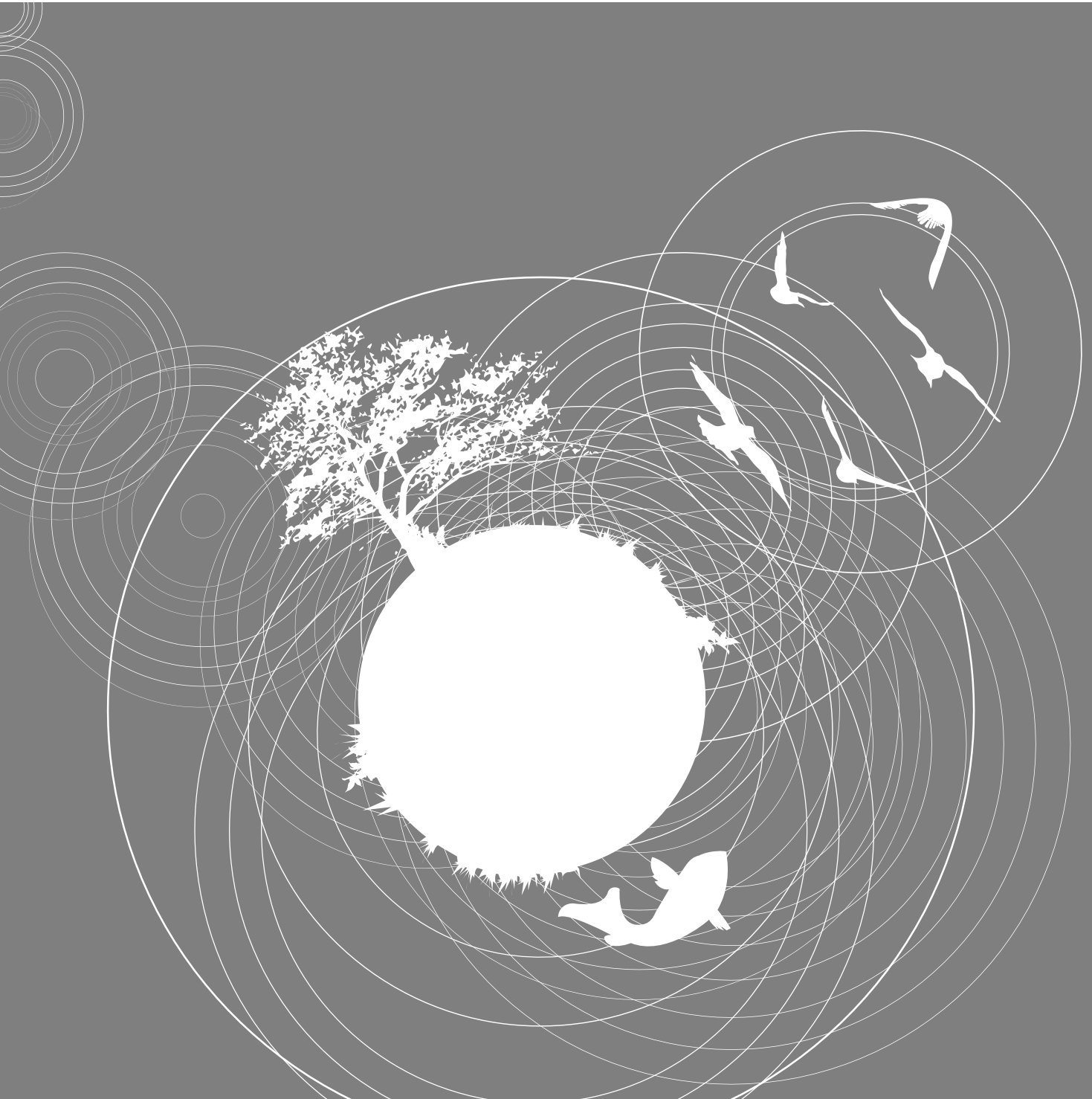




DIREKTORATET FOR  
NATURFORVALTNING



DN-utredning 4-2010

# Datagrunnlag for Naturindeks 2010

# Datagrunnlag for Naturindeks 2010

DN-utredning 4-2010

Utgiver:

Direktoratet for naturforvaltning

Dato: Juni 2010

Antall sider: 147

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

Keywords: biodiversity, condition, state, Nature Index, freshwater, ocean, coastal water, 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: Direktoratet for naturforvaltning 2010.

Når det refereres til denne rapporten skal det refereres til enkeltkapitler med dets forfattere slik: Forfatter, tittel på kapitlet, i: Nybø (red.) 2010. Datagrunnlaget for "Naturindeks i Norge 2010" DN-utredning 4-2010

ISBN (Trykt): 978-82-7072-422-2

ISBN (PDF): 978-82-7072-436-9

ISSN (Trykt): 0804-1504

ISSN (PDF): 1891-4616

Layout: Guri Jermstad AS

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 310 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 datagrunnlaget 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 manage 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 310 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.

# 1 Forord

Naturindeksen er et prosjekt der deltakere fra mange forskningsdisipliner har deltatt. Rammeverket for naturindeksen bygger på tidligere prosjekter (Nybø et al. 2008, Nybø & Skarpaas 2008). Prosjektet har hatt tre undergrupper: Økologisk faggruppe, statistisk faggruppe og en forvaltningsgruppe bestående av ansatte i Direktoratet for naturforvaltning. Den økologiske faggruppen har diskutert rammeverket og metodikk, deriblant vurdert valg av indikatorer, vektning og resultater. Forskerne i den økologiske faggruppen har videre fungert som koordinatorene for prosjektet på egne institutt. Den statistiske faggruppen har videre utviklet rammeverket og vurdert statistiske metoder (se Certain & Skarpaas 2010), mens forvaltningsgruppen har sørget for at kunnskapsoppbyggingen i regi av andre prosjekter i størst mulig grad kan gjenbrukes ved neste revidering av naturindeksen og vice versa. Personene nedenfor har deltatt i den økologiske faggruppen. De som er understreket har vært koordinatorene i sin organisasjon:

- Bioforsk: Ann Norderhaug (åpent lavland), Liv Nilsen
- Havforskningsinstituttet: Gro van der Meeren, Are Dommasnes, Margaret Mary McBride,
- Norsk institutt for vannforskning: Eivind Oug (marint), Markus Lindholm (ferskvann)  
Skog og landskap: Jan Erik Ørnelund Nilsen (skog)
- Norsk institutt for naturforskning: Olav Skarpaas (terrestrisk), Ann Kristin Schartau (ferskvann),  
Frode Ødegaard, Erik Framstad
- Statistisk sentralbyrå: Per Arild Garnåsjordet, Lulie Aslaksen, Svein Homstvedt
- Direktoratet for naturforvaltning (forvaltningsgruppen): Signe Nybø, Else Løbersli (forskning), Steinar Sandøy  
(vanndirektiv), Knut Simensen (nasjonalt program), Bård Øyvind Solberg (oppfølging verneområder),
- Miljøverndepartementet: Kristin Thorsrud Teien
- Artsdatabanken har oppnevnt John Atle Kålås som medlem i faggruppen.

I tillegg har en rekke enkeltpersoner vært konsultert, og totalt 125 personer har bidratt med å legge data inn i naturindeksbasen. Alle disse personene er forskere som arbeider med disse indikatorene, og mange er nasjonale eksperter på indikatorene. For et utvalg av arter som er vurdert i forbindelse med Rødlista, har noen av ekspertgruppelederne for Rødlista bidratt med ekspertvurderinger (se rapporten). Disse er: Frode Ødegård (biller), Trygve Hesthagen (ferskvannsfisk), Tor Brandrud (sopp), Kristian Hassel (moser) og Eivind Oug (marine krepsdyr). I tillegg har Rødlistas ekspertgruppe for fugl bidratt med vurderinger knyttet til fugl men med en noe endret sammensetning. Jan Ove Gjershaug har ledet dette arbeidet. Statistikkgruppen er ledet av Olav Skarpaas, mens Gregoire Certain har gjennomført de statistiske analysene.

Rammeverket og databehandlingen som blir benyttet i Naturindeks for Norge 2010, er publisert i egen rapport (Certain & Skarpaas 2010). Her inngår også en oversikt over indikatorsettet. Denne rapporten "Datagrunnlaget for naturindeks 2010" dokumenterer datagrunnlaget for hver enkelt indikator som inngår i datasettet. Resultatene vil bli presentert i hoveddokumentet "Naturindeks for Norge 2010". Naturindeksen vil bli revidert hvert 5. år. Ved neste revisjon vil datagrunnlaget være forbedret og metodene bli ytterligere raffinert. Vi vil hermed takke alle som har bidratt med data og tekst til naturindeksen i denne første versjonen.

Trondheim, september 2010

Yngve Svarte  
Direktør Artsforvaltningsavdelingen

# Innhold

1	Forord .....	5
2	Innledning .....	5
3	Metoder .....	7
4	Beregning av areal .....	8
4.1	Beregning av areal for de forskjellige havområdene .....	12
4.2	Beregning av areal for fjell og åpent lavland .....	12
4.3	Inndeling av fjellarealene i lav-, mellom- og høyalpin vegetasjonssone .....	16
	Referanser .....	19
5	Indikatorer i landmiljø .....	20
5.1	Fugl .....	20
5.2	Pattedyr .....	23
5.3	Amfibier .....	31
5.4	Evertebrater .....	33
5.5	Karplanter .....	35
5.6	Moser .....	51
5.7	Sopp .....	53
5.8	Lav og alger .....	59
5.9	Indirekte indikatorer - Landskognakseringen .....	69
5.10	Indirekte indikatorer åpent lavland .....	78
5.11	Indirekte indikatorer overskridelser tålegrenser .....	81
6	Ferskvannsindikatorer .....	84
6.1	Pattedyr .....	84
6.2	Fisk .....	85
6.3	Planter og alger .....	90
6.4	Invertebrater .....	92
7	Marine indikatorer .....	100
7.1	Pattedyr .....	100
7.2	Fisk .....	102
7.3	Karplanter og alger .....	115
7.4	Invertebrater .....	120
8	Erfaringer og utfordringer i arbeidet med naturindeksen .....	131
8.1	Erfaringer .....	131
8.2	Oppsummering og anbefalinger .....	136
	Vedlegg: Fylkesvise arealer av hovedgrupper natursystemer i 2009 .....	137

## 2 Innledning

*Forfatter: Signe Nybø  
(Direktoratet for naturforvaltning)*

Arbeidet med å etablere en naturindeks for Norge er initiert av Stoltenbergregjeringen (2005-2009) og bekreftet av den sittende Stoltenbergregjeringen (2009- dd). Formålet med naturindeksen er å få en oversikt over den samlede utviklingen til biologisk mangfold i Norge og avklare hvorvidt vi klarte å stanse tapet av biologisk mangfold innen utgangen av 2010, jamfør internasjonale avtaler. Naturindeksen skal videre være enkel å kommunisere til allmennheten. Miljøverndepartementet har påpekt at det å dokumentere kunnskapsmangler for biologisk mangfold er en viktig del av prosjektet. Oppdraget forutsetter at naturindeksen skal være mest mulig omforent i fagligmiljøene. Direktoratet for naturforvaltning har derfor invitert de store oppdragsinstituttene som arbeider med overvåking av biologisk mangfold til å delta i prosjektet. Videre er det etablert et samarbeid med Statistisk sentralbyrå der naturindeksen inngår som en "case" i SSBs forskningsprogram på bærekraftindikatorer med vekt på føre-var prinsippet. Denne rapporten omtaler datagrunnlaget for Naturindeks 2010. Resultater, figurer og tekst om naturmangfoldet i Norge vil bli publisert på [miljostatus.no](http://miljostatus.no) og [dirnat.no](http://dirnat.no).

Arbeidet er det første forsøket på å etablere en helhetlig indeks for Norge. Rammeverket for naturindeksen tar utgangspunkt i internasjonale rapporteringsforpliktelser på biologisk mangfold og er en videreutvikling av de mest etablerte sammensatte indeksene for biologisk mangfold, bl.a. SEBI indikatorene <http://biodiversity-chm.eea.europa.eu/information/indicator/F1090245995> og vannrammedirektivet (Nybø & Skarpaas 2008, Nybø et al. 2008). Som følge av dette har vi valgt å fokusere på bestandsendringer for en rekke arter for å måle utvikling i biologisk mangfold. Ulike måleenheter er benyttet for å angi bestandsendringer, for eksempel er mengde habitat benyttet for å vurdere endringer i enkelte insektbestander mens tetthet er benyttet for å vurdere endringer i elgbestanden. I noen tilfeller er indirekte indikatorer benyttet til å si noe om potensiell bestandsutvikling til flere arter. Eksempler på to indirekte indikatorer er død ved i skog og grad av gjengroingsindeks for åpent lavland. Artsindekser er i hovedsak benyttet der dette allerede er tatt i bruk i vanddirektivet. Flere har

### Definisjoner OECD 1996

**Parameter:** En egenskap som er målt eller observert.

**Indikator:** En parameter, eller en verdi utledet fra parametren(e), som peker mot/ framskaffer informasjon om tilstanden om et fenomen/ miljø/areal og som har utsagn ut over det som er direkte assosiert med en parameters verdi.

**Indeks:** Et sett med aggregerte eller vekta parametre eller indikatorer.

ønsket at naturindeksen i større grad skulle fokusere på viktige naturtyper og endring i arealer av disse over tid. Vi er ikke uenig at naturtyper er en viktig del av det biologiske mangfoldet, men dessverre så mangler Norge representative arealdata på viktige naturtyper både i dag og for tidligere tider (Nybø et al. 2008). Hvis data på naturtyper kommer på plass, kan samme rammeverk benyttes. Detaljert beskrivelse av rammeverket og beregning av indeksen finnes i Certain & Skarpaas (2010).

For at naturindeksen skal avspeile det biologiske mangfoldet, må settet av indikatorer som inngår i beregningene i størst mulig grad representere det biologiske mangfoldet i Norge. Det overordnede kriteriet for utvelgelse av indikatorer er: "Indikatorer skal kunne måles i naturen og respondere på miljøendringer. Indikatorer kan relateres til hvilket som helst aspekt av biologisk mangfold. De angitte verdiene for indikatorer 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
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 store økosystem hovedgruppe, velges indikatorer fra ulike naturtyper.

Verdiene for hver enkelt indikator i databasen skal være geografisk representativt for det arealet som vurderes, dvs. man skal ikke overfokuseres på gode eller dårlige områder i en kommune, fylke eller region. Kriteriet er vanskelig i møtekomme, men man har tilstrebet å få til dette for de fleste indikatorer. Forfatterne av de ulike kapitlene i denne rapporten har forsøkt å beskrive hvordan dette er håndtert for hver enkelt indikator.

Totalt inngår ca. 310 indikatorer i den første naturindeks for Norge. For hver av de valgte indikatorene har vi samlet inn kringinformasjon (metainformasjon). Denne kringinformasjonen benyttes når vi utformer temaindeks, samt når vi vurderer om indikatorsettet er tilfredsstillende i forhold til kriteriesettet. For de indikatorene som er arter, har de enkelte ekspertene gitt opplysninger om rødlistestatus (jfr. rødliste 2006), om arten migrerer eller er stedegen, trofisk nivå og om arten er spesialist eller generalist. Nøkkelarter er også identifisert. Videre har ekspertene registrert hvilke påvirkninger deres indikator er følsom for. Inndelingen i typer påvirkninger er gjort på grov skala (se veiledning på nettsida til naturindeks).

Vi vet at enkelte arter beveger seg mellom de store økosystemene. Hver enkelt ekspert har gitt en vurdering av hvor stor betydning disse økosystemene har for sin indikator gjennom livssyklusen. For breiflabb er det for eksempel angitt at havbunn betyr 20 % mens kystbunn betyr 80 % for den studerte bestanden. For en del arter, for eksempel karplanter, er det slik at de kan forefinnes i flere av de store økosystemene. Imidlertid er bestandsvurderingene gjort med utgangspunkt i ett av de store økosystemene. Følgelig angis disse artene som 100 % tilknyttet dette økosystemet. Lista med kringdata er lang, og derfor kun tilgjengelig som pdf-fil på nettsida til naturindeks.

Nettsida til naturindeks:

<http://www.dirnat.no/naturindeks>

Forskerne har forholdt seg til veiledning for naturindeksbasen når de har fastsatt verdier for indikatorene, se nettsida. De skalerte verdiene for hver enkelt indikator er lagt ut på samme internettside, det vil si verdiene mellom 0 (bestand forsvunnet) og 1 (referanseforhold). Opplysninger om rådataene kan fås ved forespørsel til ansvarlig institutt.

Denne rapporten omtaler datagrunnlaget for alle indikatorene som inngår i Naturindeks 2010. Dataene som inngår i indeksen er både ekspertvurderinger, overvåkingsdata og bestandsmodeller (se Certain & Skarpaas 2010). Det understrekes at ekspertvurderingene bygger på tilgjengelig kunnskap om indikatoren, både fra forskning og enkeltundersøkelser. Arbeidet med å framskaffe grunnlagsdata har vært omfattende, i alt ca 125 personer har deltatt i arbeidet, alle forskere. Dette er i alt overveiende forskere som har arbeidet med "sin" indikator i en årrekke, og følgelig kan de anses som en, av flere, nasjonale eksperter på indikatoren. De enkelte kapitlene er utarbeidet av de som har bidratt med data, og disse personene er ansvarlige både for teksten og for dataene som er lagt inn i naturindeksbasen. Når det refereres til denne rapporten skal det derfor refereres til enkeltkapitler med dets forfattere. Siste kapittel i utredningen er utarbeidet av de personene som har koordinert arbeidet internt i forskningsinstituttene. Kapitlet omtaler erfaringer koordinatorene har gjort i arbeidet.

Det tas sikte på å publisere en oppdatering av den samlede naturindeksen i 2015. Rådataene for indikatorene er lagt inn i naturindeksbasen, og vil bli tilgjengelig for forskerne når indeksen skal oppdateres. Ved revidering må naturindeksen beregnes på nytt for alle tidspunkter, da økt kunnskapsnivå kan føre til endrede verdier og eller reduserte usikkerhetsnivåer. Det er et mål at grunnlagsdataene gjøres tilgjengelig via internett ved neste revisjon av naturindeksen i 2015. Form og detaljeringsgrad må imidlertid avklares.

#### Referanser

Certain, G. & Skarpaas, O. 2010. Nature Index. General framework, statistical method and data collection for Norway. NINA Rapport 542. 47 s.

Nybø, S. & Skarpaas, O. 2008. Naturindeks. Utprøving av metode i Midt-Norge. NINA Rapport 425. 45 s.

Nybø, S., Skarpaas, O., Framstad, E. & Kålås, J.A. 2008. Naturindeks for Norge - forslag til rammeverk. NINA Rapport 347. 69 s.

# 3 Metoder

*Forfattere: Gregoire Certain og Olav Skarpaas (begge NINA)*

Det er publisert en egen rapport som omhandler rammeverket som er brukt for framstilling av naturindeksen (Certain & Skarpaas 2010). Dette kapitlet er sammendraget fra denne rapporten.

Naturindeksen er et sammensatt mål for biologisk mangfold i Norge som gjenspeiler tilstanden i terrestre og marine natursystemer og formidler denne omfattende informasjonen til miljøforvaltningen og allmennheten på en forenklet og forståelig måte. Den består av 310 indikatorer som dekker viktige aspekter ved biologisk mangfold.

Statistikkrapporten gir en generell beskrivelse av rammeverket for Naturindeksen. Den gjennomgår grunnleggende begreper og definisjoner, og tilhørende matematiske formuleringer. Rapporten bygger videre på tidligere forslag til rammeverk og pilotstudier (NINA Rapport 347, 425 og 426). Hovedresultatene for naturindeksen presenteres i en kommende DN-utredning (Nybø 2010), her presenterer vi metoder for datainnsamling og en analyse av indikatorsettet for å informere om den økologiske betydningen av naturindeksen og slutningene man kan forvente å gjøre på grunnlag av denne.

Data om indikatorene ble samlet inn fra eksperter som ga estimater av indikatorverdier på flere tidspunkter på grunnlag av ekspertvurderinger, overvåkingsdata eller modeller. Ekspertene ga også et estimat av usikkerheten til hver verdi i form av kvartiler, og de ble bedt om å angi i hvilke tilfeller grunnlaget var for svakt til å gi estimater.

For å kunne kombinere indikatorene til en indeks, ble hver enkelt indikator skalert med en referanseverdi, dvs. verdien av indikatoren i en referansetilstand. Dette tjener to formål: For det første reflekterer referansetilstanden en økologisk bærekraftig tilstand for indikatoren, og den skalerte verdien måler avvik fra denne tilstanden. For det andre kan de skalerte verdiene, som alle er enhetsløse verdier mellom null og en, benyttes til å beregne gjennomsnitt på tvers av for eksempel kommuner, hovedgrupper av natursystemer og taksonomiske grupper. Bruken av en referanse muliggjør dermed fleksible kombinasjoner av indikatorer med ulike måleenheter som bestandsstørrelse eller artsrikdom.

Rene gjennomsnitt av skalerte indikatorverdier kan beregnes under en antagelse om "fullstendig ekvivalens", dvs. at ingen kommune, ingen natursystemer og ingen indikatorer er viktigere enn andre. Dette vil ikke alltid være tilfelle. Indikatorene er heller ikke jevnt fordelt mellom taksonomiske grupper, påvirkninger, etc., på tross av forsøk på å balansere indikatorsettet. I implementeringen for Norge har vi derfor valgt, med støtte fra Faggruppen for Naturindeksen, å tilordne vektor langs to akser: den geografiske akse, slik at indeksen blir arealrepresentativ, og indikatorakse, for å løse problemer med økologisk representativitet. Mellom hovedgrupper av natursystemer antar vi fullstendig ekvivalens, fordi dette sikrer at Naturindeksen maksimeres med betadiversitet (regional diversitet), i tillegg til alfadiversitet (lokal diversitet): tap av et natursystem medfører reduksjon i betadiversitet, og dette medfører alltid en reduksjon i indeksen under antagelsen om fullstendig ekvivalens.

I Naturindeksen brukes datausikkerhet og manglende data aktivt på flere måter: Informasjon om kilder til indikatorestimater (ekspertvurdering, data, modeller), usikkerheten i estimatene og tilfeller med fullstendig mangel på kunnskap, kan brukes til å målrette framtidig forskning og utredning. Usikkerhet i indikatorestimater aggregeres til indeksnivå ved hjelp av Monte Carlo-metoder: simulering av fordelingene tilpasset gjennomsnitt og kvartiler til hver enkelt indikator.

Naturindeksen kan fange opp og sammenstille informasjon fra ulike økologiske fagfelt, både terrestre og marine, og avlevere to hovedtyper av informasjon: tilstanden til natursystemer, gitt dagens kunnskap, og områder med manglende kunnskap kan begge tydeliggjøres og gi innspill til forvaltning og forskning. Informasjonen i naturindeksen kan aggregeres eller splittes opp langs flere akser, slik som geografiske enheter, økologiske enheter eller forvaltningstema. Dette gir Naturindeksen et stort potensial som forvaltningsverktøy og katalysator for økologisk forskning og utredning i Norge, og for internasjonal anvendelse.

## Referanser

Certain, G. & Skarpaas, O. 2010. Nature Index. General framework, statistical method and data collection for Norway. Nina Rapport 542. 47 s.

Nybø, S. (red.) 2010. Naturindeks for Norge 2010. DN- utredning 2010-3.

Nybø, S. & Skarpaas, O. 2008a. Bakgrunnsdokumenter for utprøving av metode i Midt-Norge. NINA Rapport 426. 69 s.

Nybø, S. & Skarpaas, O. 2008b. Utprøving av metode i Midt-Norge. NINA Rapport 425. 45 s.

Nybø, S., Skarpaas, O., Framstad, E. & Kålås, J.A. 2008. Naturindeks for Norge - forslag til rammeverk. NINA Rapport 347. 69 s.

# 4 Beregning av areal

*Forfattere: Stefan Blumentrath og Frank Hanssen (NINA)*

Statens kartverk fører årlig arealstatistikk basert på N50 kartdata (se [http://www.statkart.no/nor/Land/Fagomrader/Arealer\\_og\\_tall](http://www.statkart.no/nor/Land/Fagomrader/Arealer_og_tall)). Areal tall for natursystemets hovedgrupper myr og vannkant, ferskvann og skog er hentet direkte fra denne arealstatistikken. Areal tallene for havområdene, åpent lavland og fjell ble beregnet på grunnlag av N50 og N1000 kartdata ved hjelp av et geografisk informasjonssystem (GIS).

Selv om arealstatistikken til Statens kartverk (2008) hovedsakelig bygger på N50 kartdata er små forskjeller i tallene mulig. Dette kan for eksempel skyldes bruk av ulike programvarer eller forskjeller i metodikk. Imidlertid er avviket på mindre enn 0,2 % av det totale landarealet ubetydelig i forhold til formålet med naturindeksprosjektet. Tabellen nedenfor viser hvordan de såkalte objekttypene i N50 kartdata, N1000 kartdata og Statens kartverk (2008) sin arealstatistikk ble lagt inn under natursystemets ulike hovedgrupper.

Tabell 4.1 Hovedgruppene av natursystemet i N50 kartdata-basen (basert på Statens kartverk 2009a)

Hovedgruppe	Objekttype	Definisjon/Beskrivelse	Kartleggings kriterier
Åpent lavland / fjell	Alpinbakke	Nedfart for ski med permanent karakter, skianlegg i skrånende terreng beregnet for slalåm-, utfor-, telemark- og/eller snøbrettkjøring.	Alpinbakker større enn 2 000 m <sup>2</sup> og bredere enn 30 m tas med. I tilknytning til alpinbakker vil en i tillegg til preparerte nedfartstraséer finne skiheiser, skitrekke, varmetue oa. (kalt alpinanlegg).
	Steintipp	Permanent massedeponeering som ikke er skogbevokst og er dominerende i landskapet (f.eks. laget i forbindelse med gruvedrift eller vassdragsutbygging).	Steintipp større enn 2 000 m <sup>2</sup> og bredere enn 30 m tas med.
	Åpent område	Område som ikke er klassifisert som annet flatetema i henhold til gjeldende produktspesifikasjon.	Åpent område som er større enn 2 000 m <sup>2</sup> og bredere enn 30 m tas med. Åpent område under minstemålet som anses å være så viktig at det bør beholdes skal overdrives slik at minstemålet overholdes. Åpent område som dekker hele øyer som er mindre enn minstemålet for åpent område tas også med. Flere små flater med åpent område kan slås sammen til større flater der dette er naturlig.



Tabell 4.1 fort.

Hovedgruppe	Objekttype	Definisjon/Beskrivelse	Kartleggings kriterier
Myr og vannkant	Myr	Åpent ikke skogvokst område med myrvegetasjon, åpent område med vannmettet mark. Myr kan være bevokst, men da av få eller små trær.	Myr som er større enn 4 000 m <sup>2</sup> og bredere enn 30 m tas med. Myr under minstemålet som anses å være så viktig at den bør beholdes skal overdrives slik at minstemålet overholdes. Åpninger i myr som er klassifisert som åpent område beholdes dersom de er større enn 2 000 m <sup>2</sup> og bredere enn 30 m. Myr som dekker hele øyer som er mindre enn minstemålet for myr tas også med. Flere små myrer kan slås sammen til større flater der dette er naturlig.
Ferskvann	Elv, Bekk	Vannvei for rennende vann.	Elver med bredde mindre enn 15 m og minste lengde for "fri ende" på 150 m danner "en-streks" elever. Elv/bekk kan ikke få lavere vannbredde nedstrøms. Elver bredere enn 15 m og lengre enn 100 m danner elveflater. Mellom to innsjøer kan elveflaten være kortere. Øy i elv som er større enn 300 m <sup>2</sup> og bredere enn 15 m beholdes. Øyer under minstemålet som anses så viktige at de bør beholdes skal overdrives slik at minstemålet overholdes.
	Ferskvann Tørrfall	Sandbanker og avleiringer i elv/bekk som oversvømmes ved normal høyvannsføring.	Tørrfallflater i elv større enn 5 000 m <sup>2</sup> tas med.
	Innsjø	En ferskvannflate som ikke er rennende vann.	Innsjøer som er større enn 300 m <sup>2</sup> og bredere enn 15 m tas med. Øyer i innsjø som er større enn 300 m <sup>2</sup> og bredere enn 15 m tas med. Innsjøer og øyer under minstemålet som anses så viktige at de bør beholdes skal overdrives slik at minstemålet overholdes.
Skog	Skog	Alle typer skogsmark som barskog, lauvskog og blandingsskog, også hogstflater, selv om nyplantingen ikke er synlig. Skog omfatter alle skogboniteter, også storvokste vierbelter i Nord-Norge.	Skogområder som er større enn 4 000 m <sup>2</sup> og bredere enn 30 m tas med. Åpninger i skogen som er klassifisert som åpent område beholdes dersom de er større enn 2 000 m <sup>2</sup> og bredere enn 30 m. Skog som dekker hele øyer som er mindre enn minstemålet for skog tas også med. Flere små skogflater kan slås sammen til større flater der dette er naturlig. For øvrig kan spesielt viktige skogflater som er mindre enn minstemålet, angis som tregruppe.
Hav	Indre havområder	Kyst pelagisk/Kyst bunn	Områder fra kystkontur (N1000) til og med 1 nautisk mil utenfor grunnlinjen
	Ytre havområder	Hav pelagisk	Områder fra indre havområder og ut til 199 nm (norsk økonomisk sone)

Tabell 4.1 fort.

Hovedgruppe	Objekttype	Definisjon/Beskrivelse	Kartleggings kriterier
Inngår for tiden ikke i naturindeksen	Snø, is, bre	Blanding av snø og isbre som ikke smelter i løpet av sommeren. Grense mellom snø eller isbre og barmark der det er usikkert om det er isbre eller snø. Isbre kan også være en del av evig snø, særlig når breens kantlinje ikke kan defineres (og registreres) som isbre.	Breer som er større enn 80 000 m <sup>2</sup> og bredere enn 200 m tas med. Breer under minstemålet som anses å være så viktig at de bør beholdes skal overdrives slik at minstemålet overholdes. Isfrie områder i bre beholdes dersom de er større enn 10 000 m <sup>2</sup> og bredere enn 200 m. Flere små breer kan slås sammen til større flater der dette er naturlig.
	Dyrket mark	Fulldyrket (plogmark), beitemark som er overflatebehandlet og bærhager. Jordbruksareal som ligger brakk i kortere perioder eller brukes til kulturbeite, regnes også som dyrket mark.	Dyrket mark som er større enn 2 000 m <sup>2</sup> og bredere enn 30 m tas med. Dyrket mark under minstemålet som anses å være så viktig at den bør beholdes skal overdrives slik at minstemålet overholdes. For åpninger i dyrket mark som er klassifisert som annet areal gjelder vedkommende areals krav til størrelse. Åpninger i dyrket mark som er klassifisert som åpent område beholdes dersom de er større enn 2 000 m <sup>2</sup> og bredere enn 30 m. Dyrket mark som dekker hele øyer som er mindre enn minstemålet for dyrket mark tas også med. Flere små flater med dyrket mark kan slås sammen til større flater der dette er naturlig.
	Bymessig bebyggelse	Kvartalsbebyggelse (bykjerne) med stort innslag av forretnings- og servicebygg, Husene har overveiende to eller flere etasjer.	Bymessig bebyggelse (kvartalsbebyggelse) som er større enn 5 000 m <sup>2</sup> og bredere enn 50 m tas med. Bymessig bebyggelse under minstemålet innlemmes i tettbebyggelse. Flere små områder med bymessig bebyggelse kan slås sammen til større flater der dette er naturlig.
	Golfbane	Område for golfspilling, tilrettelagt område der en ved hjelp av køller skal slå en ball fra et utslagssted til et hull i bakken, opptil 600 meter lenger fremme, med færrest mulige slag.	Alle baneanlegg med 6, 9 eller 18 hull større enn 2 000 m <sup>2</sup> og bredere enn 30 m tas med. Minstemålet for golfbane kan fravikes der dette anses som viktig. Flere små golf-baner kan slås sammen til større flater der dette er naturlig.
	Gravplass	Område for gravstøtter, begravelser-plass og kirkegård, Gravplass/kirkegård større enn 2 000 m <sup>2</sup> og bredere enn 30 m tas med. Stier og andre veger, samt mindre bygg som for eksempel redskapshus fjernes.	Gravplass/kirkegård større enn 2 000 m <sup>2</sup> og bredere enn 30 m tas med. Stier og andre veger, samt mindre bygg som for eksempel redskapshus fjernes.

Tabell 4.1 fort.

Hovedgruppe	Objekttype	Definisjon/Beskrivelse	Kartleggings kriterier
Inngår for tiden ikke i naturindeksen	Industri-område	Område, bebygd eller ubebygd, benyttet til industriformål. Omfatter også anlegg for vannforsyning, avfallshåndtering og rensing, samt kraftstasjon, transformatorstasjon og lignende.	Industriområder som er større enn 15 000 m <sup>2</sup> og bredere enn 100 m tas med. Minstemålet for industriområder kan fravikes der dette anses som viktig. Industriområder under minstemålet innlemmes i tettbebyggelsen der disse grenser til hverandre. Flere små industriområder kan slås sammen til større flater der dette er naturlig. Åpninger i industriområder som er klassifisert som åpent område beholdes dersom de er større enn 10 000 m <sup>2</sup> .
	Lufthavn	Land- eller sjøområde (med bygninger, installasjoner og utstyr) som helt eller delvis brukes for luftfartøyers avgang, landing og annen manøvrering på bakken. For praktiske formål kan flyplassgjerdet benyttes som avgrensning av dette arealet, offentlig eller privat avgang- eller landingsplass for fly.	Alle flyplasser i henhold til definisjonen vises med avgrensningslinjer for rullebane, taksebane og oppstillingsplass.
	Park	Grøntområde i by- eller tettbygd område, opparbeidet og vedlikeholdt med plenareal, beplantninger, vannpartier og lignende.	Områder større enn 2 000 m <sup>2</sup> og bredere enn 30 m tas med. Parker kan bl.a. inneholde plener, blomsterbed, gangveier, dammer, lekestativer, skulpturer og sitteplasser.
	Sport idrett plass	Område hvor det utøves sport og idrett.	Idrettsplass større enn 2 000 m <sup>2</sup> og bredere enn 30 m tas med. Motorsportsanlegg som bærer preg av å være en bilveg legges av som privat veg.
	Steinbrudd	Område for steinbrudd. Dagbrudd for uttak av malm, skifer, sand, grus, pukk eller liknende.	Steinbrudd og grustak større enn 2 000 m <sup>2</sup> og bredere enn 30 m tas med.
	Tett bebyggelse	Sammenhengende bebygd område (overveiende boligbebyggelse) hvor husene i hovedsak ligger tettere enn 50 meter.	Tettbebyggelse som er større enn 10 000 m <sup>2</sup> og bredere enn 50 m tas med. I tettbebyggelse inngår bymessig bebyggelse som er mindre enn 5 000 m <sup>2</sup> og Industriområder mindre enn 15 000 m <sup>2</sup> . Minstemålet for tettbebyggelse kan fravikes der dette anses som viktig. Åpninger i tettbebyggelse som ikke er klassifisert beholdes dersom de er større enn 4 000 m <sup>2</sup> og bredere enn 50 m.

## 4.1 Beregning av areal for de forskjellige havområdene

Areal for havområdene ble beregnet på grunnlag av N1000 kystkontur (2009) og datasettet ABAS Sjøgrenser for Norge med biland (2009). Årsaken til at N1000 kystkontur ble valgt som utgangspunkt er at arealberegningene ikke lot seg gjennomføre for hele landets havareal med bruk av N50 eller N250 kystkontur på grunn av for store datamengder.

- N1000 hav ble delt inn i indre og ytre havområder etter følgende definisjon: Indre havområde: Områder fra kystkontur (N1000) til og med 1 nautisk mil utenfor grunnlinjen
- Ytre havområde: Områder fra indre havområder og ut til 199 nm.

Beregning av arealet for havområdene Norskehavet, Nordsjøen, Barentshavet og Skagerak er basert på grove skjermdigitaliserte polygoner med avgrensning inntil 199 nautiske mil utenfor grunnlinjen.

Tabell med kommunevise resultater for indre og ytre havområder er gitt i vedlegg 1.

**Tabell 4.2** Resultater for de ulike havområdene Norskehavet, Nordsjøen, Barentshavet og Skagerak (definert som områder inntil 199 nautiske mil utenfor grunnlinja).

Havområder	Areal
Norskehavet	316713.69
Nordsjøen	142283.92
Barentshavet	255922.11
Skagerak	5213.12

## 4.2 Beregning av areal for fjell og åpent lavland

### 4.2.1 Bakgrunn / innledning

Fjell og åpent lavland omfatter de skogfrie arealene utenfor skog, vann, myr og ikke tresatte kultur- / kunstmarker. Mens fjell i denne sammenheng representerer de åpne arealene ovenfor skoggrensen (alpin og (sør-)arktisk vegetasjonssone etter Moen (1998: 96)), er det som her kalles åpent lavland hovedsakelig semi-naturlig slåtte- og beitemark nedenfor skoggrensen. Så er hovedgruppen fjell naturligvis skogfri. Derimot ville åpent lavland i de fleste tilfeller gro igjen uten menneskelig påvirkning. Det vil si at disse to hovedgruppene deles av skoggrensen. Til nå fantes ingen landsdekkende kartdata som inneholder skoggrensen og som kunne brukes til å skille disse to hovedgruppene. For beregning av areal for fjell og åpent lavland var det derfor nødvendig å identifisere skoggrensen i et første trinn, og dele de åpne arealene i de to gruppene fjell og åpent lavland etterpå, basert på denne skoggrensen.

Utfordringen i å identifisere skoggrensen er å håndtere alle faktorene som påvirker skoggrensens høyde. Skoggrensen er preget både av viktige primære klimatiske gradienter (nord-syd gradient, kontinentalitetsgradient og høydegradient) og av regionale eller lokale faktorer som topografiske forhold (helning og eksposisjon), jordbunnsforhold og kulturpåvirkning (Moen 1998: 113). Høyden av den klimatiske skoggrensen varierer mellom 0 m o.h. i Finnmark og 1200-1300 m o.h. i sør (l.c.). Regionalt eller lokalt går for eksempel skogen i sørvendte lier vesentlig høyere ( gjerne til 100 meter høyere) enn i nordvendte (l.c.), mens skogen også kan ligge lokalt betydelig lavere enn den klimatiske skoggrensen pga. bratt terreng, ras, for tynt jorddekke eller fattig og forvitringsbestandig geologi (l.c., Larsson 2004: 32). I tillegg til disse naturlige faktorene kan den aktuelle (empiriske) skoggrensen som vi ser i dag, ha blitt presset nedover pga. seterdrift, rydding, beiting, slått og hogst, anlegg eller skogbrann (Larsson 2004: 32). Det betyr at den empiriske skoggrensen er en blanding av naturlige og antropogene faktorer, og at "den nåværende posisjon og opptreden av den alpine tregrensa<sup>1</sup> skyldes en kompleks samvirkning av tidligere og nåværende klimaforhold, naturlige

<sup>1</sup> Verken internasjonalt eller i Norge finnes det noen samstemt definisjon av tre- og skoggrensen (Larsson 2004: 22). Her brukes ellers bare begrepet skoggrensen.

forstyrrelser, og menneskelig arealbruk” (l.c.). Fordi det ”finnes knapt noe større, sammenhengende areal som ikke har vært utnyttet av mennesker på en eller annen måte” (l.c.) finnes heller ingen entydig eller skarp grense mellom de to gruppene fjell og åpent lavland. Dermed er modellen samt de resulterende arealtallene underlagt en god del usikkerheter.

For å få et (i størst mulig grad) ”arealriktig” kart og dermed et meningsfylt arealtall for fjell og åpent lavland bør det brukes en skoggrense som tar hensyn både til de store gradientene i skoggrensen og til lokale faktorer. Det finnes store lokale variasjoner i mange deler av landet (se Moen 1998: 96). Det vil si at analysen bør samtidig

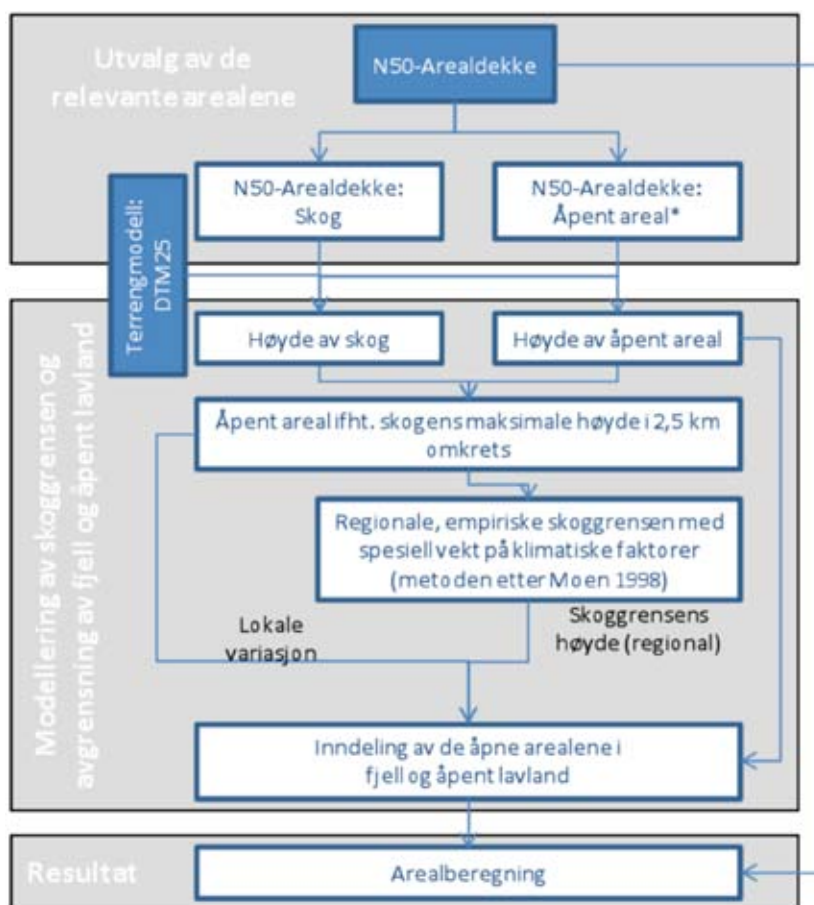
- regne arealer hvor skoggrensen er trykt nedover pga. lokal (-klimatisk) faktorer til fjell-areale, og

- likevel skille skog-land-overganger som danner (den empiriske) skoggrensen (overgang til alpine eller arktiske miljøer) fra for eksempel skog-hei-overganger i lavland

#### 4.2.2 Data og metoder

Både arealberegning og identifisering av den empiriske skoggrensen for å skille fjell fra lavland er fullstendig basert på data fra Statens kartverk (N50 Kartdata<sup>2</sup> og DTM 25<sup>3</sup>). N50 Kartdata ble valgt fordi den er landsdekkende med høyeste presisjon og ajourholdes kontinuerlig (Statens kartverk 2009a). Analysen består av tre steg (se også figuren):

1. seleksjon av de relevante arealene,
2. modellering av skoggrensen
3. arealberegning



Figur 4.1 Fremgangsmåte.

<sup>2</sup> N50 Kartdata (Arealdekke og administrative grenser): Kartdata tilpasset målestokkområdet 1:25000 til 1:100000. Produktet har et innhold som tilsvarer kartserien Norge 1:50 000 med unntak av bathymetri(dybdere). N50 Kartdata skal dekke fastlands-Norge og er begrenset av riksgrensen mot nabolandene og territorialgrensen i havet. Produktet er kartografisk redigert med tanke på presentasjon i målestokk 1:50 000 (Statens kartverk 2009a).

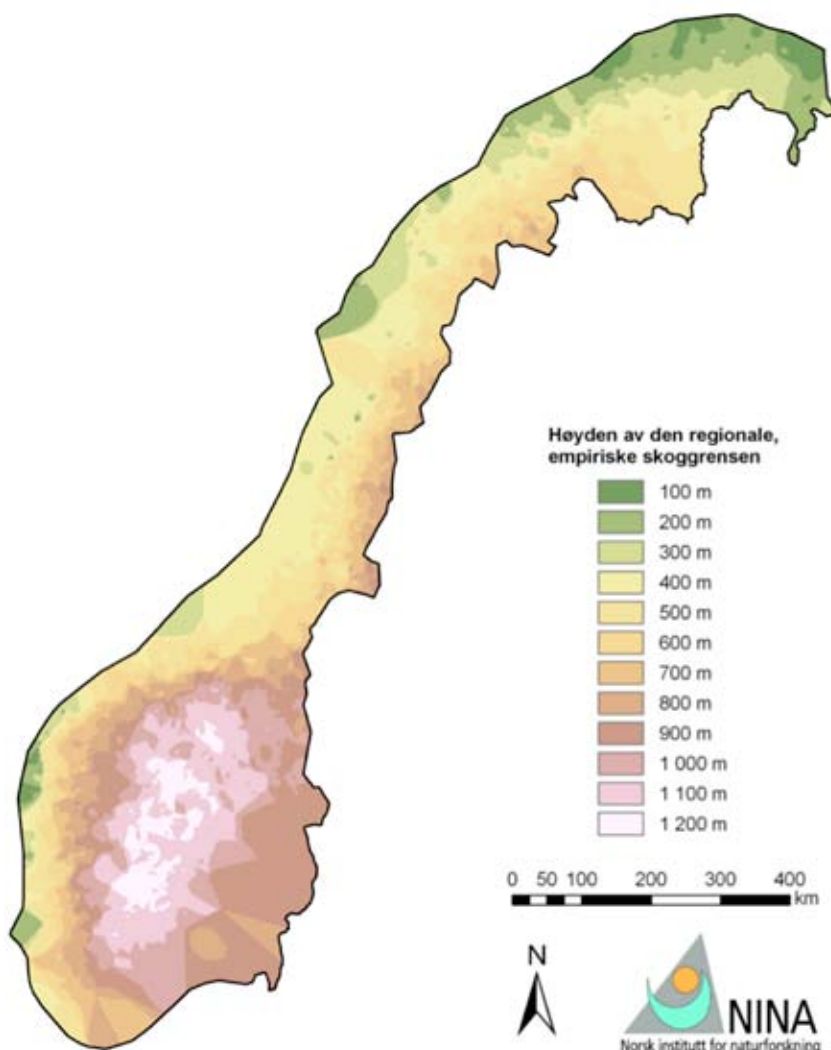
<sup>3</sup> DTM 25: Digital terrengmodell med høyder i et rutenett på 25 x 25 meter. Laget primært på grunnlag av høydeinformasjon fra N50 kartdata (Statens kartverk 2009b), hvor ekvidistansen er 20 m.

I et første trinn ble skog og de såkalte objekttypene som danner de åpne arealene fra N50 arealdekke dataene selektert. Disse objekttypene er: Alpinbakke, Steintipp og ÅpentOmråde. Etterpå ble dataene konvertert til rasterformat med 25 m oppløsning (slik at det passer til terrengmodellen). I neste trinn ble høyden av skog og åpent areal bestemt ved at de N50-arealdekke-rasterne ble lagt over terrengmodellen.

For å finne både en "lokal, empirisk skoggrense" og en "regional, empirisk skoggrense med spesiell vekt på klimatiske faktorer" ble i første omgang høyden av de åpne arealene satt i relasjon til den maksimale høyden av skog i 2,5 km omkrets. Det resulterende kartet viser hvor mye høyere eller lavere de åpne arealene ligger i forhold til høyestliggende skog innen dette arealet (en sirkel med 2,5 km radius  $\approx$  20 km<sup>2</sup> areal).

Denne informasjonen ble brukt for å modellere den regionale, empiriske skoggrensen med spesiell vekt på klimatiske faktorer, basert på metoden etter Moen (1998: 113ff). Moen (l.c.) definerte skoggrensen "som en linje trukket mellom de øvre/nordlige skogbestandene. Som skoggrense ble derfor først rastercellene langs overgangen fra de øvre/nordlige skogbestandene til de tilstøtende, høyerliggende åpne arealene selektert. Disse cellene ble filtrert videre, etter kriteriene Moen (l.c.) brukte. Det vil si, at bare sånne celler gikk inn i modellen av skoggrensen,

- der høyeste punkt i de åpne områdene går mer enn 100 meter høyere enn skogsgrensen, fordi "i områder med lave fjell ligger den aktuelle skoggrensen vanligvis langt under den klimatiske skogsgrensen" (l.c.).



Figur 4.2 Regionale, empiriske skoggrense med spesiell vekt på klimatiske faktorer (basert på metoden etter Moen (1998: 113ff)).

- der terrenget er flatt eller svakt hellende mot sør og vest (l.c.), for å ekskludere/reducere topografiske faktorer i skoggrensen<sup>4</sup>.
- som ligger opp til 100 m lavere enn den maksimale høyden av skog i 2,5 km omkrets, for å unngå ekstremer pga. svært gunstige eller ugunstige vekstforhold (se l.c.).

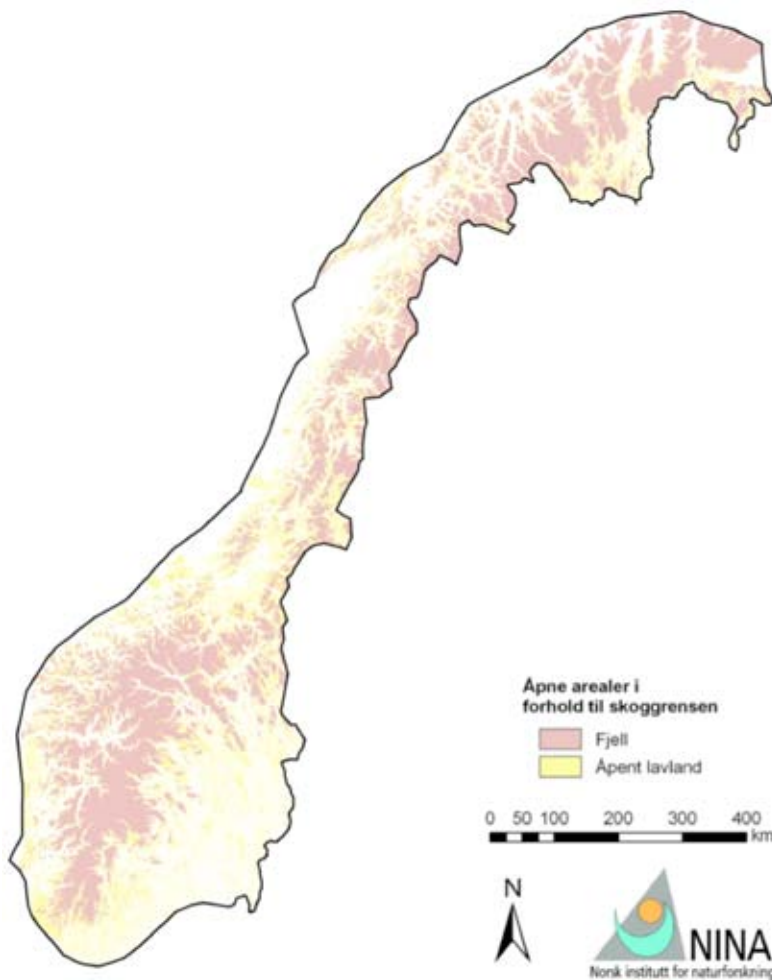
I tillegg til Moen (l.c.) sine kriterier har bare de åpne arealene med mer en 100 ha (1 km<sup>2</sup>) ingått i modelleringen av skoggrensen. Fordi åpent areal i lavlandet ofte består av mange småarealer (de fleste gangene mindre enn 5 ha, sjelden større enn 50 ha, for eksempel på små, nesten skogfrie øyer) mens åpent areal i de høyere liggende strøk utgjøres sjelden av slike småarealer.

For rastercellene som oppfyller alle disse kravene ble deres høyde beregnet. Derne ble høyden av

disse rastercellene interpolert til et landsdekkende kart, som anses som den "regionale, empiriske skoggrensen med spesiell vekt på klimatiske faktorer". Denne skoggrensen vises i det påfølgende kartet.

For å ta med også de fjell områdene på nordvendte liene ble til slutt alle åpne areal som lå opp til 150 m lavere enn den regionale skoggrensen og opp til 150 m lavere enn skogen i 2,5 km omkrets klassifisert som fjell, alle andre som lavland. Det påfølgende kartet viser fordelingen av arealene med fjell og åpent lavland i Norge.

For å unngå arealfeil / usikkerheter pga. konverteringen fra vektor- til rasterformat ble polygonene fra N50 kartdata klippet ut av fjellarealene etter at rasterfilen med fjell og lavland ble konvertert til vektorformat. Arealene ble beregnet for polygonene fra N50 kartdata og oppsummert for hver kommune.



Figur 4.3 Arealer med fjell og åpent lavland i Norge.

<sup>4</sup> Ved å ekskludere sterkt hellende terreng reduseres også unøyaktigheter i terrenngmodellen samt i konverteringen av N50 datane til rasterformat.

### 4.2.3 Resultater

De resulterende arealtallene på fylkesnivå er angitt i tabellen, mens tallene for kommunene finnes i vedlegg 2.

Tabell 4.3 Arealer av de ulike kategorier i hvert fylke.

Fylke	Åpne arealer (km <sup>2</sup> )	Fjell (km <sup>2</sup> )	Åpent lavland (km <sup>2</sup> )
Østfold	162,12	0,00	162,12
Akershus	138,99	0,00	138,99
Oslo	52,76	0,00	52,76
Hedmark	5709,43	4594,57	1114,85
Oppland	11028,29	9610,64	1417,65
Buskerud	4402,02	3807,18	594,84
Vestfold	92,63	0,00	92,63
Telemark	4273,88	3304,94	968,95
Aust-Agder	2291,03	1740,56	550,47
Vest-Agder	2400,98	1590,18	810,80
Rogaland	5276,66	3073,36	2203,30
Hordaland	9168,56	7189,85	1978,71
Sogn og Fjordane	11223,15	9023,51	2199,64
Møre og Romsdal	8165,35	6005,05	2160,30
Sør-Trøndelag	7607,53	5436,00	2171,52
Nord-Trøndelag	7985,50	5729,19	2256,32
Nordland	22057,04	17052,39	5004,66
Troms	16114,11	14185,70	1928,40
Finnmark	29706,21	26403,92	3302,29

## 4.3 Inndeling av fjellarealene i lav-, mellom- og høyalpin vegetasjonssone

### 4.3.1 Bakgrunn / innledning

For å kunne skille viktige habitater i fjellet, ble fjellområdene inndelt videre i lav-, mellom- og høyalpin sone.

### 4.3.2 Data og metoder

Inndelingen ble gjennomført basert på skoggrensen som ble modellert for å skille lavland og fjell. Basert på dataene oppgitt i vegetasjonsatlasen til Moen (1998: 92f) ble det analysert hvordan de øvre grensene for den lav- og mellomalpine sonen korrelerer med skoggrensens høyde. Basert på de 14 datapunktene fra Moen (l.c.) ble det beregnet en lineær regressionsfunksjon for begge sonene (se figur 4.4).

Denne funksjonen for den øvre grensen for den lavalpine sonen (y) ifht. skoggrensens høyde (x) er:

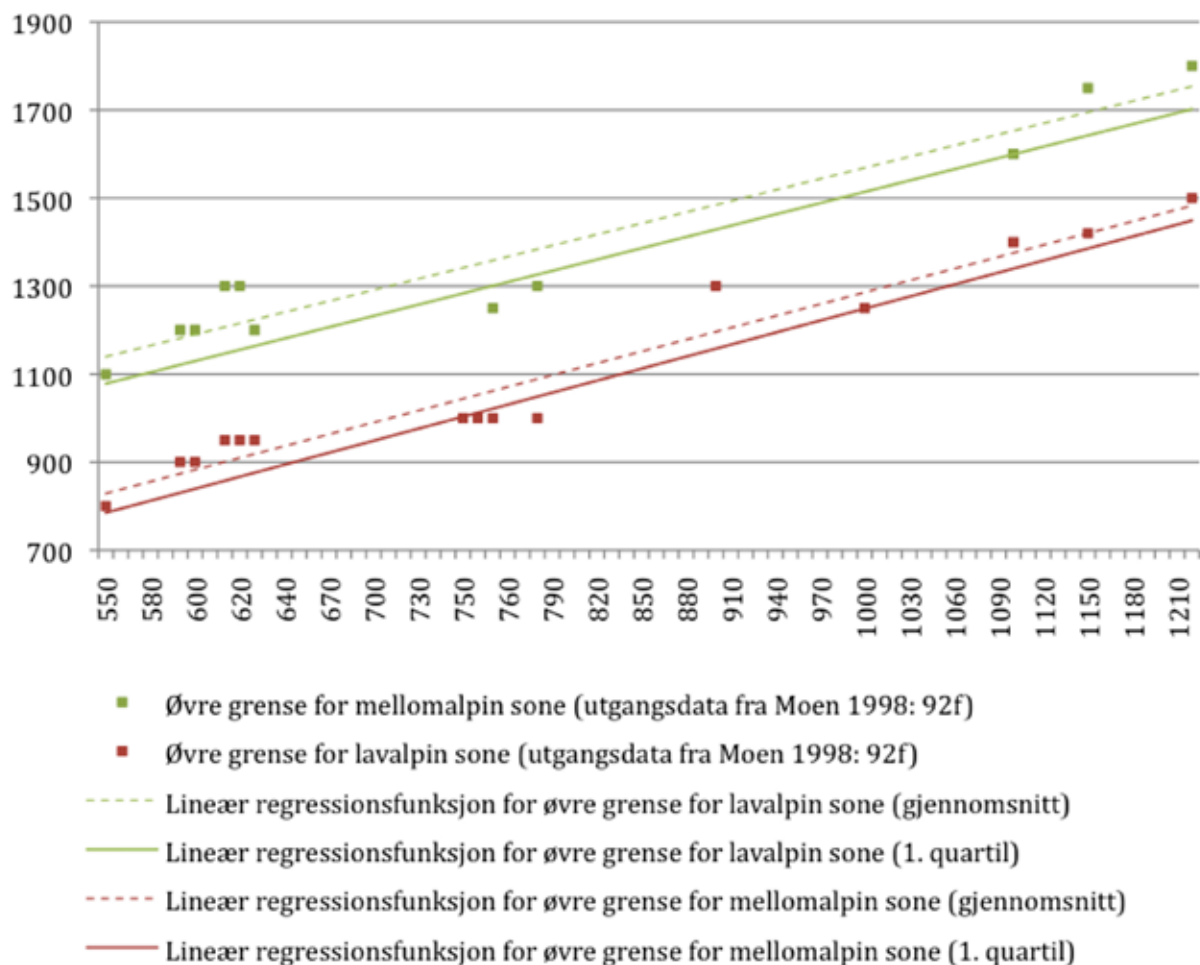
$$Y=0,989 \times X+294 \text{ med } R^2 = 0,955$$

Funksjonen for den øvre grensen for den mellomalpine sonen (y) ifht. skoggrensens høyde (x) er:

$$Y=0,929 \times X+634 \text{ med } R^2 = 0,929$$

For å håndtere usikkerheten i dataene (i tillegg til at fjellarealene i de nordlig eksponerte liene ofte ligger lavere enn skoggrensen), ble høydene av de øvre grensene for den lav- og mellomalpine sonen redusert med 1. kvartil (omtrent 50 m lavere enn gjennomsnitt). De resulterende funksjonene er  $Y=0,989 \times X+258$  for den øvre grensen for lavalpin sone (y) og  $Y=0,929 \times X+584$  for den øvre grensen for mellomalpin sone (y) ifht. skoggrensens høyde (x).





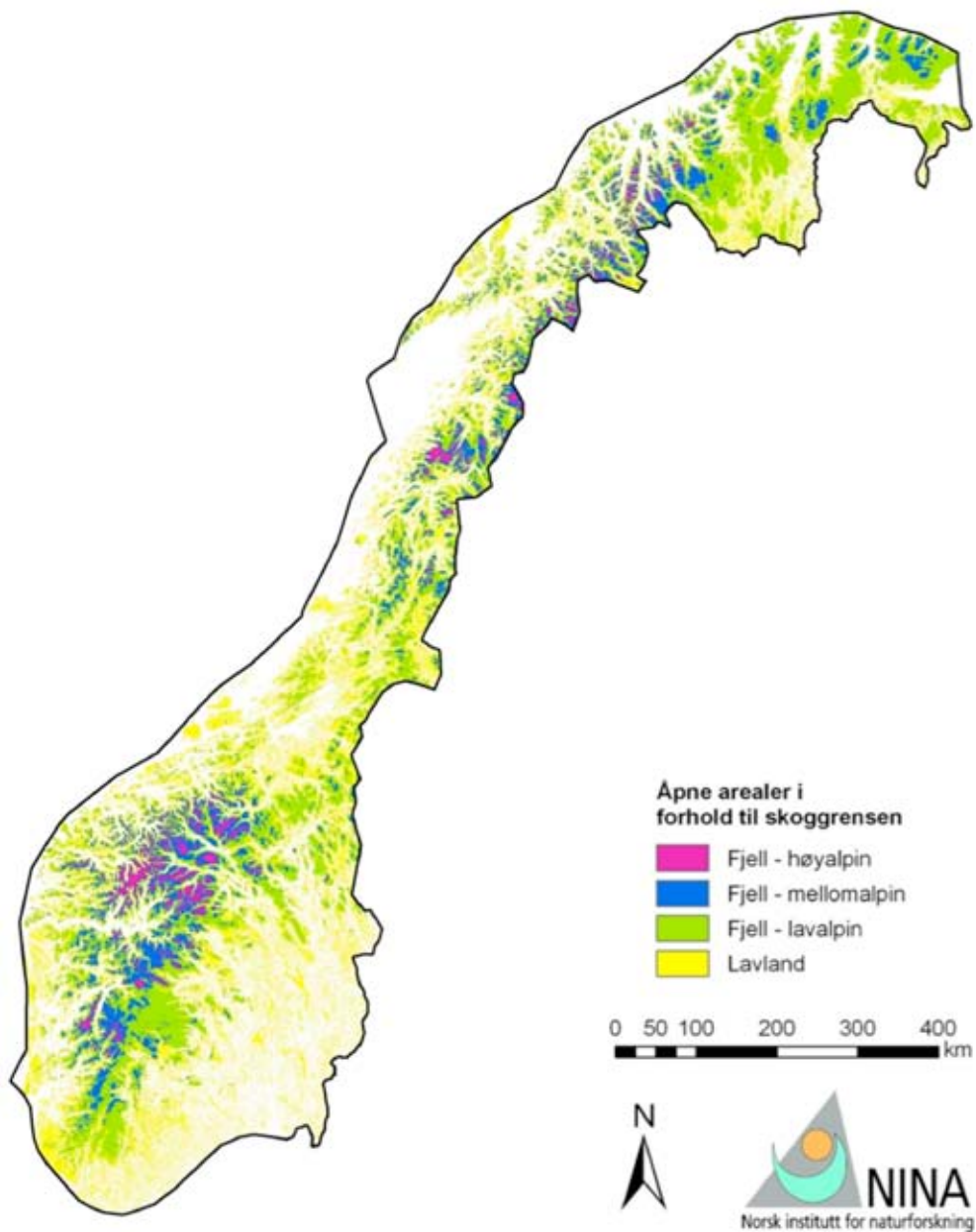
Figur 4.4 Øvre grensene av den lav- og mellomalpine sonen ifht. til skoggrensens høyde (basert på Moen (1998: 92f)).

Basert på disse to funksjonene ble det ut fra den modellerte skoggrensen generert et landsdekkende kart med den øvre grensen for lavalpin sone og et kart med den øvre grensen for mellomalpin sone. Åpne arealer i fjellet som er høyere enn den øvre grensen for mellomalpin sone, ble klassifisert som høyalpin, høyere enn den øvre grensen for lavalpin sone ble klassifisert som mellomalpin. Alle andre fjellområder regnes som lavalpin. Den påfølgende figuren viser fordelingen av de alpine arealene i Norge.

Akkurat som i arealberegningen for fjell og lavland ble polygonene fra N50 kartdata klippet ut av fjellarealene etter at rasterfilen med de lav-, mellom- og høyalpine sonene ble konvertert til vektorformat. Arealene ble beregnet for polygonene fra N50 kartdata og oppsummert for hver kommune.

#### 4.3.3 Resultater

De resulterende arealtallene på fylkesnivå er angitt i tabell 4.4, mens tallene for kommunene finnes i vedlegg.



Figur 4.2 Regionale, empiriske skoggrense med spesiell vekt på klimatiske faktorer (basert på metoden etter Moen (1998: 113ff)).

Tabell 4.4 Arealer av de ulike fjellkategorier i hvert fylke.

Fylke	Åpent lavalpint areal (km <sup>2</sup> )	Åpent mellomalpint areal (km <sup>2</sup> )	Åpent høyalpint areal (km <sup>2</sup> )
Østfold	0,00	0,00	0,00
Akershus	0,00	0,00	0,00
Oslo	0,00	0,00	0,00
Hedmark	4187,20	371,67	35,70
Oppland	4939,40	3216,18	1455,05
Buskerud	3001,10	615,29	190,79
Vestfold	0,00	0,00	0,00
Telemark	2730,55	565,60	8,79
Aust-Agder	1506,88	233,68	0,00
Vest-Agder	1490,72	99,46	0,00
Rogaland	2185,47	826,11	61,79
Hordaland	4089,01	2830,22	270,62
Sogn og Fjordane	4962,58	3303,21	757,72
Møre og Romsdal	3465,13	1908,21	631,72
Sør-Trøndelag	4421,78	889,93	124,29
Nord-Trøndelag	5139,80	581,99	7,40
Nordland	10843,96	5247,40	961,02
Troms	8228,53	4789,18	1168,00
Finnmark	22702,65	3595,16	106,12

## Referanser

Larsson, J.Y. 2004. Skoggrensa i Norge – indikator på endringer i klima og arealbruk?. - NIJOS dokument 03/2004. [http://www.skogoglandskap.no/filearchive/Dokument\\_03\\_04.pdf](http://www.skogoglandskap.no/filearchive/Dokument_03_04.pdf).

Moen, A. 1998. Nasjonalatlas for Norge: Vegetasjon. - Statens kartverk, Hønefoss.

Statens kartverk 2008: Arealstatistikk 2008, Norge, pr. kommune. <http://www.statkart.no/?module=Files;action=File.getFile;ID=34221>

Statens kartverk 2009a: N50 Kartdata - Vektordata til bruk i målestokk 1:25 000 til 1:100 000. <http://www.statkart.no/?module=Articles;action=ArticleFolder.publicOpenFolder;ID=5674>

Statens kartverk 2009b: Terrengmodell - Landsdekkende digital terrengmodell i 25 eller 50 meters rutenett. [http://www.statkart.no/nor/Land/Kart\\_og\\_produkter/Terrengmodell/](http://www.statkart.no/nor/Land/Kart_og_produkter/Terrengmodell/)

# 5 Indikatorer i landmiljø

Indikatorerne er valgt ut i fra kriteriene beskrevet i kapittel 2. Enkelte indikatorer er representert i flere hovedgrupper av natursystemer. Disse indikatorerne vil bidra til naturindeksen i alle disse natursystemene med en vekt som tilsvarer hvor viktige dette natursystemet er for dem, for eksempel har smågnagere med en vekt på 0,25 i skog og 0,75 i fjell. For detaljer på metoden, se Certain & Skarpaas (2010).

## 5.1 Fugl

Forfattere: Jan Ove Gjershaug, Svein Håkon Lorentsen, Hans Christian Pedersen, Torgeir Nygård, Karl-Birger Strann (alle NINA), Per Gustav Thingstad (NTNU), Magne Husby (HiNT) og Svein Dale (UMB)

### 5.1.1 Valg av indikatorarter

Det ble valgt et sett av indikatorarter for de syv hovedgruppene av natursystemer: åpent lavland (13 arter), ferskvann (11 arter), fjell (14 arter), kyst bunn (6 arter), kyst pelagisk (4 arter), myr, kilde og flommark (15 arter) og skog (19 arter), totalt 63 arter. Ved valg av arter har vi brukt kriteriene:

1. Representere naturtypen, dvs. i hovedtrekk være knyttet til natursystemhovedgruppen (habitat-spesialister), men flere av de valgte artene forekommer i flere naturtyper.
2. Representere vanlige og sjeldne arter, inkludert rødlistearter.
3. Være komplementære i forhold til påvirkninger, dvs. være følsomme for ulike typer påvirkning og til sammen dekke de viktigste hovedtypene av påvirkning.
4. Være geografisk representative, dvs. dekke alle deler av Norge. Videre ble det forsøkt å unngå å inkludere langtrekkende arter der bestandsendringer i stor grad avspeiler naturforholdene i overvintringsområdene.
5. Fortrinnsvis si noe om vesentlige økologiske prosesser og funksjoner (nøkkelarter).
6. Nær trua (NT) arter er spesielt interessant å følge utviklingen av over tid.
7. Arter som trolig blir vurdert som ansvarsarter var ønsket inkludert i naturindeksen.
8. I valget mellom to ellers like arter, har vi valgt den det er best kunnskap om.

Følgende arter ble valgt ut:

**Fjell;** bergand, boltit, fjæreplytt, fjellerke, fjellrype, fjellvåk, havelle, heilo, heipiplerke, jaktfalk, lappspurv, snøspurv, steinskvett

**Myr, kilde og flommark;** brushane, dobbeltbekkasin, enkeltbekkasin, fjellmyrløper, gluttsnipe, grønnsilk, gulerle, lappspove, myrsnipe, rødstilk, sivsanger, sivspurv, småspove, svømmesnipe, trane

**Ferskvann;** fiskemåke, fiskeørn, fossefall, horn-dykker, sangsvane, smålom, sothøne, stokkand, storlom, strandsnipe, toppand

**Skog;** duetrost, dvergspett, furukorsnebb, grankorsnebb, granmeis, gransanger, gulsanger, hønsehauk, storfugl, jerpe, kongeørn, lausvanger, lirype, munk, måltrost, svarthvit fluesnapper, toppmeis, tretåspett

**Åpent lavland;** gråspurv, gulspurv, havørn, hubro, lappiplerke, sandsvale, sanglerke, skjære, skjærpiplerke, storspove, stær, vandrefalk, vipe

**Kyst pelagisk pelagisk og bunn;** alke, fiskemåke, gråmåke, gulnebbblom, havhest, havsule, krykkje, lomvi, lunde, makrellterne, polarlomvi, rødnebbterne, siland, sildemåke ssp fuscus, sildemåke ssp intermedius, storjo, storskarv ssp carbo, storskarv ssp sinensis, svartbak, toppskarv, sjøorre, stellerand, svartand, teist, ærfugl

### 5.1.2 Beregning av referansetilstand og indikatorverdier

Referanseverdien ble for alle arter satt til 100. Dette er en hypotetisk verdi for en situasjon hvor det er minimal menneskelig påvirkning på de samme arealene som i dag. For skog tenker vi oss at hogstflater og plantet skog er erstattet med gammel naturskog. For kulturlandskap (åpen mark i lavlandet) tenker vi oss en tradisjonell tilstand i "god hevd", preget av beiting, utmarksslått, lyngbrenning og lauving.

Vi har vurdert bestandsstørrelsen for indikatorartene i 1990, 2000 og 2010 i forhold til den hypotetiske referanseverdien. Dersom vi mener bestanden i 2010 er halvparten av hva den ville ha vært i en natur uten kraftige menneskelige forstyrrelser (referansetilstand), settes indikatorverdien til 50. Ved beregninger tilbake til 2000 og 1990 har vi basert oss på en helhetsvurdering av ulike kilder som nevnt nedenfor.

**Metode for beregning av referanseverdi og bestandsstørrelsen for lirype, fjellrype og storfugl.**



Orrhane (*Tetrao tetrix*). Foto: Femund Naturfoto

### Referanseverdier

For beregning av referanseverdier ble det tatt utgangspunkt i i gjennomsnittlig hekketetthet og kyllingproduksjon i Norge (lirype og fjellrype), Alpene, Skottland og Nord-Amerika (fjellrype). For å beregne antallet liryper og fjellryper i referansetilstanden i Norge, ble det tatt utgangspunkt i tilgjengelig habitat for artene multiplisert med hekketettheten nevnt over.

Egnet habitat for storfugl ble beregnet ut i fra areal av vegetasjonsklasse 1,2 og 3; lirype ut i fra areal av vegetasjonsklasse 6,7,8, for Finnmark også veg. klasse 5 (hentet fra Johansen et al. 2009 (NORUT Rapport 2/2009). I tillegg inngår egnet habitat for lirype også lavalpin sone. Arealet av lavalpinsone ble beregnet på grunnlag informasjon i Moen, A. 1998. Nasjonalatlas for Norge: Vegetasjon. - Statens kartverk, Hønefoss. Tellende fjellrypehabitat ble beregnet som; areal i mellomalpin sone + 50 % av areal i lavalpin sone, (pga overlapp mellom fjell- og lirype i denne øvre regionen).

Referanseverdi for lirype- og fjellrypebestand tok utgangspunkt i gjennomsnittlig hekketetthet og kyllingproduksjon i Norge (lirype og fjellrype), Alpene, Skottland og Nord-Amerika (fjellrype).

Referanseverdien for vårbestand av fjellrype ble derfor beregnet som: vårbestand = areal av fjellrypehabitat ( $\text{km}^2$ ) x 8 ryper/ $\text{km}^2$ .

Referanseverdien for vårbestand av lirype ble beregnet som: vårbestand = areal av lirypehabitat ( $\text{km}^2$ ) x 12 ryper/ $\text{km}^2$ .

Jaktstatistikken som er brukt for å beregne bestander av de forskjellige arter av skogshøns reflekterer høstbestanden. Det er derfor nødvendig å omregne referanseverdiene for vårbestand til høstbestand. Dette ble gjort på følgende måte:

For fjellrype; Høstbestanden = vårbestand + vårbestand/2 x kyllingproduksjon (3 kyllinger/høne).

Nedre og øvre bestandsstørrelse ble beregnet på bakgrunn av følgende parametre: Vårtetthet nedre = 2 ryper/ $\text{km}^2$ , vårtetthet øvre = 12 ryper/

km<sup>2</sup>, kyllingproduksjon nedre = 0,5 kyllinger/høne, kyllingproduksjon øvre = 6,0 kyllinger/høne.

Nedre høstbestand ble beregnet ved å kombinere nedre vårtetthet og nedre kyllingproduksjon, mens øvre høstbestand kombinerer øvre vårtetthet og øvre kyllingproduksjon.

For lirype; Høstbestanden = vårbestand + vårbestand/2 x kyllingproduksjon (4 kyllinger/høne)

Nedre og øvre bestandsstørrelse ble beregnet på bakgrunn av følgende parametre: Vårtetthet nedre = 2 ryper/km<sup>2</sup>, vårtetthet øvre = 20 ryper/km<sup>2</sup>, kyllingproduksjon nedre = 0,5 kyllinger/høne, kyllingproduksjon øvre = 9,0 kyllinger/høne.

Nedre og øvre høstbestand av lirype ble beregnet på samme måte som beskrevet for fjellrype ovenfor.

Referansebestand av storfugl tok utgangspunkt i kunnskap om tetthet av storfugl i uberørt barskog i Russland (Wegge & Hjeljord, pers. med.). Høstbestanden ble beregnet som; areal storfuglhabitat x 10 storfugl/km<sup>2</sup>. For storfugl ble nedre og øvre bestand beregnet med bakgrunn i følgende parametre: areal x høsttetthet nedre = 5 fugler/km<sup>2</sup>, høsttetthet øvre = 20 fugler/km<sup>2</sup>.

#### **Bestandsstørrelse**

Bestandsstørrelsen ble beregnet ut i fra jaktstatistikk for storfugl, lirype og fjellrype fra 1971/72 til d.d. Vi tok som utgangspunkt at 5 % av storfuglbestanden ble skutt fram t.o.m. 1990, mens det etter 1990 blir skutt 8 %. I den første perioden ble nedre og øvre bestand beregnet på grunnlag av at uttaket var hhv 10 % og 2 %. I den andre perioden ble det samme beregnet med utgangspunkt i at uttaket var hhv 12 % og 4 %.

