disse regionene. Lokalt bidrar også eutrofiering til redusert biologisk mangfold. Nord for Trondheim er avvikene små. Unntaket av Øst-Finnmark, der forsurening fremdeles gir moderate skader på det biologiske mangfoldet i ferskvann.

Fra 1950 til 1990 skjedde det en vesentlig forverring av tilstanden for ferskvann i Norge. Omfattende forsurening av vassdragene i Sør-Norge, store vassdragsreguleringer, økte utslipp av kloakk og avløpsvann rundt tettsteder og i bynære strøk, økt bruk av kunstgjødning i jordbruket og tilhørende avrenning, samt ulike mindre fysiske inngrep, førte til tap av



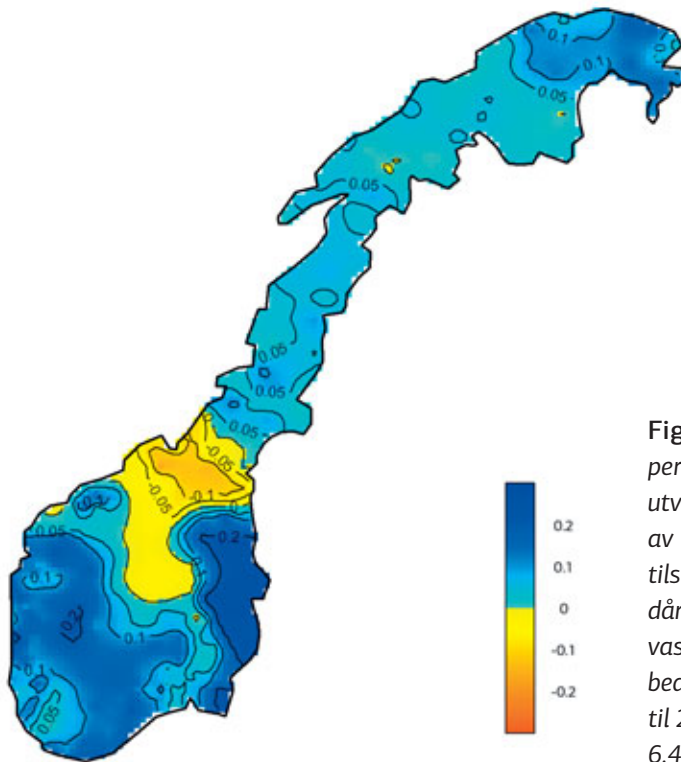
**Figur 4.2** Gjennomsnittlig naturindeks ( $\pm 95$  % konfidensintervall) for ferskvann i Norge for perioden 1950–2010. Indeksverdien går fra 1 (referansetilstand) til 0 (meget dårlig tilstand med tap av en vesentlig del av det biologiske mangfoldet). Indeksen er basert på totalt 42 indikatorer for ferskvann.

biologisk mangfold og reduserte bestander av ferskvannsflora og -fauna (NOU 2009: 16). Tilstanden har siden forbedret seg gradvis (Fig. 4.3). Reduserte tilførsler av sur nedbør (SFT 2010), tiltak i form av kalking av forsurede vassdrag (Direktoratet for naturforvaltning 2009), tiltak i næringsmiddelindustri og i avløpssektoren i forhold til organisk belastning/eutrofiering ([www.miljostatus.no](http://www.miljostatus.no)), endringer i fiske-regler og fredning i forhold til fiske har alle bidratt til en forbedret tilstand. Gjennomsnittlig forbedring i naturindeksen for ferskvann er 10 % i perioden 1990-2010 (Fig. 4.4). Utviklingen har vært positiv for alle regioner, med unntak av Midt-Norge som har en svak negativ utvikling. Årsaken til den negative utviklingen i denne regionen skyldes sannsynligvis flere nye og utvidelse av eksisterende vassdragsreguleringer ([www.nve.no/no/Konsesjoner/Konsesjonssaker/Vannkraft](http://www.nve.no/no/Konsesjoner/Konsesjonssaker/Vannkraft)). Lokalt har det også vært en negativ utvikling som en følge av eutrofiering (Fig. 4.5) og habitatendringer. Vassdrag i lavereliggende områder, for eksempel i sentrale deler av Østlandet, har et biologisk mangfold som avviker betydelig fra naturtilstanden, og i enkelte av disse er utviklingen negativ (Fig. 4.6). Intensivering av jordbruket med økt bruk av kunstgjødning, samt endringer i samfunnsstruktur med økt urbanisering, kan være to viktige faktorer (Lyche Solheim *et al.* 2008). Klimaendringer kan også ha bidra til at effektene av eutrofiering forsterkes ([www.miljostatus.no](http://www.miljostatus.no)).



**Figur 4.3** Tilstand for biologisk mangfold i ferskvann i Norge; trendkart og gjennomsnittlig naturindeks ( $\pm 95\%$  konfidensintervall) for ulike regioner i perioden 1950-2010. Indeksverdien går fra 1 (mørk blå farge: referansetilstand) til 0 (rød farge: meget dårlig tilstand med tap av en vesentlig del av det biologiske mangfoldet). Indeksen er basert på totalt 42 indikatorer for ferskvann.

#### Gjennomsnittlig endring mellom 1990-2010

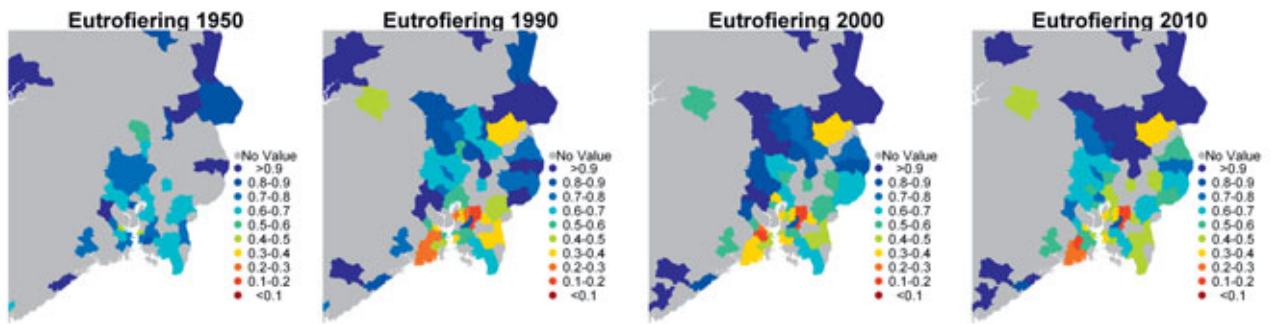


**Figur 4.4** Endring i naturindeksen for ferskvann i perioden 1990 til 2010 viser at det har vært en positiv utvikling for store deler av landet (blått), med unntak av deler av Midt-Norge (gult). I denne regionen har tilstanden for biologisk mangfold i ferskvann blitt noe dårligere som en følge av flere og mer omfattende vassdragsreguleringer. Det er en gjennomsnittlig forbedring i naturindeksen for ferskvann på 10 % fra 1990 til 2010, med en forbedring på 24 % på Sørlandet og 6.4 % forverring i Midt-Norge.



**Figur 4.5** Tilførsler av næringssalter til ferskvann kan føre til eutrofiering med algeoppblomstring og tap av biologisk mangfold.

Foto: Børre Dervo



Figur 4.6 Tilstand for temaindeks eutrofiering i ferskvann for Østlandet i periodene 1950-2010. Indeksverdien går fra 1 (mørk blå farge: referansetilstand) til 0 (rød farge: meget dårlig tilstand med tap av en vesentlig del av det biologiske mangfoldet). Indeksen er basert på indikatorer som er følsomme for eutrofiering (klorofyll a innsjøer, planteplankton innsjøer, vannplanter innsjøer, eutrofieringsindeks begroing elver, eutrofieringsindeks bunndyr elver).

### 4.3 Forsuring på tilbakegang

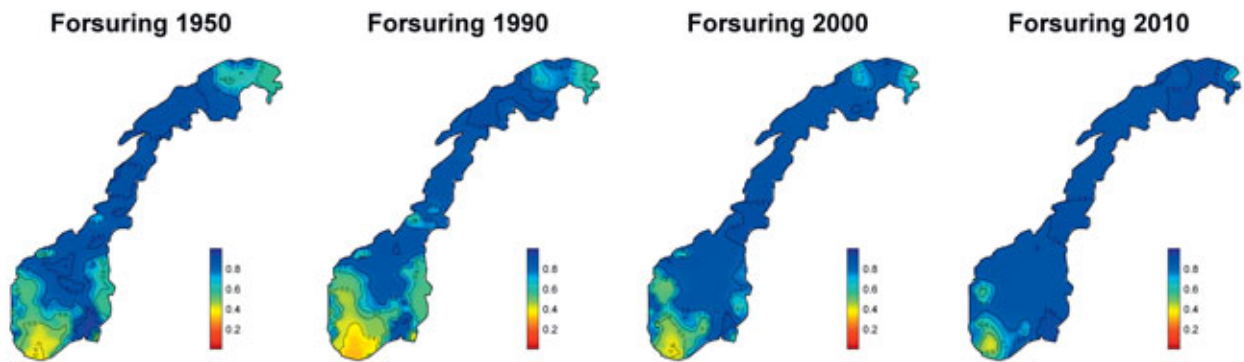


Figur 4.7 Ørret (*Salmo trutta*) har en vid utbredelse i Norge og finnes naturlig, eller som følge av utsetninger, i de fleste typer vannforekomster. Ørret er imidlertid følsom for forsuring og omkring 1990 var et stort antall ørretbestander i Sør-Norge gått tapt (8 200) eller var skadet (3 900) som en følge av langvarig forsuring. Foto: Trygve. Hesthagen

Forsuring av vassdrag har vært og er en av de største truslene mot biologiske mangfold i ferskvann i Norge (Fig. 4.7-4.8). På det verste (1978-1982) førte langtransportert forurensning i form av svovel og nitrogen til at naturens tålegrenser for forsuring var overskredet for 30 % av landområdene (Larsen & Høgåsen 2003). Det ble rapportert om reduserte

fiskefangster i elver på Sørlandet allerede på slutten av 1800-tallet, men det var først utover 1970- og 1980-tallet at skadene på det biologiske mangfoldet var så store at dette ble gjenstand for omfattende nasjonal og internasjonal oppmerksomhet. Internasjonale avtaler om utslippsreduksjoner (svovelprotokollene fra 1985 og 1994, nitrogenprotokollen fra 1988 og multiforurensingsprotokollen fra 1999) har medført at konsentrasjonene av sulfat i nedbør i Norge har avtatt med 61-88 % fra 1980 til 2008. I Sør-Norge har nitrat- og ammoniumkonsentrasjon i nedbør blitt redusert med hhv 25-45 % og 45-63 % i samme tidsperiode. Nedgangen i sulfatførsler har ført til at sulfatinnholdet i elver og innsjøer ble redusert med 40-80 % fra 1980 til 2009, med den største nedgangen i den sørlige delen av landet (SFT 2010). Utover 1980-tallet ble det også satt i gang kalking av vassdrag i Sør-Norge. Til tross for disse tiltakene fortsatte de negative effektene av forsuring å øke fram til 1990-tallet (Fig. 4.8). Tap av biologisk mangfold innen ulike grupper av planter og dyr er dokumentert; bl.a. er over 15 000 fiskebestander utdødd eller skadet som følge av forsuring (Hesthagen et al. 1999), 25 laksestammer er utdødd og minst 20 stammer er skadet ([www.miljostatus.no](http://www.miljostatus.no)). I enkelte vassdrag er det biologiske mangfoldet av vannplanter halvert pga forsuring (NOU 2009: 16). Omfanget av forsuring har avtatt de senere årene, men selv med full effekt av internasjonale avtaler vil tålegrensene være overskredet for nær 10 % av Norges landareal også etter 2010 (Larsen & Høgåsen 2003). De biologiske responsene på redusert forsuring er så langt svake og variable. Kalking har imidlertid bidratt til økt mangfold av planter og dyr i mange vassdrag, og samlet sett er det nå en entydig positiv utvikling i forsuringstilstanden (Fig. 4.8).





**Figur 4.8** Tilstand for temaindeks forsurening i ferskvann i Norge i periodene 1950-2010. Indeksverdien går fra 1 (mørk blå farge: referansetilstand) til 0 (rød farge: meget dårlig tilstand med tap av en vesentlig del av det biologiske mangfoldet). Indeksen er basert på indikatorer som er følsomme for forsurening (ørret, forsureningsindeks begroing elver, forsureningsindeks bunndyr elver, dyreplankton og tålegrenseoverskridelser for forsurening).

Tilstandsindikatoren for forsurening i ferskvann er først og fremst bestemt av indikatoren "tålegrenseoverskridelser for forsurening", og i mindre grad av biologiske indikatorer. Grunnen til dette er at den første indikatoren har en større geografisk oppløselighet (kommunenivå) enn de biologiske indikatorene (fylkesnivå). Tålegrenseoverskridelsene er et mål på tilførselene av forsurende stoffer sett i forhold til hva naturen kan tåle. Når tilførselene avtar vil det vanligvis være en tidsforsinkelse mellom registrerte endringer i tålegrenseoverskridelsene og vannkjemisk respons og en tilsvarende forsinkelse mellom kjemisk respons og biologisk respons (Posch *et al.* 2003). Dette betyr at den estimerte forureningstilstanden målt som tålegrenseoverskridelser ofte framstår som mer positiv enn det de biologiske forholdene tilsier. Videre er avviket sannsynligvis større på Østlandet enn på Sørlandet, fordi tykkere jordsmonn på Østlandet gjør at vannkjemien endres langsommere enn på Sørlandet, der nedbørfeltene har mindre løsmasser.

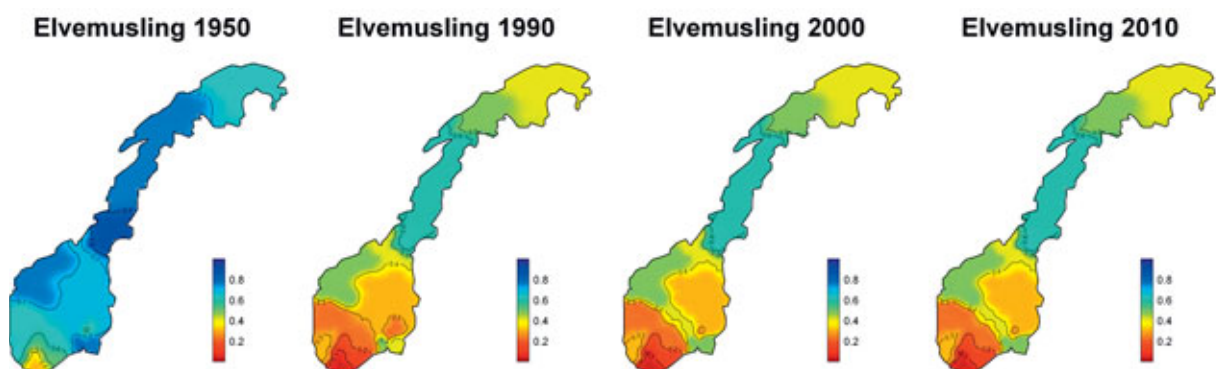
#### 4.4 Elvemusling – en indikator på elvenes helsetilstand

Elvemusling (*Margaritifera margaritifera*) (Fig. 4.9) har hatt en dramatisk tilbakegang i Europa siden begynnelsen av 1900-tallet og samlet bestand er nå redusert med 95 %. Også i deler av Norge er forekomsten sterkt redusert, selv om den fremdeles finnes utbredt over hele landet. Tilstanden

for elvemusling var dårlig på Sørlandet allerede i 1950, og ble ytterligere forverret fram mot 1990 (Figur 4.10). Arten ble totalfredet i 1993, og den er ført opp i den norske Rødlista for 2006 som sårbar (VU) (Kållås *et al.* 2006). Forringelse og ødeleggelse av leveområdene er ansett som den største truselen for arten. Forsuring, eutrofiering, erosjon og nedslamming av elvebunnen, vassdragsreguleringer, kanalisering, bekkelukking, drenering av utmark og mangel på vertsfisk er alle faktorer som påvirker arten negativt. Det er blant annet anslått at 94 % av totalt 47 kjente bestander av elvemusling i Aust- og Vest-Agder forsvant under den mest intense forurensningsperioden (Dolmen & Kleiven 2004). Tidligere tiders perlefiske har også vært uheldig for mange bestander. Det er beregnet at Norge i dag har om lag en fjerdedel av alle gjenværende lokaliteter og mer enn to tredjedeler av antall elvemusling i Europa (Larsen 2005, 2010). Elvemusling er derfor en ansvarsart for Norge, og det er utviklet en egen handlingsplan for arten (Direktoratet for naturforvaltning 2006). Forbedringer i vannkvaliteten (bl.a. kalking) har imidlertid ført til en liten, men positiv utvikling etter 1990 i enkelte vassdrag på Østlandet (Akershus og Buskerud) samt i Rogaland (Fig. 4.10). I andre vassdrag har imidlertid den negative tendensen fortsatt, og samlet sett er det foreløpig ingen endring i tilstanden for elvemusling i Norge etter 1990. Elvemuslingens livssyklus, med et ungt stadium som lever nedgravd i substratet, gjør at det i tillegg vil være en tidsforskyvning mellom iverksatte tiltak i enkeltvassdrag og observert effekt i form av synlige unge individ på elvebunnen.



Figur 4.9 Elvemusling (*Margaritifera margaritifera*) har en vid utbredelse i Norge, men forekomsten er sterkt redusert og arten har hatt en dramatisk tilbakegang i Europa de siste 100 årene. Foto: Bjørn Meidel I Larsen (NINA).



Figur 4.10 Tilstand for elvemusling i Norge i periodene 1950-2010. Indeksverdien går fra 1 (mørk blå farge: referansetilstand) til 0 (rød farge: meget dårlig tilstand med tap av en vesentlig del av det biologiske mangfoldet).

## 4.5 Datagrunnlaget og kunnskapsmangler

Totalt 42 indikatorer inngår i naturindeksen for ferskvann. Utvalget representerer arter og organismegrupper som tilbringer hele eller deler av sitt liv i ferskvann og omfatter ulike taksonomiske og funksjonelle grupper (Tab. 4.1). Fordelt på taksonomiske grupper er det flest indikatorer for fugl (14), fisk (10), alger (4) og moser (4). Ti av indikatorene er såkalte ekstrarepresentative, dvs. antas å ha utsagnskraft for tilstanden til et stort antall arter ( $\geq 100$  arter), er forekommende i større områder og inngår samtidig med gode data i indeksen. De fleste funksjonelle grupper er godt representert. Unntaket er planteetere som kun er representert med tre indikatorer. Til indikatorene dyreplankton og bunndyr (totalt fire indikatorer) finnes det også planteetere, men disse indikatorene er behandlet som mellompredatorer i denne første versjonen av Naturindeks for Norge.

Fjorten av indikatorene er angitt som truet (CR, EN, VU,) i hht. Rødlista for 2006 (Kålås *et al.* 2006). Ytterligere seks indikatorer er nær truet (NT).

Overvåking av flora og fauna i ferskvann inkluderer både enkeltarter og organismegrupper som representerer ulike habitater. Tidsserie data finnes imidlertid fra kun noen få lokaliteter, og med få unntak er disse tidsseriene fremdeles ganske ferske. Dette begrenser muligheten til å få faktiske data fra langt tilbake i tid. Generelt er datagrunnlaget dårligere for 1950 enn for de senere periodene (Fig. 4.11). For enkelte indikatorer, for eksempel ørret, dyreplankton og bunndyr, finnes mye data men få tidsserier. Tidsserier basert på overvåkingsdata som er samlet inn etter en standard metodikk, er nødvendig for å kunne vurdere endringene i det biologiske mangfoldet over tid. For de rødlistede artene elvemusling, edelkreps, Namsblank (relikt laksestamme i ferskvann) og flere andre fiskearter er det en relativt god kunnskap om artenes utbredelse, mens kunnskapen om deres tilstand i enkeltlokalteter er mer usikker. Tilstanden til om lag 75 % av ferskvannsindikatorerne er basert på ekspertvurderinger, mens resten av indikatorene er vurdert med basis i overvåkingsdata (Fig. 4.11). Modellbaserte tilstandsvurderinger har kun blitt benyttet for et par indikatorer. Fordelingen mellom de tre datatypene er ikke vesentlig endret over tid. Generelt er antall indikatorer noe høyere for Østlandet enn for de øvrige regionene. Forskjellene er likevel små og gjennomsnittlig varierer antall indikatorer mellom 17 og 23 indikatorer fra og med 1980 (Fig. 4.11).

Dataomfanget og -kvaliteten varierer over tid og datautvalget er i liten grad geografisk representativt. Overvåkingen i ferskvann har vanligvis vært problemorientert, noe som normalt fører til en overrepresentasjon av lokaliteter med miljøproblemer. Vi har ikke kvantifisert omfanget av dette, men generelt vil dette gi en noe forskjøvet virkelighetsbeskrivelse, med en antagelse av at forholdene er dårligere enn de faktisk er.

I all tilstandsvurdering er det viktig med god kunnskap om referansetilstanden (se vedlegg 1 i denne rapporten). For de fleste indikatorene i ferskvann er referansetilstanden satt lik tilstanden i tilnærmet uberørt natur (Tab. 4.1). Generelt finnes det imidlertid lite overvåkingsdata fra slike uberørte vannforekomster. Etablering av overvåking i hht. vanndirektivet vil kunne bidra til et bedre datagrunnlag for fastsetting av referansetilstanden for enkelte indikatorer.

For 14 av indikatorene som inngår i naturindeksen for ferskvann er dataene representative på kommunenivå, 14 indikatorer er representative på fylkesnivå og 14 indikatorer (gjelder alle indikatorene av fugl) er kun representative for større geografiske områder. Syv av indikatorene er kun vurdert for et lite utvalg kommuner pga manglende overvåkingsdata for resterende regioner, mens 15 av indikatorene (mosene, de fleste fiskeartene samt ferskvannskreps og sothøne) har en begrenset geografisk utbredelse.

Indikatorer med en vid geografisk utbredelse, der tilstanden samtidig er vurdert for en stor andel geografiske enheter og der kommunene utgjør de geografiske enhetene, betyr relativt mer for det samlede bildet enn indikatorer med begrenset geografisk utbredelse, der tilstandsvurderingen er begrenset til noen få geografiske enheter og der fylkene eller større regioner utgjør de geografiske enhetene. Således vil for eksempel forsuringstilstanden, og geografiske forskjeller i denne, i stor grad være bestemt av indikatoren "tålegrenseoverskridelser for forsuring" og i mindre grad av biologiske indikatorer (se over).

Effekter av ulike typer påvirkninger på naturindeksen for ferskvann har vært vanskelig å vurdere fordi de fleste indikatorer er følsomme for ulike påvirkningstyper, og samvirke mellom disse. I denne første nasjonale naturindeksen har vi vurdert effekten av enkelte typer påvirkninger (for eksempel forsuring) ved et utvalgt av indikatorer som er særlig følsomme for den aktuelle påvirkningstypen. For noen påvirkningstyper (for eksempel habitatendringer) har

**Tabell 4.1** Totalt 42 indikatorer inngår i naturindeks for ferskvann. Disse representerer ulike taksonomiske og funksjonelle grupper og inkluderer en rekke truede arter.

Indikator	Andel i ferskvann (%)	Takso-nomisk gruppe	Funksjonell gruppe <sup>1</sup>	Rødliste status <sup>2</sup>	Referanse grunnlag
planteplankton innsjøer	100	alger	PP (Ext)		Teoretisk
klorofyll a innsjøer	100	alger	PP, generalist		Teoretisk
begroing elver (eutrofieringsindeks)	100	alger	PP (Ext)		Teoretisk
begroing elver (forsuringsindeks)	100	alger	PP (Ext)		Teoretisk
horngrimemose	100	moser	PP, spesialist	EN	Historisk kunnskap
fossegrimemose	100	moser	PP, spesialist	VU	Historisk
striglekrypse	100	moser	PP, spesialist	NT	Historisk
vasshalemose	100	moser	PP, spesialist	EN	Historisk
vannplanter innsjøer	100	karplanter	PP (Ext)		Teoretisk
elvemusling	100	bløtdyr	PCF	VU	Überørt
dyreplankton innsjøer	100	krepsdyr	IC (Ext)		Überørt
edelkreps	100	krepsdyr	IC, generalist	EN	Überørt
bunndyr elver (forventningssamfunn)	100	insekter	IC (Ext)		Überørt
bunndyr elver (eutrofieringsindeks)	100	insekter*	IC (Ext)		Teoretisk
bunndyr elver (forsuringsindeks)	100	insekter*	IC (Ext)		Teoretisk
laks (ferskvannsbestand)	100	fisk	TP, generalist		Bærekraftig nivå
byglandsbleke	100	fisk	IC, generalist	CR	Überørt
namsblank	100	fisk	IC, generalist	CR	Überørt
aure	100	fisk	TP, generalist		Überørt
flire	100	fisk	IC, generalist	NT	Überørt
gjørs	100	fisk	TP, spesialist	EN	Überørt
hornulke	100	fisk	IC, generalist	VU	Überørt
hvitfinnet steinsmett	100	fisk	IC, generalist	NT	Überørt
asp	100	fisk	TP, spesialist	VU	Überørt
ål	25	fisk	IC, generalist	CR	Überørt
fiskemåke	100	fugl	IC, generalist		Überørt
fiskeørn	100	fugl	TP, spesialist	NT	Überørt
fossekall	75	fugl	IC, spesialist generalist		Überørt
horndykker	100	fugl	IC, generalist	EN	Überørt
sangsvane	100	fugl	PCF	NT	Überørt
smålom	100	fugl	IC, generalist		Überørt
sothøne	100	fugl	IC, generalist		Überørt
storlom	100	fugl	IC, generalist	VU	Überørt
strandsnipe	100	fugl	IC, generalist		Überørt
toppand	100	fugl	IC, generalist		Überørt
stokkand	100	fugl	PCF		Überørt
sjøorre	25	fugl	IC, spesialist	NT	Überørt
svartand	25	fugl	IC, spesialist		Überørt
svømmesnipe	50	fugl	IC, generalist		Überørt
oter (ferskvannsbestand)	100	pattedyr	TP, spesialist	VU	Überørt
overskridelser tålegrenser forsuring	100	surrogat	Diverse (Ext)		Tålegrense
overskridelser tålegrenser nitrogen	33	surrogat	Diverse (Ext)		Tålegrense

\*: inkluderer også igler, bløtdyr og enkelte andre grupper av invertebrater.

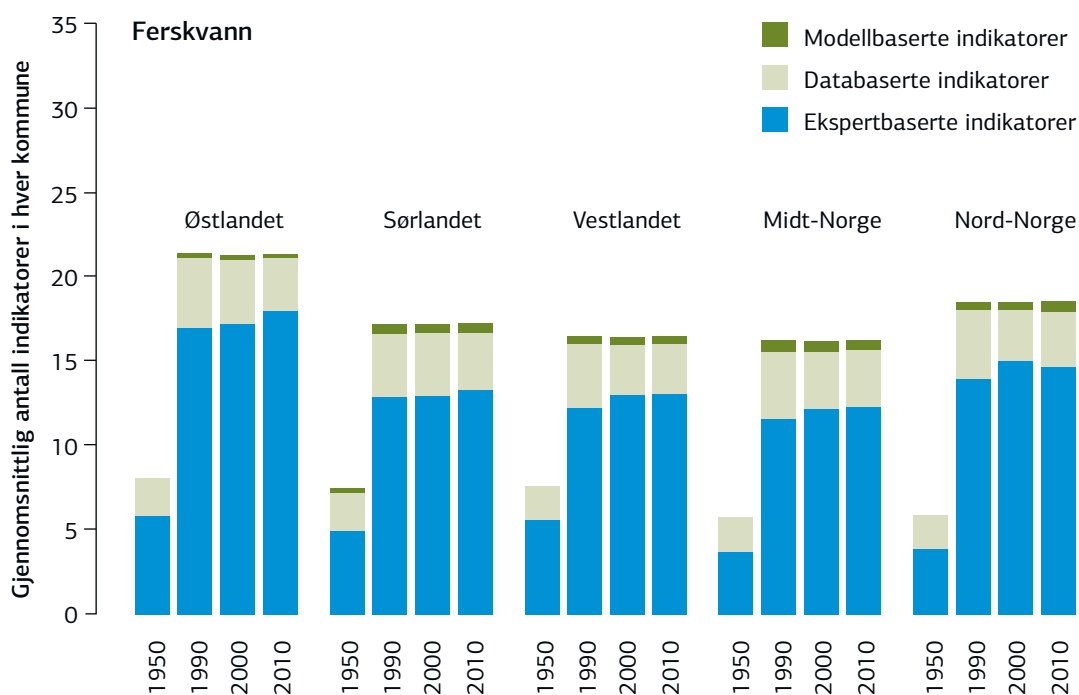
<sup>1</sup> PP: primærprodusent, PCF: plantespiser, IC: mellompredator, TP: topppredator, Ext: Ekstrarepresentativ indikator (representerer ≥ 100 arter)

<sup>2</sup> CR: kritisk truet, EN: sterkt truet, VU: sårbar, NT: nær truet

det ikke vært mulig å gjøre en slik vurdering da alle aktuelle indikatorer også er følsomme for andre påvirkningstyper. For andre påvirkningstyper har det ikke vært mulig å presentere et nasjonalt bilde av tilstanden fordi de aktuelle indikatorene kun er angitt for et fåtall kommuner. Dette gjelder for eksempel eutrofieringstilstanden for ferskvann.

Flere av indikatorene brukt i Naturindeks for Norge er identiske med dem som anvendes ved vurdering av økologisk tilstand av norske elver og innsjøer jfr. "Forskrift om rammer for vannforvaltningen", heretter omtalt som. vannforskriften (se Direktoratgruppen vanddirektivet 2009). Disse indeksene er utviklet for norske/nordiske forhold og kalibrert mot indekser av samme type som brukes ellers i Europa, noe som skulle bidra til validering av disse. Det gjelder følgende indikatorer i dette kapitlet: klorofyll a innsjøer, vannplanter innsjøer, bunndyr elver eutrofieringsindeks, bunndyr elver forsøringsindeks. Planteplankton innsjøer og de to indikatorene basert på begroing elver er også utviklet for å kunne

brukes i den framtidige tilstandsvurderingen av norske vannforekomster jfr. vannforskriften. Kriterier for fastsettelse av tilstand jfr. vannforskriften og Naturindeks for Norge er imidlertid noe forskjellige. I det første tilfellet benyttes "verste bestemmer prinsippet", dvs. at samlet tilstand baserer seg på den indikatoren som avviker mest fra naturtilstanden. I Naturindeks for Norge har man i stedet valgt å basere seg på et gjennomsnittlig avvik. Naturindeksen for ferskvann inkluderer imidlertid langt flere indikatorer enn det som benyttes i den økologiske tilstandsvurderingen, bl.a. inkluderer Naturindeksen flere taksonomiske grupper og legger mer vekt på truede arter enn det som gjøres i vanddirektivet.



**Figur 4.11** Gjennomsnittlig antall ferskvannsindikatorer som inngår i Naturindeksen for periodene 1950, 1980, 1990 og 2010, fordelt på regioner og datatype. Tilstanden til indikatorene er enten ekspertvurdert, basert på overvåkingsdata eller basert på modeller.

# 5 Åpent lavland

Forfattere: Ann Norderhaug<sup>1</sup>, Bolette Bele<sup>1</sup>, Harald Bratli<sup>2</sup>, Odd Stabbetorp<sup>3</sup>

<sup>1</sup>Bioforsk, Kvithamar, NO- 7500 Stjørdal

<sup>2</sup>Norsk institutt for skog og landskap, Postboks 115, NO- 1431 Ås

<sup>3</sup>Norsk institutt for naturforskning, Postboks 5685 Sluppen, NO-7485 Trondheim

## 5.1 Generelle utviklingstrekk

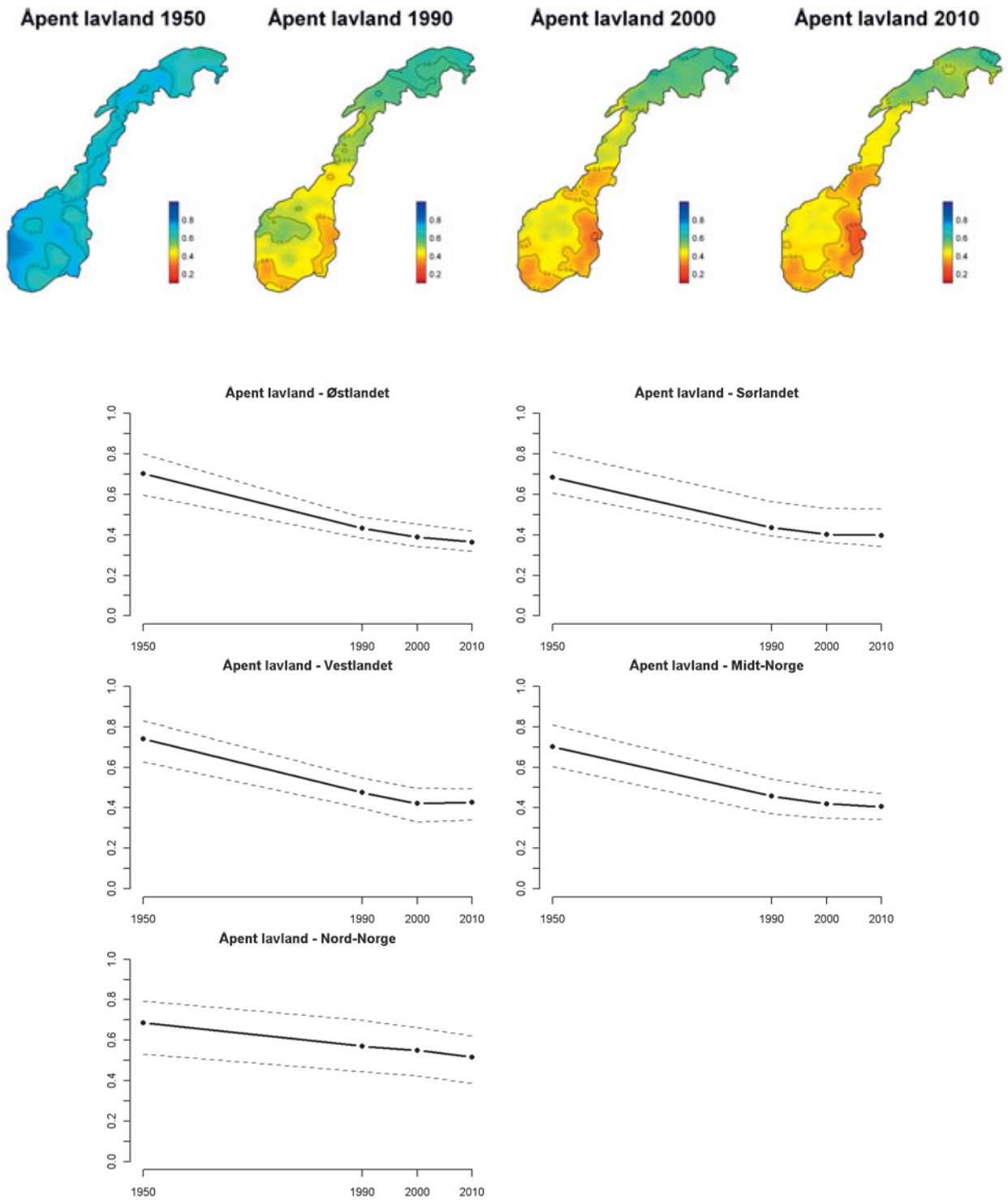
"Åpent lavland" i Naturindeks omfatter all kulturmark nedenfor skoggrensen, dvs. åpen semi-naturlig slåtte- og beitemark, kystlynghei samt naturlig åpen mark (Norderhaug 2010). Tilstanden for biologisk mangfold i denne kulturbetingete "naturtypen" har forandret seg sterkt etter 1950 og er i dag generelt dårlig. Kartet i figur 5.1 viser at den i større delen av landet nå har en tilstand lavere enn 0,5 - 0,4. I 1950 fantes det i Norge fortsatt et allsidig jordbruk med en god utnytting av de gamle kulturmarkene og utstrakt bruk av utmarksarealene. Tilstanden for det biologiske mangfoldet knyttet til "åpent lavland" var derfor fremdeles god. Etter 1950 har imidlertid intensivering og mekanisering revolusjonert jordbruket og økt produksjonen sterkt, men også forårsaket store landskapsforandringer. Intensiveringen har vært særlig sterk i flatbygdene i Trøndelag, på Østlandet og i Rogaland. I fjellbygdene i Sør-Norge, på Vestlandet og i Nord-Norge er jordbruket fortsatt hovedsakelig husdyrbasert. Her har det i stedet vært en omfattende nedlegging av småbruk med påfølgende gjengroing. Både intensivering og gjengroing fører til ensretting og utarming av landskapet. Som det framgår av kartene i figur 5.1 gir imidlertid intensivering (som i Midt-Norge, på Østlandet og i Rogaland) raskere negative effekter på det biologiske mangfoldet enn det gjengroing gjør, og gjengroingen går langsommere i nord og i fjellet enn i lavlandet.

Naturindeksen måler til enhver tid tilstanden til det arealet som finnes av et økosystem. Tilstanden til gjenværende "åpent lavland" ble i perioden 1990-2010 forverret gjennomsnittlig 12 % sett landet under ett, først og fremst på grunn av gjengroing eller gjødsling (Fig. 5.2). Forverringen er nokså jevnt fordelt over hele landet.

**Boks 5-1:** Semi-naturlig betyr halv-naturlig. Såkalt semi-naturlig eng (dvs. slåtte- og beitemark) er ikke oppløyd og tilsådd, men formet gjennom rydding og lang tids tradisjonell slått eller beite. Den har et plantedekke av ville arter, men artssammensetningen er kulturbetinget. Engvegetasjon består hovedsakelig av lyselskende og ofte konkurransesvake arter. Hvis driften opphører, gror enga igjen og de lyselskende engartene konkurreres ut.

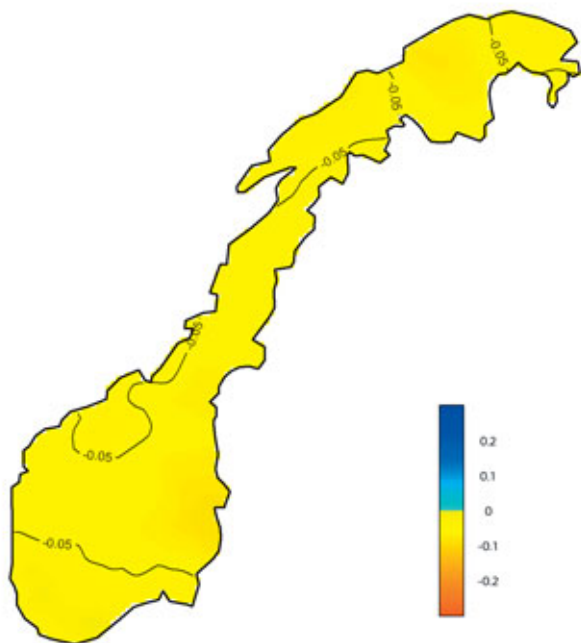
Naturlig åpen engvegetasjon forekommer sjelden nedenfor skoggrensen. "Åpent lavland" utgjøres derfor (i tillegg til kystlynghei) hovedsakelig av semi-naturlig engvegetasjon som er skapt gjennom at hogst og rydding har blitt fulgt opp av slått eller beite. De første semi-naturlige beitemarkene ble skapt i steinalderen, de første slåttemarkene sannsynligvis i jernalderen. Hogst og rydding gir økt lystilgang og mer varme til jordbunn, urter og gras. Slått og beite fortsetter å holde landskapet åpent ved at oppslaget av trær og busker fjernes og gjengroing forhindres. På den måten danner det seg etter hvert en engpreget vegetasjon. Semi-naturlig slåtte- og beitemark blir lite eller ikke gjødslet og næringsinnholdet i jorda er derfor lavt. Produksjonen blir som en følge av dette også lav, men relativt stabil over tid. Det lave innholdet av nitrogen og fosfor i jorda i semi-naturlig eng gir til gjengjeld et høyt mangfold av plantearter (Norderhaug *et al.* 1999). De semi-naturlige slåtte- og beitemarkene er blant de mest artsrike vegetasjonstypene i Europa (Niinemets & Kull 2005) og vanligvis mer artsrike enn tilsvarende naturlig vegetasjon. I tillegg til plantearter er et stort mangfold av insekter, sopp og andre organismer knyttet til de semi-naturlige slåtte- og beitemarkene (Fjellstad *et al.* 2008).

Kystlynghei er dominert av røssløyng og finnes langs kysten der klimaet er så mildt at sauer kan beite ute hele året (Fig. 5.3). De er et resultat av brenning som skapte gode beitebetingelser, helårsbeite og lyngslått. De første kystlyngheiene i Norge ble skapt for mer enn 5000 år siden. De er utviklet i et nært samspill med en gammel nøysom sauerase, norrøn sau eller utegangersau. Den har under 1900-tallet



Figur 5.1 Tilstand for biologisk mangfold i åpent lavland, kart og utviklingstrender for ulike regioner i perioden 1950-2010.

### Gjennomsnittlig endring mellom 1990-2010



**Figur 5.2** Gjennomsnittlig endring i tilstand for biologisk mangfold i Norge i perioden 1990-2010 og per kommune. Gul farge viser negativ utvikling i hele landet.

blitt fortrent av mer moderne og mer produktive raser og lynchdriften har gått sterkt tilbake. Kystlyngheiene rommer mange spesielle arter og har også stor betydning for det biologiske mangfoldet (Norderhaug *et al.* 1999).

”Åpent lavland”, dvs. semi-naturlig engvegetasjon og kystlynghei, spilte en meget viktig rolle i jordbruket før kunstgjødslingen kom i bruk. Denne ”naturtypen” gjorde det mulig å holde mange husdyr og dermed å

skaffe tilstrekkelig med gjødsel til matproduksjon på åkeren. ”Åpent lavland” har derfor tidligere dekket meget store arealer. ”Det store hamskiftet” på slutten av 1800-tallet med bl.a. utskifting, kunstgjødsel, nye dreneringsmetoder og engfrøblandinger samt mer rasjonelle redskaper og maskiner, førte etter hvert til at arealet av ”åpent lavland” minket. I Europa gjenstår i dag mindre enn 10 % av tidligere arealer av semi-naturlig slåtte- og beitemark (Bernes 1993, Stanners & Bourdeau 1995, Piessens & Hermy 2006). I Norge finnes ikke noen total oversikt over arealforandringene, men også her har forandringene vært store (Fjellstad *et al.* 2008). Basert på data fra NOS jordbruksstatistikk 1907, 1949, 1989, 2000 og 2009 er det (Fig. 5.4) gjort et forsøk på å vise utviklingen av arealet av ”naturlig eng på innmark”, ”utslåtter” og ”havn uten skog” (arealtyper for 1907), ”utslåtter” og ”seterløkker” (arealtyper for 1949) samt ”dyrka mark” i hele landet. Arealkategoriene i jordbruksstatistikken endres imidlertid over tid. Fra 1989 forandres de gamle kategoriene til ”anna eng og beite” samt ”eng til slått og beite”. Sammenligningen blir derfor usikker og informasjonsverdien synker fra 1907 til 2009. I figur 5.4 er de antatt mest sammenlignbare kategoriene gjennom perioden forsøkt benyttet, samtidig som kategorier som antas å fange opp åpen, semi-naturlig eng i lavlandet best mulig, er inkludert. Det er imidlertid trolig at ”naturlig eng på innmark” er gjødslet, i hvert fall fra 1989 dvs. at tilstanden for biologisk mangfold på disse arealene er relativt dårlig.

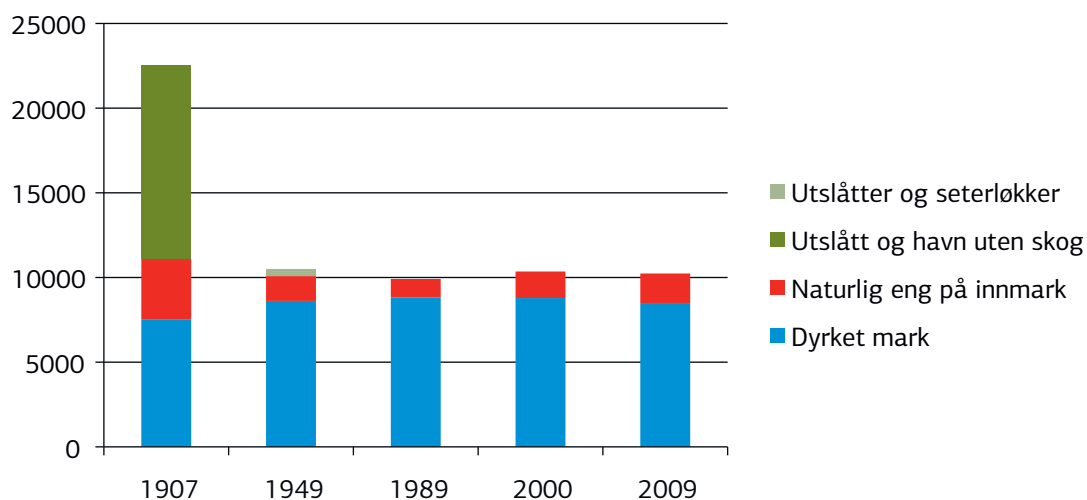
”Biologisk mangfold-kartleggingen”, som er gjennomført i hele landet, av lokaliteter som er særlig verdifulle for biologisk mangfold (se [www.Naturbase.no](http://www.Naturbase.no)), viser at arealet av semi-naturlig slåttemark har



**Figur 5.3** ”Før (1971) og nå-bilde (2005)” av kystlynghei, Fonnes, Lindås, Hordaland. ”Før”, tradisjonelt nyttet kystlynghei med helårsbeite og brenning. Torvmyr med torvhus sees til høyre. Furu-trærne i høyre billedkant ble plantet i 1907. ”Nå”, samme sted i 2005. Driften opphørte i 1975. Frøspredning fra furuholtet på forrige bilde har sterkt bidradd til gjengroingen.

Begge foto: Peter Emil Kaland





**Figur 5.4** Areal for hele Norge med "naturlig eng på innmark", "utslåtter" og "havn uten skog" (arealtyper for 1907), "utslåtter" og "seterløkker" (arealtyper for 1949), samt "dyrka mark" (Data fra NOS jordbruksstatistikk).

gått sterkest tilbake. I dag gjenstår det sannsynligvis bare 5000 – 20000 dekar semi-naturlig slåttemark i Norge (Norderhaug & Svalheim 2009). I Hjartdal i Telemark fantes det i 1907 fortsatt ca. 20500 dekar semi-naturlig slåtte- og beitemark, men i 1989 var det bare ca. 2500 dekar igjen dvs. rundt 12 % av arealet i 1907. Arealet har minnet ytterligere etter det. En del av det gjenværende arealet er dessuten gjødslet slik at tilstanden for det biologiske mangfoldet er forringet.

Det biologiske mangfoldet knyttet til gjenværende arealer av "åpent lavland" trues altså både av en sterk arealreduksjon og dårligere hevdtilstand for det biologiske mangfoldet. Den negative utviklingen fører til at Rødlista over truede arter vokser. I dag er 24 % av artene på den norske Rødlista truet på grunn av opphør av bruk og gjengroing, mens 16 % er truet på grunn av intensivert jordbruksdrift (Fjellstad *et al.* 2008). Antallet trua arter kan øke raskt hvis den negative utviklingen for "åpent lavland" fortsetter. I Norge har vi ca. 600-700 engplantearter og av dem har halvparten få eller ingen andre voksesteder enn eng (Kielland-Lund 1992). De påvirkes derfor sterkt av utviklingen i "åpent lavland". Fortsatt negativ utvikling for "åpent lavland" vil også få negativ betydning for andre engtilknyttede arter som insekter og beitemarkssopp.

## 5.2 Temaindeks

Naturindeks for "åpent lavland" er basert på flere direkte og indirekte indikatorer. De viktigste og blant de tyngst veide (se Certain & Skarpaas 2010) er de indirekte indikatorene "tilstand gras- og urterik mark" (Fig. 5.5) samt "tilstand kystlynghei" (Fig. 5.6). Begge indikatorene er basert på ekspertvurderinger av gjennomsnittlig tilstand til gjenværende arealer av semi-naturlig engvegetasjon og kystlynghei (Norderhaug 2010). De er gjort av elleve personer: Kristina Bjureke (UiO), Harald Bratli (Skog og landskap), Geir Gaarder (Miljøfaglig utredning), John Bjarne Jordal, Mary Holmedal Losvik (UiB), Ann Norderhaug (Bioforsk), Anders Often (NINA), Odd Stabbetorp (NINA) og Ellen Svalheim (Bioforsk) – som vurderte "tilstand gras- og urterik mark", samt Mons Kvamme og Peter Emil Kaland (UiB) – som vurderte "tilstand kystlynghei". Utviklingen er vurdert som negativ for hele landet, men kartene viser at utviklingen har vært noe forskjellig og hatt noe forskjellig hastighet i ulike landsdeler. Den negative utviklingen i tilstanden for biologisk mangfold i "gras- og urterik mark" har generelt gått fortest og lengst i de delene av landet som har mest intensivt landbruk. I nord og i fjellbygdene i sør er gjengroing den viktigste trusselen mot biologisk mangfold i "åpent lavland", men på grunn av forholdsvis kjølig klima går gjengroingsprosessen her relativt langsomt. Utviklingen i sørvest er vurdert som mest negativ. Dette kan bero på små forskjeller

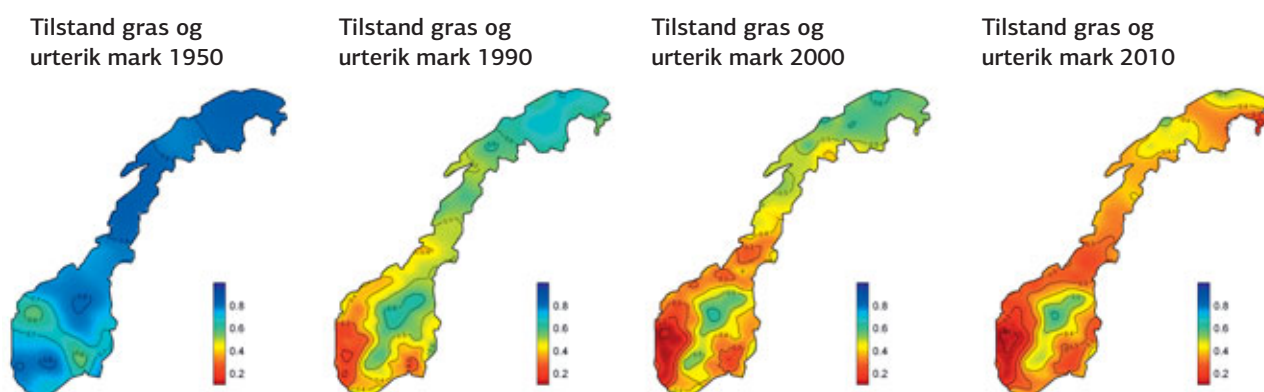
i bedømmelsen mellom ulike eksperter, selv om vi gjennom samarbeid og kalibrering har prøvd å få en mest mulig lik vurdering. I Rogaland er imidlertid de fleste gjenstående arealene gjødslet, noe som forringer tilstanden betraktelig, og i Hordaland samt Sogn og Fjordane synes de fleste av de gjenstående arealene å være negativt påvirket av gjengroing (jf. Gaarder 2009).

Også i kystlynghei har den gjennomsnittlige tilstanden for biologisk mangfold blitt redusert og den negative utviklingen er sterkest i den nordligste delen av kystlyngheiernes utbredelsesområde (Fig. 5.6). Lyngheidriften har gått sterkt tilbake under 1900-tallet og det er særlig gjengroing som forringer tilstanden og truer kystlyngheiene (Fig. 5.3). Etter en redningsaksjon av utegangersauene på 1950-tallet (da den var i ferd med å forsvinne) har situasjonen imidlertid blitt noe forbedret på grunn av fornyet

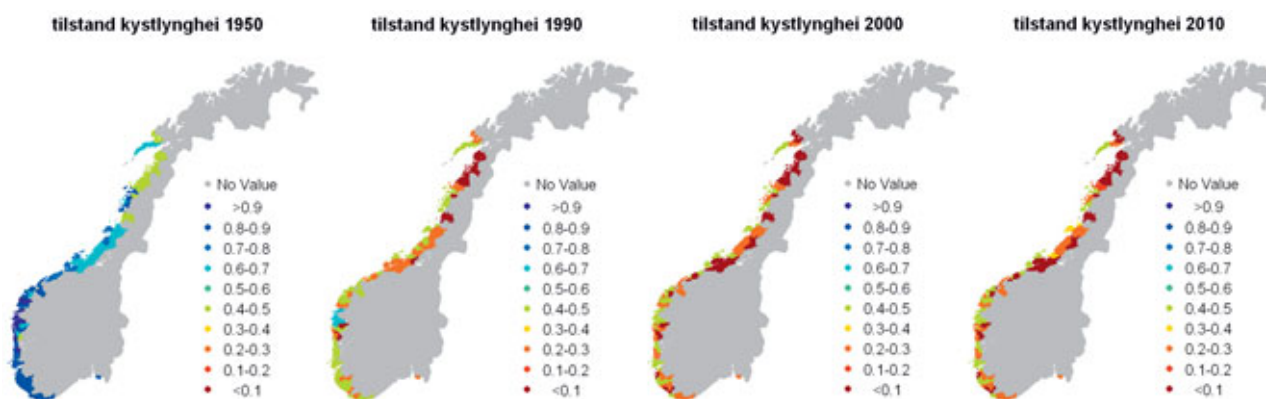
interesse både for denne gamle rasen og for utnyttelse av kystlyngheiene. Hovedområder for denne sauerasen er nå Vestlandet og Trøndelag og her er den gjennomsnittlige tilstanden for kystlynghei noe bedre.

I tillegg til at den gjennomsnittlige tilstanden for biologisk mangfold i "gras- og urterik mark" samt kystlynghei er redusert (Fig. 5.5 og 5.6) har, som tidligere nevnt, arealet av disse naturtypene blitt meget sterkt redusert i løpet av 1900-tallet.

Oljebille, *Meloe violaceus*, er en annen indikator som er brukt for å vurdere utviklingen i "åpent lavland" (Fig. 5.7). Den representerer flere hundre arter og har derfor også blitt tillagt ekstra vekt (se Certain & Skarpaas 2010). Kartene for utviklingen når det gjelder forekomsten av denne truete arten, viser på samme måte som tilstanden i "gras- og urterik mark" at utviklingen har vært sterkt negativ i Midt-



Figur 5.5 Tilstand i gras og urterik mark fra 1950 til 2010.