For lirype og fjellrype bruker vi 5 % avskyting i 1950, 10 % avskyting av høstbestanden fram t.o.m. 1990. Etter 1990 ble bestanden beregnet på grunnlag av 15 % uttak for lirype, men fortsatt 10 % for fjellrype. I 1950 (dvs 1970) ble nedre og øvre bestand beregnet på grunnlag av at uttaket var hhv 8 % og 2 %. I resten av materialet ble fjellrypebestanden beregnet med utgangspunkt i at uttaket var hhv 15 % (nedre bestand) og 5 % (øvre bestand). Det samme ble brukt for lirype fram t.o.m. 1990. Etter 1990 ble lirypebestanden beregnet på grunnlag av at uttaket var hhv 20 % (nedre bestand) og 10 % (øvre bestand).

Fordi bestandene av skogshøns kan variere svært mye fra år til år, har vi ikke benyttet jaktstatistikk kun for det enkelte år 1950, 1990, 2000 og 2010. Som

beregningsgrunnlag for 1950 har vi benyttet gjennomsnittet for jakt sesongene 1971/72-1973/74. Tilsvarende har vi brukt gjennomsnittet for jakt sesongene 1989/90-1991/92 og 1999/00-2001/02 for å beregne bestandene i hhv 1990 og 2000. For beregning av bestanden i 2010 har vi benyttet gjennomsnitt for sesongene 2007/08-2008/09 fordi statistikk for sesongen 2009/10 ennå ikke foreligger.

#### **Referanseverdi og indikatorverdi for sjøfugl**

For sjøfugl er også referanseverdien satt til 100, og den representerer tilstanden da bestandsovervåkingen startet (rundt 1980 for de fleste artene). Indikatorverdiene for sjøfugler er beregnet som gjennomsnittlig bestandsendring (prosent) i perioden fra 2 år før til 2 år etter det aktuelle årstallet, dvs en bestandsendring > 100 representerer en vekst i bestanden mens en bestandsendring < 100 representerer en tilbakegang. Denne tilnærmingen er benyttet for sjøfugler da man ikke er i stand til å vurdere en hypotetisk referanseverdi for et havsystem med minimal menneskelig påvirkning.

### **5.1.3 Hovedkilder til kunnskap og data**

Bestandsutvikling er basert på en helhetsvurdering av trender i to norske fugletakseringsprosjekter; Norsk Hekkefugltaksering (Husby & Stueflotten 2009) og småfugltakseringer i Terrestrisk naturovervåking, som har data fra 200 punkter i 7 områder (Dividalen, Børgefjell, Åmotsdalen, Gutulia, Møsvatn, Lund og Solhomfjell (Kålås 1991, upubliserte data). For sjøfuglene er det brukt resultater fra Det nasjonale overvåkingsprogrammet for sjøfugl (Loretsen & Christensen-Dalsgaard 2009). For hønsefuglene er det brukt jaktstatistikk (Statistisk sentralbyrå 2009). I tillegg er trender fra våre naboland brukt sammen med annen informasjon der det har vært naturlig (Ottvall et al. 2008, PECBMS 2009).

For havørn har en brukt kilder som Willgoths (1961) og Folkestad (2003). For hønsehauk har en i hovedsak brukt en landsomfattende kartlegging i NOF-regi (Grønlien 2004), nyere kunnskap og diskusjoner med kolleger.

### **5.1.4 Vurdering av geografisk representativitet**

Med unntak av for sjøfugl og enkelte rovfugler har man ikke vært i stand til å gi ulike vurderinger av trender i de ulike landsdelene. For de fleste arter er usikkerheten i estimatene så store at det trolig overgår eventuelle geografiske forskjeller.

## Referanser

Folkestad, A.O. 2003. Status of the white-tailed sea eagle in Norway. I Helander, B., Marquiss, M. & Bowerman, W. W., red. Sea Eagle. 2000. Swedish society for nature conservation, Stockholm. s. 51-55.

Grønlien, H. 2004. Hønehauken i Norge. Bestandens status og utvikling siste 150 år. NOF rapportserie (5-2004): Norsk Ornitologisk Forening, Trondheim.

Husby, M. & Stueflotten, S. 2009. Norsk Hekkefugl-taksering – bestandsutvikling i HFT-områdene for 57 arter 1995-2008.

Johansen, B., Aarrestad, P.A. & Øien, D. I. 2009. Vegetasjonskart for Norge basert på satellittdata. Delprosjekt 1: Klasseinndeling og beskrivelse av utskilte vegetasjonstyper. NORUT Rapport 3/2009. 34 s. ([http://www.itek.norut.no/content/download/4551004/9246892/file/Norut\\_rapport](http://www.itek.norut.no/content/download/4551004/9246892/file/Norut_rapport))

Kålås, J.A., Framstad, E., Fiske, P., Nygård, T. & Pedersen, H. C. 1991. Terrestrisk naturovervåking. Metodemanual, fauna. NINA Oppdragsmelding 24: 1-36.

Lorentsen, S.H. & Christensen-Dalsgaard, S. 2009. Det nasjonale overvåkingsprogrammet for sjøfugl. Resultater til og med hekkesesongen 2008. NINA Rapport 439. 53 s.

Moen, A. 1998. Nasjonalatlas for Norge: Vegetasjon. Statens kartverk, Hønefoss.

Ottvall, R., Edenius, L., Elmberg, J., Engström, H., Green, M., Holmqvist, N., Lindström, Å., Tjernberg, M. & Pärt, T. 2008. Populasjonstrender för fågelarter som häckar i Sverige. Naturvårdsverket Rapport 5813. 123 s.

PECBMS 2009. The state of Europe's common birds 2008. Pan-European Common Bird Monitoring Scheme (PECBMS). European Bird Census Council (<http://www.ebcc.info/index.php?ID=375>)

Willgohs, J.F. 1961. The white-tailed eagle *Haliaeetus albicilla* (Linné) in Norway. Årbok Univ. Bergen, Mat.-Nat. Ser. 12: 1-211.

## 5.2 Pattedyr

Forfattere: Nina E. Eide, Erling Solberg, Henrik Brøseth, Olav Strand & Erik Framstad (alle NINA)

### 5.2.1 Smågnagere

Måleenhet: Indikatoren bygger på relativt bestandsnivå ekstrapolert fra fangst pr 100 felledøgn av alle smågnagere i utvalgte studieområder, der selve indikatoren er gjennomsnittet av bestandstopper pr tiår.

Referansetilstand: Referansetilstanden bygger på forestillingen om at smågangerbestanden dynamikk og bestandsnivå er avhengig av et økosystem i all hovedsak styrt av naturlige prosesser, i et klima med minimal menneskeskapt påvirkning. I praksis er referansetilstanden en ekspertvurdering basert på en antagelse om at smågnagerdynamikken i perioden ca 1950-1980 var tilnærmet naturlig, i det man da stort sett hadde observasjoner av de forutsatte regelmessige bestandsfluktuasjonene. Slik sett er referansetilstanden omtrent identisk med tilstanden i 1950 (med mindre spesielle forhold kan antas å ha påvirket tilstanden i 1950 i noen områder).

Hovedøkosystem	Indikator	Latinsk navn
fjell	fjellrev	<i>Vulpes lagopus</i>
fjell	jerv	<i>Gulo gulo</i>
fjell	smågnagere	<i>Uspes.</i>
fjell	villrein	<i>Rangifer tarandus</i>
skog	brunbjørn	<i>Ursus arctos</i>
Skog	Elg	<i>Alces alces</i>
Skog	Gaupe	<i>Lynx lynx</i>
Skog	Hjort	<i>Cervus elaphus</i>
Skog	Rådyr	<i>Capreolus capreolus</i>
Skog	Ulv	<i>Canis lupus</i>

Tilstand 1950, 1990, 2000, 2010: Smågnagere har svært variable bestandsnivåer, i alpine og nord-boreale områder gjerne med 3-4 år mellom toppene. Smågnagerne har stor innflytelse på resten av økosystemet. En aktuell problemstilling er endringer i bestandstoppene de siste tiårene, der bestandsvingningene er observert å bli mer uregelmessige eller bortfaller helt og der bestandstoppene er blitt vesentlig lavere enn før (se Kausrud et al. 2008 og Framstad 2009). Indikatoren fokuserer derfor på eventuelle endringer i bestandstopper over en tiårsperiode (dekade), sentrert rundt de aktuelle årstallene (med data fra inntil 5 år under og over årstallet).

Vurderingene av bestandsnivåer er ekspertvurderinger med støtte i observasjonsdata fra 8 utvalgte studieområder i høyereliggende skog eller lavalpin sone fordelt fra sørvest til nord, supplert med annen informasjon om smågnagernes bestandsutvikling fra andre personers fangster i ulike deler av landet. Det er generelt dårlig dekning av tilgjengelige observasjonsdata fra Vestlandet og deler av Nord-Norge. Verdiene for fjellhabitat pr. fylke er basert på en kvalitativ ekstrapolering fra nærliggende studieområder, der det bl.a. er justert for evt. avvik i fangsteffektivitet og andre "unormale" forhold.

Bestandsnivået for 1950 er antatt å være tilnærmet som for referansetilstanden, dvs. med bestandsnivåer som observert i perioden ca 1950-1980. For 1990 foreligger ikke fulle observasjonsdata for første pentade (1985-1990) for alle studieområder, og verdiene er da basert på perioden 1990-1995. For 2000 foreligger data for en full dekad. For 2010 er verdiene dels basert på data fra perioden 2005-2009 og dels modifisert ettersom det i deler av denne perioden er observert bestandsnivåer som anses for avvikende og lite sannsynlige i neste pentade (jfr. de ekstremt høye fangsttallene i Åmotsdalen i 2007, se Framstad 2009).

Usikkerhet: Anslag for usikkerhetsnivået er løselig basert på erfaringen med svært store variasjoner i smågnageres bestandstopper fra toppår til toppår. Variasjonen i observerte bestandstopper er imidlertid ikke fulgt slavisk, men er justert ut fra en kvalitativ "glattning" av variasjonen innen hver tiårsperiode.

## 5.2.2 Elg, hjort og rådyr

Måleenhet: Tettheten = antall individer pr km<sup>2</sup> under den klimatiske tregrensen på fylkesnivå.

Referansetilstanden for elg og hjort er en tenkt tilstand der begge arter har fått anledning til å kolonisere alle deler av landet med leveduligheter ved dagens klimatiske forhold og noe større rovdyrbelastning. Samtidig er det antatt at tettheten ved hjelp av jakt holdes på et nivå der antallet dyr ikke utgjør en vesentlig belastning på annet biologisk mangfold, for eksempel på grunn av hard beiting. For rådyr gjelder de samme kriteriene med unntak av forhold som omhandler biologisk mangfold (ansees som et mindre problem for denne arten).

Referansetilstanden er således en ekspertvurdering av hva norsk natur kan tolerere av hjortevilt uten at det biologiske mangfoldet forringes og/eller en tilstand der flere rovdyr vil påvirke tetthet og utbredelse (rådyr), og henviser ikke til en bestandssituasjon på noe historisk tidspunkt. I perioden med rimelig oversikt over tetthet og utbredelse av hjortevilt i Norge (ca 200 år), har bestandene alltid vært kraftig påvirket av menneskelig aktivitet (høsting, arealpåvirkning). Sannsynligvis strekker denne påvirkningen seg ytterligere 200-300 tilbake i tid (1500). Før dette er det sannsynlig at hjorteviltet hovedsakelig var regulert av naturlige faktorer (næringsbegrensning og rovdyr). Referansetettheten for alle artene er sannsynligvis høyere enn hva som var tilfelle før år 1500, og dagens tettheter av elg, hjort og rådyr er i flere områder vurdert til å være høyere enn referansetilstanden.

Tilstand 1950, 1990, 2000, 2010: Tettheten av dyr i tilstandsårene er beregnet som antall individer pr. km<sup>2</sup> under den klimatiske tregrensen på fylkesnivå. Verdiene er derfor ikke nødvendigvis representative for hver enkelt kommune innenfor fylket. Antallet dyr er beregnet ut fra en bestandsmodell der antall dyr skutt, naturlig dødelighetsrate og kalveproduksjon inngår.

Modellen kan kort beskrives ved følgende formel:

$$D = H \cdot \left( \frac{(R - M)}{(1 - R)} - \beta \right)^{-1}$$

der D er maks antall dyr pr år og km<sup>2</sup> areal under tregrensa vinterstid (januar), H er årlig antall dyr skutt pr. km<sup>2</sup>, R er andelen kalver i bestanden for jakt (rekrutteringsraten), M er den naturlige dødelighetsraten og  $\beta$  er pr capita vekstrate. Vi beregnet



pr capita vekstrate fra likevekten  $\beta = e - 1$ , der  $r$  er stigningstallet fra en regresjon mellom log årlig antall dyr skutt mot år.

For elg og delvis hjort etter 1990 eksisterer det relativt presise inngangsparametre for kalveproduksjon og dødelighet basert på sett elg- og sett hjort-data (kalveproduksjon) og data fra diverse merkestudier (naturlig dødelighetsrate). For rådyr, og i 1950 for alle arter, er  $M$  og  $R$  basert på kvalifisert gjetning.

Usikkerhetsnivået er skjønnsmessig satt til  $\pm 30\%$  for elg,  $\pm 40\%$  for hjort og  $\pm 50\%$  for rådyr.

### 5.2.3 Villrein

Måleenhet: Indikatoren er antall villrein i vinterbeholdningen pr  $\text{km}^2$  villreinareal i de respektive kommunene. Beregningene er basert på vintertellinger som gjennomføres tilnærmet årlig i alle områder. Villreinbestandene har siden 1970 tallet vært overvåket og forvalta som biologiske enheter. For å ta hensyn til dette har en brukt arealet som hver kommune har i de respektive områdene som grunnlag for beregningene. I tilfeller hvor en kommune har areal i to ulike villreinområder er indeksen et vektet gjennomsnitt som uttrykker gjennomsnittstettheten i det samla villreinarealet i kommunene. Ved seinere oppdateringer er det derfor viktig at en legger til grunn de samme arealtalla.

Referansetilstand: Et typisk trekk ved de fleste villreinbestander er at de over tid varierer til dels ekstremt i størrelse. Det er derfor vanskelig, om enn ikke umulig, å gi en god vurdering av hva som over tid ville vært en naturlig tilstand for disse bestandene i Norge, gitt et naturlig og intakt økosystem. Referanseverdien som er satt i de respektive områdene er basert på resultater fra bestands- og beiteovervåkning og er ment å reflektere en tetthet der villreinbestandene balanserer gjenveksten i vinterbeitene. Den empiriske begrunnelsen for referansetilstanden bygger på arbeider av Tveitnes (1980) og Skogland (1985, 1990), men er å betrakte som en ekspertvurdering.

Tilstand 1950, 1990, 2000, 2010: Tilstandsmåla for de respektive periodene er basert på tilgjengelige minimumstillinger av bestandene og er estimert for et utvalg kommuner i de viktigste villreinområdene, som også inngår i det nasjonale overvåkningsprogrammet for hjortevilt. Tilstandsmåla gjennom perioden viser at det for flere områder og kommuner har vært en klar framgang i tilstandsmålet for villrein. Dette skyldes i hovedsak to forhold; For

det første har en reetablert flere villreinstammer i løpet av den første tiden som dekkes av tidsserien, dernest hadde enkelte viktige villreinbestander som for eksempel bestandene på Hardangervidda og i Snøhetta kritisk høge bestandstettheter i disse første 10 års periodene. Mer presis høsting, retta avskyting og bestandsovervåkning har medført at en i større grad har kontroll på bestandsveksten i disse områdene og tetthetene i disse bestandene er i dag nærmere referansetilstandene enn de var for 30- 40 år siden. Basert på naturindeksen kan det se ut som det går veldig godt med villreinen i Norge, det er imidlertid verdt å understreke at naturindeksen ikke tar opp i seg arealproblematikken med oppsplitting av fjellområder og nedbygging av arealer som er de største truslene for villrein pr i dag. Det er viktig at man er klar over denne begrensningen ved videre bruk av indeksen knyttet til villrein.

Usikkerhetsnivået i tilstandsmålet er også å betrakte som en ekspertvurdering, og en antar at usikkerheten i 1950 ligger innenfor ca 20 %, mens en etter 1990 har hatt noe større presisjon i bestandsregistreringene og at tilstandsmålet i disse periodene ligger innenfor ca 10 %.

### 5.2.4 Fjellrev

Måleenhet: Antall reproduserende enheter/antall ynglinger av fjellrev i toppår.

Referansetilstanden er beregnet ut i fra uttrekk av "fjellhabitatet" etter Moen (1990) som definerer klimatisk tregrense og skoggrense etter kartserien N50, som definerer observert skoggrense. Areal definert som "fjell" etter disse to metodene er litt forskjellig i ulike kommuner (gj.snitt=60  $\text{km}^2$ ). For å unngå underestimerting av referansetilstanden så velges det største arealet av de to metodene, og differansen legges til den nedre høydeklassen (det mest produktive arealet, se under), da differansen sannsynligvis kan forklares gjennom "glissenhet" av trær og slik representerer dette arealet trolig områder nærmest skog (Olav Skarpaas pers. medd.). Det tilgjengelige arealet "fjell" er videre fordelt på høydeklasser 0-200 m, 200-400 m, 400-600 m osv; optelling av areal over tregrensen etter Moen 1990. Den klimatiske tregrensen er satt for hver kommune etter Moen 1990 og registrert ved forekomst. Dvs. den første høydeklasse der "fjell" forekommer med mer en 10  $\text{km}^2$  defineres som tregrensen for den kommunen. Med utgangspunkt i tregrensen, summerer vi høydeklassene til ulike klasser som skal representere antatt produktivitet;

fra tregrense + 400 m = mest produktivt, + 400 m = mindre produktivt, + 200 = lavproduktivt, over det antas områdene å være uegnet mht yngling av fjellrev. Arealer definert inn i disse 4 klassene blir trolig noe overdrevent for kommuner lenger nordover, der høydeavstand mellom lavalpin, mellomalpin og høyalpin vil være noe sammentrykte. Det er det ikke justert for. Tilgjengelig areal i de ulike produktivtetsklassene deles på antatt territoriestørrelse til et reproduserende par (tispe og hann). Dette følger i noen grad liknende tilnærming som Lande et al. 2003 (som beskrevet for store rovdyr). Radiotelemetriundersøkelser viser at leveområdestørrelse hos fjellrev varierer med ressurstilgangen; mindre leveområder der ressurstilgangen er stabil både i tid og rom, større leveområder der ressurstilgangen er mer ustabil både i fordeling og mengde (Eide et al. 2004, Audet 2002). Han og hun i et reproduserende par overlapper ca 70-100 %. Dersom mattilgangen er ekstremt god kan også nabopar overlape i noen grad. Overlapping mellom naboer tas ikke hensyn til i denne beregningen. For beregning av antall par i de ulike produktivtetsklassene brukes gradvis større leveområde; henholdsvis 50 km<sup>2</sup>, 75 km<sup>2</sup> og 115 km<sup>2</sup> (50 % økning mellom produktivtetsklassene). Ved å bruke konservative estimater for leveområdestørrelse så unngår vi også en overestimering av referansetilstanden. Kommuner med totalt fjellareal under 250 km<sup>2</sup> ble tatt ut av beregningen. Referansetilstanden er tenkt å gjenspeile utbredelsen ca 1850-1900 slik den er beskrevet rundt det tidspunktet (etter Collett 1912) og før intensivt jakttrykk. Kysthabitatet er ikke medregnet for fjellrev i naturindeksen, selv om den lengst nord av og til observeres ned til kysten. Innenfor den mest produktive delen av høyfjellet, har fjellrevbestanden trolig alltid vært påvirket av rødreven tilstedeværelse. Det er lagt inn en justering/reduksjon av antall fjellrevpar i forhold at det alltid har forekommet en viss konkurranse i overgangssonen; i det mest produktive habitatet. Antall reproduserende par ble redusert med 50 % i denne overgangssonen. Referansetilstanden er kalkulert konsekvent og beskrives som en modell.

Tilstand 1950, 1990, 2000, 2010: Anslag for 1950 er beregnet konsekvent: alle kommuner som etter referansetilstanden skulle ha under 10 reproduserende par er tatt ut. For resterende kommuner er antatt forekomst i 1950 = 10 % av referansetilstanden (> 10 par REF = 1 par 1950, >15 par REF = 2 par 1950, > 25 par REF = 3 par 1950 osv). For de områder som har godt med fjellrev i dag, er

imidlertid tallene oppjustert til samme nivå som det har vært registrert innenfor områdene siste 20 år. Dette gir et anslag på ca 97 reproduserende par i 1950. Anslaget ligger trolig litt høyt, særlig i Sør-Norge, men er altså beregnet etter samme metode for alle kommuner. Historiske kilder er brukt for å kvalitetssikre anslaget (Collett 1912, Høst 1935, Aarseth 1935, Johnsen 1947, Olstad 1945, ikke referert i referanselista).

Årstallene 1990, 2000, 2009, som baserer seg på faktiske observasjoner, kan treffe akkurat i et bunnår for gnagere (mus og lemen) hvor det som oftest ikke registreres fjellrevynglinger. Ettersom antall dokumenterte ynglinger er måleenhet i den nasjonale overvåkingen på fjellrev, og det ikke er gitt estimater for bestanden i mellomårene, så er det valgt å legge inn antall fjellrevynglinger i det nærmeste toppåret som er registrert for kommunen innenfor tiåret (1981-1990, 1991-2000, 2001-2009). Data er hentet fra Rovbasen (se siste overvåkingsrapport: Eide et al. 2010). Etter etableringen av overvåkingsprogrammet i 2003 og den økte fokus fjellreven har fått, må vi anta at fjellrevynglinger utenfor kjente fjellrevområder ville blitt registrert. Nullestimer angitt etter dette tidspunktet betraktes derfor som reelle data og ikke bare som ekspertvurdering. Nasjonalt overvåkingsprogram for fjellrev er finansiert av Direktoratet for naturforvaltning og rapporteres i Rovbasen (årlige rapporter foreligger fra og med 2003).

Usikkerhet: Fra 1950 er det brukt en usikkerhet på 30 % kvartiler, fra 1990 er det brukt usikkerhet på 20 % kvartiler, fra 2000 er det brukt usikkerhet på 15 % kvartiler, mens det fra 2010 er valgt å bruke usikkerhet på 10 % kvartiler der det har vært kjent yngling av fjellrev over lang tid, mens kvartilene settes til 5 % der det ikke har vært kjent yngling på mange år. Både beregning av referansetilstanden og anslaget for 1950 er diskutert med kolleger.



*Jerv (Gulo gulo).* ©Bård Bredesen/Naturarkivet.no

## 5.2.5 Store rovdyr

### Jerv

Måleenhet: Antall årlige ynglinger på fylkesnivå.

Referansetilstand: Referansetilstanden for jerv er beregnet ut fra mengden egnet areal i de ulike fylkene og den potensielle tettheten av reproduserende enheter. Denne informasjonen er hentet fra NINA Fagrapport 64 (Lande et al. 2003).

Tilstand 1950, 1990, 2000, 2010: Antallet ynglinger av jerv i 1950 er ikke kjent. Tilstanden for 1990 er basert på en vurdering av antallet årlige ynglinger rapportert av fylkesmannens miljøvernavdelinger i perioden 1990-1994. Tilstanden for 2000 og 2010 er hentet fra statusrapportene til det nasjonale overvåkingsprogrammet for rovvilt (Brøseth & Andersen 2001, Brøseth et al. 2009).

Usikkerhet: Tallene er basert på minimumstillinger, det er lagt inn en liten usikkerhet rundt tallene som er lagt inn men usikkerheten betraktes som meget lav.

### Gaupe

Måleenhet: Antall familiegrupper av gaupe på fylkesnivå. Angir antallet voksne hunner med unge(r) i bestanden like før jakta starter 1. februar.

Referansetilstand: Referansetilstanden for gaupe er beregnet ut fra mengden egnet areal i de ulike fylkene og den potensielle tettheten av reproduserende enheter. Denne informasjonen er hentet fra NINA Fagrapport 64 (Lande et al. 2003)

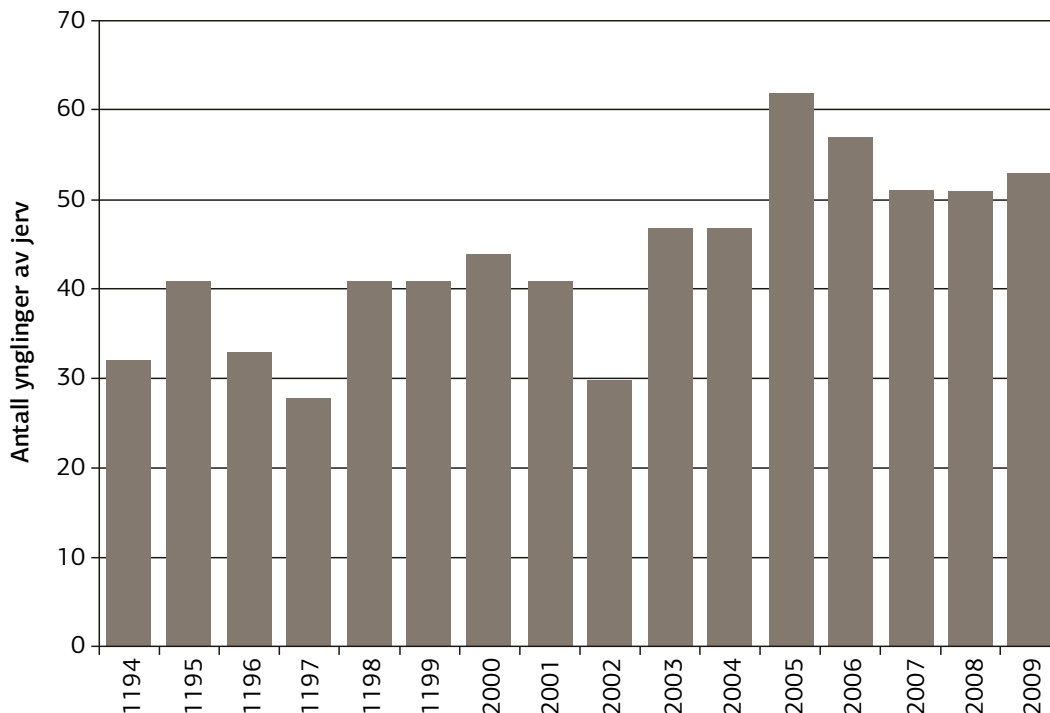
Tilstand 1950, 1990, 2000, 2010: Antallet familiegrupper av gaupe i 1950 og 1990 er ikke kjent. Tilstanden for 2000 og 2010 er hentet fra statusrapportene til det nasjonale overvåkingsprogrammet for rovvilt (Brøseth & Odden 2009, Brøseth et al. 2003).

Usikkerhet: Tallene er basert på minimumstillinger, det er lagt inn en liten usikkerhet rundt tallene som er lagt inn men usikkerheten betraktes som meget lav.

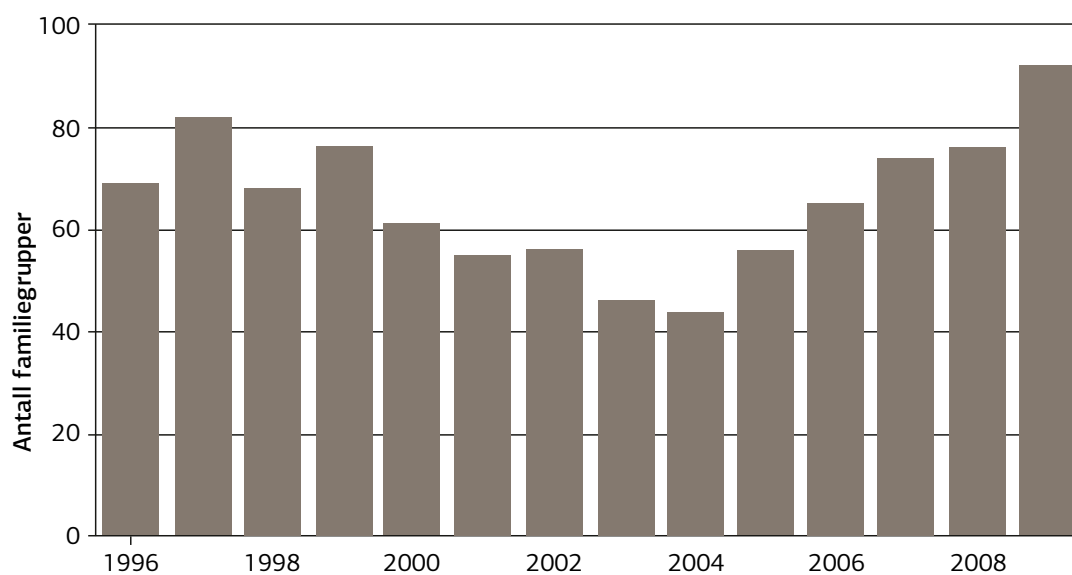
### Ulv

Måleenhet: Antall helnorske familiegrupper og revirmarkerende par påvist på vinteren gjennom snøsporing.

Referansetilstand: Referansetilstanden for ulv er beregnet ut fra mengden egnet areal i de ulike fylkene og den potensielle tettheten av reproduserende enheter. Denne informasjonen er hentet fra NINA Fagrapport 64 (Lande et al. 2003)



Figur 5.1 Antall årlige ynglinger av jerv i Norge i perioden 1994-2009.



Figur 5.2 Antall familiegrupper av gaupe før jakt i Norge i perioden 1996-2009.

Tilstand 1950, 1990, 2000, 2010: Antall familiegrupper og revirmarkerende par av ulv i 1950 er ikke kjent. Tilstanden for 1990 er hentet fra Wabakken et al. (2001). Tilstanden for 2000 og 2010 er hentet fra statusrapportene for overvåkingen av ulv i Skandinavia (Aronson et al. 2000, Wabakken 2010, Wabakken & Strømseth 2010). Tall for vinteren 1999/2000 angitt som år 2000, osv.

Usikkerhet: Tallene kan betraktes som absolutt tall.

### Brunbjørn

Måleenhet: Antall individer av brunbjørn i Norge.

Referansetilstand: Referansetilstanden for brunbjørn er beregnet ut fra mengden egnet areal i Norge og den potensielle tettheten av brunbjørn i Skandinavia. Denne informasjonen er hentet fra NINA Fagrapport 64 (Lande et al. 2003), Støen et al. (2006) og J. Swenson (pers. medd.).

Tilstand 1950, 1990, 2000, 2010: For å angi et estimat av brunbjørn i de ulike årene er det tatt utgangspunkt i antall individer i 1965 (Swenson et al. 1995) og i 2008 (Wartiainen 2009). Ut fra disse verdiene er det beregnet en regresjonslinje ( $y=0.930x-1807$ ) som er brukt til å ekstrapolere verdier for hhv. 1950, 1990, 2000 og 2010.

Usikkerhet: Usikkerhetsnivået på bestands-estimatet av brunbjørn er knyttet til usikkerhet omkring bestands-estimatet fra 1965 og usikker-

het omkring andelen av de ulike individene som er påvist gjennom DNA-analyser i 2008 som kan betraktes som "norske" individer. På bakgrunn av at en så stor andel av individene er påvist tett opp til landegrensene til våre naboland har vi her satt andelen av "norske" individer til 50 % i beregningen av estimatet for 2008.

### Referanser

Aronson, Å., Wabakken, P., Sand, H., Steinset, O.K. & Kojola, I. 2000. Varg i Skandinavia: Statusrapport for vinteren 1999-2000. HiHm Oppdragsrapport 2-2000. Høgskolen i Hedmark, Evenstad, Norway. 70 s.

Audet, A.M., Robbins, C.B. & Larivière, S. 2002. *Alopex lagopus* -Mammalian Species 713: 1-10.

Austerheim, G., Solberg, E.J., Myrseter, A., Daverdin, M. & Andersen, R. 2008. Hjortedyr og husdyr på beite i norsk utmark i perioden 1949-1999. Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet – Vitenskapsmuseet. Rapport zoologisk serie 2008-2.

[http://www.ntnu.no/nathist/zool\\_rapport#2008](http://www.ntnu.no/nathist/zool_rapport#2008).

Brøseth, H. & Andersen, R. 2001. Yngleregistreringer av jerv i Norge i 2001. Nasjonalt overvåkingsprogram for store rovdyr. 11 s.

Brøseth, H. & Odden, J. 2009. Minimum antall familiegrupper, bestands-estimat og bestandsutvikling for gaupe i Norge i 2009. NINA Rapport 493. 19 s.

- Brøseth, H., Odden, J. & Linnell, J.D.C. 2003. Minimum antall familiegrupper, bestandsestimat og bestandsutvikling for gaupe i Norge i perioden 1996-2002. NINA Oppdragsmelding 777. 29 s.
- Brøseth, H., Tovmo, M. & Andersen, R. 2009. Yngleregistreringer av jerv i Norge i 2009. NINA Rapport. 508. 20 s.
- Eide, N.E., Flagstad, Ø., Andersen, R. & Landa, A. 2010. Fjellrev i Norge 2009. NINA Rapport 519. 43 s.
- Eide, N.E., Jepsen, J.U. & Prestrud, P. 2004. Spatial organization of reproductive Arctic foxes *Alopex lagopus*: responses to changes in spatial and temporal availability of prey. *Journal of Animal Ecology* 73: 1056-1068.
- Framstad, E. (red.) 2009. Natur i endring. Terrestrisk naturovervåking i 2008: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl. NINA Rapport 490. 167 s.
- 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: 93-97.
- Lande, U.S., Linnell, J.D.C., Herfindal, I., Salvatori, V., Brøseth, H., Andersen, R., Odden, J., Andrén, H., Karlsson, J., Willebrand, T., Persson, J., Landa, A., May, R., Dahle, B. & Swenson, J.E. 2003. Potensielle leveområder for store rovdyr i Skandinavia: GIS-analyser på økoregionalt nivå. NINA Fagrapport 64. 31 s.
- Skogland, T. 1985. The effects of density dependent resource limitations on the demography of wild reindeer. *Journal of Animal Ecology* 54: 359-374.
- Skogland, T. 1990. Density dependence in a fluctuating wild reindeer herd; maternal vs. offspring effects. *Oecologia* (Berlin) 84: 442-450.
- Solberg, E.J., Sand, H., Linnell, J., Brainerd, S., Andersen, R., Odden, J., Brøseth, H., Swenson, J.E., Strand, O. & Wabakken, P. 2003. Utredninger i forbindelse med ny rovviltmelding. Store rovdyrs innvirkning på hjorteviltet i Norge: Økologiske prosesser og konsekvenser for jaktuttak og jaktutøvelse. NINA Fagrapport 63. 75 s.
- Støen, O.G., Zedrosser, A., Sæbø, S. & Swenson, J.E. 2006. Inversely density-dependent natal dispersal in brown bears *Ursus arctos*. *Oecologia* 148: 356-364.
- Swenson, J.E., Wabakken, P., Sandegren, F., Bjärvall, A., Franzen, R. & Söderberg, A. 1995. The near extinction and recovery of brown bears in Scandinavia in relation to the bear management policies of Norway and Sweden. *Wildlife Biology* 1: 11-25.
- Tveitnes, A. 1980. Lavgransking på Hardangervidda, 1951-1979. Forskning og forsøk i landbruket. Supplementhefte nr. 5. Kontoret for informasjon og rettledning i landbruk.
- Wabakken, P. & Strømseth, T.H. 2010. Ulv i Norge pr 5. januar 2010. Notat, 05.01.2010. Høgskolen i Hedmark, Evenstad. 2 s.
- Wabakken, P. 2010. Ny ulveflokk i Østfold. Notat, 28.01.2010. Høgskolen i Hedmark, Evenstad. 2 s.
- Wabakken, P., Sand, H., Liberg, O. & Bjärvall, A. 2001. The recovery, distribution, and population dynamics of wolves on the Scandinavian peninsula, 1978-1998. *Canadian Journal of Zoology-Revue Canadienne De Zoologie* 79: 710-725.
- Wartiainen, I., Tobiassen, C., Brøseth, H., Bjervamoen, S.G. & Eiken, H.G. 2009. Populasjonsovervåking av brunbjørn 2005-2008: DNA analyse av prøver samlet i Norge i 2008. Bioforsk Rapport 58. 34 s.
- Historiske kilder som ikke refereres fullstendig: Collett 1912, Høst 1935, Aarseth 1935, Johnsen 1947, Olstad 1945.

## 5.3 Amfibier

Forfatter: Jon Kristian Skei (NTNU)

Den norske amfibiefaunaen er artsfattig med bare seks naturlig forekommende arter. Disse er småsalamander *Lissotriton vulgaris* (tidligere *Triturus vulgaris*), storsalamander *Triturus cristatus*, (nord) padde *Bufo bufo*, buttsnutefrosk (vanlig frosk) *Rana temporaria*, spissnutefrosk *R. arvalis* og damfrosk *R. lessonae*. Fire av disse artene er oppført på den norske rødlista, nemlig småsalamander (nær truet), storsalamander (sårbar), spissnutefrosk (nær truet) og damfrosk (kritisk truet) (Dolmen 2006).

For bruk i Naturindeksen ble det valgt ut tre amfibiearter, småsalamander, storsalamander og buttsnutefrosk. Damfrosken er kun kjent fra et begrenset område i Aust-Agder. Spissnutefrosken har også en begrenset sørøstlig utbredelse, selv om det er mulig at dette til en viss grad skyldes mangelfull kartlegging og forveksling med buttsnutefrosk. Padda, eller nordpadda, som det nylig er blitt foreslått at den skal kalles for å unngå forveksling med andre nordeuropeiske paddearter (Artsdatabanken 2009+), finnes i lavlandet i Sør Norge og følger dessuten kysten nordover til Dønna i Nordland (Dolmen, 2008).

har funnet sted. Disse forandringene har særlig gjort seg gjeldende i jordbruksområder, med en omfattende omlegging av driftsformene i landbruket. Mange dammer og andre våtmarksområder ble tørrlagt, noe som rammet amfibiene særlig hardt. Også skogbruket har gjennomgått revolusjonerende omlegginger, og de urbane sentra har spredt seg stadig utover. Nye veger og annen infrastruktur er anlagt, og dette har ofte introdusert spredningsbarrierer for amfibier og andre smådyr. Sur nedbør er ikke noe nytt fenomen, men det kan se ut til at skadevirkningene på amfibier og annet liv i ferskvann har vært særlig store etter 1950.

### 5.3.2 Hovedkilder til kunnskap og data

Det største problemet med å kvantifisere amfibienes status og bestandsendringer i Norge, er den store kunnskapsmangelen når det gjelder de enkelte artenes forekomst. Riktignok finnes det etter hvert en god del informasjon om amfibienes utbredelse i dag, men historiske data er oftest mangelfulle. De fleste opplysninger om forekomst er også av en kvalitativ karakter (finnes/finnes ikke eller vanlig/sjelden) og kvantitative data foreligger bare unntaksvis.

Hovedøkosystem	Indikator	Latinsk navn
myr, kilde og flommark	småsalamander	<i>Triturus vulgaris</i>
myr, kilde og flommark	storsalamander	<i>Triturus cristatus</i>
myr, kilde og flommark	buttsnutefrosk	<i>Rana temporaria</i>

De tre artene som inngår i Naturindeksen har en relativt stor utbredelse i Norge. Buttsnutefrosken finnes så å si over hele landet. Det er bare i høyfjellsområder (over 1000-1400 m.o.h.) og på enkelte øyer den ser ut til å mangle. Storsalamanderen har i Norge tre atskilte utbredelsesområder: i sørøst, i sørvest og i Midt-Norge. Småsalamanderen finnes på Østlandet og Sørlandet. Den ser ut til å mangle på Vestlandet, men opptrer igjen i Midt-Norge fra Nordmøre til Vefsn (Dolmen 2008).

#### 5.3.1 Fastsetting av referansetilstand

Det foreligger få systematiske data for bestand og status for norske amfibier. I Naturindeksen ble 1950 valgt som referansetidspunkt. Selv om det allerede i 1950 hadde skjedd omfattende endringer i det norske landskapet, slik at det på ingen måte kunne betraktes som et opprinnelig landskap, er det likevel særlig etter 1950 at de store landskapsendringer

Et sentralt arbeid som la grunnlaget for vår kunnskap om de norske salamanderes utbredelse ble publisert av Dolmen (1983). Samtlige kjente forekomster av våre to salamanderarter på det tidspunktet ble der katalogisert. For buttsnutefrosk finnes imidlertid ikke noe tilsvarende bakgrunnsmateriale. Andre opplysninger om funn av amfibier finnes spredt i ulike rapporter og andre publikasjoner. Det pågår imidlertid et arbeid med å samle alle opplysninger om de norske amfibier og reptiler i en Norsk Herpetildatabase, som for øyeblikket inneholder ca. 8500 observasjoner av amfibier (Leif Åge Strand pers. medd.). På bakgrunn av dette arbeidet har det blitt publisert et preliminært amfibieatlas (Dolmen & Strand 1997). Ved den kommunevise gjennomgang av de tre amfibieartenes status og bestandsutvikling, har disse kildene dannet grunnlaget for en tallfesting av artenes forekomst.

### 5.3.3 Estimering av status og statusendringer

På grunnlag av de foreliggende utbredelsesdata samt en grov karakteristikk av forekomsten av ulike habitattyper innenfor hver kommune, ble det laget en kommunevis oversikt over antatt forekomst i 1950. Deretter ble det for hver kommune gjort estimater av hvordan mengden tilgjengelig habitat endret seg og om andre miljøfaktorer kunne innvirke på statusen til amfibiene. På grunnlag av denne vurderingen av habitatendring og andre miljøforhold (for eksempel forurening) ble det laget estimater for forekomsten av de forskjellige amfibiearter til ulike tidspunkt. Dette ble gjort under forutsetning av at det foreligger en lineær korrelasjon mellom mengden tilgjengelig habitat og tettheten av amfibier (noe som imidlertid ikke alltid viser seg å være tilfelle).

De estimater som framkom på denne måten ble så sammenlignet med tilgjengelige data om forekomst av amfibier hentet fra herpetildatabasen, diverse publikasjoner og fra intervjuer med lokalkjente personer med relativt stor biologisk innsikt som kunne forventes å gi et relativt pålitelig bilde av situasjonen. Som regel var det et godt samsvar mellom den estimerte status og de opplysninger som ble innhentet fra databasen, litteraturen og fra lokalbefolkningen. I tillegg ble opplysninger fra Internett (Artsobservasjoner.no og Artskart.no) kritisk gjennomgått og der informasjonen ble funnet troverdig ble den benyttet i arbeidet med Naturindeksen.

### Referanser

Artsdatabanken (2009+). <http://www2.artsdatabanken.no/artsnavn/Contentpages/Hjem.aspx>

Dolmen, D. 1983. A survey of the Norwegian newts (*Triturus*, Amphibia); their distribution and habitats. Medd. fra Norsk Viltforskning 3. serie nr. 12: 1-72.

Dolmen, D. 2006. Amfibier og reptiler. I: Kålås, J.A., Viken, Å., Bakken, T. (red.). Norsk Rødliste 2006 – 2006 Norwegian Red List, Artsdatabanken, Norway: s. 351-354

Dolmen, D. 2008. Norske amfibier og reptiler (Felt-herpetologisk guide): Bli med ut! 9: 1-78.

Dolmen, D., Strand, L.Å. 1997. Preliminært amfibie-atlas med fylkesvis statuskommentar. Vitenskapsmuseet Zoologisk Notat 1997, 8: 1-27.





Dragehodeglansbille (*Meligethes norvegicus*). © Kim Abel/Naturarkivet.no

## 5.4 Evertebrater

Forfatter: Frode Ødegaard (NINA)

Kun 10 arter av rødlistete terrestriske invertebrater er inkludert i denne omgang av naturindeks (tabell 4.1). Selv om det finnes svært mange rødlistete

invertebrater, er det likevel relativt få som oppfyller de seks kriteriene (jf. notat fra DN 27. april 2009). Særlig punktet i kriteriesettet som går på geografisk representativitet (kap. 2), har vært vanskelig å oppfylle. Nedenfor følger en oppsummering av hvordan vurderingene er gjennomført.

Hovedøkosystem	Indikator	Latinsk navn
myr, kilde og flommark	billeart sumpløper	<i>Elaphrus uliginosus</i>
myr, kilde og flommark	Elvesandjeger	<i>Cicindela maritima</i>
skog	grønn orebladbille	<i>Plagiosterna aenea</i>
skog	Reliktbukk	<i>Notorhina punctata</i>
skog	Sinoberbille	<i>Cujucus cinnaberinus</i>
skog	Smeller	<i>Harminius undulatus</i>
åpent lavland	Dragehodeglansbille	<i>Meligethes norvegicus</i>
åpent lavland	Engtordivel	<i>Geotrupes stercorarius</i>
åpent lavland	Mnemosynesommerfugl	<i>Parnassius mnemosyne</i>
åpent lavland	oljebille	<i>Meloe violaceus</i>

### 5.4.1 Hvordan indikatorverdier er beregnet

Indikatorverdier er for de fleste arter angitt som antatt antall lokaliteter innenfor hver kommune eller hvert fylke. For mnemosynesommerfugl foreligger relativt godt datagrunnlag, slik at det kan opereres med antall individer. Indikatorverdier for de ulike tidspunktene er angitt i samme måleenhet som referanseverdien, men med justering for antatt prosentvis endring i bestandsstørrelse. Usikkerhetsangivelsene er relativt høye da det foreligger få eller ingen reelle datasett som kan brukes direkte i beregningene. Vurderingene er således i hovedsak gjort på bakgrunn av indirekte slutninger på basis av generell habitatutvikling på samme måte som i rødlistearbeidet.

### 5.4.2 Fastsetting av referansetilstand

Referansetilstand er fastsatt ut fra en vurdering av habitatpotensial for arten i Norge gitt habitat-tilstand 'urørt natur' for skogsarter og vannkantarter, eller 'god hevd' for arter knyttet til åpent lavland. Noen arter er klimatisk begrenset forekommende i Norge, noe som er tatt hensyn til ved vurdering av referansetilstand. Dette er subjektive vurderinger basert på tenkte naturtypekart over Norge ved urørt tilstand eller god hevd. Ulik sikkerhet i antagelsene fremkommer gjennom angivelse av usikkerhet.

### 5.4.3 Hovedkilder til kunnskap og data

Hovedkildene for data har vært de ulike databasene som samler kunnskap om norske biller. Dette gjelder primærbaser på NINA, NHM og Skog og Landskap. For noen av artene, er det aller meste av primærdataene også tilgjengelige gjennom Artsdatabankens artskart, f. eks. når det gjelder engtordivel og sinoberbille. Når det gjelder mnemosynesommerfugl, sitter NINA og Vitenskapsmuseet på overvåkingsdata fra perioden 1988-2001 som har vært avgjørende for detaljerte vurderinger. En rekke ulike litteraturkilder er tatt i bruk på artsnivå i forhold til vurdering av detaljer knyttet til habitatkrav og funnopplysninger som ikke er tilgjengelige gjennom primærbasene.

### 5.4.4 Vurderinger om geografisk representativitet

Invertebratkartleggingen i Norge er på nasjonalt nivå relativt godt for godt kjente og middels godt kjente grupper. På fylkesnivå er kartleggingsstatus relativt godt kun for godt kjente grupper, som for eksempel sommerfugler, biller og øyenstikkere. På lokalt nivå (kommune), vil kartleggingen imidlertid fremstå som svært mangelfull for nesten alle grupper. For vurderingene som er gjort her, vil derfor fylkesnivå vært mest relevant i forhold til geografisk oppløsning på vurderingene. Enkelte arter som er knyttet til spesielle habitater som for eksempel elvebredder langs større elver eller grunnlendt baserik åpenmark er vurdert på kommunenivå for de kommunene der habitatet inngår i betydelig grad. For skogsarter vil imidlertid vurderingene i stor grad være de samme for alle kommuner innen et fylke. Men i noen fylker vil det f. eks. være forskjell på indre og ytre kommuner hvis arten responderer på storskala miljøfaktorer som oseanitet.

### 5.4.5 Vurderinger om data som kan komme inn senere

Det er stort potensial for å inkludere flere invertebrater på artsnivå i naturindeksarbeidet. I praksis kan alle arter som vurderes for rødlisting også vurderes for bestandsendringer i naturindeks på samme måte som de ti artene som det er gjennomført vurderinger for i dette arbeidet. Dette vil imidlertid avhenge av hvor store usikkerheter og hvor hvilken geografisk presisjon som er akseptabel for at vurderingene skal være formålstjenelige. Det vil også avhenge av hvor strengt man bedømmer kriteriene for utvalg av arter og hvordan man balanserer disse i med hensyn til hvilke arter som skal vurderes.

## 5.5 Karplanter

Forfattere: Per Arild Aarrestad, Jarle W. Bjerke, Anders Often, Olav Skarpaas, Odd E. Stabbetorp, Hans Tømmervik (alle NINA) © Tonje Økland (Skog og landskap).

29 indikatorer som representerer både arter, naturtyper (palsmyr, atlantisk høgmyr, vier) og lengde av vekstsesong ble valgt ut for å dekke opp karplanter i natursystemene Myr og våtmark, Skog, Åpent lavland og Fjell. Indikatorene ble valgt med tanke på ulike trusselfaktorer, variasjon i habitatkrav og ulike geografisk utbredelser. Innleggingen av de ulike indikatorene følger ulik metodikk tilpasset kunnskapen om indikatorenes form, utbredelse og kvantitative endringsdata.

### 5.5.1 Karplanteindikatorer vurdert med kvantitativ modellbasert metode

Et utvalg av planteindikatorene ble vurdert med en kvantitativ modellbasert metode (Tabell 1). Av disse er det levert tilstandsestimater for alle unntatt einer (*Juniperus communis*). Denne arten ble opprinnelig foreslått som en indikator for gjengroing, men etter en nøyere vurdering ble den funnet uegnet for den grove skalaen som naturindeksen opererer på: endringene i arten synes først og fremst i fortetting på fin skala (< 1 km), som ikke fanges opp i datagrunnlaget (artsforekomster i nasjonale databaser – se nedenfor).

Som referansetilstand brukte vi år 1900. Dette representerer situasjonen før mekanisering av landbruk og skogbruk, og medfølgende endringer i den forvaltede naturen (gjelder både åpent lavland, skog, fjell, myr og våtmark). Ved år 1900 har også innsamlingen av forekomstdata (herbariebelegg og andre observasjoner) nådd et nivå som gjør det mulig å vurdere endringer i artsforekomster over tid (Skarpaas & Stabbetorp innsendt manuskript; Skarpaas et al. 2009).

#### Beregning av indikatorverdier, inkl. referanseverdi

Tilstand og trender ble estimert ved hjelp av en modell som tar hensyn til observasjonsstøyen i forekomstdata (Skarpaas & Stabbetorp, innsendt manuskript). Dette er en såkalt "state-space modell" (de Valpine & Hastings 2002) med en stokastisk eksponensiell modell for endringer i mengde av arten (Holmes et al. 2007) og en binomial observasjonsmodell som beskriver fordelingen (forventning og usikkerhet) av observasjoner gitt mengde av arten og innsamlingsinnsats (Skarpaas & Stabbetorp innsendt manuskript, Skarpaas et al. 2009). For å kunne holde oss innenfor de gitte økonomiske og tidsmessige rammene gjorde vi noen forenklinger (grovere romlig og tidsmessig skala og enklere estimering av sampling; se Skarpaas et al. 2009 for en sammenligning av metoder).

Hovedøkosystem	Indikator	Latinsk navn
fjell	Fjellvalmue	<i>Papaver radicum</i>
fjell	Greplyng	<i>Loiseleuria procumbens</i>
skog	Alm	<i>Ulmus glabra</i>
skog	Kusymre	<i>Primula vulgaris</i>
skog	Olavsstake	<i>Moneses uniflora</i>
myr, kilde og flommark	Vanlig engmarrihand	<i>Dactylorhiza incarnata ssp. incarnata</i>
myr, kilde og flommark	Myrtelg	<i>Thelypteris palustris</i>
myr, kilde og flommark	Sennegras	<i>Carex vesicaria</i>
myr, kilde og flommark	Sveltstarr	<i>Carex pauciflora</i>
myr, kilde og flommark	Dikesoldogg	<i>Drosera intermedia</i>
myr, kilde og flommark	Smalsoldogg	<i>Drosera longifolia</i>
myr, kilde og flommark	Kvitmyrak	<i>Rhynchospora alba</i>
myr, kilde og flommark	Brunmyrak	<i>Rhynchospora fusca</i>
åpent lavland	Kvitkurle	<i>Pseudorchis albida</i>
åpent lavland	Prestekrage	<i>Leucanthemum vulgare</i>
åpent lavland	Purpurlyng	<i>Erica cinerea</i>

Datasettet som ble brukt for tilstandsvurderinger består av antall observasjoner av karplanter totalt per fylke per tiår, og antall observasjoner av hver av artene i tabell 1 per fylke per tiår. Disse tallene ble hentet fra Artskart. Det var et ønske om data på kommunenivå i naturindeksen, men både av hensyn til arbeidsmengde og datagrunnlag (tynt for mange kommuner), valgte vi å gjøre analysene på fylkesnivå. Fylkene Oslo og Akershus ble slått sammen. Fylkesresultatene er rapportert for hver kommune der arten har vært funnet.

Metoden krever mål på innsamlingsinnsats. Som mål på innsamlingsinnsats brukte vi antall unike innsamlingssturer til km<sup>2</sup>-ruter. Vi estimerte innsamlingsinnsats under en antagelse om at antall registreringer i Artskart er proporsjonal med antall innsamlingssturer. I et datasett fra en tidligere studie av strandplanter (Skarpaas & Stabbetorp innsendt manuskript) fant vi at antall registreringer (observasjoner og belegg) i databasen var 2,5 per tur. Vi estimerte derfor innsamlingsinnsats  $C_t$  som  $Y_{tot,t}/2,5$ , hvor  $Y_{tot,t}$  er antall observasjoner av alle karplanter i fylket i tiår  $t$ . Vi angir tiåret med det siste året i perioden, så 1950 betyr 1941-1950.

Når vi baserer oss utelukkende på Artskarts statistikk har vi ikke data til å estimere sannsynligheten for innsamling av en art gitt at den finnes ("collectability"  $k$ ). Derfor antok vi at arten samles dersom den finnes ( $k = 1$ ), som anbefalt i Skarpaas & Stabbetorp (innsendt manuskript). For arter med lav samlerinteresse kan dette gi en overvurdering av negative trender (sterkere negative enn i virkeligheten). Endringer i  $k$  over tid kan også føre til skjevheter i estimatene (se diskusjon i Skarpaas & Stabbetorp innsendt manuskript).

For å kunne estimere referanseverdien (år 1900) med rimelig grad av sikkerhet trengs informasjon om forekomst av arten på begynnelsen av århundret. Vi satte derfor en nedre grense for innsamlingsinnsats: minst to tiår før 1950 med innsamlingsinnsats  $C_t > 0$ . Der dette kravet ikke er oppfylt rapporteres "-1" for både referansetilstand og alle tidspunkter.

Usikkerheten som er rapportert er nedre og øvre kvartil for den binomiale observasjonsfordelingen med antall forsøk  $n = C_t$  og sannsynlighet  $p = kN_t/A$ , der  $N_t$  er estimert mengde av arten for tidspunkt  $t$  og  $A$  er arealet av fylket i km<sup>2</sup> (hentet fra Statistisk Sentralbyrå, [www.ssb.no](http://www.ssb.no)).

De innrapporterte tallene er relative bestandsstørrelser: både tilstandsestimater og usikkerhetsverdier skalert til referanseverdien (tilstandsestimatet for 1900).

Estimering av tilstander og usikkerheter ble foretatt av Olav Skarpaas i samråd med Odd Stabbetorp. Data ble lagt inn av Anders Often.

#### **Vurdering av representativitet og datakvalitet**

Resultatene er basert på landsdekkende data. Dette er det mest omfattende datasett for forekomst av karplanter på nasjonal skala. Likevel er resultatene geografisk representative bare i den grad utvalget av indikatorer er landsdekkende og innsamlingsinnsatsen er stor nok til å vurdere tilstand. Indikatorutvalget er brukbart, men med noe overvekt av sørlige arter (særlig for myr, kilde og flommark). Innsamlingsinnsatsen har hittil vært lavere i vest og nord, som gir et større antall manglende verdier i disse områdene. Se ytterligere diskusjon av resultater i Skarpaas et al. (2009).

## 5.5.2 Karplanteindikatorer som er vurdert etter andre metoder

Hovedøkosystem	Indikator	Latinsk navn
Fjell	Issoleie	<i>Beckwithia glacialis</i>
Fjell	Vier	<i>Salix sp. area</i>
Myr, kilde og flommark	Atlantisk høgmyr areal	
Myr, kilde og flommark	Palsmyr areal	
Skog	Blåbærdekning (se kap 4.9)	<i>Vaccinium myrtillus</i>
Skog	Fugleteig fjellbjørkeskog	<i>Gymnocarpium dryopteris</i>
Skog	Fugleteig granskog	<i>Gymnocarpium dryopteris</i>
Skog	Istervier	<i>Salix pentandra</i>
Skog	Lengde vekstsesong naturlig vegetasjon	
Skog	Smyle fjellbjørkeskog	<i>Avenella flexuosa</i>
Skog	Smyle granskog	<i>Avenella flexuosa</i>
Skog	Etasjemose granskog	<i>Hylocomium splendens</i>
Åpent lavland	Blåtopp	<i>Molinia caerulea</i>
Åpent lavland	Solblom	<i>Arnica montana</i>

### Issoleie – Fjell

Issoleie *Beckwithia glacialis* en alpin art knyttet til det alminnelige høyfjellet. Den er trolig i liten grad rammet av arealinnrep. Det at arten er ganske ubikvistisk bare det er høyt til fjells gjør den godt egent som en art for klimaendringer i naturindeksen. Nyttteverdien vil imidlertid vise seg først og fremst på lang sikt hvis temperaturen forsetter å øke: temperaturendringer er trolig ikke er sporbart ennå – jamfør valgte tilstandsverdier.

### Fastsetting av referansetilstand

Referansetilstand er urørt fjellnatur med klima ikke vesensforskjellig fra foregående århundre. Referanseverdien (1) er dermed satt lavere enn det man kunne forvente for eksempel under lille istid.

### Beregning av indikatorverdier, inkl. referanseverdi

Tilstand og trender er gitt som ekspertvurderinger av populasjonsstørrelser relativt til referanseverdien. Vurderingene basert på data fra Artskart når det gjelder forekomst (der hvor arten aldri har vært funnet er det ikke lagt inn data), mens tilstandsvurderingene der arten forekommer er foretatt skjønsmessig i forhold til mulige påvirkninger, i første omgang endring av klima lokalt. I de fleste tilfeller er tilstanden vurdert som tilnærmet lik referansetilstanden (1), med unntak av områder der vinterklima og snødekke har endret seg i den senere tid.

Data ble tilrettelagt av Odd Stabbetorp, og ekspertvurderinger ble foretatt og lagt inn av Anders Often.

### Vurdering av representativitet og datakvalitet

Issoleie er nokså vidt utbredt, og dermed representativ for store fjellområder. Artsobservasjoner gir trolig en ganske god oversikt over hvor arten vokser: dette er en plante som mange samler – og som ofte oppleves som interessant å finne selv om den er ganske vanlig der den økologisk sett kan finnes.

### Vier – Fjell

Referansetilstand er satt til situasjon rundt 1940-tallet.

### Beregning av indikatorverdier, inkl. referanseverdi

Denne indikatoren baserer seg i all hovedsak på analyser av tidsserier fra satellittbilder foretatt av Hans Tømmervik. Noen av dataene er delvis publiserte, for eksempel fra Finnmarksvidda (Tømmervik et al. 2004, 2009) og fra Vesterålen (Tombre et al. 2005). Andre data er upubliserte, for eksempel et godt datasett fra Børgefjell nasjonalpark i Nordland og Nord-Trøndelag (Tømmervik in prep.). Indikatoren er avgrenset til fjellet. Ulike enheter er brukt, avhengig av datatilgang for de enkelte områder (se nedenfor). For fylker/kommuner som enten mangler fjell, eller som det ikke er mulig å gi ekspertvurderinger for, er det ikke lagt inn noe data. "Missing data"-verdien "-1" er ikke brukt. Referanseverdi er i stor grad lik verdi for 1950, men for enkelte områder med større usikkerhetsintervaller enn for 1950.

Dataene for Finnmarksvidda, kommunene Kautokeino og Karasjok, baserer seg på tidsserieanalyser av satellittbilder for årene 1961, 1987, 1996, 2000 og 2006 (alle data bearbeidet av H. Tømmervik for Naturindeks; disse er dels upubliserte). "Vier" er her definert som vegetasjonstypen "Gras- og urterike vier/friske vier-risheier". Det er lagt inn separate verdier for de to kommunene. Enheten er areal vier i prosent av kommunens totale fjellareal.

Endring fra 1950 til 1961 er vurdert å være beskjeden. Data fra 1961 er derfor brukt som grunnlag for ekspertvurdering av 1950-verdi og referansetilstand. Verdi for 1990 er beregnet ut fra den antakelsen at endringene fra 1987 til 1996 er tilnærmet lineære. Ekspertvurdering for 2010 er gitt ut fra den antakelsen at endringene fra 2006 har vært beskjedne.

Oppdemming av Alta-Kautokeino-vassdraget la muligens en del vier i skog under vann, men indikatoren er begrenset til fjellet. Derfor er "Menneskeskapte hydrologiske endringer" satt til 0. Det er ukjent om innhøsting av vier og endring i innhøstingsmønstre (jfr. påvirkningsfaktorene "Opphør av tradisjonell bruk" og "Beskatning") har hatt noen påvirkning på totalarealet.

For kommunene i Finnmark for øvrig og deler av Troms antas det en utvikling lik den i Kautokeino og Karasjok. Her er gjennomsnittsverdien for Kautokeino og Karasjok benyttet. Enheten for disse kommunene er relative arealendringer der verdien 100 gjenspeiler referansetilstand. For referansetilstand er det imidlertid lagt inn store usikkerhetsintervaller (25-percentil satt til 50 og 75-percentil satt til 150).

For Vesterålen er verdiene basert på et undersøkelsesområde som dekker store deler av Vesterålen (hele arealet av Bø, Hadsel, Sortland og Øksnes, samt ca. halve delen av Andøy). Verdier er bearbeidet for hver kommune. Dataene baserer seg på tidsserieanalyser av satellittbilder utført av H. Tømmervik i forbindelse med Prosjektet TopCoast (delvis presentert i Tombre et al. 2005). Verdier er tilgjengelige for årene 1985, 1994, 2001 og 2005. Verdier for 1990 og 2000 er lagt inn med den antakelsen at endringene mellom to målinger er tilnærmet lineære. Ekspertvurdering for 2010 er gjort ut fra den antakelsen at trenden fra 2001 til 2005 også har fortsatt i påfølgende år. Enheten er areal (% av kommunens totale areal) av vierdominert vegetasjon.

Dataene fra Vesterålen er også brukt for å vurdere relative arealendringer i tilstøtende områder i Nordland og Troms ved samme metode som for vurdering av relative arealendringer beskrevet ovenfor fra Finnmark.

For søndre Nordland og indre deler av Nord-Trøndelag er verdiene basert på data fra Børgefjell nasjonalpark. Dataene baserer seg på tidsserieanalyser av satellittbilder utført av H. Tømmervik (vitenskapelige artikler in prep.). Verdier er tilgjengelige for årene 1988, 1991 og 2002. Verdier for 1990 og 2000 er lagt inn med den antakelsen at endringene mellom to målinger er tilnærmet lineære. Ekspertvurdering for 2010 er gjort ut fra den antakelsen at trenden fra 1991 til 2002 også har fortsatt i påfølgende år (kjent fra Vesterålen og Finnmarksvidda at dette er tilfelle i alle fall fram til 2006) "Vier" er her definert som vegetasjonstypene S6 og S7 (Fremstad 1997). Enheten er areal (% av undersøkelsesområdets totale areal) av vierdominert vegetasjon.

For fjellet i Sør-Norge er det varierende opplysninger. Hagen et al. (2006) summerte opp registreringer for Snøhetta villreinområde i 1986 og 2005, og for dette området fant de ingen endring i areal av vier (2-4 % dekning i 1986 og 2-3 % dekning i 2005). Det er imidlertid sannsynlig at dette tallet ikke er representativt for regionen, da de aller fleste registreringspunkter her ble lagt i mellom- og høgalpin sone, mens de største relative endringene i andel vier trolig finner sted i overgangen mellom fjellskogen og lågalpin sone. I en studie fra Ringebu i Oppland kan det se ut som vierdominerte vegetasjonstyper går tilbake i lavalpin sone (Bryn 2008), men siden Bryn (2008) bruker vier som et tilleggssymbol i hovedtyper av vegetasjon, samt at han ikke har arealberegnet områder med tilleggssymboler, er det vanskelig å vite om vier går fram eller tilbake. Vi har derfor valgt å basere oss på data fra Børgefjell, Vesterålen og Finnmarksvidda med Børgefjell prioritert høyest, da dette området er nærmest geografisk. I tillegg er det benyttet observasjoner fra svensk side av Skandene (f.eks. Kullmann 2007, 2008, Kullman & Öberg 2009). Disse undersøkelsene har riktignok ikke hatt spesielt fokus på vier, men viser en generell økning av veddannende arter i og ovenfor skoggrensa. Alle kommuner i Sør-Norge med fjell har fått samme ekspertvurdering. Det er snakk om relative arealendringer der verdien 100 angir gjennomsnittsverdi for 1950 og for referansetilstand.

Innlegging av data er utført av Jarle W. Bjerke i samråd med Hans Tømmervik.

### Vurdering av representativitet og datakvalitet

Indikatoren representativitet og datakvalitet vurderes som meget god for flere av fjellområdene i Nord-Norge, der dataene bygger på reelle endringer beregnet fra satellittbilder. For fjellet i Sør-Norge er dataene mindre representative (se ovenfor).

### Atlantisk høgmyr – Myr, kilde og flommark

Atlantisk høgmyr er allsidig hvelvet nedbørmyr som mangler kantskog og som oftest også mangler kantskråning og lag (i motsetning til "ekte" høgmyr som har kantskog og lag) (Moen 1983a,b, 1998). Konsentrisk atlantisk høgmyr har konsentriske strukturer med høyeste punkt i eller nært sentrum, og er kun kjent fra Nord-Norge (Moen 1983a,b, 1998). Eksentrisk/ekssentrisk atlantisk høgmyr har høyeste punkt nært den ene kanten og har svake forsenkninger og strenger på hellende deler av myra. Denne typen finnes langs store deler av kysten. Utpostene har svak hvelving og er av og til vanskelige å avgrense fra planmyrer. Langs kysten i Øst-Finnmark er det overganger mot såkalte lapplands høgmyrer. En tredje type atlantisk høgmyr er asentrisk høgmyr (Moen 1983a,b). Denne typen mangler regelmessige strukturer og et klart senterpunkt. Atlantiske høgmyrer inngår i den prioriterte naturtypen "Kystmyr". I den opprinnelige naturtypeinndelinga fra 1999 inngikk de i naturtypen "Intakt høgmyr".

Det finnes en god del litteratur om lokaliteter med atlantiske høgmyrer (for eksempel Osvald 1925, Vorren 1970, 1979, Flatberg 1976, Moen & Pedersen 1981, Moen 1983a,b, 1984, Moen & Olsen 1983, Buys 1992, Bjerke 2005, Bjerke et al. 2005, Carlsen 2009), men en nasjonal oversikt mangler. Mange atlantiske høgmyrer er blitt vernet, men selv de fleste vernede høgmyrer har spor etter menneskelige inngrep, for eksempel etter grøfter eller torvtekt. Mange kystmyrer med høgmyrselementer ble trolig oppdyrket før de ble registrert som høgmyrer. Fra enkelte områder er det kjent at høgmyrer er blitt ødelagt eller forringet i nyere tid.

### Referansetilstand

Referansetilstand er satt til preindustriell tid.

### Beregning av indikatorverdier, inkl. referanseverdi

For Naturindeksen opererer vi med relative tilstandsklasser på fylkesnivå. Det vil si at vi har gjort oss opp en vurdering av tilstanden til høgmyrene innenfor hvert fylke, dette for å få et større vurderingsmateriale enn hvis vurderingene skulle bli gjort på kommunenivå. Vi har lagt inn data for hele fylket uten

å fjerne kommuner der høgmyrer trolig ikke finnes. For fylker uten kjente forekomster av atlantiske høgmyrer er det ikke lagt inn noen verdier. Vurderingene baserer seg på en rekke litteraturkilder. I tillegg har vi brukt nylige flybildeserier for vurdering av dagens situasjon (tilgjengelige på Norge i bilder [www.norgeibilder.no](http://www.norgeibilder.no)). Denne indikatoren er trolig gyldig for kystmyr generelt, men siden høgmyrer er noe enklere å vurdere ved hjelp av flybilder, er det her gitt fokus til disse.

Tilstandsklassene er som følger:

- 5 Alle eller de aller fleste høgmyrene er intakte og med få eller ingen spor av menneskelige inngrep.
- 4 De fleste store høgmyrene er intakte og med få spor av menneskelige inngrep. Det antas at hovedsakelig mindre høgmyrselementer er blitt ødelagt.
- 3 En betydelig andel av høgmyrene er helt eller delvis ødelagte, men av de gjenværende høgmyrene er det flere som er nasjonalt eller regionalt verneverdige.
- 2 Hovedsakelig små høgmyrselementer av lokal til regional verdi er gjenværende. De aller fleste store høgmyrene er delvis eller helt ødelagte.
- 1 Få eller ingen høgmyrselementer er intakte.

Tilstandene er vurdert i forhold til en preindustriell tid. Referansetilstanden skal imidlertid gjenspeile situasjonen rundt 1900. Det vil si at indikatoren gjenspeiler endringer skjedd i løpet av de siste 100 år. Det vil også si at verdi for referansetilstand nødvendigvis ikke trenger å være 5 (se nedenfor).

Innlegging av data er utført av Jarle W. Bjerke.

### Vurdering av representativitet og datakvalitet

Det er vanskelig å vurdere med sikkerhet hvordan situasjonen var rundt 1900 og enda tidligere. Men ut fra landskapstyper og gjenværende uberørt vegetasjon er det mulig å vurdere potensialet for når ryddede områder en gang i tiden rommet høgmyrer. Moen (1984) sier for eksempel at atlantisk høgmyr nok har vært vanlig på Jæren og flere steder nordover, men en må nå (1984) helt til Møre for å finne store, intakte høgmyrer. Det er for øvrig få rester etter høgmyr igjen i Jæren og Rogaland. I Bokn finnes det myr som kanskje kan betraktes som atlantisk høgmyr (Norderhaug et al. 2008). Representativitet og datakvalitet vurderes som middels bra.

## Palsmyr – Myr, kilde og flommark

Palsmyr er en type blandingsmyr med torvhauger (palser) med en kjerne av torv og islinser som holder seg frosset gjennom hele sommeren. Palsmyr er således en type permafrost og en god indikator for klimaendringer (Direktoratet for naturforvaltning 1999).

### Referansetilstand

Referansetilstand er satt til 1900.

### Beregninger av indikatorverdi, inkl. referanseverdi, vurdering av representativitet og datakvalitet

Så å si samtlige vitenskapelige arbeider på permafrost og palsmyr i Norden viser en nedadgående trend i mengde palsmyr. Undersøkelsene viser at totalarealet minker og at gjenværende palsformasjoner blir lavere, mindre og mer fragmenterte. Det er likevel få kvantitative estimat for endringer i mengde palsmyr. En undersøkelse fra Finland viser at antall palsmyrområder var tre ganger større for omtrent 100 år siden enn i 2003 (Luoto et al. 2004). Dette estimatet er nok gyldig også for størsteparten av Norges palsmyrområder. En undersøkelse fra Laivadalen i Sverige (rett øst for Rana, Nordland) viser en 50 % reduksjon i antall palsmyrformasjoner fra 1960 til 1997 (Zuidhoff 2003). En enkelt pals i dette området mistet 82 % av sin høyde bare i løpet av perioden 1996-2000. En undersøkelse fra Ferdesmyra i Sør-Varanger viser at av omtrent 45 palsmyrformasjoner registrert rundt 1970 var kun omtrent 9 igjen i 2004 og 2008 (Hofgaard 2009a). Disse gjenværende formasjonene var i tillegg mindre og mer fragmenterte enn rundt 1970. Også i Kautokeino og Karasjok er det blitt registrert utsmelting av palser (Bjerke et al. 2005, Hofgaard 2007), men Hofgaards undersøkelser fra Goahteluoppal viser at i enkelte tørrere myrområder er reduksjonshastigheten lavere enn i våtere områder. I fjellene i Sør-Norge er det også pågående utsmelting, men hastigheten varierer trolig fra lokalitet til lokalitet (Hofgaard 2006, 2008, 2009b). For eksempel viser mineralpalsene i Leirpullan en relativt sakte reduksjon (Hofgaard 2008).

Endringer kan vurderes både som antall formasjoner og volum. Vi gjør her ekspertvurderinger basert på tilgjengelig litteratur og velger derfor å bruke relative arealendringer som enhet. Tilgjengelige data er noe sprikende og finnes i ulike former. Vi har som grunnlag basert oss på den finske undersøkelsen som viste tre ganger mer pals rundt 1900. Dette

settes som referansetilstand (verdi 100). Derneft har vi basert oss på de få tilgjengelige kvantitative til semi-kvantitative estimatene av reduksjon listet ovenfor. Så har vi forsøkt å ta hensyn til lokale variasjoner angitt i Hofgaards rapporter. Data er lagt inn for fylkene med kjente forekomster av palser: Finnmark, Troms, Sør-Trøndelag, Oppland og Hedmark (jf. kart i Hofgaard 2003). For alle fylker uten kjente forekomster er det ikke lagt inn noen data. Selv om tilgjengelige data fra Finnmark kan antyde en raskere reduksjon i øst enn i sør, er det ikke skilt mellom Finnmarkskommunene i datainnleggingen. I stedet er et gjennomsnittlig estimat for hele fylket lagt inn. For Sør-Trøndelag er det lagt inn separate data for Oppdal (Leirpullan; Hofgaard 2008) og Tydal (Sylan; Nordhagen 1928, Moen & Lyngstad 2003), i og med at mineralpalsene i Leirpullan trolig har en annen trend enn torvpalser andre steder. Palsmyrene i Tydal er i tillegg blitt desimert pga. oppdemming (fullført 1971). Det er kjente palsområder i Sverige som ligger svært nært grensa til Nordland, men det er så vidt vi kjenner til ikke gjort funn av palser i Nordland.

Årsakene til utsmelting angis i litteraturen å være generell palsasuksjon (dvs. mange palser har nådd naturlig nedbrytningsstadium), økte nedbørsmengder om sommeren, økte snødybder om vinteren, og stedvis økte sommer- og vintertemperaturer (Zuidhoff 2003, Luoto et al. 2004, Hofgaard 2006, 2007, 2008, 2009a,b, Fronzek & Carter 2009, Kokfelt et al. 2009). I alle fall i to kommuner (Oppdal og Kautokeino) er det blitt registrert skader i palser som følge av graving, noe som har ført til akselererende nedsmelting (Hofgaard 2008, H. Tømmervik, upubliserte observasjoner). Fra Follidal kommune finnes relevante opplysninger i Klepsland (2007).

Innlegging av data er utført av Jarle W. Bjerke i samråd med Hans Tømmervik.

### Fugletelg og smyle i fjellbjørkeskog

Fugletelg *Gymnocarpium dryopteris* er en bregne som forekommer vanlig i gran- og bjørkeskoger på frisk jordbunn med middels mineralnæringstilgang. Den trives dårlig på sur og svært basefattig jord og er antatt å være følsom overfor surt substrat (Ellenberg et al. 1992, Økland et al. 2008). Arten forventes å respondere på endringer i jordforsurning.

Smyle *Avenella flexuosa* er et smalbladet gras som er vanlig i hele Norge, i mange ulike skogtyper og i andre typer natur. Smyle er kjent som en art som begunstiges av nitrogen. Økte avsetninger av



langtransportert nitrogen har blitt framsatt som en mulig forklaring på tilsvarende framgang av smyle i sørsvenske skoger (Odell & Ståhl 1998, Strengbom et al. 2003, Nordin et al. 2005).

All data er hentet fra Overvåkingsprogrammet TOV for fjellbjørkeskoger som utføres av Norsk institutt for naturforskning (Framstad 2009, Bakkestuen et al. 2009).

#### **Fastsetting av referansetilstand:**

TOV-feltene ble opprettet på 1990-tallet og ble da lagt ut i skog i tilnærmet naturtilstand, uten særlig menneskelig aktivitet. Referansetilstanden for indikatorene fugletelg og smyle er derfor satt lik oppstartsåret for det TOV-feltet som er grunnlaget for datatilgangen for den enkelte kommune.

#### **Beregninger av indikatorverdi, inkl. referanseverdi:**

Dataene baserer seg på femti ruteanalyser (à 1x1 m med 16 småruter) av vegetasjonens artssammensetning i TOV-feltene Lund i Rogaland, Møsvatn i Telemark, Gutulia i Hedmark, Åmotsdalen i Sør-Trøndelag, Børgefjell i Nord-Trøndelag og Dividalen i Nordland.

- Lund ble analysert i 1996, 2001 og 2006 (Stabbetorp et al. 1999, Bakkestuen et al. 2002, Bakkestuen et al. 2007)
- Møsvatn ble analysert i 1997, 2002 og 2007 (Bakkestuen et al. 1999a, Bakkestuen et al. 2003, Aarrestad et al. 2008)
- Gutulia ble analysert i 1993, 1998, 2003 og 2008 (Eilertsen & Often 1994, Bakkestuen et al. 2000, Bakkestuen et al. 2004, Aarrestad et al. 2009)
- Åmotsdalen ble analysert i 1996, 2001 og 2006 (Bakkestuen et al. 1999b, Bakkestuen et al. 2002, Bakkestuen et al. 2007)
- Børgefjell ble analysert i 1995, 2000 og 2005 (Eilertsen & Stabbetorp 1997, Bakkestuen et al. 2001, Bakkestuen et al. 2006)
- Dividalen ble analysert i 1993, 1998, 2003 og 2008 (Eilertsen & Brattbakk 1994, Bakkestuen et al. 2000, Bakkestuen et al. 2004, Aarrestad et al. 2009)

Data er lagt inn for kommunene med TOV felter, samt for nærliggende kommuner som har fjellbjørkeskog og der klimapåvirkning og forurensingssituasjon er vurdert å være den samme som i TOV feltet. Indikatorverdiene i nabokommunene er derfor antatte verdier for artene i et område som reflekterer de

samme vegetasjonsgradientene som i det nærmeste overvåkingsområdet.

Alle indikatorverdier for artene (gjennomsnitt, 25- og 75 percentiler) er verdier basert på målte mengde-data av artene ved feltobservasjoner. For fugletelg er indikatorverdien basert på forekomst av arten i 16 småruter i hver av de 50 stk 1x1 m rutene innen overvåkingsfeltet, og oppgitt som gjennomsnittlig prosentvis forekomst av i alt 800 småruter. For smyle er indikatorverdien utregnet som gjennomsnittsdekning (%) av arten i 50 (for Børgefjell 49) 1x1m ruter.

Referanseverdien, 1950 verdien og 1990 verdien for hver kommune er lik de reelle verdiene for oppstartsåret fra nærmeste TOV-feltet. Disse er merket med ekspertvurderinger. Verdiene for 2000 og 2010 er predikerte verdier basert på regresjonsmodeller (GAM-modellering utført av Gregoire Certain) av data fra hvert analyseår, bortsett fra i Børgefjell med nærliggende kommuner, der de reelle målingene fra 2000 ble benyttet. Nærliggende kommuner til Møsvatn er gitt noe lavere verdier for smyle i 2000 og 2010 (ekspertvurderinger), da mengdeøkningen av smyle de siste ti år i Møsvatn delvis skyldes lokal eutrofiering fra bjørkemålerangrep (Aarrestad et al. 2008). I de tilfeller hvor regresjonsverdiene (særlig 2000 data) låg utenfor den generelle trenden i dataene, ble ekspertvurderinger benyttet.

Kommuner uten fjellbjørkeskog (med areal i nord-boreal sone, etter Moen 1998) og kommuner som ligger så langt vekk fra de 6 TOV feltene at de ikke har sammenlignbare miljøforhold, har alle fått verdien -1. Verdien -1 (manglende data) kan således en tvetydig betydning; både at vi ikke har overvåkingsdata som er representativt for området og at indikatoren ikke finnes i kommunen.

Vurdering av fremtidstrender er ikke lagt inn for smyle, da en økning av arten er negativ for biologisk mangfold.

Vurderinger og innlegging av data er utført av Per Arild Aarrestad. Innleggingsmetodikken er harmonisert med Skog og Landskaps overvåkingsindikatorer fra granskog.

#### **Vurdering av representativitet og datakvalitet:**

Dataene baserer seg på mengdemålinger av arter i fast merkede ruter i 6 TOV felter lagt ut i en klimatisk gradient fra sør til nord i landet i relativt fattig til middels rik fjellbjørkeskog. Hvert felt gjenspeiler omtrent den samme nærings og fuktighetsgra-

dienten. Representativiteten på landsbasis skulle således være god. Datakvaliteten er svært god for de kommunene der TOV feltene er etablert, da gjenanalyser utføres av trenet personell i nøyaktig de samme samplingsenhetene hver gang. Dess lenger borte fra TOV-feltet kommunene ligger, dess usikrere blir imidlertid overføringsverdien av dataene. Siden analyserutene er lagt ut langs vegetasjonsgradienter, mangler artene i mange av rutene, enten fordi de økologiske forholdene tilsier at de aldri ville vokse her, eller fordi det er andre arter med tilsvarende økologisk amplitude som "utkonkurrerer arten". Særlig fugletelg har få forekomster i rutene. Dette medfører at forskjellen mellom 25- og 75 percentilene kan være store, til tross for nøyaktige felt estimater. Få forekomster i rutene kan også føre til at kvartilene blir lik null. De fleste vurderinger av påvirkningsfaktorene er subjektive estimater. For forurensing og eutrofiering har vi imidlertid benyttet informasjon fra beregnede avsetningsverdier for svovel og nitrogen fra 1978 til 2006 (Larssen et al. 2008).

### Fugletelg, smyle og etasjemose i granskog

Fugletelg *Gymnocarpium dryopteris* er en bregne som forekommer vanlig i gran- og bjørkeskoger på frisk jordbunn med middels mineralnæringstilgang. Den trives dårlig på sur og svært basefattig jord og er antatt å være følsom overfor surt substrat (Ellenberg et al. 1992, Økland et al. 2008). Arten forventes å respondere på endringer i jordforsurning.

Smyle *Avenella flexuosa* er et smalbladet gras som er vanlig i hele Norge, i mange ulike skogtyper og i andre typer natur. Smyle er kjent som en art som begünstiges av nitrogen. Økte avsetninger av langtransportert nitrogen har blitt framsatt som en mulig forklaring på tilsvarende framgang av smyle i sørsvenske skoger (Odell & Ståhl 1998, Strengbom et al. 2003, Nordin et al. 2005).

Etasjemose *Hylocomium splendens* er en av de vanligste store mosene i norsk skog. I likhet med de fleste andre moser vokser etasjemosen når den er fuktig (det vil si i fuktig vær og fram til skogbunnen tørker opp igjen), mens den går inn i en dvaletilstand når den er tørr. Moser vokser selv når gradestokken kryper under null bare marka ikke er snødekt (Stålfelt 1937). Etasjemose er således en god indikator for klimaendringer i "gunstig" retning, med lengre og fuktigere vekstsesonger (Økland et al. 2004a,b, 2009).

Datainnleggingen i naturindeksen baserer seg på data fra 500 analyseruter i 10 overvåkingsområder (Tabell 3) for granskog (Paulen, Lunsneset, Grytdalen, Rausjømarka, Bringen, Otterstadstølen, Gutulia, Urvatnet, Øyensavelen og Granneset) utført av Norsk institutt for skog og landskap (Økland 1996), samt 61 ruter fra Solhomfjell (Økland & Eilertsen 1993), der overvåkingen utføres av Universitetet i Oslo.

Tabell 5.1 Overvåkingsområder for fugletelg og smyle i granskog.

Områdenavn	Fylke	Analyseår
Rausjømarka	Akershus	1988, 1993, 1998, 2003, 2008
Grytdalen	Telemark	1988, 1993, 1998, 2003
Solhomfjell	Aust-Agder	1988, 1993, 1998, 2003, 2008
Otterstadstølen	Hordaland	1989,1994, 1999, 2004
Gutulia	Hedmark	1989, 1994, 1999, 2004, 2009 (2009-data foreløpig ikke tatt med i datagrunnlaget for naturindeksen)
Paulen	Vest-Agder	1990, 1995, 2000, 2005
Granneset	Nordland	1990, 1995, 2000, 2005
Bringen	Buskerud	1991, 1996, 2001, 2006
Øyensavelen	Nord-Trøndelag	1991, 1996, 2001 (terminert)
Lundsneset	Østfold	1992, 1997, 2002, (terminert)
Urvatnet	Sør-Trøndelag	1992, 1997, 2002, 2007

### **Fastsetting av referansetilstand:**

Overvåkingsfeltene for granskog ble opprettet mellom 1988 og 1992 og ble da lagt ut i skog i tilnærmet naturtilstand, uten særlig menneskelig aktivitet. 1990 ble derfor valgt som referansetilstand for indikatorene fugletelg, smyle og etasjemose.

### **Beregninger av indikatorverdi, inkl. referanseverdi:**

Data er lagt inn for hver kommune med overvåkingsfelt, samt for nærliggende kommuner der miljøforhold, klimapåvirkning og forurensingssituasjon for tilsvarende granskogsområder er vurdert å være omtrent den samme som i overvåkingsfeltet. Indikatorverdiene i "nabokommunene" er derfor antatte verdier for artene i et område som reflekterer de samme vegetasjonsgradientene som i det nærmeste overvåkingsområdet.

### **Flere vurderinger er benyttet for å velge ut såkalte "nabokommuner":**

- Markslagsstatistikk fra Norsk institutt for skog og landskap (<http://skogoglandskap.no/seksjoner/statistikk/markslag>) ble benyttet for å beregne arealandeler av barskog med middels og høyere bonitet i de aktuelle kommunene. Dette ble brukt som et grunnlag for vurderingen av sannsynligheten for at det finnes granskog som er sammenlignbar med granskogen i det nærliggende overvåkingsområdet, og at data for overvåkingsområdet således kan være representativt for de nærliggende kommunene.
- Vurderinger basert på geografisk plassering og klima. For eksempel vil en kystkommune med oseanisk klima utelukkes som "nabokommune" hvis overvåkingsfeltet ligger i et område med betydelig mer kontinentalt klima.
- Vurderinger basert på generell kunnskap og informasjon. For eksempel der overvåkingsområdet med naturlig granskog ligger nær en geografisk utbredelsesgrense for naturtypen (Rana i Nordland, Modalen i Hordaland).
- Vurderinger basert på tilgjengelige kart, litteratur og annen informasjon på internett om dagens utbredelse av naturlig granskog.

Alle indikatorverdier (gjennomsnitt, 25- og 75 percentiler) er beregnede data fra mengdemålinger av arter i felt. For smyle og etasjemose er indikatorverdien utregnet som gjennomsnittsdekning (%) av arten i 50 (for ett område 49 og for ett område 61) 1x1m ruter. For fugletelg er indikatorverdien basert på forekomst av arten i 16 småruter i hver

av 1x1m rutene innen overvåkingsfeltet, og oppgitt som gjennomsnittlig prosentvis forekomst av i alt 800 småruter i hvert overvåkingsområde (976 i Solhomfjell).

Dataene for 1990, 2000 og 2010 er predikerte data basert på regresjonsmodeller (GAM- modeller utført av Gregoire Certain) der data fra alle overvåkingsår ble benyttet, unntatt overvåkingsområdet "Paulen" i Vennesla i Vest-Agder og "Granneset" i Rana i Nordland der feltene ble analysert i 1990, 2000 og 2005. For disse områdene ble de reelle dataene benyttet. For alle andre overvåkingsområder ble de predikerte 1990-verdiene benyttet som referanseverdier og predikerte verdier ble også benyttet for 1990, 2000 og 2010.

For to overvåkingsområder, "Øyenskavelen" i Namdalseid i Nord-Trøndelag og Lundneset i Areamark i Østfold ble de siste overvåkingsdata samlet inn i henholdsvis 2001 og 2002. Det er ikke planlagt videre overvåking av disse områdene og verdien -1 er lagt inn for 2010.

Verdien for 1950 er satt til -1 for alle overvåkingsområdene (i motsetning til metodikken benyttet for tilsvarende arter i fjellbjørkeskog der referanseverdien også ble benyttet for 1950). Kommuner vurdert som ikke sammenlignbare med overvåkingsfeltene har fått verdiene -1. Vurdering av fremtids-trender er ikke lagt inn for smyle og etasjemose, da en økning av artene er negativt for biologisk mangfold.

Vurderinger og innlegging av data er utført av Tonje Økland. Innleggingsmetodikken er harmonisert med NINAs overvåkingsindikatorer fra fjellbjørkeskog.

### **Vurdering av representativitet og datakvalitet:**

De 11 granskogsområdene er lagt ut langs geografiske og klimatiske gradienter. Alle områdene har naturlig, gammel "blåbærgranskog" (i vid forstand) med omtrent de samme vegetasjonsøkologiske hovedgradientene; variasjon i vegetasjonen langs gradienter i næringsforhold og fuktighetsforhold. Det er lagt stor vekt på datakvalitet under feltarbeidet, men mengdemålet % dekning som er benyttet for smyle og etasjemose i naturindeksen er et subjektivt mål som lett er personavhengig. Som for fjellbjørkeskog er dette forsøkt motvirket ved kalibrering av feltpersonell.

Estimatene for % dekning fra de første analyseårene kan være noe mer usikre pga. dårligere kalibrering mellom feltpersonell de årene. % dekning ble ikke benyttet som metode i 1988, kun frekvensmål

basert på forekomster i de 16 smårutene; "småroute-frekvens", som er et mer objektivt og personuavhengig mengdemål. Selv om data for smårute-frekvens finnes for alle arter og analyseår ble prosent dekning valgt for smyle og etasjemose fordi det tydeligere/tidligere viser endringer for disse artene som kan påvirke artsmangfoldet negativt (cf. Økland et al. 2009). Dette betyr at smyle og etasjemose i Rausjømarka i Akershus, Grytdalen i Telemark og Solhomfjell i Aust-Agder først ble analysert med % dekning i 1993, mens smårute-frekvensdata for fugletelg finnes fra etableringsåret 1988 i de samme områdene. Overføringsverdien for dataene fra overvåkingsområdene til andre arealer må antas å øke med avstand fra de respektive områdene.

Siden analyserutene er lagt ut i langs vegetasjonsgradienter, mangler artene i mange av rutene, enten fordi de økologiske forhold tilsier at de aldri ville vokse her (gjelder for eksempel ofte for fugletelg) eller fordi det er andre arter med tilsvarende økologisk amplitude som tilfeldigvis "utkonkurrerer" arten (for eksempel andre store moser som dominerer på steder etasjemose kunne ha vokst). Dette medfører at forskjellen mellom 25- og 75 % percentilene kan være store, til tross for nøyaktige feltestimater. Disse forholdene betyr at percentilene ofte ikke gir et godt usikkerhetsmål. Vurderinger om påvirkningsfaktorer er subjektivt utført og kan variere i nøyaktighetsgrad.

### **Istervier - Skog**

Istervier *Salix pentandra* står her i stor grad som en representant for de prioriterte naturtypene Riksumpskog og Gråor-heggeskog. Spesielt for noen dalfører i Nord-Norge er dannelsen av store istervierdominerte sumpskog der høyden på istervieren er opp til 19 m viktige naturtyper. Utover spredte rapporter om lokaliteter som har blitt ødelagt, er kjennskapet til status for isterviersamfunnene mangelfulle.

#### **Fastsetting av referansetilstand:**

Referansetilstand er situasjonen for arten omtrent 100 år tilbake i tid.

#### **Beregninger av indikatorverdi, inkl. referanseverdi:**

For Naturindeks er vi nødt til å basere oss på generell kjennskap til inngrep i denne typen flommarkskog, supplert med spesifikk kjennskap til enkeltlokaliteter. For Nord-Norge er behovet for vern av istervier-skog vurdert å være meget høy (Nybø et al. 2009), dette fordi svært lite av denne type skog inngår i

eksisterende verneområder, og på grunn av en rekke trusler. Utretting av elver har redusert bestandene i flere kommuner. Flisproduksjon er ny trussel for denne type skog, som tidligere fikk stå mer i fred fra skogsdrift i og med at vedkvaliteten ikke er som hos bjørk og andre treslag. Istervier finner av og til sekundære habitat på menneskeskapt habitat (Berg 2001), for eksempel langs vegkanter. Vi har her ikke vurdert disse, men begrenser oss til uforstyrrede klimaksskoger.

Referansetilstand har fått gjennomsnittsverdi 100. Ekspertvurderinger oppgis som relative bestandstall i prosent av referanseverdi for intakte istervier-skoger på fylkesnivå. Det vil si at samtlige kommuner innenfor et fylke har fått de samme verdiene. Kommuner uten istervier i fylker med kjente forekomster av istervier er ikke tatt ut av databasen (bortsett fra i Sogn og Fjordane og Hordaland, der kun en enkelt kommune i hvert av de to fylkene har kjente forekomster av istervier; hhv. Luster og Kvam). De utelatte kommunene har ikke fått noen verdissettinger (dvs. verdi er lik 0 for alle tidspunkter).

Innlegging av data er utført av Jarle W. Bjerke med faglige innspill fra Hans Tømmervik og Karl-Birger Strann.

#### **Vurdering av representativitet og datakvalitet:**

Dataene baserer seg på ekspertvurderinger med til dels mangelfull bakgrunnsinformasjon, så kvaliteten er til dels begrenset, noe som er tatt hensyn til ved fastsettelse av usikkerhetsmarginene.

### **Lengde vekstsesong naturlig vegetasjon - Skog**

Indikatoren viser forandringer i lengde av vekstsesong i skog basert på grønnhetsindeksen NDVI, som ekstraheres fra tidsserier av satellittbilder. Dette er i all hovedsak en klimainfluert indikator. I og med at bjørk er dominerende lauvfellende skogstre i størstedelen av landet, ble indikatoren først kalt "grønning bjørk". Et mer fullstendig navn på indikatoren er "Lengde av vekstsesong i naturlig vegetasjon".

#### **Referansetilstand**

Referansetilstanden er satt til 1982 og er basert på informasjon fra den nylig trykte artikkelen "Trends in the growing season in Fennoscandia as measured from satellite and phenology data for the 1982-2006 period" (Karlsen et al. 2009).

### **Beregninger av indikatorverdi, inkl. referanseverdi:**

Indikatorverdier og referanseverdier bygger på data fra Karlsen et al. (2009), som presenterer forandringer i lengde av vekstsesong fra 1982 til 2006. Verdiene er omgjort til rangerte tilstandsklasser med følgende skala:

0,5: > 1 uke kortere vekstsesong

1,0: Stabil (+/- 1 uke)

1,5: 1-2 uker lengre vekstsesong

2,0: 2-3 uker lengre vekstsesong.

2,5: > 3 uker lengre vekstsesong

Verdiene 0,75; 1,25; 1,75 og 2,25 brukes i tilfeller der kommuner inneholder arealer fra to, eventuelt flere, ulike klasser, f.eks. 0,75 angis for kommuner der noe av arealet viser stabil trend, mens andre deler av kommunen viser en forkortelse på mer enn 1 uke.

Referansesituasjonen i 1982 har fått verdien 1,0. Det passer godt i forhold til klimamodeller, som gjerne føres tilbake til 1980-tallet som en antatt start på de pågående klimaendringene. "2010"-verdi er i dette tilfellet verdier fra 2006. Det antas at de også er gyldige for 2010. Verdier for 1950, 1990 og 2000 er ekspertvurdert og basert på våre kunnskaper om klimaforhold rundt disse tidspunktene. Antall observasjoner er lagt inn for hele fylket i ett (fylkets areal delt på romlig oppløsning av satellittdata).

Innlegging av data er utført av Jarle W. Bjerke i samråd med Hans Tømmervik.

**Vurdering av representativitet og datakvalitet:** Dataene baserer seg på et landsdekkende materiale og representativitet og datakvalitet vurderes som meget god.

### **Blåtopp - Åpent lavland**

Graset blåtopp *Molinia caerulea* er valgt som indikator for eutrofiering av åpent kulturlandskap, først og fremst kystlynghei. Gjødsling med nitrogen i kystlyngheier har vist at lauvfellende arter som blåbær, blokkebær, grassene blåtopp og smyle har et større vekstpotensiale og er mer effektiv i sin utnyttelse av nitrogenressurser enn eviggrønne arter som røsslyng, tyttebær og krekling (Fremstad 1992). I nederlandske, tyske og britiske lyngheier med høy og langvarig nitrogenavsetning har gress, først og fremst blåtopp, økt i mengde på bekostning av lyng, noe som igjen har ført til et redusert artsmangfold (Bobbink et al. 1992, Ackermann & Bobbink 2003). I de siste tiårene har lyngheier i Vest-Agder, Rogaland

og Sunnhordland vist den samme utviklingstenden- sen som lenger sør i Europa med reduksjon i røsslyng og økt grasdominans, samtidig som de vokser til med busker og trær (Hjeltnes 1997).

### **Fastsetting av referansetilstand:**

Kulturlandskapet i aktiv hevd uten særlig påvirkning av langtransportert nitrogen, ca 1920-1940, er valgt som referansetilstand.

### **Beregning av indikatorverdier, inkl. referanseverdi:**

Tilstand og trender er gitt som ekspertvurderinger basert på generell kunnskap om kystlyngheienes gjengroing med gras (for eksempel Fremstad et al. 1991, Fremstad 1992, Hjeltnes 1997, Aarrestad 2009). I tillegg er det benyttet informasjon fra TOV overvåkingsområdet Lund i Rogaland (Stabbetorp et al. 1999, Bakkestuen et al. 2003, Aarrestad et al. 2008). Indikatorverdiene er relativ dekning av arten i forhold til referansetilstanden som er satt til 100 %. Vurderingen følger hovedsakelig kystlyngheienes utbredelse fra Vest-Agder til Nordland. Fylker og kommuner der det ikke finnes nok kunnskap for en ekspertvurdering eller fylker uten kystlynghei har fått verdien -1. Fremtidsvurderinger er ikke besvart da en økning av arten er negativt for biologisk mangfold.

Data er lagt inn av Per Arild Aarrestad.

### **Vurdering av representativitet og datakvalitet:**

Dataene er representative for blåtopps ekspansjon i kystlyngheienes utbredelsesområde, men datakvaliteten er relativt svak, da alle verdier baserer seg på skjønn og ikke på kvantitative data.

### **Solblom – Åpent lavland**

Solblom *Arnica montana* er en art knyttet til næringsfattig naturbeitemark og er lett å observere. Den har hatt en kraftig tilbakegang som et resultat av arealbruksendringer i kulturlandskapet. Arten er godt representert i de naturhistoriske samlingene. Den er derfor en egnet indikatorart for åpent lavland.

### **Fastsetting av referansetilstand:**

Kulturlandskapet i aktiv tradisjonell hevd rundt 1900 ble valgt som referanse (se kap. 4.5.1).

### **Beregning av indikatorverdier, inkl. referanseverdi:**

Tilstandsverdiene er beregnet på grunnlag av artskart i artsdatatabanken og egne observasjoner. I beregningen er det forutsatt at i 1900 (referansetilstanden) forekom solblom i alle kommuner hvor den er dokumentert. Verdiene for 1950 og 1990 er beregnet som andel kommuner hvor siste funn av



Solblom (*Arnica montana*). ©Sigve Reiso/Naturarkivet.no

arten er etter disse tidspunktene, mens verdien for 2010 er basert på andel kommuner funnet etter 2000. 2000-verdien er interpolert. Nedre grense for estimatet (25 %-kvartilen) blir derfor identisk med estimatet, mens 75 %-kvartilen er vilkårlig satt midt mellom estimatet og estimatet ved forrige tidspunkt.

Beregningene er foretatt av Odd Stabbetorp og data er lagt inn av Anders Often.

#### **Vurdering av representativitet og datakvalitet:**

Dataene fra artskart er landsdekkende, og funnene dekker trolig det aller meste av solbloms utbredelse i Sørøst-Norge. Datakvaliteten vurderes som god nok til å angi forekomster på kommunenivå.

#### **Referanser**

Achermann, B. & Bobbink, R. (red.) 2003. Empirical critical loads for nitrogen. Expert workshop, Berne, 11-13 November 2002. Proceedings. Bern, Swiss Agency for the Environment, Forests and Landscape, SAEFL. (Environmental documentation 164).

Bakkestuen, V., Stabbetorp, O.E. & Eilertsen, O. 1999a. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Møsvatn-Austfjell, Telemark. NINA Oppdragsmelding 611: 1-47.

Bakkestuen, V., Stabbetorp, O.E. & Eilertsen, O. 1999b. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal barskog i Åmotsdalen, Sør-Trøndelag. NINA Oppdragsmelding 610: 1-46.

Bakkestuen, V., Stabbetorp, O.E., Eilertsen, O., Often, A. & Brattbakk, I. 2000. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Øvre Dividal og Gutulia nasjonalparker - reanalyser 1998. NINA Oppdragsmelding 612: 58.

Bakkestuen, V., Stabbetorp, O.E. & Framstad, E. 2001. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Børgefjell nasjonalpark - reanalyser 2000. NINA Oppdragsmelding 700: 1-41.

Bakkestuen, V., Stabbetorp, O.E., Erikstad, L., Wilmann, B., Brattbakk, I. & Sørlie, R. 2002. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Lund og Åmotsdalen - reanalyser 2001. NINA Oppdragsmelding 758: 1-42.

Bakkestuen, V., Brattbakk, I., Erikstad, L., Stabbetorp, O.E., Wilmann, B. & Aarrestad, P.A. 2003. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Møsvatn - reanalyser 2002. I Framstad, E., red. Terrestrisk naturovervåking. Markvegetasjon, epifytter, smånagere og fugl i TOV-områdene. NINA Oppdragsmelding 793: 10-16.

Bakkestuen, V., Brattbakk, I., Erikstad, L., Stabbetorp, O.E., Often, A. & Wilmann, B. 2004. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Gutulia og Dividalen - tredje gangs analyse 2003. I Framstad, E., red. Terrestrisk naturovervåking: markvegetasjon, epifytter, smånagere og fugl i TOV-områdene, 2003. NINA Oppdragsmelding 839: 32-38.

Bakkestuen, V., Stabbetorp, O.E., Aarrestad, P.A. & Wilmann, B. 2006. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Børgefjell - tredje gangs analyse 2005. I Framstad, E., red. Natur i Endring. Terrestrisk naturovervåking i 2005: Markvegetasjon, epifytter, smånagere og fugl. NINA Rapport 150: 16-26.

Bakkestuen, V., Aarrestad, P.A., Stabbetorp, O.E. & Wilmann, B. 2007. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Lund og Åmotsdalen. I Framstad, E., red. Natur i endring. Terrestrisk naturovervåking i 2006: Markvegetasjon, epifytter, smånagerer og fugl. NINA Rapport 262: 16-32.

Bakkestuen, V., Aarrestad, P.A., Stabbetorp, O.E., Erikstad, L. & Eilertsen, O. 2009. Vegetation composition, gradients and environment relationships of birch forest in six reference areas in Norway. *Sommerfeltia* 33. 237 s.

Berg, T. 2001. *Salix pentandra* L. I: Elven R. & Karlsson T. (red.): *Salix* L. I: Jonsell B. (red.): *Flora Nordica* Vol. 1. Lycopodiaceae to Polygonaceae. The Bergius Foundation, The Royal Swedish Academy of Sciences, Stockholm, s. 122-124

Bjerke, J.W. 2005. Høymyrer i Andøy kommune – Kartlegging av forekomster primært på grunnlag av flybildeserier. NINA Rapport 82. 22 s.

Bjerke, J.W., Strann, K.B. & Johnsen, T. 2005. Naturfaglig kartlegging av 20 områder i forbindelse med verneplan for myrer og våtmarker i Finnmark. NINA Rapport 88. 77 s.

Bobbink R., Heil, G.W. & Raessen, M.B.A.G. 1992. Atmospheric deposition and canopy exchange in heathland ecosystems. *Environ. Poll.* 75: 29-37.

- Bryn, A. 2008. Recent forest limit changes in south-east Norway: effects of climate change or regrowth after abandoned utilisation? *Norsk Geografisk Tidsskrift* 62: 251-270.
- Buys, E. 1992. Mire morphology, vegetation and hydrochemistry of the Andmyran mire reserve. *Tromsø Naturvitenskap* 70: 164 s.
- Carlsen, T.H. 2009. Myrkartlegging i Sømna kommune. *Bioforsk Rapport* 4, 6. 38 s.
- de Valpine, P. & Hastings, A. 2002. Fitting population models incorporating process noise and observation error. *Ecological Monographs* 72: 57-76.
- Direktoratet for naturforvaltning 1999. Kartlegging av naturtyper. Verdisetting av biologisk mangfold. DN-håndbok 13.
- Eilertsen, O. & Brattbakk, I. 1994. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Øvre Dividal nasjonalpark. NINA Oppdragsmelding 286: 1-82.
- Eilertsen, O. & Often, A. 1994. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Gutulia nasjonalpark. NINA Oppdragsmelding 285: 1-69.
- Eilertsen, O. & Stabbetorp, O.E. 1997. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Børgefjell nasjonalpark. NINA Oppdragsmelding 408: 1-84.
- Ellenberg, H., Weber, H.E., Düll, R., Wirth, V., Werner, W. & Paulissen, D. 1992. Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. *Scripta Geobotanica* 18: 1-258.
- Flatberg, K.I. 1976. Myrundersøkelser i Sogn og Fjordane og Hordaland i forbindelse med den norske myrreservatplanen. Det Kongelige norske videnskabers selskab, museet, rapport botanisk serie 1976-8. 112 s.
- Framstad, E. 2009. Natur i endring. Terrestrisk naturovervåking i 2008: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl. NINA Rapport 490: 167 s.
- Fremstad, E., Aarrestad, P.A. & Skogen, A. 1991. Kystlynghei på Vestlandet og i Trøndelag. Naturtype og vegetasjon i fare. NINA Utredning 029: 1-172.
- Fremstad, E. 1992. Virkninger av nitrogen på heivegetasjon. En litteraturstudie. NINA Oppdragsmelding 124: 1-44.
- Fremstad, E. 1997. Vegetasjonstyper i Norge. NINA Temahefte 12: 1-279.
- Fronzek, S. & Carter, T.R. 2009. Probabilistic projections of climate change effects on sub-arctic palsa mires using the response surface approach. *Geophysical Research Abstracts* 11: EGU2009-8122-1.
- Hagen, D., Gaare, E., Erikstad, L. & Hoem, S.A. 2006. Beiteressurskartlegging i Snøhetta villreinområde – kartlegging av beite for villrein, moskus og sau med bruk av satellittbildetolkning og visuell punktmarkering fra helikopter. NINA Rapport 135. 52 s.
- Hjeltnes, A. 1997. Overvåking av kystlynghei. Sluttrapport. Delprosjekt av: "kartlegging av skader og skadeårsaker på røsslyng og forandringer i vegetasjonen i kystlyngheia på Sørvestlandet". Telemarksforskning-Bø 129: 1-65.
- Hofgaard, A. 2003. Effects of climate change on the distribution and development of palsa peatlands: background and suggestions for a national monitoring project. NINA Project Report 21. 32 s.
- Hofgaard, A. 2006. Overvåking av palsmyr. Førstegangsundersøkelse i Dovre 2005., Haukskardmyrin og Haugtjørnin. NINA Rapport 154. 35 s.
- Hofgaard, A. 2007. Overvåking av palsmyr. Førstegangsundersøkelse i Gohteluoppal, Vest-Finnmark 2006. NINA Rapport 257. 34 s.
- Hofgaard, A. 2008. Overvåking av palsmyr. Førstegangsundersøkelse i Leirpullan, Sør-Trøndelag 2007. NINA Rapport 364. 35 s.
- Hofgaard, A. 2009a. Overvåking av palsmyr. Førstegangsundersøkelse i Ferdesmyra, Øst-Finnmark 2008. NINA Rapport 476. 34 s.
- Hofgaard, A. 2009b. Norwegian monitoring program for palsa peatlands. I: Fronzek S., Johansson M., Christensen T.R., Carter T.R., Friborg T. & Luoto M. (red.): Climate change impacts on sub-arctic palsa mires and greenhouse gas feedbacks. Reports of the Finnish Environment Institute 3/2009: 15-16.
- Holmes, E.E., Sabo, J.L., Viscido, S.V. & Fagan, W.F. 2007. A statistical approach to quasi-extinction forecasting. *Ecology Letters* 10:1182-1198.
- Karlsen, S.R., Høgda, K.A., Wielgolaski, F.E., Tolvanen, A., Tømmervik, H., Poikolainen, J. & Kubin, E. 2009. Growing-season trends in Fennoscandia 1982-2006, determined from satellite and phenology data. *Climate Research* 39: 275-286.
- Klepsland, J.T. 2007. Kartlegging og verdivurdering av naturtyper og biologisk mangfold i Follidal kommune. *Biofokus Rapport* 2007-5. 43 s.



- Kokfelt, U., Rosén, P., Schoning, K., Christensen, T.R., Förster, J., Karlsson, J., Reuss, N., Rundgren, M., Callaghan, T.V., Jonasson, C. & Hammarlund, D. 2009. Ecosystem responses to increased precipitation and permafrost decay in subarctic Sweden inferred from peat and lake sediments. *Global Change Biology* 15: 1652–1663.
- Kullman, L. 2007. Long-term geobotanical observations of climate change impacts in the Scandes of West-Central Sweden. *Nordic Journal of Botany* 24: 454–467.
- Kullman, L. 2008. Thermophilic tree species reinvade subalpine Sweden—early responses to anomalous late Holocene climate warming. *Arctic, Antarctic and Alpine Research* 40: 104–110.
- Kullman, L. & Öberg, L. 2009. Post-Little Ice Age tree line rise and climate warming in the Swedish Scandes: a landscape ecological perspective. *Journal of Ecology* 97: 415–429.
- Larssen, T., Lund, E. & Høgåsen, T. 2008. Overskridelser av tålegrenser for forsuring og nitrogen for Norge - oppdatering med perioden 2002-2006. NIVA Rapport - Naturens Tålegrenser 5697-2008: 24.
- Luoto, M., Heikkinen, R.K. & Carter, T.R. 2004. Loss of palsa mires in Europe and biological consequences. *Environmental Conservation* 31: 30–37.
- Moen, A. 1983a. Myrundersøkelser i Nord-Trøndelag i forbindelse med den norske myrreservatplanen. Det Kongelige norske videnskabers selskab, museet, rapport botanisk serie 1983-1. 160 s.
- Moen, A. 1983b. Myrundersøkelser i Sør-Trøndelag og Hedmark i forbindelse med den norske myrreservatplanen. Det Kongelige norske videnskabers selskab, museet, rapport botanisk serie 1983-4. 138 s.
- 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. 1998. Nasjonalatlas for Norge: Vegetasjon. Statens kartverk, Hønefoss.
- Moen, A. & Pedersen, A. 1981. Myrundersøkelser i Agder-fylkene og Rogaland i forbindelse med den norske myrreservatplanen. Det Kongelige norske videnskabers selskab, museet, rapport botanisk serie 1981-7. 252 s.
- Moen, A. & Lyngstad, A. 2003. Botaniske verneverdier i Sylan. Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet, Vitenskapsmuseet, Rapport botanisk serie 2003-5. 39 s.
- Moen, A. & Olsen, T.Ø. 1983. Myrundersøkelser i Sogn og Fjordane i forbindelse med den norske myrreservatplanen. Det Kongelige norske videnskabers selskab, museet, rapport botanisk serie 1983-5. 37 s.
- Norderhaug, A., Jordal, J.B., Lundberg, A. & Stabbetorp, O. 2008 ("2007"). Supplerende kartlegging av biologisk mangfold i jordbrukets kulturlandskap, inn- og utmark, i Rogaland, med vurdering av kunnskapsstatus. Nasjonalt program for kartlegging og overvåking av biologisk mangfold. DN-utredning 2007-4. 221 s.
- Nordhagen, R. 1928. Die Vegetation und Flora des Sylene-Gebietes. I. Die Vegetation. *Skr. Norske Vidensk.akad. Mat.-Naturvid. Kl.* 1927-1. 612 s.
- Nordin, A., Strengbom, J., Witzell, J., Näsholm, T. & Ericson, L. 2005. Nitrogen deposition and the biodiversity of boreal forests: implications for the nitrogen critical load. *Ambio* 34: 20–24.
- 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. 43 s + vedlegg.
- Odell, G. & Ståhl, G. 1998. Vegetationsförändringar i skogsmark från 1980-talet till 1990-talet – resultat från den landsomfattande Ståndortskararteringen. *Svensk Bot. Tidskr.* 92: 227–232.
- Osvald, H. 1925. Zur Vegetation der ozeanischen Hochmoore in Norwegen. *Svenska växtsociologiska sällskapetets handlingar* 7. 114 s.
- Skarpaas, O. & Stabbetorp, O.E. innsendt manuskript. Population viability analysis using species occurrence data.
- Skarpaas, O., Stabbetorp, O.E. & Bakkestuen, V. 2009. Estimering av trender i artsforekomster. NINA Rapport under utarbeiding.
- Stabbetorp, O.E., Bakkestuen, V., Eilertsen, O. & Bendiksen, E. 1999. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Lund, Rogaland. NINA Oppdragsmelding 609: 1–58.

- Strengbom, J., Walheim, M., Nasholm, T. & Ericson, L. 2003. Regional differences in occurrence of understorey forest species reflects differences in N deposition. *Ambio* 32: 91-97.
- Stålfelt, M.G. 1937. Die bedeutung der Vegetation im Wasserhaushalt des Bodens. *Svenska Skogsvårdsfören. Tidskr.* 35: 161 - 195.
- Tombre, I.M., Tømmervik, H. & Madsen, J. 2005. Land use changes and goose habitats, assessed by remote sensing techniques, and corresponding goose distribution in Vesterålen, northern Norway. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 109: 284-296.
- Tømmervik, H., Johansen, B., Tombre, I., Thannheiser, D., Høgda, K.A., Gaare, E. & Wielgolaski, F.E. 2004. Vegetation changes in the Nordic mountain birch forest: the influence of grazing and climate. *Arctic, Antarctic and Alpine Research* 36: 323-332.
- Tømmervik, H., Johansen, B., Riseth, J.Å., Karlsen, S.R., Solberg, B. & Høgda K.A. 2009. Above ground biomass changes in the mountain birch forests and mountain heaths of Finnmarksvidda, northern Norway, in the period 1957–2006. *Forest Ecology and Management* 257: 244-257.
- Vorren, K.D. 1970. Nedbørsmyrene og deres verneverdi. *Ottar* 66: 7-25.
- Vorren, K.D. 1979. Myrinventeringer i Nordland, Troms og Finnmark, sommeren 1976, i forbindelse med den norske myrreservatplanen. *Troms Naturvitenskap* 3. 118 s.
- Zuidhoff, F.S. 2003. Palsa growth and decay in northern Sweden. *Acta Universitatis Upsaliensis. Comprehensive Summaries of Uppsala Dissertations from the Faculty of Science and Technology* 813. 30 s.
- Økland, R.H. & Eilertsen, O. 1993. Vegetation-environment relationships of boreal coniferous forests in the Solhomfjell area, Gjerstad, S Norway. *Sommerfeltia* 16: 1-254.
- Økland, T. 1996. Vegetation-environment relationships of boreal spruce forests in ten monitoring reference areas in Norway. *Sommerfeltia* 22: 1-349.
- Økland, T., Bakkestuen, V., Økland, R.H. & Eilertsen, O. 2004a. Changes in forest understorey vegetation in Norway related to long-term soil acidification and climatic change. *J. Veg. Sci.* 15: 437 - 448.
- Økland, T., Økland, R.H., Bratli, H. & Eilertsen, O. 2004b. Nasjonalt nettverk av flater for intensivovervåking i skog: Endringer i planteartsmangfold i granskog i perioden 1988-2002. *Norsk Institutt for Jord- og Skogkartlegging.* 2004: 6: 1-55.
- Økland, T., Aarrestad, P.A., Halvorsen, R., Bakkestuen, V., Bratli, H. & Stabbetorp, O. 2008. Mengdeendringer for utvalgte plantearter 1988-2007. *NINA Rapport* 362: 40-44.
- Økland, T., Aarrestad, P.A. & Halvorsen, R. 2009. Mengdeendringer for utvalgte plantearter 1988-2008. I Framstad, E., red. *Natur i endring. Terrestrisk naturovervåking i 2008: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl.* *NINA Rapport* 490: 80-84.
- Aarrestad, P.A. 2009. Trusler for kystlyngheiene. I Nilsen, L. S. (red.) *Naturen.* Nr 2. Universitetsforlaget, Oslo, s. 112-16.
- Aarrestad, P.A., Bakkestuen, V., Stabbetorp, O.E. & Wilmann, B. 2008. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Møsvatn 2007. I Framstad, E., red. *Natur i endring. Terrestrisk naturovervåking i 2007: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl.* *NINA Rapport* 362: 15-28.
- Aarrestad, P.A., Bakkestuen, V., Often, A., Stabbetorp, O.E. & Wilmann, B. 2009. Vegetasjonsundersøkelser av boreal bjørkeskog i Gutulia og Dividalen. I Framstad, E., red. *Natur i endring. Terrestrisk naturovervåking i 2008: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl.* *NINA Rapport* 490: 16-42.

## 5.6 Moser

Forfatter: Kristian Hassel (NTNU Vitenskapsmuseet)

Hovedøkosystem	Indikator	Latinsk navn
ferskvann	fossegrimemose	<i>Herbertus stramineus</i>
ferskvann	horngrimemose	<i>Herbertus dicranus</i>
ferskvann	striglekrypemose	<i>Hygroamlystegium fluviatile</i>
ferskvann	vasshalemose	<i>Isothecium holtii</i>
fjell	fjellfiltmose	<i>Eremophila alpestris</i>
fjell	fjellrev	<i>Aulacomnium turgidum</i>
fjell	nipdraugmose	<i>Anastrophyllum joergensenii</i>
fjell	prakttraugmose	<i>Anastrophyllum donnianum</i>
fjell	sylmose	<i>Atractylocarpus alpinus</i>
fjell	torntvebladmose	<i>Scapania nimbosa</i>
myr, kilde og flommark	alvemose	<i>Hamatocaulis vernicosus</i>
myr, kilde og flommark	fjellgittermose	<i>Cinclidium arcticum</i>
myr, kilde og flommark	stakesvanemose	<i>Meesia longiseta</i>
skog	etasjemose granskog	<i>Hylocomium splendens</i>
skog	fakkeltvebladmose	<i>Scapania apiculata</i>
skog	huldretormose	<i>Sphagnum wulfianum</i>
skog	sporebustehette	<i>Orthotrichum rogeri</i>
skog	svøpfellmose	<i>Neckera pennata</i>
skog	pelsblæremose	<i>Frullania bolanderi</i>
skog	setertrompetmose	<i>Tayloria splachnoides</i>
åpent lavland	glansteppe	<i>Porella obtusata</i>
åpent lavland	heiflette	<i>Hypnum jutlandicum</i>
åpent lavland	heitorvmose	<i>Sphagnum strictum</i>
åpent lavland	småklokkemose	<i>Encalypta vulgaris</i>

Mosene regnes som de første landplantene og stammer fra grønne alger som trolig stod nær dagens kransalger Charophyta. Moser er en parafyletisk gruppe (deler ikke en felles stamfar) og består av tre hovedgrupper hvor den mest artsrike er bladmosene Bryophyta, deretter kommer levermosene *Marchantiophyta* og nåkapselmosene *Anthocerotophyta* (Goffinet & Shaw 2008). Totalt kjenner vi i Norge omkring 1100 arter av mose (Flatberg et al. 2006). I arbeidet med naturindeksen er det brukt representanter fra bladmosene og levermosene.

Mosene omtales ofte likevel som en gruppe og det kommer av at de deler mange karakterer i livshistorien som samtidig skiller dem fra andre landplanter. Viktige karakterer som skiller mosene fra andre landlevende planter er at det er den haploide gametofyttgenerasjonen som er det dominerende livsstadiet og at de mangler røtter og velutviklede karstrenger for aktiv transport av vann og nærings-

stoffer (Goffinet & Shaw 2008). Mosene tar opp vann og næringsstoffer direkte på overflaten fra lufta eller via det underlaget de vokser på. Mosene har tilpasset seg livet på land ved å være uttørkingstolerante. Mosene kan sies å være vekselvåte (poikilohydriske) og de er fotosyntetisk aktive bare når de er fuktige og går inn i en dvaletilstand når de tørker ut.

Økologisk er det slik at de enkelte moseartene ofte har svært spesifikke nisjer, og de er samtidig ofte vidt utbredt. Mange norske arter har sirkumboreal eller sirkumarktisk utbredelse, dette gjør at de er spesielt godt egnet i overvåkingssammenheng.

### 5.6.1 Utvelgelse av arter

I arbeidet med naturindeksen er det valgt ut arter for de ulike hovedtypene av terrestriske miljø (ferskvann, fjell, myr, skog og åpent lavland) på en slik måte at de fleste fylker er representert med en art innen hver hovednaturtype. Samtidig har en forutsetning for å

velge en art at det er et minimum av tilgjengelige data. Det er både arter på rødlista og mer vanlige vidt utbredte arter representert.

### 5.6.2 Metode for vurdering av bestandsstatus

På grunn av lite tilgjengelige populasjonsdata er det for alle artene bortsett fra en tatt utgangspunkt i antall lokaliteter for å lage en indeks for arten. Fremgangsmåten har da vært å samle inn data fra universitetsmuseenes databaser via den interne databasen ved herbarium TRH, Artskart (<http://artskart.artsdatabanken.no>) og mosedatabasen ved herbarium O (<http://www.nhm.uio.no/botanisk/mose>). I tillegg har andre kilder som litteratur vært benyttet der det har vært naturlig. Ut i fra disse dataene er det blitt satt opp lokalitetslister for hver art for hvert fylke. Det er så gjort en vurdering av hvor mange lokaliteter det egentlig finnes, dette er

gjort ved å multiplisere det kjente antallet lokaliteter med en faktor på 1,5-10. Selv om denne faktoren nok i realiteten vil variere mellom fylker er den med få unntak holdt konstant for hver enkelt art. Den verdien en kommer frem til da er blitt brukt som referansetilstanden for det aktuelle fylket. Videre er det ut i fra referansetilstanden og usikkerheten (lite eller stort faktortall) beregnet et intervall for minimum og maksimum antall lokaliteter. Fastsettelse av faktortall og minimum- og maksimumstall bygger i stor grad på en såkalt "ekspertvurdering" og det er derfor knyttet usikkerhet til disse vurderingene.

Denne metoden bygger på at antall lokaliteter er et substitutt for antall populasjoner. Den mest åpenbare svakheten er at den ikke fanger opp fluktuasjoner i populasjonsstørrelse, en vil kun få utslag på indeksen idet en art går ut fra en lokalitet eller etablerer seg på en ny.



Fakkeltvebladmose (*Scapania apiculata*). ©Kim Abel /Naturarkivet.no

For å utvikle indeksen til et mer presist instrument bør en i fremtiden prioritere overvåking av et antall arter innen hver hovednaturtype. For mosenes del er det følgende arter som peker seg ut: 1) ferskvann fossegrimemose *Herbertus stramineus* og vass-halemose *Isothecium holtii*, 2) fjell torntvebladmose *Scapania nimbosa* og nipdraugmose *Anastrophyllum joergensenii*, 3) myr, kilde og flommark stakesvane-mose *Meesia longiseta* og fjellgittermose *Cinclidium arcticum*, 4) skog fakkeltvebladmose *Scapania apiculata*, huldretormose *Sphagnum wulfianum* og pels-blæremose *Frullania bolanderi*, og 5) åpent lavland småklokkemose *Encalypta vulgaris* og heitorvmose *Sphagnum strictum*.

### Referanser

Flatberg, K. I., Blom, H. H., Hassel, K. & Økland, R.H. 2006. Moser Anthocerophyta, Marchatiophyta, Bryophyta. In: Kålås, J. A., Viken, Å. and Bakken, T. (red.) Norsk Rødliste 2006. Artsdatabanken, s. 416.

Goffinet, B. & Shaw, A. J. (red.) 2008. Bryophyte biology. Cambridge University Press.

## 5.7 Sopp

### 5.7.1 Sopp i skog

Forfatter: Tor Erik Brandrud (Skog og landskap)

Sopp utgjør en av de mest artsrike og viktigste organismegruppene i skog, og inkluderer en rekke spesialiserte arter knyttet til bestemte naturtyper og mange til bestemte treslag, særlig symbiose/mykorrhizasopp (symbiose med trerøtter), og vedboende arter. Vi har valgt ut 10 arter/slekter blant disse gruppene (6 mykorrhizasopper, 4 vedboende), samt en slekt av jordsaprotrofer (jordstjerner *Geastrum* spp.). Alle de utvalgte artene er rødlistet, og de fleste har vært brukt som indikatorarter/signalarter for gunstig økologisk tilstand og habitat-kvalitet innenfor sin naturtype.

Alle de utvalgte jordboende artene har streng tilhørighet til én/et fåtall naturtyper i skog, og vurdering av bestandsendring/tilbakegang er i alt vesentlig basert på vurdering av utvikling av de respektive habitater (vi har svært lite data på tidsutvikling for disse artene). Blant de vedboende er valgt ut arter som er strengt knyttet til læger av

Hovedøkosystem	Indikator	Latinsk navn
skog	bananslørsopp	<i>Cortinarius nanceiensis</i>
skog	begerfingersopp	<i>Artomyces pyxidatus</i>
skog	brun hvitkjuke	<i>Antrodia albobrunnea</i>
skog	fiolgubbe	<i>Gomphus clavatus</i>
skog	grønn fåresopp	<i>Albatrellus cristatus</i>
skog	jordstjerner	<i>Geastrum</i> sp.
skog	kopperrød slørsopp	<i>Cortinarius cupreorufus</i>
skog	lappkjuke	<i>Amylocystis lapponicus</i>
skog	storpiggsopp	<i>Sarcodon</i> sp.
skog	svartnende kantarell	<i>Cantharellus melanoxeros</i>
skog	svartsonekjuke	<i>Phellinus nigrolimitatus</i>
åpent lavland	jordtunger	<i>Geoglossum</i> sp.
åpent lavland	køllesopper	<i>Clavaria</i> sp.
åpent lavland	praktrødsdivesopp	<i>Entoloma bloxami</i>
åpent lavland	praktvoksopper	<i>Hygrocybe</i> sp.

hhv. osp, furu og gran, samt en som går på gran og furu. Her ligger bestandsvurderingene nær opp til vurderingene av utviklingen av dødved av hhv. osp, furu og gran knyttet til gammelskog, justert for negative effekter av fragmentering av egnet substrat i tid og rom (reduisert konnektivitet). Det er lenge siden disse skogartene befant seg i referansetilstanden/naturskogstilstanden i Norge. For eikeskogsartene må en trolig tilbake til før 1600 for å finne noe som likner en naturskogstilstand.

Alle data om kjente forekomster (lokaliteter) for artene er hentet fra Norsk soppdatabase (2009). Siden vurderingene av bestandsutvikling og bestandsindeks er gjort indirekte ved hjelp av antatt habitatutvikling, er disse i stor grad basert på faglig skjønn, med stor usikkerhet, og resultatene må derfor brukes med stor forsiktighet.

## Vurderinger og kommentarer

### Jordboende arter:

#### Bananslørsopp (*Cortinarius nanceiensis* VU)

Det er kjent 29 forekomster (lokaliteter) av denne, og det virkelige antallet forekomster anslås til ca. 150. Bananslørsopp er i Norge knyttet til kalklindeskog og (sjelden) kalkrike hasselkratt, med utbredelse i Oslofjordsområdet samt noen forekomster opp til Mjøsa. Kalklindeskog er et av de aller viktigste hotspot-habitatene for sjeldne og rødlistede sopp i Norge (Brandrud 2009), og bananslørsopp er en av de mer utbredte kalklindeskogsoppene.

Kalklindeskogen så vel som mange av artene her antas å representere flere 1000 år gamle relikter (restforekomster) fra varmetida. Dette hotspot-habitatet vurderes å ha hatt en tilbakegang på 20-30 % siden 1950, og kalkrike hasselkratt i kulturlandskapet vurderes å kunne ha hatt en tilsvarende tilbakegang (men mindre kjent). Bananslørsopp vurderes å ha hatt en endring fra bestandsindeks verdi 0,6 i 1950, til ca. 0,4 i 2010.

#### Grønn fåresopp (*Albatrellus cristatus* VU)

Grønn fåresopp er kjent fra 40 forekomster, og det virkelige antallet forekomster anslås til 320. Denne er sterkt knyttet til rik lågurteikeskog (inkl. amfibolitt eik-lindeskog), og har i Norge/Norden et sterkt tyngdepunkt på Sørlandet (tilhører elementet sørlandsopper). Denne og andre eikeskogsarter vurderes å ha hatt en betydelig tilbakegang i forhold til referansetilstanden, med anslåtte indeksverdier på 0,5 i 1950 og 0,37 i 2010.

#### Svartnende kantarell

##### (*Cantharellus melanoxeros* NT)

Svartnende kantarell er kjent fra ca. 110 forekomster, og det virkelige antallet forekomster anslås til 900. Arten har en kystutbredelse med forekomst nord til Nordland, og med et norsk-nordisk tyngdepunkt i fjordstrøk på Vestlandet-Nordvestlandet. Den tilhører et element av arter knyttet til rike eik-lind-hasselskoger, med mindre tilbakegang enn eik- og kalklindeskogsartene.

#### Kopperrød slørsopp (*Cortinarius cupreorufus* NT)

Arten er kjent fra 100 forekomster, og anslås å finnes på totalt 900 forekomster. Dette er sammen med neste en av de mest brukte indikatorartene/signalartene for kalkbarskoger med høy bevaringsverdi. Arten har vid utbredelse i kalkområdene på Østlandet, dessuten i Møre og Romsdal, Trøndelag og Nordland. I tillegg til tap av areal ved utbygging har denne og andre kalkbarskogsarter trolig hatt to flaskehalsar som har preget bestandsutviklingen; (i) den omfattende plukkhogsten/dimensjonshogsten på 1800-tallet og begynnelsen av 1900-tallet, og (ii) den omfattende flatehogsten på (1950-)1960-1970-tallet. Sistnevnte førte til bortfall av en rekke forekomster. Denne trenden er i noen grad motvirket ved at artene de siste 10-20 år har hatt en viss re-etablering i yngre skog >ca. 30 år. Kopperrød slørsopp vurderes å ha hatt en nedgang siste 30-50 år, men en utflating de siste 20 årene.

#### Fiolgubbe (*Gomphus clavatus* NT)

Arten er kjent fra 100 forekomster, og anslås å finnes på totalt 800 forekomster. Arten er som foregående en av de mest brukte indikatorartene/signalartene for kalkbarskoger med høy bevaringsverdi. Arten har i Norge en sørøstlig utbredelse, med kjerneområde i kalkgran/furuskog i Hadeland-Ringerike-Asker-området og spredte forekomster sør til Skagerrak-kysten. Fiolgubbe som danner mykorrhiza med gran, er knyttet til gammelskog, og kjernepopulasjonene består i stor grad av 80-100 år gamle individer i eldre (beite)skog. Arten vurderes å være i fortsatt nedgang.

#### Storpigg-sopper (*Sarcodon* sp.)

Denne slekten omfatter i Norge 9 rødlistede arter, samt to ikke-rødlistede (ikke inkludert her). Det er totalt kjent 419 forekomster av rødlistede storpigg-sopper i Norge, og det totale antallet forekomster anslås til ca. 3700. Artene er i hovedsak knyttet til kalkbarskog, og opptrer nesten bare i gammelskog. Mange arter har tyngdepunkt i Oslofeltet og kalkområdene i Nord-Trøndelag-Nordland, mens en art som

glatt storpigg (*Sarcodon leucopus*) trolig har sine største forekomster i hele Europa på Nordvestlandet. Slekten vurderes i hele Europa å være i tilbakegang, og har bl.a. fått sin egen handlingsplan i Sverige.

#### Jordstjerner (*Geastrum* sp.)

Slekten jordstjerner omfatter i Norge 11 rødlistede arter, hvorav flertallet er knyttet til kalkrik, naturlig åpenmark, kalktørrenger, kalkberg og sandtørrenger, særlig i skjærgården i indre Oslofjord (steppeelement). Noen arter er også knyttet til kalkbarskog, og noen mest til rik edellauvskog. Noen arter er utbredt i kalkkområder i nesten hele landet. Artene har tidligere hatt en betydelig tilbakegang bl.a. pga. arealtap ved utbygging, men mange ser nå ut til å flate ut, bl.a. pga. at mange forekomster er blitt vernet.

#### Vedboende arter:

##### Begerfingersopp (*Artomyces pyxidatus* NT)

Det er kjent ca. 380 forekomster av arten i Norge, og det totale antallet forekomster anslås til ca. 5300. Begerfingersopp vokser på middels til mye nedbrutte ospelærer. Arten har tyngdepunkt i Agder-Telemark-Vestfold, hvor den sannsynligvis har hatt en nedgang til nylig, men der den nå trolig er i økning pga. en stor generasjon med gammel osp og ospelærer. Det kan bli en ny nedgangsperiode når denne generasjonen går ut og foryngelsen er satt tilbake bl.a. av hardt elgebeite, samtidig som tiltak for å ta vare på eldre ospesuksesjoner i nøkkelbiotoper/ MiS virker positivt.

##### Brun hvitkjuke (*Antrodia albobrunnea* NT)

Det er kjent ca. 180 forekomster av arten i Norge, og det totale antallet forekomster anslås til ca. 1500. Brun hvitkjuke vokser på gamle, gjerne grove furulærer i gammelskog. Arten har hatt en betydelig tilbakegang i forhold til referansetilstand pga. habitatmangel, men bestanden kan nå være i ferd med å flate ut, men dokumentasjon på dette mangler.

##### Lappkjuke (*Amylocystis lapponica* EN)

Det er kjent 48 forekomster av arten i Norge, og det totale antallet forekomster anslås til ca. 120. Lappkjuke er en av de artene på granved som viser tydeligst tegn til fragmentering av populasjonene i takt med langvarige fragmenteringen av gammelskogslandskapet. Den ser ut til å ha dårlig evne til å re-etablere seg i mange områder der det nå er økende mengde av egnet substrat (grove lærer i produktiv skog). Arten er således fortsatt trolig i nedgang, men kan muligens være i en lokal økning i vernet kjerneområder.

##### Svartsonekjuke (*Phellinus nigrolimitatus* NT)

Det er kjent 1100 forekomster av arten i Norge, og det totale antallet forekomster anslås til ca. 9000-10000. Arten fruktifiserer mest på middels til mye nedbrutte, grove granlærer i gammelskog (iblant på furulærer). Denne habitat-kvaliteten har vært kraftig redusert under lengre tid. Lærer-mengden har tatt seg opp noe i eldre, ikke-flatehogd skog de siste 20 årene, men det er usikkert om dette har ført til en økning i svartsonekjuke-bestandene.

## 5.7.2 Åpent lavland - Beitemarkssopp

Forfatter: John Bjarne Jordal

Beitemarkssopp er sopparter som virker sterkt knyttet til naturbeitemark og tradisjonelle slåtteenger (del av åpent lavland), som har vært lite utsatt for gjødsling og jordarbeiding, og som gjerne har en lang driftshistorie med beiting (evt. slått i tillegg). Beitemarkssopp omfatter følgende grupper:

1. jordtunger - rødlistearter av slektene *Geoglossum*, *Microglossum* og *Trichoglossum* (til gruppa hører 10 rødlistearter som vurderes; til *Microglossum* regnes nå også *M. atropurpureum*, i rødlista 2006 heter denne *Thuemenidium atropurpureum*)
2. praktvokssopper - rødlistearter av slekten *Hygrocybe* (til gruppa hører 20 rødlistearter som vurderes)
3. køllesopper - rødlistearter av slekten *Clavaria* (til gruppa hører 10 rødlistearter som vurderes)
4. rødskivesopper (fra gruppa er utvalgt praktredskivesopp - *Entoloma bloxamii*, rødlistekategori VU)

### Bestandsstatus baseres på antatt habitatutvikling

Det finnes ingen systematiske naturfaglige undersøkelser av beitemarkssopp før etter 1990 (Norsk soppdatabase). Før denne tida er det mest tilfeldige funn (se f. eks. Blytt 1905). Disse dataene kan derfor ikke brukes som grunnlag for å predikere bestandsutvikling før 1990, og data om bestandsutvikling etter 1990 mangler for det meste også. Disse dataene er derfor brukt hovedsakelig som grunnlag for å si noe om utbredelse. Dataene gir også en pekepinn på hvor de viktige bestandene befinner seg i dag.

Forekomsten av semi-naturlig eng i nasjonal arealstatistikk fra 1907 er vurdert i forhold til senere tidspunkter. I arealstatistikken for 1949 er bl.a. natureng oppgitt, og det antas at dette har omtrent samme definisjon som 1907. Det må derimot

sies å være et ganske stort paradoks at lignende kategorier mangler for nyere landbruksstatistikk. For periodene 1990, 2000 og 2010 er det bare en generell kategori på "anna eng og beite" som finnes, og siden informasjon om gjødsling/jordarbeiding ikke finnes for dette arealet, er utviklinga for seminaturlig eng vanskelig å vurdere eksakt. Naturbase er brukt for å anslå areal av seminaturlig grasmark i fylkene i 2008 (uttak pr. februar 2009). Vurdering av bestandsutvikling og bestandsindeks er gjort indirekte ved hjelp av antatt habitatutvikling. Man har her kombinert antatt utvikling (areal og tilstand) av seminaturlig grasmark og aktuelle skoghabitater. I fylker hvor størstedelen av dagens bestander finnes i seminaturlige grasmarker er det antatt at dette også gjaldt tidligere, og indeksen er valgt ut fra en vurdering av utviklinga i dette habitatet. I fylker hvor en varierende andel av dagens kjente bestander finnes i skog er dette tatt hensyn til i vurdering av indeks.

### **Utvikling og tilstand i seminaturlig grasmark**

Hovedhabitatet for de vurderte artene er seminaturlige grasmarker, som utgjør vel 90 % av de kjente funnene alle de utvalgte artene sett under ett (ca. 225 av 2647 funn er i skoglignende habitater, dvs. 8,5 %). Det er angitt et fåtall funn (størrelsesorden 1-2 %) av enkelte rødlista beitemarkssopp i stabile sanddyner, gamle steinbrudd (særlig kalkbrudd), plener, parker, veikanter mm. som her for enkelthets skyld inkluderes i seminaturlige grasmarker. Tilgjengelig statistikk tyder på en svak men tydelig tilbakegang i seminaturlige grasmarker fra 1900 til 1950. Den virkelig sterke tilbakegangen antas å ha startet for alvor i perioden 1950 til 1990, da "det store hamskiftet" i norsk landbruk slo til for fullt. Etter 1990 har det gradvis kommet virkemidler i forhold til bevaring av semi-naturlige enger i Norge. Dels har dette skjedd gjennom konkrete støtteordninger og dels forsøk på holdningsendringer gjennom veiledning og informasjon. Tilbakegangen i semi-naturlige enger vurderes likevel som betydelig i perioden 1990-2010. Det har i denne perioden vært et jevnt frafall av gårdbrukere som har drevet på en tradisjonell "gammeldags" måte, og som har sikret mange semi-naturlige enger, mens svært få med tilsvarende drift har kommet til. Dette har forsinket utviklinga, men representerer samtidig en "utdøelsesgjeld" i framtida. Arealbruksendringer (som nedbygging) har fortsatt også disse siste to ti-årene.

Fra Naturbase pr. februar 2009 er summert:  $D01 + (D04 \times MTF)$  der D01 er slåttemark, D04 naturbeitemark og MTF er mørketallsfaktor for naturbeitemark, anslått til 2 for Oppland, Møre og Oslo, 3 for resten + anslag på 5000 dekar i Finnmark. Grunnen til at det ikke er brukt mørketallsfaktor for slåttemark er å finne i utkast til handlingsplan for slåttemark (DN 2009) s. 19: av vel 50000 dekar i Naturbase 31.12.2008 anslås bare 5000-20000 dekar å være reelle slåttemarksarealer, tallene i Naturbase er med andre ord 2,5-10 x for høye i utgangspunktet.

Denne metoden innebærer mye usikkerhet, og tallene presenteres derfor ikke nærmere her. For Norge oppnås med denne metoden et anslag for seminaturlig grasmark i 1907 på 6939 km<sup>2</sup> og for 2009 på 694 km<sup>2</sup> og således en tilbakegang på 90 % for landet. Tallet er usikkert, men ikke overraskende tatt i betraktning de dramatiske endringene som utvilsomt har skjedd i seminaturlige grasmarker på denne tida.

I tillegg er tilstanden i gjenværende arealer mer ugunstig for disse artene enn tidligere.

### **Utvikling og tilstand i skog**

Som nevnt er ca. 225 av 2647 (8,5 %) funn gjort i skog (tabell 3). Aust-Agder utmerker seg med en høy andel av funnene i skog, men også andre Østlandsfylker har samme tendens. Det er imidlertid bare en mindre andel av artene som står for de fleste av disse funna. Det er særlig edellauvskog som er viktig, men noen funn er også gjort i kalkskoger. Substratet kan være alt fra naken jord til grasmark. Bl.a. i Nordland er en del funn gjort i rike bjørkeskoger, noen også i rike granskoger. Substratet her varierer fra grasmark til naken jord eller til og med høgstaudevegetasjon. Utviklinga av de mest aktuelle skoghabitatene (edellauvskog, kalkskog) antas å tilsvare i grove trekk en halvering av bestandene i 2009 i forhold til referansetilstanden. På Østlandet skyldes dette delvis nedbygging, mens for andre deler av landet antas også en tilbakegang i større grad å skyldes treslagskifte. For bjørkeskog har nok utviklinga vært annerledes, men tallene er usikre.

### **Indeks**

I den fylkesvise vurderinga av bestandsindeks har man tatt hensyn til antatt tilbakegang for ulike habitater og funnet et veid gjennomsnitt i forhold til hvor stor andel av funnene som er kjent fra seminaturlig grasmark og hvor stor andel som er kjent fra skog (norsk soppdatabase). Hvis tilbake-



gangen for seminaturalig grasmark antas å være minst 90 % fram til 2010, og en liten andel av bestandene pr. 2010 antas å forekomme i skog, er indeksen gjerne satt til 0,1 i 2010. Hvis tilbakegangen for seminaturalig grasmark antas å være 80-90 % fram til 2010, og/eller en viss, mindre andel av bestandene antas å forekomme i skog, er indeksen gjerne satt til 0,2 i 2010. Hvis en stor andel av bestandene de siste tiårene er gjort i skog, antas likevel en del av bestandene i referansetilstanden å ha vært i grasmarker, men indeksen i 2010 er i disse tilfellene trukket opp mot 0,4. Siden det ofte dreier seg om få kjente arter, kan man innvende at dette muligens er for høyt i disse tilfellene.

Det må understrekes at det er problematisk at man her må vurdere en felles indeks for grupper som inneholder arter med noe forskjellig økologi. Det spiller da også helt klart inn hvilke arter som er kjent fra de ulike fylkene.

## Vurderinger og kommentarer

### Jordtunger

Det er totalt 421 funn av rødlista jordtunger, hvorav ca. 64 (15 %) er gjort i skog. Rundt halvparten er gjort i de tre kystfylkene Hordaland, Sogn og Fjordane og Møre og Romsdal, og i tillegg er Oppland et viktig fylke. I disse distriktene er det bare et par funn gjort i skog. Derimot er omtrent alle av totalt 46 funn i Aust-Agder gjort i edellauvskog. Dette dreier seg imidlertid - med et par unntak - bare om de tre *Microglossum*-artene. I distrikter hvor de fleste eller alle funn er gjort i seminaturalige grasmarker antas bestandsindeksen å følge utviklinga for de seminaturalige grasmarkene (sum av arealendring og tilstand), men indeksen er ofte justert noe opp på grunnlag av antakelser eller mistanke om at det kan finnes mer enn det som er kjent i habitater med lavere tilbakegang (skog).

### Praktvokssopper

Det er totalt 1887 funn av rødlista praktvokssopper, hvorav ca. 120 (6,5 %) er gjort i skog. Over halvparten av funna (1047) er gjort i de tre kystfylkene Hordaland, Sogn og Fjordane og Møre og Romsdal, og i tillegg er Oppland et viktig fylke (360). Til sammen står disse fylkene for 75 % av funnene. I disse distriktene er bare rundt 2 % av funna gjort i skog til tross for at det er gjort en god del undersøkelser av fungaen i skog. Derimot er 13 av 17 funn i Aust-Agder gjort i edellauvskog. Dette dreier seg imidlertid bare om tre arter. Generelt utmerker enkeltarter som *H. quieta* seg med en del forekomster i skog, da helst på kalkrik jord.

### Køllesopper

Det er totalt 294 funn av rødlista køllesopper, hvorav ca. 35 (12 %) er gjort i skog. Oppland med 87 funn utmerker seg som det viktigste fylket. Rundt en tredel (99) er gjort i Vestland fylkene. I disse fylkene er bare vel 5 % av funna gjort i skog til tross for at det er gjort en god del undersøkelser av fungaen i skog. Derimot er 17 av 18 funn i Aust-Agder gjort i edellauvskog. Dette dreier seg imidlertid hovedsakelig om de to artene *Clavaria fumosa* og *C. zollingeri*.

### Praktrødsdivesopp

Det er totalt 45 funn av praktrødsdivesopp, hvorav 4 (9 %) er gjort i skog. Oppland med 8 funn utmerker seg som det viktigste fylket. De fire skogfunna er gjort i Akershus og Aust-Agder.

### Usikkerhet ved vurderingene

Datagrunnlaget er mangelfullt og i liten grad kritisk gjennomgått tidligere. Resultatene vil derfor i stor grad måtte baseres på faglig skjønn, der ikke bare usikkerheten er stor, men det er også vanskelig å anslå og kritisk vurdere denne usikkerheten. Resultatene må derfor brukes med stor forsiktighet og diskusjon av kvaliteten på datagrunnlaget vil stå sentralt.

### Arealstatistikk

Det har aldri eksistert noen god, samlet og systematisk kartlegging av semi-naturlig eng i Norge. Paradoksalt nok er det særlig for utviklingen de siste 50 årene at datagrunnlaget er mest mangelfullt, nettopp den perioden der tilbakegangen har vært sterkest. En er derfor nødt til å kombinere mer eller mindre egnet nasjonal statistikk på en indirekte måte, med erfaringsvurderinger og skjønn for å vurdere tilstandsendringer for semi-naturlig eng.

### Vurdering av bestandsutvikling

Vurdering av bestandsutvikling og bestandsindeks er gjort indirekte ved hjelp av antatt habitatutvikling. Den usikkerhet som hefter ved arealstatistikken forplanter seg derfor til indeksen. Siden vi i Norge har så dårlig arealstatistikk som er relevant for disse gruppene, vil også resultatene i form av bestandsindeksen nødvendigvis bli nokså usikre.

### Referanser

Blytt, A. 1905. Norges Hymenomyceter. Vidensk. Selsk. Skr. I Math. Naturv. kl. 1904, No. 6: 164 s.

Brandrud, T.E. 2009. Utkast til handlingsplan for kalklindskog. Fylkesmannen i Oslo & Akershus. Foreløpig høringsversjon.



*Fiolett greinkøllesopp (Clavaria zollingeri).* ©Sigve Reiso/Naturarkivet.no

Det Statistiske Centralbureau 1909. Jordbrukstællingen i kongeriket Norge. 30 september 1907. Første hæfte. Utsæd, landbruksredskaper, kreaturhold, sæterbruk. Kristiania 1909.

Det Statistiske Centralbyraa 1910. Jordbrukstællingen i kongeriket Norge. 30 september 1907. Andre hæfte. Arealet og dets anvendelse. Procentberegninger m.m. Kristiania 1909.

Direktoratet for naturforvaltning 2007. DN-håndbok nr. 13- 2 utgave 2006. <http://www.naturforvaltning.no/archive/attachments/02/123/Hndbo001.pdf>

Direktoratet for naturforvaltning 2007. Kartlegging av naturtyper – verdisetting av biologisk mangfold. DN-håndbok 13 – 2. utgave 2006. Oppdatert 2007.

Direktoratet for naturforvaltning 2009. Naturbase. <http://www.naturbase.no> eller <http://dnweb12.dirnat.no/nbinnsyn/>

Direktoratet for naturforvaltning 2009. Handlingsplan for slåttemark. DN-rapport 2009-6. 57 s.

Gaarder, G., Larsen, B.H. & Melby, M.W. 2007. Resursbehov ved kvalitetssikring og nykartlegging av naturtyper. Miljøfaglig Utredning rapport 2007-15.

Jordal, J.B., 1997. Sopp i naturbeitemarker i Norge. En kunnskapsstatus over utbredelse, økologi,

indikatorverdi og trusler i et europeisk perspektiv. Direktoratet for Naturforvaltning. Utredning for DN nr. 6- 1997.

Jordal, J.B. 2009. Åtgärdsprogram för svampar i ängs- och betesmarker 2009-2013. Entoloma bloxamii, Hygrocybe aurantiosplendens och Hygrocybe splendidissima. Naturvårdsverket, remissversion. 68 s.

Norderhaug, A., Nilsen, L. & Bele, B. 2008. "Åpent lavland" og kystlynghei - semi-naturlig vegetasjon. I: Nybø, S. & Skarpaas, O. Naturindeks. Bakgrunnsdokumenter for utprøving av metode i Midt-Norge. NINA-rapport 426.

Norsk soppdatabase. 2009. [http://www.nhm.uio.no/botanisk/nxd/sopp/nsd\\_b.htm](http://www.nhm.uio.no/botanisk/nxd/sopp/nsd_b.htm) (uttak av tabell i juni 2009)

Nybø, S. & Skarpaas, O. 2008. Utprøving av metode i Midt-Norge. NINA Rapport 425. 45 s.

Statistisk sentralbyrå 1950. Jordbrukstællingen 1949.

Statistisk sentralbyrå 1990. Jordbrukstællingen 1989.

Statistisk sentralbyrå 2000. Jordbrukstællingen 1999.

Statistisk sentralbyrå 2009. Diverse jordbruksstatistikk. (ssb.no)

## 5.8 Lav og alger

Forfattere: Jarle W. Bjerke, Inga Bruteig og Hans Tømmervik (alle NINA)

Overvåking av lavrik vegetasjon er i Norge begrenset til et fåtall grupper av lav og et fåtall områder. I tillegg er de første tidspunktene i disse overvåkingsseriene fortsatt ganske ferske. Dette begrenser muligheten til å få faktiske data fra langt tilbake i tid. De beste tidsseriene er de som omhandler reinbeitelav i villrein- og tamreindistrikter. Dette er derfor en naturlig indikator for Naturindeks. Tre indikatorer baserer seg på data fra det terrestriske overvåkingsprosjektet TOV. Disse er kvistlav og snømållav i fjellbjørkeskogen og frittlevende grønnalger på bjørk. Den siste indikatoren for lav og alger er *Lobaria*-arter i skog. Denne er i all hovedsak basert på ekspertvurderinger. Disse fem indikatorene er omtalt nærmere i dette kapittelet.

### 5.8.1 Reinbeitelav

En lang rekke litteraturkilder er brukt for å dekke hele landet. I tillegg har Hans Tømmervik gjort ytterligere analyser basert på tidsserier av satellitt- og flybilder. Da data foreligger i høyst forskjellige former, varierer databehandling og måleenhet for ulike deler av landet. Data er ikke tilgjengelige for alle fjellområder i landet. Ekspertvurderinger er kun gjort for enkelte områder som ligger nær områder med faktiske data. For fjellområder uten verdsetting er det ikke lagt inn data (verdi tolkes som 0), men verdi -1, som indikerer manglende data, kunne vært brukt i stedet. Referansetilstand vurderes som tilstand ved lavt beitepress, men ikke fravær av beite, noe som for mesteparten av landet var tilstanden på 1930-tallet.

#### Finnmarksvidda (Kautokeino og Karasjok)

Innlagte verdier baserer seg på faktiske satellitt- og flybildebaserede data for perioden 1954-2000 publisert av Tømmervik et al. (2004). Data er videre bearbeidet av Hans Tømmervik for Naturindeks.