Figur 5.6 Tilstand i kystlynghei.

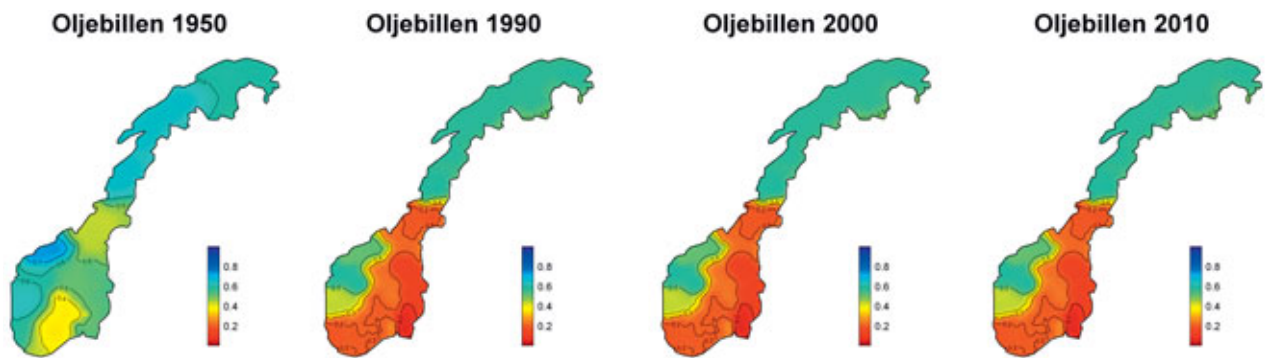
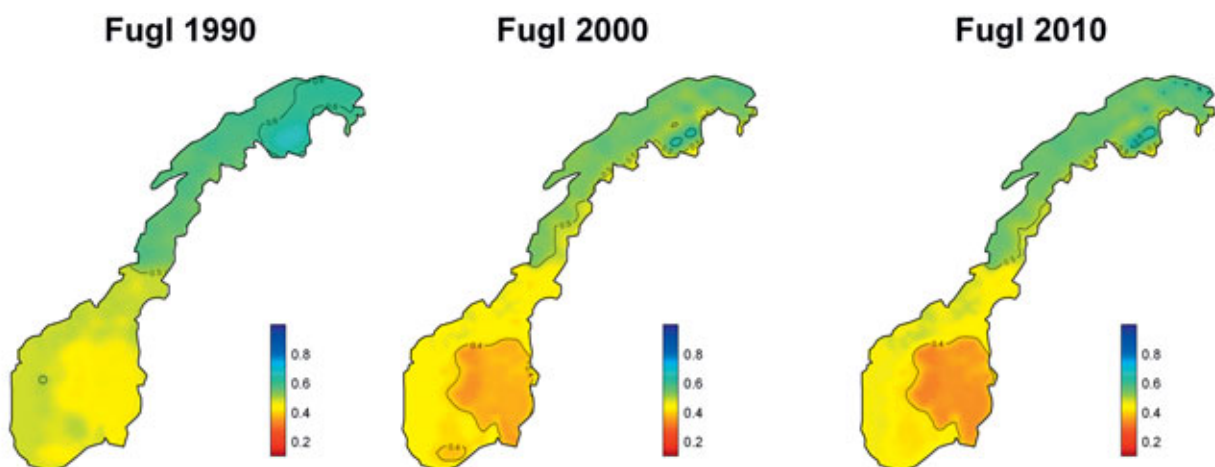


Fig 5.7 Kart over bestanden til oljebillen *Meloe violaceus*.

Norge, på Østlandet og i sørvest. Den mest negative utviklingen har imidlertid foregått i sørøst, ikke sørvest. Det kan være flere grunner til at oljebillen ikke gir helt samme bilde av utviklingen for "åpent lavland" som den indirekte indikatoren "tilstand i gras- og urterik mark". Oljebillen er en parasitt på bier og dermed knyttet til denne "naturtypen". Oljebillen burde derfor gi noenlunde samme bilde som den indirekte indikatoren "gras- og urterik mark" (Fig. 5.5). Sammenhengene er imidlertid meget komplekse (Frode Ødegaard pers. medd.). "Gras- og urterik mark" er en meget variert "naturtype" med en artssammensetning som varierer både med klima, ulike økologiske faktorer og driftsform. Forholdene for oljebillen kan derfor være forskjellig i ulike utforminger av "gras- og urterik mark". Biene og dermed

oljebillen foretrekker urterike utforminger dvs. at oljebillen ikke nødvendigvis speiler forekomsten av all slags "gras- og urterik mark". Dette understreker viktigheten av å bruke flere indikatorer samtidig slik at man skal kunne få et godt bilde av utviklingen i tilstanden til en naturtype. Indikatoren oljebille er hovedgrunnen til den sterkt negative utviklingstrenden i sørøst som vises i figur 5.1.

Også bestandstørrelsen for 12 fuglearter er brukt som indikator, men med lavere vekt enn de ovenfor omtalte indikatorene (se Certain & Skarpaas 2010). Figur 5.8 viser utviklingen i denne indikatoren som fra 1990 har forverret seg særlig i sørøst. Denne indikatoren rommer viktige fuglearter som er påvirket av utviklingen i "åpent lavland" som for eksempel hubro.



Figur 5.8 Fugl knyttet til "åpent lavland" som er vurdert å være 100 % tilknyttet dette økosystemet (gråspurv, gulspurv, havørn, hubro, lappiplerke, sandsvale, sanglerke, skjære, skjærpiplerke, stær, storspove, vandrefalk).

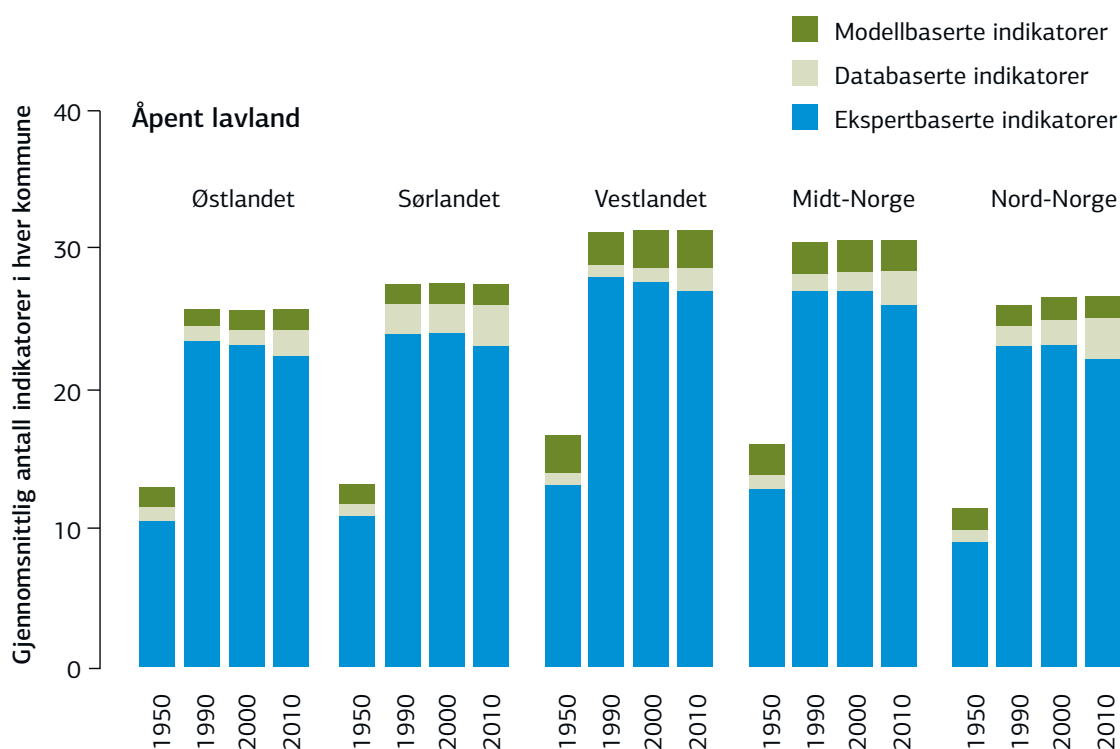
Hubrobestanden øker imidlertid gjerne når driften opphører på øyene langs kysten fordi bestanden av vånd da øker. Våndbestanden vil imidlertid minke på nytt når gjengroingen fortsetter dvs. at tilstanden for hubro er best ved begynnende gjengroing av "gras- og urterik mark". Denne indikatoren rommer også fuglearter som påvirkes sterkt av utviklingen i andre naturtyper enn "åpent lavland" (som for eksempel havorn). Trenden i denne indikatoren er likevel i stor grad i overensstemmelse med den viktige indikatoren oljebille.

### 5.3 Datagrunnlaget og kunnskapsmangler knyttet til naturindeksen

Arbeidet med naturindeks for "åpent lavland" har vært utfordrende på grunn av mangel på data. Det mangler informasjon både om hvor store arealer som tidligere fantes av semi-naturlig slåtte- og beitemark og hvor store arealer som nå gror igjen eller som har blitt gjødslet eller forringet på annen måte. Det er derfor et stort behov for innsamling av bedre arealdata. I tillegg trenger man å utvikle metodikk

for angivelse av tilstandsverdier for de indirekte indikatorene – "tilstand for gras- og urterik mark" og "tilstand kystlynghei". Et eget prosjekt er derfor satt i gang for å se nærmere på dette. For videre arbeid med naturindeks vil det være avgjørende at man kan få til en systematisk datainnsamling som kan danne grunnlag for å beregne tilstandsindeks og endringer i denne, uten at man må basere seg på ekspertvurderinger (jfr. Fig. 5.9).

Metodene som utvikles, må kunne benyttes i alle områder med åpent lavland. Datainnsamlingen må foregå slik at dataene blir representative for natursystemet og indikatorene, og det må legges til rette for at innsamlingen kan gjentas for å undersøke utviklingen i åpent lavland over tid (både i kort og langt tidsperspektiv). I arbeidet med naturindeks har tilstandsvurderingen først og fremst vært knyttet opp til gjengroing og gjødsling. Dette er også de mest aktuelle indeksene å videreutvikle. I det pågående prosjektet vil man derfor prøve å knytte digital tilgjengelig informasjon sammen med informasjon fra flyfoto og feltinventering for å utvikle en gjødsel- og en gjengroingsindeks.



Figur 5.9 Antall indikatorer der verdiene er ekspertvurdert, basert på overvåkingsdata, eller basert på modeller for de fem regionene på ulike tidspunkter for indikatorer i åpent lavland



**Figur 5.10** Tradisjonell slåtteeng med prestekrage i Vest-Agder (Foto: Oddvar Pedersen 2004). Da driften ble intensivert (gjødsling med fullgjødning og to slåtter) forsvant de fleste av engartene (Foto: Ellen Svalheim 2008).

## 5.4 Egne tema

Truslene mot de gjenværende arealene av "åpent lavland" dvs. semi-naturlig slåtte – og beitemark, er flere. Noen trues av utbygging, andre av oppdyrking. Også intensivt bruk i form av gjødsling eller tidligere slått, er en trussel som kan redusere artsmangfoldet sterkt. Figur 5.10 viser tydelig hvilken negativ effekt forandret slåttetidspunkt og gjødsling av tidligere ikke gjødslet eng, kan gi på det biologiske mangfoldet. Når det først har skjedd, er det vanskelig å gjøre noe med. Restaurering av en slik lokalitet kan ta meget lang tid eller være nesten umulig. Feil skjøtsel av områder som skjøttes for å ivareta det biologiske mangfoldet, er også en trussel. De få gjenværende slåttemarkene blir for

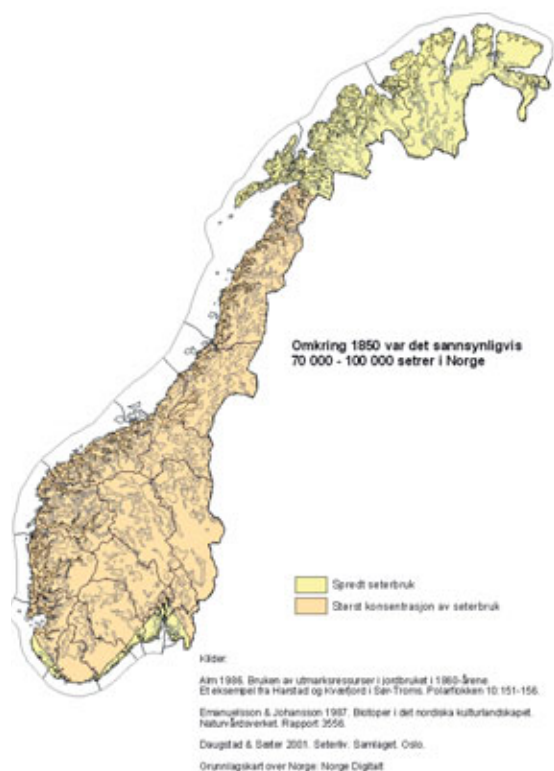
eksempel ofte skjøtta med beite, noe som forandrer artssammensetningen (ved å slå ut beiteømfintlige arter) og det homogene slåttemarkspreget.

Gjengroing er likevel det som truer de største arealene (Fig. 5.11). "Åpent lavland" som legges brakk, kan være motstandsdyktig mot gjengroing på grunn av et tett gras- og urteteppe. Det kan derfor gå flere tiår før busker og trær begynner å invadere en brakklagt eng, men når det først har skjedd går gjengroingen meget raskt. Så lenge gjengroingen ikke har gått for langt er det mulig å restaurere en slik eng igjen, men når skogen først har etablert seg er restaurering en omfattende og oftest meget vanskelig oppgave.



**Figur 5.11** Bildene fra husmannsplassen ved Hestsjøen, Stjørdal i 1890 og 2002 viser hvordan landskapet groir igjen når driften opphører. Denne utviklingen preger i dag store deler av landskapet og fører til at arealet av "åpent lavland" stadig reduseres. (Foto: Aune 1890 og K.E. Pettersen 2002)

Utbredelsen av seterbruket i Norge, ca. 1850



Antall seter som mottok støtte i regionale miljøprogram 2005



Figur 5.12 Antall seter i drift 1850 og 2005.

Det er ikke bare "åpent lavland" som trues av gjengroing og forringelse av det biologiske mangfoldet. I det førindustrielle jordbruket var store deler av landskapet brukt til slått og beite. Alle slags skoger ble brukt til beite, strender og øyer er brukt til beite eller slått og fjellområdene både ovenfor og nedenfor skoggrensen utnyttet til seterbruk. I midten av 1800-tallet var antallet seter sannsynligvis 70 000 - 100 000 (Daugstad & Sæter 2001). I dag gjenstår det bare ca. 1500 (se Fig. 5.12). Fjellandskapet er derfor sterkt preget av gjengroing og skoggrensen forflyttes oppover. Beiting og hogst har tidligere mange steder forskjøvet skoggrensen nedover, i noen områder så mye som 300-400 m (Ve 1940). Klimaforandringene synes nå å øke hastigheten på denne gjengroingsprosessen, men den er fortsatt først og fremst en effekt av opphør av seterdrift (Bryn 2006, 2008). Også ovenfor skoggrensen merkes gjengroingen: den lavalpine enga gror igjen

med einer, vierkratt eller dvergbjørk. Seterlandskapet var tidligere møteplass for engarter fra lavlandet og lyselskende fjellararter. Nå skilles de igjen på grunn av gjengroing. Selv om sau og andre husdyr mange steder fortsatt går på utmarksbeite fortettes både fjellskogen og annen skog, fordi beitetrykket er for lavt og fordi det ikke lenger blir slått høy og hentet ved og lauvfôr i utmarka. Fortettingen av skog gjør at mange arter forsvinner fordi skogmiljøet blir for mørkt. Det er med andre ord ikke bare biologisk mangfold i "åpent lavland" som trues av gjengroing. Store deler av vårt landskap er faktisk inne i en gjengroings- eller fortettingsprosess som fører til omfattende forandringer i landskapet og truer det biologiske mangfoldet og andre landskapsverdier. Det er viktig at vi blir klar over denne utviklingen og hvilke følger den får for vårt biologiske mangfold, før det er for seint å gjøre noe med den!

# 6 Skog

Forfattere: Ken Olaf Storaunet, Ivar Gjerde

Norsk institutt for skog og landskap, Postboks 115, NO- 1431 Ås



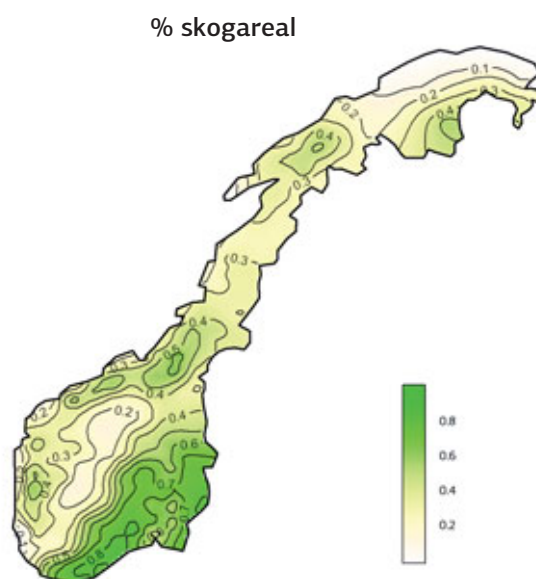
Figur 6.1 Skoglandskap fra Trillemarka.

Foto: Jørund Rolstad

## 6.1 Innledning

En drøy tredjedel av landarealet i Norge er dekket av skog, men andelen varierer mye geografisk (Fig. 6.2). En del av dette arealet består av ikke drivverdig fjellskog, skogkledde myrer eller lavproduktiv skog. Det produktive skogarealet omfatter således ca 23 % av landarealet (76 000 km<sup>2</sup>). Den produktive skogen i Norge er i god vekst. Siden den første Landsskogtakseringen (1925) har den samla kubikkmassen i Norge økt fra 312 mill. m<sup>3</sup> til over 750 mill. m<sup>3</sup>. Den årlige tilveksten har i samme periode økt fra 11 mill. m<sup>3</sup> til 26 mill. m<sup>3</sup> (Larsson & Hysten 2007, [www.skogoglandskap.no](http://www.skogoglandskap.no)), og den øker fremdeles. Samtidig avvirkes det for salg årlig 8 – 10 mill. m<sup>3</sup> (Skogavvirkningsstatistikk, SSB). Dette betyr at det avvirkes godt under halvparten av tilveksten i Norges skoger. Denne situasjonen, sammen med økende fokus på skogen som fornybar energikilde, har ført til et fokus på å øke avvirkningen i Norge de siste årene (Vennesland et al. 2006). En stor del av tilveksten skjer i kulturskog i hogstklasse 3 og 4, den skogen som ble planta på 1950-, 60- og 70-tallet. Størstedelen av avvirkningen skjer i dag i den eldre, tidligere plukkhogde skogen (det som

er hogstklasse 5 i dag). Etter hvert som den planta skogen blir hogstmoden i de nærmeste årene, vil en økende andel av avvirkningen komme på disse arealene.



Figur 6.2 Prosentandel av landarealet som er dekket av skog.

Skogen er artsrik. Om lag 60 % av Norges ca 31 000 kjente fastlandsarter (mikroorganismer unntatt) er knyttet til skog (Gundersen & Rolstad 1998). I den relativt sett korte tiden etter istiden har evolusjonen ikke frembrakt nye skogsarter i Norge (Gustafsson *et al.* 1995), og de artene som har vandret inn kan generelt beskrives som vidt utbredte og tilpasningsdyktige arter. Dette fordi skogene har vært svært dynamiske i tiden etter siste istid. I et perspektiv på flere tusen år, har vi hatt klimavariasjoner som har ført til store endringer i skogbildet i Norge. Under den postglasiale varmetida (8 000 – 4 000 år siden) dominerte edellauvtrærne vesentlige deler av skogarealet i tillegg til at skoggrensa gikk mye høyere enn i dag. For eksempel hadde vi den gang furuskog på Hardangervidda (Holmboe 1903, Moe 1979, Moen 1999). Grana har sannsynligvis eksistert spredt i Norge helt siden istiden (Kullman 2005, 2008), men som dominerende treslag har koloniseringen foregått de siste 2 – 2 500 år, trolig som en følge av en endring til et noe kjøligere og fuktigere klima (Hafsten 1992, Moen 1999). I et perspektiv på noen hundreår, vil stor-skala forstyrrelsesprosesser dominere endringene i landskapsbildet, med skogbrann som den viktigste faktoren (Zackrisson 1977, Niklasson & Granström 2000). I eldre suksesjonsstadier av granskog og enkelte lauvtreslag vil småskala-forstyrrelser i form av vindfall av smågrupper og enkelttrær være den

faktoren som fornyer skogbildet (Kuuluvainen 1994, Storaunet 2006). I dag dominerer grana skoglandskapet på Østlandet og i Midt-Norge, og preger i stor grad skogøkosystemets flora og fauna. I kontinentale og fjellnære strøk dominerer gjerne furua, mens vi i sør og vest har innslag av artsrike edellauvskoger, med flere særegne skogtyper. Ovenfor barskoggrensa finner vi ofte fjellbjørkeskog.

Skogen har vært og er viktig for folk. Viktige jaktbare arter som elg, hjort, rådyr og forskjellige arter av skogshøns (storfugl, orrfugl, jerpe, lirype) lever her. I tillegg produserer skogen den fornybare ressursen trevirke. Friluftsliv i skog og utmark er en viktig aktivitet. Men skogen er også levested for en lang rekke sjeldne og særegne arter. Rødlista inneholder 1827 arter som er knyttet til skog (dvs. arter som er vurdert til å ha minst 20 % av sine forekomster i skog) (Kålås *et al.* 2006). Av disse er 947 arter vurdert som truet (de øvrige tilhører kategoriene "Nær truet" og "Datamangel"). Av disse artene vurderer arts-ekspertene innenfor de ulike taksonomiske gruppene at det for 768 arter er skogbruksaktiviteter som er den viktigste påvirkningsfaktoren. Det er innen gruppene sopp og insekter vi finner flest rødlistede skogsarter, samt størst andel som har skogbruk som viktigste påvirkningsfaktor.



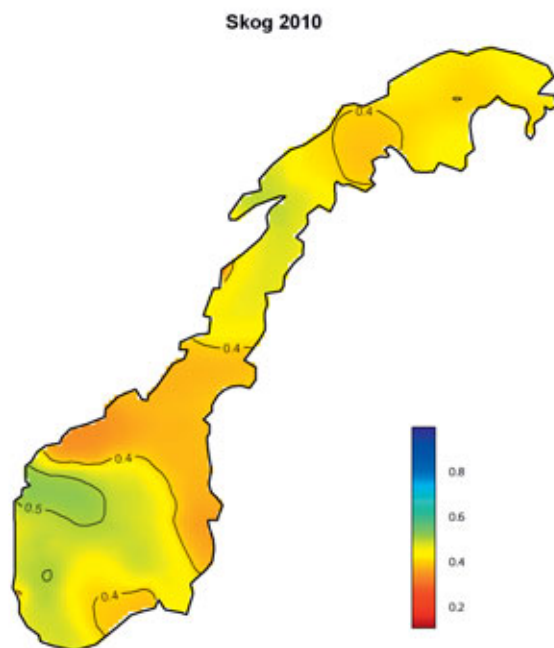
Figur 6.3 Elg.

Foto: Naturarkivet



## 6.2 Generelle utviklingstrekk

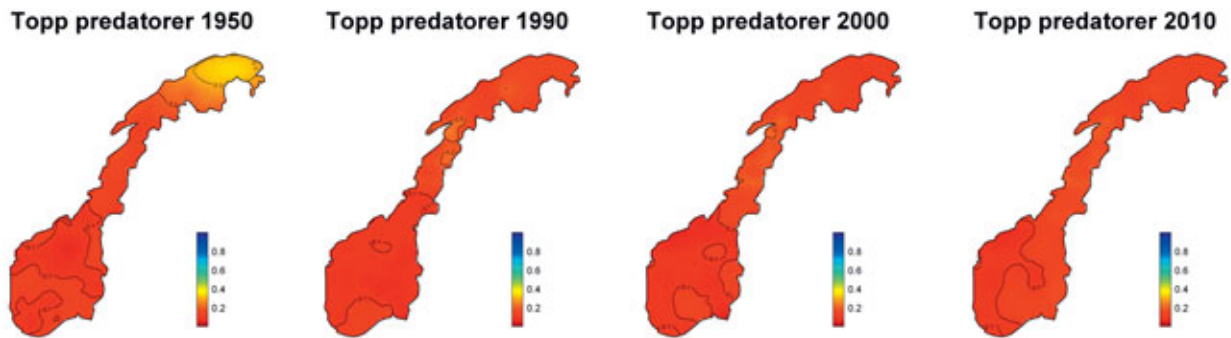
Naturindeksen for skog i Norge i 2010 viser jevnt over middels til lave verdier (ca 0,4 – 0,5 (Fig. 6.4)). Dette er lavere enn de fleste andre hovedøkosystemene i Naturindeksen (se andre kapitler i denne rapporten). Det er relativt liten variasjon mellom de ulike landsdelene, selv om resultatet indikerer en noe dårligere tilstand i Hedmark, Trøndelag og Møre og Romsdal. Fem indikatorer er valgt ut som nøkkel-elementer (blåbærdekning, eldre lauvsuksesjoner, gamle trær, stående død ved og liggende død ved), siden disse representerer viktige prosesser og levesteder for mange arter i skog. Disse indikatorene er basert på registreringer i Landsskogtakseringen, og inngår der som element i å registrere tilstanden for biologisk mangfold (Nilsen *et al.* 2010). Indikatorene benevnes heretter som MiS-indikatorer (Miljøregistrering i skog). Gjennom vektning av indikatorene utgjør disse nøkkel-elementene hele 50 % av naturindeksen i skog i 2010 (se Vedlegg 1, og Certain & Skarpaas 2010). Men disse nøkkel-elementene er kun registrert med data (eller tilstandsverdier) i 2010, og en samlet utvikling over tid for naturindeksen i skog kan derfor ikke fremstilles pr i dag. De øvrige indikatorene er i hovedindeksen vektet slik at hver av 8 funksjonelle grupper (f. eks. nedbrytere, planteetere, toppredatorer – generalister) teller like mye av de resterende 50 % (dvs. med 6.25 % hver, se Vedlegg 1).



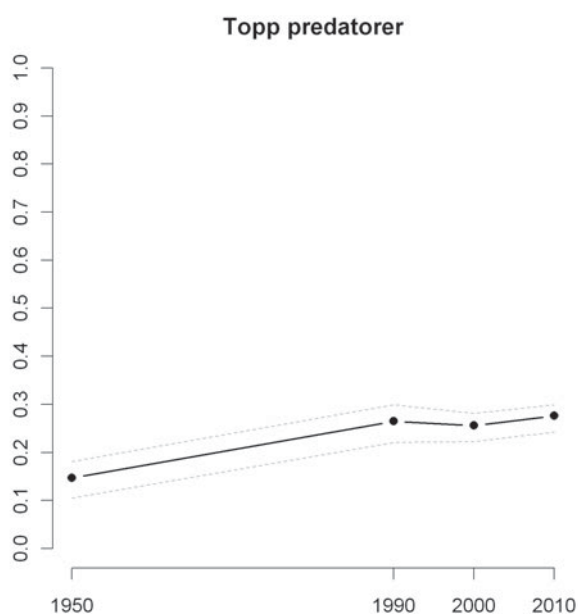
Figur 6.4 Naturindeks for hovedhabitatet skog i 2010, basert på 72 forskjellige indikatorer.

For naturindeksen i skog i 2010 (Fig. 6.4) er det særlig indikatorer for død ved, gamle trær, samt insekter og sopp knyttet til slike habitater, som bidrar til å trekke ned den samlede indeksverdien. I tillegg bidrar toppredatorene (Fig. 6.5, Fig. 6.6) i negativ retning til den samlede indeksverdien. Indikatorer for lav, moser og for en del fugl og karplanter bidrar relativt sett til å heve verdien av 2010-indeksen noe. Indikatorene varierer i hvilken grad de differensierer mellom ulike regioner, og størst slike regionale forskjeller finner vi for MiS-indikatorene (Fig. 6.7) og for hjortedyra (Fig. 6.8, Fig. 6.9).

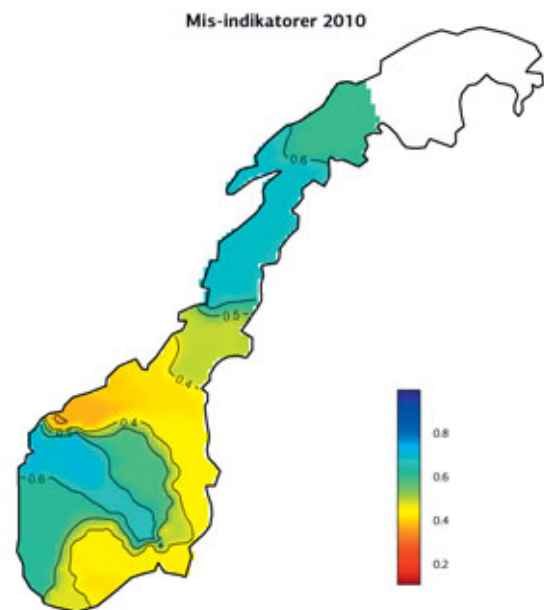
MiS-indikatorene (Fig. 6.7) representerer en rekke arter innen mange ulike taksonomiske grupper, mens toppredatorene (bjørn, gaupe, ulv, hønsenhauk, kongeørn) og hjortedyrene (elg, hjort, rådyr) representerer relativt få arter. Av MiS-indikatorene er det særlig "eldre lauvsuksesjoner", "rikbarkstrær" og "trær med hengelav" som har stor regional variasjon i tilstandsverdi, mens "gamle trær" og "liggende død ved" generelt har lave verdier. Dette siste er en naturlig følge av skogbruksaktivitet, som nettopp reduserer forekomstene av slike habitater. Hvilket nivå forekomstene av gamle trær og død ved ligger på, vil således være avhengig av avvirkningsnivået. Populasjonsstørrelsene til toppredatorene ligger etter lang tid med intensivt jakttrykk naturlig nok på et lavt nivå, men tilstanden viser en noe økende tendens (Fig. 6.5, Fig. 6.6). For hjortedyrene lå også bestandsnivåene lavt rundt 1950, men har siden økt sterkt, og for elg og hjort i enkelte områder til bestandsnivåer høyere enn det som vurderes som optimalt (slik at de i disse områdene igjen har fått lavere tilstandsverdi), samtidig som hjort og rådyr har økt utbredelsesområdet sitt (som gjør at tilstandsverdien øker i slike områder). Totalt for landet viser imidlertid temaindeksen for hjortedyr en økning (Fig. 6.8, Fig. 6.9).



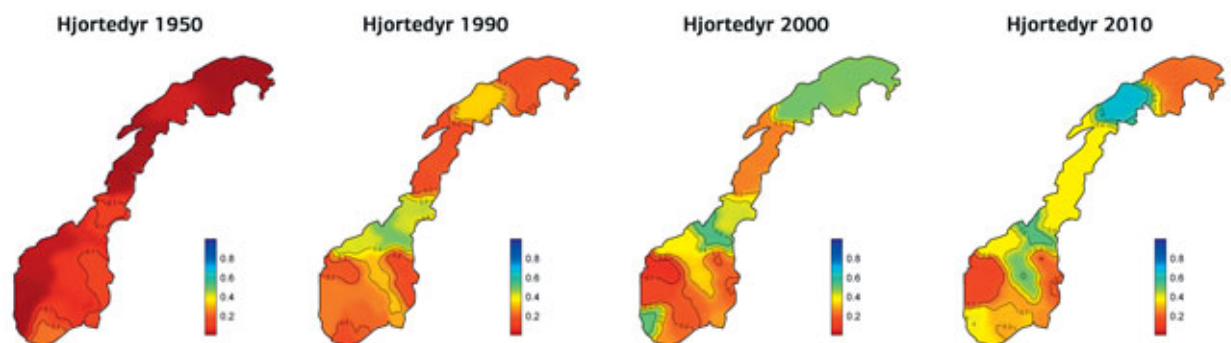
Figur 6.5 Naturindekstilstand for toppredatorer i skog (indikatorerne bjørn, gaupe, ulv, hønehawk og kongeørn) i perioden 1950-2010.



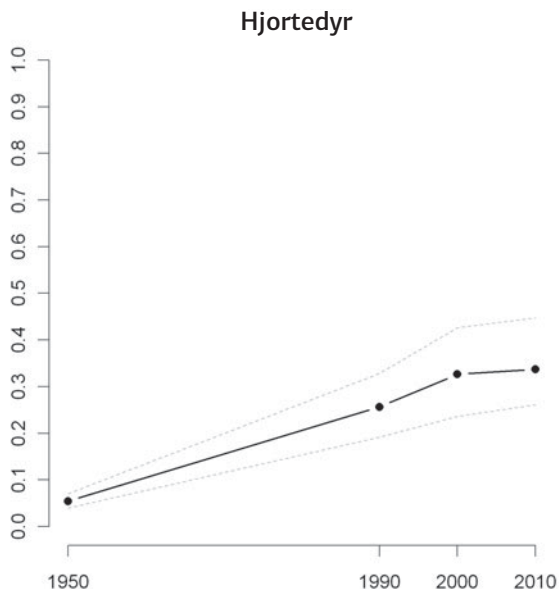
Figur 6.6 Gjennomsnittlig naturindekstilstand for toppredatorene (indikatorerne bjørn, gaupe, ulv, hønehawk, kongeørn) i skog i Norge for perioden 1950-2010.



Figur 6.7 Naturindekstilstand for 6 MiS-indikatorer (eldre lauvsuksesjon, gamle trær, stående død ved, liggende død ved, rikbarkstrær, trær med hengselav) i 2010. Disse representerer en rekke arter innenfor flere taksonomiske grupper som lever i skog.



Figur 6.8 Naturindekstilstand for hjortedyrene (elg, hjort, rådyr) i perioden 1950-2010.



**Figur 6.9** Gjennomsnittlig naturindekstilstand for hjortedyrene (elg, hjort, rådyr) i perioden 1950-2010.

### 6.3 Temaindeks: Skogbruk som påvirkningsfaktor

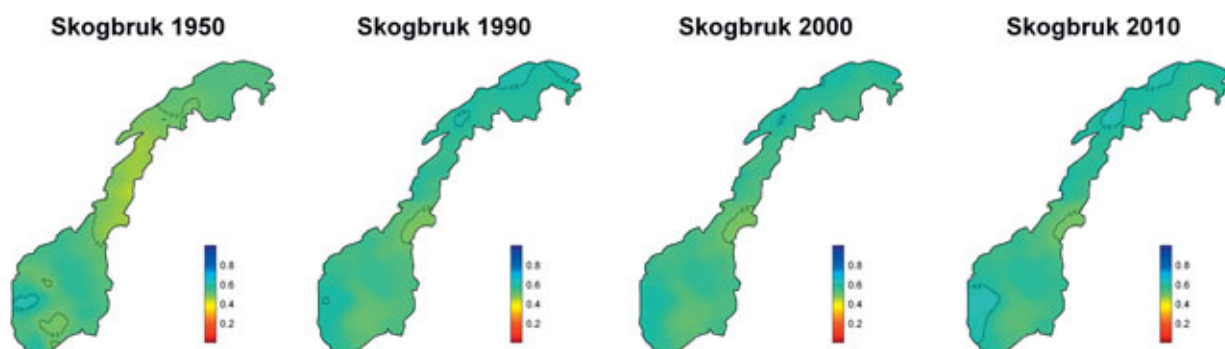
Skogen som ressurs har vært utnyttet i tusenvis av år. Avskoging og dannelsen av kystlyngheier på Vestlandet startet for 5- 6 000 år siden. Tidlig påvirkning skyldtes i stor grad menneskeskapte skogbranner, mens det var først utover på 1500-tallet at hogst av skog fikk et omfang som påvirket skoglandskapene i større skala. Økningen i avvirkningen av skog hadde bakgrunn i befolkningsøkning, ny teknologi (oppgangssaga) og oppbyggingen av skogbruket som en viktig eksportnæring (Tveite 1964, Fryjordet 1992). På 1600-tallet kom utbyggingen av berg- og jernverksdriften, og disse næringene hadde et stort behov for brensel. Dette førte til et betydelig press på skogressursene, og noen ganger med lokal avskoging som resultat. Den gang hogde man fortrinnsvis trær med de største dimensjonene, og historiske kilder viser at dimensjonskravet til de trærne som ble hogd ble mindre og mindre utover slutten på 1800-tallet. På begynnelsen av 1900-tallet var skoglandskapene såpass uthogde at det skapte en viss bekymring. Skogene var glisne og med små dimensjoner. Dette var bakgrunnen til at Landsskogtakseringen ble etablert i 1919 for å overvåke skogressursene. Siden den gang har avvirkningen i norsk skog samlet sett vært lavere enn tilveksten.

Omfanget av skogbruksaktiviteter varierer relativt mye mellom de ulike landsdelene i Norge. En

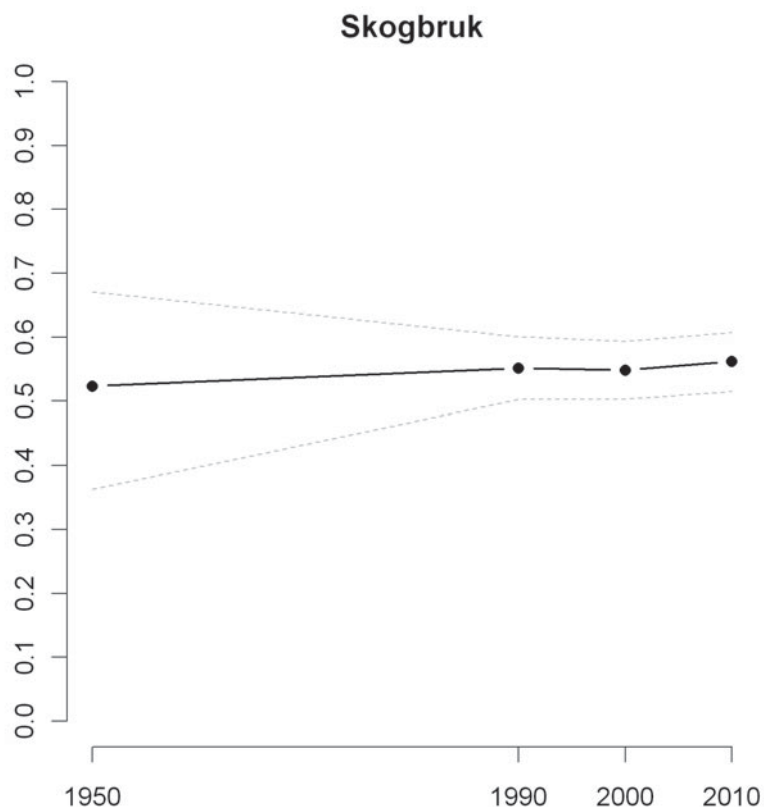
kunne derfor anta at dette var en årsak også til geografisk variasjon i naturindeksen for skog, eller deler av denne. Ekspertgruppene har angitt hvilke påvirkningsfaktorer som er de viktigste for hver enkelt indikator. Naturindeksen for de indikatorene der "arealpåvirkning fra primærnæringer" er angitt som påvirkningsfaktor viser at denne ligger på et middels nivå (0,5 – 0,6) (Fig. 6.10), og noe høyere enn den samlede indeksen for skog. Det er relativt liten geografisk variasjon, og resultatet viser en svak bedring siden 1950. Årsaken til at denne tematiske indeksen (Fig. 6.10, Fig. 6.11) viser et bedre resultat sammenlignet med hovedindeksen i skog (Fig. 6.4) handler i hovedsak om vektningen av indikatorene. I tema- eller delindeksene gjøres ingen vektning av indikatorene (Certain & Skarpaas 2010), noe som medfører at grupper (taksonomiske eller funksjonelle) som inneholder mange indikatorer får større betydning. Fraværet av MiS-indikatorene (i tidsperiodene før 2010) og en del av pattedyra, samt et visst antall av fugl, karplanter og moser gjør dermed at verdien blir høyere for denne tematiske indeksen.

Selv om vi på nasjonal skala i dag har en total tilvekst i produktiv skog som er mer enn dobbelt så høy som avvirkningen (Larsson & Hysten 2007, [www.skogoglandskap.no](http://www.skogoglandskap.no)), så varierer dette relativt mye mellom fylkene. I tabellen nedenfor har vi hentet data for gran og furu for stående volum og tilvekst fra Landsskogtakseringen, og skogavvirkningsstatistikk fra Statistisk sentralbyrå ([www.ssb.no](http://www.ssb.no)), og beregnet relativ hogstpåvirkning på fylkesnivå (Tab. 6.1). Relativt sett avvirknes grana i betydelig større grad enn furua, og det avvirknes en vesentlig større andel på Østlandet og dels i Trøndelag sammenlignet med de andre landsdelene. Dette gjelder både om avvirkningen relateres til stående volum og til tilveksten.

Det er ingen sammenheng mellom den relative avvirkningen (Tab. 6.1) og naturindeksen for skog på fylkesnivå i 2010 (Fig. 6.4). Naturindekstilstanden for de indikatorene der "arealpåvirkning fra primærnæringer" er angitt som påvirkningsfaktor (Fig. 6.10) viser imidlertid en tendens til negativ sammenheng mot "avvirkning/tilvekst 1994-1998". Dette kommer i hovedsak av at vestlandsfylkene har liten relativ avvirkning samtidig som disse har noe høyere verdier enn de andre fylkene for denne temaindeksen (Fig. 6.10). Andre grupper (taksonomiske eller funksjonelle) av indikatorer viser ingen direkte sammenheng med det relative avvirkningsnivået i fylkene.



**Figur 6.10** Naturindekstilstanden for de indikatorene der "arealpåvirkning fra primærnæringer" er angitt som påvirkningsfaktor i perioden 1950-2010. Her er MiS-indikatorene utelatt siden disse kun har verdier for 2010. (Se tabell 6.2 for hvilke indikatorer som inngår i denne temaindeksen).



**Figur 6.11** Gjennomsnittlig naturindekstilstand for de indikatorene der "arealpåvirkning fra primærnæringer" er angitt som påvirkningsfaktor, i perioden 1950-2010. Her er MiS-indikatorene utelatt siden disse kun har verdier for 2010. (Se tabell 6.2 for hvilke indikatorer som inngår i denne temaindeksen).

**Tabell 6.1** Fylkesvis relativ påvirkning av skogbruk, beregnet som total avvirkning (Skogavvirkningsstatistikk, Statistisk sentralbyrå) delt på henholdsvis totalt stående volum og total tilvekst (Landsskogtakseringen). Data fra 1994-1998 og fra 2004-2008.

	1994 – 1998				2004 – 2008			
	Avvirkning / Stående volum		Avvirkning / Tilvekst		Avvirkning / Stående volum		Avvirkning / Tilvekst	
	Gran	Furu	Gran	Furu	Gran	Furu	Gran	Furu
Østfold	2.0 %	0.8 %	52 %	27 %	2.4 %	0.8 %	57 %	34 %
Oslo og Akershus	2.6 %	0.9 %	64 %	28 %	1.8 %	0.9 %	43 %	32 %
Hedmark	2.8 %	1.3 %	70 %	40 %	2.4 %	1.4 %	60 %	53 %
Oppland	2.1 %	0.7 %	61 %	29 %	1.9 %	0.7 %	60 %	35 %
Buskerud	2.3 %	0.9 %	69 %	34 %	2.1 %	1.1 %	59 %	48 %
Vestfold	3.3 %	0.6 %	72 %	25 %	3.4 %	0.4 %	69 %	28 %
Telemark	2.1 %	1.2 %	68 %	47 %	1.4 %	1.1 %	38 %	43 %
Aust-Agder	2.3 %	1.1 %	61 %	42 %	1.4 %	0.8 %	34 %	35 %
Vest-Agder	1.3 %	0.6 %	18 %	22 %	1.2 %	0.3 %	23 %	14 %
Rogaland	0.8 %	0.2 %	10 %	8 %	1.1 %	0.1 %	19 %	5 %
Hordaland	0.7 %	0.2 %	10 %	8 %	0.5 %	0.1 %	10 %	4 %
Sogn og Fjordane	1.1 %	0.2 %	16 %	9 %	0.6 %	0.1 %	11 %	4 %
Møre og Romsdal	0.6 %	0.5 %	8 %	20 %	0.4 %	0.3 %	9 %	12 %
Sør-Trøndelag	1.4 %	0.4 %	48 %	15 %	1.2 %	0.3 %	43 %	13 %
Nord-Trøndelag	1.7 %	0.4 %	52 %	19 %	1.3 %	0.2 %	43 %	7 %
Nordland	0.9 %	0.1 %	20 %	4 %	0.8 %	0.1 %	20 %	6 %
Troms	0.0 %	0.3 %	0 %	11 %	0.0 %	0.1 %	0 %	5 %
Norge	2.1 %	0.8 %	54 %	30 %	1.7 %	0.8 %	45 %	34 %

## 6.4 Datagrunnlaget og kunnskapsmangler

Hovedindeksen for skog inneholder totalt 72 indikatorer, som representerer arter og organisme-grupper som er skoglevende. Av disse er 60 indikatorer kun knyttet til hovedhabitatet skog, mens de øvrige er angitt med en %-andel i skog og en %-andel i ett eller flere andre hovedøkosystemer. For eksempel er smågnagere og kongeørn delt mellom skog og fjell), svarthvit fluesnapper og blåtopp er delt mellom skog og åpent lavland, mens for eksempel frosk er delt mellom skog og myr-kilde-flommark (Tab. 6.2).

Fordelt på taksonomiske grupper er det flest indikatorer for fugler (19), sopp (11), karplanter (11) og pattedyr (8). Fagekspertene har estimert (med basis i overvåkings- eller modellerte data) eller vurdert (ekspertvurderinger) tilstanden til hver enkelt indikator på 4 ulike tidspunkter; 1950, 1990, 2000 og 2010. Hver indikator er således gitt en tilstandsverdi mellom 0 og 1 (der 0 er meget dårlig tilstand eller utryddet/finnes ikke, mens 1 er meget god tilstand lik referansetilstanden) (Nybø 2010).

Tabell 6.2 Oversikt over de 72 indikatorene som er brukt til å beregne naturindeksen i skog, sortert etter taksonomisk gruppe.

Indikator	Andel i skog	Taksonomisk gruppe	Funksjonell gruppe	Rødliste-status	Påvirkning fra primærnæringer	Referansegrunnlag
alge på bjørk	100 %	Alger	Planter, spesialist			Maks. bærekraftig nivå
småsalamander	20 %	Amfibier	Mellompredator, generalist	NT	Ja	Tradisjonell forvaltning
storsalamander	25 %	Amfibier	Mellompredator, spesialist	VU	Ja	Tradisjonell forvaltning
vanlig frosk	20 %	Amfibier	Mellompredator, generalist		Ja	Tradisjonell forvaltning
duetrost	100 %	Fugl	Mellompredator, generalist	LC	Ja	Urskog/ naturskog
dvergspett	100 %	Fugl	Mellompredator, generalist	VU	Ja	Urskog/ naturskog
fjellvåk	20 %	Fugl	Toppredator, generalist	NT		Urskog/ naturskog
furukorsnebb	100 %	Fugl	Planteeter	LC	Ja	Urskog/ naturskog
grankorsnebb	100 %	Fugl	Planteeter	LC	Ja	Urskog/ naturskog
granmeis	100 %	Fugl	Mellompredator, generalist	LC	Ja	Urskog/ naturskog
gransanger	100 %	Fugl	Mellompredator, generalist	LC	Ja	Urskog/ naturskog
gulsanger	100 %	Fugl	Mellompredator, generalist	LC	Ja	Urskog/ naturskog
hønehauk	100 %	Fugl	Toppredator, generalist	VU	Ja	Urskog/ naturskog
jerpe	100 %	Fugl	Planteeter	LC	Ja	Urskog/ naturskog
kongeørn	80 %	Fugl	Toppredator, generalist	NT	Ja	Urskog/ naturskog
lauvsanger	100 %	Fugl	Mellompredator, generalist	LC	Ja	Urskog/ naturskog
lirype	30 %	Fugl	Planteeter		Ja	Bærekraftig nivå
måltrost	100 %	Fugl	Mellompredator, generalist	LC	Ja	Urskog/ naturskog
munk	100 %	Fugl	Mellompredator, generalist	LC	Ja	Urskog/ naturskog
storfugl	100 %	Fugl	Planteeter		Ja	Bærekraftig nivå
svarthvit fluesnapper	90 %	Fugl	Mellompredator, generalist	LC	Ja	Urskog/ naturskog
toppmeis	100 %	Fugl	Mellompredator, generalist	LC	Ja	Urskog/ naturskog
tretåspett	100 %	Fugl	Mellompredator, generalist	NT	Ja	Urskog/ naturskog
grønn orebladbill	100 %	Insekter	Planteeter	NT		Urskog/ naturskog
reliktbukk	100 %	Insekter	Planteeter	NT	Ja	Urskog/ naturskog
sinoberbille	100 %	Insekter	Mellompredator, spesialist	VU	Ja	Urskog/ naturskog
smelleren Harm. undu.	100 %	Insekter	Mellompredator, spesialist	NT	Ja	Urskog/ naturskog
alm	100 %	Karplanter	Planter, generalist	NT	Ja	Urskog/ naturskog
blåtopp	25 %	Karplanter	Planter, generalist			Urskog/ naturskog
blåbærdekning	100 %	Karplanter	Nøkkelement		Ja	Urskog/ naturskog

Indikator	Andel i skog	Taksonomisk gruppe	Funksjonell gruppe	Rødliste-status	Påvirkning fra primærnæringer	Referansegrunnlag
fugleteig fjellbjørkeskog	100 %	Karplanter	Planter, generalist		Ja	Urskog/ naturskog
fugleteig granskog	100 %	Karplanter	Planter, generalist			Urskog/ naturskog
istervier	100 %	Karplanter	Planter, generalist		Ja	Historisk kunnskap
kusymre	80 %	Karplanter	Planter, generalist		Ja	Urskog/ naturskog
lengde vekstsesong	80 %	Karplanter	Planter, generalist			Urskog/ naturskog
olavsstake	100 %	Karplanter	Planter, spesialist		Ja	Urskog/ naturskog
smyle fjellbjørkeskog	100 %	Karplanter	Planter, generalist			Urskog/ naturskog
smyle granskog	100 %	Karplanter	Planter, generalist			Urskog/ naturskog
kvistlav fjellbjørkeskog	100 %	Lav	Planter, generalist	LC		Maks. bærekraftig nivå
lobaria-arter i skog	100 %	Lav	Planter, spesialist	VU	Ja	Historisk kunnskap
snømållav fjellbjørkeskog	100 %	Lav	Planter, generalist	LC		Føre-var-nivå
etasjemose granskog	100 %	Moser	Planter, generalist			Urskog/ naturskog
fakkeltvebladmose	100 %	Moser	Planter, spesialist	VU	Ja	Historisk kunnskap
huldretorvmose	100 %	Moser	Planter, spesialist	EN	Ja	Historisk kunnskap
pelsblæremose	100 %	Moser	Planter, spesialist	VU	Ja	Historisk kunnskap
setertrompetmose	100 %	Moser	Planter, spesialist	NT		Historisk kunnskap
svøpfellmose	100 %	Moser	Planter, spesialist		Ja	Historisk kunnskap
brunbjørn	75 %	Pattedyr	Toppredator, generalist	CR	Ja	
elg	100 %	Pattedyr	Planteeter			Bærekraftig nivå
gaupe	100 %	Pattedyr	Toppredator, spesialist		Ja	Bærekraftig nivå
hjort	100 %	Pattedyr	Planteeter			Bærekraftig nivå
jerv	25 %	Pattedyr	Toppredator, generalist	EN	Ja	Bærekraftig nivå
rådyr	100 %	Pattedyr	Planteeter			Bærekraftig nivå
smågnagere	25 %	Pattedyr	Planteeter		Ja	Urskog/ naturskog
ulv	100 %	Pattedyr	Toppredator, generalist	CR	Ja	Bærekraftig nivå
bananslørsopp	100 %	Sopp	Planter, spesialist	VU	Ja	Historisk kunnskap
begerfingersopp	100 %	Sopp	Nedbryter	NT	Ja	Historisk kunnskap
brun hvitkjuke	100 %	Sopp	Nedbryter	NT	Ja	Historisk kunnskap
fiolgubbe	100 %	Sopp	Planter, spesialist	NT	Ja	Historisk kunnskap
grønn faresopp	100 %	Sopp	Planter, spesialist	VU	Ja	Historisk kunnskap
jordstjerner	100 %	Sopp	Nedbryter		Ja	Historisk kunnskap
kopperrød slørsopp	100 %	Sopp	Planter, spesialist	NT	Ja	Historisk kunnskap
lappkjuke	100 %	Sopp	Nedbryter	EN	Ja	Historisk kunnskap
storpiggselekten	100 %	Sopp	Planter, spesialist		Ja	Historisk kunnskap
svartnende kantarell	100 %	Sopp	Planter, spesialist	NT	Ja	Historisk kunnskap
svartonekjuke	100 %	Sopp	Nedbryter	NT	Ja	Historisk kunnskap
eldre lauvuksesjon MiS	100 %	Surrogat	Nøkkelement		Ja	Urskog/ naturskog
gamle trær MiS	100 %	Surrogat	Nøkkelement		Ja	Urskog/ naturskog
liggende død ved MiS	100 %	Surrogat	Nøkkelement		Ja	Urskog/ naturskog
rikbarkstre MiS	100 %	Surrogat	Planter, spesialist		Ja	Urskog/ naturskog
stående død ved MIS	100 %	Surrogat	Nøkkelement		Ja	Urskog/ naturskog
trær medhengelav MIS	100 %	Surrogat	Planter, generalist		Ja	Urskog/ naturskog

Seks indikatorer er estimert fra MiS-registreringer gjennom Landsskogtakseringen (Tab. 6.2). Disse representerer en rekke arter som er avhengig av disse livsmiljøene. På grunn av at slike registreringer kun er gjort i siste omdrev i Landsskogtakseringen, er MiS-indikatorene bare estimert for 2010 (Nilsen *et al.* 2010). Fire av disse er også regnet som nøkkel-elementer i skog, noe som innebærer at de bidrar sterkt til resultatet i den samlede indeksen for skog (se Certain & Skarpaas 2010, Vedlegg 1). Dette er årsaken til at vi har valgt å kun vise 2010-resultatet for den samlede naturindeksen i skog (jfr. Fig. 6.4).