Måleenhet er biomasse over skoggrensa i tonn på kommunenivå. Ekspertvurdering for 1950 er gjort på grunnlag av faktiske data for perioden 1954-1957 og reintall tilbake til 1945. Verdier for 1990 er beregnet ut fra faktiske data fra 1987 og 1996, basert på den antakelsen at endringene i denne perioden var tilnærma lineære. Verdier for 2010 er ekspertvurderinger som baserer seg bl.a. på detaljerte undersøkelser gjort i 2005 (Gaare et al. 2006) og i 2009 (Gaare, Tømmervik & Bjerke in prep.), samt på publiserte data fra fjellbjørkeskogen i det samme området (Tømmervik et al. 2009) og personlig meddelelse fra Bernt Johansen til Hans Tømmervik. Grunnen til at Opphør av tradisjonell bruk er satt til "liten" er at overgang mot mer motorisert drift, samt økt fokus på pengeøkonomi i reindrifta, har påvirket reinlavheiene direkte ved skader som følge av motorisert ferdsel i utmark, samt indirekte, bl.a. gjennom økte reintall og større areal brukt til vinterbeite.

#### Sør-Varanger

Data er basert på Tømmervik et al. (1995, 2003). Faktiske data er tilgjengelige for perioden 1973-1999. Data er videre bearbeidet av Hans Tømmervik for Naturindeks. Data angir prosent av kommunen som er dekket av lavdominert vegetasjon. Det er ikke skilt mellom skog og hei, da det på satellittbildene ikke alltid er like lett å se forskjell på glissen skog og ekte fjell/hei. Nedgang fra 1950 til 1990 skyldes luftforurensing (lagt inn som "forsuring" dvs. svovel, og "annen forurensning", dvs. tungmetaller). Ekspertvurderinger for 1950 og 2010 er basert på kunnskap om forurensning, reintall og utvikling av reinbeitelav ellers i fylket.

#### Øvrige kommuner i Finnmark

Porsanger og Alta følger i stor grad samme trend som Kautokeino og Karasjok (se disse). Gjenveksten i Alta ser dog ut til å gå saktere enn i de andre tre kommunene (Gaare et al. 2006). Ekspertvurderinger er gjort deretter. Kystkommunene i Finnmark brukes primært til vår-, sommer- og høstbeite for rein, og

Hovedøkosystem	Indikator	Latinsk navn
fjell	reinbeitelav	<i>Cladonia</i> ⊕ <i>Cetraria</i> spp.
skog	alge på bjørk	
skog	kvistlav fjellbjørkeskog	<i>Hypogymnia physodes</i>
skog	lobaria-arter i skog	<i>Lobaria</i> spp.
skog	snømållav fjellbjørkeskog	<i>Melanohalea olivacea</i>

antakelsen er at reinen i denne perioden foretrekker karplanter som næring. Til tross for dette viser en rekke undersøkelser langs Finnmarkskysten tydelige tegn til utstrakt beite på lavheiene (f.eks. Lyftingsmo 1965, Arnesen & Bjerke 2000, Bjerke & Jacobsen 2004, Bjerke et al. 2005, Tombre et al. 2005b, 2005c, Aarrestad et al. 2008). Et fåtall øyer langs kysten har ikke rein, f.eks. Rolvsøya, og dette vises tydelig på lavdekket. Rolvsøya hadde i 2005 et tett dekke av tykke lavmatter (Bjerke et al. 2005), som trolig ble redusert i påfølgende år som følge av reintroduksjon av rein til øya. Inngjerding av noen små felter i Hammerfest fra 2006 til 2008 ga betydelig gjenvækst av nedbeitet lav (Aarrestad et al. 2008). Vi antar at dekket av intakte lavheier i sommerbeiteområdene har fulgt noenlunde samme trend som i vinterbeiteområdene (se Finnmarksvidda). Måleenhet er andel intakte lavheier av alle lavheier, det vil si en prosentlig vurdering av intaktheten til lavheiene på kommunenivå.

### **Bardu**

Data viser dekke av noenlunde intakte lavheier i kvadratkilometer for reinbeiteområdene Salvas-skardet, Kistefjell, Gamas og Leina. Data er basert på satellittbilder analysert av Bernt Johansen og Hans Tømmervik, se Johansen et al. (1996) og Johansen & Karlsen (1998). Bilder er fra 1972, 1982 og 1990. 1972 betegner omtrentlig situasjonen i 1950, mens det er antatt en forbedring etter 1990 som følge av færre norske og svenske rein på vinterbeite i områdene (H. Tømmervik, upubliserte observasjoner). Oppdemming av Altevattn la nok et lite antall lavheier under vann, derfor er det haket av for "Liten" under "Menneskeskapte hydrologiske endringer".

### **Målselv**

Faktiske data fra reinbeiteområder innenfor kommunegrensa er tilgjengelige for årene 1978, 1990 og 1998, publisert av Tømmervik et al. (2005) og delvis også av Johansen et al. (1996), Johansen & Karlsen (1998) og Tømmervik (2000). Måleenhet er biomasse i tonn innenfor undersøkelsesområdet. 2000-data baserer seg på antakelsen om en svak økning i forhold til 1998, og kan derfor sies å være beregnet fra data. Ekspertvurderinger er gjort for 1950 og 2010. I 1950 var tilstanden trolig langt bedre enn i 1978, ettersom større partier av de vestre deler av Målselv var tilnærma uten rein fra 1920-tallet til slutten av 1950-tallet på grunn av reduksjon av svensksamenes sommerbeiteland i Troms (Den norsk-svenske reinbeitekommissjon av 1964, 1967).

### **Balsfjord**

Data viser dekke av lavheier i kvadratkilometer for reinbeiteområdene Indre Malangshalvøya, Strupen og Svartåsen. Data er basert på satellittbilder analysert av Hans Tømmervik, se Tømmervik (2000). Bilder er fra 1978, 1990 og 1998. Tilstanden var trolig en del bedre i 1950 enn i 1978 pga lavere reintall på grunn av reduksjon av svensksamenes sommerbeiteland i Troms (Den norsk-svenske reinbeitekommissjon av 1964, 1967), og dette er grunnlaget for ekspertvurdering for 1950.

### **Sørreisa og Lenvik**

Verdiene baserer seg på tall fra Fagerfjell, et område som var mindre brukt som vinterbeite for rein i perioden 1920-1960 på grunn av svensksamenes utestenging fra beiteområdene i midtre og ytre deler av Troms. Måleenhet er areal av lavdominert vegetasjon innenfor undersøkelsesområdet. Data er bearbejdet av Hans Tømmervik for årene 1978, 1990 og 1998. 2000-verdier er basert på 1998-verdier og er derfor angitt som "beregnet fra data". Data er rapportert tidligere i Tømmervik (2000).

### **Kystkommunene i Troms med rein på beite**

Disse har siden 1920-tallet hatt helårsbeite av rein, et resultat av at svenske reindriftssamer som benyttet kystområdene fikk valget mellom enten å bli bofast eller flytte permanent tilbake til Sverige; de som slo seg ned hadde derfor ikke vinterbeite i innlandet (Den norsk-svenske reinbeitekommissjon av 1997, 2001). Et i utgangspunktet naturlig lite dekke av lav har blitt ytterligere redusert som følge av økt vinterbeite, men generelt store snømengder gjør at laven over store områder er utilgjengelig for reinen i de periodene de trenger den mest. Vindeksponerte nes og rabber er derimot mer utsatt for beite. Ekspertvurderinger er gjort, og måleenheten er dekke av lavheier i prosent av totalt fjellareal.

### **Nord-Troms-kommunene**

Det er antatt at disse følger samme trend som Kautokeino og Alta, se disse for ytterligere informasjon. En del oppdemminger (spesielt i Kåfjord og Kvænangen) kan ha berørt arealet av intakte lavheier.

### **Kystkommunene i Sør-Troms**

Ekspertvurderinger er gjort ut fra den antakelsen at trendene observert for flere Vesterålen-kommuner er gyldige for et større område. Gjennomsnittverdier for kommunene Andøy, Bø, Hadsel, Sortland og Øksnes (se nedenfor) er lagt inn for nabokommunene som også er mer eller mindre fri for rein. Måleenheten er

areal (% av kommunens totale areal) av lavdominert vegetasjon.

### **Vesterålen, Lofoten og Ofoten**

Verdiene er basert på et undersøkelsesområde som dekker store deler av Vesterålen (hele arealet av Bø, Hadsel, Sortland og Øksnes, samt ca. halve delen av Andøy). Verdiene er bearbejdet for hver kommune. Måleenhet er areal (% av kommunens totale areal) av lavdominert vegetasjon. Dataene baserer seg på tidsserieanalyser av satellittbilder. Analysene er utført av Hans Tømmervik i forbindelse med Prosjektet TopCoast (p.t. upubliserte). Verdiene er tilgjengelige for årene 1985, 1994, 2001 og 2005. Verdiene for 1990 og 2000 er lagt inn med den antakelsen at endringene mellom to målinger er tilnærma lineære. Ekspertvurdering for 2010 er gjort ut fra den antakelsen at trenden fra 2001 til 2005 også har fortsatt i påfølgende år. Registreringene begrenser seg til fjellområder. Det vil si at de lavrike heiene og myrene i lavlandet ikke er inkludert i denne indikatoren, ei heller deres påvirkningsfaktorer (for disse, se indikatoren høgmyr). Gjennomsnittsverdier for kommunene Andøy, Bø, Hadsel, Sortland og Øksnes er lagt inn for nabokommunene som også er mer eller mindre fri for rein. Ekspertvurderingene er gjort ut fra den antakelsen at trendene observert for de nevnte Vesterålen-kommunene er gyldige for et større område.

### **Indre Nordland**

#### **(kommuner som grenser til Sverige)**

Faktiske data foreligger fra årene 1988, 1991 og 2002 basert på analyser av satellittbilder. Data er p.t. upubliserte og bearbejdet for Naturindeks av Hans Tømmervik. Undersøkelsesområdet er Byrkije nasjonalpark. Måleenhet er dekke i prosent av noenlunde intakte lavheier innenfor undersøkelsesområdet. Ekspertvurdering for 1950 baserer seg på kjennskap til reintetthet. Reingjerdet som ble satt opp i 1973-74 reduserte reintettheten betraktelig (fra ca. et snitt på 8 per km<sup>2</sup> til under 1 per km<sup>2</sup>). Vurdert reduksjon fra 2002 til 2010 er gjort på grunnlag av problemene med fornyelsen av reindriftskonvensjonen som førte til økt press på vinterbeitene på norsk side. Data fra Byrkije er brukt for å gi ekspertvurderinger for tilstøtende områder. Det er gått ut fra at fjellområdene fra Byrkije og nordover til Saltfjellet, og kanskje også videre nordover til fylkesgrensa har hatt samme utvikling, da spesielt viktig er endringa som skjedde da reingjerdet ble satt opp i 1973-74.

### **Nord-Trøndelag: Namsskogan og Røyrvik**

Verdiene baserer seg på data fra Byrkije (se ovenfor). Ekspertvurderinger er gjort for tilstøtende kommuner (Meråker m. fl.) basert på Byrkije-dataene.

### **Snøhetta (kommuner i Sør-Trøndelag og Møre og Romsdal)**

Data er basert i all hovedsak på resultater presentert av Hagen et al. (2006) fra Snøhetta, da spesielt data i figurene 1 og 8, samt tabellene 8 og 9. Dataene fra de ulike delområdene av Snøhetta er fordelt på kommunenivå. Denne fordelinga baserer seg på estimering av kommuneareal innenfor hvert delområde. Måleenhet er prosentvis andel av tilnærma ubeita lavbeite justert i forhold til arealendring av lavbeitene. Dataene ble innsamlet i 1986 og 2005. Verdiene for 1990 og 2000 er beregnet ut fra den antakelsen at endringene fra 1986 til 2005 var tilnærma lineære. 2010-data er vurdert ut fra en forventet jevn økning etter 2005. Økning i vestlig del av Snøhetta er forventet å være kraftigere pga stort frafall av drektige simler i 2006 (som følge av snørås). Om 1950-beregninger: Reintallet rett før 1950 var målt til rundt 5000 dyr, men før krigen var reintallet mye lavere. Den store nedgangen i lavhøyde og -dekning fant trolig ikke sted før rundt 1955-1965 da reintallene var rekordhøye og dødeligheten var stor. Vi antar derfor at Snøhetta hadde samme forhold som påvist på Hardangervidda på 1950-tallet, nemlig en høyere kvalitet på lavbeitet enn i 2000. Vi har antatt en 33 % (1/3) bedre dekning i 1950 enn i 2000. Referansetilstand vurderes som tilstand ved lavt beitepress, men ikke fravær av beite. Følgelig settes ikke referansetilstand til 100 %. På 1930-tallet og tidligere var reintallet svært lavt pga høyt jakttrykk (Mogstad 1964). I denne perioden var trolig rundt 60 % av reinlavheiene tilnærma ubeita, dog med noe lavere andel i kjerneområdet.

### **Hedmark og grensekommuner i Sør-Trøndelag**

De fleste innlandskommunene i Sør-Trøndelag og Hedmark (da spesielt reinbeitedistriktene Saantie-Essand, Gaebbrie-Riasten-Hylling, og Saantie-Gaebbrie) har hatt relativt stabile reintall og har praktisert et alturneringssystem for vinterbeite, noe som har gitt gode vekstvilkår for reinbeitene (Lyftingsmo 1974, Tømmervik & Johansen 1992, Solli 2007, H. Tømmervik, upubliserte observasjoner). I tillegg er det fjellområder som ikke blir utnyttet til reinbeite som har reinbeiter i klimakstilstand (se f.eks. Ballovara & Kalvemo 2008). Måleenheten for ekspertvurderingene er andel av intakte lavheier

i forhold til total mengde lavheier. Faktiske tall for reinbeitene i grenseområdene i Sør-Trøndelag og Hedmark er ikke tilgjengelige, men vi antar at andelen av intakte lavheier i forhold til alle lavheier har vært ganske stabil over tid. Lyftingsmo (1974) betegner f.eks. Røros-området og området nordvest for Femunden som lite til middels beitet, m.a.o. en god beitebalanse. Tilstanden i dag er trolig noenlunde den samme, ettersom reintallet har vært svært stabilt i området siden begynnelsen av 1970-tallet. Men situasjonen er noe annerledes for nabo-kommunen Engerdal. En del spredte observasjoner for Femundsmarka finnes. I 1948 var lavheiene så medtatte av tamreinbeiting at vinterbeitet til reinen i stor utstrekning ble vurdert å være ødelagt for lang tid framover; ofte var det bare fragmenter av lav igjen (Haugen 1952). I 1969 var store arealer lavbeiter ovenfor skoggrensa sterkt beitet på grunn av ekstreme reintall i perioden 1940-ca. 1969. Situasjonen var noenlunde den samme som i 1948. Lyftingsmo (1974) vurderte situasjonen i 1969 til følgende: 41 % av lavheiene var meget sterkt beitet, 18 % middels beitet og 41 % lite beitet. Etter det ble reintallet redusert til 2000-2500 rein og reinbeitelavene fikk vokse seg større. Tømmervik & Johansen (1992) kartla lavbeitene i 1992, og beitenes tilstand i 1991 var som følger: 13,7 % var sterkt beitet, 37,6 % middels beitet, mens 48,7 % var å betrakte som lite beitet/ikke beitet. Dette var vurdert som en god beitebalanse. Vi vurderer tilstanden til å være noenlunde den samme i dag, siden reintallet har vært svært stabilt i området de siste 18 årene.

Vedrørende ulike påvirkningsfaktorer: Det er sannsynlig at oppdemminga av den kunstige innsjøen Nesjøen la en del reinbeitelavheier under vann; dette er antydning ved innlegging av data for faktoren "Menneskeskapt hydrologiske endringer". Faktoren "Annen forurensning" er satt til ukjent. Trolig har ikke den radioaktive forurensninga fra Tsjernobyl påvirket levedyktigheten til laven. Det er også usikkert hvordan innsamling av reinlav, da spesielt kvitkrull, har påvirket bestanden. I 1977 ble det i Østerdalen samlet inn over 700 tonn kvitkrull til en verdi av vel 6 millioner kroner (Krog et al. 1994). Størsteparten av denne innsamlinga har imidlertid gått for seg i furuskogen, mens indikatoren er begrenset til fjellet. Et fuktigere klima kan ha ført til økt lavvekst men også økt konkurranse fra karplanter. Totaleffekten av klimaendringer er derfor ukjent. Økt hyttebygging har de senere år ført til mindre beitepress nær

hytteområdene og økt press i gjenværende uberørte områder (Lie et al. 2006).

### **Hardangervidda (kommuner i Hordaland, Buskerud og Telemark)**

Data er basert i all hovedsak resultater presentert av Gaare et al. (2005), da spesielt resultater presentert i figurene 2 og 6, samt Tabell 3, og på data fra Strand et al. (2004), da spesielt Figur 10. Dataene fra de ulike delområdene av Hardangervidda er fordelt på kommunenivå. Denne fordelinga baserer seg på estimering av kommuneareal innenfor hvert delområde. Måleenhet er andel mer eller mindre intakte lavbeiter (i prosent av total andel lavbeiter). Dataene ble innsamlet i 1988 og 2004. Gitte verdier for 1990 og 2000 er beregnet ut fra den antakelsen at endringene fra 1988 til 2000 var tilnærma lineære. Om vurderinger for 2010: Vi antar at positiv trend fra 1988 til 2004 fortsetter, men ikke med noe svakere vekstrate. Økning i andel ubeita lavhei er forventet å øke mest i østlige deler (Dagalifjell og Lufsjåtangen) som følge av at rein i stadig større grad unngår området pga økt menneskelig aktivitet, deriblant i forbindelse med hyttebygging (Strand et al. 2004, Jordhøy & Strand 2009). Verdier for 1950 er basert på sammenligning av data gjengitt i Strand et al. (2004) for periodene 1951-1959 (A. Veitnes' data; Tveitnes 1980) og 1999-2003 (E. Gaare m. fl. sine data). Ut fra forskjeller i lavhøyde mellom de to periodene er det estimert en prosentvis forskjell for hver kommune mellom 2000 og 1950. For de kommunene det ikke finnes faktiske data for fra 1950-tallet, er gjennomsnittet for hele Hardangervidda brukt for estimeringene for 1950. På 1930-tallet og tidligere var reintallet svært lavt pga høyt jakttrykk. Vi vurderer at lavheiene i denne perioden trolig var i rundt 25 % bedre tilstand enn på 1950-tallet.

### **5.8.2 Kvistlav og snømållav i fjellbjørkeskogen**

Vanlig kvistlav (*Hypogymnia physodes*) er en pionerart som er utbredt over hele landet, spesielt vanlig på fattigbarkstrær, men vokser også på rikere treslag og på død ved og stein (Holien & Tønsberg 2006). Det er forventet at arten reagerer positivt på et mildere og fuktigere klima.

Snømållav (*Melanohalea olivacea*) er en karakterart i fjellbjørkeskog og regnes som en spesialist. Arten er vanlig i fjellnær skog over mesteparten av landet,

men relativt sjelden på Sør- og Vestlandet (Holien & Tønsberg 2006). Arten er vist å være sensitiv overfor luftforurensning (Bruteig 1984, Aamlid & Skogheim 2001). Det er forventet at arten vil respondere negativt både på mildere klima og på økt forurensning.

Data er hentet fra program for terrestrisk naturovervåking (TOV) som utføres av Norsk institutt for naturforskning (Framstad 2009) (6 områder), fra lavkartlegging i Øst-Finnmark i 1982–83 og 2007 (to masteroppgaver, NTNU) og fra miljøovervåking Tjeldbergodden (1994 og 1999), som alle er utført med samme overvåkingsmetode.

### Fastsetting av referansetilstand

TOV-områdene ble opprettet i perioden 1990–1994 i skog i tilnærmet naturtilstand, uten særlig menneskelig aktivitet. Referansetilstanden for indikatorene vanlig kvistlav og snømållav er derfor satt lik målingene i oppstartsåret for det TOV-feltet som er grunnlaget for datatilgangen for den enkelte kommune. For Øst-Finnmark er 1982–83 brukt som referanse, og for Tjeldbergodden 1994.

### Beregninger av indikatorverdi, inkl. referanseverdi

Dataene baserer seg på faste overvåkingstrær i 5–7 flater langs en høydegradient i TOV-feltene Lund i Rogaland, Møsvatn i Telemark, Gutulia i Hedmark, Åmotsdalen i Sør-Trøndelag, Børgefjell i Nord-Trøndelag og Dividalen i Nordland. I Øst-Finnmark ble 24 flater undersøkt i 1982–1983, og 14 av disse ble gjenkartlagt i 2007. Lavkartleggingen på Tjeldbergodden omfatter 6 flater i Hemne og Aure kommuner, etter samme metodikk som i TOV.

- Lund ble analysert i 1991, 1996, 2001 og 2006 (Hilmo & Wang 1992, Bruteig 1998, Hilmo et al. 2004, Hagen et al. 2007).
- Møsvatn ble analysert i 1992, 1997, 2002 og 2007 (Hilmo et al. 1993, Bruteig & Holien 1998, Bruteig & Wilmann 2003, Hagen et al. 2008).
- Gutulia ble analysert i 1993, 1998, 2003 og 2008 (Wang & Bruteig 1994, Bruteig 2001b, Bruteig and Wilmann 2004, Evju et al. 2009).
- Åmotsdalen ble analysert i 1991, 1996, 2001 og 2006 (Hilmo & Wang 1992, Bruteig 1998, Hilmo et al. 2004, Hagen et al. 2007).
- Børgefjell ble analysert i 1990, 1995, 2000 og 2005 (Hilmo 1991, Bruteig 1996, 2001a, Hagen et al. 2006).

- Dividalen ble analysert i 1993, 1998, 2003 og 2008 (Wang & Bruteig 1994, Bruteig 2001b, Bruteig & Wilmann 2004, Evju et al. 2009).
- Øst-Finnmark ble analysert i 1982–83 og 2007 (Bruteig 1984, Eliassen 2008).
- Tjeldbergodden ble analysert i 1994 og 1999 (Bruteig & Wang 1995, Bruteig 2002).

Data er lagt inn for kommunene med TOV-områder, samt for nærliggende kommuner som har fjellbjørkeskog og der klimapåvirkning og forurensnings-situasjon er vurdert å være den samme som i TOV-området. Indikatorverdiene i nabokommunene er derfor antatte verdier for artene i et område som reflekterer de samme vegetasjonsgradientene som i det nærmeste overvåkingsområdet.

Alle indikatorverdier for artene (gjennomsnitt, 25- og 75-percentiler) er verdier basert på målte mengde-data av artene ved feltobservasjoner. For begge arter er mengde angitt som gjennomsnittet av prosentvis dekning langs fem takseringslinjer over snønivå på stammen på 35–56 overvåkingstrær (varierer noe mellom område og år) i 5–7 flater langs en høydegradient.

Referanseverdien, 1950-verdien og 1990-verdien for hver kommune er lik de reelle verdiene for oppstartsåret fra det nærmeste TOV-feltet. Disse er merket som ekspertvurderinger. Verdiene for 2000 og 2010 er predikerte verdier basert på regresjonsmodeller (GAM-modellering utført av Grégoire Certain) av data fra hvert analyseår. I de tilfeller hvor regresjonsverdiene låg utenfor den generelle trenden i dataene, ble ekspertvurderinger benyttet.

Kommuner uten fjellbjørkeskog (med areal i nord-boreal sone, etter Moen 1998) og kommuner som ligger så langt vekk fra de seks TOV-områdene at de ikke har sammenlignbare miljøforhold, har alle fått verdien -1. Verdien -1 (manglende data) kan således ha en tvetydig betydning; både at vi ikke har overvåkingsdata som er representativt for området og at indikatoren ikke finnes i kommunen. For vanlig kvistlav, som finnes over hele landet, viser -1 til manglende overvåkingsdata.

Vurdering av fremtidstrender er ikke lagt inn for vanlig kvistlav, da en økning av arten er negativ for biologisk mangfold.

Vurderinger og innlegging av data er utført av Inga E. Bruteig. Innleggingsmetodikken er harmonisert med karplanteindikatorerne fra TOV.

### Vurdering av representativitet og datakvalitet

Dataene baserer seg på mengdemålinger av arter på stammen av faste overvåkingstrær i seks TOV-områder lagt ut i en klimatisk gradient fra sør til nord i landet i relativt fattig til middels rik fjellbjørkeskog. Hvert område gjenspeiler omtrent den samme nærings- og fuktighetsgradienten. Representativiteten på landsbasis skulle således være god. Datakvaliteten er svært god for de kommunene der TOV-flatene er etablert, da gjenanalyser utføres av trenet personell i de samme overvåkingsflatene hver gang. Dess lenger borte fra TOV-området kommunene ligger, dess usikrere blir imidlertid overføringsverdien av dataene. De fleste vurderinger av påvirkningsfaktorene er subjektive estimater. For forurensing og eutrofiering har vi imidlertid benyttet informasjon fra beregnede avsetningsverdier for svovel og nitrogen fra 1978 til 2006 (Larssen et al. 2006).

### 5.8.3 Alger på bjørk

I områder med høy luftforurensning er det velkjent at epifyttiske alger erstatter lav på trestammer, og definisjonen på "lavørken" har vært at de epifyttiske samfunnene i et område utelukkende består av alger (Hawksworth & Rose 1976). I områder med høy luftfuktighet og høy nitrogenavsetning er det også observert at alger kan konkurrere ut lav ved å gro over dem (Göransson 1990). Det er forventet at denne indikatoren går fram ved klimaendringer som medfører fuktigere og varmere klima, og ved høy nitrogenavsetning.

Data er hentet fra overvåkingsområdet Lund i Rogaland i program for terrestrisk naturovervåking (TOV) som utføres av Norsk institutt for naturforskning (Framstad 2009) og fra miljøovervåkingen på Tjeldbergodden (1994 og 1999).

#### Fastsetting av referansetilstand

Siden algevekst regnes som resultat av forurensning, settes referansetilstanden lik 0.

#### Beregninger av indikatorverdi, inkl. referanseverdi

Dataene baserer seg på faste overvåkingstrær i fem flater i Lund i Rogaland, og seks flater på Tjeldbergodden i Hemne og Aure kommuner, kartlagt etter samme metodikk som i TOV. For øvrige kystområder er det gjort ekspertvurderinger.

- Lund ble analysert i 1991, 1996, 2001 og 2006 (Hilmo & Wang 1992, Bruteig 1998, Hilmo et al. 2004, Hagen et al. 2007).

- Tjeldbergodden ble analysert i 1994 og 1999 (Bruteig & Wang 1995, Bruteig 2002).

Data er lagt inn for kommunene med overvåkingsområder, samt for nærliggende kommuner der klimapåvirkning og forurensingssituasjon er vurdert å være den samme som i overvåkingsområdet. Indikatorverdiene i nabokommunene er derfor antatte verdier for artene i et område som reflekterer de samme vegetasjonsgradientene som i det nærmeste overvåkingsområdet.

Alle indikatorverdier for artene (gjennomsnitt, 25- og 75-percentiler) er verdier basert på målte mengdedata av artene ved feltobservasjoner. For begge artene er mengde angitt som gjennomsnittet av prosentvis dekning langs fem takseringslinjer over snønivå på stammen på 35–48 overvåkingstrær (varierer noe mellom område og år) i 5–6 flater.

Referanseverdien og 1950-verdien er satt lik 0 og 1990-verdien er lik de reelle verdiene for oppstartsåret i overvåkingsfeltet. Disse er merket som ekspertvurderinger. Verdiene for 2000 og 2010 er predikerte verdier basert på regresjonsmodeller (GAM-modellering utført av Grégoire Certain) av data fra hvert analyseår. I de tilfeller hvor regresjonsverdiene låg utenfor den generelle trenden i dataene, ble ekspertvurderinger benyttet.

Innlandskommuner og Sørøstlandet har fått verdien -1 pga manglende data og erfaring med denne indikatoren. Vurdering av fremtidstrender er ikke lagt inn, da en økning av algevekst er negativ for biologisk mangfold.

Vurderinger og innlegging av data er utført av Inga E. Bruteig. Innleggingsmetodikken er harmonisert med øvrige indikatorer fra TOV.

#### Vurdering av representativitet og datakvalitet:

Dataene baserer seg på nøyaktige mengdemålinger fra kun to områder, ellers er det gjort ekspertvurderinger for kystkommuner basert på data fra landsomfattende epifyttkartlegging (Bruteig 1993, Bruteig & Tronstad 2000, Bruteig et al. 2004) og tilfeldige observasjoner. Med unntak av for Lund og Tjeldbergodden er dataene derfor relativt usikre. De fleste vurderinger av påvirkningsfaktorene er subjektive estimater. For forurensing og eutrofiering har vi imidlertid benyttet informasjon fra beregnede avsetningsverdier for svovel og nitrogen fra 1978 til 2006 (Larssen et al. 2008).



#### 5.8.4 *Lobaria*-arter i skog



Skrubbenever (*Lobaria scrobiculata*). ©Kim Abel/Naturarkivet

For denne indikatoren fokuseres det på de primært treboende *Lobaria*-artene. De kan også forekomme på annet substrat, men da i all hovedsak i skogsområder. Artene det gjelder er sølvnever (*L. amplissima*), fossenever (*L. hallii*), lungenever (*L. pulmonaria*), skrubbenever (*L. scrobiculata*) og kystnever (*L. virens*). Spesielt lungenever har vært mye brukt som en indikator på skogens helse. Denne arten finnes imidlertid ikke i hele landet. En videre betegnelse som er mye brukt er Lobarion-samfunnet som også inkluderer følgearter fra andre familier og slekter. Denne indikatoren baseres der det er mulig på faktiske data fra reinventeringer. Slike data finnes imidlertid kun fra et fåtall av landets kommuner. Reinventeringer har for øvrig ofte fokus på andre lavarter, da spesielt rødlistede lav. Av *Lobaria*-artene er det kun fossenever som er rødlistet. Endringer observert for andre lav som foretrekker tilsvarende skogstyper som *Lobaria*-artene kan imidlertid brukes som et redskap for å foreta en ekspertvurdering av endringer for *Lobaria*-artene. I regioner uten faktiske reinventeringsdata er annen informasjon til nytte for ekspertvurderinger, for eksempel kjennskap til hogstintensitet, beplantning, elveutretting

(spesielt viktig for fossenever), luftforurensning og annen skade på skogsvegetasjon. Skrubbenever er en ganske alminnelig art i størstedelen av landet. Den er tatt med for å ha en skogsindikator i områder der Lobarion-samfunnet er utarmet, for eksempel i områder der det er for kaldt for de andre *Lobaria*-artene. I områder der flere *Lobaria*-arter finnes, er det lagt størst vekt på endringer hos de minst vanligste artene. For eksempel er fossenever arten som er sterkest vektlagt i de regionene der den finnes. Alle data er tilpasset en rangert tilstandsskala der verdien 100 er satt som referanseverdi. Lavere verdi angir en reduksjon i mengde, mens høyere verdi angir en økning i mengde. Skalaen er ment å angi omtrentlig prosentvis endring. I de tilfeller det finnes faktiske reinventeringsdata er disse vektlagt langt større enn generell kjennskap til grad av hogst eller lignende. I tilfeller uten reinventeringsdata er endringer i mengde urørt skog (gammel skog) vektlagt i større grad enn endringer i mengde kulturskog. Referansetilstand er satt til vår oppfatning av skogsforholdene omtrent 100 år tilbake i tid. Data er lagt inn for alle fylker i landet. For enkelte fylker er det lagt inn data på kommunenivå. Dette gjelder

fylker der vi har grunnlag til å vurdere at tilstanden varierer mellom kommunene. For de fleste fylkene er det imidlertid lagt inn verdier på fylkesnivå, dvs. at alle kommuner i fylket er blitt gitt de samme verdiene.

For eksempel, fra Trøndelagsfylkene er data fra reinventurer kun tilgjengelige fra et fåtall lokaliteter. På et overordnet grunnlag er det imidlertid sterk grunn til å anslå at *Lobaria*-arter har hatt en betydelig nedgang på fylkesnivå, dette pga omfattende hogst og beplantning, og til dels også andre inngrep som infrastruktur (som også krever hogst) og utretting av elveleier. Det er bl.a. kjent at viktige kystgranskoger, som også inneholder *Lobaria*-arter er blitt hugget flere steder i fylket (Holien & Prestø 2008), og at lungenever på gjenværende trær i hogstfelter har blitt lysskadet og i ettertid trolig utgått som følge av for mye lys. For øvrig antas det at store elgbestander påvirker mengde løvtrær, som igjen påvirker mengde *Lobaria*-arter. Våre reduksjonsanslag for Trøndelag er konservative. Det kan hende reduksjonen er betydeligere enn anslått. Fra Troms vet vi bl.a. at såkalte A-områder med bl.a. fossenever har blitt flatehugget de seinere år (Nybo et al. 2009, J.W. Bjerke, K. B. Strann & H. Tømmervik, upubliserte observasjoner). For Østlandet er det kjent at det er kjent at det er en økning i mengde gammelskog (Eriksen et al. 2006). Dette kan nok til en viss grad kompensere for øvrig arealtap og habitatfragmentering, og dette aspektet er tatt hensyn til i ekspertvurderingene.

#### Referanser

Arnesen, G. & Bjerke, J.W. 2000. LNG-anlegg på Melkøya – Hammerfest. Oppdatering av konsekvensutredning og forslag til overvåkningsprogram for vegetasjon. Rapport til Statoil. Det matematisk-naturvitenskapelige fakultet, Universitetet i Tromsø. Upublisert. 20 s. + 1 vedlegg.

Ballovara, M. & Kalvemo, J.E. 2008. Gode reinbeiter råtner i Hedmark. NRK Sámi Radio, nyheter 20. Oktober 2008. Tilgjengelig online på [www.nrk.no/kanal/nrk\\_sami\\_radio/1.6271669](http://www.nrk.no/kanal/nrk_sami_radio/1.6271669).

Bjerke, J.W. & Jacobsen, K.O. 2004. Etablering av radom og vei ved Grøhøgda, Vardø kommune – botanisk og zoologisk undersøkelse. NINA Oppdragsmelding 856. 33 s.

Bjerke, J.W., Strann, K.B. & Johnsen, T. 2005. Naturfaglig kartlegging av 20 områder i forbindelse med verneplan for myrer og våtmarker i Finnmark. NINA Rapport 88. 77 s.

Bruteig, I.E. 1984. Epifyttisk lav som indikator på luftforureining i Aust-Finnmark. Universitetet i Trondheim.

Bruteig, I.E. 1993. Terrestrisk naturovervaking. Epifyttisk lav på bjørk - landsomfattande kartlegging 1992. Allforsk, Trondheim.

Bruteig, I.E. 1996. Terrestrisk naturovervaking. Gjenkartlegging av epifyttisk lav i Solhomfjell og Børgefjell 1995. Allforsk Rapport 7. 42 s.

Bruteig, I.E. 1998. Terrestrisk naturovervaking. Gjenkartlegging av epifyttisk lav i Åmotsdalen og Lund 1996. Allforsk Rapport 9. 40 s.

Bruteig, I.E. 2001 a. Terrestrisk naturovervaking. Gjenkartlegging av epifyttvegetasjonen i Solhomfjell og Børgefjell 2000. NINA Oppdragsmelding 703. 39 s.

Bruteig, I.E. 2001 b. Terrestrisk naturovervaking: Gjenkartlegging av epifyttvegetasjonen i Gutulia og Dividalen 1998. Allforsk Rapport 17. 44 s.

Bruteig, I. E. 2002. Miljøovervaking Tjeldbergodden. Gjenkartlegging av epifyttvegetasjonen 1999. Allforsk Rapport 18. 39 s.

Bruteig, I.E., Hagen, D. & Wilmann, B. 2004. Program for terrestrisk naturovervaking. Landsomfattande gjenkartlegging av epifyttvegetasjonen på bjørk i 2002. Norsk institutt for naturforskning, Oslo.

Bruteig, I.E. & Holien, H. 1998. Terrestrisk naturovervaking. Gjenkartlegging av epifyttisk lav i Møsvatn 1997. Allforsk Rapport 10. 34 s.

Bruteig, I.E. & Tronstad, I.K.K. 2000. Terrestrisk naturovervaking. Landsomfattande gjenkartlegging av epifyttvegetasjonen på bjørk 1997. Allforsk Rapport 16. 54 s.

Bruteig, I.E. Wang, R. 1995. Miljøovervaking Tjeldbergodden. Epifyttvegetasjonen. Resultat frå referansekartlegging 1994. Allforsk Rapport 4. 33 s.

Bruteig, I.E. & Wilmann, B. 2003. Gjenkartlegging av epifyttvegetasjonen på bjørk i Møsvatn 2002. I: Framstad, E. (red) Terrestrisk naturovervåking : markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl i TOV-områdene. 2002, s. 16-28. Norsk institutt for naturforskning, Trondheim.

Bruteig, I.E. & Wilmann, B. 2004. Gjenkartlegging av epifyttvegetasjonen på bjørk i Dividalen og Gutulia 2003. I: Framstad, E., Terrestrisk naturovervåking: markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl i TOV-områdene. 2003, s. 39-60. Norsk institutt for naturforskning, Trondheim.

- Den norsk-svenske reinbeitekommissjon av 1964. 1967. Innstilling avgitt av den Norsk-svenske Reinbeitekommissjon av 1964. Utenriksdepartementet, Oslo. 259 s. + 2 kart.
- Den norsk-svenske reinbeitekommissjon av 1997. 2001. Innstilling avgitt den Norsk-svenske Reinbeitekommissjon av 1997. Utenriksdepartementet, Oslo.
- Eliassen, R.O. 2008. Epifyttisk lav som indikator på luftforurensning i Sør-Varanger. Masteroppgave, Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet, Trondheim. 126 s.
- Eriksen, R., Tomter, S.M. & Ludahl, A. 2006. Statistikk over skogforhold og -ressurser i Buskerud. Landskogtakseringen 2000-2004. NIJOS Ressursoversikt 06/2006. 57 s.
- Evju, M., Bruteig, I.E. & Wilmann, B. 2009. Gjenkartlegging av epifyttvegetasjonen på bjørk i Gutulia og Dividalen 2008. I: Framstad, E. (red.) Natur i endring. Terrestrisk naturovervåking i 2008: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl. NINA Rapport 490, s. 85-109
- Göransson, A. 1990. Alger, lavar och barruppsättning hos unggranar langs en kväve-gradient från Sverige til Holland – en pilotstudie. Naturvårdsverket Rapport 3741.
- Gaare, E., Tømmervik, H. & Hoem, S.A. 2005. Reinens beiter på Hardangervidda – Utviklingen fra 1988 til 2004. NINA Rapport 53. 20 s.
- Gaare, E., Tømmervik, H., Bjerke, J.W. & Thannheiser, D. 2006. Overvåking av vinterbeiter i Vest-Finnmark og Karasjok: ny beskrivelse av fastrutene. NINA Rapport 204. 54 s.
- Hagen, D., Bruteig, I. E. & Wilmann, B. 2006a. Gjenkartlegging av epifyttvegetasjonen i Solhomfjell og Børgefjell 2005. I: Framstad, E. (red.) Natur i endring. Terrestrisk naturovervåking i 2005: markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl. NINA Rapport 150, s. 27-55
- Hagen, D., Gaare, E., Erikstad, L. & Hoem, S.A. 2006b. Beiteressurskartlegging i Snøhetta villreinområde – kartlegging av beite for villrein, moskus og sau med bruk av satellittbildetolking og visuell punkttagning fra helikopter. NINA Rapport 135. 52 s.
- Hagen, D., Bruteig, I.E., Larssen, R.S. & Wilmann, B. 2007. Gjenkartlegging av epifyttvegetasjonen på bjørk i Åmotsdalen og Lund 2006. I: Framstad, E. (red.) Natur i endring. Terrestrisk naturovervåking i 2006: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl. NINA Rapport 262, s. 38-65.
- Hagen, D., Bruteig, I.E. & Wilmann, B. 2008. Gjenkartlegging av epifyttvegetasjonen på bjørk i Møsvatn 2007. I: Framstad, E. (red.) Natur i endring. Terrestrisk naturovervåking i 2007: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl. NINA Rapport 362, s. 45-64
- Haugen, O.I. 1952. Norske fjellbeite. Bind VI. Over- syn over undersøkte fjellbeite i Hedmark. Kongelig Selskap for Norges Vel, Oslo. 223 s.
- Hawksworth, D. L. & Rose, F. 1976. Lichens as pollution monitors. *Studies in Biology* 66: 1-60.
- Hilmo, O. 1991. Terrestrisk naturovervåking. Lavkartlegging i Børgefjell 1990. DN-notat 4-1991.
- Hilmo, O., Bruteig, I.E. & Wang, R. 1993. Terrestrisk naturovervåking. Lavkartlegging i Møsvatn-Austfjell 1992. Allforsk, Trondheim.
- Hilmo, O., Bruteig, I.E. & Wilmann, B. 2004. Terrestrisk naturovervåking. Gjenkartlegging av epifyttvegetasjonen i Åmotsdalen og Lund 2001. NINA Oppdragsmelding 834. 31 s.
- Hilmo, O. & Wang, R. 1992. Terrestrisk naturovervåking. Lavkartlegging i Åmotsdalen og Lund 1991. DN-notat 1992-3. 32 s.
- Holien, H. & Tønsberg, T. 2006. Norsk lavflora. Tapir Akademisk Forlag, Trondheim. 224 s.
- Holien, H. & Prestø, T. 2008. Kvalitetssikret forvaltning og overvåking av biologisk mangfold i kystgranskog-boreal regnskog. Høgskolen i Nord-Trøndelag Rapport 55. 146 s.
- Johansen, B., Tømmervik, H. & Karlsen, S.R. 1996. Vegetasjonsendringer i norsk-svenske konvensjonsområder. Delområder: Indre Troms, Nordre Norrbotten, Älvsbyn og Storsund. NORUT Rapport IT261/1-1996, Tromsø. 45 s.
- Johansen, B. & Karlsen, S.R. 1998. Vegetasjonsendringer i norsk-svenske konvensjonsområder, 1972-1990. Delområder: Indre Troms og Nordre Norrbotten. NORUT Rapport IT261/1-1998, Tromsø. 34 s.
- Jordhøy, P. & Strand, O. 2009. Lufsjåtangen og Dagalitangen på Hardangervidda. Kunnskap og utfordringer i høve til villreintrekk og menneskeleg arealbruk. NINA Rapport 412. 77 s. + vedlegg.
- Krog H., Østhagen, H. & Tønsberg, T. 1994. Lavflora. Norske busk- og bladlav. Universitetsforlaget, Oslo. 368 s.

- Larssen, T., Lund, E., Høgåsen, T. 2008. Over- skridelser av tålegrenser for forsuring og nitrogen for Norge – oppdatering med perioden 2002-2006. NIVA Rapport 5697-2008. 25 s.
- Lie, I., Vistnes, I. & Nellemann, C. 2006. Omfang av hyttebygging, konsekvenser for reindrift, og plan- og saksbehandling i områder med samisk reindrift. Norut NIBR Finnmark Rapport 2006-5. 120 s.
- Lyftingsmo, E. 1965. Norske fjellbeite. Bind XV. Oversyn over fjellbeite i Finnmark. Kongelig Selskap for Norges Vel, Oslo. 367 s.
- Lyftingsmo, E. 1974. Norske fjellbeite. Tillegg til bind I, VI, XI og XII. Oversyn over granska reinbeite i Oppland, Hedmark, Sør- og Nord-Trøndelag. Kongelig Selskap for Norges Vel, Oslo. 116 s.
- Moen, A. 1998. Nasjonalatlas for Norge: Vegetasjon. Statens kartverk, Hønefoss. 199 s.
- Mogstad, L. 1964. Bind X. Oversyn over fjellbeite i Møre og Romsdal. Kongelig Selskap for Norges Vel, Oslo. 202 s.
- 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. 43 s. + vedlegg.
- Solli, M.S. 2007. Hvorfor det er overbelastning på vinterbeite i Vest-Finnmark, mens vinterbeite er mer optimalt utnyttet i Sør-Trøndelag/Hedmark. Mastergradsoppgave i Økonomi og ressursforvaltning, Universitetet for miljø- og biovitenskap, Ås. 46 s.
- Strand, O., Gaare, E. Solberg, E.J. & Willmann, B. 2004. Faggrunnlag for forvaltningen av villreinstammen på Hardangervidda. NINA Oppdragsmelding 838. 28 s.
- Tombre, I.M., Elverland, E., Bjerke, J.W. & Strann, K.B. 2005b. Hammerfest vindpark. Naturmiljø – biologisk mangfold. I: Statkraft Development AS, Hammerfest vindpark, Hammerfest kommune. Konesjonssøknad og forslag til reguleringsplan, del B – konsekvens- utredning, s. 67-93. Statkraft, Oslo.
- Tombre, I.M., Andersen, O., Barlindhaug, S., Bjerke, J.W., Erikstad, L., Frivoll, V., Johnsen, T., Storeid, S.E., Strann, K.B., Svestad, A., Tømmervik, H. 2005 c. Snefjord vindpark – vurdering av konsekvenser for landskap, flora, fauna, friluftsliv, kulturminner og reindriftnæring. NINA Rapport 23. 91 s.
- Tveitnes, A. 1980. Lavgranskning på Hardangervidda 1951-1979: tilvekst og avbeiting. Forskning og forskning i landbruket 31, 5, supplementhefte: 283-367.
- Tømmervik, H. 2000. Reinbeitekartlegging. Mauken- Blåtind-Fagerfjell. NINA Oppdragsmelding 641. 34 s.
- Tømmervik, H. & Johansen, B. 1992. Miljøundersøkelser i Elgå reinbeitedistrikt – vegetasjonskart med beitevurderinger. FORUT Rapport IT2014/1-92, Tromsø. 97 s.
- Tømmervik, H., Johansen, B. & Pedersen, J.P. 1995. Monitoring the air pollution effects on terrestrial ecosystems in Varanger (Norway) and Nikel-Pechenga (Russia) using remote sensing. The Science of the Total Environment 160/161: 753-767.
- Tømmervik, H., Høgda, K.A. & Solheim, I. 2003. Monitoring vegetation changes in Pasvik (Norway) and Pechenga in Kola Peninsula (Russia) using multi-temporal Landsat MSS/TM data. Remote Sensing of Environment 85: 370-388.
- Tømmervik, H., Johansen, B., Tombre, I., Thannheiser, D., Høgda, K.A., Gaare, E. & Wielgolaski, F.E. 2004. Vegetation changes in the Nordic mountain birch forest: the influence of grazing and climate. Arctic, Antarctic and Alpine Research 36: 323-332.
- Tømmervik, H., Wielgolaski, F.E., Neuvonen, S., Solberg, B. & Høgda, K.A. 2005. Biomass and production on a landscape level in the northern Mountain Birch forests. I: Wielgolaski F.E. (red.) Plant ecology, herbivory, and human Impact in Nordic Mountain Birch forests, s. 53-70. Ecological studies 180. Springer-Verlag, Berlin.
- Tømmervik, H., Johansen, B., Riseth, J.Å., Karlsen, S.R., Solberg, B. & Høgda, K.A. 2009. Above ground biomass changes in the mountain birch forests and mountain heaths of Finnmarksvidda, northern Norway, in the period 1957–2006. Forest Ecology and Management 257: 244-257.
- Wang, R. & Bruteig, I.E. 1994. Terrestrisk naturovervåking. Lavkartlegging i Gutulia og Dividalen 1993. Allforsk Rapport 1. 51 s.
- Aamlid, D. Skogheim, I. 2001. The occurrence of *Hypogymnia physodes* and *Melanelia olivacea* lichens on birch stems in northern boreal forest influenced by local air pollution. Norsk Geografisk Tidsskrift 55: 94-98.
- Aarrestad, P.A., Bjerke, J.W., Tømmervik, H., Bakkestuen, V., Hagen, D. & Willmann, B. 2008. Statoil-Hydros miljøovervåkingsprogram for Snøhvit. Overvåking av vegetasjon og jord – gjenanalyser 2008. NINA Rapport 421. 50 s. + vedlegg.

## 5.9 Indirekte indikatorer - Landskogtakseringen

Forfattere: Jan- Erik Ørnelund Nilsen, Svein Ola Moum, Rasmus Astrup (alle Skog og landskap)

Hovedøkosystem	Indikator
skog	blåbærdekning
skog	eldre lauvsuksesjon, MiS
skog	gamle trær, MiS
skog	liggende død ved, MiS
skog	stående død ved, MiS
skog	rikbarkstrær, MiS
skog	trær med hengelav, MiS

MiS = Miljøregistreringer i Skog

Landsskogtakseringen ble opprettet i 1919 med utgangspunkt i at det var stor usikkerhet om tilstanden i norsk skog. Opplegget har siden da forandret seg i takt med økt kunnskap om takstmetoder, og i takt med endrede krav til informasjon fra registreringene. Opplegget er utvidet fra kun å følge utviklingen av rent virkesforråd til overvåking av indikatorer for sunnhet og bærekraftig utvikling i henhold til norsk politikk og internasjonale konvensjoner.

I 1986 ble et opplegg med permanente observasjonsflater under barskoggrensen etablert, og fra 2005 er det etablert permanente flater i lauvskog over barskoggrensa og permanente flater i barskog i Finnmark. Fra 2009 er det etablert permanente flater i lauvskog i Finnmark.

Totalt er det nå ca 12.000 permanente flater i skog. Antallet permanente flater med skog endres over tid bl.a. i forhold til gjengroing i kulturlandskapet der beitemarker går over til skog. Likeledes fører klimaendringer og endret beitetrykk i fjellet til at lauvskogen vokser inn og øker skogarealene i Norge. Tisvarende vil antallet flater med skog kunne reduseres som følge av utbygging og endret arealbruk.

Formålet med Landsskogtakseringen er å etablere data om skogressurser og miljøverdier som skal bidra til å:

- Dokumentere omfang av skogressurser med tanke på arealfordeling, tømmervolum, treslagsfordeling m.m. samt endringer av disse over tid.
- Dokumentere hvordan arealbruken påvirker økosystemer og miljøtilstand.

- Dokumentere langsiktige endringer som følge av ytre påvirkninger (eks. klima, luftforurensninger)

Landsskogtakseringen er basert på permanente observasjonsflater som er lagt ut i et rutenett i Norge. For all skog under barskoggrensen er rutenettet på 3x3 km. Over barskoggrensen er det et nett med permanente flater med et rutenett 3x9 km. I Finnmark er det permanente flater for barskog i 3x3 km nett, og for lauvskog i 9x9 km nett. Flater i Finnmark er foreløpig holdt utenfor naturindeksen da det er uavklart om det vil bli retakseringer her. Størrelsen på observasjonsflatene er 250m<sup>2</sup>. For MiS-registreringene (se under indikatorer) er flatestørrelsen 2000 m<sup>2</sup>.

### 5.9.1 Valg av indikatorer og vurdering av utviklingstrender

Et nasjonalt heldekkende arealrepresentativt datasett som Landsskogtakseringen gir muligheten til å velge indikatorer hvor beregningen av indeksverdier kan baseres på faktiske, målbare verdier.

Mange av variablene i Landsskogtakseringen er relevante i forhold til å kunne avlede informasjon som gir økt kunnskap om det biologiske mangfoldet i Norge. I forhold til arbeidet med Naturindeksen er det lagt vekt på å velge variabler som i utgangspunktet er etablert med dette som formål. Eksempler på dette er "naturskog", død ved og MiS-livsmiljøer. MiS-livsmiljøer er tatt inn i det siste omdrevet til Landsskogtakseringen. Disse er valgt som indikatorer fordi de er designet for å måle arealutbredelse og utvikling på en ensartet måte. MiS-livsmiljøer i et arealrepresentativt nettverk er også svært relevante i forhold til forvaltningen av skogarealene fordi samme registreringsmetode er brukt til kartlegging av miljøverdier på den enkelte skogeiendom og inngår i skognæringens sertifiseringsordninger. Dette innebærer at trender/utvikling som framkommer gjennom overvåking i det arealrepresentative nettverket kan gi informasjon om de enkelte livsmiljøene som grunnlag for prioriteringer på lokalt nivå.

Andre variabler som ble vurdert under arbeidet med valg av indikatorer og referansetilstand, var arter som osp og eik, gammel skog, død ved- volum og blåbærdekning. Gammel skog og død ved- volum ble brukt som grunnlag for å etablere referansetilstanden og inngår ikke som indikatorer. Osp og

eik var vurdert som indikatorer, men ble i denne omgangen ikke tatt med pga problemstillinger knyttet til referansetilstanden. F.eks. har ospa en økende arealutbredelse og økende volum, og det er en økende andel ospeskog med store dimensjoner. Denne utviklingen er kulturbetinget, og ikke som følge av naturlige årsaker som brann etc. Med bakgrunn i at referansetilstanden skal gjenspeile skog med så liten påvirkning som mulig, basert på registreringer i Landsskogtakseringen, kom vi til at det trengs noe mer utredning av disse forholdene før vi kan bruke osp som indikator. MiS – Rik bakkevegetasjon var også i utgangspunktet vurdert som indikator. Rik bakke er imidlertid knyttet til kartlegging av vegetasjonstyper uten at vi har informasjon om tilstanden. Påvirkninger på rik bakkevegetasjon kan derfor kun uttrykke endringer i forhold til arealendringer (f.eks nedbygging, skogsbilveier etc), og ikke påvirkninger på tilstanden knyttet til de artene som faktisk forekommer. Rik bakke kan f.eks forekomme i tett skog som pga skyggeeffekten ikke har den bunnvegetasjonen som er karakterisk for vegetasjonstypen tilstede på registreringstidspunktet. Dette er et forhold som Landsskogtakseringen framover vil vurdere med tanke på å trekke inn en faktisk tilstandsvariabel.

For MiS-indikatorene har vi i denne første runden av Naturindeksen ikke tidsserier slik at vi kan si noe om utviklingen fra 1950 til nå. For de variablene vi brukte ved etableringen av referansetilstanden (død ved- volum og "gammel skog") har vi data som kan brukes til å si noe om utviklingstrenden. Trenden for disse elementene kan brukes i en vurdering av hvordan MiS-indikatorene "liggende død ved", "stående død ved" og "gamle trær" har utviklet seg. For indikatoren "blåbærdekning" har vi ikke data som kan brukes på samme måte. Variasjonen i blåbærdekning er i stor grad påvirket av tettheten i skog, og må derfor over tid sees i sammenheng med tetthetsutvikling og -tilstand. Gjennomsnittlig volum pr. dekar i Norge har tilnærmet doblet seg de siste 100 år, og det kan være grunnlag for å anta at dette har påvirket blåbærdekningen.

Dersom man ved fastsettelse av referansetilstanden for skog i stedet for "urørt skog" hadde valgt et referansetidspunkt for indikatorene, kunne man erstattet vurderinger med direkte beregninger på registrerte data for å vise utvikling over tid. Dette hadde også åpnet for mer relevant bruk av utviklingstrender for arter som eik og osp.

For variabelen død ved- volum har vi muligheten til å beregne tilgangen fra 7.-9. takst (1996-2006). På ca 11,5 % av arealer der det i 6.takst ikke var registrert død ved, er det i 9.takst registrert tilgang på død ved. I tillegg er det kommet til mer død ved på arealer der det var død ved tidligere, altså mengden død ved pr. arealenhet har økt. Avgangen av død ved (fullstendig oppløsning eller fjerning av død ved) er ikke registrert. En vurdering på grunnlag av dette tilsier at det er en økning av arealer med død ved i størrelsesorden 1 % pr. år. I tillegg vil tettheten av død ved øke der det allerede finnes død ved. MiS-indikatorene liggende død ved og stående død ved er arealbasert, hvilket innebærer at det kan være grunnlag for å vurdere tilstanden tilbake i tid med utgangspunkt i den beregnede indikatorverdien og en arealøkning pr år på 1 %.

Når det gjelder MiS- indikatoren gamle trær, kan trenden i utviklingen av denne arealkategorien baseres på beregningene av økning av "gammel skog" for de samme takstomdrevne. Økningen av arealer med "gammel skog" har vært ca 45 % for hele 10 års-perioden, dvs 4,5 % pr. år. MiS- indikatoren gamle trær har inngangsverdier uavhengig av bonitet, og har dessuten krav til en viss tetthet av trær. Grunnlaget for å vurdere tilstanden tilbake i tid for MiS- indikatoren gamle trær kan baseres på utviklingen av "gammel skog", men med en justering for disse forholdene. Vårt forslag er en økning av arealene med 3 % pr år

Disse forholdene er også omtalt i hovedrapporten.

### 5.9.2 Indikatorene

Indikatorene fra Landsskogtakseringen er i all hovedsak indirekte indikatorer representert ved ulike livsmiljøer i skog. Livsmiljøene er registrert som arealfigurer med spesifikke kvaliteter og kvantiteter etter bestemte kriterier for inngangsverdier/terskelverdier. Når det gjelder inngangsverdiene for hver enkelt indikator, vises det til "Landsskogtakseringens feltinstruks"

Beregningen av indikatorverdier gjøres på samme måte for alle indikatorene og angis som andel av skogarealet i et gitt fylke. Hvis verdien for eksempel er 6 % for indikatoren liggende død ved, betyr det at 6 % av skogarealet i det angitte fylket har denne registrerte MiS- indikatoren i kvaliteter og mengder som tilfredsstiller kravet til inngangsverdi.

### Stående død ved

Et stort antall arter i skog er knyttet til død ved. Dette er arter som bryter ned trevirke, som lever av arter som bryter ned trevirke, eller som har død ved som levested. Artene finnes særlig innen gruppene insekter, sopp, skorpelav og fugl. Naturlig avgang hos trær skyldes skader forårsaket av tørke, vind, brann, næringsmangel, insekter og sopp m.m. Trær som dør som følge av høy alder har vanligvis grove dimensjoner, mens trær som dør som følge av konkurranse med andre individer (selvtynning) vil vanligvis ha mindre dimensjoner.

### Liggende død ved

Når trær blåser overende eller brekker, dannes et livsmiljø som er svært viktig for sjeldne arter i norsk skog. Nedbrytningen av ved som ligger i kontakt med bakken vil forløpe annerledes enn for stående død ved.

### Rikbarkstrær

Mange arter moser og lav vokser på næringsrik bark med relativt høy pH (> 5.0). Slike «rikbarkstrær» er som oftest lauvtrær, men innen de enkelte treslag varierer pH med marktype, trærnes alder og graden av forurensning. Grupper av arter med ulike krav til miljø: *Lungeneversamfunnet* (Lobarion) karakteriseres av en rekke bladlav som de store artene i slekten *Neverlav* (f.eks. lungenever, skrubbenever og sølvnever), og omfatter flere rødlistede lavararter. Lungeneversamfunnet finnes ofte utviklet på gamle trær med ru og oppsprukken bark. Flere sjeldne mosearter kan finnes i lungeneversamfunnet. En annen rikbarksvariant er *pionérmosesamfunnet*. Artene er best representert på middelaldrende trær, mens de ofte blir utkonkurrert på gamle trær. Pionérmosesamfunnet finnes på osp og edellauvtrær. Barken av spisslønn synes å være et særlig gunstig substrat for artene i dette samfunnet.



Edelløvskog i Sør-Norge med mye død ved. ©Kim Abel/Naturarkivet

### Trær med hengelav

Trær som har mye tråd- og stryformet lav hengende fra grener og stamme («hengelav») danner et særegent livsmiljø i skog. Store mengder hengelav forekommer vanligst i skog med eldre trær. Hengelav kan imidlertid også finnes på fuktige bergvegger, ofte i bekkeløfter. Hengelav utgjør levesteder for en rekke insekter og edderkoppdyr, men elementet er lite undersøkt. I tillegg er det kjent at meiser og andre fuglearter fanger insekter og edderkoppdyr i hengelav.

### Eldre lauksuksesjoner

Ved naturlig foryngelse på åpne arealer i barskog dannes ofte først et lauvrikt pionérbestand som deretter gradvis utkonkurreres av bartrær (sukse-sjon). Med lauvtrær menes i denne sammenhengen nordlige lauvtrær som osp, gråor, bjørk, selje, og rogn. I overgangsfasen mellom lauvskog og barskog (eldre lauksuksesjoner) vil bestanden ha mange grove lauvtrær, som etter hvert dør. Eldre lauksuksesjoner er et viktig miljø for en rekke insekter i trekronene, og for bakkelevende sopp og insekter.

Eldre osp er viktig for en del moser. Eldre lauksuksesjoner er også viktige levesteder for en rekke fugler. Bl.a hvitryggspetten lever av billelarver i døde og døende trær og i barskogsonen er arten knyttet til eldre Lauksuksesjoner.

### Gamle trær

Trærnes egenskaper endrer seg med alderen. Gamle trær utvikler en oppsprukket og porøs barkstruktur som holder godt på fuktighet, og som er mer stabil på grunn av stagnerende vekst. Gamle trær vil ha et større mangfold av småskala-strukturer enn yngre trær, og disse strukturene vil utgjøre levesteder for mange ulike arter. Trekronene vil med alderen vanligvis få et økende innslag av lav og mose som igjen vil ha betydning for faunaen av virvelløse dyr. Den kjemiske sammensetningen av knopper, blader, bark og ved kan også endre seg med alderen, og dermed miljøet for arter som lever på treet. Undersøkelser viser at gamle bartrær kan ha en spesiell insektfauna. I tillegg er det kjent at gamle bartrær kan være voksested for spesielle skorpelav, f.eks. innen gruppen knappenålslav.

Gamle edellauvtrær er et viktig miljø for mange lav, moser, insekter og edderkoppdyr. I tillegg synes en del bakkelevende sopp å være avhengig av gamle edellauvtrær (mykorrhizasopp).

Mange skorpelav er knyttet til barken på gamle edellauvtrær. Gamle styvete trær (trær hvor lauv er høstet og brukt som fôr) kan ha en viktig funksjon for arter knyttet til gamle edellauvtrær, da de i mange tilfeller representerer de eneste virkelig gamle trærne som finnes. En del insekter, sopp, lav og moser er knyttet til gamle og grove eksemplarer av nordlige lauvtrær. Spesielt viktige er treslagene osp, selje og gråor.

### Blåbærdekning

Blåbær kan betegnes som en nøkkelart i skogen med bakgrunn i at den er basis i mange næringskjeder. Larver som beiter på blåbærblader er livsviktige for storfuglkyllinger på våren og forsommeren, og blåbærlyng er elgens viktigste beiteplante så lenge snøen tillater det utover høst og vinter. Blåbærlyngen er forholdsvis skyggetålende, men trenger allikevel en viss mengde lys for å vokse. Skogbestand med økende volum og tetthet påvirker derfor tilgangen til blåbærlyng for elg, skogsfugl og det biologiske mangfoldet for øvrig.

### 5.9.3 Etablering av referansedata og beregning av referanseverdier for MiS- indikatorene og blåbærdekning.

Utgangspunktet for Naturindeksen er at den skal basere seg på "opprinnelig naturtilstand". Dette innebærer natur uten kraftige menneskelige forstyrrelser.

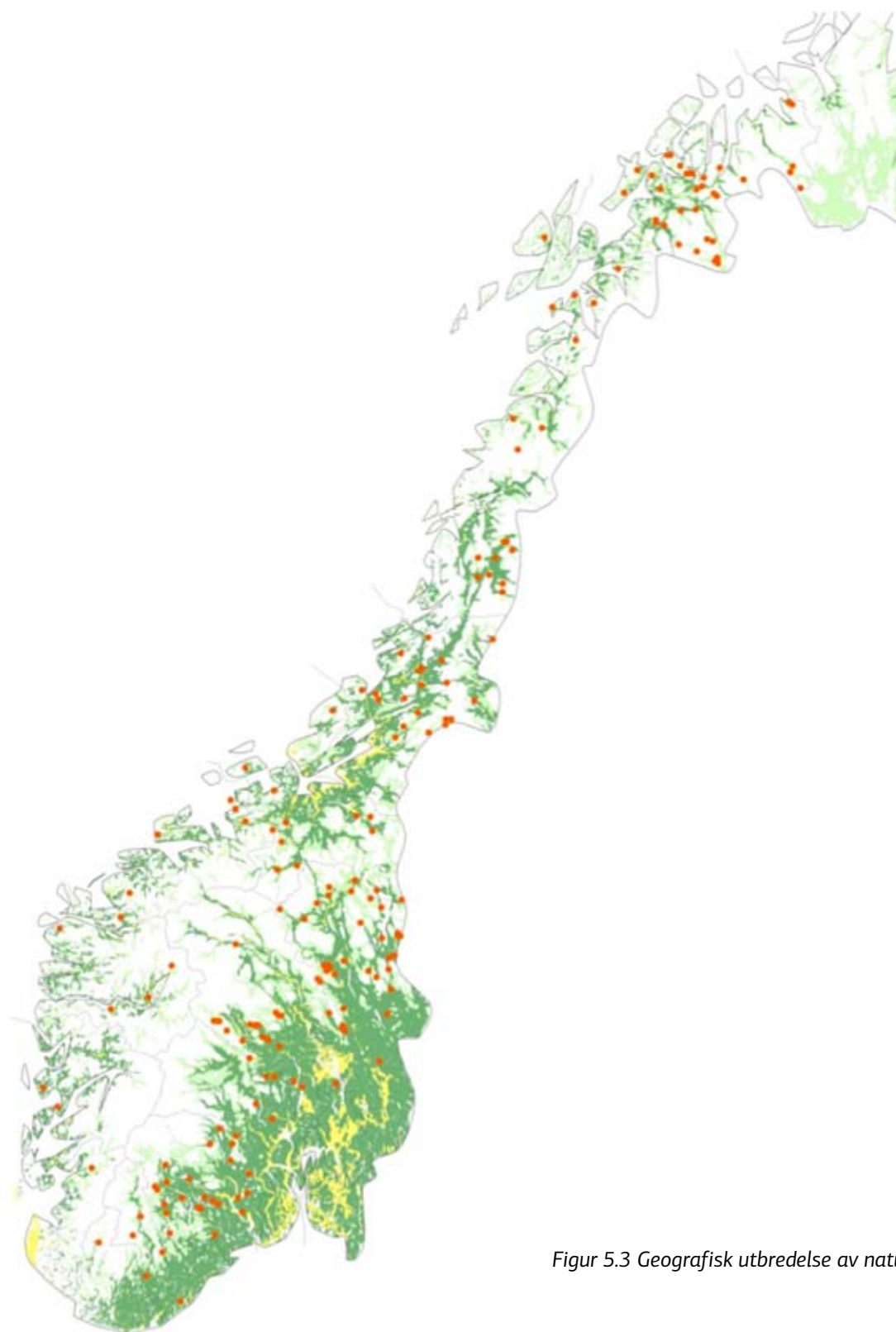
Gjennom bruk av ulike tilstandsvariabler i Landskogtakseringens database kan det velges ut observasjonsflater som indikerer en slik tilstand. Dette gjør at det er mulig å etablere en referansetilstand med bakgrunn i reelle overvåkingsdata. Hensikten med utvalget av observasjonsflatene til et slikt formål er å etablere en "permanent" tilstandsbeskrivelse. Dette innebærer at flatene ikke følges videre i overvåkingssammenheng, med tanke på at eventuelle endringer på de utvalgte flatene da vil gi uønskede endringer i referansetilstanden. Det kan imidlertid være aktuelt å følge opp tilstands- endringer med tanke på senere forbedringer av referansetilstanden med bakgrunn i erfaringer fra arbeidet med Naturindeksen i denne omgang.

I forhold til internasjonal rapportering er begrepet "naturskog" (se egen beskrivelse og utbredelseskart nedenfor) etablert som en klassifisering av flaten. Det er gjennomført slik klassifisering for 4 av de 5 årene som inngår i et fullt omdrev for Landsskogtakseringen. I prosjektet er disse flatene vurdert med tanke på bruk som referanse, herunder om de



i henhold til formålet er representative for all skog i Norge. Et utvalg av flatene er derfor også oppsøkt i felt. Instruksen for klassifiseringen av "naturskog" har medført at en stor andel faller i høyereliggende

skog og i områder med lav produktivitet og med marginal lønnsomhet i forhold til økonomisk skogbruk. Det er til nå registrert 189 flater i Norge etter disse kriteriene (se figur 10 med naturskogflater).



Figur 5.3 Geografisk utbredelse av naturskogflatene.

Det foreligger nå data fra 4 år av et 5-årig omdrev med "naturskogflater". De 4 årene har produsert 186 naturskogflater, hvorav 125 er i produktiv skog.

Med tanke på at det er relativt få flater og at disse ikke godt nok representerer høydegradienten og produktivetsgradienten i Norge, er det ved hjelp av andre kriterier i tillegg valgt ut et større materiale som skal representere referansen. Utvalget er etablert med intensjonen om å finne flater som representerer natur som ikke/i liten grad er påvirket av inngrep (se kap. nedenfor).

Beregningene av referanseverdien for de enkelte indikatorene er gjort på samme måte som for indikatorverdiene. Det innebærer at det for et fylke blir angitt hvor stor andel av det skogarealet som referanseflatene representerer som har den angitte MiS-indikatoren i kvaliteter og mengder som tilfredsstillende kravet til inngangsverdier.

#### 5.9.4 Utvelgelse av referanseflater

Dette kapitlet omtaler hvordan det er valgt ut flater som ikke er naturskog, men som er tilnærma "urørt skog" og dermed kan inngå i tillegg til naturskogflatene i et sett med flater som representerer referansetilstanden. Utgangspunktet for utvalget er 11.635 flater med skog i 3x3- nettet samt 359 flater med skog i 3x9- nettet.

#### Flater under barskoggrensen

Kriterier for utvalg av flater i 3x3 nett:

- Alle flater med arealanvendelse skog/utmark, reservat, friluftsområde etc. er med i utvalget.
- Flater med registrerte skogbrukstiltak i perioden 1970-2008 er forkastet. Dette kriteriet bidrar til å ekskludere flater med synlige spor etter skogsdrift fra utvalget
- Flater med forekomst av introduserte trær eller introduserte foryngelsestreslag er forkastet.
- Flater som er registrert med egenskapen "plantasje" (1 treslag, lik alder, på rekke og rad) som skogkarakter er forkastet.
- Flater som har kant mot dyrket mark, lavere/høyere hogstklasse, vei, kraftlinje etc. nærmere enn 20 meter er forkastet. Dette kriteriet innebærer at de flatene som velges ut i så liten grad som mulig blir påvirket av inngrep like i nærheten av flate.

- På uproduktive arealer er flater som har "gammel skog" inkludert. Registreringene er ikke like omfattende på uproduktiv skog som i produktiv skog, og dette kriteriet innebærer at vi har mulighet for å få representert uproduktive arealer i referansematerialet.

Dette utvalget gir potensielle referanseflater som er valgt ut etter fravær av inngrep, introduserte treslag etc. Dette omfatter 3 179 flater i 3x3-nettet.

Etter dette utvalget er det gjort ytterligere vurderinger som grunnlag for å velge referanseflater. Disse vurderingene er basert på andre variabler enn de som er valgt som indikatorer, f.eks død ved volum og "gammel skog".

Valg av referanseflater i kategorien "gammel skog" (se definisjon):

1. På høy bonitet skal "gammel skog" forekomme sammen med en viss mengde død ved. Her er det svært få flater, og grensen er satt ved død ved forekomst  $> 3 \text{ m}^3$  pr da
2. På middels bonitet skal det også forekomme død ved, men mengden kan være mindre enn for høy bonitet. Grensen er satt ved  $> 0$ , dvs at død ved forekommer.
3. På lav bonitet og uproduktiv mark er all "gammel skog" tatt med. Her er det stort sett furuskog med lite potensial for å produsere noe særlig død ved. Dette er skog som er relativt stabil, og det er derfor ikke satt krav til at det må forekomme død ved.

I tillegg inkluderes flater som ikke er definert som "gammel skog", men som har en høy alder, og som samtidig innehar en minimum kombinasjon av sjikting og forekomst av død ved:

1. Flater med kun 1 sjikt må ha død ved forekomst  $> 5 \text{ m}^3$  pr da og alder minst 90 år.
2. Flater med flere sjikt må ha død ved forekomst  $> 3 \text{ m}^3$  pr da og alder minst 70 år.

Nivåene på forekomst av død ved er skjønsmessig valgt med utgangspunkt i volumforholdet mellom levende ved/død ved og markas produksjonsevne.

Antall flater etter utvalg: 572 flater

## Flater i lauvskog over barskogsgrensen

Kriterier for utvalg i 3x9 nett:

- Utgangspunkt er alle flater som ligger i skog (359 flater).

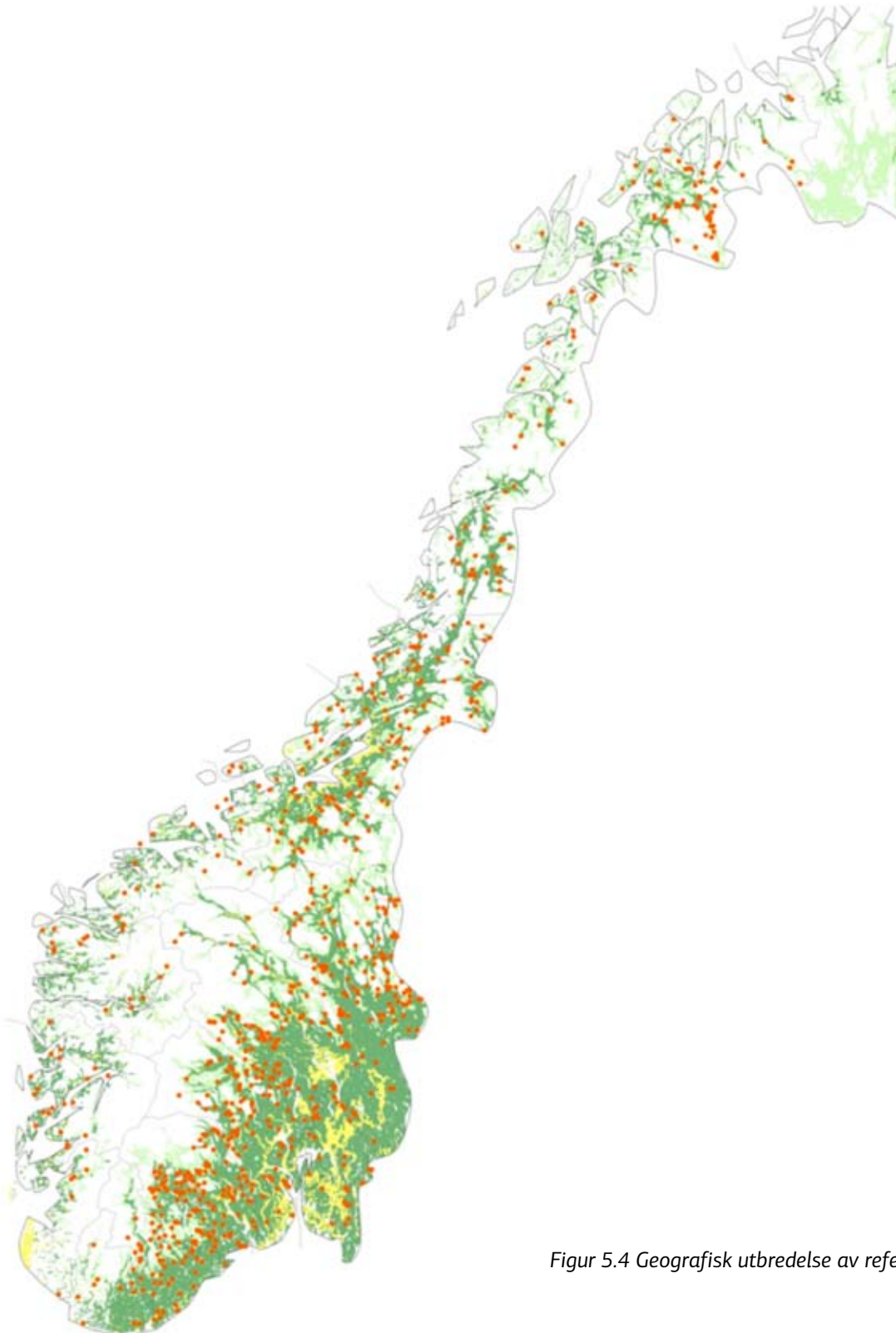
Valg av referanseflater:

1. Alle flater som kommer i kategori "gammel skog".

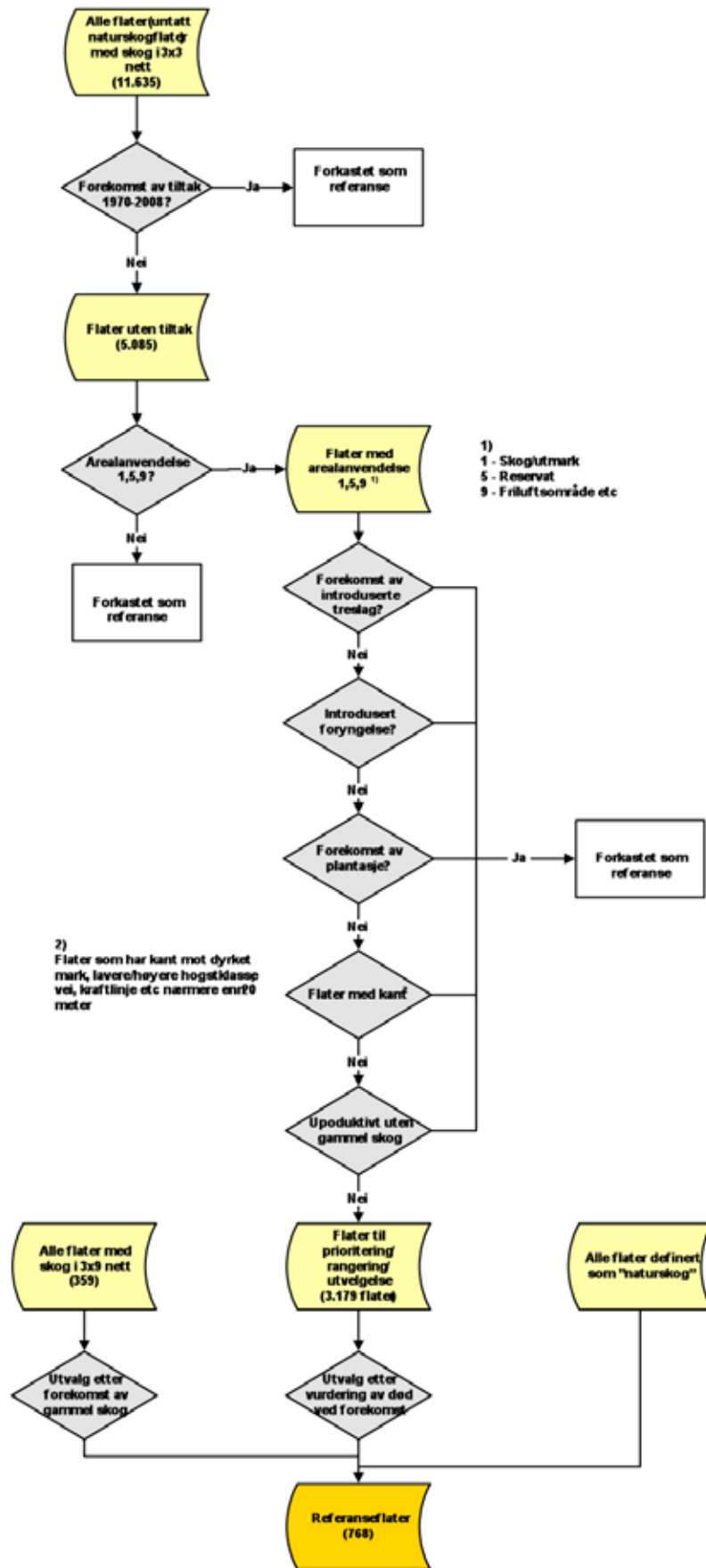
Antall flater utvalgt etter "gammel skog" – 7 flater

Flater som er registrert med egenskapen "naturskog" som skogkarakter (189 flater) kommer med som referanseflater uavhengig av øvrige utvalgs-kriterier.

**Totalt antall referanseflater: Naturskogflater (189), flater i 3x3 nett (572) og flater i 3x9 nett (7) gir totalt 768 flater (se utbredelseskart nedenfor).**



Figur 5.4 Geografisk utbredelse av referanseflatene.



Figur 5.5 Prinsippkisse for utvelgelse av referansflater

### 5.9.5 Beregning av usikkerhet for skog-indikatorer i Landsskogtakseringen

Ved en utvalgskartlegging som Landsskogtakseringen er, vil det alltid kunne forekomme både feil og unøyaktigheter. Feilene kan være både systematiske og tilfeldige. De systematiske feilene kommer av målefeil eller usikkerhet i felt, og slår ut i samme retning. For å redusere slike feil i størst mulig grad gjennomgår inventørene årlig kurs og øvelser som gjør at de er kalibrert til å ha mest mulig lik måling/vurdering av registreringselementer.

De tilfeldige feilene skyldes i stor grad at utvalgskartleggingen omfatter et begrenset utvalg av skogarealet. De tilfeldige feilene er størst der det er få flater til grunn for registreringer og analyser.

For å beregne konfidensintervaller for Naturindeksen, har vi brukt beregningsmetoder for simple random sampling som en approksimering av systematisk sampling.

Dette er en metode som fungerer på så stort materiale som Landsskogtakseringen, og som vanligvis blir brukt til å angi usikkerheten ved arealfordelingen på de ulike kategorier i Landsskogtakseringen. For en bestemt arealklasse vil arealet tilhøre arealklassen hvis den er klassifisert i henhold til angitte kriterier (skogtype, vegetasjonstype etc.). I motsatt tilfelle tilhører arealet ikke den angitte arealklassen.

Indikatorverdien for Naturindeksen i Landsskogtakseringen er beregnet som indikatorens arealandel av hele materialet, og vi har brukt denne arealandelen som grunnlag for beregningene. For alle indikatorer er samplingfeilen (SE) på arealandlestimer beregnet via normal approksimering av binomial fordelingen (e.g. Snedecor and Cochran 1989).

$$SE_A = \sqrt{\frac{p(100 - p)}{n}}$$

Der  $p$  = arealklassens andel av rammen for samplingen, og  $n$  = totalt antall flater innenfor rammen for samplingen.

Blåbærdekning er registrert på en annen måte enn de øvrige indikatorene på Landsskogflatene, og vi har brukt et vanlig 50 % konfidensintervall for en normalfordelt variabel under random sampling.

Vi har antatt at rammen for samplingen er skogarealet (ca 11.300 flater) og har ikke inkludert feilen i det estimerte skogarealet. Denne feilen er imidlertid svært liten, og er derfor ikke tatt inn i beregningene.

For indikatorer hvor antallet observasjoner er veldig lite, er antakelsene for normal approksimasjon av binomial fordeling ikke helt i overensstemmelse med virkeligheten. Vi må derfor påregne en viss usikkerhet for konfidensintervallet i slike tilfeller (eks "Rikbarkstrær").

For å beregne konfidensintervaller har vi benyttet middelfeilen og  $Z_{0.5} = 0.674$ .

### 5.9.6 Definisjoner av gammel skog og naturskog

#### Gammel skog

"Gammel skog" skal være et uttrykk for skogens biologiske utvikling, og det opereres derfor med variable aldersgrupper i henhold til bonitet og treslag. Den høyeste totalalderen (180 år) som kreves for å bli med i "gammel skog" gjelder for de laveste bonitetene og for furu. Laveste totalalder som kreves er på høy bonitet med gran (120 år) og lauvskog (80 år). Dette er en gruppering av alder som er langt høyere enn den vi normalt bruker for å angi at skogen er hogstmoden.

#### Naturskog

Klassifikasjonen gjelder skog eller annet tresatt areal som viser en naturlig dynamikk, slik som treslagssammensetning, forekomst av død ved, aldersstruktur og foryngelsesprosesser. Arealet må være stort nok til å ivareta det naturlige særpreget (> 5 daa). Arealet skal være inngrepsfritt etter definisjonen under, og i tillegg tilfredsstillende minst to av de tre kravene for dødt virke, høy alder og sjiktning.

#### Kriterier:

- Alltid: Inngrepsfritt
- Det må ikke være synlige menneskelige inngrep av noen betydning, eller de siste betydelige inngrepene må ha skjedd for så lang tid siden at sporene etter dette er borte og den naturlige treslagssammensetningen og de biologiske prosessene er blitt gjenopprettet. Arealet skal ikke være påvirket av omkringliggende tekniske inngrep som veger, bygninger, grøfting etc. Vi regner at slike inngrep påvirker omkringliggende areal i en radius av 25 meter.
- Sluttavvirkning i nyere tid (hkl I-II) vil også påvirke omkringliggende areal med samme radius. Stubber etter hogst skal normalt ikke forekomme i områder med naturskogskarakter. Merker etter tilfeldige enkeltstående trær som er fjernet bør likevel ikke diskvalifisere et areal fra å kunne føres til denne kategorien.

I tillegg minst 2 av disse 3:

- Dødt virke

Aktuelle arealer skal ha dødt virke av ulike nedbrytningsgrader noenlunde jevnt fordelt over hele minimumsarealet på 5 daa. I produktiv skog benyttes samme definisjon som for MiS-figurer når det gjelder mengde og fordeling (minst 4 trær pr daa), men det er her andre krav til dimensjoner og strengere krav til forekomst av ulike nedbrytningsgrader. I uproduktiv skog og på annet tresatt areal kan det godtas at mengde og fordeling av dødt virke er mindre enn inngangsverdiene i MiS – definisjonen.

I produktiv barskog skal det forekomme døde trær med diameter > 25 cm. I lauvskog og uproduktiv skog gjelder ikke kravet om 25 cm, men det må finnes døde trær av relativt sett store dimensjoner (utvokste trær). Kravet til dødt virke er større på høy bonitet enn på lav. Et bestand med naturskogkarakter kan ha brutt sammen av naturlige årsaker og derfor mangle (levende) gamle trær. I slike tilfeller stilles det større krav til mengden død ved.

- Høy alder

Kriterier for høy alder er en bestandsalder eller forekomst av trær med en alder som tilfredsstiller kravene for gamle trær i MiS - instruksjonen. Dette vil for gran si 150 år, og for furu 200 år. For lauvtrær benyttes diametergrensene på samme måte som i MiS instruksjonen.

- Sjiktning

Skog med naturskogkarakter er oftest fleretasjet med stor alder- og diameterspredning.

## 5.10 Indirekte indikatorer åpent lavland

Forfatter: Ann Norderhaug (Bioforsk)

”Åpent lavland” i Naturindeks omfatter åpen semi-naturlig slåtte- og beitemark nedenfor skoggrensen dvs. semi-naturlig gras- og urterik mark samt kystlynghei. Semi-naturlig slåtte- og beitemark er utviklet over lang tid gjennom menneskers og husdyrs påvirkning. De er dominert av ville plantearter, men har en artssammensetning som er formet av den tradisjonelle heiden. De semi-naturlige gras- og urterike markene har et høyere artsmangfold enn tilsvarende naturtype som ikke er kulturpåvirket, og mange truede arter er knyttet til dem. Kystlynghei omfatter lyngheiarealene som har utviklet seg i en vekselvirkning mellom helårsbeite, slått og brann langs kysten der klimaet er oseanisk og mildt. Arealet av semi-naturlig gras- og urterik mark samt kystlynghei er drastisk redusert under 1900-tallet på grunn av opphør av drift. Tilstanden på gjenværende arealer forringes og trues av både gjengroing og gjødsling.

I Naturindeks inngår beitepåvirket strandeng i begrepet ”åpent lavland”, men ikke tresatte kulturmarker som lauveng, hagemark og skogbeite, og ikke heller slåttemyr.

Hovedøkosystem	Indikator
åpent lavland	tilstand gras- og urterik mark
åpent lavland	tilstand kystlynghei

Det finnes ikke noen god, samlet og systematisk kartlegging og statistikk i Norge for ”åpent lavland”, dvs. semi-naturlig gras- og urterik mark og kystlynghei. Indikatorverdiene er derfor fastsatt ved ekspertvurderinger. Ekspertene som har deltatt i vurderingen er fagpersoner med spesielt god lokalkunnskap om det eller de fylker som de har vurdert. Flere av dem har bl.a. deltatt i *Supplerende kartlegging og overvåking i jordbrukets kulturlandskap* som er en del av Nasjonalt program for kartlegging og overvåking av biologisk mangfold. Nettverket av fagpersoner som har vurdert semi-naturlig gras- og urterik mark har bestått av ni 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). Mons Kvamme

og Peter Emil Kaland (UiB) har hatt ansvaret for tilsvarende vurdering for kystlynghei.

I arbeidet med Naturindeks har vi for "åpent lavland" prøvd å gi en gjennomsnittlig kvalitetsverdi basert på gjenværende % verdifulle arealer av "åpent lavland" i de ulike kommunene. Med verdifulle arealer menes i denne sammenheng arealer av semi-naturlig gras- og urterik mark eller kystlynghei som fortsatt har en karakteristisk artssammensetning og ikke har fått den forringet, dvs. forandret eller redusert, på grunn av gjengroing eller gjødsling.

Referanseverdi = 1 for tilstanden ca. 1900 (relativ tilstandsindikator), selv om den tradisjonelle hevd av semi-naturlig slåtte- og beitemark hadde gått tilbake alt da. Grunnen til dette valget er at utnyttelsen under 1800-tallet stedvis og periodevis var for sterk for å være optimal for det biologiske mangfoldet. Å gå lenger tilbake i tid for å beskrive et optimalt forhold/referansetilstand vanskelig-gjøres av at det da ikke finnes data å basere seg på. I første halvdel av 1900-tallet var det moderne jordbruket introdusert, men mange steder i landet var det likevel helt fram til ca. 1950 fortsatt et allsidig jordbrukssystem med god utnytting av de gamle kulturmarkene og utstrakt bruk av utmarka i skogen og på fjellet. Denne typen jordbruk stod på mange måter nærmere det førindustrialiserte jordbruket enn dagens høymekaniserte jordbruk og ga gode betingelser for det biologiske mangfoldet knyttet til kulturlandskap.

Tilstandsvurderingene er basert på ulike relevante nasjonale og lokale data. Utvalgte data fra offisiell landbruksstatistikk fra 1907, 1949, 1989, 2000 og 2009 er et viktig grunnlag. For 1907 finnes det bl.a. opplysninger om areal "naturlig" eng og for 1950 om areal natureng, mens det for 1989, 2000 og 2009 bare finnes opplysninger om "anna eng og beite". Husdyrstatistikk fra disse årstallene

er også brukt som bakgrunnsdata for å beregne indikatorverdiene. Naturbase med opplysninger fra Nasjonal registrering av verdifulle kulturlandskap (1992-1994), naturtypekartleggingene i kommunene (1999-2003) samt Supplerende kartlegging og overvåking i jordbrukets kulturlandskap (2003-2010) er en annen viktig datakilde. I tillegg er andre registreringer som studentoppgaver, skjøtelsesplaner, data fra forskningsprosjekter, bygdebøker m.v. brukt. Eksempel på kilder for kunnskap og data er gitt i referanselisten (hovedsakelig fra vurderingen av Rogaland, Jordal 2009). Beskrivelse av evalueringsarbeidet i Sogn og Fjordane er publisert i en egen rapport (Gaarder 2009).

Indikatorverdi er stort sett beregnet kommune for kommune i hvert fylke. For at arbeidet skulle være gjennomførbart med hensyn til tids- og økonomiske ressurser, har imidlertid i noen tilfeller kommuner med felles egenskaper blitt slått sammen i en "kommunegruppe", og kommunene i hver slik gruppe deretter vurdert under ett.

Metodikken som er benyttet for "åpent lavland" er i store trekk den samme som ble benyttet i pilotprosjektet i Midt-Norge (Norderhaug et al. 2008). Som en første fase i dette oppfølgende arbeidet med Naturindeks for hele landet, ble ekspertgruppen invitert til en workshop, hvor prinsippene for vurderingene i pionerutgaven av Naturindeksen ble presentert, diskutert og justert samt arbeidsoppgavene fordelt.

Datagrunnlaget for vurderingen av "åpent lavland" er mangelfullt og resultatene derfor usikre. Vi mener at den valgte metoden likevel gir et brukbart oversiktsbilde av status for kulturlandskapets biologiske mangfold, men det er et meget stort behov for etablering av overvåking som kan gi et sikrere datagrunnlag for framtidig oppfølging av Naturindeks. For å få kulturlandskap godt inkludert i Naturindeks gjenstår med andre ord en god del arbeid på metodeutviklingssiden.

Tabell 5.2 Tallverdi for ulike tilstandsklasser basert på gjenværende prosent verdifullt åpent lavland.

Tilstandsklasse	Tallverdi	Gjennomsnittlig verdi for åpent lavland i kommunen er avhengig av gjenværende % verdifullt åpent lavland
Referanse verdi:	1	Optimal = alle semi-naturlige arealer i tradisjonell hevd
Svært god:	0,9	100-80 % av gjenværende arealer er verdifulle
God:	0,7	80-60 %
Moderat:	0,5	60-40 %
Dårlig:	0,3	40-20 %
Svært dårlig:	0,1	20-0 %

## Eksempler på kilder

Det Statistiske Centralbyrå 1909-1910. Jordbrukstelingen i kongeriket Norge 30. september 1907. Første hefte (1909). Utsæd, landbruksredskaper, kreaturhold, sæterbruk. Andet hefte (1910). Arealet og dets anvendelse. Procentberegninger mm.

Direktoratet for naturforvaltning 1994. Verdifulle kulturlandskap i Norge. Mer enn bare landskap! Sluttrapport frå det sentrale utvalget, del 4.

Direktoratet for naturforvaltning 2007. DN-handbok nr. 13. 2 utgave. <http://www.naturforvaltning.no/archive/attachments/02/123/Hndbo001.pdf>

Direktoratet for naturforvaltning 2009. Naturbase. [www.naturbase.no](http://www.naturbase.no) eller <http://dnweb12.dirnat.no/nbinnsyn/> (Database drifta av Direktoratet for naturforvaltning)

Direktoratet for naturforvaltning 2009. Utkast til handlingsplan for slåttemark. DN-rapport 2009-6

Fylkesmannen i Rogaland 1994. Nasjonal registrering av verdifulle kulturlandskap i Rogaland. Del A. Del B.

Gaarder, G., Larsen, B.H. & Melby, M.W. 2007. Ressursbehov ved kvalitetssikring og nykartlegging av naturtyper. Miljøfaglig Utredning rapport 2007-15. 85 s.

Gaarder, G. 2009. Semi-naturlige enger i Sogn og Fjordane, vurdering av status og arealendringer. Miljøfaglig Utredning notat 2009:8

Jordal, J.B. 2008a. Supplerande kartlegging av naturtypar i Rogaland i 2006. Fylkesmannen i Rogaland Miljørapport nr. 1-2007.

Jordal, J.B. 2008b. Evaluering av Naturbase for Rogaland. Fylkesmannen i Rogaland Miljørapport nr. 2-2008.

Jordal, J.B. 2009. Notat 16.10.2009.

Jordal, J.B. & Johnsen, J.I. 2008. Supplerande kartlegging av naturtypar i Rogaland i 2007. Fylkesmannen i Rogaland Miljørapport nr. 1-2008.

Jordal, J.B. & Johnsen, J.I. 2009. Supplerande kartlegging av naturtypar i Rogaland i 2008. Fylkesmannen i Rogaland Miljørapport nr. 1-2009.

Norderhaug, A., Nilsen, L. & Bele, B. 2008. "Åpent lavland" og kystlynghei - semi-naturlig vegetasjon. I: Nybø, S. & Skarpaas, O. Naturindeks. Bakgrunnsdokumenter for utprøving av metode i Midt-Norge. NINA Rapport 426.

Nybø, S. & Skarpaas, O. Naturindeks. Utprøving av metode i Midt-Norge. NINA Rapport 425.

Statistisk sentralbyrå 1950. Jordbrukstelingen 1949.

Statistisk sentralbyrå 1990. Jordbrukstelingen 1989.

Statistisk sentralbyrå 2000. Jordbrukstelingen 1999.

Statistisk sentralbyrå 2009. Diverse jordbruksstatistikk. ([ssb.no](http://ssb.no))

Steinnes, A. 1988. Oversikt over botaniske verneverdier i Rogaland. Økoforsk Rapport 1988: 12. (+ upubliserte underlagsdata)

[www.naturbase.no](http://www.naturbase.no)



## 5.11 Indirekte indikatorer overskridelser tålegrenser

Forfattere: Thorjorn Larssen og Espen Lund (NIVA)

Begrepet Naturens tålegrenser (eng.: critical loads) er i dag akseptert som et vitenskapelig utgangspunkt for politiske beslutninger om reduksjoner i utslipp av svovel og nitrogen. For Norge er det utarbeidet tålegrenser for forsurening fra sterke syrer (svovel- og salpetersyre) til overflatevann og skogjord og for overgjødning (eutrofiering) av terrestrisk vegetasjon med nitrogen.

Store overskridelser av tålegrensene for forsurening av overflatevann har vært en betydelig faktor under forhandlinger om Oslo- og Gøteborgprotokollene under UNECE Konvensjon for Langtransporterte Grenseoverskridende Luftforurensninger (CLRTAP) og tålegrenseoverskridelsene er betydelig redusert siden 1980-tallet. Fortsatt er imidlertid tålegrensene overskredet for store deler av Norges areal.

Modellene som benyttes i fastsettelse av tålegrensene er internasjonalt anerkjente og koordineres via UNECEs samarbeidsprogram International Cooperative Programme on Modelling and Mapping of Critical Loads & Levels and Air Pollution Effects, Risks and Trends (ICP M&M). Utførlige manualer er tilgjengelig fra [www.icpmapping.org](http://www.icpmapping.org) (UBA, 2004).

For overflatevann beregnes overskridelser av tålegrenser med to ulike modeller: Steady State Water Chemistry (SSWC) og First Order Acidity Balance (FAB). SSWC-modellen er benyttet i to varianter: med og uten justering for organiske syrer i grenseverdien, betegnet henholdsvis  $SSWC_{\text{aaa}}$  og SSWC (Larssen et al. 2008). I arbeidet med Naturindeks er  $SSWC_{\text{aaa}}$ -varianten benyttet.

Overskridelse av tålegrenser for tilførsler av svovel og nitrogen til overflatevann, jord og vegetasjon er beregnet på bakgrunn av avsetningskart av målt avsetning over flere 5-års perioder. Selve tålegrensen er altså uavhengig av tid, mens overskridelsen blir tidsavhengig. Overskridelse av tålegrensen beregnes ved å trekke tålegrensen fra avsetningen (fra atmosfæren).

SSWC-modellene gir et "best case" estimat for overskridelsene.  $SSWC_{\text{aaa}}$  viser at for perioden 2002-2006 hadde 10 % av Norges areal overskridelser av tålegrensene. FAB-modellen gir et "worst case" estimat (antar full nitrogenmetning og bidrag til forsurening fra nesten all nitrogenavsetning). FAB

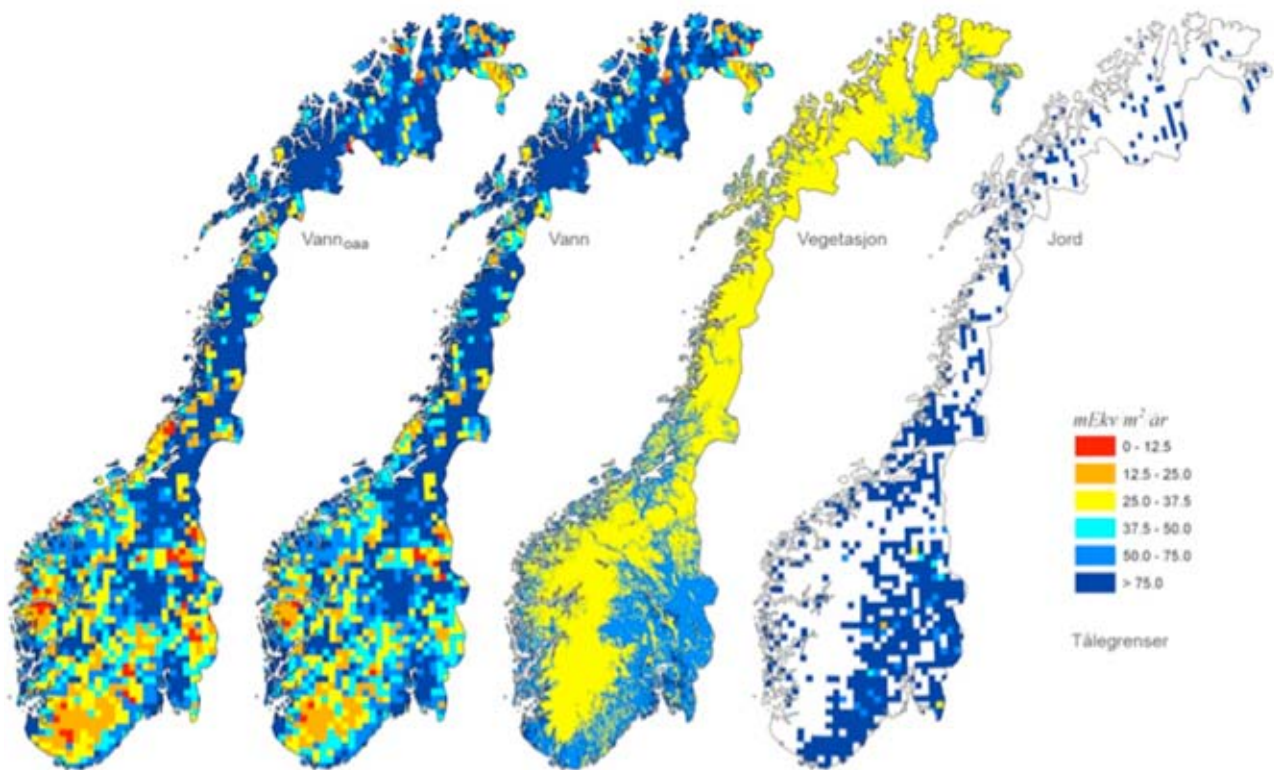
modellen kan således betraktes som en "føre-var" beregning. Den viser at 18 % av Norges areal hadde overskridelser av tålegrensene i perioden 2002-2006.

Tålegrenser for overgjødning av vegetasjon er basert på at tilførsel av nitrogen ikke skal overskride en bestemt årlig mengde for en gitt type vegetasjon. For Norge er tålegrensene anslått på basis av de samme empiriske verdier for ulike vegetasjonstyper som benyttes ellers i Europa (Achermann & Bobbink 2003, UBA 2004). Vegetasjonstypene er tatt fra vegetasjonskart basert på satellittdata. For å få best mulig overensstemmelse med tålegrensene i Europa, er et felles-Europeisk vegetasjonskart basert på satellittdata benyttet (laget av Stockholm Environment Institute).

Tålegrensekartet for vegetasjon er basert på empiriske grenseverdier og består derfor ikke av en flate med kontinuerlige verdier, men et fåtall verdier. Laveste grenseverdi er  $500 \text{ mg N m}^{-2} \text{ år}^{-1}$ . De mest følsomme vegetasjonstypene er nedbørsmyrer, heivegetasjon og alpine områder (Bruteig & Arrestad 2004).

Tålegrensene for skogsjord er beregnet med modellen Steady State Mass Balance (SMB) (UBA 2004). For beregning av forvittringshastighet, en viktig inngangsparameter til SMB-modellen, har vi brukt den dynamiske modellen MAGIC (Model of Acidification of Groundwater in Catchments) (Cosby et al. 1985, Cosby et al. 2001). Tålegrensen for sterk syre til skogsjord er basert på at syretilførsel ikke skal medføre at forholdet mellom basekationer og aluminiumsioner (BC:Al) i jordvannet blir lavere enn 1. Jordkjemiske data i Norge foreligger hovedsakelig for jord dekket av skog, og tålegrenser for jord beregnes kun for skogsjord. Tålegrensekartet for jord (se Figur 5.6) viser at i de områder hvor det finnes skogsjord, er tålegrensene generelt høye.

For å tilpasse tålegrenser og overskridelser av tålegrenser til Naturindeks, har vi valgt å bruke tålegrensen som Ref-verdi og avsetning som Verdi. Overskridelsen av tålegrensen blir så beregnet i Naturindeks for ulike år og normalisert til en verdi mellom 0 og 1 ved å invertere overskridelsen. Ingen overskridelse defineres som Indeks = 1 og beregnet verdi som er større enn eller lik 1 (i tilfeller der overskridelsen er mindre enn eller lik 1 mekv/m<sup>2</sup>/år) defineres som 0,99.



Figur 5.6 Tålegrenser for vann<sub>ooa</sub> (organiske syrer inkludert), vann (organiske syrer ekskludert), vegetasjon og jord i Norge. ooa = organic acid adjusted.

### 5.11.1 Tålegrenser for forsurening av overflatevann (CLAOaa)

Disse er beregnet per rute i et rutenett som dekker Norge, slik at hver kommune har flere tålegrenser innenfor sitt område. Tålegrensen beregnes ut fra observert (eller estimert) vannkjemisk sammensetning for hver innsjø (eller ruteverdi), det vil derfor være forskjellige tålegrenser for forskjellige innsjøer. Til Naturindeks ble laveste tålegrense innen hver kommune valgt. Av totalt 430 kommuner, var det 5 øykommuner som ikke hadde noen tålegrenser beregnet. Disse var Kvitsøy, Utsira, Sandøy, Træna, Røst.

Tålegrenser for forsurening ferskvann ble registrert under Natursystem=ferskvann og Indikator=overskridelser\_tålegrenser\_forsuring. Tålegrensen for hver kommune ble registrert som Ref-verdi, uten kvartiler (-1) og n=1. Datatype var Beregnet fra data.

Verdier for årene 1950, 1990, 2000 og 2010 var avsetning av svovel og avrenning av nitrogen i disse årene. Det ble beregnet gjennomsnitt avrenning nitrogen per kommune.

### 5.11.2 Tålegrensen for overgjødning av skog

Denne er den samme for hele landet. Alle kommuner har dermed samme tålegrense. Tålegrenser for overgjødning av skog ble registrert under Natursystem=skog og Indikator=overskridelser\_tålegrenser\_nitrogen. Tålegrensen ble for hver kommune registrert som Ref-verdi, uten kvartiler (-1) og n=1. Datatype var Beregnet fra data.

Verdier for årene 1950, 1990, 2000 og 2010 var avsetning av nitrogen i disse årene.

### 5.11.3 Tålegrensene for overgjødning av myr, kystlynghei og ferskvann

Disse er også konstante for hele landet for hver av naturtypene. Da verdiene for årene 1950, 1990, 2000 og 2010 er de samme nitrogendataene som for skog, ble ikke disse registreringene repetert for myr, kystlynghei og ferskvann. Tålegrenser for myr, kystlynghei og ferskvann ble sendt til Naturindeks i e-post.

#### 5.11.4 Avsetning av svovel og nitrogen

Det ble benyttet NILUs landsdekkende kart basert på målte verdier for avsetning av svovel og nitrogen (Aas et al. 2008). For de år hvor vi manglet målt avsetning, beregnet vi avsetning ved å multiplisere skaleringsfaktorer fra EMEP-avsetninger for de aktuelle årene med NILUs målte verdier i perioden 1992–1996. Skaleringene har 1995 som referanseår. Det ble beregnet gjennomsnitt avsetning per kommune. For året 2010 ble det benyttet EMEP-avsetninger som beskrevet over, unntatt i Finnmark. Avvikende EMEP-data for Finnmark 2010, gjorde at vi brukte NILUs data for 2002–2006 i stedet.

#### Referanser

Achermann, B. & R. Bobbink. 2003. Empirical critical loads for nitrogen. Expert workshop Berne 11-13 Nov. 2002. Berne, CH, Swiss Agency for the Environment.

Bruteig, I. & P. Aarrestad. 2004. Utvikling av nye nitrogentålegrensekart for naturtyper - eit forprosjekt. NINA Minirapport 50: 18 s.

Cosby, B.J., Ferrier, R.C., Jenkins, A. & Wright, R.F. 2001. "Modelling the effects of acid deposition: refinements, adjustments and inclusion of nitrogen dynamics in the MAGIC model." *Hydrology and Earth System Sciences* 5: 499-518.

Cosby, B.J., Hornberger, G.M., Galloway J.N. & Wright, R.F. 1985. "Modelling the effects of acid deposition: assessment of a lumped parameter model of soil water and streamwater chemistry." *Water Resources Research* 21: 51-63.

Larssen, T., Lund, E. & Høgåsen, T. 2008. Overskridelser av tålegrenser for forsuring og nitrogen for Norge – oppdatering med perioden 2002–2006. NIVA-rapport 5697-2008. 24 s.

UBA 2004. Manual on Methodologies and Criteria for Modelling and Mapping Critical Loads and Levels and Air Pollution Effects, Risks and Trends. Umwelt Bundes Amt Texte. Berlin, Umwelt Bundes Amt: 240 s.

Aas, W., A. Hjellbrekke, et al. 2008. Deposition of major inorganic compounds in Norway 2002-2006. Kjeller, Norwegian Institute for Air Research.

Tabell 5.3 Teknisk datagrunnlag for avsetning av svovel og nitrogen

År	Svovel	Nitrogen
1950	EMEPfaktor1950xNILU1992–1996	EMEPfaktor1950xNILU1992–1996 (NO <sub>3</sub> +NH <sub>4</sub> )
1990	NILU1988–92	EMEPfaktor1990xNILU1992–1996 (NO <sub>3</sub> +NH <sub>4</sub> )
2000	NILU1997–2001	NILU1997–2001
2010	Norge minus Finnmark: EMEPfaktor2010x-NILU1992–1996, Finnmark: NILU2002–2006	Norge minus Finnmark: EMEPfaktor2010xNILU1992–1996 (NO <sub>3</sub> +NH <sub>4</sub> ), Finnmark: NILU2002–2006

## 6 Ferskvanns-indikatorer

Indikatorerne er valgt ut i fra kriteriene beskrevet i kapittel 2. Enkelte indikatorer er representert i flere hovedgrupper av natursystemer. Disse indikatorerne vil bidra til naturindeksen i alle disse natursystemene med en vekt som tilsvarer hvor viktige dette natursystemet er for dem, for eksempel har fossekall en vekt på 0,75 i ferskvann og 0,25 i myr, kilde og flommark. For detaljer på metoden se Certain og Skarpaas (2010)

Videre vises det til at metodikk for fugl, moser og overskridelser av tålegrenser for nitrogen og sur nedbør er omtalt i kapittel 4.

### 6.1 Pattedyr

Forfatter: Dr Jiska van Dijk (NINA)

For ferskvann er oter det eneste pattedyret som representert i indeksen. Oterens ferskvannsbestand er vurdert her, mens kystbestanden er vurdert separat for kystvann. Metoden for vurdering av oter kystbestand er på samme måte som oter ferskvannsbestand men da for norske kommuner som har kystlinjer.

Hovedøkosystem	Indikator	Latinsk navn
ferskvann	oter ferskvannsbestand	<i>Lutra lutra</i>



Oter (*Lutra lutra*). ©Per Jordhøy

Per i dag vet vi svært lite om oterens ferskvannbestand i Norge og hvordan (vannkrafts)regulering av vassdrag påvirker oterbestanden. Likevel vet vi at oterbestanden var svært minkende før fredning i 1982 og forsvant spesielt i sørlige deler av Norges lokale bestander i Nordland og i Østerdalen i Hedmark hensto (Heggberget 1996). De lokale restbestandene på Østlandet før fredning samt meldinger på oter i innlandet av Finnmark (pers. medd. rovviltkontakten Fylkesmannen i Finnmark) og i Østerdalen (oterfallviltbasen) i dag forteller oss at vi kan godt anta at Norges ferskvannområder generelt sett er egnet for oter. Selv om en stor del av norske vassdrag nå er regulert viser NVEs vassdragskart per i dag at det for hver kommune i Norge er inkludert et eller flere (deler av) vassdrag. Dermed konkluderes at sannsynligheten er lik 1 for at det i utgangspunktet kan finnes oter overalt i Norge hvor det finnes vassdrag med minimale eller fraværende menneskelige aktiviteter. Referansetilstandsverdien ble derfor satt på  $P=1$  for alle kommuner i Norge.

Hovedkilder til vurderingen brukt i Naturindeksen er basert på kunnskapen om at etter fredning i 1982 har oterbestanden spredd seg fra Nordland og sørover. Den sørligste grensen av oterkystbestanden i 1990 inkluderte Møre og Romsdal, mens i 2000 inkluderte det også Sogn og Fjordane (Heggberget 1996). Etter

2000 spredde bestanden seg gradvis i retning av Hordaland og oterfallviltprosjektet får nå de første ynglingbekreftelser nord for Bergen. Dermed ble den sørlige grensen av oterbestanden for 2010 satt til sør for Bergen. For oterferskvannbestanden ble bestandsgrensene for de ulike perioder trukket i en horisontal linje i retning svenskegrensen. For hvert vurderingsår (dvs. 1990, 2000 og 2010) fikk alle kommuner nord for den sørligste grensen  $P=0,5$  som utgangspunkt (dvs. sannsynligheten er 0,5 at det finnes oter) og alle kommuner sør for denne sørligste grensen fikk  $P=0,0$ . Hvis i tillegg oterfallviltbasen bekreftet otertilstedeværelse med 1 eller flere døde otre i en bestemt kommune (uansett nord eller sør for grensen) ble sannsynligheten for denne kommunen økt med 0,25 for en registrert oter eller med 0,5 for to eller flere døde otre. For hvert vurderingsår ble summen av registrerte døde otre i en 5-års periode før vurderingsåret tatt i betraktning (f.eks. for 1990 betyr det at summen av registrerte døde otre i perioden 1986 – 1990 ble brukt). For 1950 finnes det ingen data om oterens utbredelse eller tilstedeværelse i Norge.

#### Referanser

Heggberget, T.M. 1996. En kunnskapsoversikt for eurasiatisk oter *Lutra lutra*; grunnlag for en forvaltningsplan. NINA Oppdragsmelding 439: 1-29.

## 6.2 Fisk

Forfattere: Trygve Hesthagen(NINA), Peder Fiske (NINA), Bjørn T. Barlaup (Uni Miljø, UiB) og Eva B.Thorstad(Uni Miljø, UiB)

Hovedøkosystem	Indikator	Latinsk navn
ferskvann	asp	<i>Aspius aspius</i>
ferskvann	aure	<i>Salmo trutta</i>
ferskvann	byglandsbleke	<i>Salmo salar ssp.</i>
ferskvann	flire	<i>Abramis bjoerkna</i>
ferskvann	gjørs	<i>Stizostedion lucioperca</i>
ferskvann	hornulke	<i>Myoxocephalus quadricornis</i>
ferskvann	hvitfinnet steinsmett	<i>Cotus gobio</i>
ferskvann	laks	<i>Salmo salar</i>
ferskvann	namsblank	<i>Salmo salar ssp.</i>

### 6.2.1 Aure

På Norsk Rødliste 2006 ble aure (*Salmo trutta*) vurdert som livskraftig (LC). Aure benyttes som indikator fordi den er vår vanligste fiskeart. Siden 1970-tallet er det foretatt en omfattende kartlegging av fiskestatus i norske innsjøer ved hjelp av intervjuundersøkelser. I NINA's fiskebase foreligger det opplysninger om fiskestatus fra over 30 000 innsjøer (cf. Hesthagen et al. 1999). Hovedvekten har vært lagt på å dokumentere effekter av forsurening (Hesthagen et al. 1999). Disse undersøkelsene samlet opplysninger om artsforekomst, status (uendret, redusert/skadet og tapt), og når eventuelle endringene skjedde (10-år). Det foreligger derfor også opplysninger om fiskestatus tilbake i tid. For å få et representativt utvalg innsjøer, er kun de statistisk utvalgte lokalitetene i 1000-sjøers undersøkelsen på 1990-tallet benyttet (Henriksen et al. 1998). Det ble samlet informasjon om fiskestatus fra disse om lag 1000 innsjøene (Hesthagen et al. 2000, Rask et al. 2000, Tammi et al. 2003). I tillegg har vi inkludert alle data som måtte finnes fra tidligere undersøkelser fra de samme innsjølokalitetene.

Indikatorverdiene for aure ble fastsatt som en indeks fra 1,0 eller 100 % (som også er referanseverdien) til 0 (utdøing). Indikatorverdiene framkommer ved først å gi uendrede bestander verdien 1,0, reduserte/skadde bestander verdien 0,5 og tapte bestander verdien 0. Aurebestandene i regulerte innsjøer blir automatisk gitt verdien 0,5. Dersom en fremmed fiskeart er innført til en lokalitet, blir verdien til den aktuelle aurebestanden redusert med 38 %. Dette tallet er basert på mengden aure basert på garnfiske (Cpue) i innsjøer med og uten innførte bestander av ørekyt (Museth et al. 2007). Dersom en lokalitet både er regulert og har innførte bestander av ørekyt eller andre fiskearter, blir indikatorverdien likevel ikke satt høyere enn 0,5. Det ble benyttet samme verdi uansett om én eller flere fiskearter er innført. Gjennomsnittlige verdi  $\pm$  SD ble deretter beregnet for hvert fylke og hvert ti-år. Østfold, Akershus og Vestfold ble utelatt på grunn av mangelfulle data. Det foreligger relativt lite data mht fiskestatus for 2010. For disse lokalitetene blir derfor status for 2000 benyttet, forutsatt fravær av tiltak i form av kalking etc. Nedre og øvre persentilen (25 og 75 %) ble beregnet som gjennomsnittverdi  $\pm 0,675 * SD$ , ved å anta normalfordeling.

### 6.2.2 Laks

I Norsk Rødliste 2006 ble laks (*Salmo salar*) vurdert som livskraftig (LC). Innvandringsbestandene av voksen laks til Norge har gått ned siden 1980 tallet, samtidig har beskatningen også avtatt slik at mengden gytelaks i elvene ikke har avtatt i samme grad som innvandringsbestandene (Anon. 2009). Det er mengden gytelaks i forhold til en referansetilstand (gytebestandsmål) for hvert enkelt vassdrag som her er benyttet som indikatorverdier.

Indikatorverdiene er beregnet som prosentvis oppnåelse av gytebestandsmålet, beregnet fra simuleringer (Anon. 2009). Slik det er beregnet her kan måloppnåelsen aldri bli over 100 %. Dersom gytebestanden er større enn gytebestandsmålet har måloppnåelsen blitt satt til 100 %. Dette er en beregning av hvor mye laks som er igjen i vassdragene etter fisket vurdert opp mot hvor mye som bør være igjen. Som referansetilstand har vi benyttet gytebestandsmål, beregnet som antall kilo laks som trengs for å gyte nok egg til at smoltproduksjonen i elva blir optimal (se Hindar et al. 2007). Gytebestandsmålene er ikke absolutte verdier, men er framkommet ved å dele vassdragene inn i grupper etter antatt produksjonspotensiale og vurdert ut fra arealet av den lakseproduserende delen av vassdragene. Som hovedkilder til kunnskap og data har vi benyttet fangststatistikk og tellinger av fisk (enten gytefisk eller tellinger av oppvandrende fisk i elvene). Der hvor vi ikke har tellinger av fisk har vi benyttet standardiserte beskatningsrater for å estimere hvor mye laks som har gytt i hvert enkelt år. I den kommunevise vurderingen har elver som renner innom kommunen blitt tatt med. Måloppnåelsene er beregnet som prosentvis måloppnåelse veid med gytebestandsmålet. Slik teller et vassdrag med høye gytebestandsmål mer enn vassdrag med lave gytebestandsmål. Indikatorverdiene fra vassdrag som renner gjennom flere kommuner blir også med flere ganger, siden vi ikke har vurdert måloppnåelsen i deler av vassdragene, men for vassdragene som helhet. For vassdrag som har vært stengt for laksefiske har måloppnåelsen blitt satt ved ekspertvurderinger. Dersom ny kunnskap kommer til enten om gytebestandsmålene, om fangstene eller om hvor stor del av bestanden som har blitt beskattet, kan gytebestandsmåloppnåelsen bli endret.

### 6.2.3 Småblank (Namsblank)

På Norsk Rødliste 2006 ble småblank (*Salmo salar*) kategorisert som kritisk truet (CR) (Nedraas et al. 2006). Dette er en relikv laksestamme som bare finnes på ei 90 km lang elvestrekning i øvre deler av Namsen i Nord-Trøndelag (Berg 1953, Rikstad 2004). I tillegg er den utbredt i flere sideelver i vassdraget, med ei total lengde på 50 km. Fra Nedre Fiskumfoss og videre oppover vassdraget fantes det opprinnelig bare vanlig aure og småblank.

Namsen har flere ganger i løpet av de siste 60 år blitt regulert til kraftformål. Dette har resultert i en kraftig reduksjon i vassføringen, og mange steder er det også bygd terskler. Følgelig har det dannet seg terskelbassenger på ovenforliggende strekninger. Det foreligger ingen dokumentasjon av hvilke effekter disse reguleringene har hatt på bestanden av småblank. Mye tyder likevel på at bestanden av småblank ikke på langt nær er så tallrik nå som tidligere (Rikstad 2004, Thorstad et al. 2009). Disse inngrepene førte nemlig til at småblankens optimale leveområder; strekninger med relativt sterk strøm, ble sterkt forringet. Prøvefiske med garn i seinere år viste at terskelbassengene har svært tynne bestander av småblank (Thorstad et al. 2009). Derimot var fangstene av småblank betydelig høyere på flere av de undersøkte elvestrekningene. Vi har derfor valgt å beregne indikatorverdiene for småblank ved ulike tidspunkt ut fra lengden på oppdemte elvestrekningene ovenfor de enkelte terskler og kraftverksdammer. Indikatorverdiene fastsettes som en indeks fra 1,0 eller 100 % (ingen oppdemning, som også blir referanseverdien), til 0 (alle elvestrekninger oppdemt).

Fra 1946 og fram til 1986 ble det gjennomført flere vannkraftutbygginger i Namsenvassdraget. Ved den første reguleringen ble 2 km av elva oppdemt. Dette utgjorde følgelig vel 2 % av den totale elvestrekningen på 90 km. Indikatorverdien pr. 1950 blir derfor 98 %. Fra 1953 og fram til 1986 ble det foretatt flere store reguleringer i hovedelva, med bygging av tre kraftverk, redusert vassføring og terskelbygging. I denne perioden ble ytterligere 33 km elvestrekning oppdemt. Pr. 1990 utgjorde derfor dette 35 km av elva, eller totalt 39 %. Dette gir en indikatorverdi pr. 1990 på 61 %. I 1998 ble siste terskelen i Namsen bygd, med ei oppdemt elvestrekning på 3 km ved Bjørhusdal. Den totale oppdemte elvelengden i Namsen blir da 38 km (42 %), og indikatorverdiene for 2000 og 2010 settes derfor til 58 %.

Tallene i naturindeksen er basert på minimums-estimer for endringer i småblankens leveområder. Dersom oppdemt areal i Namsenvassdraget legges til grunn for beregningene, blir indikatorverdiene noe lavere. Småblanken har et totalt leveområde på 12 780 da, mens arealet på de oppdemte strekningene utgjør 6 950 da. Det betyr at 54 % av arealet med småblank er påvirket av dam- og terskelbygging. Den totale påvirkningen på småblankens leveområder er imidlertid større fordi reguleringene av sideelvene kommer i tillegg. Store deler av Tunnsjøelva har nemlig redusert vassføring, og Frøneselva er påvirket av Åbjørautbyggingen. Byggingen av laksetrappene ved Nedre og Øvre Fiskumfoss har trolig også hatt en negativ effekt på bestanden av småblank. Anadrom laks kan nå gå ytterligere 10 km oppover vassdraget, til Aunfossen. Denne strekningen hadde tidligere bare småblank og aure. Det er imidlertid vanskelig å sette tall på effekten av disse endringene.

### 6.2.4 Bleke

På Norsk Rødliste 2006 ble bleka (*Salmo salar*) kategorisert som kritisk truet (CR). Bleka er en relikv laksebestand i Otravassdraget (Aust-Agder), og den gjennomfører hele livssyklusen i ferskvann. I løpet av de siste 10-årene har bestanden av bleke i betydelig grad blitt påvirket av vassdragsreguleringer og forurening (Barlaup et al. 2005, 2010). Indikatorverdiene fastsettes som en indeks fra 1,0 eller 100 % (som også er referanseverdien) til 0 (utdøing), på basis av ekspertvurderinger.

Allerede i 1950 var blekebestanden negativt påvirket, idet flere gyte- og oppvekstområder hadde gått tapt etter reguleringen av Byglandsfjorden i 1905 og i 1917. På basis av disse inngrepene fastsettes indikatorverdien pr. 1950 til 70 %. Fram til 1960 var bleka vanlig utbredt fra Kilefjorden i sør, i Byglandsfjorden inkludert Åraksfjorden, og til Hallandsfossen i Valle kommune i nord. På 1950-tallet gikk ytterligere gyteområder tapt på grunn av senking og kanalisering i nedre del av Byglandsfjorden/Vassenden. Brokkeutbyggingen ble satt i drift i 1964. På slutten av 1960-tallet skjedde det et sammenbrudd i blekebestanden, og den var da svært nær utryddelse. Dette skyldtes trolig både en forverret forureningssituasjon og Brokkereguleringen. I perioden 1968-1971 ble det fanget inn et begrenset antall stamfisk, og fra 1979 ga disse et grunnlag for utsettinger. Fram til 1990 var overlevelsen av utsatt bleke svært lav, med ingen eller et ubetydelig antall

gjenfangster. Indikatorverdien 1990 settes til 10 %. I 1991 kom et nytt og forbedret fiskeanlegg på plass for produksjon av bleke. Fram til midten av 1990-tallet var effektene av utsettingene fortsatt svært begrensede. Det var også lenge tvil om bleka i det hele tatt reproduserte. Fra midten av 1990-tallet har imidlertid overlevelsen av utsatt bleke økt betydelig, og dette skyldes trolig i stor grad redusert forsurening (Barlaup et al. 2005). Indikatorverdien i de siste årene har derfor økt, og settes til 20 % for år 2000. Den positive utviklingen hos blekebestanden har også fortsatt i det siste 10-året. I 2001 ble det for første gang påvist naturlig rekruttering hos bleka. Gytegrepregistreringer har imidlertid vist at nedtappingen av Byglandsfjorden om vinteren påfører blekerogna stor dødelighet. For å redusere dette problemet, har regulanten nå iverksatt et mer miljøvennlig tapperegime. Siden 1999 er det lagt ut betydelige mengder befruktet rogn, og dette har hatt en positiv effekt på bestanden. I næringsfiske med storruser i Byglandsfjorden har innslaget av bleke økt fra rundt 30 % i årene 2000-02, til 38-56 % i årene 2003-08 (Barlaup et al. 2009). Dette fisket er først og fremst rettet mot aure. Den naturlige rekrutteringen i hele blekas nåværende utbredelsesområde er fortsatt lav, og utgjør bare ca. 10 % av alle innfangede individ. Resten av bestanden består av og utlagt rogn (10 %) og utsatt énsomrig yngel (80 %). Dagens blekebestand er følgelig i hovedsak opprettholdt ved hjelp av utsettinger. Bestanden er imidlertid økende, og indikatorverdien for 2010 settes til 30 %.

### 6.2.5 Kvitfinnet steinulke

På Norsk Rødliste 2006 ble kvitfinnet steinulke (*Cottus gobio*) kategorisert som nær truet (NT). Artens naturlige utbredelse er begrenset til to vassdrag i sørøstligste deler av landet, og ett i Nord-Trøndelag (jfr. Frilund et al. 2009). I Tanavassdraget i Finnmark er kvitfinnet steinulke nylig innført. Her ble den første gang påvist i elva Utsjoki på finsk side av vassdraget i 1979 (Jørgensen et al. 1999, Gabler et al. 2001). Arten har ekspandert både opp- og nedstrøms fra introduksjonsstedet, og på norsk side av Tana er den nå registrert både opp- og nedstrøms Utsjoki (Morten Johansen, pers. medd.). Indikatorverdiene fastsettes som en indeks frå 1,0 eller 100 % (som også er referansetilstanden) til 0 (utdøing). Det er ingen dokumentasjon av tilbakegang hos noen bestander av kvitfinnet steinulke. Indikatorverdiene settes følgelig til 100 % for alle tidspunkt.

### 6.2.6 Hornulke

På Norsk Rødliste 2006 ble hornulke (*Myoxocephalus quadricornis*) kategorisert som sårbar (VU). Dette ble gjort på basis av forekomst i få lokaliteter, idet arten bare er påvist i Mjøsa og Store Le (Østfold) (Sandlund 1979, Andersen et al. 1998). Indikatorverdiene fastsettes som en indeks frå 1,0 eller 100 % (som også er referansetilstanden) til 0 (utdøing). Det er ingen dokumentert tilbakegang hos de to bestandene av hornulke. Indikatorverdiene settes derfor til 100 % for hele perioden 1950-2010.

### 6.2.7 Gjørs

På Norsk Rødliste 2006 ble gjørs (*Stizostedion lucioperca*) kategorisert som sterkt truet (EN). Dette ble gjort på basis av forekomst i få lokaliteter ( $n < 5$ ) og en pågående reduksjon i utbredelsesområdet (tapte bestander i Femsjøen i Haldenvassdraget og Bjørnerødvatn i Mossevassdraget). Utbredelsen av gjørs er begrenset til innsjøer i Østfold, Akershus og Vestfold. Indikatorverdiene fastsettes som en indeks frå 1,0 eller 100 % (som også er referansetilstanden) til 0 (utdøing). Dette er gjort på basis av ekspertvurdering og andel tapte bestander. Ut fra disse kriteriene er indikatorverdien for hele perioden mellom 1950-2010 satt til 80 %. Nyere kartlegging viser imidlertid at gjørs nå forekommer i minst 10 lokaliteter, og den synes heller ikke å være tapt i Bjørnerødvatn. Indikatorverdiene for gjørs blir derfor noe høyere ved neste evaluering.

### 6.2.8 Flire

På Norsk Rødliste 2006 ble flire (*Abramis bjoerkna*) kategorisert som nær truet (NT) pga en begrenset utbredelse i sørøstligste deler av landet. Indikatorverdiene fastsettes som en indeks frå 1,0 eller 100 % (som også er referansetilstanden) til 0 (utdøing). Det er ingen dokumentasjon av tilbakegang hos flire, slik at indikatorverdiene settes til 100 % for alle tidspunkt.

### 6.2.9 Asp

På Norsk Rødliste 2006 ble asp (*Aspius aspius*) kategorisert som sårbar (VU) pga en begrenset utbredelse i sørøstligste deler av landet (Øyeren i Glommavassdraget). Indikatorverdiene fastsettes som en indeks frå 1,0 eller 100 % (som også er referansetilstanden) til 0 (utdøing). Det er ingen dokumentasjon av tilbakegang hos asp, slik at indikatorverdiene settes til 100 % for alle tidspunkt.



### 6.2.10 Arktisk niøye

På Norsk Rødliste 2006 ble arktisk niøye (*Lethenteron camtschatium*) kategorisert som DD art (datamangel). Denne kategorien benyttes når graden av risiko for utdøing ikke kan brukes, men det vurderes som svært trolig at arten ville kommet på Rødlista dersom det fantes tilstrekkelig med informasjon (Kålås et al. 2006). Leveområdene til arktisk niøye i Norge er svært lite kjent, men den antas å forekomme fra Pasvikvassdraget i Finnmark og østover mot Russland. Indikatorverdiene fastsettes som en indeks frå 1,0 eller 100 % (som også er referansetilstanden) til 0 (utdøing). Det er ingen dokumentasjon om tilbakegang hos arktisk niøye, slik at indikatorverdiene settes til 100 % for alle tidspunkt.

#### Referanser

- Andersen, J.G., Andersen, O., Halvorsrud, A.K., Lindblad, F., Lund, S.V. & Spikkeland, I. 1998. Hornulke – ny fiskeart for Østfold. *Natur i Østfold* 17 (1-2): 5-6.
- Anon. 2009. Vedleggsrapport med vurdering av måloppnåelse og beskatningsråd for de enkelte bestandene. Rapport fra Vitenskapelig råd for lakseforvaltning, nr 1b: 1-357.
- Berg, M. 1953. A relict salmon, *Salmo salar* L., called "småblank" from the river Namsen, North-Trøndelag. *Acta Borealis A. Scientia* no 6. Tromsø Museum.
- Barlaup, B.T., Kleiven, E., Christensen, H., Kile, N.B., Martinsen, B.O. & Vethe, A. 2005. Bleka i Byglandsfjorden – bestandsstatus og tiltak for økt naturlig rekruttering. DN-utredning 2005-3.
- Barlaup, B.T., Ruggedal Sandven, O., Skoglund, H., Kleiven, E., Kile, N.B., Vethe, A., Martinsen, B.O., Gabrielsen, S.E. & Wiers, T. 2010. Bleka i Byglandsfjorden – bestandsstatus og tiltak for økt naturlig rekruttering 1999-2008. DN-utredning (i trykken).
- Frilund, G.E., Koksvik, J., Rikstad, A. & Berger, H.M. 2009. *Cottus gobio* (Linnaeus, 1758), a new fish-species in Nord-Trøndelag County, Norway. *Fauna norvegica* 29: 55-60.
- Gabler, H.M., Amundsen, P.A. & Herfindal, T. 2001. Diet segregation between introduced bullhead (*Cottus gobio* L.) and Atlantic salmon parr (*Salmo salar* L.) in a sub-Arctic river. *Arch. Hydrobiol.* 151 (4): 609-625.
- Henriksen, A., Skjelkvåle, B.L., Mannio, J., Wilander, A., Harriman, R., Curtis, C., Jensen, J., Fjeld, E. & Moiseenko, T. 1998. Northern European lake survey, 1995. *Ambio* 27: 80-91.
- 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.
- Hesthagen, T., Skjelkvåle, B.L., Henriksen, A. & Østborg, G. 2000. 1000-sjøers undersøkelsen: endringer i fiskestatus i perioden 1986-1995. NINA Oppdragsmelding 674:1-14.
- Hindar, K., Diserud, O., Fiske, P., Forseth, T., Jensen, A.J., Ugedal, O., Jonsson, N., Storeid, S.E., Saltveit, S.J., Sægrov, H., & Sættem, L.M. 2007. Gytebestandsmål for laksebestander i Norge. NINA Rapport 226: 1-78.
- Jørgensen, L., Amundsen, P.A., Gabler, H.M., Halvorsen, M., Erkinaro, J. & Niemela, E. 1999. Spatial distribution of Atlantic salmon parr (*Salmo salar* L.) and bullhead (*Cottus gobio* L.) in lotic and lentic habitats of a diversified watercourse in northern Fennoscandia. *Fisheries Research* 41: 201-211.
- Kålås, A., Viken, Å. & Bakken, T. 2006 (red.). Norsk Rødliste 2006. Artsdatabanken, Trondheim.
- Museth, J., Hesthagen, T., Sandlund, O.T., Thorstad, E. & Ugedal, O. 2007. The history of the European minnow in Norway: from harmless species to pest. *J. Fish Biology* 71 (Supplement D): 184-195.
- Nedraas, K., Hesthagen, T., Borgstrøm, R., Brand, Å., Byrkjedal, I., Christiansen, J.S., Gjosæter, J., Langhelle, E., Pethon, P., Uiblein, F. & Vøllestad, A. 2006. Fisker "Pisces. I: Norsk rødliste 2006. (Kålås, J.A., Viken, Å. & Bakken, T., red). Artsdatabanken, Trondheim.
- Rask, M., Appelberg, M., Hesthagen, T., Tammi, J., Beier, U. & Lappalainen, A. 2000. Fish status survey of Nordic lakes- species composition, distribution, effects of environmental changes. – TemaNord, Rep. 2000:508.
- Rikstad, A. 2004. Overvåking av namsblank, dverg-laksen fra Øvre Namsen. Fylkesmannen i Nord-Trøndelag, Miljøvernadv. Rapport nr 1 -2004.
- Sandlund, O.T. 1979. Hornulke i Mjøsa – ny fiskeart for Norge. *Fauna* 32: 1-3.
- Tammi, J., Appelberg, M., Hesthagen, T., Beier, U., Lappalainen, A. & Rask, M. 2003. Fish status survey in Nordic lakes: effects of acidification, eutrophication and stocking activity on present fish species composition. *Ambio* 32:98-105.
- Thorstad, E., Hindar, K., Berg, O.K., Saksgård, L., Norum, I.C., Sandlund, O.T. Hesthagen, T. & Lehn, L.O. 2009. Status for småblankbestanden i Namsen. NINA Rapport 403.

## 6.3 Planter og alger

Forfattere: Marit Mjelde, Susanne Schneider,  
Birger Skjelbred og Markus Lindholm  
(Norsk institutt for vannforskning)

Hovedøkosystem	Indikator
ferskvann	begroing elver, eutrofieringsindeks
ferskvann	begroing elver, forsuring indeks
ferskvann	planteplankton innsjøer, klorofyll a
ferskvann	planteplankton innsjøer, artssammensetning
ferskvann	vannplanter innsjøer

Samtlige datasett som er benyttet som indekser for planter og alger er flerartsindikatorer.

### 6.3.1 Begroingsalger i elver

NIVAs databaser på begroingsalger i elver ble brukt som basis for to ulike indekser – AIP (Acidification Index Periphyton; Schneider & Lindstrøm 2009), som gir et mål for surhetsgraden i en vannforekomst, og PIT (Periphyton Index for Trophic Status), som reflekterer tilførsler av næringsstoffer, dvs graden av eutrofiering. Den første indeksen baserer seg på indikatorverdier for til sammen 115 bentiske alger (både makro- og mikroskopiske) og er en kalibrert og godkjent indeks som er i bruk først og fremst i Norge. PIT er fortsatt under utvikling, men ble brukt i Naturindeksen.

Referanseverdien (naturtilstanden) er en målt middelverdi, basert på data fra et antall antatt upåvirkede referansestasjoner. Innholdet av kalsium i et vassdrag betyr mye for hvordan forsuring gjør seg gjeldende, og AIP-indeksen har derfor tre ulike referansetilstander, avhengig av dette. For svært kalkfattige elver er referanseverdien 6,61 (middelverdi; 6,5 og 6,7 som 25- og 75-persentiler), for kalkfattige er den 6,89 (middelverdi; 6,87 og 6,97 som 25- og 75-persentiler) og for kalkrike er den 7,1 (middelverdi; 7,05 og 7,14 som 25- og 75-persentiler). Ved innlasting av AIP-indeksen ble kalsiumtypen for elvene i de ulike kommunene først identifisert, og referanseverdien gitt i henhold til denne. Det var imidlertid ingen tilfeller med data for elver tilhørende ulike kalsiumtyper innen en og samme kommune. Indeksen faller med økende forsuring, og har 5,13 som absolutt minimum.

Det ble beregnet AIP-indeks for 10 norske kommuner. I et flertall av tilfellene var kommunens indeksverdi knyttet til en enkelt elv. Mange av dataene er innhentet i forbindelse med mistanke

om menneskelig påvirkning. Resultatet gir derfor sannsynligvis ikke noe balansert bilde av tilstanden i norske elver i forhold til forsuringens effekt på begroingsalger.

PIT-indeksen reflekterer graden av eutrofiering. Den gjelder foreløpig uavhengig av elvetype, og har derfor samme referanseverdi (naturtilstand) i alle landets vassdrag. Denne er satt til <2,35, og øker til verdier >3,6, som indikerer fravær av samtlige alger, også de mest eutrofieringstolerante.

Det ble beregnet PIT-indeks for 11 norske kommuner.

### 6.3.2 Vannplanter i innsjøer

For å vurdere endringer av vannvegetasjonen i innsjøer har vi benyttet trofiindeksen TI<sub>c</sub> (Direktoratsgruppa Vanndirektivet 2009). Denne indeksen er utviklet for å kunne kvantifisere endringen av vannvegetasjonens økologiske tilstand i forhold til økt nærings-tilførsel (eutrofiering). Indeksen vil derfor ikke vise redusert tilstand i forhold til andre påvirkninger, f.eks. vassdrags-reguleringer eller forsuring.

Indeksen er basert på forholdet mellom arter som er sensitive eller tolerante overfor eutrofiering. Også arter med vide preferanser (indifferente arter) inkluderes. Verdien kan variere mellom +100, dersom alle tilstedeværende arter er sensitive, og -100, hvor alle er tolerante. Alle livsformene, dvs. isoetider, elodeider, nymphaeider, lemnider, samt kransalger, inkluderes i indeksen.

$$TI_c = \frac{N_s - N_T}{N} \times 100$$

hvor NS er antall sensitive arter funnet i innsjøen, NT er antall tolerante arter og N er totalt antall arter i innsjøen, inkludert indifferente arter.

Etter EUs vanddirektiv er norske innsjøer inndelt i innsjøtyper, bl.a. etter kalsiuminnhold og farge. De ulike innsjøtypene har forskjellige referanseverdier, men disse er til dels basert på et fåtall verdier, og dermed beheftet med en viss usikkerhet.

TIC-indeksen ble gjort om til en numerisk skala fra 0 til 200, for å imøtekomme Naturindeksens krav om positive tallverdier. Indeksen gir stabile verdier som er lite utsatt for tilfeldige variasjoner. Dette viste seg også for datasettene, der verdiene for innsjøer som ikke hadde vært eksponert for påvirkninger i løpet av de tiårene som hadde gått mellom hver datainnsamling, ga indeksverdier som var nær identiske. Dette gjorde at 25- og 75-persentilene ble satt til  $\pm 5$ , der ikke andre forhold indikerte at usikkerheten var større.

Datasettet som er brukt inkluderer 57 innsjøer. Den geografiske fordelingen er noe ulik, med forholdsvis mange innsjøer fra Agder, deler av Østlandet og Nordland, og få innsjøer fra Telemark, Møre og Romsdal og Hedmark. Mange av verdiene som er lastet inn som 1950-verdier stammer fra tidligere år, i enkelte tilfelle helt tilbake til mellomkrigstiden. 24 verdier fra 2009 ble innhentet som følge av prosjektmidler fra DN.

Trolig er en for stor andel av dataene tatt fra innsjøer utsatt for menneskelig påvirkning. Det er derfor noe usikkerhet knyttet til i hvilken utstrekning resultatet gir et balansert bilde av tilstanden for vannvegetasjon i norske innsjøer.

### 6.3.3 Planteplankton og klorofyll a

Artssammensetningen av planteplankton ble benyttet som indikator for graden av påvirkning fra næringssalter i innsjøen. Denne indikatoren er fortsatt under utvikling, men er beskrevet i Ptacnik et al. (2009). Indeksen er utviklet på grunnlag av ca 2000 prøver fra 400 innsjøer, der hver art gis en tallverdi i forhold til følsomhet overfor innhold av totalt fosfor i innsjøen. Indeksen vil dermed reflektere graden av eutrofiering i innsjøen. Alle arter av algeplankton er inkludert i beregningen. Artslista fra den enkelte innsjøen er basert på et antall enkeltprøver (ca 4). Mengden av hver art omregnes så til biomasse, og fraksjonen av hver arts biomasse gir grunnlag for indeksen.

Indeksen går fra 2 til 4, med 2 som referanseverdi (naturtilstand). Det ble lagt inn data fra 23 norske kommuner, konsentrert på lavere deler av Østlandet (Østfold, Vestfold, Akershus).

Det må understrekes at det er diskutabelt at man må vurdere en felles indeks for grupper som inneholder arter med noe forskjellig økologi. Indeksen vil også i noen grad påvirkes av hvilke arter som er kjent fra de ulike fylkene.

Mengden klorofyll a i de øvre lagene av en innsjø gir et godt estimat for graden av påvirkning av næringssalter, fordi algemengden i innsjøen i stor utstrekning vil være styrt av mengden biotilgjengelig fosfor i vannmassene.

Data på klorofyll a ble hentet fra NIVAs databaser, som strekker seg tilbake til ca 1960. Svært mange innsjøer ble prøvetatt i 1988, men i Naturindeksen angitt som 1990. Data innlastet for 1950 kan stamme fra andre år, dels helt frem til 1980. Mange innsjøer ble fornyet undersøkt på slutten av 1990-tallet, og angitt som år 2000. Trolig er det overvekt av innsjøer som er utsatt for eutrofiering.

TI (Trophic Index) tar hensyn til de ulike innsjøtypenes klassifisering i henhold til EUs Vanddirektiv, der referanseverdien (naturtilstanden) er noe ulik, alt etter forventet naturlig innhold av næringssalter. Omregningen til EQR-verdier omgår imidlertid dette problemet, og gjør at innsjødata fra innsjøer av ulik type innen hver kommune likevel kan midles.

Indeksen har 1 som referansetilstand (naturtilstand). Tallene er basert på minst 4 enkeltprøver tatt gjennom sommersesongen. Det ble beregnet indeksverdier fra 80 norske kommuner, de fleste fra Østlandet (Akershus, Hedmark, Oppland, Vestfold og Østfold). Nordland, Troms, Finnmark, Agder, Hordaland og Sogn og Fjordane er sterkt underrepresentert eller mangler helt.

#### Referanser

Direktoratsgruppa Vanddirektivet 2009. Veileder 01:2009. Klassifisering av miljøtilstand i vann. Trondheim, 170 s.

Ptacnik, R, Solimi, A.G. & Brettum, P. 2009. Performance of a new phytoplankton composition metric along an eutrophication gradient in Nordic lakes. *Hydrobiologia* 633/1: 75-82.

Schneider, S. & Lindstrøm, E.A. 2009. Bioindication in Norwegian rivers using non-diatomaceous benthic algae: The acidification index periphyton (AIP). *Ecological indicators* 9/6:1206-1211.

## 6.4 Invertebrater

Forfattere: Ann Kristin Schartau<sup>1</sup>, Markus Lindholm<sup>2</sup>, Torleif Bækken<sup>2</sup>, Terje Bongard<sup>1</sup>, Stein Ivar Johnsen<sup>1</sup>, Bjørn Mejdell Larsen<sup>1</sup>, Zlatko Petrin<sup>1</sup>, Bjørn Walseng<sup>1</sup> og Anders Hobæk<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Norsk institutt for naturforskning (NINA)

<sup>2</sup>Norsk institutt for vannforskning (NIVA)

Hovedøkosystem	Indikator
ferskvann	dyreplankton artssammensetning
ferskvann	edelkreps
ferskvann	elvemusling
ferskvann	bunndyr ASPT indeks
ferskvann	bunndyr forventningsgsamfunn
ferskvann	bunndyr forsuringindeks (Raddum 1)

Både NIVA og NINA har levert data på invertebrater i ferskvann. Datasettene som er lagt til grunn er dels basert på enkeltarter, og dels på flerartsindikatorer.

Overvåking av ferskvannsinvertebrater inkluderer både enkeltarter og organismegrupper fra ulike habitater i ferskvann. Tidsserier finnes imidlertid fra kun noen få lokaliteter og med få unntak er disse tidsseriene forholdsvis korte. Dette begrenser muligheten til å få faktiske data fra langt tilbake i tid. For flerartsindikatorer dyreplankton og bunndyr finnes mye data, men få tidsserier. Dataomfanget og -kvaliteten varierer dessuten over tid og datautvalget er ofte ikke geografisk representativt. Overvåkingen i ferskvann har vanligvis vært problemorientert, noe som betyr at lokaliteter med miljøproblemer er overrepresentert. 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.

For de rødlistede artene elvemusling og edelkreps, er det en relativt god kunnskap om artenes utbredelse. Kunnskapen om deres tilstand i enkeltlokaliteter er imidlertid mer usikker.

Flere av indikatorene som er brukt i Norsk Naturindeks anvendes også ved vurdering av økologisk tilstand av norske elver og innsjøer (se Direktoratets gruppen Vanndirektivet 2009). Disse indeksene er utviklet for norske/nordiske forhold og kalibrert mot indekser av samme type som brukes ellers i Europa. Dette skulle bidra til å validere disse. Det gjelder indikatorene ASPT og Raddum forsuringindeks.

Totalt er det levert data på seks indikatorer som representerer ferskvannsinvertebrater, hvorav fem gjelder bunndyr.

### 6.4.1 Dyreplankton

Til grunn for våre tilstandsestimater for småkrepsfaunaen har vi brukt forekomst/fravær av norske vannlopper (85 arter) og hoppekreps (55 arter) fra stillestående (lenticke) habitater i ferskvann.

Dataene som er benyttet i tilstandsestimatene er hentet fra NINAs småkrepsdatabase (Vanninfo 5.0) som inneholder en oversikt over forekomsten av vannlopper og hoppekreps i 3500 vannforekomster i Norge, fra NIVAs EUREGI-base (400 større innsjøer fra hele landet) og fra en sammenstilling av data fra vel 800 innsjøer på Vestlandet (NIVA og Rådgivende Biologer). Opplysninger om nåværende og tidligere tilstand er hentet fra en rekke rapporter fra enkeltvassdrag, regionale inventeringer og nasjonale overvåkingsprogrammer for effektstudier av eutrofiering, forsuring, og kalking (litteraturliste for fullstendig oversikt over undersøkelser kan fås ved å kontakte Bjørn Walseng, NINA).

Forekomsten av småkreps i Norge er basert på et landsdekkende datasett der alle fylker og kommuner er representert. Vanninfobasen inneholder på det nærmeste alle prøver av småkreps som er tatt i Norge. Basert på disse dataene er det satt opp et forventet artsinventar for uberørte vannforekomster, som så ble definert som referansetilstand. Denne vil variere geografisk og med naturlige variasjoner i miljøforhold som for eksempel klima, innhold av kalsium og næringssalter og fiskesamfunn.

Alle regioner er imidlertid ikke dekket like godt i alle tidsperioder. Det er få data fra perioden før 1970, men takket være undersøkelsene til G.O. Sars rundt forrige århundreskifte finnes det likevel brukbar kunnskap om forekomsten av småkreps fra tidlig på 1900-tallet. De aller fleste kartleggingsstudier er imidlertid fra 1970- og 1980-tallet. Tidsserie data ble imidlertid først etablert fra midten av 1990-tallet; om lag 20 innsjøer overvåkes fremdeles. Mens tidligere undersøkelser omfattet de fleste regioner og vanntyper er det først og fremst forsuringfølsomme innsjøer i Sør-Norge som har vært gjenstand for undersøkelser de siste 15 år.

Det er knyttet usikkerhet til endring i indikatorverdien over tid. Vi har sjelden gode data fra lokalitetene innenfor så korte tidsintervaller som ti år. For noen innsjøer (bl.a. lokaliteter inkludert

i de nasjonale overvåkingsprogrammene) blir det fremskaffet slike data, men antall lokaliteter er for få til å angi gode regionale tall for utvikling. Effekten av ulike påvirkninger, som forsurening, eutrofiering og hydromorfologiske endringer i leveområder, på sammensetningen av krepsdyrfaunaen er imidlertid godt dokumentert (Walseng & Karlsen 2001, Walseng & Halvorsen 2005, Walseng et al. 2001, 2003, 2007, Hessen et al. 2006, 2007, Schartau et al. 2002, 2005). Vi har derfor benyttet denne kunnskapen sammen med informasjon fra Vann-nett vedrørende tilstand for ferskvannslokalitetene og de viktigste påvirkningsfaktorene per 2005, samt informasjon om endringer i ulike påvirkninger over tid, for å estimere tilstanden i småkrepssfaunaen. Indeksverdiene er dermed resultat av en ekspertvurdering. Lokaliteter med data over lengre tidsperioder er benyttet for å kalibrere den estimerte tilstanden.

I 2008 ble Trøndelagsfylkene som et prøveprosjekt, vurdert i forhold til naturindeks. Den gang var det ressurser nok til at vi kunne vurdere tilstand for krepsdyrene på kommunenivå. I 2009 var det stilt mindre ressurser til rådighet og siden hele landet skulle vurderes, måtte dette skje på fylkesnivå.

#### 6.4.2 Elvemusling

Elvemusling er karakterisert som sårbar på den norske rødlisten over truede dyrearter (Kålås m.fl. 2006). Elvemusling er fortsatt til stede i hele landet, men inntrykket er at bestandene er tynnet ut, at rekrutteringen er nedsatt, og at gjenværende bestander mange steder er splittet opp. Arten har dessuten dødd ut mange steder, spesielt i de forsurede vassdragene på Sørlandet. Elvemusling ble totalfredet fra 1. januar 1993.

Opplysninger om nåværende og tidligere tilstand er hentet fra en rekke rapporter fra enkeltvassdrag (bl.a. Larsen et al. 2000a, Larsen et al. 2007, Berger & Lehn 2007), regionale inventeringer (bl.a. Ledje 1996, Berger & Lehn 2008, Kålås 2008, Jørgensen & Halvorsen 2008, 2009), nasjonale kartleggingsprosjekt (Økland 1975, Økland & Økland 1998; Dolmen & Kleiven 1997, 1999) og det nasjonale overvåkingsprogrammet for elvemusling i Norge (bl.a. Larsen et al. 2000b, Larsen 2005).