Tidsserier for indikatorene i skog eksisterer kun i begrenset grad, og oftest kun fra et fåtall lokaliteter. Et unntak fra dette er de store rovdirene og hjortedyrene, der det finnes relativt god jakt- og fellingsstatistikk som bestandsnivåer kan modelleres ut fra (Eide *et al.* 2010). Dataomfanget varierer således i betydelig grad, både over tid og i geografisk fordeling. Generelt er det estimert verdier for flest indikatorer på Østlandet, Sørlandet og i Trøndelag, og færrest i Nord-Norge (Finnmark spesielt). I tillegg foreligger det estimater fra vesentlig færre indikatorer i 1950 enn ved de senere tidspunktene (Fig. 6.12).

I tillegg varierer kvaliteten på dataene. Tilstanden for hele 90 % av skogindikatorene er ved tidspunktene 1950, 1990 og 2000 basert på ekspertvurderinger, mens denne andelen er redusert til ca 75 % i 2010 (Fig. 6.12). Denne reduksjonen kommer som hovedsak av at MiS-indikatorene er databaserte og kun estimert i 2010. De fleste av de øvrige indikatorene er ekspertvurderinger. Dette sier mye om kunnskapsgrunnlaget når det gjelder overvåking av biologisk mangfold i skog. Det er først i de senere årene det er etablert systematiske overvåkingsprogrammer i Norge, med Program for terrestrisk naturovervåking fra 1990, overvåkingsprogram for hjortevilt (1991), rovvilt (2000) og fugleindeks (2005) ([www.dirnat.no](http://www.dirnat.no)). For resultatene i naturindeksen medfører dette at usikkerheten i estimatene er større bakover i tid. Opprettelsen av disse nye programmene vil kunne føre til at fremtidige beregninger av naturindeksen får et bedre datagrunnlag.

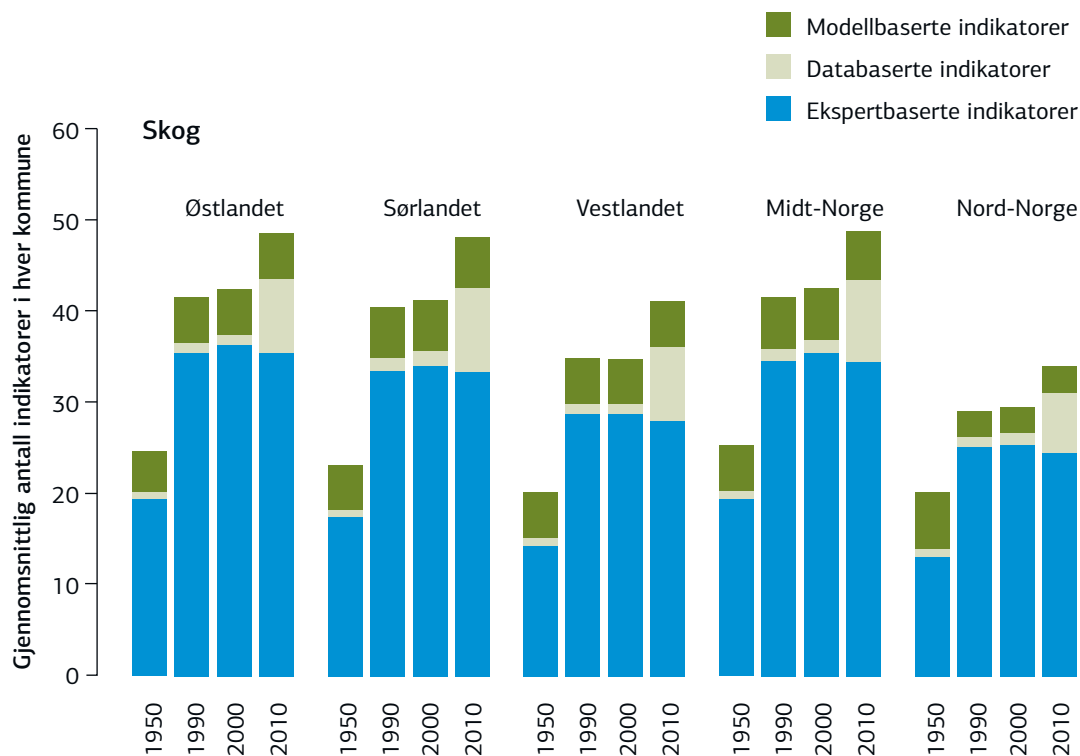
Resultater fra Program for terrestrisk naturovervåking (TOV) er brukt i følgende indikatorer i skog: alge på bjørk, etasjemose granskog, fugletelg fjellbjørkeskog, fugletelg granskog, kvistlav fjellbjørkeskog, smyle fjellbjørkeskog, smyle granskog og snømållav fjellbjørkeskog (Aarrestad *et al.* 2010, Bjerke *et al.* 2010). Siden TOV ble etablert rundt 1990

og feltene ble lagt ut i skog i "tilnærmet naturtilstand" er målingene fra dette tidspunktet satt som referansetilstanden for disse indikatorene. Dette innebærer at naturindeksverdier for hovedhabitatet skog i 1990 generelt blir "løftet", siden flere indikatorer har "optimal verdi" (1.0) som tilstand ved dette tidspunktet. Siden skogen er et dynamisk økosystem, vil det være en kontinuerlig endring av artssammensetningen over tid, noe som igjen fører til at flere av disse indikatorene får lavere tilstandsverdi ved senere tidspunkter. Trolig kan man også argumentere for at feltene som ble lagt ut i 1990 i lite påvirket skog, egentlig er enda mindre påvirket i dag, siden skogen har stått lenger uten påvirkning. Dette eksemplet illustrerer problemene i forholdet mellom indikatorene og valget av referanse i en skog som er i endring, selv der man faktisk har data. Det er i utgangspunktet relativt uproblematisk å velge flatenes tilstand rundt 1990 som et referansepunkt, men det blir ikke meningsfylt å tolke tilstanden i 1990 som en optimal tilstand, og endringer i forhold til denne som en negativ utvikling for miljøet.

Utover de data som er nyttet til å estimere referanse og tilstand for MiS-indikatorene, eksisterer det i Landsskogtakseringen data som kunne vært utnyttet bedre i naturindeksen for skog. Selv om Landsskogtakseringen i hovedsak ble etablert for å registrere og overvåke skogressursene, finnes det enkelte treslags-, alders- og strukturparametre (også fra de tidlige takstene) som trolig kunne bearbeides for å relateres til biologisk mangfold i skog. Dette er imidlertid et arbeid det ikke har vært tid og ressurser til innenfor Naturindeksprosjektet i denne omgang. I de senere år er det også inkludert parametre som er mer direkte relatert til biologisk mangfold i skog, f.eks. død ved (Storaunet 2010). Det bør derfor være et mål å utnytte flere av Landsskogtakseringens data i fremtidige revisjoner av naturindeksen.

Skogen i Norge varierer i artsrikhet, i grove trekk fra de artsrike edellauvskogene sør og vest i landet, via produktive granskoger på Østlandet og i Trøndelag, til mer lavproduktive og artsfattige furuskoger i kontinentale og fjellnære strøk. Uten menneskelig påvirkning ville slike hovedtyper også være svært forskjellige på grunn av naturlig variasjon i forstyrrelsesregime. Deler av granskogsområdene kan over lang tid "drives" av et småskala forstyrrelsesregime, fra enkelttrær som dør og faller overende til vindfelling over noen fåtalls hektar. Dette fører igjen til en fleraldret skog selv vurdert over et relativt lite areal, samt forekomst av død ved i alle dimensjoner





Figur 6.12 Gjennomsnittlig antall skogindikatorer som inngår i Naturindeksen pr kommune for perioden 1950-2010 fordelt på datatype.

og nedbrytningsstadier. De tørrere furuområdene vil i større grad under et naturlig forstyrrelsesregime være "drevet" av skogbrann, som vil skape pulser i aldersfordeling og død ved, samtidig som en del furutrær overlever slik at det vil finnes gamle trær i store deler av landskapet. Slike forhold bør vurderes til fremtidige revisjoner av naturindeksen med tanke på å eventuelt dele opp skogarealet i flere habitater.

De største utfordringene med naturindeksen i skog er knyttet til forholdene rundt vurderingen av referansen (se nedenfor). Det at "urskogstilstanden" (i praksis "gammel naturskog") er grunnlaget for fastsettelse av referansetilstanden for de fleste indikatorene, sammen med at skogbrann som naturlig forstyrrelsesfaktor ikke er vurdert, gjør at naturindeksen i skog forholder seg til en referansetilstand der hele skogarealet var naturskog i eldre suksesjonsstadier. Dette har ikke vært tilfelle i et skoglandskap uten menneskelig påvirkning. Fordi referansetilstandene er definert på forskjellig måte for ulike indikatorer og økosystemer må det også utvises stor forsiktighet i sammenligninger mellom indikatorer og mellom indekser.

## 6.5 Egne tema

### 6.5.1 Referansetilstanden og forståelsen av skogens naturlige dynamikk

Referansetilstanden til de fleste indikatorene i skog er forsøksvis estimert som bestandsstørrelser man forventer å finne i "naturtilstanden" eller "urskogstilstanden" i skog (Certain & Skarpaas 2010, Nybø *et al.* 2010, Tab. 6.2), i praksis gjerne definert som "natur uten kraftige menneskelige forstyrrelser". Gjershaug *et al.* (2010) skriver for eksempel "for skog tenker vi oss at hogstflater og plantet skog er erstattet med gammel naturskog", mens Nilsen *et al.* (2010) har valgt naturskogsflater, gammelskogsflater og flater med forekomst av død ved (fra Landsskogtakseringens nettverk av prøveflater i skog) som referansegrunnlag når dette er beregnet for MiS-indikatorene. Det er ikke uproblematisk å bruke "urskogstilstanden" som referanse i skog. Ettersom praktisk talt alt skogareal i Norge er blitt brukt og utnyttet gjennom mange hundre og kanskje tusen år (Rolstad *et al.* 2002), finnes det knapt arealer som kan nyttes som referanse på urskogstilstand i dag.

Videre er naturtilstanden i skog en dynamisk tilstand (historical/ natural range of variability; Landres *et al.* 1999, Agee 2003). Dette innebærer at det ikke finnes noen konkret, eksakt naturtilstand/ urskogstilstand, men at det naturlige (definert som fravær av menneskelig påvirkning) varierer innenfor noen grenser som i vesentlig grad påvirkes av hvilken skala i tid og rom som vurderes.

Når "gammel naturskog" brukes som referanse, resulterer dette i at indikatorer som reflekterer unge suksesjonsstadier i "urskogstilstanden" praktisk talt er fraværende. Dermed får vi en naturindeks for skog som relaterer seg til at hele skogarealet var naturskog i eldre suksesjonsstadier. Dette vet vi at ikke ville vært tilfelle i et skoglandskap med fravær av menneskelige forstyrrelser, da de naturlige forstyrrelsesfaktorene (skogbrann, stormfelling) ville resultert i at en vesentlig andel av arealet ville vært i unge suksesjonsstadier. Finske forskere har for eksempel gjennom simuleringer estimert at 20-40 % av skoglandskapet ville vært i aldersklasser yngre enn 100 år, avhengig av skogbrannregime (Pennanen 2002, Kuuluvainen 2009). Legges dette til grunn ville naturindeksen i skog maksimalt kunne nådd opp i verdier på 0,7 – 0,8 i urskoglandskapet. De naturlige forstyrrelsesprosessenes intensitet og størrelsesvariasjon er bare i begrenset grad kjent for norske forhold, og referanseområder eksisterer knapt. Dette er viktig å ha klart for seg, slik at en unngår misbruk av referansetilstandsbegrepet. Hovedmålet med å etablere en referanse er å kunne vurdere utviklingen for biologisk mangfold i skog over tid. Dersom naturindeksarbeidet fortsetter framover, vil en kunne evaluere om forholdene innen utvalgte områder (geografisk eller for bestemte grupper av arter eller begge deler) blir bedre eller dårligere. Referansetilstanden for naturindeksen i skog gir således først og fremst et målepunkt for endring.

## 6.5.2 Skogbrann som naturlig forstyrrelsesfaktor

Skogbrann er sammen med stormfelling den viktigste naturlige forstyrrelsesfaktoren i boreale skoger (Zackrisson 1977, Kuuluvainen 2009). Skandinaviske studier viser at det har vært stor variasjon i brannhyppighet og omfang over tid (Niklasson & Granström 2000, Tryterud 2003, Groven & Niklasson 2005, Ohlson *et al.* 2006). I et pågående forskningsprosjekt i Trillemarka i Buskerud har vi ved bruk av dendrokronologiske metoder kartlagt brannhistorikken tilbake til 1200-tallet (Toeneiet *et al.* 2007, Blanck *et al.*, unpubl.). Resultatene viser at skogbrannomfanget har variert svært mye de siste 700 årene. På 1400-tallet, som vi antar viser et relativt naturlig brannregime (etter den sterke befolkningsreduksjonen som følge av Svartedauden og påfølgende epidemier), har det vært 10 antenner i løpet av 100 år, mens det på 1600- og 1700-tallet har vært over 50 antenner pr århundre, innenfor et studieområde på ca 60 km<sup>2</sup>. Siden 1800 har antall antenner falt dramatisk, med kun 9 branner fram til i dag. Samtidig har størrelsen på den enkelte brann endret seg, med stor variasjon og enkelte meget store branner i den tidlige perioden, mens det etter 1700 stort sett var meget små branner. Dette utgjør en rotasjonstid (den tiden det tar før et areal tilsvarende hele skogarealet ville ha brent en gang) på ca 130 år på 1400-tallet, ca 80 år på 1600-tallet og hele 40- 50 000 år i perioden etter 1800. Perioden med et høyt antall branner på 1600- og 1700-tallet, er en følge av menneskelig bruk av skogen og utmarka (bråtebrenning, brenning for å bedre beiteforholdene for husdyra, annen bruk av ild). Denne variasjonen i brannregime over tid er i relativt stor grad samsvarende med tilsvarende studier fra Sverige (Zackrisson 1977, Niklasson & Granström 2000, Niklasson & Drakenberg 2001), selv om perioden med økende menneskelig påvirkning er noe forskjellig. Antall lynantente skogbranner er av klimatiske årsaker vesentlig større på Sørlandet og Østlandet sammenlignet med andre regioner i Norge (Øyen 1998), slik at skogbrann som naturlig forstyrrelsesfaktor trolig har hatt en større betydning her.

I Naturindeksen for skog er skogbrann ikke vurdert. Indikatoren "eldre lavsuksesjoner" kunne hatt en slik indirekte betydning, men tatt dagens skogbrannfrekvens i betraktning er eldre lavsuksesjoner i stor grad et resultat av tidligere hogster og gjengroing



Figur 6.13 Skogbrann i Gravberget, Hedmark.

Foto: Ken Olaf Storaunet

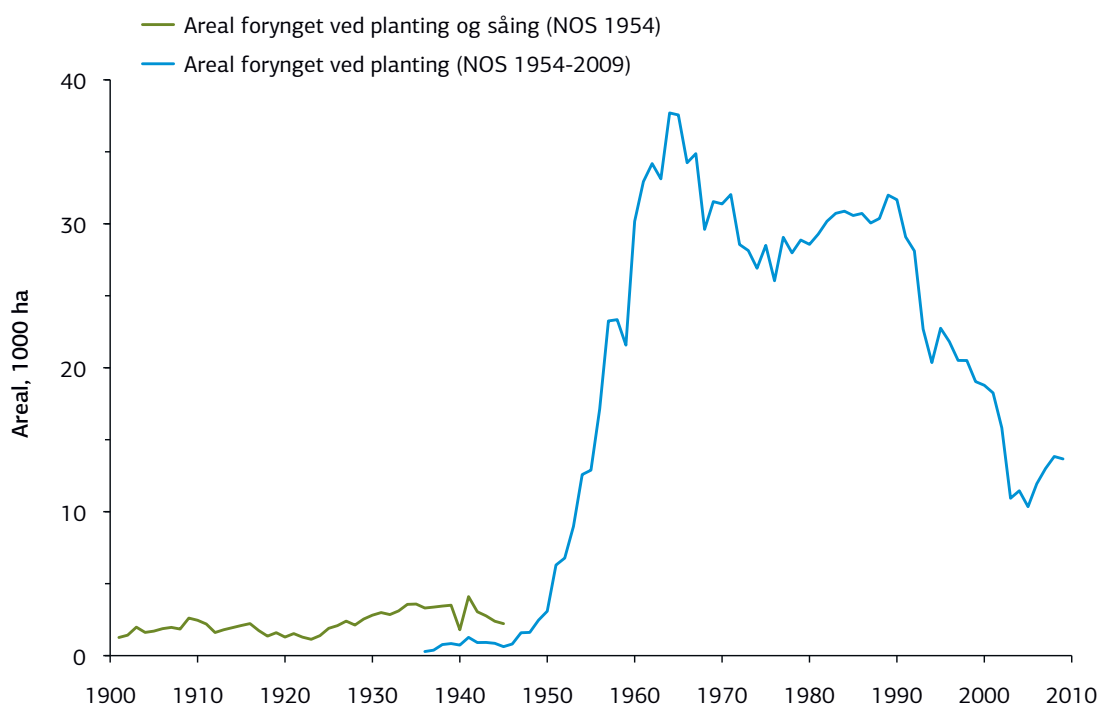
av åpen mark. Ca 40 arter på rødlista er direkte knyttet til skogbrann. I tillegg skaper skogbranner to habitater som er viktige for biologisk mangfold; store mengder og konsentrasjoner av død ved, og lauvsuksesjoner som senere blir gammel lauvskog. Når naturindeksen skal revideres, anbefales det derfor å ta med indikatorer for skogbrann.

### 6.5.3 Skogen i Norge gjennom 1900-tallet

Etter andre verdenskrig kom omleggingen til bestandsskogbruk for alvor, med flatehogst, grøfting og planting. Grøftingen har tidligere vært omfattende, og den har hatt negativ innvirkning på det biologiske mangfoldet og livsbetingelsene for flere rødlistearter knyttet til næringsrik sumpskog (se Kapittel 7: Myr-kilde-flommark). Denne omleggingen skjedde meget brått, og illustreres godt ved arealet forynget ved planting gjennom 1900-tallet (Fig. 6.14). Endringene i skogens struktur og sammensetning er spesielt store ved flatehogst, siden nesten alle trærne fjernes og fordi skogen som hogges gjerne etterfølges av et relativt ensartet og ensaldret plantefelt. De lokalklimatiske

forholdene endrer seg. Først skapes lysåpne, varme og tørre hogstflater, og senere mørke, kjølige og fuktige plantefelt. Skogbruket representerer således et påvirkningsregime som på den ene siden forskyver sammensetningen (reduksjon i gamle trær og død ved), og på den andre siden bidrar til å øke kontrastene i miljøforhold (både mer åpen og mer tett skog) (Gjerde *et al.* 2009).

Gjennom gode vekstbetingelser og høy virkesproduksjon har bestandsskogbruket bidratt til en formidabel oppbygging av tømmerressursene. Mellom halvparten og to tredjedeler av den tidligere plukkhogde skogen er nå avvirket ved flatehogst og arealene er plantet til eller naturlig forynget. Skogbestand på det øvrige arealet har stått såpass lenge (50-100 år) etter de siste plukkhogstene at de i stadig større grad får karakter av "naturskog", med trær i flere sjikt og forekomst av gamle trær og nedbrutt død ved. Aldersfordelingen i dagens gammelskoger skiller seg likevel fra "urskog" ved at de har vesentlig større andel trær i alderen 100-150 år, og vesentlig færre over 200 år (Rolstad *et al.* 2006). Videre er mengden død ved betydelig lavere. Men de senere årene har mengden død ved i skogen i Norge økt



Figur 6.14 Totalt skogbruksareal i Norge forynget ved planting eller såing i perioden 1901-2009 (NOS 1954-2009).

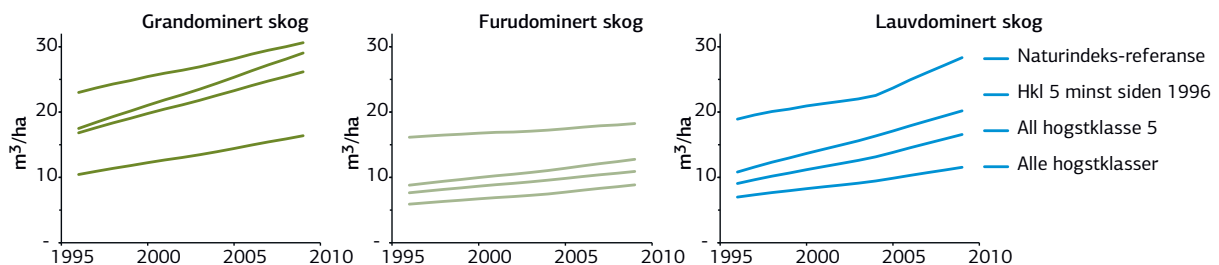


Figur 6.15 Død ved i lite påvirket skog i Nordmarka.

Foto: Rune Groven

betraktelig, fra en total mengde i 1996 på drøye 60 mill. m<sup>3</sup> til ca 95 mill. m<sup>3</sup> i 2009 (Storaunet 2010). Dette utgjør i gjennomsnitt 12-13 m<sup>3</sup>/ha for hele landet, og fordelt på gran-, furu- og lauvdominert skog henholdsvis 16, 9 og 12 m<sup>3</sup>/ha. Det er også slik at det er mer død ved i den eldre skogen enn i de yngre hogstklassene (Fig. 6.16), og økningen de senere årene er også større her. Dette gjelder særlig for gran- og lauvdominert skog, mens forskjellene er mindre i furudominert skog. De prøveflatene fra Landsskogtakseringen som er valgt ut som referanse for å estimere MiS-indikatorene (Nilsen *et al.* 2010) har i tillegg en høyere død-ved-mengde enn annen eldre skog (Fig. 6.16). Denne forskjellen er særlig gjeldende for furu- og lauvdominert skog, mens i

grandominert skog har økningen i eldre hogstklasse 5 vært så stor de siste årene at det nærmer seg nivået i naturindeks-referanseflatene. Død-ved-mengden i denne gammelskogen har således nådd opp i et nivå på ca 30 m<sup>3</sup>/ha i gran- og lauvdominert skog, og knappe 20 m<sup>3</sup>/ha i furudominert skog. I skandinaviske feltundersøkelser i urskog eller lite påvirket skog finner en at mengden død ved gjerne er 3-5 ganger høyere enn dette (Siitonen 2001, Rouvinen *et al.* 2002, Groven *et al.* 2006, Fraver *et al.* 2008, Aakala *et al.* 2010). I fremtidige revideringer av naturindeksarbeidet bør slike død-ved-estimerer, sammen med nyere død-ved-registreringer i Landsskogtakseringen, inkluderes.



Figur 6.16 Estimert utvikling i mengde død ved pr arealenhet (m<sup>3</sup>/ha) i produktiv skog i Norge fra 1996 til 2009, i henholdsvis grandominert, furudominert og lauvdominert skog. Linjene i hver delfigur (hovedskogtype) angir (nedenfra og oppover) død ved i alle hogstklasser, i hogstklasse 5, i skog som har vært hogstklasse 5 minst siden 1996, og i skog som utgjør referansen for estimering av MiS-indikatorene i Naturindeksen for skog (se Nilsen *et al.* 2010). Data fra Landsskogtakseringen, Skog og landskap (Storaunet 2010).

# 7 Myr-kilde- flommark

Jarle W. Bjerke<sup>1,2</sup>, Karl-Birger Strann<sup>1</sup>,  
Jon Kristian Skei<sup>3</sup>, Frode Ødegaard<sup>4</sup>

<sup>1</sup>Norsk institutt for naturforskning, Polarmiljøsentret,  
NO-9296 Tromsø

<sup>2</sup>Seksjon for naturvitenskap, Tromsø museum,  
Universitetet i Tromsø, NO-9037 Tromsø.

<sup>3</sup>NTNU Vitenskapsmuseet, NO- 7491 Trondheim

<sup>4</sup>Norsk institutt for naturforskning, Postboks 5685  
Sluppen, 7485 Trondheim

*Gammeltorvmyra  
e arrat i huden,  
merka av spade og greip  
Gammeltorvmyra,  
ho temte rygga  
med storlompan vassfull og sleip  
Gammeltorvmyra,  
nu ligg ho stille  
og damman de e som ei grav*

Ole H. Bremnes, 1992



Figur 7.1 Torvullmyr. Alta kommune.

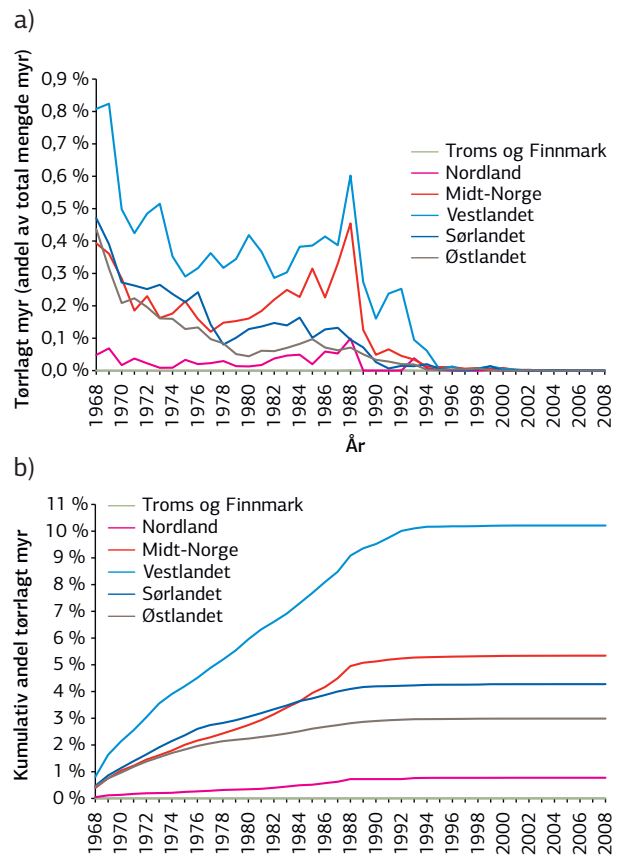
Foto: Jarle W. Bjerke

Det er som familien Bremnes synger i sangen Gammeltorvmyra: overalt i landet viser myrene spor etter menneskehender. Torva har gitt brensel (Ekelund 2005), og myrflater har blitt grøftet for å gi areal til produktivt landbruks- og skogbruksareal (for eksempel Moen *et al.* i 2009, Gram 2002, Johansen 1997). Enkelte steder, der det en gang var store myrarealer, finnes det nå kun bebyggelse og infrastruktur. Bearbeiding av myrer har en lang historie, spesielt i jordbruksintensive områder og nær tettsteder.

Offentlige tall over antall kilometer med nye grøfter antyder at dette arbeidet skjønner virkelig fart på slutten av 1920-tallet og i løpet av 1930-tallet (SSB 1954). Aktiviteten sank betraktelig i krigsårene (SSB 1954), mens tall tilbake til 1968 fra Statistisk sentralbyrås statistikkbank (SSB 2010a) og fra spredte andre kilder (f.eks. Johansen 1997, Gram 2002) viser at det var høy grøftingsaktivitet i de fleste av landets fylker fra krigens slutt fram til 1970-tallet. Figur 7.2 viser aktiviteten fra 1968 fram til 2008. Merk at denne statistikken dekker kun de grøftingsaktivitetene som det ble gitt tilskudd til i forbindelse med omlegging til landbruks- og skogbruksareal. Torvskjæring, som i stor grad har vært på privat basis, er følgelig ikke med i denne statistikken, og figur 7.2 gir derfor ikke det totale bildet av hvor mye torvmyr som er blitt utnyttet. På slutten av 1970-tallet var det jevnt over noen rolige år (Fig. 7.2), mens aktiviteten var igjen noe økende på 1980-tallet og litt ut på 1990-tallet, for deretter å synke til et minimum. I en rekke fylker har grøftingsaktiviteten vært tilnærmet lik 0 de siste årene. I 2007 ble det ikke lenger gitt tilskudd til nygrøfting, og det har ført til at det nesten ikke ble nygrøftet i 2008 og 2009. Siste år grøftingen hadde noe omfang, var i 2006 da 2,1 km<sup>2</sup> ble grøftet på landsbasis (SSB 2010a, 2010b).

Til sammen er det gitt tilskudd til grøfting av 459 km<sup>2</sup> i Norge i perioden 1968-2008, og dette betyr at det er forsvunnet et myrareal som tilsvarer ca. 1,9 % av gjenværende myr. Grøftingen har hovedsakelig foregått i myr i lavlandet. Som figur 7.2b viser, har grøftingen fra 1968 og fram til i dag vært mest omfattende på Vestlandet (tilsvarende 10,2 % av gjenværende myrareal).

Torvskjæringsaktiviteten avtok nok trolig på et langt tidligere stadium (jfr. Ekelund 2005). Så tallene viser at familien Bremnes har rett når de synger at gammeltorvmyra nå ligger stille. Det betyr likevel ikke at alle myrer, kilder og flommarker nå får stå



**Figur 7.2 Grøftingsaktivitet i de ulike regionene (merk at Nord-Norge er fordelt på to linjer). a) Mengde årlig tørrlagt myr (i prosent av total mengde myr per 2010 ut fra Naturindeks' beregninger) som det er gitt tilskudd for i perioden 1968 til 2008. b) Kumulativ mengde tørrlagt myr, basert på 1968 som startpunkt. Data basert på statistikk fra SSB (2010a). I datagrunnlaget er verdien for Hordaland høy i 1969, men 0 i 1968. Verdien for 1969 er i grafene fordelt jevnt mellom disse to årene.**

i fred. Presset på arealer til næringsformål, infrastruktur og boligformål i lavlandet er stadig økende, noe som utgjør en trussel mot gjenværende våtmarksarealer. Også i høyereliggende strøk er presset moderat, også der gjennom økt utbygging, men også økt motorisert utfart, for eksempel gjennom bruk av kjøretøy som kan ta seg fram utenfor vegnettverket, såkalte ATVer (se historie om fjellmyrløper nedenfor).

I dette kapitlet omtaler vi statusen for myr-kildeflommark slik den gjengis av Naturindeksens indikatorer som er knyttet til disse vekst- og leveområdene. SSBs offisielle arealstatistikk viser at 5,8 % av landarealet er myr, tilsvarende 4,0 % av alt areal innenfor 1 nautisk mil fra grunnlinja (Fig.

1.2). Myr defineres som et landområde med fuktighetskrevede vegetasjon som danner torv. Kilder er arealer der grunnvann kommer opp i dagen, mens flommark finnes langs elver, bekker og innsjøer (Moen *et al.* 2009). I Naturindeks er det inkludert 34 indikatorer som er sterkest knyttet til disse voksestedene. Femten av disse indikatorene er fugler, åtte er karplanter, tre er amfibier, tre er moser, to er insekter og de siste tre er andre typer indikatorer (naturtyper og tålegrenser).

I europeisk og global sammenheng er Norge i en særstilling når det gjelder myr og kilder. Få land har så stor andel av sitt landareal dekket av myr og kilder (Joosten & Clarke 2002). Samtidig har Norge en særdeles stor variasjon i myrtyper, derav flere typer som er truet. To slike typer inngår som egne indikatorer i Naturindeksen, nemlig atlantiske høgmyrer og palsmyrer. Samtidig er arts mangfoldet stort. Omkring 13 % (261 arter) av alle truede arter (truethetskategoriene CR, EN, VU) i Norge har en betydelig andel av sine populasjoner i myr-kilde-flommark ([www.artsdatabanken.no](http://www.artsdatabanken.no)).

Vi presenterer her de generelle utviklingstrekkene for myr, kilder og flommark, basert på den samlede analysen av våre 34 indikatorer. I tillegg har vi sett på spesielle temaer som presenteres separat. Disse temaene er myr-kilde-flommark i lavlandet, myr-kilde-flommark i høyereliggende strøk, fugl, amfibier og billearten elvesandjeger. Dette utvalget av temaer setter fokus på ulike aspekter ved disse voksestedene. Vi har ovenfor omtalt den tradisjonelle og mer moderne arealbruken av myrer som en grunn til reduksjon i myrarealer. Myr-kilde-flommark står også overfor andre trusler som kan endre deres kvaliteter og dernest deres artsinventar. Forurensning, da spesielt langtransportert nitrogenforurensning (Aarrestad & Stabbetorp 2010), og klimaendringer (f.eks. Nybø *et al.* 2009, Frontzek *et al.* 2006) er to andre elementer som kan ha stor påvirkningsgrad på disse økosystemene. Våre kunnskaper om endringer i forhold til ulike trusselbilder vil vi i disse avsnittene bruke til å forsøke å forklare de endringene i Naturindeks vi ser geografisk og over tid.

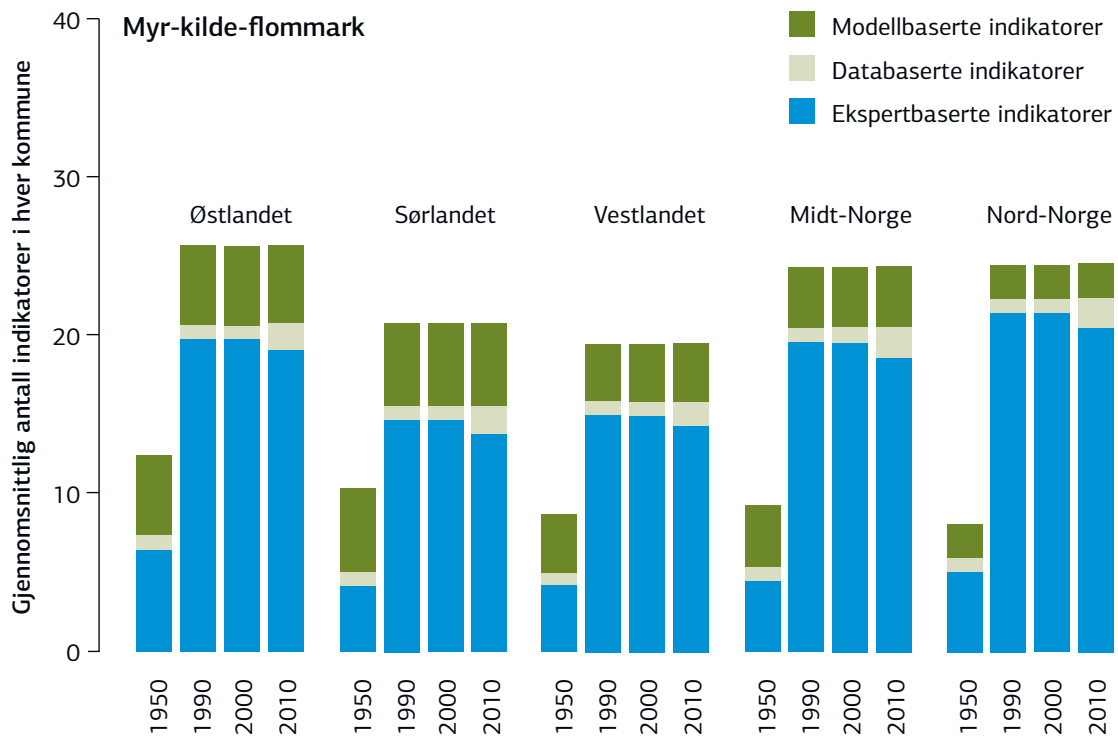
## 7.1 Alle 34 indikatorer samlet ('det totale bildet')

Analysene fra 1950 baserer seg på mellom 6 og 13 indikatorer. Flest indikatorer er registrert for Akershus, Hedmark og Oslo, mens Sogn og Fjordane og størstedelen av Nord-Norge har færrest indikatorer i 1950, med 6-8 indikatorer (Fig. 7.3). I 2010 er et område i grensetraktene mellom Sør-Trøndelag, Hedmark og Oppland dekket med 30 indikatorer, mens færrest indikatorer i 2010 har kysten av Sogn og Fjordane og Møre og Romsdal med 17 (basert på kart som ikke gjengis her). På regionsnivå er det Vestlandet som har færrest indikatorer med et gjennomsnitt på 18 i 2010 (Fig. 7.3). For fuglene er det ikke gjort noen vurderinger for 1950. Dette er hovedgrunnen til den store forskjellen i antall indikatorer mellom 1950 og 1990-2010. For alle år og for hele landet er det i all hovedsak foretatt ekspertvurderinger (Fig. 7.3).

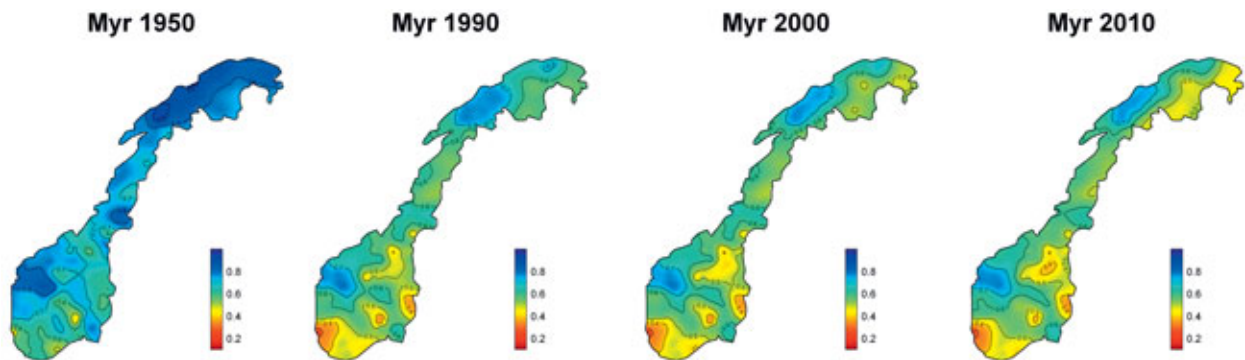
Fra en i all hovedsak god situasjon i 1950 viser den samlede analysen av våre indikatorer en betydelig forringet situasjon for myr-kilde-flommark i størstedelen av landet fram til 2010 (Fig. 7.4). En mer beskjeden kvalitetsreduksjon har kun funnet sted i deler av Sogn og Fjordane og Troms. I disse områdene er NI-verdiene fortsatt over 0,7. Verst er situasjonen i Rogaland, Agder-fylkene, Buskerud, Hedmark, Oppland, søndre Sør-Trøndelag og i indre Finnmark der NI-verdien har falt til under 0,5 – og stedvis under 0,4, og i et lite område i Rogaland er verdien under 0,3. Vi diskuterer hvorfor naturindeksen har fått disse verdiene i resten av kapitlet.

Den gjennomsnittlige NI-verdien for hele landet falt fra ca 0,73 i 1950 til 0,59 i 2010, der det er litt ulik utvikling i ulike regioner i Norge (Fig. 7.5). For perioden 1990-2010 var den største nedgangen registrert i indre og østlige strøk av Troms og Finnmark, mens et bredt belte i Sør-Norge hadde tilnærmet ingen endring i samme periode (Fig. 7.6). Sannsynlighetsberegningene viser at nedgangen i perioden 1990-2010 er reell for store deler av landet. Det er ulike forklaringer på hvorfor enkelte områder har større nedgang enn andre. Dette ønsker vi å diskutere nærmere i våre tematiske historier i påfølgende underkapitler. Tolkninga av det totale bildet gjøres i sammenheng med tolkninga av trendene for lavlandet og høyereliggende strøk (se under).

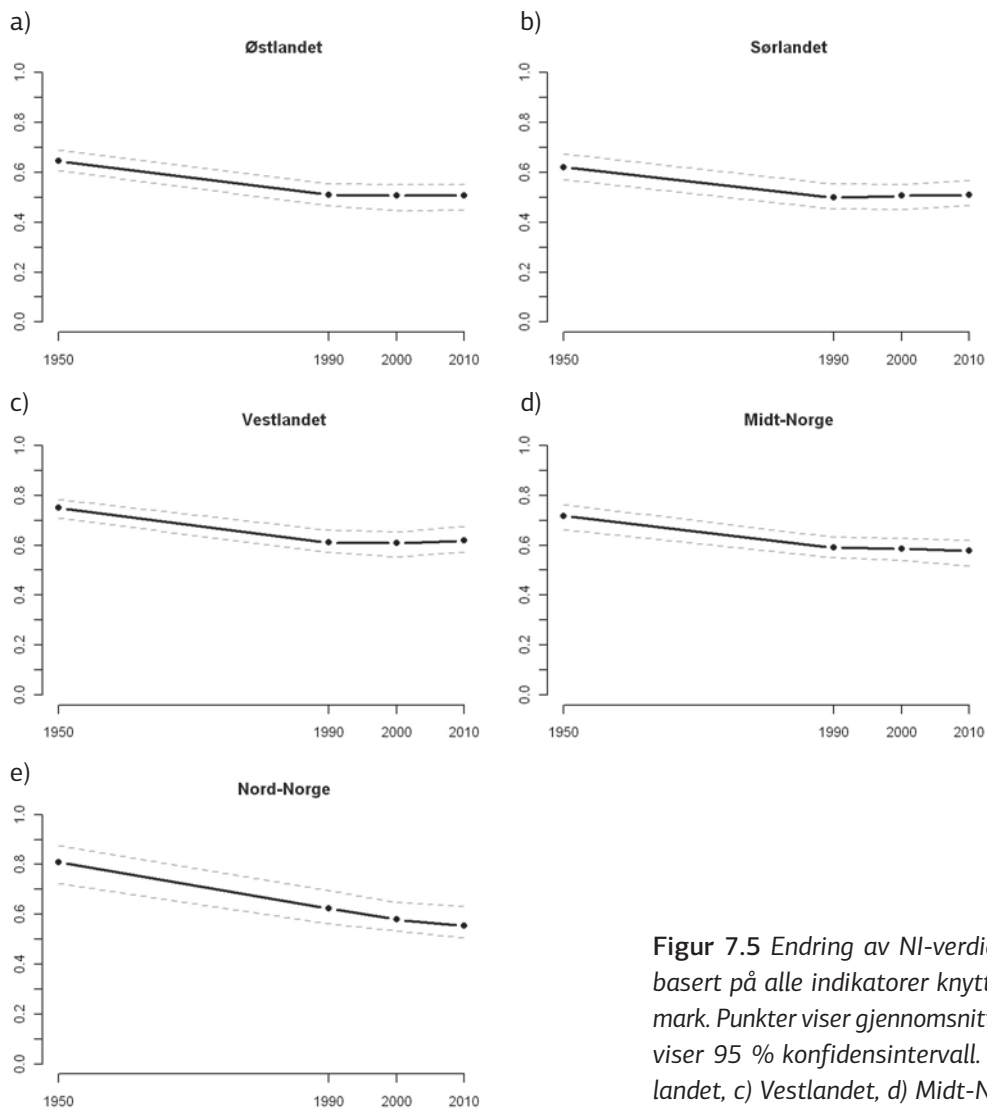




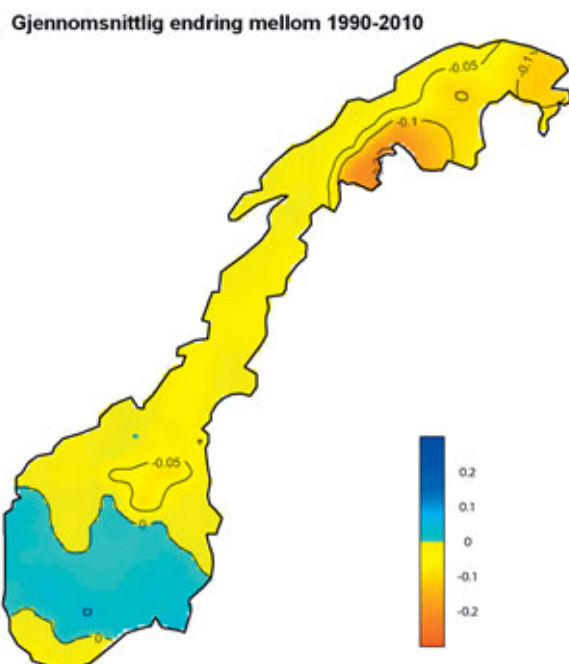
Figur 7.3 Gjennomsnittlig antall indikatorer fordelt på regioner og år. Indikatorne er delt inn i modellbaserte, databaserte og ekspertbaserte indikatorer.



Figur 7.4 Trendkart for 1950, 1990, 2000 og 2010 som inkorporerer alle indikatorer knyttet til myr-kilde-flommark (dvs. "det totale bildet").



**Figur 7.5** Endring av NI-verdier fra 1950 til 2010, basert på alle indikatorer knyttet til myr-kilde-flommark. Punkter viser gjennomsnitt, mens feilintervallene viser 95 % konfidensintervall. a) Østlandet, b) Sørlandet, c) Vestlandet, d) Midt-Norge, e) Nord-Norge.



**Figur 7.6** Gjennomsnittlig endring i tilstand for biologisk mangfold på myr-kilde-flommark i perioden 1990-2010. Gjennomsnittlig har naturindeksen forverret seg med 5,2 % på landsbasis i løpet av denne perioden. Blå farge viser positiv utvikling, mens gul farge viser negativ utvikling.

## 7.2 Myr-kilde-flommark i lavlandet og i høyreliggende strøk

### 7.2.1 Hovedtrekk

Alt i alt viser trendkartene at tilstanden for myrer, kilder og flommark i både lavlandet og i høyreliggende strøk er nedadgående for størsteparten av landet, og at situasjonen må betegnes som svært alvorlig for enkelte områder.

Noen av de observerte trendene er forholdsvis enkle å forklare. Det gjelder for eksempel nedgangen i høyreliggende strøk i indre deler av Sør-Trøndelag, Oppland og Hedmark i sør og indre Troms og Finnmark i nord (Fig. 7.8). Nedgangen i disse områdene er sterkt knyttet til reduksjon i palsmyrene, som igjen er knyttet til varmere klima som forårsaker nedsmelting av palsene. Situasjonen for disse områdene hadde vært enda verre hadde det ikke vært for at situasjonen for trane forbedres noe i samme periode. Økning i bestandene av trane skyldes trolig forbedrede levevilkår på dens overvintringslokaliteter i utlandet.

Økt arealbruk av myrer, spesielt på Sørvestlandet, Sørlandet og Østlandet, er en åpenbar årsak for mange av de observerte reduksjonene i lavlandet (Fig. 7.7). Mange av indikatorene er blitt grøftet bort (Moen *et al.* 2009). Tørrlegging av myrene gir reduserte levekår for disse fuktelskende artene, mens høgmyrer er flere steder helt borte fra landskapet. Høgmyrer er hvelvede myrer bygd opp over en lang tidsperiode gjennom akkumulering av torv. Spesielt Jæren peker seg ut i negativ retning i så måte, fordi høgmyrene der for lenge siden ble omgjort til jordbruksland (Moen 1984).

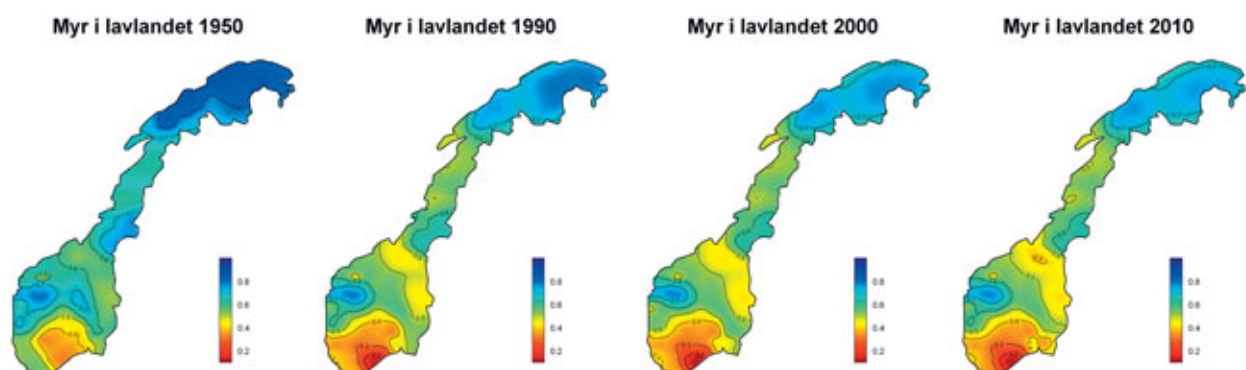
### 7.2.2 Detaljer for lavlandet

Tretten av indikatorene har en utpreget preferanse for lavlandet. Indikatorene er amfibiene småsalamander og storsalamander, fuglen gluttsnipe, billene *Elaphrus uliginosus* (en sumpløper) og elvesandjeger, karplantene brunmyrak, dikesoldogg, engmarihand, kvitmyrak og myrtelg, mosene alvemose og stakesvanemose, og til slutt naturtypen atlantisk høgmyr. Mange av disse kan sies å være varmekjære.

Allerede i 1950 er det relativt stor geografisk variasjon i situasjonen for lavlandsmyrene (Fig. 7.7). Mens Nord-Norge, Trøndelag, Sogn og Fjordane, samt deler av indre Østlandet har en god tilstand, er det spesielt Telemark og deler av Agder som skiller seg ut med redusert kvalitet. Hele landet erfarer en viss tilstandsreduksjon fra 1950 til 1990, men situasjoner er fortsatt bra i store deler av Troms, Finnmark og Sogn og Fjordane. Situasjonen tilspisser seg fram til 2010. Tilstanden er svært dårlig i store deler av Rogaland, Agder, Telemark, Buskerud, Vestfold og Østfold. Lavlandsmyrene i Troms, Finnmark og i Sogn og Fjordane er fortsatt i relativt god tilstand.

Det er visse forskjeller mellom lavlandet og 'det totale bildet' basert på alle 34 indikatorene. For eksempel kommer Hedmark, Oppland og Sør-Trøndelag noe bedre ut når lavlandet vurderes isolert (sammenlign figurene 7.4 og 7.8).

Den dårlige tilstanden i Agder, Telemark, Buskerud og Østfold skyldes i all hovedsak sterk kvalitetsreduksjon på habitatene for sumpløperen, dikesoldogg, engmarihand, myrtelg, kvitmyrak og brunmyrak. Noen av disse hadde svært dårlige leveforhold allerede i 1950. Småsalamander og storsalamander bidrar også til denne situasjonen, men ikke i like stor grad.



Figur 7.7 Trendkart 1950-2010 for myr-kilde-flommark i lavlandet og utvikling i de ulike regionene i Norge.

På Sørvestlandet er også sumpløperen og brunmyrak sentrale. En annen viktig indikator for dette området er atlantisk høgmyr, en naturtype som har gått spesielt mye tilbake i dette området.

Sogn og Fjordane kommer ut med høy naturindeksverdi sammenlignet med nabofylkene. Viktige grunner til dette er at de få elementene av atlantisk høgmyr i fylket er forholdsvis godt bevart, at sumpløperen og engmarihand – arter som viser omfattende reduksjon innenfor hele sitt utbredelsesområde – ikke er kjent (sumpløperen) eller ikke modellert (engmarihand), men i nabofylkene i sør og øst, og at kvitmyrak er stabil i fylket, men har nedadgående trend i nabofylkene.

Et nordvest-sørøstgående belte gjennom Sør-Trøndelag og Hedmark viser relativt lave naturindeksverdier. Enkelte indikatorer har langs dette beltet redusert tilstand i forhold til områdene i sør og/eller nord for beltet. Dette gjelder bl.a. småsalamander, storsalamander, engmarihand og kvitmyrak.

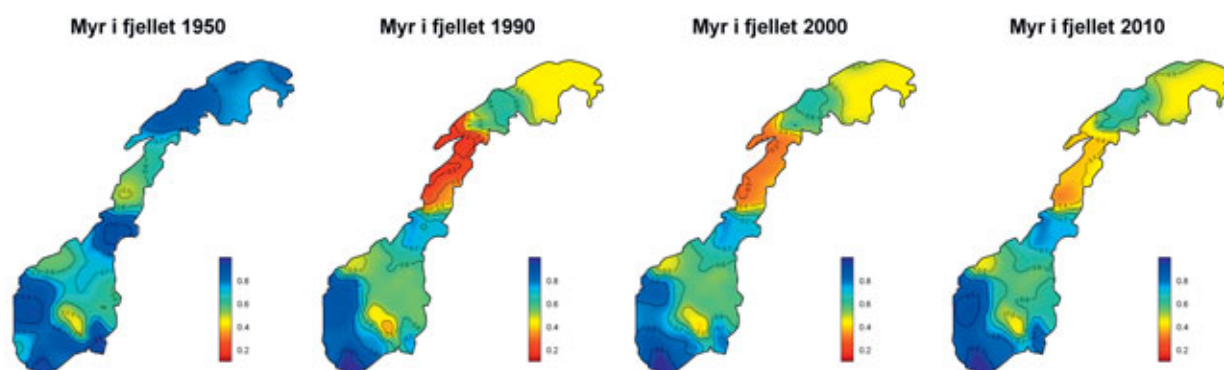
Nordland viser en mer negativ trend enn Nord-Trøndelag, Troms og Finnmark. Dette skyldes spesielt at sumpløperen er kjent fra fylket, men ikke fra nabofylkene. Trolig er sumpløperen kun kjent fra et fåtall kommuner i fylket, men siden data for denne indikatoren er lagt inn på fylkesnivå, påvirker reduksjon i sumpløperen hele fylket. Også engmarihand og kvitmyrak viser en langt sterkere reduksjon i Nordland enn i nabofylkene (sistnevnte ikke kjent nord for Nordland). Situasjonen for lavlandet i Nord-Norge ser ut til å være god. Kun en beskjeden reduksjon har funnet sted fra 1950 til 2010. Denne reduksjonen skyldes i hovedsak nedgang i atlantisk høgmyr, elvesandjeger (Finnmark) og stakesvanemose.

### 7.2.3 Detaljer for høyereliggende strøk

Fem av indikatorene har en utpreget preferanse for høyereliggende myrer, kilder og flommark. Indikatorene er fuglene dobbeltbekkasin og trane, karplanten sveltstarr, mosen fjellgittermose og naturtypen palsmyr. Sistnevnte er myrstrukturer som inneholder linser av permafrost. Disse står gjerne opp som kupler eller plataår i landskapet.

I 1950 var situasjonen for høyereliggende strøk i all hovedsak ganske god (Fig. 7.8). Høyereliggende strøk i Buskerud-traktene skiller seg ut med svært lave verdier i 1950, en situasjon som faktisk forbedres noe fram til 2010. Det er ikke gjort vurderinger for fuglene i 1950, mens palsmyr og fjellgittermose ikke finnes i dette området. Så i 1950 er det kun én indikator som gjelder for dette området, og det er sveltstarr. Selv om situasjonen for sveltstarr forverres for Buskerud fra 1950 til 2010, kommer fuglene dobbeltbekkasin og trane til fra 1990 og gjør at den nedadgående trenden reverseres. Mens dobbeltbekkasin er stabil i dette området fra 1990 til 2010, viser trane en betydelig forbedring i samme periode, både i Buskerud og ellers i landet.

Strekninga Møre og Romsdal- søndre Sør-Trøndelag og Oppland har beskjedent svakere verdier enn omkringliggende områder. For Møre-kysten er det sveltstarr som forårsaker reduksjonen. For innlandet er denne reduksjonen i all hovedsak knyttet til nedsmelting av palsmyrer. Reduksjon i palsmyrer er også viktigste årsak til at indre Troms og Finnmark har en nedadgående trend (Fig. 7.6 og 7.8), dette til tross for at situasjonen for trane forbedres noe.



**Figur 7.8** Trendkart for 1950, 1990, 2000 og 2010 som er basert på de fem indikatorene som er knyttet til myrkilde-flommark i høyereliggende strøk, og utvikling i de ulike regionene i Norge.

Vi ser videre at Nordland utmerker seg med usedvanlig lave verdier i perioden 1990-2010 i forhold til nabofylkene (Fig. 7.8). Verst er situasjonen i 1990. Dette skyldes for det første lave verdier for trane og dobbeltbekkasin. Mens trane er lagt inn for hele fylket, og viser en forbedring, er dobbeltbekkasin kun lagt inn for de kommunene den er kjent fra sørøst i fylket. For det andre skyldes det sveltstarr som viser langt lavere verdier i Nordland enn i nabofylkene. Nordlands lave verdi skyldes videre at fjellgittermose – som har stabilt høye verdier innenfor hele sitt utbredelsesområde – ikke finnes i Nordland, men i nabofylkene. Følgelig uteblir den positive effekten av denne indikatoren for Nordland.

For høyereliggende strøk hadde 1990 lavest gjennomsnittlige NI-verdi (Fig. 7.8). Situasjonen forbedret seg en anelse fra 1990 til 2010, mens 1950 hadde en langt høyere gjennomsnittsverdi enn perioden fra 1990 til 2010.

#### 7.2.4 Videre tolkning av trendene for lavlandet og høyereliggende strøk

Under 'Hovedtrekk' ovenfor er klimaendringer og tørrlegging nevnt som hovedårsaker for de observerte nedgangene, og disse diskuteres ikke videre her.

En indikator i det totale datasettet er overskridelser av tålegrenser for nitrogen. Denne er imidlertid ikke med i indikatorsettene for lavlandet eller høyereliggende strøk. Den forsterkede negative trenden for kyststrekninga fra Hordaland til Vestfold på det totale bildet (Fig. 7.4) i forhold til for kun lavlandet (Fig. 7.7) skyldes den negative effekten av langtransportert nitrogenforurensning (Aarrestad & Stabbetorp 2010). Man skal ikke se bort fra at nitrogenforurensning også har hatt negativ påvirkning på noen av enkeltindikatorerne på denne strekninga.

Hedmark og Buskerud kommer svært dårlig ut på det totale bildet i forhold til i de separate analysene av hhv. lavlandet og høyereliggende strøk. Vi så at sveltstarr bidro til nedgang i Buskerud i høyereliggende strøk, men hvilke andre indikatorer bidrar til de lave verdiene i disse to fylkene? For Hedmark er det spesielt lave verdier for indikatorene elve-sandjeger, sennegras, engmarihand, kvitmyrak og smalsoldogg som bidrar til den forsterkede negative trenden sett i forhold til nabofylkene. Hedmark er et fylke som har hatt svært høy grøftingsaktivitet (Fig. 7.2; se også Gram 2002). I seksårsperioden fra 1987 til 1992 ble det laget over 2100 km med nye grøfter, tilsvarende 69 km<sup>2</sup>, i fylket, og dette er kun grøfter som kommer fram i offentlig tilskudds-

statistikk. Samtidig var aktiviteten langt høyere fram til 1970-tallet. Men at tørrlegging av myrer har hatt større negativ konsekvens i Hedmark enn i nabofylkene, som også har hatt tørrlagt store deler av sine myrområder, virker ikke umiddelbart som en plausibel forklaring. For Buskerud er det i tillegg til sveltstarr indikatorene myrtelg, sennegras, småsalamander, engmarihand, kvitmyrak, brunmyrak, smalsoldogg og dikesoldogg som bidrar til den mer negative trenden sammenlignet med nabofylkene. Buskerud har også hatt svært høy grøftingsaktivitet, men igjen er det vanskelig å se at fylket skiller seg negativ ut i forhold til nabofylkene.

Trenden for lavlandet gjenspeiler i stor grad fagfolks generelle inntrykk (se for eksempel Moen *et al.* 2009). Det er som forventet at tettbeboede strøk i Sør-Norge kommer dårligst ut. Det mest overraskende er nok at Sogn og Fjordane kommer såpass godt ut i forhold til nabofylkene, mens Nordland kommer dårligere ut enn sine nabofylker. Sogn og Fjordane er det fylket med færrest indikatorer, og mange av de indikatorene som mangler i fylket, er de som forårsaker nedgang i nabofylkene. Spesielt for karplantene er det en overrepresentasjon av arter med en østlig tyngdepunkt i Sør-Norge. Ved inkludering av flere arter med vestlig tyngdepunkt ville kanskje situasjonen vært noe annerledes for Sogn og Fjordane. Også i dette fylket har grøftingsaktiviteten vært høy. Samtidig er myrer, kilder og flommark en begrenset ressurs i dette kupert landskapet, noe som gjør at vi må anta at den illustrerte trenden er noe bedre enn den faktiske.

Nordlands dårlige situasjon i det totale bildet, for lavlandet og for høyereliggende strøk, skyldes lave verdier for bl.a. atlantisk høgmyr (sammenlignet med Troms), sumpløperen, sennegras (påvirker kun det totale bildet), sveltstarr, engmarihand, dobbeltbekkasin (sammenlignet med Nord-Trøndelag), trane (sammenlignet med Nord-Trøndelag), smalsoldogg (påvirker kun det totale bildet) og vipe (sammenlignet med Nord-Trøndelag; påvirker kun det totale bildet). Samtidig mangler Nordland indikatorer som i nabofylkene viser relativt stabil utvikling, for eksempel alvemose, fjellgittermose og fjellmyrløper. Sammenlignet med fylkene lenger nord har Nordland hatt en betydelig høyere grøftingsaktivitet (Fig. 7.2), og det forklarer en god del av forskjellen mellom disse fylkene. Men Nord-Trøndelag, og Midt-Norge generelt, har hatt høyere grøftingsaktivitet (Fig. 7.2), så dette kan ikke være forklaringa på forskjellen mellom disse to fylkene.

Siden mange av indikatorene er lagt inn på fylkesnivå, gir dette seg utslag i noe kunstig knappe gradienter langs fylkesgrensene. Dette ser vi bl.a. for Buskerud og Nordland i trendkartene for høyereliggende strøk (Fig. 7.8).

### 7.2.5 Vurdering av kunnskapsgrunnlaget

Disse analysene kan bidra til å rette søkelyset mot de områdene som peker seg ut i negativ retning, samt til å arbeide mot å få inkludert andre indikatorer som utjevner de geografiske forskjellene i antall indikatorer. Spesielt for deler av Vestlandet og Sørlandet vil et større antall indikatorer gi et mer understøttet bilde av pågående trender. Generelt er det ønskelig med flere indikatorer for høyereliggende strøk. Kun fem av indikatorene kan sies å være spesielt knyttet til høyereliggende strøk, og for enkelte høyereliggende områder er kun én av disse fem til stede. Dersom fugl også i framtida skal utgjøre en såpass stor andel av indikatorene knyttet til myr, kilder og flommark, bør det bestrebes å få gjort gode ekspertvurderinger også for 1950, samt at den romlige oppløsninga i fugldataene blir forbedret.

Videre er det ønskelig med indikatorer med preferanse for kilder. Så vidt vi kan se, er ingen av de inkluderte indikatorene spesielt knyttet til kilder.

## 7.3 Amfibier

Sammenlignet med andre deler av verden er den norske amfibiefaunaen artsfattig. Bare seks arter hører naturlig hjemme i den norske fauna: Storsalamander, småsalamander, (nord)padde, butt-snutfrosk, spissnutfrosk og damfrosk. Amfibiene er vekselvarme dyr, og det norske klimaet er i tøffeste laget for mer sørlige arter. Til sammenligning finnes det 13 arter amfibier i Sverige og 14 i Danmark.

Alle nordiske amfibier har en kompleks livssyklus med egglegging og larveutvikling i vann, mens de voksne tilbringer det meste av livet på land, der de fleste også overvintrer. På denne måten er amfibiene avhengig av at både miljøet i vannet og miljøet på land, inkludert vandringsruter, er optimalt for å opprettholde livskraftige bestander.

På verdensbasis har man i løpet av de siste tiår kunnet registrere en alarmerende tilbakegang i bestandene av mange amfibiearter. Begrepet global amfibie-tilbakegang ("global amphibian decline") har blitt et velkjent begrep innen faglitteraturen. I mange tilfeller er det enkelt å peke på en konkret årsak til bestandsnedgangen. Ødeleggelse av leveområdene, enten i vann eller på land, er ofte den viktigste faktoren. For andre arter og bestander, er det derimot vanskeligere å peke på årsaken til de



Figur 7.9 Buttsnutfrosk.

Foto: Naturarkivet

store bestandsreduksjonene. Også arter i områder som tilsynelatende er upåvirket av menneskelige inngrep har vist dramatisk tilbakegang. Ved siden av habitatødeleggelse er de mest sannsynlige årsaker til nedgangen: forurensing (inkludert sur nedbør), økt ultrafiolett stråling, innføring av predatorer (for eksempel rovfisk), parasitter, sykdommer og klimaendringer. Disse faktorene kan påvirke amfibiene enten som eneste årsak eller i kombinasjon.

Når det gjelder de norske amfibiene, finnes det få kvantitative data som kan tallfeste bestandsendringer. Drenering av våtmarker, gjenfylling av dammer og andre habitatendringer, spesielt i tilknytning til kulturlandskapet, har imidlertid hatt betydelige konsekvenser for bestandene til alle våre arter. I tillegg har den lange tradisjonen med utsetting av ørret og andre fiskearter i naturlig fisketomme dammer bidratt til å redusere bestandene, ikke minst av storsalamander. Denne arten er svært sårbar for fiskepredasjon på larvestadiet og blir raskt eliminert dersom det får etablere seg en permanent fiskebestand i dammen. Ødeleggelse av vandringsruter mellom yngledam og leveområde på land er også en alvorlig trussel mot amfibiebestander. Vegbygging og økt trafikk i nærheten av yngleområdene innebærer årlig at amfibier, og spesielt (nord)padder, blir drept i tusentall.

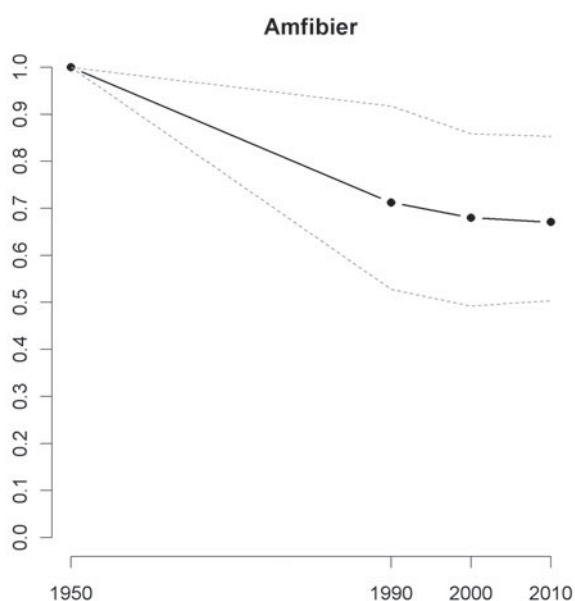
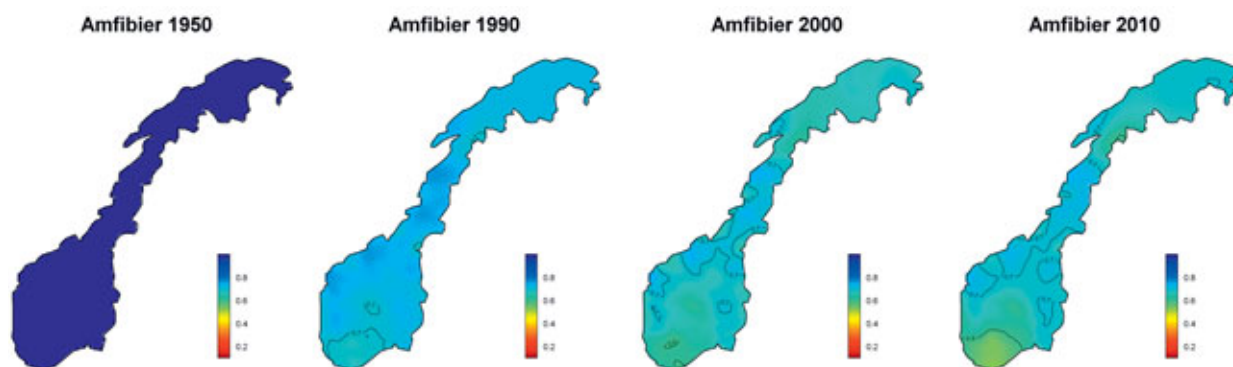
Den sure nedbøren som på 1900-tallet forsuret kalkfattige områder, særlig på Sørlandet, utraderte ikke bare fiskestammer, men også amfibiebestander. Det var særlig buttsnutefrosken og til en viss grad småsalamanderen som ble berørt, men ingen av amfibieartene innenfor forsuringssområdene unngikk å ta skade på ett eller annet vis av den sure nedbøren.

Av de norske amfibiene er det tre arter som inngår i Naturindeksen: storsalamander, småsalamander og buttsnutefrosk. Den sistnevnte finnes stort sett over hele landet, unntatt i høyfjellet og på enkelte øyer. Storsalamanderen har tre atskilte utbredelsesområder i Norge: 1) rundt Oslofjorden og tilgrensende innlandsstrøk, 2) sørlige Hordaland og nordlige Rogaland, og 3) i Trøndelagsfylkene pluss Nordmøre. Småsalamanderen har to tilsynelatende atskilte utbredelsesområder: 1) fra svenskegrensa i Østfold, rundt Oslofjorden og langs Sørlandskysten til Stavanger-området, med forekomster oppover dalstrøkene, og 2) fra Nordmøre gjennom Trøndelag til Vefsn i Nordland.

Under arbeidet med Naturindeksen var den store mangelen på kvantitative data et betydelig problem. I mange tilfeller var det derfor nødvendig å ta utgangspunkt i dagens kjente bestand og vurdere hvilke landskapsendringer og miljøpåvirkninger som har vært av betydning for amfibiene i de enkelte kommuner siden midten av forrige århundre. Det har for eksempel i denne perioden skjedd store omveltninger i jordbruksområdene, og de menneskepåvirkete landskaper har økt i omfang. Dette er faktorer som har påvirket bestandssituasjonen for amfibiene (Fig. 7.10). Virkningene av sur nedbør har variert regionalt, og dokumenterte effekter på fiskebestander er antatt å ha hatt parallelle virkninger på amfibiene.

Den økte bevisstheten om betydningen av å ta vare på det biologiske mangfoldet vil forhåpentligvis også virke inn på fremtidsutsiktene for de norske amfibiene. Storsalamanderen er foreslått som prioritert art etter den nye Naturmangfoldloven. Etablering av nye dammer i kulturlandskapet ser ut til å ha fått en renessanse. Den sure nedbøren er redusert, og virkningene av forsuringen er på retur. Ved bygging av veger nær amfibiers yngleplasser har de første norske amfibietunneler blitt bygget. Alt dette er forhold som vil komme de norske amfibiene til nytte.

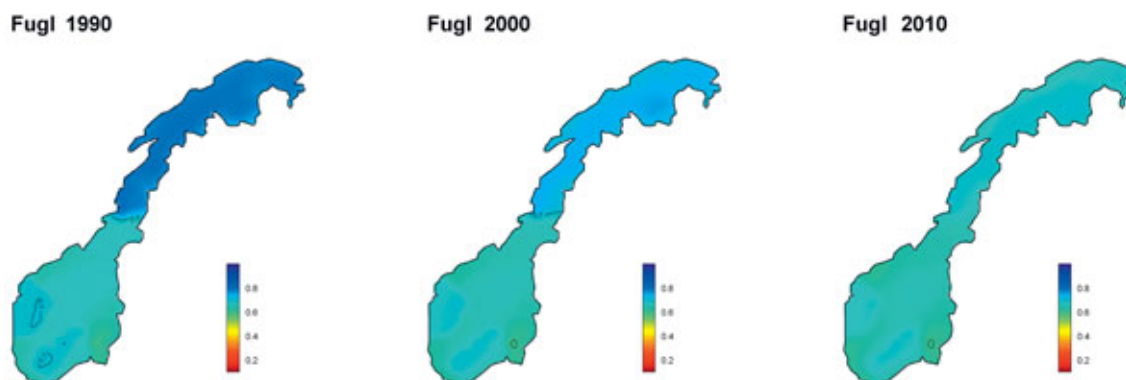
På den annen side er det fremdeles mørke skygger over amfibienes landskap. Behovet for økte næringsarealer og utbygging av tidligere uberørte områder er en stadig trussel. Det samme gjelder det sterkt mekaniserte jord- og skogbruket. Uvettig og ulovlig utsetting av fisk i fisketomme dammer har vært og er fremdeles et betydelig problem. Likevel er det grunn til å tro at med en fornuftig forvaltning av vår artsfattige amfibiefauna vil det være mulig å opprettholde dagens bestandstall i fremtiden og om mulig, bl.a. gjennom målbevisst biotopskjøtsel, å legge forholdene til rette for å styrke bestanden i de mest utsatte områder.



**Figur 7.10** Trendkart og graf som viser utvikling for 1950, 1990, 2000 og 2010 basert på de tre amfibieindikatorerne.

## 7.4 Fugl

Femten av de 34 indikatorene knyttet til myr-kilde-flommark er fugl. Felles for alle disse er at det mangler ekspertvurderinger for 1950. Samtidig er den romlige oppløsninga generelt ganske lav. For flere av artene er Sør-Norge og Nord-Norge vurdert under ett. Kun for dobbeltbekkasin, fjellmyrløper og trane er det gjort noen vurderinger på kommune- eller fylkesnivå. Dette gir seg klare utslag i trendkartene for fugl. Trendene er få og beskjedne (Fig. 7.11). Det antydes en svak nedgang for hele landet fra 1990 til 2010. Ingen områder skiller seg klart ut i den ene eller andre retninga, men det er indikasjoner på at strekninga Oslo-Akershus-Østfold har lavest verdi, mens indre Finnmark har høyest verdi i 2010. Som antydet i kapitlet om lavland og høyereliggende strøk, der flere fuglearter inngår, gjør den lave romlige oppløsninga, samt mangel på data fra 1950, at trendene blir diffuse. Dette er indikasjon på at ekspertvurderingene for fugl bør forbedres til neste korsveg. Vi presenterer her en historie om en av fugleindikatorerne, nemlig fjellmyrløper.



**Figur 7.11** Trendkart for 1990, 2000 og 2010 basert på de femten fugleartene som er hovedsakelig knyttet til myr-kilde-flommark. Disse fuglene er brushane, dobbeltbekkasin, enkeltbekkasin, fjellmyrløper, gluttsnipe, grønnstilk, gulerle, lappspove, myrsnipe, rødstilk, sivsanger, sivpurv, småspove, svømmesnipe og trane.



#### 7.4.1 Fjellmyrløper (*Limicola falcinellus*)

Noen av landets største sammenhengende våtmarker ligger i Indre Finnmark (Strann 2010). Mange av disse våtmarkene fortsetter videre inn i Finland eller i Russland. Myrrealene består av mange ulike typer myr der den spesielle og særpregede palsmyra ofte dominerer landskapsbildet.

Våre våtmarker er kjent som den viktigste naturtypen for de fleste hekkende vadefuglartene i Norge. Det er derfor ikke overraskende at det finnes et stort artsmangfold av våtmarksfugl i de omfattende våtmarkene vi finner i indre Finnmark. Hele 17 arter vadefugl er påvist hekkende i Kautokeino kommune alene. Mange av de artene som hekker i denne landskapstypen er så sjeldne at de er oppført på den norske rødlista over truede arter.

En av de mest sjeldne er fjellmyrløperen (Fig. 7.12). I disse store og våte myrområdene hekker den sammen med andre arter vadefugl som kvartbekkasin, brushane, sotsnipe, myrsnipe og svømme-snipe. Fjellmyrløperen er en av våre sjeldneste vadefugler. Den finnes kun i to områder i verden.

Ett område ligger helt øst i Sibir i Russland og består av tre mindre regioner der. Det andre området og artens viktigste, ligger nord i Skandinavia med en hekkebestand helt nord i Finland, Sverige og Norge samt noen få par på Kolahalvøya. Det aller meste av den norske hekkebestanden på rundt 1 500 par hekker i de fem østligste Finnmarkskommunene. Utenfor dette området hekker den i Norge med kun noen fåtalls par på noen fjellmyrer i Sør-Norge og i et begrenset område helt nord i Troms. Reiret legges på ei tue ute i den våtere delen av myrkomplekset og er svært vanskelig å oppdage. Våre studier av arten viser at den er veldig stedtro. Den kommer nesten alltid tilbake til samme reirplass år etter år. Ofte bruker den akkurat samme reirgropa flere år på rad.

Fjellmyrløperen finner nesten all sin næring i myra nært reirplassen. Den bruker sitt spesielt utformete nebb til å søke etter insekter og andre småkryp nede i den våte myra eller i mudderflatene i grunne dammer i myrlandskapet. Våre fjellmyrløpere trekker om høsten via Krimhalvøya og ned til kystene av den Arabiske halvøy for å overvintre langs kystene der.



**Figur 7.12** Den sjeldne fjellmyrløperen hekker i de våteste partiene av palsmyr og starmyr i Indre Finnmark. Her holder den seg vanligvis godt skjult inne i tett starrvegetasjon. Foto: Karl-Birger Strann

Siden slutten av 1990-tallet har NINA studert effekter av skader i terrenget etter barmarkskjøring. Størst fokus har vært på kjørespor etter ATV (firehuls- eller sekshjuls motorsykkel), og studiene har foregått på flere lokaliteter i Kautokeino kommune samt i militære skyte- og øvingsfelt i Troms og Finnmark. Spesielt har vi sett på skader på myr og våtmarker. Mange steder oppstår det regulære dreneringsgrøfter i sporene som et resultat av kjøringen i terrenget (Fig. 7.13). Dette skjer fordi vannet ofte raskt tar til å renne langs disse sporene, og dreneringseffekten vil dermed øke betydelig, spesielt i myr med svak helningsvinkel. Andre steder vil spor på tvers av naturlig vannsig demme opp for det naturlige vannsiget og føre til uttørring i områdene nedenfor kjøresporene.

I en studie som har gått over mange år, har vi vist at der det har blitt kjørt i myra, har dette hatt til dels store negative effekter på flere arter hekkende vadefugl. Spesielt har fjellmyrløperen vist stor negativ respons på slike skader etter barmarkskjøring. I gjennomsnitt har nedgangen i hekkebestanden vært på rundt 50 % i de berørte myrrealene. I de mest

ekstreme tilfellene har arten forsvunnet helt fra enkelte myrer der det har blitt kjørt. Noen av disse myrene ligger like ved Stuorrajávri i Kautokeino. I våre kontrollområder der det ikke har skjedd noen barmarkskjøring med påfølgende skader i myra, har vi ikke sett slike endringer i hekkebestanden (Tømmervik *et al.* 2005). Også kvartbekkasin har vist en klar negativ utvikling i de myrene som har blitt skadet av kjørespor. Tilbakegangen her ligger på rundt 20 %, og heller ikke her ble det registrert tilbakegang i kontrollområdene uten kjørespor.

Det antas at det er selve dreneringseffekten, det vil si at myra blir tørrere, som er årsaken til at fjellmyrløper og kvartbekkasin viser en så raskt og negativ respons på kjøresporene. Begge disse to artene finner all sin mat i disse vannrike myrene og legger reiret på ei lita og tørr tue midt ute i de våteste partiene. Det er sannsynlig at en begynnende uttørring vil ha betydning for forekomsten av de smådyrene som lever i myra. Dette vil så gi vadefuglene dårligere næringsforhold i det opprinnelige territoriet, og de har ikke lenger nok mat for å gjennomføre en hel hekkesesong. I tillegg vil selve reirplassen bli lettere



Figur 7.13 Typisk eksempel på kjørespor i myr. Legg merke til vannansamlingene i sporene. Kautokeino juni 2008.

Foto: Karl-Birger Strann

tilgjengelig for rovdyr som rødrev og røyskatt fordi myra er lettere å komme ut på for å lete opp egg og unger til vadefuglene. Kombinasjonen av redusert næringstilgang og lettere tilgang for rovdyr er antakelig de viktigste forklaringene til de klare negative responsene vi har påvist i myr der det har blitt kjørt med ATV. Her ligger en stor utfordring for forvaltningen på alle nivå.

## 7.5 Elvesandjeger (*Cicindela maritima*)

Elvesandjeger (*Cicindela maritima*) er en middels stor bille som hører hjemme blant løpebillene (Fig. 7.14). Sandjegerne med sine karakteristiske lange bein, store øyne og store kjever er utpregete rovdyr som lever av andre insekter. De har også karakteristiske fargemønstre på dekkvingene som gjør dem enkle å skille fra andre biller. Elvesandjegeren er i Norge nesten utelukkende knyttet til sand og siltflater langs elvebredder der den gjennomfører hele livssyklus. Larvene graver fangsttunneler i sanda, mens de voksne er aktive jegere på åpne sandflater i solskinn.

I Norge har vi fire arter av sandjegere: foruten elvesandjeger finnes grønn sandjeger (*Cicindela campestris*), skogsandjeger (*C. silvestris*) og brun sandjeger (*C. hybrida*). Lokalt kan alle de fire artene være svært tallrike, men det er kun grønn sandjeger og skogsandjeger som er vanlig utbredt i Norge. Elvesandjegeren er 12-15 mm lang, brunaktig i

fargen, sjelden med et svakt bronseskjær, dekkvingene har hver tre separate kremgule bånd som danner et karakteristisk mønster. Undersiden og beina er grønnaktig til blålig metallfarget. Sandjegerens larver er meget karakteristiske med det flattrykte, kompakte hodet og bryststykket.

Elvesandjegeren lever på soleksponert, vegetasjonsløs finsand nær vann, og særlig langs elvebredder og langs kysten, men unntaksvis også langs innsjøer. I Danmark og i Mellom-Europa finnes den nesten utelukkende på havstrender, mens den i Norge kun er funnet langs elvebredder. Arten ser ut til å foretrekke fin og tørr sand og den kan takle temperaturer i sanda på opp mot 50 °C. Ved elvene opptrer arten på større sandbanker som bygges opp ovenfor eller på nivå med elvens normale høyvannsstand.

De voksne sandjegerne er aktive fra de første varme vårdagene i slutten av april og med avtakende aktivitet utover sommeren. Hunnen legger eggene direkte nedi sanda, ett og ett i løpet av forsommeren. Etter at larven klekker, graver den ut en loddrett larvegang som den utvider i takt med at kroppsstørrelsen øker. Larvegangen har en sirkelrund åpning der larvene sitter med det flate hodet og halsskjoldet som et 'kumløkk' i beredskap til å fange andre insekter som måtte springe over hullet. Den overvintrende larven ferdigutvikles og forpupper seg i sanda i løpet av sommeren, hvorpå de nyklekte voksne overvintrer i puppekammeret.



Figur 7.14 Elvesandjeger (*Cicindela maritima*) langs Gaula.

Foto: Oddvar Hanssen, NINA

De voksne sandjegerne er aktive jegere, og lever av en rekke ulike småkryp som finnes på sandområdene. Viktige byttedyr er maur, bier, biller, teger og sommerfugler. Bestandene har to- eller treårig livssyklus, avhengig av næringstilgangen og klimatiske forhold.

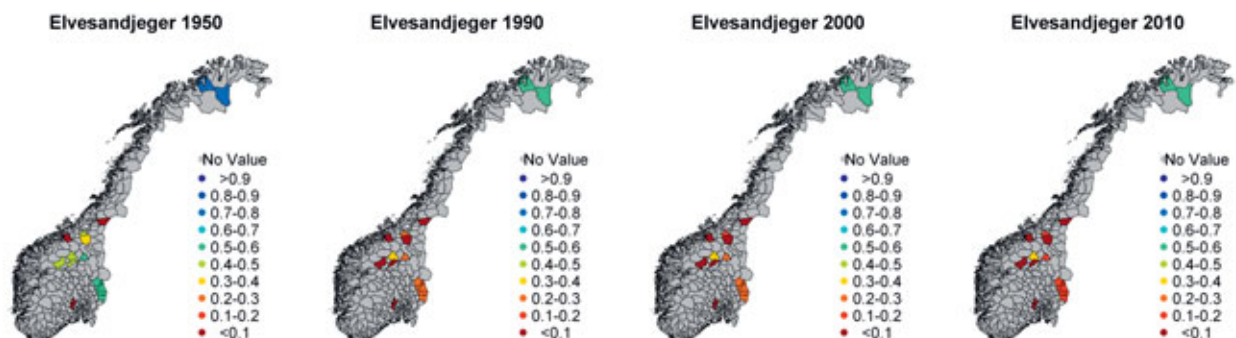
Sandjegerne som gruppe er utbredt over hele landjorda unntatt Tasmania og Antarktis og er blant de aller best studerte insektgruppene på jorda, og man har god oversikt over det globale artsmangfoldet og hvor de ulike artene forekommer. Totalt 2328 arter er kjent på jorda, hvorav mer enn 1500 tilhører endemiske arter. Elvesandjegeren er funnet nær opptil den 70. breddegrad ved Alta og er dermed verdens nordligste forekommende sandjeger.

Elvesandjegeren er en palearktisk art som i Mellom-Europa utelukkende finnes langs kysten syd til Bretagne i Frankrike, men med isolerte forekomster i Nord-Spania og Portugal. I Øst-Europa finnes den i nordlige områder av Polen og øst til Volga. Ellers er den påvist i sørlige Sibir, nord i Mongolia og på Kamtschatka, totalt i 18 land. I Danmark er arten svært begrenset forekommende på sanddynene langs kysten i nord og sør på Jylland. I Sverige har den forsvunnet fra mange steder og finnes i dag kun på en kystlokaltet i sør, og ved noen elver og enkelte kystlokaliteter i nord. I Finland finnes arten fortsatt ved kysten og noen elver i nord, mens den har forsvunnet i sør. Elvesandjeger forekommer i Norge utelukkende langs større vassdrag. Dagens status for arten i Norge viser at den sannsynligvis fortsatt finnes i fem av de åtte vassdragene den er påvist. Den er vurdert som sterkt truet (EN) i Artsdatabankens rødliste over truede arter i Norge for 2006.

Det unike insektlivet på sand og siltbanker langs stilleflytende elver har vært fremhevet som sterkt truet både i nordisk og europeisk sammenheng, og elvesandjegeren er en karakterart i disse sårbare naturområdene. Regelmessig flom spiller en sentral rolle i forstyrrelse av miljøet slik at habitatene ikke gror igjen samtidig som nye åpne flater dannes langs elva. Over tid vil de enkelte artene som tilhører denne faunaen måtte flytte rundt ettersom forholdene endrer seg. Artenes overlevelse er derfor avhengig av kontinuitet av bestemte naturtyper langs elvene slik at avstanden til tilsvarende levesteder ikke er lenger enn at artene er i stand til å kolonisere områdene.

Vassdragsregulering er en viktig årsak til at elvesandjegeren har gått tilbake (Fig. 7.15), fordi mangelen på naturlige vannstandsfluktuasjoner kan medføre mindre nydannelse av habitat og hurtigere gjengroing (Direktoratet for naturforvaltning 2009). Inngrep i elva og langs breddene gjennom elveforbygninger, kanalisering, veibygging, oppdyrking, masseuttak osv. kan virke direkte ødeleggende på habitatet, samtidig som færre arealer vil være tilgjengelig for nydannelse av habitat. Dette er trolig den viktigste årsaken til at arten har gått sterkt tilbake i Norge. Tråkk og ferdsel langs elvebreddene kan også være til skade for larvene eller nedgravde voksne. Sandområder er populære for ulike friluftaktiviteter som bading og fiske, og vil lokalt være en trussel for enkelte populasjoner.

Det er nå laget en handlingsplan for elvesandjeger i Norge som tar mål av seg å sikre overlevelse av arten langs vassdragene den fortsatt finnes og på lengre sikt øke den norske bestanden (Direktoratet for naturforvaltning 2009).



Figur 7.15 Trendkart for 1950, 1990, 2000 og 2010 for elvesandjeger i Sør-Norge.

# 8 Fjell

Forfattere: Hans Chr. Pedersen og Nina E. Eide

Norsk Institutt for naturforskning, Postboks 5685 Sluppen, NO-7485 Trondheim

Med faglig bidrag fra Bjerke, J.W. og Tømmervik, H., begge NINA

## 8.1 Innledning

Norge er et land som er karakterisert av store fjellområder. På bakgrunn av de arealene som inngår i de forskjellige naturtypene i dette arbeidet har vi kommet fram til at fjell dekker ca 119 000 km<sup>2</sup> eller omtrent 28 % av landarealet i Norge. Mye av dette arealet dekkes av stein eller nakent fjell hvor lite eller ikke noe vokser, mens ca 3 100 km<sup>2</sup> (ca 1 %) dekkes av evig is og snø. Selv om vi har store sammenhengende fjellområder, som Hardangervidda og Finnmarksvidda, er mange av fjellområdene naturlig fragmentert (oppdelt) i større og mindre områder av fjorder og skogkledde daler.

Livet i fjellet er utsatt for mange til dels ekstreme påkjenninger, særlig fra et tøft klima. Organismene utsettes for blant annet klimatiske stressfaktorer

som lave temperaturer, uttørring, vind, kort vekstsesong, is- og snødekket mark om vinteren, men også ungt og lite utviklet jordsmonn, samt relativt liten tilførsel av næringsstoffer osv. Endringer i disse faktorene kan derfor på relativt kort tid får store konsekvenser for fjellartenes overlevelse og utbredelse. Artene vi finner i dette økosystemet, er svært godt tilpasset disse ekstreme forholdene. Mens smånagere nyter godt av et isolerende tykt snødekke, vanskeliggjør det samme snødekket næringstilgang for planteetere som villrein og ryper, så vel som for predatorer som fjellrev og rovfugl. Litt på samme måte er planter som vokser i typiske snøleier tilpasset et tykt snødekke som smelter fram seint om våren, mens rabbevegetasjonen greier seg uten snøens isolerende evne. Endringer vi har observert gjennom de siste 100 årene i fjellet, skyldes hovedsakelig menneskelig påvirkning; gjennom arealbruk som setring, turisme, utbygging av vei og jernbane, kraftutbygging, forurensning, jakt og fangst (UNEP 2000), samt klimaendring med global oppvarming og utvidelse av vekstsesongens lengde (Karlsen *et al.* 2009).

Spesielt i løpet av de siste 50 år har menneskelig aktivitet i fjellet i form av veier, hytter og kraftutbygging, med dertil hørende direkte og indirekte effekter av forstyrrelse, ført til en fragmentering



Figur 8.1 Glitterheim.

Foto: Jan Paul Bolstad

av tidligere store sammenhengende fjellområder (Riksrevisjonen 2007). Dette har medført store utfordringer for forvaltning av for eksempel villrein, en art som Norge har spesielt ansvar for å bevare (Andersen & Hustad 2004). Dette skyldes hovedsakelig at reinens sesongvandinger mellom vinter- og sommerbeite blir redusert på grunn av menneskeskapte barrierer (Nellemann *et al.* 2001).

## 8.2 Generelle utviklingstrekk

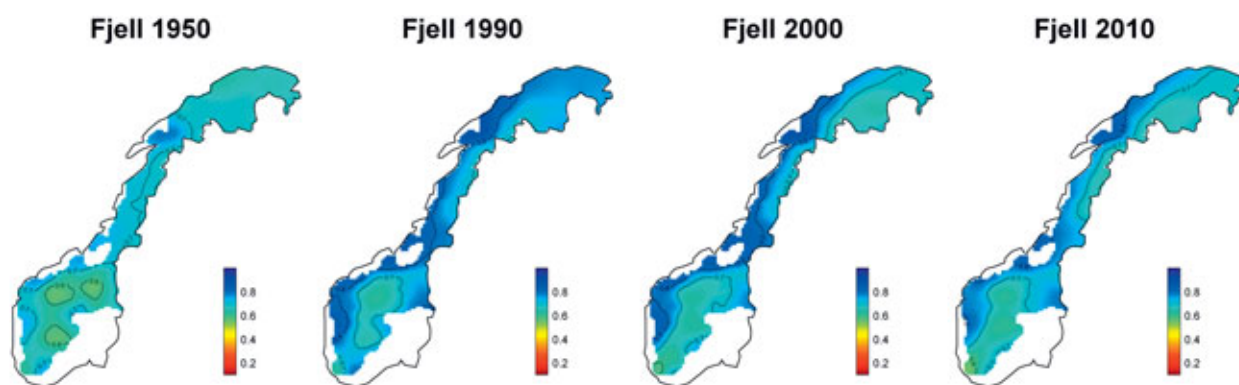
I denne rapporten omhandles fjell primært som arealet over skoggrensa, men for enkelte arter inngår også arealer i den subalpine fjellskogen. Det er vanlig at fjell og tundra også omfatter ulike naturtyper (bl.a. snøleier, leside, hei, og rabb samt myr, grasmark og uvegetert mark) over skoggrensa (Nybø *et al.* 2008), men i denne rapporten omhandles myr i høyreliggende områder i kapittel 7; Myr-kildeflommark (se side 95). For fjelløkosystemet er det i NI totalt valgt ut 30 indikatorer; 10 planter, 15 fugler og 5 pattedyr. For noen av disse inngår indikatoren i en "samlesekk" bestående av flere arter, for eksempel som smågnagere og vierkratt. Enkelte av indikatorene inngår også i andre økosystemer som skog: jerv, fjellvåk, heilo, steinskvett, smågnagere, brunbjørn, lirype og kongeørn, men er da fordelt prosentvis i forhold til forekomst i de forskjellige økosystemene. For eksempel fordeler lirype seg med 30 % i skog og 70 % i fjell, mens brunbjørn fordeler seg med 75 % i skog og 25 % i fjell.

I motsetning til mange av de andre store økosystemene i Norge synes "det totale bildet" i fjellet å være relativt uendra fra 1950 til 2010 (Fig. 8.2). Gjennomgående for hele perioden er en lavere indeks i Sør-Norge enn i Nord-Norge. Dette skyldes nok i hovedsak større påvirkning fra menneskelig aktivitet i nærheten av store befolkningssentra, som vi finner flere av i Sør-Norge enn i Nord-Norge. Negativ påvirkning i form av utbygging (vei, jernbane, kraft, hytter, turisme) og derigjennom direkte og indirekte forstyrrelse på naturmiljøet i fjellet har i hele perioden vært større i Sør-Norge enn i Nord-Norge.

Av figur 8.2 ser vi at enkelte områder i sentrale fjellområder i Sør-Norge allerede i 1950 hadde en NI på ca 0,6, mens denne situasjonen syntes å forbedre seg fram til 1990. Det må imidlertid understrekes at utgangspunktet for beregnet indeks i 1950 kun bygger på <10 indikatorer, hvorav de fleste er basert på ekspertvurderinger. Indeksen blir derfor svært

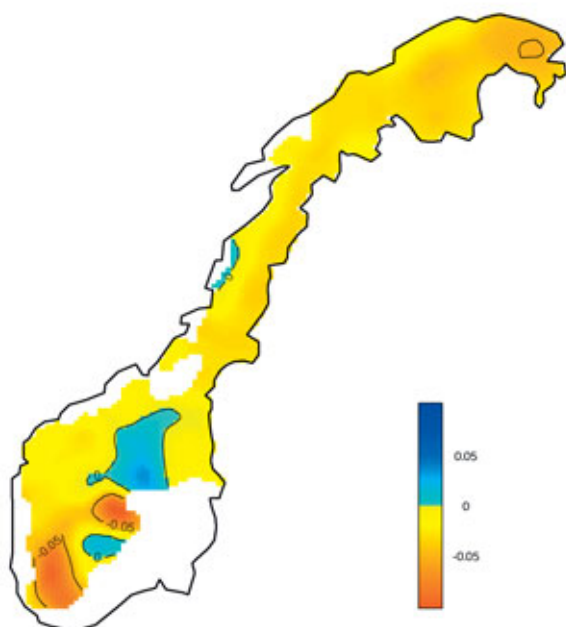
usikker og enkeltarter, hvor det finnes data, kan få svært stor betydning. For eksempel vil en lav bestand av fjellrev få relativt sett større betydning for indeksen i 1950 enn i 1990, hvor data fra mange flere arter inngår i beregningen. Det er derfor mest relevant å vurdere utviklingen i indeksen fra 1990 til 2010, hvor datagrunnlaget er sammenlignbart.

Siden grunnlaget for beregnet NI er forskjellig i 1950 og 1990 legger vi her vekt på å se på endringer i perioden fra 1990 til 2010. Her synes imidlertid indeksen å ha en negativ utvikling i det sentrale Østlandsområdet og fjellområder lengst mot sør-vest, mens områdene i nordlige deler av Østlandet og sør-østlige deler av Trøndelag praktisk talt har uendra indeks i denne perioden (Fig. 8.2 og 8.3). I Nord-Norge har spesielt de nordøstligste områdene hatt størst reduksjon i naturindeksen (Fig. 8.2 og 8.3). Årsaken til reduksjonen i disse områdene kan være en kombinasjon av flere faktorer; som forurenningseffekter fra Kola, reduserte smågnagerbestander som følge av mildere vinterklima med mer ising og nedgang i rypebestander som muligens kan være forårsaket av økt predasjonstrykk på grunn av manglende smågnagere, samt en generell økning i forekomsten av generalistpredatorer. Nedbeita lavmatter og redusert habitatkvalitet (mindre viertilgang) på grunn av sterkt reinbeite (Ims *et al.* 2007) kan virke i samme retning, der bestanden av rein sannsynligvis ligger langt over det som er naturlig tetthet (jfr. referansetilstanden på villrein i denne rapporten). Merk at årsakssammenhengene er lite kjent og at vi her bare har gjengitt mulige sammenhenger, som alle krever grundigere undersøkelse. En statistisk beregning av sannsynligheten for en reell nedgang i perioden 1990 til 2010 viser at dette kun er signifikant for området lengst sør-vest i Norge (Sirdals-Setesdalsheiene). Området rundt Dovrefjell viser en tendens til forbedret situasjon, men denne er allikevel ikke statistisk signifikant.



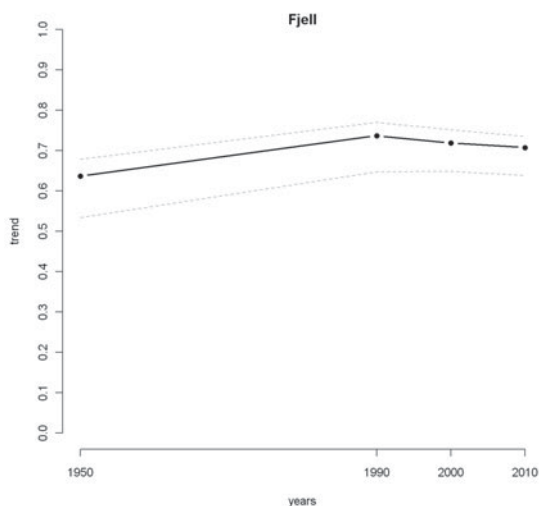
Figur 8.2 Kart som viser samlet tilstand for fjellet basert på 30 forskjellige indikatorer for perioden 1950-2010.

#### Gjennomsnittlig endring mellom 1990 -2010



Figur 8.3 Gjennomsnittlig endring i tilstand for biologisk mangfold i fjellet for perioden 1990-2010. Totalt i Norge har det i denne perioden vært en reduksjon på 4,1 %. Nedgangen har vært sterkest i deler av Sør-Norge (rød farge), men det er også indikasjoner på forbedring (blå farge) i deler av Sør-Norge.

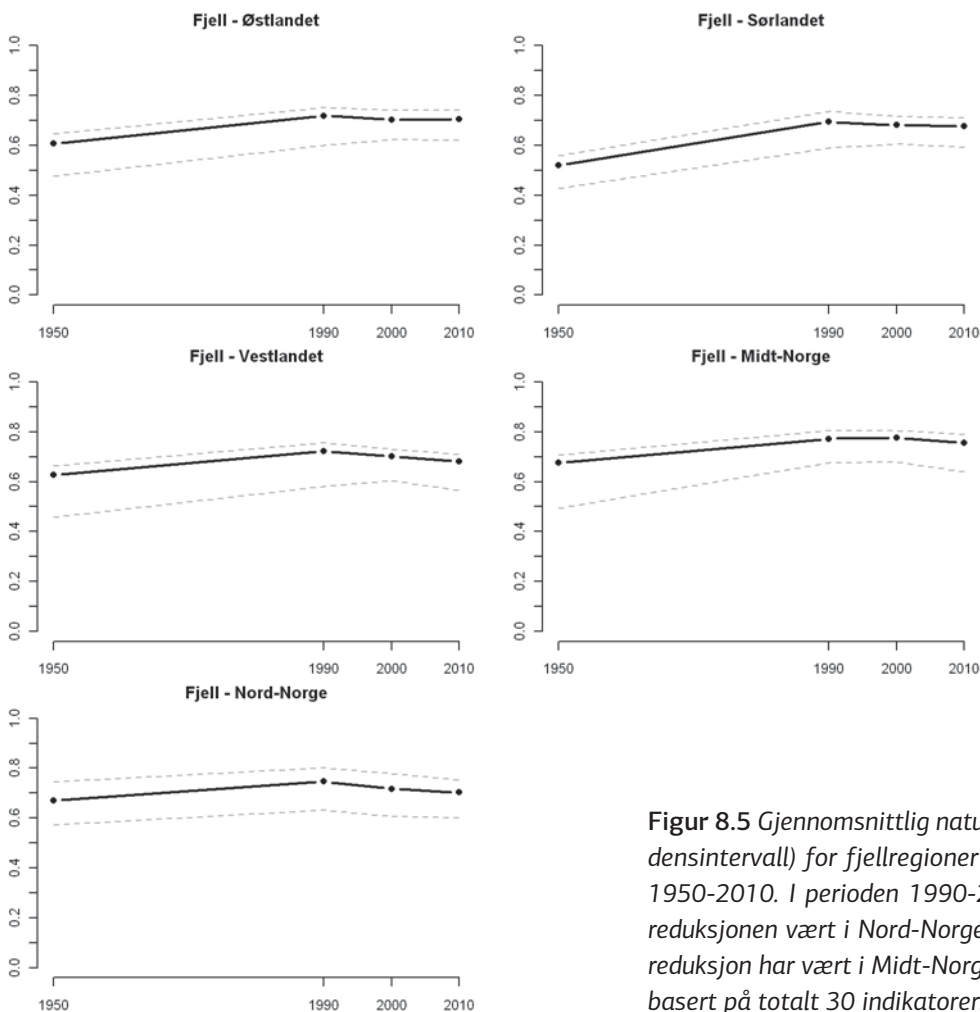
Hvis vi ser på gjennomsnittlig NI for fjellet i Norge i perioden 1950-2010, indikerer denne en relativt sterk oppgang på hele 15,6 % fra 0,64 i 1950 til 0,74 i 1990, for så å avta i 2000 og 2010 (Fig. 8.4). Men som nevnt tidligere er det vanskelig å si hvor reell denne oppgangen er. Hvis vi splitter opp Norge i geografiske hovedregioner og ser om det er forskjell mellom regionene, viser alle regionene en oppgang fra 1950 til 1990 og en nedgang fra 1990 til 2000, kanskje med unntak av Midt-Norge som har bevart det høye 1990-nivået også til 2000. Fra 2000 til 2010 er det nedgang i noen regioner; Vestlandet, Midt-Norge, Nord-Norge, mens for Østlandet og Sørlandet synes nedgangen å ha stagnert (Fig. 8.5). Den største nedgangen i perioden 1990-2010 finner vi i Nord-Norge med 6,7 %, men også på Vestlandet er nedgangen relativt stor (5,6 %). Derimot er det kun marginale nedganger for Sørlandet, Østlandet og Midt-Norge med henholdsvis 1,4 %, 1,4 % og 1,3 %. Hva disse regionale forskjellene skyldes er vanskelig å si, men det er mulig at vi for Sørlandets del ser en oppbremsing av nedgangen på grunn av forbedret forurensningssituasjon (se også Kap. 4 Ferskvann). For Nord-Norges del har vi allerede nevnt forurensning fra Kola, klimaendring, smågnagere, høyt reintall, nedbeitede lavmatter og reduserte rypebestander som mulige årsaker. Karlsen *et al.* (2009), som ser på endring i vekstsesongens lengde, viser også at det stort sett bare er i Midt-Norge at vekstsesongen er uendret, mens den stort sett i alle andre landsdeler er blitt lengre både i form av tidligere snøsmelting om våren og seinere snøfall om høsten.



**Figur 8.4** Gjennomsnittlig naturindeks ( $\pm 95$  % konfidensintervall) for fjell i Norge for perioden 1950-2010. I perioden 1990-2010 har det vært en reduksjon på 4,1 % på landsbasis. Indeksen er basert på totalt 30 indikatorer.

Siden det ved utvelgelse av indikatorer finnes representanter for forskjellige trofiske nivå i fjellet kan det være interessant å se om vi kan finne årsaker til endringer i NI ved å bryte opp materialet i følgende nivå; planter og moser (primærprodusenter; fjellfiltmose, fjellvalmue, greplyng, issoleie, nipdraugmose, praktdraugmose, reinbeitelav, sylmose, torntvebladmose, vierkratt-areal), planteetere (herbivorer; fjellrype, villrein, smågnagere, lirype), Mellompredatorer (primært insektetere; bergand, boltit, fjæreplytt, fjellerke, havelle, heilo, heipiplerke, lappspurv, snøspurv, steinskvett) og topp-predatorer (rovfugler og rovpattedyr; fjellrev, jaktfalk, jerv, fjellvåk, brunbjørn, kongeørn).

Det framgår av figur 8.6a at NI for planter og moser ikke har endret seg mye fra 1950 til 2010. Det finnes imidlertid indikasjoner på at indeksen har blitt noe redusert i områdene i den sør-østlige delen av Hardangervidda og Sirdal-Setesdalsheiene, men denne reduksjonen var størst fra 1950 til 1990 og



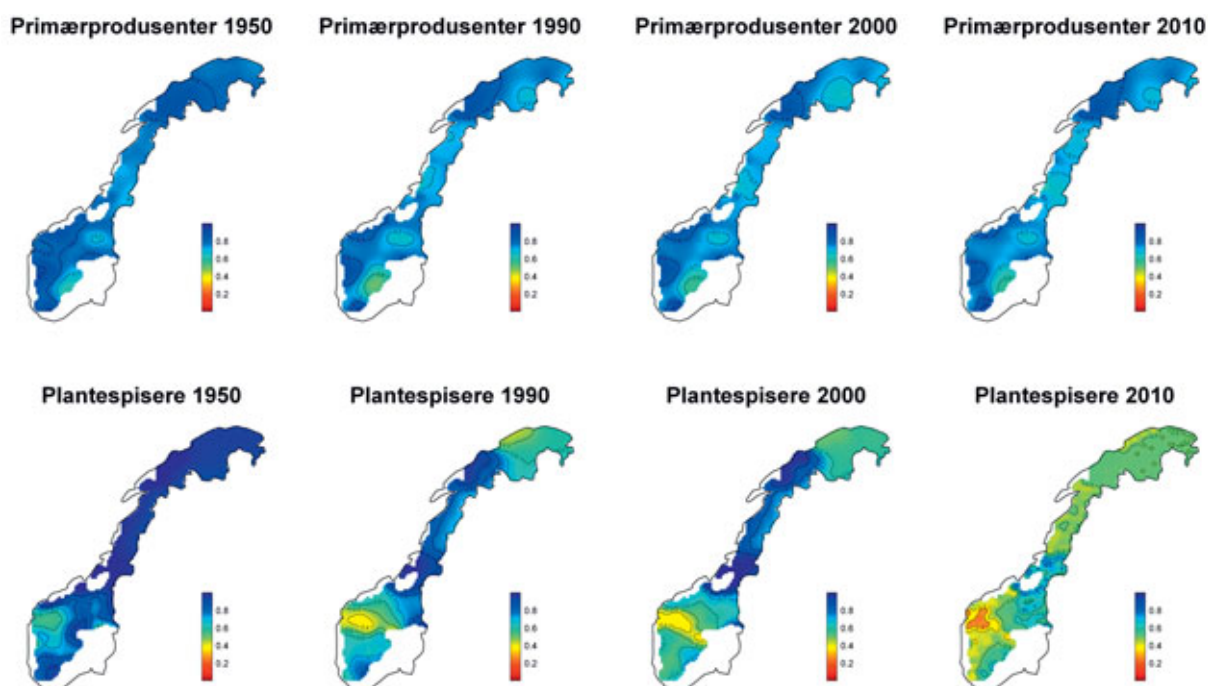
**Figur 8.5** Gjennomsnittlig naturindeks ( $\pm 95$  % konfidensintervall) for fjellregioner i Norge for perioden 1950-2010. I perioden 1990-2010 har den største reduksjonen vært i Nord-Norge (6,7 %), mens lavest reduksjon har vært i Midt-Norge (1,3 %). Indeksen er basert på totalt 30 indikatorer.



er deretter litt forbedret. Det er vanskelig å si hva dette skyldes, men allerede på 1950-tallet ble det rapportert om beiteskader/overbeiting av tamrein i dette området (Gaare pers.med.). Etter at tamreindriften opphørte restituerte plantedekket seg.