En oppdatert oversikt over utbredelsen av elvemusling i Norge er gitt av Larsen (2009). Det er beskrevet totalt 504 lokaliteter i Norge. Oversikten



*Elvemusling* (*Margaritifera margaritifera*). ©Sigve Reiso/Naturarkivet.no

oppdateres fortløpende med bedre kunnskap og nye inventeringer i forbindelse med arbeidet med Handlingsplanen for elvemusling (DN 2006). Av disse er opplysninger for 55 lokaliteter vurdert som så usikre eller mangelfulle at de er utelatt. De resterende 449 lokalitetene fordeler seg ulikt på de ulike fylkene. Antall lokaliteter som ligger til grunn for elvemuslingindeksen i de enkelte fylkene varierer derfor fra bare tre lokaliteter i Østfold til 73 lokaliteter i Nordland. I fylker med mindre enn 10 lokaliteter (Østfold og Sogn og Fjordane) vil indeksverdien i større grad påvirkes av usikre data enn i fylker med et større antall lokaliteter. Sju fylker har 10-19 lokaliteter med i beregning av en gjennomsnittlig naturindeksverdi (Oslo, Akershus, Hedmark, Oppland, Vestfold, Telemark og Troms). Fem fylker har 20-29 lokaliteter (Buskerud, Aust-Agder, Vest-Agder, Hordaland og Finnmark). Tre fylker har 30-49 lokaliteter (Rogaland, Møre og Romsdal og Sør-Trøndelag). To fylker har mer enn 50 lokaliteter som ligger til grunn for beregning av indeksverdien (Nord-Trøndelag og Nordland). Av de lokalitetene som har fått angitt en indeksverdi er det knyttet usikkerhet til 22 % av lokalitetene. Det var størst antall lokaliteter med usikre data fra fylkene Møre og Romsdal og Troms (henholdsvis 58 og 100 %). I forbindelse med Handlingsplanen for elvemusling ble disse fylkene prioritert i forbindelse med inventering av lokaliteter med elvemusling i 2009, og oppdaterte data om flere av lokalitetene vil derfor snart foreligge.

I 2008 ble det forsøkt med kommunevis angivelse av naturindeks for elvemusling i fylkene Sør-Trøndelag og Nord-Trøndelag. En beregning av gjennomsnittlig indeksverdi basert på de oppgitte indeksverdiene for hver kommune ga indeksverdier på henholdsvis 0,39 og 0,56 for Sør- og Nord-Trøndelag med referanseår 2005. I gjennomgangen som nå er gjort basert på gjennomsnitt av alle enkeltlokaliteter i fylket ble indeksverdiene henholdsvis 0,39 og 0,58 for Sør- og Nord-Trøndelag med referanseår 2010. De to tilnærmingene ga samme resultat, og indikerer at vurderingene som ble gjort grovt sett gir et riktig bilde.

I 2009 ble de enkelte lokalitetene gitt en indeksverdi mellom 0 og 1 avhengig av lokalitetens tilstand. Sikkerheten på statusbedømmelsen varierte betydelig mellom lokaliteter avhengig av datagrunnlaget og tidspunktet for når undersøkelser sist ble foretatt i de ulike lokalitetene. Denne usikkerheten

og mangel på data har gjort at bare indeksverdiene 0 – 0,2 – 0,4 – 0,6 – 0,8 og 1 er benyttet. Tilstandsklassene måtte gjøres så grove at det lot seg gjøre å plassere selv usikre lokaliteter til tilnærmet riktig klasse. Elvemuslingindeks for de enkelte fylkene er framkommet ved å beregne den aritmetiske middelveidien for de ulike lokalitetene i fylket. Da indeksverdiene ikke er glidende vil gjennomsnittet gi et bilde av større presisjon enn hva tilfellet i virkeligheten er. En indeksverdi på 0,46 betyr at den ligger mellom punktverdiene 0,4 og 0,6, og nærmere 0,4 enn 0,6.

Indeksverdien 1 er benyttet på livskraftige bestander der rekrutteringen er optimal og vil opprettholde bestanden på lang sikt. Dette er samtidig definert som referansetilstand. Indeksverdien 0 er benyttet for lokaliteter der det finnes pålitelige opplysninger om tidligere funn av elvemusling, men der arten har dødd ut.

Klassifisering av tilstand til en elvemuslingbestand baserer seg på forekomsten av små (unge) muslinger og bestandsstørrelse (tabell 1). Jo større andelen av små muslinger er, jo større er muligheten for at bestanden skal overleve på lang sikt. Fra Skottland er det vist at bestander som opprettholder antallet over en 10-års periode hadde en andel av minst 20 % muslinger som var yngre enn 20 år (50-65 mm lange), men det måtte samtidig forekomme noen muslinger som var yngre enn 10 år (20-30 mm lange) (Young et al. 2001). I Sverige utarbeidet Söderberg (2006) et sett av kriterier for bedømmelse av bestandsstatus. I arbeidet med indeksverdi for elvemusling i Norge ble det laget en forenklet versjon av denne som bedre var tilpasset det datagrunnlaget som var til rådighet. Likevel har mange av lokalitetene fått angitt sin indeksverdi basert på skjønn og ikke på faktiske undersøkelser (ekspertvurdering).

De minste muslingene (hovedsakelig de som er mindre enn 15-40 mm lange) lever nedgravd i substratet i de første leveårene. Dette gjør at de minste muslingene bare blir funnet ved å grave i substratet. Dette er foreløpig gjort i et fåtall av lokalitetene. Det gjør at indeksverdier og forandringer i indeksverdi fra ett tidspunkt til et annet kan angi en forandring som er noe forsinket i tid. Restaureringstiltak rettet mot elvemuslingen i et vassdrag behøver ikke gi observasjoner av unge muslinger på elvebunnen før etter 5-8 år.

Tabell 7.1 Tilstandsbedømmelse av elvemuslingbestander i forhold til livskraftighet, inndelt i 6 klasser med tilhørende indeksverdi benyttet i arbeidet med naturindeks.

Klasse	Indeks	Tilstand
1	1	Livskraftig bestand: stor bestand (>500 ind.), mer enn 10 % av individene er <50 mm og noen av disse er <20 mm
2	0,8	Nær livskraftig bestand: varierende bestandsstørrelse, noen av individene er <50 mm, og noen av disse er <20 mm
3	0,6	Ikke livskraftig bestand: varierende bestandsstørrelse, noen av individene er <50 mm men ingen er <20 mm.
4	0,4	Utdøende bestand: moderat/stor bestand (>500 ind.) men alle individene er >50 mm
5	0,2	Snart forsvunnet: liten bestand (<500 ind.) og alle individene er >50 mm
6	0	Utdødd bestand: dokumentert forekomst som har forsvunnet

Det er knyttet usikkerhet til endring i naturindeksverdien over tid. Vi har sjelden gode data fra lokalitetene innenfor så korte tidsintervaller som ti år. For noen elver (bl.a. overvåkingsprogrammet) blir det fremskaffet slike data, men antall lokaliteter er for få til å angi gode regionale tall for utvikling. Endring i tilstand er knyttet til enkeltlokaliteter, og har i liten grad overføringsverdi til andre lokaliteter der utviklingen kan være helt annerledes avhengig av aktiviteten i det enkelte nedbørfelt.

Det kan være behov for å supplere det nasjonale overvåkingsprogrammet på elvemusling med et større antall lokaliteter som undersøkes etter en enkel metodikk for å beskrive tilstand og bestandsutvikling med 5-10 års mellomrom (jf. Söderberg 2006).

### 6.4.3 Edelkreps

Edelkreps er karakterisert som sterkt truet på den norske rødlisten over truede dyrearter (Kålås m.fl. 2006). Spredning av krepsepest eller krepsepestbærende signalkreps er den enkeltfaktoren som uten sammenligning er den største trusselen mot edelkreps. Krepsepestbærende signalkreps ble første gang funnet i Norge (Telemark) i 2006 (Johnsen et al. 2007) og er siden funnet i Haldenvassdraget (Johnsen & Vrålstad 2009) og i fire golfdammer i Oslofjorden (Johnsen et al. 2009). I tillegg til krepsepest har forsuring og eutrofiering/nedslamming ført til bortfall av edelkrepslokaliteter. Likevel er tilstanden for enkelte edelkrepsbestander så god at det tillates begrenset fangst av disse.

Dataene som er benyttet i tilstandsestimatene er hentet fra NINA sin krepse database som inneholder en oversikt over alle kjente krepse lokaliteter i Norge

(Taugbøl & Skurdal 1995, Vanninfo 5.0). Med krepse-lokalitet mener vi innsjø, vann, tjern, dam, elv eller bekk som ut fra lokalnavnet har en klar geografisk avgrensning. Tilløpsbekken til et vann og selve vannet blir regnet som to lokaliteter dersom det finnes kreps begge steder og begge lokalitetene er oppgitt med entydige navn. Dette blir da regnet som to bestander av kreps. Kartleggingen av utbredelse har en kommunevis forankring. Formålet med dette er at kommunene skal bli klar over hvilke bestander de har innenfor egne grenser. Lokaliteter blir derfor registrert i alle kommunene som deler lokaliteten. Tilsvarende blir en elv eller bekk som renner gjennom flere kommuner registrert som flere bestander av kreps.

Det er tidligere gjennomført kartlegginger av edelkrepsens utbredelse i Norge (Lund 1969, Krepseutvalget 1981, Taugbøl & Skurdal 1995). I Lund (1969) er det også gitt en utbredelsesoversikt for edelkreps ved begynnelsen av 1900-tallet, basert på opplysninger fra Huitfeldt-Kaas (1918). Årene 1992 – 1995 var siste gang det ble gjort en større kartlegging av utbredelse og status for edelkreps i Norge (for metodikk, se Taugbøl & Skurdal 1995). Dette betyr at det for de fleste lokaliteter ikke eksisterer oppdatert status for de siste 15 år. Kjente endringer er imidlertid oppdatert til og med 2009. Det er ikke kjent at lokaliteter med bestander som ble ansett å være "meget gode" har blitt dårligere i denne siste perioden. Kategoriene "tynn" og "god" bestand kan imidlertid ha endret seg noe i løpet av de siste 15 årene. Da edelkreps er ettertraktet som fangstobjekt vil det trolig raskt bli kjent hvis en bestand plutselig forsvinner (f.eks. som følge av krepsepestutbrudd). Vi anser derfor at vi har relativt god kontroll på lokaliteter som har blitt borte de siste 15 år.

For å skaffe til veie ny informasjon om bestandsstatus (tynn, god, meget god) vil det kreve enorme ressurser, og usikkerheten vil bli veldig stor. Vi har derfor valgt å fokusere på de bestandene som har blitt borte (utdødd) i forbindelse med Naturindeks for Norge. En indeks som tar utgangspunkt i hvor mange bestander som forsvinner (er igjen) vil også fange opp effekter av en evt. spredning av krepsepest eller krepsepestbærende signalkreps.

Lokalitetene som inngår i datasettet inneholder bestandskategoriene utdødd (borte), tynn, god bestand, meget god og kreps finnes (uspesifisert status) (Taugbøl & Skurdal 1995). Mislykkede utsetninger, dvs. bestander som ikke hadde etablert seg, er ikke medregnet.

Ved innlegging i Naturindeks databasen er dataene lagt inn samlet for de kommunene som omfattes av datasettet. Referanseverdien er antall krepse-lokaliteter som finnes i dag pluss de som er utdødd. Det vil si at referanseverdien ikke settes ved et gitt årstall, men settes lik det maksimale antall etablerte edelkrepsbestander som har eksistert historisk sett (antall observasjoner). Den største naturlige utbredelsen til edelkreps var trolig i perioden før 1970, dvs. perioden før krepsepest- og forsuringsproblemene gjorde seg gjeldende i særlig grad. Naturindeksen for de øvrige periodene er basert på de lokalitetene som eksisterer i de gitte årstall sett i forhold til maksimalt antall krepse-lokaliteter. Indeksen på kreps vil derfor bli et relativt mål på antall gjenværende krepse-lokaliteter. Da data fra de fleste lokalitetene baserer seg på vurderinger fra personer i de ulike kommunene ansees dataene som ekspertvurderinger. Med bakgrunn i tidligere kartlegginger (Lund 1969, Krepseutvalget 1981) og de omfattende kartleggingene i 1992-1995 (Taugbøl & Skurdal 1995) antas det at dataene er geografisk representative.

#### 6.4.4 Bunndyr

##### Forventningssamfunn av døgnfluer og steinfluer

En naturindeks for stillestående (lentiske) og rennende (lotiske) habitater for alle fylker i Norge er laget ved å sammenstille data om antall arter av døgn- og steinfluer (Vanninfo 5.0). Vårfluene ble utelatt fordi de utgjør for få og spredte data til å kunne konkludere.

Vanninfobasen inneholder på det nærmeste alle bunndyrprøver som er tatt i Norge (Aagaard & Hågvær 1987, Aagaard & Dolmen 1996, Aagaard

et al. 2002). De fleste døgn- og steinfluer i rennende vann har store utbredelsesområder, og det er derfor relativt enkelt å sette opp et forventet artsinventar av vanlige arter innenfor større regioner. Dette artsinventaret beskriver referansetilstanden.

Alle regioner er imidlertid ikke dekket like godt og enkelte tidsperioder er representert med få lokaliteter/prøver. Ingen prøver er registrert fra perioden før 1950. Tilstandsestimatene fram til og med 1950 er derfor basert kun på ekspertvurdering. Det er registrert 1753 prøver fra perioden 1951-1990, 891 prøver fra 1990-tallet og 1479 prøver fra 2000-tallet. Materialet består av nesten bare av sparkeprøver (kvalitative) samt noen få Surberprøver (kvantitative).

Fylkene Oppland, Buskerud, Aust-Agder, Vest-Agder, Sør-Trøndelag, Nord-Trøndelag og Troms er godt dekket med prøver mens det finnes lite data fra sentrale områder av Østlandet (Akershus, Oslo, Telemark, Vestfold).

Prøvene er overrepresentert fra undersøkelser i forbindelse med vassdragsutbygginger. Høyfjellsundersøkelser er underrepresentert i alle fylker. Prøvetakingen innen fylkene er tilfeldig og ikke systematisk dekkende. Per i dag er derfor representativiteten usikker, og kunnskapsnivået om referansenivåene er derfor relativt usikkert både innen og mellom fylker. For å forbedre og videreutvikle en robust indeks er det behov for overvåking i stor skala. Det bør innsamles data mer systematisk og fra ulike lokaliteter for å øke detaljnivået på mindre geografiske områder.

For å vise trender over tid er dataene delt inn i tidsperioder: Fram til og med 1950, 1951-1990, 1991-2000 og fra 2001 til nå. I og med at data for forekomst er basert på sannsynlighet har vi brukt en resamplingsteknikk for å estimere snittverdiene og 25 % og 75 % -kvantilene. Resamplingsprosedyren ble gjort 1000 ganger for både referanseverdiene og de observerte verdiene. Disse verdiene er lagt inn i Naturindeksbasen. I tillegg har vi korrigert gjennomsnittlig sannsynlighet for artsregistreringer ved færre enn 100 prøver. Ved mer enn 100 prøver antok vi at sannsynligheten for å registrere en art var 100 %. Korrigeringene ble gjort fylkesvis. En ikke-lineær estimering av akkumulerte forventede artsforekomster ble foretatt for å modellere hvordan indeksen varierer med prøvestørrelser. De foreliggende indeksestimater er regnet ut fra denne modellen, og tilpasset hvert fylke.



Indikatorverdien er framstilt som antall arter man registrerer ved prøvetaking i forhold til det totale antall forventede arter, referanseverdien, i hvert fylke. Vi har laget en referanseliste for artsforekomst for hvert fylke. Referansen er deretter sammenholdt med hva som finnes av konkrete data i Vanninfo gjennom de ulike tidsperiodene. Referanseverdien som framkommer på denne måten vil være stabil over noen tiår, men vil på lang sikt måtte kalibreres hvis forventet artsinventar endres. Et eventuelt avvik fra referansen vil nødvendigvis reflektere alle former for miljøpåvirkninger, så som forsurening, eutrofiering, hydromorfologiske endringer, osv. Eventuelle invaderende arter vil dermed også bli registrert. Indeksen kan utvides til å omfatte eventuelle indikatorarter i og med at artsbestemmelse foretas.

For noen arter og fylker er forventningene om funn usikre. I disse tilfellene antok vi 50 % sannsynlighet for forekomst av arten innen fylket (eksempelvis *Diura bicaudata* i Vest-Agder). Tilsvarende er det noen få tilfeller av uklarhet rundt hvilket habitat noen arter foretrekker. For eksempel er det usikkert om døgnfluen *Caenis lactea* skal karakteriseres som hovedsakelig lentisk i Norge. Igjen har vi brukt 50 % sannsynlighet for disse artene. Det finnes også noen få sjeldne arter med begrenset geografisk utbredelse, for eksempel *Nemoura viki*. For disse artene har vi estimert 5 % sannsynlighet for tilstedeværelse i ferskvann innen fylket. Vi har satt denne lave prosenten for å antyde at sannsynlighet for forekomst er lav.

Det er videre forsøkt å beregne en indeks for artsforventninger i tidsperioder og fylker hvor det ikke foreligger data. Vi har her tatt hensyn til at arts mangfold korrelerer med urbanisering og arealbruk i form av industri og landbruk. I tillegg har vi brukt forholdet mellom total mulig utbyggbar kraft og reelt utbygd kraftproduksjon, utregnet i Twh. Vi antok at den siste faktoren kunne redusere artsforventningen med 30 %. I og med at estimatene er beheftet med stor usikkerhet er 25 og 75-kvantilene basert på to ganger standardavviket i arealbruksendringene for hvert fylke. Beregningene er gjort for hver tidsperiode. Indeksen vil kunne sammenligne forholdene både over lang tid, og fra år til år.

### **Indeks for graden av organisk stoff og eutrofiering - ASPT**

ASPT-indeksen (ASPT = Average Score Per Taxon) gir et mål for graden av organisk belastning og eutrofiering i elver, basert på undersøkelser av

bunndyrfaunaen. Indeksen er bygget opp ved at familier av bunndyr er klassifisert etter sin følsomhet for organisk belastning, ved at de er plassert i en av totalt ni følsomhetsklasser som gir score fra 1 (mest tolerant) til 10 (mest følsom) (se Direktoratetsgruppen Vanndirektivet 2009). Score for alle tilstedeværende bunndyrfamilier summeres opp, og deles på antall familier i prøven. Referanseverdien (dvs naturtilstanden) er satt til 6,9, basert på ca 10 lokaliteter som er antatt å være upåvirket. Indeksens nedre grense er 0, hvilket da indikerer at lokaliteten er utdødd med hensyn på bunndyr. Miljømålene (grenseverdiene svært god/god og god/moderat *sensu* Vanndirektivet) for norske elver basert på denne indeksen er interkalibrert mot tilsvarende klassifiseringssystemer brukt ellers i Europa.

Datsettet som ligger til grunn baseres seg på data fra 1980 og frem til i dag, og består av om lag 250 lokaliteter med kort eller lang tidsserie innsamlet over hele landet. Ved innlastingen ble eldre år i noen grad angitt som ekspertvurdering (dette er markert i databasen). Alle data fra 1950 er ekspertvurderinger.

Det ble lagt inn data for 15 kommuner, de aller fleste på Østlandet. Grunnlagsmaterialet er meget bra for beregning av indeksverdien. Usikkerheten i materialet ligger i at det baserer seg på lite antall prøver pr. år og at lokalitetene er skjevt fordelt i forhold til vanntyper og forurensninger. Materialet reflekterer ikke nødvendigvis en gjennomsnittlig tilstand elvene i for kommunen, fordi de fleste prøvene er fra lokaliteter med forurensninger.

### **Indeks for graden av forsurening – Raddums forsøringsindeks 1**

Raddums forsøringsindeks 1 gir et mål for bunndyrs respons på forsurening. Indeksen går fra 0 (dårligst) til 1 (antatt referansetilstand), og er bygget opp ved at arter og slekter av bunndyr er klassifisert etter sin følsomhet for forsurening, ved at de er plassert i en av totalt fire følsomhetsklasser (se Direktoratetsgruppen Vanndirektivet 2009). Ved tilstedeværelse av bunndyr tilhørende den mest forsøringsfølsomme klassen antas vannforekomsten å være upåvirket av forsurening. Mangler den mest følsomme klassen, gis forekomsten en indeksverdi lik 0,5. Ved fravær av både følsomhetsklasse 1 og 2 gis forekomsten indeksverdi lik 0,25 mens forekomst av kun arter tilhørende følsomhetsklasse 4 gir en indeksverdi lik 0. I slike tilfeller ansees lokaliteten å være sterkt forsuret (pH <4,7).

Det ble lagt inn data for 15 kommuner, de aller fleste på Østlandet. Grunnlagsmaterialet er meget bra for beregning av indeksverdien. Usikkerheten i materialet ligger i at det baserer seg på få prøver pr. år og at lokalitetene er skjevt fordelt i forhold til vanntyper og forurensninger. Materialet reflekterer ikke nødvendigvis en gjennomsnittlig tilstand i elvene for kommunen, fordi de fleste prøvene er fra forsurete lokaliteter.

### Referanser

Aagaard, K. & Hågvar, S. 1987. Sjeldne insektarter i Norge. I: Økoforsk utredning nr. 6.

Aagaard, K., Bækken, T. & Jonsson, B. 2002. Felles instituttprogram. Virkninger av forurensninger på biologisk mangfold: Vann og vassdrag i by- og tettstednære områder. Sluttrapport 1997-2001. NINA Temahefte 19. 80 s.

Aagaard, K. & Dolmen, D. 1996. Limnofauna Norgeica. Tapir forlag. 310.

Berger, H.M. & Lehn, L.O. 2007. Elvemusling i Nåvasselva, Grana og Jørstadelva i Snåsa kommune i Nord-Trøndelag 2006. Utbredelse, tetthet og lengdefordeling. Berger feltBIO Rapport 2007-1: 1-30.

Berger, H.M. & Lehn, L.O. 2008. Kartlegging av elvemusling i 7 småelver på Sør-Helgeland i Nordland 2007. Utbredelse, tetthet, lengdefordeling og verneverdi. Berger feltBIO Rapport 2008-1: 1-60.

Direktoratet for naturforvaltning 2006. Handlingsplan for elvemusling, *Margaritifera margaritifera*. DN-rapport 2006-3: 1-24.

Direktoratsgruppen Vanndirektivet 2009. Veileder 01:2009 Klassifisering av miljøtilstand i vann.

Dolmen, D. & Kleiven, E. 1997. Elvemuslingen *Margaritifera margaritifera* i Norge 2. Vitenskapsmuseet Zool. Notat 1997-2: 1-28.

Dolmen, D. & Kleiven, E. 1999. Elvemuslingen *Margaritifera margaritifera* status og utbredelse i Norge. Fauna 52, 26-33.

Hessen, D.O., Faafeng, B., Smith, V.H., Bakkestuen, V. & Walseng, B. 2006. Extrinsic and intrinsic controls of zooplankton diversity in lakes. Ecology 87: 433-443.

Hessen, D.O., Bakkestuen, V. & Walseng, B. 2007. Energy input and zooplankton species richness. Ecography 30: 749-758.

Huitfeldt-Kaas, H. 1918. ferskvandsfiskenes utbredelse og indvandring i Norge, med et tillæg om krebsen. Centraltrykkeriet – Kristiania. 106 s. + vedlegg.

Johnsen, S., Taugbøl, T., Andersen, O., Museth, J. & Vrålstad, T. 2007. The first record of the non-indigenous signal crayfish *Pasifastacus leniusculus* in Norway. Biological Invasions 9: 939-941.

Johnsen, S.I. & Vrålstad, T. 2009. Signalkreps og krepepest i Haldenvassdraget – Forslag til tiltaksplan. NINA Rapport 474. 23 s + vedlegg.

Johnsen, S.I., Strand, D., Vrålstad, T. & Wivestad, T. 2009. Introduert signalkreps på Ostøya i Bærum kommune, Akershus. Kartlegging og krepepestanalyse. NINA Rapport 499. 17 s.

Jørgensen, L. & Halvorsen, M. 2008. Kartlegging av elvemusling (*Margaritifera margaritifera*) i Lofoten og Vesterålen 2007. Nordnorske Ferskvannsbiloger. Rapport 2008-1: 1-36.

Jørgensen, L. & Halvorsen, M. 2009. Kartlegging av elvemusling (*Margaritifera margaritifera*) i Salten, Ofoten og Vesterålen. Nordnorske Ferskvannsbiloger. Rapport 2009-1: 1-37.

Krepseutvalget 1981. Rapport og innstilling fra krepseutvalget. Direktoratet for Vilt og Ferskvannsfisk Rapport. 41 s.

Kålås, J.A., Viken, Å. & Bakken, T. (red.) 2006. Norsk Rødliste 2006. Artsdatabanken. 415 s.

Kålås, S. 2008. Kartlegging av elvemusling (*Margaritifera margaritifera*) i Hordaland). Rådgivende Biologer AS Rapport 1053. 22 s.

Larsen, B.M. 2005. Overvåking av elvemusling *Margaritifera margaritifera* i Norge. Länsstyrelsen Västernorrland og Karlstads universitet: Workshop Flodpärlmussla. Karlstad, november 2005. Poster.

Larsen, B.M. 2009. Distribution and status of the freshwater pearl mussel (*Margaritifera margaritifera*) in Norway. Manuscript to proceeding International workshop: "Conservation of freshwater pearl mussel *Margaritifera margaritifera* populations in Northern Europe. Petrozavodsk, April 2009. (Submitted).

Larsen, B.M., Hårsaker, K., Bakken, J. & Barstad, D.V. 2000a. Elvemusling *Margaritifera margaritifera* i Steinkjervassdraget og Figga, Nord-Trøndelag. Forundersøkelse i forbindelse med planlagt rotonbehandling. NINA Fagrapport 39: 1-39.

- Larsen, B.M., Sandaas, K., Hårsaker, K. & Enerud, J. 2000b. Overvåking av elvemusling *Margaritifera margaritifera* i Norge. Forslag til overvåkingsmetodikk og lokaliteter. NINA Oppdragsmelding 651: 1-27.
- Larsen, B.M., Eken, M., Tysse, Å. & Engen, Ø. 2007. Overvåking av elvemusling i Simoa, Buskerud. Statusrapport 2006. NINA Rapport 314. 45 s.
- Ledje, U.P. 1996. Kartlegging av utbredelsen av elvemusling (*M. margaritifera*) i Rogaland 1995. Del 2. Rogaland Consultants a.s. Rapport nr. 24502-2. 47 s.
- Lund, H.M.K. 1969. Krepser i Norge, dens miljøkrav og økonomiske verdi. Fauna 22: 177-188.
- Sandodden, R. & Johnsen, S.I. 2008. Bekjempelse av signalkreps (*Pasifastacus leniusculus*) og sørv (*Scardinius erythrophthalmus*) i Dammane landskapsvernområde. Veterinærinstituttet rapportserie 15-2008. 27 s.
- Schartau, A.K.L., Hobæk, A., Halvorsen, G., Brettum, P., Bongard, T., Mjelde, M., Hanssen, O., Andersen, T., Muniz, I.P. & Sloreid, S.E. 2002. Dammer i et bylandskap: biologisk mangfold og trusselfaktorer, s. 51-67. I Felles instituttprogram. Virkninger av forurensninger på biologisk mangfold: Vann og vassdrag i by- og tettstedsnære områder. Sluttrapport 1997-2001. NINA Temahefte 19, NIVA Inr. 4539-2002: 1-80.
- Schartau, A.K.L., Dervo, B., Halvorsen, G., Hanssen, O., Sloreid, S.E., Stabbetorp, O., Østdahl, T., Andersen, O. & Berger, H.M. 2005. Dammer og evjer på elvesletter – effekter av inngrep på biologisk mangfold, s. 73-77. I Heggberget, T.M. & Jonsson, B. (red.). Landskapsøkologi: arealbruk og landskapsanalyse. NINAs strategiske instituttprogrammer 2001-2005. NINA Temahefte 32. 100 s.
- Söderberg, H. 2006. Enkel statusbeskrivelse av flodpärlmusslebestand – en metodebeskrivelse. I Arvidsson, B. & Söderberg, H. red. Flodpärlmussla – vad behöver vi göra för att rädda arten? En workshop på Karlstads universitet. Karlstad University Studies 2006, 15: 101-109
- Taugbøl, T. & Skurdal, J. 1995. Krepserens utbredelse i Norge. ØF-notat 05/95. 18 s. + vedlegg.
- Walseng, B. & Halvorsen, G. 2005. Littoral microcrustaceans as indices of trophic status. Verh. Internat. Verein. Limnol. 29: 827-829.
- Walseng, B., Halvorsen, G. & Sloreid, S.E. 2001. Littoral microcrustaceans (Cladocera and Copepoda) as indices of recovery of a limed water system. Hydrobiologia 450: 159-172.
- Walseng, B., Yan, N.D. & Schartau, A.K.L. 2003. Littoral microcrustacean (Cladocera and Copepoda) indicators of acidification in Canadian Shield Lakes – Ambio 32: 208-213.
- Walseng, B., Yan, N.D., Pawson, T.W. & Skarpaas, O. 2007. Acidity versus habitat structure as regulators of littoral microcrustacean assemblages. Freshwater Biology 53: 290-303.
- Walseng, B. & Karlsen, L.R. 2001. Planktonic and littoral microcrustaceans as indices of recovery in limed lakes in S.E. Norway. Water, air and soil pollution. 130: 1313-1318.
- Young, M., Hastie, L. & al-Mousawi, B. 2001. What represents an "ideal" population profile for *Margaritifera margaritifera*? – s. 35-44 i Wasserwirtschaftsamt Hof & Albert-Ludwigs Universität Freiburg. Die Flussperlmuschel in Europa – Bestandssituation und Schutzmassnahmen.
- Økland, J. 1975. Utbredelsen av elveperlemusling og andre bløtdyr i Europa - rutenett for Norge. - Fauna 28, 61-70.
- Økland, J. & Økland, K.A. 1998. Database for funn av elvemusling *Margaritifera margaritifera* i Norge, etter arkivet til Jan og Karen Anna Økland. Upublisert database NINA, Trondheim.

# 7 Marine indikatorer

Indikatorerne er valgt ut i fra kriteriene beskrevet i kapittel 1. Enkelte indikatorer er representert i flere hovedgrupper av natursystemer. Disse indikatorene vil bidra til naturindeksen i alle disse natursystemene med en vekt som tilsvarer hvor viktige dette natursystemet er for dem, for eksempel har spekkhogger en vekt på 0,6 i kystvann pelagisk og 0,4 i hav pelagisk. For å se de relative verdiene for fordeling mellom de ulike store økosystemene, se nettsida til naturindeks.

Videre vises det til at sjøfugl er omtalt i kapittel 4.

## 7.1 Pattedyr

Gro I. van der Meeren, Tor Arne Øigård, Nils Øien og Kjell Tormod Nilssen (alle Havforskningsinstituttet)

Hovedøkosystem	Indikator	Latinsk navn
kyst pelagisk	spekkhogger	<i>Orcinus orca</i>
kyst pelagisk	steinkobbe	<i>Phoca vitulina</i>
kyst pelagisk	havert	<i>Halichoerus grypus</i>
hav pelagisk	finnhval	<i>Balaenoptera physalus</i>
hav pelagisk	grønlandssel	<i>Phoca groenlandica</i>
hav pelagisk	klappmyss	<i>Cystophora cristata</i>
hav pelagisk	knølhval	<i>Megaptera novaeangliae</i>
hav pelagisk	spermhval	<i>Physeter macrocephalus</i>
hav pelagisk	vågehval	<i>Balaenoptera acutorostrata</i>
kystvann bunn	oter kystbestand	<i>Lutra lutra</i>

For oter, se omtale i kap. 5.1, øvrige pattedyr er beskrevet nedenfor.

### 7.1.1 Datainnsamling

Norge har siden 1989 et løpende overvåkingsprogram på hval gjennom dedikerte tellinger som i løpet av en seksårsperiode dekker Nordsjøen, Nordsjøen og Barentshavet, og som for hver periode gir et bestandsestimat for vågehval til bruk i kvotefastsettelse for fangst av denne arten. Telletoktene gir også brukbare fordelinger og tallrikhetsestimater for andre hvalarter. Det har også vært gjennomført to tellinger i Nordsjøområdet (SCANS I, 1994 og SCANS II, 2005) med spesielt henblikk på nise. Det er ikke bestandsestimat på storhval i Nordsjøen.

Det etablerte hvaltellingsprogrammet skal dekke Nordøstatlanteren. Dette programmet følger en områdeoppdeling som er styrt av forvaltningsområdene for vågehval, så Norskehavet som enhet blir ikke dekket i løpet av ett år. Dette foregår i august/september. Hele Nordøstatlanteren, inklusive Norskehavet, ble dekket av et synoptisk survey i 1995. For øvrig ble de sentrale delene av Norskehavet og inn mot norskekysten dekket i 1989, 1996 og 2006; de vestlige delene i 1988, 1997 og 2005; den sørlige delen i 2004.

I Barentshavet er det etablert årlig innsamling av hvalobservasjoner som en del av økosystemtoktene på høsten (august/september). Noe tilsvarende har vi ikke for Norskehavet, men vi har hatt et par "prøvetokt" der i forbindelse med overvåking av pelagisk fisk.

### 7.1.2 Valg av datasett

Tellingene benyttes til å estimere tallrikhet. Verdiene som er lagt inn i Norske naturindekser er fra 1989 (1990), 1999 (2000) og 1995 (2010). Det er ikke tilsvarende registreringer for 1950.

Referansenivået for hval og sel er valgt i forhold til historisk god tilstand.

### 7.1.3 Kystrelatererte arter

#### Spekkhogger

Denne er ikke systematisk undersøkt, men basert på ekspertobservasjoner. Det er ingen systematisk telling av arten, men den opptrer sporadisk i alle norske hav og kystområder, selv om den er kjent for å følge den norske vårgytende sildestammen. Det er

imidlertid sett at spekkhoggerantallet i Vestfjorden og Tysfjordområdet har blitt redusert etter at NVG silda har lagt om vandringsmønsteret og i hovedsak befinner seg utenfor fjordene.

### **Steinkobbe og havert**

Dette er kystselartene som forekommer langs hele norskekysten. Begge er knyttet til land hvor kasting (fødsel av unger) og hårfelling foregår, mens de beiter i kystnære farvann. Steinkobben er mer sted-bunden og kystnær enn havert, som kan beite mer til havs i . Det drives regulert jakt på begge artene. Steinkobbe overvåkes med bruk av flyfotografering og visuell telling i hårfellingslegrene, mens havert overvåkes ved tellinger av unger i kasteområdene. Estimatenes av steinkobbe inkluderer ikke total be-standstørrelse fordi noen dyr som befinner seg i

sjøen ikke blir registrert. Takseringene gir derfor minimumstall, der evaluering av resultatene tyder på at tellingene utgjør omkring 75 % av totalbestanden. Tellingene av havert ble gjort i periodene 1996-1999, 2001-2003 og 2006-2008, og steinkobbe i 1996-1999 og 2003-2006, og i 2008-2009 i Finnmark.

### **7.1.4 Havrelaterte arter**

#### **Finnhval**

Estimert tallrikhet er fra 1995 (1990) og 1999 (2000). Det er ikke tilsvarende registreringer for 1950 og etter 1995 tilgjengelig. Estimaten er for finnhval i Norskehavet (50 %) og Barentshavet (50 %). Fordelingen er omtrentlig.



*Steinkobbe (Phoca vitulina), voksen med unge. Foto: Georg Bangjord*

## Grønlandssel og klappmyss

Disse er aktuelle kun for Norskehavet og Barentshavet. Artene er estimert fra bestandsmodell. Estimatenes for klappmyss er basert på flytelling for 1997, 2005 og 2007 mens grønlandssel er telt 1990, 2002 og 2007. Det er ingen offisiell fastsatt referanseverdi for ungeproduksjonen, så den er satt mellom høyeste og laveste verdi av estimat.

## Knølhval

Knølhvalen har i våre farvann hovedutbredelsen i Bjørnøya-Hopen-området, og er spesielt assosiert med forekomstene av stor lodde i områdene øst og nord for Hopen på høsten (august-september). Trekk langs norskekysten kan inngå i vandringsyklusen, i alle fall for deler av bestanden. Den er derfor foreløpig ikke lagt inn med tellinger for Nordsjøen. Siden den nylig har begynt å opptre sporadisk i Skagerrak, er det lagt inn som relative forholdstall der, men med et lavt referansenivå, siden den bare vandrer gjennom Nordsjøen, med en høy usikkerhet på 33 %.

Sannsynligvis er bestanden nå oppe på nivået før tiden for den moderne hvalfangsten (som startet i 1864 og endte et stykke inn på 1900-tallet).

## Spermhval

Bare hanndyr opptrer på våre breddegrader. Hovedbestanden lever i familiegrupper i tropiske/subtropiske strøk. Når hannene nærmer seg kjønnsmodning, blir de utstøtt, og de vandrer da mot polene, der de beiter på dypt vann langs Egga

kanten. Hovedutbredelse i Norskehavet, økende forekomst (ikke signifikant) der, men relasjonen til totalbestanden ukjent.

## Vågehval

Denne er fordelt mellom Nordsjøen med (25 %), Norskehavet (50 %) og Barentshavet (25 %). Fordelingen er svært omtrentlig.

### 7.1.5 Utvikling av indikator

I Barentshavet er det under utvikling modell for å se på romlig fordeling av artene, som kan være en mulig ny indikator i en revidert naturindeks.

## 7.2 Fisk

*Forfattere: Gro I. van der Meeren, Tone Vollen, Åge Høines; Sigurd Tjelmeland, Otte Bjelland, Leif Nøttestad, Knut Sunnanå, Tore Jakobsen, Sigbjørn Mehl, Cecilie Kvamme, Else Torstensen, Erling Kåre Stenevik, Benjamin Planque, Kristin Helle, Jakob Gjørseter, Anne Berit Skiftesvik, Asgeir Aglen, Tore Johannesen og Are Dommasnes (alle Havforskningsinstituttet)*

Nedenfor omtales marin fisk som inngår i naturindeksen. De fleste av artene vandrer mellom de ulike hovedøkosystemene. Det natursystemet hovedgruppen som artene er sortert under i tabellen er den hovedgruppen av natursystem som er viktigst for arten. For fordeling mellom de store økosystemene, se nettsida for naturindeks.

Hovedøkosystem	Indikator	Latinsk navn
kyst pelagisk	rognkjeks	<i>Cyclopterus lumpus</i>
kyst pelagisk	sild	<i>Clupea harengus</i>
kyst pelagisk	tobis	<i>Ammodytes sp.</i>
hav pelagisk	blåkveite	<i>Reinhardtius hippoglossoides</i>
hav pelagisk	kolmule	<i>Micromesistius poutassou</i>
hav pelagisk	brisling	<i>Sprattus sprattus</i>
hav pelagisk	lodde	<i>Mallotus villosus</i>
hav pelagisk	lysing	<i>Merluccius merluccius</i>
hav pelagisk	makrell	<i>Scomber scombrus</i>
hav pelagisk	polartorsk	<i>Boreogadus saida</i>
hav pelagisk	rognkjeks	<i>Cyclopterus lumpus</i>
hav pelagisk	sei	<i>Pollachius virens</i>
hav pelagisk	sild	<i>Clupea harengus</i>
hav pelagisk	taggmakrell	<i>Trachurus trachurus</i>
hav pelagisk	tobis	<i>Ammodytes sp.</i>
hav pelagisk	vassild	<i>Argentina silus</i>

Hovedøkosystem	Indikator	Latinsk navn
kystvann bunn	berggylte	<i>Labrus surmuletus</i>
kystvann bunn	bergnebb	<i>Ctenolabrus rupestris</i>
kystvann bunn	grønngylte	<i>Symphodus melops</i>
kystvann bunn	kutling	NA
kystvann bunn	kveite	<i>Hippoglossus hippoglossus</i>
kystvann bunn	lyr	<i>Pollachius pollachius</i>
kystvann bunn	rødspette	<i>Pleuronectes platessa</i>
kystvann bunn	torsk	<i>Gadus morhua</i>
kystvann bunn	ål	<i>Anguilla anguilla</i>
hav bunn	atlantisk kveite	<i>Hippoglossus hippoglossus</i>
hav bunn	blåkveite	<i>Reinhardtius hippoglossoides</i>
hav bunn	blålange	<i>Molva dipterygia</i>
hav bunn	blåsteinbit	<i>Anarhichas denticulatus</i>
hav bunn	brosme	<i>Brosme brosme</i>
hav bunn	lange	<i>Molva molva</i>
hav bunn	brugde	<i>Cetorhinus maximus</i>
hav bunn	flekksteinbit	<i>Anarhichas minor</i>
hav bunn	gråsteinbit	<i>Anarhichas lupus</i>
hav bunn	hvitting	<i>Merlangius merlangus</i>
hav bunn	hyse	<i>Melanogrammus aeglefinus</i>
hav bunn	håbrann	<i>Lamna nasus</i>
hav bunn	isgalt	<i>Macrourus berglax</i>
hav bunn	torsk	<i>Gadus morhua</i>
hav bunn	pigghå	<i>Squalus acanthias</i>
hav bunn	rødspette	<i>Pleuronectes platessa</i>
hav bunn	skater	<i>Rajiformes</i>
hav bunn	skolest	<i>Coryphaenoides rupestris</i>
hav bunn	snabeluer	<i>Sebastes mentella</i>
hav bunn	uer	<i>Sebastes marinus</i>
hav bunn	vassild	<i>Argentina silus</i>
hav bunn	øyepål	<i>Trisopterus esmarkii</i>

Havforskningsinstituttet har et overordnet ansvar for overvåking av fiskeressursene i norske farvann. Overvåkingen innbefatter kartlegging av mengde og alderssammensetning av de kommersielt viktige artene. Størrelse og modningsgrad av enkeltindivider tas fra fangstene. I tillegg overvåkes rekruttering hos mange arter. I trålfangster blir også viktige ikke-kommersielle arter identifisert og registrert slik at det finnes en oversikt over hvor mange arter som finnes og når og hvor de er registrert. Denne informasjonen kan benyttes i biodiversitetsstudier og til studier av utbredelse og tildels mengde av disse artene.

Overvåkingen foregår til samme tid hvert år, og metodikken er standardisert så langt det lar seg gjøre. Det er en rask teknologisk utvikling, men kalibreringer (sammenligninger) mellom gammel og ny teknologi gjør at data er sammenlignbare.

Akustiske metoder er mest vanlig å anvende på pelagiske arter kombinert med tråling for identifisering av arter og for bestemmelse av størrelses- og alderssammensetning av bestanden. For bunnfisk brukes det også en kombinasjon av tråling og akustikk, men her er trålingen betydelig viktigere og danner ofte alene grunnlaget for estimering av bestanden (Norges Forskningsråd 2004).

Hovedkilder til kunnskap og data for kyst er basert på årlige tokt langs Skagerrakkysten og forskningsfangst på faste stasjoner.

Det tas prøver av kommersiell fanget fisk for å bestemme alder, lengde og kjønn. I tillegg tas det sporadiske prøver av fremmedstoffer i fisk, og representative båter (referanseflåten) samler dessuten inn liknende prøver i sitt fiske.

Data på dypvannsarter og bruksfisk samles inn under dyphavstokt, overvåkningstokt i august/september hvert år siden 1996. Drives av Havforskningsinstituttet. Dekker eggkanten fra 67-81°N, enkelte år fra 62°N. Fast stasjonsnett med kommersiell bunntål. Toktet hadde tidligere hovedfokus på blåkveite, men er nå rettet mot dyphavsfisk generelt. Det planlegges å inkludere toktet i et internasjonalt koordinert tokt med flere fartøyer i Norskehavets randområder (Norge, EU, Færøyene, Island, Grønland).

Strandnotundersøkelsene i Skagerrak og rusefiske generelt i landet står sentralt i datainnsamlingen som ligger til grunn for en rekke indikatorer på kyst bunn.

Strandnotundersøkelsene har blitt tatt på faste stasjoner i perioden 1919 til 2007. For områdene Vestfold, Akershus og Østfold er bare data etter 1936 tilgjengelige. Lokalitetene er i utgangspunktet valgt i områder som i liten grad var berørt av menneskelig aktivitet.

Det antas at de dataene som er brukt er godt representative for de fylker de er angitt for. Materialet er innsamlet dels i fjorder og dels på relativt åpen kyst, og gir et godt bilde av disse områdene. Sterkt eksponert kyst kan være underrepresentert p.g.a. metodiske vanskeligheter med å trekke not på de mest utsatte lokalitetene.

### 7.2.2 Valg av datasett

Fra strandnotundersøkelsene er data gitt for tidspunktene 1950, 1990 og 2000 midlet over en femårsperiode for å minimere effekten av år til år variasjoner.

Indeksene ble beregnet i regneark. Scatterdiagrammer for år og indeks ble satt opp for å vurdere spredning og for å avdekke trender. Fordelingen av dataene og 25 og 75 percentil er vurdert etter skjønn.

Påvirkningsfaktorer er bare indikert der det er klare sammenhenger. Prognose for 2020 er satt opp ut fra de trender og sammenhenger vi har sett i siste tiårsperiode.

Bortsett fra i tilfellene med strandnotttrekk, er det er i en del tilfeller også lagt inn ekstrapolerte data, med større usikkerhet, for kommuner rundt fangststedene uten å skille på om det er indre eller ytre kystforhold. Dette er en mulig feilkilde og det bør i framtiden legges mer arbeid med i å skille mellom ytre og indre lokaliteter, så her er det et utviklingspotensial.

For de kommersielt utnyttede artene er det beregnet gytebiomasse som er benyttet i databasen for Naturindekser i Norge. Bpa er satt som en buffer for å unngå at beregnet biomasse er et overestimat for en sann biomasse nær kritisk grense (Blim), som angir nivået der det er risiko for at rekrutteringsvikt opptrer. Bpa er en føre-var referanse og er ikke er ment å være et optimalt langsiktig mål for fiskeriforvaltningen.



Tabell 7.2 ICES definerer tilstanden i utnyttede fiskebestander i følge tabellen nedenfor (fra ICES Advice 2008, Book 1 s. 2 og 4):

	Spawning stock biomass (SSB)	Fishing mortality (F)
Limit reference point	B <sub>lim</sub> : minimum biomass. Below this value recruitment is expected to be 'impaired' or the stock dynamics are unknown.	F <sub>lim</sub> : exploitation rate that is expected to be associated with stock 'collapse' if maintained over a longer time.
Precautionary reference point	B <sub>pa</sub> : precautionary buffer to avoid that true SSB is at B <sub>lim</sub> when the perceived SSB is at B <sub>pa</sub> .	F <sub>pa</sub> : precautionary buffer to avoid that true fishing mortality is at F <sub>lim</sub> when the perceived fishing mortality is at F <sub>pa</sub> .
	The buffer safeguards against natural variability and uncertainty in the assessment. The size of the buffer depends upon the accuracy of the projections (of SSB and F) and the risk society accepts that the true SSB is below B <sub>lim</sub> and the true F is above F <sub>lim</sub> . The accuracy of the projections depends on the magnitude of the variability in the natural system and of the accuracy of the population estimates.	

Innen ICES er det arbeid i gang i tidlig stadier for å vurdere "target values" for forvaltning av enkeltbestander. Disse verdiene vil bli satt høyere enn B<sub>pa</sub> for biomasse og lavere enn F<sub>pa</sub> for fiskedødelighet. De vil representere en antatt "optimal utnyttet bestand". Denne verdien må vurderes i forhold til den internasjonale verdisetningen for MSY (Maximum Sustainable Yield). MSY er opprinnelig knyttet til enkle produksjonsmodeller med åpenbare svakheter. Det er delvis derfor target values krever en vurdering. Det er likevel vedtatt at B<sub>msy</sub> vil bli innført innen ICES-rådgivingen i de kommende år.

### 7.2.3 Referanseverdi

Fastsetting av referansetilstand for indikatorer hentet fra strandnotundersøkelsene er gitt for "basisår" og for 2010 ble vurdert etter skjønn ut fra diagrammer som forklart ovenfor.

I et økosystem vil det alltid være bestander som utnyttes av mennesker og andre arter. Det er ikke mulig at alle arter opplever optimal forhold samtidig. I marine økosystem er det en naturlig høy dynamikk. For å angi "god tilstand" for de kommersielt utnyttede fiskeartene i databasen, og i påvente av at en akseptert B<sub>msy</sub> er formelt på plass, anbefales det at der referanseverdi er satt lik B<sub>pa</sub> (eller tilsvarende lav referanse for relative forholdstall) så kan B<sub>pa</sub> x 1,5 benyttes som substitutt.

The European Environmental Agency har også sett på hvordan ICES data kan utnyttes: ([http://themes.eea.europa.eu/IMS/ISpecs/ISpecification20041007132227/IAssessment1199788344728/view\\_content](http://themes.eea.europa.eu/IMS/ISpecs/ISpecification20041007132227/IAssessment1199788344728/view_content))

Der ICES ikke har foreslått B<sub>pa</sub>, er referanseverdiene satt for å beskrive en historisk god bestand, eller en bestand som er så godt forvaltet at den er robust.

### 7.2.4 Påvirkningsfaktorer

Der det er angitt påvirkning av fiskerier, er det ekspertenes vurdering som er gitt. I fremtiden vil påvirkningsgraden bli relatert til den påvirkningsgraden som skal rapporteres i forhold til de nye havforvaltningsplanene.

### 7.2.5 Beskrivelse av indikatorene

Nedenfor er artene presentert, med beskrivelse av hvordan indikatorverdiene er beregnet, fastsetting av referanseverdier, hovedkilder til kunnskap og data og utbredelse. Informasjonen er delvis hentet fra interne databaser, Norsk Marint Datasenter og fra Havforskningsinstituttet (2009a,b,c,d; in prep).

Artene er gruppert etter hovedhabitatene: Kyst bunn, Hav bunn, Kyst pelagisk og Hav pelagisk.

#### Kyst pelagisk

##### Brisling

Brisling er vanlig i Nordsjøen og Skagerrak, og i norske fjorder fra svenskegrensen til Bodø (kystbrisling). Populasjonsstrukturen hos kystbrisling er ikke kjent (Pethon 1985), men kan bestå av en blanding av lokale enheter og innkommende enheter fra Nordsjøen/Skagerrak. Den er på grunn av manglende datagrunnlag ikke lagt inn i databasen.

##### Rognkjeks

Rognkjeks opptrer som bifangst, men finnes alminnelig utbredt. Fangstene har falt kraftig på 80-tallet og er nå stabilisert på vel 30 % av det opprinnelige. Det

er data basert på fiskerirapporter, så usikkerheten er satt høyt, til 30 % percentil. Det er kun hunnfisken rognkjeks som registreres. CPUE (rogn per enhet innsats) er beregnet på basis av innsamlede data fra et utvalg av fiskere som registrerer antall fisk (hunner og hanner) og mengde rogn, antall døgn garna står i sjøen og mengde garn. Innsats er dermed garndøgn. Antall fiskere som samler data har variert mye og var i utgangspunktet ment å skulle dekke Troms, Vest-Finnmark og Varanger med to fiskere i hver region. De seinere årene har antall fiskere vært så lavt som en (Porsanger) og dette svekker datakvaliteten.

For rognkjeks på kysten er referanseverdien er satt på basis av snittet for 1990-1999. Det er på et nivå som ser ut til å opprettholde en god bestand. Det var ingen data fra 1950, og verdiene for 1990, 2000 og 2010 er basert på snittet fra 1988-1992, 1998-2002 og 1995-1998.

#### **Høstgytende sild (NHG sild) i Nordsjøen og i Skagerrak**

Det mangler reelle verdier fra oppvekstområdene for sild på kysten. Sild er en antatt viktig organisme for kystøkosystemene. Den estimerte gytebestanden i Skagerrak og Nordsjøen (se hav pelagisk) er indirekte en indikasjon på sildeforekomstene langs kysten, så vi har beregnet referanse og prosentavvik ut fra Nordsjøverdiene. Dette er en usikker indeks, så usikkerheten er økt til  $\pm 50$  %.

#### **Norsk vårgytende sild (NVG sild) ved Norskehav- og Barentshavkysten**

- Pelagisk survey (soneutbredelse og vandring) i juli-august
- 0-gruppetokt i august (i Barentshavet, mengde og geografisk utbredelse av 0-gruppe)
- Akustisk tokt i overvintringsområde november/desember

For kysten av Barents- og Norskehavet er det nytt relative verdier basert på NVG sild gytebiomasse, målt 6-12 år etter. Referanseverdien er basert på ICES føre var verdier (Bpa), multiplisert med faktoren 1,5. Det er ikke beskatning på ungsilda.

Silda trekker til havs etter som den vokser til og overvåkes ved havgående tokt (se Hav pelagisk).

#### **Tobis**

Det er ingen mål på tobis langs kysten av Skagerrak og Nordsjøen. Den er likevel en viktig organisme, så basert på Nordsjøestimatene (se Hav pelagisk), legges det inn en prosentandel avvik fra referansen

for vest-, sør- og østlandet. Dette er meget usikre data, så de legges inn med en 50 % percentil usikkerhetsmargin.

#### **Hav pelagisk**

##### **Kolmule**

- Internasjonalt akustisk survey på gytefeltene vest av Irland I mars-april fra 2004 (utvidelse av tidligere norsk tokt)
- Internasjonalt overvåkingstokt i mai som for sild
- Pelagisk survey i juli-august som for sild

Kolmule i Nordsjøen og Skagerrak og en del mindre utnyttede fiskebestander som lyr, lysing og breiflabb blir ikke utnyttet i samme grad, og er ikke fulgt opp systematisk.

Beregnet gytebiomasse, vist som snittene for 1988-1992 (1990), 1998-2002 (2000) og 2007-2009 (2010). referansen er satt lik føre-var-verdien fra ICES (Bpa), multiplisert med faktoren 1,5. Det som ikke synes er en markert topp mellom 2000 og 2005. Bestanden er nå i fall og mer lik den relativt stabile tilstanden målt mellom 1981 og 1998. Den går mest i Atlanterhavet og inn i Norskehavet men også i Barentshavet. har ikke tilgang på data om den store nedgangen som er sett i Barentshavet siden 2000.

##### **Brisling**

Brisling er en liten pelagisk sildefisk som er utbredt blant annet i de norske fjordene, Skagerrak, Kattgat, Østersjøen og Nordsjøen. Den er viktig mat for større fisk, fugl og sjøpattedyr i tillegg til at det drives kommersielt fiske på den. Det er i dag ikke datagrunnlag for å gjennomføre beregninger av bestandsstørrelsen. Bestanden i Nordsjøen domineres av ungfisk.

Bestandstilstanden er basert på modellert rekrutteringsindeks fra ICES bunntålundersøkelser, men vist som % i forhold til en referanse som tar utgangspunkt i en gjentatt observert høy rekrutteringsindeks (3000=100 %). Usikkerheten rundt referansenivået er satt til 25 %. Årsverdiene er basert på enkeltårsberegninger, og usikkerheten her er satt til 30 %. Brisling er en kortlevd fisk med store naturlige svingninger i bestandsstørrelsen.

Der det ikke er tilgjengelig målte bestandsverdier, er det satt inn relative prosentverdier basert på Skagerrakmodellen. Usikkerheten ved disse målene er så stor at usikkerheten er satt så høy som 33 %.

### Lodde

Lodda har naturlig svært store svingninger, så en fast referanseverdi har i seg selv ingen mening. Lodden blir i stor grad påvirket av predasjon fra sild, torsk og marine pattedyr. I stedet for modellert biomasse av 4 åringer, er det beregnet amplityden på svingningene i bestanden. Referansen er satt nær det som en regner for en god bestand, og ikke lik de svært høye tallene fra 1975 og 1980, da mangel på sild ga rekordmye lodde.

### Lysing

De relative forholdstallene er basert på eksper- tens generell oppfatning av ekspert og melding fra fiskerne.

### Makrell

- Internasjonalt overvåkingstokt i mai som for sild
- Pelagisk survey i juli-august som for sild
- I tillegg tokt i Nordsjøen

Makrellbestanden består av tre gytekomponenter: en som gyter i Nordsjøen, en vestlig som gyter vest av UK, Irland og i Biscaya, og en sørlig komponent som gyter i spanske og portugisiske farvann. Det er den vestlige komponenten som er klart størst. Nordsjø-komponenten brøt sammen pga for sterkt fiske i begynnelsen av 1970 årene og har ennå ikke bygget seg opp igjen. Den vestlige og sørlige komponenten vandrer nordover etter gyting og kommer inn i Nordsjøen i juli og videre inn i Nordsjøen i august. Der den fiskes i store mengder om høsten. Den oppholder seg her til desember-mars før den vandrer tilbake til sine respektive gyteområder. Det er ikke mulig å allokere fangsten til de forskjellige gytekomponentene og derfor forvaltes makrellen som en nordøstatlantisk makrellbestand. Bestanden er i god forfatning.

Referanseverdi er ICES føre var (Bpa), multiplisert med faktoren 1,5. Det er benyttet snitt fra 1988-1992 (1990), 1998-2002 (2000), 2010 (2006-2009). referanse og snittverdier er veid mellom Nordsjøen (90 %), Skagerrak (5 %) og Norskehavet (5 %).

### Polartorsk

Polartorsken registreres her med relative forholdstall. Det er ikke lagret mer detaljert informasjon, bortsett fra helt i de siste årene. Det er også en art som opptrer flekkvis, i stimer over store arealer. Den er lett å feilestimere. De årlige estimatene er ikke pålitelige. derfor er usikkerheten satt til 50 % percentil.

### Rognkjeks

Rognkjeks er beskrevet under Kyst pelagisk.

### Nordøstarktisk sei

Utbredelsesområdet er i hovedsak langs kysten fra 62 grader nord til Varanger og Kolakysten. Den forekommer også i Barentshavet og Norskehavet. Det er ikke mulig å angi hvor stor del av gytebestanden som forekommer i hvert av disse områdene. For veiingens del er det likevel foretatt en fordeling mellom Norskehavet (75 %) og Barentshavet (25 %), mens kysten er holdt utenfor i denne omgang. For referanseverdi er bare 10 % og 90 % percentil tilgjengelig. 1950-verdi er satt til beregnet verdi i 1960.

### Sei i Nordsjøen, Skagerrak og vest av Skottland og Rockall

Seien i disse områdene forvaltes som én bestand. Beskatningen er bærekraftig og gytebestanden har full reproduksjonskapasitet. Norge forvalter bestanden sammen med EU. Ungseien vokser opp i norske fjorder og til dels på kysten ved Skottland, og det er vanskelig å måle rekrutterende årsklasser før de kommer inn i fiskeriene i Nordsjøen for fullt som 3 eller 4 åringer. Norge forvalter bestanden sammen med EU.

Verdien er evaluert biomasse av gytebestand, som snitt over 5 år (1967-1971, 1988-1992, 1998-2002) og 3 år (2007-2009). Referanseverdi er anbefalt nedre grense for gytebestanden før forvaltningstiltak er påkrevd (Bpa), multiplisert med faktoren 1,5.

### Høstgytende sild (NHG sild) i Nordsjøen og Skagerrak

Det finnes flere sildebestander i Nordsjøen og Skagerrak som gyter om høsten. Siden det ikke er mulig å allokere fanget sild til aktuell bestand, forvaltes sildebestandene her som én nordsjøsildebestand. I tillegg vandrer en del norsk vårgytende sild og Skagerrak- og Vestlig baltisk sild inn i Nordsjøen. Bestanden fiskes noe for hardt, og det har i tillegg vært dårlig rekruttering de siste årene. Dette har ført til økende risiko for at bestanden skal komme under føre-var-nivået.

Verdien beskriver gytebestandsbiomassen av nordsjøsilde både for Skagerrak (25 %) og Nordsjøen (75 %), basert på snittverdier fra 1960-65 (1950), 1988-92 (1990), 1998-2002 (2000) og 2005-2008 (2010). Samme datasett er benyttet i begge områder. Total gytebiomasse som er rapportert til ICES for begge områdene samlet, er summen av de to vektete verdiene, og Referanseverdien er

satt lik ICES fastsatte grense for kritisk mengde av gytebestand (Bpa), multiplisert med faktoren 1,5. og tilsvarende vektet. Vi har valgt å sette inn 1960-65-verdier i stedet for 1950-verdier, siden beregningene fra 1950 er usikre og upålitelige. Gjennomsnittene for fem-års periodene er ganske stabile, mens årsverdiene viser større svingninger (fra 471 tusen tonn i 1994 til 1753 tusen tonn i 2004).

#### **Norsk vårgytende sild (NVG sild) i Norskehavet**

- Larvetokt i april

Internasjonalt overvåkingstokt (økosystemtokt) sammen med Island, Færøyene, Russland og EU i mai (april-juni) siden 1995. Pelagiske trålhal på akustiske observasjoner (samt hydrografi og zooplankton)

- Pelagisk survey (soneutbredelse og vandring) i juli-august
- O-gruppetokt i august (i Barentshavet, mengde og geografisk utbredelse av O-gruppe)
- Akustisk tokt i overvintringsområde november/desember

Data er basert på modellert gytebiomasse, vist som snitt over fem år (1950-1955 (1950), 1989-1992 (1990), 1998-2002 (2000) og 2006-2009 (2010)). Referanseverdi er satt som ICES føre-var nivå (Bpa), multiplisert med faktoren 1,5.

I Barentshavet er det mest ungsild, så usikkerheten er satt høy (33 % percentil). Referanseverdien er basert på ICES føre var verdier (Bpa), multiplisert med faktoren 1,5. Det er ikke beskatning på ungsilda.

#### **Taggmakrell eller hestmakrell**

Denne består også tre bestander: den sørlige-, vestlig- og nordsjøbestanden. Den sørlige gyter utenfor Portugal, den vestlige i Biscaya og vest av Irland og UK, mens nordsjøbestanden gyter i sør-østlige og sørvestlige Nordsjøen. Vandringsmønster et relativt likt til makrellen. Norsk fiske foregår i oktober-november og beskatter hovedsaklig vestlig taggmakrell. Bestandene har ikke vært overvåket siden 1992. Det er størst beskatning av vestlig fisk og det ser ut for at fangstene nå ligger på et bærekraftig nivå.

Referanseverdi er ICES føre var (Bpa), multiplisert med faktoren 1,5.

Det er stor usikkerhet om gytebestanden og data foreligger først og fremst fra fangsttall. dette er i seg selv data som påvirkes av så mange ikke-naturlige faktorer at de ikke nødvendigvis speiler bestandstilstanden. Det er derfor satt inn en stor usikkerhet rundt de relative tallene (33 % percentil).

#### **Tobis**

Tobis er en felles betegnelse for flere arter i silfamilien. I tobisfisket er havsil helt dominerende. Tobis er en viktig matkilde for fisk, fugl og sjøpattedyr. Det er bestander i Nordsjøen og Skagerrak. Tobis har en utpreget flekkvis fordeling og krever helt spesielle sandbunn som den kan grave seg ned i. Ett år og eldre havsil kommer kun ut av sanden på dagtid for å beite på dyreplakton, hovedsakelig i perioden april-juni. Det er da den blir fisket. Resten av året ligger havsilen i dvale i sanden, bortsett fra en kort perioden omkring nytårstider da den kommer opp av sanden for å gyte. Årets yngel fortsetter imidlertid å beite utover høsten før den går i dvale. Fisket foregår på svært begrensede områder som lett kan fiskes helt ned. I norsk del av Nordsjøen har et flertall av tobisfelene vært så utarmet at de ikke har gitt grunnlag for kommersielt fiske de siste 10-12 åra. På grunn av den dårlige situasjonen tor tobis var fisket stengt i norsk sone i 2009. Tobis blir forvaltet som en bestand i Norsjøen, men det er sterke holdepunkter for at det minst 6 separate bestnadskomponenter. Fra 2011 vil Norge unilateralt prøve ut en forvaltningsmodell basert på stengning av deler av tobisfeltene for å sikre bærekraftige lokale gytebestander.

Verdiene nyttet i databasen er for hvert av årene 1990, 2000 og 2009. Ingen data finnes for 1950. Modellen tar for seg Nordsjøen. Kun noen få norske felt har fangstbare forekomster per 2009. Bestandsberegningene i regi av ICES er basert på fangst pr. enhet innsats (CPUE) i det kommersielle tobisfisket. Det er imidlertid grunn til å stille spørsmål om grunnleggende forutsetninger bak metoden er oppfylt. Referanseverdi er ICES føre var (Bpa), multiplisert med faktoren 1,5.

For resten av kysten er det ingen data tilgjengelig for tobisartene, men de er alminnelig utbredte i hele Norge (Pethon 1985). Den føres derfor med den relative fordeling som er i Nordsjøen, og med stor usikkerhet (50 % percentil).

#### **Kyst bunn**

##### **Atlantisk kveite**

Denne har små bestander, både ved kysten og i havet (se Hav bunn). På 80- og 90-tallet var landingene langt under 10 % av nivået fra 1945 til 1960. Det ser ut til å ha vært en oppgang i rekrutteringen for kveite nord for Stad de siste årene, men det er stor usikkerhet i disse dataene. Datagrunnlag: Havforskningsinstituttets kysttokt 1995-2008. I

mangel av historiske data er referanseverdien (100 %) definert som middelverdien av alle tilgjengelige år med data (1995-2008). 100 % tilsvarer altså ikke noe optimum for bestanden. NB! Dataene er fra kysttoktet, men verdiene er også brukt for Norskehavet og Barentshavet.

### **Kysttorsk**

Kysttorsken består av lokale bestander som det for tiden legges ned en stor innsats i å kartlegge og bygge opp en overvåking for. I Skagerrakregionen måles styrken på årsproduksjonen, i for av torskerekrutteringen årlig, bl. annet gjennom strandnottrek (se Fisk i strandsonen ovenfor), mens årlige kysttokt som vurderer bestandsstruktur i tillegg, foretas nord for 62°N. Langs Nordsjøkysten er det ingen systematisk overvåking. Verdiene gjelder samlet gytebestander for kysttorsk for fylkene fra og med Finnmark til og med Møre og Romsdal ut til 12 n.mil av grunnlinjene. Verdiene for 1990, 2000 og 2010 er femårs gjennomsnitt. Percentilelene reflekterer år-til-år variasjon i 5-årsperioden 1950- verdien er skjønnsmessig vurdert med høy usikkerhet. Referanseverdien er valgt lik 1990-verdien.

### **Lyr, lysing og breiflabb**

Dette er mindre utnyttede fiskebestander som ikke blir utnyttet i noen betydelig grad nasjonalt. De er ikke fulgt opp systematisk og ekspertuttalelser er eneste grunnlag for datainnlegging av relative forholdstall.

Relative forholdstall som angir en grov oppfatning av tilstanden for breiflabb nord for 60 breddegrad er lagt inn. Usikkerheten er satt til 33 % percentil.

### **Berggylt, bergnebb, lyr, ungtorsk og ål i Skagerrak-regionen**

Sammen med bergnebb og grønngylt ved Nordsjø- og Norskehavskysten er disse angitt som antall eksemplarer pr trekk brukt som indikatorverdi. Når det gjelder torsk og lyr er det til i en stor grad ung torsk og lyr som lar seg fange av strandnota. Dataene viser derfor tilgang på ungfisk, og ikke den reproduktive bestanden (se Kysttorsk nedenfor).

### **Kutling, bergnebb, og grønngylt i Skagerrakregionen**

For disse er antall trekk med arten som andel av totalt antall trekk i en periode og område brukt. Denne forskjellen skyldes at før 1989 ble kun mengden av de sistnevnte artene angitt med en indeks (ingen, få, noen, mange). Tidligere undersøkelser tyder på at en angivelse av hyppighet av observasjoner av arten gir et like godt bilde av artsutviklingen som

en mer komplisert indeks basert på de opprinnelige mengdeindeksene.

### **Hav bunn**

#### **Atlantisk kveite**

Denne har små bestander, både ved kysten og i havet. På 80- og 90-tallet var landingene langt under 10 % av nivået fra 1945 til 1960. NB! Dataene er fra kysttoktet, men verdiene er også brukt for Norskehavet og Barentshavet (se Kyst bunn).

#### **Blåkveite**

Gytebiomasse gir en god ide om bestandens tilstand og en ide om fremtidig rekrutteringspotensial. NB: verdier for 1990, 2000 og 2010 er basert på en fiskeribiologisk modell (XSA) kjøring, men resultatene er kun godkjent som indikativ av ICES og ikke godkjent som absolutt biomasse estimat. Dette pga usikkerheter i data, spesielt angående aldersbestemmelse av arten. Alder er et vesentlig innputt i den type modell som er brukt. På grunn av usikkerhet i data gir ICES heller ikke øvre referanseverdi for bestanden. Verdi for 1950 og alle usikkerhetsanslag er ren kvalifisert gjetting. Gytebiomassen er veid mellom Barentshavet (75 %) og Norskehavet (25 %) med en usikkerhet på 33 % percentil.

#### **Blålange**

Det foreligger ikke tilstrekkelig informasjon om bestandsstørrelsen av blålange i Barentshavet. Den fiskes kun som bifangst. Det antas at nedgangen i Norskehavet etter overfisket i gytesesongen også påvirker bestanden i Barentshavet. For blålange finnes det ikke historiske CPUE data. Etter 2000 er det fisket så lite av arten at det ikke er mulig å få gode CPUE estimat.

#### **Blåsteinbit**

Siden 1985 har blåsteinbitbestanden vist en synkende trend som har fortsatt de siste ti årene (Shevelev and Johannesen, in press). Det er lagret mer detaljert informasjon, men det vil ta mer tid enn tilgjengelig for å standardisere disse dataene til et brukbar kvantitativt mål. På grunn av usikkerhet knyttet til de russiske analysene av trålfanget steinbit, er usikkerheten satt til 33 % percentil.

#### **Brosme og Lange**

Det eksisterer omtrent ingen survey data for brosmen og lange. CPUE er beregnet ut fra dagbokdata hvor antall krok per døgn er ført og er beregnet som  $([\text{kg/krok}] * 1000)$ . For nivået på 1950 og 1990 er det beregnet på bakgrunn av personlige dagbøker fra 3 linefartøy (1971-1993), landinger og informasjon om fisket etter artene. For 2000 og 2010 er

indeksene beregnet på bakgrunn av dagbøker fra om lag ¾ av alle autolinefartøyene som er over 21 m og som fisker mer en 8 tonn i året av artene lange, brosme og blålange. Dagbøker for årene 2000-2008 er punchet.

For 1950 er CPUE verdiene estimert ut fra nivået rapportert på 70-tallet, rapporterte fangster samt kjennskap til fisket. På dette tidspunktet var flåten fremdeles under oppbygging etter andre verdenskrig og bestandene i havet hadde bygget seg opp til et antagelig meget høyt nivå. Referanseverdien er derfor fastsatt ut fra dette nivået.

Hovedkilden er fra fisket etter artene. Landingsdata, indekser, vurderinger av bestandsstørrelsene etc. finnes i arbeidsgrupperapporten til WGDEEP. Det ble også utført en stor undersøkelse på 90 tallet der blant andre Odd Aksel Bergstad var en av lederne. Relevante referanser er Bergstad & Hareide (1996), ICES (2009), og Magnusson, et al. (1997).

For nivået for 1950 og 1990 er det brukt historiske data (1971-1993), for 2000 og 2010 er CPUE estimert fra dagbokdata fra størstedelen av autolineflåten (2000-2008).

For hovedutbredelsesområdene i Nordsjøen, Norskehavet og Barentshavet er det god geografisk dekning og representativitet. For de sydligste områdene fisker ikke de store autolinebåtene og det mangler derfor data fra disse områdene.

Tidsserien fra referanseflåten og punchingen av dagbøkene vil fortsette. Det er også vage planer om å starte et linesurvey for disse artene.

### **Brugde**

Norge har lange tradisjoner med fiskeri på brugde, men bestanden er nå overbeskattet. Arten er vurdert som sårbar internasjonalt (listet på CITES, CMS, UNCLOS og OSPAR). Fra 2006 har det vært forbudt å fiske brugde i norske farvann. (Rapport og landingsstatistikk fra ICES WGEF (ICES area I+II og III+IV) er lagt til grunn for vurderingene).

### **Flekksteinbit**

Bestanden av flekksteinbit har vært relativt stabil, med en svak økning i de seneste årene (Shevelev and Johannesen, in press). Det er lagret mer detaljert informasjon, men det vil ta mer tid enn tilgjengelig for å standardisere disse dataene til et brukbar kvantitativt mål. På grunn av usikkerhet knyttet til de russiske analysene basert på trålfanget steinbit, er usikkerheten satt til 33 % percentil.

### **Gråsteinbit**

Biomassen varierer mye. Bestanden viste en markant topp i 2004-2005, og har totalt sett en oppadgående trend (Shevelev and Johannesen, in press). Det er lagret mer detaljert informasjon, men det vil ta mer tid enn tilgjengelig for å standardisere disse dataene til et brukbar kvantitativt mål.

### **Hvitting**

Det er én hvittingbestand i Nordsjøen og én i Skagerrak. Beskatningen er relativt lav. Sprikende resultater fra ulike datakilder når det gjelder historisk utvikling gjør det vanskelig å definere føre var nivåene på gytebestanden og fiskedødeligheten. Et analytisk vurdering (assessment) av gytebestanden tilsier at den nær det laveste nivå som er registrert siden 1990. Rekrutteringen har vært veldig lav siden 2002, med en beskjeden økning i 2007 årsklassen. Fordelingskart fra IBTS toktene viser at mye av den minste hvittingen er fordelt i nordvestlige deler av Nordsjøen. Historiske data viser at dette kan gi store problemer med utkast, noe som bør følges opp nøye. Norge forvalter bestanden sammen med EU.

Verdien i Nordsjøen av evaluert biomasse av gytebestand, er gitt som snitt over 5 år (1988-1992, 1998-2002) og 3 år (2007-2009). Referanseverdi er ikke definert av ICES og referanseverdi er satt av ekspert basert på historiske kjennskap. Verdi for 1950 er tilfeldig valgt, i vente på at gamle datakilder skal sjekkes.

I Skagerrak er ingen tidsserie tilgjengelig, men datasettet er basert på svingningene i Nordsjøgytebestand, men med en videre usikkerhet (33 % percentiler).

### **Hyse i Nordsjøen og Skagerrak**

Denne forvaltes som én bestand. Bestanden er over føre var nivået og beskattes på en bærekraftig måte, til tross for stort utkast av småhyse av EU-flåten. Norge forvalter bestanden sammen med EU i henhold til en forvaltningsplan som av ICES er vurdert som føre-var. Referanseverdi er ICES føre var (Bpa), multiplisert med faktoren 1,5.

Verdien i Nordsjøen er evaluert biomasse av gytebestand, som snitt over 5 år (1963-1967, 1988-1992, 1998-2002) og 3 år (2007-2009).

Det er ingen målte datasett fra Skagerrak. De relative forholdstallene er basert på svingningene av gytebestanden estimert for Nordsjøen, med en lavt satt referanseverdi.

### **Nordøst-arktisk hyse**

Også her er estimatene på gytebiomasse: de konkrete verdiene er lagt inn for Barentshavet, men bestanden brer seg i både Norskehavet og Barentshavet. Særlig de historiske verdiene regnes som usikre siden innmeldinger ikke dekket uregulert fiske og bifangster. Dette er bedret etter hvert, men det er fremdeles feilkilder her. De er likevel satt med 25 % percentil her. Referanseverdi er ICES føre-var (Bpa), multiplisert med faktoren 1,5.

I Norskehavet er det vist som prosentfordeling basert på gytebiomassen og med 33 % percentil usikkerhetsmarginer. Det er derfor et lavt satt referansenivå, som tilsvarer ICES føre-var nivå (=100 %).

### **Håbrann**

Norge har drevet fiskeri på håbrann i Nordsjøen siden starten på 1900-tallet, men etter mange år med høy beskatning kollapset bestanden i 1968. Landingene har vært forholdsvis lave siden, og fra 2007 har det vært forbudt med direkte fiske på håbrann i norske farvann. (Rapport og landingsstatistikk fra ICES WGEF (ICES area I+II og III+IV) er lagt til grunn for vurderingene).

### **Isgalt**

Det utføres ikke direkte fiske etter isgalt slik som det er i dag; og det er heller ingen regulering ved kvoter av isgalt. Uttaket av isgalt vil være avhengig av aktivitet i andre kommersielle fiskerier. Uttaket av/belastningen på isgalt vil variere med endringer i disse fiskeriene og er vanskelig å forutse. Data er hentet fra årsinnsamlingen til HI og selektert for toktdata. Det er veldig usikkert i hvilken grad gitte observasjoner er relatert til bestandsstyrke. Usikkerheten er satt svært høy (50 %). Indikatorverdiene for isgalt er beregnet som totalt antall/nm. Tallene er gitt som gjennomsnitt fangstrater per år; 1990, 2000 og 2010 (middelverdi for årene 2007-09). Referanseverdien for isgalt er satt til langtidsmiddel for perioden 1990-2009. Data for isgalt omfatter området 58-80°N; hovedsakelig langs Eggakanten.

### **Nordøst-arktisk torsk**

Verdiene er 5-års gjennomsnitt av gytebestand. Percentil representerer her år-til-år variasjonen innenfor 5-årsperioder Tiltaksgrensen i forvaltningen valgt som referanseverdi. Referanseverdien er satt lik forvaltningens tiltaksgrense.

Verdien er evaluert biomasse av gytebestand for Barentshavet, som snitt over 5 år (1963-1967, 1988-1992, 1998-2002) og 3 år (2007-2009). Referanseverdi er ICES føre var (Bpa), multiplisert med faktoren 1,5.

### **Pigghå**

Fiskeriet etter pigghå nådde sin topp i 1960-1980-årene, og ICES har siden 2006 advart om bestanden er svært lav og i fare for å kollapse. Norge har forbudt direkte fiske etter pigghå siden 2007, med unntak av et begrenset fiskeri for små båter innen eget territorialfarvann. (Rapport og landingsstatistikk fra ICES WGEF (ICES area I+II og III+IV) er lagt til grunn for vurderingene).

### **Rødspette**

Rødspette har egne bestander, én i Nordsjøen og én i Skagerrak-Kattegat. Begge bestandene har full reproduksjonskapasitet og beskattes bærekraftig. Rødspette i Nordsjøen er en fellesbestand med EU og har vært forvaltet gjennom en total TAC og en fast fordelingsnøkkel. Det er enighet mellom Norge og EU om å få til en felles forvaltningsplan.

Verdien er evaluert biomasse av gytebestand, som snitt over 5 år (1967-1971, 1988-1992, 1998-2002) og 3 år (2007-2009). Referanseverdi er ICES føre-var (Bpa), multiplisert med faktoren 1,5.

For kystinnleggingene for rødspette mangler systematiske registreringer. Den er vanlig langs kysten av hele landet (Pethon 1985). Den relative fordelingen er basert på relative frekvenser omkring et lavt referansenivå og med svinginger basert på Nordsjøbestanden. Usikkerheten er derfor satt som svært stor (33 % percentil).

### **Torsken i Nordsjøen og Skagerrak**

Denne forvaltes som en bestand og er klart overfisket. I de norske fiskeriene utgjør garnfangster om lag 60 % av fangstene. Norge forvalter bestanden sammen med EU. En ny forvaltningsplan ble introdusert i 2009, og er vurdert som føre-var av ICES, men det gjenstår å se om den blir effektiv. Gytebestanden har vært under føre-var nivået i mer enn 25 år og utgjør nå 40 % av dette nivået og har redusert reproduksjonskapasitet. Utkastet fra EU-flåten har vært økende og utgjør nå omtrent halvparten av fangstene.

Verdien er evaluert biomasse av gytebestand, som snitt over 5 år (1963-1967, 1988-1992, 1998-2002) og 3 år (2007-2009). Referanseverdi er ICES føre var (Bpa), multiplisert med faktoren 1,5.

### **Skater**

Det eksisterer veldig lite data på skater. Skater tas i all hovedsak som bifangst i line- og trålfiske, og det meste kastes direkte ut igjen. Dødeligheten er ukjent. Med unntak av storskate er det lite som landes, og artsbestemmingen er i tillegg ikke til

å stole på. I 2009 kom et forbud mot utkast av skater, men det er usikkert om dette forbudet følges opp av fiskeflåten. Korrekt artsbestemmelse er for øvrig også et problem i det lille som eksisterer av historiske fiskeriuavhengige data.

### Skolest

Skolest i norske farvann har stort sett vært fanget som bifangst: unntatt i perioden 1999-2005, og særlig i årene 2004 og 2005, var uttaket av skolest høyt i Skagerrak (fra 1999 til 2005 økte landingene fra 3000 til 12000 tonn). Uttaket av skolest i 2009 er igjen lavt. Det er ingenting som tyder på at det har vært perioder med høyt uttak av skolest før data-seriens start (1984) og det antas at uttaket før dette har vært lavt, relativt stabilt og hovedsaklig som et resultat av bifangst fra andre fiskerier i området. Relevante referanser til dette er arbeidsgruppe-rapporten til WGDEEP (ICES 2009) og Bergstad (1990). Data er hentet fra toktserie 1984-2009, fiskeriuavhengige data (Reketoktet i Skagerrak). Relativt sikre registreringer mht artsbestemmelse og fangstrater av arten. Indikatorverdiene for skolest er beregnet som fangst (kg)/time. Tallene er gitt som gjennomsnitt fangstrater per år for 1990, 2000 og 2010 (middelverdi for årene 2007-09). Referanseverdien er gitt som et gjennomsnitt av hele dataserien (1984-2009). Et slikt langtidsmiddel vil ikke referere til et urørt område eller til en tilstand der kan beskrives som det optimale for indikatoren. Langtidsgjennomsnittet kan sees som det mest fornuftige nivået som er mulig å sette; men er begrenset av et datasett som representerer perioder med varierende uttak fra bestanden.

### Snabeluer

Et internasjonalt koordinert overvåkningstokt (ICES) er i ferd med å bli etablert, pilottokt i 2007, 2008, 2009, fast hvert andre år fra 2010. Toktet er et pelagisk trålakustisk tokt med flere fartøyer, og dekker dype områder av Norskehavet. Toktet har foreløpig fokus på snabeluer, men det er ønske om å gjøre det til et mer generelt pelagisk økosystemtokt.

Bestanden som observert på HI's Barentshavtokt og omregnet til relative verdier i forhold til en potensiell høy bestand. Usikkerheten er satt til 33 % percentil. det er ikke sikre tall på beskatningstrykket, siden denne ofte er bifangst.

### Uer

Bestanden er for tiden svak og legges inn med relative verdier med stor usikkerhet (33 % percentil). Referanseverdien er basert på historiske data. Det er ikke sikre tall på beskatningstrykket, siden denne ofte er bifangst.

Bestanden er for tiden svak og legges inn med relative verdier med stor usikkerhet (33 % percentil). Referanseverdien er basert på historiske data. Det er ikke sikre tall på beskatningstrykket, siden denne ofte er bifangst.

### Vassild

Bestandsovervåkingstokter i 1980-83, 1989-94, 2007 og 2009. Drevet av Havforskningsinstituttet, planlagt å gå regelmessig (men ikke årlig) fra og med 2011. Trålakustisk tokt som dekker dype sokkelområder og kontinentalskråningen fra Lofoten sør til 60°N.

Det finnes tidsserier over fangster for vassild, men ikke andre sammenhengende dataserier. Arten blir beskattet med kvote i området. Kvote anbefalingen fra Havforskningsinstituttet for 2010 var 10000 tonn da arten så ut til å tåle den beskatningen i 1990 tallet. Kvoten ble satt til 12000 tonn.

### Øyepål

Dette er en kortlevet liten torskefisk og forvaltes som én bestand med utbredelse i Nordsjøen og Skagerrak. Den er viktigst som mat for annen fisk. Bestanden har variert sterkt og har etter en dårlig periode nå bygget seg opp til full reproduksjonskapasitet. Det er ingen internasjonal forvaltning av øyepål.

Referanseverdi er ICES føre-var (Bpa), multiplisert med faktoren 1,5. Verdiene baserer seg på modellert gytebiomasse basert på målt CPUE for hvert av årene 1990, 2000 og 2009. Ingen data finnes for 1950.

## 7.2.6 Forslag til forbedringer av fiskeindikatorer

### Geografiske forhold

#### Kystundersøkelser

Disse er ofte basert på spredte stasjoner eller enkeltundersøkelser. Kysten har en kompleks topografi, med varierte bunnforhold, fysiske forhold og vannkvalitet innen korte avstander. Dagens dataundersøkelser er ikke egnet til å beskrive slike forhold.



Sterkt eksponert kyst kan være underrepresentert p.g.a. metodiske vanskeligheter med å trekke not på de mest utsatte lokalitetene.

Bortsett fra i tilfellene med strandnottrekk, er det er i en del tilfeller også lagt inn ekstrapolerte data, med større usikkerhet, for kommuner rundt fangststedene uten å skille på om det er indre eller ytre kystforhold. Dette er en mulig feilkilde og det bør i framtiden legges mer arbeid med i å skille mellom ytre og indre lokaliteter, så her er det et utviklingspotensial.

### **Dypvannsarter**

Det er dypvannsarter som ikke overvåkes, fordi de er sjeldne, lite fangbare, vanskelige å artsbestemme og som det i det hele tatt er lite kjennskap om. Disse er ikke tatt med i databasen. Et eksempel er lysprikkfisk, der det er samlet prøver som ikke er opparbeidet og kvalitetssikret til den grad at dataene kan benyttes.

### **Valg av indikator**

Der det er tilgjengelige beregninger av gytebiomasse er denne benyttet som mål på tilstanden for mange fiskeindikatorer. Det er gjort på grunn av at det ligger god dokumentasjon bak disse dataene. Det er derimot ikke selvsagt at dette er den best egnete indikatoren for hver enkelt art. Når det er tilgang på dataserier for eggproduksjon, årsklasser fra 0-gruppe til kjønnsmoden fisk for samme art, bør det ved neste innlegging av data foretas et bedre gjennomtenkt valg av data, for å velge ut den data-serien som best presenterer tilstanden i bestanden, i det habitatet den legges inn under.

I denne databasen har fangstdata så langt som mulig blitt unngått, da fiske og fangst påvirkes ikke bare av bestand, men også av forvaltningstiltak som kvoter, redskapsbegrensinger, områdestengninger og annen aktivitet som gir bedre inntjening eller hindrer fiske. Når fangstdata likevel er nytted for noen arter, så er det fordi ingen andre opplysninger finnes, men de er da i tillegg vurdert av ekspert.

### **Valg av referansenivå**

Det er ikke noen sikre og etablerte metoder for å beskrive en "god tilstand" på marine indikatorer. I OSPAR og ICES-regi foregår det for tiden et arbeid for å komme til enighet om dette, men det har vist seg å være vanskelig, med hensyn på de store variasjonene mellom de forskjellige marine regionene, geografisk, fysisk, biologisk og forvaltningsmessig. Ved oppbyggingen av databasen for naturindekser i Norge er ICES føre-var mål (Bpa) multilipsert med faktor 1,5 mens artene uten et slikt

internasjonalt vedtatt mål har fått referanseverdien satt av ekspert. Det er behov for en kritisk gjennomgang av settingen av referanseverdi, der det blir gitt tid til å involvere mer enn et fåtall personer og der etablerte og utviklede mål kan vurderes og etterprøves mer grundig.

### **Artsrelaterte forbedringer**

#### **Lange, brosme og blålange**

Tidsserien fra referanseflåten og punchingen av dagbøkene vil fortsette. Det er også vage planer om å starte et linesurvey for disse artene.

#### **Tobis**

Bestandsberegningene i regi av ICES er basert på fangst pr. enhet innsats (CPUE) i det kommersielle tobisfisket. Det er imidlertid grunn til å stille spørsmål om grunnleggende forutsetninger bak metoden er oppfylt. referanse er satt lik ICES føre-var (Bpa). Det er i gang en utvikling av bestandsberegninger for tobis ved Havforskningsinstituttet med tanke på å forbedre estimatene.

#### **Skater**

Korrekt artsbestemmelse for øvrig også et problem i det lille som eksisterer av historiske fiskeriavhengige data. Det er gjennomført DNA-analyser på skater i norske farvann, men dette er enda ikke en del av fiskeriundersøkelsene.

#### **Pelagisk stimfisk**

Akustiske undersøkelser vil i framtiden kunne gi en mer detaljert informasjon om art, størrelse og utbredelse.

#### **Ikke-kommersielle arter**

Det er lite tilgjengelige data på lite utnyttede og ikke-kommersielle arter. Noe materiale er lagret men ikke opparbeidet, noe er punchet men ikke standardisert. For noen er det problemer med artsidentifisering og datamaterialet er derfor ikke pålitelig. Bunnråldata, fra hav og kyst er eksempler på data som ikke kan benyttes før de er kvalitetssjekket og standardisert. Det er behov for en større gjennomgang av hva som finnes, i hvilken form det finnes, hva som samles inn i dag og om en evaluering av hva som bør kunne samles inn.

#### **Bruk av strandnotundersøkelsene (vurderinger om data som kan komme inn)**

Strandnota gir også data om en rekke andre arter enn de som er nytted i databasen, som vil kunne tas med hvis det er ønskelig. En liste av slike arter og deres hyppighet finnes i tabell 7.3.

Tabell 7.1 Tabell 7.3 Arter fanget i mer enn 10 % av alle nottrekk i løpet av Flødevigen strandnotundersøkelser. Innslaget er gitt som prosent av alle stasjoner der arten/gruppen er fanget. Antall per trekk er gjennomsnitt antall av arter. Teltt (T)/indeksert(I) indikerer behandlingen av data for arter/grupper før 1988. Tallene er beregnet på alle stasjoner undersøkt mellom 1989 –1998 (N = 1214 stasjoner).  
0-gruppe er årets yngel, 1+ er ett år eller eldre.

Vitenskapelig navn	Norsk navn	Innslag %	Antall / trekk	Teltt / Indeksert
<i>Gobius niger</i>	Svartkutling	87.1	35.2	I
<i>Ctenolabrus rupestris</i>	Bergnebb	74.7	14.5	I
<i>Gadus morhua</i>	Torsk 0-gruppe	71.7	10.4	T
<i>Merlangius merlangus</i>	Hvitting 0-gruppe	71.2	23.9	T
<i>Symphodus melops</i>	Grønngylt	70.5	6.8	I
<i>Pomatoschistus minutes</i>	Sandkutling	68.0	7.6	I
<i>Palaemonidae/Pandalidae</i>	Reker	67.1	83.7	I
<i>Gobiusculus flavescens</i>	Tangkutling	64.4	*	I
<i>Platichthys flesus</i>	Skrubbe	49.6	1.3	I
<i>Carcinus maenas</i>	Strandkrabbe	44.9	1.4	I
<i>Cyanea capillata</i>	Brennmanet	43.9	2.2	T
<i>Spinachia spinachia</i>	Femtenpigget stingsild	38.7	1.6	I
<i>Syngnathus typhle</i>	Tangsnelle	34.3	1.3	I
<i>Labrus bergylta</i>	Berggylt	32.9	0.7	T
<i>Asterias spp and other</i>	Sjøstjerner	29.2	0.7	I
<i>Gadus morhua</i>	Torsk , 1+ grupper	28.2	1.1	T
<i>Gasterosteus aculeatus</i>	Trepigget stingsild	28.1	31.1	I
<i>Myoxocephalus scorpius</i>	Vanlig ulke	23.2	0.6	I
<i>Pollachius pollachius</i>	Lyr 0-gruppe	21.8	0.9	T
<i>Pollachius virens</i>	Sei 0-gruppe	20.4	1.9	T
<i>Taurulus bubalis</i>	Dvergulke	16.7	0.3	I
<i>Anguilla anguilla</i>	Ål	16.5	0.2	T
<i>Diadematoidea</i>	Sjøpinnsvin	16.1	0.7	I
<i>Salmo trutta</i>	Ørret	16.0	0.3	T
<i>Sprattus sprattus</i>	Brisling	15.5	202.1	I
<i>Trachurus trachurus</i>	Taggmakrell	13.8	12.4	I
<i>Syngnathus acus</i>	Stor kantnål	12.9	0.2	I
<i>Eutrigla gurnardus</i>	Knurr	12.5	0.2	T
<i>Macropodia spp.</i>		11.9	0.2	I
<i>Clupea harengus</i>	Sild	11.8	31.9	I

## 7.3 Karplanter og alger

Hovedøkosystem	Indikator	Latinsk navn
kyst pelagisk	planteplankton	
hav pelagisk	planteplankton	
kystvann bunn	ålegras	<i>Zostera marina</i>
kystvann bunn	dvergsivaks	<i>Eleocharis parvula</i>
kystvann bunn	hardbunn vegetasjon algeindeks	
kystvann bunn	hardbunn vegetasjon nedre voksegrense	
kystvann bunn	stortare	<i>Laminaria hyperborea</i>
kystvann bunn	sukkertare	<i>Saccharina latissima</i>

### 7.3.1 Planteplankton (kyst)

Forfattere: Eivind Oug, Wenche Eikrem (begge NIVA)

#### Planteplankton klorofyll a

Produksjon av planteplankton i åpne vannmasser overvåkes i stor grad med fjernmåling eller automatiserte teknikker. I senere år er det satt i verk et system med automatiserte sensormålinger fra skip i rutefart – såkalt "Ferrybox" eller "Ships of opportunity" (SOOP). Disse systemene logger kontinuerlig sjøtemperatur, saltholdighet, algemengder og partikkelmengde. I tillegg blir det på fastlagte posisjoner eller på steder hvor sensorer har registrert uvanlige algemengder, automatisk samlet inn prøver for kalibrering og for kontroll av giftige/skadelige alger. I Norge opereres systemet nå på skipsruter fra Oslo til Kiel, Bergen til Hanstholm, Tromsø til Longyearbyen og på hurtigruten Bergen - Kirkenes.

Til naturindeksen er det tatt ut data for algemengde målt ved klorofyll a fluorescens fra kommuner hvor båtene går i inneskjærs farvann. Hovedmengden av data kommer fra hurtigruten Bergen – Kirkenes. I tillegg er det i noen tilfeller benyttet data basert på standard prøvetaking med vannhenter. Alle klorofyllverdier fra sensormålinger er kalibrerte mot vannprøver for å sikre at målemetodene er sammenlignbare. Det er benyttet tilgjengelig data samlet i vekstsesongen som er satt til perioden februar til og med september. For hvert år er det beregnet en middelvei og øvre og nedre kvartil. Dypet er standardisert til 4 m som gjelder for sensormålingene fra skip. Beregningene er foretatt for hver enkelt kommune hvor målingene er foretatt, men i noen tilfeller er verdiene også satt som gyldige for tilgrensende kommuner. For mange kyststrekinger finnes bare data fra senere år. Dette gjelder spesielt for Vestlandet og nordover, hvor målingene med

hurtigruten startet i 2005. Disse data er lagt inn som representative for 2010. I noen områder, spesielt i Oslofjorden, er det bedre dekning med data også for 1990 og 2000. En del av beregningene er gjort på verdier som tildels ikke er representative for året og tildels på et fåtall observasjoner i de tilfeller der bedre data ikke er tilgjengelig.

I Vanddirektivet vil klorofyll a inngå som en parameter for algevekst i frie vannmasser. Til direktivet er det utarbeidet et foreløpig system for tilstandsklassifisering (Veileder 01: 2009). Referanseverdier for klorofyll a er utarbeidet for de viktigste vanntypene langs norskekysten. Disse verdiene er her benyttet som referanseverdier.

#### Planteplankton artssammensetning

Artssammensetningen overvåkes på en stasjon utenfor Arendal i SFTs kystovervåkingsprogram (Moy m.fl. 2002). Langs kysten finnes det spredte data fra enkelte områder, hovedsakelig nær universitetsbyer, men tidsserier mangler i de fleste tilfeller. Hovedproblemet med overvåkingen er at planteplanktonssammensetningen skifter raskt og er svært sesongbetont. Det er derfor påkrevd med hyppig prøvetaking for å kunne overvåke trender, som vil kreve store ressurser.

I kystovervåkingsprogrammet tas det regelmessige prøver (14-daglige) for analyse av artssammensetningen. Prøve fra 5 m tas ut for mikroskop undersøkelser ved Arendal. Biomasse beregnes ved å multiplisere tetthetsverdier med normtall for individvekt gitt som cellekarbon for hvert enkelt art. Fra individvektene kan det så beregnes samlet vekt for hovedgrupper av alger på sesong eller årsbasis. Til naturindeksen ble det benyttet årsmiddelveidier for perioden 1992-2008. En forholdsvis enkel indeks ble utformet ved å beregne andelen

av gruppen kiselalger (diatomeer) av alger samlet. Ved datainnleggingen er tidsutvikling representert ved: prøvetakinger 1992-1997 (tilordnet 1990), prøvetakinger 1998-2004 (2000) og prøvetakinger 2005-2008 (2010). Hvert år ble betraktet som en observasjon og dette ble lagt til grunn for beregning av middelvei og variasjonsmål. Indeksen er lagt inn for kystkommunene i Telemark og Aust-Agder som kan regnes å ha svært like vannmasser. Det er ikke fastsatt referanseverdi for denne indeksen.

Det arbeides med å utvikle indekser for artssammensetning, forholdstall mellom ulike algegrupper og frekvens av algeblomstringer til Vanndirektivet (Veileder 01: 2009). Dette kreves ved gjennomføringen av Vanndirektivet, men foreløpig er utviklingsarbeidet ikke kommet langt nok til å kunne benyttes i naturindeksen. Foreliggende indeks ble lagt inn i naturindeksbasen som en "forløper", selv om den må utelates ved beregning av naturindeksen på grunn av manglende fastsetting av referansetilstand.

### 7.3.2 Planteplankton (hav)

*Forfattere: Gro I. van der Meeren, Lars Johan Naustvold, Frithjof Moy (alle Havforskningsinstituttet)*

Planteplankton og fysiske og kjemiske data er primært samlet inn på ni faste snitt ut fra kysten og på stasjoner langs kysten i regi av Havforskningsinstituttet. I tillegg foreligger det data for planteplankton innsamlet i forbindelse med regionale dekninger (1 gang pr år), innen kortere prosjekter innen spesifikke områder og ved stasjon "MIKE". Beskrivelser av aktiviteter i havområdene foreligger i en rekke rapportert (eks "Lange tidsserier for miljøovervåking og forskning", NFR 2004, Havforskningsinstituttet (2009a; b; c; d; in prep)).

Innen dette arbeidet har man for elementet "planteplankton" benyttet biomasse målet klorofyll a ( $\mu\text{g chl a/l}$ ). Alle data er basert på opparbeidning av vannprøver i henhold til beskrivelser gitt i Holm-Hansen et al (1965) og Jeffery & Humphrey (1975).

Siden 1995 er det samlet inn toktdata på fysisk miljø og plankton fra Økosystemtokt for mai (delvis også for jul/avg, okt-nov) i Norskehavet og Barentshavet. Det er målt på: T, S, Næringssalter, Klorofyll, Planteplankton, Dyreplankton, Fisk (akustisk og trål).

### Valg av data

I første fase av arbeidet er det valgt å fokusere på biomasse målet "klorofyll a" for planteplankton. Utvalgte lokaliteter er valgt ut i første omgang for videre analyser i denne forbindelse. For havområdene er det valgt å fokusere på Skagerrak i første fase (30 nm av land på snittet Torungen-Hirtshals). Andre områder, datasett, inkluderes i oppfølgingen. Data som er inkludert er hentet fra årene 1990 og 2000.

### Referanseverdi for Skagerrak, plankton

Som referanseverdi er verdier fra Skagerrak (20 nm) i perioden 1980-2007 benyttet (jfr Veileder 01:2009)).

Alle data er gitt som mikrogram klorofyll a pr liter ( $\mu\text{g/l}$ ). Tallene er oppgitt er årlig median verdi og 25 og 75 kvartil. Data er fra de øvre 5 meter.

### Forslag til forbedring av plante- og algeindikatorer

#### Implementering av nye metoder for estimering av primærproduksjonen

Klassiske metoder for estimering av primærproduksjon er tidkrevende og omdiskutert og man må i større grad ta i bruk nye alternative metoder for å estimere produksjonen i overvåkningsammenheng. Videre innsamling av støtteparametre, fysiske og kjemiske data, er viktige for å forstå planteplanktonets dynamikk.

Innsamling av kvalitative og kvantitative prøver av planteplanktonet og opparbeidning ved hjelp av lysmikroskop. Videre må det settes av midler og ressurser til for å utvikle gode indikatorer basert på artsdata for planteplanktonet. I forbindelse med implementeringen av VRD har man startet dette arbeidet.

#### Bedre dataserier på absolutt mengde av plankton og artssammensetning

Det er viktig å få bedre dataserier på absolutt mengde av plankton og artssammensetning (relative forhold mellom arter). Dette gjelder både tidsserier fra enkeltstasjoner og snitt og områdedekning ved tokt og fjernmåling. Det er viktig at man forsøker å finne langsiktige, gode løsninger for finansiering og drifting av tidsserier som man mener er nasjonalt viktige i ulike sammenhenger (NFR 2004, rapport).

### 7.3.3 Karplanter

Forfattere: Eivind Oug, Trine Bekkby, Hanne Edvardsen, Markus Lindholm (alle NIVA)

#### Ålegras

Ålegras (*Zostera marina*) finnes på sand- og muderbunn på grunt vann langs det meste av kysten av Norge, men helt i nord er bestandene små og begrensede. I godt beskyttede fjordområder kan det finnes store undervannsenger med tett plantevekst. Ålegrasengene er habitat for en rekke arter og er betraktet som svært produktive og artsrike systemer. Forekomster av ålegras kartlegges under "Nasjonalt program for kartlegging og overvåking av biologisk mangfold" i henhold til DH-håndbok 19 (DN 2007). Kartleggingen er gjennomført i Skagerrak, deler av Oslofjorden og i Trøndelag og pågår i Hordaland og Troms. Under programmet er det gjort forsøk med å predikere forekomster basert på utvikling av modellverktøy. Av eldre data finnes det mye enkeltobservasjoner fra enkelte områder av landet.

Eldre data er av svært variabel kvalitet. Under kartleggingsprogrammet har det vært gjort forsøk på å sammenholde eldre observasjoner med nyere registreringer, men det har i mange tilfeller gitt lite samsvar og vært vanskelig å bruke. Heller ikke prediksjonsmodellene har gitt tilfredsstillende resultater. Ålegrasengene er dynamiske systemer som kan øke eller avta uten at dette kan forklares ut fra inngrep og endringer i naturtilstand. Dette er også problemet for prediksjonsmodellene, som ikke synes å fange opp de faktorene som styrer ålegrasets utbredelse.

I naturindeksen er det her valgt bare å benytte nyere data fra det nasjonale kartleggingsprogrammet. Ved kartleggingen blir alle forekomster arealbestemt og kartfestet, samtidig som de blir gradert i kategoriene svært viktige (A), viktige (B) og lokalt viktige (C). Det er beregnet en indeksverdi for hvert fylke som gjenspeiler andelen av svært viktige (A) og viktige (B) forekomster. Arealet av alle forekomstene summeres mens A og B gis henholdsvis vektene 3 og 2, og summen divideres på totalt areal. Indeksen får verdiområdet fra 1 til 3 hvor 1 angir ingen viktige forekomster og 3 alle forekomster er svært viktige.

På grunn av stor usikkerhet om forekomster i tidligere år og hva som vil være normalt tilstand er det ikke fastsatt referanseverdier for ålegras. Dette innebærer at dataene ikke inngår i naturindeks 2010, men kan inngå ved senere revisjoner av indeksen. Kartleggingen av ålegras er en pågående aktivitet som vil fortsette i nye områder i årene framover. Tilfanget på gode arealdata vil derfor øke. På grunn av dette, og naturtypens viktighet, ble det besluttet å inkludere ålegras på nåværende stadium selv om den må utelates ved beregning av naturindeksen på grunn av manglende fastsetting av referansetilstand.

#### Dvergsivaks

Dvergsivaks (*Eleocharis parvula*) er en liten plante som forekommer på grunt vann i brakkevannsområder. Den finnes spredt langs kysten fra Østfold og nordover til Nordland. I alt er den kjent fra et 20-tall lokaliteter, men den er trolig oversett mange steder og kan være vanligere enn antatt. Siden 2006 er arten funnet på flere nye lokaliteter. Arten er liten og blir lett oversett samtidig som den kan forveksles med nærstående arter. Dvergsivaks er ført på rødlista 2006 (Kålås et al. 2006) med kategorien nær truet (NT). Plasseringen på rødlista er begrunnet i at habitatet er truet ved utbyggingstiltak, arealinngrep i brakkevannsområder og eutrofiering.

Dvergsivaks er gitt indikatorverdi for alle fylker hvor den er påvist. Det ble etablert en egen indeks hvor 1 ble brukt som referanse, definert som "eldste kjente utbredelse av arten", ut fra antagelsen om at redusert utbredelse skyldes menneskelig påvirkning. Ved redusert utbredelse (dvs redusert antall kommuner der arten forekom) ble indikatorverdien redusert tilsvarende. Verdien 0 ble brukt som nedre grense ved totalt fravær i fylket. Innen hvert fylke er samme indikatorverdi tilordnet alle kommuner med sjøstrekning.

Det ble ikke beregnet usikkerhet for datasettet, da det kun er lagt inn empiriske enkeltobservasjoner for konkrete år.

### 7.3.4 Makroalger

Forfattere: Eivind Oug, Tone Kroglund, Are Pedersen, Eli Rinde, Lise Tveiten, Frithjof Moy (alle NIVA)

#### Makroalger fjæra indeks

Det finnes mye data for sammensetningen av algevegetasjon i fjæra og på grunt vann på hardbunn fra norske kystområder. Svært mye er innsamlet gjennom miljøundersøkelser for å karakterisere miljøtilstand eller overvåke endringer over tid. Algevegetasjonen er spesielt følsomme for overkonsentrasjoner av næringssalter (eutrofiering) og organisk belastning. Prøvetakingen er generelt knyttet til faste lokaliteter og gjennomføres med oftest med standardisert metodikk. Det har vært utviklet ulike typer indekser for å karakterisere artssammensetningen, men ingen av disse har funnet generell anvendelse. Til Vanndirektivet er det nå under utarbeidelse indekser for klassifisering av økologisk tilstand basert på algesammensetningen. Foreløpig er systemet utviklet for avgrensede regioner (økoregioner) og vanntyper (moderat beskyttet kyst/fjord) i Norge, men dette vil bli videre utviklet i årene framover (Veileder 01: 2009).

Indeksen for makroalger i fjæra er en multimetrisk indeks som inneholder informasjon om antall arter og forholdet mellom hovedgrupper av alger. Indeksen justeres også mot fysiske forhold i fjæra. Indeksen er utviklet for kystområder på Nord-Vestlandet, men er foreslått å kunne anvendes fra Stad til Polarsirkelen (Veileder 01: 2009).

Til naturindeksen er det benyttet data fra kystområder på strekningen fra Boknfjorden i Rogaland til Hammerfest i Finnmark. Indeksen er derfor benyttet for et større geografisk område enn den så langt er utviklet for. Det er ikke lagt inn data for områder utenfor dette, og heller ikke for indre fjordområder. Data er innsamlet i perioden 1981 til 2007. Det er svært få lokaliteter hvor det er foretatt flere prøvetakinger. Variasjonsmål ble beregnet på basis av kommuner hvor flere nokså like (parallele) lokaliteter ble undersøkt samtidig. Ved innlegging i basen ble indeksverdiene, som egentlig representerer punktmålinger, gjort gjeldende for aktuell kommune og omkringliggende kommuner. Referanseverdien ble satt lik grenseverdien mellom tilstandsklassene "svært god tilstand" og "god tilstand" i Vanndirektivet (Veileder 01: 2009).

#### Algevegetasjon nedre voksegrense

Fastsittende alger (makroalger) finnes så dypt ned i sjøen som det er tilstrekkelig lys for vekst. I norske farvann er det omkring 30 m, men de fleste artene er avhengige av en viss mengde lys og strekker seg ikke så dypt. I områder som utsettes for overkonsentrasjoner av næringssalter (eutrofiering) eller økt partikkeltilførsel fra land, reduseres lysgjennomgangen i vannet og algene kan ikke vokse så dypt som de ellers ville under naturlige betingelser. I vanndirektivet er det under utvikling en indeks basert på nedre voksegrense for utvalgte arter som vil gjenspeile effekter av eutrofi og partikkelpåvirkning. Indeksen er foreløpig utviklet for kystområder i Skagerrak. Datagrunnlaget bygger på historiske data, innsamlet informasjon fra forurensede områder og ekspertvurderinger (Veileder 01: 2009).

Til naturindeksen er det benyttet data fra SFTs kystovervåkingsprogram på strekningen fra Færder til og med Vest-Agder. I kystovervåkingsprogrammet har det vært gjennomført årlig prøvetaking på faste stasjoner siden 1990 (Moy m.fl. 2002). Ved datainnleggingen er tidsutvikling representert ved: prøvetakinger 1990-1994 (tilordnet 1990), prøvetakinger 1995-2004 (2000) og prøvetakinger 2005-2006 (2010). Hvert år ble betraktet som en observasjon og dette ble lagt til grunn for beregning av middelerdi og variasjonsmål. Indeksverdiene, som egentlig representerer punktmålinger, ble gjort gjeldende for aktuell kommune og omkringliggende kommuner. Referanseverdien ble satt lik grenseverdien mellom tilstandsklassene "svært god tilstand" og "god tilstand" i Vanndirektivet (Veileder 01: 2009).

#### Stortare

Stortare (*Laminaria hyperborea*) finnes på bølgeutsatte og strømrike lokaliteter langs hele kysten og kan dominere på hardbunn fra lavvannsnivå til omkring 20 m dyp. Stortaren har en stiv opprett stilk og kan i tette bestander danne undersjøiske "skoger" over store områder. Tareskogen er habitat for en rekke andre arter som vokser på taren og finner skjul mellom tareplantene. Tareskog regnes blant de mest artsrike marine habitater og er samtidig viktige som oppvekstområder for fisk og beiteområder for sjøfugl. I 1970 årene ble store tareskogsområder beitet ned av grønne kråkeboller i de fire nordligste fylkene langs norskekysten. Siden

1990 er det registrert at tareskogen gradvis vokser igjen og at kråkebollene forsvinner i den sørlige delen av nedbeittingsområdet fra Sør-Trøndelag til Brønnøysund. Stortare høstes for alginatproduksjon på strekningen fra Rogaland til Møre og Romsdal. Høstingen følger et fast mønster hvor det går flere år mellom hver gang en bestand høstes.

Forekomster av stortare kartlegges under "Nasjonalt program for kartlegging og overvåking av biologisk mangfold" i henhold til DN-håndbok 19 (DN 2007) og i flere egne prosjekter. Status for kartleggingen er god i Skagerrak, deler av Vestlandet, Trøndelag og i områder av Nord-Norge. Det er også utviklet en habitatmodell for tareskog som har vist seg å gi god prediksjonsverdi. Basert på modellen er det beregnet areal for stortareskog langs hele norskekysten. Modellgrunnlaget er også benyttet til å beregne hvor store arealer som er borte pga kråkebollenes nedbeiting. I tillegg er det beregnet hvor store arealer som ser ut til å være restituert de siste 25 årene. Av eldre data finnes det mye enkeltobservasjoner fra enkelte områder av landet, men svært lite av dette er arealdata.

Til naturindeksen er det lagt inn verdier for beregnet totalt areal med tareskog for alle kystkommuner hvor det forventes å være velutviklet tareskog. Den beregnede verdien er satt til 100 (%) for referansetilstanden. I områder hvor tareskogen er nedbeitet eller der det gjennomføres høsting, er det beregnet hvor stor prosentandel som er tilstede. Dataene som var tilgjengelig er beregnet for årene 1990, 2001 og 2007, som her betraktes som representative for 1990, 2000 og 2010. For 1950, da det ikke var kjent nedbeiting eller høsting, er verdien satt lik referanseverdien (100). Det er ikke foretatt beregninger for kommuner i indre fjordområder hvor forekomstene av stortare er mer usikre.

Kartlegging av tareskog er en pågående aktivitet hvor det i årene framover må kunne forventes økende sikkerhet i arealestimatene. Det foregår også undersøkelser i flere nedbeitede områder for å følge utviklingen i disse.

## Sukkertare

Sukkertare (*Saccharina latissima*) er en vanlig art på grunt vann med lokal beskyttelse langs hele norskekysten. Arten er ført på rødlista 2006 (Kålås et al. 2006) med kategorien sårbar (NT) på grunn av tilbakegang i Sør-Norge i perioden etter 1990. På store deler av Sørlandet og Vestlandet mangler sukkertaren helt i fjorder og skjærgårdsområder hvor den er forventet å være tilstede. I Skagerrak er det anslått en tilbakegang på omkring 80-90 % av bestanden, mens det på Vestlandet regnes med en tilbakegang på 40-50 % av bestanden. Tilbakegangen innebærer et tap i biologisk produksjon og sannsynligvis redusert arts mangfold i de berørte områdene. Arten har vært gjenstand for omfattende undersøkelser i de senere årene i Skagerrak og på Vestlandet. Det er antatt at årsaken til tilbakegangen er høyere sjøtemperaturer om sommeren, eutrofipåvirkning og økt partikkeltilførsel fra land (Moy m.fl. 2008). Bestanden lenger nord antas å være god, men sukkertaren er utsatt for nedbeiting av kråkeboller.

Til naturindeksen er det benyttet data fra undersøkelser. Disse omfatter utvalgte områder på kyststrekningen fra Østfold til Møre og Romsdal og enkelte fjorder. Det foreligger ikke data fra Sør-Trøndelag og nordover og mange indre fjordområder. I naturindeksen er det bare lagt inn data for de områdene hvor det er foretatt undersøkelser. Det ble benyttet en indeks som beskriver sukkertarens tilstand fra god til dårlig på en skala i fem trinn. Bedømmingen er basert på forekomst på 6 m dyp (4 = skogdannende, 3 = vanlig tilstede, 2 = spredt, 1 = sjelden, 0 = fraværende), vurdering av sukkertarens "kondisjon" (frist, begrodd, i oppløsning) og forekomst av annen vegetasjon. Indeksen ble utviklet for undersøkelsene og benyttet ved feltkartleggingen. Ved innlegging i naturindeksen ble det beregnet fylkesmiddelverdier for fylkene fra Telemark til Hordaland basert på alle lokaliteter med undersøkelser, med unntak for indre fjorder i Rogaland og Hordaland. I Østfold, Vestfold, Sogn og Fjordane og Møre og Romsdal ble det laget middelverdier for kommunegrupper nær undersøkelsesområdene. Referanseverdi ble satt til 3,5 som tilsvarer god bestand med stedvis skogdannende forekomster.

## 7.4 Invertebrater

Hovedøkosystem	Indikator	Data fra	Latinsk navn
kyst pelagisk	dyreplankton biomasse	Havforskningsinst.	
kyst pelagisk	maneter	Havforskningsinst.	<i>Scyphozoa</i>
hav pelagisk	dyreplankton biomasse	Havforskningsinst.	
hav pelagisk	krill	Havforskningsinst.	<i>Meganyctiphanes norvegica</i>
kystvann bunn	haneskjell	Havforskningsinst.	<i>Chlamys islandica</i>
kystvann bunn	kamskjell	Havforskningsinst.	<i>Pecten maximus</i>
kystvann bunn	østers	Havforskningsinst.	<i>Ostrea edulis</i>
kystvann bunn	blåskjell	NIVA	<i>Mytilus edulis</i>
kystvann bunn	sandskjell	NIVA/rødliste	<i>Mya arenaria</i>
kystvann bunn	strandkrabbe	Havforskningsinst.	<i>Carcinus maenas</i>
kystvann bunn	hummer	Havforskningsinst.	<i>Homarus gammarus</i>
kystvann bunn	taskekrabbe	Havforskningsinst.	<i>Cancer pagurus</i>
kystvann bunn	brakkvannsreke	NIVA/rødliste	<i>Palaemonetes varians</i>
kystvann bunn	drøbakkråkebolle	NIVA/Hi	<i>Strongylocentrotus droebachiensis</i>
kystvann bunn	bløtbunn artsmangfold fauna	NIVA	
kystvann bunn	bløtbunn toleranseindeks	NIVA	
kystvann bunn	artsmangfold i oksygenfattige fjorder	Havforskningsinst.	
kystvann bunn	korallrev	Havforskningsinst.	<i>Lophelia pertusa</i>
kystvann bunn	svamp	Havforskningsinst.	<i>Spongiformes</i>
havbunn	haneskjell	Havforskningsinst.	<i>Chlamys islandica</i>
havbunn	sjøkreps	Havforskningsinst.	<i>Nephrops norvegicus</i>
havbunn	dypvannsreke	Havforskningsinst.	<i>Pandalus borealis</i>
havbunn	bløtbunn artsmangfold fauna	NIVA	
havbunn	korallrev	Havforskningsinst.	<i>Lophelia pertusa</i>
havbunn	svamp	Havforskningsinst.	<i>Spongiformes</i>

### 7.4.1 Dyreplankton

Forfattere: Gro I. van der Meeren, Tone Falkenhaus, Webjørn Melle, Tor Knutsen, Elena Eriksen (alle Havforskningsinstituttet)

#### Datainnsamling

Dyreplankton blir i tillegg til de måleseriene som er listet opp under planteplanktondelen over, overvåket langs faste snitt i Nordsjøen og i Skagerrak ved Orknøyene-Utsira, Hanstholm-Aberdeen og Torungen-Hirtshals 4-12 ganger i året, og ved 1 regional dekning i året. Denne overvåkingen ble initiert i 2005 og genererer data på biomasse og artssammensetting av dyreplankton. Endringer i slike parametre kan brukes som indikatorer på endringer i miljø. For eksempel benyttes mengdeforholdet mellom den boreale arten *C. finmarchicus* og den tempererte arten *C. helgolandicus* som en indikator på klimatologiske endringer.

Dessuten er dataseriene fra CPR fra Sir Allister Hardy Foundation of Ocean Science (SAHFOS) det eneste standardiserte innsamlingsprogrammet som dekker Nordsjøen over lang tid. Det eldste av disse snittene startet opp i 1931. Disse dataene er derfor viktige som et bidrag for å avdekke klimatologiske langtidsvariasjoner i plankton i Nordsjøen. Dataene er hovedsakelig zooplanktondata, men i de senere år har man også identifisert farge (som mål på klorofyll) samt algegrupper fra CPR. SAHFOS har i dag 6 månedlige snitt i Nordsjøen/ Skagerrak. Dataene er tilgjengelig for HI ved at man bidrar med finansiering.

Fiskeegg og – larver blir overvåket årlig MIK-survey inkorporert i det internasjonale IBTS-toktet som foregår 2 ganger i året. Dessuten har vi en tidsserie på fordeling av makrellegg i Nordsjøen siden 1968, og er nå ivaretatt gjennom en internasjonal innsats. Det er under utvikling en ny serie av prosess-studier



på larvedynamikk som ser på fiskeegg og -larve som predator-bytteforhold. Dessuten er det under utvikling en tidsserie som ser på utbredelse av og posisjoner for torskens gytefelt i Nordsjøen.

### Kyst pelagisk

#### Dyreplankton-biomasse

Dette er vist som g/m<sup>2</sup> havoverflate tørrvekt.

Langs Skagerrakkysten er dataene hentet fra målestasjon ved Arendal og ekstrapolert for hele Skagerrakkystregionen. Det er nyttet tørrvekt av dyreplankton, som snitt av 10 år (1990-2000) ref. verdi, ingen data for 1950 (-1), 5-årssnitt for 1990 og 2000-verdiene (1888-1992 og 1998-2002) og fireårssnitt for 2010 (2005-2008). Dataene er fra Arendal stasjon 2, så usikkerheten er satt videre enn 25 % percentil for fylkene utenom Aust-Agder.

For Nordsjøkysten og Barentshavkysten var ikke dataene klare i en form som egnet seg i databasen mens det for Norskehavskysten er ekstrapolerte Måløysnittdata for kystvann som er nyttet for alle kommunene unntatt innerst i fjordene

### Maneter

Det er bare brennmanet data som er lagt inn i databasen. Referanseverdi er satt som gjennomsnitt per dag for perioden juni-august for 10 år, 1992-2001. Det ansees som negativt om tettheten av maneter går over denne referansen. Det er ingen data for 1950. De registrerte datasettene er for 1990, gjennomsnitt per dag fra daglige tellinger i Flødevigen forskningsstasjon i juni-august 1992, for 2000 er det gjennomsnitt per dag for samme periode og 2010 er basert på gjennomsnitt per dag for 2009. På grunn av voldsomme variasjoner mellom årene er usikkerheten her satt svært høyt. Avrundete data er ekstrapolert for hele Skagerrakregionen, med en svært høy usikkerhet. Tilsvarende data finnes ikke fra andre regioner i landet.



Raudåte (*Calanus finmarchicus*). Foto: Dag Altin

## Hav pelagisk

### Dyreplankton-biomasse

Dette er vist som g/m<sup>2</sup> havoverflate tørrvekt.

I Barentshavet er dataene snitt av 10 år (1990-2000 ref.verdi), ingen data for 1950 (-1), 5 årssnitt for 1990 og 2000 verdiene (1988-1992 og 1998-2002) og fireårssnitt for 2010 (2005-2008). Snittverdien for 10 år fra 1990-2000 er benyttet som referanseverdi. Målingene er hentet fra Bjørnøyasnittet.

I Norskehavet er dyreplanktonbiomasse målt i atlantisk vann. Referansen er satt som 10-årssnittet fra 1995 (start målingene) til 2004. Verdien for 1990 er basert på snittet av 1995-1996, 2000 fra 5-årssnittet av 1998-2002 og 2010 basert på snittet fra 2004-2006. Målingene er hentet fra Svinøysnittet.

For Hav er en stasjon sentralt i Torungen-Hirtshals-snittet benyttet for Skagerrak og lagt inn på samme måte som for kyststasjonen.

### Krill

Krilldataene fra toktundersøkelser i Barentshavet er for tiden under kvalitetssikring og det jobbes med en modell for å beregne biomasse. Dette arbeidet er ikke klart enda, men basert på innsikt i dataene er relative forholdstall satt inn, med 25 % percentil. Referansenivå er satt skjønsmessig av ekspert.

## 7.4.2 Bunndyr og bunndyrsamfunn

*Forfattere: Gro I. van der Meeren, Eivind Oug, Lis Lindahl Jørgensen, Jan Helge Fosså, Raymond Bannister, Lene Buhl Mortensen, Pål Buhl Mortensen, Jan Sundet, Øivind Strand, Guldborg Søvik, Anders Jelmert, Jan Helge Knutsen, Jakob Gjøsæter, Svein Erik Enersen og Anke Weber Smit*

### Datainnsamling

Data for bunnfauna er hentet fra igangværende programmer og en rekke enkeltstående undersøkelser. I åpent hav har det siden midten av 80-tallet vært gjennomført løpende overvåking av bløtbunnsfuna på faste lokaliteter som ledd i miljøprogrammene for norsk oljevirkosomhet. I Nordsjøen har det vært gjennomført flere internasjonale prøvetakingsprogrammer organisert gjennom ICES og EU. Artsmangfold og -tetthet er koblet til bunntype, men ser også ut til å påvirkes av klimaendring, (ICES 2000). Internasjonalt samarbeid over lang tid gjennom ICES og MAFCON har vist at overvåking av store områder gir verdifull informasjon som underbygger regionale, spesifikke forsknings- og overvåkingsprogram.

MAREANO kartlegger nå bunnen av den sørvestlige sokkelen av Barentshavet og det nordlige Norskehavet, og det er planlagt at dette programmet fortsetter med dette. Det finnes andre programmer (Bifangst) som har analysert bunnfauna i hele Barentshavet i samarbeid med russiske forskere.

I kystsonen gjennomføres overvåking av bunnfauna i stor grad i forbindelse med tiltak mot lokale forurenninger og i forbindelse med utredningsarbeid. I tillegg er flere enkeltarter av kommersiell eller spesiell økologisk betydning gjenstand for egne overvåkingsprogrammer. Eksempler på slike er stortare og sukkertare som har vist kraftig nedgang henholdsvis i Nord-Norge og i Skagerrak. Kartlegging av marine naturtyper foregår i utvalgte områder av landet gjennom "Nasjonalt program for kartlegging og overvåking av biologisk mangfold". Dette programmet gir informasjon både om arealer for viktige naturtyper og utvikling av bestander for utvalgte arter.

Informasjonen er delvis hentet fra interne databaser, Oljeindustriens miljøovervåkingsdatabase (MOD), Norsk Marint Datasenter og fra Havforskningsinstituttet (2009a;b;c;d; in prep).

## Kyst bunn

### Muslinger

#### Haneskjell

Dataene fra kystbestander er fra et mindre skjellfelt som overvåkes systematisk. De gitte registreringene er tatt i 1991 (for 1990) og 2000, på 4 (1991) og 5 (2000, 2007) stasjoner i Troms. Denne måleenheten gir et inntrykk av rekrutteringen i bestanden. Referanseverdien er forsøksvis satt, da det ikke er noen etablert verdi å finne. Den viser til andel reproduktive skjell i skjellfeltet. Det er i Porsanger, Finnmark, data fra kun et års sampling, 2002 fra denne kommunen. Prosentvis skjell med skallhøyde < 65 med mer.

#### Kamskjell

Relative forholdstall er benyttet (1-4). Referansenivået er satt av ekspert på grunnlag av miljøforhold og lang erfaring. Det er ingen systematisk overvåking av kamskjell langs kysten og observasjonene er derfor spredte, til tross for forekomster langs hele Nordsjø- og sørlige delen av Norskehavskysten.

I Rogaland er det data fra Finnøy, med visuelle observasjoner på lokal stasjon. Observasjoner fra tokt. Grunnet temperaturstigning er bestanden god og i vekst. Usikkerheten er satt til 25 %.

Ved Sogndal, Sogn og Fjordane og Sund, Hordaland, er det også dykkerobservasjoner av kamskjell, basert på ekspert og kjentfolk observasjon. Bestanden er i vekst pga økt temperatur. Usikkerheten er lav og satt til 25 %.

Ved Hitra, Frøya, Bjugn, Åfjord, Ørlandet, Roan og Osen, Sør-Trøndelag er det etablert kamskjellnæring og obserbasjoner rundt denne som ligger til grunn. Kamskjellhøsting har utviklet seg til en viktig lokalnæring i Sør-Trøndelag. Usikkerheten i bestandsutviklingen er satt relativ høy, siden det er usikkert hvordan høsting og økt temperatur påvirker bestanden.

#### Østers

Østers finnes på få og spredte lokaliteter. Bestanden er for tiden i vekst på grunn av høyere sjøtemperatur. Usikkerheten er satt til 25 %. den har gjennom tidligere varmeperioder vært i tilsvarende god i utvikling eller bedre, så referanseverdien er satt høyt. Observasjonene er hentet fra Tvedestrand, Aust-Agder, Kvitsøy, Rogaland, Lindås, Radøy, Tysnes og Austevoll i Hordaland. Det er benyttet relative forholdstall (1-4). Referansen er satt på skjønn og historisk utvikling.

#### Blåskjell

Blåskjell (*Mytilus edulis*) er en svært vanlig art på hardbunn langs hele kysten. Arten har vært gjenstand for en rekke undersøkelser og brukes rutinemessig ved overvåking av miljøgifter i kyst- og fjordområder som indikator for opptak av miljøgifter i organismer. I tillegg undersøkes blåskjell i rutineprogrammer for overvåking av giftige alger. I den foreliggende behandlingen til naturindeksen benyttes data fra JAMP-overvåkingen av miljøgifter i sjøområder under det nord-Atlantiske OSPAR-programmet som i Norge gjennomføres av SFT (mer informasjon finnes hos Green m. fl. 2005).

Indikatoren er beregnet på basis av data fra omkring 40 faste observasjonslokaliteter fordelt langs hele kysten. På hver lokalitet tas årlig en prøve av blåskjell til måling av miljøgifter. Prøven tas som en blandprøve av mange skjell som fordeles i størrelsesklasser. For skjellene registreres antall individer i prøven, samlet tørrvekt av bløtdeler, samlet skallvekt og middellengde. Prøvetakingen har vært gjennomført årlig siden 1983, men ikke alle lokaliteter har vært samlet i alle år. Det er også en del mangler i eldre datasett hvor en eller flere parametre ikke har vært registrert.

Den foreliggende indikatoren ble beregnet som et gjennomsnitt av forholdet tørrvekt/lengde for hver lokalitet. Dette kan betraktes som et mål for kondisjon. Ved beregningene ble tidsseriene inndelt i tre perioder og fordelt ved: registreringer for 1994 (tilordnet 1990), registreringer 1994-2004 (2000) og registreringer 2005-2008 (2010). Bare gode tidsserier (komplette data) ble benyttet. Ved innlegging i basen ble indeksverdiene, som egentlig representerer punktmålinger, gjort gjeldende for aktuell kommune og omkringliggende kommuner. Som referanse ble det fastsatt en verdi for kyst og en for indre fjord. I begge tilfeller ble denne satt lik medianverdien for lokaliteter uten kjent menneskelig påvirkning, dvs områder som kan forutsettes å ha høy økologisk status. I første omgang ble det beregnet medianverdier for landet delt i fem regioner, men disse ble nesten identiske og samme verdi ble derfor benyttet for hele landet både for kyst og indre fjord.

Indikatorverdien forventes å øke i verdi ved økt næringstilgang. Dette vil inntreffe ved eutrofiering eller høye organiske tilførsler, men er også naturlig betinget. Referanseverdien for indre fjord er høyere enn for kyst, og gjenspeiler ved dette større naturlige tilførsler av næringssalter fra landområder omkring. Det er ikke kjent i hvilken grad andre miljøforhold kan influere på indikatorverdiene. Teoretisk vil svært lave indikatorverdier (lav kondisjon) også kunne representere dårlig tilstand. I så fall vil en optimumsmodell kunne være gunstig for indikatoren.

#### Sandskjell

Sandskjell (*Mya arenaria*) er en vanlig art på strandflater og grunt vann med sandblandet mudder langs hele norskekysten. Arten er ført på rødlista 2006 (Kålås et al. 2006) med kategorien sårbar (VU). Plasseringen på rødlista er begrunnet i at arten er observert å være i tilbakegang i Sør-Norge, spesielt på Skagerrak-kysten. Muligens er dette som følge av konkurranse fra amerikansk knivskjell (*Ensis directus*) som er en fremmed art, men det er lite datagrunnlag til støtte for dette (Sneli, pers med). De generelle observasjonene er her lagt til grunn i naturindeksen.

Indikatoren er fastsatt for hvert fylke som ekspertvurdering etter skjønn. Indikatoren er en prosentatsats av normal bestand (referansetilstand = 100 %). For alle fylkene fra Hordaland og nordover er det ikke antatt noen nedgang. For Rogaland er det ikke antatt nedgang nord for Boknfjorden, mens det lenger sør-over langs kysten av Jæren er antatt en nedgang på

10 % i 1990 og 20 % i 2010. For Vest-Agder er det antatt en nedgang på 5 % i 1990 økende til 25-30 % i 2010, mens det for Aust-Agder og videre østover er antatt en nedgang på 5 % i 1990 økende til 40 % i 2010. I indre Oslofjord (Akershus) er det satt sterkere nedgang i 1990 på grunn av nedbygging av strandflater. Variasjonsmål er fastsatt ved 5-10 % fratrukk eller tillegg til indikatorverdiene.

Alle estimatene er svært grove. Siden arten er ført på rødlista blant truede arter (kategori VU) er det mulig at den vil bli gjenstand for mer systematisk overvåking framover. Arten inngår i dag ikke i noen faste programmer for overvåking.

### **Krepsdyr**

#### *Strandkrabbe*

For strandkrabbe i Skagerrakregionen, sammen med hummer og taskekrabbe på Nordsjø- og Norskehavskysten er antall eksemplarer pr trekk brukt som indikatorverdi.

#### *Hummer*

Fangst per teine er valgt fordi dette målet er uavhengig av marked og uregistrert omsetning. Den er angitt som ekstrapolert for fylkene ved Skagerrakregionen og Nordsjøkysten og Norskehavskysten til og med Møre og Romsdal. For Nordland er det tatt med publiserte data fra utvalgte kommuner.

Usikkerhet i at ulike teinetyper nyttes. Snittet er tatt fra årlige målinger for fangst per teine hos faste fiskere og fiskeplasser i Skagerrakregionen. Samme verdi er satt for alle kystkommuner rundt Skagerrak. Referanseverdien er satt lik det nasjonale målet som er vedtatt som mål for gjenoppbygging av hummerbestanden.

#### *Taskekrabbe*

Dette er en måleserie fra Norskehavskysten som startet 2001. Fangstene har i følge fiskerne vært stabile over mange tiår, før det ble fangststopp i ca 10 år på grunn av økonomiske forhold rundt fiskeriet. Verdien 2001 ble derfor satt som referanse. For 2008-verdiene (de siste registrerte) er datasettene for Sør-Trøndelag og Nordmøre satt likt.

Det er ingen bestandsestimering for deler av Nordland, men snittall mellom de registrerte fangstdagbøkene er nyttet som grunnlag. Usikkerheten er satt til 50 % siden dette er usikre tall.

Dette er en måleserie for Boknafjordområdet som startet i 2002. Verdien 2001 settes som referanse. Variasjonen mellom 2002-03 og 2008 er det sann-

synligvis grunnet i at det de første årene ble benyttet en annen type teine. Ellers på Nordsjøkysten er der ingen bestandsestimering, men krabbetettheten er antatt lik Rogaland.

#### *Brakkvannsreke*

Brakkvannsreke (*Palaemonetes varians*) finnes i kystnære innsjøer med brakkvann på strekningen fra Østfold til Vest-Agder. Arten er ført på rødlista 2006 (Kålås et al. 2006) med kategorien nær truet (NT). Forekomster av brakkvannsreka ble registrert ved en systematisk kartlegging i 1999-2002 (Dolmen m.fl. 2004). Ved denne kartlegging ble ett større antall mulige lokaliteter (brakkvannsinnsjøer) besøkt og forekomster registrert. Disse data er her lagt til grunn i naturindeksen.

Indikatoren er beregnet for hvert fylke som et forholdstall (frekvens) mellom antall forekomster i fylket og antall undersøkte lokaliteter. Antall forekomster er beregnet ved å ta påviste forekomster og pluss på et tillegg for antatt ikke oppdagete forekomster, som er satt til en av tre. Variasjonen er beregnet ved å sette antall ikke oppdagete forekomster til henholdsvis en av fire (25 % persentil) og en av to (75 % persentil). Referanseverdier er beregnet for to områder (strekningen Østfold til Vestfold; strekningen Telemark til Vest-Agder). Referanseverdien er beregnet på basis av antall forekomster, antatte forekomster og undersøkte lokaliteter i hvert område. I tillegg er det gitt et estimat for hvor mange lokaliteter som er påvirket i en slik grad at arten ikke lenger kan finnes. Dette er satt til 30 % for Øf-Vf og 20 % for Te-VA. Dette er nokså grove antakelser.

Det er lite nyere data for brakkvannsreke, men det foregår stadig habitatinngrep i brakkvannssjøer, dels ved åpning av innløp for å bedre adgangen til sjø, dels ved avstengning av innløp for å gjøre om sjøene til rent ferskvann, og dels ved utbygginger i strandsonen. En tilbakegang for arten i norske områder er derfor sannsynlig. Enkelte kommuner har data for inngrep og utbygginger i brakkvannssjøer, men det foreligger ikke samlede oversikter for dette. Estimaten for utviklingen av habitatet er derfor svært grove.

#### *Dypvannsreke*

Reke finnes langs hele norskekysten og inne i fjorder. Disse rekene er per i dag lite utnyttet og det finnes ikke noen bestandsindeks. Likevel er de en viktig art også for kyst, da sørlig i de dypere fjordene.

### Sjøkreps

Sjøkreps finnes utbredt langs mesteparten av nordskekysten, også inne i fjordene, men det er ingen systematisk registrering av bestanden. Disse bestandene blir derfor ikke vist i databasen.

### Pigghuder

#### Drøbakkråkebolle

Drøbakkråkebollen (*Strongylocentrotus droebachiensis*) er den viktigste arten som nedbeiter tareskogen fra nordvestlandet og nordover. De nedbeitede områdene er preget av rent fjell uten annen vegetasjon eller fastsittende organismer. Nedbeiting i stor skala ble først observert etter 1970 i midt-Norge. I Nord-Norge er nå store områder nedbeitet. Fenomenet med nedbeiting synes å variere over tid, og i Møre og Romsdal og Trøndelag har tareskogen reetablert seg i områder som tidligere var nedbeitet. Årsakene til nedbeiting og eventuell reetablering av tareskog er utilstrekkelig forstått. Økologisk har man tolket dette som et skifte mellom to økosystemtilstander på hardbunn, men årsaksforholdene bak og grunnlaget for et skifte fra den ene til den andre tilstanden er mangelfullt forstått (Norderhaug & Christie, ms). Drøbakkråkebollen finnes også i Sør-Norge, men synes der å være begrenset til indre fjordområder med kaldt bunnvann.

I forbindelse med modellberegninger for tareskog er det også beregnet hvor store arealer som er nedbeitet og hvor store arealer som er restituert etter nedbeiting (se stortare ovenfor). Til naturindeksen er disse beregningene kombinert med observasjoner av tetthet av kråkeboller i nedbeitede områder. Data for tetthet (ind/m<sup>2</sup>; 5 m dyp) finnes fra midt-Norge (Trøndelag – Nordland; 1980-1995) og fra Porsangen (2005) (Sivertsen 1982, Hagen 1983, Christie egne obs). Indeksen er beregnet med verdi for hver enkelt kommune, men i praksis blir det samme verdi for mange kommuner over større områder. Verdiene er beregnet for 1990, 2000 og 2010. For 1950 er det lagt inn samme verdi som referanse, i og med at dette var før nedbeiting ble observert i de aktuelle områdene. Det foreligger ikke data og er heller ikke lagt inn verdier for fylkene fra Sogn og Fjordane og sørover.

Referanseverdi for drøbakkråke er satt etter skjønn til en svært lav verdi. I normalt utviklet tareskog er arten ikke vanlig og observeres sjelden. Det forutsettes at den kan være vanligere i andre habitater slik at en gjennomsnittsverdi satt til null (fravær) ikke vurderes som realistisk.



Sjøkreps (*Nephrops norvegicus*). Foto: Erling Svendsen

## Samfunn

### *Bløtbunn artsmangfold fauna*

Det finnes store mengder data for organisme-samfunn på bløtbunn både fra kyst og havområder i norske farvann. De fleste data omfatter såkalt infauna (generelt gravende arter) som kan innsamles kvantitativt med bunngrabb eller liknende redskap. Prøvetakingen er generelt knyttet til faste lokaliteter og gjennomføres med standardisert metodikk. Svært mange undersøkelser er foretatt i forurensede områder med sikte på å karakterisere miljøtilstand og overvåke endringer over tid. I Skagerrak og på norsk sokkel gjennomføres langtidsovervåking med fast årlig eller treårlig innsamling. Siden 1990-tallet har det foreligget et system med miljøkvalitetskriterier som har vært benyttet til å vurdere miljøtilstand på bakgrunn av diversitetsindekser for organisme-samfunnet (Molvær m.fl. 1997). Bløtbunnsfauna vil inngå som overvåkingsparameter i Vanndirektivet. Metodikk og diversitetsindekser er under videre utvikling til Vanndirektivet gjennom internasjonalt standardiseringsarbeid, men et foreløpig klassifikasjonssystem for Norge er utarbeidet (Veileder 01: 2009).

Artsmangfold på bløtbunn er i naturindeksen representert ved Shannon-Wiener H' indeksen. Dette er en klassisk indeks med bred anvendelse innen økologi. Indeksen regnes å være uavhengig av artsidentiteter og kan derfor brukes til sammenligning over områder med ulike organismsamfunn. Indeksen beregnes rutinemessig ved all prøvetaking på bløtbunn hvor alle innsamlede arter opparbeides. I naturindeksen er data fra kyst hentet fra generelle miljøundersøkelser og fra SFTs kystovervåkingsprogram i Skagerrak. Ved utvelgelse er det stilt krav om minst tre innsamlinger på samme lokalitet i perioden 1990-2005, samt at tungt forurensede lokaliteter er unngått. Tidsutvikling er fordelt ved: prøvetakinger 1980-1995 (tilordnet 1990), prøvetakinger 1996-2005 (2000) og prøvetakinger 2006-2009 (2010). I basen ble indeksverdiene, som representerer punktmålinger og i stor grad gjenspeiler lokale trender, bare lagt inn for aktuell kommune. Med unntak for Sør-Trøndelag er det data fra alle kystfylker. Som referanse er verdien for referanse i Vanndirektivet benyttet (Veileder 01: 2009).

### *Bløtbunn toleranseindeks fauna*

Toleranseindeks for bløtbunn gir et mål for i hvilken grad artene som er tilstede i et undersøkelsesområde er ømfintlige eller tolerante overfor forurensninger. Det er utviklet flere typer indekser for dette, som

alle har det til felles at de bygger på kunnskap om artenes responser overfor påvirkninger. I denne sammenheng er det valgt å bruke indeksen NQ11 som utvikles til vanndirektivet. Denne indeksen er et multimetrisk mål som omfatter flere komponenter hvor et mål for ømfintlighet/toleranse er en av komponentene. En annen komponent er Shannon-Wiener H' indeksen. Dette medfører at toleranseindeksen ikke er helt uavhengig av indeksen for artsmangfold, men den ble valgt fordi NQ11 er forutsatt å bli det viktigste grunnlaget for klassifisering av bløtbunnsfauna i Vanndirektivet (Veileder 01: 2009).

Toleranseindeksen er beregnet parallelt med artsmangfoldet (Shannon-Wiener H') og på de samme data. Som referanse er verdien for referanse i Vanndirektivet benyttet (Veileder 01: 2009). Indeksen er bare beregnet for natursystem kyst.

### *Artsmangfold i oksygenfattige fjorder*

Antall arter per sledetrek er benyttet for å representere biodiversiteten i fjorder med lavt oksygeninnhold (Buhl-Mortensen et al. 2009). Data er hentet fra et prosjekt gjennomført i fjorder på Skagerrak-kysten hvor forekomst og artsmangfold i ulike organismegrupper ved og på bunnen ble relatert til oksygennivå. I naturindeksen er det benyttet antall arter av svømmende krepsdyr ved bunnen. For å unngå indeksering av indekser, så er antall arter benyttet heller enn Shannon-Wiener H' indeksen som ble benyttet i den publiserte analysen. Referanseverdien er satt lavt, og økte verdier for indeksen angir utskifting av vann og bedre oksygentilstand. I fjordene har det over flere år vært en gradvis økning i oksygenforbruket som relateres til langtransporterte næringssalter og tilførsler av organisk materiale. Denne tendensen vil over tid føre til dårligere oksygentilstand og redusert biologisk mangfold i dypvannet i fjordene.

### *Korallrev*

Basert på data samlet inn i en 12 års periode langs kysten (se også Hav bunn). Tilstedeværelse av dokumenterte korallrev lagt inn som -1. Det er stor forskjell på hvor god dokumentasjon og hvor mange korallrev som skjuler seg bak hver registrering og ofte mangler detaljert, kvantitativ informasjon om utstrekning og tilstand på revene. (Basert på Fosså 2009).

### *Svampesamfunn*

På kysten er bare en innsamling fra en lokalitet lagt inn. Data hentet fra Klitgaard & Tendal (2004), fra innsamling vest av Karmøy på 160 m dyp. Bare store

og robuste svamper kunne identifiseres. Referansenivået er satt noe lavere enn dataene på denne lokaliteten tilsier, på bakgrunn av at svampesamfunn opptrer flekkvis på egnet bunn, der innsamlingen per hal varierer så mye at over et større areal må en anta at såpass mye svamp per hal tilsier en rik lokalitet.

## Hav bunn

### Haneskjell

Det er ikke opparbeidet systematiske data fra havbunnen i Barentshavet, så arten kan bare registreres som relative forholdstall. Det finnes en god del materiale som kan opparbeides. Den ble imidlertid sterkt beskattet på 1980-tallet, og har vist en svært sein gjenvekst. Referanseverdien er satt på skjønn, men med erfaring fra relativt urørte skjellfelt.

### Sjøkreps

Sjøkreps i henholdsvis Skagerrak og Norskerennen vest for Lindesnes regnes som to bestander. For Skagerrak er det nyttet svenske fiskeridata (Landings per Unit Effort, LPUE) og for Norskerennen danske fiskeridata (LPUE), rapportert til ICES. Ingen data for 1950 eksisterer, men fiskeriet var mindre intenst den gangen og bestanden antas å ha vært i god stand. Usikkerheten er satt som stor, ved å sette inn fiktive data som spenner fra 50 % under referanseverdien til 50 % over. Det er derfor satt likt med referanseverdien. Referanseverdien er satt til 10-årsnittet for 1997-2007. Fangster av sjøkreps på reketokt i Skagerrak/Norskerennen er for sporadiske og små til å kunne gi grunnlag for en bestandsindeks. Fra dansk og svensk hold arbeides det med å opprette videoundersøkelser og telling av sjøkrepshuler på bunn som et direkte bestandsestimat. Disse undersøkelsene er så langt bare gjennomført i nordlige deler av Kattegat, men det er ønskelig å utvide dem til også å omfatte Skagerrak. Dette arbeidet bør Norge delta i.

### Dypvannsreke

Reke i Skagerrak og Norskerennen vest for Lindesnes regnes som én bestand. For denne bestanden er det brukt danske fiskeridata (LPUE), rapportert til ICES, siden disse per dags dato utgjør den lengste sammenhengende tidsserien. Ingen data for 1950 eksisterer. Usikkerheten er satt som stor, ved å sette inn fiktive data som spenner fra 40 % under referanseverdien til 40 % over. Det er derfor satt likt med referanseverdien. Referanseverdien er satt til 10-årsnittet for 1997-2007. Norske toktdata finnes tilbake til 1984, men består av tre avbrutte tidsserier på forskjellige tidspunkt av året. Den nyeste serien fra 1. kvartal (2006-2009) er for kort

til å kunne nyttes for å måle trender per i dag. Denne serien viser en nedgang i 2008-2009, som ikke vises i LPUE-serien.

I Barentshavet er rekeovervåking gjennomført siden 1988. Referanseverdien er satt fra 10-årsnittet for 1990-1999. Verdiene for 1990, 2000 og 2010 er beregnet fra gjennomsnittet av 1988-1992 (1990, 1989-2002 (2000) og 1995-1997 (2010)

Data basert på de relative forholdene i havrekefisket i nærliggende havområder. Usikkerheten er økt til 33 %.

## Samfunn

### Artsmangfold fauna

Artsmangfold på bløtbunn er representert ved samme indikator (Shannon-Wiener H' indeksen) som for kystsonen. Data for havområdene er hentet fra oljeselskapenes database for miljøovervåking (MOD) som dekker Nordsjøen, Norskehavet og Barentshavet. Til naturindeksen er bare data fra lokaliteter uten lokal påvirkning benyttet. For Nordsjøen og Norskehavet omfatter dette såkalte regionale stasjoner og feltspesifikke referansestasjoner som ligger minst 10 km fra nærmeste oljeinstallasjon. For Barentshavet er det i tillegg benyttet data fra forundersøkelser på oljefelt. For Skagerrak er det hentet data de to dypeste stasjonene i SFTs kystovervåkingsprogram A36 og B35 (360 m, 350 m; Moy m.fl. 2002). Tidsutvikling er fordelt ved: prøvetakinger 1990-1997 (tilordnet 1990), prøvetakinger 1998-2004 (2000) og prøvetakinger 2005-2008 (2010). For hvert havområde ble det beregnet gjennomsnittsverdi over alle stasjoner innen aktuelt havområde. Som referanse er verdien for referanse i Vanddirektivet benyttet (Veileder 01: 2009). Det er ikke fastsatt egen referanseverdi for havområder.

### Korallrev

Basert på data samlet inn i en 12 års periode i Barentshavet, Norskehavet, Nordsjøen (se også Kyst bunn). Tilstedeværelse av dokumenterte korallrev lagt inn som -1. Det er stor forskjell på hvor god dokumentasjon og hvor mange korallrev som skjuler seg bak hver registrering og ofte mangler detaljert, kvantitativ informasjon om utstrekning og tilstand på revene. (Basert på Fosså 2009).

### Svampesamfunn

For havbunnen er ingen kvantitative data tilgjengelige. Registrerte svampesamfunn i hav relateres til Klitgaard & Tendal (2004). Tråling vil ødelegge svampesamfunnene, og det antas at dette har redusert bestanden noe men ikke dramatisk.

### 7.4.3 Forslag til forbedring av invertebratindikatorer

Tradisjonelt har havovervåking fokusert på de kommersielle fiskeartene. I henhold til Havressursloven og etablering av helhetlige forvaltningsplaner for norske havområder er det et økende behov for også å utvikle overvåking av plankton og invertebrate fødeorganismer for fisk, sjøpattedyr og sjøfugl. På samme måte som for ikke-kommersielle fiskearter, er det begrenset med tilgjengelige data på invertebrater. Noe materiale er lagret, men ikke opparbeidet. Noe er punchet, men ikke standardisert. For noen er det problemer med artsidentifisering og datamaterialet er derfor ikke pålitelig. Det er behov for en større gjennomgang av hva som finnes, i hvilken form det finnes, hva som samles inn i dag og en evaluering av hva som bør kunne samles inn.

#### Dyreplankton

Innenfor tidsrammen av forvaltningsplanen kan utviklingen av et planktonfiske være aktuelt. Det er noe forskningsaktivitet på dette feltet i dag, men det er stort behov for mer kunnskap både innen økologi og fangstteknologi. I dag påvirker fiskeriene planktonmengden i havet først og fremst ved å utnytte planktonspisende fisk, i Norskehavet hovedsakelig de store bestandene av sild, kolmule og makrell som beiter nesten utelukkende på dyreplankton. Et eventuelt omfattende fiske av plankton i fremtiden reiser en rekke problemstillinger av ressursbiologisk og forvaltningsmessig betydning. Hovedutfordringen vil være å kunne drive planktonfiske uten at dette medfører reduksjon i bestandene av planktonspisende fisk. Dette gjelder både direkte effekter som bifangst av fiskeegg og larver og indirekte via redusert mattilbud. Et omfattende fiske vil således forde mer kunnskap og stor forsiktighet i utøvelsen av fisket.

#### Bedre dataserier på absolutt mengde av plankton og artssammensetning

Som for planteplankton, er det viktig å få bedre dataserier på absolutt mengde av plankton og artssammensetning (relative forhold mellom arter). Dette gjelder både tidsserier fra enkeltstasjoner og snitt og områdedekning ved tokt og fjernmåling. I Nordsjøen har det britiske SAHFOS i mange år vært ansvarlig for omfattende planktonmålinger fra kommersielle fartøyer ved "Continuous plankton recorder (CPR)". Dette har i Norskehavet vært mer sporadisk. Viktig å få etablert og deretter opprettholde en eller flere CPR-ruter i Norskehavet.

#### Artsrelaterte forbedringer

Det kan utvikles datasett som egner seg for utnytte data på kopepoder, manetbiomasse i havet og blekksprut (*Gonatus*) i dyphavet. Det finnes også tellinger av glassmanet på kyst, tilsvarende den serien som er lagt inn for brennmanet på kyst. Dette er viktige næringsorgansimer for intermedieære predatorer. Det vil være behov for å utvikle mer kunnskap om arter og artsfordeling, tetthet og økologisk forståelse. Det er en rekke kopepodarter som er aktuelle indikatorer, ikke bare de store artene som *Calanus finnmarchicus*, *C. helgolandicus* og *C. glacialis*, men også små, sørligere arter som *Pseudocalanus* sp. og *Temora* sp.. Det ble forsøkt innlegging av *C. finnmarchicus* og *C. helgolandicus*, men siden dataene opprinnelig er analysert med tanke på måling av klimaendringer på en kortere skala enn Naturindeksbasen åpner for, ble det avgjort at datasettene ikke var egnet som de foreligger nå. Det vil være behov for å ha en grundig diskusjon om hva slags observasjoner på hvilke arter som er aktuelle for innlegging i naturindeksen i fremtiden.

Det bør diskuteres om og eventuelt hvordan Naturindeksen kan justeres for å ta hensyn til marine invertebraters svært korte livssyklus og de livsforholdene de har i de frie vannmassene. Det er vel knapt noen organismer som har et så dynamisk livsløp som dyreplankton på en gitt geografisk lokalitet, med unntak av planteplankton selvsagt. Det kunne være en ide at eksperter som besitter kunnskaper om hvordan våre data samles inn, behandles og lagres i Havforskningsinstituttets egne databaser, er i nær dialog/samarbeid med dem som utvikler den såkalte Naturindeksdatabasen.