Bildet er et helt annet når vi ser på endringene i NI for planteetere (Fig. 8.6b). I 1950 var det en høy NI over hele landet, med unntak fra et område på Nord-Vestlandet hvor indeksen var ca 0,6. Dette skyldes sannsynligvis noe reduserte bestander av rype og mulig overbeiting av villrein, som ga for høy villreinbestand i forhold til en optimal referanseverdi. Det kan også tenkes at jaktstatistikken for rype (lirype og fjellrype) fra dette området til en viss grad underestimerer bestanden siden dette ikke er områder hvor denne jaktformen er spesielt utbredt. I 1990 er NI i dette området ytterligere redusert, men i tillegg er et område lengre østover inn i Oppland negativt påvirket. Også i Finnmark ser vi en relativt tydelig nedgang i NI fra 1950 til 1990, spesielt på ytre strøk av Vest-Finnmark. Områdene fra Sør-Trøndelag t.o.m. Troms synes derimot lite påvirket i denne perioden (Fig. 8.6b). Siden villrein ikke inngår i indeksen i tamreinområdene fra Hedmark/Sør-Trøndelag og nordover, er indeksen derfor kun basert på data fra lirype, fjellrype og smågnagere. Dette betyr at dårlige rypeår får stor betydning for

NI i disse områdene og man skal derfor være forsiktig med å trekke altfor bastante konklusjoner om indeksens utvikling, siden rypebestanden påvirkes av en rekke faktorer som også er av naturlig karakter (Pedersen & Karlsen 2007). Fra 1990 til 2000 skjer ingen store negative endringer, men områder hvor vi har en nedgang i NI fra 1950 til 1990, ser ut til å ha en fortsatt svak nedgang, i tillegg til at områder med negativ utvikling i Sør-Norge blir større. Dette kan skyldes en samlet virkning av en rekke faktorer som klimaendring, forstyrrelse, forurensning, fragmentering, endret arealbruk, jakt og fangst og som påvirker ryper, smågnagere og villrein i fjellet i større eller mindre grad i negativ retning. Selv om vi vet at flere av disse faktorene i større eller mindre grad kan påvirke de aktuelle plantespiserne, så er fortsatt kunnskapen om betydningen av de forskjellige faktorene alene eller i samspill begrenset. Mye av tankene omkring dette er derfor fortsatt på hypotesestadiet. Fra 2000 til 2010 ser vi en relativt sterk reduksjon i NI praktisk talt over hele landet, og i områder som fra før har redusert NI skjer en forverring av situasjonen. Det eneste området som i 2010 har en fortsatt høy NI (>0.7) er Trøndelag og nordlige deler av Hedmark, områder hvor smågnagerbestanden og rypebestanden fortsatt hadde forholdsvis høye nivåer, sammenlignet med resten av landet.



Figur 8.6 Kart som viser samlet tilstand for planter og moser (primærprodusenter) (n=10) i fjellet for perioden 1950-2010, og for planteetere (n=4) i samme periode.

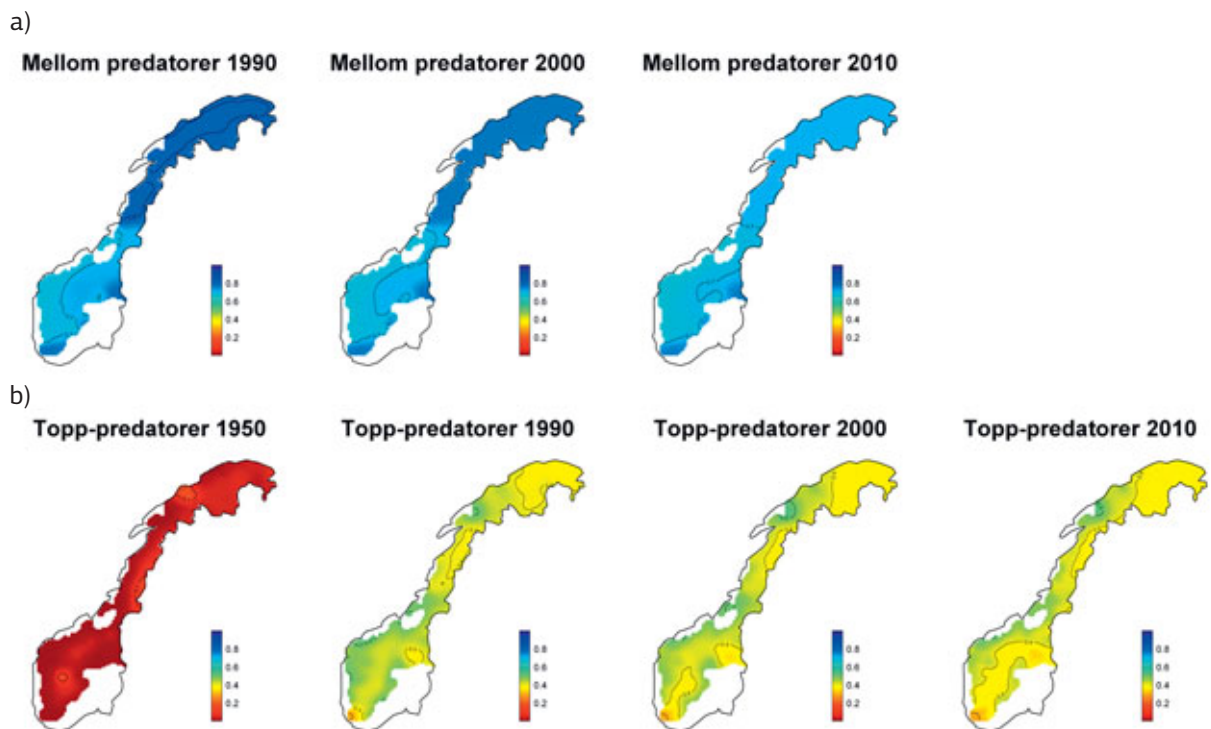
Det må igjen presiseres at disse vurderingene er basert på forholdsvis få indikatorer, spesielt for planteetere. Det er allikevel interessant å se at på samme måte som planteetere i fjellet viser store romlige endringer over tid, viser de det samme i skog (se Kap. 6). Men mens planteetere i fjellet viser en negativ utvikling fra 1950 til 2010, har de den motsatte utviklingen i skog, i alle fall når det gjelder hjortevilt (elg, hjort, rådyr) (se Kap. 6).

Går vi et steg opp i næringskjeden finner vi de såkalte Mellompredatorene som for fjellets vedkommende bare utgjøres av fuglearter (insektetere). Som vi ser av figur 8.7a så finnes ikke data for disse artene fra 1950, slik at NI kun er angitt for perioden 1990 til 2010. NI for disse artene er dessuten i sin helhet basert på ekspertvurderinger som viser en uendra status over hele landet fra 1990 til 2010 (Fig. 8.7a).

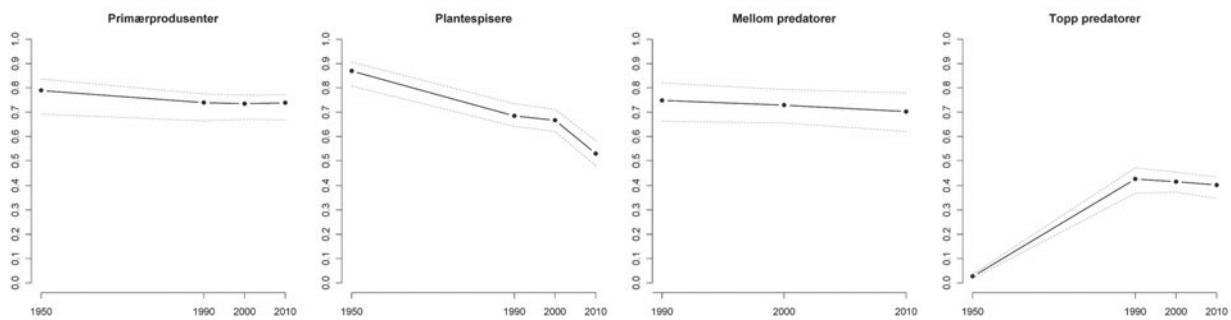
På toppen av næringskjeden finner vi topp-predatorene, som i fjellet består både av fugler og pattedyr. Situasjonen for fjellets rovfugler og rovpattedyr var som ellers i landet, svært dårlig i 1950 sammenlignet med referansebestandene (Fig. 8.7b). Dette skyldes i all hovedsak sterk etterstrebelse i form av jakt og fangst. Hovedsakelig som et resultat av at alle dagrovfugler og ugler og de langt fleste store og mellomstore rovpattedyr ble fredet tidlig på 1970-tallet økte bestandene. I perioden 1950 til

1990 ser vi en tydelig forbedring av NI for denne gruppa i fjellet, noe svakere i Nordland og Finnmark og noen områder i nordlige deler av Hedmark og i den sør-vestligste delen av landet (Rogaland/Vest-Agder). Fra 1990 til 2000 skjer kun små endringer; områdene med lav NI i Nordland krymper i areal, mens områdene i Sør-Norge med svakest NI øker i areal. Fra 2000 til 2010 ser vi heller ingen store endringer, men områdene i Sør-Norge med lavest NI (0,3-0,4) øker i omfang slik at områdene blir sammenhengende fra Rogaland og Vest-Agder i sør til Oppland og Hedmark i nord (Fig. 8.7b). Det må igjen presiseres at disse vurderingene også er basert på få indikatorer.

Det totale bildet når en ser på de forskjellige trofiske nivå i fjellet viser at planter og moser (primærproducentene) og Mellompredatorer (insektetere), som til sammen utgjør 20 indikatorer, ikke endrer seg mye fra 1950 til 2010, men kun viser en svak nedgang i NI (Fig. 8.8). Planteetere og topp-predatorer, som til sammen utgjør 10 indikatorer, viser motsatte trender; NI for planteetere avtar, mens den for topp-predatorer øker, hvilket innebærer at disse to gruppene mer eller mindre jevner ut hverandre (Fig. 8.8). Dette innebærer at summen av indikatorer i fjellet blir som vist i figur 8.2.



**Figur 8.7** Kart som viser samlet tilstand for Mellompredatorer ( $n=10$ ) i fjellet for perioden 1990-2010 (a), og for topp-predatorer (rovpattedyr og -fugler) ( $n=6$ ) i samme periode (b).



**Figur 8.8** Gjennomsnittlig naturindeks ( $\pm 95\%$  konfidensintervall) for alle trofiske grupper i fjellregioner i Norge for perioden 1950-2010, med unntak av mellompredatorer som vises for perioden 1990-2010. Indeksen er basert på totalt 30 indikatorer.

## 8.3 Temaindekser med tilhørende historier

### 8.3.1 Smågnagere – motoren i fjelløkosystemet

Et av de mest karakteristiske trekk ved høyfjellsøkosystemet i Fennoskandia har alltid vært de såkalte lemenåra (Hagen 1952). I disse åra, hvor fjellet formelig krydde av de gule og svarte smågnagerne, som det helt tilbake til Pontoppidans tid er knyttet mange

historier og oppfatninger til, levde predatorer og en rekke andre arter et bekymringsløst liv. Disse smågnagerårene, som ikke nødvendigvis bare var knyttet til lemen, men også andre arter av smågnagere så som markmus, fjellrotte, gråsidemus og klatremus, hadde i store deler av Fennoskandia sykliske svingninger med topp hvert 3-4 år. Etter midt på 1980-tallet har smågnageråra over praktisk talt hele Norge blitt vesentlig mindre regulære, og toppene er på langt nær så store som tidligere (se Framstad 2010). Mange hevder at dette skyldes klimaendringer



**Figur 8.9** Fjellrev.

Foto: Jan Paul Bolstad

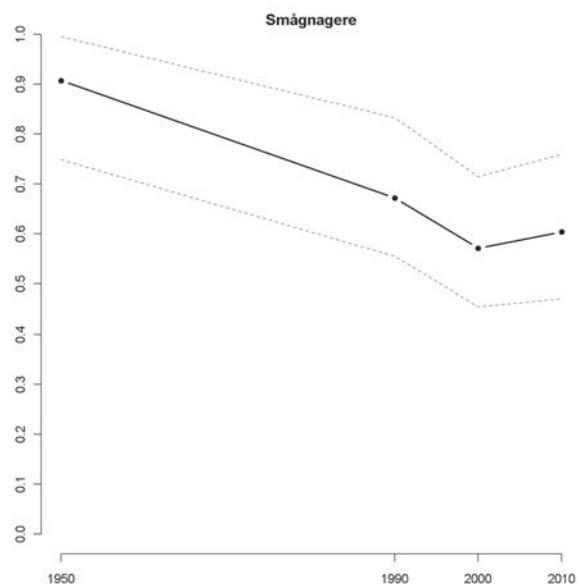
med høyere frekvens av milde perioder vinterstid og ising på bakkenivå, som blant annet vanskeliggjør forholdene for smågnagere gjennom vinteren (Kausrud *et al.* 2008, Ims *et al.* 2008). Særlig lemen vil være utsatt for ising om vinteren, da den vil miste tilgang til hovedføde i snøleien; mose. Den er også den eneste av gnagerne som i særlig grad reproducerer gjennom vinteren og under snøen, og den er trolig avhengig av tørre rom under snøen for å gjennomføre vellykket reproduksjon om vinteren.

Dette forholdet gjenspeiles i NI for smågnagere i forskjellige landsdeler av Norge, som viser en relativt markant nedgang fra 1950 til 1990, og en ytterligere nedgang fra 1990 til 2000, med unntak av deler av Midt-Norge (Fig. 8.10). Dette kan igjen henge sammen med at vinterforholdene i Midt-Norge er de som har endret seg minst (liten eller ingen endring i snødekkets varighet; eller vekstsesongen lengde (Karlsen *et al.* 2009)). I siste 10-årsperiode fra 2000 til 2010 er bildet for de fleste landsdeler forholdsvis uendra, kanskje med en svak forbedring i deler av Sør-Norge, mens området med relativt lav indeks i Nordland er utvidet sørover (Fig. 8.10). Hvis vi ser på utviklingen i gjennomsnittlig NI for hele landet viser denne at det totalt sett har vært en sterk nedgang fra 1950 til 2000, mens det i perioden 2000 til 2010 har vært en svak forbedring (Fig. 8.11). Dette er bekymringsfullt, da smågnagerne er sentrale byttedyr for flere av fjellets karakterarter; fjellrev, fjellvåk og fjelljo.

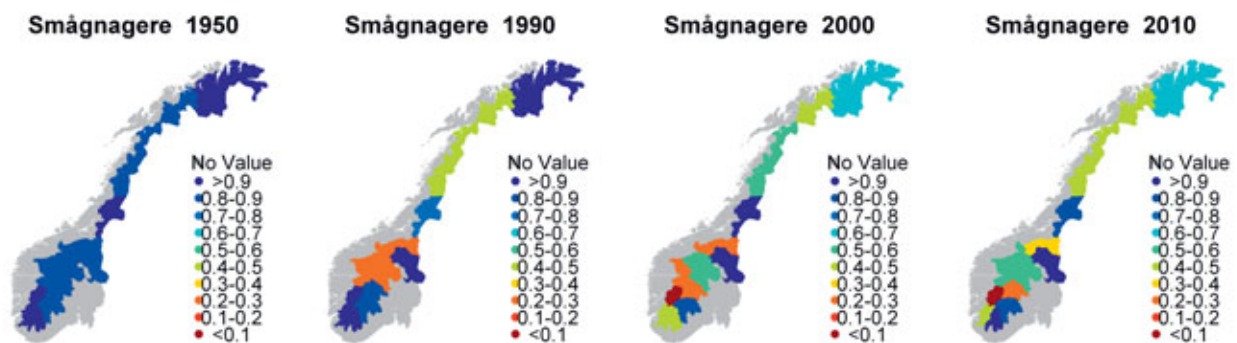
Smågnagere er planteetere som indirekte også påvirker andre mindre planteetere, så som rype. Rypene blir i større grad tatt av rovpattedyr og rovfugler i år med lite smågnagere; rype kan da fungere som et såkalt alternativt byttedyr (Hagen 1952). Gitt den "alternativ byttedyr hypotesen" vil derfor en reduksjon i smågnagerbestandene også

kunne føre til en reduksjon i bestandene av andre mindre planteetere, fordi predasjonstrykket på disse øker når smågnagerbestandene reduseres. Det er sannsynligvis dette vi ser i NI for gruppen planteetere i figur 8.6b og figur 8.8. I disse figurene utgjør nemlig smågnagere, lirype og fjellrype tre av fire planteetere.

Hvis vi ser på endring av NI hos en art som er sterkt indirekte påvirket av smågnagersituasjonen slik som lirype (Hagen 1952; Pedersen & Karlsen 2007), finner vi en relativt sterk nedgang i NI fra 1950 til 1990 i de fleste områdene av landet, men sterkest i Sør-Norge og Finnmark (Fig. 8.12a). Det skjer ingen ytterligere reduksjon i NI fra 1990 til 2000, men fra



Figur 8.11 Gjennomsnittlig naturindeks ( $\pm 95\%$  konfidensintervall) for smågnagere i fjellet i Norge for perioden 1950-2010.



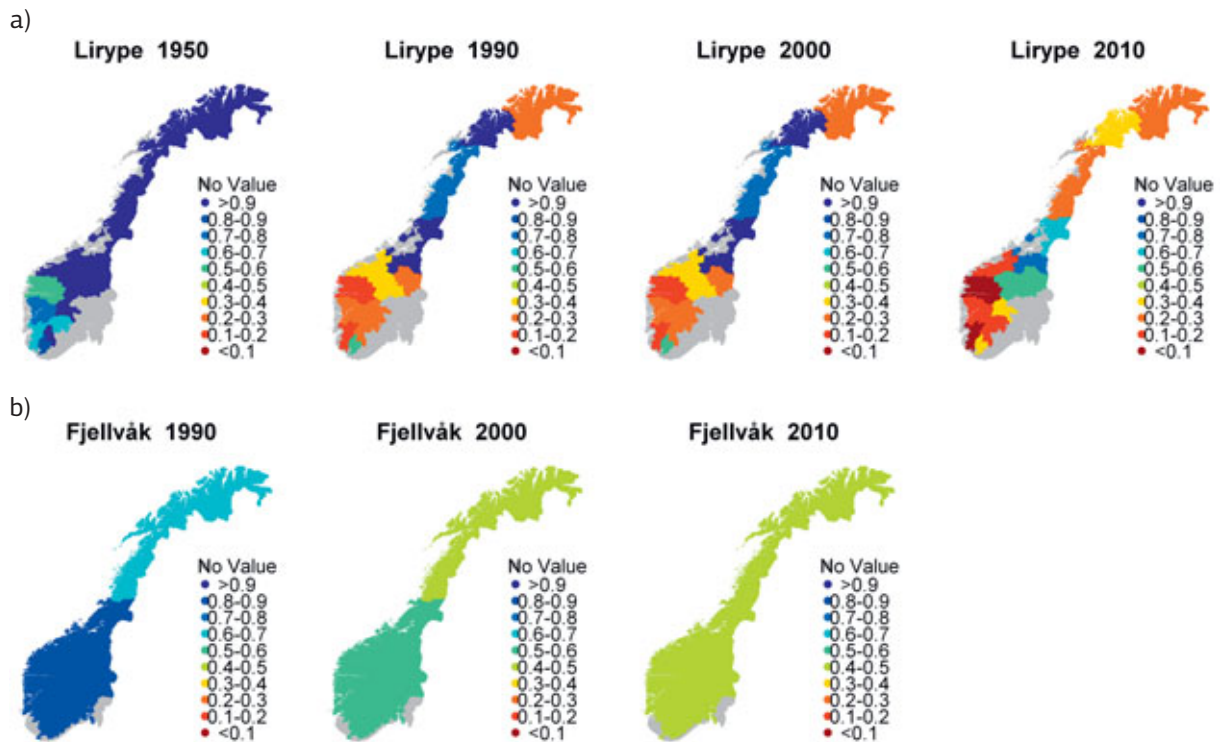
Figur 8.10 Utvikling i bestanden av smågnagere i fjellet fra 1950-2010.

2000 til 2010 ser vi en ny nedgang i store deler av landet, men minst i Midt-Norge (Fig. 8.12a). Selv om det er en rekke andre faktorer som påvirker rypebestanden ser vi allikevel at endringene i store trekk følger endringene i smågnagerbestandene (Fig. 8.10). Dette er spesielt tydelig i Midt-Norge hvor NI for både smågnagerbestanden og rypebestanden har holdt seg stabil eller økt etter 1990, men utviklinga ellers i landet har hatt en mer negativ trend (Fig. 8.10 og 8.12a).

En reduksjon av smågnagerbestandene vil også få direkte følger for en rekke mindre rovpattedyr og -fugler som i hovedsak er avhengig av smågnagere for å kunne reprodusere/overleve; slik som snøugle, myrhauk, jordugle, fjellvåk, snømus, røyskatt, fjellrev, fjelljo m.fl. Så hvordan kan vi da forklare at smågnagerbestandene er redusert, men NI for rovpattedyr og -fugler har økt (se Fig. 8.7b og 8.8)? De artene som inngår i NI for denne gruppa er jerv, brunbjørn, kongeørn, fjellrev, jaktfalk og fjellvåk. Den største endringen i NI for rovpattedyr og -fugler finner vi fra 1950 til 1990, mens det i perioden 1990-2010 kun har vært små endringer (Fig. 8.8). Hovedårsaken til den positive utviklinga i den første perioden skyldes at alle disse artene har blitt fredet tidlig på 1970-tallet, med unntak av fjellrev som ble fredet allerede i 1930. Dette har gitt en bestands-

vekst som gjenspeiles i økningen av NI fra 1950 til 1990. Effekten av de lave smågnagerbestandene fra midten av 1980-tallet og utover etter årtusenskiftet har ikke gitt seg nevneverdig utslag i tilsvarende nedgang for arter som inngår i NI for rovpattedyr og -fugler i fjellet og som er direkte eller indirekte påvirket av smågnagerbestanden (fjellrev, jaktfalk, kongeørn), med unntak av fjellvåk. Fjellvåken er direkte avhengig av god smågnager-tilgang for å gjennomføre vellykket reproduksjon (Hagen 1952). For fjellvåk ser vi da også en relativt sterk nedgang i NI for perioden 1990-2010 (Fig. 8.12b).

For fjellreven ser vi en nedgang i NI i de sørligste områdene på Hardangervidda/Finse og for Dovrefjell i den samme perioden, mens det er liten endring i NI for fjellrev fra Midt-Norge og nordover. Nedgangen i NI for fjellrev sammenfaller med hvor smågangerne har blitt borte i overvåkingsdata fra TOV (se Framstad *et al.* 2010). Hadde smågnager-spesialisten over noen, nemlig snøugla, vært en del av NI beregningen, så hadde tilbakegangen og utsalget på arter som tilhører dette trofiske nivå, med avhengighet til smågnagere, sannsynligvis vist en nedgang for hele landet. Vi kan slik sett si at vi allerede har mistet en viktig indikatorart for høyfjellsøkosystemets tilstand.



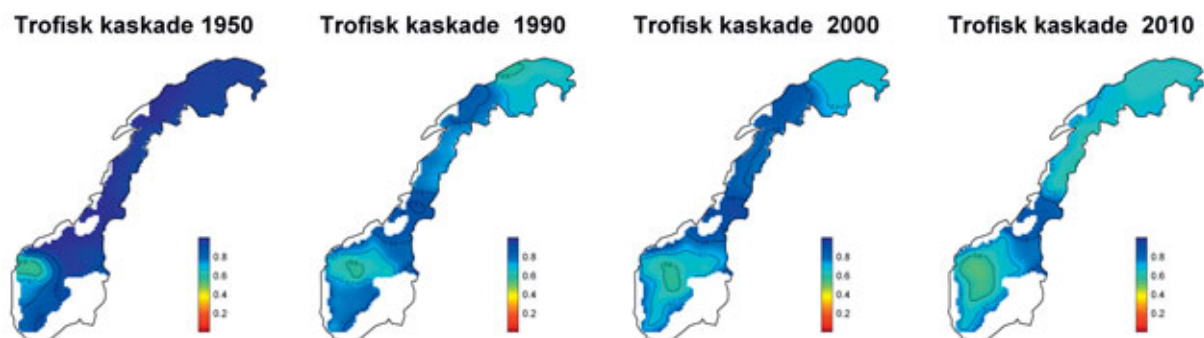
Figur 8.12 Utvikling i bestanden av lirype i fjellet fra 1950 til 2010 (a) og fjellvåk fra 1990 til 2010 (b).

Hvis det er slik at smågnagersituasjonen i fjellet har stor betydning for så vel andre planteetere som for rovpattedyr og -fugler vil en kunne forvente å finne såkalte trofiske kaskadeeffekter. Gjennom kaskadeeffekten ser vi at når det er lite smågnagere, vil det bli lite rype og videre lite av de rovpattedyrene og -fuglene som lever av rype. I et forsøk på å kombinere grupper som kan tenkes å påvirke hverandre direkte eller indirekte gjennom en slik kaskadeeffekt har vi benyttet NI for smågnagere, to andre planteetere som smågnagersituasjonen vil kunne påvirke, nemlig lirype og fjellrype og to rovfugler, jaktfalk og kongeørn, som igjen vil være påvirket av bestandssituasjonen for ryper (Hagen 1952, Pedersen & Karlsen 2007).

I figur 8.13 vises resultatene på landsbasis for den kombinerte NI for disse indikatorene fra 1950 til 2010. Som vi ser ligner situasjonen i 1950 i figur 8.13 veldig mye på 1950-situasjonen for planteetere i figur 8.6b. Dette skyldes at eneste forskjellen mellom disse to kartene er at figur 8.13 ikke har med villrein, mens den er med i figur 8.6b. For de to rovfuglartene, jaktfalk og kongeørn, som inngår i "kaskadeberegningen" finnes ikke data fra 1950, derfor er ikke de tatt med i beregning av NI.

I figur 8.13 ser vi videre at NI reduseres fra 1950 til 1990 i samme områder som NI for planteetere (Fig. 8.6b) reduseres, men ikke like sterkt. Vi ser videre at situasjonen er omtrent uforandret fra 1990 til 2000, men områdene med høy (>0,7) NI synes å begrenses til nordlige deler av Oppland/Hedmark og nordover t.o.m. Troms (Fig. 8.13). I 2010-bildet er det helt tydelig at områdene med høy NI nå er begrensa til Midt-Norge og nordlige deler av Hedmark. I hele

perioden 1950-2010 følger utviklingsmønsteret i store trekk det samme som vi ser i figur 8.6b for planteetere, men reduksjonen i NI er vesentlig mindre i "kaskadeberegningen". Dette er interessant i den forstand at vi ved å benytte NI for jaktfalk og kongeørn demper nedgangen i NI. Selv om både jaktfalk og kongeørn til en stor grad er avhengig av god tilgang på li- og fjellryper for en vellykket reproduksjon, ser vi ikke denne koblingen direkte i "kaskadeberegningen". Dette skyldes sannsynligvis i hovedsak at bestandsestimatene for li- og fjellrype baserer seg på jaktstatistikk og derfor også gjenspeiler variasjonen i høstbestandens størrelse. Høstbestanden på sin side gjenspeiler årets kyllingproduksjon og varierer mye mer enn vårbestanden i et område, mens det er vårbestanden som er avgjørende for hekkeresultatet for jaktfalk og kongeørn. Selv om høstbestanden for rype viser til dels stor variasjon mellom år vil ikke dette umiddelbart gi seg utslag i endringer i bestanden av jaktfalk og kongeørn. Dette demonstrerer også at NI kan være et ganske følsomt verktøy, og i den grad sesong er mulig å legge inn for enkelte sentrale arter, så burde det kanskje være et nødvendig skritt i neste versjon av NI.



**Figur 8.13** Kart som viser samlet tilstand for smågnagere, lirype, fjellrype, jaktfalk og kongeørn (kaskadeeffekt) i fjellet for perioden 1950-2010.



Figur 8.14 Villrein.

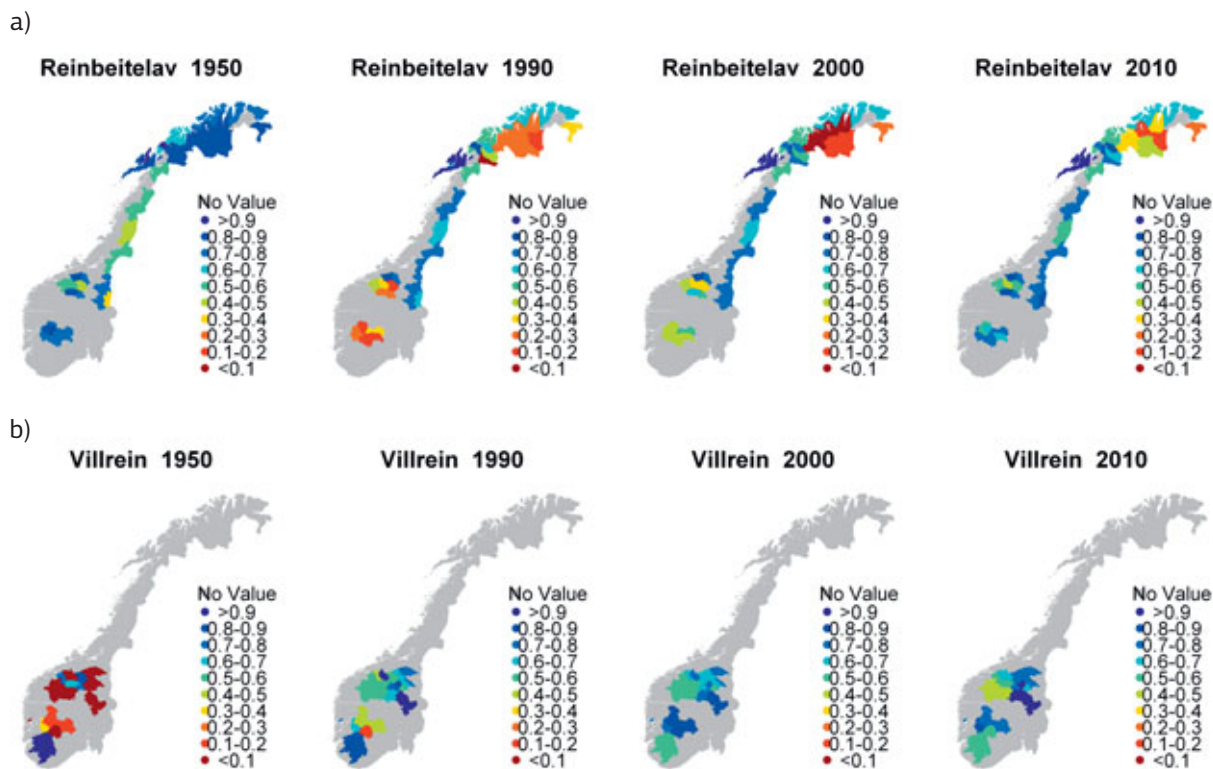
Foto: Johan Trygve Solheim

### 8.3.2 Lavmatte – reinsdyr

Norge har særlig ansvar for den siste rest av villrein i Europa (Andersen & Hustad 2004) som i dag bare finnes i de såkalte villreinområdene i Sør-Norge fra Forollhogna i nord til Setesdalsheiene i sør. Reinen er presset på mange områder av menneskelig aktivitet gjennom forskjellige former for utbygging i fjellet, økende turisme, klimaendringer med mer som medfører ytterligere fragmentering av opprinnelige og naturlige villreinområder (Andersen & Hustad 2004). Spesielt kan manglende tilgang på lavrike vinterbeiter være et problem for dagens villreinstammer (Andersen & Hustad 2004, Nellemann *et al.* 2001). Som vi ser av figur 8.15a så var NI for reinbeitelav allerede i 1950 omtrent halvert i forhold til en referansesituasjon i enkelte områder av Dovrefjell. Det samme var tilfellet for enkelte områder nordøst i Hedmark og nordover til Troms, selv om dette er utenfor villreinområdene og slik sett kun har betydning for tamrein. Fra 1950 til 1990 er det en sterk forverring av NI på og rundt Hardangervidda og en ytterligere forverring i Dovrefjellområdet. Likeledes er NI i tamreindistriktene i indre strøk av Troms og Finnmark også vesentlig redusert (Fig. 8.15a), mens områdene nordøst i Hedmark t.o.m. Nordland har

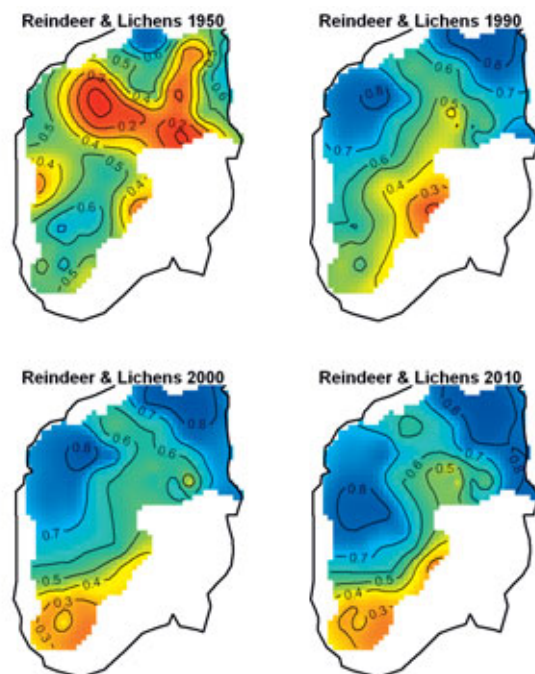
en høyere NI i 1990 enn i 1950. I perioden 1990 til 2000 ser vi en økende NI i alle villreinområdene, mens situasjonen i Troms fortsatt er dårlig og i store deler av Finnmark ytterligere forverret. Imidlertid ser vi at forbedringen fortsetter også fra 2000 til 2010 i alle villreinområdene, og nå også i de fleste tamreinområder i Troms og Finnmark.

Utviklingen i NI for villrein fra 1950 til 2010 viser at situasjonen var dårligst i 1950 (Fig. 8.15b). Dette skyldes i hovedsak at vi i mange villreinområder allerede på 1950-tallet hadde en til dels sterk slitasje på beiteressursene, noe som ble forsterket utover på 1960-tallet. Fordi indeksen for villrein bygger på en optimalitetsmodell (Certain & Skarpaas 2010), betyr det at naturindeksen blir dårligere jo mer en bestand overskrider referansesituasjonen. Det er dette som skjedde med villrein i mange områder i Norge på 1950-1960 tallet, nemlig at bestanden var for stor i forhold til beitegrunnlaget, og naturindeksen skal da bli redusert som vist for 1950 i figur 8.15b. Etter at bestandene av villrein ble redusert og tilpasset beitegrunnlaget, viser naturindeksen en forbedring i perioden 1990-2010, en forbedring som i stor grad gjenspeiler utviklinga i NI for reinbeitelav (Fig. 8.15a).



Figur 8.15 Utvikling av NI for reinbeitelav (a) og bestanden av villrein (b) i Norge fra 1950 til 2010.

En kombinasjon av NI for villrein og reinbeitelav gir et interessant bilde som vises i figur 8.16. Kombinasjonen av høy villreinbestand i forhold til beitegrunnet, samt sterkt beita lavmatter viser at situasjonen i 1950 var svært dårlig i mange fjellområder i Sør-Norge. Etter at forvaltningen tok tak i situasjonen og reduserte villreinbestanden i mange av våre kjente fjellområder, forbedret situasjonen seg i perioden 1990 til 2010. Det er interessant å se at tidligere problemområder i de nordligste villreinområdene med svært lav naturindeks på 1950 tallet, i løpet av tida fram til 1990 langt på vei har blitt godt restituerte fjellområder (Fig. 8.16). På tross av økt fragmentering av villreinområdene, økt grad av forstyrrelse med mer ser det ut som situasjonen i 2010 er under god kontroll hva gjelder villrein og beiteressurser (reinbeitelav), da med unntak av de sørligste villreinområdene. NI for reinbeitelav i Troms og Finnmark er imidlertid bekymringsfullt og bør tolkes som et varselssignal om at tamreinbestandene i disse områdene ligger langt over bærekraftige bestandsnivå.



Figur 8.16 Kart som viser kombinert NI for villrein og reinbeitelav i fjellet i Sør-Norge for perioden 1950-2010.



### 8.3.3 Setrer i drift - endring av kulturpåvirka mark

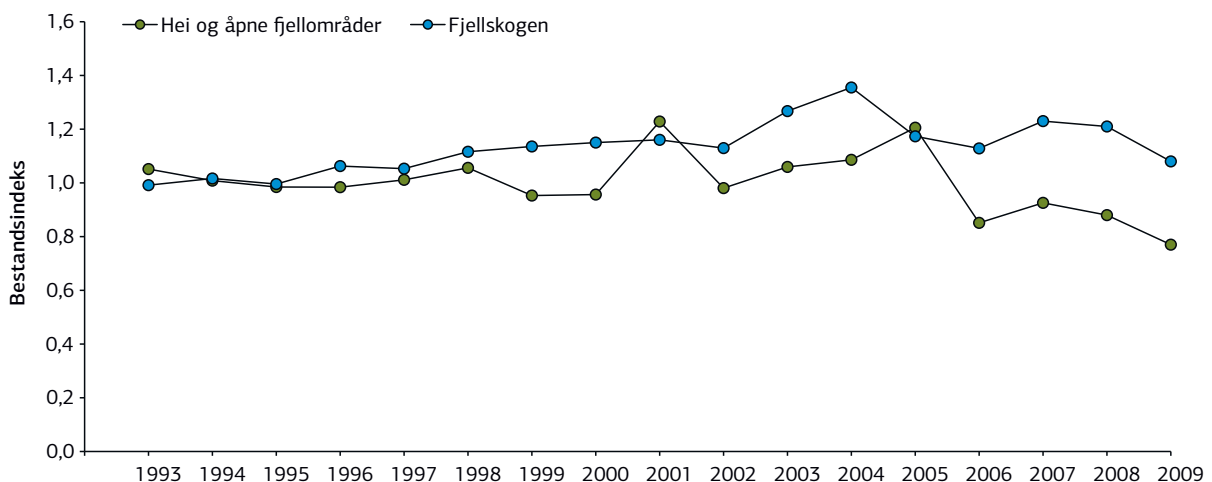
Gjennom flere årtusener har fjellskogen og fjellet blitt benytta som husdyrbeite og områdene er slik sett i større eller mindre grad å betrakte som kulturpåvirka mark med tilknytning til tradisjonelt seterbruk (se også Kap. 5). I løpet av de siste 150 år har imidlertid bruken av fjellet til setring avtatt dramatisk, og mange av de kulturbeta habitatene knytta til denne driftsformen er i sterk tilbakegang (Austrheim *et al.* 2009; Fremstad & Moen 2001). I hvor stor grad dette påvirker det biologiske mangfold i fjellet er vanskelig å si da effektene ofte varierer med grad av beitetrykk og hvilke arter av beitedyr det er snakk om (Danell *et al.* 2006). En reduksjon i seterbruket vil også medføre reduksjon i hogst og slått i områder knyttet til skoggrensa. Dette vil på sikt føre til gjengroing og heving av skoggrensa, hvilket betyr at arealet av åpne områder reduseres (Linkowski & Lennartsson 2005). På sikt vil dette kunne ha betydning for en rekke typiske fjellarter som nettopp finnes i de åpne områdene i nær tilknytning til fjellskogen.

## 8.4 Egne tema

### 8.4.1 Spurvefugler i fjellet

I forbindelse med Program for terrestrisk naturovervåking (TOV) er det foretatt overvåking av spurvefugler i fjellet i 8 utvalgte TOV-områder fra Lund, Rogaland i sør til Dividalen, Troms i nord fra tidlig på 1990-tallet. Denne overvåkingen ble etter hvert utvidet, men for perioden fram til 2006 var det en mer subjektiv utvelgelse av lokaliteter for innsamling av data, og for hele tidsserien er det utført svært få tellinger i Nord-Norge. Tallene gir derfor kun en indikasjon på hvilke endringer som skjer. Tidsseriene for fjell er satt sammen av data fra Norsk ornitologisk forenings hekkefugltaksering (HFT, 40-70 telleruter, 85 % i Sør-Norge, 1996-2008), Program for terrestrisk naturovervåking, intensivovervåking (TOV-I, 13 telleruter, 1996-2009) og det nye landsrepresentative nettverket for overvåking av terrestriske fugler som er under etablering (TOV-E, 60-190 telleruter i Sør-Norge, 2006-2009). Indeksene som presenteres her, er årlige medianverdier av artsindekser for de arter som inngår i fjell (NOF 2009, Kålås 2010).

Indeksen for fjell som presenteres her, tyder på en liten økning av bestanden fra 1993 og fram til 2009. Det var særlig en jevn vekst i bestanden i perioden 1993-2005, mens det er registrert lavere bestander de siste årene og særlig var dette tilfelle i 2009. En vekst i bestandene i fjell og fjellnære områder er en forventet utvikling ved mildere klima med



Figur 8.17 Total indeks for fugl i fjellskog og alpine områder basert på flere overvåkingindekser fra 1993 til 2009 (Kålås 2010).

lengre vekstsesong og fortetting av fjellskogen. I slike områder kan imidlertid bestandene være utsatte ved ustabile værforhold med kuldeepisoder i reproduksjonssesongen. Dette ser ut til å ha vært tilfelle for flere hekkesesonger etter 2005 og kan være en av årsakene til at det er registrert nedgang i bestanden i de aktuelle fjellområdene de siste årene.

## 8.5 Datagrunnlaget og kunnskapsmangler

I et tidligere arbeid med å vurdere utviklingen for det biologiske mangfoldet i de nordiske landene, konkluderte Normander *et al.* (2006) at kunnskapsnivået for fjell var så mangelfullt at en vurdering ikke lot seg gjøre. Selv om kunnskapsnivået neppe er vesentlig forbedret for Norges vedkommende fra denne konklusjonen ble trukket, er det allikevel i arbeidet med naturindeksen forsøkt å sammenstille den kunnskapen vi har på best mulig måte. Man bør imidlertid være klar over at dette kun er et utgangspunkt for et videre arbeid med å utvikle en naturindeks for de viktigste økosystemene i Norge. Det viktigste arbeidet videre blir å sørge for at kunnskapshullene i størst mulig grad fylles.

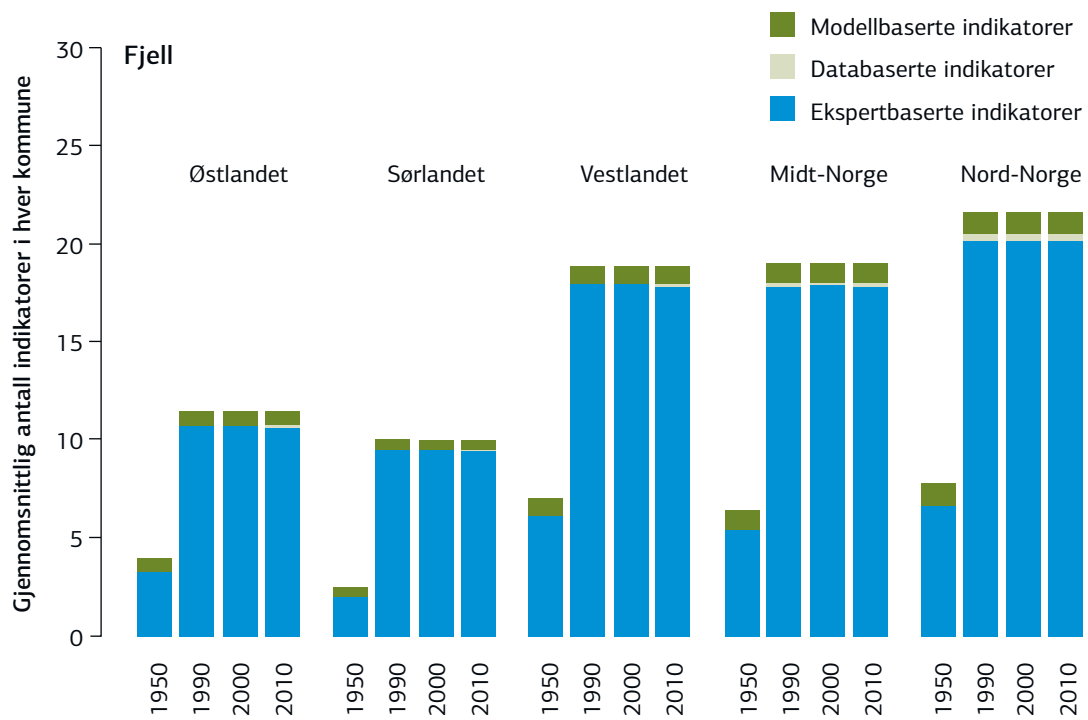
Naturindeksen for fjell bygger på informasjon fra 30 indikatorer (arter eller gruppe arter); 10 planter, 15 fugler og 5 pattedyr. Det mangler derfor helt informasjon om en viktig gruppe som invertebrater, men også datagrunnlaget for sopp, lav, moser og planter må forbedres gjennom å inkludere disse gruppene i langsiktig overvåking.

For enkelte arter i gruppen fugler og pattedyr finnes forholdsvis gode data gjennom innsamlet jaktstatistikk eller langsiktig nasjonal overvåking (fjellrev, jerv, smågagere, villrein, lirype, fjellrype, jaktfalk og kongeørn), mens for arter hvor slik statistikk ikke er innhentet er datagrunnlaget som NI bygger på mangelfullt. Det er også grunn til å vurdere om jaktstatistikk for arter som lirype og fjellrype, særlig når bestandene blir spesielt lave eller spesielt høye, er god nok til å fange opp endringer i bestanden. For lirype foregår et omfattende takseringsarbeid i tillegg til innhenting av ordinær jaktstatistikk, men for fjellrype er ikke slik metodikk utarbeidet.

Ved utvelgelsen av indikatorer ble det også vektlagt at alle trofiske nivå (funksjonelle grupper) skulle være representert. Selv om vi i dette materialet til en viss grad har imøtekommet dette ønsket, er så vel antall indikatorer i hver gruppe og utvelgelsen av disse et tema som må diskuteres nøye i det videre arbeidet. Det byr på store problemer å vurdere trofiske interaksjoner når for eksempel planteetere bare er representert gjennom lirype, fjellrype og smågagere. Likeledes blir det svært krevende å si noe fornuftig om utviklingen/betydningen av Mellompredatorer når alle er representert av fugler og hvor data ikke finnes for referansestatus 1950 og alle vurderinger er ekspertbasert.

En diskusjon av referansestatus for 1950 bør også videreføres. Slik det har vært i dette arbeidet hvor referansestatus skal vurderes på bakgrunn av <10 indikatorer, hvorav de fleste data som er grunnlaget for beregningen av selve NI bare er basert på ekspertvurderinger (Fig. 8.18), er lite tilfredsstillende. Videre er det problematisk å vurdere geografisk representativitet når det for enkelte landsdeler (Østlandet og Sørlandet) i gjennomsnitt kun finnes data fra ca 30 % av indikatorene, mens det ellers i landet er innhentet informasjon fra omtrent 70 % av indikatorene (Fig. 8.18).

NI viser allikevel grove trender av endring i biologisk mangfold i ulike geografiske områder i landet vårt. Dette kan trolig fungere som et verktøy for å beskrive tilstand og som et varsko for beslutningstakere. NI er trolig for grov som parameter i forklaringsmodeller knyttet til årsak og virkning når det kommer til undersøkelser av vitenskapelig faglig kvalitet, men den vil kunne peke på hvor man bør legge faglige prioriteringer både i forvaltning og forskning mht å forstå hvorfor endringer skjer.



Figur 8.18 Gjennomsnittlig antall indikatorer i hver kommune der verdien er modellbasert, databasert eller ekspertvurdert fordelt på forskjellige landsdeler i perioden 1950-2010.

# 9 Hva tror forskerne om den framtidige utviklingen for biologisk mangfold, sett i et føre-var perspektiv?

Forfattere: Lulie Aslaksen<sup>1</sup>, Erik Framstad<sup>2</sup>, Per Arild Garnåsjordet<sup>1</sup>, Magnar Lillegård<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Statistisk sentralbyrå, Postboks 8131 Dep, 0033 Oslo

<sup>2</sup>Norsk institutt for naturforskning, Gaustadalleen 21, NO-0349 Oslo

## 9.1 Bærekraftig utvikling og føre-var perspektiv

Bærekraftig utvikling innebærer et krav om en balansert utvikling av natur og samfunn, som sikrer behovene til dagens generasjon uten å sette framtidige generasjoners behov i fare. Studier av bærekraftig utvikling som har hovedvekt på økonomisk og sosial utvikling, kan undervurdere behovet for kunnskap om økologisk bærekraft, ikke minst for å identifisere og synliggjøre alvorlige trusler som tap av biologisk mangfold. Utviklingen av en naturindeks for Norge er et viktig bidrag til å styrke kunnskapen om biologisk mangfold i Norge. Naturindeksen tar sikte på å beskrive utviklingen av naturtilstanden fra en ideell referansetilstand til dagens tilstand og vil dermed gi et mål på hvor langt unna denne ideelle tilstanden vi befinner oss.

Naturindeksen har ambisjon om å beskrive tilstanden til naturen på en helhetlig måte. Hvis Naturindeksen viser at naturtilstanden utvikler seg i uheldig retning, er dette en indikasjon på at det ikke er en økologisk bærekraftig utvikling. Hvis Naturindeksen viser at naturtilstanden utvikler seg i gunstig retning, tyder dette på en mer økologisk bærekraftig utvikling, selv om det ikke nødvendigvis er en entydig sammenheng. Om nedgangen i viktige indikatorer for biologisk mangfold blir stoppet, kan det likevel være langt igjen til en økologisk bærekraftig utvikling for biologisk mangfold.

### Føre-var prinsippet

Norge har siden stortingsmeldingen i 2001 (St. meld. nr 42, Biologisk mangfold) hatt føre-var prinsippet som et av de viktigste forvaltningsprinsipper for å unngå trusler mot og tap av biologisk mangfold. I den nye Naturmangfoldloven fra 2009 er dette omtalt i en egen paragraf. I § 9 heter det:

”Når det treffes en beslutning uten at det foreligger tilstrekkelig kunnskap om hvilke virkninger den kan ha for naturmiljøet, skal det tas sikte på å unngå mulig vesentlig skade på naturmangfoldet. Foreligger en risiko for alvorlig eller irreversibel skade på naturmangfoldet, skal ikke mangel på kunnskap brukes som begrunnelse for å utsette eller unnlate å treffe forvaltnings tiltak.”

Alvorlig skade må særlig forstås i forhold til de mål som er formulert i § 4 og § 5 i samme lov, nemlig forvaltningsmål for naturtyper og økosystemer og forvaltningsmål for arter.

I lovforslaget understrekes det at anvendelsen av føre-var prinsippet innebærer en handlingsplikt. Anvendt på biologisk mangfold innebærer dette et krav om tilstrekkelig godt beslutningsgrunnlag basert på vitenskapelige kriterier eller erfaringskunnskap der en legger vekt på faresignaler om kritiske verdier og trender.

Selv om Naturindeksen viser gunstig utvikling eller ingen endring i biologisk mangfold, kan det likevel være alvorlige faresignaler som ikke fanges opp. Derfor er det vesentlig å supplere den aggregerte informasjonen som ligger i Naturindeksen med annen kunnskap, som del-indekser, andre indikatorer for økologisk bærekraft, eller indikatorer for føre-var signaler. Slike føre-var indikatorer er nødvendige for å kunne endre forvaltning tidsnok, før det blir meget vanskelig, eller umulig, å reparere skadene.

Vurdering av Naturindeksen i et føre-var perspektiv krever kunnskap om risiko for store negative endringer og om hvilken usikkerhet som vurderingen er beheftet med. Føre-var prinsippet anvendt på biologisk mangfold legger vekt på faresignaler om kritiske verdier og trender (se tekstboksen).

Usikkerheten ved både en aggregert indeks og de enkelte indikatorene er imidlertid ofte så stor at det neppe er forsvarlig å bruke en enkel framskrivning basert på tidligere utviklingstrender for å vurdere om en har signaler av føre-var karakter. Ved å utnytte den omfattende vitenskapelige kunnskapen og det brede erfaringsgrunnlaget til ekspertene som utarbeider Naturindeksen, har vi søkt å hente fram deres kunnskap slik at vi kan få avdekket faresignaler. Ekspertenes vurderinger av framtidig tilstand, reflektert i de ulike indikatorene som bygger opp Naturindeksen, kan kombineres med deres synspunkter på usikkerheten i vurderingene og hvor alvorlige ulike utfall kan bli. I tråd med føre-var prinsippet er dette fulgt opp med spørsmål om vurderinger av muligheten for handling som kan motvirke en mulig alvorlig utvikling.

## 9.2 Utforming av spørsmål og svarprosenter

Målet med undersøkelsen var å få ekspertene som utarbeider Naturindeksen til å uttale seg om en framtidig situasjon, for å fange opp føre-var signaler på en måte som kunne gi grunnlag for handling allerede nå. Hver ekspert skulle kun uttale seg om de indikatorene de har bidratt med data til i Naturindeksen

I forkant av utformingen av spørsmålene var det omfattende samtaler med forskere som hadde ansvar for naturtypene Ferskvann, Skog og Åpent lavland, og samfunnsforskere som utarbeider spørreundersøkelser. Det ble tidlig enighet om at spørsmålene burde være så enkle som mulig samtidig som de skulle være konkrete. Spørsmålene ble testet på et utvalg av forskere i NINA og fagfolk i Direktoratet for naturforvaltning.

I Naturindeksens spørreskjema på internett var det spørsmål om indikatorenes verdi i 1990, 2000 og 2010, og det var derfor nærliggende å spørre om forventet situasjon i 2020. Det ble presisert at situasjonen i 2020 skulle vurderes ut fra at dagens forvaltningspraksis ble videreført. I alt ble det stilt fem spørsmål med kvalitative svar. I hovedsak ble en femdel skala benyttet i tillegg til vet ikke. Spørsmål 3 var et ja-nei spørsmål. Spørsmålene var:

1 Hvordan vurderer du indikatorverdien i 2020 sammenlignet med 2010, gitt dagens forvaltning? Mye lavere, lavere, uendret, høyere, mye høyere

2 Hvor sikkert er utsagnet over? Svært usikkert, usikkert, middels sikkert, sikkert, svært sikkert

3 Dersom svaret er «Lavere» eller «Mye lavere» på spørsmål 1, tror du det er mulig å reetablere 2010-situasjonen gjennom tiltak? Ja, nei, vet ikke

4 Hvis svaret på spørsmål 3 er «Ja», hvor mye haster det med å komme i gang med tiltak? Haster svært lite, haster lite, haster noe, haster mye, haster svært mye

5 Hvis svaret på spørsmål 3 er «Ja», hvor vanskelig er det å gjennomføre tiltak? Svært lett, lett, middels vanskelig, vanskelig, svært vanskelig

En stor andel av ekspertene har besvart spørsmålene om hva de tror om framtidig utvikling i biologisk mangfold fra 2010 til 2020. Spørsmålene om framtiden er besvart for i alt 61 % av indikatorene og de geografiske områdene som indikatorene dekker (Tab. 9.1). Svarprosenten er lavest for de marine økosystemene, med svar fra en tredjedel til halvparten av ekspertene.

**Tabell 9.1** Andel av alle indikatorer for ulike geografiske områder der ekspertene har svart på spørsmål om situasjonen i 2020 for hvert hovedøkosystem.

Hovedøkosystem	Svarprosent
Hav-pelagisk	34
Havbunn	48
Kystvann-pelagisk	35
Kystvann-bunn	33
Ferskvann	73
Åpent lavland	69
Skog	64
Myr-kilde-flommark	56
Fjell	71
I alt	61

### 9.3 Tilstanden i 2020 sammenlignet med 2010

For om lag 40 % av de indikatorene der det er gitt svar, har ekspertene angitt enten en økning eller en nedgang i indikatorverdien (ekstremverdiene “mye høyere” og “mye lavere” er lite benyttet). I denne sammenhengen kan høyere og lavere tolkes som henholdsvis bedre og dårligere.

Fordelingen av svarene på hovedspørsmålet om ekspertene venter høyere, lavere eller uendret verdi i 2020 sammenlignet med 2010, viser store forskjeller mellom hovedøkosystemene (Fig. 9.1). For de fleste hovedøkosystemene er mer enn 50 % av indikatorene vurdert å være uendret i 2020. Unntaket er Åpent lavland der 49 % av indikatorene er anslått å være uendret.

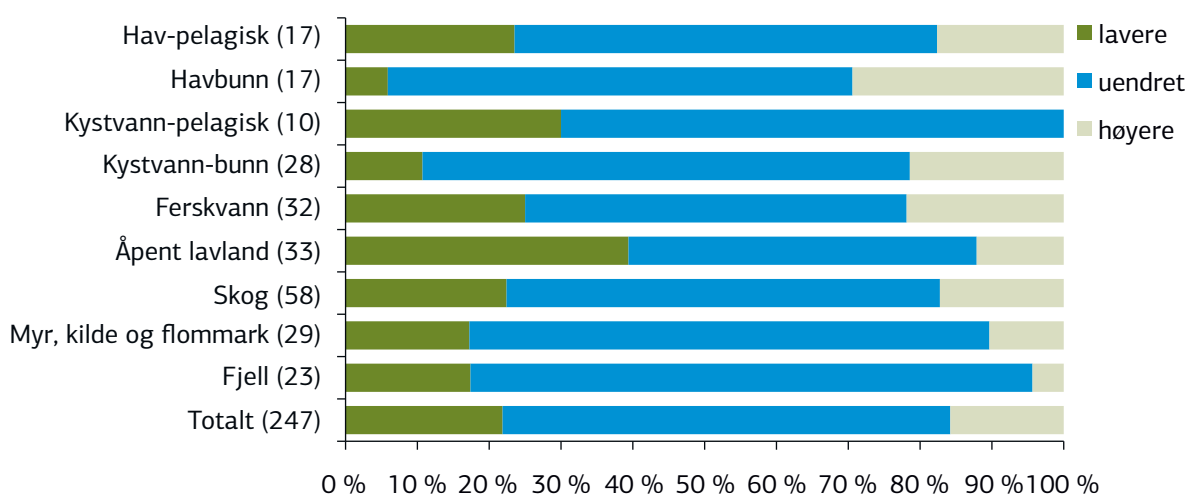
For Havbunn og Kystvann-bunn tilsier vurderingene at en større andel av indikatorene (hhv 29 % og 21 %) vil være høyere i 2020, sammenlignet med andelen som er vurdert å være lavere i 2020 (hhv 6 % og 11 %). For Ferskvann er en nokså lik andel av indikatorene vurdert å være høyere (22 %) eller lavere (25 %) i 2020.

For Hav-pelagisk, Myr-kilde-flommark, Skog og Fjell er det en litt større andel av indikatorene som er vurdert å være lavere (mellom 17 % og 24 %) enn

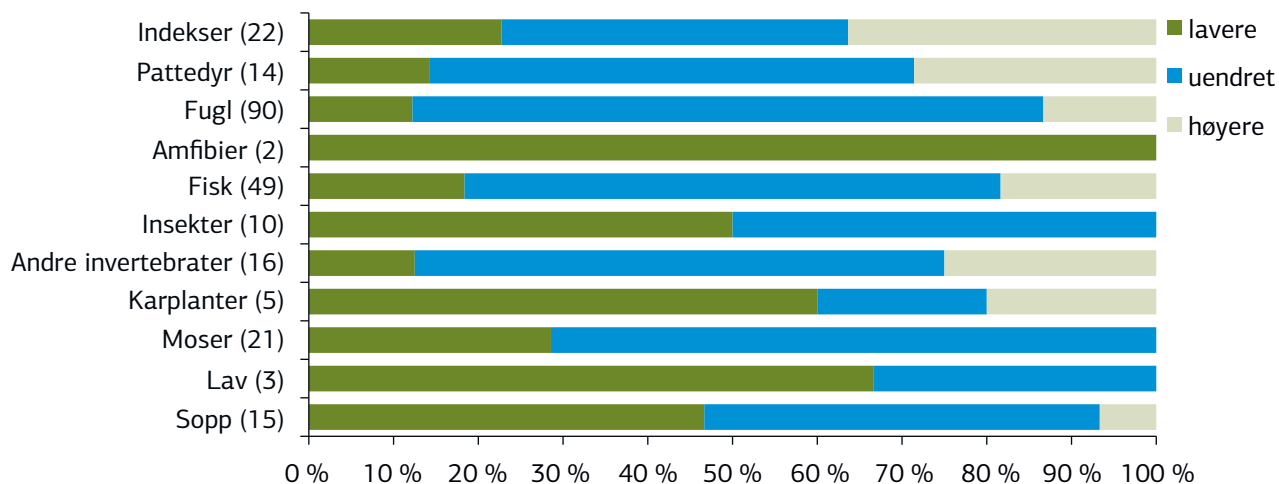
høyere (mellom 4 % og 18 %) i 2020. For kystvann-pelagisk er 30 % av indikatorene vurdert å være lavere i 2020, og ingen vurdert å være høyere. For Åpent lavland er hele 39 % av indikatorene vurdert å være lavere i 2020, sammenlignet med 12 % som er vurdert å være høyere.

I grove trekk mener ekspertene at større andel av indikatorene for Havbunn og Kystvann-bunn vil vise bedre tilstand (høyere verdier) enn dårligere tilstand (lavere verdier) i 2020. For de øvrige hovedøkosystemene vurderer ekspertene utviklingen som mer eller mindre negativ, bedømt ut fra andelen indikatorer med anslått lavere verdier i 2020. Åpent lavland har størst andel av indikatorer med lavere verdier, noe som indikerer at utviklingen er mest bekymringsfull her.

Grupperer vi de ulike indikatorene på artsgrupper og sammenstilte indikatorer (indekser), ser vi også forskjeller i ekspertenes vurderinger av tilstanden i 2020 (Fig. 9.2). For sopp, planter og insekter (og amfibier, dvs storsalamander) er en større andel av indikatorene vurdert å ha lavere verdier i 2020. For øvrige dyregrupper og sammensatte indekser er en større andel av indikatorene vurdert å ha høyere verdier i 2020. Dette kan bety at ekspertene er mer bekymret for utviklingen til sopp, planter, insekter og amfibier enn for sammensatte indekser, andre invertebrater, fisk, fugl og pattedyr.



**Figur 9.1** Andel av indikatorene for de ulike hovedøkosystemene og totalt som ekspertene anslår vil ha henholdsvis lavere, uendret og høyere verdi i 2020 sammenlignet med 2010. Tall i parentes angir antall indikatorer som er vurdert (summert for økosystemene). Indikatorer som er anslått med høyere (eller lavere) verdi i 2020 for minst 20 % av de geografiske områdene der de er vurdert, er klassifisert som høyere (eller lavere); de øvrige er klassifisert som uendret. (Høyere og lavere inkluderer henholdsvis mye høyere og mye lavere). Hver indikator er veid likt, uavhengig av antall geografiske områder som inngår i tallene.



**Figur 9.2** Andel av ulike indikatortyper som ekspertene anslår vil ha henholdsvis lavere, uendret og høyere verdi i 2020 sammenlignet med 2010. En indeks er en sammensatt indikator for artssamfunn eller naturtilstanden. Tall i parentes angir antall indikatorer som er vurdert (summert for økosystemene). Indikatorer som er anslått med høyere (eller lavere) verdi i 2020 for minst 20 % av de geografiske områdene der de er vurdert, er klassifisert som høyere (eller lavere); de øvrige er klassifisert som uendret. (Høyere og lavere inkluderer henholdsvis mye høyere og mye lavere). Hver indikator er veid likt, uavhengig av antall geografiske områder som inngår i tallene. Noen indikatorer representerer mer enn én naturtype og er inkludert flere ganger.

## 9.4 Utviklingen 2010-2020 sammenholdt med tidligere trender

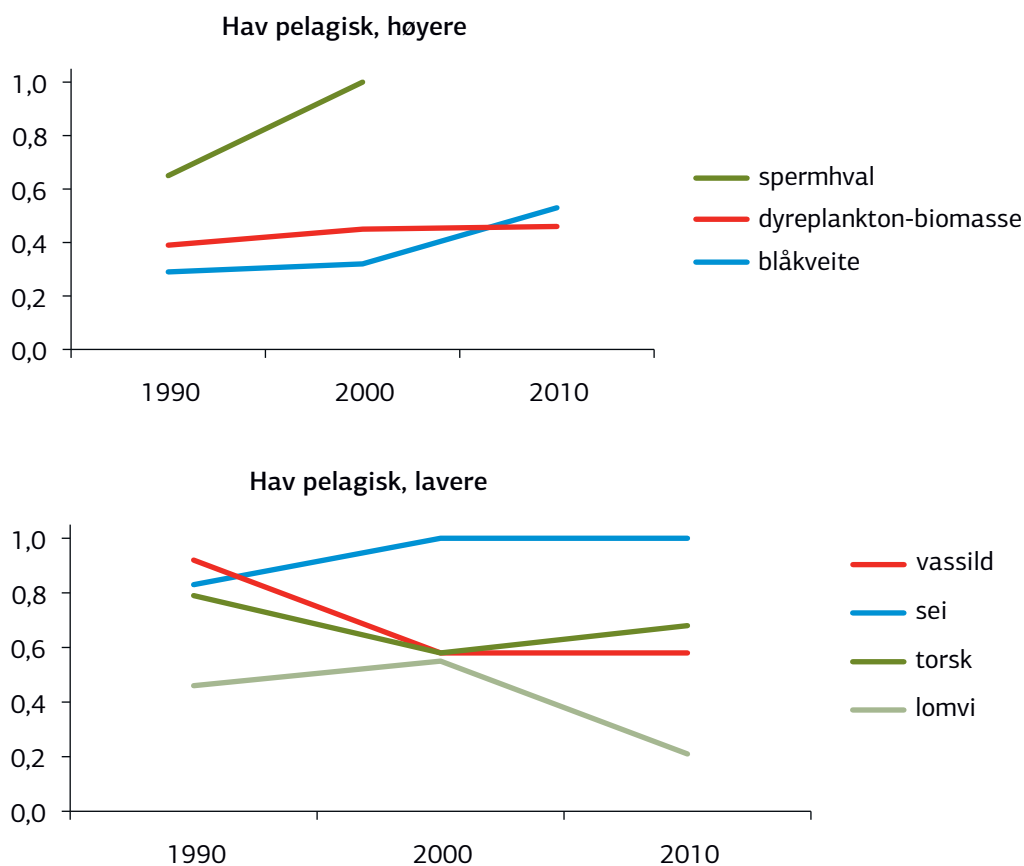
Ekspertene har vurdert hvilke indikatorer de mener vil ha høyere eller lavere verdi i 2020 i forhold til i 2010. Disse vurderingene kan ha sammenheng med utviklingen for disse indikatorene i perioden 1990-2010, slik de samme ekspertene har vurdert denne utviklingen. Dessuten kan ekspertenes angivelse av viktige påvirkningsfaktorer også bidra til å forklare den antatte utviklingen for indikatorene fram mot 2020. Nedenfor har vi gjennomgått disse sammenhengene for indikatorene med anslått høyere eller lavere verdi i 2020, for hvert hovedøkosystem.

### 9.4.1 Hav-pelagisk

Blant de 17 indikatorene for Hav-pelagisk er tre anslått å ha høyere verdier i 2020 (blåkveite, spermhval, indeks for dyreplanktonbiomasse), mens fire er anslått å ha lavere verdier (sei, torsk, vassild, og lomvi). Av de øvrige vurderte indikatorene (tre hvalarter, to haifisker, fire andre fiskearter, reke) er det ikke anslått noen endringer fra 2010 til 2020.

Sammenholder vi ekspertenes vurderinger for 2020 med tilstandsutviklingen i foregående tiår (Fig. 9.3), ser vi at alle indikatorene som ekspertene anser å være høyere i 2020 enn i 2010, også har hatt en økning mot høyere verdier siden 1990. Det er altså samsvar mellom den historiske trenden og forventet tilstand i 2020. For indikatorene som forventes å gå ned fra 2010 til 2020, er samsvaret med trenden siden 1990 mindre åpenbart. Indikatorene torsk, vassild og lomvi har riktignok lavere nivå i 2010 enn i 1990, mens sei har økt siden 1990. Torsk har også økt i verdi fra 2000 til 2010. Ekspertene forventer likevel nedgang fra tilstanden i 2010 for både torsk og sei.

Aktuelle påvirkningsfaktorer for indikatorene som er angitt med høyere verdi i 2020 varierer noe, fra forurensning for alle tre til klimaendringer (og forurensning) for dyreplankton og beskatning for blåkveite. Beskatning og forurensning er også angitt som påvirkninger for torsk, sei og vassild, mens en lang rekke påvirkningsfaktorer er oppført for lomvi (fiske, beskatning, klimaendring, forurensning, fremmede arter og annet).



**Figur 9.3** Trender 1990-2010 for indikatorer for Hav-pelagisk, som ekspertene mener vil få henholdsvis høyere eller lavere verdier i 2020 sammenlignet med 2010. Verdiene for artene er skalerte og viser andel av bestand i forhold til referansetilstanden.

#### 9.4.2 Havbunn

Av de 17 indikatorene for hovedøkosystemet Havbunn er fem vurdert å ha høyere verdier i 2020. Av disse er det fire fiskearter (blåkveite, blålange, isgalt, breiflabb) og ett bløtdyr (haneskjell). Det er bare én indikator som anslås å få lavere verdier i 2020, nemlig torsk. For de øvrige (sju fiskearter, tre invertebratarter, artsindeksen for bløtbunnfauna) er det ikke anslått noen endring fra 2010.

Ekspertenes vurdering av tilstandsutviklingen for disse indikatorene i foregående tiårsperioder viser at tre av indikatorene med forventet økning fra 2010 til 2020 også har hatt en økning fra 1990 til 2010. To av indikatorene med forventet økning fra 2010 til 2020 har imidlertid hatt nedgang fra 1990 til 2010 (blålange, breiflabb; sistnevnte likevel med svak oppgang fra 2000).

Aktuelle påvirkningsfaktorer for de fire fiskeartene der verdien er angitt som høyere i 2020 er beskatning, forurensning og ev. andre miljøendringer. For haneskjell er i tillegg klimaendringer trukket fram. For torsk (som er angitt med lavere verdi i 2020 enn i 2010) er også beskatning, klimaendringer, forurensning og andre endringer trukket fram.

#### 9.4.3 Kystvann-pelagisk

For hovedøkosystemet Kystvann-pelagisk er det ti indikatorer der tilstanden i 2020 er vurdert. Ingen av disse er anslått å ha høyere verdi i 2020 (for minst 20 % av vurderte geografiske områder), og tre (torsk, sei, lomvi) er anslått å ha lavere verdi i 2020. Ellers er selartene havert og steinkobbe anslått å ha høyere verdi i mindre deler (<12 %) av de geografiske områdene som er vurdert. Av indikatorene med uendret verdi i 2020 er det to fuglearter og tre fiskearter. Torsk og lomvi viste også nedgang fra 1990, mens sei faktisk viste økning fra 1990 til



2010. For indikatorene med anslått nedgang fra 2010 til 2020 er beskatning, forurensning og klimaendring angitt som viktigste påvirkningsfaktorer for fiskeartene torsk og sei, mens en rekke ulike påvirkningsfaktorer er trukket fram for lomvi, hvorav trolig fiske og klimaendringer er de viktigste.

#### 9.4.4 Kystvann-bunn

Det er forholdsvis mange (28) indikatorer der framtidig utvikling er vurdert for Kystvann-bunn. Seks av disse (grønnfylte, bergnebb, breiflabb, haneskjell, kamskjell, hummer) er vurdert å være høyere i 2020 (for minst 20 % av de geografiske områdene som er vurdert), mens tre (ål, torsk, brakkvannsreke) er anslått å ha lavere verdier i 2020. Dessuten er havert, steinkobbe og taskekrabbe anslått å ha høyere verdi i 2020 for mindre deler (<12 %) av det vurderte området, mens sandskjell er vurdert å ha lavere verdi i 2020 for mindre enn 3 % av det vurderte området. Av indikatorene med uendret tilstand i 2020 er det fire fuglearter, åtte fiskearter og tre invertebrater.

Sammenlignet med ekspertenes vurderinger av tilstandsutviklingen for indikatorene siden 1990, viser de fleste indikatorene med forventet økning fra 2010 til 2020 også økning fra 1990 (enkelte riktignok med lavere nivå i 2000 og deretter oppgang). Unntaket er breiflabb som har lavere nivå i 2010 enn i 1990, men en økning fra enda lavere nivå i 2000. Alle indikatorene som forventes å ha lavere nivå i 2020 enn i 2010, har også hatt en tydelig nedgang siden 1990. Påvirkningsfaktorer for indikatorene med høyere verdi i 2020 enn i 2010 er angitt som klimaendringer og beskatning (til dels også endringer i arealpåvirkning og eutrofiering for kamskjell). For indikatorene med lavere verdier i 2020 er klimaendringer, dels beskatning og forurensning angitt som påvirkningsfaktorer.

#### 9.4.5 Ferskvann

For Ferskvann er tilstanden i 2020 vurdert for hele 32 indikatorer. Sju av disse (fiskeørn, hornedykker, sangsvane, sothøne, laksefiske byglandsbleke, indekser for henholdsvis dyreplanktonsammensetning og bunndyr-eutrofieringsindeks) er vurdert å ha høyere verdi i 2020. Det er åtte indikatorer (fiskemåke, storlom, smålom, strandsnipe, fossefall, ål, edelkreps, indeks for bunndyr i elver) som i overveiende grad er anslått å ha lavere verdier i 2020. Av de 17 indikatorene som i hovedsak er anslått å være

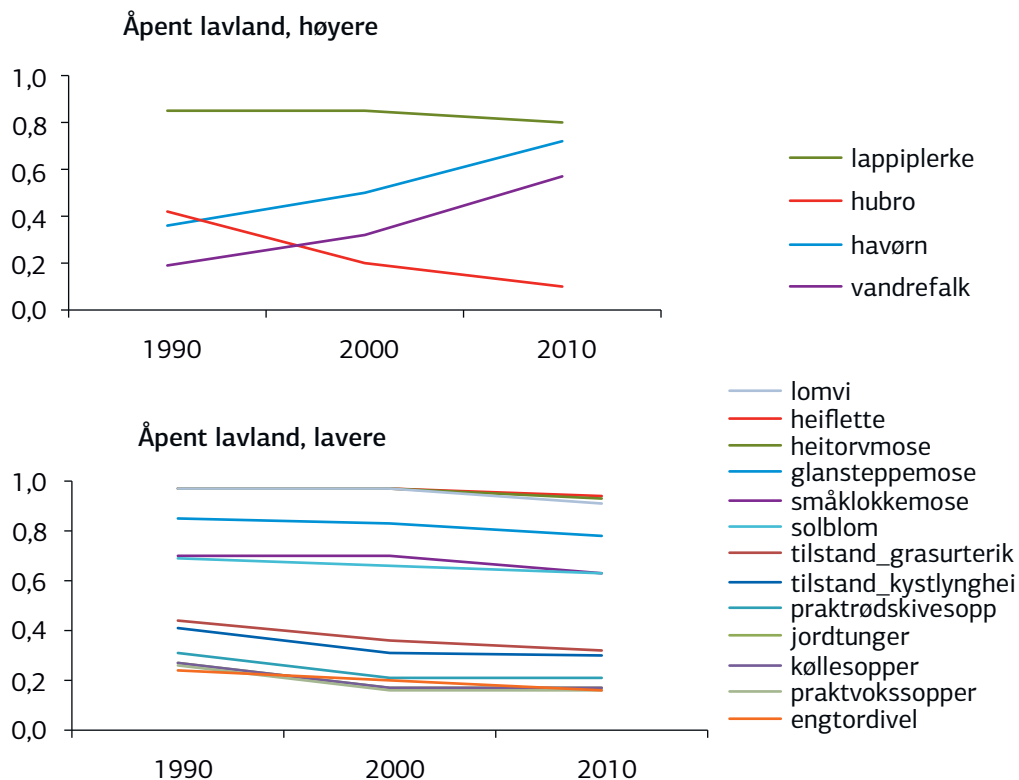
uendret i 2020, er laks, ørret og elvemusling angitt å ha framgang eller tilbakegang i inntil 20 % av de geografiske enhetene. De øvrige (fem fuglearter, fem fiskearter, fire mosearter) er anslått å være uendret i 2020.

De aller fleste indikatorene med anslått høyere verdi i 2020 enn i 2010 viser en økning i indikatorverdier fra 1990. Unntaket er hornedykker der anslått indikatorverdi har gått ned fra 1990 til 2010. For indikatorene med anslått lavere verdi i 2020 enn i 2010 er det mindre klar sammenheng med utviklingen siden 1990: tre av indikatorene (bunndyr i elver, smålom, storlom) har faktisk anslått økning i indikatorverdi siden 1990, mens ål, fiskemåke, fossefall, og særlig strandsnipe har anslått tilbakegang. Verdien for edelkreps er uendret.

For fugleartene med anslått høyere eller lavere verdier i 2020 er det ikke anført noen aktuelle påvirkningsfaktorer. Det er heller ikke gjort for artssammensetningen hos dyreplankton. For byglandsbleke er beskatning, hydrologiske endringer og forsuring anført som påvirkningsfaktorer, for ål er beskatning og forurensning angitt, mens indeksene for bunndyr (eutrofieringsindeks for organisk belastning og indeks for bunndyr i elver) er ansett å bli mest påvirket av henholdsvis eutrofiering og ulik forurensning, samt arealbruk. For edelkreps er påvirkningen mest knyttet til fremmede arter (signalkreps og krepsepest) og arealbruk/inngrep.

#### 9.4.6 Åpent lavland

Tilstanden i 2020 er vurdert for i alt 33 indikatorer for hovedøkosystemet Åpent lavland. Fire av disse (hubro, lappiplerke, vandrefalk, havørn) er vurdert å ha høyere indikatorverdi i 2020. Hele 13 av indikatorene er anslått å ha lavere verdi i 2020. Disse omfatter tilstanden for kystlynghei og for gras- og urterik mark, fire sopparter, fire mosearter, solblom, engtordivel og lomvi. De øvrige 16 indikatorene er vurdert som uendret i 2020, og de omfatter tre insektarter, 12 fuglearter og indeks for vekstsevens lengde.



**Figur 9.4** Trender 1990-2010 for indikatorer for Åpent lavland, som ekspertene mener vil få henholdsvis høyere eller lavere verdier i 2020 sammenlignet med 2010. Verdiene for artene er skalerte og viser andel av bestand i forhold til referansetilstanden.

To av indikatorene med høyere verdi i 2020 (havørn, vandrefalk) har vist klar økning i verdi siden 1990 (Fig. 9.4). De to andre indikatorene (hubro, lappiplerke) har derimot gått tilbake i perioden 1990-2010, særlig tydelig for hubro. Alle indikatorene som er anslått å ha lavere verdi i 2020 enn i 2010, har vist mer eller mindre klar tilbakegang i perioden 1990-2010.

For de fire fugleartene med anslått høyere verdi i 2020 er det ikke angitt noen påvirkningsfaktorer. For de aller fleste indikatorene med anslått lavere verdi i 2020 er arealbruk/inngrep anført som viktigste påvirkningsfaktor. For et par av indikatorene (solblom, tilstand kystlynghei) er også eutrofiering en viktig påvirkningsfaktor, for sistnevnte også klimaendringer. For lomvi er en lang rekke påvirkningsfaktorer nevnt, inkludert fiske, beskatning, klimaendring og forurensning.

#### 9.4.7 Skog

For Skog er tilstanden for hele 58 indikatorer i 2020 vurdert. For ti av disse er verdien i 2020 vurdert som høyere. Disse omfatter fire indikatorer for livsmiljø for truede arter fra Landsskogtakseringen (eldre lauvsuksesjon, gamle trær, liggende død ved, stående død ved), samt artene begerfingersopp, fugletelg i fjellbjørkeskog, duetrost, elg, hjort og rådyr (elg og hjort er også anslått å få tilbakegang i <20 % av det vurderte området). Tretten av skog-indikatorene er anslått å ha lavere verdi i 2020. Disse omfatter soppene fiolgubbe, lappkjuke og storpigg-slekten, kvistlav og snømållav i fjellbjørkeskog, Lobaria-arter, istervier, billene reliktbukk og smelleren *Harminius undulatus*, hønsehauk og dvergspett, samt stor-salamander og smågnagere. Også sinoberbille er anslått å ha lavere verdi i 2020 for 1 av 6 vurderte geografiske enheter. Blant de 34 indikatorene med anslått uendret verdi i 2020 er det sju sopparter, fem mosearter, fugletelg (utenom fjellbjørkeskog), grønn orebladbill, hele 15 fuglearter, og fem sammensatte indekser (blåbærdekning, vekstsesonens lengde, rik bakkevegetasjon, rikbarkstrær, trær med hengelav).

For de fire indikatorene basert på livsmiljø for truede arter fra Landsskogtakseringen er det ikke angitt noen tilstandsutvikling for perioden 1990-2010. For de øvrige indikatorene med anslått høyere verdi i 2020 har duetrost, elg og rådyr gått fram i perioden 1990-2010, mens hjort har variert (samme verdi i 1990 og 2010). Begerfingersopp er anslått å ha hatt en svak økning siden 1990, mens fugletelg i fjellbjørkeskog derimot har gått klart tilbake. Sju av indikatorene med anslått lavere verdi i 2020 enn i 2010, har også gått tilbake siden 1990 (fiolgubbe, lappkjuke, storpigglekten, Lobaria-arter, istervier, storsalamander, hønsehauk), mens kvistlav og billene reliktbukk og *Harminius undulatus* er angitt som stabile i perioden, og smågnagere har hatt en variabel utvikling. Dvergspett har hatt svak økning, og snømållav har hatt klar økning siden 1990.

Indikatorer med anslått høyere verdi i 2020 er i de fleste tilfellene vurdert å være påvirket av arealbruk knyttet til skogbruk. I tillegg er klimaendringer og forurensninger aktuelle påvirkningsfaktorer på fugletelg i fjellbjørkeskog, og beskatning er eneste anførte påvirkningsfaktor for hjort og elg. For indikatorene med anslått lavere verdier i 2020 er også arealbruk (særlig skogbruk) anført for de fleste, med tillegg av hydrologiske endringer for storsalamander, istervier og Lobaria-arter. Kvistlav og snømållav i fjellbjørkeskog er imidlertid mest påvirket av klimaendringer.

#### 9.4.8 Myr-kilde-flommark

Av de 29 indikatorene for myr-kilde-flommark der framtidig utvikling er vurdert, er tre indikatorer (lappspove, trane, til dels fjellmyrløper) vurdert å ha høyere verdi i 2020, mens fem indikatorer (palsmyr-areal, billene elvesandjeger og sumpløper, stor salamander, fossekall) er gitt lavere verdi i 2020. Også arealet av atlantisk høgmyr er anslått med lavere verdi for mindre deler (16 %) av vurderte områder. Øvrige indikatorer (16 fuglearter, tre mosearter, indeks for vegetasjonssesongens lengde) er bedømt å være uendret fra 2010 til 2020.

De tre indikatorene med anslått høyere verdi i 2020 viser ulik utvikling i perioden siden 1990. Bare indikatorverdien for trane har økt i denne perioden, mens verdien for fjellmyrløper har gått svakt ned og for lappspove mer markert ned siden 2000. For indikatorene med anslått lavere verdi i 2020 enn i 2010 har tilbakegangen siden 1990 vært mest utpreget for arealet av palsmyr, mens også storsalamander og fossekall har gått tilbake i perioden. De to billene har bare hatt mindre nedgang

(elvesandjeger) eller vært uendret (sumpløper) i perioden.

For fugleartene som har anslått endring i indikatorverdi fra 2010 til 2020, er det ikke angitt noen påvirkningsfaktorer. For areal av palsmyr, med anslått lavere verdi i 2020, er klimaendringer anført som eneste påvirkningsfaktor. De to billeartene med lavere verdi i 2020 er særlig påvirket av arealbruk/ inngrep og forurensninger. For storsalamander er det oppført en rekke ulike påvirkningsfaktorer, med bl.a. arealbruk, forurensninger, klimaendringer og hydrologiske endringer.

#### 9.4.9 Fjell

For Fjell er tilstanden i 2020 vurdert for i alt 23 indikatorer. Bare én av disse (areal av vierkratt) er anslått å ha høyere verdi i 2020, men også reinbeitelav og fjellrev er anslått å ha høyere verdi i noen geografiske områder (<20 %). Fire av indikatorene (torntvebladmose, nipdraugmose, issoleie og smågnagere) er anslått å ha lavere verdier i 2020. Blant indikatorene med anslått uendret verdi i 2020 er det tre mosearter og hele 13 fuglearter. Anslått utvikling av indikatoren areal av vierkratt i perioden 1990-2010 har vært svært høy og omtrent stabil (0,99-1). For indikatorene der tilstanden i 2020 er vurdert som lavere enn i 2010, er utviklingen siden 1990 for de tre planteartene anslått å være svakt negativ, mens smågangere har variert noe i perioden (lavest i 2000). Alle indikatorene er påvirket av klimaendringer. For vierkratt og smågnagere er også arealbruk knyttet til primærnæringene, anført som påvirkningsfaktor.

## 9.5 Framtidig tilstands- vurdering og usikkerhet

Ekspertene ble også bedt om å svare på hvor sikre de var på utviklingen av hver enkelt indikator fra 2010 til 2020. Spørsmålet er besvart for de aller fleste indikatorene (og geografiske områdene) der tilstanden i 2020 er vurdert. Usikkerheten er imidlertid ansett som betydelig, og det var få som svarte sikkert eller svært sikkert (Tab. 9.2). Ekspertene er mest sikre når det gjelder Åpent lavland. For de marine økosystemene har ekspertene vurdert tilstanden i 2020 som svært usikker i minst 30 % av tilfellene, men samtidig er det bare her at kategorien svært sikker er brukt.

**Tabell 9.2** Ekspertenes vurdering av hvor sikre de er på utsagnet om indikatorens nivå i 2020 sammenlignet med 2010. Prosent av alle vurderte indikatorer og geografiske områder for hvert hovedøkosystem.

Hovedøkosystem	Ikke besvart	Svært usikkert	Usikkert	Middels sikkert	Sikkert	Svært sikkert
Hav-pelagisk	0	34	25	28	6	6
Havbunn	0	32	34	32	3	0
Kystvann-pelagisk	0	59	31	3	2	5
Kystvann-bunn	0	37	39	21	0	3
Ferskvann	1	0	40	45	13	0
Åpent lavland	0	2	48	26	24	0
Skog	1	20	51	25	4	0
Myr-kilde-flommark	1	3	74	17	5	0
Fjell	0	4	37	57	3	0

For de fleste hovedøkosystemene er ekspertene mer sikre på trenden når utviklingen er negativ (Tab. 9.3). For Havbunn og Fjell er imidlertid vurderingene av indikatorer med uendret/høyere nivå i 2020 angitt som mer sikre. For Skog synes det å være liten forskjell i vurderingen av sikkerhet når det gjelder negativ eller uendret/positiv utvikling mot 2020.

**Tabell 9.3** Andel av ekspertene som svarer sikkert eller svært sikkert på vurderingen av indikatorene i 2020 (spørsmål 2), sett i forhold til om indikatoren vil være lavere eller uendret/høyere i 2020 sammenlignet med 2010. Prosent av alle vurderte indikatorer og geografiske områder for hvert hovedøkosystem.

Hovedøkosystem	Lavere/mye lavere i 2020 enn i 2010	Uendret eller høyere/mye høyere i 2020 enn i 2010
Hav-pelagisk	33	8
Havbunn	0	3
Kystvann-pelagisk	28	0
Kystvann-bunn	17	0
Ferskvann	48	1
Åpent lavland	49	0
Skog	4	4
Myr-kilde-flommark	30	2
Fjell	0	3

For de marine økosystemene er utviklingen for indikatorer med anslått nedgang fra 2010 til 2020 bare vurdert som sikker eller svært sikker for lomvi (Hav-pelagisk) og torsk (Kystvann-bunn; men bare for Nordland fylke). Ingen av indikatorene med anslått høyere verdi i 2020 er vurdert som sikre for disse økosystemene (men noen indikatorer er vurdert som uendret og sikre).

For Ferskvann er heller ingen indikatorer med høyere verdi i 2020 angitt som sikre (hornulke er angitt som uendret og sikker), mens bunndyr i elver og fossefall er angitt med sikre lavere verdier i 2020. Blant indikatorene for myr-kilde-flommark er lappspove og fjellmyrløper angitt med sikre høyere verdier i 2020 (for fjellmyrløper kun i Finnmark), mens indikatorer med (dels) lavere nivå i 2020 i stor grad også er vurdert som sikre (palsmyr-areal, elvesandjeger, fossefall, men ikke storsalamander).

For Åpent lavland er ingen av indikatorene med anslått høyere verdier i 2020 ansett som sikre. Blant indikatorene med anslått lavere verdier i 2020 er det bare de fire soppartene og indeksene for tilstanden til henholdsvis gras og urterik mark og kystlynghei som anses som sikre. Av indikatorene i Skog med anslått høyere verdi i 2020 er det bare indeksen for gamle trær som anses for sikker. Av indikatorene i Skog med anslåtte lavere verdier i 2020 er kun nedgangen for istervier i Nordland og Troms ansett for sikker. Ingen av indikatorene for Fjell med høyere eller lavere verdier i 2020, kun de med uendret verdi, er vurdert som sikre.

## 9.6 Går det an å komme tilbake til tilstanden i 2010?

I overraskende mange tilfelle der ekspertene forventer en negativ utvikling, mener de også at det går an å komme tilbake til tilstanden i 2010 (Tab. 9.4). Ved siden av Havbunn, der bare én indikator har negativ utvikling (torsk), er det Ferskvann ekspertene er mest usikre på. Det ser ut til at ekspertene anser prosessene som styrer indikatorene i Fjell, som lite egnet til å påvirke ved menneskelig innsats.

**Tabell 9.4** Ekspertenes svar på om det går det an å komme tilbake til tilstanden i 2010, gitt at de mener at tilstanden i 2020 vil være lavere eller mye lavere enn i 2010. Prosent av alle vurderte indikatorer og geografiske områder for hvert økosystem.

Hovedøkosystem	Ja	Nei	Vet ikke
Hav-pelagisk	80		20
Havbunn			100
Kystvann-pelagisk	100		
Kystvann-bunn	87	10	2
Ferskvann	40	5	56
Åpent lavland	99	1	1
Skog	72	8	20
Myr-kilde-flommark	70	7	23
Fjell	44	55	1

For de marine økosystemene vurderer ekspertene det som mulig å komme tilbake til 2010-tilstanden for lomvi, sei og brakkvannsreke, mens de anser dette for mulig bare for torsk langs kysten og ikke til havs (der ekspertene er usikre). For ål anser ikke ekspertene det som mulig å reetablere 2010-tilstanden. Blant indikatorene for Ferskvann anser ekspertene det bare som mulig å gjenskape tilstanden i 2010 for bunndyrindeks i elver. For edelkreps (i Akershus) og ål mener de det ikke er mulig å gjenopprette tilstanden, mens de for de aktuelle fugleartene har angitt at de ikke vet. For indikatorene for myr-kilde-flommark med lavere verdier i 2020 mener ekspertene at det er mulig å gjenopprette tilstanden for billene elevsandjeger og sumpløper, så vel som for storsalamander, for de aktuelle områdene. Derimot mener de at det ikke er mulig å nå 2010-tilstanden for palsmyr-areal. For fossefall vet de ikke.

For Åpent lavland mener ekspertene det er mulig å gjenopprette 2010-tilstanden for alle indikatorene med anslått tilbakegang til 2020 (med unntak av mindre deler av vurderingsområdet for enkelte indikatorer). Også for de fleste indikatorene i Skog mener ekspertene det er mulig å komme tilbake til 2010-tilstanden. Unntak er smågnagere og snømållav i fjellbjørkeskog der dette ikke anses for mulig, og dvergspett der ekspertene ikke vet. For Fjell anser ekspertene det for mulig å gjenopprette 2010-tilstanden for nipdraugmose og torntveblad-mose, men ikke for smågnagere. For issoleie gir ekspertene en blanding av positive og negative vurderinger.

Det kan se ut til at ekspertene har vurdert det som mulig å påvirke beskatningsregimet for høstbare arter i kystsonen, men i mindre grad til havs. Dessuten synes det som om indikatorer som særlig er følsomme for arealbruk i Åpent lavland og Skog, samt inngrep i Ferskvann, gir bedre muligheter for å gjenopprette 2010-tilstanden enn for eksempel indikatorer som særlig er påvirket av klimaendringer.

## 9.7 Hvordan er behovet for handling, hvor mye haster det og hvor vanskelig er det?

Ekspertene ble også bedt om å vurdere hvor mye det haster med tiltak for å gjenopprette 2010-tilstanden for indikatorer med anslått nedgang til 2020, samt å vurdere hvor vanskelig det vil være (Tab. 9.5). For de marine økosystemene angir ekspertene at det haster mye med handling for lomvi og sei, og det anses som henholdsvis middels vanskelig og vanskelig. For torsk og vassild til havs har ekspertene ikke besvart disse spørsmålene. Ekspertene anser at det haster mye med tiltak for torsk langs kysten av Østlandet og noe mindre langs Vestlandet og nordover, mens dette vurderes som middels vanskelig i alle regioner (unntatt i Vestfold hvor det er vanskelig). For brakkvannsreke anser ekspertene at det haster mye og er middels vanskelig å gjennomføre tiltak som virker. For ål har ekspertene ikke svart på disse spørsmålene.

**Tabell 9.5** Ekspertenes vurdering av hvor mye det haster å gjøre noe for å bedre tilstanden for de indikatorene som vil ha lavere verdi i 2020 enn i 2010, og hvor vanskelig dette vil være. Prosent av alle vurderte indikatorer og geografiske områder for hvert hovedøkosystem.

Hovedøkosystem	Hvor mye haster det?		Hvor vanskelig er det å gjøre noe med det?				
	Mye	Svært mye	Svært lett	Lett	Middels	Vanskelig	Svært vanskelig
Hav-pelagisk	100				50	50	
Havbunn							
Kystvann-pelagisk	20				95	5	
Kystvann-bunn	28				96	4	
Ferskvann	100			100			
Åpent lavland	30	50		1	79	20	
Skog	50	2	7	9	66	18	
Myr-kilde-flommark	20			18	82		
Fjell	12				40	27	33

Indikatorene for Ferskvann er i liten grad vurdert. Bare for bunndyrindeks i elver mener ekspertene at det haster mye med tiltak og at dette er lett å gjøre noe med. For de øvrige ferskvannsindikatorerne (ål, edelkreps og fem fuglearter) har ekspertene ikke besvart disse spørsmålene. For myr-kilde-flommark er fossefall og palsmyr ikke vurdert, men for de øvrige indikatorene anser ekspertene at det haster noe med tiltak for billene sumpløper og elevsandjeger (haster mer i deler av vurderingsområdet) og at dette er middels vanskelig. For storsalamander haster det mye med handling i deler av vurderingsområdet, men dette anses for lett å gjennomføre.

For Åpent lavland anser ekspertene at det haster mye eller svært mye med handling for en stor andel av indikatorene, og dette er i mange tilfelle bare middels vanskelig. Dette gjelder soppene, mosene (for to av disse vurderes handling som vanskelig), solblom, lomvi og indikatorene for gras- og urterik mark og kystlynghei. For Skog mener ekspertene

at handling til dels haster mye til svært mye og vil være middels vanskelig å gjennomføre (en rekke sopparter, hønehauk, istervier i deler av vurderingsområdet) eller vanskelig å gjennomføre (kvistlav i fjellbjørkeskog). For andre indikatorer haster det mindre med tiltak (billene reliktbukk og Herminius undulatus, Lobaria-arter), men disse spenner fra lett til vanskelig å gjennomføre. For storsalamander haster det med tiltak i deler av vurderingsområdet, og tiltakene anses for lette å gjennomføre. Disse spørsmålene ble ikke besvart for dvergspett, smågnagere og snømållav i fjellbjørkeskog. For Fjell har ekspertene ganske begrenset vurdering av behovet for handling. For to indikatorer (smågnagere, praktdraugmose) er dette ikke vurdert, mens det for nipdraugmose anses å haste noe med handling, som vil være middels vanskelig. For issoleie varierer behovet for rask handling og det anses uansett som vanskelig til svært vanskelig, antagelig fordi endringene i hovedsak er knyttet til klimaendringer.

## 9.8 Konklusjon

En enkel framskrivning av observerte, estimerte eller anslåtte trender for Naturindeksens indikatorer kan gi grunnlag for å bedømme framtidig utvikling, men vil i liten grad være i stand til å fange opp kritiske endringer før de er så tydelige at vi ikke lenger kan snakke om et føre-var perspektiv. Slik framskrivning vil heller ikke reflektere mulige kritiske endringer som kan føre til en annen utvikling enn de historiske trendene. Ved å trekke inn ekspertenes kunnskaper om "sine" indikatorer og det økosystemet de er en del av, har vi mulighet for å identifisere avgjørende påvirkninger og kritiske utviklingstrekk før de har vist seg i tydelige utviklingstrender.

For Havbunn og Kystvann-bunn mener ekspertene at en større andel av indikatorene vil vise bedre tilstand i 2020 enn i 2010. For de øvrige hovedøkosystemene vurderer ekspertene utviklingen som mer eller mindre negativ. Åpent lavland har størst andel av indikatorer med lavere verdier, noe som indikerer at utviklingen er mest bekymringsfull her. Vurderingen av indikatorenes verdier i 2020 stemmer i hovedsak med deres utvikling i perioden 1990-2010. Det er imidlertid også en del avvik: Noen indikatorer som forventes å øke til 2020, har avtatt i perioden 1990-2010 (blålange, breiflabbe, hornedykker, fjellmyrløper, lappspove, hubro, lappiplerke, fugletegl i fjellbjørkeskog); mens noen indikatorer som forventes å avta til 2020, har økt siden 1990 (sei, bunndyrindeks i elver, smålom, storlom, dvergspett, snømållav). Vurderingen av utviklingen fram mot 2020 må da bygge på andre antatte årsaker enn fortsettelse av trenden i foregående tiår. Slike årsaker kan være endringer i underliggende påvirkningsfaktorer eller spesielle forvaltningstiltak som er iverksatt (jf handlingsplan for hubro eller tiltak mot sur nedbør).

Usikkerheten ved anslagene for indikatorenes nivå i 2020 oppfattes generelt som stor av ekspertene. De er mest sikre på anslagene for Åpent lavland, Ferskvann og Hav-pelagisk. For disse hovedøkosystemene framhever ekspertene at behovet for å sette i verk tiltak er særlig stort. Det er usikkert om ekspertene bare har vurdert tekniske muligheter for å gjennomføre tiltak med effekt på tilstanden, eller om de også har vurdert de økonomiske og politiske utfordringene ved å gjennomføre tiltakene.

Ekspertenes evne og vilje til å gi anslag for framtidig utvikling for sine indikatorer, samt til å vurdere usikkerhet i anslagene, tilsier at det kan være grunnlag for å trekke fram enkelte indikatorer med stor risiko for en negativ framtidig utvikling. Dermed kan de gi et grunnlag for å prioritere innsats basert på et føre-var perspektiv. På den andre siden er det til dels få indikatorer som reelt sett er vurdert i forhold til behovet for tiltak, og det er en god del variasjon i vurderingene av ulike indikatorer for samme hovedøkosystem. Dette medfører en risiko for at eventuelle tiltak basert på slike før-var vurderinger i for stor grad er basert på tilfeldigheter. Forbedring av vurderingene av tiltak vil kreve at ekspertene får mer informasjon om bakgrunnen og rammene for slike vurderinger, mer tid til å gjøre vurderingene, samt mer eksplisitte kriterier og eksempler på avveininger i vanskelige tilfeller. Dette bør også inngå som en del av de forskningsmessige og forvatningsmessige rapporteringsprosesser som allerede eksisterer for ulike hovedøkosystemer, og dermed ha potensial for å få flere eksperter til å delta, samt å kalibrere vurderingene bedre slik at resultatene blir mer robuste.

# 10 Muligheter og begrensninger med naturindeksen

Forfattere: Signe Nybø<sup>1</sup>, Gregoire Certain<sup>2</sup>,  
Olav Skarpaas<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Direktoratet for naturforvaltning,  
Postboks 5672 Sluppen, NO- 7485 Trondheim

<sup>2</sup>Norsk institutt for naturforskning,  
Postboks 5685 Sluppen, NO- 7485 Trondheim

Regjeringen Stoltenberg erklærte i Soria Moria 2005 at det skulle lages en naturindeks for Norge. Formålet med indeksen var å "danne et bilde av utviklingstrender i naturen inkludert kulturlandskapet." I sin andre regjeringssperiode, bekreftet Regjeringen innføringen av en naturindeks for Norge (Soria Moria 2009). Hovedformålet med naturindeksen er følgelig å få et overblikk over tilstanden til det biologiske mangfoldet, samt å få klarlagt kunnskapshull som må tettes for å få fram en mer robust indeks.

Denne rapporten presenterer resultatene fra arbeidet, og vi mener at Naturindeks 2010 gir den mest oppdaterte samlede kunnskapen vi har om tilstanden til det biologiske mangfoldet i de store økosystemene i 2010. Naturindeksen bygger på 309 indikatorer, der 125 eksperter har satt sammen fra kunnskap fra overvåking, forskning og observasjoner om hver sin indikator. Alle er eksperter på sin indikator og har arbeidet med indikatoren i en årrekke. Naturindeksprogrammet har utviklet en metode for å vurdere denne kunnskapen i sammenheng (Certain G. & Skarpaas 2010). Metoden er utviklet i samarbeid med to ekspertgrupper, en ekspertgruppe på statistikk og en ekspertgruppe på biologi (Nybø 2010). Naturindeksen er således en sammenstilling av ekspertenes kunnskap om utviklingen til ett sett indikatorer. Samtidig dokumenterer naturindeksen store hull i kunnskapsgrunnlaget. Naturindeks 2010 må derfor sees som en oppstart til å forbedre kunnskapsnivået om biologisk mangfold, slik at arbeidet med å bevare mangfoldet skal bli mest mulig kunnskapsbasert, målrettet og kostnadseffektivt.

Her ser vi nærmere på tre sentrale spørsmål i bruken og videreutviklingen av naturindeksen:

1. Måler naturindeksen tap av biologisk mangfold slik vi ønsker?
2. Hvordan er forholdet mellom mennesker og natur representert i naturindeksen?
3. Hva er forholdet mellom naturindeksen og andre beslektede indikatorer?

## 10.1 Måler naturindeksen om vi stanser tapet av biologisk mangfold?

Gjennom internasjonale avtaler har Norge forpliktet seg til å stanse tapet av biologisk mangfold. På grov skala betyr dette at det ikke skal være noen negativ utvikling i naturindeksen for noen av de store økosystemene eller område i Norge fra 2010 og framover. Naturindeksen kan være til hjelp til å vise om vi når målet (Boks 11-1). Vi vil imidlertid understreke at naturindeksen ikke bør bli enerådende som mål på biologisk mangfold, men bør vurderes sammen med andre indikatorer (se 11.3). For eksempel er rødlistene nyttige for å vurdere hvilke arter og naturtyper som er truet og trenger spesielle hensyn (Kålås et al. 2006).

**Boks 11-1.** Hvordan måler naturindeksen at Norge har stanset tapet av biologisk mangfold?

Naturindeksen skal ha positiv eller stabil utvikling for alle de store økosystemene og alle områder i Norge fra 2010 og framover i tid. Bak en stabil eller til og med voksende naturindeks, kan det skjule seg tap av biologisk mangfold: selv om noen indikatorer øker i verdi, kan andre gå tilbake. Derfor er det svært viktig å studere temaindeksene og datagrunnlaget mer detaljert for å forstå hva endringene i naturindeksen skyldes.

Dersom naturindeksen har en negativ utvikling, har vi fortsatt tap av biologisk mangfold.



Lokal arts- og arealforvaltning vil også trenge mer detaljerte data enn det naturindeksen kan tilby i dag. Naturindeksen, slik den framstår nå, er først og fremst et mål på tilstand og utvikling for biologisk mangfold på et overordnet nivå.

For at naturindeksen skal kunne fungere som måle-verktøy og beslutningsgrunnlag, er det avgjørende at vi er sikre på at endringene i naturindeksen følger av reelle endringer i naturen og ikke skyldes tilfeldigheter. Vi har lagt vekt på å tydeliggjøre usikkerhet rundt estimatene av naturindeksen. I noen tilfeller er trendene sterke og klare med lav usikkerhet, for eksempel for indikatoren kysttorsk (Kap. 2) og planteetere i fjellet (Kap. 8). I andre tilfeller er trendene svake, men med såpass lav usikkerhet at vi anser trendene som sannsynlige, som for eksempel for økosystemet åpent lavland som helhet (Kap. 5). Her er kunnskapen god nok til å oppdage relativt små forskjeller både geografisk og over tid. I atter andre tilfeller er trendene tilsynelatende sterke, men usikkerheten høy, for eksempel for filtrerere i kystvann (Kap. 3). I slike tilfeller er kunnskapsgrunnlaget i dag ikke godt nok til å si sikkert om disse trendene er reelle.

Med ulike tiltak kan man i noen tilfeller oppnå økt sikkerhet om resultatene (se også Kap. 1.6). Dette henger sammen med hva som ligger bak usikkerheten. Et økt antall indikatorer vil alltid være nyttig så lenge de bidrar med uavhengig informasjon (Certain & Skarpaas 2010), særlig i økosystemer der antall indikatorer er lavt, for eksempel i kystvann (Fig. 1.8, Kap. 3). I tillegg vil mer systematisk og langsiktig overvåking øke sikkerheten. I enkelte systemer har vi gode overvåkingssystemer som gir data med lav usikkerhet, for eksempel landsskogstakseringen (selv om det også her er elementer som ikke fanges godt opp, se Nilsen *et al.* (2010)). Naturindeksen er imidlertid i stor grad basert på ekspertvurderinger (Fig. 1.9). Selv om ekspertvurderinger også baserer seg på data (Fig. 1.8), vil de alltid være beheftet med usikkerhet knyttet til ekspertenes erfaringsbakgrunn og skjønn. Et viktig tiltak vil derfor være å erstatte ekspertvurderinger med overvåking og modellering basert på overvåkingsdata. I noen tilfeller kan det imidlertid være svært vanskelig å utvikle overvåkingsopplegg som er gjennomførbare innenfor realistiske økonomiske rammer eller uten betydelig forutgående kartlegging (Sverdrup-Thygeson *et al.* 2008). Et alternativt tiltak i slike tilfeller kan være å øke antall eksperter per indikator, dvs. la en gruppe eksperter framfor enkeltpersoner gjøre vurderingene

(Garthwaite *et al.* 2005). Ekspertvurderinger bør i alle tilfeller følges opp med en form for feltvalidering.

Vi har beregnet usikkerheten i naturindeksen på grunnlag av ekspertenes usikkerhetsangivelser for hver enkelt indikator. Denne usikkerheten kan skyldes både naturlig variasjon (prosessvariasjon) og observasjonsusikkerhet (målefeil) (Clark & Bjørnstad 2004). I dag skiller vi ikke på disse to typene usikkerhet. For å få gode estimater på naturlig variasjon og observasjonsusikkerhet trengs systematisk og godt designet overvåking, og rutiner for å dokumentere dette i naturindeksbasen. For å målrette forvaltningstiltak bør man kartlegge hvilke typer naturlig variasjon vi har å gjøre med: miljømessig og demografisk variasjon virker på ulike måter og har ulik betydning for arters overlevelse (Engen *et al.* 1998).

Når usikkerheten aggregeres fra enkeltindikatorer til den samlede naturindeksen, vil avhengighet mellom observasjoner av enkelte indikatorer på kommunenivå medføre økt usikkerhet. Slik avhengighet er til dels et resultat av at indikatorene dekker store sammenhengende områder (for eksempel store rovdyr og fugl), og til dels interpolering/ekstrapolering av estimater (ved modellering eller ekspertvurdering) i tilfeller der man har få observasjoner (for eksempel en del karplanter og kystvannsindikatorer). Den siste typen av avhengighet mellom observasjoner bidrar ikke bare til redusert presisjon i estimatene, men også til skjevhet ("bias"; Bhattacharyya & Johnson 1977), dvs. at estimatene avviker systematisk (ikke bare tilfeldig) fra den sanne verdien. Dette har i mange tilfeller gjort at ekspertene har latt være å estimere tilstanden i kommuner som ligger langt fra observasjonspunkter. Et tiltak for å redusere både manglende verdier og avhengighet som skyldes interpolering/ekstrapolering, er å utvikle overvåking som har god dekning i alle kommuner.

To andre typer skjevhet er knyttet til utvalget av indikatorer og utvalget av observasjoner for den enkelte indikator. Siden naturindeksen foreløpig baserer seg på data samlet inn for andre formål, er det for enkelte indikatorer overvekt av observasjoner i problemområder (Nybø *et al.* 2008, Nybø (red.) 2010). Dette har vært forsøkt kompensert for ved ekspertvurdering, men det ville være ønskelig med bedre utvalg av observasjoner i disse tilfellene. Når det gjelder utvalget av indikatorer, er det skjevheter i forhold til for eksempel økosystemfunksjon (vedlegg 1; Certain & Skarpaas 2010). For eksempel er predatorer overrepresentert, mens nedbrytere

er underrepresentert. Dette kompenseres for med vektning. Direkte representasjon av alle relevante økosystemfunksjoner er selvsagt ønskelig, men i praksis vanskelig. Vi vil trolig fortsette å være avhengige av vektning for å gi et balansert bilde. Det er derfor viktig å diskutere og eventuelt videreutvikle vektningssystemet som er brukt for denne versjonen av naturindeksen (se vedlegg 1).