#### Reke og sjøkreps

Gjennomføringen av de norske undersøkelsene av dypvannsreker i Skagerrak og Nordsjøen har i de senere år blitt endret, så for å gi et langtidsperspektiv ble det valgt å benytte svenske og danske data for områder i, og nær norsk sone. Det vil bli aktuelt å gå over til de norske overvåkingsdataene når tidsserien er så lang at den kan brukes til å analysere trender. Det må etableres systematiske undersøkelser av kystbestandene før det er mulig å legge inn informasjon om disse i databasen.

#### Bunndyr og bunndyrsamfunn

Det trengs mer kunnskap om bunndyrenes funksjon i økosystemet, dette gjelder de fleste bunndyr og bunndyrsamfunn, spesielt de som peker seg ut som indikatorer. Som et eksempel vet vi bla at korall-



revene er "hot spots" for biologisk mangfold, men ellers er det mange uavklarte spørsmål rundt koraller, for eksempel forholdet mellom tallet på arter og revenes størrelse og alder. Et annet eksempel er at vi i enda større grad enn for koraller mangler grunnleggende forståelse av svampenes rolle og betydning i økosystemet. Men som en overordnet konklusjon er kunnskapen om bunndyr for lav, det gjelder ikke minst deres rolle i energi- og karbonomsetningen. Også her vil mangel på taksonomer bli et problem.

Vi har i dag liten kunnskap om landskapet på norsk sokkel, bunnens beskaffenhet, hvordan forurensning lagres i bunnsedimentene og virker på organismene, lokalisering av korallrev, biologisk mangfold av bunnlevende organismer, eller hvordan det fysiske miljøet, artsriktighet og biologiske ressurser samvirker ved bunnen i det åpne hav.

I løpet av perioden 2003–2005 ble det innført faste rutiner på alle de aktuelle norske (Havforskningen) og russiske (PINRO) forskningsbåtene på hvordan bunndyrene skulle opparbeides og behandles på de årlige felles økosystemtoktene (Anisimova et al. 2010). I 2006 hadde PINRO og Havforskningsinstituttet klar den første oversikten over bunndyr tatt med forskningstrål i både den russiske og den norske delen av Barentshavet, samt i gråsonen. Siden har dette samarbeidet fortsatt i alle etterfølgende år og utgjør i dag den eneste langtidsovervåkningsserien vi har for årlig innsamling av bunnfauna ved hjelp av trål (mega-fauna), og som dekker hele Barentshavet. Utviklingen av langtidsovervåkingen har pågått parallelt med invaderende arter, klimaendringer, petroleumsvirksomhet og fiskeri. Dette gjør tidsserien unik, og til et viktig bidrag til Forvaltningsplanen for Barentshavet og Lofoten, og som datagrunnlag for Naturindekser i Norge. Barentshavet er har også gjennom de siste 40 år blitt undersøkt med hensyn til de dyrene som lever nede i sedimentet (høy produktivitet og fluktusjon i henhold til miljøsvingninger) vha grabb undersøkelser (Anisimova et al. 2010). Det bør jobbes videre med både forskningstrål data og grabb data for at etablerer faste overvåkningsområder, transekter eller stasjoner slik at de eksisterende og kommende dataserier om bunndyr og bunndyrsamfunn i Barentshavet kan brukes til indikatorer som bla Benthos biomasse og Sårbare samfunn i framtidige planer. Tilgang på kompetente taksonomer til å vurdere artsmangfoldet er viktig.

MAREANO har hatt en dedikert kartleggingsinnsats i de spesielt verdifulle områdene utpekt i helhetlig forvaltningsplan for Barentshavet i perioden 2005-2009. MAREANO leverer kunnskap innenfor følgende tre temaer: 1) Bunnfauna, forurensning, sedimenter og samfunnstyper, 2) Trålspondata og utbredelseskart for blåkveite og uer, 3) Fiskeriereffekter på svampesamfunn koraller og andre bunndyr. Nye data er gjort tilgjengelig på VMS-format, bl.a. kart for utbredelse av korallrev, biomasse, forurensning, biologisk mangfold og dominerende fauna/naturtyper. Det er opprettet en database for uorganiske miljøgifter og sedimentegenskaper, samt produsert kart over nivåer av uorganiske miljøgifter i sedimentene. Analyser av sammenheng mellom landskap og fauna har kunnet brukes som indikasjon på brukbare landskapskategorier. MAREANOS resultater blir brukt i utviklingen av Naturtyper i Norge ledet av Artsdatabanken.

Når MAREANOs kartlegging blir fulgt opp med regelmessig overvåking av naturtypene, vil det danne grunnlag for tidsserier som beskriver biodiversitet over tid. Slike data kan inkorporeres i Naturindekser i Norge i framtiden.

### Geografiske forhold

Kystundersøkelser er ofte basert på spredte stasjoner eller enkeltundersøkelser. Kysten har en kompleks topografi, med varierte bunnforhold, fysiske forhold og vannkvalitet innen korte avstander. Dagens dataundersøkelser er ikke egnet til å beskrive slike forhold.

Sterkt eksponert kyst kan være underrepresentert p.g.a. metodiske vanskeligheter med å samle prøver. Plankton er lagt inn i forhold til geografiske stasjoner og store deler av kysten er ikke dekket. Det er i et tilfelle også lagt inn ekstrapolerte data, med større usikkerhet, for kommuner rundt målestasjonene uten å skille på om det er indre eller ytre kystforhold. Dette er en mulig feilkilde og det bør i framtiden legges mer arbeid med i å skille mellom ytre og indre lokaliteter, så her er det et utviklingspotensial.

## Referanser

2009/ACOM: 14. 511 s.

Anisimova, N.A., Jørgensen, L.L., Lyubin, P.A. and Manushin, I.E. 2010. Mapping and monitoring of benthos in the Barents Sea and Svalbard waters: Results from the joint Russian - Norwegian benthic programme 2006-2008. IMR-PINRO Joint Report Series 1-2010. ISSN 1502-8828. 114 s.

Bergstad, O. A. & Hareide, N.R. 1996. Ling, blue ling and tusk of the North-East Atlantic. *Fisken og havet* nr. 15. 126 s.

Bergstad, O.A. 1990. Distribution, population structure, growth and reproduction of the round-nose grenadier *Coryphenoides rupestris* (Pisces: Macrouridae) in the deep waters of the Skagerrak. *Marine Biology* 107: 25-39.

Buhl-Mortensen, L., Oug, E. & Aure, J. 2009. Chapter 7: The Response of Hyperbenthos and Infauna to Hypoxia in Fjords along the Skagerrak: Estimating Loss of Biodiversity Due to Eutrophication. I: *Integrated Coastal Zone Management 2009* (red. E. Moksness, E. Dahl, J. Støttrup) Wiley-Blackwell Oxford, UK, s. 79-96.

DN 2007. Kartlegging av marint biologisk mangfold. DH-håndbok 19-2001. Revidert 2007. 51 s. Internett: [www.dirnat.no](http://www.dirnat.no)

Dolmen D, Hindley J.D. & Kleiven E. 2004. Distribution of *Palaemonetes varians* (Leach) (Crustacea, Decapoda) in relation to biotope and other caridean shrimps in brackish waters of southern Norway and southwestern Sweden. *Sarsia* 89: 8-21.

EU Vannrammedirektiv.

Fisheries Resources (WGDEEP), 9-16 March 2009, Copenhagen, Denmark. ICES CM.

Green, N., Ruus, A., Bakketun, Å., Håvardstun, J., Rogne, Å., Schøyen, M., Tveiten, L. & Øxnevad, S. 2007. Joint Assessment and Monitoring Programme (JAMP). National Comments regarding the Norwegian Data for 2005. NIVA rapport 5315. 191 s.

Hagen N.T. 1983. Destructive grazing of kelp beds by sea urchins in Vestfjorden, northern Norway. *Sarsia* 68: 177-190.

Havforskningsinstituttet (in prep). Helhetlig forvaltningsplan for Nordsjøen – Vurdering av kunnskapsstatus og kunnskapsbehov. (Red. G.I. van der Meeren og S. Iversen).

Havforskningsinstituttet 2009a. Havets ressurser og Miljø 2009. *Fisken og Havet* særnummer 1. (Red. H. Gjøsæter, A. Dommasnes, T. Falkenhaus, M. Hauge, E. Johannesen, E. Olsen og Ø. Skagseth, 185 s.

Havforskningsinstituttet 2009b. Forvaltningsplan Barentshavet rapport fra Overvåkingsgruppa 2009. *Fisken og Havet* 1b, (K. Sunnanå, M. Fossheim og G.I. van der Meeren) 95 s.

Havforskningsinstituttet 2009c. Kyst og Havbruk 2009. *Fisken og Havet* særnummer 2, (Red. A.-L. Agnalt, I.E. Bakketeig, T. Haug, J.A. Knutsen og I. Opstad) 196 s.

Havforskningsinstituttet 2009d. Helhetlig forvaltningsplan Norskehavet - Vurdering av kunnskapsstatus og kunnskapsbehov. (Red. G. Ottersen og G.I. van der Meeren) 41 s.

ICES 2008. Book 1 Advice 2008.

ICES 2009. Report of the Working Group on the Biology and Assessment of Deep Sea.

Jørstad, K.E., Prodöhl, P.A., Agnalt, A.L., Hughes, M, Apostoidis, A.P., Trianafyllidis, A., Farestveit, E., Kristiansen, T.S., Mercer, J., & Svåsand, T. 2004. Sub-arctic Populations of European Lobster, *Homarus gammarus*, in Northern Norway. *Environmental Biology*, 69, 223-231.

Kålås J.A., Viken Å. & Bakken T. (red) 2006. Norsk Rødliste 2006. Artsdatabanken, Trondheim. 415 s.

Klitgaard, A.B. & Tendal, O.S. 2004. Distribution and species composition of mass occurrence of large-sized sponges in the northeast Atlantic. *Progress In Oceanography*, 61: 57-98.

Magnusson, J. V., Bergstad, O. A., Hareide, N.R., Magnusson, J. og Reinert, J. 1997. Ling, blue ling and Tusk of the Northeast Atlantic. *Nordic Council of Ministers, TemaNord* 1997:535, 64 s.

Molvær J., Knutzen J., Magnusson J., Rygg B., Skei J. & Sørensen J. 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. SFT Veiledning 97:03. Statens forurensningstilsyn. 36 s.

Moy F., Aure J., Dahl E., Green N., Johnsen T., Lømsland E., Magnusson J., Omli L., Oug E., Pedersen A., Rygg B. & Walday M. 2002. Langtidsovervåking av miljøkvaliteten i kystområdene av Norge. 10-årsrapport 1990-1999. SFT-rapport TA-1883/2002, NIVA-rapport 4543. 136 s.

Moy F., Christie H., Steen H., Stålnacke P., Aksnes D., Alve E., Aure J., Bekkby T., Fredriksen S., Gitmark J., Hackett B., Magnusson J., Pengerud A., Sjøtun K., Sørensen K., Tveiten L., Øygarden L. & Åsen P.A. 2008. Sluttrapport fra sukkertareprosjektet. SFT-rapport TA-2467/2008, NIVA-rapport 5709. 131 s.

Norderhaug K.M. & Christie H. Manuscript. Sea urchin grazing and kelp re-vegetation in the NE Atlantic.

Norges Forskningsråd 2004. Lange tidsserier for forskning og overvåking. Viktige marine dataserier. NFR rapport nr. 3, mai 2004. 54 s.

Pethon, P. 1995. Aschehougs store Fiskebok. Aschehoug, 447 s.

Shevelev, M.S. & Johannesen, E. In press. Wolffishes (family Anarhichadidae). A joint Norwegian-Russian (IMR/PINRO) monograph on the Barents Sea (book title to be decided).

Sivertsen K. 1982. Utbredelse og variasjon i kråkebollenes nedbeiting av tareskogen på vestkysten av Norge. Nordlandsforskning rapport 7/82, Bodø. 31 s.

Veileder 01:2009. Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, innsjøer og elver i henhold til vannforskriften. Direktoratgruppen for gjennomføringen av vanddirektivet. 181 s. Internett:

[www.vannportalen.no](http://www.vannportalen.no)

## 8 Erfaringer og utfordringer i arbeidet med naturindeksen

*Forfattere: Olav Skarpaas (NINA), Markus Lindholm (NIVA), Ann Norderhaug (Bioforsk), Kristin Helle (HI), Tonje Økland (Skog og Landskap) og Eivind Oug (NIVA)*

Naturindeksen for Norge har kommet i stand etter om lag et års konsentrert innsats fra mer enn hundre naturforskere, som har levert data og ekspertkunnskap om mer enn 300 indikatorer (Certain & Skarpaas 2010). Prosessen har vært svært omfattende og krevende. Her oppsummerer vi noen av utfordringene vi har møtt underveis, og forsøker å peke på muligheter for forbedringer i det framtidige arbeidet med naturindeksen.

Denne teksten er basert på inntrykk samlet inn ved forfatterens egen deltakelse i prosessen og ved at andre deltakere har blitt oppfordret til å gi innspill, men det er ikke en systematisk kvalitativ eller kvantitativ undersøkelse. Vi kan dermed ikke si om dette dekker bredden av synspunkter eller i hvilken grad ulike synspunkter er utbredt blant deltakerne, men vi framhever poenger som forfatterne mener er viktige å ta med seg i det videre arbeidet. Teksten bør leses med naturindeksens ferske tilblivelse i bakhodet: den er ment som konstruktiv kritikk av et prosjekt i rask utvikling. Vi ønsker å synliggjøre noen av de dilemmaene og paradoksene som vi har vært stilt overfor, og som i sum gjorde arbeidet utfordrende, men også svært stimulerende.

### 8.1 Erfaringer

#### 8.1.1 Prosessen

Naturindeksen har vært forberedt i et par år med utarbeiding av et konseptuelt rammeverk (Nybø et al. 2008) og et pilotprosjekt i Midt-Norge (Nybø & Skarpaas 2008a,b). Det nasjonale prosjektet som omtales her bygger videre på forarbeidene med et revidert rammeverk, en tredobling av indikatorsettet og innsamling av betydelig mer informasjon om hver indikator (Certain & Skarpaas 2010). Prosjektet har vært styrt fra DN, med delprosjekter på en rekke forskningsinstitutter (Nybø, Innledning). Disse ble etablert etter utlysning av midler våren 2009. Instituttene hadde deretter sommer og tidlig høst

på å organisere arbeidet internt og å levere data. Parallelt har det foregått arbeid i styringsgruppa og faggruppa for å koordinere arbeid på tvers av instituttene.

Til tross for informasjonsmøter, distribusjon av informasjon per e-post og tilrettelegging av informasjon på internett, har flere av deltakerne uttrykt frustrasjon over lite informasjon før og underveis i prosessen. Selv om noen av forskerne også var involvert i pilotprosjektet, har de fleste i liten grad blitt eksponert for naturindeksen før sommeren 2009. Blant disse har det vært et sterkt ønske om mer informasjon om hvem som skal bruke naturindeksen, hva den skal brukes til, hvem som skal få tilgang til grunnlagsdata og hvem som skal stå ansvarlig for data (enkeltekspert eller institutter). Det siste er særlig aktuelt for tema hvor sterke samfunnsinteresser er involvert, som høstbare arter og rovvilt. Flere har også uttrykt bekymring for hvordan data blir benyttet i naturindeksen, fordi data ofte er innhentet til andre formål og under andre forutsetninger enn de som ligger til grunn for naturindeksen. Informasjon om oppdatering av rammeverket har også vært nødvendig (se også seksjon om indikatoregenskaper nedenfor), men i praksis noe begrenset, til dels fordi rammeverket har vært under revisjon, samtidig med at data skulle leveres.

Informasjonsflyten har til en viss grad også vært hemmet av organiseringen av naturindeksprosjektet. For det første har strukturen med delprosjekter på instituttene og faggrupper dels internt og dels på tvers av instituttene medført uklare ansvarsforhold og rapporteringslinjer. For det andre har informasjonen til ekspertene som leverer data gått gjennom inntil fire-fem ledd: fra prosjektleder på DN via prosjektleder på instituttene og intern faggruppeleder til ekspert – og i noen tilfeller til en delegert ekspert. Mange ledd og store mengder informasjon medfører økt risiko for forsinkelser, misforståelser og tap av informasjon.

Vi oppfatter det slik at ressurspersonene i naturindeksprosjektet har gjort en seriøs og god jobb, men at mange har opplevd det som en utfordring å levere på såpass kort tid. Dette skyldes blant annet mange involverte, til dels knappe midler til tidkrevende datasammenstilling og analyse (se nedenfor) og at naturindeksen har kommet samtidig med en rekke andre store forvaltningsrelaterte oppgaver (Vanndirektivet, Rødlista, forvaltningsplaner, handlingsplaner, etc.) som legger beslag på mange

av de samme hodene. Et annet praktisk problem er sammenfall i tid med feltsesongen. Kapasiteten er i mange tilfeller fullt utnyttet og vel så det, men det tar tid å skaffe ny arbeidskraft og det er uklart om instituttene bør gjøre det, så lenge det er usikkert i hvilken grad naturindeksen vil bli en stabil inntektskilde.

### 8.1.2 Indikatorutvalg og -egenskaper

Prosjektgruppen har et avklart forhold til hva indikatorene skal representere (tilstanden for biologisk mangfold i naturtypen), men blant ekspertene varierer forestillingene noe. Dette kan til dels være knyttet til fagtradisjon. Mens noen har et sterkt fokus på indikatoren (arten) i seg selv (vilt), har andre fokus på naturtypen eller habitatet indikatoren representerer (kulturlandskap) og atter andre har tradisjon for utvikling av indikatorer på påvirkninger, for eksempel forurensing og forsuring (ferskvann). De ulike oppfatningene reflekterer trolig også at vår oppfatning av det biologiske mangfoldet inneholder flere fortolkningsmuligheter, som ikke uten videre kan samles under en felles fane. Enkelte aspekter ved det biologiske mangfoldet er knyttet til viktigheten av store, men forholdsvis artsfattige habitater (for eksempel blåskjell, eller utbredelsen av vier på fjellet). Andre gjelder forekomsten av en sjelden rødlisteart, en nøkkelart eller knyttes til et plantesamfunns følsomhet overfor en klart definert menneskelig påvirkning. Arter som beskattes og har stor kommersiell betydning, for eksempel torsk, vil måtte måles etter noe andre rammer. Et lignende problem gjelder "representans": Noen indikatorer er valgt ut på bakgrunn av forventningen om at endringer for disse artene signaliserer signifikante endringer også for andre arter eller for hele systemer – de har altså høy representans. Andre indikatorer, for eksempel rovvilt eller en sjelden soppart, representerer bare seg selv, ut fra vår oppfatning av deres egenverdi.

Opgaven avdekket at det ikke var mulig å vurdere endringene i biologisk mangfold for hele landet uten å fortolke begrepet i forskjellige retninger. I en viss forstand har arbeidet handlet om å "legge sammen epler og pærer", og drøftelsene av hvordan de ulike indeksene skal vektlegges og fortolkes vil ganske sikkert følge også i det videre arbeidet.

Ikke sjelden vil ulike indikatorer for en og samme natursystem representere samme underliggende utvikling, men med motsatt fortegn. For eksempel vil økt innslag av busker og trær i enger medføre

en økning av enkelte fuglearter, som kan oppfattes som positivt i og for seg, men som samtidig kan reflektere en prosess (gjengroing) som er negativ for eng som naturtype og habitat (karplantediversitet og medfølgende samfunn av insekter mm.). I formidling og bruk av naturindeksen er det derfor behov for klargjøring av hva man ønsker å måle – også som begrunnelse for vekter og utvalg av indikatorer til temaindeksar. Dette henger nøye sammen med hva naturindeksen konkret skal brukes til, og vil kreve innspill fra brukere.

En annen utfordring er skjevheter i indikatorutvalget. Dette ble også påpekt i pilotprosjektet (Nybø & Skarpaas 2008b), og noen av skjevhetene i forhold til organismegrupper er delvis rettet opp ved å inkludere flere arter av sopp og insekter. Det er imidlertid fortsatt skjevheter i forhold til trofiske nivåer og funksjonelle grupper (Certain & Skarpaas 2010). En ad-hoc løsning på dette problemet er vekting, for eksempel etter systemet som nå blir foreslått (Certain & Skarpaas 2010), men dette er likevel ikke helt tilfredsstillende fordi enkelte funksjonelle grupper (for eksempel nedbrytere) mangler helt i noen av natursystem-hovedgruppene. Ved vekting for å skape balanse mellom organismegrupper foreligger det også en risiko for at indikatorer med usikker kvalitet vektes opp i forhold til indikatorer med omfattende målinger. Dette kan bidra til å skape usikkerhet om utsagnskraften til naturindeksen. Dette vil kunne være tilfelle dersom mange arter av høyere dyr og planter, som er gjenstand for løpende bestandsovervåking, vektes ned til fordel for virvelløse dyr og lavere planter som har et langt lavere overvåkningsnivå.

Andre relaterte, men mer avgrensede problemer er hvordan man skal vektlegge sjeldne versus vanlige arter i flerartsindikatorer (eks. zooplankton, ref. Schartau et al.), i hvilken grad indirekte indikatorer fanger opp og representerer arter (hvilke og hvor mange) og andre viktige aspekter ved biodiversitet, hvordan enkelte indikatorer skal tilordnes Hovedøkosystemer (for eksempel sjøfugl som henter mat fra sjøen, men er avhengig av landområder til reder; Lorentsen et al.), hvilke sammenhenger man kan anta mellom indikatorer og påvirkninger, og hvilke effekter (negative eller positive) det vil ha om en indikator overstiger referanstillstanden.

Disse utfordringene gjelder ikke alle indikatorer, og de er i de fleste tilfeller heller ikke uoverstigelige. Noen av dem kan også løses med vekting og skaleringsmodeller (Certain & Skarpaas 2010) der

kunnskapen om de relevante sammenhengene er til stede. Med tanke på slike løsninger ble det gjort omfattende innsamling av generell informasjon om indikatorene (taksonomi, trofisk nivå, sjeldenhet, påvirkninger etc; se Certain & Skarpaas (2010)). I mange tilfeller er denne kunnskapen etablert og enkel å skaffe oversikt over, men for andre vil det være nødvendig med ny forskning for å bedre kunnskapen. Oppbygging av slik kunnskap vil også styrke tilliten til indikatorene, og til naturindeksen som helhet, blant fagfolkene.

### 8.1.3 Tilstander og påvirkninger

Et gjennomgangstema i diskusjoner om naturindeksen blant fagfolkene er mangelen på gode data for å vurdere tilstander og påvirkninger. I det marine finnes en del fiskeri-relaterte data, men få fiskeri-uavhengige data og lite om andre arter (kap 7). For alger og virvelløse dyr langs kysten har man i mange tilfeller bare punktmålinger, og det er utfordrende å ekstrapolere dette til større områder (kap 7). I ferskvann er data i enkelte tilfeller begrenset til sterkt påvirkede lokaliteter som har vært undersøkt nettopp på grunn av forurensingsproblemene (kap 6.3). Dette gjør datasettene "ubalanserte". En gitt kommune kan ha et dusin større bekker og elver, men vi har bare undersøkt bunndyrene i den ene elva som er forurenset av en gruveaktivitet, og bunndyrindeksen blir dermed tilsvarende skjev for den aktuelle kommunen. I terrestrisk miljø finnes enkelte store overvåkings-systemer (Landssskogtakseringen, TOV), men selv her er enkelte viktige delområder dårlig dekket (for eksempel gammel skog; Aarrestad et al.; kap 5.11), samtidig som informasjon for naturindeksens indikatorer også ofte bare er samlet inn over en kortere periode (opp til et tiår eller to). For åpent lavland og kulturlandskap finnes det ingen gode "heldekkende" og "kontinuerlige" data for Norge (Norderhaug et al.).

Et annet kritisk aspekt er kvaliteten på arealdata, også bakover i tid. Gode arealdata er nødvendig for avgrensning og kvantifisering av de ulike natursystemene (for eksempel fjell, skog og åpent lavland – se Blumentrath et al. og Eide et al.), for beregning av referanstillstand i en rekke indikatorer (Eide et al. 2010, Norderhaug 2010) og for ekstrapolering av indikatorverdier til områder uten målinger (for eksempel etasjemose, smyle og fugletelg, samt alger og virvelløse dyr i kystsonen). Marint, spesielt i kystsonen, finnes svært lite arealdata fordi naturtypekartlegging i sjø er en ny aktivitet som først har kommet i gang i de senere årene med utvikling av moderne undervannsteknologi. For "åpent lavland"

er det i tillegg et problem at Naturindeks fokuserer på "tilstand" eller kvalitet (jfr. Natural Capital Index), mens den store reduksjonen i areal som skjedde i forrige århundre på mange måter er mer dramatisk enn reduksjonen i kvalitet på gjenværende arealer.

Vi skal ikke gå i ytterligere detalj om datagrunnlaget her, men bare slå fast at datamangel oppfattes av mange som en alvorlig begrensning og at ekspertvurderinger ses på som en dårlig erstatning for harde data. Det at arbeidet ofte må baseres på ekspertvurderinger av en eller flere ressurspersoner med stor lokal/regional kunnskap medfører flere problemer, bl.a. generell usikkerhet i vurderingene selv om tilgjengelige data blir benyttet og ekspertkunnskapen er solid, samt sannsynligvis noe ulik vurdering av de ulike kommuner/fylkene fordi ulike personer gjerne vurderer ting litt ulikt selv om de bruker samme metode. Det er også et betydelig gap mellom forventninger om resultater på kommunenivå og reell oppløsning av data eller grad av lokal ekspertkunnskap.

For mange indikatorer har det vært en utfordring å definere og estimere referansetilstanden. Definisjonen påvirker verdien indikatoren får, og er viktig for tolkningen og mulig framtidig bruk av indeksen. Er det en god situasjon om en fiskebestand ligger nær en fastsatt grense for uttak, og hvor stort avvik kan man tåle før det får forvaltningsmessige konsekvenser? Ekspertene som skal vurdere indikatorene kan ikke uten videre overse slike spørsmål som berører både praktisk politikk og faglig integritet. Mange er og vil bli utsatt for press hvis og når estimatene blir tatt i bruk. Usikkerhet rundt selve estimatet er også relevant her. For eksempel er det knyttet stor usikkerhet til estimater langt tilbake i tid for indikatorer med en historisk situasjon som referanse. For indikatorer med en nåtidig referanse (for eksempel "naturskog") er problemet ofte et lite antall observasjoner. Det finnes foreløpig ikke klare retningslinjer for hvor man skal trekke grensen for hvor stor usikkerhet man kan tillate før resultatene ikke kan rapporteres. Dette har nok variert en del mellom de ulike ekspertene og i praksis har det trolig vært stilt strengere krav for indikatorer med stort samfunnsmessig fokus (for eksempel høstbare arter og rovvilt).

En annen kilde til usikkerhet er at referansetilstanden for samme indikator ikke nødvendigvis er identisk i alle deler av landet eller i alle dens habitater. Kalkrike innsjøer er naturlig mer næringsrike enn kalkfattige, og de to vil ha en ganske ulik

naturlig flora. Det frodige Østensjøvannet utenfor Oslo ville også uten mennesket hatt en annen vannvegetasjon enn de utpreget næringsfattige innsjøene i skogsområdene noen kilometer lenger øst. Referansetilstanden vil altså måtte bli ulik, og en indeks for vannplanter som reflekterer graden av gjødselpåvirkning vil slå ut tilsvarende forskjellig. Dette ble særlig utfordrende i kommuner der vi har data fra flere slike innsjøtyper, men likevel måtte angi en felles indeksverdi.

Det at naturindeksen tar høyde for usikkerhet oppfattes av mange som positivt. Flexibiliteten i hvordan man oppgir usikkerhet er også økt i årets prosjekt (Certain & Skarpaas 2010) sammenlignet med pilotprosjektet (Nybø & Skarpaas 2008b). Likevel har vi møtt enkelte utfordringer også her. For eksempel er det slik at for flere indikatorer gir kvartiler ikke nødvendigvis gode data på usikkerheten i estimatene; dette gjelder særlig arter som opptre "flekvis" dvs. arter som er til stede bare, men ikke alltid, der hvor de økologiske forholdene er egnet for arten (der også andre faktorer - for eksempel spredning - kan virke inn: "jeg kom først"). En annen sak er at usikkerhetsangivelsen ikke alltid er godt forstått av ekspertene som leverer data. Dette handler trolig mest om kommunikasjon.

Når det gjelder påvirkninger er det ofte slik at det foreligger noe generell kunnskap, men mindre kunnskap om påvirkninger lokalt. Det kan være vanskelig å uttale seg om utviklingen av en art i forhold til flere påvirkningsfaktorer enn de den er valgt ut fra. I praksis er derfor flere indikatorer ofte bare vurdert i forhold til en eller noen få påvirkninger (hvis påvirkninger i det hele tatt er vurdert), og disse påvirkningene inngår også ofte som grunnlag for å vurdere tilstand. For eksempel er de viktigste påvirkningene i kulturlandskapet arealforandring som fører til gjengroing, og gjødsling av tidligere ugjødsla kulturmark som fører til artsreduksjon. For enkelte systemer har det vært utfordrende å skille ulike typer påvirkninger, for eksempel arealbruk og beskatning i forhold til reinbeitelav (Bjerke & Bruteig).

Ikke alle former for menneskelig påvirkning fører til redusert biologisk mangfold. Dette gjelder ikke bare kulturmark (semi-naturlig gras- og urterik mark), som jo har et betydelig høyere biologisk mangfold enn den potensielt naturlige vegetasjonen, men også for eksempel algeplankton-samfunnet i innsjøer. Dette vil få høyere diversitet ved moderate tilførsler av næringsalter (før mangfoldet faller igjen ved

ytterligere økninger). I tilfeller som det siste har vi likevel valgt å definere referansetilstanden som det upåvirkete, og mer artsfattige.

#### 8.1.4 Dataregistrering

Innsamling av tilstandsdata til naturindeksen har foregått gjennom en internett-basert spørreundersøkelse. Dette sikrer samme struktur på data på tvers av ulike organismegrupper, naturtyper og overvåkingssystemer. Det er imidlertid samtidig et nokså rigid system, og mange har uttrykt ønske om å levere data på andre måter, for eksempel i form av formattede tabeller. En del praktiske problemer med internettløsningen har også vært kommentert underveis, for eksempel automatisk utlogging etter kort tid (vanskelig å ta pauser i arbeidet), obligatoriske felter som ikke alltid oppfattes som relevant og forsinket innlegging, få muligheter for kopiering av data mellom indikatorer, hovedøkosystemer og geografiske områder, mangelfull feilvarsling (for eksempel innlegging av data to ganger) og vanskeligheter med å rette enkeltfelter som skal rettes for mange/alle kommuner. Enkelte har også opplevd at data var lagt inn, men ikke ble lagret/registrert og måtte legges inn på nytt. Flere har ønsket en løsning med bredere innsyn slik at det er mulig å se hva andre brukere har lagt inn, for eksempel i tilfeller hvor flere brukere kan tenkes å legge inn data på samme indikator. Spørreundersøkelsen opplevdes av mange som svært omfattende, og flere lot derfor være å svare på spørsmål om påvirkninger og framtidig utvikling.

#### Referanser

Aarrestad, P.A., Bjerke, J.W., Often, A., Skarpaas, O., Stabbetorp, O.E., Tømmervik, H., & Økland, T. Karplanter. I Nybø, S. (red.) 2010. Datagrunnlaget for Naturindeks 2010. DN-utredning 2010-3.

Bjerke, J.W., Bruteig, I. & Tømmervik, H. 2010. Lav og alger. I Nybø, S. (red.) 2010. Datagrunnlaget for Naturindeks 2010. DN-utredning 2010-3.

Blumentrat, S. & Hanssen, F. 2010. Beregning av areal. I Nybø, S. (red.) 2010. Datagrunnlaget for Naturindeks 2010. DN-utredning 2010-3.

Certain, G. & Skarpaas, O. 2010. Nature Index. General framework, statistical method and data collection for Norway. Nina Rapport 542. 47 s.

Eide, N.E., Solberg, E., Brøseth, H., Strand, O. & Framstad, E. 2010. Pattedyr. I Nybø, S. (red.) 2010. Datagrunnlaget for Naturindeks 2010. DN-utredning 2010-3.

Norderhaug, A. 2010. Indirekte indikatorer åpent lavland. I Nybø, S. (red.) 2010. Datagrunnlaget for Naturindeks 2010. DN-utredning 2010-3.

Nybø, S. & Skarpaas, O. 2008a. Bakgrunnsdokumenter for utprøving av metode i Midt-Norge. NINA Rapport 426. 69 s.

Nybø, S. & Skarpaas, O. 2008b. Naturindeks. Utprøving av metode i Midt-Norge. NINA Rapport 425. 45 s.

Nybø, S., Skarpaas, O., Framstad, E. & Kålås, J.A. 2008. Naturindeks for Norge - forslag til rammeverk. NINA Rapport 347. 69 s.

Schartau A.K., Lindholm, M., Bækken, T., Bongard, T., Johnsen, S.I., Larsen, B.M., Petrin, Z., Walseng, B. & Hobæk, A. 2010. Invertebrater. I Nybø, S. (red.) 2010. Datagrunnlaget for Naturindeks 2010. DN-utredning 2010-3.

## 8.2 Oppsummering og anbefalinger

Arbeidet med naturindeksen har vært krevende og utfordrende, men også stimulerende og engasjerende. En åpen og inkluderende prosess har vært en viktig årsak til det brede engasjementet, og er en forutsetning for å lykkes i det framtidige arbeidet. I tråd med dette har vi forsøkt å synliggjøre dilemmaer og utfordringer, og håper dette kan bidra til diskusjon og utarbeiding av gode løsninger. Det er viktig for tilliten til naturindeksen at ekspertenes bekymringer (datamangel, ansvar/press, fortolkningskriterier, etc) tas på alvor og følges opp med konkrete tiltak (overvåking, plassering av ansvar, utarbeiding av kriterier, etc). Erfaringene vi har omtalt ovenfor peker i retning av noen områder med klare behov for videreutvikling:

- Kommunikasjon
  - Presisering av formål og brukere, og informasjon om dette til de som skal levere data
  - Større brukerkontakt, økt gjennomsliktighet
  - Mer informasjon og sterkere organisering av informasjonsarbeidet: for eksempel aktivt oppsøke fagmiljøer i stedet for å be om å bli invitert, workshops ala åpent lavland og ekspertgruppemøter for rødlista for å standardisere og kalibrere begreper og metoder mellom eksperter
- Organisering
  - Klare, forutsigbare planer for oppdatering og finansiering av naturindeksarbeidet
  - Flatere prosjektstruktur, kortere linjer til DN
  - Samkjøre med andre store oppgaver som belaster fagmiljøene (rødliste etc)
  - Investere i infrastruktur for dataflyt. Bare én times forsinkelse i gjennomsnitt per ekspert koster i størrelsesorden hundre tusen kroner for naturindeksprosjektet totalt. Investeringer i infrastruktur for å håndtere data vil derfor utvilsomt lønne seg.
- Kunnskapsoppbygging
  - Videre arbeid med grunnleggende begreper og fortolkningskriterier for å kunne favne på tvers av det biologiske mangfoldet
  - Behov for å videreutvikle indikatorer med utilfredsstillende datakvalitet og legge grunnlag for å utvikle nye indikatorer for organismegrupper som er underrepresentert
  - Behov for følgeforskning på flere felter (påvirkninger, representans, etc). Der naturindeksprosjektet ikke kan finansiere dette, må behovene kommuniseres tydelig til finansierende myndigheter (forskningsråd, departementer, andre brukere)
  - Sist, men ikke minst: Etablere og videreføre overvåking!



Vedlegg: Fylkesvise arealer av hovedgrupper natursystemer i 2009

Kommune	Navn	Fylke	Åpent fjell (ha)	Åpent lavalpint fjell (ha)	Åpent mellomalpint fjell (ha)	Åpent høyalpint fjell (ha)	Åpent lavland (ha)
101	HALDEN	Østfold	0,00	0,00	0,00	0,00	980,58
104	MOSS	Østfold	0,00	0,00	0,00	0,00	418,47
105	SARPSBORG	Østfold	0,00	0,00	0,00	0,00	1926,75
106	FREDRIKSTAD	Østfold	0,00	0,00	0,00	0,00	2692,68
111	HVALER	Østfold	0,00	0,00	0,00	0,00	3028,29
118	AREMARK	Østfold	0,00	0,00	0,00	0,00	103,51
119	MARKER	Østfold	0,00	0,00	0,00	0,00	195,86
121	RØMSKOG	Østfold	0,00	0,00	0,00	0,00	52,61
122	TRØGSTAD	Østfold	0,00	0,00	0,00	0,00	945,06
123	SPYDEBERG	Østfold	0,00	0,00	0,00	0,00	533,47
124	ASKIM	Østfold	0,00	0,00	0,00	0,00	601,07
125	EIDSBERG	Østfold	0,00	0,00	0,00	0,00	1059,49
127	SKIPTVET	Østfold	0,00	0,00	0,00	0,00	470,18
128	RAKKESTAD	Østfold	0,00	0,00	0,00	0,00	775,30
135	RÅDE	Østfold	0,00	0,00	0,00	0,00	729,12
136	RYGGE	Østfold	0,00	0,00	0,00	0,00	709,80
137	VÅLER Ø	Østfold	0,00	0,00	0,00	0,00	502,21
138	HOBØL	Østfold	0,00	0,00	0,00	0,00	487,11
211	VESTBY	Akershus	0,00	0,00	0,00	0,00	776,36
213	SKI	Akershus	0,00	0,00	0,00	0,00	608,35
214	ÅS	Akershus	0,00	0,00	0,00	0,00	741,90
215	FROGN	Akershus	0,00	0,00	0,00	0,00	340,79
216	NESODDEN	Akershus	0,00	0,00	0,00	0,00	218,18
217	OPPEGÅRD	Akershus	0,00	0,00	0,00	0,00	210,43
219	BÆRUM	Akershus	0,00	0,00	0,00	0,00	1044,65
220	ASKER	Akershus	0,00	0,00	0,00	0,00	667,77
221	AURSKOG HØLAND	Akershus	0,00	0,00	0,00	0,00	1081,56
226	SØRUM	Akershus	0,00	0,00	0,00	0,00	389,73
227	FET	Akershus	0,00	0,00	0,00	0,00	885,66
228	RÆLINGEN	Akershus	0,00	0,00	0,00	0,00	368,98
229	ENEBAKK	Akershus	0,00	0,00	0,00	0,00	755,39
230	LØRENSKOG	Akershus	0,00	0,00	0,00	0,00	430,19
231	SKEDSMO	Akershus	0,00	0,00	0,00	0,00	846,34
233	NITTEDAL	Akershus	0,00	0,00	0,00	0,00	284,93
234	GJERDRUM	Akershus	0,00	0,00	0,00	0,00	81,23
235	ULLENSAKER	Akershus	0,00	0,00	0,00	0,00	1575,83
236	NES A	Akershus	0,00	0,00	0,00	0,00	387,15
237	EIDSVOLL	Akershus	0,00	0,00	0,00	0,00	1296,56
238	NANNESTAD	Akershus	0,00	0,00	0,00	0,00	492,30
239	HURDAL	Akershus	0,00	0,00	0,00	0,00	414,24
301	OSLO	Oslo	0,00	0,00	0,00	0,00	5275,66
402	KONGSVINGER	Hedmark	0,00	0,00	0,00	0,00	1092,88
403	HAMAR	Hedmark	1368,41	1368,41	0,00	0,00	1153,10
412	RINGSAKER	Hedmark	4217,22	4217,22	0,00	0,00	5786,04
415	LØTEN	Hedmark	12,96	12,96	0,00	0,00	705,14

417	STANGE	Hedmark	0,00	0,00	0,00	0,00	1163,47
418	NORD-ODAL	Hedmark	0,00	0,00	0,00	0,00	621,94
419	SØR-ODAL	Hedmark	0,00	0,00	0,00	0,00	516,20
420	EIDSKOG	Hedmark	0,00	0,00	0,00	0,00	550,38
423	GRUE	Hedmark	0,00	0,00	0,00	0,00	631,82
425	ÅSNES	Hedmark	0,00	0,00	0,00	0,00	553,99
426	VÅLER_H	Hedmark	0,00	0,00	0,00	0,00	326,29
427	ELVERUM	Hedmark	0,23	0,23	0,00	0,00	738,24
428	TRYSIL	Hedmark	26799,30	26745,95	53,35	0,00	8212,43
429	ÅMOT	Hedmark	3154,65	3154,65	0,00	0,00	3240,35
430	STOR-ELVDAL	Hedmark	38906,30	36878,48	1794,26	233,56	10818,05
432	RENDALEN	Hedmark	81623,49	76842,62	4103,56	677,32	17531,77
434	ENGERDAL	Hedmark	55406,53	52095,77	3310,76	0,00	9833,76
436	TOLGA	Hedmark	46700,21	42683,86	3907,06	109,30	5112,58
437	TYNSET	Hedmark	63662,94	61557,84	2050,05	55,05	13341,41
438	ALVDAL	Hedmark	32301,78	26384,33	5395,78	521,68	10207,49
439	FOLLDAL	Hedmark	63651,72	48364,60	13462,16	1824,96	13927,84
441	OS (HEDMARK)	Hedmark	41651,51	38413,02	3090,51	147,97	5420,15
501	LILLEHAMMER	Oppland	1693,81	1693,81	0,00	0,00	3004,09
502	GJØVIK	Oppland	0,00	0,00	0,00	0,00	1903,33
511	DOVRE	Oppland	90800,89	60697,45	25223,52	4879,92	12458,27
512	LESJA	Oppland	169480,57	55985,28	76913,80	36581,49	4455,86
513	SKJÅK	Oppland	151805,30	46121,72	71772,68	33910,91	4360,63
514	LOM	Oppland	145727,71	39475,10	59498,16	46754,45	7958,58
515	VÅGÅ	Oppland	72544,93	39424,28	22326,55	10794,10	10034,09
516	NORD FRON	Oppland	33537,37	26013,20	7166,66	357,51	8825,09
517	SEL	Oppland	39722,35	25578,73	10437,39	3706,23	5293,54
519	SØR-FRON	Oppland	21920,12	19888,30	2031,82	0,00	6915,06
520	RINGEBU	Oppland	38477,21	37903,20	574,01	0,00	8437,34
521	ØYER	Oppland	9843,76	9843,76	0,00	0,00	5248,67
522	GAUSDAL	Oppland	17542,41	16955,30	587,11	0,00	10371,82
528	ØSTRE TOTEN	Oppland	0,66	0,66	0,00	0,00	1119,02
529	VESTRE TOTEN	Oppland	0,00	0,00	0,00	0,00	1312,95
532	JEVNAKER	Oppland	0,00	0,00	0,00	0,00	791,74
533	LUNNER	Oppland	0,00	0,00	0,00	0,00	1412,73
534	GRAN	Oppland	0,00	0,00	0,00	0,00	2564,95
536	SØNDRE LAND	Oppland	0,00	0,00	0,00	0,00	1616,05
538	NORDRE LAND	Oppland	5015,45	4449,44	566,01	0,00	2987,60
540	SØR-AURDAL	Oppland	9674,41	9672,85	1,56	0,00	3562,67
541	ETNEDAL	Oppland	2030,96	1912,16	118,80	0,00	1872,71
542	NORD-AURDAL	Oppland	7612,26	7612,26	0,00	0,00	10767,41
543	VESTRE SLIDRE	Oppland	6723,62	6086,75	636,68	0,19	7249,74
544	ØYSTRE SLIDRE	Oppland	36507,50	31373,40	4631,28	502,82	11151,78
545	VANG	Oppland	100402,60	53252,79	39132,46	8017,34	6089,04
602	DRAMMEN	Buskerud	0,00	0,00	0,00	0,00	898,90
604	KONGSBERG	Buskerud	1016,86	1016,86	0,00	0,00	2322,68
605	RINGERIKE	Buskerud	2604,22	2604,22	0,00	0,00	4262,16
612	HOLE	Buskerud	0,00	0,00	0,00	0,00	730,67
615	FLÅ	Buskerud	12776,88	11804,60	972,28	0,00	3205,36

616	NES_B	Buskerud	8743,45	8743,45	0,00	0,00	3958,42
617	GOL	Buskerud	4701,83	4701,83	0,00	0,00	3443,96
618	HEMSEDAL	Buskerud	43627,58	22552,07	17616,38	3459,14	4672,19
619	ÅL	Buskerud	52151,58	29381,78	15741,10	7028,71	5029,57
620	HOL	Buskerud	109832,46	78083,44	23157,81	8591,21	8049,55
621	SIGDAL	Buskerud	7380,54	6550,88	829,66	0,00	4204,87
622	KRØDSHERAD	Buskerud	2727,98	2053,54	674,44	0,00	804,93
623	MODUM	Buskerud	0,00	0,00	0,00	0,00	976,41
624	ØVRE EIKER	Buskerud	0,00	0,00	0,00	0,00	1011,65
625	NEDRE EIKER	Buskerud	0,00	0,00	0,00	0,00	362,48
626	LIER	Buskerud	0,00	0,00	0,00	0,00	871,41
627	RØYKEN	Buskerud	0,00	0,00	0,00	0,00	539,37
628	HURUM	Buskerud	0,00	0,00	0,00	0,00	497,84
631	FLESBERG	Buskerud	1228,81	1217,36	11,45	0,00	2413,88
632	ROLLAG	Buskerud	2029,62	2027,97	1,65	0,00	2435,45
633	NORE OG UVDAL	Buskerud	131896,17	129371,54	2524,63	0,00	8792,50
701	HORTEN	Vestfold	0,00	0,00	0,00	0,00	417,41
702	HOLMESTRAND	Vestfold	0,00	0,00	0,00	0,00	132,10
704	TØNSBERG	Vestfold	0,00	0,00	0,00	0,00	558,48
706	SANDEFJORD	Vestfold	0,00	0,00	0,00	0,00	926,96
709	LARVIK	Vestfold	0,00	0,00	0,00	0,00	2855,52
711	SVELVIK	Vestfold	0,00	0,00	0,00	0,00	224,16
713	SANDE (V.)	Vestfold	0,00	0,00	0,00	0,00	583,97
714	HOF	Vestfold	0,00	0,00	0,00	0,00	79,76
716	RE	Vestfold	0,00	0,00	0,00	0,00	535,38
719	ANDEBU	Vestfold	0,00	0,00	0,00	0,00	180,14
720	STOKKE	Vestfold	0,00	0,00	0,00	0,00	476,25
722	NØTTERØY	Vestfold	0,00	0,00	0,00	0,00	983,92
723	TJØME	Vestfold	0,00	0,00	0,00	0,00	1130,12
728	LARDAL	Vestfold	0,00	0,00	0,00	0,00	179,32
805	PORSGRUNN	Telemark	0,00	0,00	0,00	0,00	1445,20
806	SKIEN	Telemark	505,40	505,40	0,00	0,00	3022,98
807	NOTODDEN	Telemark	5511,41	5335,34	176,06	0,00	5273,48
811	SILJAN	Telemark	0,00	0,00	0,00	0,00	235,33
814	BAMBLE	Telemark	0,00	0,00	0,00	0,00	1324,42
815	KRAGERØ	Telemark	0,00	0,00	0,00	0,00	2819,44
817	DRANGEDAL	Telemark	12,59	12,59	0,00	0,00	5342,01
819	NOME	Telemark	0,00	0,00	0,00	0,00	1343,79
821	BØ (TEL.)	Telemark	1362,28	1358,77	3,52	0,00	1534,45
822	SAUHERAD	Telemark	155,68	155,68	0,00	0,00	546,26
826	TINN	Telemark	100238,14	95162,54	4930,10	145,50	8622,52
827	HJARTDAL	Telemark	12766,97	11811,69	955,28	0,00	7544,19
828	SELJORD	Telemark	13283,63	12358,98	924,65	0,00	4936,67
829	KVITSEID	Telemark	1758,34	1758,34	0,00	0,00	5105,32
830	NISSDAL	Telemark	953,25	953,25	0,00	0,00	14058,42
831	FYRESDAL	Telemark	6265,19	6264,67	0,52	0,00	17078,50
833	TOKKE	Telemark	20174,84	12349,28	7825,56	0,00	3502,69
834	VINJE	Telemark	167505,92	125028,14	41744,15	733,62	13158,90
901	RISØR	Aust-Agder	0,00	0,00	0,00	0,00	1051,51

904	GRIMSTAD	Aust-Agder	0,00	0,00	0,00	0,00	1350,89
906	ARENDAL	Aust-Agder	0,00	0,00	0,00	0,00	1144,33
911	GJERSTAD	Aust-Agder	0,00	0,00	0,00	0,00	1180,83
912	VEGÅRSHEI	Aust-Agder	0,00	0,00	0,00	0,00	262,01
914	TVEDESTRAND	Aust-Agder	0,00	0,00	0,00	0,00	594,53
919	FROLAND	Aust-Agder	9,93	9,93	0,00	0,00	2240,22
926	LILLESAND	Aust-Agder	0,00	0,00	0,00	0,00	1082,08
928	BIRKENES	Aust-Agder	4,68	4,68	0,00	0,00	1809,30
929	ÅMLI	Aust-Agder	1137,63	1137,63	0,00	0,00	9096,30
935	IVELAND	Aust-Agder	0,00	0,00	0,00	0,00	352,49
937	EVJE OG HORNNES	Aust-Agder	771,79	771,79	0,00	0,00	4154,45
938	BYGLAND	Aust-Agder	28534,76	28532,02	2,74	0,00	18065,16
940	VALLE	Aust-Agder	54736,90	46980,59	7756,31	0,00	7431,60
941	BYKLE	Aust-Agder	88860,34	73251,78	15608,55	0,00	5231,39
1001	KRISTIANSAND	Vest-Agder	0,00	0,00	0,00	0,00	1589,67
1002	MANDAL	Vest-Agder	0,00	0,00	0,00	0,00	2162,48
1003	FARSUND	Vest-Agder	31,06	31,06	0,00	0,00	5926,62
1004	FLEKKEFJORD	Vest-Agder	1879,27	1879,27	0,00	0,00	7873,63
1014	VENNESLA	Vest-Agder	0,00	0,00	0,00	0,00	897,08
1017	SONGDALEN	Vest-Agder	0,00	0,00	0,00	0,00	509,06
1018	SØGNE	Vest-Agder	0,00	0,00	0,00	0,00	1025,83
1021	MARNARDAL	Vest-Agder	0,00	0,00	0,00	0,00	1197,44
1026	ÅSERAL	Vest-Agder	34530,86	34521,17	9,69	0,00	11603,57
1027	AUDNEDAL	Vest-Agder	0,00	0,00	0,00	0,00	880,93
1029	LINDESNES	Vest-Agder	0,00	0,00	0,00	0,00	3255,81
1032	LYNGDAL	Vest-Agder	52,81	52,81	0,00	0,00	4497,84
1034	HÆGEBOSTAD	Vest-Agder	7513,79	7483,81	29,98	0,00	6678,27
1037	KVINESDAL	Vest-Agder	22118,99	21996,73	122,25	0,00	14005,01
1046	SIRDAL	Vest-Agder	92891,21	83107,21	9784,00	0,00	18977,04
1101	EIGERSUND	Rogaland	8024,55	7912,90	111,65	0,00	19518,25
1102	SANDNES	Rogaland	73,59	73,59	0,00	0,00	11022,41
1103	STAVANGER	Rogaland	0,00	0,00	0,00	0,00	2300,29
1106	HAUGESUND	Rogaland	330,56	330,56	0,00	0,00	3416,43
1111	SOKNDAL	Rogaland	1968,59	1968,59	0,00	0,00	15501,33
1112	LUND	Rogaland	9170,35	9170,35	0,00	0,00	8878,99
1114	BJERKREIM	Rogaland	23699,87	23486,98	212,89	0,00	17830,34
1119	HÅ	Rogaland	676,65	676,65	0,00	0,00	14210,01
1120	KLEPP	Rogaland	0,00	0,00	0,00	0,00	2454,30
1121	TIME	Rogaland	1581,02	1581,02	0,00	0,00	9375,72
1122	GJESDAL	Rogaland	27413,34	22409,82	5003,52	0,00	15817,50
1124	SOLA	Rogaland	0,00	0,00	0,00	0,00	2782,99
1127	RANDABERG	Rogaland	0,00	0,00	0,00	0,00	631,48
1129	FORSAND	Rogaland	45352,70	33604,98	11724,01	23,71	11078,07
1130	STRAND	Rogaland	1187,24	1187,24	0,00	0,00	6051,24
1133	HJELMELAND	Rogaland	48043,96	31586,86	16457,10	0,00	14928,64
1134	SULDAL	Rogaland	85688,94	46541,04	35396,24	3751,65	11810,30
1135	SAUDA	Rogaland	33680,92	18312,90	12964,55	2403,47	4669,54
1141	FINNØY	Rogaland	12,29	12,29	0,00	0,00	3311,11
1142	RENNESØY	Rogaland	0,00	0,00	0,00	0,00	4104,78

1144	KVITSØY	Rogaland	0,00	0,00	0,00	0,00	507,24
1145	BOKN	Rogaland	85,38	85,38	0,00	0,00	3540,31
1146	TYSVÆR	Rogaland	4788,03	4788,03	0,00	0,00	12855,52
1149	KARMØY	Rogaland	1855,80	1855,80	0,00	0,00	11911,59
1151	UTSIRA	Rogaland	0,31	0,31	0,00	0,00	544,24
1160	VINDAFJORD	Rogaland	13702,15	12961,45	740,69	0,00	11276,90
1201	BERGEN	Hordaland	6676,54	6066,65	609,90	0,00	10692,59
1211	ETNE	Hordaland	35391,64	23317,41	11482,90	591,33	6364,20
1216	SVEIO	Hordaland	401,51	401,51	0,00	0,00	8530,47
1219	BØMLO	Hordaland	136,23	136,23	0,00	0,00	13825,07
1221	STORD	Hordaland	2239,50	2029,49	210,02	0,00	1822,25
1222	FITJAR	Hordaland	2505,12	2505,12	0,00	0,00	5808,66
1223	TYSNES	Hordaland	2287,15	2248,99	38,16	0,00	3191,98
1224	KVINNHERRAD	Hordaland	41432,71	24329,15	15893,70	1209,87	11333,85
1227	JONDAL	Hordaland	8545,50	5158,78	3214,05	172,68	2235,73
1228	ODDA	Hordaland	114374,79	36248,31	62150,18	15976,30	6434,61
1231	ULLENSVANG	Hordaland	106489,54	50022,82	52948,16	3518,55	4451,45
1232	EIDFJORD	Hordaland	111022,20	68478,83	41015,96	1527,41	5925,74
1233	ULVIK	Hordaland	49306,32	15169,39	31587,58	2549,35	3028,40
1234	GRANVIN	Hordaland	5964,87	4359,28	1324,25	281,34	2737,49
1235	VOSS	Hordaland	91297,45	58621,38	31812,81	863,25	15929,10
1238	KVAM	Hordaland	26608,16	18273,88	8223,87	110,41	5844,85
1241	FUSA	Hordaland	7606,31	6140,56	1212,16	253,59	3832,59
1242	SAMNANGER	Hordaland	10088,82	7953,49	2130,81	4,53	3152,79
1243	OS (HORDALAND)	Hordaland	921,14	861,35	59,79	0,00	1067,47
1244	AUSTEVOLL	Hordaland	0,00	0,00	0,00	0,00	7817,43
1245	SUND	Hordaland	466,06	466,06	0,00	0,00	7498,36
1246	FJELL	Hordaland	1796,35	1796,35	0,00	0,00	10464,95
1247	ASKØY	Hordaland	0,00	0,00	0,00	0,00	4295,13
1251	VAKSDAL	Hordaland	37151,10	30870,79	6277,41	2,90	6063,15
1252	MODALEN	Hordaland	25480,46	13909,95	11570,51	0,00	3158,09
1253	OSTERØY	Hordaland	3172,18	3139,72	32,47	0,00	3714,20
1256	MELAND	Hordaland	439,26	439,26	0,00	0,00	2971,40
1259	ØYGARDEN	Hordaland	0,00	0,00	0,00	0,00	5479,77
1260	RADØY	Hordaland	32,56	32,56	0,00	0,00	6150,06
1263	LINDÅS	Hordaland	6310,75	6155,99	154,76	0,00	11400,96
1264	AUSTRHEIM	Hordaland	0,00	0,00	0,00	0,00	3873,24
1265	FEDJE	Hordaland	0,00	0,00	0,00	0,00	819,28
1266	MASFJORDEN	Hordaland	20840,63	19767,63	1072,99	0,00	7955,57
1401	FLORA	Sogn og Fjordane	23364,23	18363,54	4394,40	606,29	10788,97
1411	GULEN	Sogn og Fjordane	14835,12	14830,37	4,75	0,00	23775,71
1412	SOLUND	Sogn og Fjordane	14903,52	14194,38	709,13	0,00	5423,25
1413	HYLLESTAD	Sogn og Fjordane	5001,61	4413,30	588,31	0,00	6101,13
1416	HØYANGER	Sogn og Fjordane	43186,92	32463,80	10336,97	386,16	12088,52
1417	VIK	Sogn og Fjordane	48885,61	27225,98	18501,30	3158,32	5868,41
1418	BALESTRAND	Sogn og Fjordane	23025,95	12002,50	9623,28	1400,18	3787,23
1419	LEIKANGER	Sogn og Fjordane	8575,81	4831,12	3053,56	691,12	1336,57
1420	SOGNDAL	Sogn og Fjordane	24038,24	12677,44	8387,75	2973,05	6864,39
1421	AURLAND	Sogn og Fjordane	106888,11	40907,40	57540,62	8440,09	8602,85

1422	LÆRDAL	Sogn og Fjordane	93234,45	37534,94	47662,68	8036,83	6135,12
1424	ÅRDAL	Sogn og Fjordane	65840,59	32830,29	28285,11	4725,19	4291,27
1426	LUSTER	Sogn og Fjordane	144432,94	58203,47	64654,15	21575,31	19727,59
1428	ASKVOLL	Sogn og Fjordane	11480,25	10024,03	1413,55	42,66	10304,87
1429	FJALER	Sogn og Fjordane	7508,83	7508,83	0,00	0,00	7000,65
1430	GAULAR	Sogn og Fjordane	21281,16	16291,78	4803,79	185,60	7223,83
1431	JØLSTER	Sogn og Fjordane	29960,51	16737,77	10598,42	2624,32	7528,99
1432	FØRDE	Sogn og Fjordane	23622,70	14074,67	7991,78	1556,25	6197,35
1433	NAUSTDAL	Sogn og Fjordane	15226,87	11856,35	2870,55	499,97	5762,90
1438	BREMANGER	Sogn og Fjordane	40325,24	28410,14	9959,96	1955,14	16700,84
1439	VÅGSØY	Sogn og Fjordane	6034,02	5944,51	89,51	0,00	6503,02
1441	SELJE	Sogn og Fjordane	11084,78	10995,95	88,83	0,00	7515,37
1443	EID	Sogn og Fjordane	11541,55	10392,46	1144,13	4,96	7849,64
1444	HORNINDAL	Sogn og Fjordane	7834,25	5237,81	2423,46	172,98	1291,15
1445	GLOPPEN	Sogn og Fjordane	45036,71	25455,26	15824,80	3756,65	10936,04
1449	STRYN	Sogn og Fjordane	55200,97	22849,43	19370,51	12981,03	10358,82
1502	MOLDE	Møre og Romsdal	3307,78	3077,64	230,15	0,00	2994,16
1504	ÅLESUND	Møre og Romsdal	180,98	180,98	0,00	0,00	1874,96
1505	KRISTIANSUND	Møre og Romsdal	293,26	293,26	0,00	0,00	1952,03
1511	VANYLVEN	Møre og Romsdal	14549,90	13424,00	1125,90	0,00	12465,48
1514	SANDE (M.R.)	Møre og Romsdal	3392,28	3305,33	86,94	0,00	3591,76
1515	HERØY (M.R.)	Møre og Romsdal	4660,18	4092,45	567,72	0,00	4881,98
1516	ULSTEIN	Møre og Romsdal	3058,85	3004,13	54,72	0,00	3898,45
1517	HAREID	Møre og Romsdal	2398,54	2386,13	12,41	0,00	1902,31
1519	VOLDA	Møre og Romsdal	22343,11	15681,62	6039,46	622,03	8360,41
1520	ØRSTA	Møre og Romsdal	36491,59	21504,13	12693,62	2293,85	10628,84
1523	ØRSKOG	Møre og Romsdal	2635,56	2112,39	479,68	43,49	3126,55
1524	NORDDAL	Møre og Romsdal	59603,17	23209,70	26326,09	10067,38	6455,51
1525	STRANDA	Møre og Romsdal	47304,20	22504,54	18419,98	6379,67	9629,92
1526	STORDAL	Møre og Romsdal	11541,55	6896,12	4056,00	589,43	2855,36
1528	SYKKYLVEN	Møre og Romsdal	10275,23	7075,10	2822,24	377,89	4460,34
1529	SKODJE	Møre og Romsdal	776,79	772,44	4,35	0,00	819,35
1531	SULA	Møre og Romsdal	1705,78	1525,58	180,21	0,00	766,84
1532	GISKE	Møre og Romsdal	223,84	223,84	0,00	0,00	2073,83
1534	HARAM	Møre og Romsdal	4188,06	3664,36	523,70	0,00	9929,50
1535	VESTNES	Møre og Romsdal	8840,05	7114,81	1660,63	64,61	5518,09
1539	RAUMA	Møre og Romsdal	79494,05	41653,89	29490,08	8350,09	14223,27
1543	NESSET	Møre og Romsdal	59147,40	26771,60	21430,11	10945,68	8447,21
1545	MIDSUND	Møre og Romsdal	1237,53	1237,53	0,00	0,00	4431,01
1546	SANDØY	Møre og Romsdal	0,00	0,00	0,00	0,00	1003,53
1547	AUKRA	Møre og Romsdal	38,18	38,18	0,00	0,00	2273,74
1548	FRÆNA	Møre og Romsdal	4116,41	3726,55	389,86	0,00	6924,61
1551	EIDE	Møre og Romsdal	2407,18	2213,59	193,59	0,00	2335,99
1554	AVERØY	Møre og Romsdal	1333,12	1295,46	37,66	0,00	5862,36
1557	GJEMNES	Møre og Romsdal	6445,68	6087,38	358,30	0,00	4416,51
1560	TINGVOLL	Møre og Romsdal	2994,28	2861,15	133,14	0,00	2125,90
1563	SUNNDAL	Møre og Romsdal	113205,58	42505,63	48535,86	22164,09	10307,45
1566	SURNADAL	Møre og Romsdal	52708,98	41019,14	10645,06	1044,78	19664,11
1567	RINDAL	Møre og Romsdal	22364,64	18470,46	3665,37	228,80	6265,64

1571	HALSA	Møre og Romsdal	5483,83	5386,81	97,01	0,00	3644,28
1573	SMØLA	Møre og Romsdal	0,00	0,00	0,00	0,00	15222,55
1576	AURE	Møre og Romsdal	11757,83	11196,89	560,94	0,00	10695,81
1601	TRONDHEIM	Sør-Trøndelag	213,27	213,27	0,00	0,00	2990,04
1612	HEMNE	Sør-Trøndelag	15581,04	15108,45	472,59	0,00	8941,59
1613	SNILLFJORD	Sør-Trøndelag	11262,71	11215,79	46,92	0,00	8802,31
1617	HITRA	Sør-Trøndelag	2306,37	2306,37	0,00	0,00	30416,87
1620	FRØYA	Sør-Trøndelag	0,00	0,00	0,00	0,00	20396,74
1621	ØRLAND	Sør-Trøndelag	0,00	0,00	0,00	0,00	2143,52
1622	AGDENES	Sør-Trøndelag	4037,95	4037,82	0,13	0,00	5485,88
1624	RISSA	Sør-Trøndelag	8436,27	8436,27	0,00	0,00	8246,04
1627	BJUGN	Sør-Trøndelag	2013,11	2013,11	0,00	0,00	9001,87
1630	ÅFJORD	Sør-Trøndelag	30592,15	30587,64	4,51	0,00	15786,85
1632	ROAN	Sør-Trøndelag	12377,85	12377,85	0,00	0,00	8563,94
1633	OLEN	Sør-Trøndelag	11300,00	11300,00	0,00	0,00	9618,86
1634	OPPDAL	Sør-Trøndelag	152502,19	79188,73	62684,23	10629,23	10982,08
1635	RENNEBU	Sør-Trøndelag	23957,28	21980,73	1967,70	8,84	7327,15
1636	MELDAL	Sør-Trøndelag	6191,58	5716,38	475,21	0,00	3997,34
1638	ORKDAL	Sør-Trøndelag	6149,70	5887,30	262,40	0,00	4031,95
1640	RØROS	Sør-Trøndelag	57012,88	53153,20	3713,30	146,38	14457,02
1644	HOLTÅLEN	Sør-Trøndelag	58836,83	54862,58	3974,25	0,00	8643,39
1648	MIDTRE GAULDAL	Sør-Trøndelag	52486,01	51106,18	1379,82	0,00	12269,08
1653	MELHUS	Sør-Trøndelag	3558,66	3550,02	8,64	0,00	2902,03
1657	SKAUN	Sør-Trøndelag	0,00	0,00	0,00	0,00	1533,78
1662	KLÆBU	Sør-Trøndelag	856,90	856,90	0,00	0,00	958,78
1663	MALVIK	Sør-Trøndelag	0,00	0,00	0,00	0,00	611,19
1664	SELBU	Sør-Trøndelag	23422,34	21228,36	2050,55	143,43	10478,75
1665	TYDAL	Sør-Trøndelag	60505,08	47050,91	11952,66	1501,51	8565,35
1702	STEINKJER	Nord-Trøndelag	9292,18	9226,47	65,71	0,00	8769,08
1703	NAMSOS	Nord-Trøndelag	7740,37	7710,99	29,38	0,00	14256,91
1711	MERÅKER	Nord-Trøndelag	49867,35	44481,23	5329,55	56,57	7491,07
1714	STJØRDAL	Nord-Trøndelag	6344,74	5847,75	497,00	0,00	5433,48
1717	FROSTA	Nord-Trøndelag	2,72	2,72	0,00	0,00	346,38
1718	LEKSVIK	Nord-Trøndelag	3047,55	3047,55	0,00	0,00	3841,33
1719	LEVANGER	Nord-Trøndelag	1494,62	1494,62	0,00	0,00	3046,26
1721	VERDAL	Nord-Trøndelag	42280,72	41164,93	1115,79	0,00	12366,68
1723	MOSVIK	Nord-Trøndelag	126,68	126,68	0,00	0,00	518,20
1724	VERRAN	Nord-Trøndelag	15694,53	15694,53	0,00	0,00	5479,17
1725	NAMDALSEID	Nord-Trøndelag	14211,84	14191,94	19,90	0,00	6808,53
1729	INDERØY	Nord-Trøndelag	0,00	0,00	0,00	0,00	1017,04
1736	SNÅSA	Nord-Trøndelag	84605,37	78980,61	5616,24	8,52	16700,68
1738	LIERNE	Nord-Trøndelag	91701,75	82050,92	9402,27	248,56	18500,91
1739	RØYRVIK	Nord-Trøndelag	69919,43	57699,08	11956,19	264,16	8853,09
1740	NAMSSKOGAN	Nord-Trøndelag	63507,12	52131,86	11326,29	48,97	13003,98
1742	GRONG	Nord-Trøndelag	29448,22	25855,75	3479,39	113,09	8282,03
1743	HØYLANDET	Nord-Trøndelag	28732,26	21072,32	7659,93	0,00	4822,39
1744	OVERHALLA	Nord-Trøndelag	16012,39	15941,75	70,65	0,00	6451,72
1748	FOSNES	Nord-Trøndelag	14122,92	13261,14	861,78	0,00	11378,04
1749	FLATANGER	Nord-Trøndelag	8893,71	8893,71	0,00	0,00	14262,61

1750	VIKNA	Nord-Trøndelag	0,00	0,00	0,00	0,00	23306,33
1751	NÆRØY	Nord-Trøndelag	14877,12	14108,17	768,96	0,00	24086,75
1755	LEKA	Nord-Trøndelag	995,24	995,24	0,00	0,00	6608,92
1804	BODØ	Nordland	37194,12	30386,28	6362,59	445,25	29154,16
1805	NARVIK	Nordland	124954,24	58141,04	46436,54	20376,66	13891,41
1811	BINDAL	Nordland	60941,47	43073,24	17673,37	194,86	16954,53
1812	SØMNA	Nordland	2245,98	2245,98	0,00	0,00	4914,93
1813	BRØNNØY	Nordland	44693,03	28394,62	15800,03	498,39	17900,49
1815	VEGA	Nordland	1855,87	1452,98	402,89	0,00	10863,80
1816	VEVELSTAD	Nordland	29626,68	20998,26	8515,80	112,63	11329,84
1818	HERØY (N.)	Nordland	0,00	0,00	0,00	0,00	5488,48
1820	ALSTAHAUG	Nordland	3761,19	1978,67	1683,71	98,81	6678,65
1822	LEIRFJORD	Nordland	21004,45	14778,62	6223,26	2,57	6578,71
1824	VEFSN	Nordland	79395,20	60645,59	17206,94	1542,67	24202,21
1825	GRANE	Nordland	92390,54	57367,65	30540,89	4482,00	14954,65
1826	HATTFJELLDAL	Nordland	131138,28	95107,87	32835,97	3194,44	10318,95
1827	DØNNA	Nordland	1720,93	1535,53	185,40	0,00	11022,14
1828	NESNA	Nordland	5652,17	4313,72	1338,45	0,00	4023,34
1832	HEMNES	Nordland	63856,10	44181,51	16246,43	3428,16	11665,98
1833	RANA	Nordland	247406,20	146166,29	82375,84	18864,07	30129,70
1834	LURØY	Nordland	5757,33	3708,19	1770,10	279,04	10455,88
1835	TRÆNA	Nordland	3,31	3,31	0,00	0,00	1597,74
1836	RØDØY	Nordland	30835,29	16512,89	11904,03	2418,36	16819,71
1837	MELØY	Nordland	30057,91	17516,83	10066,28	2474,80	10205,71
1838	GILDESKÅL	Nordland	27169,05	22287,88	4691,53	189,65	15579,41
1839	BEIARN	Nordland	68250,56	41520,89	23369,20	3360,47	7486,38
1840	SALTDAL	Nordland	136200,78	73475,33	49990,32	12735,13	10707,66
1841	FAUSKE	Nordland	57225,56	27856,59	24466,38	4902,59	7670,88
1845	SØRFOLD	Nordland	73711,79	40006,37	28222,81	5482,60	24599,99
1848	STEIGEN	Nordland	29081,94	20575,78	7863,08	643,08	22090,70
1849	HAMARØY	Nordland	33835,93	18813,53	12697,61	2324,78	13529,77
1850	TYSFJORD	Nordland	77264,65	45276,81	27661,65	4326,18	20890,53
1851	LØDINGEN	Nordland	22378,07	16774,78	5365,66	237,63	9551,59
1852	TJELDSUND	Nordland	12422,90	9551,41	2730,64	140,85	6408,88
1853	EVENES	Nordland	4670,47	3484,13	1148,42	37,91	1588,05
1854	BALLANGEN	Nordland	35544,30	22719,57	10560,79	2263,94	11585,64
1856	RØST	Nordland	130,31	130,31	0,00	0,00	792,26
1857	VÆRØY	Nordland	914,20	896,01	18,19	0,00	825,91
1859	FLAKSTAD	Nordland	10650,39	8277,18	2242,61	130,61	4900,44
1860	VESTVÅGØY	Nordland	11969,05	10717,99	1215,25	35,81	16072,51
1865	VÅGAN	Nordland	15949,93	13032,20	2725,56	192,17	11449,10
1866	HADSEL	Nordland	19890,31	14443,91	5076,50	369,90	8444,88
1867	BØ (N.)	Nordland	4490,01	4344,38	145,63	0,00	7918,18
1868	ØKSNES	Nordland	7900,04	7554,48	345,55	0,00	8813,14
1870	SORTLAND	Nordland	19759,14	16738,46	2962,62	58,06	8948,48
1871	ANDØY	Nordland	12530,19	11931,47	598,72	0,00	9510,91
1874	MOSKENES	Nordland	8808,80	5477,85	3073,06	257,89	1949,29
1901	HARSTAD	Troms	7733,53	6418,87	1280,83	33,83	4260,55
1902	TROMSØ	Troms	135272,11	82830,75	40509,56	11931,80	28077,54



1911	KVÆFJORD	Troms	19898,82	15483,24	4356,59	58,99	5190,74
1913	SKÅNLAND	Troms	14720,53	9826,96	4485,06	408,51	4612,16
1915	BJARKØY	Troms	1781,73	1287,84	471,92	21,97	3033,63
1917	IBESTAD	Troms	6697,56	4656,68	1826,50	214,38	2557,34
1919	GRATANGEN	Troms	13613,24	9447,55	3778,16	387,53	2139,96
1920	LAVANGEN	Troms	15205,87	9383,76	4903,78	918,33	1645,50
1922	BARDU	Troms	163536,78	77401,47	66123,05	20012,26	11597,10
1923	SALANGEN	Troms	15992,23	12154,60	3561,97	275,66	2397,79
1924	MÅLSELV	Troms	189538,90	106530,13	62311,14	20697,64	13863,34
1925	SØRREISA	Troms	9683,42	6520,26	2983,91	179,25	2333,08
1926	DYRØY	Troms	7211,93	5796,66	1290,07	125,21	1384,73
1927	TRANØY	Troms	14415,77	12471,83	1943,94	0,00	5285,14
1928	TORSKEN	Troms	9979,12	8480,49	1491,07	7,56	4514,56
1929	BERG	Troms	13525,89	11000,07	2519,20	6,62	4821,20
1931	LENVIK	Troms	19919,99	16422,52	3425,59	71,87	7485,41
1933	BALSFJORD	Troms	60031,31	34234,43	18741,58	7055,30	8561,20
1936	KARLSØY	Troms	55475,59	46109,29	8936,03	430,27	20158,63
1938	LYNGEN	Troms	44881,31	19572,76	15468,71	9839,83	6298,73
1939	STORFJORD	Troms	108503,60	45748,87	48527,15	14227,58	7732,48
1940	GÁIVUOTNA, KÅFJORD	Troms	76064,50	20514,86	42752,34	12797,30	3669,78
1941	SKJERVØY	Troms	29838,70	15916,65	12020,15	1901,89	7070,67
1942	NORDREISA	Troms	239630,87	152909,53	74276,30	12445,05	16670,77
1943	KVÆNANGEN	Troms	145417,19	91732,43	50933,69	2751,07	17478,36
2002	VARDØ	Finnmark	52533,34	51669,37	863,97	0,00	846,15
2003	VADSØ	Finnmark	99300,48	83424,18	15876,30	0,00	5778,74
2004	HAMMERFEST	Finnmark	65415,58	50612,09	13243,14	1560,35	11050,17
2011	GUOVDAGEAIDNU, KAUTOKEINO	Finnmark	323552,71	317315,94	6236,76	0,00	60744,45
2012	ALTA	Finnmark	241095,76	196379,86	42092,61	2623,29	32057,86
2014	LOPPA	Finnmark	43074,00	25658,07	15134,77	2281,17	14624,50
2015	HASVIK	Finnmark	46436,95	37567,70	8808,22	61,04	5458,89
2017	KVALSUND	Finnmark	138205,75	116405,02	21697,01	103,72	14852,13
2018	MÅSØY	Finnmark	98717,07	89700,80	9016,27	0,00	6173,22
2019	NORDKAPP	Finnmark	82757,92	76735,67	6022,25	0,00	2935,19
2020	PORSANGER, PORSÁNGU PORSANKI	Finnmark	292000,72	240720,73	48501,70	2778,30	48625,50
2021	KARASJØHKA KARASJØK	Finnmark	110842,21	109890,19	924,53	27,49	23683,81
2022	LEBESBY	Finnmark	258413,19	212447,76	45537,94	427,49	26670,29
2023	GAMVIK	Finnmark	126076,40	104250,11	21826,28	0,00	4707,61
2024	BERLEVÅG	Finnmark	102309,00	82741,22	19567,78	0,00	3242,25
2025	DEATNU, TANA	Finnmark	222361,41	191961,14	29651,45	748,82	18400,40
2027	UNJARGGA, NESSEBY	Finnmark	60052,64	60047,65	4,98	0,00	18124,60
2028	BÅTSFJORD	Finnmark	139695,29	85577,63	54117,66	0,00	876,01
2030	SØR-VARANGER	Finnmark	137551,88	137159,53	392,36	0,00	31377,30

# 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.