Hovedtyngden av indikatorer i naturindeks 2010 er arter (se indikatorliste på naturindeksens hjemmeside [www.dirnat.no/naturindeks](http://www.dirnat.no/naturindeks)). I prinsippet er det ikke noe i veien for å inkludere flere andre elementer, som tilstanden av naturtyper, genetisk mangfold og mangfoldets økosystemfunksjoner (så lenge man kan estimere en referansetilstand; se Certain & Skarpaas 2010), men foreløpig er slike elementer for det meste bare indirekte representert i naturindeksen gjennom andre indikatorer. Tidligere utredning har vist at kunnskapsgrunnlaget for naturtyper (slik de er definert i DN Håndbok 13) er så dårlig at det ikke er tilrådelig å bruke disse som tilstandsindikatorer i naturindeksen, for eksempel som indirekte indikatorer for sjeldne arter som bare finnes i disse naturtypene. Vi har verken gode nok data for 2010 eller tilbake i tid (Nybø *et al.* 2008). Med økt fokus på utvalgte naturtyper i Naturmangfoldloven, kan kunnskapen om areal og tilstand til disse på sikt bli så god at man i framtida kan lage en naturindeks for utvalgte naturtyper. For genetisk variasjon innen arter er data stort sett fraværende, og data eksisterer i praksis for kun et fåtall arter, for eksempel laks. Sett i et nytteperspektiv for menneskene, ville en naturindeks fokusert på økosystemtjenester vært interessant (se Kap. 2). Verdien av økosystemtjenestene kan beregnes som i TEEB rapporten (ten Brink *et al.* 2009). I Norge og resten av verden har vi imidlertid svært lite data som kunne vært grunnlaget for en indeks for økosystemtjenester

Siden naturindeksen i dag ikke måler gener eller økosystemfunksjoner direkte, og i liten grad gjenspeiler spesielt viktige naturtyper for biologisk mangfold (med noen få unntak som kystlynghei og gras- og urterik mark), vil den ikke gi det fullstendige bildet for biologisk mangfold. Endringer i naturindeksens indikatorer (for eksempel arter) vil imidlertid ofte kunne indikere endringer i genetisk diversitet. Tilstanden i naturtyper måles også i utgangspunktet med indikatorer som kan inngå i naturindeksen (Halvorsen *et al.* 2009), og økosystemtjenester er knyttet til mange av de samme elementene (for eksempel pollinatorer og høstbare arter; ten Brink

*et al.* 2009). Naturindeksen gir derfor et overblikk for tilstanden til biologisk mangfold, og kan benyttes til å målrette tiltak mot områder eller økosystemer der tilstanden er dårlig, samt til å måle om tiltak har medført en forbedring i økosystemene. Med tiltak for å redusere datamangler, skjevhet og usikkerhet, vil naturindeksen kunne forbedres ytterligere som beslutningsgrunnlag.

## 10.2 Hvor er mennesket i naturindeksen?

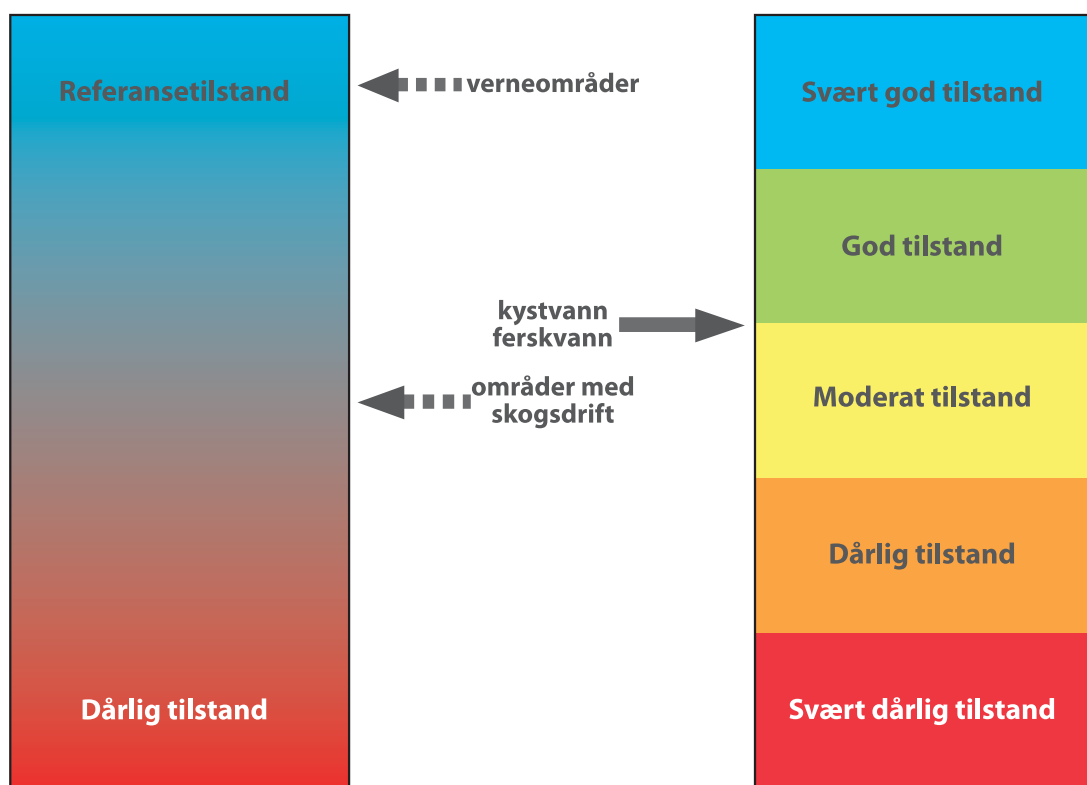
Naturindeksen er koblet til menneskelig aktivitet på flere måter, både gjennom definisjonen av referansetilstanden, gjennom eventuelle politiske målsetninger basert på naturindeksen, og gjennom menneskelige påvirkninger av ulike indikatorer.

Referansetilstanden reflekterer en økologisk bærekraftig tilstand for indikatoren. Referanseverdien er tallverdien til indikatoren i referansetilstanden som minimerer sannsynligheten for at indikatoren forsvinner i det naturlige habitatet, maksimerer biodiversiteten i det habitatet som den er relatert til, eller i det minste ikke truer andre arter i dette eller andre habitat (Certain G. & Skarpaas 2010).

I praksis er referanseverdiene for de fleste indikatorer satt lik bestanden i tilnærma urørt natur, kjente historiske tilstander eller bestander i antatt bærekraftig bruk (Certain & Skarpaas 2010). Det er derfor lett å misforstå og tro at målet er å ha urørt natur, dvs. en naturindeks på 1. Funksjonen til referanseverdien er først at den benyttes til å skalere de ulike indikatorene inn i samme beregningsmodell med det formål å sammenligne utviklingen til ulike indikatorer, også i helt forskjellige økosystemer. Videre gir referanseverdiene et fast punkt som man kan måle utviklingen over tid i forhold til. Det er derfor heller ikke strengt tatt avgjørende om referanseverdiene er helt korrekte, men de skal alltid angi en svært god tilstand for indikatoren. Indikatorene måler ulike aspekter ved det biologiske mangfoldet i et økosystem, blant annet inngår både truede og ikke-truede arter, nøkkelarter og ulike trofiske nivå. Videre er det viktig at det samlede indikatorsettet for et økosystem er følsomme for ulike typer påvirkninger. Indikatorerne innen for ett og samme økosystem kan derfor reflektere ulike referansetilstander, og det vil ikke alltid være mulig å oppnå maksimal verdi for alle indikatorer i økosystemet samtidig.

Videre er det slik at menneskene er og vil komme til å bli en del av økosystemene framover, og derfor kan ikke referanseverdiene nås over alt for mange indikatorer. I vanddirektivet er dette løst ved at de politiske målene er satt lavere enn referanseverdiene (Fig. 10.1). På samme måte kan man tenke seg at man kan etablere ulike politiske mål ut fra hvilken bruk et område skal ha. Det er langt igjen før slike politiske mål er satt for andre økosystemer enn ferskvann og kystvann, diskusjonene har knapt nok startet. Det har vært tilløp til diskusjoner i pressen om vi ønsker at åpent lavland skal gro igjen, eller om vi skal rydde hele arealet eller bare deler av det. Når man velger hvilke aktiviteter som skal være i et område, må man balansere dette opp i mot skadene på biologisk mangfold, og deretter bestemme seg for hvilken verdi naturindeksen minst bør oppnå (Fig. 10.1).

I naturindeksbasen har vi samlet informasjon om hvordan de ulike indikatorene påvirkes av menneskelig aktivitet som arealbruk, høsting, forurensning, osv. Denne informasjonen har vært brukt til å tolke trender i de store økosystemene (Kap. 2.8). I en forvaltningsmessig sammenheng kan informasjonen brukes til å vurdere realistiske tilstandsmål for naturindeksen i områder med ulike påvirkninger. Årsaken til at naturindeksen avtar, er ofte menneskets aktiviteter, men også naturlige påvirkninger kan forårsake en nedgang i naturindeksen. Nedbeiting av tareskogen i nord er et eksempel på en prosess som reduserer naturindeksen, men som vi ikke vet årsakene til.



**Figur 10.1** Eksempel på hvordan ulike politiske mål kan settes for arealer med ulik bruk. For eksempel kan målet i et barskogsreservat være nær referansetilstanden, dvs. tilnærmet urørt natur, mens målet i et område med skogsdrift kan være lavere. Tilstanden i både barskogsreservatet og området med skogsdrift kan derfor måles ved hjelp av naturindeksen, selv om de politiske målene er forskjellige. Forutsetningen for at naturindeksen kan måle dette, er at referansetilstanden settes lik i begge tilfeller. Stiplet pil gir eksempel på hvordan politiske mål kan settes for barskog, mens heltrukken linje viser hvor det politiske målet for kystvann og ferskvann er satt, jfr. EUs vanddirektiv. Blir tilstanden dårligere skal det gjøres tiltak for å bedre tilstanden. (figur gjengitt med tillatelse fra Nybø et al. (2008).

### 10.3 Forholdet mellom naturindeks, rødlista og andre indikatorer for biologisk mangfold og bærekraft

Naturindeksen skal gi et overblikk over utviklingen i norsk natur, mens øvrige indikatorer og rødlista har mer detaljerte opplysninger, som skal gi retningslinjer for forvaltning for enkeltarter og naturtyper. Naturindeksen "gjenbraker" data samlet inn for disse formålene. I tillegg har naturindeksen et databehov som ikke dekkes gjennom øvrige prosesser. For å få best mulig datagrunnlag for naturindeksen, er det derfor nødvendig at kunnskapsinnsamling knyttet til disse andre arbeidene fortsetter.

Naturindeksen måler tilstanden til det naturlige biologiske mangfoldet i de store økosystemene, mens rødlista gir en oversikt over alle kjente arter som er truet av utryddelse i Norge (Kålås *et al.* 2006). Dette betyr at såkalte utkantarter som kan finnes i større populasjoner i andre land også kan være med på rødlista. Dette problemet unngår vi i naturindeksen, da vi tar utgangspunkt i de bestandsstørrelsene som ville vært naturlig i et område gitt liten eller lav menneskelig påvirkning. Dette betyr at arter som er naturlig sjeldne i Norge, eller som lever i utkanten av sitt utbredelsesområde, og dermed har liten bestand i Norge, ikke bidrar til å redusere verdiene på naturindeksen (med mindre deres bestander viser nedgang). For eksempel har flere av ferskvannsfiskene som inngår i naturindeksen, en stabil bestand og har hatt det lenge. Disse artene bidrar dermed med verdien 1 i naturindeksen (= referansetilstanden). Samtidig er flere av disse artene registrert som truet på rødlista.

I tillegg til å sikre grunnlaget for naturindeksen gjennom rødlistearbeidet og andre prosesser, er det viktig å etablere en bevissthet om forholdet mellom naturindeksen og andre indikatorer som forvaltningsgrunnlag. Naturindeksen dekker elementer av vanlig natur i tillegg til sjelden og trua natur, og er derfor bedre egnet til å gi et helhetlig bilde av tilstanden i naturen enn rødlista. Dette gjør den også egnet til å erstatte de begrensede indikatorene for biologisk mangfold i det norske settet med bærekraftsindikatorer (hekkende fugl og vannsystemer av ferskvann og kystvann med god økologisk status – se Kap. 1.1). Selv om naturindeksen tar opp i seg og favner mye bredere enn de eksisterende bærekraftsindikatorene, er den ikke komplett. Den måler først og fremst tilstand. Dette innebærer at det finnes biologisk mangfold som ikke fanges opp av naturindeksen. Dersom man utelukkende fokuserer forvaltningstiltak på naturindeksens indikatorer, er det en stor fare for at mye annet biologisk mangfold kan gå tapt uten at det synes i regnskapet. Som tidligere nevnt (Kap. 10.1), inneholder rødlista spesifikk informasjon om mange trua arter som ikke inngår i naturindeksen, men som er viktige for forvaltningen av disse artene og dermed for målet om å stanse tapet av biologisk mangfold.

For å sikre internasjonal sammenlignbarhet er det viktig at det videre arbeidet med naturindeksen gjennomføres i dialog med internasjonale aktører (FN, EEA, Nordisk Råd). Naturindeksen har store likhetstrekk med internasjonale indekser som Biological Intactness Index (BII; Scholes & Biggs 2005), Natural Capital Index (NCI; RIVM 2002) og GLOBIO (Alkemade *et al.* 2009) (for sammenligninger av disse og flere andre indekser, se Mace *et al.* 2005, Nybø *et al.* 2008, Certain & Skarpaas 2010). Vi håper at naturindeksen kan være et verdifullt innspill til et omforent globalt rammeverk for biologisk mangfold.

# 11 Konklusjoner og veien videre

*Forfatter: Signe Nybø*

*Direktoratet for naturforvaltning,  
Postboks 5672 Sluppen, NO- 7485 Trondheim*

Naturindeksen viser utviklingen i økologisk tilstand for de store økosystemene i Norge. Disse indikerer at tilstanden har utviklet seg negativt for noen økosystemer og mer positivt for andre. Resultatene viser at det er mulig å snu en negativ utvikling for biologisk mangfold. I Norge har vi hatt en positiv utvikling både i ferskvann og i havet. Det er vel verdt å merke seg at i begge disse økosystemene er forbedringene et resultat av villet politikk, og stor innsats hos flere aktører. Både kunnskap, bevilgninger og evne til å gjennomføre tiltakene er nødvendig for å få til en forbedring. I Norge er det trolig tiltak for å bevare åpent lavland som det haster mest å få satt i gang.

Arbeidet med å utvikle Naturindeks for Norge har gitt oss ny innsikt i den samlede utviklingen til vårt biologiske mangfold, og gitt muligheten til å kunne sammenligne tilstanden i ulike økosystemer på en kvantitativ måte. Samtidig har naturindeksen vært med på å bygge ned faglige grenser mellom ulike fagdisipliner innen biologi. Det er ikke hver dag en skogforsker og en marin forsker møtes ved samme bord for å diskutere beregningsmetoder og indikatorer. I tillegg har tilnærmingen vært diskutert med samfunnsforskere for å få en idé om hvordan arbeidet bør presenteres slik at budskapet blir oppfattet ute i samfunnet. Prosessen med å etablere naturindeksen har vært krevende. Mange forskere har vært skeptiske til at dataene deres skal bli brukt i en sammenheng de ikke har kontroll over. Likevel har svært mange bidratt med data og ekspertvurderinger. Det at forskerne for hver indikator har hatt mulighet til å angi hvor sikre de er på sine ekspertvurderinger/ data, har gjort at de i større grad kan stå inne for det de bidrar med. Er de usikre på tallene, så tar beregningsmetoden høyde for dette.

Rammeverket for naturindeksen er nå etablert og er godt egnet til å bli oppdatert med jevne mellomrom. På samme måte som Rødlista har hatt en utvikling i metode og presentasjonsform siden den første nasjonale Rødlista i 1998, kan det komme noen

justeringer på metodesiden ved neste revisjon. Slik vi oppfatter arbeidet i dag, tror vi likevel at arbeidet som er gjort på å utvikle rammeverket er så grundig, at justeringene vil bli av mindre karakter. Vi tror imidlertid at indikatorsettet må gjennomgås på nytt ved revisjon, bl.a. må man sørge for å bygge opp kunnskapsgrunnlaget slik at flere indikatorer fra lavere trofisk nivå blir inkludert i indeksen. I tillegg må datagrunnlaget bli bedre for de indikatorene som allerede inngår i indeksen. Naturindeksen er avhengig av lange tidsserier for å kunne beskrive utviklingen over tid. Det er samtidig viktig å få en tilstrekkelig detaljert geografisk dekning for å fange opp variasjonen i indikatorene i ulike deler av landet.

I denne første versjon av Naturindeks for Norge har vi brukt mye arbeid på å samle, tilrettelegge og kvalitetssikre data. Dette føles ofte som unødvendig tidkrevende og slitsomt. Det er et mål at forskerne som skal bidra med data eller ekspertvurderinger i en framtidig naturindeks, får lett tilgang på de dataene som finnes. Det arbeides mye med å få til gode databaser i forskningsinstitusjonene og i forvaltningen, som gjør tilgjengeligheten på data enklere. Likevel ønsker vi her å signalisere at det er svært lite kostnadseffektivt å betale for undersøkelser der dataene blir liggende på papirer i en skuff, eller på PC' en til en enkelt person. I praksis er det svært sjelden at man har kapasitet til å digitalisere disse dataene før bruk i nye beregninger. I en ideell verden ser vi for oss at naturindeksbasen skal hente data online fra databasene der de er lagret. Ekspertene kan da bruke tiden til å vurdere hvilke data som skal brukes og kvaliteten på disse dataene før de importeres til naturindeksbasen.

På grunn av arbeidsmengden knyttet til innsamling og tolking av data er en 5-årig syklus på oppdatering av naturindeksen mest å anbefale. I årene mellom kan ulike temaindekser presenteres, basert på de data som er samlet inn. Her er mulighetene mange, for eksempel å undersøke den kvantitative sammenhengen mellom ulike påvirkninger og endringer i naturindeksen/ enkeltindikatorer. Videre er det satt i gang et arbeid på å utvikle naturindeks for områder der det er mye dyrka mark; gårdsbrukslandskapet, og kunne ønsket oss å sette i gang tilsvarende arbeid for byer og tettbygde strøk. Hvis dette utviklingsarbeidet lykkes, kan man presentere kart over tilstanden til biologisk mangfold der mange bor.

## 12 Referanser alle kapitler

Agee, J.K. 2003. Historical range of variability in eastern Cascades forests, Washington, USA. *Landscape Ecology* 18: 725-740.

Alkemade R., van Oorschot M., Miles L., Nelleman C., Bakkenes M. & ten Brink B. 2009. *GLOBIO3. Ecosystems* 12: 374-390.

Andersen, R. & Hustad, H. (red.) 2004. Villrein og samfunn. En veiledning til bevaring av Europas siste villrein fjell. NINA Temahefte 27: 1-77.

Anon. 2009. Status for norske laksebestander i 2009 og råd om beskatning. Rapport fra Vitenskapelig råd for lakseforvaltning nr 1, 230 s.

Arneberg, P., van der Meeren, G., Lorentzen, S.H. & Fossheim, M. (2009). Dominoeffekter i Barentshavet; prosessene rundt svingningene i loddebestanden. *Naturen* 133: 252-258.

Austrheim, G., Bråthen, K.A., Ims, R.A., Mysterud, A. & Ødegaard, F. 2009. Fjellet – Miljøforhold og påvirkninger på rødlistearter. Fakta. Artsdatabanken, Trondheim.

Aagaard, K. og Dolmen D. 1996. Limnofauna Norvegica. Katalog over norsk ferskvannsfauna. Tapir Forlag. Trondheim.

Aakala, T. 2010. Coarse woody debris in three late-successional *Picea abies* forests in Northern Europe: variability in volume and models of decay class dynamics. I: Aakala, T. Tree mortality and deadwood dynamics in late-successional boreal forests. *Dissertationes Forestales* 100. Paper V.

Aarrestad P.A. & Stabbetorp O.E. 2010. Bruk av bioindikatorer til overvåking av effekter av atmosfærisk nitrogen i naturtyper med lav nitrogen-tålegrense. Pilotprosjekt for Naturindeks for Norge. NINA rapport nr. 567.

Aarrestad, P.A., Bjerke, J.W., Often, A., Skarpaas, O., Stabbetorp, E., Tømmervik, H. & Økland, T. 2010. Karplanter. I: Nybø, S. (red.) 2010. Datagrunnlaget for "Naturindeks for Norge 2010". DN utredning 4-2010.

Bakken, T., S. Såstad & Aagaard, K. (red.) 2005. Opprettelse av norsk artstesaurus. Utredning for Artsdatabanken. Artsdatabanken, Trondheim. 55 s.

Berge, J.A., Amundsen, R. *et al.* 2010. Overvåking av forurensningssituasjonen i Indre Oslofjord 2009. NIVA rapport nr. 5985-2010. 145 s.

Bernes, C. 1993. The Nordic Environment – Present State, Trends and Threats. *NORD-reports*. The Nordic Council of Ministers, Stockholm.

Bhattacharyya G.K. & Johnson R.A. 1977. *Statistical concepts and methods*. New York: Wiley.

Bjerke, J.W., Bruteig, I. & Tømmervik, H. 2010. Lav og alger. I: Nybø, S. (red.) 2010. Datagrunnlaget for "Naturindeks for Norge 2010". DN utredning 4-2010.

Bjørge, A., Myksvoll, M. & Bjelland, O. 2010. Kystøkologi i Porsangerfjorden og Hardangerfjorden. *Havforskningsrapporten, kyst*: 66-69.

Blumentrath S. & Hanssen, F. 2010. Beregning av areal. I: Nybø, S. (red.) 2010. Datagrunnlaget for "Naturindeks for Norge 2010". DN utredning 4-2010.

Brattegard, T. & Holthe, T. (red.) 1995. Kartlegging av egnede marine verneområder i Norge. Tilråding fra rådgivende utvalg. DN utredning 3-1995. 179 s.

Brattegard, T., & Holthe, T. (red.) 2001. Distribution of marine, benthic macroorganisms in Norway. A tabulated catalogue. Oppdatering av utredninger for DN 1997-1. Nettside: [www.dirnat.no](http://www.dirnat.no)

Bremnes, O.H. (tekst) 1992. Gammeltovermyra. I: Bremnes, K., Bremnes, O. & Bremnes L. (musikk): Ord fra en fjord. Spinner Records AS, Skarnes.

Brunvoll, F., Bergh, M., Holmengen, N., Hvalgård, J.K., Lindholt, L., Nielsen, V.O., Pedersen, S.I., Ramm, J. & Smith, T. 2009. Viktige signaler om samfunnet. Indikatorer for bærekraftig utvikling 2009. Statistisk Sentralbyrå rapporter 2009/26.

Brunvoll, F. & Smith, T. (red.) 2010. På rett vei? Indikatorer for bærekraftig utvikling 2010: Statistisk sentralbyrå rapporter.

Bryn, A. 2006. Vegetation mapping in Norway and scenario for vegetation changes in a mountain district. *Geographia Polonica* Vol. 79 No. 1: 41-64.

Bryn, A. 2008. Recent forest limit changes in southeast Norway: Effects of climate change or regrowth after abandoned utilisation? *Norsk Geografisk Tidsskrift* Vol. 62: 251-270.

Burkill, P., Tyrell I. *et al.* (2009). European time series of calcareous organisms and carbonate chemistry. European Project on Ocean Acidification (EPOCA). I: Gattuso, J.P., Hansson I. & EPOCA Consortium, *Oceanography*. 22: 195.

- Burkill P, Tyrell I, Edwards M. 2009. European time series of calcareous organisms and carbonate chemistry. I: Gattuso, J.P., Hansson I. & EPOCA Consortium (red.) European Project on Ocean Acidification (EPOCA), Oceanography Vol. 22: 195.
- Butchart, S.H.M. *et al.* 2010. Global Biodiversity: Indicators of Recent Declines. Scienceexpress.org 29 April 2010.
- CBD. 2010. The Convention on Biological Diversity: Year in Review 2009. <http://www.cbd.int/doc/reports/cbd-report-2009-en.pdf>.
- Certain, G. & Skarpaas, O. 2010. Nature Index: General framework, statistical method and data collection for Norway. NINA Report 542. 47 s.
- Certain, G. *et al.* 2010. The nature index: A general framework to synthesize knowledge on the state of biodiversity. Submitted.
- Clark, J.S., Bjørnstad, O.N. 2004. Population time series: process variability, observation errors, missing values, lags and hidden states. Ecology 85: 3140-3150.
- Danell, K., Bergström, R., Duncan, P. & Pastor, J. 2006. Large herbivore ecology, ecosystem dynamics and conservation. Cambridge University Press, Cambridge.
- Daugstad, K. & Sæter, S. 2001. Seterliv. Det Norske Samlaget, Oslo.
- Direktoratet for naturforvaltning 2006. Handlingsplan for elvemusling, *Margaritifera margaritifera*. Rapport 2006-3.
- Direktoratet for naturforvaltning 2009. Handlingsplan for elvesandjeger. DN rapport 3-2009. 28 s.
- Direktoratet for naturforvaltning 2009. Kalking i laksevassdrag. Effektkontroll 2008. Sammendragsrapport. Notat 3-2009, 85 s.
- Direktoratsgruppa vanddirektivet. 2009. Veileder 01:2009. Klassifisering av miljøtilstand I vann. Trondheim, 170 s.
- Dolmen, D. og Kleiven, E. 2004. The impact of acidic precipitation and eutrophication on the freshwater pearl mussel *Margaritifera margaritifera* (L.) in Southern Norway. Fauna norv. 24: 7-18.
- EEA 2009. Progress towards the European 2010 biodiversity target. Copenhagen: European Environmental Agency. EEA Report 4/2009.
- EEA. 2010. Assessing biodiversity in Europe - the 2010 report. Copenhagen.
- EEA 2010. Biodiversity in the pan-European region.
- EASAC 2005. A user's guide to biodiversity indicators. London: European Academies Science Advisory Council.
- Eide, N.E., Solberg, E., Brøseth, H., Strand, O. & Framstad, E. Pattedyr. I: Nybø, S. (red.) 2010. Datagrunnlaget for "Naturindeks for Norge 2010". DN utredning 4-2010.
- Ekelund, K. 2005. Torv til brensel. Lyngheisenteret, Lygra.
- Elser, J.J., T. Andersen, J.S. Baron, A.-K. Bergström, M. Jansson, M. Kyle, K.R. Nydick, L. Steger, og D.O. Hessen. 2009. Shifts in lake N:P stoichiometry and nutrient limitation driven by atmospheric nitrogen deposition. Science 326: 835-837.
- Engen, S., Bakke, Ø., Islam, A. 1998. Demographic and environmental stochasticity - Concepts and definitions. Biometrics 54: 840-846.
- Fjellstad, W., Norderhaug, A. & Ødegaard, F. 2008. Tidligere og nåværende jordbruksareal –Miljøforhold og påvirkninger på rødlistearter. Artsdatabanken, Norge ([www.artsdatabanken.no](http://www.artsdatabanken.no))
- Fraver, S., Jonsson, B.G., Jönsson, M. & Esseen, P.A. 2008. Demographics and disturbance history of a boreal old-growth *Picea abies* forest. Journal of Vegetation Science 19: 789-798.
- Fremstad, E. & Moen, A. 2001. Truede vegetasjonstyper i Norge. NTNU Vitenskapsmuseet rapport botanisk serie 2001-4. Trondheim.
- Fronzek, S., Luoto, M. & Carter, T.R. 2006. Potential effect of climate change on the distribution of palusa mires in subarctic Fennoscandia. Climate Research 32: 1-12.
- Fryjordet, T. 1992. Skogadministrasjon i Norge gjennom tidene. Bind I. Skogforhold, skogbruk og skogadministrasjon fram til 1850. Landbruksdepartementet og Direktoratet for Statens Skoger, Oslo. 645 s.
- Garthwaite, P.H., Kadane, J.B. & O'Hagan, A. 2005. Statistical methods for eliciting probability distributions. Journal of the American Statistical Association 100: 680-701.

- Gjerde, I., Brandrud, T.E., Ohlson, M. & Ødegaard, F. 2009. Skoglandskapet – Miljøforhold og påvirkninger på rødlistearter. Artsdatabanken, Trondheim. 12 s.
- Gjershaug, J.O., Lorentsen, S.H., Pedersen, H.C., Nygård, T., Strann, K.B., Thingstad, P.G., Husby, M. & Dale, S. 2010. Fugl. I: Nybø, S. (red.) 2010. Data-grunnlaget for "Naturindeks for Norge 2010". DN utredning 4-2010.
- Gjøsæter, H., Dommasnes, A., Falkenhaus, T., Hauge, M., Johannesen, E., Olsen, E. and Skagseth, Ø. (red.). 2009. Havets ressurser og miljø 2009. Fisken og Havet, særnr. 1-2009. 185 s
- Gjøsæter, H., Haug, T., Hauge, M., Knutsen, J.A., Røttingen, I., Skilvbrei, O. and Sunnset, B.H. (red.) 2010. Havforskningsrapporten 2010. Fisken og Havet, særnr. 1-2010. 163 s.
- Global Footprint Network 2008. Accounts 2008.
- Gram, T. 2002. Skoggrøfting i Hedmark på 1900-tallet. Fylkesmannen i Hedmark, Landbruksavdelingen, Rapport 2002/1. 15 s.
- Groven, R. & Niklasson, M. 2005. Anthropogenic impact on past and present fire regimes in a boreal forest landscape of southeastern Norway. *Canadian Journal of Forest Research* 35: 2719-2726.
- Groven, R., Rolstad, J. & Storaunet, K.O. 2006. Stand structures and dynamics of old-growth *Picea abies* forest in south-eastern Norway. I: Groven, R. Historical variability in boreal forest. Dendroecological and structural studies of fire, stand, and logging history from southeastern and central Norway. Doctor Scientiarum Thesis 2006:1. Norwegian University of Life Sciences, Ås. Paper II.
- Gundersen, V. & Rolstad, J. 1998. Truete arter i skog. En gjennomgang av rødlistearter i forhold til norsk skogbruk. Oppdragsrapport fra Norsk institutt for skogforskning 6/98. 74 s.
- Gustafsson, L., Berg, Å., Ehnström, B., Hallingbäck, T., Jonsell, M. & Weslien, J. 1995. Sveriges rödlistade skogsarter i ett internationellt perspektiv. *Svensk Botanisk Tidskrift* 89: 364-370.
- Gaarder, G. 2009. Semi-naturlige enger i Sogn og Fjordane, vurdering av status og arealendringer. Miljøfaglig Utredning notat 2009:8
- Hafsten, U. 1992. The immigration and spread of Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) in Norway. *Norsk geografisk tidsskrift* 46: 121-158.
- Hagen, Y. 1952. Rovfuglene og viltpleien. Gyldendal Norsk Forlag, Oslo.
- Halvorsen, R. et al. 2008. Inndeling i økosystem-hovedtyper. Artsdatabanken. Naturtyper i Norge bakgrunnsdokument 3: 1-86.
- Halvorsen, R. et al. 2009. Tilstandsvariasjon (tilstandsøkolinier og objektinnhold), versjon 0.1: Artsdatabanken.
- Hansen, T. & Børsheim, K.Y. 2010. Forsurings-scenarier for kråkeboller, krill og koraller. I: Gjøsæter, H., Haug, T., Hauge, M., Karlsen, Ø., Knutsen, J.-A., Røttingen, I., Skilvbrei, O. and Sunnset, B.H. (red.) Havforskningsrapporten 2010. Fisken og Havet, særnr. 1-2010: 59-65.
- Havforskningsinstituttet 2010. Sel, havert og steinkobbe. Havforskningsrapporten, ressurser: 142-143.
- Hesthagen, T., Sevaldrud, I.H. & Berger, H.M. 1999. Assessment of damage to fish populations in Norwegian lakes due to acidification. *Ambio* 28:12-17.
- Holmboe, J. 1903. Planterester i norske torvmyrer. Et bidrag til den norske vegetations historie efter den sidste istid. A.W. Brøggers bogtrykkeri, Kristiania. 227 s.
- Ims, R. A. & Fuglei, E. 2005. Trophic interaction cycles in tundra ecosystems and the impact of climate change. *Bioscience* 55: 311-322.
- Ims, R. A., Henden, J. A. & Killengreen, S. T. 2008. Collapsing population cycles. *Trends in Ecology & Evolution* 23: 79-86.
- Ims, R.A., Yoccoz, N.G., Bråthen, K.A., Fauchald, P. & Tverraa, T. 2007. Can reindeer overabundance cause a trophic cascade? *Ecosystems* 10: 607-622.
- IUCN 2008. WCC Freshwater Factsheet: Freshwater Biodiversity A hidden resource under threat. Gland.
- Johansen, A. 1997. Myrarealer og torvressurser i Norge. *Jordforsk Rapport* 1/97. 21 s.
- Joosten, H. & Clarke, D. 2002. Wise use of mires and peatlands: background and principles including a framework for decision-making. International Mire Conservation Group & International Peat Society. 304 s.
- Karlsen, S. R., Hogda, K. A., Wielgolaski, F. E., Tolvanen, A., Tommervik, H., Poikolainen, J. & Kubin, E. 2009. Growing-season trends in Fennoscandia 1982-2006, determined from satellite and phenology data. *Climate Research* 39: 275-286.



- Kausrud, K.L., Mysterud, A., Steen, H., Vik, J.O., Østbye, E., Cazelles, B., Framstad, E., Eikeset, A.M., Mysterud, I., Solhøy, T. & Stenseth, N.C. 2008. Linking climate change to lemming cycles. *Nature*, 456: 93-98.
- Kielland-Lund, J. 1992. Del 2. Håndbok for feltregistrering – viktige vegetasjonstyper i kulturlandskapet, Øst-Norge. Nasjonal registrering av verdifulle kulturlandskap. Norsk institutt for naturforskning: Ås.
- Kullman, L. 2005. Gamla och nya träd på Fulufjället – vegetationshistoria på hög nivå. *Svensk Botanisk Tidskrift* 99: 315-329.
- Kullman, L. 2008. Early postglacial appearance of tree species in northern Scandinavia: review and perspective. *Quaternary Science Reviews* 27: 2467-2472.
- Kuuluvainen, T. 1994. Gap disturbance, ground microtopography, and the regeneration dynamics of boreal coniferous forests in Finland - a review. *Annales Zoologici Fennici* 31: 35-51.
- Kuuluvainen, T. 2009. Forest management and biodiversity conservation based on natural ecosystem dynamics in Northern Europe: The complexity challenge. *Ambio* 38: 309-315.
- Kålås, J.A., Viken, Å. & Bakken, T. (red.) 2006. Norsk Rødliste 2006. Artsdatabanken, Trondheim. 416 s.
- Kålås, J.A. 2010. Spurvefugler. I: Framstad, E. (red.) *Natur i endring*. NINA rapport nr 580.
- Landres, P.B., Morgan, P. & Swanson, F.J. 1999. Overview of the use of natural variability concepts in managing ecological systems. *Ecological Applications* 9: 1179-1188.
- Larssen, T. og Høgåsen, T. 2003. Tålegrenser og overskridelser av tålegrenser i Norge. NIVA Rapport 4722.
- Larsen, B.M. 2005. Handlingsplan for elvemusling (*Margaritifera margaritifera*) i Norge. Innspill til den faglige delen av handlingsplanen. NINA Rapport 122, 33 s.
- Larsen, B.M. 2010. Distribution and status of the freshwater pearl mussel (*Margaritifera margaritifera*) in Norway. Proceeding. Conservation of freshwater pearl mussel populations in Northern Europe. Karelien Research Centre of RAS and Finnish-Russian Working Group on Nature Conservation. Petrozadovsk, april 2009 (I trykk).
- Larsson, J.Y. & Hysten, G. 2007. Skogen i Norge. Statistikk over skogforhold og skogressurser i Norge registrert i perioden 2000-2004. Viten fra Skog og landskap 1/07. 91 s.
- Leadley, P., Pereira, H.M., Alkemande, R., Fernandez-Manjarrès, J.F., Proenca, V., Scharlemann, J.P.W. & Walpole, M. 2010. Biodiversity Scenarios: Projections of 21st century change in biodiversity and associated ecosystem services. Technical Series no. 50. SotCoB. Diversity: 132.
- Linkowski, W. & Lennartsson, T. 2005. Biologisk mangfold i fjellbjørkeskog – en kunnskaps-sammenstilling. Centrum för biologisk mangfold. Sverige.
- Lyche Solheim, A., Moe, J., Haande, S., Hobæk, A., Løvik, J.E. og Høgaasen, T. 2009. Eutrofieringstilstand i norske innsjøer og elver 1980-2008. Statens forurensningstilsyn (SFT). Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport 1042 (TA nr 2466/2008), 42 s.
- Millennium Ecosystem Assessment 2005. Ecosystems and Human Well-Being: Current State and Trends. Millennium Ecosystem Assessment Series Vol. 1: 948 s.
- Miljøstatus 2010. Miljøstatus i Norge 2010. Tema: hav og vann. Internett: [www.miljostatus.no](http://www.miljostatus.no)
- Moe, D. 1979. Tregrense-fluktuasjoner på Hardangervidda etter siste istid. I: Nydal, R., Westin, S., Hafsten, U. & Gulliksen, S. (red.) *Fortiden i søkelyset*. 14C datering gjennom 25 år. Laboratoriet for Radiologisk Datering, Trondheim, s. 199-208.
- Moen, A. 1984. Myrundersøkelser i Møre og Romsdal i forbindelse med den norske myrreservatplanen. Det Kongelige norske videnskabers selskab, museet, rapport botanisk serie 1984-5. 86 s.
- Moen, A. 1999. Nasjonalatlas for Norge. Vegetasjon. Statens kartverk, Hønefoss. 200 s.
- Moen, A., Dolmen, D., Hassel K. & Ødegaard F. 2009. Myr-kilde-flommark – miljøforhold og påvirkninger på rødlistearter. Artsdatabanken Faktaark.
- Molvær, J. et al. (1997). Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Veiledning 97:03. Statens forurensningstilsyn SFT. 36 s.
- Moy, F. et al. 2003. Marin karakterisering. Typologi, system for å beskrive økologisk naturtilstand og forslag til referansenettverk. FoU-oppgave tilknyttet EUs rammedirektiv for vann. NIVA rapport 4731. 90 s.

- Naustvoll, L.J. and Aure, J. 2010. Eutrofiering av kystvann og fjorder i Skagerrakkysten. I: Gjøsæter, H., Haug, T., Hauge, M., Karlsen, Ø., Knutsen, J-A., Røttingen, I., Skilbrei, O. & Sunnset, B.H. (red.) Havforskningsrapporten 2010. Fisken og Havet, særnr. 1-2010: 49-50.
- Nellemann, C., Vistnes, I., Jordhøy, P. & Strand, O. 2001. Winter distribution of wild reindeer in relation to power lines, roads and resorts. *Biological Conservation* 101: 351-360.
- Nilsen, J.E.Ø., Moum, S.O. & Astrup, R. 2010. Indirekte indikatorer - Landskogtakseringen. I: Nybø, S. (red.) 2010. Datagrunnlaget for "Naturindeks for Norge 2010". DN utredning 4-2010.
- Niinemets, Ü. & Kull, K. 2005. Co-limitation of plant primary productivity by nitrogen and phosphorous in a species-rich wooded meadow on calcareous soil. *Acta Oecol.* 28: 345-356.
- Niklasson, M. & Drakenberg, B. 2001. A 600-year tree-ring fire history from Norra Kvills National Park, southern Sweden: implications for conservation strategies in the hemiboreal zone. *Biological Conservation* 101: 63-71.
- Niklasson, M. & Granström, A. 2000. Numbers and sizes of fires: Long-term spatially explicit fire history in a Swedish boreal landscape. *Ecology* 81: 1484-1499.
- Norderhaug, A. 2010. Indirekte indikatorer åpent lavland. I: Nybø, S. (red.) 2010. Datagrunnlaget for "Naturindeks for Norge 2010". DN utredning 4-2010.
- Norderhaug, A., Austad, I., Hauge, L. & Kvamme, L. (red.) 1999. Skjøtselsboka for kulturlandskap av gamle norske kulturmarker. Landbruksforlaget, Oslo.
- Norderhaug, A. & Svalheim, E. 2009. Faglig grunnlag for handlingsplan for trua naturtype: Slåttemark i Norge. *Bioforsk Rapport Vol. 4 Nr 57*.
- Norderhaug, K.M. *et al.* 2010. Langtidsovervåking av miljøkvaliteten i kystområdene av Norge. Kystovervåkingsprogrammet. Årsrapport for 2009. Statlig program for forurensningsovervåking rapport 1068/2010. KLIF /NIVA. 112 s.
- Normander, B., Glimskär, A., Stabbetorp, O., Auvinen, A.P., Levin, G. & Gudmundsson, G.A. 2006. Aggregation of indicators for biological diversity in the Nordic countries: Proceedings and recommendations from the workshop at Tune Landboskole, Denmark, 29-30 March 2006. Copenhagen, Denmark: Nordic Council of Ministers. TemaNord 2006:554.
- Norsk ornitologisk forening. 2009. Rapport nr. 6.
- NOS (Norges offisielle statistikk). 1954-2000. Skogstatistikk [Årlige hefter]. Statistisk Sentralbyrå. Oslo-Kongsvinger.
- Nybø, S. (red.) 2010. Datagrunnlaget for "Naturindeks for Norge 2010". DN utredning 4-2010.
- Nybø, S., Skarpaas, O., Framstad, E. & Kålås, J.A. 2008. Naturindeks for Norge – forslag til rammeverk. NINA Rapport 347.
- Nybø, S., Strann, K.B., Bjerke, J. W., Tømmervik, H., Hagen, D. & Hofgaard, A. 2009: Tilpasninger til klimaendringer i Nord-Norge og på Svalbard. Vurdering av vernebehovet og terrestriske økosystemers evne til å binde karbon. NINA Rapport 436.
- Ohlson, M., Korbøl, A. & Økland, R.H. 2006. The macroscopic charcoal record in forested boreal peatlands in southeast Norway. *Holocene* 16: 731-741.
- Pebesma, E.J. 2004. Multivariate geostatistics in S: the gstat package. *Computers & Geosciences* 30: 683-691.
- Pedersen, H.C. & Karlsen, D. 2007. Alt om rypa; biologi, jakt og forvaltning. Tun forlag, Oslo.
- Pennanen, J. 2002. Forest age distribution under mixed-severity fire regimes – a simulationbased analysis for middle boreal Fennoscandia. *Silva Fennica* 36: 213-231.
- Piessens, K. & Hermy, M. 2006. Does the heathland flora in north-west Belgium show an extinction debt? *Biological conservation* 132 (3): 382-394.
- Posch, M., Hettelingh, J.-P., Slootweg, J., og Downing, R.J. 2003. Modelling and mapping of critical thresholds in Europe: CCE Status Report 2003. 259101013/2003, RIVM, Bilthoven.
- R Development Core Team. 2009. R: A language and environment for statistical computing. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing.
- Riksrevisjonen 2007. Riksrevisjonens undersøkelse av bærekraftig arealplanlegging og arealdisponering i Norge. Dokument nr. 3:11 (2006-2007).
- Rinde, E. *et al.* (red.) 1998. Kystøkologi. Universitetsforlaget, Oslo. 214 s.
- Rinde, E., & Rygg, B. *et al.* 2009. Dokumentasjon av modellerte marine naturtyper i DN's Naturbase. Førstegenerasjonsmodeller til kommunenes startpakker for kartlegging av marine naturtyper 2007. NIVA rapport 5321. 32 s.

- RIVM 2002. Nature Outlook. Bilthoven, The Netherlands.
- Rolstad, J., Framstad, E., Gundersen, V. & Storaunet, K.O. 2002. Naturskog i Norge. Definisjoner, økologi, og bruk i norsk skog- og miljøforvaltning. Aktuelt fra skogforskningen 1/2002. 53 s.
- Rolstad, J., Gjerde, I., Nilsen, J.E.Ø & Storaunet, K.O. 2006. Miljø og friluftsliv: rammebetingelser. I: Venneland, B., Hobbelsstad, K., Bolkesjø, T., Baardsen, S., Lileng, J.K. & Rolstad, J. Skogressursene i Norge 2006. Muligheter og aktuelle strategier for økt av-virkning. Viten fra Skog og landskap 3/06. s. 63-79.
- Rouvinen, S., Kuuluvainen, T. & Karjalainen, L. 2002. Coarse woody debris in old *Pinus sylvestris* dominated forests along a geographic and human impact gradient in boreal Fennoscandia. *Canadian Journal of Forest Research* 32: 2184-2200.
- Scholes, R.J. & Biggs, R. 2005. A biodiversity intactness index. *Nature* 434: 45-49.
- Siitonen, J. 2001. Forest management, coarse woody debris and saproxylic organisms: Fennoscandian boreal forests as an example. *Ecological Bulletins* 49: 11-41.
- SFT 2010. Overvåking av langtransporterte foruren-sninger 2009. Sammendragsrapport. SFT-rapport 1073/2010, TA-2663/2010.
- SSB (Statistisk sentralbyrå) 1954. Skogstatistikk 1952. Norges offisielle statistikk, rekke XI, 154. 206 s.
- SSB (Statistisk sentralbyrå) 2010a. Statistikkbanken, underemne 10.04 Jordbruk og skogbruk. [http://statbank.ssb.no/statistikkbanken/Default\\_FR.asp?Productid=10.04&PXsid=0&nvl=true&PLanguage=0&tilsid=selecttable/MenuSelP.asp&SubjectCode=10](http://statbank.ssb.no/statistikkbanken/Default_FR.asp?Productid=10.04&PXsid=0&nvl=true&PLanguage=0&tilsid=selecttable/MenuSelP.asp&SubjectCode=10) (sist besøkt 7.6.2010).
- SSB (Statistisk sentralbyrå) 2010b. Skogkultur 2009 – Liten nedgang i skogplantingen. <http://www.ssb.no/vis/emner/10/04/20/skogkultur/main.html> (sist besøkt 10.6.2010).
- Stanners, D. & Bourdeau, P. 1995. Europe's Environment. The Dobris Assessment. Europea Environment Agency, København.
- State of World Population Report. 2009. "Indicators." From [www.unfpa.org](http://www.unfpa.org).
- Storaunet, K.O. 2010. Mengde og utvikling av død ved i skog i Norge – Med basis i data fra Lands-skogtakseringens 7., 8. og 9. takst. Manuskript.
- Storaunet, K.O. 2006. Dead wood dynamics, stand history, and biodiversity in boreal *Picea abies* forests of Norway – dendroecological approaches. Doctor Philosophiae Thesis 2006:1. Norwegian University of Life Sciences, Ås. 46 s.
- Strann, K.B. 2010. En smak av Sibir. Blant mygg og vadefugler i Indre Finnmark. *Ottar* 279: 11-17 + forsidebilde.
- Stuart, S.N., Wilson, E.O., McNeely, J.A., Mittermeier, R.A. & Rodriguez, J.P. 2010. The Barometer of Life. *Science* 328: 177.
- Sunnannå, K., Fossheim, M. & Olseng, C.D. (red.) 2010. Forvaltningsplan Barentshavet-rapport fra overvåkingsgruppen 2010. Fisken og Havet, særnr. 1b-2010. 125 s.
- Sverdrup-Thygeson, A., Brandrud, T.E., Bratli, H., Framstad, E., Gjershaug, J.O., Halvorsen, G., Pedersen, O., Stabbetorp, O.E. & Ødegaard, F. 2008. Truete arter og ansvarsarter: kriterier for prioritering i kartlegging og overvåking. Trondheim: NINA rapport 317.
- ten Brink, P., Berghöfer, A., Schröter-Schlaack, C., Sukhdev, P., Vakrou, A., White, S., Wittmer, H. 2009. TEEB – The Economics of Ecosystems and Biodiversity for National and International Policy Makers – Summary: Responding to the Value of Nature 2009. Wesseling, Germany.
- Tjomsland, T., Borgvang, S. A. Eggerstad, H. O. og Selvik, J. R. 2006. Tilførsler av næringssalter til Norges kystområder i 2005. Beregnet med tilførselsmodellen TEOTIL2. Statlig program for foruren-sningsovervåking 973/06.
- Toeneiet, M., Rolstad, J. & Storaunet, K.O. 2007. 600 års brannhistorikk i Trillemarka. *Norsk Skogbruk* 53(3): 20-21.
- Tryterud, E. 2003. Forest fire history in Norway: from fire-disturbed pine forests to fire-free spruce forests. *Ecography* 26: 161–170.
- Tveite, S. 1964. Skogbrukshistorie. I: Seip, H. K. (red.) Skogbruksboka. Bind 3: Skogøkonomi. Skogforlaget, Oslo. s. 17-75.
- Tømmervik, H., Erikstad, L., Bakkestuen, V. & Strann, K.B. 2005. Motorisert ferdsel i utmark. I: Heggberget, T.M. & Jonsson, B. (red.) 2005. Landskapsøkologi: arealbruk og landskapsanalyse. NINAs strategiske instituttprogrammer 2001-2005. NINA Temahefte 32: 59-65.

UNEP 2000. GLOBIO - Global methodology for mapping human impacts on the biosphere. Nellemann, C., Kullerud, L., Vistnes I., Forbes, B.C., Foresman, T., Husby, E., Kofinas, G.P., Kaltenborn, B.P., Magomedova, M., Bobiwash, R., Lambrechts, C., Schei, P.J., Tveitdal, S., Grøn, O., & Larsen, T.S. UNEP/DEWA/TR.01-3.

van der Meeren, G., Øigård, T. A., Øien, N. & Nilssen, T. K. 2010. I: Nybø, S. (red.) 2010. Datagrunnlaget for "Naturindeks for Norge 2010". DN utredning 4-2010.

Van Sway, C.A.M. & Van Strien, A.J. 2008. The European Butterfly Indicator for Grassland Species 1990-2007. Wageningen, De Vlinderstichting. Report VS2008.022.

Ve, S. 1940. Skog og treslag i Indre Sogn frå Lærdal til Fillefjell. Med ei utgreiing om gran i Sogn. Medd. Vestl. Forstl. Forsøkst. 23: 1-224

Veileder 01:2009. Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver. Direktorsgruppa for gjennomføringen av vanndirektivet. [www.vannportalen.no](http://www.vannportalen.no)

Vennesland, B., Hobbestad, K., Bolkesjø, T., Baardsen, S., Lileng, J.K. & Rolstad, J. 2006. Skogressursene i Norge 2006. Muligheter og aktuelle strategier for økt avvirkning. Viten fra Skog og landskap 3/06. 94 s.

Verdenskommisjonen for miljø og utvikling. 1987. Vår felles framtid. Oslo: Tiden Norsk Forlag.

Webb, T.J., Vanden, E., & O'Dor, R. 2010. Biodiversity's big wet secret: The global distribution of marine biological records reveals chronic under-exploration of the deep pelagic ocean. *PLoS ONE* (2. august 2010)

Zackrisson, O. 1977. Influence of forest fires on the north Swedish boreal forest. *Oikos* 29: 22-32.

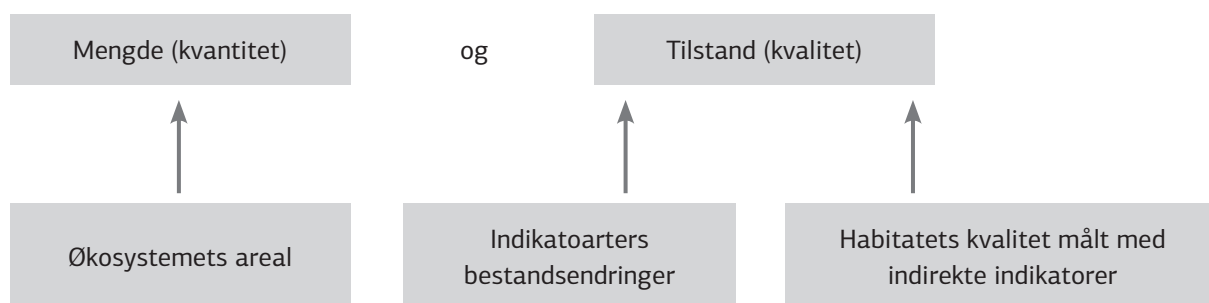
Øyen, B.H. 1998. Skogbrann i Norge de siste 200 år. Oppdragsrapport fra Norsk institutt for skogforskning 8/98. 30 s.

# Vedlegg 1: Kort om beregningsmetoden

Beregningsmetoden for naturindeksen er detaljert beskrevet i Certain & Skarpaas (2010). Her gis en kort oversikt. Naturindeksen beregner tilstanden for biologisk mangfold i de store økosystemene: fjell, skog, myr-kilde-flommark, ferskvann, åpent lavland, kystvann - pelagisk, kystvann-bunn, havpelagisk og havbunn. Åpent lavland inkluderer blant annet kulturmarkene som er avhengig av ekstensiv drift; gras- og urterik mark og kystlynghei. Detaljert avgrensning av de store økosystemene er gitt i veiledningen til naturindeksbasen som ligger på naturindeksens nettside. Data er samlet inn gjennom i naturindeksbasen. En demo av basen er lagt ut på <http://naturindeks.nina.no>.

## Rammeverket bygger på internasjonale indekser

Det er ikke bare norske politikere som har sett behovet for å få en samlet vurdering av utviklingen i biologisk mangfold. EU kommisjonen uttaler i januar 2010 at det er nødvendig å definere en vitenskapelig referansetilstand for biologisk mangfold, for å være i stand til å måle utviklingen. EU vil benytte flere indikatorer for å måle utviklingen. Videre er det er nylig satt i gang et forsøk på å få finansiert et prosjekt som heter "Barometer of life" (Stuart *et al.* 2010). Internasjonalt har flere tilnærminger til samleindekser blitt testet ut gjennom ulike prosjekter, men de mest vellykkede tilnærmingene er "Natural Capital Index" (NCI) som ble utviklet i Nederland i 2002, samt "Biological Intactness Index" som ble utviklet i det sørlige Afrika (RIVM 2002, Scholes & Biggs 2005). Den nederlandske tilnærmingen benyttes nå i GLOBIO som brukes i FNs Global Environmental Outlook for å modellere tilstand for biologisk mangfold på global basis ut i fra kunnskap om ulike trusselfaktorer (Alkemade *et al.* 2009). Felles for tilnærmingene er at de fokuserer på 1) store areal typer/ økosystemer og 2) tilstand i disse areal enhetene målt ved bestandsendringer til en rekke indikatorer (Fig. 1A).



**Figur 1A** Elementer for måling av utvikling for biologisk mangfold. Konseptet kan benyttes for et økosystem, et habitat, et land eller en region (omarbeidet figur fra Nordbio (Normander *et al.* 2006)).

Naturindeksen er bygd over samme lest, der det samlede indikatorsettet for et økosystem beskriver tilstanden. De 309 indikatorene i naturindeksen er fordelt til de økosystemene der de finnes, ca 30 i hvert økosystem. Naturindeksen tilfører den internasjonale tilnærmingen nye elementer, bl.a. kan både overvåkingsdata og ekspertvurderinger inngå i indeksen. Her er tanken at når vi får forbedret kunnskapsgrunnlaget, så vil overvåkingsdata kunne erstatte ekspertvurderingene. Av andre nye elementer er: a) innføring av et usikkerhetsmål knyttet til hver indikator, for å kunne få en idé om hvor sikker kunnskapen er. b) definert et kriteriesett for hvilke indikatorer som skal inngå i indeksen, c) innlemming av data fra havområdene i en samleindeks. Det valgte rammeverket for naturindeks sikrer at overvåkingsdata som samles inn for å inngå i Biomangfoldkonvensjonens (CBDs) indikatorsett, nasjonale bærekraftindikatorer og vanddirektivet, kan gjenbrukes i naturindeksen. Forutsetningen er at sammenlignbare overvåkingsmetoder benyttes.

## Naturindeksen er basert på naturlig forekommende arter

Naturindeksen skal være mest mulig representativ for arter som er naturlig forekommende i det området som studeres. Arter som ikke er naturlig forekommende i et område, inngår ikke i naturindeksen. Disse fremmede artene betraktes som en trusselfaktor. Dette betyr at hvis en fremmed art fører til at en naturlig forekommende art går tilbake, vil dette medføre en nedgang i naturindeksen. Dette er i prinsippet samme tilnæringsmåte for fremmede arter som man har i vanddirektivet, og i de internasjonale indeksene formelverket bygger på.

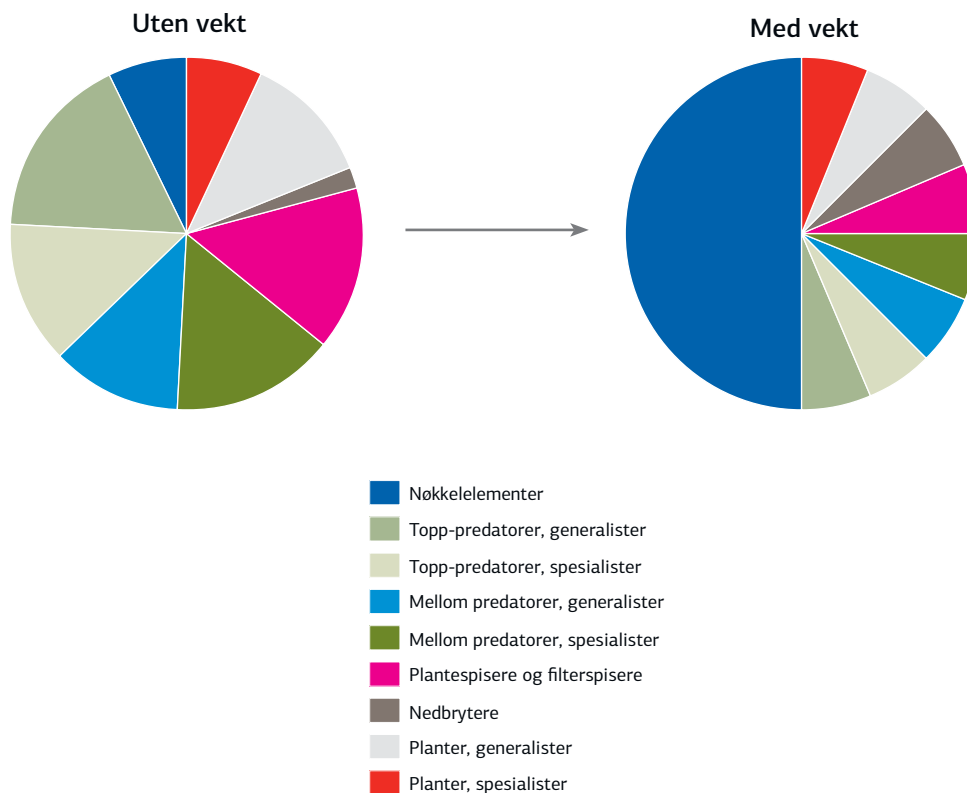
Hvis indikatorsettet er representativt for de artene som finnes i et område, betyr dette at naturindeksen på en god måte avspeiler endringer i bestandene av artene i området. Vi har derfor utviklet et kriteriesett for å velge hvilke indikatorer som skal inngå i indeksen. Indikatorene kan enten være arter eller indirekte indikatorer som sier noe om potensialet for flere arter samtidig. Død ved er et eksempel på en indirekte indikator. Den generelle definisjonen av indikatorer er: "Indikatorene skal kunne måles i naturen og respondere på miljøendringer. Indikatorene kan relateres til hvilket som helst aspekt av biologisk mangfold. De angitte verdiene for indikatorene skal være representative og man skal kunne

estimere en referanseverdi. Settet av indikatorer skal dekke så homogent som mulig alle aspekter ved biologisk mangfold. Inkludering av eventuelt nye indikatorer skal resultere i et tillegg med uavhengig informasjon" (oversatt fra Certain & Skarpaas 2010).

Denne generelle definisjonen er operasjonalisert til praktisk bruk i naturindeksarbeidet. Indikatorsettet skal:

1. Være taksonomisk representativt, dvs. både invertebrater, sopp, planter, virveldyr skal inngå
2. Inkludere både vanlige og sjeldne arter
3. Inkludere nøkkelarter
4. Inneha indikatorer som er følsomme for ulike typer påvirkninger (komplementære)
5. Innenfor ett og samme av de store økosystemene, velges indikatorer fra ulike naturtyper.

Verdiene for hver enkelt indikator skal være geografisk representativt for det arealet som vurderes, dvs. man skal ikke overfokusere på gode eller dårlige områder i en kommune, fylke eller region. Kriteriet er vanskelig å imøtekomme, men man har tilstrebet å få til dette for de fleste indikatorer. Oversikt over hvilke indikatorer som inngår i det endelige utvalget av indikatorer, viser at det er en overvekt av virveldyr i indikatorsettet (Nybø (red.) 2010). For å korrigere for denne skeivheten, samt for å gjøre naturindeksen mer robust for tilfeldige endringer i indikatorutvalget fra område til område, ble faggruppen for naturindeksen enige om et vektingssystem som korrigerer for dette. Vektingssystemet er i prinsippet slik at noen enkelte indikatorer tillegges større betydning (vekt) enn andre. De indikatorene som har større betydning enn de andre, teller til sammen 50 % av den samlede naturindeksen for det aktuelle økosystemet (Fig. 1B). Kriteriene for at en indikator skal få ekstra vekt er: i) indikatoren har utsagnskraft om bestander til hundre arter eller mer, ii) er forekommende i et større område, og i ii) som samtidig inngår med gode data i indeksen. Indikatorer med ekstra vekt kalles nøkkelelementer. Stortare er ett eksempel på en slik indikator med ekstra vekt, lodde og smågnagere er andre eksempler. For alle økosystemer er det minst 3 indikatorer som har blitt tillagt ekstra vekt.



**Figur 1B** Prinsippskisse for vektningssystemet. Størrelsen på kakestykkene i figur a angir antall indikatorer, dvs. der hver enkelt indikator teller like mye i en naturindeks som ikke er vektet. Etter vektning slik vist i figur b, teller hver funksjonelle gruppe like mye, mens nøkkelementene samlet sett teller 50 %.

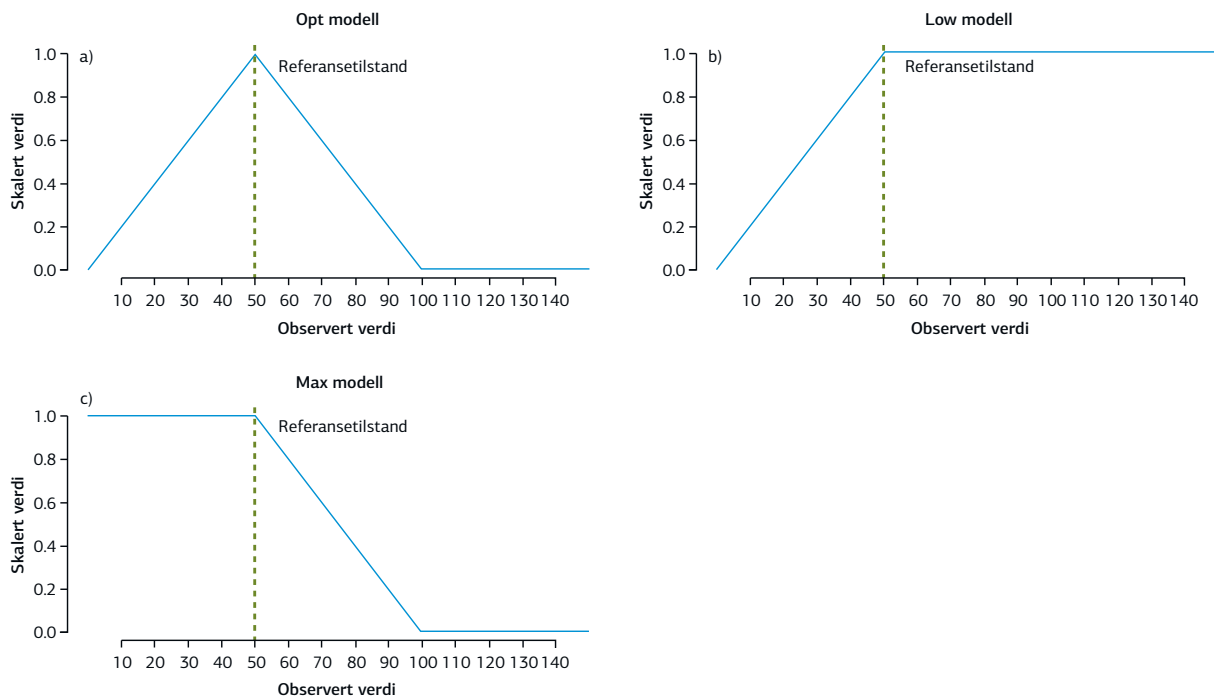
Videre innebærer vektningssystemet at hver av de ulike funksjonelle gruppene teller like mye i den samlede naturindeksen (Certain G. & Skarpaas 2010). Dette betyr for eksempel at planteetere, teller like mye som rovdyr i tilstandsvurderingene. Vektningssystemet benyttes kun når den samlede tilstanden i økosystemene vurderes (naturindeksen). Vektingen benyttes ikke når temaindeksene beregnes. En fullstendig oversikt over indikatorene som inngår i naturindeksen, hvilken vektingsgruppe de tilhører, med mer er lagt ut på DNs nettside for naturindeksen (<http://www.dirnat.no>).

## Hvordan sammenligne epler og pærer? Fastsetting av referanseverdier

For å kunne sammenligne ulike indikatorer, må verdiene til disse indikatorene settes på samme skala. Dette gjøres ved å relatere hver enkelt indikator til en referanseverdi, det vil si verdien av indikatoren i en referansetilstand. I praksis betyr dette at alle indikatorer, får en verdi mellom 0 og 1, der 1 betyr at forholdene er lik referansetilstanden, mens 0 betyr at indikatoren er forsvunnet fra området (eller opptrer i skadelige mengder – se nedenfor). Den generelle definisjonen av referansetilstanden for en indikator er: "Referansetilstanden reflekterer en økologisk bærekraftig tilstand for indikatoren. Referanseverdien er tallverdien til indikatoren i referansetilstanden som minimerer

sannsynligheten for at indikatoren forsvinner i det naturlige habitatet, maksimerer biodiversiteten i det habitatet som den er relatert til, eller i det minste ikke truer andre arter i dette eller andre habitat” (Certain G. & Skarpaas 2010). I praksis er referanseverdiene for de fleste indikatorer satt lik bestanden i natur med lite påvirkning fra menneskelig aktivitet, kjente historiske tilstander eller bestander i antatt bærekraftig bruk (Certain og Skarpaas 2010, tabell 5 og avsnitt 6.1.8). Denne tilnærmingen er sammenfallende med det som er gjort i de internasjonale indeksene vi har brukt som utgangspunkt for rammeverket og i vanddirektivet. Rapporten ”datagrunnlaget for naturindeks 2010” omtaler hvordan referansetilstanden er satt for hver enkelt indikator (Nybø (red.) 2010). Parameteren som blir benyttet for de ulike indikatorene kan variere. Oftest er indikatoren målt ved bestandstall eller tetthet av individer. For sykliske arter, slik som smågnagere, er amplituden på svingningene i urørte områder benyttet.

For de fleste indikatorer oppfattes det som negativt når de er lavere enn referansetilstanden, men for en del indikatorer kan det være negativt når bestandene vokser ut over det som er ”normalt” i en referansetilstand. For atter andre kan det være negativt med både for lave og for høye verdier. For å korrigere for dette benytter vi tre ulike skaleringsmodeller (Fig. 1C).



**Figur 1C** Tre ulike skaleringsmodeller er benyttet, avhengig av hvordan indikatoren innvirker på økosystemet, for forklaring se tekst neste side.



Her gir vi noen eksempler på når de ulike modellene er benyttet, men detaljert omtale finnes i (Certain G. & Skarpaas 2010). For de aller fleste indikatorene er det slik at verdien for indikatoren settes lik 1 når bestanden vokser høyere enn referanseverdien (LOW modell). Dette betyr for eksempel at når tettheten av liryper blir større enn referansetilstanden så teller dette alltid 1 i naturindeksen, dvs. svært god tilstand (Fig. 1C). For arter som får en ugunstig oppblomstring når de kommer over referanseverdien, men der det er naturlig at de har en hvilken som helst verdi mellom fravær og referanseverdien, får verdien 1 opp til referanseverdien (MAX modell). Høyere bestand enn referanseverdien, viser at økosystemet er i dårlig tilstand. Denne matematiske modellen er for eksempel brukt for planteplankton. Høye verdier for planteplankton indikerer overgjødning. Til slutt har vi for eksempel elg der en økt bestand teller positivt i naturindeksen opp til referanseverdien (OPT modell). Over referanseverdien antar vi at elg har en negativ påvirkning på annet biologisk mangfold, og dermed teller elgbestander over referanseverdien, negativt i naturindeksen. Verdien 0 for en indikator betyr således enten at indikatoren har forsvunnet fra området, eller at bestanden av indikatoren er så stor at den gir alvorlige skader på det øvrige biologiske mangfoldet. Forskerne som har lagt inn data på hver enkelt indikator har avgjort hvilken modell som egner seg best for sin indikator. 239 indikatorer har modellen LOW, 10 har modellen MAX og 59 har modellen OPT.

## Hvordan sette det hele sammen til naturindeksen?

Data for hver enkelt indikator ble samlet inn for hver geografisk enhet (kommuner eller større områder for landindikatorer, havområder for marine indikatorer) for fire tidspunkter; 1950, 1990, 2000, 2010. Dette ble brukt til å beregne naturindeksen og temaindekser på følgende måte (Certain & Skarpaas 2010; Certain *et al.* submitted):

For hver enkelt indikator ble en sannsynlighetsfordeling tilpasset de oppgitte gjennomsnitts- og usikkerhetsverdiene oppgitt av ekspertene. For hver beregning av naturindeksen ble 999 tilfeldige tall trukket fra sannsynlighetsfordelingene til de aktuelle indikatorene for hver geografisk enhet og hvert tidspunkt. For indikatorer hvor data ble lagt inn for flere kommuner om gangen (for eksempel fylkesvis), ble simuleringene også foretatt på dette nivået, slik at alle kommuner fikk samme simulerte verdi. Deretter ble de simulerte verdiene skalert med referanseverdien, som beskrevet ovenfor (Fig. 1C). Naturindeksen ble så beregnet som median av de 999 simulerte verdiene for hver geografisk enhet og hvert tidspunkt. Dette er hovedlinjene i trendfigurene (for eksempel Fig. 7.5). Usikkerheten i trendfigurene er 95 % -konfidensintervallet for de simulerte verdiene. Dette ble gjentatt for ulike utvalg av indikatorer: for hvert økosystem og hver temaindeks (i noen tilfeller enkeltindikatorer).

Data for indikatorene ble lagt inn som gjennomsnitt for relativt store, diskrete geografiske enheter. For å gi et mer kontinuerlig og oversiktlig bilde er kartene i denne rapporten ofte glattet (for eksempel Fig. 1.6). Disse kartene er laget ved hjelp av standard interpolering (ordinær kriging med 'gstat'; Pebesma 2004).

Alle analyser ble foretatt i statistikkprogrammet R (R Development Core Team 2009), og er tilgjengelig som R-script på naturindeksens hjemmeside ([www.dirnat.no/naturindeks](http://www.dirnat.no/naturindeks)). For ytterligere detaljer om metoden, se Certain & Skarpaas (2010), (Certain *et al.*, submitted).

## Hvordan er tilstanden i 2020?

Vi forventer at CBD vedtar nye mål for biologisk mangfold. Ett målepunkt i tid vil trolig bli 2020. Tilstanden i 2020 har vi vurdert ved å gjøre en kvalitativ tilnærming. Hver enkelt forsker som har lagt inn tall for en indikator, har blitt spurt om hva de tror utviklingen blir for sin indikator fram mot 2020. Resultatene av deres vurderinger ser du i kapittel 9.

## Vedlegg 2: Indikatorliste

Økosystem	Indikator	Detaljert taxa	Rødliste-status 2006	Skaleringsmodell	Institutt	Kontaktperson
ferskvann	asp	beinfisk	VU	OPT	NINA	Trygve Hesthagen
ferskvann	aure	beinfisk	LC	OPT	NINA	Trygve Hesthagen
ferskvann	byglandsbleke	beinfisk	CR	OPT	NINA	Trygve Hesthagen
ferskvann	begroing elver, eutrofierings indeks	alge		MAX	NIVA	Susanne Schneider
ferskvann	begroing elver, forsuringssindeks	alge		LOW	NIVA	Susanne Schneider
ferskvann	bunndyr elver, forventningssamfunn	insekter		LOW	NIVA/NINA	Zlatko Petrin
ferskvann	bunndyr forsuringssindeks (Raddum 1)	insekter		LOW	NIVA	Torleif Bækken
ferskvann	bunndyr, ASPT indeks	insekter		LOW	NIVA	Torleif Bækken
ferskvann	dyreplankton artssammensetning	krepsdyr		OPT	NINA/NIVA	Bjørn Walseng, Anders Hobæk
ferskvann	edelkreps	krepsdyr	EN	OPT	NINA	Stein Ivar Johnsen
ferskvann	flire	beinfisk	NT	OPT	NINA	Trygve Hesthagen
ferskvann	elvemusling	mollusk	VU	LOW	NINA	Bjørn Meidel-Larsen
ferskvann	fiskemåke	fugl	LC	LOW	NINA	Ekspertgruppe, leder Gjershaug
ferskvann	fiskeørn	fugl	NT	LOW	NINA	Ekspertgruppe, leder Gjershaug
ferskvann	gjørs	beinfisk	EN	OPT	NINA	Trygve Hesthagen
ferskvann	fossegrimemose	moser	VU	LOW	VM-NTNU	Kristian Hassel
ferskvann	fossekall	fugl	LC	LOW	NINA	Ekspertgruppe, leder Gjershaug
ferskvann	hornulke	beinfisk	VU	OPT	NINA	Trygve Hesthagen
ferskvann	horndykker	fugl	EN	LOW	NINA	Ekspertgruppe, leder Gjershaug
ferskvann	horngrimemose	moser	EN	LOW	VM-NTNU	Kristian Hassel
ferskvann	hvitfinnet steinsmett	beinfisk	NT	OPT	NINA	Trygve Hesthagen
ferskvann	namsblank	beinfisk	CR	OPT	NINA	Trygve Hesthagen
ferskvann	laks	beinfisk		LOW	NINA	Peder Fiske
ferskvann	oter ferskvannsbestand	pattedyr	VU	OPT	NINA	Jiska van Dijk
fjell	fjellrev	pattedyr	CR	OPT	NINA	Nina Eide
ferskvann	overskridelser tålegrenser forsuring	NA		MAX	NIVA	Thorjörn Larssen
ferskvann	planteplankton (Chl a)	alge		LOW	NIVA	Birger Skjelbred
ferskvann	planteplankton innsjøer	alge		MAX	NIVA	Birger Skjelbred
ferskvann	sangsvane	fugl	NT	LOW	NINA	Ekspertgruppe, leder Gjershaug
ferskvann	smålom	fugl	LC	LOW	NINA	Ekspertgruppe, leder Gjershaug
ferskvann	sothone	fugl	LC	LOW	NINA	Ekspertgruppe, leder Gjershaug
ferskvann	stokkand	fugl	LC	LOW	NINA	Ekspertgruppe, leder Gjershaug
ferskvann	storlom	fugl	VU	LOW	NINA	Ekspertgruppe, leder Gjershaug
ferskvann	strandsnipe	fugl	LC	LOW	NINA	Ekspertgruppe, leder Gjershaug
ferskvann	striglekrypse	moser	NT	LOW	VM-NTNU	Kristian Hassel
ferskvann	toppand	fugl	LC	LOW	NINA	Ekspertgruppe, leder Gjershaug
ferskvann	vannplanter innsjø	karplante		LOW	NIVA	Marit Mjelde
ferskvann	vasshalemose	moser	EN	LOW	VM-NTNU	Kristian Hassel
fjell	bergand	fugl	VU	LOW	NINA	Ekspertgruppe, leder Gjershaug
fjell	boltit	fugl	LC	LOW	NINA	Ekspertgruppe, leder Gjershaug
fjell	fjellerke	fugl	NT	LOW	NINA	Ekspertgruppe, leder Gjershaug
fjell	fjellfiltmose	moser		LOW	VM-NTNU	Kristian Hassel
fjell	jerv	pattedyr	EN	OPT	NINA	Henrik Brøseth

Økosystem	Indikator	Detaljert taxa	Rødliste-status 2006	Skaleringsmodell	Institutt	Kontaktperson
fjell	fjellrype	fugl	LC	LOW	NINA	Hans C Pedersen
fjell	fjellvalmue	karplante		LOW	NINA	Odd Stabbetorp, Olav Skarpaas, Ander Often
fjell	fjellvåk	fugl	NT	LOW	NINA	Ekspertgruppe, leder Gjershaug
fjell	fjæreplytt	fugl	LC	LOW	NINA	Ekspertgruppe, leder Gjershaug
fjell	greplyng	karplante		LOW	NINA	Odd Stabbetorp, Olav Skarpaas, Ander Often
fjell	havelle	fugl	LC	LOW	NINA	Ekspertgruppe, leder Gjershaug
fjell	heilo	fugl	LC	LOW	NINA	Ekspertgruppe, leder Gjershaug
fjell	heipiplerke	fugl	LC	LOW	NINA	Ekspertgruppe, leder Gjershaug
fjell	issoleie	karplante	NT	LOW	NINA	Odd Stabbetorp, Olav Skarpaas, Ander Often
fjell	jaktfalk	fugl	NT	LOW	NINA	Ekspertgruppe, leder Gjershaug
fjell	villrein	pattedyr		OPT	NINA	Olav Strand
fjell	lappspurv	fugl	LC	LOW	NINA	Ekspertgruppe, leder Gjershaug
fjell	nipdraugmose	moser	EN	LOW	VM-NTNU	Kristian Hassel
fjell	prakttraugmose	moser	NT	LOW	VM-NTNU	Kristian Hassel
fjell	reinbeitelav	lav	LC	LOW	NINA	Jarle W. Bjerke
fjell	smågnagere	pattedyr		LOW	NINA	Erik Framstad
fjell	snøspurv	fugl	LC	LOW	NINA	Ekspertgruppe, leder Gjershaug
fjell	steinskvett	fugl	NT	LOW	NINA	Ekspertgruppe, leder Gjershaug
fjell	sylmose	moser	EN	LOW	VM-NTNU	Kristian Hassel
fjell	torntvebladmose	moser	CR	LOW	VM-NTNU	Kristian Hassel
fjell	vier sp.	karplante		LOW	NINA	Jarle W. Bjerke
havbunn	haneskjell	mollusk		OPT	Havforskningsinst	Jan H. Sundet
havbunn	bløtbunn artsmangfold fauna	NA		LOW	NIVA/HI	Eivind Oug
havbunn	blålange	beinfisk	VU	LOW	Havforskningsinst	Kristin Helle
havbunn	blåsteinbit	beinfisk		LOW	Havforskningsinst	Edda Johannesen
havbunn	breiflabb	beinfisk		LOW	Havforskningsinst	Otte Bjelland
havbunn	brosme	beinfisk		LOW	Havforskningsinst	Kristin Helle
havbunn	fleksteinbit	beinfisk		LOW	Havforskningsinst	Edda Johannesen
havbunn	gråsteinbit	beinfisk		LOW	Havforskningsinst	Edda Johannesen
havbunn	korall	nesledyr		OPT	Havforskningsinst	Jan Helge Fosså, Pål Buhl Mortensen
havbunn	hvitting	beinfisk		LOW	Havforskningsinst	Tore Jakobsen
havbunn	hyse	beinfisk	LC	LOW	Havforskningsinst	Tore Jakobsen
havbunn	isgalt	beinfisk		LOW	Havforskningsinst	Hege Øverbø Hansen
havbunn	reker	krepssdyr		OPT	Havforskningsinst	Guldborg Søvik, Trond Thangstad
havbunn	kveite	beinfisk	NT	LOW	Havforskningsinst	Kristin Helle
havbunn	lange	beinfisk	NT	LOW	Havforskningsinst	Kristin Helle
havbunn	svamp	svamp		OPT	Havforskningsinst	Raymond Bannister, Jan Helge Fosså
havbunn	rødspette	beinfisk		LOW	Havforskningsinst	Tore Jakobsen
havbunn	sjøkrep	krepssdyr		LOW	Havforskningsinst	Guldborg Søvik
havbunn	skater	bruskfisk		LOW	Havforskningsinst	Tove Vollen
havbunn	skolest	beinfisk		LOW	Havforskningsinst	Hege Øverbø Hansen
havbunn	snabeluer	beinfisk	VU	LOW	Havforskningsinst	Benjamin Planque
hav-pelagisk	finnhval	pattedyr	LC	OPT	Havforskningsinst	Nils Øien
havbunn	torsk	beinfisk		LOW	Havforskningsinst	Asgeir Aglen, Tore Jakobsen
havbunn	uer	beinfisk	VU	LOW	Havforskningsinst	Benjamin Planque
havbunn	øyepål	beinfisk	NT	LOW	Havforskningsinst	Tore Johannesen
hav-pelagisk	blåkveite	beinfisk		LOW	Havforskningsinst	Elvar H. Alfredsson

Økosystem	Indikator	Detaljert taxa	Rødliste-status 2006	Skaleringsmodell	Institutt	Kontaktperson
hav-pelagisk	brisling	beinfisk	NT	LOW	Havforskningsinst	Cecilie Kvamme, Else Torstensen
hav-pelagisk	brugde	bruskfisk		LOW	Havforskningsinst	Tove Vollen
hav-pelagisk	dyreplankton	krepsdyr		LOW	Havforskningsinst	Webjørn Welle, Tone Falkenhaus, Tor Knutsen
hav-pelagisk	grønlandssel	pattedyr		OPT	Havforskningsinst	Tor Arne Øigård
hav-pelagisk	klappmyss	pattedyr	VU	OPT	Havforskningsinst	Tor Arne Øigård
hav-pelagisk	håbrann	bruskfisk	VU	LOW	Havforskningsinst	Tove Vollen
hav-pelagisk	knølhval	pattedyr	LC	OPT	Havforskningsinst	Nils Øien
hav-pelagisk	krill	krepsdyr		OPT	Havforskningsinst	Elena Eriksen
hav-pelagisk	kolmule	beinfisk		LOW	Havforskningsinst	Åge Høines
hav-pelagisk	planteplankton (Chl a)	alge		OPT	Havforskningsinst	Lars-Johan Naustvold
hav-pelagisk	lodde	beinfisk		LOW	Havforskningsinst	Sigurd Tjelmeland
hav-pelagisk	lysing	beinfisk		LOW	Havforskningsinst	Otte Bjelland
hav-pelagisk	makrell	beinfisk		LOW	Havforskningsinst	Leif Nøttestad
hav-pelagisk	spermhval	pattedyr		OPT	Havforskningsinst	Nils Øien
hav-pelagisk	polartorsk	beinfisk	CR	LOW	Havforskningsinst	Sigurd Tjelmeland
hav-pelagisk	rognkjeks	beinfisk		LOW	Havforskningsinst	Knut Sunnanå
hav-pelagisk	sei	beinfisk		LOW	Havforskningsinst	Sigbjørn Mehl, Tore Jakobsen
hav-pelagisk	sild	beinfisk		LOW	Havforskningsinst	Erling Kåre Stenevik
hav-pelagisk	vågehval	pattedyr		OPT	Havforskningsinst	Nils Øien
hav-pelagisk	taggmakrell	beinfisk		LOW	Havforskningsinst	Leif Nøttestad
hav-pelagisk	tobis	beinfisk		LOW	Havforskningsinst	Tore Johannesen
hav-pelagisk	vassild	beinfisk		LOW	Havforskningsinst	Kristin Helle
kystvann-bunn	haneskjell	mollusk		OPT	Havforskningsinst	Lis Lindahl Jørgensen
kystvann-bunn	berggyllt	beinfisk		LOW	Havforskningsinst	Jakob Gjosæter
kystvann-bunn	bergnebb	beinfisk		LOW	Havforskningsinst	Jakob Gjosæter
kystvann-bunn	bløtbunn artsmangfold fauna	NA		LOW	NIVA	Brage Rygg
kystvann-bunn	bløtbunn toleranseindeks	NA		LOW	NIVA	Brage Rygg
kystvann-bunn	blåskjell	mollusk		MAX	NIVA/HI	Anke Weber Smit
kystvann-bunn	brakkvannsreke	krepsdyr	NT	LOW	NIVA/rødliste	Eivind Oug
kystvann-pelagisk	brennmanet	nesledyr		MAX	Havforskningsinst	Tone Falkenhaus
kystvann-bunn	drøbakkråkebolle	pigghud		MAX	NIVA/HI	Hartvig Christie
kystvann-bunn	dvergsvivaks	karplante	NT	LOW	NIVA/rødliste	Marit Mjelde
kystvann-pelagisk	dyreplankton	krepsdyr		LOW	Havforskningsinst	Webjørn Welle, Tone Falkenhaus, Tor Knutsen
kystvann-bunn	fjorder med naturlig lav O <sub>2</sub>	NA		MAX	NA	Lene Buhl Mortensen
kystvann-bunn	grønngyllt	beinfisk		LOW	Havforskningsinst	Jakob Gjosæter
kystvann-bunn	hummer	krepsdyr	NT	OPT	Havforskningsinst	Halvor Knutsen
kystvann-bunn	hardbunn vegetasjon, algeindeks	alge		LOW	NIVA	Tone Kroglund
kystvann-bunn	hardbunn vegetasjon, nedre voksegrense	alge		LOW	NIVA	Are Pedersen
kystvann-bunn	kamskjell	mollusk		OPT	Havforskningsinst	Øivind Strand
kystvann-bunn	korall	nesledyr		OPT	Havforskningsinst	Jan Helge Fosså, Pål Buhl Mortensen
kystvann-bunn	oter kystbestand	pattedyr	VU	OPT	NINA	Jiska van Dijk
kystvann-pelagisk	spekkhogger	pattedyr		OPT	Havforskningsinst	Nils Øien
kystvann-bunn	kutling	beinfisk		LOW	Havforskningsinst	Jakob Gjosæter
kystvann-bunn	kveite	beinfisk	NT	LOW	Havforskningsinst	Kristin Helle

Økosystem	Indikator	Detaljert taxa	Rødliste-status 2006	Skaleringsmodell	Institutt	Kontaktperson
kystvann-bunn	lyr	beinfisk		LOW	Havforskningsinst	Jakob Gjosæter
kystvann-pelagisk	steinkobbe	pattedyr		OPT	Havforskningsinst	Kjell Tormod Nilssen
kystvann-bunn	pigghå	bruskfisk	CR	LOW	Havforskningsinst	Tove Vollen
kystvann-pelagisk	rognkjeks	beinfisk		LOW	Havforskningsinst	Knut Sunnanå
kystvann-bunn	rødspette	beinfisk		LOW	Havforskningsinst	Gro/ Tore Jakobsen
kystvann-bunn	sandskjell	mollusk	VU	LOW	NIVA/rødliste	Eivind Oug
kystvann-pelagisk	sild	beinfisk		LOW	Havforskningsinst	Erling Kåre Stenevik
kystvann-bunn	sjoorre	fugl	NT	LOW	NINA	Ekspertgruppe, leder Gjershaug
kystvann-bunn	strandkrabbe	krepsdyr		OPT	Havforskningsinst	Gro van der Meeren
kystvann-bunn	svamp	svamp		OPT	Havforskningsinst	Raymond Bannister, Jan Helge Fosså
kystvann-bunn	stellerand	fugl	VU	LOW	NINA	Ekspertgruppe, leder Gjershaug
kystvann-bunn	stortare	alge		LOW	NIVA/HI	NA
kystvann-bunn	taskekrabbe	krepsdyr		OPT	Havforskningsinst	Gro van der Meeren
kystvann-bunn	sukkertare	alge	NT	LOW	NIVA/rødliste	Frithjof Moy
kystvann-bunn	østers	mollusk		OPT	Havforskningsinst	Jelmert Anders
kystvann-bunn	svartand	fugl	LC	LOW	NINA	Ekspertgruppe, leder Gjershaug
kystvann-pelagisk	havert	pattedyr	NT	OPT	Havforskningsinst	Kjell Tormod Nilssen
kystvann-bunn	teist	fugl		LOW	NINA	Svein Håkon Lorentsen
kystvann-pelagisk	tobis	beinfisk		LOW	Havforskningsinst	Tore Johannesen
kystvann-bunn	torsk	beinfisk	NT	LOW	Havforskningsinst	Jakob Gjosæte R., Asgeir Aglen
kystvann-bunn	ærfugl	fugl		LOW	NINA	Svein Håkon Lorentsen
myr-kilde-flommark	sennegrass	karplante		OPT	NINA	Per Arild Aarrestad
kystvann-bunn	ål	beinfisk	CR	LOW	Havforskningsinst	Anne Berit Skiftesvik
kystvann-pelagisk	alke	fugl		LOW	NINA	Svein Håkon Lorentsen
kystvann-pelagisk	fiskemåke	fugl		LOW	NINA	Svein Håkon Lorentsen
kystvann-pelagisk	gråmåke	fugl		LOW	NINA	Svein Håkon Lorentsen
kystvann-pelagisk	gulneblom	fugl	NT	LOW	NINA	Ekspertgruppe, leder Gjershaug
kystvann-pelagisk	havhest	fugl		LOW	NINA	Svein Håkon Lorentsen
kystvann-pelagisk	havsule	fugl		LOW	NINA	Svein Håkon Lorentsen
kystvann-pelagisk	krykkje	fugl	VU	LOW	NINA	Svein Håkon Lorentsen
kystvann-pelagisk	lomvi	fugl	CR	LOW	NINA	Svein Håkon Lorentsen
kystvann-pelagisk	lunde	fugl	VU	LOW	NINA	Svein Håkon Lorentsen
kystvann-pelagisk	makrellterne	fugl	VU	LOW	NINA	Svein Håkon Lorentsen
kystvann-pelagisk	plantplankton (Chla)	alge		MAX	NIVA/HI	Wenche Eikrem
kystvann-pelagisk	polarlomvi	fugl	NT	LOW	NINA	Svein Håkon Lorentsen
kystvann-pelagisk	rødnebbterne	fugl		LOW	NINA	Svein Håkon Lorentsen

Økosystem	Indikator	Detaljert taxa	Rødliste-status 2006	Skaleringsmodell	Institutt	Kontaktperson
kystvannpelagisk	siland	fugl	LC	LOW	NINA	Ekspertgruppe, leder Gjershaug
kystvannpelagisk	sildemåke ssp fuscus	fugl		LOW	NINA	Svein Håkon Lorentsen
kystvannpelagisk	sildemåke ssp intermedius	fugl		LOW	NINA	Svein Håkon Lorentsen
kystvannpelagisk	storjo	fugl	LC	LOW	NINA	Svein Håkon Lorentsen
kystvannpelagisk	storskarv ssp carbo	fugl		LOW	NINA	Svein Håkon Lorentsen
kystvannpelagisk	storskarv ssp sinensis	fugl		LOW	NINA	Svein Håkon Lorentsen
kystvannpelagisk	svartbak	fugl		LOW	NINA	Svein Håkon Lorentsen
kystvannpelagisk	toppskarv	fugl		LOW	NINA	Svein Håkon Lorentsen
myr-kildeflommark	alvemosse	moser	VU	LOW	VM-NTNU	Kristian Hassel
myr-kildeflommark	atlantisk høgmyr	NA	EN	LOW	NINA	Jarle W. Bjerke
myr-kildeflommark	brunmyrak	karplante		LOW	NINA	Odd Stabbetorp, Olav Skarpaas, Ander Often
myr-kildeflommark	brushane	fugl		LOW	NINA	Ekspertgruppe, leder Gjershaug
myr-kildeflommark	buttsnutefrosk	amfibie		LOW	VM-NTNU	Jon Kristian Skei
myr-kildeflommark	dikesoldogg	karplante		LOW	NINA	Odd Stabbetorp, Olav Skarpaas, Ander Often
myr-kildeflommark	dobbeltbekkasin	fugl	NT	LOW	NINA	Ekspertgruppe, leder Gjershaug
myr-kildeflommark	elvesandjeger	insekter	EN	LOW	NINA	Frode Ødegaard
myr-kildeflommark	engmarihand	karplante	NT	LOW	NINA	Odd Stabbetorp, Olav Skarpaas, Ander Often
myr-kildeflommark	enkeltbekkasin	fugl	LC	LOW	NINA	Ekspertgruppe, leder Gjershaug
myr-kildeflommark	fjellgittermose	moser	VU	LOW	VM-NTNU	Kristian Hassel
myr-kildeflommark	fjellmyrløper	fugl	VU	LOW	NINA	Ekspertgruppe, leder Gjershaug
myr-kildeflommark	gluttsnipe	fugl	LC	LOW	NINA	Ekspertgruppe, leder Gjershaug
myr-kildeflommark	grønnstilk	fugl	LC	LOW	NINA	Ekspertgruppe, leder Gjershaug
myr-kildeflommark	gulerle	fugl	LC	LOW	NINA	Ekspertgruppe, leder Gjershaug
myr-kildeflommark	kvitmyrak	karplante		LOW	NINA	Odd Stabbetorp, Olav Skarpaas, Ander Often
myr-kildeflommark	lappspove	fugl	LC	LOW	NINA	Ekspertgruppe, leder Gjershaug
myr-kildeflommark	myrsnipe	fugl		LOW	NINA	Ekspertgruppe, leder Gjershaug
myr-kildeflommark	myrtelg	bregne	EN	LOW	NINA	Odd Stabbetorp, Olav Skarpaas, Ander Often
myr-kildeflommark	overskridelser tålegrenser N myr	NA		MAX	NINA	Thorjorn Larssen
myr-kildeflommark	palsmyr	NA	EN	LOW	NINA	Jarle W. Bjerke
myr-kildeflommark	rødstilk	fugl	LC	LOW	NINA	Ekspertgruppe, leder Gjershaug

Økosystem	Indikator	Detaljert taxa	Rødliste-status 2006	Skaleringsmodell	Institutt	Kontaktperson
skog	brun hvitkjuke	sopp	NT	OPT	NINA	Tor Brandrud
myr-kilde-flommark	sivsanger	fugl	LC	LOW	NINA	Ekspertgruppe, leder Gjershaug
myr-kilde-flommark	sivspurv	fugl	LC	LOW	NINA	Ekspertgruppe, leder Gjershaug
myr-kilde-flommark	smalsoldogg	karplante		LOW	NINA	Odd Stabbetorp, Olav Skarpaas, Ander Often
myr-kilde-flommark	småsalamander	amfibie	NT	LOW	VM-NTNU	Jon Kristian Skei
myr-kilde-flommark	småspove	fugl	LC	LOW	NINA	Ekspertgruppe, leder Gjershaug
myr-kilde-flommark	stakesvanemose	moser	VU	LOW	VM-NTNU	Kristian Hassel
myr-kilde-flommark	storsalamander	amfibie	VU	LOW	VM-NTNU	Jon Kristian Skei
myr-kilde-flommark	sumploper	insekter	VU	LOW	NINA	Frode Ødegaard
myr-kilde-flommark	sveltstarr	karplante		LOW	NINA	Per Arild Aarrestad
myr-kilde-flommark	svømmesnipe	fugl	LC	LOW	NINA	Ekspertgruppe, leder Gjershaug
myr-kilde-flommark	trane	fugl	LC	LOW	NINA	Ekspertgruppe, leder Gjershaug
skog	alge på bjørk	alge		MAX	NINA	Inga Bruteig
skog	alm	karplante	NT	LOW	NINA	Odd Stabbetorp, Olav Skarpaas, Ander Often
skog	bananslørsopp	sopp	VU	LOW	NINA	Tor Brandrud
skog	begerfingersopp	sopp	NT	LOW	NINA	Tor Brandrud
skog	blåbærdekning	karplante		LOW	Skog og landskap	Jan Erik Nilsen
skog	brunbjørn	pattedyr	CR	OPT	NINA	Henrik Brøseth
skog	elg	pattedyr		OPT	NINA	Erling Solberg
skog	duetrost	fugl	LC	LOW	NINA	Ekspertgruppe, leder Gjershaug
skog	dvergspett	fugl	VU	LOW	NINA	Ekspertgruppe, leder Gjershaug
skog	eldre lauksuksesjon MiS	NA		LOW	Skog og landskap	Jan Erik Nilsen
skog	etasjemose granskog	moser		OPT	Skog og landskap	Tonje Økland
skog	gaupe	pattedyr		OPT	NINA	Henrik Brøseth
skog	fakkeltvebladmose	moser	VU	LOW	VM-NTNU	Kristian Hassel
skog	fiolgubbe	sopp	NT	LOW	NINA	Tor Brandrud
skog	fugletelg fjellbjørkeskog	bregne		LOW	NINA	Per Arild Aarrestad
skog	fugletelg granskog	bregne		LOW	Skog og landskap	Tonje Økland
skog	furukorsnebb	fugl	LC	LOW	NINA	Ekspertgruppe, leder Gjershaug
skog	gamle tre MiS	insekter		LOW	Skog og landskap	Jan Erik Nilsen
skog	grønn orebladbille	insekter	NT	OPT	NINA	Frode Ødegaard
skog	grankorsnebb	fugl	LC	LOW	NINA	Ekspertgruppe, leder Gjershaug
skog	granmeis	fugl	LC	LOW	NINA	Ekspertgruppe, leder Gjershaug
skog	gransanger	fugl	LC	LOW	NINA	Ekspertgruppe, leder Gjershaug
skog	grønn fåresopp	sopp	VU	LOW	NINA	Tor Brandrud
skog	hjort	pattedyr		OPT	NINA	Erling Solberg
skog	gulsanger	fugl	LC	LOW	NINA	Ekspertgruppe, leder Gjershaug
skog	hønehauk	fugl	VU	OPT	NINA	Torgeir Nygård
skog	huldretorvmose	moser	EN	LOW	VM-NTNU	Kristian Hassel
skog	kongeørn	fugl	NT	OPT	NINA	Ekspertgruppe, leder Gjershaug
skog	istervier	karplante		LOW	NINA	Jarle W. Bjerke
skog	jerpe	fugl	LC	LOW	NINA	Ekspertgruppe, leder Gjershaug

Økosystem	Indikator	Detaljert taxa	Rødliste-status 2006	Skaleringsmodell	Institutt	Kontaktperson
skog	jordstjerner	sopp		LOW	NINA	Tor Brandrud
skog	lengde vekstsesong naturlig vegetasjon	NA		OPT	NINA	Jarle W. Bjerke
skog	kopperrød slørsopp	sopp	NT	LOW	NINA	Tor Brandrud
skog	kusymre	karplante		LOW	NINA	Odd Stabbetorp, Olav Skarpaas, Ander Often
skog	kvistlav fjellbjørkeskog	lav	LC	MAX	NINA	Inga Bruteig
skog	lappkjuke	sopp	EN	LOW	NINA	Tor Brandrud
skog	lauvsanger	fugl	LC	LOW	NINA	Ekspertgruppe, leder Gjershaug
skog	rådyr	pattedyr		OPT	NINA	Erling Solberg
skog	liggende død ved, MIS	sopp		LOW	Skog og landskap	Jan Erik Nilsen
skog	lirype	fugl		LOW	NINA	Hans C Pedersen
skog	lobaria-arter i skog	lav	VU	LOW	NINA	Jarle W. Bjerke
skog	munk	fugl	LC	LOW	NINA	Ekspertgruppe, leder Gjershaug
skog	måltrøst	fugl	LC	LOW	NINA	Ekspertgruppe, leder Gjershaug
skog	olavsstake	karplante		LOW	NINA	Odd Stabbetorp, Olav Skarpaas, Ander Often
skog	pelsblæremose	moser	VU	LOW	VM-NTNU	Kristian Hassel
skog	reliktbukkk	insekter	NT	LOW	NINA	Frode Ødegaard
skog	rikbarkstre, MIS	lav		LOW	Skog og landskap	Jan Erik Nilsen
skog	smyle fjellbjørkeskog	karplante		OPT	NINA	Per Arild Aarrestad
skog	setertrompetmose	moser	NT	LOW	VM-NTNU	Kristian Hassel
skog	sinoberbille	insekter	VU	LOW	NINA	Frode Ødegaard
skog	smelleren Harminius undulatus	insekter	NT	LOW	NINA	Frode Ødegaard
skog	smyle granskog	karplante		OPT	Skog og landskap	Tonje Økland
skog	svartsonekjuke	sopp	NT	OPT	NINA	Tor Brandrud
skog	snømallav fjellbjørkeskog	lav	LC	LOW	NINA	Inga Bruteig
skog	storfugl	fugl		LOW	NINA	Hans C Pedersen
skog	storpigglekten sopp	sopp		LOW	NINA	Tor Brandrud
skog	stående død ved, MIS	insekter		LOW	Skog og landskap	Jan Erik Nilsen
skog	svarthvit fluesnapper	fugl	LC	LOW	NINA	Ekspertgruppe, leder Gjershaug
skog	svartnende kantarell	sopp	NT	LOW	NINA	Tor Brandrud
skog	ulv	pattedyr	CR	OPT	NINA	Henrik Brøseth
skog	svøpfellmose	moser		LOW	VM-NTNU	Kristian Hassel
skog	toppmeis	fugl	LC	LOW	NINA	Ekspertgruppe, leder Gjershaug
skog	tre med hengelav, MIS	lav		LOW	Skog og landskap	Jan Erik Nilsen
skog	tretåspett	fugl	NT	LOW	NINA	Ekspertgruppe, leder Gjershaug
åpent lavland	blåtopp	karplante		OPT	NINA	Per Arild Aarrestad
åpent lavland	dragehodeglansbille	insekter	EN	LOW	NINA	Frode Ødegaard
åpent lavland	engtordivel	insekter	NT	LOW	NINA	Frode Ødegaard
åpent lavland	glansteppemose	levermose	EN	LOW	VM-NTNU	Kristian Hassel
åpent lavland	gråspurv	fugl	LC	LOW	NINA	Ekspertgruppe, leder Gjershaug
åpent lavland	gulspurv	fugl	LC	LOW	NINA	Ekspertgruppe, leder Gjershaug
åpent lavland	havørn	fugl	LC	OPT	NINA	Torgeir Nygård
åpent lavland	heiflette	moser		LOW	VM-NTNU	Kristian Hassel
åpent lavland	heitorvmose	moser		LOW	VM-NTNU	Kristian Hassel
åpent lavland	hubro	fugl	EN	OPT	NINA	Ekspertgruppe, leder Gjershaug
åpent lavland	jordtunger	sopp		LOW	eget firma	John Bjarne Jordal
åpent lavland	kvitkurler	karplante	VU	LOW	NINA	Odd Stabbetorp, Olav Skarpaas, Ander Often
åpent lavland	køllesopper	sopp		LOW	eget firma	John Bjarne Jordal



Økosystem	Indikator	Detaljert taxa	Rødliste-status 2006	Skaleringsmodell	Institutt	Kontaktperson
åpent lavland	lappiplerke	fugl	LC	LOW	NINA	Ekspertgruppe, leder Gjershaug
åpent lavland	mnemosynesommerfugl	insekter	VU	LOW	NINA	Frode Ødegaard
åpent lavland	oljebillen <i>Meloe violaceus</i>	insekter		LOW	NINA	Frode Ødegaard
åpent lavland	praktrøskivesopp	sopp	VU	LOW	NINA	John Bjarne Jordal
åpent lavland	praktvoksopper	sopp		LOW	NINA	John Bjarne Jordal
åpent lavland	prestekrage	karplante		LOW	NINA	Odd Stabbetorp, Olav Skarpaas, Ander Often
åpent lavland	purpurlyng	karplante	NT	LOW	NINA	Odd Stabbetorp, Olav Skarpaas, Ander Often
åpent lavland	sandsvale	fugl	LC	LOW	NINA	Ekspertgruppe, leder Gjershaug
åpent lavland	sanglerke	fugl	NT	LOW	NINA	Ekspertgruppe, leder Gjershaug
åpent lavland	skjære	fugl	LC	LOW	NINA	Ekspertgruppe, leder Gjershaug
åpent lavland	skjærpiplerke	fugl	LC	LOW	NINA	Ekspertgruppe, leder Gjershaug
åpent lavland	småkløkkemose	moser	VU	LOW	VM-NTNU	Kristian Hassel
åpent lavland	solblom	karplante	VU	LOW	NINA	Odd Stabbetorp, Olav Skarpaas, Ander Often
åpent lavland	storspove	fugl	NT	LOW	NINA	Ekspertgruppe, leder Gjershaug
åpent lavland	stær	fugl	NT	LOW	NINA	Ekspertgruppe, leder Gjershaug
åpent lavland	tilstand gras- og urterik mark	karplante		OPT	Bioforsk	Ekspertgruppe, leder Gjershaug
åpent lavland	tilstand kystlynghei	karplante		OPT	Bioforsk	Ekspertgruppe, leder Gjershaug
åpent lavland	vandrefalk	fugl	NT	LOW	NINA	Ekspertgruppe, leder Gjershaug
åpent lavland	vipe	fugl	NT	LOW	NINA	Ekspertgruppe, leder Gjershaug



# DN-utredning

## oversikt

### 2010

- 4-2010: Datagrunnlaget for Naturindeks for Norge 2010
- 3-2010: Naturindeks for Norge 2010
- 2-2010: Spredning av fremmede karplanter fra veganlegg – kartlegging og metodeutvikling
- 1-2010: Mulige effekter av etablering av stillehavsøsters (*Crassostrea gigas*) i Norge

### 2009

- 6-2009: Overvåkning av fjellvegetasjon sommeren 2008 (GLORIA-prosjektet)
- 5-2009: Bleka i Byglandsfjorden – bestandsstatus og tiltak for økt naturlig rekruttering 1999-2008
- 4-2009: Moderne hjorteviltforvaltning med ny virkemiddelbruk mot 2015
- 3-2009: Utvikling av tradisjonelle kulturlandskaper i Barentregionen – KNP-modellen
- 2-2009: GMO Assessment in Norway as Compared to EU Procedures: Societal Utility and Sustainable Development
- 1-2009: Supplerende kartlegging av biologisk mangfold i jordbrukets kulturlandskap, inn- og utmark, i Hordaland med en vurdering av kunnskapsstatus  
Nasjonalt program for kartlegging og overvåking av biologisk mangfold

### 2008

- 10-2008: Klima og effekter på økosystemer og biologisk mangfold -scenario stølslandskapet i Valdres
- 9-2008: Nå eller aldri for Vossolaksen - anbefalte tiltak med bakgrunn i bestandsutvikling og trusselfaktorer
- 8-2008: Reetablering av laks på Sørlandet. Årsrapport fra reetableringsprosjektet 2007
- 7-2008: Evaluering av bekjempelsesmetoder for *Gyrodactylus salaris*.  
- Rapport fra ekspertgruppe
- 6-2008: Supplerende kartlegging av biologisk mangfold i jordbrukets kulturlandskap, inn- og utmark, i Sogn og Fjordane  
Nasjonalt program for kartlegging og overvåking av biologisk mangfold
- 5-2008: Bestandsstatus for laks i Norge. Prognoser for 2008. Rapport fra arbeidsgruppe
- 4-2008: Supplerende kartlegging av biologisk mangfold i jordbrukets kulturlandskap, inn- og utmark, i Vest- og Aust-Agder, med en vurdering av kunnskapsstatus
- 3-2008: Supplerende kartlegging av biologisk mangfold i jordbrukets kulturlandskap, inn- og utmark, i Buskerud med en vurdering av kunnskapsstatus  
Nasjonalt program for kartlegging og overvåking av biologisk mangfold
- 2-2008: Nasjonal overvåking av marint biologisk mangfold i havområder og Arktis  
– Forslag til overvåkingselementer, lokalisering og kostnadsoverslag
- 1-2008: Supplerende kartlegging av biologisk mangfold i jordbrukets kulturlandskap, inn- og utmark, i Midt-Norge; Møre og Romsdal og Oppdal, med en vurdering av kunnskapsstatus  
Nasjonalt program for kartlegging og overvåking av biologisk mangfold

### 2007

- 4-2007: Supplerende kartlegging av biologisk mangfold i jordbrukets kulturlandskap, inn- og utmark, i Rogaland med en vurdering av kunnskapsstatus -  
Nasjonalt program for kartlegging og overvåking av biologisk mangfold
- 3-2007: Reetablering av laks på Sørlandet. Årsrapport fra reetableringsprosjektet 2006
- 2-2007: Bestandsstatus for laks 2007. Rapport fra arbeidsgruppe
- 1-2007: Den norske våtmarksarven. Styrket forvaltning og utvidelse av nettverket av Ramsarområder og andre vernede våtmarker i Norge. Tiltaksplan 2007-2010

## KONTAKTINFO

Direktoratet for naturforvaltning. Besøksadresse: Tungasletta 2.  
Postadresse: Postboks 5672 Sluppen, 7485 Trondheim,  
tlf: 73 58 05 00, faks: 73 58 05 01, e-post: [postmottak@dirnat.no](mailto:postmottak@dirnat.no), [www.dirnat.no](http://www.dirnat.no)

Direktoratet for naturforvaltning har sentrale, nasjonale oppgaver og ansvar i arbeidet med å forvalte norsk natur. Det innebærer å bevare naturmangfoldet og legge til rette for friluftsliv og bruk av naturens ressurser.

Direktoratet for naturforvaltning er en rådgivende og utøvende etat, underlagt Miljøverndepartementet. Vi har myndighet til å forvalte naturressurser, gjennom ulike lover og forskrifter som Stortinget har vedtatt.

Ut over lovbestemte oppgaver har vi også ansvar for å identifisere, forebygge og løse miljøproblemer. Direktoratet for naturforvaltning samarbeider med andre myndigheter og gir råd og informasjon til befolkningen.

